

SPAARWATER

Eigen watervoorziening: Ondergrondse opslag perceelseigen water

Technische rapportage 2016-2018

Achtergrondinformatie behorende bij hoofdrapport



JAN
2019

Financiers: Waddenfonds, Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat, Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier, Wetterskip Fryslân, Waterschap Noorderzijlvest, Waterschap Hunze en Aa's, Provincie Noord-Holland, Provincie Fryslân, Provincie Groningen, STOWA, LTO Noord fondsen, Achmea Agro, Rabobank.

Uitvoerende partijen: Penvoerder Acacia Institute i.s.m. Acacia Water, Delphy, Wageningen Universiteit (Wageningen Economic Research), Vrije Universiteit Amsterdam, Technische Universiteit Delft, SEO Economisch Onderzoek, Broere Beregening, Combi Drain, YARA, Netafim, Han de Kreuk, CaTeC, METER Group, Vermaire Breezand.

Betrokken landbouwbedrijven: Langeveld VOF - locatie Breezand, Teeuwen en Zonen B.V. - Locatie Breezand, Maatschap Noordam ten Have - locatie Borgsweer, Maatschap J.W. Oosterhuis - locatie Hornhuizen, Maatschap A. Hofstra - locatie Herbaijum.

Overige betrokken partijen: LTO Noord, KAVB (Koninklijke Algemene Vereniging voor Bloembollencultuur), Nederlandse Voedsel en Warenautoriteit (NVWA) en Pootgoedacademie.

Colofon

Documenttitel	·	Spaarwater 2 Eigen watervoorziening - ondergrondse berging perceelseigen water
Status	·	Technische rapportage
Datum	·	17 januari 2019
Projectnummer	·	677
Projectteam	·	A. Oord, S. Burger, B. de la Loma Gomez, M. Waterloo, J. Velstra, J. Landheer

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@acaciawater.com

Inhoudsopgave

1	Inleiding.....	5
1.1	Algemeen.....	5
1.2	Context.....	6
1.3	Doel.....	7
1.4	Werking systeem.....	7
2	Pilots.....	10
2.1	Breezand.....	10
2.2	Borgsweer.....	12
3	Opvangen, opslaan en gebruiken	16
3.1	Inleiding.....	16
3.2	Aanpak.....	16
3.2.1	Zandperceel Breezand.....	17
3.2.2	Kleiperceel Borgsweer.....	17
3.2.3	Geofysica.....	18
3.3	Analyseresultaten Breezand.....	19
3.4	Analyseresultaten Borgsweer.....	22
3.5	Verziltting en zoutbelasting.....	25
3.5.1	Perceelniveau.....	25
3.5.2	Oppervlaktewatersysteem.....	25
3.6	Zelfvoorzienendheid.....	25
3.7	Conclusies.....	29
4	Nutriënten.....	31
4.1	Onderzoeksvragen.....	31
4.2	Aanpak.....	31
4.3	Analyseresultaten.....	35
4.3.1	Breezand.....	35
4.3.2	Borgsweer.....	42
4.4	Modelberekeningen Breezand en Borgsweer.....	45
4.5	Conclusies.....	46
5	Gewasbeschermingsmiddelen.....	47
5.1	Inleiding.....	47
5.2	Onderzoeksvragen.....	47
5.3	Aanpak.....	48
5.4	Toegepaste GBM.....	50
5.5	Reactief transport model van de GBM in de verzadigde en onverzadigde zone.....	52

5.6	Analyseresultaten.....	56
5.6.1	Breezand.....	56
5.6.2	Borgsweer.....	60
5.7	Normering gewasbeschermingsmiddelen.....	62
5.7.1	Contributie aan het oppervlaktewater	63
5.7.2	Contributie aan de grondwaterkwaliteit	63
5.8	Conclusies en aanbevelingen.....	63
6	Pathogenen	65
6.1	Inleiding	65
6.2	Onderzoeksvragen.....	65
6.3	Aanpak.....	66
6.4	Analyseresultaten.....	66
6.4.1	Bacterietellingen	66
6.4.2	Levend/dood tellingen.....	67
6.4.3	Microbioom-analyse	68
6.5	Reis- en verblijftijden.....	72
6.6	Vervolg AGRIMAR-promotieonderzoek.....	74
6.6.1	Algemeen.....	74
6.6.2	PhD1: verwijdering van plant pathogenen uit drainagewater tijdens MAR.....	75
6.6.3	PhD2: MAR waterkwaliteit–kwantitatieve beoordeling in een ‘multi-scale’ benadering..	78
6.7	Conclusies.....	81
7	Toepassing in kleigebieden	82
7.1	Inleiding	82
7.2	Onderzoeksvragen.....	82
7.3	Aanpak.....	82
7.4	Analyseresultaten.....	83
7.4.1	Literatuuronderzoek.....	83
7.4.2	Veldwaarnemingen	84
7.4.3	Oplossingsrichtingen	85
7.5	Conclusies.....	88
8	Ontwerp systeem en fysische toepassingscriteria	89
8.1	Onderzoeksvragen.....	89
8.2	Aanpak.....	89
8.3	Resultaten.....	90
8.3.1	Fysische toepassingscriteria	90
8.3.2	Van pilot naar toepassing	96
8.3.3	Systeemontwerp.....	98
8.3.4	Operationeel beheer.....	99
8.3.5	Beheer en onderhoud.....	99

8.4	Conclusies.....	100
9	Vergunningen.....	101
9.1	Introductie.....	101
9.2	Wetgeving.....	101
9.2.1	Huidige wetgeving	101
9.2.2	Tekortkomingen huidige situatie	102
9.2.3	Voorstel toekomstige situatie	103
9.2.4	Ervaring uit Spaarwater II pilots.....	104
9.3	Conclusies.....	104
10	Conclusies en Aanbevelingen	106
10.1	Samenvatting en Conclusies	106
10.2	Aanbevelingen	108
	Literatuur.....	110
	Inleiding	115
	Aanpak.....	115
	Resultaten.....	116
	Conclusies.....	120

Bijlagen

1. Model ondergrondse opslag Breezand
2. Model ondergrondse opslag Borgsweer
3. Toelichting laterale stroming
4. CVES Resultaten
5. Gewasbeschermingsmiddelen

1 Inleiding

1.1 Algemeen

In 2013 startte het project Spaarwater, dat zich richtte op het ontwikkelen en beproeven van maatregelen (Spaarwatermaatregelen) voor het bestrijden van verzilting en het zekerstellen van voldoende zoetwater. Onderzoek naar de economische haalbaarheid en regionale opschaling van de maatregelen maakten integraal deel uit van het project. Deze rapportage volgt op de afronding het vervolgonderzoek: Spaarwater 2.

Op een viertal locaties zijn de maatregelen ontwikkeld en getest. Daarnaast is voor de gehele Waddenregio in beeld gebracht waar de maatregelen kansrijk zijn. Ook zijn de waterhuishoudkundige en economische effecten bij toepassing op regionale schaal onderzocht en gekwantificeerd voor drie poldergebieden; in elk van de noordelijke provincies één. De Spaarwatermaatregelen omvatten anti-verziltingsdrainage, eigen watervoorziening en zuinig met zoet water.

- *Anti-verziltingsdrainage* beoogt verzilting te bestrijden, terwijl de ontwatering van het perceel gehandhaafd blijft en de zoutbelasting van het perceel naar de sloot niet toeneemt.
- *Eigen watervoorziening* heeft als doel de zoetwaterbeschikbaarheid voor de agrariër te vergroten door zoet drainagewater uit het perceel op te vangen, op te slaan in de ondergrond en beschikbaar te maken voor gebruik gedurende het groeiseizoen.
- *Zuinig met zoetwater* richt zich op het beperken van het waterverbruik door gebruik van twee typen zuinige irrigatietechnieken: subirrigatie (het toedienen van water via bestaande drainage) en twee typen druppelirrigatie (druppelleidingen – jaarlijks aangelegd aan het oppervlak óf aangelegd onder de bouwvoor en daarmee semipermanent).

De gezamenlijke resultaten van het gehele project zijn samengevat in het hoofdrapport Spaarwater. Daarnaast is van de resultaten van het onderzoek naar elk van de individuele Spaarwatermaatregelen een technische rapportage opgesteld. Voorliggend rapport geeft een overzicht van de resultaten van het onderzoek naar de toepassing van een eigen watervoorziening door middel van ondergrondse opslag van perceelseigen water.

Het rapport richt zich binnen ‘eigen watervoorziening’ op de volgende onderwerpen:

1. pilots (H2);
2. opvangen, opslaan en geven (H3);
3. nutriënten (H4);
4. gewasbeschermingsmiddelen (GBM) (H5);
5. pathogenen (H6);
6. toepassing in kleigebieden (H7);
7. ontwerp systeem en fysische toepassingscriteria (H8);
8. vergunningen (H9).

1.2 Context

Landbouw is de economische motor van het Waddenzegebied. De bodem in het gebied is zeer geschikt voor de vollegrondsteelt en de telers staan, nationaal en internationaal, bekend om de hoge kwaliteit van de producten die zij leveren. Om deze kwaliteit te handhaven - en zelfs verder te verbeteren - is een combinatie van goede ontwatering en beschikbaarheid van zoetwater essentieel.

In het gebied langs de Waddenzee is de zoet-zout overgang in het grondwater ondiep aanwezig. Landbouw is mogelijk dankzij dunne zoete regenwaterlenzen die 'drijven' op zout grondwater. Uit verschillende studies (bijvoorbeeld 'Verzilting van landbouwgronden in Noord-Nederland in het perspectief van de effecten van klimaatsverandering', Acacia Water, 2011) blijkt dat er een risico bestaat dat deze zoete regenwaterlens in een aanzienlijk deel van het landbouwgebied verdwijnt. Dat heeft tot gevolg dat brak water door capillaire opstijging in de wortelzone komt, met gewasschade tot gevolg. Tevens neemt de zoutbelasting vanuit de ondergrond naar de sloot toe via perceel drainage. Om te verzekeren dat water voldoende zoet blijft voor irrigatie van gewassen en veedrenking zal extra doorspoeling van het oppervlaktewatersysteem of aanvoer van water elders moeten plaatsvinden. Dit terwijl verwacht wordt dat de afvoer van rivieren naar het IJsselmeer afneemt. Voor het klimaatbestendig maken en versterken van de economisch belangrijke landbouwsector in de regio is zekerstelling van de zoetwaterbeschikbaarheid van groot belang. Dit kan door peilfluctuatie in het IJsselmeer toe te staan (Deltaprogramma IJsselmeergebied, 2014) maar nadrukkelijk ook in te zetten op oplossingen en innovaties in de regio. In Spaarwater zijn maatregelen ontwikkeld die bij uitstek geschikt zijn als uitwerking van het Deltaprogramma Zoetwater. Met de maatregelen wordt de landbouwsector meer zelfvoorzienend en onafhankelijker van de zoetwaterbeschikbaarheid uit het IJsselmeer.

Vanuit de Kaderrichtlijn Water (KRW) is het streven te komen tot een 'goede status' van het oppervlaktewater. Dit betekent dat de KRW onder andere als doel heeft af- en uitspoeling van nutriënten, voornamelijk nitraat, fosfaat en bestrijdingsmiddelen, van perceel naar het oppervlaktewater te verminderen. Voor brakke milieus betekent dit onder andere een beperking van de fluctuatie van zoutgehaltes. De in Spaarwater ontwikkelde maatregelen beogen bij te dragen aan de KRW-doelen door een versterking van processen als reductie en vastlegging van nutriënten in de bodem en het verminderen van de nutriëntenuitstroom uit percelen. Daarnaast wordt de vraag naar permanente externe watertoevoer verkleind. Daarmee is een natuurlijker waterbeheer mogelijk en wordt de fluctuatie van zoutgehaltes beperkt. Dit heeft minder zoet- en zoutschokken tot gevolg.

Ondergrondse opslag

In de Waddenregio wordt voornamelijk geïrrigeerd met water uit de sloot. Zoetwater is veelal niet beschikbaar en de landbouw is dan ook afhankelijk van externe aanvoer van zoetwater. In de toekomst neemt door klimaatverandering de vraag naar zoetwater toe, terwijl de beschikbaarheid afneemt. Daarnaast is in delen van de Waddenregio beregening van sommige gewassen (zoals aardappelen) vanuit het oppervlaktewater niet toegestaan om infecties (zoals Bruinrot) aan het gewas te voorkomen. Ook wordt beregening voor sommige bollenteelten bewust vermeden om ziektekiemen in de bollenteelt te voorkomen (onder andere hyacinten), of is beregening niet mogelijk omdat de waterkwaliteit ontoereikend is.

Rekening houdend met bovenstaande aspecten, kan een eigen watervoorziening de bedrijfsbasis voor landbouw versterken door meer zelfvoorzienend te worden. Bovengrondse opslag van perceeleigen water, zoals toegepast in de opdracht van provincie Noord Holland uitgevoerde 'pilot zelfvoorzienende zoetwaterberging op Texel' (H2O, 2015) en het toepassen van ondergrondse opslag in de (glas)tuinbouwsector hebben zich hierin al bewezen (bijvoorbeeld Zuurbier en Mors, 2017). Het voordeel van ondergrondse opslag ten opzichte van bovengrondse opslag is minder gebruik van ruimte. De vormgeving van ondergrondse opslag, zoals toegepast in de glastuinbouw, is meestal te duur voor toepassing in de bollensector en volle grondteelt.

In Bangladesh is in een pilot van Dhaka University in samenwerking met Acacia Water gezocht naar een vereenvoudiging (2012-2017). Hieruit bleek dat met beperkte middelen zoetwater onder gravitatie geïnfiltrerd kan worden in een zoute laag en weer kan worden teruggewonnen. De in Bangladesh opgedane inzichten zijn vertaald naar een vereenvoudigd systeem dat zich leent voor toepassing in de bollensector en volle grondteelt.

1.3 Doel

Het doel van Spaarwater is het klimaatbestendig maken en versterken van de economisch belangrijke landbouwsector door zekerstelling van de zoetwaterbeschikbaarheid en bestrijden van verzilting, waarbij rekening wordt gehouden met extremen zoals wateroverlast. Daarnaast zijn de volgende subdoelen gedefinieerd:

- Versterken bedrijfsbasis voor landbouw: minder afhankelijk, meer zelfvoorzienend en daarmee verminderde aanvoer van extern water.
- Bijdragen aan de Kader Richtlijn Water (KRW) doelen, waaronder het verlagen van de emissie van nutriënten en gewasbeschermingsmiddelen, en het beperken van fluctuaties in het zoutgehalte in het oppervlaktewater.

Het onderdeel *eigen watervoorziening* (onderwerp van deze rapportage) heeft als doel de zoetwaterbeschikbaarheid voor de agrariër te vergroten door zoet drainagewater uit het perceel op te vangen, op te slaan in de diepe ondergrond en beschikbaar te maken voor gebruik gedurende het groeiseizoen.

Wat de aanpak in deze studie vernieuwend maakt, is de toepassing van eigen watervoorziening middels ondergrondse berging in akkerbouw en open bollenteelt, waarbij drainagewater als waterbron wordt gebruikt. Het onderzoek richtte zich erop om te toetsen in hoeverre zelfvoorzienendheid in de zoetwatervoorziening bereikt kan worden met dit systeem. Daarnaast is de invloed op de uitspoeling van zout, nutriënten en gewasbeschermingsmiddelen naar de sloot onderzocht. Ook de invloed van een ondergrondse opslagsysteem op pathogenen in het irrigatiewater is beschouwd in deze studie. Voorts is ook het ontwerp en operationeel beheer van dergelijke systemen en de toepasbaarheid in de Waddenregio is eveneens inzichtelijk gemaakt.

1.4 Werking systeem

Locaties

Om de eigen zoetwatervoorziening middels ondergrondse berging van perceel eigen water te kunnen onderzoeken zijn pilots op twee locaties uitgevoerd: in Breezand (Noord Holland) en Borgsweer (Groningen), zie Figuur 1.

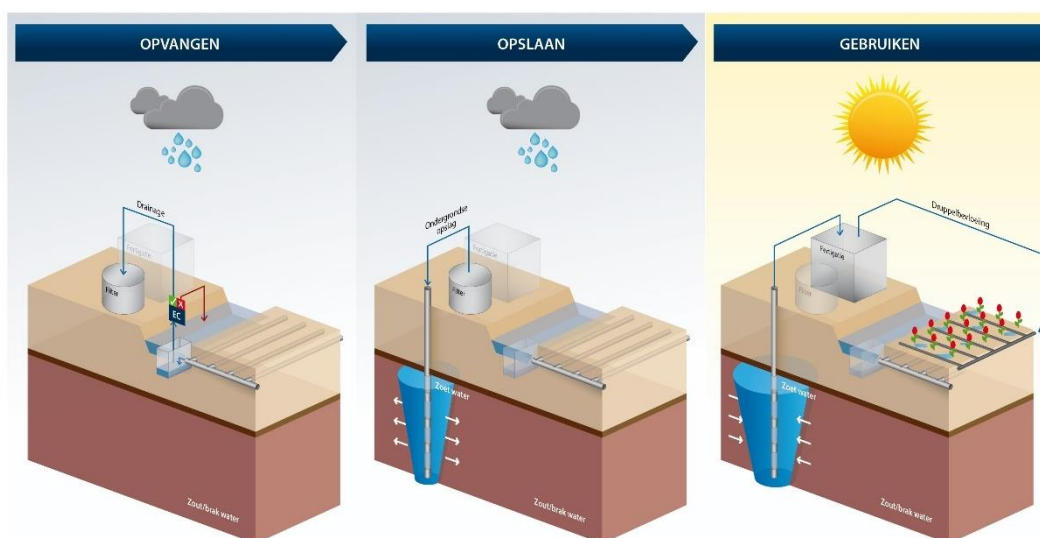


Figuur 1: Ligging van de pilotlocaties Breezand en Borgsweer.

