

SPAARWATER

Eigen watervoorziening:
Vastlegging en afbraak van nutriënten
en bacteriën

Deelrapport 2013-2015



MRT
2016

Samenvatting

De ondergrondse wateropslag heeft voordelen voor de waterkwaliteit van het oppervlaktewater en het ondergronds opgeslagen water. Door het opvangen en opslaan van drainagewater worden de nutriënt fluxen naar het oppervlaktewater vermindert. Deze nutriënten verdwijnen ondergronds, waar de nutriënten afgebroken of vastgelegd worden. Literatuuronderzoek toont kansen voor de afbraak van ziektekiemen, verantwoordelijk voor bijvoorbeeld bruinrot en stengelnatrot, tijdens ondergrondse opslag.

Colofon

Documenttitel	. Ondergrondse opslag - kwaliteitsaspecten
Opdrachtgever	. opdrachtgevers
Status	. Achtergrondrapportage,
Datum	. 1 maart 2016
Projectnummer	.
Hoofdauteurs	Emiel Kruisdijk (Acacia Water), Koos Groen (Acacia Water), Lieselotte Tolck (Acacia Water), Maarten Waterloo (Acacia Water), Sieger Burger (Acacia Water)
Met bijdragen van	. Guus Braam (Delphy), Jouke Velstra (Acacia Water)
Met dank aan	Dirk Jan van der Gaag (NVWA), Frans Janssen (NVWA), Leon Tjou-Tam-Sin (NVWA)

Disclaimer

Rapport: Aan dit rapport kunnen geen rechten worden ontleend. De auteurs zijn niet verantwoordelijk voor eventuele fouten of consequenties. Aanvullingen of verbeteringen zijn welkom via info@acaciainstitute.nl

Inhoudsopgave

1	Inleiding	1
2	Proeflocaties en systemen	5
2.1	Zandperceel Breezand proeflocatie.....	5
2.2	Kleiperceel Borgsweer proeflocatie.....	5
2.3	Opvangen, infiltreren en onttrekken.....	6
2.4	Specifieke systeemeigenschappen zand- en kleiperceelen.....	7
2.4.1	Zandperceel Breezand.....	8
2.4.2	Kleiperceel Borgsweer.....	8
3	Methoden	11
3.1	Monitoring in het zandperceel Breezand.....	11
3.2	Chemische bodem en water analyses.....	12
3.2.1	Zandperceel Breezand.....	12
3.3	Push-Pull testen zandperceel Breezand.....	13
4	Theoretisch kader ziektekiemen	15
4.1	Inleiding.....	15
4.2	Belangrijke ziektekiemen in de landbouw.....	15
4.3	Afsterven van bacteriën.....	16
4.4	Vastlegging van bacteriën.....	17
4.5	Filtering van de bacteriën.....	18
4.6	Conclusie.....	18
5	Theorie ondergrondse afbraak en vastlegging nutriënten	21
5.1	Inleiding.....	21
5.2	Theorie.....	21
5.3	Conclusie.....	23
6	Chemische samenstelling van bodem, grondwater en drainagewater	25
6.1	Inleiding.....	25
6.2	Eigenschappen bodem en watervoerend pakket zandperceel Breezand.....	25
6.3	Chemische samenstelling grondwater.....	28
6.4	Chemische samenstelling van het perceelwater en export van stoffen naar het oppervlaktewatersysteem.....	29
6.5	Conclusie.....	31

7	Resultaten van de push-pull test	33
7.1	Inleiding	33
7.2	Resultaten.....	33
7.3	Conclusie	37
8	Modellering.....	39
8.1	Inleiding	39
8.2	Resultaten PHREEQC modelsimulaties	39
8.3	Reis- en verblijftijd in ondergrondse systemen i.r.t. ziekte kiemen	44
8.4	Aanpak toekomstige modellering ziektekiemen.....	45
8.5	Conclusie	46
9	Conclusies	47
9.1	Ontwerpaanbevelingen.....	48
10	Literatuur.....	51

Deze rapportage is onderdeel van onderstaande serie rapporten:

Hoofdrapport

Spaarwater pilots rendabel en duurzaam agrarisch watergebruik in een verziltende omgeving van de Waddenregio, Resultaten 2013-2015

Achtergrondrapporten

- Eigen watervoorziening – Zoetwaterbeschikbaarheid.
- Effectief watergebruik met druppelirrigatie
- Verziltingsbestrijding met systeem gerichte drainage
- **Eigen watervoorziening – Vastlegging en afbraak van nutriënten en bacteriën**
- Eigen watervoorziening – Gewasbeschermingsmiddelen
- Technisch-juridische handreiking risicobeoordeling ‘ondergrondse waterberging’
- Economische Haalbaarheid Spaarwater
- Verslag kennisdeling en communicatie

De rapportages zijn digitaal beschikbaar op www.Spaarwater.com



1 Inleiding

Project SpaarWater

Het gebied langs de Waddenzee leent zich bij uitstek voor landbouw en staat bekend als één van de beste landbouwgronden van Europa. De landbouw is een belangrijke economische motor in het gebied. Het Waddengebied kenmerkt zich echter ook door een ondiepe zoet-zout overgang in het grondwater en van nature zoute sloten. Dit zorgt ervoor dat de zoetwatervoorziening in dit gebied niet vanzelfsprekend is. Door klimaatverandering en een toenemende vraag naar zoetwater kan de zoetwatervoorziening onder druk komen te staan. Daarom worden in het project Spaarwater een aantal zoetwatermaatregelen ontwikkeld die verzilting tegengaan en lokaal zoetwater beschikbaar maken.

Spaarwater bestaat uit vier innovatieve onderdelen, die afzonderlijk of in combinatie kunnen worden toegepast: (1) Eigen watervoorziening door het opvangen van perceelseigen water, (2) Eigen watervoorziening door ondergrondse zoetwaterberging, (3) Effectief watergebruik met druppelirrigatie en (4) Verziltingsbestrijding met systeem gerichte drainage.

Op vier locaties worden pilots uitgevoerd. Op de proefpercelen Breezand en Borgsweer wordt een combinatie van ondergrondse zoetwaterberging van percee-eigen water en druppelirrigatie getest. In Hornhuizen en Herbaijum worden verschillende vormen van systeemgerichte drainage onderzocht.

Deze rapportage

Dit rapport is deel van een serie Spaarwater rapporten. In deze rapportage worden de kwaliteitsaspecten van de ondergrondse zoetwaterberging van perceelseigen water beschreven, zoals getest in de pilots in Breezand en Borgsweer en in een aparte 'push-pull' test. Er wordt gekeken naar het effect van het opvangen van het perceelseigen water op uitstroom richting het oppervlakte water, en het consequenties van ondergrondse zoetwaterberging op de kwaliteit van het opgeslagen water en het grondwater. De studie richt zich op:

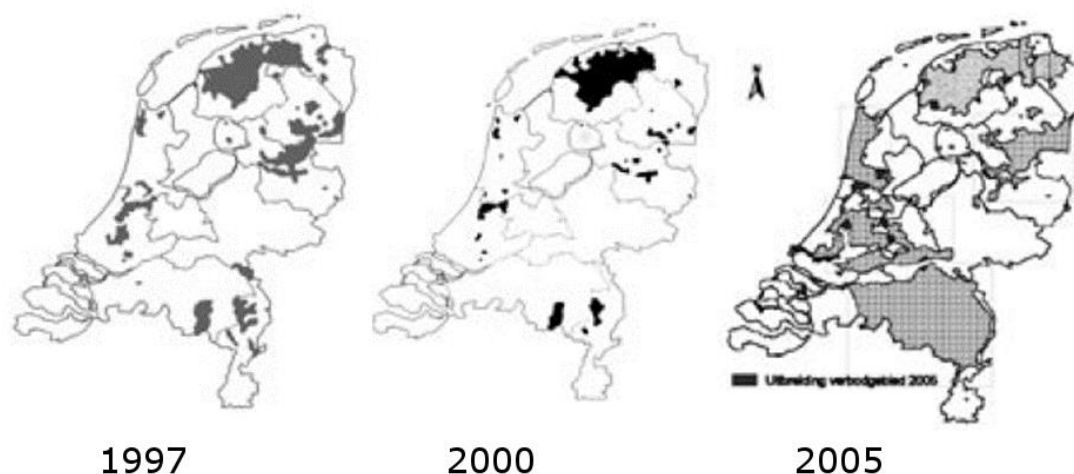
- Nutriënten
- Pathogenen (ziektekiemen)
- Pesticiden (gewasbeschermingsmiddelen)

In dit rapport komen de kwaliteit aspecten aan bod. Voor de resultaten van de ondergrondse opslag van perceelseigen water op het gebied van de waterkwantiteit inclusief zoet-zout aspecten wordt verwezen naar rapport A in de Spaarwaterreeks.

Achtergrond

Zowel vanuit de overheid als vanuit de telers worden steeds strengere eisen gesteld aan de kwaliteit van het oppervlaktewater. Zo worden vanuit de Kader Richtlijn Water (KRW) eisen gesteld aan de saliniteit van het water, en de concentraties van nutriënten (e.g. NO₃, PO₄) en pesticiden in het oppervlaktewater. Om een kwaliteitsverbetering te bereiken is het weglekken van nutriënten naar het oppervlaktewatersysteem steeds minder gewenst (Heinis en Evers, 2003).

Voor agrariërs zijn ziektekiemen, die steeds meer voorkomen in het oppervlaktewater, een probleem. Oppervlaktewater dat ziektekiemen bevat kan niet gebruikt worden voor irrigatie vanwege de kans op schade aan de gewassen. Zo is bijvoorbeeld in de poot aardappelteelt beregening met oppervlaktewater niet toegestaan door de Nederlandse Voedsel en Warenautoriteit in grote delen van Nederland, omdat daar de bacterie die bruinrot veroorzaakt (*Ralstonia solanacearum*) in het oppervlaktewater voorkomt. Deze bacterie heeft zich in korte tijd sterk verspreid, zoals getoond in Figuur 1-1.



Figuur 1-1. Verspreiding van de bruinrot bacterie in het oppervlaktewater in Nederland tussen 1997 en 2005 (Bron: KNPV, 2005).

System

In de Spaarwater maatregel ondergrondse waterberging wordt water opgeslagen dat is opgevangen uit de drainage onder de landbouw grond. Het deel van de neerslag dat niet verdampt of wordt gebruikt door de gewassen komt na een bodempassage, in het drainage systeem terecht. Tijdens de passage door de bodem wordt dit regenwater verrijkt met restanten van voedingsstoffen, zoals NO_3 en PO_4 die niet door de gewassen zijn opgenomen, en op het gewas aangebrachte en afgespoelde pesticiden. Het water wordt nadat het door een zandfilter is gestroomd geïnjecteerd in de ondergrondse opslag.

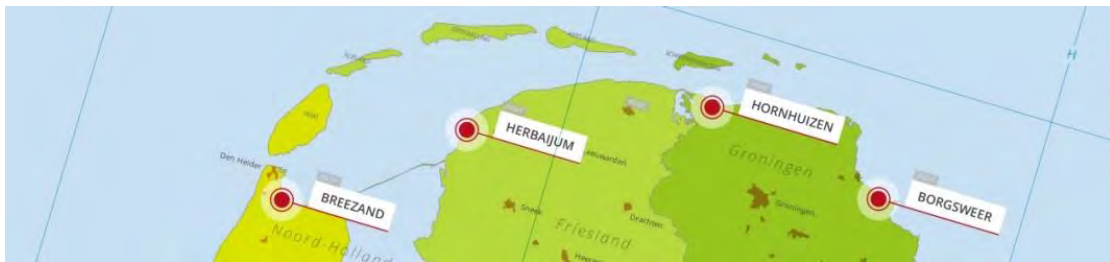
Het systeem voor ondergrondse waterberging zorgt voor veranderingen in de nutriënten kringloop. Nutriënten worden toegevoegd aan de grond om de groei van gewassen te stimuleren. Zonder een ondergronds water opslag systeem zal een deel van deze nutriënten, dat niet is opgenomen door de plant, uitspoelen in het oppervlaktewater. Dit systeem verandert bij de aanleg van een ondergronds opslag systeem waar water uit de drainage wordt opgeslagen. Een groot deel van de nutriënten die normaal in het oppervlaktewater terecht komen, wordt nu opgevangen en opgeslagen onder de grond. In dit rapport zijn de nutriënten fluxen van het oude watersysteem vergeleken met het nieuwe systeem met ondergrondse opslag en de consequenties hiervan. Een paar belangrijke vragen die hierbij aan bod komen zijn: in hoeverre vermindert het systeem met ondergrondse opslag de uitspoeling van nutriënten naar het oppervlakte water? Wordt het grondwater verontreinigd door de infiltratie van nutriëntrijk water in de ondergrond? En wat gebeurt er met de nutriënten in de ondergrond en wat is de kwaliteit van het onttrokken water?

Verschillend onderzoek heeft aangetoond dat belangrijke ziektekiemen zich verspreiden via het oppervlaktewater (Frag, Stead, & Janse, 1999; C. Hong & Moorman, 2005; J. Hong, Momol, Jones, & Ji, 2008; Stevens & Elsas, 2010). In Nederland is er veel economische schade door de ziektes bruinrot, stengelnatrot en zwartbenigheid. Het ondergrondse opslag systeem vermijdt het gebruik van oppervlaktewater en zorgt ervoor dat het water dat uit de drainage komt niet in aanraking komt met het oppervlaktewater voor het wordt opgeslagen. Hierdoor zal de kans verkleinen op ziektes en economische schade.

Daarnaast is er in verschillende onderzoeken aangetoond dat de bacteriën verantwoordelijk voor bruinrot, natrot en zwartbenigheid afbreken in de ondergrond (Czajkowski & Perombelon, 2011; Elsas & Kastelein, 2000; Messiha, Bruggen, & Franz, 2009; Messiha, 2007). Het is algemeen bekend dat onder zuurstofarme omstandigheden nitraat wordt afgebroken en dat fosfaat gebonden kan worden aan mineralen in de grond. Ten slotte verandert de samenstelling van verschillende pathogenen bij een veranderende geochemische samenstelling, sommige pathogenen sterven af door bijvoorbeeld anaerobe omstandigheden, andere pathogenen kunnen onder deze omstandigheden juist beter leven of gaan in een soort van slaaptoestand. Deze bewezen kennis is het uitgangspunt geweest bij het onderzoeken van de kwaliteitsaspecten van het ondergrondse opslagsysteem.

In dit rapport worden op basis van de beschikbare kennis de mogelijkheden en processen van de afbraak en vastlegging van nutriënten en bacteriën tijdens ondergrondse opslag besproken. Daarnaast zijn de geochemische omstandigheden in de ondergrondse zoetwaterbel op basis van veldproeven gemeten en geanalyseerd. Hiermee is vastgesteld hoe snel de vastlegging en afbraak van nutriënten plaatsvindt, en het geeft inzicht in de omstandigheden voor de pathogenen afbraak.

2 Proeflocaties en systemen



Figuur 2-1: Ligging van de vier experimentele locaties die deel uitmaken van het Spaarwater programma.

De ondergrondse zoetwaterberging van perceelseigen water wordt bij twee bedrijven in praktijk getest: op pilotpercelen in Breezand (Noord-Holland) en in Borgsweer (Groningen). Op het perceel in Breezand is ook een extra test opstelling aangelegd om specifiek de chemische aspecten van ondergrondse opslag te testen (de push-pull test, verder besproken in sectie 3.3) en wordt specifiek gekeken naar afbraak van nutriënten in de ondergrond en de vermindering van de afspoeling daarvan. Naast de ondergrondse zoetwaterberging van perceelseigen water wordt op deze percelen ook efficiënte beregening met gebruik van druppelirrigatie toegepast (zie rapport B).

2.1 Zandperceel Breezand proeflocatie

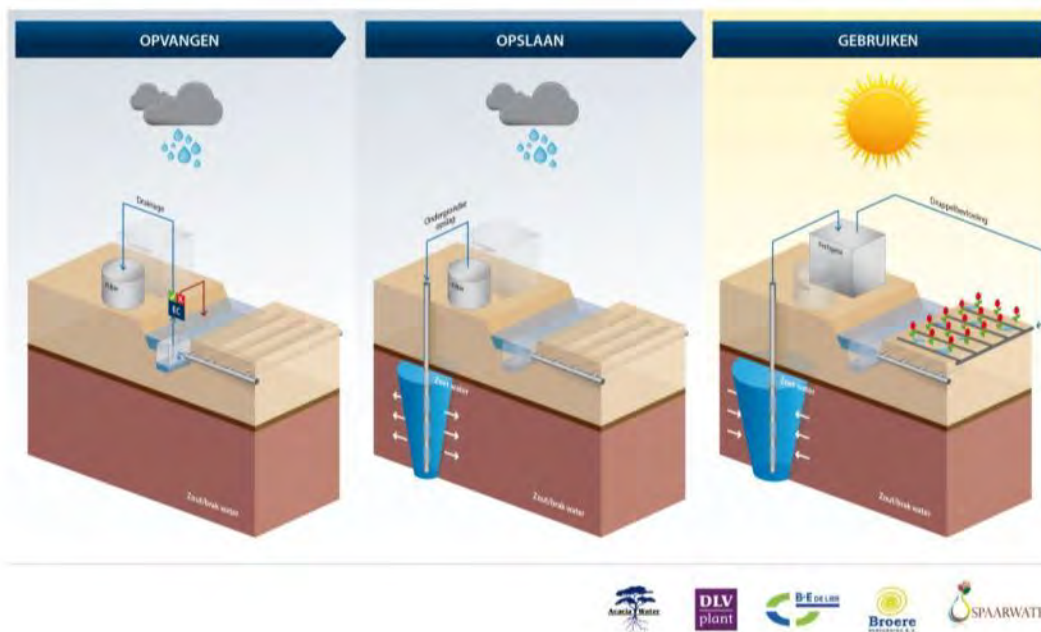
Breezand is gelegen in één van de noordelijkste polders van de Provincie Noord Holland (Figuur 2-1). Het beheer van de watersystemen in deze polder valt onder het Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier, en de kwaliteit van het oppervlaktewater is afhankelijk van de aanvoer van zoet water uit het IJsselmeer om het zout water te verdunnen. De pilotstudie Breezand vindt plaats op het perceel van bollenteler Langeveld. Het betreft een perceel van ongeveer 2,3 ha met bollenteelt op zandgrond. Voor de beregening van deze teelt is voldoende aanvoer van zoet water van belang.

2.2 Kleiperceel Borgsweer proeflocatie

Borgsweer is gelegen in noordoost Groningen, ten oosten van Delfzijl, op een kilometer van de zeedijk (Eems, figuur 2.1). Het perceel ligt aan de zuidwestzijde van het dorp aan de voet van de terp of borg van Borgsweer. De studie vindt plaats op het perceel van agrariër Noordam, met een oppervlakte van ongeveer 1,5 ha. Op dit kleiperceel waren pootaardappelen de belangrijkste teelt. Vanwege de aanwezigheid van de bruinrot bacterie (*Ralstonia solanacearum*) was beregening met oppervlaktewater verboden, waardoor de pootaardappelen in de referentie situatie volledig van regenwater en bodemvocht afhankelijk waren.

2.3 Opvangen, infiltreren en onttrekken

De systemen voor de eigen watervoorziening met ondergrondse zoetwaterberging van perceelseigen water zijn voor een groot deel gelijk op beide pilotpercelen, maar wijken op enkele essentiële punten ook van elkaar af. Op beide proefpercelen werd de infrastructuur nodig voor de opvang van perceelwater uit de drains en voor de opslag en onttrekking van zoetwater in de ondergrond in 2013 aangelegd. Het proces is op te splitsen in drie fasen, namelijk die van het opvangen van water, het opslaan in de ondergrond, en het onttrekken en vervolgens gebruiken (figuur 2-2).



Figuur 2-2: Schematische weergave van het proces van opslag en onttrekking van water in de ondergrond

Opvangen: Water dat als neerslag op het perceel valt infiltreert in het perceel en wordt via de drainage afgevoerd naar de sloten. Bij het Spaarwatersysteem wordt voorkomen dat het water in de sloten terecht komt en daar met water van slechtere kwaliteit mengt. Daarom is een verzamelleiding op de drainage aangesloten die uitkomt in een reservoir. In dit reservoir wordt met een sensor continu het elektrische geleidbaarheid (EC) van het water gemeten.

De EC is afhankelijk van de hoeveelheid opgeloste stof in water en neemt toe met stijgende ionenconcentratie. Puur water heeft een EC van onder de 0,001 mS/cm, terwijl zeewater een EC-waarde van rond de 50 mS/cm heeft. De EC is in het algemeen een goede indicatie voor het zoutgehalte van water. Omdat de EC makkelijk continu te meten is vormden EC metingen de basis voor de bepaling van de kwaliteit van het drainwater in relatie tot het zoutgehalte.

Wanneer de EC van het drainwater boven een locatie-specifieke drempelwaarde komt, en het water derhalve te brak wordt geacht, wordt het drainwater via een kleppensysteem afgevoerd naar het oppervlaktewater. Als het water zoet genoeg is (een EC onder de locatie-specifieke drempelwaarde) wordt dit vanuit de drainput naar een opslagreservoir (inhoud 32 m³) gepompt.

Opslaan: Als het opslagreservoir gevuld is met drainwater van de gewenste kwaliteit wordt het water door twee zandfilters gevoerd (een klein snel zandfilter en een groter zandfilter) ter verwijdering van sediment en andere vaste deeltjes, die op den duur de filters in de infiltratieput zou kunnen verstoppelen. Het water uit het zandfilter wordt geïnfiltreerd in de zoute ondergrond (onder een afdichtende kleilaag). Hiervoor werd het water opgepompt in een opvoerput tot boven maaiveld, om daarna onder druk van de zwaartekracht via de infiltratieput in de ondergrondse berging te infiltreren.

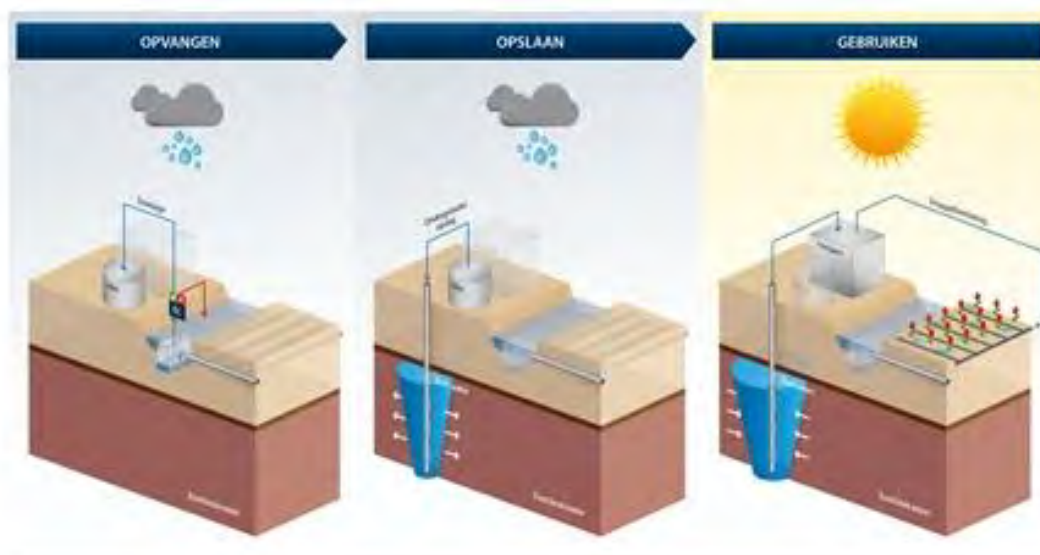
Door de continue instroom van zoet water in het zoute watervoerend pakket tijdens perioden met een neerslagoverschot, werd er rond de infiltratieput een steeds grotere zoetwaterbel gevormd.

