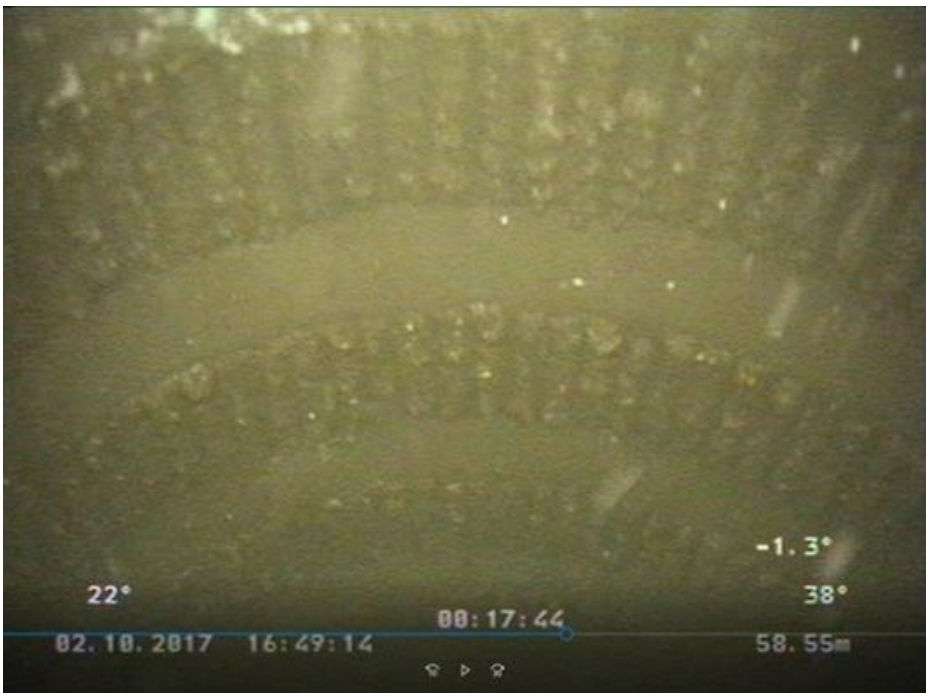
Putverstopping door sulfaatreductie

Een onderzoek in opdracht van Bodemenergie Nederland

KENNISBRON VOOR DUURZAAM DOEN



IF Technology **Creating energy**

Datum	27 december 2021
Referentie	69232/LL/20211227
Betreft	Onderzoek putverstopping door sulfaatreductie
Behandeld door	Benno Drijver en Yoeri van de Ridder (IF Technology)
Gecontroleerd door	Wil van den Heuvel (Installect)
Versienummer	Definitief

OPDRACHTGEVER

Bodemenergie Nederland
Gooimeer 4-15
1411 AC Naarden
contactpersoon: Martin Bloemendal
T 035 - 542 7524
info@bodemenergie.nl

UITVOERENDE PARTIJEN

IF Technology
Velperweg 37
6824 BE Arnhem
T 026 - 3535 555
contactpersonen:

- Linde van Laerhoven E l.vanlaerhoven@iftechnology.nl
- Jimmy Joseph E j.joseph@iftechnology.nl
- Benno Drijver E b.drijver@iftechnology.nl

Installect Advies
Dorpsstraat 28
7234SP Wichmond
T 0575 - 441 187
contactpersoon:

- Wil van den Heuvel E vandenheuvel@installect.nl

Samenvatting

Aanleiding
In de afgelopen jaren zijn bij meerdere open bodemenergiesystemen aanwijzingen gevonden voor putverstoppingen, waarbij sprake is van een zwarte/grijze neerslag en microbiologisch materiaal in de putten en op de verschillende componenten van het systeem die in contact staan met het grondwater (bronfilters, stijgbuizen, bronpompen, transportleidingen en warmtewisselaars). Analyses die zijn uitgevoerd op het materiaal dat is vrijgekomen bij spuien/reinigen wijzen uit dat het verstoppende materiaal voor een belangrijk deel uit ijzer, zwavel en organisch materiaal bestaat. Deze resultaten wijzen op het microbiologische proces van sulfaatreductie, waarbij microbiologische groei optreedt en sulfaat (SO_4^{2-}) wordt omgezet in waterstofsulfide (H_2S), wat vervolgens neerslaat in de vorm van ijzersulfide (FeS: een zwarte neerslag). Het microbiologische materiaal en de ijzersulfiden hechten zich aan het bodemmateriaal in de omgeving van de putten en de componenten van het systeem, wat een verstoppende werking heeft die nog wordt versterkt doordat er meer deeltjes uit toestromend grondwater worden afgevangen. Zodoende is sprake van een combinatie van processen die bijdragen aan de verstopping, namelijk 1) de vorming/groei van biomassa, 2) de vorming van ijzersulfiden en 3) een verhoogde mate van verstopping door deeltjes.

Sulfaatreducerende omstandigheden komen voor bij een groot deel van de WKO-systemen in Nederland en er zijn aanwijzingen dat dit type putverstopping op meerdere plekken in Nederland voor kan komen. Voor de bodemenergie-sector is het van groot belang om het aantal projecten met putverstoppingsproblemen zo veel mogelijk te beperken. Daarom is een onderzoek gestart om de oorzaak van deze problematiek te achterhalen en de bevindingen vervolgens te vertalen naar advies 1) voor het vooronderzoek en het ontwerp van nieuwe systemen en 2) hoe om te gaan met de problematiek bij bestaande systemen. Omdat in Amsterdam sprake was van een relatief groot aantal vermoedelijke gevallen, is besloten om in eerste instantie de situatie in Amsterdam te onderzoeken. Vervolgens is bij enkele gevallen buiten Amsterdam getoetst of de verkregen verklaring ook daar van toepassing is.

Oorzaak
Uit het onderzoek komt naar voren dat:

1. De putverstoppingen worden veroorzaakt door menging van twee verschillende watertypen met een verschillende redoxtoestand. Menging vindt plaats doordat bronfilters op of nabij de overgang tussen beide watertypes zijn geplaatst (doubletten) of doordat het ondiepe en het diepe bronfilter in verschillende watertypen zijn geplaatst (monobronnen).
2. Het ondiepe grondwater is afkomstig van regenwater dat is geïnfiltreerd via veenpakketten. In Amsterdam gaat het om zoet tot brak grondwater met lage waarden voor de sulfaatconcentratie en de sulfaat/chloride verhouding, wat duidt op sterk gereduceerde condities (methanogene omstandigheden).
3. Het diepere grondwater in Amsterdam is afkomstig van zeewater. Dit grondwater is zout en heeft duidelijk hogere waarden voor de sulfaatconcentratie en de sulfaat/chloride verhouding, zodat sprake is van sulfaatreducerende omstandigheden. De overgang tussen beide watertypen bevindt zich in Amsterdam globaal tussen 60 à 70 en 100 à 120 m-mv.
4. In het ondiepere grondwater zijn waarschijnlijk verhoogde concentraties aanwezig van organisch koolstof die bruikbaar zijn voor sulfaatreducerende bacteriën. Door het

ontbreken van sulfaat (in voldoende hoge concentraties) wordt dit organisch koolstof niet of nauwelijks verbruikt. Als beide watertypen vervolgens worden gemengd, dan worden het sulfaat en het organisch koolstof bij elkaar gebracht en ontstaan gunstige omstandigheden voor biologische afbraak van sulfaat. Het proces van sulfaatreductie (dat van nature zeer traag verloopt) wordt zodoende versneld.

5. Bij deze gunstige omstandigheden voor biologische afbraak van sulfaat gaan sulfaatreducerende bacteriën (en mogelijk ook andere bacteriën die betrokken zijn bij de afbraak van organisch koolstof, zie Van Beek, 1982 en Hansen, 1998) zich vermenigvuldigen. Een grotere microbiologische populatie kan op grotere schaal sulfaatreductie faciliteren, waardoor de vorming van ijzersulfiden wordt versneld. De combinatie van de gevormde biomassa en ijzersulfiden heeft een verstoppende werking en leidt op termijn tot putverstoppingsverschijnselen. Een bijkomend effect is dat het proces van putverstopping door deeltjes wordt versterkt.
6. Doordat sprake is van trage processen en er bij aanvang slechts zeer lage concentraties bacteriën aanwezig zijn, kunnen er vele jaren overheen gaan voordat de toename van het aantal bacteriën tot uiting komt in duidelijke verstoppingsverschijnselen (in de onderzochte gevallen 5-15 jaar). Hierbij is ook de mate van menging van beide watertypen van belang en wanneer deze menging plaatsvindt (bijvoorbeeld direct vanaf de inbedrijfname of pas na het aantrekken van de grondwaterkwaliteitsovergang).
7. In een aantal gevallen verloopt het verstoppingsproces in de warme bron sneller dan in de koude bron. Dit is te verklaren doordat de (bio)chemische processen bij wat hogere temperaturen sneller verlopen. Ook bij beperkte temperatuurverschillen kan dit op langere termijn tot relatief grote verschillen in het aantal bacteriën leiden.
8. Omdat het proces afhankelijk is van het bij elkaar brengen van organische stof en sulfaat, kan het proces worden bevorderd als er relatief veel menging van beide watertypen optreedt. Een significante verschuiving in de waterbalans kan zorgen voor het aantrekken van ‘vers’ grondwater, dat nog relatief hoge concentraties afbreekbaar organisch koolstof dan wel sulfaat bevat (de voedingsstoffen voor het proces van sulfaatreductie). Een verschuiving in de waterbalans kan daardoor leiden tot een versnelling van het sulfaatreductie proces.
9. Bij projecten die zijn gemaakt in het diepe zoute, sulfaatrijke grondwater en waarbij geen menging plaatsvindt met het afwijkende ondiepere grondwater (bijvoorbeeld door de aanwezigheid van een kleilaag boven de bronfilters die het aantrekken van het ondiepe grondwater verhindert), zijn de omstandigheden in het verpompte grondwater ongunstig voor de bacteriën en is niet of nauwelijks sprake van putverstopping.

Bovenstaande verklaring gaat ook op bij de onderzochte gevallen in Leiden en Alkmaar. De situatie in Utrecht is afwijkend: hier is geen sprake van een natuurlijke oorsprong (geen zout sulfaatrijk grondwater aanwezig en ook geen water afkomstig uit veenpakketten), maar een samenhang met menselijke ingrepen/invloeden.

Op basis van de oorzaak die in Amsterdam is gevonden, kan ook worden nagegaan in hoeverre er in andere gebieden vergelijkbare risico’s van toepassing zijn. Hierbij is van belang dat:

- In de recente geologische geschiedenis in het westen en noorden van Nederland op grote schaal sprake is (geweest) van dikke veenpakketten die ruim boven zeeniveau uit staken. De aanwezigheid van sterk gereduceerd zoet grondwater in het bovenste deel van de ondergrond is daardoor aannemelijk en wordt ook bevestigd door de aanwezigheid van methaanrijk grondwater in deze gebieden.

- In het noorden en westen van Nederland zout grondwater, afkomstig van zeewater, aanwezig is op wat grotere dieptes (ook in de gebruikte watervoerende pakketten). Dit zoute water bevat van oorsprong hoge concentraties sulfaat.

Hiermee lijken de risico's op vergelijkbare problematiek het grootst in het westen en noorden van het land. De ervaringen in Alkmaar en Leiden lijken dit beeld gedeeltelijk te bevestigen.

Maatregelen ontwerp nieuwe systemen
Bij het ontwerp van nieuwe systemen is het belangrijk om vooraf onderzoek te doen naar de diepte van de grondwaterkwaliteitsovergang. Het ontwerp dient zodanig te worden ingestoken dat menging van beide grondwatertypen wordt vermeden. De ervaringen wijzen uit dat de systemen met bronfilters in het diepe zoute sulfaatrijke grondwater niet of nauwelijks last hebben van dit type putverstoppingsverschijnselen. Bij voorkeur worden de bronfilters daarom ruim onder de grondwaterkwaliteitsovergang geplaatst. In Amsterdam lijkt een filterstelling vanaf 120 m-mv over het algemeen veilig. Ondieper plaatsen is ook mogelijk, als de grondwaterkwaliteitsovergang lokaal ondieper ligt en/of als er scheidende lagen aanwezig zijn die het aantrekken van de grondwaterkwaliteitsovergang verhinderen. Hierbij is het van belang om rekening te houden met de mogelijkheid van het aantrekken van de grondwaterkwaliteitsovergang als gevolg van een wateronbalans. Extra monitoring van de grondwaterkwaliteit kan helpen om de startsituatie goed in beeld te krijgen en eventuele risico's vroegtijdig te signaleren zodat daarop geanticipeerd kan worden. Voor meer details wordt verwezen naar hoofdstuk 4.

Maatregelen bestaande systemen
Ervaringen bij dit type putverstopping wijzen uit dat mechanische en chemische reinigingsacties slechts een tijdelijk effect hebben, zolang de oorzaak van het verstoppingsproces (het mengen van verschillende watertypen) in stand blijft. In een aantal gevallen is sprake van een steeds snellere verstopping, waardoor de tijd tussen opeenvolgende regeneraties afnam. Het is daarom belangrijk om niet alleen de verstopping zelf (de gevolgen) aan te pakken, maar ook de oorzaak zo veel mogelijk weg te nemen of te beperken. Net als bij nieuwe systemen is het daarom van belang om na te gaan waar de grondwaterkwaliteitsovergang zich (van oorsprong) bevindt, hoe de filterstellingen van de bronnen zich daartoe verhouden en in hoeverre de menging kan worden voorkomen. Hierbij is het van belang om de water(on)balans in de voorgaande jaren in kaart te brengen. Sturen op een bepaalde water(on)balans kan helpen om nieuwe menging te voorkomen of te minimaliseren. Hierbij moet worden opgemerkt, dat het sturen op een waterbalans in een ver gevorderd stadium van het verstoppingsproces niet altijd voldoende effect heeft. Daarnaast kan het sturen op de water(on)balans strijdig zijn met de wensen vanuit de bedrijfsvoering.

Bij monobronnen kan ervoor worden gekozen om wat meer grondwater van het diepe bronfilter naar het ondiepe bronfilter te verpompen dan omgekeerd. Zodoende wordt het ondiepe grondwater weggeduwd en verpompt het systeem vooral diep zout grondwater. Nadeel is wel dat deze aanpak het systeem kwetsbaar maakt voor de bedrijfsvoering. Verder kan bij een grote onbalans op termijn alsnog ondiep grondwater worden aangetrokken in het diepe bronfilter.

Uiteindelijk is er bij meerdere projecten voor gekozen om nieuwe bronnen op grotere diepte te realiseren, zodat het mengen van beide grondwatertypen wordt vermeden. In hoofdstuk 4 zijn enkele aandachtspunten beschreven die hierbij van belang zijn.

INHOUDSOPGAVE

1 Inleiding 7
2 Theoretische achtergrond 8
2.1 Hypothese 8
2.2 Redoxprocessen 8
2.3 De invloed van open bodemenergiesystemen 13
2.3.1 IJzer(hydr)oxiden 14
2.3.2 Slijmvorming 14
2.3.3 Neerslag van ijzersulfiden 15
2.3.4 Sulfaatreductie 15
2.4 De rol van de microbiologie 17
3 Praktijk 19
3.1 Aanleiding 19
3.2 Omgeving Amsterdam Zuid 20
3.2.1 Project X 20
3.2.2 Project Z 23
3.2.3 Project V 25
3.2.4 Project W 27
3.3 Omgeving Sloterdijk 28
3.3.1 Project A 28
3.3.2 Project B 31
3.3.3 Project C 32
3.4 Overige projecten Amsterdam 33
3.5 Overige projecten buiten Amsterdam 35
3.5.1 Project Leiden 35
3.5.2 Project Utrecht 37
3.5.3 Project Alkmaar 37
4 Maatregelen 39
4.1 Ontwerp van nieuwe systemen 39
4.1.1 Amsterdam 39
4.1.2 Buiten Amsterdam 41
4.2 Bestaande systemen 41
4.2.1 Beheersmaatregelen 41
4.2.2 Realiseren nieuwe bronnen 42

1 Inleiding

Recentelijk zijn bij evaluaties van gegevens van meerdere in bedrijf zijnde open bodemenergiesystemen aanwijzingen gevonden voor putverstopping als gevolg van sulfaatreductie. Hierbij is sprake van een zwarte neerslag (ijzersulfide) en microbiologisch materiaal in de putten en op de componenten (zoals leidingen en pompen). Sulfaatreducerende omstandigheden komen voor bij een groot deel van de WKO-systemen in Nederland en er zijn aanwijzingen dat dit type putverstopping op meerdere plekken in Nederland voor kan komen. Voor de bodemenergie-sector is het essentieel dat het aantal projecten met putverstoppingsproblemen zo veel mogelijk wordt beperkt. Om te voorkomen dat bij nieuwe systemen vergelijkbare problemen gaan optreden is het dan ook van groot belang om de oorzaak van deze problematiek te achterhalen. De bevindingen kunnen dan worden vertaald naar advies voor het vooronderzoek en het ontwerp van nieuwe systemen. Daarmee wordt het risico op dit type verstopping al tijdens het vooronderzoek geadresseerd en kan het ontwerp hierop worden aangepast, wat bijdraagt aan de betrouwbaarheid en toekomstbestendigheid van nieuwe bodemenergiesystemen.

Naar aanleiding van de bovenstaande constateringen hebben IF Technology en Installect een projectidee ingediend bij Bodemenergie Nederland en opdracht gekregen om het voorliggende onderzoek uit te voeren. In dit rapport zijn de resultaten van het onderzoek beschreven. Hoofddoel is om het fenomeen sulfaatreductie en de hierdoor ontstane putverstopping beter te begrijpen en te onderzoeken waar, en hoe frequent, het probleem zich voordoet. Bijbehorende vraag is bijvoorbeeld ook waarom deze problematiek niet eerder aan het licht is gekomen. Met deze kennis zal de bodemenergiebranche worden geïnformeerd en zal een vertaling worden gemaakt naar de praktijk: Wat kan er bij het ontwerp worden gedaan om de kans op deze problematiek te minimaliseren? En wat kun je doen als je met deze problematiek te maken hebt: zijn er dan nog beheersmaatregelen?

2 Theoretische achtergrond

2.1 HYPOTHESE

In verband met de leesbaarheid is ervoor gekozen om dit hoofdstuk te starten met de conclusie en de herkomst van deze conclusie en vervolgens nader toe te lichten in de navolgende paragrafen. De conclusie is in dit geval de hypothese over de oorzaak van de putverstoppingen:

Bij open bodemenergiesystemen kan sprake zijn van menging van grondwater met verschillende samenstellingen. Bij menging van grondwater met een verschillende redoxtoestand worden oxiderende en reducerende stoffen bij elkaar gebracht, waardoor omstandigheden ontstaan waarin redoxprocessen in gang kunnen worden gezet. Micro-organismen katalyseren het redoxproces, waardoor naast de reactieproducten van het redoxproces zelf (in dit geval ijzersulfides) ook biomassa gevormd kan worden. Doordat bacteriën zich goed hechten aan de vaste deeltjes van het sediment, zijn ze ook goed in staat om deeltjes uit het langsstromende water aan zich te hechten en worden ook meer deeltjes afgevangen. Daardoor is sprake van een combinatie van verschillende verstoppingsprocessen.

Deze menging kan leiden tot sulfaatreductie (en de daaraan gekoppelde neerslag van ijzersulfiden en vorming van biomassa) wanneer sulfaatrijk grondwater wordt gemengd met grondwater waarin een verhoogde concentratie aan organisch koolstof aanwezig is. Het is hierbij aannemelijk dat er in sterk gereduceerd grondwater (methanogeen grondwater) sprake is van verhoogde concentraties organisch koolstof die afbreekbaar is voor sulfaatreducerende bacteriën (maar niet bruikbaar is voor methanogene bacteriën). Dat betekent dat menging van sulfaatrijk grondwater met methanogeen grondwater, sulfaatreducerende processen kan bevorderen. Van belang is verder dat er in de literatuur aanwijzingen zijn gevonden dat methaan kan worden geoxideerd door sulfaat. Hoewel dit een traag proces is, kan dit bij het langdurig heen en weer pompen en mengen van grondwater door een open bodemenergiesysteem op de langere termijn wellicht toch een grote impact hebben.

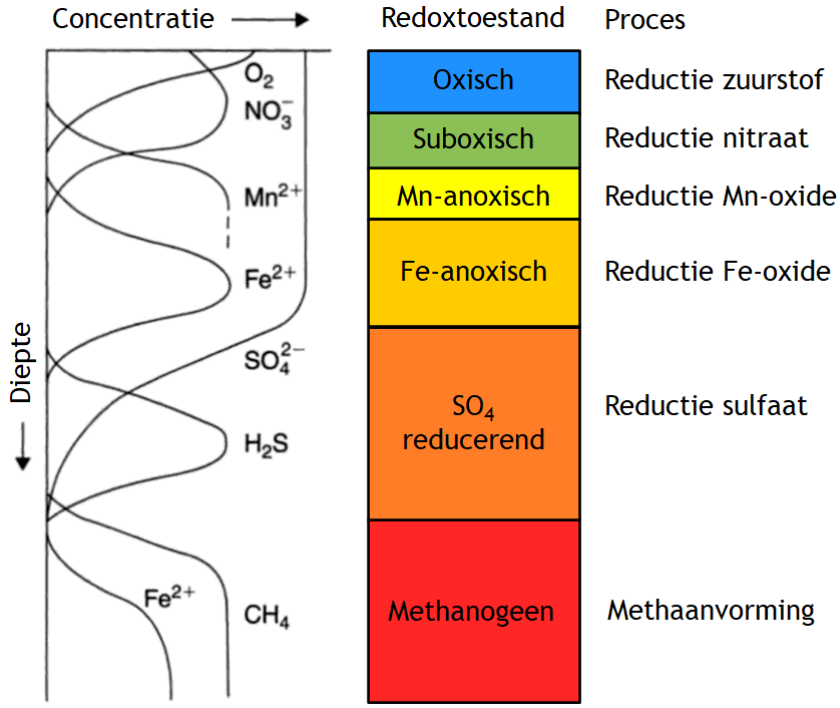
2.2 REDOXPROCESSEN

De reductie van sulfaat is een redoxproces. Bij redoxprocessen is sprake van een reactie tussen een stof die elektronen afstaat (REDuctor) en een stof die elektronen opneemt (OXidator). Wanneer een oxiderende stof elektronen opneemt, wordt de oxiderende stof daarbij gereduceerd. In het geval van de reductie van sulfaat door organisch koolstof, treedt het sulfaat (SO_4^{2-}) op als oxidator en wordt het sulfaat dus gereduceerd. De organische stof treedt hierbij op als reductor en wordt door het sulfaat geoxideerd. Bij sulfaatreductie neemt het sulfaat elektronen op en wordt het omgezet in zwavelwaterstof (H_2S). Om het fenomeen van putverstopping door sulfaatreductie beter te kunnen begrijpen is het van belang om wat meer achtergrond informatie te geven over de redoxprocessen die optreden in de ondergrond.