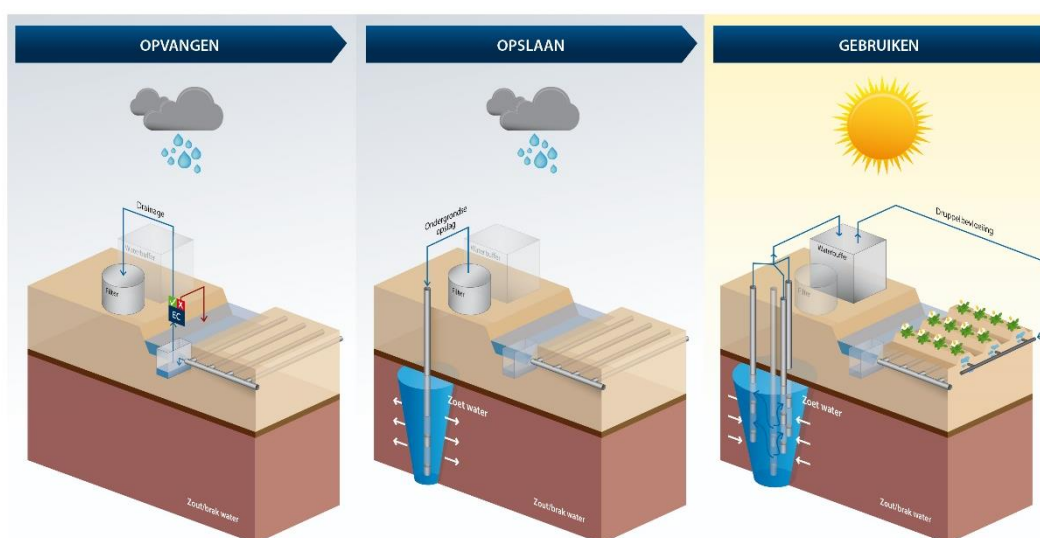
Op beide locaties zijn bovengenoemde aspecten van ondergrondse opslag onderzocht aan de hand van een pilotsysteem. In Borgsweer is binnen het deelproject ‘druppelirrigatie’ (zie tussenrapportage ‘druppelirrigatie’) tevens onderzocht of door het gebruik van water uit de ondergrondse opslag Bruinrot beperkt of voorkomen kan worden (zie technische rapportage *Zuinig met zoetwater*).

System voor ondergrondse opslag

Het systeem dat in zowel Breezand als Borgsweer is aangelegd bestaat uit drie elementen: *opvangen*, *opslaan* en *beschikbaar maken (gebruiken)*. De opzet van de ingerichte systemen is geïllustreerd in Figuur 2 en Figuur 3. Voor het opvangen van water is drainage op het perceel aangesloten op een verzamelleiding. Het aangesloten perceeloppervlak waar water wordt opgevangen (Breezand: 2,2 ha en Borgsweer 1,3 ha) wordt het *spaaroppervlak* genoemd. Het opgevangen water wordt getransporteerd naar een regelput waar automatisch het zoutgehalte wordt gemeten aan de hand van het elektrisch geleidingsvermogen (EGV). Water dat zoet genoeg is, wordt na filtering van de kleine fracties in watervoerende lagen in de ondergrond gepompt (*opslaan*) via een infiltratieput met meerdere filters (Breezand heeft vier filters, Borgsweer twee filters). Brak en zout water wordt afgevoerd naar de sloot. In het voorjaar en de zomer wordt water opgepompt uit de ondergrond voor *gebruik*, waarbij in Breezand gebruik wordt gemaakt van dezelfde put als waarmee wordt geïnfiltrerd. Het sparen van zoet water vindt over het algemeen in de natte winterperiode plaats. Een winter van *sparen* en een voorjaar en/of zomer van *gebruiken* worden gezamenlijk als een enkele cyclus beschouwd.



Figuur 2: schematische weergave van het aangelegd enkelvoudig systeem in Breezand, met een enkele put bestaande uit vier filters, die zowel voor onttrekking als infiltratie dienen.



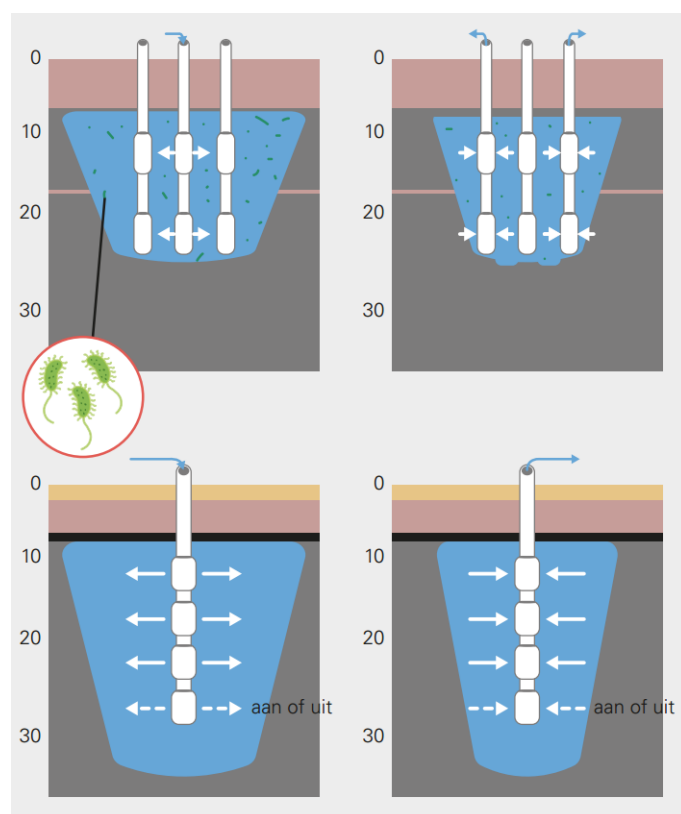
Figuur 3: schematische weergave van het meervoudig systeem in Borgsweer; de drie buitenste putten zijn onttrekkingsputten elk op 5 m afstand van de centrale put. De centrale put wordt gebruikt voor de infiltratie van water.

Wanneer er een waterbehoefte ontstaat, wordt het opgeslagen water (hierna: *gespaard water*) opgepompt. Mocht het water gebruikt worden voor het gewas, dan wordt het oppervlak dat hierdoor van water wordt voorzien het *gebruiksoppervlak* genoemd.

De eigen watervoorziening bestaat in de pilots uit de volgende onderdelen:

1. Een component om water op te vangen en te verzamelen (drains die aangesloten zijn op een verzamelleiding).
2. Een component om het water te selecteren dat voldoende zoet is om op te slaan (de drainput).
3. Een component om afgevoerd water te bufferen (een buffertank).
4. Een component om het water te filteren (bijvoorbeeld een zandfilter).
5. Infiltratie- en onttrekkingsputten.

Een eigen watervoorziening kan uitgevoerd worden als enkelvoudig of meervoudig systeem (Figuur 4). Bij een enkelvoudig systeem wordt water geïnfiltreerd en onttrokken uit dezelfde put. Bij een meervoudig systeem wordt het water juist uit afzonderlijke putten onttrokken, op enige afstand van de infiltratieputten. Hiermee wordt een bodempassage en verblijftijd van het geïnfiltreerde water gerealiseerd. Toepassing van een meervoudig systeem is een innovatie die binnen Spaarwater is ontwikkeld. Een meervoudig systeem kan een positieve bijdrage leveren aan het bestrijden van gewasziekten (bijvoorbeeld Bruinrot en erwinia) in het irrigatiewater. Per systeem is het mogelijk meerdere infiltratie- en/of onttrekkingsputten aan te sluiten.

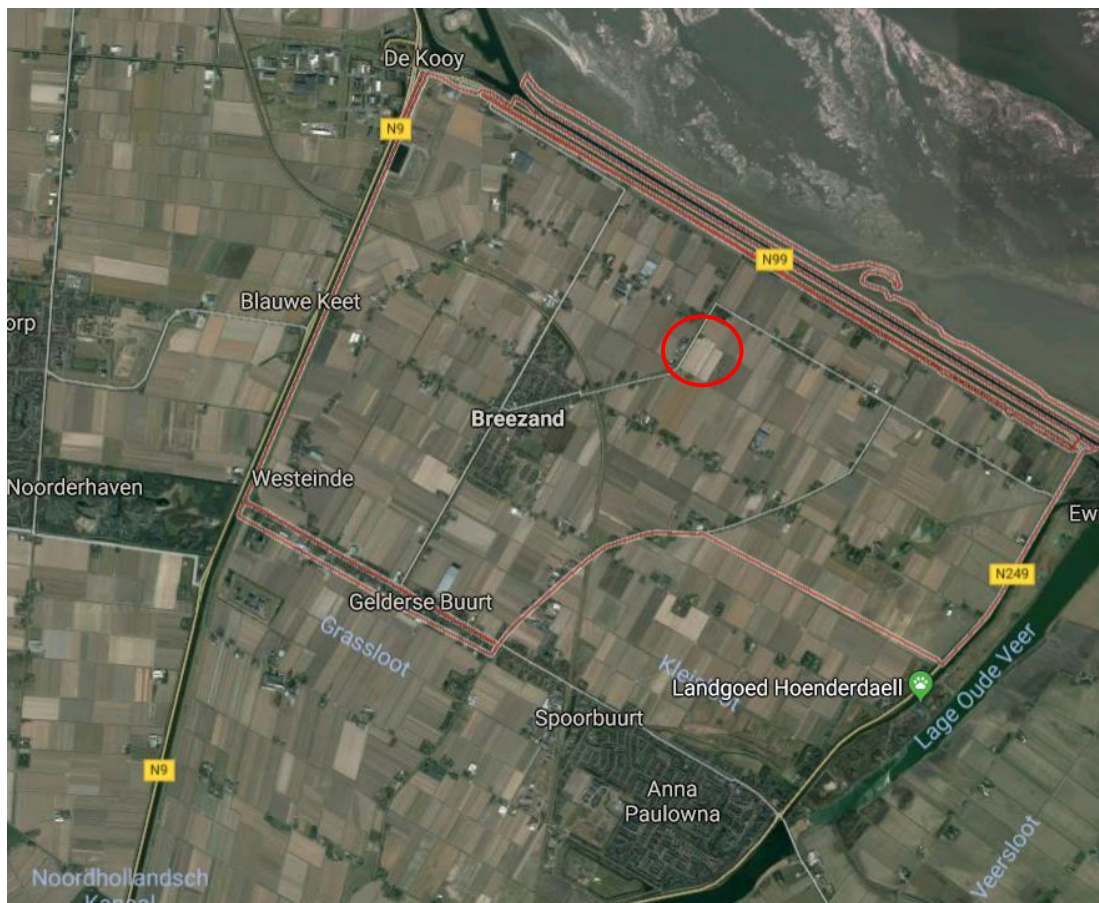


Figuur 4: Infiltratie en onttrekking met een meervoudig systeem (boven) en een enkelvoudig systeem (onder), zoals respectievelijk toegepast op een kleiperceel (Borgsweer) en een zandperceel (Breezand).

2 Pilots

2.1 Breezand

Breezand is gelegen in één van de noordelijkste polders, van Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier, die afhankelijk is van de aanvoer van IJsselmeerwater. Bollenteelt is de belangrijkste agrarische sector in Breezand en voldoende zoetwater is van vitaal belang voor de bollenteelt. Op deze locatie is het systeem voor ondergrondse opslag gecombineerd met efficiënt watergebruik. Hierover is separaat gerapporteerd in de technische rapportage 'Zuinig met Zoetwater' van het Spaarwaterproject. De pilot Breezand vindt plaats op het perceel dat tijdens de aanleg van het systeem in eigendom was van bollenteler Langeveld. Het betreft een perceel van circa 2,7 ha bollenteelt op zandgrond. De locatie is weergegeven in Figuur 5. Een overzichtsfoto van de locatie is weergegeven in Figuur 6 en een bovenaanzicht in Figuur 7.



Figuur 5: Locatie van de pilot te Breezand, weergegeven als rode cirkel.



Figuur 6: Overzichtsfoto van het systeem voor ondergrondse opslag te Borgsweer.



Figuur 7: Locatie van de pilot te Borgsweer, weergegeven als rode stippellijn.

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 schelpenbed 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 in het boorgat vier putten geplaatst met filters op verschillende dieptes, die onafhankelijk van elkaar of allemaal tegelijk konden worden gebruikt. De filters voor de ondergrondse zoetwaterberging staat allemaal in grotendeels goed doorlatende lagen onder de Holocene Deklaag. De filterstelling is weergegeven in Tabel 1.

Tabel 1: Diepte en geologie van de putfilters in de ondergrond.

Filter	Diameter (mm)	Diepte (m)	Geologische eenheid
1	75	-10 tot -14	Formatie van Boxtel
2	75	-15 tot -19	Formatie van Boxtel/ Eem
3	75	-20 tot -24	Formatie van Eem/ Drenthe
4	90	-25 tot -29	Formatie van Drenthe

In de ondergrond was brak tot zout grondwater aanwezig. In Breezand was het zoutgehalte relatief laag (met een elektrisch geleidingsvermogen of EGV van 2 mS/cm net onder de deklaag) en nam sterk toe met de diepte in het watervoerend pakket tot een elektrisch geleidingsvermogen van ongeveer 10 mS/cm op 30 m diepte (zie Figuur 11). Dit maakte van Breezand een interessante proeflocatie, omdat de relatief lage concentratie aan de bovenkant van de zoetwaterbel gunstig was om veel water terug te kunnen winnen. Het effect van het opdrijven van het geïnfiltreerde zoete water (waardoor het water minder makkelijk teruggewonnen kan worden) als gevolg van variabele dichtheidsstroming is lager als het verschil in dichtheid tussen het geïnfiltreerde water en het oorspronkelijke water in de ondergrond kleiner is.

2.2 Borgsweer

Borgsweer is gelegen in het oostelijk deel van Groningen, in het beheergebied van waterschap Hunze en Aa's. Het gebied is bij uitstek een gebied voor poot aardappelen. De zeeklei heeft de juiste karakteristieken voor het telen van dit gewas. Echter, door de risico's op Bruinrot in het oppervlaktewater geldt een beregeningsverbod. Met de eigen zoetwatervoorziening, waarbij water ondergronds wordt opgeslagen, was de insteek dat Bruinrot afsterft als gevolg van een verblijftijd en bodempassage van het opgeslagen water, alvorens het onttrokken wordt voor gebruik. Dit biedt perspectief voor beregening. Op deze locatie is het systeem voor ondergrondse opslag gecombineerd met efficiënt watergebruik door permanente ondergrondse druppelirrigatie onder de bouwvoor. Hierover is separaat gerapporteerd in de technische rapportage 'Zuinig met Zoetwater' van het Spaarwaterproject.

De pilots vinden plaats op het perceel van de poot aardappelteler Noordam. Het betreft een perceel van 1,5 ha met wisselteelt, waaronder poot aardappel, op zware zavel. De locatie is weergegeven in Figuur 8. Een overzichtsfoto van de locatie is weergegeven in Figuur 9 en een bovenaanzicht in Figuur 10.



Figuur 8: Locatie van de pilot te Borgsweer, weergegeven als rode cirkel.



Figuur 9: Overzichtsfoto van het systeem voor ondergrondse opslag te Borgsweer.



Figuur 10: Bovenaanzicht van het systeem voor ondergrondse opslag te Borgsweer, met van links naar rechts de container met apparatuur en leidingwerk, het zandfilter, de dagvoorraad en de buffertank.