Gebruiken: Wanneer het water nodig is voor irrigatie wordt het water opgepompt uit de zoetwaterbel in de ondergrond en opgeslagen in een tweede buffertank ter grootte van ongeveer de dagbehoefte aan water (ook van 32 m³). Het gebruik van onttrokken water wordt in detail beschreven in het rapport over druppelirrigatie (rapport B).

Op beide proefpercelen werd de infrastructuur nodig voor de opvang van perceelwater uit de drains en voor de opslag en onttrekking van zoetwater in de ondergrond in 2013 aangelegd.

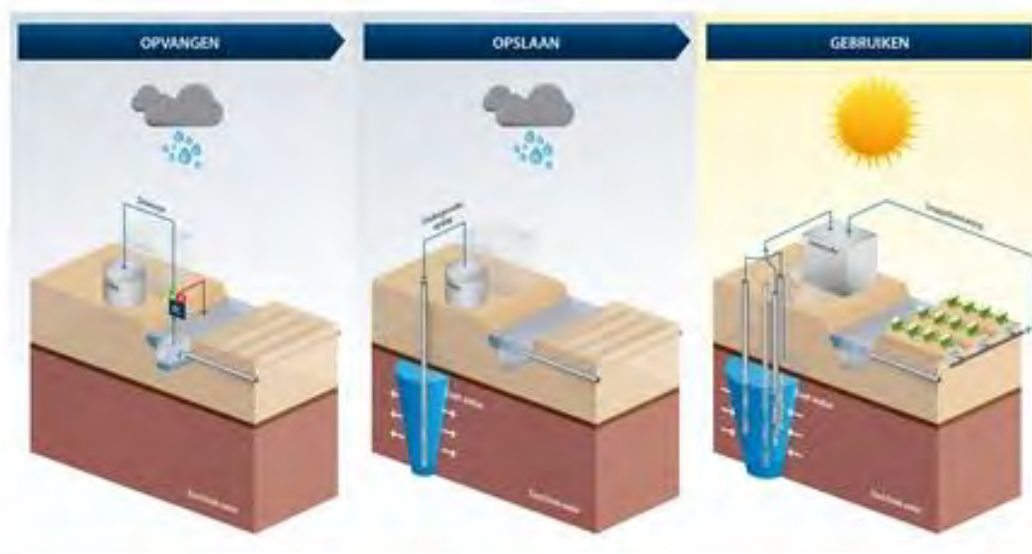
2.4 Specifieke systeemeigenschappen zand- en kleipercelen

Het verschil tussen de systemen aangelegd in het zandperceel in Breezand en het kleiperceel in Borgsweer is hoe de opslag en onttrekking van het ondergrondse water is ingericht. In Breezand werd gebruik gemaakt van een enkele put, bestaande uit vier afzonderlijke filters, die zowel voor infiltratie als onttrekking diende.



Figuur 2-3: Watersysteem Breezand, met een enkele put bestaande uit vier filters, die zowel voor infiltratie als onttrekking dienen.

In Borgsweer werd een alternatief systeem van vier putten aangelegd, met een centrale put, bestaande uit twee filters, voor infiltratie, en daaromheen in een gelijkzijdige driehoek drie onttrekkingsputten die elk op 5 m afstand van de centrale put lagen.



Figuur 2-4: Watersysteem Borgsweer, de drie buitenste putten zijn onttrekkingsputten elk op 5m afstand van de centrale put. De centrale put wordt gebruikt voor de infiltratie van water.

2.4.1 Zandperceel Breezand

Het zandperceel bij Breezand is voorzien van drainagebuizen die op 0,75 m onder maaiveld liggen met een onderlinge afstand van 8 meter. Deze drainage is aan het begin van het Spaarwaterproject nieuw aangelegd. Om goede aanvoer van het grondwater naar de drains te garanderen zijn de drains in een schelpen bed gelegd. De individuele drainagebuizen zijn aangesloten op een verzamelleiding die het perceelwater naar een verzamelput leidde.

De infiltratie en de onttrekking vond plaats in dezelfde putten. In Breezand zijn vlak naast elkaar vier putten geplaatst met filters op verschillende dieptes, die onafhankelijk van elkaar of allemaal tegelijk konden worden gebruikt. De bovenste 3 filters hebben een diameter van 75 mm, het diepste filter had een diameter van 90 mm. De lengte van de filters waardoor het water werd geïnfilteerd of onttrokken is 4 m. De filters zijn geplaatst op:

- 1) 10,2 tot 14,2 m onder maaiveld
- 2) 15,2 tot 19,2 m onder maaiveld
- 3) 20,2 tot 24,2 m onder maaiveld
- 4) 25,2 tot 29,2 m onder maaiveld

De filters voor de ondergrondse zoetwaterberging staat allemaal in grotendeels goed doorlatende lagen onder de Holocene Deklaag (zie box hoofdstuk 6). De bovenste twee filters zijn in de formatie van Boxtel geplaatst, de derde filter staat op de overgang tussen de formatie van Eem en de formatie van Drente en de onderste filter staat volledig in de formatie van Drente. Dit zijn over het algemeen zandige formaties, met op enkele dieptes slecht doorlatende laagjes.

2.4.2 Kleiperceel Borgsweer

In Borgsweer is de bestaande drainage gebruikt en aangesloten op een verzamelleiding. De drainagebuizen in Borgsweer lagen iets dieper (1 m diepte), en iets verder uit elkaar (ongeveer 12 m drain afstand) dan in het zandperceel te Breezand. In tegenstelling tot het drainwater uit het zandperceel, wat vrij was van sediment in suspensie, bevatte het drainwater uit het kleiperceel veel fijn sediment.

Om bezinking van het materiaal in suspensie te bevorderen in het reservoir (volume 32 m³), voordat het water getransporteerd zou worden naar de zandfilters, werd het water uit de verzamelleiding van het kleiperceel op diepte midden in het reservoir ingebracht, en werd de onttrekking naar het zandfilter van de oorspronkelijke positie onderin het reservoir naar een nieuwe positie bovenin het reservoir verplaatst.

Na zuivering van het water via het snelle en het grote zandfilter werd het water in het kleiperceel Borgsweer in de Formatie van Boxtel geïnfiltreerd in een centrale put met twee infiltratiefilters, geïnstalleerd op 10,5 - 16,4 m, en op 17,5 - 21,0 m diepte onder maaiveld.

Om een bodempassage te forceren werd in Borgsweer het water onttrokken via drie bronnen die op gelijke afstand in een cirkel om de infiltratie bron staan met een afstand van 5 m vanaf de infiltratiebron. De onttrekkingsfilters stonden op dezelfde diepte als de infiltratiefilters. Het systeem is zodanig ontworpen en aangelegd dat er kan worden gekozen welke van de drie bronputten gebruikt wordt voor onttrekking. Ook de diepte vanwaar het water wordt onttrokken kan gekozen worden, in totaal kan er onttrokken worden uit 1 tot en met 6 filters, verspreid over 3 putten. Bepaalde filters kunnen worden afgesloten als al het zoete water rond het filter is onttrokken. Hiermee wordt het rendement van de installatie vergroot.

3 Methoden

3.1 Monitoring in het zandperceel Breezand en Borgsweer

Bijna alle stappen van het proces van opvangen, opslaan en onttrekken worden continu gemonitord. In het opvang reservoir worden debieten en elektrische geleidbaarheid (EC) van het water gemeten, en de hoeveelheid en de kwaliteit van het geïnfiltreerde water wordt per filter gemeten. Om de grootte, groei en krimp van de zoetwaterbel in de tijd te bepalen zijn peilbuizen geïnstalleerd op verschillende afstanden van het infiltratiesysteem met filters op verschillende dieptes in het watervoerend pakket (tabel 3-1 en tabel 3-2), waarin de elektrisch geleidingsvermogen (EC) van het water werd gemeten. Ook van het onttrokken water werden de debieten en de geleidbaarheid gemeten. Hierdoor kon goed worden bepaald hoeveel zoet water er rond de verschillende filters maximaal aanwezig was, en of er eventuele opdrijving van zoet water of opkoming van zout water door onttrekking plaatsvond, als werd waargenomen dat de geleidbaarheid van het water sneller toenam dan verwacht.

Tabel 3-1: Gegevens over de observatie peilbuizen waarin het grondwater gemonitord werd in Breezand. Filters zaten aan de onderkant van de peilbuis.

Peilbuis	Diepte [m]	Niveau	Afstand tot infiltratie put [m]
MF001	-30	diep	32
MF002	-15	ondiep	32
MF003	-10	ondiep	32
MF004	-30	diep	20
MF005	-15	ondiep	20
MF006	-30	diep	2
MF007	-10	ondiep	2

Tabel 3-2: Gegevens over de observatie peilbuizen waarin het grondwater gemonitord werd in Borgsweer. Filters zaten aan de onderkant van de peilbuis.

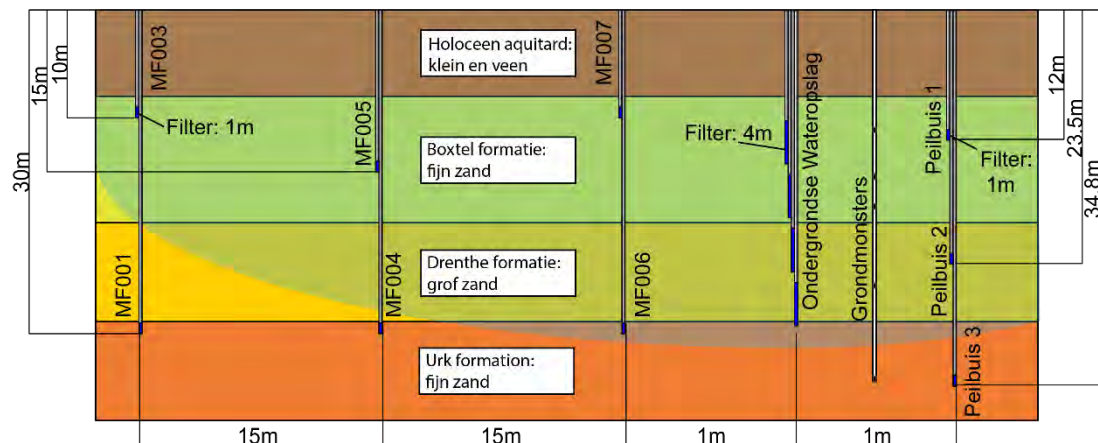
Peilbuis	Diepte [m]	Niveau	Afstand tot infiltratie put [m]
MF001	-29	diep	5
MF002	-10	ondiep	5
MF003	-28	diep	15
MF004	-10	ondiep	15
MF005	-29	diep	30
MF006	-10	ondiep	30

3.2 Chemische bodem en water analyses

Tijdens de installatie van de peilbuizen zijn bodemonsters genomen die zijn geanalyseerd op de chemische samenstelling. Ook zijn watermonsters genomen om de chemische samenstelling van het water in de watervoerende laag te karakteriseren.

3.2.1 Zandperceel Breezand

Een schematische weergave van de ondergrond van Breezand, met de namen van de verschillende afgezette formaties en de geplaatste peilbuizen is weergegeven in figuur 3-1.



Figuur 3-1: Doorsnede van de ondergrond in Breezand op basis van DINOloket gegevens met de locaties van de peilbuizen en de locaties van de bodemonsters. De verspreiding van het geïnfilterde zoete drainwater is in groen/grijs weergegeven.

De geochemische samenstelling van het aquifer is vastgesteld door analyses van bodemonsters genomen op ongeveer 1 m afstand van de infiltratieput en op verschillende diepten in het watervoerende pakket. In Breezand zijn deze monsters op de volgende diepten genomen:

- 5) 11.60 – 12.00 m
- 6) 15.60 – 16.00 m
- 7) 17.80 – 18.20 m
- 8) 23.10 – 23.50 m
- 9) 26.10 – 26.50 m
- 10) 34.10 – 34.50 m

De bodemonsters zijn geanalyseerd op organisch materiaal, carbonaat, totaal CaCO_3 , Fe, P en S, en lutum fractie. Met behulp van deze analyse konden ook pyriet gehalten uitgerekend worden.

Naast de put voor de ondergrondse wateropslag zijn peilbuizen geplaatst op verschillende afstanden van de infiltratieput met filters op verschillende diepten (Figuur 3-1). Om een begrip te krijgen van de chemische basiscondities zijn uit de peilbuizen handmatig watermonsters genomen. De watermonsters waren genomen na het starten van de ondergrondse opslag en gaven daarom een beeld van de situatie waarbij zich reeds een zoetwaterbel in de ondergrond had gevormd.

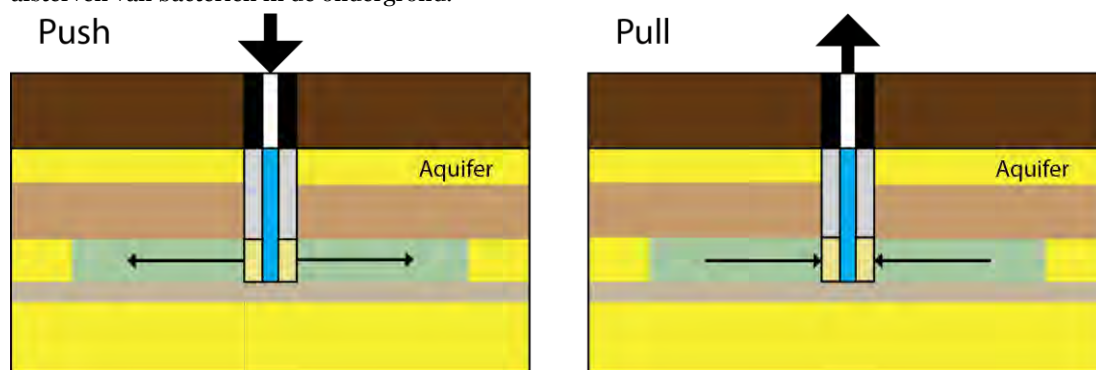
In het veld is het grondwater geanalyseerd op EC en temperatuur (GMH 3431, Greisinger, Duitsland), pH (Hannah, USA) en zuurstof concentratie. In het laboratorium van de Vrije Universiteit (VU) zijn de analyses gedaan naar de concentraties van kationen, anionen en spoormetalen. De analyse van anionen (F, Cl, Br, NO_2 , NO_3 , SO_4) is gedaan op een ionen chromatograaf (Dionex DX120, USA). De kationen

zijn gedaan op een ICP-OES (Varian 730-ES ICP Optical Emission Spectrometer) terwijl ammonium werd geanalyseerd op een Konelab 20 fotometrische analyser (Labmedics Aquakem 250, USA).

3.3 Push-Pull testen zandperceel Breezand

De chemische omstandigheden in de ondergrondse zoetwaterbel, die bepalend zijn voor de afbraak en vastlegging van nutriënten in de ondergrond, vormen een belangrijk onderdeel van het onderzoek in Breezand. Hiervoor wordt een grote hoeveelheid metingen uitgevoerd, waaronder met een extra mini-ondergrondse wateropslag (push-pull test) waarin heel specifiek de verblijftijd kan worden gereguleerd.

Bij een push-pull test wordt eerst water met een bepaalde concentratie van stoffen (een testoplossing) in de ondergrond gebracht via een peilbuis, om daar na een bepaalde tijd weer uit teruggepompt te worden (figuur 3-2). Als de chemische of bacteriologische samenstelling van het oorspronkelijke water dan vergeleken wordt met die van het teruggepompte water kunnen er conclusies getrokken worden over de veranderingen die plaats hebben gevonden tijdens het verblijf van het water in de ondergrond. Een push-pull proef kan bijvoorbeeld inzicht geven in de afbraak van nitraat, of het wel of niet afsterven van bacteriën in de ondergrond.



Figuur 3-2: Enkelvoudige push pull test voor in-situ onderzoek naar geochemische en microbiologische reacties, met naast elkaar de Push en Pull fasen.

In de proef op het zandperceel Breezand werd de afbraak van zuurstof (O_2) en nitraat (NO_3^-), en de sorptie van fosfaat (PO_4^{3-}) bestudeerd. Verwacht wordt dat een deel van de nutriënten afbreekt tijdens het verblijf in de ondergrond.

De basis voor de gebruikte testoplossing bestond uit water dat werd opgevangen uit de drainage onder de landbouwgrond. Een conservatief element, in dit geval bromide (Br) waarvan verwacht kon worden dat het geen reactie aangaat in het watervoerend pakket, werd aan de oplossing toegevoegd voordat de test begon. In de onttrekkingsfase van de proef werd deze conservatieve tracer gebruikt om de verhouding tussen de oorspronkelijke testoplossing en bijgemengd grondwater te bepalen. Door dispersie veroorzaakt door verschillen in snelheid van het water dat door de poriën stroomt in de ondergrond, vindt er menging plaats van het geïnjecteerde water met het oorspronkelijke grondwater. Het bepalen van de concentratie van de conservatieve Br tracer in het onttrokken water maakte het mogelijk om de concentraties van de reactanten te corrigeren voor dispersie.

Een volume van 300 l testoplossing werd geïnfiltrerd tijdens de push-fase, en daarna is er dagelijks 60 l water onttrokken. Na het onttrekken van de dagelijkse hoeveelheid water, werd er een watermonster genomen en werden de pH, EC, temperatuur en zuurstof concentratie gemeten. De totale test duurde 12 dagen. Dit betekende dat er 12 watermonsters zijn genomen op een totaal onttrokken volume van 720 l. Na het beëindigen van de push-pull test werden de watermonsters geanalyseerd. Na correctie voor dispersie werd de snelheid van de afbraak of adsorptie reactie bepaald voor de reactanten.

Er zijn drie push-pull tests uitgevoerd op verschillende dieptes in verschillende geologische formaties. Alle drie de push-pull test zijn gedaan op dezelfde locatie op het zelfde moment (tabel 3-3).

Tabel 3-3: Details over de enkelvoudige push-pull test uitgevoerd in verschillende formaties voor in-situ onderzoek naar geochemische en microbiologische reacties.

Naam	Diepte (m-mv)	Geologische Formatie
Peilbuis 1	11.00-12.00	Boxtel formatie
Peilbuis 2	22.50-23.50	Drenthe formatie
Peilbuis 3	33.75-34.75	Urk Formatie

4

Theoretisch kader ziektekiemen

4.1 Inleiding

Ziektekiemen in de landbouw kunnen voor grote problemen zorgen in de landbouw. Verschillende ziektekiemen resulteren in ziektes tijdens de gewasgroei en zorgen voor dalingen in de productie, of zelfs de mislukking van hele oogsten. In Nederland worden de grootste problemen ondervonden door de ziektekiemen die zorgen voor stengelnatrot, zwartbenigheid en bruinrot. De bruinrot bacterie wordt gezien als een van de meest destructieve bacteriële pathogenen wereldwijd. Het is verantwoordelijk voor een geschat verlies van 1 miljard dollar per jaar wereldwijd. De grootste problemen in Nederland worden ondervonden bij de productie van poot aardappelen. De bacteriën zijn aanwezig in het oppervlaktewater, waardoor irrigatie met dit water verboden of risicovol is (Mansfield & Genin, 2012). Naast de ziektekiemen van bruinrot zijn er wereldwijd ook problemen met zwartbenigheid en stengelnatrot. In Nederland leiden deze ziektekiemen tot een jaarlijks verlies van 30 miljoen euro (Prins & Breukers, 2008).

In Spaarwater wordt de vraag onderzocht of deze ziektekiemen afbreken tijdens ondergrondse wateropslag en dus zorgen voor schoon irrigatiewater. In dit hoofdstuk wordt een literatuur studie naar de afbraak van de ziektekiemen verantwoordelijk voor bruinrot, stengelnatrot en zwartbenigheid in relatie tot ondergrondse opslag besproken. Het doel hiervan is om een beeld te krijgen van de processen die leiden tot de afbraak van ziektekiemen.

4.2 Belangrijke ziektekiemen in de landbouw

Ralstonia Solanacearum (*R. Solanacearum*) is de ziekteverwekker van bruinrot. De ziekteverwekkers van stengelnatrot en zwartbenigheid zijn in 2005 opnieuw geïdentificeerd en hebben daarbij een nieuwe naam gekregen; *Pectobacterium atrosepticum* (oude naam: *Erwinia carotovora* subsp. *Atroseptica*), *Pectobacterium carotovorum* subsp. *Carotovorum* (oude naam: *Erwinia carotovora* subsp. *Carotovora*) en *Dickeya dianthicola* (oude naam: *Erwinia chrysanthemi*). De ziekteverwekkers van stengelnatrot en zwartbenigheid worden nog vaak in het algemeen *Erwinia* genoemd, naar het geslacht uit de oude classificatie.

Voor deze ziekteverwekkers zijn verschillende onderzoeken gedaan naar de overleving in de aerobe onverzadigde zone, waar er voldoende zuurstof in het bodemvocht beschikbaar is (Álvarez, Biosca, & López, 2010; Doorn & Vreeburg, 2008; Elsas & Kastelein, 2001, 2000; Perombelon & Kelman, 1980; Pérombelon, 2002). Uit deze onderzoeken blijkt dat in verschillende omstandigheden de ziekteverwekkers in de bodem langzaam afbreken. Het afsterven in deze aerobe zone is echter onvoldoende om gewasschade te voorkomen. Daarom wordt hier bekeken of door ondergrondse opslag het risico op ziektes kan worden verkleind. De verwachte ondergrondse afbraak en vastlegging van ziektekiemen is gebaseerd op de verandering van chemische omstandigheden; van de zuurstofrijke, nutriëntrijke, natuurlijke leefomgeving naar de zuurstofarme, nutriëntarme, onnatuurlijke leefomgeving.

4.3 Bodempassage en verblijftijd

Tijdens de ondergrondse opslag zal het geïnfiltreerde water door de bodem reizen. Bodempassage als natuurlijke zuivering wordt al jaren gebruikt in de drinkwaterwereld. In het waterwingebied voor Amsterdam van Waternet wordt deels ongezuiverd water geïnfiltreerd en stroomt dan door de ondergrond met een minimale reis- en verblijftijd van 60 dagen naar de drinkwaterwinning. De 60 dagen verblijftijd leidt onder meer tot voldoende afbraak van bacteriën uit de coligroep ten behoeve van het verkrijgen van veilig drinkwater (Waterwingebieden, 1980), en wordt aangehouden door Waternet en Waterleidingmaatschappij Brabant. De drinkwaterbedrijven PWN, Dunea en Evides houden kortere verblijftijden in de ondergrond aan van rond de 28 dagen (pers. Comm. P. Nienhuis). De aangehouden verblijftijd is gebaseerd op onderzoek naar de afbraak van bacteriën tijdens bodem passage door Knorr (1937).