Redoxprocessen hebben een grote invloed op de grondwaterkwaliteit. Water dat vanaf het maaiveld of vanuit het oppervlaktewater in de bodem infiltreert bevat een relatief hoge concentratie aan oxidatoren. Gedurende het verblijf in de ondergrond komt het water in aanraking met reducerende stoffen en worden de oxidatoren geleidelijk verbruikt. Doordat de sterkste oxidatoren daarbij als eerste worden verbruikt, ontwikkelt de grondwaterkwaliteit zich gedurende

dit proces volgens een karakteristieke volgorde, zie Figuur 2.1. Uit de figuur blijkt dat allereerst het zuurstof, de sterkste oxidator, wordt verbruikt. Daarna worden achtereenvolgens nitraat, mangaanoxides en ijzer(hydr)oxides en tenslotte sulfaat gereduceerd. Als al deze oxidatoren zijn verbruikt en het grondwater (nagenoeg) geen sulfaat meer bevat, dan is sprake van methanogene condities: het grondwater bevindt zich in een sterk gereduceerde redox-toestand waarin methaanvorming kan optreden.

Figuur 2.1 | Schematische weergave van de ontwikkeling van de watersamenstelling naarmate het grondwater steeds verder gereduceerd raakt (bron grafiek links: Appelo en Postma, 1993; indeling redoxtoestanden gebaseerd op Griffioen et al., 1997).

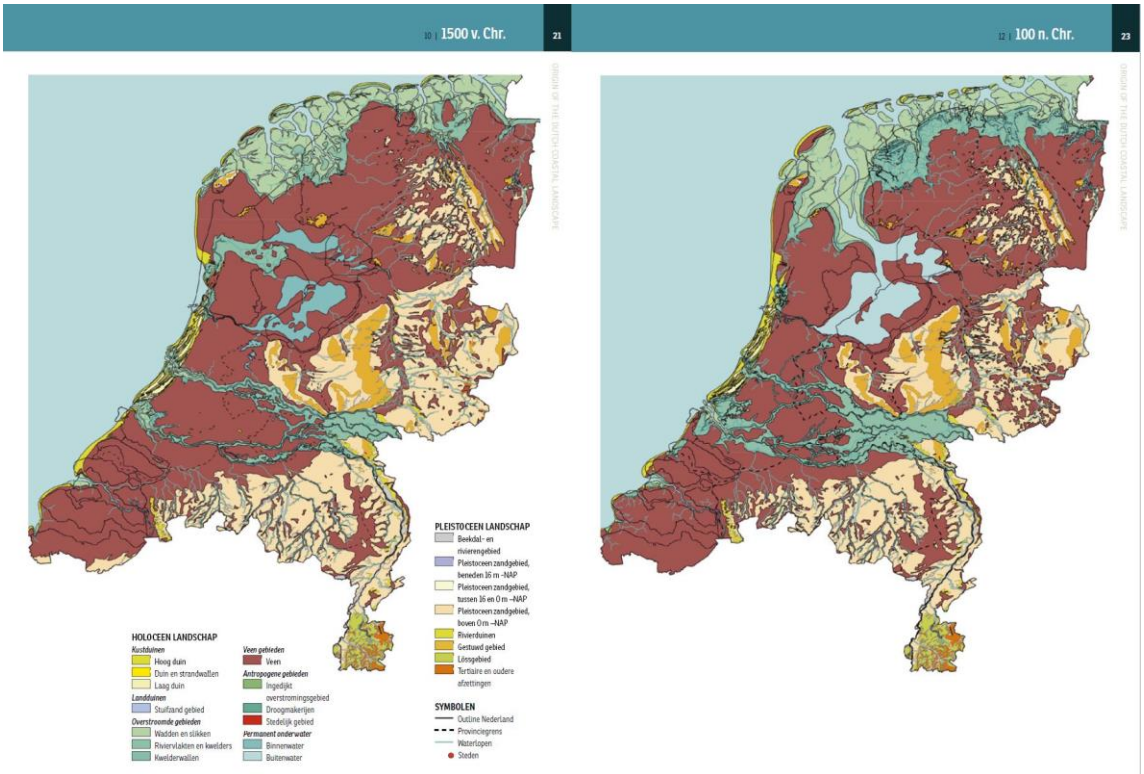


Een belangrijke kanttekening bij Figuur 2.1 is dat de gesuggereerde relatie met de diepte enigszins misleidend kan zijn. In feite gaat het niet om de ontwikkeling van de watersamenstelling met de diepte, maar om de ontwikkeling van de watersamenstelling langs een stroombaan. Als het water infiltreert in de bodem, dan is het nog oxisch. Gedurende het transport door de ondergrond raakt het steeds verder gereduceerd door contact met de reducerende stoffen die in de ondergrond aanwezig zijn. Als het infiltratiewater geen reducerende stoffen tegenkomt (bijvoorbeeld, omdat de ondergrond al (honderd)duizenden jaren met zuurstofhoudend grondwater is doorspoeld en daardoor alle oxideerbare stoffen al eerder zijn verbruikt), dan blijft het zuurstof in het grondwater aanwezig. In zo'n situatie kan zeer oud grondwater op grote dieptes toch nog zuurstof bevatten. In Nederland heeft dit er op de stuwwallen toe geleid dat lokaal tot vrij grote dieptes (soms > 100 m diepte) nog zuurstofhoudend grondwater kan worden gevonden.

Een ander voorbeeld, dat relevanter is voor dit onderzoek, is het voorkomen van sterk gereduceerd (methanogeen) grondwater op geringe dieptes terwijl het diepere grondwater juist minder sterk gereduceerd is (sulfaat-reducerend). In het westen van Nederland komt deze situatie veelvuldig voor. Het diepere grondwater is hier zout terwijl het ondiepe grondwater zoet kan zijn. Dit wijst

op een verschillende herkomst: het diepere grondwater is afkomstig van zeewater en het ondiepere grondwater is afkomstig van regenwater of (zoet) oppervlaktewater dat vanaf de oppervlakte in de bodem is geïnfiltreerd. Hierbij is van belang dat in het westen van Nederland hoge gehaltes aan organische stof aanwezig zijn in de ondiepe ondergrond (vooral in veenlagen). Bij infiltratie van water door deze veenlagen worden de oxiderende stoffen in het (initieel sulfaatarme) grondwater al snel volledig verbruikt en ontstaan methanogene condities. Deze methanogene condities zijn daarom te verwachten in gebieden waar grondwater voorkomt, dat afkomstig is uit de veenlagen in de ondiepe ondergrond. Aangezien het grondwater op dieptes van 100 à 200 m enkele duizenden jaren oud kan zijn (Meinardi, 1986; Dufour, 1998), is hierbij niet alleen de huidige verbreiding van ondiepe veenlagen van belang, maar ook de situatie in het verleden. Figuur 2.2 toont een aantal paleogeografische kaarten, die de verbreiding van de veengebieden in Nederland laten zien op verschillende momenten in de historie (Vos, 2015).

Figuur 2.2 | Enkele paleogeografische kaarten, waarop de grootschalige verbreiding van de veengebieden in (met name) het westelijke en noordelijke deel van Nederland goed te zien is (bron: Vos, 2015).



Vooral in het noorden en westen van Nederland is op grote schaal veen aanwezig (of aanwezig geweest) en in deze gebieden wordt dan ook veelvuldig methaan aangetroffen in het ondiepe grondwater (Stuyfzand et al., 1994; Fortuin en Willemsen, 2005; Drijver et al., 2007; Cirkel et al., 2015). In het verleden is dit methaan in West Nederland zelfs op vrij grote schaal gewonnen en ingezet voor verwarming en/of verlichting (zie b.v. Bol, 1991; Obdam en Cleveringa, 2001; Stuurman, 2001; Bartstra, 2003).

Voor de situatie in Amsterdam is nog van belang om te noemen dat bij enkele boringen in het verleden methaangas is vrijgekomen (Bartstra, 2003 en de referenties daarin). Dit methaangas is in

verband gebracht met de “Laag van Harting”, die is ontstaan aan het einde van de voorlaatste ijstijd (De Gans, 2011). Dit geeft aan dat er naast de holocene veenlagen ook op andere dieptes lagen kunnen voorkomen waarin methaanvorming optreedt (zie ook Obdam en Cleveringa, 2001).

Het diepere grondwater heeft in West Nederland een veel hoger zoutgehalte en bevat veel sulfaat. Dit komt omdat het afkomstig is van zeewater: het heeft zodoende een andere historie dan het ondiepe (relatief) zoete grondwater. Kijkend naar de samenstelling van het diepere grondwater in bijvoorbeeld Amsterdam, uitgedrukt in de SO_4/Cl verhouding (zie volgende paragraaf), volgt dat er relatief weinig van het oorspronkelijk aanwezige sulfaat is afgebroken en het grondwater dus aanzienlijk minder vergaand gereduceerd is dan het ondiepere grondwater.

Redoxtoestand

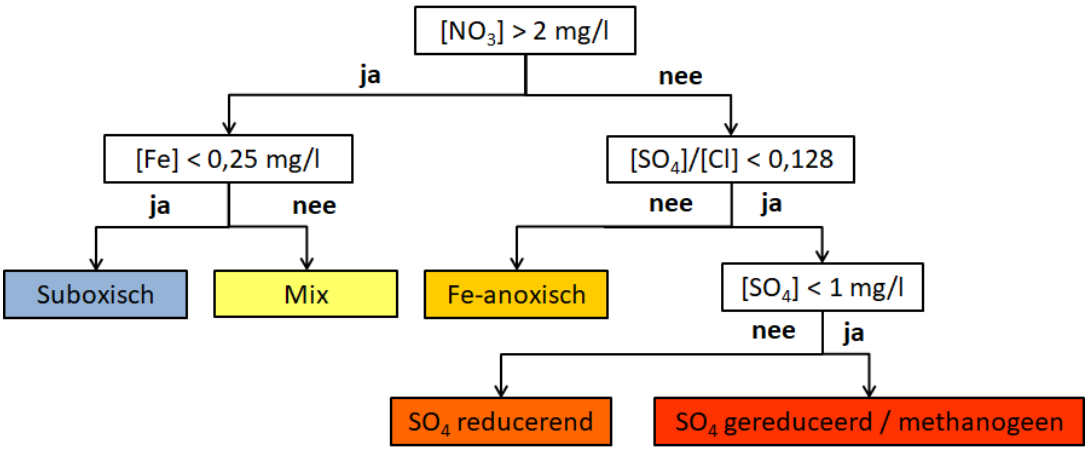
In het water dat in de bodem infiltreert is zuurstof aanwezig, omdat dit water (regenwater of oppervlaktewater) in contact heeft gestaan met de zuurstof uit de buitenlucht. Nitraat in het infiltratiewater is afkomstig uit stikstof dat aan de bodem wordt toegevoegd via atmosferische depositie en bemesting en vervolgens onder invloed van atmosferische zuurstof is omgezet in nitraat (Van Beek et al., 2005). Daarnaast bevat het infiltrerende water een zekere concentratie sulfaat, die sterk afhankelijk is van de herkomst van het infiltratiewater. Brak en zout grondwater is meestal (deels) afkomstig van zeewater en doordat zeewater een hoge concentratie sulfaat bevat is in brak en zout grondwater ook sprake van een relatief hoge initiële concentratie sulfaat (initieel wil zeggen: voordat sprake is geweest van sulfaatreductie).
Het oorspronkelijke sulfaatgehalte in brak en zout grondwater kan eenvoudig worden gekoppeld aan het chloridegehalte, aan de hand van de SO_4/Cl verhouding in zeewater: SO_4/Cl = 0,14 (Stuyfzand, 1988; Appelo en Postma, 1993). In regenwater en oppervlaktewater ligt de SO_4/Cl verhouding ook boven de 0,128 (Stuyfzand, 1988; TNO, 2007). Wanneer grondwater door de ondergrond stroomt, kan het sulfaat reageren met aanwezige stoffen. Chloride daarentegen is een conservatieve stof die niet reageert met andere stoffen in de ondergrond en waarvan de concentratie daarom niet verandert (alleen als gevolg van menging). Bij een afname van het sulfaatgehalte als gevolg van sulfaatreductie zal de SO_4/Cl verhouding daardoor ook dalen. Zodoende kan de SO_4/Cl verhouding van het grondwater worden gebruikt om na te gaan in hoeverre in brak en zout grondwater sprake is (geweest) van sulfaatreductie (Appelo en Postma, 1993).

Uit Figuur 2.1 komt duidelijk naar voren dat de redoxtoestand samenhangt met de aanwezigheid of afwezigheid van bepaalde stoffen. Dit gegeven kan worden gebruikt om de redoxtoestand vast te stellen aan de hand van de concentraties van de stoffen die gevoelig zijn voor de redoxtoestand. Omdat (betrouwbare) gegevens over de concentraties aan opgeloste gassen veelal niet beschikbaar zijn (Stuyfzand, 1988), wordt hierbij meestal gebruik gemaakt van de concentraties van nitraat, ijzer, sulfaat en chloride. Figuur 2.3 toont een schema, dat kan worden gebruikt om de redoxtoestand van het grondwater af te leiden op basis van de gemeten concentraties nitraat, ijzer, sulfaat en chloride en waarin gebruik is gemaakt van de SO_4/Cl verhouding (TNO, 2007). Wanneer de SO_4/Cl verhouding (concentraties in mg/l) kleiner is dan 0,128 (TNO, 2007), dan is sprake (geweest) van sulfaatreductie wat duidt op sulfaatreducerende of methanogene condities.

Bij het overgrote deel van de open bodemenergiesystemen bevat het grondwater geen zuurstof en nitraat (NO_3), zodat sprake is van een redoxtoestand uit het rechterdeel van het classificatieschema: het grondwater is dus meestal Fe-anoxisch, SO_4 reducerend of methanogeen. In dit gedeelte van het classificatieschema kan de redoxtoestand worden afgeleid op basis van de concentraties van sulfaat, chloride en de verhouding daartussen. De SO_4/Cl verhouding kan ook

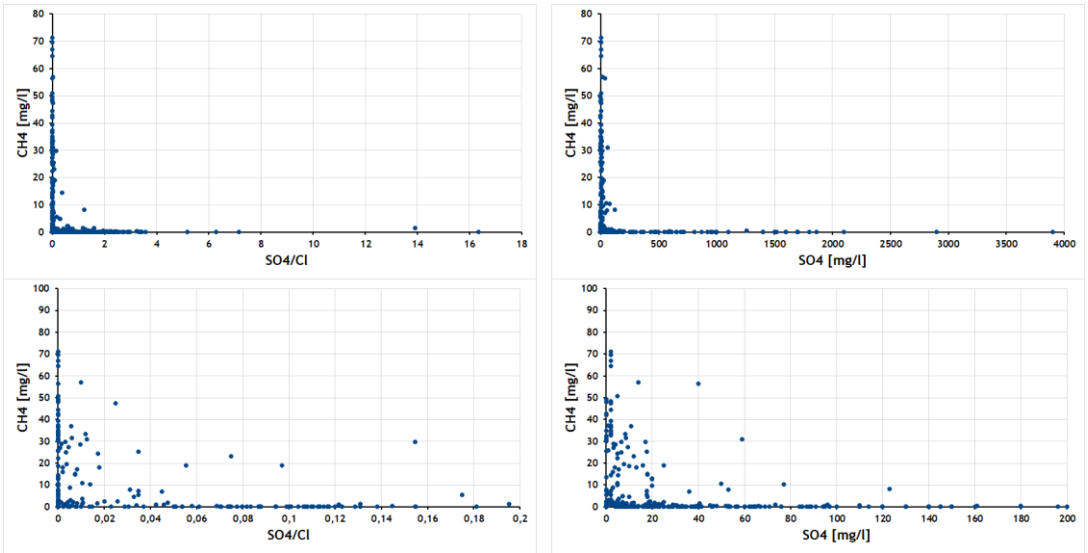
worden gebruikt om een indicatie te krijgen van hoe ver het proces van sulfaatreductie gevorderd is. Hierbij moet worden opgemerkt dat zoet grondwater van oorsprong veel minder sulfaat bevat dan brak of zout grondwater, zodat bij dezelfde absolute afname van het sulfaatgehalte (in mg/l) in zoet of brak grondwater de SO_4/Cl verhouding veel sneller daalt dan in zout grondwater.

Figuur 2.3 | Classificatie van de grondwaterkwaliteit op basis van de redoxtoestand (Bron: TNO, 2007).



Figuur 2.4 toont enkele grafieken, waarin de gemeten concentratie methaan is uitgezet tegen de SO_4/Cl verhouding (links) en het sulfaatgehalte (rechts) in hetzelfde grondwater. De meetgegevens zijn afkomstig uit een interne database met grondwaterkwaliteitsgegevens van IF Technology. De methaangehaltes zijn gemeten met behulp van gasbemonsteringen, die speciaal zijn ontwikkeld voor een betrouwbare bemonstering van opgeloste gassen. Door monsters onder druk te nemen en in speciaal daarvoor ontwikkelde cilinders te bewaren, wordt voorkomen dat er voorafgaande aan de analyse in het laboratorium gassen verloren gaan door ontgassing.

Figuur 2.4 | Beschikbare meetgegevens over het methaangehalte versus de SO_4/Cl verhouding (links) en de sulfaatconcentratie (rechts). Boven is de volledige meetreeks weergegeven en onder is ingezoomd op het meest linkse deel van de bovenste grafieken.



De grafieken laten duidelijk zien, dat verhoogde concentraties methaan vrijwel alleen maar worden gemeten bij lage waarden voor de SO_4/Cl verhouding en bij lage sulfaatgehaltes. Wanneer alleen de CH4-metingen van > 5 mg/l worden geselecteerd, komt naar voren dat…

- 83% van deze selectie een SO_4/Cl verhouding van < 0,02 heeft;
- 92% van deze selectie een sulfaatgehalte < 20 mg/l heeft.

Dit laatste suggereert, dat er al sprake kan zijn van methaanvorming bij sulfaatconcentraties die hoger liggen dan de 1 mg/l uit het schema voor de classificatie van de redoxtoestand. Hiervoor zijn allerlei mogelijke verklaringen denkbaar:

- er is sprake van mengwater (bij monsters uit langere filters).
- er is nog sprake geweest van resteffecten van het boorproces (sulfaat aanwezig als gevolg van oxidatie van sulfiden door het zuurstofhoudende werkwater).
- gelijktijdig voorkomen van verschillende redoxtoestanden binnen eenzelfde stukje van de ondergrond (redox microniches, zie b.v. Hansen, 1998).
- het opborrelen van methaangas uit de dieper gelegen lagen.

Conclusie is dat sprake kan zijn van sterk gereduceerd, methaanhoudend grondwater als de grondwateranalyses aangeven dat de sulfaatconcentratie kleiner is dan 20 mg/l en de SO_4/Cl verhouding < 0,02.

2.3 DE INVLOED VAN OPEN BODEMENERGIESYSTEMEN

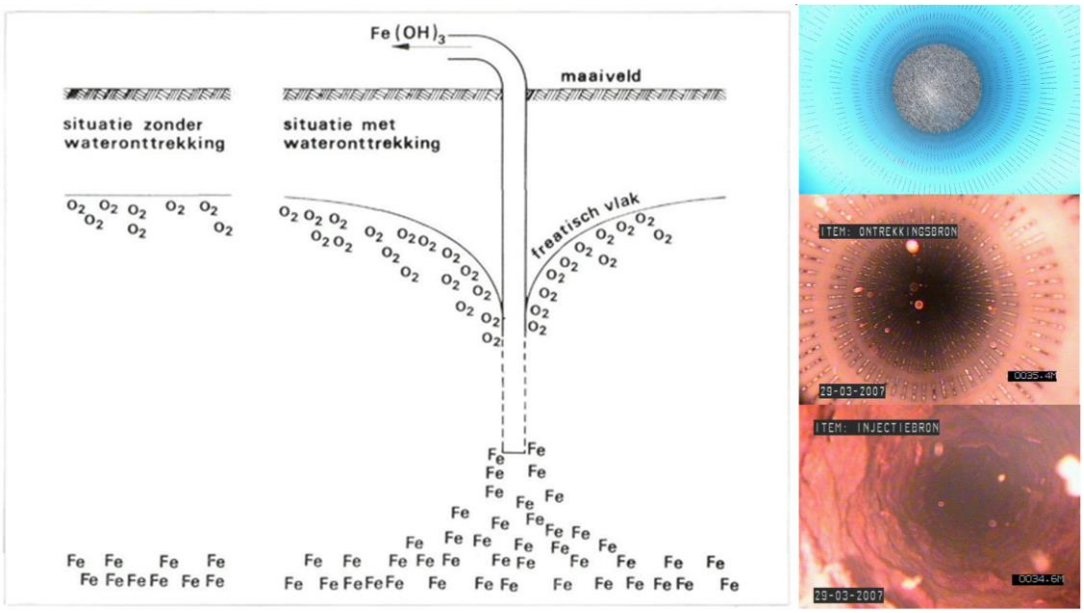
Uit Figuur 2.1 volgt dat de redoxtoestand en de daaraan gekoppelde samenstelling van het grondwater varieert met de diepte. Binnen een watervoerend pakket kunnen daardoor verschillende grondwatersamenstellingen aanwezig zijn, ook zonder duidelijke gelaagdheid van de aquifer (zie b.v. Houben en Treskatis, 2007). Figuur 2.1 laat ook zien dat sommige stoffen niet naast elkaar voorkomen in hetzelfde grondwater. Zo komt er bijvoorbeeld geen ijzer voor in zuurstofhoudend grondwater en geen zuurstof in ijzerhoudend grondwater, wat te verklaren is doordat deze stoffen met elkaar reageren als ze met elkaar in aanraking komen. Ook ijzerhoudend grondwater en H_2S houdend grondwater komen niet naast elkaar voor, omdat er dan ijzersulfiden gevormd worden totdat één van beide stoffen (vrijwel) volledig is verbruikt. Een dergelijk patroon is ook te zien voor sulfaathoudend grondwater en methaanhoudend grondwater, met als verklaring dat methaanvorming pas optreedt wanneer het zuurstof, nitraat en ook het sulfaat (vrijwel) volledig is verbruikt (Stuyfzand et al., 1994) en/of dat methaan wordt gebruikt voor sulfaatreductie (zie paragraaf 2.3.4).