In Borgsweer is de bestaande drainage gebruikt en aangesloten op een verzamelleiding. De drainage ligt hier iets dieper (op 1 m onder maaiveld) en iets verder uit elkaar (ongeveer 12 m drain afstand) dan in het pilotperceel te Breezand. Na zuivering van het water via het snelle en het grote zandfilter werd het water in het kleiperceel Borgsweer geïnfiltreerd in een centrale put. De twee infiltratiefilters zijn geïnstalleerd op:

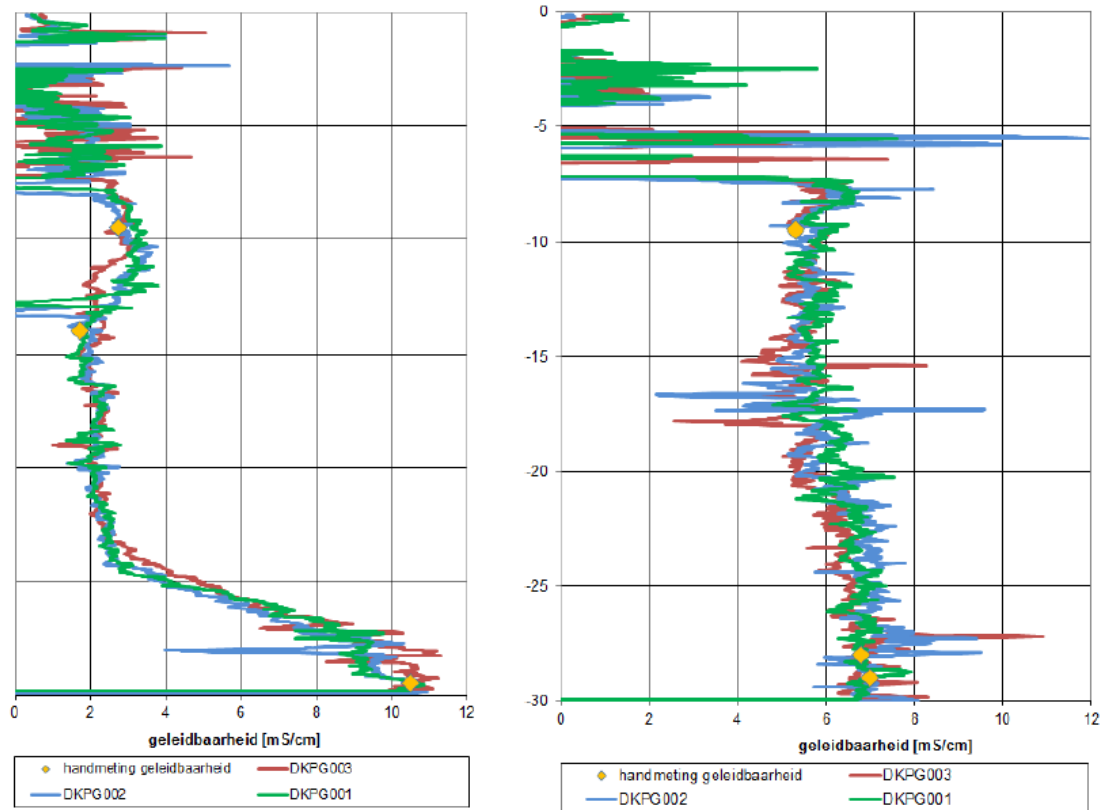
1. 10,5 tot 16,4 m onder maaiveld
2. 17,5 tot 21,0 m onder maaiveld

Deze hebben de volgende diameteropbouw:

Filterbuis 1		Filterbuis 2	
Diepte (m)	Diameter (mm)	Diepte (m)	Diameter (mm)
0 tot 9,5	110	0 tot 8,5	110
9,5 tot 11,25	90	8,5 tot 17,5	90
10,5 tot 16,40	75	17,5 tot 21	90

In Borgsweer zijn drie aparte onttrekkingsputten aangebracht op 5 m van de infiltratieput waarbij elke put twee aparte onttrekkingsfilters op verschillende dieptes heeft. Ook hier zijn de filters geplaatst in een grotendeels goed doorlatende lagen onder de Holocene deklaag. Het bovenste filter ligt volledig en het onderste filter vrijwel volledig in de overwegend zandige afzettingen van de formatie van Bostel. Deze laag bestaat uit fijn tot matig grof zand met plaatselijke dunne inschakelingen van kleiig zand en veenlaagjes. Een laagje met een slechtere doorlatendheid bevindt zich op 18 m onder maaiveld, deze wordt dus doorsneden door het onderste filter.

In Borgsweer is vanaf een diepte van 8 m (net onder de Holocene deklaag) tot een diepte van circa 30 m brak water met een EGV van 4 - 7 mS/cm gevonden (zie Figuur 11). Vanwege de geologische geschiedenis van het gebied, met recente zeewaterintrusies en daaropvolgende verzoeting van de drooggevallen stukken land, wordt op grotere diepte een verdere toename in het zoutgehalte van het grondwater verwacht.



Figuur 11: Elektrische geleidbaarheid van het water in de bovenste 30 m van de ondergrond in het zandperceel Breezand (links) en kleiperceel Borgsweer (rechts), zoals verkregen uit drie sonderingen en handmetingen in peilbuizen.

3 Opvangen, opslaan en gebruiken

3.1 Inleiding

In dit hoofdstuk wordt inzicht gegeven in de toepasbaarheid van een systeem voor ondergrondse opslag om zelfvoorzienendheid te vergroten en daarmee de bedrijfsbasis voor landbouw te versterken. Om dit te onderzoeken is de waterketen van een systeem van ondergrondse opslag beschouwd. In dit hoofdstuk wordt het kwantitatieve deel van het systeem beschreven, waartoe de volgende onderzoeksvragen zijn geformuleerd:

- a. Is het mogelijk zelfvoorzienend te zijn in de zoetwatervoorziening of zelfvoorzienendheid te vergroten middels ondergrondse opslag van perceelseigen water?
- b. Draagt het ondergronds opslaan bij aan het tegengaan van verzilting?

In het eerste Spaarwaterproject is onderzocht hoe de werking van het systeem verbeterd kan worden met aanpassingen in het operationeel beheer. Voor Breezand is vastgesteld dat indien infiltratie in alle vier de filters plaatsvindt en onttrekking alleen in de bovenste drie filters, het aantrekken van zout water uit de diepere ondergrond geremd wordt. Dit leidt tot een vergroting van het volume zoetwater dat teruggewonnen kan worden (hierna: het terugwinrendement). Voor Borgsweer is een vergelijkbare aanpak bedacht; de infiltratieput infiltreert in beide filters, terwijl in de drie onttrekkingsputten alleen uit het bovenste van de twee filters onttrokken wordt. Deze aanpak is bij aanvang van Spaarwater 2 geïmplementeerd. Daarnaast bleek dat het inzetten van een jaar waarin alleen water wordt geïnfilteerd, terwijl geen water wordt gebruikt (een *spaarjaar*), een positieve invloed heeft op het terugwinrendement in opvolgende jaren. Door beperkt watergebruik in Breezand, is de facto een spaarjaar gerealiseerd in 2016-2017. In aanvulling op de hier geformuleerde onderzoeksvragen wordt daarom het aangepaste operationeel beheer geëvalueerd.

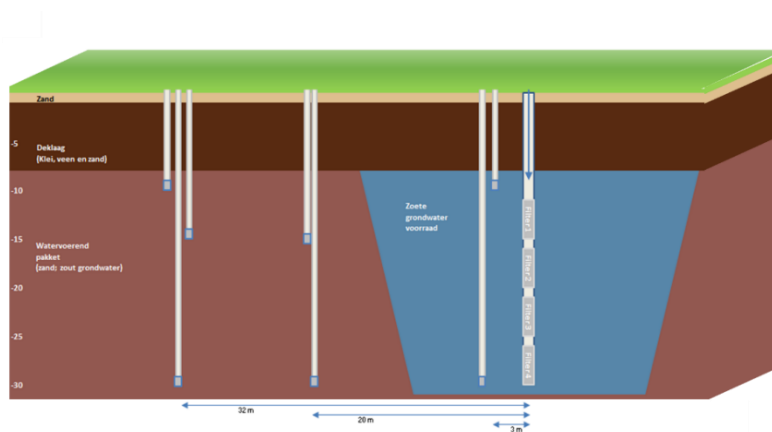
3.2 Aanpak

Vanaf de start van de proef in 2014 zijn op beide proefpercelen het EGV (een maat voor het zoutgehalte) gemeten. Tevens is gemeten hoeveel water is afgevoerd naar de sloot (als gevolg van een te hoge EGV) en hoeveel er is geïnfilteerd. In 2017 is in Breezand gestart met het volledig onttrekken van de zoetwaterbel. Analyse van de gegevens uit deze periode geeft inzicht in het mogelijke terugwinrendement, het verloop van het zoutgehalte en welke processen het terugwinrendement kunnen beperken. Deze inzichten zijn meegenomen in het opstellen van een gestandaardiseerde ontwerpsystematiek (hoofdstuk 8). Bovendien zijn de gegevens gebruikt voor de kalibratie van rekenmodellen. Deze zijn bijvoorbeeld gebruikt voor het voorspellen van de maximale terugwinrendementen onder verschillende omstandigheden (zie hoofdstuk 8). Met de terugwinrendementen kan bepaald worden in hoeverre de zoetwaterberging kan bijdragen in de zoetwatervoorziening en daarmee in hoeverre het haalbaar is zelfvoorzienend te kunnen zijn.

Om de omvang en de ontwikkeling van de zoetwaterbel in de ondergrond vast te stellen, zijn CVES-metingen (*Continuous Vertical Electrical Sounding*) uitgevoerd en zijn de resultaten van verschillende momenten met elkaar vergeleken. Met de CVES-metingen wordt het weerstandsverloop bepaald wat een maat is voor het zoutgehalte in de ondergrond.

3.2.1 Zandperceel Breezand

Bijna alle stappen van het proces van opvangen, opslaan en onttrekken zijn continu gemonitord. In het opvangreservoir zijn debieten en EGV van het water gemeten. Ook de hoeveelheid en de kwaliteit van het geïnfiltreerde water zijn 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, waarin het EGV van het water is gemeten. De locaties van de peilbuizen zijn schematisch weergegeven in Figuur 12. Ook van het onttrokken water zijn de debieten en het EGV 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 opkegeling van zout water door onttrekking plaatsvond.



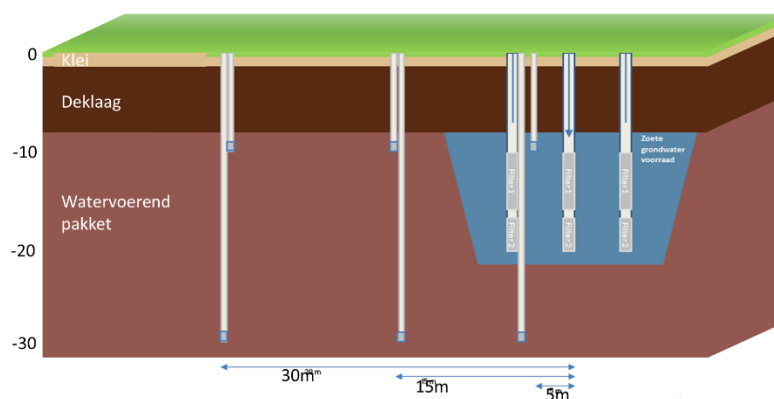
Figuur 12: Schematische weergave van het infiltratiesysteem en de monitoringsputten in het perceel in Breezand.

Tabel 2: 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

3.2.2 Kleiperceel Borgsweer

De monitoring van Borgsweer was vergelijkbaar met die van het systeem in Breezand. Ook hier werden de geleidbaarheid en de debieten van het afstromende water continu gemeten en werden de debieten en de geleidbaarheid van het geïnfiltreerde water per filter gemeten. Een schematisch overzicht van het infiltratie en monitoringssysteem is gegeven in Figuur 13, terwijl details over de plaatsing en diepte van de observatiepeilbuizen in Tabel 3 gegeven worden. De onttrekking gebeurde hier per filter op gelijke diepte en hiervan werd de geleidbaarheid van het water onttrokken uit zowel het ondiepe als het diepe filter, samen gemeten. De debieten werden wel per individueel filter gemeten. Om de ontwikkeling van de groei en krimp van de bel te volgen werd verder de geleidbaarheid van het grondwater in peilbuizen rond de bel gemeten.



Figuur 13: Schematisch overzicht van de opstelling van het infiltratiesysteem en de monitoringspeilbuizen in Borgsweer.

Tabel 3: 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

3.2.3 Geofysica

Om de verandering in de vorm en reikwijdte van de door infiltratie gevormde zoetwaterbel rond de infiltratieput in het kleiperceel te Borgsweer te bepalen zijn geofysische metingen uitgevoerd. Kleilagen en zandige lagen gevuld met zout water zijn elektrisch goed geleidbaar en hebben daardoor een lage elektrische weerstand, terwijl een zandige laag met zoet water een aanmerkelijk hogere weerstand heeft. Tijdens de vorming van een zoetwaterbel, waarbij zout water in de poriën van het zandige watervoerend pakket verdrongen wordt door zoet water, verandert lokaal de elektrische weerstand van de ondergrond. Door infiltratie van zoet water in een zout watervoerend pakket ontstaat er een ruimtelijke variatie in elektrische weerstand om de infiltratieput heen en ontstaat er contrast tussen het gebied met zoet water en daar waar zout water voorkomt. Tijdens infiltratie wordt de zone gevuld met zoet water (i.e. de zoetwaterbel) rond de infiltratieput vergroot terwijl deze weer afneemt tijdens onttrekking. Geo-elektrische metingen (zoals CVES) kunnen worden gebruikt om zulke contrasten in elektrische weerstand in de ondergrond te meten.

Continuous Vertical Electrical Soundings (CVES) metingen zijn uitgevoerd met een SAS 4000 Terrameter met 64 elektroden LUND Resistivity Imaging System (ABEM Instrument AB, Zweden). Bij een *vertical electrical sounding* wordt een elektrische spanning (potentiaal) op twee elektroden gezet die op enige afstand van elkaar in de bodem geplaatst zijn. Dit genereert een elektrisch veld in de ondergrond wat een stroom tot resultaat heeft in twee andere elektroden die tussen de potentiaalelektroden in de bodem geplaatst zijn. Hiermee kan de weerstand van de ondergrond bepaald worden. De diepte waarop gemeten wordt, hangt af van de onderlinge afstanden tussen de elektroden. Bij een CVES worden 64 elektroden op regelmatige afstand langs een transect in de bodem geplaatst en worden alle mogelijke combinaties van elektrodenafstand doorgemeten.

Hierdoor wordt er een 2-dimensionaal beeld gegenereerd van de weerstandsvariaties in de ondergrond waarbij de onderlinge elektrodenafstand de lengte van het transect, de maximale diepte van de meting en de ruimtelijke resolutie bepaald. De achtergrond van CVES-metingen is uiteengezet in de bijlage.

3.3 Analyseresultaten Breezand

Zoetwatervoorraad- en gift

In Breezand is gedurende volledig operationele jaren (2014 tot en met 2017) gemiddeld circa 300 mm per jaar gespaard (circa 70% van het via de drains aangevoerde water). Hierbij is een selectie criterium van 1,8 mS/cm gehanteerd (EGV) voor het sparen danwel afvoeren van drainagewater. Door de relatief natte omstandigheden en doordat het *gebruiksoppervlak* kleiner was dan het *spaaroppervlak* (2,4 hectare) is weinig water gebruikt en de maximale mogelijke watergift niet geheel benut. Voor Breezand geldt dat het cumulatief vergroten van de zoetwatervoorraad in de ondergrond door de jaren heen van nut kan zijn om drogere jaren mee te overbruggen. Dit kan op lange termijn een structurele verzoeting van de ondergrond opleveren. In Tabel 4 is een samenvatting gegeven van de gespaarde en gebruikte waterhoeveelheden.

Het *gebruiksoppervlak* in Breezand varieerde gedurende de proef elk jaar maar was in alle jaren kleiner dan het *spaaroppervlak*. Voor wat betreft het *gebruiksoppervlak* geldt dat het water op het hele perceel wordt gebruikt voor sub-irrigatie (een watergift via het drainagesysteem). In 2016-2017 werd daarnaast een relatief klein oppervlak van 0,17 hectare van water voorzien via druppelbevloeiing.

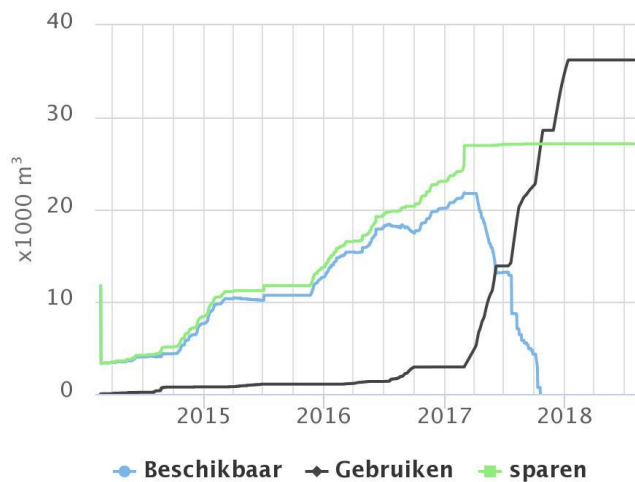
Tabel 4: Waterstromen op perceelsniveau in Breezand op jaarbasis, lopend van september tot september. De hoeveelheden zijn geprojecteerd op het totale perceelsoppervlak.

Hydrologisch jaar	Bruto neerslag [mm]	Drainage afvoer [mm]	Gespaard [mm] en [%] van drain afvoer	Gebruikt [mm]
2013-2014		onbekend	218	31
2014-2015		435	279 (64%)	17
2015-2016		525	392 (75%)	49
2016-2017		312	234 (75%)	877
2017-2018		-	-	672

* Filters 1,2,3 grotendeels EGV < 2,5 mS/cm

** Filters 1,2,3 grotendeels EGV > 2,5 mS/cm

In Figuur 14 is de bespaarde, gebruikte en beschikbare zoetwatervoorraad weergegeven. Uit de figuur blijkt dat in de periode 2014 tot 2017 de zoetwatervoorraad gestaag is gegroeid als gevolg van het beperkte watergebruik. In 2017 is veel meer water onttrokken dan in voorgaande jaren; het water is gebruikt ten behoeve van inundatie van het veld. Het veld werd in de periode van april tot juni 2017 onder water gezet ter bestrijding van aaltjes (zie Figuur 15). Het is gebruikelijk om dit met water uit de sloot te doen echter op het pilot-perceel kon het water uit de ondergrondse opslag worden ingezet. Eind juli 2017 is gestart met het volledig onttrekken van de resterende zoetwatervoorraad in de ondergrond. In de winter van 2017-2018 is derhalve geen water meer gespaard en opgeslagen in de ondergrond.