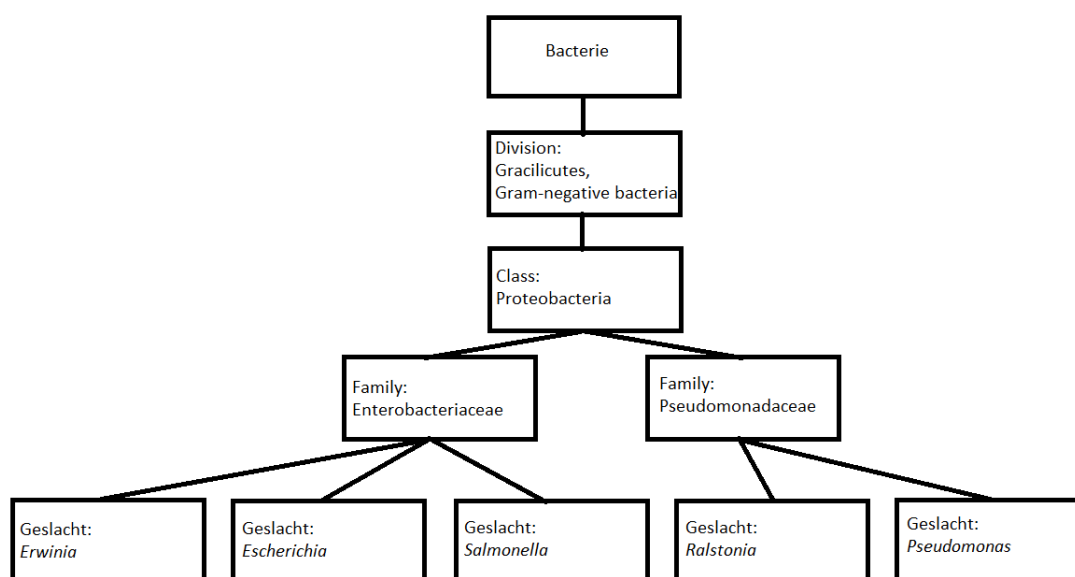
4.4 Afsterven van bacteriën

De afsterving van bacteriën kan worden beïnvloed door verschillende factoren; temperatuur, competitie met bacteriën, afbraak bij protozoa, licht, bodem, pH, toxische substanties en zuurstof. Verwacht wordt dat het gebrek aan zuurstof de belangrijkste factor is voor de afsterving van de bacteriën. Het onderzoek met de push-pull test gaf aan dat het zuurstof in het infiltratiewater binnen 2 dagen was verwijderd uit het water door oxidatieprocessen (hoofdstuk 7). Over de afsterving van de specifiek de bruinrot, stengelnatrot en zwartbenigheid bacteriën onder zuurstofloze condities in grondwater is geen onderzoek bekend. Bradford et al. (2015) heeft een overzicht gegeven van resultaten van laboratorium en veldstudies naar de afbraak van microben in de ondergrond. Hieruit blijkt dat de meeste studies gericht zijn op pathogenen die een gezondheidsrisico vormen voor de mens. Het effect van ondergrondse opslag op de ziekteverwekkers van bruinrot, stengelnatrot en zwartbenigheid kan daarom niet rechtstreeks uit de literatuur worden gehaald. Een vergelijking met bacteriën uit dezelfde families is wel mogelijk, om een inschatting te krijgen van de vermindering van het risico op ziekte door middel van ondergrondse opslag.

De ziekteverwekkers van stengelnatrot en zwartbenigheid zijn ingedeeld in de familie *Enterobacteriaceae*. Deze familie bevat ook de bacterie *Escherichia Coli* (Figuur). De *E. coli* bacterie wordt gebruikt als indicator bacterie in water om verontreinigingen van ontlasting te vinden. Er is veel onderzoek gedaan naar de afbraak van *E. coli* in verschillende omstandigheden. Afbraaksnelheden van *E. coli* in aerob grondwater bevinden zich tussen de 0,05 en 0,10 (dag^{-1}), (Filip, Kaddu-Mulindwa, & Milde, 1985; Foppen & Schijven, 2006). In Tabel 4-1 staan de afbraakconstanten van verschillende bacteriën, en de afbraaktijd voor een vermindering van microbiologische concentraties met 7 log eenheden, ofwel een daling naar 1/10.000.000 van de oorspronkelijke concentratie. De afbraak van *E. coli* is sterk afhankelijk van zuurstof. Althaus et al. (1982) deed onderzoek naar afbraak van bacteriën in grondwater en vergeleek zuurstofrijke en zuurstofarme omstandigheden. De afbraakconstante van *E. coli* in zuurstofrijke (100% zuurstof verzadigd) omgeving was 0,09 (dag^{-1}). De afbraak in zuurstofarme omgeving (1-18% zuurstof verzadigd) was bijna 6 keer hoger, 0,58 (dag^{-1}).

De bruinrot bacteriën worden in het geslacht *Ralstonia* geplaatst in de familie *Pseudomonadaceae*. In deze familie bevindt zich ook het geslacht *Pseudomonas*, met in het geslacht de voor de mens risicovolle *Pseudomonas aeruginosa* (figuur 4-1). Vanwege de risico's voor besmetting bij de mens is er meer bekend over de afbraak snelheden van de *P. aeruginosa*. Filip, Kaddu-Mulindwa, & Milde, 1985, onderzocht de afbraakconstanten van *P. aeruginosa* in zuurstofrijk grondwater van 10 graden Celsius (tabel 4-1). De afbraak constante was 2,5 keer lager als de afbraaksnelheid van *E. coli*. De bruinrot bacterie (*R. solanacearum*) heeft een oxidatief metabolisme en is algemeen gezien een bacterie die overleeft in zuurstofrijke omstandigheden (Álvarez et al., 2010). Verwacht wordt dat de afbraaksnelheden hoger zullen zijn in de zuurstofarme omstandigheden tijdens de ondergrondse opslag.

Verder onderzoek moet duidelijk maken of de afbraaksnelheden van *E.coli* en *P.aeruginosa* inderdaad te vergelijken zijn met de bacteriën verantwoordelijk voor bruinrot, stengelnatrot en zwartbenigheid.



Figuur 4-1: Fylogenetische stamboom voor de erwinia (*Pectobacterium* en *Dickeya*) en bruinrot (*Ralstonia*) bacterie.

Tabel 4-1: Afbraakconstanten en tijd voor een vermindering van microbiologische concentraties met 7 log eenheden relatief tot *E. coli* in grondwater van 10 graden celcius (Filip et al., 1985).

Bacterie	Tijd t_0 [dag]	Starttijd t_0 [dag]	1e orde Afbraak constante [dag ⁻¹]	Relatieve afbraak vergeleken met <i>E. coli</i>
<i>Escherichia coli</i> (G-)	310	0	0,0522	1,0
<i>Salmonella typhimurium</i> (G-)	290	10	0,0564	1,1
<i>Yersinia enterocolitica</i> (G-)	970	0	0,0167	0,3
<i>Pseudomonas aeruginosa</i> (G-)	790	5	0,0204	0,4
<i>Staphylococcus aureus</i> (G-)	33	0	0,484	9,3
<i>Streptococcus faecalis</i> (G+)	550	0	0,0291	0,6
<i>Bacillus megatherium</i> (G+)	6	0	2,61	50,0
<i>Nocardia alba</i> (G+)	1060	1	0,0152	0,3

G+= gram-positive; G-=gram-negative

4.5 Vastlegging van bacteriën

De processen voor het vastleggen van bacteriën zijn in zekere mate te vergelijken met de vastlegging van fosfaat (zie hoofdstuk 5). Net als voor de vastlegging van fosfaat zijn er twee verschillende processen die zorgen voor de vastlegging van bacteriën:

- Evenwicht adsorptie
- Kinetische adsorptie

Het proces evenwicht adsorptie is afhankelijk van de hoeveelheid bacteriën in de oplossing. Des te groter de hoeveelheid bacteriën in de oplossing, des te groter de hoeveelheid bacteriën die adsorbeert.

Op deze manier is er altijd een evenwicht tussen de hoeveelheid geadsorbeerde bacteriën en de hoeveelheid bacteriën in oplossing. Bij het transport van een hoeveelheid bacteriën van punt A naar punt B, zal tijdens de verhoging van de concentratie bacteriën een hoeveelheid bacteriën adsorberen. Op het moment dat de concentratie bacteriën daalt, neemt de hoeveelheid geadsorbeerde bacteriën weer af. Evenwicht adsorptie zorgt ervoor dat alle bacteriën die het systeem in gaan er ook weer uitkomen. Alleen komen de bacteriën door de adsorptie later op punt B aan dan zonder evenwicht adsorptie, deze vertraging wordt retardatie genoemd.

Kinetische adsorptie gebeurt wanneer de bacteriën in aanraking komen met het sorptie oppervlak. Deze aanraking kan zorgen voor fysisch-chemische interacties. De interacties ontstaan door verschillende krachten; Lifshitz-van der Waals krachten, elektrostatische krachten, en zuur-base interacties. Al deze krachten zorgen ervoor dat er een verschil in lading is tussen de bacterie en het sorptie oppervlak. Door het verschil in lading wordt de bacterie aangetrokken tot het sorptie oppervlak (Bos, 1999). In zekere mate is dit te vergelijken met de vastlegging van fosfaat aan ijzer(hydro)oxides (Hoofdstuk 5). De belangrijkste factor voor kinetische adsorptie is de lading van de bacterie. Daarnaast zijn de aanwezigheid van ijzer(hydro)oxides, carbonaten als calciet en organisch materiaal als adsorptie oppervlakte van belang.

De lading van de bacterie wordt gecreëerd op de celwand. Bacteriële vastlegging wordt beïnvloed door de lading van het celoppervlak, hydrofobiciteit (waterafstotendheid), grootte en structuren op de celwand (Gilbert, Evans, & Evans, 1991). Bacteriën kunnen opgedeeld worden in gram-negatief en gram-positief. Deze verdeling is afhankelijk van de bouw van de celwand. De ziektekiemen voor stengelnatrot, zwartbenigheid en bruinrot zijn gram-negatief. De celwand van een gram-negatieve bacterie bestaat uit een dubbele laag. De eerste laag is een laag van peptidoglycaan. Boven de peptidoglycaanlaag vinden we de buitenmembraan die opgebouwd is uit een lipide dubbellaag, die grote hoeveelheden lipopolysacharide (LPS) bevat. Via lipoproteïnen is de buitenmembraan verbonden met de celwand. LPS is grotendeels verantwoordelijk voor de vastlegging van bacteriën. LPS zorgt voor een negatieve lading van het cel membraan (Madigan, Martinko, Parker, & Brock, 2005). De lading van een bacterie kan bepaald worden met elektroforese. Bij elektroforese worden geladen deeltjes door een vloeistof bewogen door een elektrisch veld. Aan de hand van de snelheid kan de lading van de bacterie worden bepaald. Een methode om dit te bepalen is beschreven in Neihof (1969).

4.6 Filtering van de bacteriën

Filtering van de bacteriën wordt in de microbiologische wereld straining genoemd. Straining is gedefinieerd als het vast komen te zitten van bacteriën in knelpunten van poriën. De knelpunten zijn te smal voor de bacteriën om te passeren. Straining is dus afhankelijk van de grootte van de poriën en de grootte van de bacteriën. *R. solanacearum* heeft een gemiddelde cel grootte van 0.5- 0.7 bij 1.5- 2.5 micrometer. De ziektekiemen voor stengelnatrot en zwartbenigheid hebben een gemiddelde cel grootte van 0.5-1.0 bij 1.0-3.0 micrometer. Microporiën in de bodem met een grootte kleiner dan 30 micrometer kunnen er voor zorgen dat ziektekiemen gefilterd worden. Afhankelijk van de bodemopbouw kan filtering een belangrijke of onbelangrijke parameter zijn voor de afbraak van bacteriën.

4.7 Conclusie

De belangrijkste processen tijdens bodempassage in een ondergronds wateropslag systeem zijn:

- Afsterven
- Vastlegging
- Filtering

Er is nog weinig onderzoek gedaan naar de afbraak van de ziektekiemen van bruinrot, stengelnatrot en zwartbenigheid in het grondwater. Het afsterven van ziektekiemen is afhankelijk van verschillende factoren; temperatuur, competitie met bacteriën, afbraak bij protozoa, licht, bodem, pH, toxische substanties en zuurstof. Er wordt verwacht dat het gebrek aan zuurstof de belangrijkste factor is voor een snellere afsterving. Tijdens de push-pull testen bleek dat in het infiltratie water van de ondergrondse wateropslag binnen 2 dagen al het zuurstof was verdwenen door oxidatieprocessen, waardoor de zoetwaterbel in de ondergrond zuurstofloos is (hoofdstuk 7). Een ander proces dat leidt tot een vermindering van ziektekiemen in het onttrokken irrigatiewater is vastlegging. Door lading verschillen tussen de celwand van de bacterie en het vastleggingsoppervlak zal een deel van de bacteriën vastgelegd worden, dit proces wordt kinetische vastlegging genoemd. Het derde proces is filtering. Vernauwingen in de poriën van het aquifer kunnen zorgen voor opstoppingen/filtering van bacteriën. Deze bacteriën blijven achter in de grond en zullen niet in het onttrokken irrigatiewater gevonden worden.

5

Theorie ondergrondse afbraak en vastlegging nutriënten

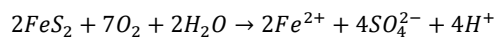
5.1 Inleiding

Een groot voordeel van het ondergrondse wateropslag systeem is de vermindering van de uitspoeling van nutriënten naar het oppervlaktewater. De nutriënten die nu niet uitspoelen naar het oppervlaktewater worden nu opgeslagen in de ondergrond. Voor de boer is het van belang om te weten wat er met deze nutriënten gebeurt in de ondergrond. De bemestingsgiften moeten aangepast worden aan de nutriënten concentraties van het onttrokken water uit de ondergrondse wateropslag. In dit hoofdstuk wordt er gekeken naar de mogelijke processen die plaats vinden in de ondergrond en die invloed hebben op de concentraties van nutriënten in het onttrokken water.

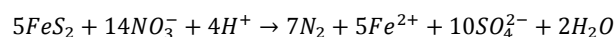
5.2 Theorie

Tijdens ondergrondse wateropslag is het mogelijk dat er verschillende redoxreacties plaats vinden. Een redoxreactie bestaat uit een oxidator die reageert met een reductor. De twee sterkste oxidatoren zijn zuurstof en nitraat. Voor een reactie van zuurstof (O_2) en nitraat (NO_3) zijn reductoren nodig. De belangrijkste reductoren in watervoerende pakketten zijn in het algemeen organisch materiaal en het mineraal pyriet (FeS_2). Een redoxreactie met organisch materiaal of pyriet leidt tot de afbraak van zuurstof en nitraat. Vastlegging van fosfaat (PO_4) wordt in het algemeen geassocieerd met de aanwezigheid van ijzer(hydro)oxyde mineralen en organisch materiaal. De afbraak van zuurstof en nitraat, en de vastlegging van fosfaat, zijn dus afhankelijk van de geochemische samenstelling van het watervoerend pakket, en deze reacties verlopen mede onder invloed van bacteriën (Appelo & Postma, 1995).

Voor afbraak / reductie van O_2 en NO_3 in de aanwezigheid van pyriet gelden de volgende reactievergelijkingen:

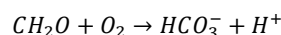


Reactie 1: Deze reactievergelijking toont de oxidatie van pyriet met de oxidator zuurstof. De producten die vrijkomen tijdens deze reactie zijn sulfaat, ijzer(II) en zuur.

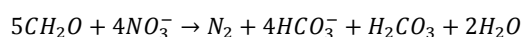


Reactie 2: Naast de oxidatie van pyriet met de oxidator zuurstof is ook de oxidatie met nitraat van belang. Bij deze reactie ontstaat er stikstof gas, sulfaat en ijzer(II).

In deze reacties wordt zuurstof aan zwavel gebonden en nitraat omgezet naar stikstofgas en komen Fe^{2+} en SO_4^{2-} in oplossing. In dit proces kunnen ook kleine hoeveelheden van de sporenelementen As, Ni, Co en Zn vrijkomen vanuit mineralen die met pyriet geassocieerd zijn (Antoniou, Stuyfzand, & van Breukelen, 2013). Met de kennis van de producten is pyriet oxidatie vast te stellen. Een afname van zuurstof en nitraat en een toename van sulfaat zijn goede indicatoren voor pyriet oxidatie. Vergelijkbare reacties zijn op te stellen voor de redoxreactie van zuurstof en nitraat met organische stof:



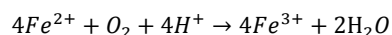
Reactie 3: CH_2O is een vereenvoudiging voor de soms complexe structuren van organisch materiaal. Tijdens de oxidatie van organisch materiaal met de oxidator zuurstof ontstaat er bicarbonaat (verhoging alkaliniteit) en zuur.



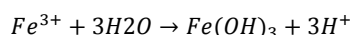
Reactie 4: Naast de oxidatie van organisch materiaal met de oxidator zuurstof is ook de oxidatie met nitraat van belang. Bij deze reactie ontstaat er stikstofgas, bicarbonaat en diwaterstofcarbonaat (verhoging alkaliniteit).

Met de kennis van de producten is organisch materiaal oxidatie vast te stellen. Een afname van zuurstof en nitraat en een toename van de alkaliniteit zijn duidelijke indicatoren voor de oxidatie van organisch materiaal. Bij de bovenstaande reacties worden pyriet en organisch materiaal geconsumeerd, en deze stoffen zullen op den duur dus uit het watervoerend pakket verdwijnen.

De sorptie van fosfaat is in het algemeen afhankelijk van de concentraties van ijzer(hydro)oxiden in het watervoerend pakket en is ook eindig (Appelo & Postma, 1995). Het positieve fosfor in fosfaat wordt aangetrokken door de negatieve OH-bindingen in de ijzer(hydro)oxiden. IJzer(hydro)oxiden zijn vaak aanwezig in het sediment, maar ijzer(hydro)oxiden kunnen ook ontstaan door het vrij gekomen ijzer(II) bij de oxidatie van pyriet of door ijzer(II) in oplossing. Dit ijzer(II) oxideert bij contact met zuurstof naar ijzer(III), wat snel neerslaat als een ijzer(hydro)oxide. Op deze manier kan de oxidatie van pyriet dus invloed hebben op de vastlegging van fosfaat:



Reactie 5: Deze reactievergelijking toont de oxidatie van ijzer met oxidator zuurstof. Bij deze reactie ontstaat er ijzer(III).



Reactie 6: Het ijzer(III) wat ontstaat bij de oxidatie van ijzer(II) reageert snel. Het ijzer(III) reageert tot een ijzer(hydro)oxide, hier weergegeven als $Fe(OH)_3$.

De afbraak van nutriënten is een proces dat wordt uitgevoerd door bacteriën. Deze bacteriën zijn in staat om enzymen te produceren, die bijvoorbeeld zuurstof of nitraat afbreken (Madigan et al., 2005). Een veel gebruikte methode om reactiesnelheden van reacties te beschrijven is de Michaelis-Menten kinetiek vergelijking (Istok, Field, & Schroth, 2001):

$$v = Vmax \frac{[C]}{[C] + Km}$$

De Michaelis-Menten kinetiek vergelijking is een formule die het mogelijk maakt afbraaksnelheid (v) van stoffen zoals nitraat, waarbij bacteriën en enzymen betrokken zijn, te modelleren met twee parameters, een maximumgrenswaarde voor de afbraaksnelheid V_{max} en een Michaelis constante concentratie K_m , en informatie over de concentratie van het substraat [C].

Bij hoge concentraties van het substraat, waarbij $[C]$ veel groter is dan K_m , benadert de afbraaksnelheid de maximale afbraaksnelheid ($v = V_{max}$), en kan de initiële afbraak als een nulde orde proces worden beschouwd waarbij de concentratie lineair afneemt, onafhankelijk van de beginconcentratie van $[C]$.

Afbraaksnelheden van een stof in de ondergrond kunnen dus constant in de tijd zijn, onafhankelijk van de concentratie van de stof, en dan spreken we over een nulde orde (lineair) afbraakproces. Indien de afbraaksnelheid wel afhankelijk is van de concentratie van een van de componenten van de stof, spreken we van een eerste orde (niet lineair) afbraakproces, terwijl bij een tweede orde proces de afbraaksnelheid afhankelijk is van de concentraties van meerdere componenten.

5.3 Conclusie

De concentraties van pyriet, organisch stof en ijzer(hydro)oxiden in het watervoerend pakket zijn belangrijk aangezien deze bepalen hoeveel zuurstof en nitraat er afgebroken kan worden, en hoeveel fosfaat vastgelegd kan worden. De concentraties van pyriet, organisch stof en ijzer(hydro)oxiden bepalen dus de snelheid van de afbraak en vastlegging, maar ook de duur van deze processen. Bij de aanleg van een ondergrondse wateropslag is het verstandig om de bodem te laten analyseren op pyriet, organisch stof en ijzer(hydro)oxiden concentraties.

Begrip van deze processen leidt tot het beter sturen van de bemestingsgiften. Indien er geen pyriet, organisch stof en ijzer(hydro)oxiden aanwezig zijn in het watervoerend pakket zullen de nutriënten in het onttrokken water dezelfde concentratie hebben als de nutriënten geïnfiltreerd in de ondergrondse wateropslag. Als er wel pyriet, organisch stof en ijzer(hydro)oxiden aanwezig zijn in het watervoerend pakket is het van belang om de reactie snelheden met de nutriënten te bepalen. Aan de hand van deze reactiesnelheden kan dan de concentratie van de nutriënten uitgerekend worden in het onttrokken water uit de ondergrondse wateropslag. Indien de concentraties van de verschillende nutriënten in het onttrokken water bekend zijn kan er op een duurzame manier gestuurd worden op de bemestingsgiften.

De afbraak van ziektekiemen zal waarschijnlijk worden beïnvloed door de beschikbaarheid van het belangrijkste nutriënt, zuurstof. Bij het bepalen van de afbraak van ziektekiemen tijdens ondergrondse wateropslag is de zuurstofconcentratie mogelijk dus een belangrijke parameter. Om een goed begrip te krijgen van de afbraak van ziektekiemen tijdens ondergrondse wateropslag is het dus belangrijk dat de afbraaksnelheid van zuurstof bepaald wordt.

6

Chemische samenstelling van bodem, grondwater en drainagewater

6.1 Inleiding

Het doel van deze kwaliteitsstudie is om de kwaliteit van het onttrokken water te bestuderen. Het hele ondergrondse wateropslag systeem heeft daarnaast een invloed op de kwaliteit van het oppervlaktewater en het grondwater. Om iets over de kwaliteit van het onttrokken water, oppervlaktewater en het grondwater te kunnen zeggen, moet de initiële kwaliteit van dit watersysteem onderzocht worden.

De eigenschappen van de bodem en het watervoerend pakket zijn van belang op de grondwaterkwaliteit. Het begrijpen van de opbouw van de bodem is van belang voor een goed begrip van de grondwaterkwaliteit. De bodem bestaat uit verschillende bodemformaties met verschillende eigenschappen. Deze verschillende eigenschappen leiden tot verschillende reacties of reactiesnelheden en verschillen in grondwaterkwaliteit. Parameters als organisch materiaal en pyriet kunnen zorgen voor de afbraak van nutriënten. Ijzer(hydro)oxiden kunnen zorgen voor de vastlegging van nutriënten, ziektekiemen en pesticiden. Het is van belang om te weten wat de compositie van de bodem en het watervoerend pakket is.