Putten die worden gebruikt voor de onttrekking van grondwater maken gebruik van bronfilters, die over een bepaald dieptetraject worden geplaatst en dus grondwater van verschillende dieptes onttrekken. Het gaat hierbij niet alleen om het grondwater dat aanwezig is binnen het dieptetraject van de bronfilters, maar er kan ook ondieper grondwater worden aangetrokken in het bovenste deel van het filtertraject, en/of dieper grondwater worden aangetrokken in het onderste deel van het filtertraject. Bij open bodemenergiesystemen is menging van grondwater van verschillende dieptes één van de belangrijkste processen die leidt tot grondwaterkwaliteitseffecten (zie b.v. Bonte et al., 2011; Dinkla et al., 2012 en Hartog et al., 2013). Als door de menging van grondwater van verschillende dieptes, grondwater met verschillende redoxtoestanden bij elkaar wordt gebracht dan kunnen daardoor (bio)chemische processen op gang komen die leiden tot de vorming van verstoppend materiaal.

2.3.1 IJzer(hydr)oxiden

Dat putverstoppingen kunnen ontstaan als gevolg van het mengen van grondwater met verschillende redox-condities is algemeen bekend vanuit de problematiek rondom verstoppingen met ijzer(hydr)oxiden als gevolg van het mengen van ijzerhoudend grondwater met zuurstof- en/of nitraathoudend grondwater (zie b.v. Van Beek en Brandes, 1977; Van Beek, 1982; Houben, 2003; IF Technology, 2004; Houben en Treskatis, 2007; en de referenties daarin). In Figuur 2.5 is het mengen van zuurstofhoudend grondwater met ijzerhoudend grondwater schematisch weergegeven en zijn ook de gevolgen daarvan voor de putten in beeld gebracht.

Figuur 2.5 | Links: Schematische weergave van het onttrekken door één put van zuurstofhoudend water in het bovenste deel van het filtertraject en ijzerhoudend water in het bovenste deel van het filtertraject (Bron: Van Beek, 1982). Rechts: Filterbuis voor installatie (boven), met enige ijzeraanslag (midden) en met een zeer sterke ijzerverstopping (onder).



2.3.2 Slijmvorming

Uit Figuur 2.1 volgt, dat zuurstof en methaan het “verst uit elkaar staan”. Bij de oxidatie van methaan door zuurstof komt dan ook veel energie vrij. Uit de drinkwaterzuivering is bekend dat bij beluchting van methaanhoudend grondwater grote hoeveelheden bacterieslijm gevormd kunnen worden (Van Bennekom, 1992; Reijnen, 1994). Bij open bodemenergiesystemen zijn echter geen gevallen bekend waar sprake is van menging van zuurstofhoudend grondwater met methaanhoudend grondwater. Wel komt methaan, net als bij drinkwaterwinningen (Reijnen, 1994) veelvuldig voor in het grondwater (regio en diepte afhankelijk, zie ook paragraaf 2.2). Volgens Oasen (2006) kan de oxidatie van methaan ook optreden door nitraat en mogelijk ook door sulfaat. Wanneer sprake is van de vorming van bacterieslijm of biofilm, dan kunnen daarin vervolgens weer kleine deeltjes uit het langsstromende water blijven steken, zodat het verstoppingsproces verder wordt versterkt. Voor dit onderzoek is met name de mogelijkheid van de oxidatie van methaan door sulfaat van belang. Dit is een traag proces en het is daardoor de vraag of deze reactie wel speelt in de omgeving van pompputten (Oasen, 2006).

2.3.3 Neerslag van ijzersulfiden

De zwarte neerslag die bij verschillende putverstoppingsprojecten is gevonden bestaat vooral uit ijzersulfide (FeS). IJzersulfide wordt gevormd via de volgende evenwichtsreactie als opgelost ijzer (Fe^{2+}) en zwavelwaterstof (H_2S) samenkomen:

$$H_2S + Fe^{2+} \leftrightarrows FeS + 2\ H^+ \qquad \text{(reactie 1)}$$

Het grondwater in de watervoerende pakketten die in Nederland worden gebruikt voor open bodemenergiesystemen bevat in het overgrote deel van de gevallen opgelost ijzer en heeft een pH-waarde tussen de 6 en 8. Onder deze omstandigheden verloopt reactie 1 van links naar rechts. Uitgaande van de aanwezigheid van opgelost ijzer is de concentratie H_2S in het grondwater verwaarloosbaar klein, waardoor er vrijwel direct ijzersulfide ontstaat op het moment dat er H_2S wordt gevormd (zolang het grondwater nog opgelost ijzer bevat).

Bij lage pH-waarden is de concentratie zuur (H^+) verhoogd en verschuift het evenwicht van reactie 1 naar links, waardoor (bij aanwezigheid van FeS) H_2S wordt gevormd. Deze kennis kan worden gebruikt om de aanwezigheid van ijzersulfide te herkennen. H_2S is namelijk al bij lage concentraties duidelijk herkenbaar aan de geur (rotte eieren geur/riool lucht). Als een druppeltje zuur aan de zwarte aanslag wordt toegevoegd, dan zal bij aanwezigheid van ijzersulfide H_2S worden gevormd (LET OP: H_2S is in hoge concentraties een giftig gas dat niet meer ruikbaar is, dus doe dit altijd buiten!) en kan dit aan de geur worden herkend. Als het ijzersulfide enige tijd wordt bewaard in een potje met water, dan zal deze door blootstelling aan de zuurstof uit de lucht gaan oxideren, waarbij sulfaat en ijzer(hydr)oxide wordt gevormd. Daardoor verdwijnt de zwarte kleur en ontstaat de roestbruine kleur van de ijzer(hydr)oxiden. Als deze omzetting van een zwarte neerslag naar een roestbruine neerslag plaatsvindt, kan dat dus ook duiden op de aanwezigheid van ijzersulfiden.

Figuur 2.1 suggereert dat ook sprake kan zijn van H_2S-houdend grondwater. Wanneer H_2S houdend grondwater gemengd zou worden met ijzerhoudend grondwater, dan worden ijzer en H_2S met elkaar in contact gebracht en is neerslag van ijzersulfiden (en de daaraan gerelateerde putverstopping) te verwachten. In tegenstelling tot wat Figuur 2.1 suggereert wordt in de natuurlijke situatie echter maar weinig H_2S-houdend grondwater waargenomen. Van Beek et al. (2021) verklaren dit doordat bij de reductie van ijzeroxiden (een proces dat volgens Figuur 2.1 voorafgaat aan sulfaatreductie), sideriet ($FeCO_3$) wordt gevormd. Als er vervolgens sulfaat wordt gereduceerd en daardoor ijzersulfiden neerslaan, dan zal de ijzerconcentratie in het grondwater enigszins dalen en zal vervolgens sideriet gaan oplossen, waardoor een grote dip in de ijzerconcentratie wordt voorkomen. Dit betekent dus, dat het gevormde H_2S in de ondergrond zal blijven neerslaan in de vorm van sulfiden. Het rechtstreeks mengen van H_2S-houdend grondwater met ijzerhoudend grondwater in een onttrekkingsput (wat leidt tot neerslag van ijzersulfiden en putverstopping) lijkt daardoor minder waarschijnlijk.

2.3.4 Sulfaatreductie

Uit het bovenstaande volgt, dat H_2S nodig is voor de vorming van ijzersulfiden. Deze H_2S ontstaat bij de reductie van sulfaat door organische stof (CH_2O):

$$SO_4^{2-} + 2\ CH_2O \leftrightarrows H_2S + 2\ HCO_3^- \qquad \text{(reactie 2)}$$

Hier is het H_2S dus niet aanwezig in het onttrokken grondwater, maar wordt het gevormd door omzetting van sulfaat in aanwezigheid van organisch materiaal. Bij aanwezigheid van opgelost ijzer slaat het gevormde H_2S vervolgens neer in de vorm van FeS. De volledige reactie van sulfaatreductie in combinatie met de neerslag van ijzersulfiden is dan dus:

$$SO_4^{2-} + 2\ CH_2O + Fe^{2+} \leftrightarrows FeS + 2\ HCO_3^- + 2\ H^+ \qquad \text{(reactie 3)}$$

Sulfaatreductie is een bacteriologisch proces, dat kan optreden wanneer sulfaat in contact wordt gebracht met een reducerende stof die door de bacteriën kan worden gebruikt om het sulfaat te reduceren. De reductor in de bovenstaande reactievergelijkingen is organisch koolstof (CH_2O), de belangrijkste reductor in de ondergrond die in staat is om sulfaat te reduceren. Het benodigde organische koolstof komt zowel voor in het grondwater (in opgeloste vorm of als vaste deeltjes) als in de bodemlagen zelf (organische deeltjes in de watervoerende pakketten en in klei- en veenlagen waar het grondwater doorheen stroomt). Doordat organisch koolstof in vele verschillende vormen voorkomt, zijn er grote verschillen in de reactiviteit. Zo wordt algemeen aangenomen dat de reactiviteit van organisch koolstof afneemt met toenemende ouderdom. In klei en veenlagen zijn meestal veel hogere concentraties aan reactieve organische stof aanwezig dan in watervoerende pakketten, maar ook in watervoerende pakketten is van oorsprong bijna altijd wel een klein percentage aan organische stof aanwezig in het sediment.

Voor sulfaatreductie is organische stof nodig die bruikbaar is voor sulfaatreducerende bacteriën. De kans op de aanwezigheid van dergelijk organisch materiaal is het grootst in methanogeen grondwater. Het organisch koolstof dat vrijkomt in dit sterk gereduceerde grondwater wordt door het ontbreken van oxidatoren (in voldoende hoge concentraties) immers minder makkelijk afgebroken en zal daardoor makkelijker in verhoogde concentraties in het grondwater aanwezig blijven. Iets vergelijkbaar is waargenomen in sedimenten uit (zoet water) meren, waarin typisch weinig sulfaat voorkomt en daardoor meer reactief organisch koolstof beschikbaar is voor methaanvorming (Appelo en Postma, 2005). Sulfaatreductie zou dan dus geïnitieerd of versterkt kunnen worden door menging van sulfaathoudend grondwater met methanogeen (en dus methaanhoudend) grondwater. Voor meer details over het gebruik van organische stof door sulfaatreduceerders wordt verwezen naar Hansen (1998) en Muyzer en Stams (2008).

Een andere mogelijkheid is dat sulfaat wordt gereduceerd door methaan. Hansen (1998) geeft een overzicht van de studies die daar (destijds) over bekend waren. Stuyfzand et al. (1994) schrijft hierover:

“De anaerobe variant van putverstopping, die volgens Van Beek (1982) uit een neerslag van ijzersulfiden en accumulatie van biomassa bestaat, lijkt in verband te staan met de reductie van sulfaat door methaan, als gevolg van menging van watersoorten”

In het artikel van Stuyfzand et al. wordt aangegeven, dat de oxidatie van methaan door sulfaat in principe mogelijk is, maar nog niet helemaal zeker is. Inmiddels is duidelijk dat dit proces inderdaad kan optreden (zie b.v. Whiticar, 1999; Nauhaus et al., 2002; Timmers et al., 2016; Carrier et al., 2020), maar mogelijk te traag is om een rol van betekenis te kunnen spelen (zie ook Oasen, 2006).

2.4 DE ROL VAN DE MICROBIOLOGIE

Sulfaatreductie is een microbiologisch proces, waarbij naast ijzersulfide neerslag ook bacteriegroei optreedt. Bij de regeneratie van ondiepe verstopte putten, die ondiep anaeroob grondwater onttrekken in het rivierengebied, bleek uit onderzoek dat het regeneratiemiddel (chloorbleekloog) werd verbruikt voor de oxidatie van ijzersulfiden en organisch materiaal (van Beek en Kooper, 1980). Bij nader onderzoek vonden Van Beek en van der Kooij (1982) hogere concentraties sulfaatreducerende bacteriën in de putten die onderhevig waren aan anaerobe putverstopping, dan in putten zonder verstoppingsverschijnselen. Deze resultaten wijzen op de rol van bacteriën bij de vorming van het verstoppende materiaal (ijzersulfiden en organisch materiaal). Hierbij is relevant dat micro-organismen de chemische reacties die tot neerslagvorming leiden vele malen kunnen versnellen (zie onder andere Van Beek et al, 1998; Stuyfzand, 2007). Naast het reactieproduct wordt in dat geval ook bacteriologisch materiaal gevormd, wat een verstoppende werking heeft en zodoende het verstoppingsproces kan versnellen. Vaak bestaat een gedeelte van het verstoppingsmateriaal dan ook uit organisch materiaal/biomassa (Oasen, 2006). Volgens Van Beek et al. (2000) vormt de combinatie van de gevormde biomassa van sulfaatreducerende bacteriën en ijzersulfiden een zeer effectief verstoppingsmiddel.

Een belangrijke kanttekening bij de bevindingen van Van Beek en Kooper (1980) en Van Beek en van der Kooij (1982) is dat later, op basis van nader onderzoek, is geconcludeerd dat ijzersulfiden van nature voorkwamen in de betreffende aquifers en dat de verstopping toch door deeltjes veroorzaakt zou zijn (Timmer et al., 2000 en 2003; Van Beek, 2010). Echter, omdat de verhoogde aantallen sulfaatreducerende bacteriën hiermee nog niet worden verklaard, is hier mogelijk toch sprake geweest van een combinatie van zowel (bio)chemische processen als accumulatie van deeltjes. Biomassa die zich goed kan hechten aan de vaste fase zal ook goed in staat zijn om eventuele deeltjes uit het langs stromende grondwater aan zich te binden. Dit zorgt ervoor dat eventuele deeltjes in het onttrokken water beter worden afgevangen (zie ook Oasen, 2006). Daarnaast zorgt de biomassa voor het “dichtgroeien” van de poriën, wat er ook voor zorgt dat er minder deeltjes doorheen passen en er dus meer deeltjes zullen vastlopen. Beide aspecten zorgen dan ook voor een versnelling van het verstoppingsproces, niet alleen op de filterspleten maar ook in de directe omgeving van de put. Dit betekent, dat bij verstopping van putten door biologisch materiaal in veel gevallen sprake zal zijn van een combinatie van processen die bijdragen aan de verstopping, namelijk 1) de vorming/groei van biomassa, 2) de vorming van chemische neerslagen die het resultaat zijn van de (bio)chemische processen en 3) een verhoogde mate van verstopping door deeltjes.

Om biomassa te kunnen vormen is de aanwezigheid van biologisch afbreekbare organische stoffen een belangrijke voorwaarde. Afbreekbare organische stoffen en sulfaat zijn meestal niet in hetzelfde grondwater aanwezig (of slechts in zeer beperkte concentraties), maar als gevolg van menging kunnen open bodemenergiesystemen hier verandering in brengen. Hierbij is van belang dat sulfaatreducerende bacteriën, in vergelijking met methanogene bacteriën, een veel groter aantal verschillende soorten organische stof als substraat kunnen gebruiken (Muyzer en Stams, 2008). Dit betekent dat in methanogeen grondwater substraat aanwezig kan zijn, wat niet bruikbaar is voor methanogene bacteriën, maar wel gebruikt kan worden door sulfaatreducerende bacteriën.

Uit onderzoek door KIWA is afgeleid, dat biologische verstopping bij infiltratieputten mogelijk is bij een AOC-belasting (belasting met Assimileerbaar Organisch Koolstof) van meer dan 10 mg per uur per m^2 oppervlakte van de boorgatwand (KIWA, 1989). Bij een Darcy snelheid van 1 m/uur op de

boorgatwand is de minimaal benodigde concentratie AOC dan dus 10 mg/m^3 ofwel 10 µg/l. Hieruit blijkt, dat een zeer lage concentratie afbreekbaar organisch koolstof al voldoende kan zijn om biologische putverstopping in gang te zetten. Door de verhoogde stroomsnelheid in de omgeving van een bron neemt het voedselaanbod toe, wat tot extra bacteriegroei kan leiden. Volgens van Beek et al. (1998) is dit proces met name van belang bij sulfaatreductie. Ook een toename van de stroomsnelheid van het grondwater door open bodemenergiesystemen kan zodoende leiden tot een verhoogde microbiologische activiteit.

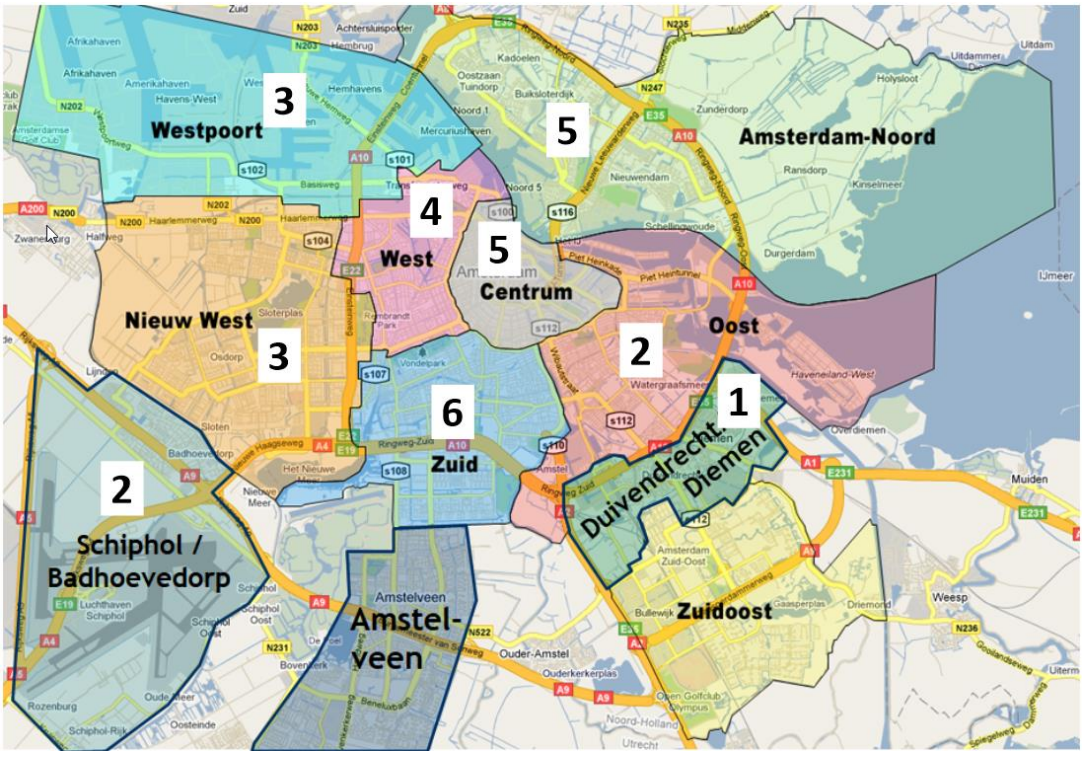
3 Praktijk

3.1 AANLEIDING

Aanleiding voor het onderzoek waren meerdere gevallen van putverstopping, waarbij sulfaatreductie als vermoedelijke oorzaak naar voren is gekomen. De betreffende gevallen bevonden zich in het Westen van Nederland, waarbij sprake was van een relatief groot aantal projecten in Amsterdam. Daarom is besloten om in eerste instantie de focus te leggen op de situatie in Amsterdam. Vervolgens is, op basis van de bevindingen met betrekking tot de situatie in Amsterdam, aan de hand van overige gevallen getoetst of de vermoedelijke oorzaak bevestigd kan worden en ook van toepassing is in andere delen van het land. In dat geval kunnen namelijk algemene richtlijnen worden afgeleid die niet alleen in Amsterdam opgaan, maar ook elders in het land gebruikt kunnen worden.

Om een ruimtelijk beeld te krijgen van waar de verstoppingsproblematiek in Amsterdam speelt, is aan de deelnemende partijen gevraagd om per stadsdeel aan te geven hoe veel (vermoedelijke) gevallen daar bekend zijn. In Figuur 3.1 is per stadsdeel het aantal verdachte locaties weergegeven.

Figuur 3.1 | Aantal open bodemenergiesystemen per stadsdeel in Amsterdam waarbij sprake is van putverstopping en sulfaatreductie als vermoedelijke oorzaak is aangegeven.



Het grootste aantal gevallen is gemeld in Amsterdam Zuid (6 vermoedelijke gevallen), gevolgd door Centrum en Noord (elk 5) en de drie westelijke stadsdelen (samen 10 gevallen). Op basis van het aantal gevallen per stadsdeel en de bruikbaarheid van de beschikbare gegevens is ervoor gekozen

om de situatie in Amsterdam Zuid en de omgeving Sloterdijk nader te onderzoeken. Hierbij is gebruik gemaakt van eerder uitgevoerde onderzoeken en is ook nagegaan in hoeverre er andere projecten in de nabije omgeving aanwezig zijn die meer inzicht kunnen geven. Hoofdvragen hierbij zijn welke projecten wel verstoppingsverschijnselen vertonen en welke niet en wat de verschillen tussen de wel en niet verstoppende projecten zijn. In de volgende paragraaf is ingezoomd op Amsterdam Zuid. Hierbij is van belang dat, in overleg met de deelnemende partijen, is afgesproken om de projectgegevens te anonimiseren.