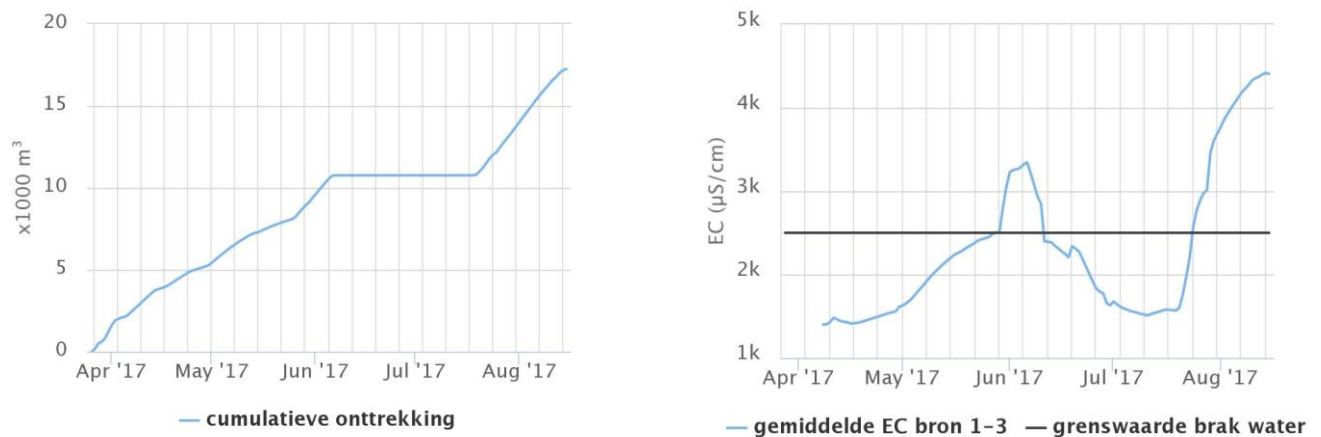


Figuur 14: Gespaarde, gebruikte en beschikbare watervoorraad in Breezand.



Figuur 15: Foto's van de inundatie van het perceel te Breezand.

Het EGV van het onttrokken water zijn nauwgezet gevolgd gedurende de pilot om vast te kunnen stellen of het onttrokken water voldoende zoet was voor agrarische toepassing. De dagelijkse debieten en EGV zijn voor de periode van april 2017 tot en met augustus 2017, de periode waarin veel water is onttrokken, weergegeven in Figuur 16. Uit het EGV-metingen blijkt dat het onttrokken water (10.760 m^3) tijdens de inundatie (april tot juni 2017) voldoende zoet was ($\text{EGV} < 2.500 \mu\text{S}/\text{cm}$). Om het terugwinrendement te maximaliseren en vanwege oplopen het EGV in het onderste filter is in april 2017 het diepste filter (nummer 4) na een korte test uitgeschakeld. Hieruit volgt dat het onderste filter, conform eerdere inzichten, zo min mogelijk gebruikt moet worden. Zo wordt optrekkend zout van grotere diepte (opkegeling) verminderd. Door alleen uit de bovenste drie filters te onttrekken, blijft er een buffer van zoet water aan de onderzijde van de put achter, waarmee het indringen van zout aan de onderzijde van de zoetwaterbel wordt verminderd.

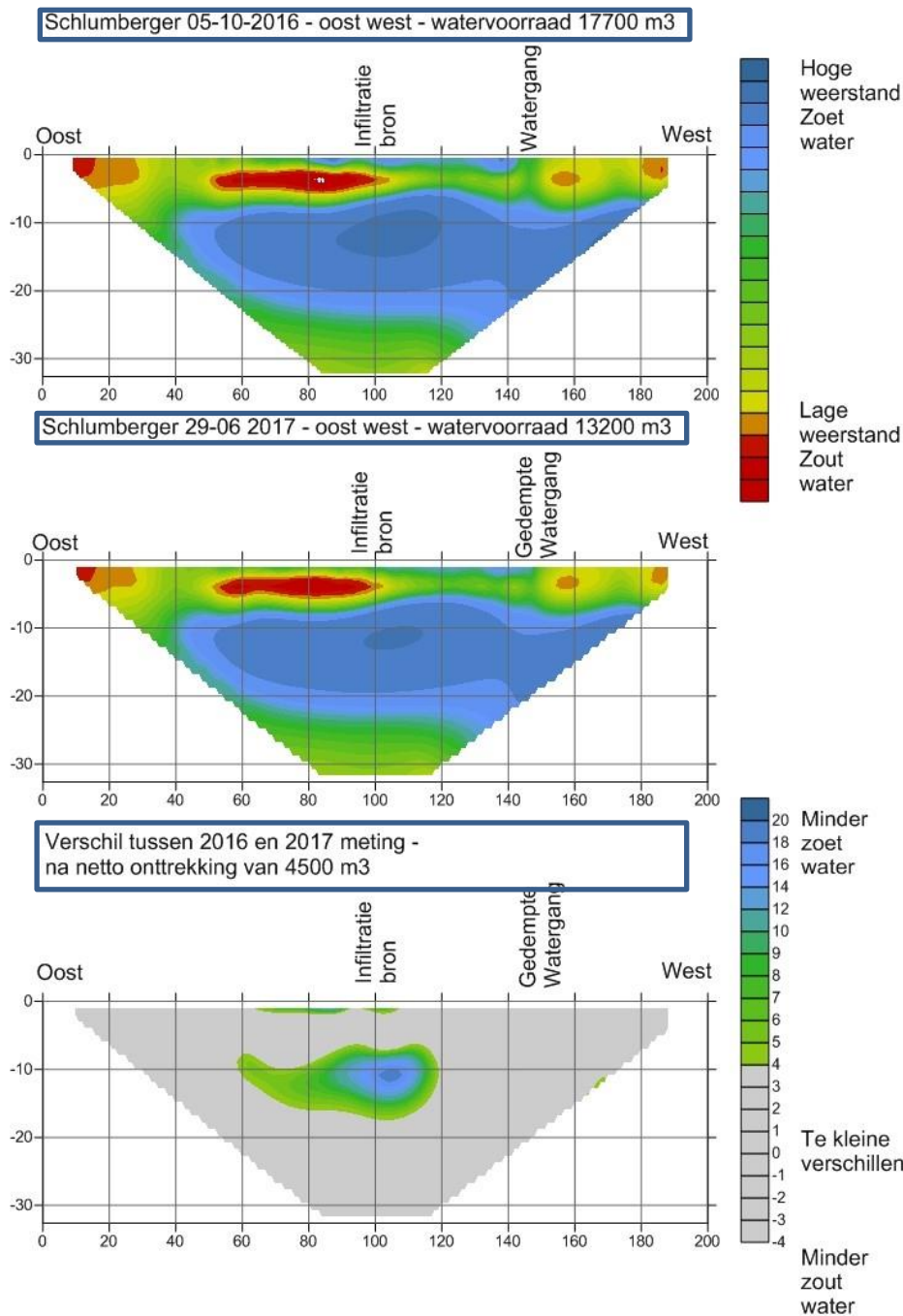


Figuur 16: Maandelijks onttrekkingsdebiet ten behoeve van de inundatie (links) en het verloop van het gemiddelde EGV (EC in de grafiek) per onttrekkingsbron (rechts).

Tussen de start van de pilot en na afloop van de onttrekking ten behoeve van de veldinundatie is in totaal 13.800 m³ (of 627 mm) zoetwater op het perceel gebracht. Het totale terugwinrendement sinds de aanleg bedraagt daarmee circa 51%. Het is echter gebruikelijk om het terugwinrendement per enkele cyclus (een jaar waarin water wordt gespaard en hergebruikt) te beschouwen. Indien het watergebruik voor de veldinundatie in 2017 (10.760 m³) op deze wijze wordt vergeleken met het de direct voorafgaande najaars- en winterperiode gespaarde water (4342 m³), bedraagt het terugwinrendement meer dan 240%. Dit geeft aan dat wanneer over een langere periode wordt gespaard het terugwinrendement sterk kan worden verhoogd. Dit kan van nut zijn om te voorzien een grotere waterbehoefte bijvoorbeeld tijdens een extreem droge periode of bij toepassing van inundatie. Een jaar waarin de terugwinbare hoeveelheid zoetwater toeneemt (door geen of een beperkt watergebruik) wordt gedefinieerd als een spaarjaar.

Ontwikkeling zoetwaterbel

In Breezand zijn CVES-metingen voorafgaand aan de onttrekking ten behoeve van de veldinundatie (maximale grootte zoetwaterbel) en na afloop daarvan uitgevoerd. De zoetwaterbel is in die periode waarneembaar kleiner geworden, zoals te zien is in Figuur 17. Tegelijkertijd was er nog een ruime hoeveelheid zoetwater over in de ondergrond. In de onderste figuur is ook zichtbaar dat de zoetwaterbel niet gelijkmatig onttrokken is. Er lijkt sprake te zijn van een oostwaartse verplaatsing wat het gevolg kan zijn van laterale stroming in de ondergrond. Een te grote laterale stroming kan het maximale terugwinrendement verlagen. In de CVES-metingen is te zien dat de maximale verspreiding van de zoetwaterbel tot meer dan 50 m vanaf de infiltratieput is, met een maximale diepte van circa 25 m. Het onderste filter van de infiltratieput heeft een maximale diepte van 29 m. Het opdrijven van de zoetwaterbel aan de onderzijde is daarmee vastgesteld in de CVES-meting.



Figuur 17: 2D doorsnede van de zoetwaterbel in Breezand op basis van CVES-metingen (Continuous Vertical Electrical Sounding). De blauwe kleur vertegenwoordigt zoet water en de groene en gele kleuren brak water. In de onderste figuur is het verschil tussen beide metingen weergegeven, waaruit blijkt dat het gebruik van water in het voorjaar en de zomerperiode van 2017 heeft geleid tot een waarneembare afname van de zoetwaterbel. De infiltratieput bevindt zich in het midden van het profiel (positie: 100 m).

3.4 Analyseresultaten Borgsweer

Zoetwatervoorraad- en gift

In Borgsweer is gedurende volledig operationele jaren, gemiddeld 180 mm per jaar gespaard (70% van het via de drains aangevoerde water). In 2013-2014 was de pilot nog niet volledig operationeel en in de winter van 2016-2017 is het systeem een periode stilgelegd vanwege ingrepen die zijn genomen om de aanvoer van fijn materiaal naar het systeem, tegen te gaan.

In Spaarwater 1 is op basis van modelberekeningen vastgesteld dat de terugwinefficiëntie in Borgsweer het hoogst is indien over het gehele filtertraject water wordt geïnfiltererd en alleen in het ondiepe filter water wordt onttrokken; door het opdrijven van de zoetwaterbel concentreert het zoete water zich rondom het ondiepe filter. Deze aanbeveling is in Spaarwater 2 succesvol in praktijk gebracht.

Door de relatief natte omstandigheden en doordat het *gebruiksoppervlak* kleiner is (circa 0,5 hectare) dan het *spaaroppervlak* (1,3 hectare) is weinig water gebruikt uit de berging en is de maximale watergift niet geheel benut. Zo is er per jaar in de periode 2014 tot en met 2017 bruto circa 60 mm gegeven (berekend over het gehele perceel) terwijl dit veel meer had kunnen zijn. De werkelijke (netto) watergift is circa 160 mm in de periode 2014 tot en met 2017 (berekend over alleen het deel waar is geïrrigeerd). In Tabel 5 is een samenvatting gegeven van de gespaarde en gebruikte waterhoeveelheden. Het EGV van het gespaarde water was laag waarmee het onttrokken water zeer geschikt was voor agrarische toepassing (zie Figuur 18).

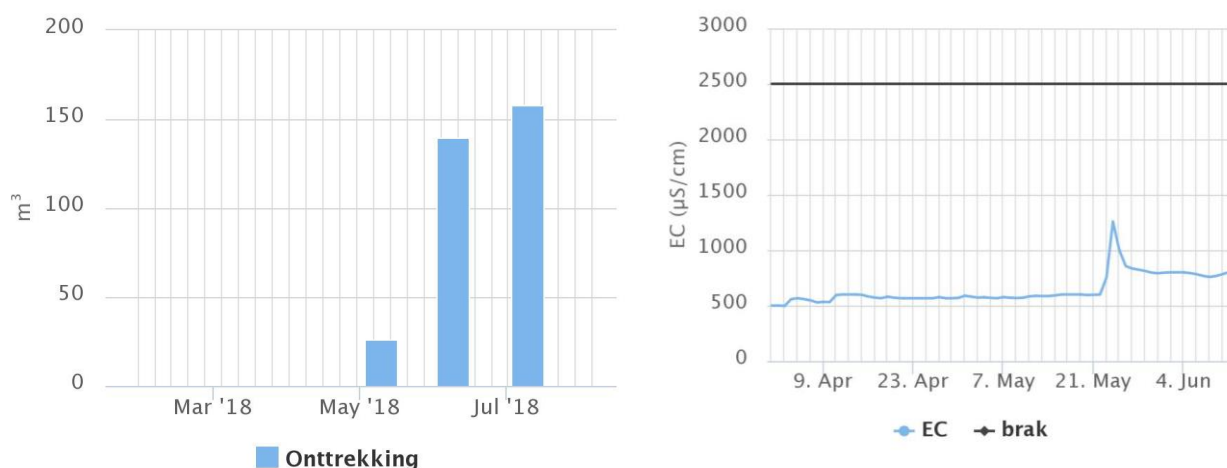
Tabel 5: Waterstromen op perceelsniveau in Borgsweer op jaarbasis, lopend van oktober tot oktober.

Hydrologisch jaar	Bruto neerslag [mm]	Drainage afvoer [mm]	Gespaard [mm] en [%] van drain afvoer	Gebruikt [mm]
2013-2014	972	62	143*	54
2014-2015	906	294	286 (97%)	94
2015-2016	888	269	192 (71%)	76
2016-2017	768	219	70 (32%)	23
2017-2018**	665	225	90 (40%)	63***

* Inclusief infiltratie (1.500 m³) van drinkwater in 2013.

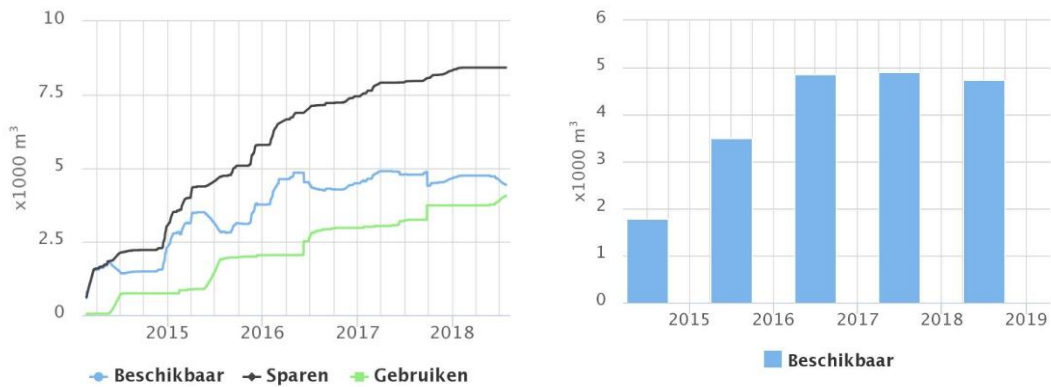
** Dataset van 2018 was nog niet compleet tijdens het schrijven; laatste datum neerslagmeting 30 juni 2018.

*** waarvan 25 mm in het voorjaar/de zomer van 2018.



Figuur 18: Links de maandelijks onttrekking in Borgsweer (2018) en rechts het gemiddelde EGV (EC in de grafiek) van het onttrokken water en de grenswaarde voor het gebruik van het teruggewonnen water.

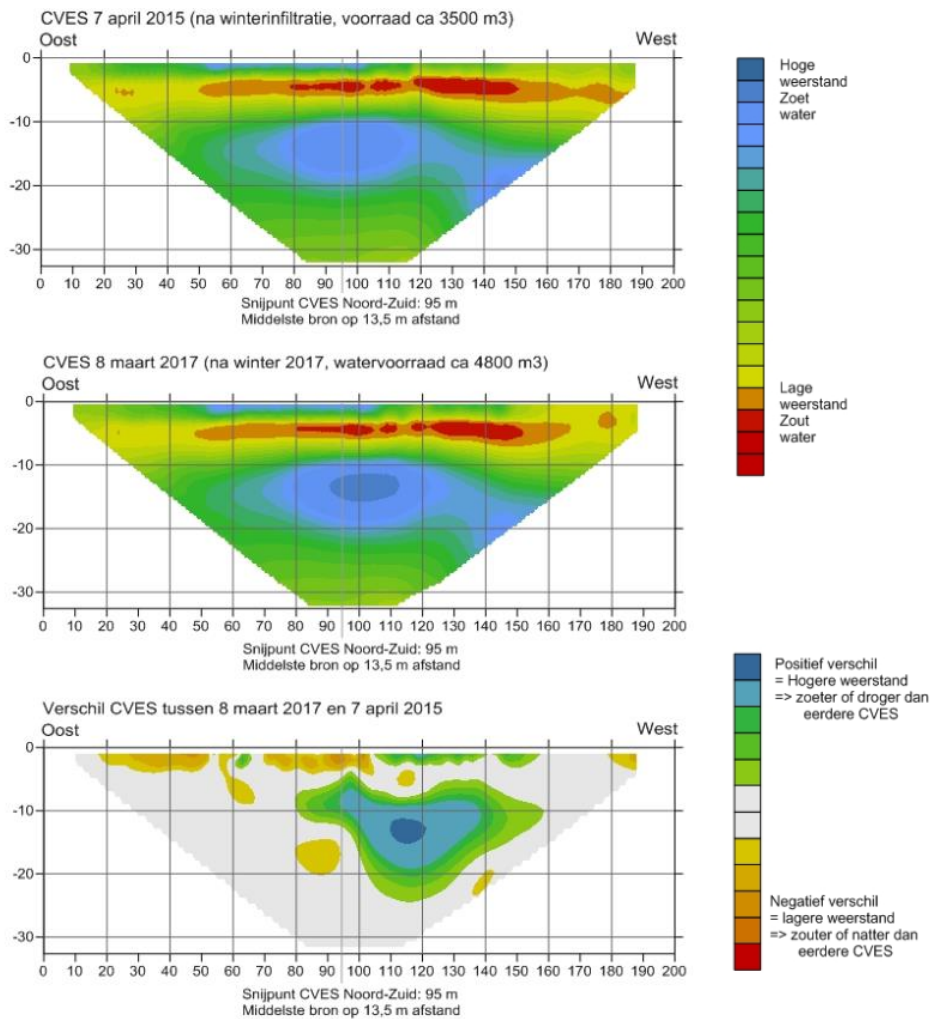
In de periode 2014 tot 2016 is de beschikbare watervoorraad toegenomen waarna deze voorraad stabiel is gebleven (zie Figuur 19). Ook hier geldt dat het terugwinbare deel van deze watervoorraad ingezet kan worden in perioden met een grote waterbehoefte, zoals (extreem) droge jaren. In de zomer van 2018 was er in totaal 8.420 m³ water gespaard en 4.050 m³ zoetwater onttrokken. Het totale terugwinrendement sinds de start van de pilot ligt daarmee op minimaal 48%.