Watermonsters zijn op verschillende diepten en locaties genomen om de kwaliteit van het grondwater te bepalen. Er zijn watermonsters genomen van het grondwater, maar ook van het geïnjecteerde grondwater in de zoetwaterbel. Het perceelwater en met nadruk het drainwater is ook geanalyseerd. Het drainwater komt grotendeels niet meer in de sloot terecht, maar wordt geïnfilteerd in de ondergrond. Doordat het drainwater wordt geïnfilteerd en niet naar het oppervlaktewater stroomt, zorgt dit voor verschillen in de kwaliteit van het oppervlaktewater en het grondwater.

6.2 Eigenschappen bodem en watervoerend pakket zandperceel Breezand

Bodemopbouw en zoutgehalte

De ondergrond bestaat uit een afwisseling van watervoerende pakketten en weerstand biedende lagen, die geïdentificeerd zijn op basis van het REGISII ondergrondmodel van TNO. Daarnaast is voor de beschrijving gebruik gemaakt van geplaatste boringen en sonderingen voor het Spaarwaterproject (zie box 1 en 2).

In de ondergrond was brak tot zout grondwater aanwezig. Wat opvallend was aan de locatie Breezand, is dat tot een diepte van circa -25 m NAP water met een relatief laag zoutgehalte (EC van 2 tot 3 mS cm⁻¹) aanwezig is. Van 25 tot minimaal 30 m diepte (einddiepte metingen) werd grondwater met een EC van 10 tot 12 mS cm⁻¹ aangetroffen.

Box 1 – bodemformaties in Breezand (obv REGIS, aangevuld met sonderingen)

Holocene Deklaag: Vanaf maaiveld tot een diepte van circa -7 m NAP wordt de Holocene Deklaag aangetroffen. Deze deklaag bestaat uit zand met inschakelingen van klei en veen. De oppervlaktelaag is dekzand. In de omgeving van het onderzoeksgebied werd op diverse plaatsen een basisveenlaag aangetroffen volgens REGIS. Deze compacte basisveenlaag kan met een beperkte dikte voor een hoge weerstand zorgen.

Formatie van Bostel: Direct onder de Holocene Deklaag werden zanden en kleien van de Formatie van Bostel aangetroffen. De onderzijde van deze laag lag op een diepte van circa -19 m NAP. Deze laag bestond op de onderzoekslocatie grotendeels uit fijn zand, met plaatselijke dunne inschakelingen van kleiig zand en veenlaagjes. Dit pakket kan als goed doorlatende eenheid worden beschouwd. Uit de sonderingen bleek dat op een diepte van -13 m NAP op verschillende plaatsen een slecht doorlatende laag werd aangetroffen.

Formatie van Eem: Op de onderzoekslocatie werden op een diepte van -19 tot -22 m NAP matig grofzandige afzettingen van de formatie van Eem aangetroffen. Op een diepte van -20 m NAP werd een dun slecht doorlatend laagje aangetroffen.

Formatie van Drente: Op een diepte van -22 m tot -31 m NAP werd een afwisselend pakket van matig grof zand tot zandige klei of leem aangetroffen, behorend tot de Formatie van Drente. Op een diepte van -27 m NAP werd in twee van de drie sonderingen een laagje met een beperkte doorlatendheid aangetroffen (<1 tot 2 m d⁻¹).

Formatie van Urk: Tussen -31 m en -88 m NAP werden afzettingen aangetroffen van de Formatie van Urk. Dit pakket bestond uit een afwisseling van matig grof zand en kleiig zand. Aan de bovenzijde was het pakket goed doorlatend (Kh van 10 tot 100 m d⁻¹). Vanaf een diepte van circa -46 m NAP had het pakket een wat lagere doorlatendheid.

Vanaf een diepte van -88 m tot -250 m NAP werden diverse goed doorlatende zandpakketten aangetroffen met een doorlaatendheid van 10 tot 100 m d⁻¹. Op een diepte van -250 m NAP werd de Formatie van Maassluis aangetroffen, met een hoge verticale weerstand. Deze laag werd als een ondoorlatende basis beschouwd.

Chemische samenstelling bodem

De fysische en chemische analyseresultaten van het sediment in het watervoerende pakket onder het zandperceel Breezand zijn weergegeven in tabel 6-1. Het lutumgehalte in het pakket was laag en bleef onder de 1% tot ongeveer 30 m diepte, terwijl de bulk dichtheid van het sediment fluctueerde tussen de 1.300 en 1.700 kg m³. Organische stof nam toe met de diepte van 0.2% tussen 11 en 16 m tot 0.8-1.0 % in de diepste lagen. Ook het kalkgehalte nam toe met de diepte en de pH van de bodem was derhalve boven de 7 (basisch) in het hele watervoerend pakket. IJzer, fosfaat en zwavelgehaltes vertoonden een maximum tussen de 18 en 23 m diepte.

Tabel 6-1: Chemische en fysische samenstelling van monsters genomen op verschillende diepte in het aquifer in Breezand.

* = de diepte waar een push-pull test is uitgevoerd

Diepte(m)	Lutum [%]	org. Stof [%]	Dichtheid [kg m ⁻³]	CaCO ₃ [%]	Tot-Fe [µmol g ⁻¹]	Tot-P [µmol g ⁻¹]	Tot-S [µmol g ⁻¹]	Formatie:
11.80*	<1	0.2	1680	0.0	21.9	1.4	7.0	Boxtel
15.80	<1	0.2	1350	0.1	35.6	2.5	9.0	Boxtel
18.00	<1	0.6	1560	1.9	106.7	10.1	29.2	Boxtel/Eem
23.30*	<1	0.4	1360	5.4	102.6	9.1	23.6	Drenthe
26.30	<1	0.8	1530	4.2	73.3	5.8	13.7	Drenthe
34.30*	4	1.0	1510	6.7	104.5	6.3	2.3	Urk

Er lijkt een verband te zijn tussen de compositie van de bodemmonsters en de bijbehorende formatie. De ondiepste 2 bodemmonsters (11,80 en 15,80m) bevatten relatief lage CaCO₃, Fe, P en S concentraties. Deze concentraties stijgen op het moment dat de Boxtel formatie bijna verlaten wordt vanaf 18 meter. De bodemmonsters op 18, 23,30 en 26,30 meter diepte zijn in zekere mate vergelijkbaar met relatief hoge CaCO₃, organisch stof, Fe, P en S concentraties. Het diepste bodemmonster bevindt zich in de formatie van Urk en laat vergelijkbare concentraties CaCO₃, organisch stof, Fe en P zien. De concentraties voor S en het lutum percentage verschillen fors met de andere monsters.

Met behulp van de bodemmonster uit tabel 6-1 kan de pyrietconcentratie in de ondergrond uitgerekend worden (Griffioen, Klein, & Van Gaans, 2012).

$$FeS_2 = 0.5 * \frac{M_{FeS_2}}{M_S} * S$$

In de formule is FeS₂ de pyriet concentratie, M_i is de molaire massa van het element en S is de totale sulfide concentratie.

Tabel 6-2: De berekende pyriet concentraties aan de hand van de bodemanalysen.

* = de diepte waar een push-pull test is uitgevoerd

Diepte (m)	Tot Pyriet (mmol/l)	Formatie:
11.80*	14	Boxtel
15.80	14	Boxtel
18.00	53	Boxtel/Eem
23.30*	37	Drenthe
26.30	24	Drenthe
34.30*	4	Urk

6.3 Chemische samenstelling grondwater

Chemische water eigenschappen buiten de invloedssfeer van de zoetwaterbel

Analysesresultaten voor de watermonsters uit de peilbuizen zijn weergegeven in Tabel 6-3. De watermonsters waren genomen na de inwerkingtreding van de ondergrondse wateropslag, en een groot deel van de beschikbare peilbuizen waren derhalve al beïnvloed door de ondergrondse wateropslag. Uit metingen en simulaties met het ASR SEAWAT model blijkt dat de zoetwaterbel in juli 2015 een maximale grootte had bereikt van circa 25 m in het onderste deel van het filtertraject (zie hoofdstuk 5 van Spaarwater deelrapportage A). In het bovenste deel was de verspreiding aanzienlijk minder, als gevolg van een lagere doorlaatbaarheid. Dit betekent dat alleen de peilbuizen MFO03 en MFO01 grotendeels buiten de invloedzone van de ASR waren gebleven. Peilbuis MFO04 lag op de grens van het zoetwaterlichaam, en had nog wel een hoog chloridegehalte.

Tabel 6-3: Chemische samenstelling van de watermonsters genomen in de peilbuizen op 30 m afstand van de infiltratieput die niet onder invloed van de infiltratie stonden in Breezand, de concentraties van de chemische componenten zijn in mmol/l.

Peilbuis	Diepte [m]	pH [-]	EC [$\mu\text{S cm}^{-1}$]	Cl	NO ₃	PO ₄	Br	Fe
MFO01	30	6,5	9360	104	0	0,01	0,14	0,40
MFO03	10	6,5	2720	12	0	0,05	0,03	0,02

De chemische samenstelling van MFO01 en MFO03 verschilt op verschillende fronten. De diepe peilbuis (MFO01) is duidelijk zouter dan de ondiepe peilbuis (MFO03), wat tot uiting komt in het verschil in het EC en de Cl concentraties. Ook bevat het grondwater uit MFO01 hogere bromide en ijzer concentraties. De ondiepe peilbuis (MFO03) bevatte een vrij hoge fosfaat concentratie. Er werd geen nitraat aangetroffen in beide peilbuizen. De pH van het grondwater nam toe met de diepte (van 6,5 naar 7,0) en was lager dan verwacht zou worden op basis van het aanwezige calciet in het watervoerend pakket.

Chemische water eigenschappen binnen de invloedssfeer van de zoetwaterbel

De analyses van watermonsters verzameld in de monitoringspeilbuizen op 2 m en 20 m afstand van de infiltratieput in het zandperceel Breezand is gegeven in tabel 6-4. De invloed zone van de ondergrondse wateropslag was duidelijk te herkennen aan de lagere EC waarden ten opzichte van die in de peilbuizen geplaatst op 30 m afstand van de infiltratieput (zie tabel 6-3). Peilbuizen MFO06 en MFO07 stonden midden in de ondergrondse wateropslag op 2 m afstand van de infiltratieput. Deze peilbuizen, en in mindere mate MFO04 en MFO05 op 20 m afstand, toonden een duidelijk lagere EC en Cl concentraties. De verschillen zijn te verklaren door de ruimtelijke spreiding van het geïnfiltreerde water in het brakke water in de ondergrond, de eerste groep peilbuizen bevond zich midden in de invloed zone van de ondergrondse opslag (zie ook Spaarwater deelrapportage A). De groep van zoetwatermonsters in de invloed zone werd gekarakteriseerd door EC waarden tussen de 1,1 – 1,2 mS cm⁻¹ en een pH tussen 7,0 en 7,2. De samenstelling van de zoetwatermonsters bestond uit relatief lage chloride (tussen de 3,4 en 3,5 mmol/l) en ijzer (tussen 0 en 0,01 mmol/l) concentraties. Daarnaast bevatten de monsters relatief hoge fosfaat (0,05 – 0,08 mmol/l) concentraties.

Tabel 6-4: Chemische samenstelling van de watermonsters genomen in de peilbuizen in Breezand die binnen de invloedssfeer van het in de infiltratieput geïnfiltreerde water stonden, de concentraties van de chemische componenten zijn in mmol/l.

Peilbuis	Diepte [m]	pH [-]	EC [$\mu\text{S cm}^{-1}$]	Cl	NO ₃	PO ₄	Br	Fe
MFO04	30	6,6	8180	78,2	0	0,02	0,12	0,35
MFO05	15	6,7	1794	10,1	0	0,01	0,02	0,02
MFO06	30	7,2	1232	3,4	0	0,08	0	0
MFO07	10	7,0	1233	3,4	0	0,05	0	0

6.4 Chemische samenstelling van het perceelwater en export van stoffen naar het oppervlaktewatersysteem

Analyses van grondwatermonsters genomen op de overgang van de verzadigde en onverzadigde zone (tabel 6-5) vertoonden een iets hogere pH en een veel lagere EC. Dit is ook waargenomen werd in het afgevoerde perceelwater uit de drains.

Tabel 6-5: Chemische samenstelling van watermonsters genomen op de overgang van de onverzadigde en verzadigde zone in het zandperceel Breezand (de Hilster, 2015), de concentraties van de chemische componenten zijn in mmol/l.

Peilbuis	Diepte [m]	pH [-]	EC [$\mu\text{S cm}^{-1}$]	HCO ₃	NO ₃
BR1	0,6	7,2	680	3.5	0
BR2	0.6	7.3	926	6.7	0
BR5	0.6	7.2	900	7.5	0,4

Afstroming van perceelwater via drains kan een belangrijke toevoer vormen van zout en nutriënten, zoals NO₃ en PO₄, naar het oppervlaktewater. Hergebruik van perceel eigen water door opslag in de ondergrond en latere onttrekking naar het perceel zou deze toevoer in belangrijke mate kunnen verminderen. Tussen 4 december 2014 en 15 augustus 2015 werden om de 14 dagen monsters genomen van het drainwater in de verzamelput om een schatting te kunnen maken van de concentraties in het drainwater en de afvoer naar het oppervlaktewatersysteem toe. Daar geen continue meetreeksen beschikbaar waren was het niet mogelijk veranderingen in concentraties te relateren aan het debiet van het drainwater tijdens regenbuien. Een overzicht van de gemeten concentraties is gegeven in tabel 6-6.

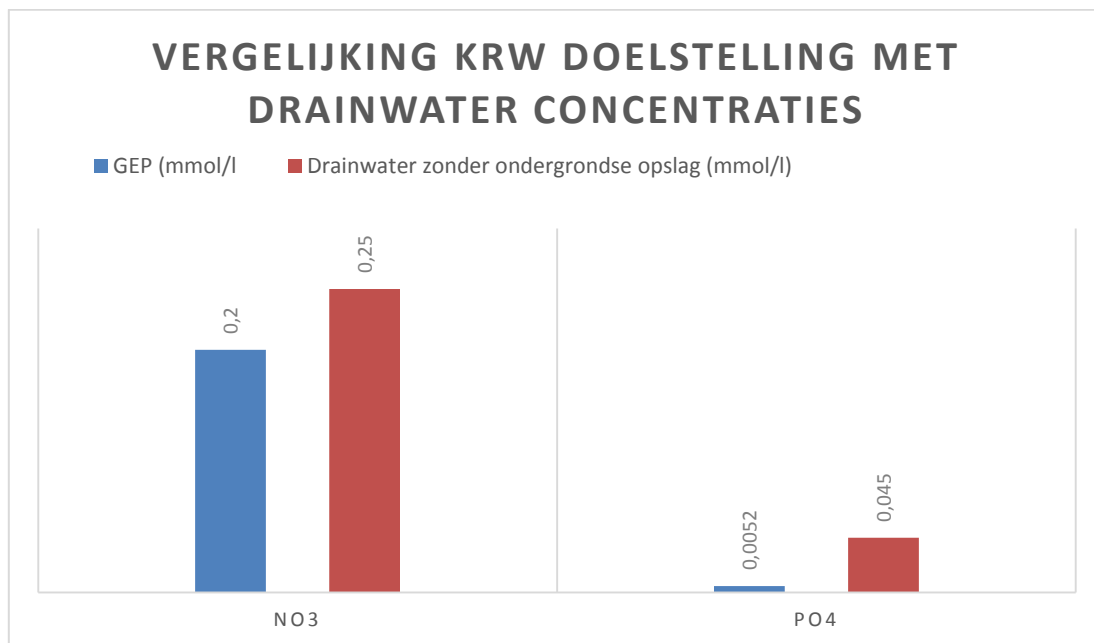
Tabel 6-6. Overzicht van de concentraties van verschillende elementen in het drainwater van het zandperceel Breezand tussen 4 december 2014 en 15 augustus 2015 (n= 18), de concentraties van de chemische componenten zijn in mmol/l.

	NO ₃	PO ₄	Cl	SO ₄
Maximum	0,65	0,09	5,4	1,4
Minimum	0,07	0.02	2,2	0,6
Gemiddelde	0,25	0.05	3,7	1,0
St. deviatie	0,16	0.02	1,0	0,2

De drains leverden water in de winter en het voorjaar en vielen droog tussen april en augustus, behalve tijdens een natte periode in augustus. De concentraties gemeten in de droge periode waren dus van stilstaand water in de verzamelput. In de winter ging het meeste drainwater naar infiltratie, terwijl het zomerwater, waarvan de EC boven de grenswaarde voor infiltratie lag, afgevoerd werd naar het oppervlaktewater. De gemiddelde NO₃ en PO₄ concentraties waren relatief hoog. Beide concentraties kwamen ver boven de voorgestelde GEP concentraties (Goed Ecologisch Potentieel) van het Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier, die zijn opgesteld naar aanleiding van het Kader Richtlijn Water (Jaarsma & van EE, 2014). De voorgestelde GEP concentratie voor stikstof is 0,20 mmol/l. In nitraat is 22,6% van de totale verbinding stikstof. Bij de gemiddelde nitraat concentratie in het drainwater betekent dit dat het nitraat een concentratie van 0,25 mmol/l stikstof bevat. Alleen de nitraat concentratie in het drainwater is al hoger in het drainwater, hierin is de concentratie van stikstof in ammonium (NH₄) nog niet mee genomen. De voorgestelde GEP concentratie voor fosfor is 5.2×10^{-3} mmol/l. In fosfaat is 32.6% van de totale verbinding fosfor. Bij de gemiddelde fosfaat concentratie in het drainwater betekent dit dat het fosfaat een concentratie van $4,5 \times 10^{-2}$ mmol/l fosfor bevat. De fosfor concentratie in het drainwater is veel hoger dan de voorgestelde GEP concentratie. Het stoppen van de uitspoeling van deze nutriënten concentraties verhoogt het ecologisch potentieel van het oppervlaktewater. De uitspoeling van nutriënten is wekelijks gemeten in de drains.

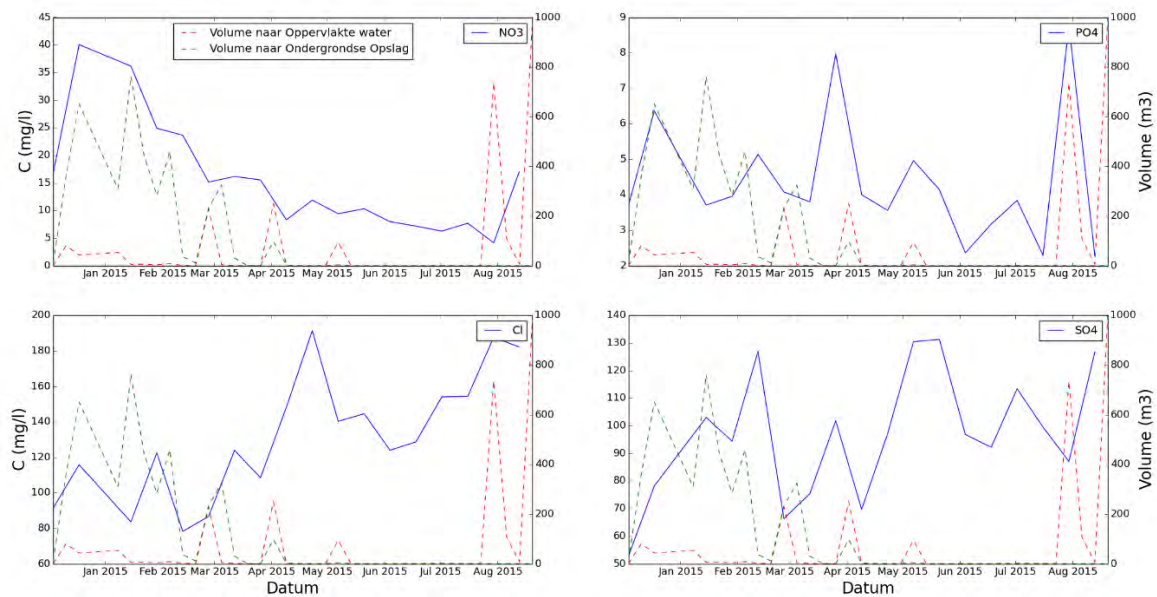
De pieken van de uitspoeling van nutriënten, die worden veroorzaakt door hevige neerslag, worden door de laag frequente metingen veelal gemist. In Spaarwater 2 wordt voor een beter beeld van de uitspoeling van nutriënten bij verwachte nutriënt pieken met een hogere frequentie gemeten.

Figuur 6-1: Vergelijking van de voorgestelde GEP concentraties (KRW doelstelling) met de drainwater concentraties gemeten in Breezand. De drainwater concentraties overschrijden de voorgestelde GEP concentraties.



Door de drainwaterfluxen van 1 december 2014 tot 20 augustus 2015 te combineren met de bijbehorende concentraties van opgeloste stoffen werd de export van nitraat, fosfaat, chloride en sulfaat uit het perceel berekend over een periode van 262 dagen. De nutriënten werden uitgedrukt als hoeveelheden N per hectare voor nitraat (NO₃-N) en als P voor fosfaat (PO₄-P). In deze periode werd er 6.655 m³ water van het perceel afgevoerd (289 mm), waarvan er 2.630 m³ (114 mm) op het oppervlaktewater geloosd werd. De totale export NO₃-N en PO₄-P uit het perceel bedroeg respectievelijk 15,3 en 4,4 kg ha⁻¹, ofwel 0,06 en 0,02 kg ha⁻¹ dag⁻¹. Hiervan werd slechts 3,6 kg ha⁻¹ NO₃-N en 1,8 kg ha⁻¹ PO₄-P op het oppervlaktewater geloosd. Door het hergebruik van het perceelwater via infiltratie werd een significante reductie van de export van deze nutriënten naar het oppervlaktewater gerealiseerd die 77% bedroeg voor NO₃-N en 60% voor PO₄-P.

Ook voor chloride (perceelexport 369 kg ha⁻¹) en sulfaat (perceelexport 279 kg ha⁻¹) werden reducties in last naar het oppervlaktewater van respectievelijk 49% en 58% behaald.



Figuur 6-2: Verloop van concentraties van opgeloste stoffen en de flux aan drainwater van het zandperceel Breezand die naar het oppervlaktewater en naar de infiltratieput gevoerd werden.

Naast de totale flux per jaar is er ook gekeken naar de variatie van de uitspoeling van nutriënten uit het perceel in de tijd. In figuur 6-2 staan de nutriënten NO₃, PO₄ en SO₄ in een grafiek geplot tegen de tijd. De gestippelde groene lijn geeft het volume drainwater aan dat naar de ondergrondse opslag gaat en de rode gestippelde lijn geeft het volume drainwater aan dat naar het oppervlakte water gaat. Infiltratie naar de ondergrondse opslag gebeurt voornamelijk in de winter periode. De PO₄ en SO₄ concentraties variëren in de tijd en geven geen duidelijke trend. De concentraties van NO₃ en Cl laten wel een trend zien. De NO₃ concentraties zijn in de winterperiode op zijn hoogst en worden dus voor een groot deel ondergronds opgeslagen, waar het waarschijnlijk reduceert. De chloride concentraties zijn in de winterperiode juist laag, het geïnjecteerde water bevat lage chloride concentraties.