3.2 OMGEVING AMSTERDAM ZUID

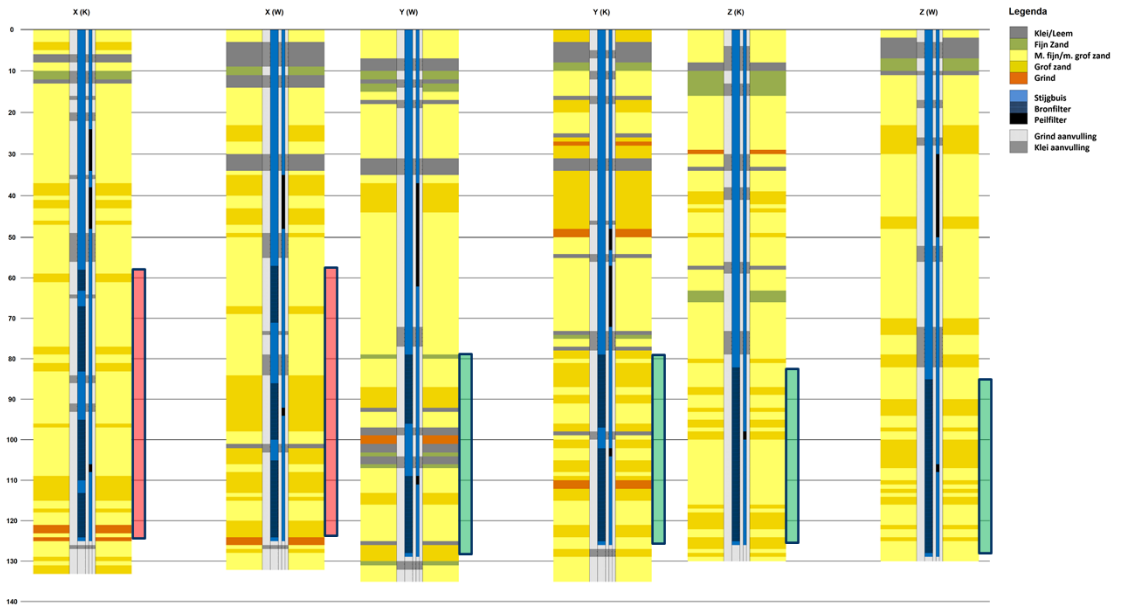
3.2.1 Project X

Eén van de eerste projecten waarbij (vermoedelijke) putverstopping door sulfaatreductie werd geconstateerd, bevindt zich op de Zuidas in Amsterdam. Hier waren op relatief korte afstand van elkaar drie open bodemenergiesystemen aanwezig, waarvan één systeem (project X) verstoppingsproblemen vertoonde en de andere twee systemen (projecten Y en Z) niet. Bij project X is een zwart/grijze neerslag aangetroffen op de leidingen en de onderwaterpomp in de bronnen, in de bronnen zelf en aan de binnenkant van de leidingen in de technische ruimte.

Vergelijking bodemopbouw en filterstelling

Een belangrijke vraag in dit geval is waarom er bij dit project wel verstopping optreedt en bij de andere projecten geen problemen werden geconstateerd. Om dat na te gaan is een dwarsdoorsnede van de ondergrond gemaakt (Figuur 3.2), met daarin ook de bodemopbouw, filterstelling en aanvulling per bron. Het belangrijkste verschil wat naar voren komt uit deze dwarsdoorsnede is het dieptetraject waarin de bronfilters geplaatst zijn. De einddieptes van de bronfilters zijn bij de drie projecten min of meer gelijk, maar bij het project waarbij sprake is van putverstopping (project X) beginnen de bronfilters duidelijk ondieper dan bij de andere twee projecten.

Figuur 3.2 | Dwarsdoorsnede met de bodemopbouw, filterstelling en aanvulling per bron voor drie naburige projecten in Amsterdam-Zuid. Rechts van elke tekening van de bronnen is het filtertraject weergegeven, met in rood de filtertrajecten van het verstoppende project en in groen de filtertrajecten van de andere twee projecten zonder verstopping.

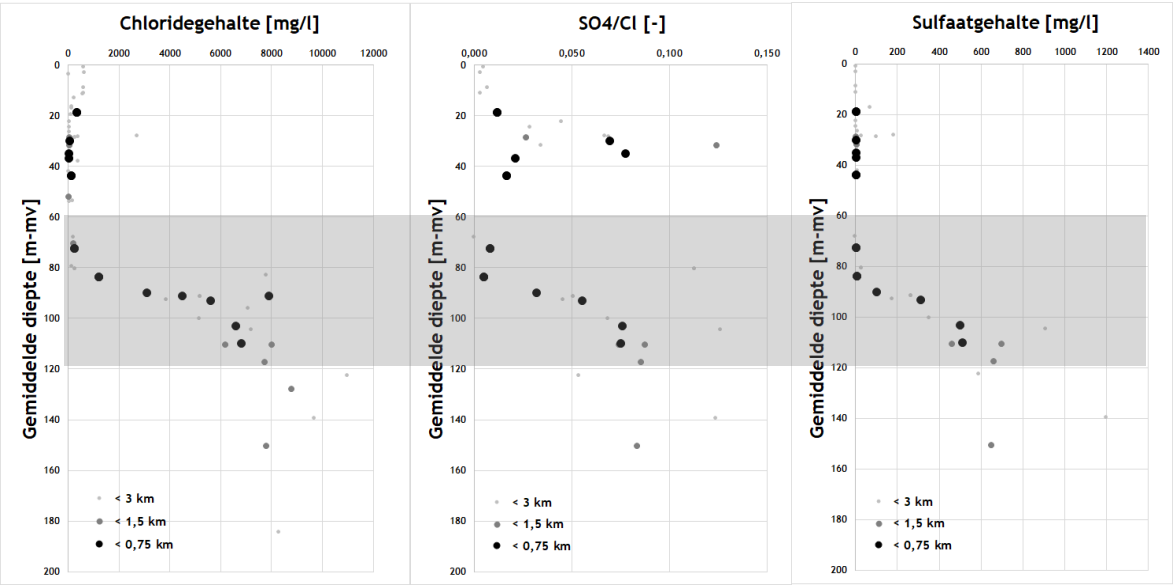


Het verschil in filterdiepte in combinatie met het gegeven dat de andere projecten geen bronproblemen hadden, deed vermoeden dat zich ter hoogte van dit hogergeplaatste filterdeel een andere grondwaterkwaliteit bevindt. Door menging van het diepere grondwater met het ondiepere grondwater ontstaan dan omstandigheden waarin (bio)chemische reacties mogelijk worden gemaakt die uiteindelijk tot de verstoppingsproblemen hebben geleid.

Grondwaterkwaliteitsgegevens

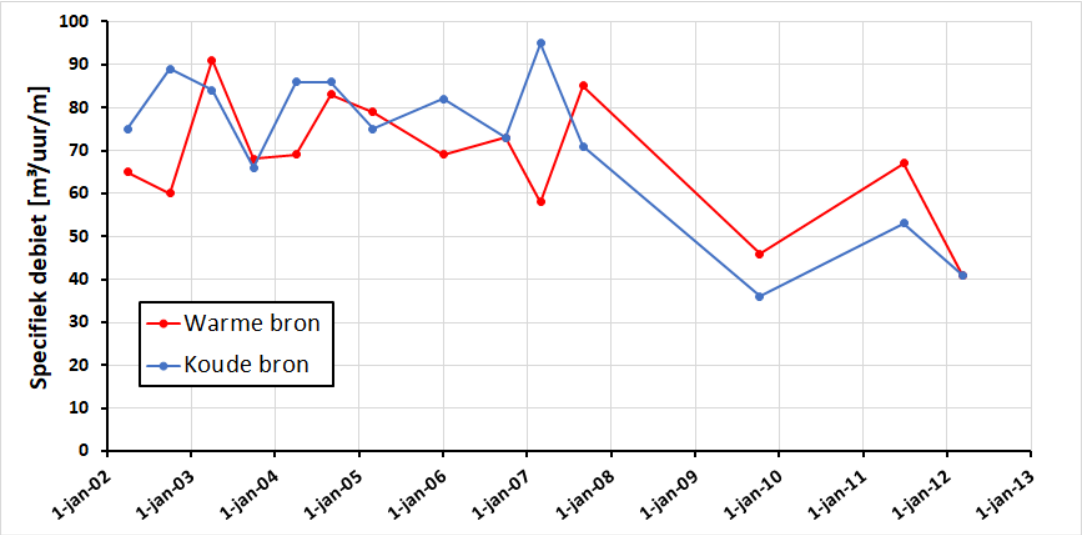
Om dit vermoeden te testen zijn grondwaterkwaliteitsgegevens uit de nabije omgeving (binnen een straal van 3 km afstand) van de drie systemen verzameld en in grafieken verwerkt, zie Figuur 3.3. In de linker grafiek is het verloop van het chloridegehalte met de diepte weergegeven, in het midden het verloop van de verhouding SO_4/Cl, als indicator voor de mate waarin sulfaat gereduceerd is en rechts het sulfaatgehalte. Uit onderstaande grafieken komt duidelijk naar voren dat tussen 80 en 100 m-mv een scherpe overgang in de grondwaterkwaliteit aanwezig is. Boven deze overgang is zoet tot brak grondwater aanwezig (lage chloridegehaltes) met lage sulfaatconcentraties en ook lage waarden voor de SO_4/Cl verhouding. Onder deze overgang is het grondwater duidelijk zout en liggen de sulfaatconcentraties en de verhouding SO_4/Cl veel hoger. Bij project X bevindt deze grondwaterkwaliteitsovergang zich ongeveer halverwege de bronfilters. Bij de projecten Y en Z ligt de grondwaterkwaliteitsovergang in het bovenste deel van het dieptetraject van de bronfilters en is dus vermoedelijk ook sprake van enige menging tussen beide watertypen, maar wel in veel mindere mate dan bij project X. Menging van water met een duidelijk verschil in redoxtoestand (op basis van de sterk verschillende waarden voor de SO_4/Cl verhouding) is hiermee aangetoond.

Figuur 3.3 | Overzicht van de gemeten concentraties sulfaat, chloride en de verhouding daartussen binnen 3 km van de locatie van project X, uitgezet tegen de diepte van het midden van het filter waaruit het monster is genomen. Het grijs gemarkeerde gedeelte toont het filtertraject van de bronnen van project X.



Figuur 3.4 toont het verloop van het specifiek debiet van de bronnen bij project X.

Figuur 3.4 | Verloop van het specifiek debiet van de warme en koude bron bij project X.



Figuur 3.4 wijst uit dat het specifiek debiet van de bronnen gedurende de eerste jaren varieert rond het specifiek debiet dat is gemeten bij de oplevering (begin 2002) en zelfs regelmatig wat hoger ligt. Er zijn dus gedurende de eerste jaren geen duidelijke tekenen van verstopping te zien. Tussen eind 2007 en eind 2009 is een sterke afname van het specifiek debiet van beide bronnen te zien. Uit meetgegevens van de verpompte waterhoeveelheden komt naar voren dat vanaf oplevering tot maart 2008 ruim 298.000 m³ is verpompt van de warme bron (W) naar de koude bron (K) en ruim 231.000 m³ van K naar W. In 2008 is geconstateerd dat het systeem gedurende een periode van 6 maanden op handbedrijf heeft doorgedraaid, waardoor een grote hoeveelheid water van W naar K is verpompt. Hierdoor is in de periode maart-september 2008 ruim 200.000 m³ verpompt van W naar K en slechts 23 m³ van K naar W. In deze periode is ook voor het eerst geconstateerd dat de bronnen verslechteren in capaciteit. In oktober 2009 was in totaal ruim 562.000 m³ verpompt van W naar K en ruim 253.000 m³ van K naar W, waarmee de water-onbalans dus nog wat verder is opgelopen.

Uit het bovenstaande volgt, dat er in de eerste 5 à 6 jaar na oplevering niet of nauwelijks sprake was van bronverstopping en dat er in deze periode ook sprake was van een beperkte water-onbalans. Vervolgens is de water-onbalans (vooral) in 2008 en (in mindere mate ook) in 2009 sterk toegenomen. Na deze grote verschuiving in de waterbalans is tevens een aanzienlijke afname van het specifiek debiet waargenomen. Mogelijke verklaring is dat er door de verschuiving in de waterbalans op grote schaal menging van grondwater met verschillende samenstellingen heeft plaatsgevonden wat het verstoppingsproces in gang heeft gezet of sterk heeft versneld. Een verschuiving in de waterbalans zorgt er namelijk voor dat er grondwater wordt verpompt, wat nog niet eerder door het open bodemenergiesysteem gemengd is geweest en dus in potentie meer (bio)chemische reacties/activiteit kan opleveren.

Vraag is dan nog wel waarom dit verstoppingsproces niet heeft plaatsgevonden tijdens de eerste jaren: bij de opstart van het systeem heeft immers ook menging van verschillende samenstellingen plaatsgevonden. Wellicht heeft dit te maken met het traag op gang komen van het

(microbiologische) proces. Het is bekend, dat sulfaatreductie een zeer traag proces is en dat in diep grondwater slechts zeer lage concentraties bacteriën voorkomen. Dat zou kunnen betekenen, dat er na het mengen van verschillende watersamenstellingen relatief veel tijd nodig is voordat er merkbare effecten gaan optreden. Als de groeisnelheid van de betrokken bacteriën heel langzaam is en bij aanvang een zeer klein aantal bacteriën aanwezig is, dan blijven de concentraties nog heel lang laag. Dat zou kunnen verklaren waarom het jaren duurt voordat merkbare effecten optreden. Het lijkt daarbij aannemelijk, dat de groei ook vertraagt wanneer sprake is van een waterbalans: dan wordt namelijk steeds grotendeels hetzelfde water heen en weer gepompt en nemen de concentraties van de stoffen die met elkaar kunnen reageren langzaam maar zeker af, waardoor het proces uiteindelijk grotendeels stilvalt. Als er vervolgens weer op grote schaal vers grondwater met verschillende samenstellingen wordt gemengd, dan kan het proces weer nieuw leven ingeblazen worden en versnellen.

Oplossing
Omdat de bronnen na het regenereren weer snel verstoppingsverschijnselen vertoonden, is bij dit project uiteindelijk besloten om nieuwe bronnen te realiseren op grotere diepte. Na de realisatie van de nieuwe bronnen (2014) zijn, voor zover ons bekend, geen verstoppingsproblemen meer opgetreden.

3.2.2 Project Z

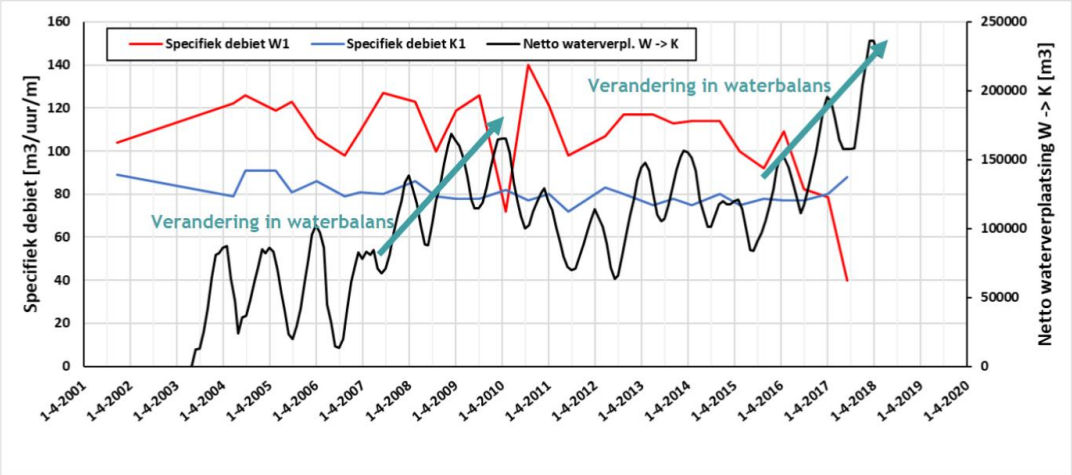
Uit een vergelijking van Figuur 3.2 en Figuur 3.3 volgt dat de overgang in grondwaterkwaliteit ook aanwezig is bij de projecten Y en Z, maar dan in de top van het filtertraject van de bronnen. Dat betekent dat bij de projecten Y en Z ook sprake is van enige menging, maar wel in veel mindere mate dan bij project X. Ten tijde van het onderzoek naar de bronverstopping bij project X was geen sprake van verstoppingsverschijnselen bij de projecten Y en Z. Later zijn bij project Z echter alsnog verstoppingsproblemen ontstaan. Voorafgaande aan de eerste regeneratie van de bronnen is ook bij dit project een zwart/grijze neerslag aangetroffen op de leidingen en onderwaterpomp in de bronnen. Bij de regeneratie van de warme bron in 2018 werd zwart water opgepompt.

Water(on)balans
In Figuur 3.5 is voor dit systeem het verloop van zowel de waterbalans als de specifieke debieten van de bronnen weergegeven. Het specifiek debiet van de koude bron is stabiel, maar het specifiek debiet van de warme bron neemt vanaf 2016 plotseling sterk af. Opvallend is dat er in die periode ook sprake is van een verschuiving in de waterbalans. Bij nadere beschouwing is er na een verschuiving in de waterbalans in de periode 2007-2010 ook een verlaagd specifiek debiet van de warme bron waargenomen (in 2010), wat daarna weer sterk is hersteld. Ook hier lijkt er dus een verband tussen de waargenomen verstopping en een verschuiving in de waterbalans.
Grofweg zijn drie periodes te onderscheiden:

1. In jaren voorafgaande aan de zomer van 2007 lag de netto waterverplaatsing van W naar K langdurig tussen 0 en 100.000 m^3 en is dus steeds grotendeels hetzelfde grondwater heen en weer verplaatst. In deze periode zijn geen duidelijk verstoppingsverschijnselen te zien.
2. Na de verschuiving in de waterbalans van 2007-2010 (en de kortstondige afname van het specifiek debiet van de warme bron in 2010) bleef de waterbalans weer langdurig beneden circa 160.000 m^3 en is dus wederom vooral grondwater verplaatst dat al eerder door het systeem is verplaatst en gemengd. Aan het einde van deze periode neemt het specifiek debiet van de warme bron overigens al wel af.
3. In 2016 en 2017 neemt de wateronbalans weer toe en vindt dus wederom menging plaats van het ondiepere en het diepere grondwater. De afname van het specifiek debiet van de

warme bron, die al wat eerder ingezet lijkt te zijn, versnelt nu sterk. Deze versnelling hangt waarschijnlijk samen met het toegenomen voedselaanbod als gevolg van het mengen van vers grondwater.

Figuur 3.5 | Verloop van de waterbalans en het specifiek debiet van de warme en koude bron bij project Z.



Een belangrijk verschil met project X is dat de verstopping bij project Z (afgezien van de tijdelijke dip in 2010) pas na ongeveer 15 jaar optreedt terwijl dat bij project X al na ongeveer 6 jaar het geval was. Vermoedelijke verklaring voor dit verschil is dat bij project Z verhoudingsgewijs veel minder ondiep water wordt bijgemengd, doordat de bronfilters aanzienlijk dieper beginnen. Door een aanzienlijke verschuiving in de waterbalans zal echter ook bij dit project extra bijmenging van ondiep grondwater hebben plaatsgevonden. De verschuiving in de waterbalans is hier wel minder groot dan bij project X, wat wellicht ook bijdraagt aan de langere tijdsduur tot de verstopping.

Verschil tussen warme en koude bron

Opvallend is dat de warme bron bij dit project verstoppingsverschijnselen vertoont en de koude bron niet. Mogelijke verklaring is dat de trage biologische processen bij een hogere temperatuur nu eenmaal sneller verlopen dan bij een lage temperatuur. Biologische groei kan onder de juiste omstandigheden een exponentieel verloop laten zien. De temperatuur kan dan na verloop van tijd een aanzienlijk verschil opleveren: als in de warme zone het aantal bacteriën bijvoorbeeld elk jaar verdubbelt en in de koude zone toeneemt met ‘slechts 50%’ dan is na 10 jaar het aantal bacteriën in de omgeving van de warme bron toegenomen met een factor 1024 en in de koude bron met een factor 58. Aangenomen dat voor het verstoppingsproces grote aantallen bacteriën nodig zijn, lijkt een sneller verloop van het verstoppingsproces in de warme bron dus aannemelijk.