Figuur 19: Gespaarde, gebruikte en beschikbare watervoorraad in Borgsweer (links) en jaarlijkse beschikbare watervoorraad op 1 oktober (rechts).

Ontwikkeling zoetwaterbel

Door het dichtheidsverschil tussen het zoete geïnfiltreerde water en het brakke omgevingswater in de ondergrond, kan het onderste deel van de zoetwaterbel opdrijven. Door dit opdrijven en laterale stroming in de ondergrond kan de beschikbare hoeveelheid zoetwater afnemen in de tijd.



Figuur 20: 2D doorsnede van de zoetwaterbel in Borgsweer op basis van CVES-metingen (Continuous Vertical Electrical Sounding) van het voorjaar van 2015 (boven) en 2017 (midden). De blauwe kleur vertegenwoordigt zoet water en de groene en gele kleuren brak water. In de onderste figuur is het verschil tussen beide metingen weergegeven, waaruit blijkt dat de zoetwaterbel groter is geworden (verzoeting). De infiltratieput bevindt zich in het midden van het profiel (positie: 100 m).

Om vast te stellen of de omvang van de zoetwaterbel in de ondergrond in omvang is toegenomen, zijn de resultaten van een tweetal CVES-metingen vergeleken; één in het voorjaar van 2015 en één in het voorjaar van 2017. In Figuur 20 zijn de resultaten weergegeven. De resultaten van alle CVES-metingen zijn opgenomen in de bijlagen. In deze CVES-metingen is de groei van de zoetwaterbel in de tijd goed te zien. De maximale verspreiding van de zoetwaterbel is circa 30 m vanaf de infiltratieput en tot een diepte van 20 m onder maaiveld. Dit komt overeen met de maximale filterdiepte.

In het voorjaar van 2017 was de zoetwatervoorraad maximaal. In Figuur 20 is te zien dat na de winter van 2017 zoetwater wordt aangetroffen tot een diepte van circa 20 m (onderzijde van het diepste filter) en tot een afstand van circa 30 m van de infiltratieput. Het effect van het dichtheidsverschil tussen het geïnfilterde water en het grondwater is te zien aan de verticale asymmetrie. Door het opdrijven van het zoete water bevindt het zoete water zich overwegend aan de bovenzijde van het watervoerend pakket (circa 10 m onder maaiveld). In de onderste figuur is de toename van de zoetwatervoorraad weergegeven aan de hand van het verschil tussen de metingen in 2015 en 2017.

3.5 Verzilting en zoutbelasting

3.5.1 Perceelniveau

Het toepassen van ondergrondse opslag heeft op de pilotlocaties gezorgd voor de beschikbaarheid van zoetwater voor agrarische toepassing, onafhankelijk van het oppervlaktewatersysteem. Op perceelniveau kan met een dergelijk systeem verzilting worden voorkomen, door een eigen zoetwatervoorziening te realiseren en de watervraag aan het oppervlaktewatersysteem te verlagen. Ook wordt de zoetwatervoorraad in het watervoerend pakket vergroot.

3.5.2 Oppervlaktewatersysteem

Door het toepassen van ondergrondse opslag is het zoete deel van het door de drainage afgevoerde water gespaard. Het water wat niet zoet genoeg was, is afgevoerd naar het oppervlaktewater. Hierdoor wordt het oppervlaktewater systeem kwantitatief minder zwaar belast; door opslag van een deel van het water wordt de totale zoutbelasting verlaagd. Echter, doordat al het zoete water juist wordt opgeslagen, neemt de gemiddelde concentratie van zouten in het afgevoerde water juist toe. In hoofdstuk 4 is een uitgebreide analyse opgenomen van het effect van ondergrondse opslag op onder andere de uitspoeling van nutriënten naar de sloot.

3.6 Zelfvoorzienendheid

Zelfvoorzienendheid wordt bereikt indien het terugwinbare zoetwatervolume minimaal gelijk is aan de watervraag. Dit hangt deels af van de beschikbare hoeveelheid zoetwater die wordt afgevoerd via de perceelsdrainage. Het zoutgehalte van het drainagewater speelt daarin een rol, maar ook het aangekoppelde spaaroppervlak (een groter aangekoppeld oppervlak betekent immers een groter volume water). Deze factoren bepalen hoeveel zoetwater wordt opgeslagen. Het gebruikoppervlak, gewas en irrigatiemethode bepalen de watervraag. Het spaaroppervlak en gebruikoppervlak hoeven niet gelijk te zijn.

Naast het opgeslagen volume zoetwater speelt de terugwinbaarheid van dit water (het terugwinrendement van het systeem) mee. Voor de effectieve onttrekking van zoetwater speelt opdrijving van de zoetwaterbel als gevolg van dichtheidsstroming een belangrijke rol. Dit proces is geïllustreerd in onderstaand tekstkader. Door middel van slim operationeel beheer kan deze terugwinbaarheid worden vergroot.

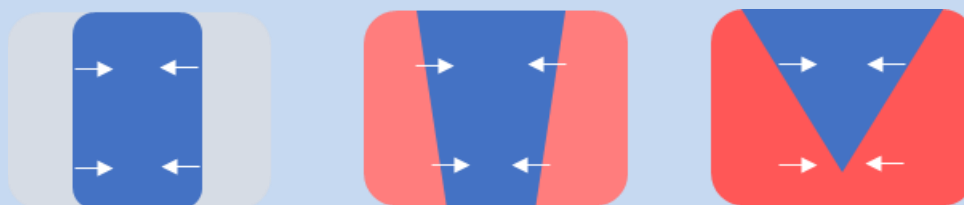
Vormen van de zoetwaterbel

Bepalend voor het vormen van een zoetwaterbel bij ondergrondse opslag zijn de eigenschappen van de watervoerende laag (dikte en doorlatendheid) en eventueel aanwezige (horizontale) grondwaterstroming. Daarnaast beïnvloeden de aanwezigheid van afsluitende lagen boven en onder de putfilters de zoetwaterbel. Een belangrijk component bij infiltratie is ook het zoutgehalte van het grondwater in de watervoerende laag. Onder invloed van dichtheidsverschillen drijft het zoete water in deze milieus op het zoute water waardoor de vorm van de infiltratiebel verandert. Vanuit de mate waarin dichtheidsverschillen optreden kunnen drie vormen infiltratiebellen worden onderscheiden (**Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.**):

Type 1 – cilindervormige bel: wanneer er geen of een gering dichtheidsverschil is tussen het infiltratiewater en de achtergrondconcentratie van het grondwater, neemt de infiltratiebel een cilindervorm aan. In theorie kan in deze situatie 100% (of meer, indien ook het oorspronkelijke grondwater onttrokken wordt) van het geïnfilterde water worden teruggewonnen over de gehele lengte van de zoetwaterbel. Het effectieve terugwinrendement ligt in de praktijk lager door menging van water.

Type 2 – kegelvormige bel: bij een significant dichtheidsverschil neemt de infiltratiebel door lichte oprijving een kegelvorm aan. Water kan over de hele lengte worden teruggewonnen waarbij verzilting aan de onderzijde van de bel het winwater uiteindelijk ongeschikt maakt. Het terugwinrendement ligt in de praktijk tussen de 25% en 50%.

Type 3 – vlakke kegelvormige bel: bij een groot dichtheidsverschil neemt de infiltratiebel een vlakke kegelvorm aan. Water kan enkel bovenin de infiltratiebel worden teruggewonnen omdat sterke oprijving en menging het water aan de onderzijde van de infiltratiebel ongeschikt maakt voor onttrekking. Het terugwinrendement ligt in deze situatie lager dan 25% en toepassing van ondergrondse opslag vraagt dan om maatwerk.



Figuur 21: Verschillende vormen van de zoetwaterbel bij ondergrondse opslag.

In Breezand is in het eerste jaar van de pilot (2014) het regime ingesteld waarbij de onderste put alleen voor infiltratie werd gebruikt en niet voor onttrekking, om te voorkomen dat er zoutwater uit de ondergrond wordt gehaald. Vanaf 2016 is deze strategie eveneens gehanteerd in Borgsweer. Het onttrekkingsregiem is zo op beide locaties geoptimaliseerd. In Breezand is dit gedaan door over de volledige filterlengte (4 stuks van elk 4 m lengte) te infiltreren en alleen in de bovenste drie filters te onttrekken. In Borgsweer is dit bereikt door beide filters in de 3 infiltratiebronnen te gebruiken voor infiltreren en in de onttrekkingsbron alleen in het bovenste filter te onttrekken. Hiermee kan worden voorkomen dat brak water via het onderste filter wordt onttrokken.

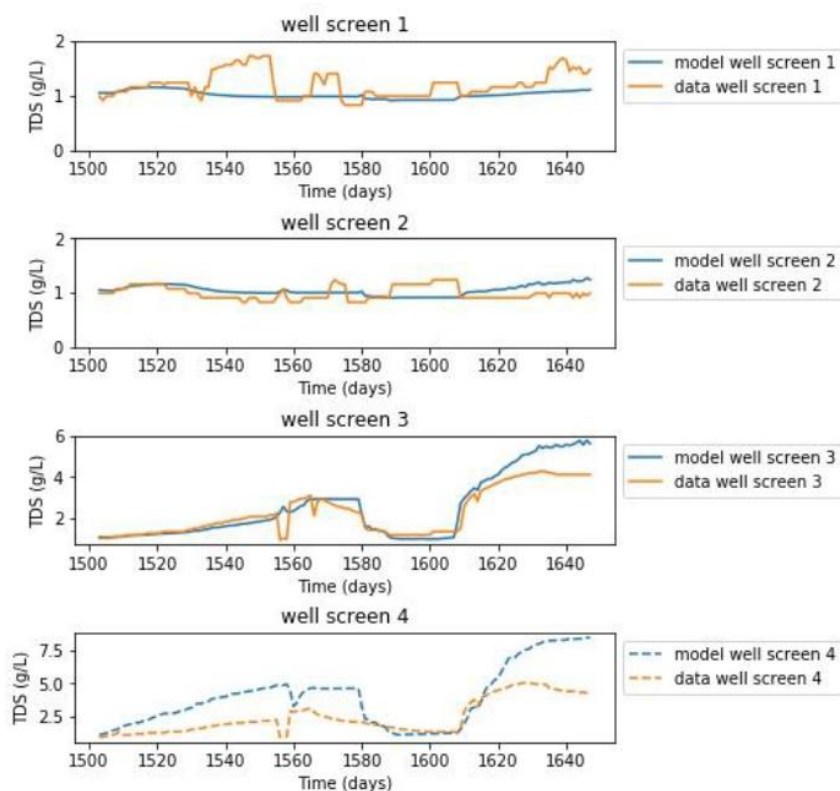
Indien er meer wordt geïnfiltererd dan onttrokken, bijvoorbeeld doordat in nattere jaren de watervraag minder groot is of het gebruiksoppervlak kleiner is dan het spaaroppervlak, neemt de voorraad zoetwater in de ondergrond toe. Dit kan bijvoorbeeld van nut zijn om drogere jaren te overbruggen. Omdat niet al het zoete water onttrokken wordt gedurende het zomerseizoen, levert dit systeem op termijn een structurele verzoeting van het watervoerend pakket op.

Terugwinrendement

Het terugwinrendement is dus bepalend voor de mate waarin of schaal waarop zelfvoorzienendheid wordt bereikt. Het terugwinrendement varieert sterk met de tijdschaal waarbinnen deze wordt bepaald; indien één cyclus beschouwd wordt (een winter waarin gespaard wordt en een voorjaar/zomer waarin water gebruikt wordt), ontstaat een vertekend beeld van het terugwinrendement. Het voordeel van het systeem is juist om in natte jaren te sparen, om hiermee jaren van schaarste te kunnen voorzien van water. Terugwinrendementen op basis van daadwerkelijk onttrokken hoeveelheden variëren dus per jaar vanwege een variërende watervraag in de zomer en een variërend wateraanbod in de herfst en winter. Binnen de beide pilots is niet die hoeveelheid onttrokken die maximaal mogelijk was, maar is onttrokken wat nodig was. Berekening van het terugwinrendement op basis van het gebruiksoppervlak versus het spaaroppervlak kan daarmee een erg scheef beeld geven, omdat gedurende het gebruik niet alles is onttrokken, wat maximaal onttrokken kon worden.

Desalniettemin is vastgesteld dat in Borgsweer 48% van het over de gehele projectperiode geïnfilterde water is teruggewonnen. In Breezand is in de meeste jaren geen sprake geweest van een typische jaarlijkse cyclus van infiltreren en onttrekken (in de meeste jaren is zeer weinig water gebruikt). Indien naar de geïnfilterde en onttrokken hoeveelheden wordt gekeken is over de gehele pilotperiode 51% van het geïnfilterde water onttrokken. Indien per cyclus (van oktober tot oktober) gereedeneerd wordt, is in de laatste cyclus (2016-2017) sprake van een terugwinrendement van 240%. Het is dus mogelijk om over een langere periode water op te slaan en daarmee een grotere voorraad op te bouwen. Dit kan van nut zijn in (extreem) droge jaren, om in deze periode van grote waterbehoefte toch te kunnen beschikken over het zoetwaterhoeveelheid.

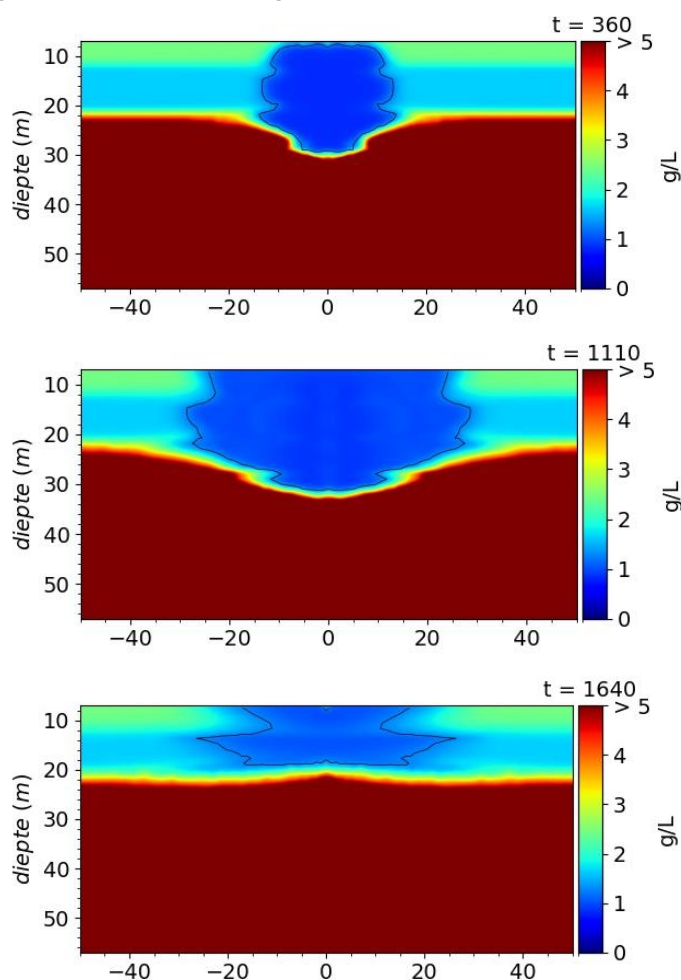
Om een uitspraak te kunnen doen over het haalbare terugwinrendement is een gekalibreerd dichtheidsafhankelijk model opgesteld (zie bijlage) van het Breezandsysteem. Het model is gekalibreerd aan de hand van het EGV van het onttrokken water per filter, zie Figuur 22. Het model rekent de totale concentratie van opgeloste stoffen uit (TDS).



Figuur 22: Vergelijking tussen gemeten en gesimuleerde hoeveelheid opgeloste stoffen (TDS) in het onttrokken water in dagen vanaf 4 april 2017 (start van de inundatieperiode).

Het gemodelleerde gehalte aan opgeloste stoffen komt (na omrekening van EGV naar TDS) redelijk goed overeen met de metingen. De timing van veranderingen in het systeem is goed te reproduceren met het model.