6.5 Conclusie

De eigenschappen van het watervoerend pakket zorgen tijdens de infiltratie van het drainwater voor reacties met nutriënten (Hoofdstuk 5) en ziektekiemen (Hoofdstuk 4). Mogelijke reacties zijn afbraak, filtering en vastlegging. Afbraak filtering en vastlegging zorgen voor een verbetering van de kwaliteit van het onttrokken water, maar filtering en vastlegging kunnen potentieel de grondwaterkwaliteit verminderen.

De bodem is opgebouwd uit verschillende sediment formaties. Alle formaties bevatten verschillende, concentraties van verschillende mineralen, kleigehaltes en organisch materiaal gehalten. Deze parameters zijn verantwoordelijk voor processen als afbraak en vastlegging. De verschillen per formatie zorgen waarschijnlijk voor verschillen in afbraak en vastleggingsnelheden en de concentratie van nutriënten dat afgebroken en vastgelegd kan worden.

De watermonsters uit het aquifer lieten een duidelijk verschil zien tussen de peilbuizen in de zoetwaterbel en er buiten. Naast het hogere zoutgehalte buiten de zoetwaterbel is ook de gemeten pH lager. Daarnaast is in de zoetwaterbel ook voor fosfaat een lage concentraties gemeten. Zuurstof en nitraat concentraties zijn 0 mmol/l, dit betekent dat deze nutriënten afgebroken zijn in de ondergrond, mogelijk door pyriet of organisch materiaal oxidatie.

De fosfor en nitraat concentraties in het drainwater overschrijden de voorgestelde GEP concentraties in de Kader Richtlijn Water. Met de analyse van het drainwater is de vermindering van de uitspoeling van nutriënten naar het oppervlaktewater uitgerekend in Breezand. Door het hergebruik van het perceelwater via infiltratie werd een significante vermindering van de export van deze nutriënten naar het oppervlaktewater gerealiseerd die 77% bedroeg voor nitraat en 60% voor fosfaat.

7

Resultaten van de push-pull test

7.1 Inleiding

Met de theorie van de vastlegging en afbraak van nutriënten in het hoofd (Hoofdstuk 5) is er gekeken naar een goede methode om de vastlegging en afbraak van nutriënten te bestuderen en vast te leggen. De methode moest aan een aantal factoren voldoen, het onderzoek moest in het veld plaats vinden (geen laboratorium onderzoek) en de methode moest te gebruiken zijn voor het vervolgonderzoek naar de afbraak van ziektekiemen en pesticiden. De gebruikte methode is de push-pull test (Paragraaf 3.3). Het doel van de push-pull testen was om de afbraaksnelheden van zuurstof en nitraat te bepalen en de sorptiesnelheid van fosfaat. Nitraat en fosfaat zijn nutriënten die van belang zijn bij de groei van de gewassen op de landbouwgrond. Deze nutriënten worden vaak toegevoegd aan irrigatiewater om de groei van de gewassen te stimuleren. Het is voor de boer dus van belang om bij de onttrekking uit de ondergrondse wateropslag te weten wat de concentraties van deze nutriënten zijn. Als de concentraties van de nutriënten bekend zijn kan daar rekening mee gehouden worden bij de bemestingsgift. Op deze manier kan er efficiënter bemest worden en kan ook de uitspoeling van nutriënten naar het oppervlaktewater nog verder verminderd worden. Het andere doel van de push-pull test is om de afbraaksnelheid van zuurstof te bepalen. Zuurstof is een belangrijke nutriënt voor ziektekiemen en speelt waarschijnlijk een belangrijke rol bij de afbraak van ziektekiemen.

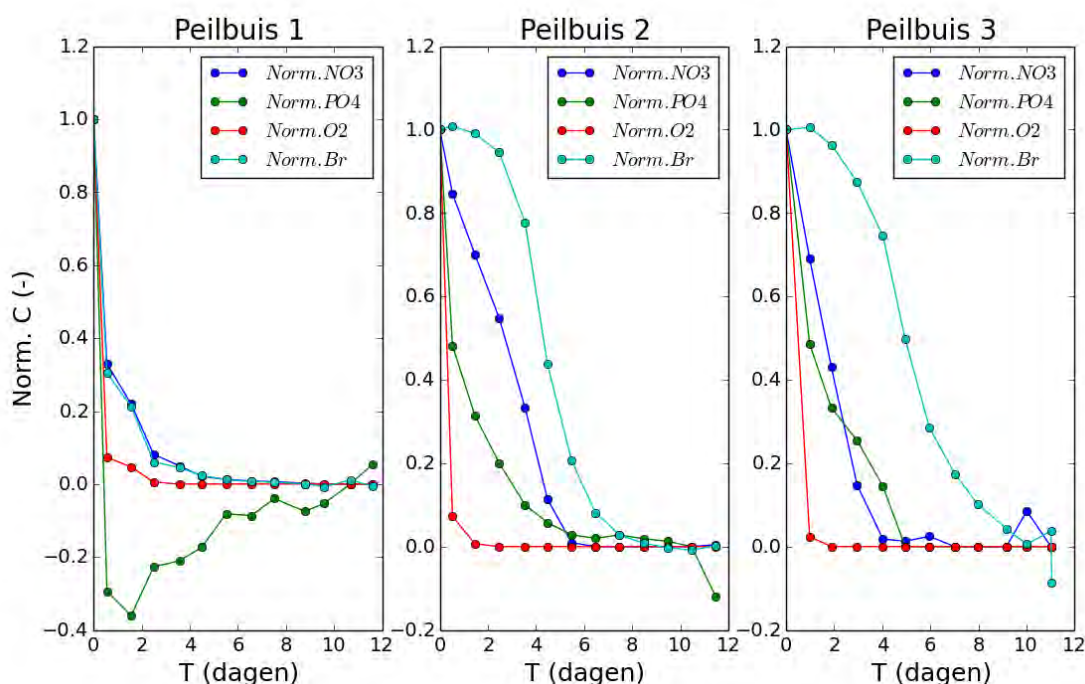
7.2 Resultaten

De push-pull tests, gedaan in verschillende peilbuizen in Breezand, gaven verschillende karakteristieke uitkomsten. Om veranderingen tijdens de proef beter weer te geven en per stof, waarvan de concentraties heel verschillend waren, makkelijker te kunnen vergelijken werden de concentraties genormaliseerd (voor de niet genormaliseerde concentraties, zie Figuur B 1, Figuur B 2 en Figuur B 3 in de bijlage). Dit wil zeggen dat alle concentraties door de maximumconcentratie van die stof gedeeld werden, zoals die aan het begin van het experiment gemeten werd. Bromide werd aan het infiltratiewater toegevoegd (tussen de 35-40 mg/l) omdat dit een conservatief ion is, wat niet reageert met het omgevingswater of met de matrix van het watervoerend pakket. Voor de push-pull tests zijn er watermonsters genomen om de achtergrond bromide concentratie te bepalen. De metingen tijdens de push-pull tests zijn gecorrigeerd voor de achtergrondconcentratie van bromide. Door naar veranderingen in bromide te kijken tijdens de onttrekking kon er dus wat gezegd worden over menging van het geïnjecteerde water met het grondwater (Kruisdijk, 2015).

In deze proef werden drie peilbuizen gebruikt met filters op 11-12 m (peilbuis 1), 22,5-23,5 m (peilbuis 2) en 33,75-34,75 m (peilbuis 3). De diepere Peilbuizen 2 en 3 lieten een verwachte trend in het genormaliseerde concentratieverloop zien (Figuur). Een min of meer geleidelijke daling van de concentratie, vanwege de dispersie die plaats vindt, met de toename van het onttrokken volume. In de eerste metingen tijdens de onttrekking werd de geïnjecteerde bromide vrijwel volledig terug gewonnen (de genormaliseerde concentratie bleef ongeveer 1,0). Hierna volgde er een zogenaamde doorbraak, waarbij de genormaliseerde concentratie van bromide volgens een curve afnam met de toename van de ratio van het onttrokken volume en het geïnjecteerde volume (V/V_{inj}).

De afname van de concentraties van het conservatieve bromide vergeleken met de concentraties van zuurstof, nitraat en fosfaat, laten duidelijk een snellere afname van de concentraties van zuurstof, nitraat en fosfaat zien. De afname in de concentratie van zuurstof is belangrijk, omdat dit wijst op reducerende condities in het watervoerend pakket. Onder zulke gereduceerde omstandigheden (hele lage zuurstofconcentratie) kan nitraat afgebroken worden naar stikstof (N_2).

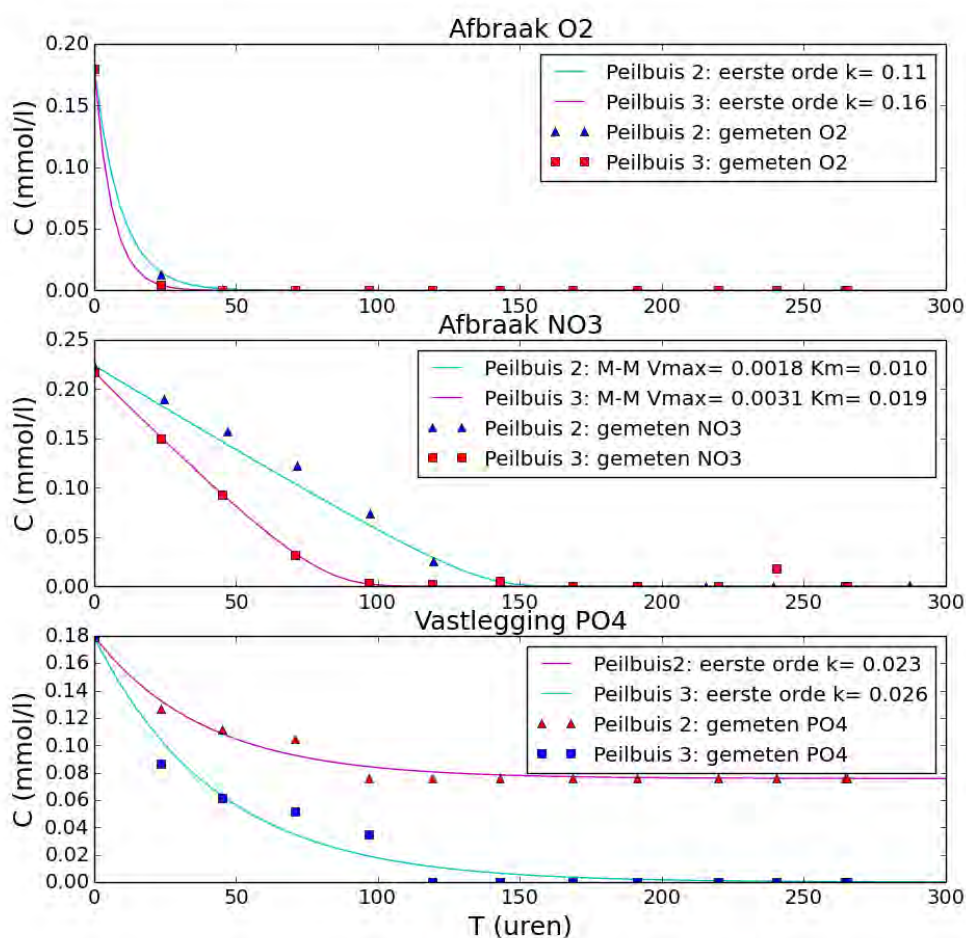
Peilbuis 1 liet echter een afwijkende trend zien figuur 7-1. Het geïnjecteerde water werd hier slechts deels terug gewonnen. Al bij de eerste meting van de concentratie kon slechts ongeveer 30% van het geïnjecteerde bromide worden teruggewonnen. Dit suggereert dat het geïnjecteerde water verplaatst / gemengd zou moeten zijn met oorspronkelijk water in het watervoerend pakket, wellicht door (verticale) stroming in het pakket veroorzaakt door dichtheidsverschillen tussen het zoete geïnjecteerde water en het zoute grondwater. Doordat er menging optrad waarvan de effecten op de concentraties moeilijk te kwantificeren waren, konden de metingen in peilbuis 1 niet verder gebruikt worden voor de analyse naar afbraak en sorptie van stoffen in het watervoerend pakket op deze diepte.



Figuur 7-1: Genormaliseerde concentraties van de tracer en reactanten tijdens de push-pull testen in de verschillende peilbuizen. Op de y-as is de genormaliseerde concentratie van O_2 , NO_3 , PO_4 en Br weergegeven. Op de x-as het aantal dagen verblijf in de ondergrond.

In peilbuizen 2 en 3 is duidelijk de afbraak van zowel zuurstof als nitraat te zien. Beide stoffen worden in eenzelfde proces afgebroken, namelijk door veranderingen in de redoxcondities, waarbij de zuurstofatomen uit O_2 en NO_3 worden gebruikt om andere stoffen, zoals organisch materiaal of het mineraal pyriet (FeS_2) te oxideren. In principe zal eerst zuurstof afgebroken worden, en daarna nitraat. De geobserveerde afbraak van zuurstof is snel en er zijn niet voldoende meetpunten aan het begin voor een uitgebreidere analyse van de snelheid waarmee de reacties met O_2 plaatsvonden. Er zijn slechts twee meetpunten beschikbaar met een waarneembare zuurstof concentratie voor peilbuizen 2 en 3 (figuur 7-2). Toch is het duidelijk dat er geen nulde-orde afbraak plaats vindt, dat wil zeggen dat de afbraaksnelheid niet onafhankelijk leek van de concentratie van de stof, wat een rechte lijn zou opleveren voor het verloop van de concentraties in de tijd. In figuur 7-2 zijn de gemeten zuurstof concentraties getoetst aan een eerste-orde afbraak reactie, waarbij de afbraak een niet lineair verloop had. Voor peilbuis 2 werd een eerste-orde afbraakconstante bepaald van 0.11 uur^{-1} . De afbraak in peilbuis 3 voltrok sneller, en daarvoor werd een eerste-orde afbraak constante bepaald van 0.16 uur^{-1} .

De afbraak van nitraat is duidelijk een langzamer proces dan de afbraak van zuurstof (Figuur7-2). Een veel gebruikte manier om de afbraak van chemische componenten weer te geven is de Michaelis-Menten kinetiek. In de Michaelis-Menten kinetiek wordt ervan uitgegaan dat chemische componenten afgebroken worden door enzymen. De afbraak is op te delen in twee delen, in het begin een nulde-orde afbraak. Als daarna de concentratie van de chemische component daalt, is er ook minder voeding voor de bacteriën die de enzymen creëren en daalt hierdoor de afbraak van de chemische component. Met het gevolg dat de afbraak van nulde-orde naar eerste-orde verandert. Dit lijkt ook in de afbraak van nitraat zichtbaar te zijn. De afbraak is op te delen in twee delen: eerst een nulde-orde afbraak met een lineaire daling tot een V/V_{inj} van 0,6 - 0,8, gevolgd door eerste-orde afbraak langs een kromme voor $V/V_{inj} > 0,8$ (Figuur7-2).



Figuur7-2: De waargenomen zuurstof en nitraat afbraak en de vastlegging van fosfaat. Alle concentraties zijn gecorrigeerd voor dispersie, met behulp van de niet-reactieve tracer bromide. De afbraaksnelheden zijn vastgesteld door de afbraak of sorptiereactie te fitten aan de gemeten waarden. De afbraak van O₂ en de vastlegging zijn gefit aan een eerste-orde afbraak functie en de afbraak van nitraat op de Michaelis-Menten kinetiek.

De tijdens de push-pull proef gemeten nitraat concentraties zijn gefit op de Michaelis-Menten kinetiek vergelijking om deze parameters te bepalen (figuur 7-2). Dit resulteerde in peilbuis 2 tot Michaelis-Menten parameters $V_{max} = 0,018 \text{ uur}^{-1}$ en $K_m = 0,010 \text{ mmol l}^{-1}$. In peilbuis 3 voltrok de afbraak van nitraat sneller, met Michaelis-Menten parameters $V_{max} = 0,0031 \text{ uur}^{-1}$ en $K_m = 0,019 \text{ mmol l}^{-1}$.

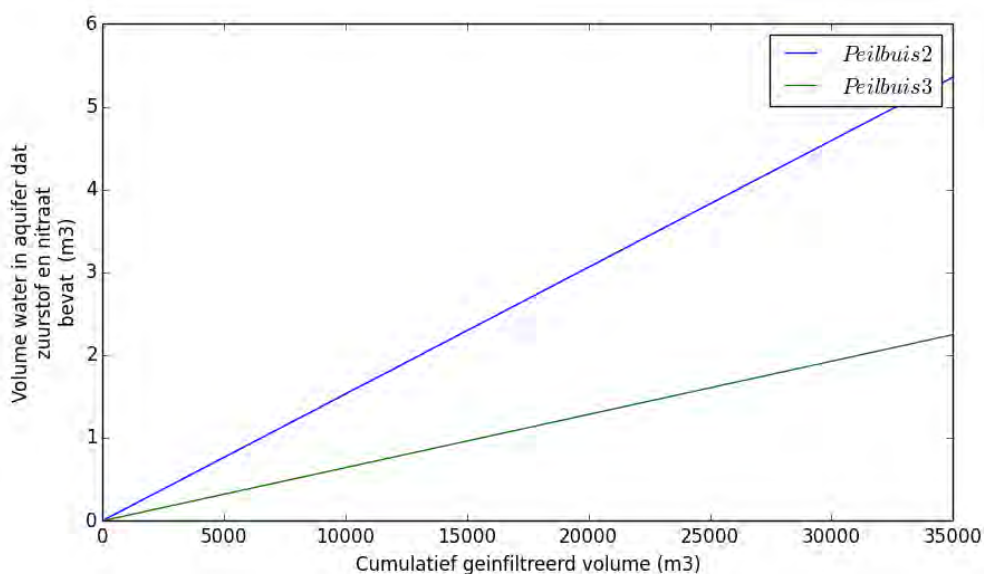
Naast de afbraak van zuurstof en nitraat is in peilbuis 2 en 3 ook duidelijk sorptie van fosfaat geobserveerd via een vergelijkbaar proces. Vanaf de eerste meting was het duidelijk dat fosfaat adsorbeerde daar de fosfaatconcentratie daalde. De fosfaat sorptie gebeurde in peilbuis 2 tot de achtergrond concentratie in het grondwater (0,08 mmol l⁻¹) in het watervoerend pakket (figuur 7-2). In peilbuis 3 adsorbeerde het fosfaat tot een voor dispersie gecorrigeerde concentratie van 0,0 mmol l⁻¹. De snelheid van de adsorptie van het fosfaat kon ook weergegeven worden in een eerste-orde sorptie reactie voor peilbuis 3, en een aangepaste eerste-orde reactie voor peilbuis 2 (eerste-orde afbraakreactie tot achtergrondwaarde).

Aan de hand van de reactie stoichiometrie, de waargenomen geochemische samenstelling van de grondmonsters, en de concentraties van zuurstof en nitraat in het geïnjecteerde water kon de totale afbraak van zuurstof en nitraat uitgerekend worden per volume watervoerend pakket, zoals weergegeven in tabel 7-1.

Tabel 7-1: Concentraties van pyriet (FeS₂) en organisch materiaal in het watervoerend pakket van peilbuizen 2 en 3 die in verschillende geologische afzettingen met verschillende geochemische samenstelling geplaatst waren. Tevens is een schatting van het maximale volume water uitgerekend, waar afbraak van zuurstof en nitraat plaats zou kunnen vinden per m³ watervoerend pakket. WP is watervoerend pakket.

Peilbuis	FeS ₂ [mol l ⁻¹ WP]	Org. Mat. [mol l ⁻¹ WP]	Maximaal volume water waar afbraak van zuurstof en nitraat in plaats vindt per m ³ WP [m ³ injectie water]
2	0.037	0.756	1960
3	0.004	2.097	4670

Voor peilbuis 3 gaf de berekening aan dat er potentieel via 1 m³ watervoerend pakket 4,670 m³ water gezuiverd zou kunnen worden van nitraat. Dit betekent dat door de totaal geïnjecteerde hoeveelheid water in vier filters tussen 21 februari 2014 en 28 januari 2016 (11.600 m³) effectief slechts 2,5 – 6,0 m³ watervoerend pakket van pyriet en organisch materiaal zou zijn ontdaan. Het systeem zou derhalve voor een langere tijd een zuiverende werking hebben. Hierbij moet opgemerkt worden dat het zuurstof- en nitraatrijke water normaal via een enkel filter het watervoerend pakket in stroomt, waarbij afbraakprocessen plaats vinden in een kleine straal rond het filter. Na verloop van tijd zou het watervoerend pakket in de nabije omgeving van het filter geen pyriet en organisch materiaal bevatten, en zou de reductie van nitraat en de adsorptie van fosfaat dus op steeds grotere afstand van het filter plaats gaan vinden. Het resultaat hiervan is dat na langere tijd van gebruik van het infiltratiesysteem de eerste volumes onttrokken water nog wel zuurstof, nitraat en fosfaat kunnen gaan bevatten (figuur 7-3), waarna de volumes die van grotere afstand van het putfilter onttrokken werden uit het reactievere deel van het watervoerend pakket steeds minder zuurstof, nitraat of fosfaat zouden gaan bevatten. Het onttrekken van fosfaat en nitraat is een nadeel, omdat het moeilijk te bepalen is welke concentratie fosfaat en nitraat er in het water zitten en daardoor de kans op overbemesting aanwezig is. Een oplossing is om alleen in de winter te infiltreren. Zodra het water in de ondergrondse opslag nodig is voor irrigatie moet er gestopt worden met infiltreren. Bij de eerste onttrekking moet er bij het eerste volume (waar zich nog fosfaat en nitraat concentraties in bevind) bepaald worden voor welk doeleinde dit water het beste gebruikt kan worden. Voor Breezand is het volume water in het aquifer te benaderen aan de hand van het cumulatief geïnfilterde volume (figuur 7-3).



Figuur 7-3: Verloop in de tijd van de terugloop in de reducerende werking van het watervoerend pakket om het filter, waardoor er steeds meer volumes van onttrekking nodig zijn voor er zuurstofloos en nitraatloos water wordt onttrokken. Op de Y-as staat het volume water om de infiltratieput, dat zuurstof en nitraat bevat. Op de X-as staat het cumulatief geïnfiltereerd volume. Er is aangenomen dat het water gelijkmatig geïnfiltereerd is over de filters.

7.3 Conclusie

De push-pull testen blijken een goed werkende methode om de afbraak en sorptie van nutriënten te bepalen. In peilbuis 2 en 3 zijn de afbraak en sorptie snelheden van zuurstof, nitraat en fosfaat bepaald. Door onverwachte grondwaterstromingen is de push-pull test in peilbuis 1 niet goed verlopen.

De afbraak van zuurstof blijkt vergeleken met de afbraak van nitraat een snel proces te zijn. Voor peilbuis 2 en 3 is de zuurstof concentratie in 48 uur in zijn totaal afgebroken. De afbraak van nitraat is een langzamer proces, na 7 dagen is het nitraat in zijn totaal afgebroken. De vastlegging van fosfaat is een interessant proces. In peilbuis 2 en 3 wordt fosfaat vastgelegd, maar in beide gevallen lijkt de fosfaat concentratie te dalen tot de achtergrondconcentratie in het aquifer. Aan de hand van de gemeten concentraties, aangepast voor dispersie aan de hand van de bromide concentraties, zijn de afbraak en vastleggingssnelheden bepaald.