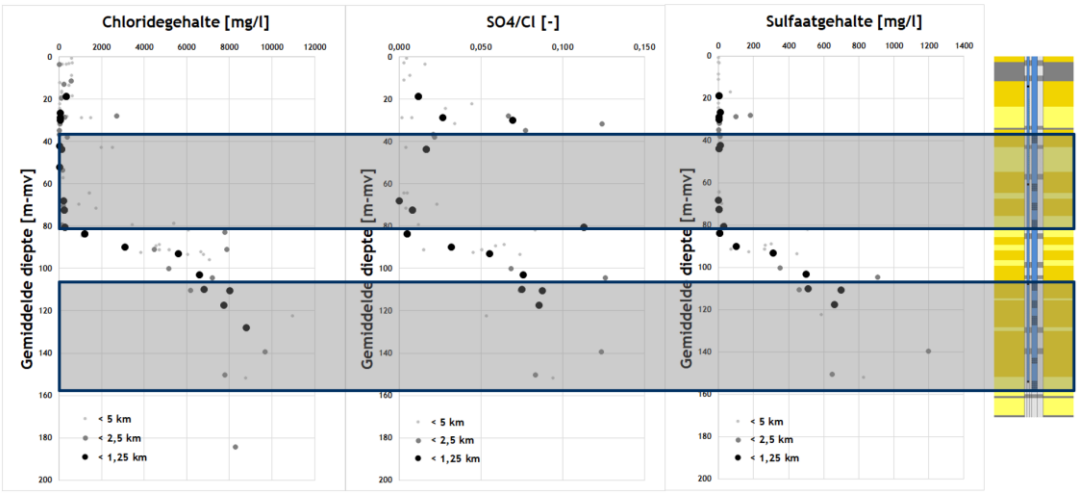
De werkelijkheid is echter complexer: omdat er bij een open bodemenergiesysteem water heen en weer wordt gepompt tussen de bronnen is de bacteriepopulatie in de omgeving van de koude bron in zekere zin verbonden met de bacteriepopulatie in de omgeving van de warme bron. Er is een soort continue kruisbestuiving mogelijk. Om dit nader te onderzoeken is het van belang om onderscheid te maken tussen de bacteriën die zich in het grondwater bevinden en de bacteriën die zijn aangehecht aan de vaste fase (bodemmateriaal, filterbuizen, etc.). De bacteriën die zich hebben gehecht aan de vaste fase ondervinden in het koudere water rond de koude bron een lagere temperatuur dan de bacteriën in het warmere water rond de warme bron. Voor de bacteriën die

zijn gehecht aan de vaste fase zou dan dus na verloop van tijd inderdaad een aanzienlijk verschil in aantallen kunnen ontstaan.
De bacteriën die zich in het grondwater bevinden worden met het grondwater meegevoerd en zodoende periodiek verplaatst van de warme bel naar de koude bel en vervolgens weer terug. Door de “kruisbestuiving tussen beide bronnen” ontwikkelen de bacterie-aantallen zich niet onafhankelijk van elkaar. Het grote verschil in de toename in het aantal bacteriën tussen de warme bron en de koude bron zal daardoor in de praktijk kleiner zijn dan het rekenvoorbeeld suggereert. Wel is bekend dat de aantallen bacteriën die zijn gehecht aan de vaste fase vele malen groter zijn dan de aantallen die zich in het grondwater bevinden. Grösbacher et al. (2018) geven aan dat in aquifers meestal meer dan 99% van de bacteriën is aangehecht aan het sediment, waarbij wordt verwezen naar Griebler en Lueders (2009). Dat betekent, dat de invloed van de aangehechte bacteriën in de omgeving van de warme bron na verloop van tijd inderdaad groter kan zijn dan die van de bacteriën die zijn aangehecht in de omgeving van de koude bron.

3.2.3 Project V

Project V betreft een monobron met het ondiepe bronfilter in het zoete, sulfaatarme grondwater en het diepe bronfilter in het zoute sulfaatrijke grondwater (zie Figuur 3.6). De analyseresultaten van de grondwatermonsters die zijn genomen uit de bronfilters voorafgaande aan de ingebruikname zijn in overeenstemming met dit beeld: in het grondwater uit het ondiepe bronfilter is geen sulfaat aangetoond (concentratie < 5 mg/l) en in het grondwater uit het diepe bronfilter is een sulfaatgehalte van 550 mg/l gemeten. Daarmee is de redoxtoestand ter hoogte van het ondiepe bronfilter methanogeen en ter hoogte van het diepe bronfilter sulfaatreducerend. Verder blijkt uit de bodemopbouw in Figuur 3.6 dat geen duidelijke scheidende laag aanwezig is tussen beide bronfilters.

Figuur 3.6 | Overzicht met de concentraties van sulfaat, chloride en SO4/Cl (grafieken links), uitgezet tegen de diepte en de boorstaat, filterstelling en aanvulling van de monobron (rechts). De trajecten van het ondiepe en het diepe filter van de monobron zijn met rechthoeken aangegeven en over de grafieken heen geplot.

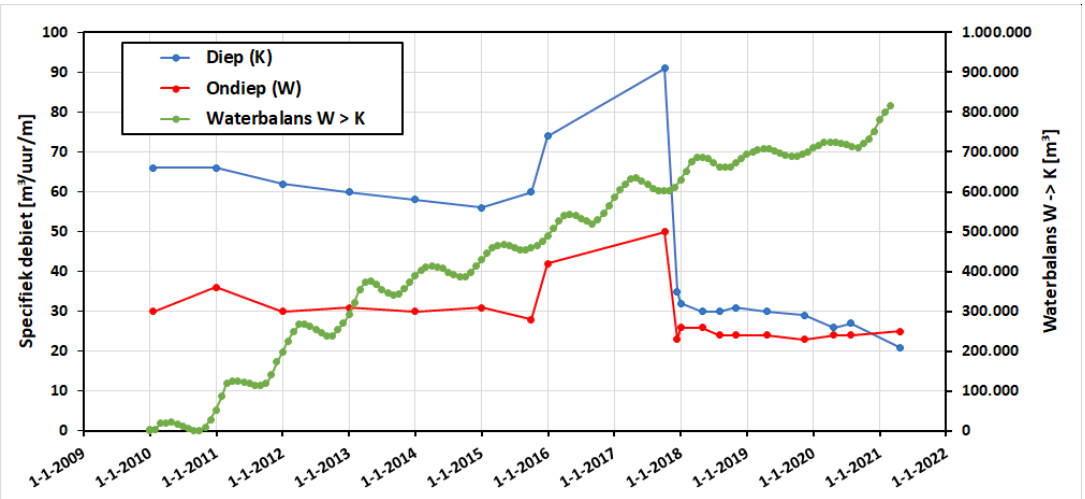


In Figuur 3.7 is het verloop van de water(on)balans weergegeven, samen met de specifieke debieten van het ondiepe en diepe bronfilter. Bij dit project wordt in het winterseizoen aanzienlijk meer grondwater verpompt dan in het zomerseizoen, waardoor er sinds de inbedrijfname - netto gezien - meer dan 800.000 m³ van het warme (ondiepe) bronfilter naar het koude (diepe) bronfilter

is verpompt. Vanwege het ontbreken van een duidelijke scheidende laag zal er dan diep zout grondwater worden aangetrokken in het ondiepe bronfilter, waardoor sprake zal zijn van menging van dit zoute, sulfaatrijke grondwater met het sulfaatarme water dat afkomstig is van de diepte van het ondiepe bronfilter. Gezien de ervaringen bij de andere beschreven projecten is dan op termijn verstopping te verwachten.

De metingen van de specifieke debieten bevestigen deze verwachting: de afwijkend hoge specifieke debieten uit de periode 2015-2017 buiten beschouwing gelaten (waarschijnlijk niet betrouwbaar), begint het specifieke debiet van de koude bron al snel na de inbedrijfname geleidelijk terug te lopen. De laatste meting (2021) geeft aan dat het specifiek debiet is afgenomen tot ongeveer één derde van de opleverwaarde. De capaciteit van het ondiepe bronfilter (warm) is ook iets afgenomen, maar deze afname is gering in vergelijking met het diepe bronfilter (koud). Logische verklaring is dat bronnen bij infiltratie over het algemeen meer verstoppen dan bij onttrekking (zeker wanneer sprake is van processen die leiden tot de vorming van verstoppend materiaal) en er in het ondiepe bronfilter vooral is onttrokken en in het diepe bronfilter vooral is geïnfiltreerd.

Figuur 3.7 | Verloop van de waterbalans en het specifiek debiet van het diepe en ondiepe bronfilter.



Figuur 3.8 | Foto (links) en de resultaten van de XFF-analyse (rechts) die is uitgevoerd op het vrijgekomen materiaal.

XRF-analyse	
Al2O3	1,9%
Fe2O3	60%
SO3	72%
SiO2	1,5%
gloeirest	36%

In 2017 is overgegaan tot het reinigen van de bron. Voordat de bron gereinigd werd, is een zwarte aanslag met veel zand geconstateerd tijdens het spuien. Op deze aanslag is een XRF-analyse uitgevoerd (analyse met een röntgen fluorescentie spectrometer) om de chemische samenstelling te bepalen (zie Figuur 3.8). Uit de analyse volgt dat de hoofdbestanddelen van het anorganische deel van de aanslag zwavel en ijzer zijn. De gloeirest van 36% geeft aan dat een aanzienlijk gedeelte van het materiaal uit organische stof bestaat (zie b.v. STOWA, 1997). Uit dit gegeven, in combinatie met de zwarte kleur en het feit dat sprake is van menging van sulfaatrijk grondwater met methanogeen grondwater, wordt geconcludeerd dat het voor een belangrijk deel gaat om ijzersulfiden (anorganische deel) en organisch materiaal (vermoedelijk bacteriologisch materiaal).

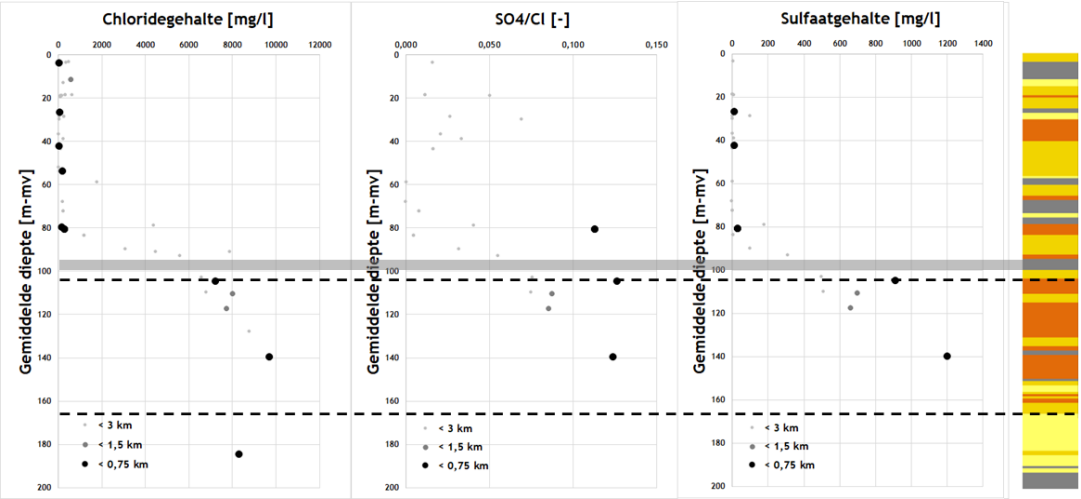
3.2.4 Project W

Om de bovenstaande bevindingen nader te toetsen is ook naar een vergelijkbaar project in de omgeving gezocht waar niet of nauwelijks aanwijzingen bestaan dat er sprake is van verstopping door sulfaatreductie. Dit betreft project W.

Bodemopbouw, filterstelling en grondwaterkwaliteit

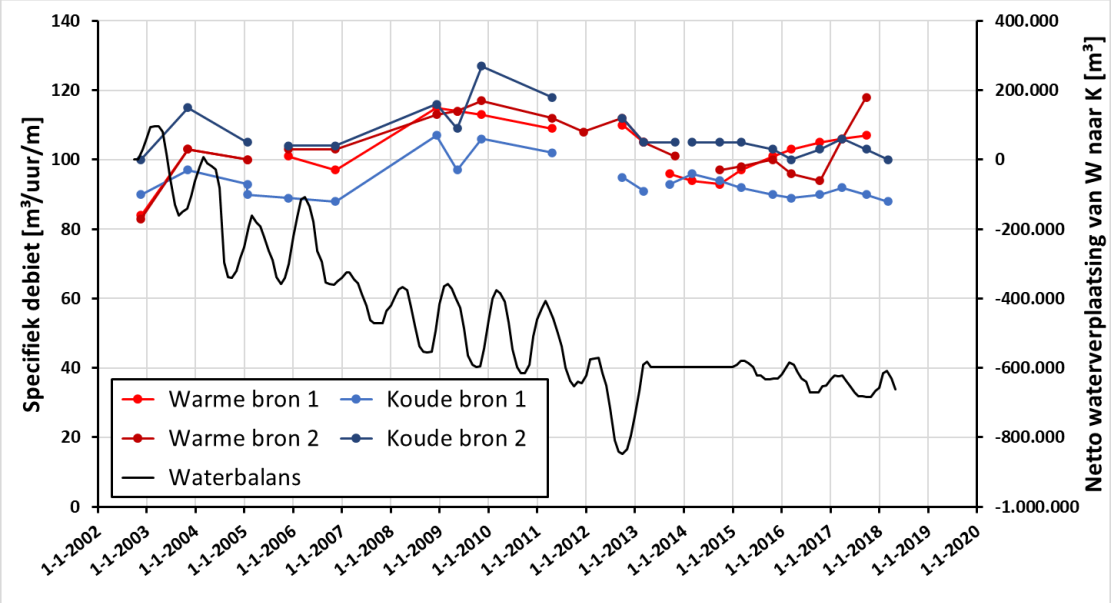
Bij dit project zijn 4 bronnen gerealiseerd, waarbij de gemiddelde diepte van de bovenzijde van de bronfilters op 102 m-mv ligt en de gemiddelde diepte van de onderzijde op 164 m-mv. Figuur 3.9 toont grafieken waarin de beschikbare meetgegevens van het chloridegehalte, het sulfaatgehalte en de SO_4/Cl verhouding zijn uitgezet tegen de diepte, met daarnaast een tekening van de bodemopbouw op locatie. In het figuur is met stippellijnen de gemiddelde diepte van de bovenzijde en onderzijde van de bronfilters aangegeven. De grijze balk geeft de diepteligging van de kleilaag weer die boven het dieptetraject van de bronfilters is aangetroffen. Uit Figuur 3.9 volgt, dat de bronfilters bij dit project volledig in het zoute, diepe grondwater zijn geplaatst, waar sprake is van relatief hoge waarden voor de sulfaatconcentratie en de SO_4/Cl verhouding. Aantrekking van het ondiepere zoete tot brakke grondwater met veel lagere waarden voor de SO_4/Cl verhouding wordt hier verhinderd door de kleilaag die zich vlak boven het filtertraject bevindt.

Figuur 3.9 | Overzicht van de gemeten concentraties sulfaat, chloride en de verhouding daartussen binnen 3 km van de locatie van project W, uitgezet tegen de diepte van het midden van het filter waaruit het monster is genomen. Rechts is de bodemopbouw uit de proefboring weergegeven. De stippellijnen tonen de boven- en onderzijde van het filtertraject van de bronnen. Verder is de kleilaag boven het filtertraject van de bronnen doorgetrokken en over de grafieken geplot.



Het verloop van het specifiek debiet van de bronnen is weergegeven in Figuur 3.10. In deze figuur is ook het verloop van de waterbalans opgenomen. Ondanks dat de onbalans in de verplaatste waterhoeveelheden relatief groot is ten opzichte van die van de eerder beschreven projecten X en Y, zijn er geen tekenen van putverstopping te zien over de meetperiode van ruim 15 jaar.

Figuur 3.10 | Verloop van de waterbalans en het specifiek debiet van de warme en koude bron bij project W.



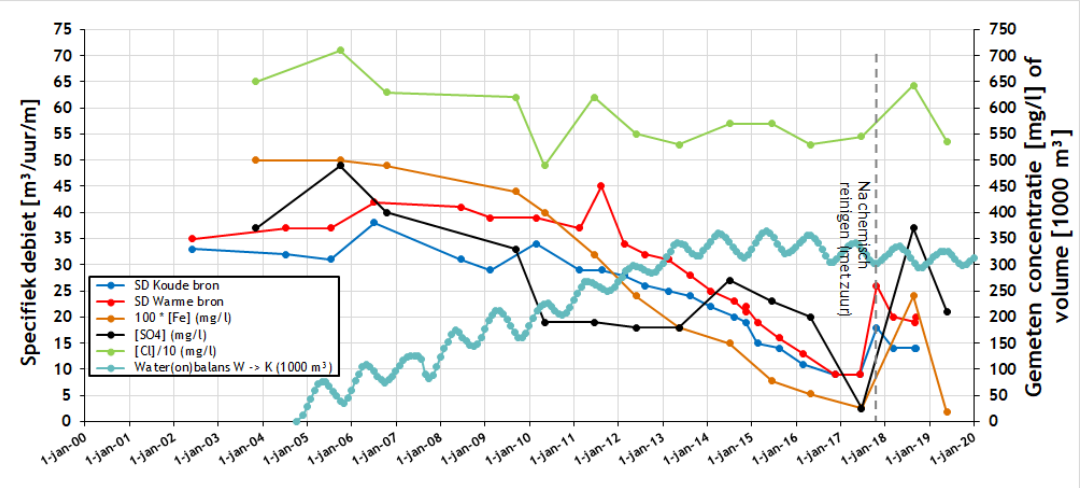
3.3 OMGEVING SLOTERDIJK

3.3.1 Project A

Richlak en Kabus (2008) maken melding van steeds verder afnemende concentraties van onder andere sulfaat en ijzer in grondwater dat meerdere keren is gebruikt voor warmteopslag. Dit is te verklaren door voortschrijdende sulfaatreductie in combinatie met neerslag van ijzersulfiden, waardoor sulfaat en ijzer uit het grondwater worden verbruikt. Opgemerkt wordt, dat in de case van Richlak en Kabus sprake is van warmteopslag op hogere temperatuur. Bij hoge temperatuur warmteopslag wordt als gevolg van de verhoogde temperatuur ook organische stof gemobiliseerd dat aanwezig is in de sedimenten van het watervoerende pakket. Dit kan ervoor zorgen dat het proces blijft optreden en niet ophoudt door uitputting van het beschikbare organische koolstof.

Een langjarige meetreeks van gemeten concentraties sulfaat en ijzer kan zodoende ook aanwijzingen bevatten voor de voortgang van dit proces. Bij de meeste projecten in Amsterdam is een dergelijke meetreeks echter niet beschikbaar. Een uitzondering is project A, waarbij ook sprake is geweest van putverstoppingen die gerelateerd lijken te zijn aan sulfaatreductie. Van dit project is een reeks meetgegevens beschikbaar van de grondwaterkwaliteit, waarbij relatief veel macroparameters zijn gemeten over een periode van meer dan 15 jaar. In Figuur 3.11 zijn de belangrijkste meetgegevens in grafiek vorm weergegeven.

Figuur 3.11 | Verloop van het specifiek debiet van de bronnen, de concentraties ijzer, sulfaat en chloride en de water(on)balans.



In de bovenstaande figuur vallen een aantal zaken op:

1) De specifieke debieten van de warme bron en de koude bron zijn gedurende de eerste 8 à 10 jaar (2002-2011) min of meer stabiel en nemen vervolgens steeds sneller af.
2) De afname van de specifieke debieten gaat gepaard met een afname van de concentratie ijzer in het grondwater. Deze afname van de ijzerconcentratie lijkt al wat eerder te beginnen dan de afname van het specifieke debiet.
3) Ook de sulfaatconcentratie (en de SO_4/Cl verhouding) neemt af, maar deze afname is onregelmatiger.
4) Na chemische regeneratie zijn veel hogere concentraties ijzer en sulfaat gemeten, maar deze zijn in de daaropvolgende meting ook alweer sterk afgenomen.
5) In de periode 2005-2013 is sprake van een onbalans, waardoor elk jaar wat vers grondwater wordt bijgemengd.

De uit de omgeving beschikbare metingen van het sulfaat- en chloridegehalte en de verhouding daartussen zijn weergegeven in Figuur 3.12. In dit figuur zijn ook de bronconstructies en de bodemopbouw uit de boorstaten van de bronnen opgenomen. Hieruit volgt, dat tussen 80 en 120 m diepte sprake is van een overgang van water met lage waarden voor het sulfaatgehalte en de SO_4/Cl verhouding (ondiep) naar veel hogere waarden in het diepere grondwater. De bronfilters van dit systeem bevinden zich in hetzelfde dieptetraject als deze overgang in grondwaterkwaliteit. Deze bevindingen wijzen dan ook in de richting van hetzelfde verstoppingsproces, met de metingen van de grondwaterkwaliteit als bewijsmateriaal. De waargenomen afname van de concentraties ijzer en sulfaat en de versnelling die daarin te zien is, kan worden verklaard vanuit het langdurig verschuiven van de waterbalans in de periode 2005-2013. Deze verschuiving in de waterbalans heeft gezorgd voor het frequent bijmengen van vers grondwater en daarmee is sprake geweest van een frequente aanvoer van organisch koolstof. Hierdoor werd het bacteriologische groeiproces regelmatig van ‘nieuw voedsel’ voorzien en konden de aantallen sulfaatreducerende bacteriën steeds verder toenemen. Hierdoor kon het sulfaatreductieproces in de omgeving van de bronnen

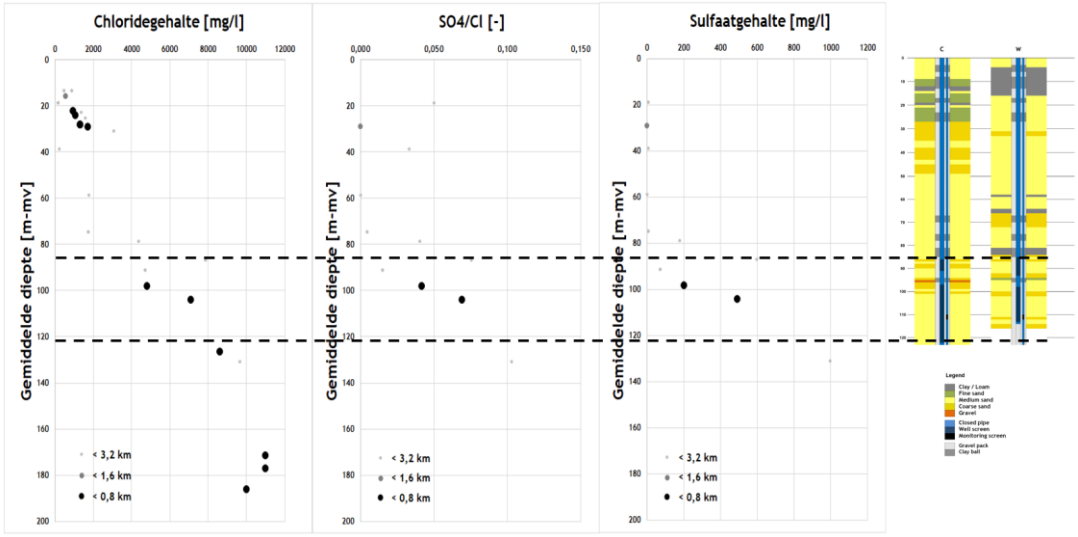
steeds sneller verlopen, met steeds sneller afnemende concentraties van ijzer en sulfaat tot gevolg.