Met het model is op dagbasis inzicht verkregen in de vorm van de zoetwaterbel in de ondergrond voor de pilotlocatie Breezand. In Figuur 23 is de omvang van de zoetwaterbel na één cyclus weergegeven (boven), de maximale omvang van de zoetwaterbel (na drie cycli) en vervolgens de omvang van de zoetwaterbel op het moment dat het EGV van het onttrokken water te hoog is voor agrarische toepassing (onder). Op het dieptetraject van 8 m tot 29 m heeft modelmatig infiltratie plaatsgevonden in alle vier de filters. Onttrekking vond plaats in de bovenste drie filters (8 m tot 24 m diepte). In de figuur is te zien dat het brak water van onder in het actieve filtertraject komt, terwijl in het bovenste traject nog zoetwater aanwezig is. Dit toont aan dat het loont om het onderste putfilter niet te gebruiken voor onttrekking.



Figuur 23: Toename en verkleining van de zoetwaterbel in de tijd (t in dagen) weergegeven door middel van het totaal aan opgeloste stoffen (TDS). Boven is de omvang van de zoetwaterbel te zien na één cyclus, midden de maximale omvang van de zoetwaterbel en onder op het moment dat het EGV van het onttrokken water te hoog is voor agrarische toepassing. De grenswaarde is als zwarte lijn weergegeven.

Met dit gekalibreerde model is het terugwinrendement voor Breezand bepaald voor een situatie met een typische jaarlijkse cyclus van infiltreren (winter) en onttrekken (voorjaar en zomer) met een rustperiode van 90 dagen tussen infiltratie en onttrekken waarbij het onderste filter niet wordt gebruikt om te onttrekken maar wel om te infiltreren. Het model voorspelt een terugwinrendement van 60%. Een optimaal terugwinrendement van 60% voor Breezand komt neer op 180 mm beschikbaar water. Bij een dergelijk rendement kan met 1 hectare *sparoppervlak* effectief 1,5 à 2 hectare *gebruikoppervlak* geïrrigeerd worden. De verhouding tussen het *sparoppervlak* en *gebruikoppervlak* is hier 1:2.

Daarnaast is met het model onderzocht of het introduceren van een spaarjaar een hoger rendement op kan leveren. Dat wil zeggen dat het eerste jaar (de eerste cyclus) alleen geïnfiltererd wordt om een buffer op te bouwen. In de tweede cyclus is dan sprake van een normale opeenvolging van sparen in de natte periode en gebruiken in de droge periode. In dit geval wordt de efficiëntie van het systeem sterk verhoogd naar meer dan 90%. De gunstige werking van een spaarjaar is ook af te leiden uit de metingen; als de periode van 2013 tot 2017 beschouwd wordt als spaarjaren (in die periode is zeer weinig water gebruikt), bedraagt het terugwinrendement in 2017 meer dan 100%. In 2017 is meer zoetwater onttrokken dan in de voorgaande natte periode (winter 2016-2017) gespaard is. Dit is geïllustreerd in Figuur 24.



Figuur 24: Percentage in 2017 teruggewonnen water in Breezand ten opzichte van de in de winterperiode van 2016-2017 hoeveelheid gespaard water (het terugwinrendement op basis van één cyclus). Door het lage watergebruik in voorgaande jaren kan een terugwinrendement van meer dan 100% gehaald worden.

In Borgsweer is op basis van modelvoorspellingen een terugwinrendement van 40% voorspeld met het gehanteerde operationeel beheer (zie bijlage). Het werkelijk behaalde minimale terugwinrendement (48%) heeft de modelvoorspelling zelfs overtroffen.

In hoofdstuk 8 is een kaart opgenomen waarin voor het Waddengebied is weergegeven waar ondergrondse opslag een hoog verwacht terugwinrendement heeft. In deze kaart is de categorie met een terugwinrendement van 50% of meer, zeer kansrijk. In het licht van toepasbaarheid en opschaling waren de pilotlocaties in retrospectief kansrijke locaties voor ondergrondse opslag, uit het oogpunt van het terugwinrendement.

3.7 Conclusies

Geconcludeerd wordt dat gedurende de pilotperiode succesvol zoetwater afkomstig van drainagewater uit de percelen in de ondergrond is opgeslagen en hergebruikt voor agrarische toepassing. Het watergebruik was gedurende de pilotperiode relatief laag waardoor in de praktijk niet het maximale terugwinrendement is gehaald op beide locaties. Het minimale terugwinrendement bedroeg in Borgsweer 48%.

Het modelmatig bepaalde terugwinrendement in Breezand bedroeg 60% en in Borgsweer 40%. In Breezand is sprake van meer dan voldoende water om zelfvoorzienend te zijn in de zoetwaterbehoefte.

Het toepassen van een spaarjaar (of meerdere spaarjaren) kan het terugwinrendement sterk verhogen; door het sparen van water in voorgaande jaren lag in Breezand het terugwinrendement in de laatste cyclus zelfs hoger dan 100%.

Ook bij een lager terugwinrendement kan een agrariër zelfvoorzienend zijn door de verhouding van spaaroppervlak en gebruikoppervlak af te stemmen op de waterbehoefte of zuinige irrigatiemethoden toe te passen. Het infiltreren over een langer filtertraject dan waarover onttrokken wordt, heeft een aantoonbaar positief effect op het terugwinrendement.

Geconcludeerd wordt dat ondergrondse opslag een technisch haalbare methode is en draagt hiermee bij aan het vergroten van zelfvoorzienendheid in de landbouw door het realiseren van een eigen zoetwatervoorziening op perceelsniveau. De watervraag aan het oppervlaktewatersysteem wordt hiermee verkleind. Daarmee is een perceel niet meer afhankelijk van externe watertoevoer, wat een positieve bijdrage oplevert om verzilting tegen te gaan, vanuit het perspectief van oppervlaktewaterbeheer.

4 Nutriënten

4.1 Onderzoeksvragen

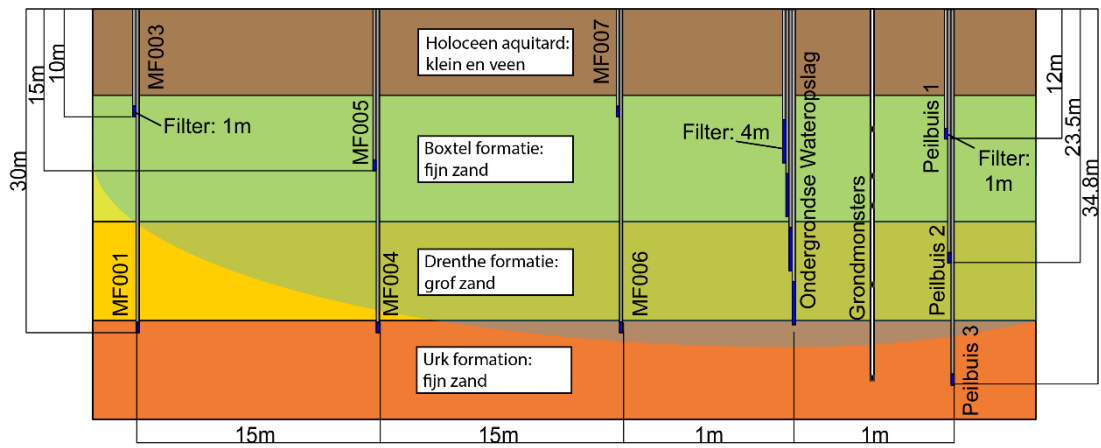
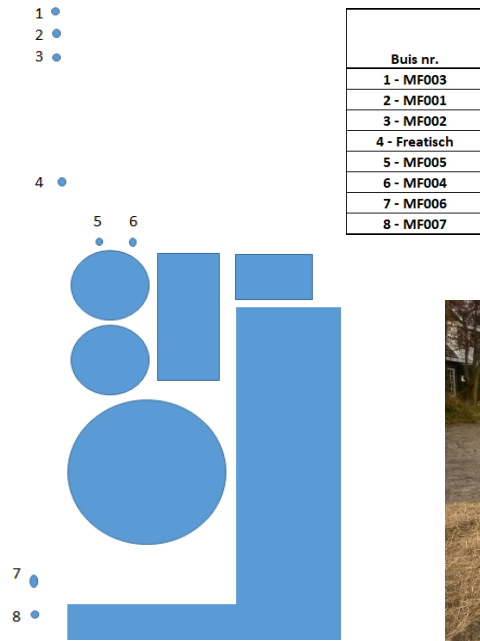
Wanneer ondergrondse opslag wordt toegepast leidt dit tot een afname van de uitstroom van zout, nutriënten en gewasbeschermingsmiddelen via de drainage naar het oppervlaktewatersysteem. Een groot deel van het water wordt immers opgevangen en opgeslagen in de ondergrond. Bij het inzetten van ondergrondse opslag vindt reductie en vastlegging van nutriënten in de ondergrond plaats en wordt de emissie naar het oppervlaktewater verlaagd. Hiermee kan ondergrondse opslag bijdragen aan de Kader Richtlijn Water (KRW) doelen waaronder het verlagen van de emissie van nutriënten.

Binnen het deelonderzoek 'nutriënten' is onderzocht hoe het systeem functioneert wat betreft de nutriënten die in de ondergrond worden gebracht door het infiltreren van perceelseigen water. De volgende onderzoeksvragen zijn geformuleerd:

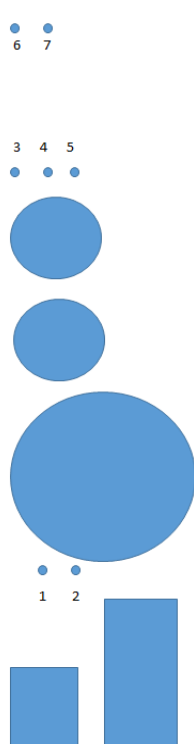
1. Wordt emissie van nutriënten (afvoer naar de sloot) voorkomen of beperkt door ondergrondse opslag?
2. Vindt er reductie en vastlegging van nutriënten plaats door ondergrondse opslag en zo ja, in welke mate?
3. Is de kwaliteit van het onttrokken water uit de berging dusdanig dat dit gebruikt kan worden als hernieuwde bron van meststoffen?

4.2 Aanpak

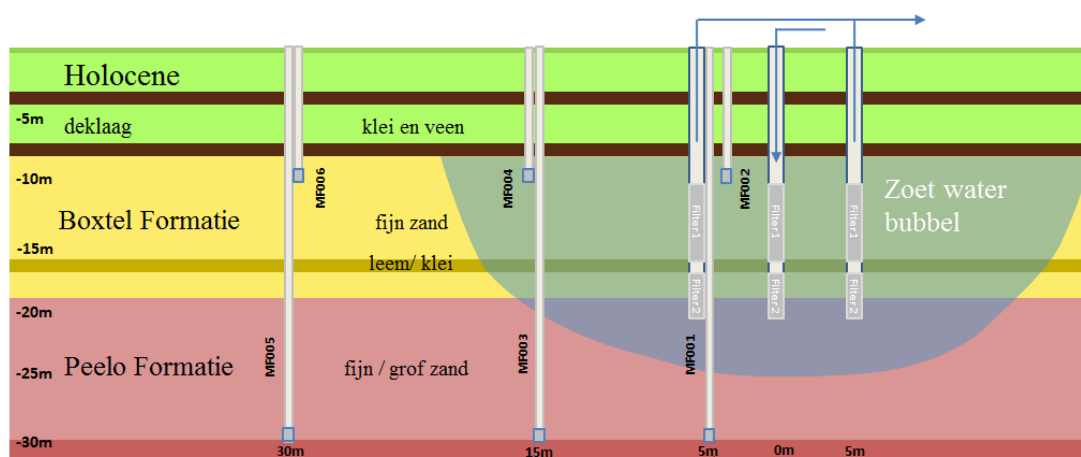
Door het infiltreren van perceelseigen water wordt zoet water, dat uit het perceel afkomstige nutriënten bevat, in het watervoerend pakket gebracht. De gevolgen van het infiltreren van perceelseigen water in watervoerende lagen zijn in dit onderzoek gemonitord. In beide percelen van Breezand en Borgsweer is dezelfde meetstrategie uitgevoerd. Voor het jaar 2016 en 2017 zijn wekelijkse monsters van het drainagewater genomen; de bron van het te infiltreren water. Daarnaast zijn periodiek (6-8 keer per jaar) monsters genomen van het grondwater in de watervoerende laag op verschillende diepten en afstanden van de infiltratieput. Het uit het watervoerend pakket onttrokken water is eveneens enkele malen bemonsterd in de periode van maart 2017 tot december 2017, gedurende een aaneengesloten periode van onttrekking. Schematische weergaven van de monitoringsopstellingen voor de systemen in beide pilots zijn weergegeven in Figuur 25 en Figuur 26.



Figuur 25: Locaties monitoringspunten grondwater Breezand. De bovenste figuur (rechts) geeft een overzicht van de locatie van het systeem (met buffertank en het zandfilter) en de op het terrein aanwezige schuur. De figuur links daarvan geeft een overzicht van de locaties van de peilbuizen ten opzichte van het systeem. De onderste geeft een overzicht van de locatie van de filters van de diepe peilbuizen.



Buis nr.
1 => MF001 (30 m)
2 => MF002 (10 m)
3 => MF003 (30 m)
4 => Freatisch
5 => MF004 (10 m)
6 => MF005 (30 m)
7 => MF006 (10 m)



Figuur 26: Locaties monitoringspunten grondwater Borgsweer. De figuur geeft een overzicht van de locatie van de filters van de diepe peilbuizen ten opzichte van de infiltratiebronnen.

De watermonsters zijn geanalyseerd op Elektrisch Geleidingsvermogen (EGV), een maat voor het zoutgehalte, pH, alkaliniteit en macro-elementen, waaronder chloride en de nutriënten zoals nitriet, nitraat, ammonium en fosfaat (Cl^- , NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ en PO_4^{3-}).

Uitspoeling van nutriënten

Op basis van in de drainput gemeten concentraties en drainvoeren is bepaald hoe de concentraties van effluent naar de sloot wijzigen als gevolg van de opslag van een deel van het drainagewater. De limiet gesteld aan de saliniteit voor opslag van water in de ondergrond was een EGV van 1,8 mS/cm. Drainwater met een hogere EGV werd naar het oppervlaktewater geloosd. Door de combinatie van concentraties met de debietregistratie is de verandering in jaarlijkse vrachten, ten gevolge van de opslag van water, naar het oppervlaktewater bepaald, voornamelijk in de winterperiode.

Zoetwaterbel

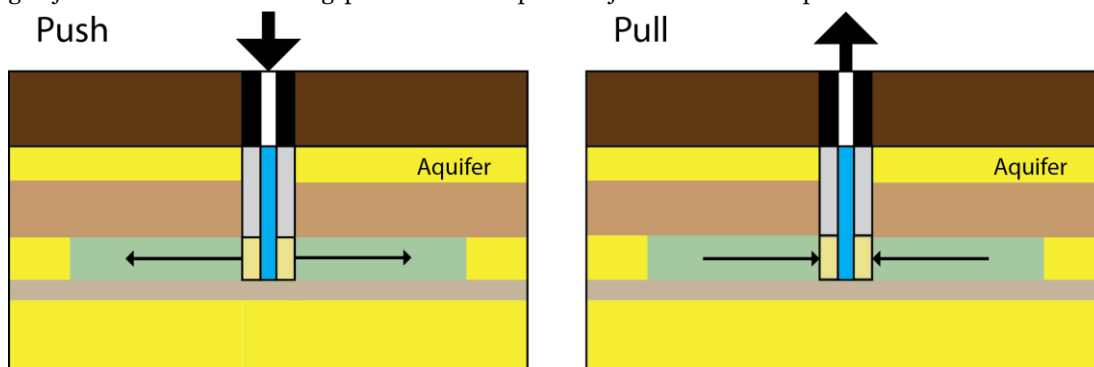
Op basis van bovenstaande chemische analyses van grondwater is vastgesteld op welke diepte en afstand van de infiltratiebron geïnfiltreerd water voorkomt op verschillende momenten in de tijd.

Door het EGV en concentraties binnen de zoetwaterbel te vergelijken met de concentraties in het grondwater in het onverstoorde deel van de watervoerende laag, is vastgesteld in welke selectie van monitoringsputten de zoetwaterbel zich bevindt. Op basis hiervan is vastgesteld welke monsters geanalyseerd moesten worden.

Reductie en vastlegging van nutriënten

Bij infiltratie van zuurstofrijk water in de ondergrond verandert het redoxmilieu en kunnen stoffen reageren met, of worden geabsorbeerd aan, reactieve deeltjes (e.g. pyriet, klei, organische stof) in de ondergrond. Denitrificatie kan de concentraties van anorganisch nitraat, nitriet en ammonium veranderen en fosfaatconcentraties veranderen vanwege absorptie aan ijzerhydroxiden en organisch materiaal. Op basis van monsters van het geïnfilterde en later onttrokken water en van de geselecteerde monitoringsputten binnen de zoetwaterbel, is de afname van concentraties als gevolg van reductie en vastlegging van nutriënten in het watervoerend pakket vastgesteld.

Om de processen die ten grondslag liggen aan de evolutie van concentraties van nutriënten in de ondergrond te doorgronden, zijn op beide pilotlocaties de processen op kleine schaal nauwkeurig gevolgd met behulp van een push-pulltest. Bij een push-pulltest wordt een relatief klein volume water geïnjecteerd in een monitoringsput en na een bepaalde tijd vanuit dezelfde put onttrokken.



Figuur 27: Enkelvoudige push-pull test voor in-situ onderzoek naar geochemische en microbiologische reacties, met naast elkaar de Push en Pull fasen.