Na het bepalen van de afbraak en vastlegging van zuurstof, nitraat en fosfaat is er gekeken naar de tijdsduur van deze processen. Tijdens de afbraak en vastlegging reageren de nutriënten met mineralen en organisch materiaal in het aquifer. De mineralen en organisch materiaal zullen afbreken tijdens deze processen, hoelang kunnen de processen die zorgen voor de afbraak en vastlegging blijven doorgaan. Met behulp van de analyses van de bodemonsters (Paragraaf 6.2) is bepaald dat 1 m³ grond bij peilbuis 2 een volume van 1960 m³ water kan ontdoen van zuurstof en nitraat. In peilbuis 3 is dat volume groter, een volume van 4670 m³ kan ontdaan worden van zuurstof en nitraat. Doordat de infiltratie van het nutriëntrijke water altijd op 1 locatie gebeurt, zullen de mineralen en organisch materiaal in de grond rond de put als eerste afgebroken worden. Hierdoor zullen er dicht bij de put geen reacties plaats vinden en bevat dit water dus nog zuurstof en nitraat.

8

Modellering

8.1 Inleiding

De processen en bijbehorende reacties die de afbraak en vastlegging van stoffen bepalen zijn onderzocht aan de hand van de veranderingen in de samenstelling van de watermonsters (Hoofdstuk 5). De afbraak- en vastleggingssnelheden zijn bepaald met push-pull testen (Hoofdstuk 7). Met behulp van een hydrochemisch model - PHREEQC (Parkhurst & Appelo, 1999) werd er een geochemisch model gemaakt waarin de push-pull test is nagebootst en de mogelijke chemische reacties zijn gesimuleerd en er onderzoek gedaan is naar de processen in de ondergrond (Kruisdijk, 2015). Met behulp van PHREEQC is er een 1D-radiaal geochemisch transport model, inclusief dispersie, gecreëerd. In dit model zijn de volgende processen meegenomen:

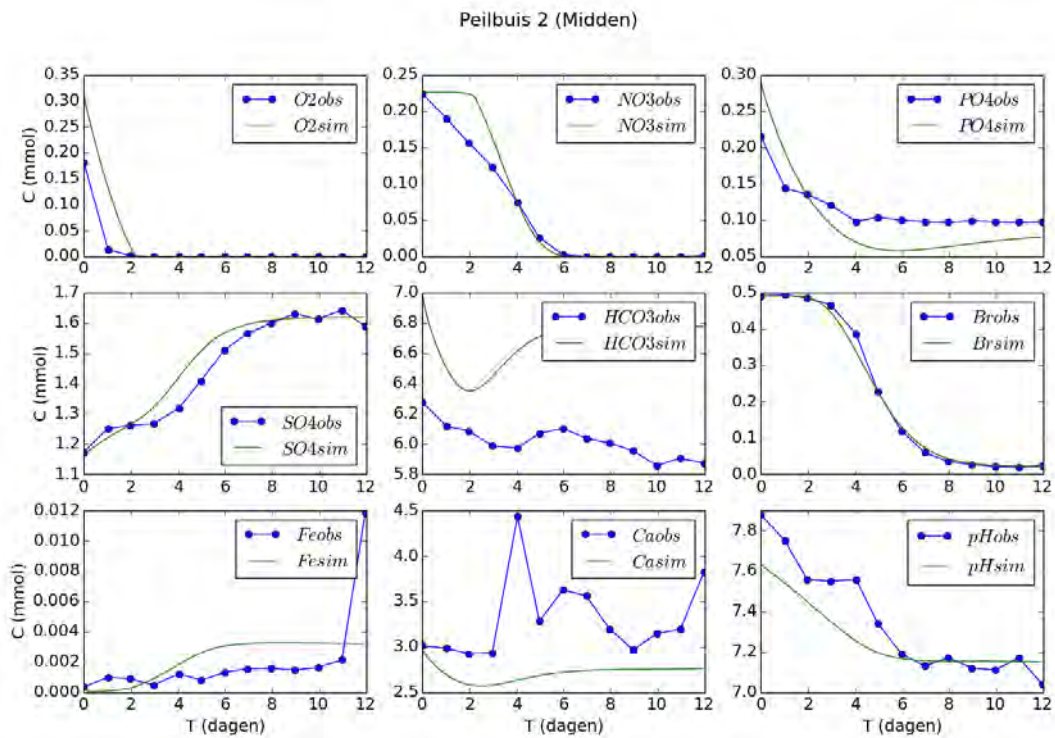
- Kation uitwisseling,
- Complexvorming – absorptie van ionen aan mineralen, en
- Redox processen.

Aan de hand van de grond en watermonsters zijn de concentraties van het bestaande grondwater, het infiltratiewater en de geochemische parameters (concentraties calcië, pyriet, organisch materiaal) bepaald en gebruikt. PHREEQC maakt gebruik van een database met de thermodynamische parameters van alle chemische elementen en samenstellingen. Daarnaast maakt PHREEQC gebruik van wetenschappelijk onderzochte kinetische reacties, als bijvoorbeeld de oxidatie van organisch materiaal en pyriet, en oplossing en neerslag van calcië. Het doel van de modellering in PHREEQC is om de afbraak- en vastleggingssnelheden van nutriënten, onderzocht met de push-pull test, te begrijpen. De vragen die beantwoord worden zijn: Is het mogelijk de afbraak en vastlegging van de nutriënten te modelleren? En welke processen zorgen voor de afbraak en vastlegging van nutriënten en in welke mate?

In een SEAWAT-3D model is er gekeken naar het ondergrondse wateropslag systeem van Borgsweer. In dit model is gekeken naar de reistijd van het water wanneer er tegelijkertijd water geïnfiltreerd wordt en onttrokken. In Borgsweer is een ondergrondse wateropslag systeem gebouwd met een bodempassage. De reistijd/verblijftijd, tijdens de bodempassage, is van belang bij de studie naar de afbraak, vastlegging en filtratie van nutriënten, pesticiden en ziektekiemen.

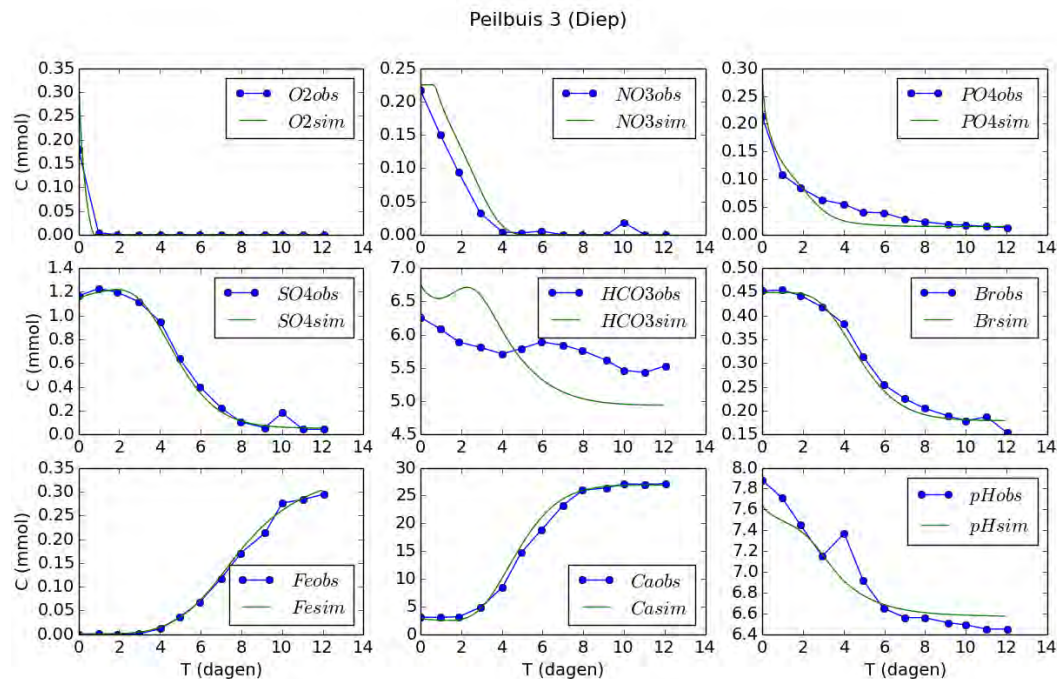
8.2 Resultaten PHREEQC modelsimulaties

Het PHREEQC model is gebruikt om de push-pull test te simuleren. Na simulatie zijn de doorbraakcurves van de push-pull test vergeleken met gesimuleerde push-pull proeven om de processen die de watersamenstelling veranderen tijdens de push-pull proef beter te begrijpen.



Figuur 8-1: De PHREEQC-simulatie vergeleken met de geanalyseerde watermonsters van de push-pull test in peilbuis 2 (23,5m-mv, Drenthe formatie). De X_{obs} waarden zijn de geobserveerde/gemeten concentraties en de X_{sim} zijn de gesimuleerde concentraties.

In figuur 8-1 zijn de simulaties van 9 belangrijke componenten in vergelijking met de gemeten concentraties, tijdens de push-pull test te zien in Peilbuis 2. Het is duidelijk dat de simulaties van de meeste componenten goed overeenkomen met de gemeten concentraties. Alleen de HCO_3 (Alkaliniteit) concentraties komen niet overeen met de gemeten concentraties. Waarschijnlijk komt dit doordat de alkaliniteit niet in het veld is gemeten, maar in het laboratorium. Veranderingen in pH of contact met de buitenlucht hebben grote invloed op de alkaliniteit concentraties

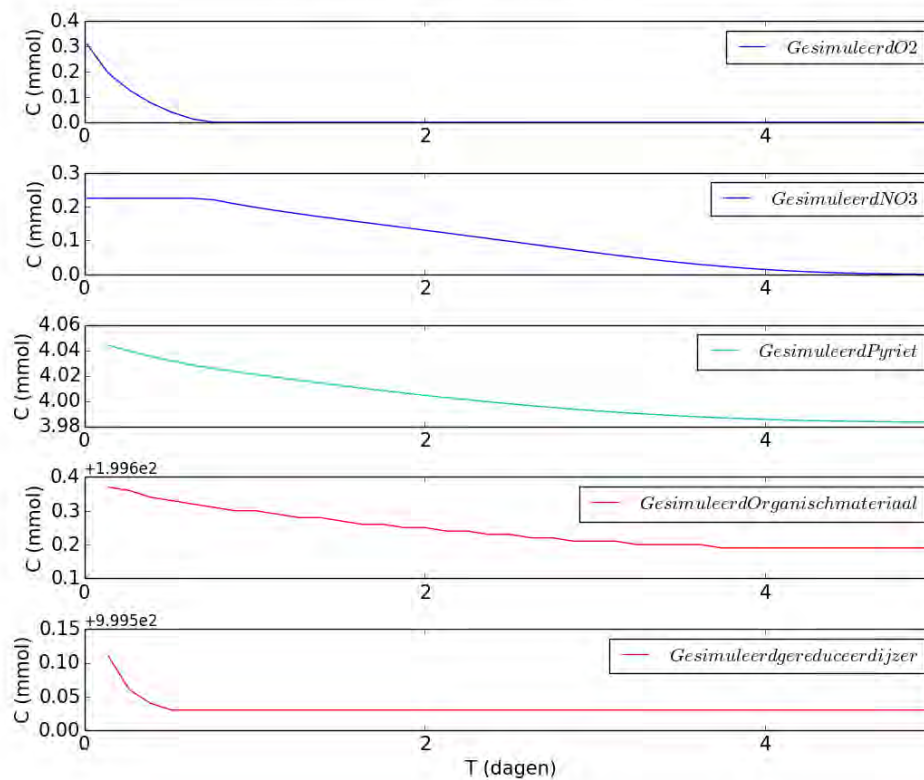


Figuur 8-2: De PHREEQC-simulatie vergeleken met de geanalyseerde watermonsters van de push-pull test in peilbuis 3 (34,25 m-mv, Urk formatie). De Xobs waarden zijn de geobserveerde/gemeten concentraties en de Xsim zijn de gesimuleerde concentraties.

Figuur 8-2 laat dezelfde model uitkomsten zien, maar dan voor Peilbuis 3. Een vergelijkbare trend is zichtbaar. De meeste componenten komen goed overeen met de gemeten concentraties, alleen de HCO_3 concentraties verschillen met de gesimuleerde waarden.

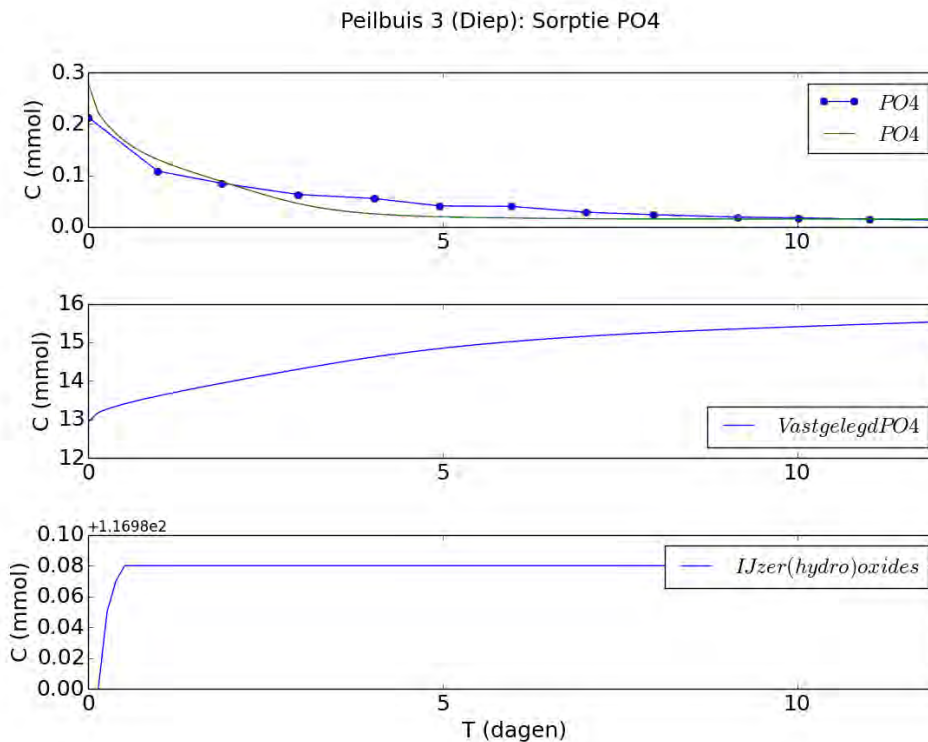
Uit de PHREEQC simulaties waarbij de gesimuleerde concentraties goed overeenkwamen met de geobserveerde waarden, bleek dat pyriet en organisch materiaal de belangrijkste reductoren zijn. De afbraak van zuurstof en nitraat is voor het grootste deel te verklaren waren door pyriet en organisch materiaal oxidatie (figuur 8-3). Daarnaast reageert de ijzer(II) ontstaan uit pyriet oxidatie en de ijzer(II) in oplossing. De concentraties van pyriet en organisch materiaal in de ondergrond van peilbuis 2 en 3 verschilden aanzienlijk. Toch lijkt de concentratie van aanwezig pyriet en organisch materiaal geen invloed te hebben op de snelheid van de reactie; de concentratie van pyriet en organisch materiaal liggen ver boven de drempelwaarde.

Peilbuis 3 (Diep): Afbraak O₂ en NO₃



Figuur 8-3: Simulatie en metingen van de afbraak van zuurstof en nitraat in het watervoerend pakket nabij peilbuis 3 (34,25 m-mv, Urk formatie). De afbraak van zuurstof en nitraat rond peilbuis 3 is in de bovenste twee figuren weergegeven. In de figuren eronder de afname van de reductoren: pyriet, organisch materiaal en gereduceerd ijzer.

Uit de simulatie blijkt dat de reductie van zuurstof en nitraat voor het grootste deel wordt veroorzaakt door organisch materiaal in peilbuis 3 (figuur 8-3). De vergelijkbare simulatie van peilbuis 2 is te zien in Figuur B 4 in de bijlage. Het PHREEQC-model bepaalde een afbraak van 0.18 mmol organisch materiaal per liter grond direct naast de infiltratieput. Dezelfde afbraak is bepaald voor de oxidatie van pyriet en ijzer, respectievelijk 0.06 mmol pyriet per liter grond en 0.09 mmol ijzer per liter grond.

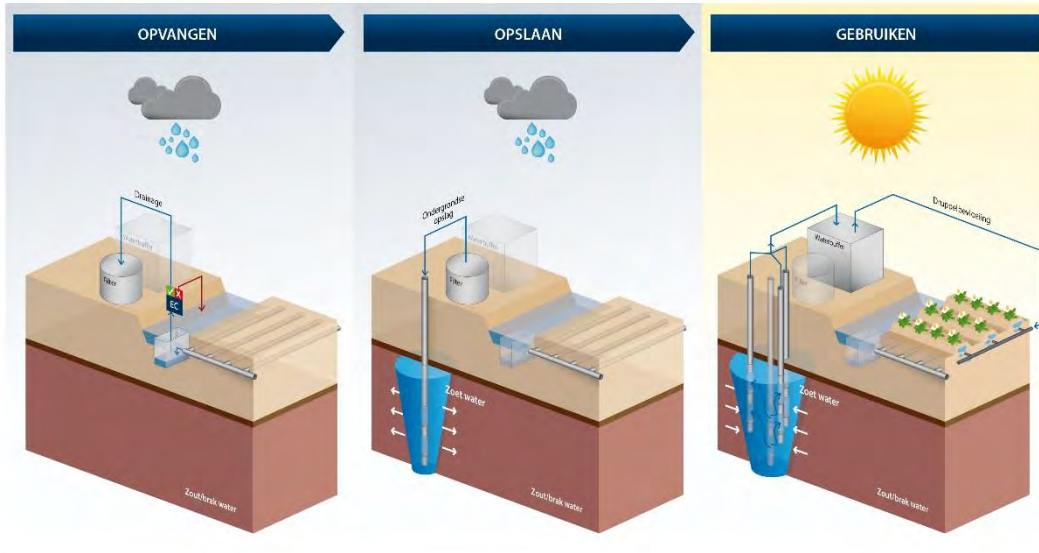


Figuur 8-4: De bovenste figuur geeft de sorptie van fosfaat weer aan in peilbuis 3 (34,25 m-mv, Urk formatie). De middelste figuur laat het geadsorbeerde fosfaat aan de ijzer-oxides zien. De onderste figuur geeft de concentratie van het mineraal goethiet (FeO(OH)) aan, met een concentratie 117 mmol. Vergelijkbare reacties werden waargenomen in peilbuis 2.

Fosfaat breekt niet af tijdens het verblijf in de ondergrond, maar wordt vastgelegd aan ijzer(hydro)oxides. In het PHREEQC-model zijn de verschillende ijzer(hydro)oxides gemodelleerd, vereenvoudigd als de meest voorkomende ijzer(hydro)oxide, het mineraal goethiet (FeO(OH)). In het begin van de push-pull proef is er een kleine toename in de concentratie van het mineraal goethiet vanwege de oxidatie van ijzer, dat neerslaat als goethiet. De gemodelleerde sorptie van fosfaat aan ijzer(hydro)oxides is vergelijkbaar met de waargenomen verandering in de concentratie van fosfaat (figuur 8-4). De vergelijkbare simulatie van peilbuis 2 is te zien in Figuur B 5 in de bijlage.

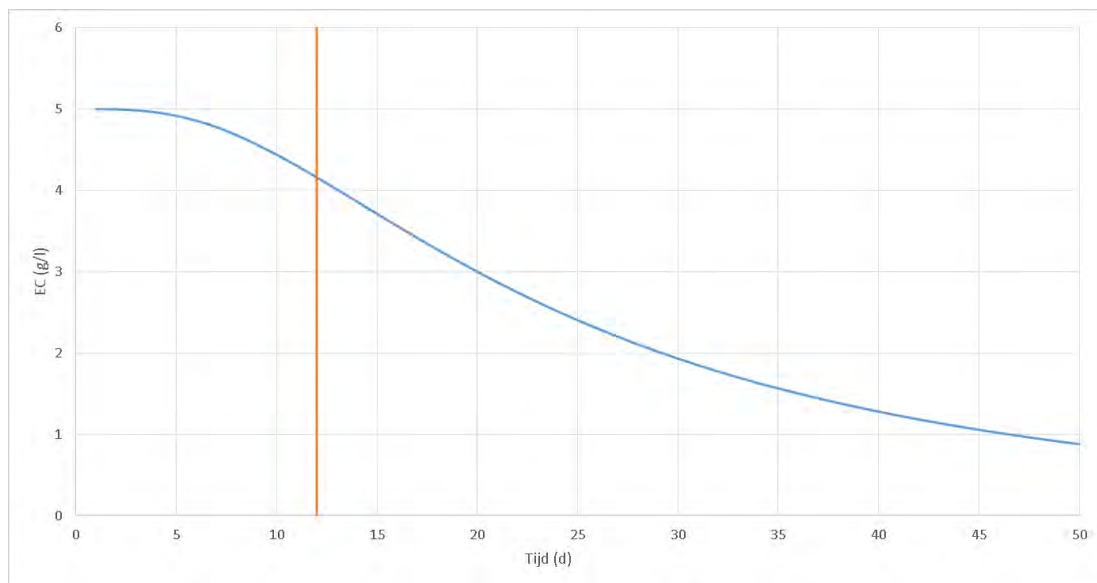
8.3 Reis- en verblijftijd in ondergrondse systemen in relatie tot zieke kiemen

SPAARWATER LOCATIE BORGESWEER



Figuur 8-5: Het ondergrondse wateropslag systeem in Borgesweer. Het systeem heeft 1 infiltratieput en 3 onttrekkingsputten.

Voor het systeem Borgesweer (figuur 8-5), waar infiltratie en onttrekking via verschillende peilbuizen verloopt, werd door modelsimulaties met het SEAWAT-3D model gesimuleerd wat de reistijd door de bodem tussen de infiltratie- en onttrekkingsput was. Deze buizen stonden op een afstand van 5 m, en de reistijd werd bepaald voor infiltratie en onttrekking uit de ondiepe filters. Hierbij werd zoet water met een EC van 0.1 mS cm^{-1} in het zoute watervoerend pakket ($\text{EC} = 5 \text{ mS cm}^{-1}$) geïnfiltreerd met een debiet van $35 \text{ m}^3 \text{ dag}^{-1}$ in de infiltratieput, en eenzelfde hoeveelheid uit de onttrekkingsput gepompt. Het verloop in de tijd van het EC van het onttrokken water is weergegeven in figuur 8-6.