Verder blijkt dat het chemisch reinigen bij dit project slechts kortdurend effect heeft gehad. Dit is te verklaren vanuit de aanwezigheid van verhoogde concentraties bacteriën in de omgeving van de bronnen. Door het chemisch reinigen wordt een deel van de bacteriën gedood, maar een ander deel van de bacteriën wordt niet bereikt (doordat de bacteriën op enige afstand van de bron aanwezig zijn of in verstopte delen, waar het regeneratiemiddel niet naartoe kan stromen). Aangezien de aanleiding van de verstopping (het bij elkaar brengen van sulfaat en reactief organisch koolstof) niet is weggenomen en er ook na het chemisch reinigen nog steeds verhoogde concentraties bacteriën aanwezig zijn op plaatsen die niet zijn bereikt met het reinigingsmiddel, kan de microbiologische populatie zich relatief snel herstellen en wordt het proces al snel weer voortgezet met afnemende concentraties sulfaat en ijzer tot gevolg. Ook bij chemische regeneraties van bronnen met ijzer(hydr)oxide-verstoppingen zijn snel terugkerende verstoppingen op deze manier verklaard (Van Beek, 2010).

Opgemerkt wordt ook dat bij chemisch reinigen, waarbij sterk oxiderende middelen worden ingezet, een deel van de ijzersulfide neerslagen kan worden omgezet in ijzer(hydr)oxiden waardoor een deel van het verstoppende materiaal wordt vervangen door een ander verstoppend materiaal.

De bovenstaande bevindingen wijzen uit dat het regelmatig meten van de grondwaterkwaliteit (met tenminste de parameters Fe^{2+}, SO_4^{2-} en Cl^-) in combinatie met het volgen van het verloop van het specifieke debiet in de tijd, vroegtijdig inzicht kan geven in de processen die gaande zijn in de ondergrond.

Figuur 3.12 | Overzicht van de gemeten concentraties sulfaat en chloride en de verhouding daartussen binnen 3,2 km van de locatie van project A, uitgezet tegen de diepte van het midden van het filter waaruit het monster is genomen. Rechts is de bodemopbouw en de filterstellingen van de bronnen weergegeven. De stippellijnen tonen het filtertraject.

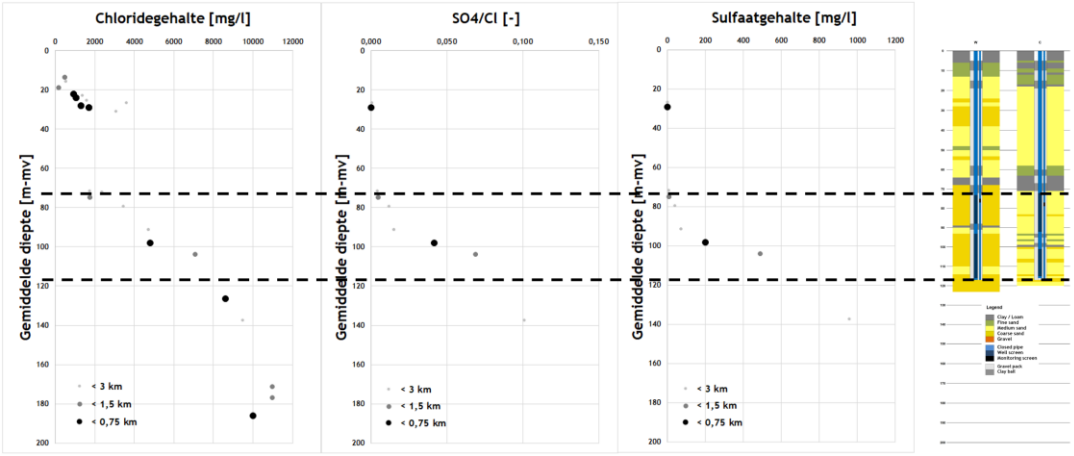


Bij dit project zijn nieuwe bronnen gerealiseerd, waarbij de bronfilters op grotere diepte en daarmee op ruime afstand van de grondwaterkwaliteitsovergang zijn geplaatst.

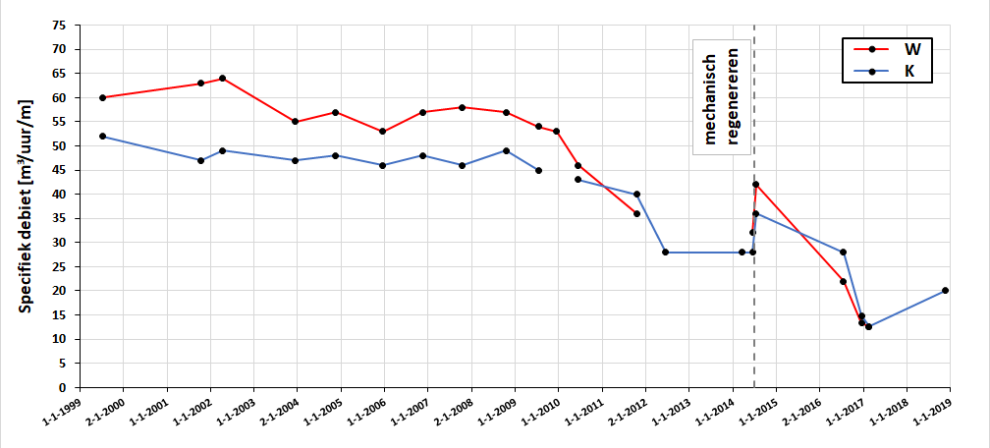
3.3.2 Project B

Ook bij dit project is sprake van putverstopping, waarbij zwarte/grijze neerslagen zijn waargenomen en waarbij er op de camerabeelden aanwijzingen gevonden zijn voor bacteriologische biomassa. De bronfilters zijn op vergelijkbare diepte geplaatst als bij project A en ook hier is ter hoogte van het filtertraject een overgang aanwezig van sulfaatarm grondwater naar sulfaatrijk grondwater (Figuur 3.13). Uit de gemeten specifieke debieten blijkt, dat ook bij dit project in de eerste 10 jaar geen noemenswaardige verstopping is waargenomen (Figuur 3.14). Verder blijkt dat het specifiek debiet na mechanisch reinigen enigszins is verbeterd, maar nog wel achter blijft ten opzichte van de opleverwaarden. Na het mechanisch reinigen wordt het verstoppingsproces weer voortgezet. Uiteindelijk is ook voor dit project besloten om nieuwe bronnen te boren met de bronfilters op grotere diepte, zodat de oorzaak van het verstoppingsproces wordt weggenomen.

Figuur 3.13 | Overzicht van de gemeten concentraties sulfaat en chloride en de verhouding daartussen binnen 3 km van de project B, uitgezet tegen de diepte van het midden van het filter waaruit het monster is genomen. Rechts is de bodemopbouw en de filterstellingen van de bronnen weergegeven. De stippellijnen tonen het filtertraject.



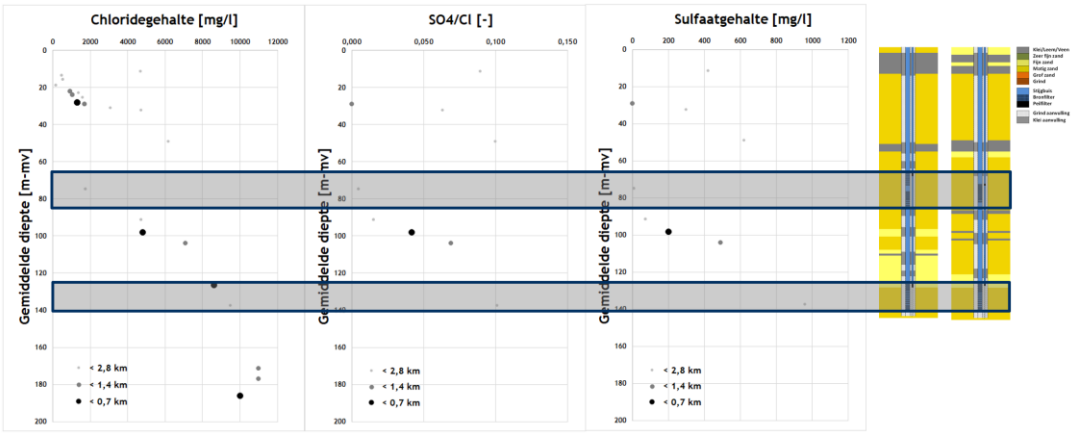
Figuur 3.14 | Verloop van het specifiek debiet van de bronnen, vanaf de oplevering in 1999.



3.3.3 Project C

Bij dit project zijn twee monobronnen gemaakt waar sprake is geweest van putverstoppingen. Op camerabeelden is een zwartgrijze aanslag te zien en zijn er aanwijzingen voor bacteriegroei. Grondwaterkwaliteitsmetingen uit de omgeving wijzen uit dat ter hoogte van de ondiepe bronfilters van de monobronnen sprake is van sulfaatarm grondwater en ter hoogte van de diepe bronfilters sulfaatrijk grondwater aanwezig is (Figuur 3.15). Hoewel het grondwater op beide dieptes zout is, heeft het diepe grondwater een aanzienlijk hoger chloridegehalte dan het ondiepere grondwater.

Figuur 3.15 | Overzicht van de gemeten concentraties sulfaat en chloride en de verhouding daartussen binnen 2,8 km van de project C, uitgezet tegen de diepte van het midden van het filter waaruit het monster is genomen. Rechts zijn de bodemopbouw en de filterstellingen van de bronnen weergegeven. De trajecten van het ondiepe en het diepe filter van de monobron zijn met rechthoeken aangegeven en over de grafieken heen geplot.

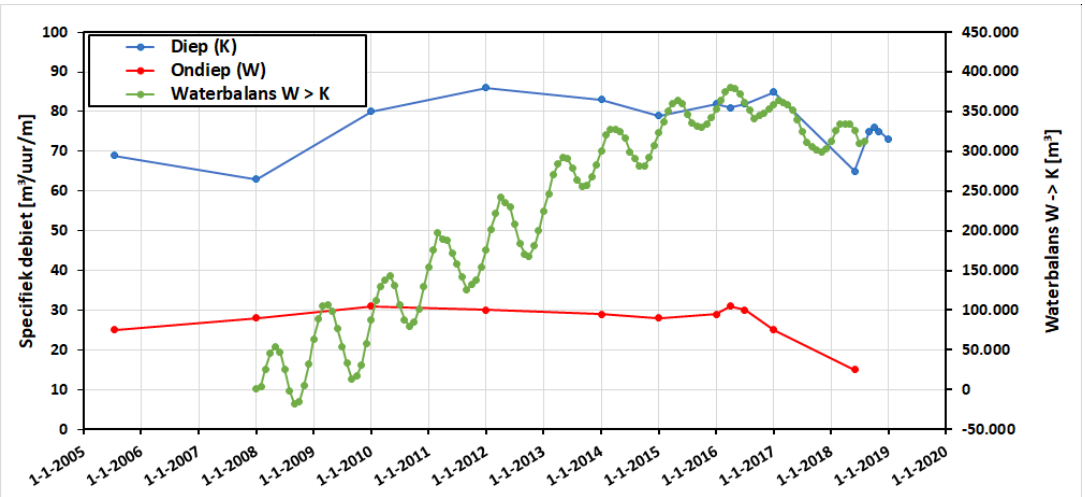


Uit de gegevens over de specifieke debieten en de waterbalans van monobron 1 volgt dat er gedurende de eerste 11 jaar na oplevering van de bronnen geen aanwijzingen zijn geweest voor verstopping (zie Figuur 3.16). In de periode 2008 tot begin 2016 is in het winterseizoen structureel meer grondwater verpompt dan in het zomerseizoen, waardoor sprake was van een netto waterverplaatsing van het warme bronfilter (ondiep) naar het koude bronfilter (diep). Vanaf de winter van 2016-2017 keert deze trend om en wordt de wateronbalans weer kleiner. Opvallend is dat vanaf dat moment ook de specifieke debieten van de bronfilters afnemen, waarbij het specifieke debiet van het warme bronfilter in twee jaar tijd halveert. Bij monobron 2 is een vergelijkbaar beeld te zien, hoewel de mate van verstopping minder ver gevorderd was dan bij monobron 1.

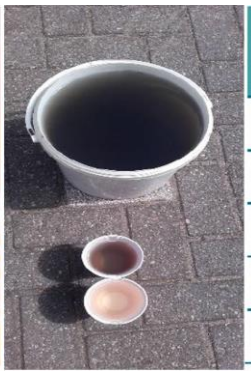
In 2018 zijn beide monobronnen geregenereerd met chloorbleekloog. Het water dat na het inbrengen van chloorbleekloog werd gespuid had een oranje kleur, kenmerkend voor ijzer(hydr)oxides (Figuur 3.17, links). Dit duidt op de aanwezigheid van een ijzerverbinding als onderdeel van het verstoppende materiaal. Rond de regeneratie van 2018 is ook water uit het diepe en het ondiepe peilfilter van monobron 1 gehaald, en bij het ter plekke mengen van beide monsters verkleurde het mengsel binnen enkele minuten van helder naar zwart (Figuur 3.17, midden). Ook is er bij beide monobronnen bij het spuien een sterke ‘mestgeur’ waargenomen, kenmerkend voor H_2S gas. Volgens Van Beek et al (2000) kan de stank van H_2S, het product van biologische sulfaatreductie, een aanwijzing zijn voor een vergevorderde verstopping van biomassa. Van monobron 1 is een monster genomen van de neerslag welke is geanalyseerd met

röntgenfluorescentie (XRF-analyse). Uit de analyseresultaten blijkt dat zwavel en ijzer de hoofdbestanddelen zijn, wat duidt op de aanwezigheid van ijzersulfides (Figuur 3.17, rechts). Verder wijst de gloeirest van 33% erop, dat een aanzienlijk deel van het materiaal organisch van aard is.

Figuur 3.16 | Verloop van de waterbalans en het specifiek debiet van het diepe en ondiepe bronfilter van monobron 1.



Figuur 3.17 | Links: Spuiwater monobron 2 na inbrengen chloorbleekloog. Midden: zwarte verkleuring na mengen helder water uit ondiepe en diepe bronfilter monobron 1. Rechts: resultaat XRF-analyse verstoppingsmateriaal uit monobron 1.



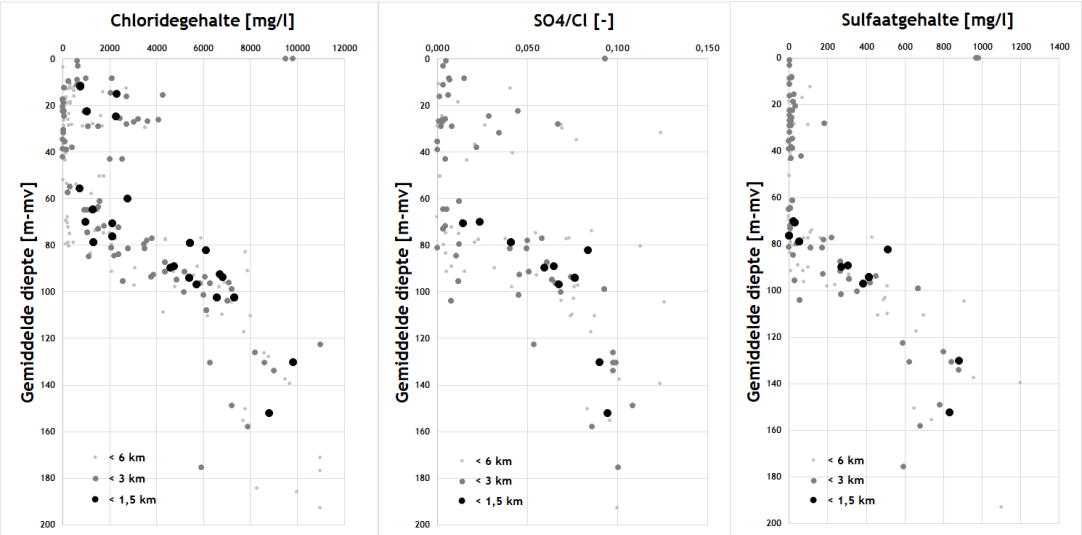
XRF analyse monster in %	
Al2O3	0,2
Fe2O3	62
SO3	88
SiO2	1,3
gloeirest	33%

3.4 OVERIGE PROJECTEN AMSTERDAM

In paragraaf 3.2 en 3.3 is slechts een deel van de verdachte locaties beschreven. Ook in andere delen van de stad zijn verdachte gevallen gemeld, zoals in het Centrum, Noord, IJburg en Oost. De beschikbare grondwaterkwaliteitsgegevens binnen een straal van 6 km van het centrum van Amsterdam zijn in grafieken weergegeven in Figuur 3.18. De diepte van de grondwaterkwaliteitsovergang varieert per stadsdeel. Wel kan over het algemeen worden gesteld, dat de verhouding SO_4/Cl in het grondwater op dieptes groter dan 120 m-mv over het algemeen om en nabij 0,1 ligt en vrij stabiel is. Projecten waarvan de bronfilters geplaatst zijn in dit diepe zoute en sulfaatrijke grondwater en waarbij het aantrekken van het ondiepere sulfaatarme grondwater onwaarschijnlijk is (b.v. door de aanwezigheid van kleilagen/stoorlagen tussen de bronfilters en het sulfaatarme grondwater en/of een ruime verticale afstand tot het sulfaatarme grondwater)

vertonen maar weinig verstoppingsverschijnselen. Tussen 60 à 70 m diepte en 100 à 120 m diepte is een overgang te zien van sulfaatarm grondwater met lagere chloridegehaltes (ondiep) naar het dieper gelegen zoute, sulfaatrijke grondwater. Het overgrote deel van de projecten die met verstoppingsproblemen te maken hebben gehad en als verdacht zijn aangemerkt, hebben bronfilters op of nabij de grondwaterkwaliteitsovergang.

Figuur 3.18 | Overzicht van de gemeten concentraties sulfaat en chloride en de verhouding daartussen binnen 6 km van het centrum van Amsterdam, uitgezet tegen de diepte van het midden van het filter waaruit het monster is genomen.



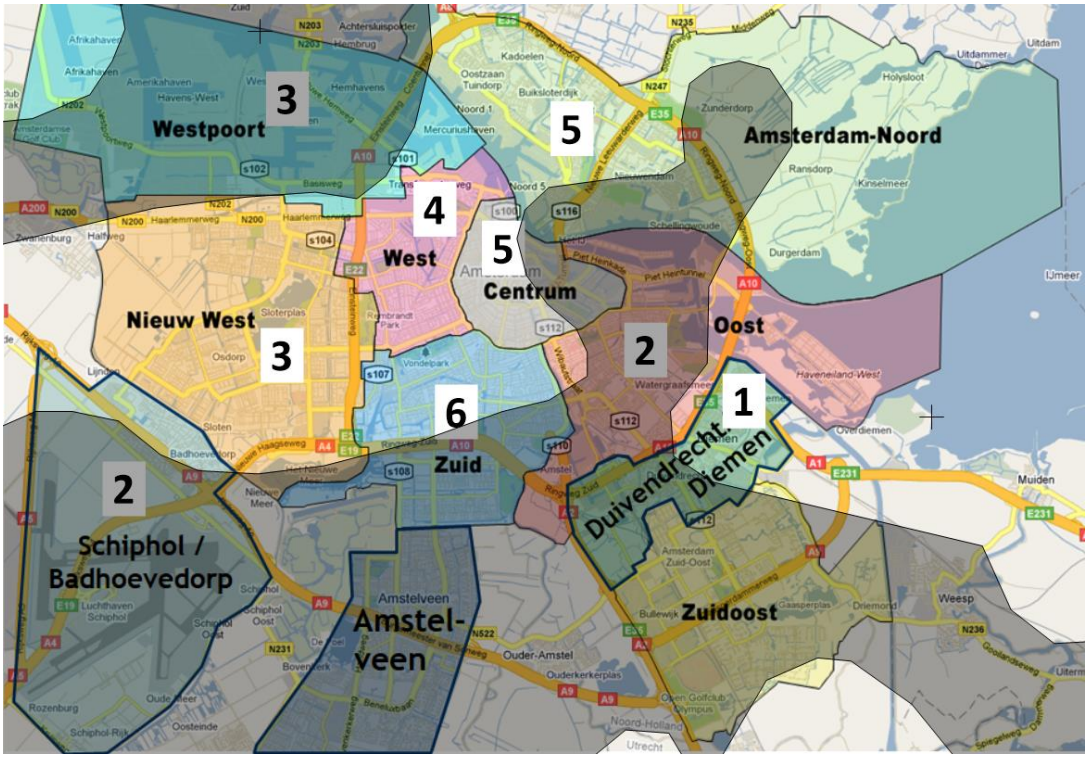
Opvallend in Figuur 3.1 is dat er in Zuidoost en Amstelveen geen gevallen zijn gemeld. Grondwaterkwaliteitsgegevens uit die gebieden geven aan dat de grondwaterkwaliteitsovergang zich hier wat ondieper bevindt. Mogelijke verklaringen zijn:

Grondwaterstromingssituatie en de historie daarvan
Deze gebieden hebben een relatief lage ligging, waardoor momenteel overwegend sprake is van een kwelsituatie en dus van opwaartse grondwaterstroming (dit wordt bevestigd door de kwel en infiltratie kaart). Hierbij moet worden opgemerkt, dat het grondwater op de diepte waarop open bodemenergiesystemen worden toegepast mogelijk enkele duizenden jaren oud is. De diepteligging van de grondwaterkwaliteitsovergang hangt daardoor slechts beperkt samen met de huidige kwel- en infiltratiesituatie. Vooral de grondwaterstromingssituatie in de afgelopen honderden tot duizenden jaren is hier van belang, dus nog voor de relatief recente inpolderingen van bijvoorbeeld de Haarlemmermeer, Bijlmermeer, Diemermeer en Buikslotermeer. Waarschijnlijk is hierbij ook van belang dat in het wat verdere verleden in de kustgebieden van Nederland sprake is geweest van dikke veenpakketten die ruim boven zeeniveau uit staken (zie b.v. Vos, 2015; Velstra en Te Winkel e.a., 2014 en de website *https://www.kwaad.net/Westfriesland-Veen.html*), waardoor op grote schaal sprake was van infiltratie van regenwater via deze veenpakketten. Vanaf het moment dat men deze veenpakketten begon te ontwateren (Middeleeuwen), zijn deze veenlagen gaan inklinken en oxideren waardoor er nog maar weinig van over is gebleven. Deze (historische) veenpakketten kunnen de grootschalige verbreiding van methaanhoudend (relatief) zoet grondwater in West-Nederland verklaren.