Het geïnfilterde water bestond uit een oplossing van verschillende stoffen waaronder de voorkomende nutriënten en een conservatieve stof (een tracer), in dit geval bromide. In de infiltratiefase is de oplossing in de watervoerende laag gebracht waarna het ruwweg radiaal van de put wegstroomt. Gedurende de onttrekking (met behulp van dezelfde put) zijn monsters van het onttrokken water genomen waarvan de concentraties van de geïnfilterde- en eventuele afgeleide stoffen zijn bepaald als functie van de duur van de onttrekking. De concentratie van de tracer wordt gebruikt om gemeten concentraties te compenseren voor verdunning. De reactieconstanten worden bepaald aan de hand van de afname van reagentia (de geïnfilterde stoffen) en toename van reactieproducten.

Aan de hand van de resultaten van de push-pulltest zijn met behulp van numerieke modellen voorspellingen gemaakt van de reactiviteit van de ondergrond, en daarmee van de lange termijn effecten van ondergrondse opslag op de uitspoeling van nutriënten.

Hergebruik meststoffen

In het opgepompte water uit de zoetwaterbel kunnen nog eerder geïnfilterde nutriënten aanwezig zijn die niet zijn gereduceerd of vastgelegd in het watervoerend pakket. Om te onderzoeken of deze stoffen bijdragen aan bemesting bij hergebruik van het water uit de zoetwaterbel, worden de in het onttrokken water aangetroffen concentraties vergeleken met de concentraties genomen in de wortelzone in het groeiseizoen.

Indien de aangetroffen concentraties in het grondwater vergelijkbaar zouden zijn, zou een structurele vermindering van de mestgift kunnen worden gerealiseerd.

4.3 Analyseresultaten

4.3.1 Breezand

Uitspoeling van nutriënten en vrachten

Omdat een deel van het drainagewater in de ondergrond wordt opgeslagen, wordt minder water van het perceel afgevoerd naar de sloot. In 2016-2017 werd 80% van het via de drains afgevoerde water opgeslagen in de ondergrond. Dit heeft tot gevolg dat de vracht van nutriënten naar de sloot sterk wordt verlaagd. De gemiddelde concentraties in het drainagewater in de periode 2016 tot het begin van de veld-inundatie in april 2017 zijn weergegeven in Tabel 6. Daarna is de drainage geblokkeerd ten behoeve van de veldinundatie en zijn geen monsters van het drainagewater genomen. Een vergelijking tussen drainwater (drain), geïnfiltreerd water (zandfilter) en achtergrondconcentraties in het watervoerend pakket van ondiep grondwater (10 m – peilbuis filter MFO03) en diep grondwater (30 m, peilbuis filter MFO01) laat zien dat de hoogste concentraties van nutriënten in het draineffluent geobserveerd werden (zie Tabel 6). Hierbij zijn de nog hogere concentraties waargenomen in de wortelzone in het groeiseizoen (van Maanen, 2015; Donker, 2016) buiten beschouwing gelaten. De hoogste chloride concentraties werden uiteraard in het diepe zoutere grondwater waargenomen, en deze waren veel hoger dan die in het draineffluent (Tabel 6).

Tabel 6: Gemiddelde concentraties van nutriënten gemeten in het draineffluent, na passage door het zandfilter, in grondwater onttrokken uit de infiltratieputten (gemiddelde van waarden van filters 1,2 ondiep en 3,4 diep) en in het oorspronkelijke grondwater (MFO01 diep en MFO03 ondiep) in de periode januari 2016 tot maart 2017.

	NO2	NO3	NH4	PO4	Cl	Aantal monsters
	[mg l-1]	[mg l-1]	[mg l-1]	[mg l-1]	[mg l-1]	
Drain	0,19	13,49	1,81	16,22	157	68
Zandfilter	0,04	14,8	0,1	13,3	148	13
Grondwater 10 m (MFO03)	9,4	0,21	21,66	9,4	562	7
Grondwater 30 m (MFO01)	8,6	0,05	14,35	0,17	3019	7

Het debiet van water dat is opgeslagen en dat direct is afgevoerd naar de sloot is in de meetperiode geregistreerd. Op basis van de concentraties in het drainwater en de verpompte volumes zijn de vrachten bepaald (het aantal kg van een stof) vanaf januari 2016 tot maart 2017, zie Tabel 7.

Bij de berekening van de vrachten moet er rekening mee worden gehouden dat in de zomer van 2016 81 mm uit de ondergrondse berging voor drainage irrigatie via de drains in het perceel is gebracht om het grondwater op peil te brengen (sub-irrigatie). Een deel van dit water is tijdens buien weer via drainage onttrokken en opnieuw in de ondergrond opgeslagen. Dit heeft gevolgen voor zowel de chemische samenstelling van het drainwater als de hoeveelheid drainwater (verhoogd ten opzichte van een veld zonder drainage irrigatie). De vrachten worden berekend voor de periode dat een monster is genomen met een eigen volumestroom. Daarmee zijn vervolgens de jaarsommen bepaald. Stikstof in het drainagewater kwam voor 64% voor in de vorm van nitraat (NO₃) en 34% als ammonium (NH₄). Als gevolg van verminderde afvoer van drainagewater naar de sloot zijn de vrachten naar het oppervlaktewater respectievelijk afgenomen met 79% en 80% van het totaal voor N en P (in kg ha⁻¹), in vergelijking met de situatie zonder ondergrondse opslag waarbij al het door de drains verzamelde water naar de sloot zou zijn afgevoerd.

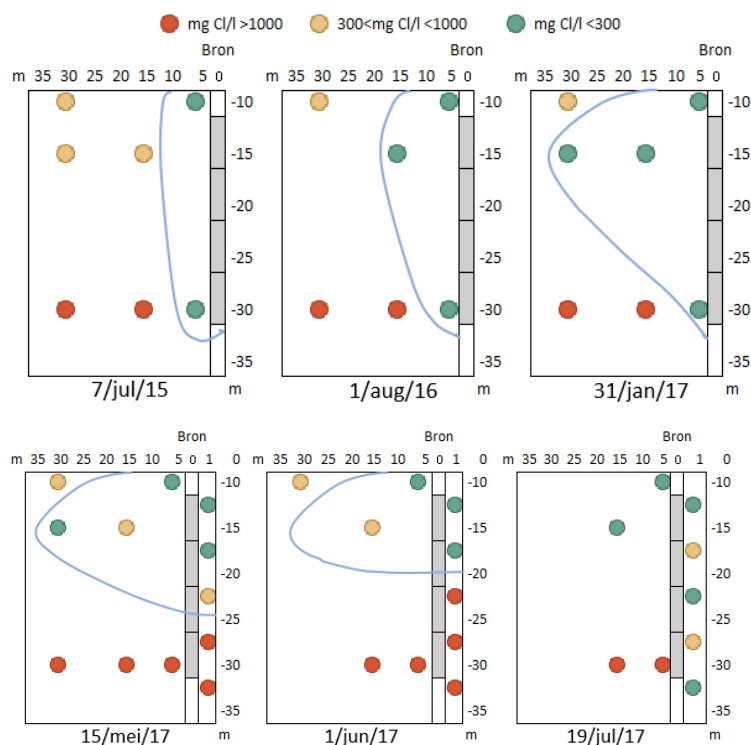
Tabel 7: Volume draineffluent en berekende vrachten van anorganisch N (stikstof) en P (fosfaat) vanuit het perceel naar oppervlaktewater en de ondergrondse berging in Breezand in 2016.

	Effluent		N-NH ₄		N-NO ₂		N-NO ₃		P-PO ₄		Cl	
	[mm]	[kg ha ⁻¹]	Fractie v effluent	[kg ha ⁻¹]	Fractie v effluent	[kg ha ⁻¹]	Fractie v effluent	[kg ha ⁻¹]	Fractie v effluent	[kg ha ⁻¹]	Fractie v effluent	
Naar oppervlaktewater	127	2	0,016	0,1	0,001	4,2	0,033	9,5	0,075	224	1,76	
Naar opslag	513	8,3	0,016	0,4	0,001	15,1	0,029	37,3	0,073	798	1,56	
Totaal	641	10,3	0,081	0,5	0,001	19,4	0,038	46,8	0,091	1022	1,99	

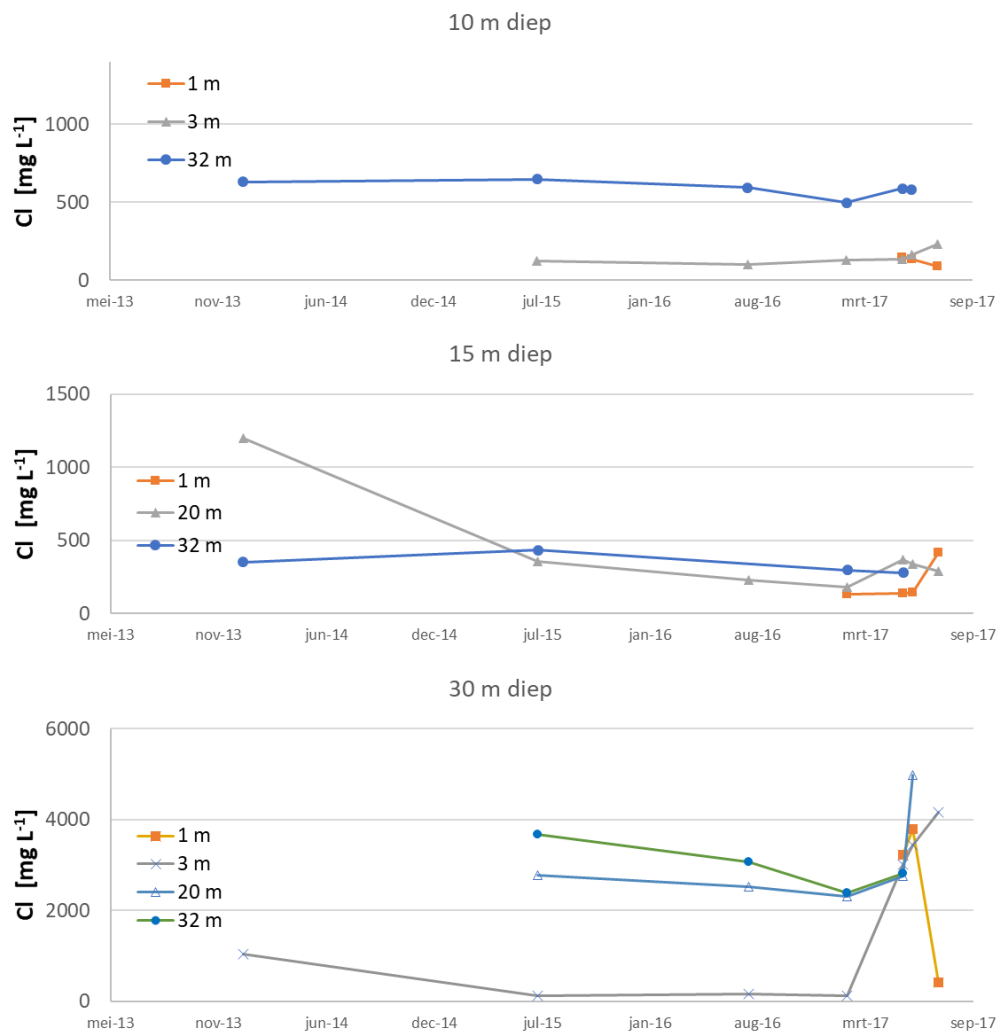
Zoetwaterbel

Het grondwater in de watervoerende laag waarin zoetwater wordt opgeslagen heeft een achtergrond EGV van 1,2 mS/cm op een diepte van 15 m – mv. Dit is een vergelijkbaar zoutgehalte als dat van het water dat wordt geïnfiltreerd. Op een diepte van 30m - mv is het EGV veel hoger met waarden tot ongeveer 6 mS/cm en daarmee ongeschikt voor beregening.

De dynamiek van de zoetwaterbel is visueel weergegeven aan de hand van de chlorideconcentraties in Figuur 28. Omdat tussen de start van de proef in 2013 en medio 2017 veel meer water werd geïnfiltreerd dan onttrokken, is de diameter van de bel steeds groter geworden en bevond de rand van de zoetwaterbel zich op steeds grotere afstand van de put. Door het verschil in dichtheid tussen het oorspronkelijke grondwater en het op grote diepte (filters 3 en 4) geïnfiltreerde grondwater is de diameter van de zoetwaterbel bovenin de watervoerende laag groter dan op grotere diepte. Bij een lange verblijftijd (grotere afstand van de bron) zorgt dichtheidsstroming ervoor dat het zoetwater zich omhoog verplaatst (opdrijft). De zoetwatervoorraad krijgt hierdoor een kegelvorm.



Figuur 28. Chlorideconcentraties in de peilbuizen in Breezand dichtbij de infiltratie put (op 1, 3, 20 en 32 m afstand daarvan) bij dieptes van 10 tot 30 m onder maaiveld.



Figuur 29. Verloop van de chlorideconcentraties in de peilbuizen in Breezand dichtbij de infiltratie put (op 1, 3, 20 en 32 m afstand daarvan) bij dieptes van 10, 15 en 30 m onder maaiveld.

Dit proces is te volgen aan de hand van de metingen. In maart 2017 reikte de zoetwaterbel op een diepte van 15 m-mv tot minimaal 20 m afstand van de put, op basis van EGV, chloride- en natriumconcentraties. Op een diepte van 30 m-mv is de zoetwaterbel wel aangetroffen in de monitoringsput op 3 m van de bron maar niet op grotere afstand. In april 2017 is gestart met grootschalig onttrekken van water uit de zoetwaterbel. Dat is te zien aan de hoge chloride- en natriumconcentraties in de peilbuizen op 30 m diepte die zich bevinden op 1, 3 en 20 m afstand tot de infiltratiebron Figuur 29. Te zien is dat de zoetwaterbel afneemt in volume en het zoutere water de plaats inneemt van het oorspronkelijke zoete water. Uit monsters genomen kort na infiltratie bleek ook dat het diepere deel rond de bron verzoette (vergelijk situatie 1/jun/17 en 19/jul/17 in Figuur 28). De hogere dynamiek in het diepe deel rond de infiltratieput is ook getoond in Figuur 29.

Reductie en vastlegging van nutriënten

De chemische samenstelling van het grondwater varieert sterk met de diepte en de afstand tot de infiltratieput waaromheen een zoetwaterlens van het drainwater zich gevormd heeft. Een vergelijking van de concentraties in de verschillende componenten van het systeem (Tabel 6) en de onttrokken concentraties tijdens het leegtrekken van de zoetwaterbel (Tabel 8) toont aan dat NO₂ en NH₄ in de oxische fasen (drain, zandfilter) laag is en toeneemt in het minder zuurstofhoudende grondwater. Omdat de concentratie van NO₃ in het onttrokken grondwater laag is, blijkt dat NO₃ gereduceerd wordt en het water rond de put anoxisch wordt na infiltratie en verblijft in de ondergrond.

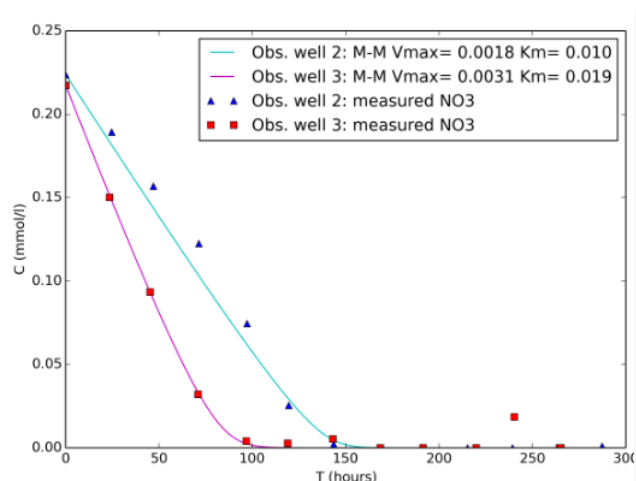
PO₄ gehalten nemen af, maar blijven hoog in het grondwater mede omdat de achtergrondconcentratie in het ondiepe grondwater al verhoogd (zie put MFO03) is waardoor absorptie in de ondergrond beperkt blijft. Het chloride gehalte van het grondwater varieerde sterk met de diepte van onder 300 mg l⁻¹ in onttrekkingsfilters 1 en 2, tot boven de 3000 mg l⁻¹ in het diepe onttrekkingsfilter 4.

Tabel 8: Gemiddelde concentraties van nutriënten gemeten tijdens het leegtrekken van de zoetwaterbel uit de infiltratieputten (gemiddelde van waarden van filters 1,2 ondiep en 3,4 diep) vanaf juli 2017 tot en met oktober 2017.

	NO ₂	NO ₃	NH ₄	PO ₄	Cl
	[mg l ⁻¹]	[mg l ⁻¹]	[mg l ⁻¹]	[mg l ⁻¹]	[mg l ⁻¹]
Onttrekkingsput filters 1,2	0,00	0,00	5,77	9,14	287
Onttrekkingsput filters 3,4	0,00	0,00	7,5	4,05	2175

De bodempassage en de verblijftijd in het watervoerend pakket (tussen infiltratie en onttrekking) draagt bij aan vastlegging van fosfaat, reductie van nitraat en het omzetten daarvan naar NH₄. NH₄ werd ook in hogere concentraties aangetroffen onder de reducerende omstandigheden. In het water uit de putfilters (Tabel 8) waren de concentraties nitraat en nitriet lager dan in het geïnfilterde water en gedaald naar 0,0 mg/l. Ook de fosfaatconcentratie was gereduceerd met 4-9 mg/l. Deze waarnemingen duiden op reductie en gedeeltelijke vastlegging van nutriënten in de ondergrond.