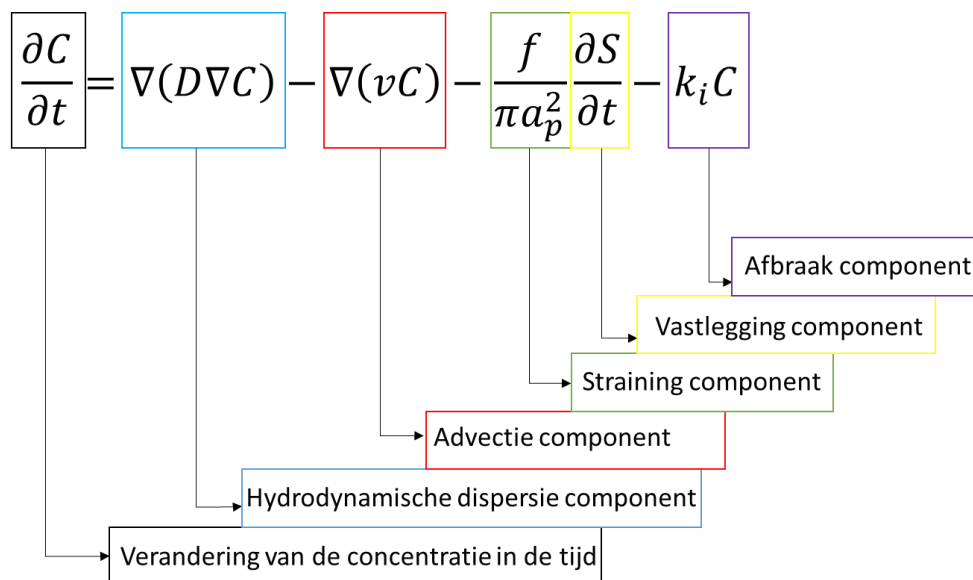
Figuur 8-6. Gesimuleerd verloop in de tijd van het EC van het water uit de onttrekkingsput, voor gelijktijdige infiltratie van zoet water in de infiltratieput en onttrekking uit de onttrekkingsput met een debiet van $35 \text{ m}^3 \text{ dag}^{-1}$. De verticale oranje lijn (12 dagen) geeft een verlaging aan in de EC van 18% ten opzichte van de beginwaarde.

De modelsimulatie toont aan dat in deze simulatie het eerste zoete water de onttrekkingsput binnen vijf dagen bereikte, dat 12 tot 15 dagen na de start van de infiltratie en onttrekking de initiële EC met 20% verlaagd was, en na 47 dagen een verlaging in de EC van 80% bereikt werd.

Indien de kortste reistijd van vijf dagen genomen wordt is het water waarna het risico bestaat dat geïnfiltrerd water onttrokken wordt, waarin nog levende bacteriën zitten. De reistijd hangt af van het debiet van infiltratie en onttrekking en langere reistijden kunnen bereikt worden door een verlaging van het debiet, of door het verder uit elkaar plaatsen van de infiltratie en onttrekkingsputten. Dat laatste heeft echter als nadeel dat in een zout watervoerend pakket een evenredig grotere zoetwaterbel gecreëerd dient te worden.

8.4 Aanpak toekomstige modellering ziektekiemen

In het vervolg van het Spaarwater onderzoek worden er analyses gedaan naar de afbraak, vastlegging en filtering van bacteriën. Voor deze analyses zullen er proeven gedaan worden in het lab (kolomproeven) en in het veld (push-pull test (werkwijze Hoofdstuk 7)). Met de analyses van de push-pull test zijn de afbrekingsnelheden van de ziekteverwekkers te berekenen. De afbrekingsnelheden worden gebruikt om een berekening te doen naar de afbraak van de ziekteverwekkers tijdens de ondergrondse wateropslag in Borgsweer. Daarnaast wordt er binnenkort een aanvraag voor een promotieonderzoek ingediend bij de Stichting voor de Technische Wetenschappen (STW) in samenwerking met de Technische Universiteit Delft (TU Delft). In dit voorstel wordt om subsidie gevraagd voor onderzoek naar de verschillende factoren die van belang zijn tijdens de afbraak van de ziektekiemen van bruinrot, stengelnatrot en zwartbenigheid. De data die vrijkomt uit dit onderzoek moet uiteindelijk leiden tot een goed werkend model. Met dit model moet uiteindelijk een ondergronds wateropslag systeem ontworpen worden, waar bij onttrekking geen ziektekiemen van bruinrot, stengelnatrot en zwartbenigheid worden gevonden.



Figuur 8-7: Vergelijking voor het bacterie transport model. In alle gekleurde vakken zijn de verschillende componenten, waarmee de formule is opgebouwd, weergegeven.

In figuur 8-7 staat een veel gebruikte vergelijking voor het modelleren van transport van bacteriën, waar C de concentratie aangeeft, D is de hydrodynamische dispersie coëfficiënt, v is de porie water snelheid, f is de specifieke oppervlakte van het aquifer, a_p is de diameter van de bacterie, S zijn de vastgelegde bacteriën per oppervlakte aquifer, k_i is de afbraaknelheid van de bacterie en t is de tijd (Foppen & Schijven, 2006).

De formule bestaat uit de componenten: hydrodynamische dispersie, advectie, straining, vastlegging en afbraak. De analyses naar de afbraak, vastlegging en filtering moeten het mogelijk maken om het uiteindelijke doel te bereiken: het ontwerpen van een ondergronds wateropslag systeem, waar bij onttrekking geen ziektekiemen van bruinrot, stengelnatrot en zwartbenigheid worden gevonden.

8.5 Conclusie

Met behulp van het PHREEQC-model is er een goedwerkend model gecreëerd. De goede vergelijking tussen de gemeten en gesimuleerde waarden geeft aan dat de processen in de ondergrond goed begrepen worden. Het PHREEQC-model was gemaakt om een goed begrip te krijgen van de processen verantwoordelijk voor de afbraak van zuurstof en nitraat en de vastlegging van fosfaat. Het PHREEQC-model bevestigt de verwachte reacties beschreven in Hoofdstuk 5. Daarnaast is er met het PHREEQC-model aangetoond dat de verschillende reductoren, organisch materiaal, pyriet en ijzer(II), allemaal van belang zijn tijdens de verschillende processen.

De afbraak van zuurstof en nitraat wordt veroorzaakt door de oxidatie van organisch materiaal en pyriet, zoals beschreven in (Hoofdstuk 5). Een ander belangrijk proces is de oxidatie van ijzer, dit ijzer komt vrij bij de oxidatie van pyriet, maar komt ook voor een deel uit het achtergrond grondwater. Het belangrijkste proces is de oxidatie van organisch materiaal, ongeveer 65 % van het zuurstof en nitraat wordt afgebroken door de oxidatie van organisch materiaal.

De vastlegging van fosfaat wordt veroorzaakt door vastlegging aan ijzer(hydro)oxiden. Deels wordt het fosfaat vastgelegd aan nieuw gevormde ijzer(hydro)oxiden, die ontstaan bij de pyriet oxidatie. Een ander deel van het fosfaat bindt zich aan de ijzer(hydro)oxiden al aanwezig aan de grond. De veranderingen in omstandigheden zorgen ervoor dat er bepaalde ionen loslaten van de ijzer(hydro)oxiden en dat er plaats vrij komt voor de fosfaat ionen.

De vervolgstap die gemaakt moet worden is op een vergelijkbare manier de afbraak van ziektekiemen onderzoeken. Nadat de afbraaksnelheid van bepaalde ziektekiemen bekend is moet er gekeken worden, hoelang de reistijd van de ziektekiem onder de grond minimaal moet zijn voor dat de ziektekiem is afgebroken. Deze reistijd berekening is uitgevoerd voor het systeem in Borgsweer. Op hetzelfde tijdstip werd er in het model zoetwater geïnfilterd in het zoute watervoerende pakket. Na 5 dagen werden de eerste sporen van het zoetwater gemeten in de onttrekkingsput. In een integraal grondwater en bacterie afbraak model moet het ideale ondergrondse opslag systeem ontworpen worden, waarin de reistijd van het water lang genoeg is om de bacteriën af te laten sterven. De laboratorium en veld analyses naar de afbraak, vastlegging en filtering moeten het mogelijk maken om het uiteindelijke doel te bereiken: het ontwerpen van een ondergronds wateropslag systeem, waar bij onttrekking geen ziektekiemen van bruinrot, stengelnatrot en zwartbenigheid worden gevonden.

9 Conclusies

De gemeten fosfaat en nitraat concentraties in het drainwater zijn hoog en overschrijden de voorgestelde GEP concentraties in de Kader Richtlijn Water. Een berekening is gedaan aan de vermindering van de uitspoeling van de nutriënten naar het oppervlaktewater, gebaseerd op de analyses van het drainwater, wanneer het drainwater opgeslagen wordt in de ondergrond. Door het drainwater ondergronds op te slaan wordt er een significante vermindering van de uitspoeling van nutriënten naar het oppervlaktewater gerealiseerd die 77% bedroeg voor nitraat en 60% voor fosfaat. Dat betekent wel dat deze nutriënten in plaats van in het oppervlaktewater in de ondergrond terechtkomen.

Om het lot van deze nutriënten in de ondergrond te bestuderen is er gebruik gemaakt van push-pull testen. De push-pull test werd gebruikt als een soort mini-ondergrondse wateropslag. In deze test werd gekeken naar de kwaliteit van het onttrokken water uit de ondergrondse opslag op kleine schaal. De push-pull testen lieten duidelijke verminderingen van zuurstof, nitraat en fosfaat in het onttrokken water zien.

Met behulp van het geochemisch model PHREEQC zijn de processen in de ondergrond vastgesteld. Het zuurstof en nitraat wordt afgebroken door redox processen en het fosfaat wordt in de ondergrond vastgelegd. De oxidatie van organisch materiaal, ijzer en pyriet zorgen voor de afbraak van zuurstof en nitraat. De zuurstof concentratie was tot 0 mmol/l afgenomen na 2 dagen in de ondergrond. De nitraat concentratie was tot 0 mmol/l afgenomen na 7 dagen in de ondergrond. De vastlegging van fosfaat werd veroorzaakt door binding aan ijzer(hydro)oxiden. Een deel van het fosfaat werd vastgelegd door de ijzer(hydro)oxiden die ontstonden bij de oxidatie van pyriet, in dit proces kwam ijzer vrij dat oxideerde tot ijzer(hydro)oxiden. De fosfaat concentraties keerden terug naar de achtergrondconcentraties in het grondwater. De combinatie van push-pull proeven en geochemisch modelleren gaf een goed inzicht in de reactiviteit van het watervoerend pakket, en over welke processen en stoffen een rol speelden in de afbraak van NO_3 en de vastlegging van PO_4 in de ondergrond. Ook konden voor deze nutriënten via simpele modellen afbraak- en sorptiesnelheden voor bepaald worden, die wel specifiek moeten worden geacht voor de condities van het zandperceel Breezand. Daar de verblijftijd van het water in het watervoerend pakket kort was kunnen de gemeten afbraaksnelheden als hoog worden beschouwd.

De hoeveelheid zuurstof en nitraat die afgebroken kan worden hangt af van de concentratie van pyriet en organisch materiaal in de ondergrond, en de concentratie van zuurstof en nitraat in het geïnjecteerde water. De concentratie van pyriet kan heel variabel zijn in de ondergrond en was in peilbuis 2 ongeveer tien maal zo hoog als in peilbuis 3. Bij de oxidatie van pyriet kunnen er mogelijk spoormetalen vrij komen, zoals nikkel, zink en arseen. Bij hoge concentraties kunnen deze spoormetalen schadelijk zijn voor de gewassen. Tijdens de push-pull tests zijn er geen verhogingen in concentratie van deze spoormetalen terug gevonden in de water samples. In vervolgonderzoek is het verstandig om de bodemonsters ook te laten analyseren op spoormetalen, om de mogelijkheid van het vrijkomen van spoormetalen beter te analyseren.

Voor de condities in het zandperceel Breezand zou een kubieke meter van het watervoerend pakket tussen de 2.000 en 6.000 m³ water van nitraat kunnen zuiveren. Aangezien de zoetwaterbel in het zandperceel Breezand een volume had van groter dan 10.000 m³, en er naast pyriet ook reactief organisch materiaal aanwezig was, kunnen zuurstof en nitraat potentieel over een zeer lange periode afgebroken worden in de ondergrond. In werkelijkheid zal de afbraak het pakket het eerst uitloggen rondom de filters van de infiltratieput, waardoor water teruggewonnen uit deze put mogelijk na enige tijd weer wat hogere concentraties van zuurstof en nitraat gaat vertonen.

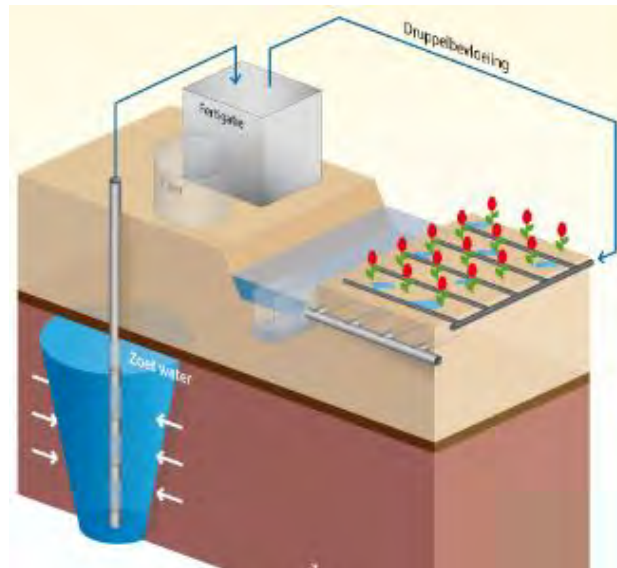
Indien het teruggewonnen water gebruikt wordt voor de bevoeiing van gewassen, kunnen nitraat en fosfaat in het onttrokken water beschouwd worden als nuttige nutriënten, die door het hergebruik van opgevangen perceelwater bij kunnen dragen aan het terugdringen van mestgebruik. Waar afbraak en vastlegging van NO₃ en PO₄ in MAR systemen in de drinkwatersector als een groot voordeel wordt beschouwd, kan de afbraak en vastlegging van deze nutriënten in de landbouwsector als een nadeel worden beschouwd. Dit geldt vooral voor fosfaat wat in de toekomst schaars zal worden. De afbraak van NO₃ en PO₄ maakt wel de mogelijkheid tot precisie bemesting mogelijk. Het is voor de boer van belang om bij de onttrekking uit de ondergrondse wateropslag te weten wat de concentraties van deze nutriënten zijn. Als de concentraties van de nutriënten bekend zijn kan daar rekening mee gehouden worden bij de bemestingsgift. Op deze manier kan er efficiënter bemest worden en kan ook de uitspoeling van nutriënten naar het oppervlaktewater nog verder vermindert worden. Door de afbraak van NO₃ en PO₄ zijn de concentraties in het onttrokken water duidelijk (0 mmol/l) en kan er precies zoveel bemesting toegevoegd worden als voor de gewassen nodig.

De vervolgstap die gemaakt moet worden is op een vergelijkbare manier de afbraak van ziektekiemen onderzoeken. Nadat de afbraaksnelheid van bepaalde ziektekiemen bekend is moet er gekeken worden, hoelang de reistijd van de ziektekiem onder de grond minimaal moet zijn voor dat de ziektekiem is afgebroken. In een integraal grondwater en bacterie afbraak model moet het ideale ondergrondse opslag systeem ontworpen worden, waarin de reistijd van het water lang genoeg is om de bacteriën af te laten sterven. De laboratorium en veld analyses naar de afbraak, vastlegging en filtering moeten het mogelijk maken om het uiteindelijke doel te bereiken: het ontwerpen van een ondergronds wateropslag systeem, waar bij onttrekking geen ziektekiemen van bruinrot, stengelnatrot en zwartbenigheid worden gevonden.

9.1 Ontwerpaanbevelingen

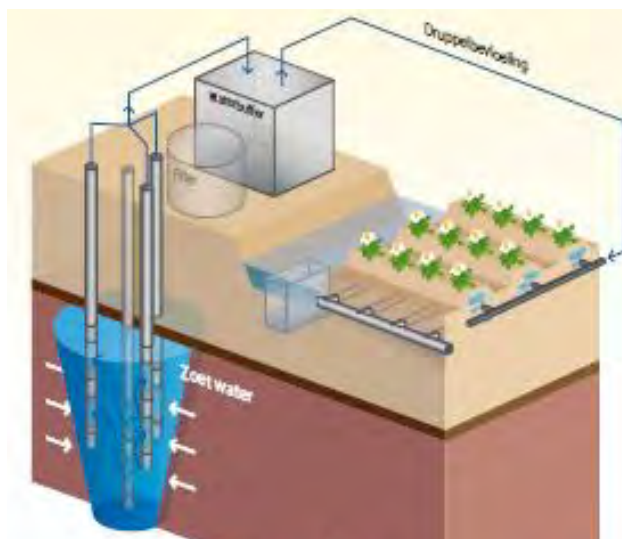
Het doel van het onderzoek naar de ondergrondse afbraak en vastlegging van nutriënten en ziektekiemen is om een ondergronds wateropslag systeem te creëren waar na de ondergrondse afbraak de ziektekiemen van interesse (bruinrot, stengelnatrot en zwartbenigheid) afgebroken zijn en dat er controle is over de nutriënten concentraties. Om dit te bewerkstelligen is er informatie nodig over de afbraak- en vastleggsnelheden van nutriënten en ziektekiemen. Met deze parameters kan de ideale verblijftijd worden vastgesteld, waarna deze verblijftijd gebruikt moet worden in het ontwerp van het ondergronds wateropslag systeem.

Een normaal ondergronds wateropslag systeem met een enkele put, zoals in Breezand, brengt verschillende problemen met zich mee (figuur 9-1). Door het gebruik van een enkele put als infiltratie en onttrekkingsput moet er tussen infiltratie en onttrekking altijd de minimale verblijftijd zitten om zeker te zijn van de afbraak en vastlegging van ziektekiem en nutriënt. Daarnaast zal de directe aanliggende grond van het ondergrondse wateropslag systeem snel zijn reactiviteit verliezen. De oxidatieprocessen met organisch materiaal en pyriet hebben weinig tijd nodig om plaats te vinden, hierdoor zullen de processen vooral dicht bij de put plaatsvinden. Hierdoor zullen de afbraaksnelheden, maar ook de sorptie van ziektekiemen en nutriënten na verloop van tijd dicht bij de put langzamer verlopen, waardoor de kans op ziektekiemen en nutriënten in het water groter wordt.



Figuur 9-1: Een MAR-systeem met een enkele infiltratie en onttrekkingsput, zoals het MAR-systeem in Breezand.

De oplossing zou zijn om een ondergronds wateropslag systeem te gebruiken met verschillende putten voor infiltratie en onttrekking, zoals het MAR-systeem in Borgsweer (figuur 9-2). Door de afstand tussen de infiltratie en onttrekkingsputten te veranderen kan de verblijftijd aangepast worden aan de verschillende afbraak- en vastlegsnelheden van ziektekiem en nutriënt. De bodempassage van de infiltratieput tot de onttrekkingsput zorgt er ook voor dat al het water wat het systeem in gaat reactief watervoerend pakket passeert.



Figuur 9-2: MAR-systeem met een verschillende put voor infiltratie en onttrekking, zoals het MAR-systeem in Borgsweer.

Aangezien er geen gegevens bestaan over de afbraak van de ziektekiemen voor bruinrot, stengelnatrot en zwartbenigheid tijdens ondergrondse wateropslag moet dit verder onderzocht worden. Door het bepalen van de afbraakconstanten van deze ziektekiemen zouden dan richtlijnen opgesteld kunnen worden voor de minimale reis- en verblijftijden in de ondergrond van het geïnfilterde water om tot een gewenste vermindering in de aanwezigheid van deze bacteriën te komen. Ook is het nodig te bepalen wat de minimum concentratie van deze bacteriën in water gebruikt voor beregening van gewassen dan mag zijn omdat dit de gewenste reistijd beïnvloed.

10 Literatuur

- Althaus, H., Jung, K., Matthess, G., & Pekdeger, A. (1982). Lebensdauer von Bakterien und Viren in Grundwasserleitern. *Umweltbundesamt, Materialien*. Retrieved from https://scholar.google.nl/scholar?hl=nl&as_sdt=0,5&q=lebensdauern+von+bakterien+althaus#0
- Álvarez, B., Biosca, E., & López, M. (2010). On the life of *Ralstonia solanacearum*, a destructive bacterial plant pathogen. *Current Research, Technology* Retrieved from http://www.researchgate.net/profile/Elena_Biosca/publication/267772811_On_the_life_of_Ralstonia_solanacearum_a_destructive_bacterial_plant_pathogen/links/5514066f0cf2eda0df303b5f.pdf
- Antoniou, E. a., Stuyfzand, P. J., & van Breukelen, B. M. (2013). Reactive transport modeling of an aquifer storage and recovery (ASR) pilot to assess long-term water quality improvements and potential solutions. *Applied Geochemistry*, 35, 173–186.
- Appelo, C. A. J., & Postma, D. (1995). *Geochemistry, Groundwater and Pollution. Vadose Zone Journal* (Vol. 5). CRC press.
- Bos, R. (1999). Physico-chemistry of initial microbial adhesive interactions—its mechanisms and methods for study. *FEMS Microbiology* Retrieved from <http://femsre.oxfordjournals.org/content/23/2/179.abstract>
- Czajkowski, R., & Perombelon, M. (2011). Control of blackleg and tuber soft rot of potato caused by *Pectobacterium* and *Dickeya* species: a review. *Plant* Retrieved from <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-3059.2011.02470.x/full>
- Doorn, J. Van, & Vreeburg, P. (2008). The presence and survival of soft rot (*Erwinia*) in flower bulb production systems. *Symposium on Flower* Retrieved from http://www.actahort.org/books/886/886_51.htm
- Elsas, J., & Kastelein, P. (2001). Effects of ecological factors on the survival and physiology of *Ralstonia solanacearum* bv. 2 in irrigation water. *Canadian Journal of* Retrieved from <http://www.nrcresearchpress.com/doi/abs/10.1139/w01-084>
- Elsas, J. van, & Kastelein, P. (2000). Survival of *Ralstonia solanacearum* biovar 2, the causative agent of potato brown rot, in field and microcosm soils in temperate climates. Retrieved from <http://apsjournals.apsnet.org/doi/abs/10.1094/PHYTO.2000.90.12.1358>
- Farag, N., Stead, D., & Janse, J. (1999). *Ralstonia* (*Pseudomonas*) *solanacearum* race 3, biovar 2, detected in surface (irrigation) water in Egypt. *Journal of Phytopathology*. Retrieved from <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1439-0434.1999.tb03854.x/full>
- Filip, Z., Kaddu-Mulindwa, D., & Milde, G. (1985). Laorversuche zur Überlebensdauer einiger pathogener und potentiell pathogener mikroorganismen. *Umweltbundesamt: Materialien*. Retrieved from <https://scholar.google.nl/scholar?hl=nl&q=Laborversuche+zur+Überlebensdauer+einiger+pathogener+und+potentiell+pathogener+Mikroorganismen.&btnG=&lr=#0>
- Foppen, J., & Schijven, J. (2006). Evaluation of data from the literature on the transport and survival of *Escherichia coli* and thermotolerant coliforms in aquifers under saturated conditions. *Water Research*. Retrieved from <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135405006688>