Verbreiding van scheidende lagen

In Zuidoost en Amstelveen is de eerste kleiige eenheid van de Formatie van Waalre aanwezig. Deze kleilaag bevindt zich volgens REGIS II v2.2 in Amsterdam en omgeving op een diepte van ongeveer 75 m-NAP en bemoeilijkt daardoor de verspreiding van het ondiepe grondwater naar grotere dieptes. Opvallend is dat deze kleilaag volgens REGIS ontbreekt in de stadsdelen waar de grootste aantallen verdachte projecten zijn gemeld (zie Figuur 3.19). De combinatie van een infiltratiesituatie en het ontbreken van deze scheidende laag kan leiden tot een grotere diepte van de grondwaterkwaliteitsovergang en maakt het bovendien makkelijker om dit ondiepere grondwater aan te trekken met een open bodemenergiesysteem.

Figuur 3.19 | Kaart met het aantal verdachte locaties per stadsdeel, waarop de verbreiding van de eerste kleiige eenheid van de Formatie van Waalre is aangegeven met de grijze vlakken (gebaseerd op REGIS II v2.2).



3.5 OVERIGE PROJECTEN BUITEN AMSTERDAM

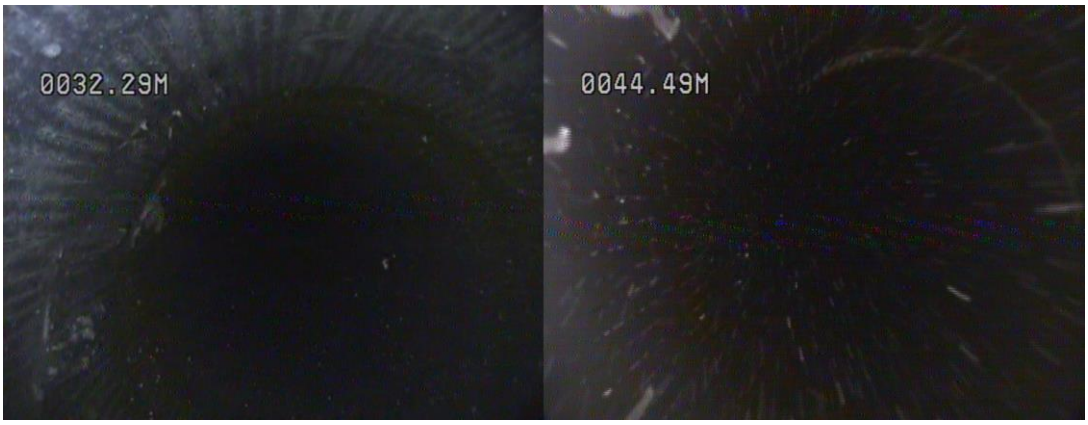
Enkele projecten buiten Amsterdam zijn betrokken bij het onderzoek, omdat deze aanvullende informatie geven.

3.5.1 Project Leiden

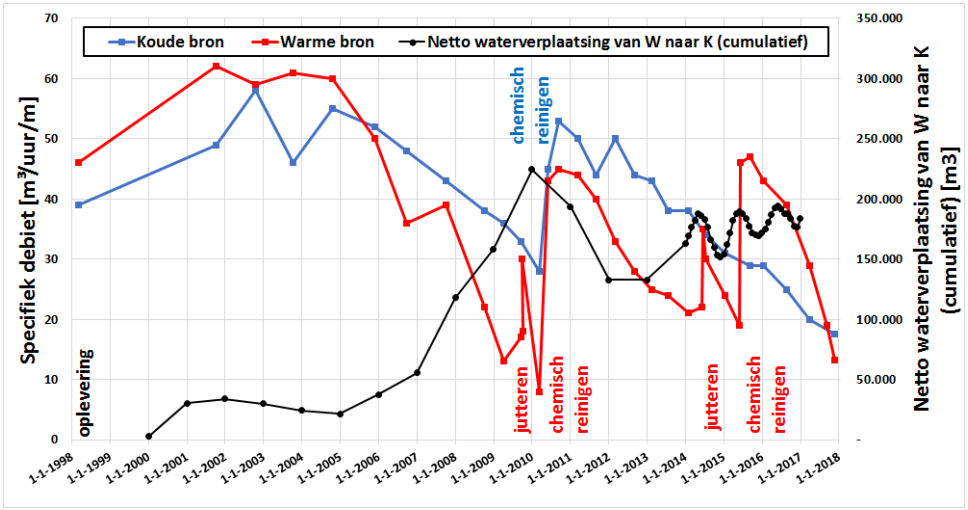
Dit bodemenergiesysteem in Leiden is eind jaren ’90 in bedrijf genomen en heeft te maken met bronverstopping. Op de beelden van de camera inspecties is een duidelijke zwarte tot grijze neerslag te zien aan de binnenkant van de bronbuizen (zie Figuur 3.20). Er lijkt ook sprake van slijmerige aangroei op de buizen. De bronfilters zijn bij dit project geplaatst tussen 21 en 48 m-mv in het eerste watervoerende pakket. Uit de grondwaterkwaliteitsgegevens van de proefboring blijkt dat de samenstelling van het grondwater vlak boven het filtertraject (14-15 m-mv: chloridegehalte

480 mg/l, sulfaatgehalte 5 mg/l en methaangehalte 11 mg/l) sterk afwijkt van dat van het grondwater op de diepte van het onderste deel van het filtertraject (45-46 m-mv: chloridegehalte 7.100 mg/l, sulfaatgehaltes 580 mg/l en methaangehalte < 0,2 mg/l). Ook hier is dus sprake van menging van sulfaatrijk grondwater met sulfaatarm (en bovendien methaanhoudend) grondwater.

Figuur 3.20 | Screenshots uit de camerabeelden, waarin de zwarte aanslag op de binnenzijde van het bronfilter te zien is. Links de koude bron en rechts de warme bron.



Figuur 3.21 | Historisch verloop van het specifiek debiet op basis van de onderhoudsrapporten en de waterbalans.



De conditie van de bronnen is in de periode 2005-2010 sterk achteruitgegaan (zie Figuur 3.21), waarbij opvalt dat de warme bron sneller verslechtert dan de koude bron. Eind 2009 is de warme bron mechanisch gereinigd door middel van jutteren, maar de behaalde verbetering was slechts van zeer korte duur. Bij de chemische regeneratie van juni 2010 is het specifiek debiet van beide bronnen sterk verbeterd. Vervolgens is het verstoppingsproces echter weer op gang gekomen, waarbij de warme bron wederom sneller verstopte dan de koude bron. Na de mechanische reiniging van de warme bron in 2014 zakte het specifieke debiet van de warme bron ook alweer snel terug, maar wel minder snel dan in 2009/2010. In 2015 is de warme bron nogmaals chemisch gereinigd, waarna het specifiek debiet weer snel begon af te nemen. De belangrijkste constateringen zijn:

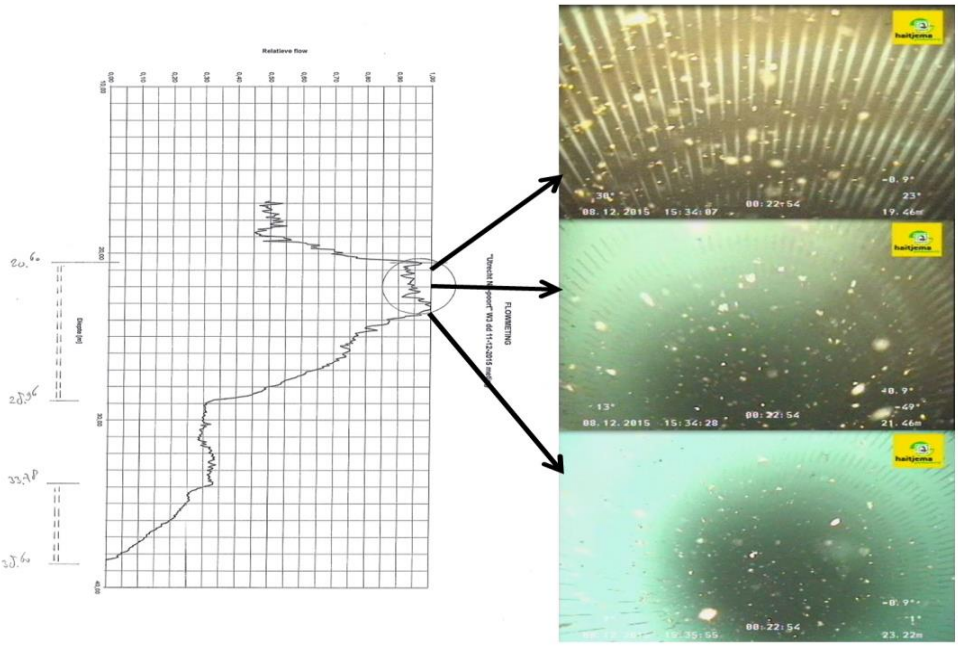
1. Het verstoppingsproces verloopt in de warme bron duidelijk sneller dan in de koude bron.
2. Mechanisch reinigen heeft slechts kortdurend effect.

3. Na chemisch reinigen gaat het verstoppingsproces ook verder, maar verloopt de verstopping wel duidelijk minder snel dan na mechanisch reinigen.
4. De snelheid waarmee de verstopping optreedt, neemt in de loop van de jaren steeds verder toe. Dit heeft tot gevolg dat er steeds vaker geregenereerd moet worden: de tijd tussen opeenvolgende regeneratie acties neemt af.
5. Opvallend is de samenloop tussen de oplopende wateronbalans en de afname van de specifieke debieten van de bronnen.

3.5.2 Project Utrecht

In het centrum van Utrecht zijn ook projecten aanwezig, waarbij sprake is van putverstoppingen en waarbij sprake is van bacteriologisch materiaal in combinatie met zwarte neerslag en waarnemingen van een rotte eieren lucht. In één van de bronnen, die tot op dat moment alleen was gebruikt voor onttrekking is een camera inspectie en een flowmeting uitgevoerd. Uit de flowmeting kwam naar voren dat het bovenste deel van het bronfilter niet of nauwelijks water levert. Uit de camerabeelden blijkt, dat in dit gedeelte van het bronfilter sprake is van een zwarte aanslag op de binnenzijde van de filterbuis en er lijkt geelkleurig materiaal aanwezig in de filterspleten. Het gedeelte van het bronfilter dat wel water levert ziet er op de camerabeelden schoon uit. Dit wijst uit dat de verstopping gepaard gaat met het zwarte materiaal vanaf de diepte in de bron waarop het diepere grondwater voor het eerst gemengd wordt met het afwijkende ondiepere grondwater. In het grondwater zijn ook veel ‘vlokken’ aanwezig, waarvan het sterke vermoeden bestaat dat het gaat om bacteriologisch materiaal.

Figuur 3.22 | Links: Resultaten flowmeting met aan de linkerzijde de filterdieptes en rechts de gemeten relatieve stroomsnelheid. Rechts: Camerabeelden van verschillende dieptes, waarbij naar beneden wordt gekeken in het bronfilter.



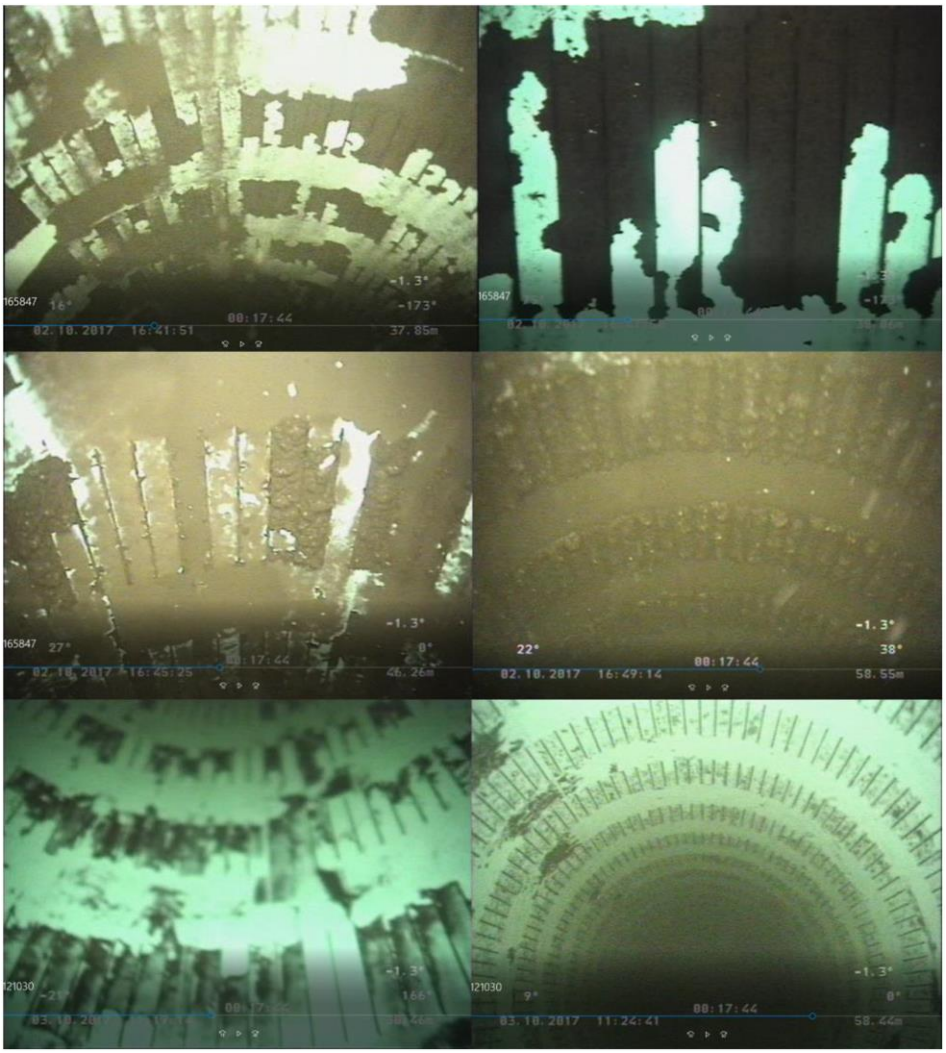
3.5.3 Project Alkmaar

Ook bij dit project is 5 à 6 jaar na de realisatie bronverstopping ontstaan en is een overgang aanwezig van zoet, sulfaatarm grondwater naar veel zouter, sulfaatrijk grondwater. Het bronfilter van de warme bron is hier relatief ondiep geplaatst en dat van de koude bron op grotere diepte. In

de referentiemetingen is in het grondwater uit de warme bron een chloridegehalte van 260 mg/l gemeten, is geen sulfaat aangetoond (< 5 mg/l) en is een aanzienlijk methaangehalte van ruim 25 mg/l gevonden. Van het koude bronfilter zijn geen analyseresultaten beschikbaar, maar op basis van metingen in de omgeving wordt op deze diepte grondwater verwacht met chloridegehaltes tussen 12.000 en 16.000 mg/l en sulfaatgehaltes tussen 1.500 en 2.500 mg/l. Er is hier dus een groot verschil in grondwaterkwaliteit tussen de dieptes van het warme bronfilter en de diepte van het koude bronfilter. De samenstelling van het ondiepe grondwater wijst op een methanogene redoxtoestand en ter hoogte van het diepe grondwater zal sprake zijn van sulfaatreducerende condities.

De camera-inspectie voor reiniging laat een donkere (zwarte) aanslag zien op de binnenwand van de warme bron. Opvallend is dat de kleur van de aanslag grijsachtig is als de camera naar beneden gericht is en zwart als de camera loodrecht op de wand van de buis gericht is. De (schijnbare) kleur van de aanslag verandert dus met de lichtinval. Ter plaatse van het filter is op meerdere plekken duidelijk een (bacteriologische) aangroei zichtbaar rondom de filterspleten.

Figuur 3.23 | Enkele camerabeelden voor reiniging (bovenste 4) en na reiniging (onderste 2).



4 Maatregelen

Dit hoofdstuk gaat in op de vraag hoe om te gaan met de geconstateerde problematiek (op basis van de huidige inzichten). Bij de maatregelen die kunnen worden getroffen, is onderscheid gemaakt tussen het ontwerp van nieuwe systemen (paragraaf 4.1) en de situatie bij bestaande systemen (paragraaf 4.2).

Van belang om te vermelden is dat de bevindingen en adviezen een eerste opzet zijn voor het maken van betere ontwerpen van bodemenergiebronnen op basis van opgedane kennis en ervaring. Schrijvers zijn zich ervan bewust dat voorliggend rapport niet een compleet beeld geeft van alle processen in de bodem. Daarnaast is voor het onderzoek gekeken naar de problemen per individuele situatie. Door het groeiende aantal bodemenergiesystemen kan vermenging van waterkwaliteiten op grotere schaal ook van invloed zijn of, op termijn, worden.

4.1 ONTWERP VAN NIEUWE SYSTEMEN

4.1.1 Amsterdam

Uit hoofdstuk 2 en 3 komt duidelijk naar voren dat de oorzaak van de geconstateerde verstoppingsproblematiek ligt in het mengen van verschillende grondwaterkwaliteiten. In Amsterdam bevindt deze overgang in grondwaterkwaliteit zich globaal tussen 60 à 70 m-mv en 100 à 120 m-mv. De beste manier om de verstoppingsproblematiek te voorkomen is ervoor te zorgen dat deze menging niet optreedt. Dit wordt bevestigd door de positieve ervaringen met projecten waarvan de bronfilters volledig in het diepere relatief zoute grondwater geplaatst zijn en waarbij het aantrekken van het ondiepere grondwater wordt voorkomen.

Doubletten

Voor de situatie in Amsterdam zou de meest eenvoudige methode dan zijn om de bronfilters altijd zo diep mogelijk te plaatsen en bij voorkeur dieper dan 120 m-mv. Ook bij het diep plaatsen van de bronfilters is het echter mogelijk om op termijn het ondiepere grondwater aan te trekken, vooral wanneer langdurig sprake is van een grote onbalans in de verplaatste waterhoeveelheden en er geen stoorlagen/scheidende lagen aanwezig zijn die het aantrekken van het ondiepere grondwater verhinderen. In het vooronderzoek dient daarom aandacht te worden besteed aan zowel de grondwaterkwaliteit (diepte grondwaterkwaliteitsovergang) als de bodemopbouw (aanwezigheid stoorlagen/scheidende lagen). Hierbij is van belang dat een grote wateronbalans op termijn tot verhoogde risico's kan leiden. Op basis van de lokale bodemopbouw en grondwaterkwaliteit kunnen de bronfilters eventueel wat ondieper worden geplaatst (b.v. bij een ondiepere ligging van de grondwaterkwaliteitsovergang en/of de aanwezigheid van een kleilaag die het aantrekken van het ondiepere grondwater verhindert).

Monobronnen

In principe geldt het advies om de bronfilters alleen in het diepe zoute, sulfaatrijke grondwater te plaatsen ook voor monobronnen. Op basis van onderzoek naar de lokale bodemopbouw en grondwaterkwaliteit kan worden onderzocht welk diepte bereik beschikbaar is voor de bronfilters van de monobron. Bij een diepe ligging van de grondwaterkwaliteitsovergang en het ontbreken van scheidende lagen/stoorlagen kan deze insteek leiden tot een grote beperking van de capaciteit van

de betreffende monobron, waardoor de haalbaarheid van een monobron in het geding kan komen. In dergelijke gevallen dient een afweging te worden gemaakt tussen het minimaliseren van de kans op verstoppingsproblematiek door 1) het realiseren van monobronnen met een beperkte capaciteit in het diepe zoute, sulfaatrijke grondwater, 2) te kiezen voor een diep doublet in plaats van een monobron of 3) het realiseren van monobronnen met een grotere capaciteit in combinatie met maatregelen om het aantrekken van het ondiepe grondwater te voorkomen/beperken.

Bij de derde optie is van belang dat de water(on)balans bepaalt of het systeem ondiep grondwater, diep grondwater of beide verplaatst. Wanneer sprake is van een netto waterverplaatsing van het diepe bronfilter naar het ondiepe bronfilter, dan verpompt de monobron zout grondwater en wordt het ondiepe sulfaatarme grondwater weggeduwd. In deze situatie vindt dus geen directe menging plaats in de bronnen. Wel kan het ondiepe grondwater bij een onbalans op termijn alsnog worden aangetrokken in het diepe bronfilter door de aantrekkende werking van het diepe bronfilter en het wegduwen van het ondiepe grondwater door het ondiepe bronfilter (ook deels in de richting van het diepe bronfilter). De kans dat dit optreedt en de termijn waarop dat het geval is wordt bepaald door verschillende aspecten, zoals de verticale afstand tussen beide bronfilters, de diepte van de bronfilters ten opzichte van de waterkwaliteitsovergang, de weerstand van de bodemlagen tussen beide bronfilters (aanwezigheid eventuele stoorlagen) en de grootte van de jaarlijkse wateronbalans. Ook kan hierbij nog de kanttekening worden geplaatst dat sprake is van enige mate van afstroming van het zoute infiltratiewater (en toestroming van ondiep grondwater), waardoor aan de stroomopwaartse zijde wat eerder ondiep grondwater kan worden aangetrokken dan de waterbalans suggereert.