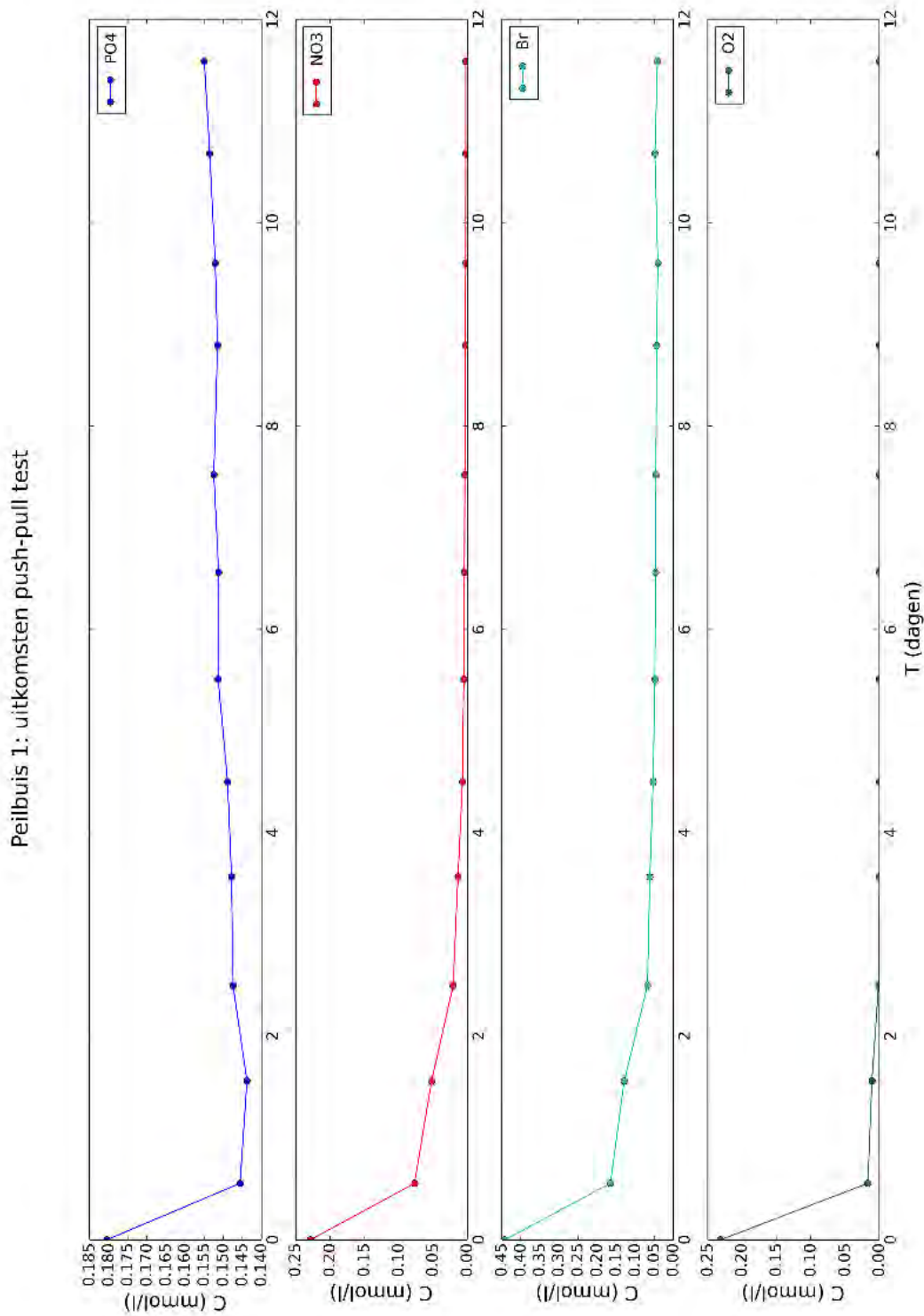
- Gilbert, P., Evans, D., & Evans, E. (1991). Surface characteristics and adhesion of *Escherichia coli* and *Staphylococcus epidermidis*. *Journal of Applied ...* Retrieved from <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-2672.1991.tb04665.x/full>
- Griffioen, J., Klein, J., & Van Gaans, P. F. M. (2012). Reaction capacity characterization of shallow sedimentary deposits in geologically different regions of the Netherlands. *Journal of Contaminant Hydrology*, 127(1-4), 30–46.
- Hong, C., & Moorman, G. (2005). Plant pathogens in irrigation water: challenges and opportunities. *Critical Reviews in Plant Sciences*. Retrieved from <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/07352680591005838>
- Hong, J., Momol, M., Jones, J., & Ji, P. (2008). Detection of *Ralstonia solanacearum* in irrigation ponds and aquatic weeds associated with the ponds in North Florida. *Plant ...* Retrieved from <http://apsjournals.apsnet.org/doi/abs/10.1094/PDIS-92-12-1674>
- Istok, J. D., Field, J. a, & Schroth, M. H. (2001). In situ determination of subsurface microbial enzyme kinetics. *Ground Water*, 39(3), 348–355.
- Jaarsma, N., & van EE, G. (2014). *Herziening KRW doelen HHNK*.
- Kruisdijk, E. (2015). *In-Situ Quantification of Nutrient Fate During Managed Aquifer Recharge of Agricultural Drain Water*. Vrije Universiteit, Amsterdam.
- Madigan, M., Martinko, J., Parker, J., & Brock, T. (2005). *Biology of Micro-Organisms*.
- Mansfield, J., & Genin, S. (2012). Top 10 plant pathogenic bacteria in molecular plant pathology. *Molecular Plant ...* Retrieved from <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1364-3703.2012.00804.x/full>
- Messiha, N. (2007). Biological soil disinfection (BSD), a new control method for potato brown rot, caused by *Ralstonia solanacearum* race 3 biovar 2. *European Journal of ...* Retrieved from <http://link.springer.com/article/10.1007/s10658-007-9109-9>
- Messiha, N., Bruggen, A. Van, & Franz, E. (2009). Effects of soil type, management type and soil amendments on the survival of the potato brown rot bacterium *Ralstonia solanacearum*. *Applied Soil ...* Retrieved from <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0929139309001450>
- Neihof, R. (1969). Microelectrophoresis apparatus employing palladium electrodes. *Journal of Colloid and Interface Science*. Retrieved from <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0021979769903865>
- Parkhurst, D., & Appelo, C. (1999). User's guide to PHREEQC (Version 2): A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations. Retrieved from ftp://ceres.udc.es/Master_en_Ingenieria_del_Agua/master_antiguo_antes_del_2012/Segundo_Curso/Modelos_de_Calidad_de_Aguas/Phreeqc_Interactive_2.15.0/Doc/manual.pdf
- Pérombelon, M. (2002). Potato diseases caused by soft rot erwinias: an overview of pathogenesis. *Plant Pathology*. Retrieved from <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1046/j.0032-0862.2001.Shorttitle.doc.x/full>
- Perombelon, M., & Kelman, A. (1980). Ecology of the soft rot erwinias. *Annual Review of Phytopathology*. Retrieved from <http://www.annualreviews.org/doi/pdf/10.1146/annurev.py.18.090180.002045>
- Prins, H., & Breukers, A. (2008). In de puree? De gevolgen van aantasting door *Erwinia* voor de pootaardappelsector in kaart gebracht. In *LEI Report*. Retrieved from https://scholar.google.nl/scholar?q=In+de+Puree%3F+De+Gevolgen+van+Aantasting+door+Erwinia+voor+de+Pootaardappelsector+in+KaartGebracht.&btnG=&hl=nl&as_sdt=0%2C5#0

Stevens, P., & Elsas, J. van. (2010). Genetic and phenotypic diversity of *Ralstonia solanacearum* biovar 2 strains obtained from Dutch waterways. *Antonie van Leeuwenhoek*. Retrieved from <http://link.springer.com/article/10.1007/s10482-009-9400-1>

Waterwingebieden, C. (1980). Richtlijnen en aanbevelingen voor de bescherming van waterwingebieden. *VEWIN, RID*. Retrieved from <https://scholar.google.nl/scholar?hl=nl&q=commisie+bescherming+waterwingebied&btnG=&lr=#0>

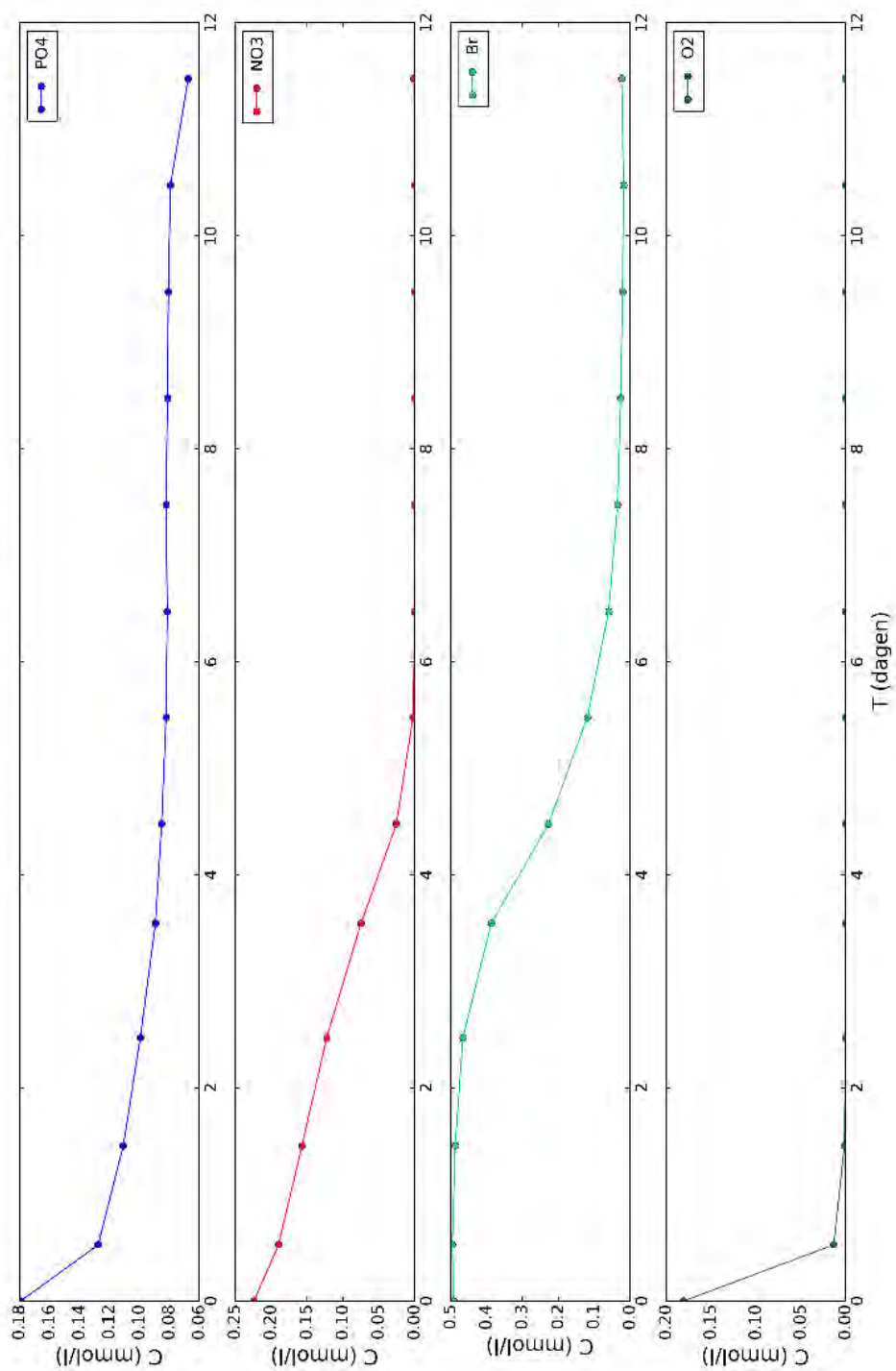
Bijlagen

Bijlage 1: Uitkomsten Push-Pull test



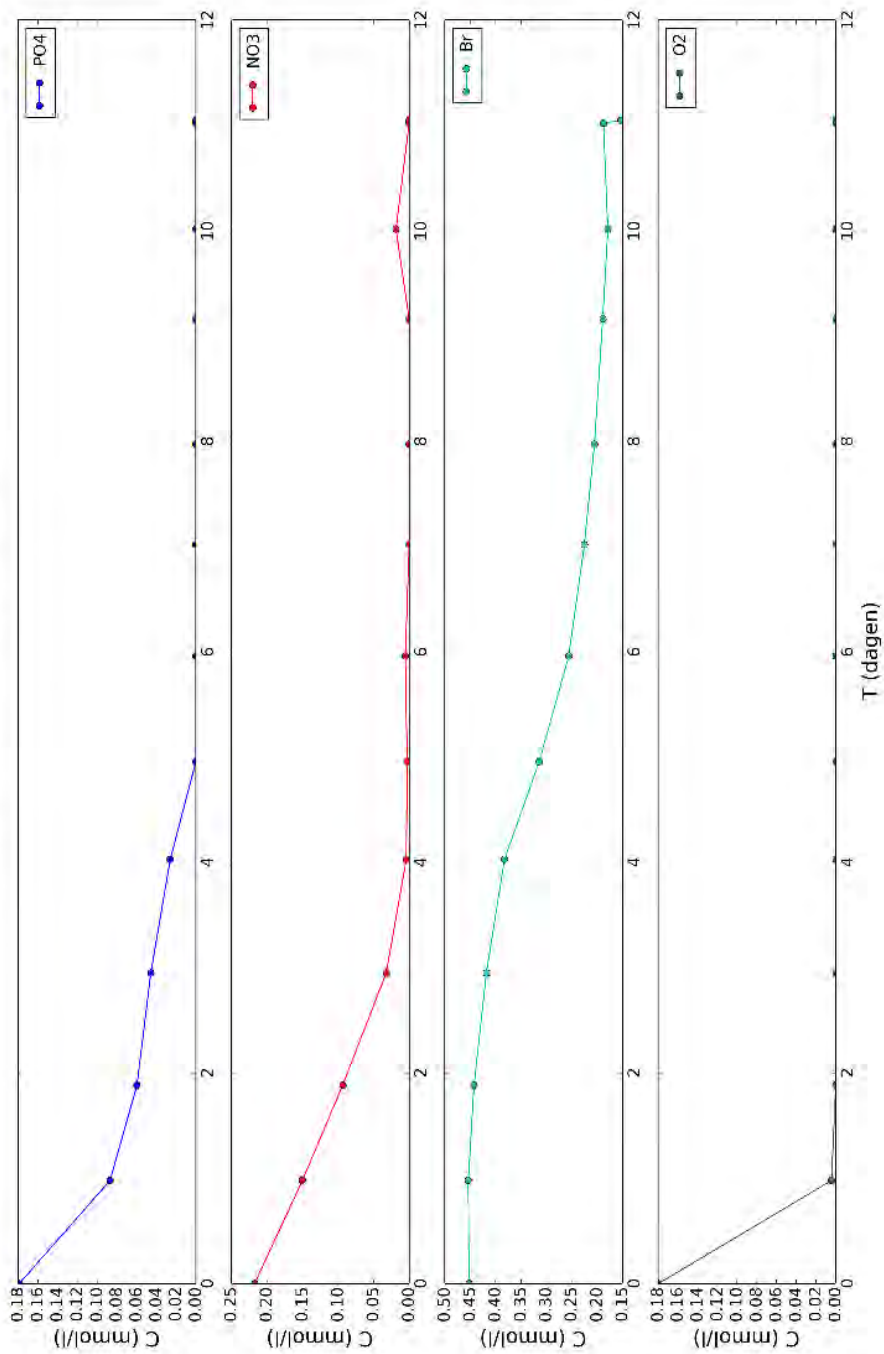
Figuur B 1: Concentraties gemeten tijdens de push-pull test in Peilbuis 1, voor de nutriënten zuurstof, nitraat en fosfaat in vergelijking met de niet reactieve tracer bromide.

Peilbuis 2: uitkomsten push-pull test



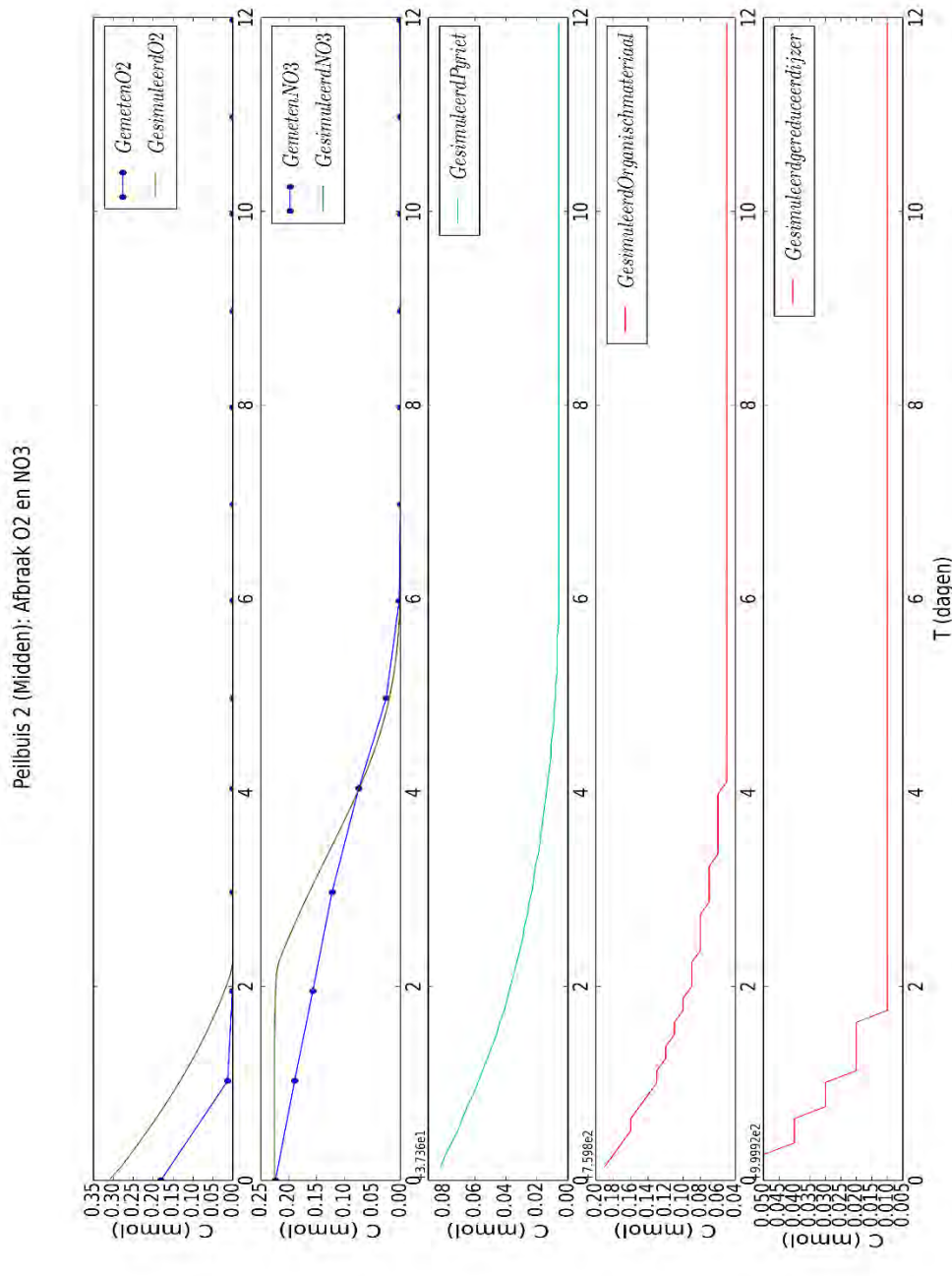
Figuur B 2: Concentraties gemeten tijdens de push-pull test in Peilbuis 2, voor de nutriënten zuurstof, nitraat en fosfaat in vergelijking met de niet reactieve tracer bromide.

Peilbuis 3: uitkomsten push-pull test



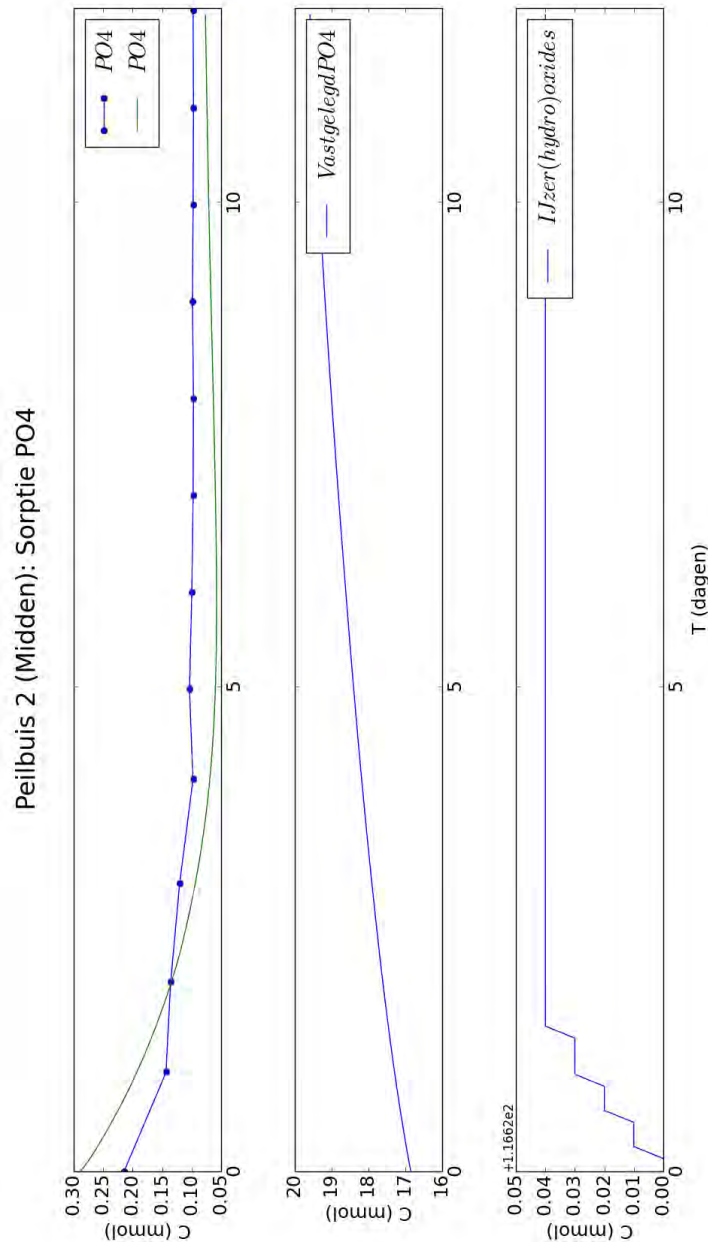
Figuur B 3: Concentraties gemeten tijdens de push-pull test in Peilbuis 3, voor de nutriënten zuurstof, nitraat en fosfaat in vergelijking met de niet reactieve tracer bromide.

Bijlage 2: Modelling afbraak zuurstof en nitraat in peilbuis 2



Figuur B 4: Afbraak van zuurstof en nitraat in peilbuis 2. In de bovenste 2 figuren staan de gemeten en gesimuleerde concentraties van zuurstof en nitraat. De onderste 3 figuren geven de gemodelleerde afbraak van de reductoren pyriet, organisch materiaal en ijzer door oxidatie met zuurstof en nitraat naast de infiltratieput.

Bijlage 3: Modelling afbraak fosfaat in peilbuis 2



Figuur B 5: Vastlegging van fosfaat in peilbuis 2. In de bovenste figuur staat de gemeten en gesimuleerde concentratie van fosfaat. De middelste figuur toont de concentratie fosfaat vastgelegd naast de onttrekkingsput. De onderste figuur geeft de gemodelleerde toename van ijzer(hydro)oxiden aan.



Acacia Institute
Van Hogendorpplein 4
2805 BM Gouda

Telefoon: 0182 – 686424
Internet: www.acaciawater.com
Email: info@acaciawater.com