Wanneer sprake is van (beginnende) verstopping, dan kan worden overwogen om te sturen op een zekere water(on)balans, waarbij netto van diep naar ondiep wordt gepompt. Het aanpassen van het concept van een opslagsysteem naar een recirculatiesysteem met onttrekking uit het diepe bronfilter en infiltratie in het ondiepe bronfilter is ook een optie, maar de kans op het alsnog aantrekken van het ondiepe grondwater is hierbij aanzienlijk groter dan bij een aanpassing naar een beperkte water-onbalans.

Monitoring

De resultaten van het uitgevoerde onderzoek wijzen op het belang van het meten van de grondwaterkwaliteit en monitoring in het algemeen. Hieruit volgen een aantal aanbevelingen:

I. Bij nieuwe systemen die onder de grondwaterkwaliteitsovergang worden geplaatst, is het advies om de putten uit te rusten met een aantal peilfilters op verschillende dieptes. Hiermee ontstaat de mogelijkheid om de natuurlijke grondwatersamenstelling te meten voorafgaand aan de ingebruikname, en om tijdens de gebruiksfase de veranderingen van de grondwaterkwaliteit te volgen. Het gaat hierbij om peilfilters onderin en bovenin het filtertraject van elke onttrekkings-/infiltratiebron (zodat kan worden gemeten in hoeverre de samenstelling van het aangetrokken grondwater onderin en bovenin het bronfilter verschilt) en op één of meerdere dieptes boven de bronfilters (zodat de variatie van de grondwaterkwaliteit met de diepte kan worden gemeten en gevolgd). Bij voorkeur zijn de geplaatste peilfilters ook geschikt voor een onderwaterpomp, zodat een betrouwbare gasbemonstering mogelijk is (ten behoeve van het meten van het methaangehalte).
II. Vóórdat de eerste retournering plaatsvindt: een referentiemeting uitvoeren door grondwater te bemonsteren uit alle peilbuizen en tenminste te analyseren op de parameters ijzer, sulfaat, chloride en DOC. Hierdoor ontstaat een beeld van de natuurlijke samenstelling van het grondwater op verschillende dieptes. Hiermee wordt het grensvlak

gelokaliseerd en kunnen verstoppingsrisico's door sulfaatreductie worden gemitigeerd voor het systeem zelf en toekomstige systemen in de omgeving.

III. Tijdens de gebruiksfase: Regelmatig meten van de grondwaterkwaliteit (tegen het einde van het zomerseizoen en het winterseizoen) kan helpen om vroegtijdig inzicht te krijgen in het al dan niet aantrekken van grondwater met een andere waterkwaliteit en/of het op gang komen van het sulfaatreductie proces (afname van de concentraties ijzer en sulfaat). De metingen dienen minimaal de parameters ijzer, sulfaat en chloride en DOC te bevatten.

IV. Monitoring van de waterbalans (op maandbasis) en de specifieke debieten van de bronnen (op basis van onderhoudsrapporten en/of door het systeem geregistreerde debieten en drukken).

4.1.2 Buiten Amsterdam

Ook buiten Amsterdam kan menging van methanogeen grondwater met sulfaatrijk grondwater tot verstoppingsproblemen leiden. De situatie met betrekking tot de bodemopbouw en de grondwaterkwaliteit zal echter in veel gevallen anders zijn dan in Amsterdam. Vanwege de ruimtelijke variatie van de grondwaterkwaliteit in de ondergrond zal de diepte van de grondwaterkwaliteitsovergang daardoor afwijken en zijn de dieptes die zijn gevonden in Amsterdam niet zomaar toepasbaar. Daarom wordt aanbevolen om de variatie van de grondwaterkwaliteit met de diepte voorafgaande aan het ontwerp te onderzoeken. De resultaten van dit onderzoek kunnen vervolgens worden gebruikt bij het ontwerp van het nieuw aan te leggen systeem. Het ontwerp dient dan gericht te zijn op het voorkomen of minimaliseren van het mengen van het methanogene grondwater met het sulfaatrijke grondwater.

4.2 BESTAANDE SYSTEMEN

4.2.1 Beheersmaatregelen

Wanneer sprake is van putverstopping, dan zal allereerst onderzocht worden wat de oorzaak van de verstopping is. Als sprake is van putverstopping door sulfaatreductie, dan is de ervaring (zie hoofdstuk 3) dat mechanische en chemische regeneraties slechts een tijdelijk effect hebben. Bij mechanisch reinigen wordt het verstoppende materiaal verwijderd en gaat het proces vervolgens weer verder. Bij chemisch reinigen worden betere resultaten behaald, maar ook hier komt het verstoppingsproces weer terug. Bij het project in Leiden is goed te zien dat in de eerste maanden tot een jaar na het chemisch reinigen het verstoppingsproces sterk is teruggedrongen, maar vervolgens toch weer op gang komt. Dit is te verklaren doordat bij het chemisch reinigen met sterk oxiderende middelen (chloorbleekloog of waterstofperoxide) de bacteriën worden gedood (dit verklaart het stilvallen van het verstoppingsproces), maar alleen op de plekken die met het chemisch reinigingsmiddel worden bereikt. Dit verklaart waarom het verstoppingsproces vervolgens toch weer vrij snel op gang komt: verhoogde aantallen bacteriën zijn nog aanwezig net buiten de zone die is bereikt met het reinigingsmiddel, waardoor de bacteriën zich weer snel kunnen verspreiden naar de bronnen.

Met het mechanisch en chemisch regenereren wordt zodoende vooral het verstoppende materiaal in de directe omgeving van de bronfilters weggenomen, maar het onderliggende proces dat leidt tot de verstopping (mengen van verschillende watersamenstellingen) wordt niet aangepakt. Om het verstoppingsproces te voorkomen of te beheersen is het daarom van belang om niet alleen de symptomen te bestrijden (door middel van regeneratie), maar is het vooral belangrijk om ook de

oorzaak weg te nemen of te beperken: ervoor zorgen dat de menging in de bronnen niet meer optreedt of zo veel mogelijk wordt beperkt. Hierbij is het belangrijk om na te gaan op welke diepte de grondwaterkwaliteitsovergang zich op de betreffende locatie bevindt en hoe dat zich verhoudt tot de filterstellingen van de bronnen/bronfilters. Verder wordt aanbevolen om de situatie met betrekking tot de water(on)balans in kaart te brengen voor de periode dat het systeem in gebruik is geweest. Aan de hand van de verkregen inzichten kan er vervolgens voor worden gekozen om bewust te gaan sturen op de water(on)balans, met als doel om de menging in de bronnen zo veel mogelijk te beperken (in combinatie met regenereren). Hierbij moet worden opgemerkt, dat het sturen op een waterbalans in een ver gevorderd stadium van het verstoppingsproces wellicht onvoldoende effect zal hebben (praktijkervaring bij project Z).

Uit de ervaringen blijkt ook, dat het regelmatig meten van de samenstelling van het grondwater (in combinatie met het monitoren van het verloop van het specifiek debiet in de tijd) vroegtijdig aanwijzingen kan geven voor het op gang komen van het verstoppingsproces. Dit is met name van belang bij projecten, waarbij nog geen of weinig verstopping is geconstateerd, maar die op basis van locatie en filterstelling wel een verhoogd risicoprofiel hebben.

4.2.2 Realiseren nieuwe bronnen

Vanwege de beperkte effecten van regeneraties en de daarmee gepaard gaande kosten is er bij meerdere projecten voor gekozen om nieuwe bronnen te boren, waarbij de bronfilters op grotere diepte zijn geplaatst. Zodoende wordt een nieuw systeem gerealiseerd (in veel gevallen gaat het bij dit soort bronverstoppingsprojecten om wat oudere systemen) waarbij menging van de verschillende types grondwater (en daarmee de oorzaak van de verstoppingsproblemen) wordt vermeden.

Bij vervanging van de oude bronnen door nieuwe bronnen zijn er nog wel enkele aandachtspunten. De nieuwe bronnen worden vaak dicht bij de oude bronnen gemaakt, zodat het leidingwerk, bekabeling, etc. kan worden hergebruikt. Rond de bronfilters van de oude bronnen bevindt zich echter grondwater dat verpompt is met het oude grondwatersysteem en waarin waarschijnlijk sprake is van verhoogde microbiologische activiteit/verhoogde concentraties bacteriën die betrokken zijn bij het verstoppingsproces. Bij de projecten met putverstoppingen door sulfaatreductie duurt het vele jaren voordat de verstopping zich openbaart. Dat komt vermoedelijk doordat bacteriologische groei relatief traag verloopt en het dus tijd kost om een zodanig grote microbiologische populatie op te bouwen dat die een merkbare invloed heeft op het proces dat leidt tot verstopping van de bronnen. Het aantrekken van het ‘besmette grondwater’ uit de oude bronnen zou er dan (in theorie) voor kunnen zorgen dat een vergelijkbare problematiek zich versneld kan ontwikkelen in de nieuwe bronnen. Hier staat tegenover dat de omstandigheden voor de bacteriën – door het ontbreken van menging van verschillende watersamenstellingen - in de nieuwe bronnen veel minder gunstig zijn dan in de oude situatie. Hoewel bovenstaande aandachtspunten gebaseerd zijn op een interpretatie en op aannames, lijkt het verstandig om het zekere voor onzekere te nemen en de ‘kans op besmetting’ mee te wegen bij het bepalen van de locaties van de nieuwe bronnen. De partijen die nieuwe bronnen laten aanleggen zijn kortgeleden geconfronteerd met putverstoppingsproblemen en zullen extra gemotiveerd zijn om vergelijkbare risico’s bij de nieuwe bronnen zo veel mogelijk te minimaliseren/uit te sluiten. Als er toch nog bronverstoppingsproblemen ontstaan, dan zullen ze (terecht) kritisch zijn op de gemaakte ontwerpkeuzes. Het is dan ook belangrijk om alle mogelijke maatregelen te overwegen:

I. Minimaliseren van de kans op het aantrekken van het grondwater dat afkomstig is uit de oude bronnen door:
   a. de bronfilters van de nieuwe bronnen zo diep mogelijk te plaatsen (maximaliseren van de verticale afstand tussen de nieuwe bronfilters en het ondiepe grondwater en/of het gemengde grondwater rondom de oude bronnen).
   b. boven de bronfilters van de nieuwe bronnen een omstorting met een afdichtende werking aan te brengen tot aan de bovenzijde van de bronfilters van de oude bronnen (extra zwelklei toepassen), zodat aantrekken van ondiep grondwater via de omstorting van de nieuwe bronnen wordt voorkomen.
   c. de nieuwe bronnen op een zekere horizontale afstand van de oude plaatsen.

II. Afdichten van de bronfilters van de oude bronnen met zwelklei om het aantrekken van ondiep grondwater door voorkeursstroming via de binnenzijde van het bronfilter te blokkeren. De filtergrindomstorting wordt hiermee echter nog niet afgedicht. Gebruik van de oude bronnen voor het lozen tijdens de aanleg is wel een optie (afdichten vindt dan dus plaats nadat de nieuwe bronnen zijn gemaakt).

III. Gebruik van de oude bronnen als werkwaterbron is op het eerste gezicht een logische gedachte, maar kan leiden tot een verhoogd risico bij de nieuwe bronnen (‘besmetting van de nieuwe bronnen’) en wordt daarom afgeraden.

IV. Plaatsen van één of meerdere peilfilters tussen de diepte van de bronfilters van de oude bronnen en de diepte van de bronfilters van de nieuwe bronnen plus peilfilters bovenin en onderin het filtertraject van de nieuwe bronnen (zie ook paragraaf 4.1.1 onder het kopje monitoring): dit maakt het mogelijk om metingen uit te voeren aan de grondwaterkwaliteit boven het bronfilter van de nieuwe bronnen en het grondwater dat bovenin en onderin het filtertraject wordt aangetrokken.

V. Het in stand houden van de peilfilters in de oude (verstopte) bronnen, zodat deze beschikbaar blijven voor eventuele metingen aan de grondwaterkwaliteit.

Literatuur

Appelo, C.A.J. en Postma, D. (1993). Geochemistry, groundwater and pollution. Editie: Fourth corrected print. A.A. Balkema. Rotterdam/Brookfield.

Appelo, C.A.J. en Postma, D. (2005). Geochemistry, groundwater and pollution. 2nd edition. A.A. Balkema Publishers, Leiden, The Netherlands.

Bartstra D. (2003). Gasbronnen in Noord-Holland van 1895 tot heden. Drukkerij Keizer en van Straten.

Bol, J. (1991). Moeras- of brongas. Grondboor & Hamer, jrg 45, pag 150-153.

Bonte, M., P.J. Stuyfzand, and G. van Den Berg (2011). The effects of aquifer thermal energy storage on groundwater quality and the consequences for drinking water production: A case study from the Netherlands. Water Science & Technology 63.9, 2011.

Carrier, V., Svenning, M.M., Gründger, F., Niemann, H., Dessandier, P.A., Panieri, G., and Kalenitchenko, D. (2020). The Impact of Methane on Microbial Communities at Marine Arctic Gas Hydrate Bearing Sediment. Frontiers in Microbiology, 11.

Cirkel, G., Hartog, N., de La Loma Gonzalez, B., en Stuyfzand, P. (2015). Methaan in ondiep Nederlands grondwater: verbinding met de diepe ondergrond? H2O-Online / 17 september 2015.

De Gans, W. (2011). De bodem onder Amsterdam: Een geologische stadswandeling. TNO Geologische Dienst Nederland, Utrecht.

Dinkla, I., Lieten, S., Hartog, N. en Drijver, B. (2012) Effecten op de ondergrond - Effecten van bodemenergiesystemen op de geochemie en biologie in praktijk. Resultaat metingen op pilotlocaties en labtesten. Deelrapport 3-4 onderzoeksprogramma Meer Met Bodemenergie.

Drijver, B., Kappelhof, J., Polman, E. en B. van Breukelen (2007). Methaanwinning uit grondwater - duurzaam alternatief met economisch perspectief. H2O / 19 - 2007.

Dufour, F.C. (1998). Grondwater in Nederland: Onzichtbaar water waarop wij lopen. Nederlands Instituut voor Toegepaste Geowetenschappen TNO – Delft.

Fortuin, N. P. M., Willemsen, A., 2005. Exsolution of nitrogen and argon by methanogenesis in Dutch ground water. Journal of Hydrology, 301(1-4): 1-13.

Griebler, C. and Lueders, T. (2009). Microbial biodiversity in groundwater ecosystems. Freshw Biol 54:649–677.

Griffioen, J., Houthuesen, Y. en Vink, B. (1997). Een geochemische, procesmatige interpretatie van het landelijk meetnet grondwaterkwaliteit. H2O (30) 1997, nr. 19.

Grösbacher, M., Eckert, D., Cirpka, O. A., & Griebler, C. (2018). Contaminant concentration versus flow velocity: drivers of biodegradation and microbial growth in groundwater model systems. Biodegradation, 29(3), 211–232. doi:10.1007/s10532-018-9824-2.

Hansen, L.K. (1998). Biogeochemistry of Methane in a Shallow Sandy Aquifer. Ph.D. thesis. Technical University of Denmark.

Hartog, N., Drijver, B., Dinkla, I. and Bonte, M. (2013). Field assessment of the impacts of Aquifer Thermal Energy Storage (ATES) systems on chemical and microbial groundwater composition. Proceedings European Geothermal Congress 2013, Pisa, Italy, 3-7 June 2013.

Houben, G.J. (2003). Iron oxide incrustations in wells. Part 1: genesis, mineralogy and geochemistry. Applied Geochemistry, 18(6), 927–939.

Houben, G. and Treskatis, C. (2007). Water well rehabilitation and reconstruction. McGraw Hill, New York.

IF Technology (2004). Putverstopping door ijzerneerslag in Nederland - Verklarende kaart met toelichting. Studie in opdracht van NOVEM. Rapportnr. 2/53232/GW.

KIWA (1989). Diepinfiltratie, de praktijk - Een bundeling van Nederlandse ervaringen met diepinfiltratie. KIWA mededeling nr. 105.

Meinardi, C.R. (1986). De ouderdom van het zoete grondwater in Nederland. In: H2O (19), nr. 13/86, p. 286 - 289.

Muyzer, G., & Stams, A. J. M. (2008). The ecology and biotechnology of sulphate-reducing bacteria. Nature Reviews Microbiology, 6(6), 441–454.

Nauhaus, K., Boetius, A., Kruger, M., and Widdel, F. (2002). In vitro demonstration of anaerobic oxidation of methane coupled to sulphate reduction in sediment from a marine gas hydrate area. Environmental Microbiology, 4(5), 296–305.

Oasen (2006). Voorkomen en verwijderen van putverstopping door deeltjes op de boorgatwand - Richtlijnen voor ontwerp, realisatie, bedrijfsvoering en regeneratie van pompputten. Onderzoek in opdracht van Senter Novem, projectnaam: BTS Project Putverstopping.

Obdam A. en P. Cleveringa (2001). Gas in de ondiepe ondergrond. Stromingen nr. 2, pag. 35-46.

Richlack, U. en Kabus, F. (2008). Saisonale Speicherung von Überschusswärme eines Gas- und Dampfturbinenkraftwerkes im Aquifer (FKZ 0329839B) - F&E-Abschlussbericht. Neubrandenburger Stadtwerke GmbH en Geothermie Neubrandenburg GmbH.

Reijnen, G.K. (1994). Behandeling van methaanhoudend grondwater. Kiwa-Mededeling 123.

STOWA (1997). Bepalingsmethoden van organische stof, gloeirest en organische koolstof. STOWA rapport 97-30.

Stuurman R. (2001). Brongaswinning op traditionele wijze. TNO-NITG – INFORMATIE, September 2001.

Stuyfzand P., F. Lüers en G. Reijnen (1994). Geohydrochemische aspecten van methaan in grondwater in Nederland. H2O nr. 17, pag. 500-506.

Stuyfzand, P.J. (1988). De alkaliteit, het redoxniveau en de verontreinigingsinde als parameters en keuzemogelijkheden in een hydrochemische classificatie van watertypen. H2O (21) 1988, nr. 22.

Stuyfzand, P. (2007). Naar een effectievere diagnose, therapie en preventie van chemische put- en drainverstopping. H2O 2007, nr. 8.

Timmer, H., Verdel, J. en Jongmans, A. (2000). Verstopping putten door van nature aanwezig materiaal. H2O nr. 20, pag. 24-26.

Timmer, H., Verdel, J.-D., & Jongmans, A. G. (2003). Well clogging by particles in Dutch well fields. Journal - American Water Works Association, 95(8), 112–118.

Timmers, P., Suarez-Zuluaga, D., Rossem, M. van, et al. (2016). Anaerobic oxidation of methane associated with sulfate reduction in a natural freshwater gas source. ISME J 10, 1400–1412.

TNO, 2007. Landsdekkende, geologische karakterisering van de regionale grondwatersamenstelling in de geotoop van Nederland - Data rapport. TNO rapport 2006-U-R0171/A, Utrecht.

Van Beek, C. G. E. M., en Brandes, M. C. (1977). Regeneratie van putten. H2O 10(24), 546-551.

Van Beek, C.G.E.M., & Kooper, W.F. (1980). The Clogging of Shallow Discharge Wells in the Netherlands River Region. Ground Water, 18(6), 578–586.

Van Beek, C.G.E.M. (1982). Regeneratie van verstopte winputten. H2O 15, 370-377.

Van Beek, C.G.E.M. & Kooij, D. van der (1982). Sulphate-reducing bacteria in ground water from clogging and non-clogging shallow wells in the Netherlands river region. Ground Water 20, 298-302.

Van Beek, C.G.E.M., Vasak, L., Nieuwaal, A., Stefess, G.C. en Bakker, L.M.M. (1998). Ontwerp en onderhoud van infiltratie- en onttrekkingsmiddelen. NOBIS-project 96-3-06.

Van Beek, C.G.E.M., Vasak, L., Nieuwaal, A., Stefess, G.C. en L.M.M. Bakker (2000). Implementatie beslissystematiek ontwerp en onderhoud van infiltratie – en onttrekkingsmiddelen. NOBIS 98-1-08.

Van Beek, C., Berg, G. van den, en Hesen, P. (2005). Geohydrochemische typologie als hulpmiddel bij grondwaterkwaliteitsbeheer. Bodem nr 5, oktober 2005.

Van Beek, C.G.E.M., Breedveld, R.J.M., Juhász-Holterman, M., Oosterhof, A. & P.J. Stuyfzand (2009). Cause and prevention of well bore clogging by particles. Hydrogeology Journal (2009) 17: 1877–1886.

Van Beek, C.G.E.M. (2010). Cause and prevention of clogging of wells abstracting groundwater from

unconsolidated aquifers. PhD thesis, VU Amsterdam, KWR BTO 2010.041.

Van Beek, C.G.E.M., Cirkel, D.G., de Jonge, M.J. and Hartog, N. (2021). Concentration of Iron(II) in Fresh Groundwater Controlled by Siderite, Field Evidence. Aquatic Geochemistry (2021) 27: 49–61.

Van Bennekom, C.A. (1992). De ontwikkeling van de grondwaterzuivering in Nederland. H2O (25) 1992, nr. 6.

Velstra, J. en T. Te Winkel e.a. (2014). Grondwaterbeleidskader Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier - Stromend grondwater verbindt. Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier, Registratienummer 14.27537.

Vos, P.C. (2015). Origin of the Dutch coastal landscape. Long-term landscape evolution of the Netherlands during the Holocene, described and visualized in national, regional and local palaeogeographical map series. PhD Thesis. Utrecht University (Utrecht).

Whiticar, M. J. (1999). Carbon and hydrogen isotope systematics of bacterial formation and oxidation of methane. Chemical Geology, 161(1-3), 291–314.

KENNISBRON VOOR DUURZAAM DOEN

IF Technology **Creating energy**

Velperweg 37
6824 BE Arnhem
Postbus 605
6800 AP Arnhem

T 026 35 35 555
E info@iftechnology.nl
I www.iftechnology.nl

NL60 RABO 0383 9420 47
KvK Arnhem 09065422
BTW nr. NL801045599B01

IF Technology **Creating energy**