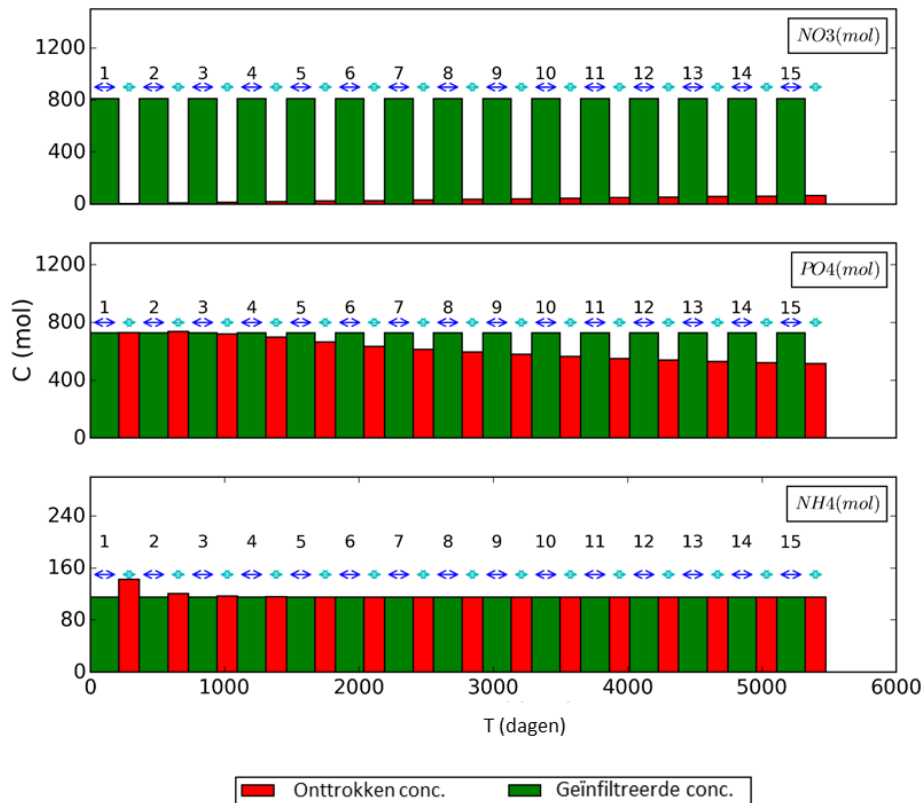
Uit de push-pulltest, uitgevoerd in Breezand in 2015 (Kruisdijk, 2015), is duidelijk geworden dat zuurstof en nitraat afgebroken worden in de ondergrond door de oxidatie van pyriet en organisch materiaal (Figuur 30). Ook is een afname van de fosfaatconcentraties waargenomen tijdens de push-pulltest. Deze afname komt door vastlegging van fosfaat aan ijzerhydroxides (en eventueel organisch materiaal). Deze processen en het verloop in concentraties tijdens de push-pulltesten in het onttrokken water zijn accuraat nagebootst in een PHREEQC model.



Figuur 30. Gemeten en gemodelleerde denitrificatie tijdens de push-pulltest in Breezand (Kruisdijk, 2015).

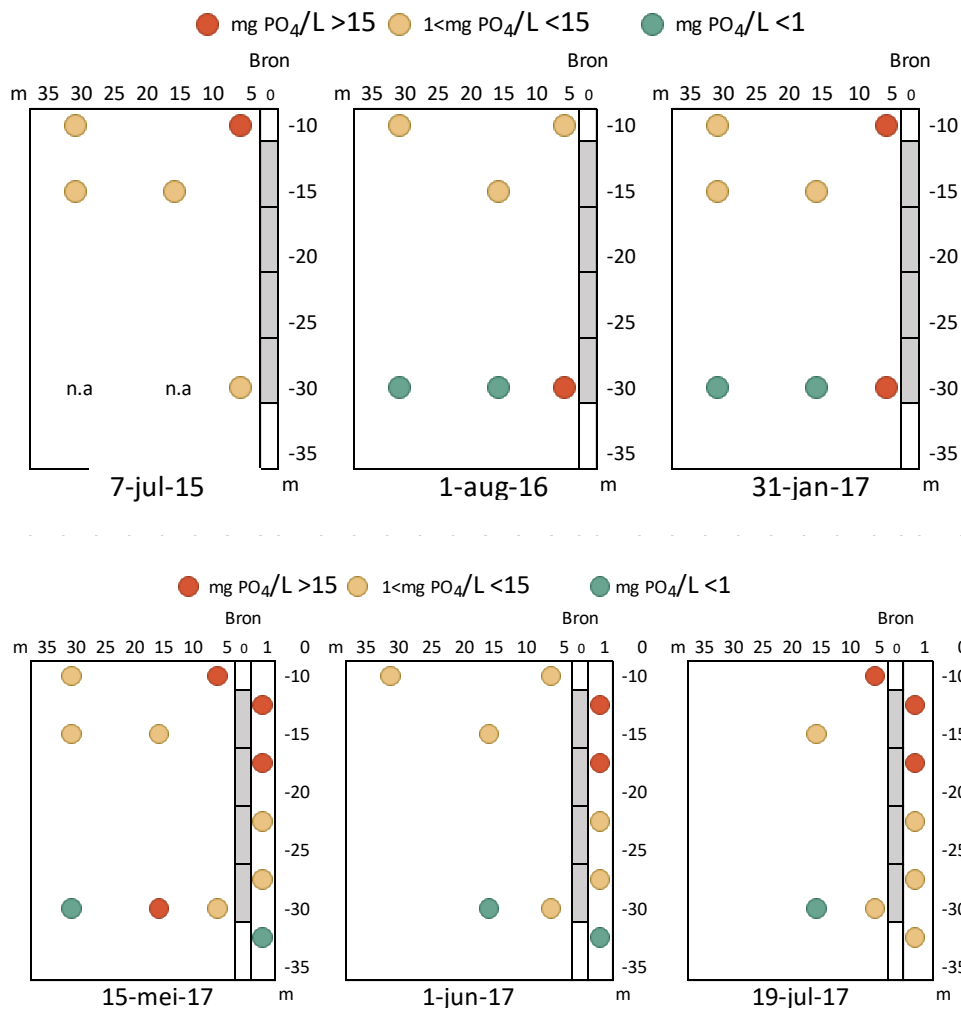
Ook is de reactiviteit van de bodem na 15 jaar gebruik van de ondergrondse opslag berekend met PHREEQC en het blijkt dat dan de reactiviteit in het grootste deel van de zoetwaterbel nog steeds hoog is (Figuur 31) maar dat deze wel afneemt rond de infiltratieput. De reactiviteit resulteert in vrijwel volledige afbraak van nitraat. Ammonium concentraties in draineffluent zijn laag en veranderen niet na infiltratie in het watervoerend pakket. Bij hoge achtergrondconcentraties van fosfaat in het grondwater is er nauwelijks absorptie. De modelsimulaties geven aan dat er voldoende capaciteit voor reductie en vastlegging van nutriënten in de ondergrond is. Analyses van watermonsters van grondwater en onttrokken water op het zandperceel in Breezand ondersteunen dit resultaat voor nitraat en fosfaat.

Ook de analyses in Borgsweer laten een reductie van nitraat zien. Dit betekent dat de er ook bij langdurig gebruik geen verhoogde concentraties van nitraat en fosfaat zullen voorkomen in de zoetwaterbel.

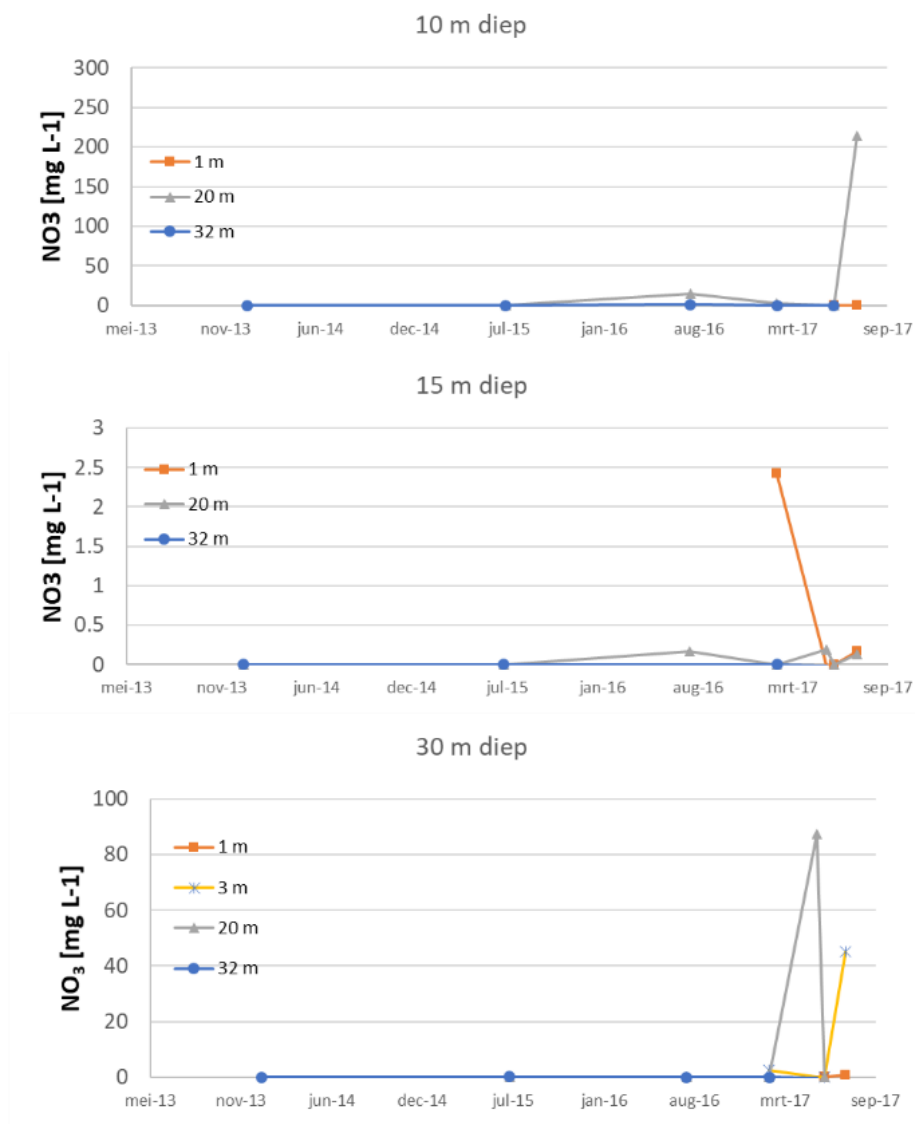


Figuur 31. Uitkomsten van een 3D reactief grondwatermodel (PHREEQC) waarbij de verandering van de reactiviteit van het watervoerend pakket in de loop van de tijd is weergegeven voor Breezand. Na 15 jaar is de reactiviteit in het grootste deel van de zoetwaterbel nog steeds hoog zoals blijkt uit de lage NO₃-waarden in het onttrokken water.

Op basis van concentraties van nutriënten in de zoetwaterbel is vastgesteld in 2017 dat de reactiviteit van de ondergrond nog steeds goed is: fosfaat (PO₄) is boven de achtergrondwaarde aangetroffen in de peilbuizen dichtbij de infiltratiebron en nitraat (NO₃) werd ook niet meer aangetroffen. De achtergrondconcentratie in het ondiepe grondwater hier is zeer laag, wat overeenkomt met resultaten van onderzoek naar waterkwaliteit in de Regio Noord Holland, gepubliceerd door het ICW (1982). Het verloop van de fosfaatconcentratie is visueel weergegeven als functie van de tijd in Figuur 32.



Figuur 32. Fosfaatconcentraties in de peilbuizen dichtbij de infiltratie put (op 1, 3, 20 en 32 m afstand daarvan), Breezand.



Figuur 33: Verloop van de nitraatconcentraties in de peilbuizen in Breezand dichtbij de infiltratie put (op 1, 3, 20 en 32 m afstand daarvan) bij dieptes van 10, 15 en 30 m onder maaiveld.

Hergebruik meststoffen

De concentraties van stikstof en in mindere mate die van fosfor in het drainwater en het water uit de zoetwaterbel waren dusdanig laag dat dit geen bijdrage zou kunnen leveren als bemesting wanneer het water wordt gebruikt voor irrigatie. Na bemesting via druppelirrigatie zijn NO₃ concentraties van boven de 1.000 mg/l aangetroffen in de wortelzone. Fosfaatconcentraties in de wortelzone waren lager met waarden rond de 25 mg/l, wat nog steeds enkele malen hoger is dan die aangetroffen in het onttrokken water. De reden voor deze hoge fosforgehalten in het bodemwater is dat de geabsorbeerde fractie in de wortelzone door de jaarlijkse bemesting veel hoger is dan die in het watervoerend pakket. Uit de analyses van het drainwater blijkt dat deze hoge concentraties alleen na bemesting in de wortelzone voor kunnen komen en de uitspoeling naar diepere lagen beperkt blijft door het overwegend opwaartse transport van bodemvocht in de zomerperiode.

4.3.2 Borgsweer

Uitspoeling van nutriënten en vrachten

In Borgsweer is in 2016-2017 33% van het draineffluent opgeslagen. De verminderde afvoer heeft ook geleid tot een lagere vracht van nutriënten die naar de sloot wordt afgevoerd. Op basis van de gemeten concentraties en geregistreerde debieten zijn de vrachten bepaald, zie Tabel 9.

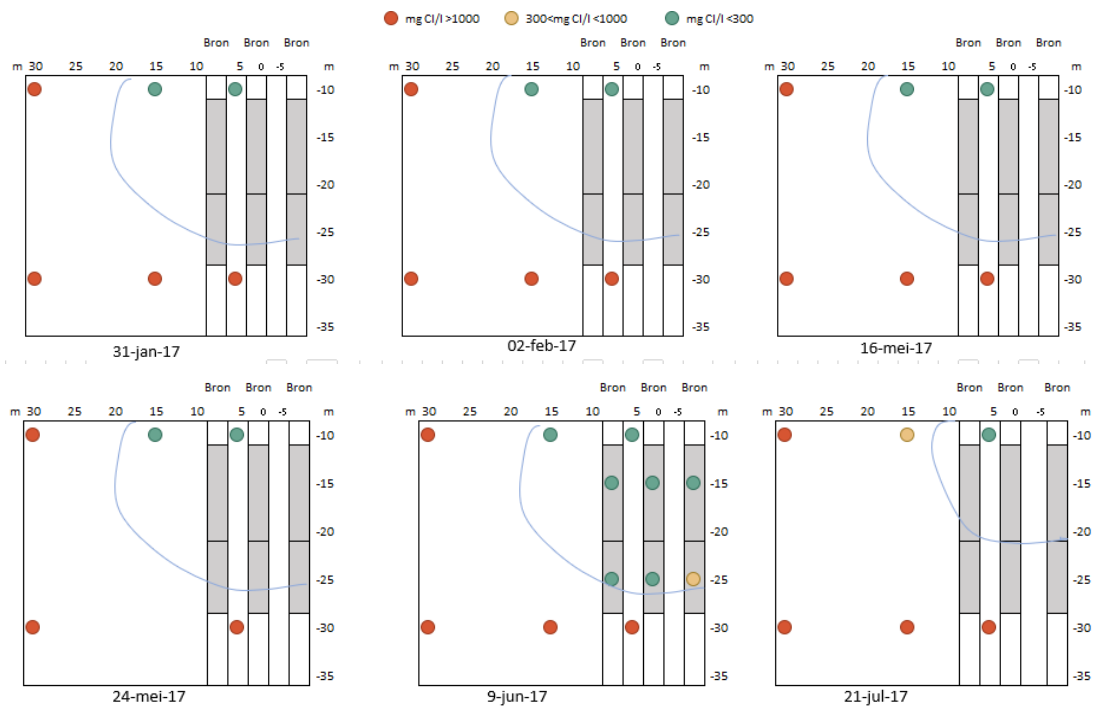
De stikstof in de drainageafvoer bestaat voor 87% uit nitraat (NO₃) en 13% uit ammonium (NH₄). Daar 33% van het drainagewater van het perceel in de ondergrond geïnfiltreerd is, zijn de vrachten van N en P naar het oppervlaktewater afgenomen tot 29% en 38% voor respectievelijk N en P. De afname van de chloridevracht naar het oppervlaktewater toe is 33%.

Tabel 9: Draineffluent en berekende vrachten van nutriënten en chloride vanuit het perceel in Borgsweer in de periode augustus 2016 tot juli 2017.

Proefvak	Effluent	N-NH ₄	N-NO ₂	N-NO ₃	P-PO ₄	Cl
Eenheid	[mm]	[kg ha ⁻¹]	[kg ha ⁻¹]	[kg ha ⁻¹]	[kg ha ⁻¹]	[kg ha ⁻¹]
Naar oppervlaktewater	118	0,41	0,02	3,21	0,04	147
Naar opslag	58	0,25	0,01	1,26	0,03	71
Totaal	176	0,65	0,03	4,47	0,07	217

Zoetwaterbel

Net als in Breezand is in Borgsweer veel meer water geïnfiltreerd dan onttrokken, waardoor de zoetwaterbel zich steeds verder heeft kunnen uitbreiden vanaf de infiltratiebron. In de ondiepe filters is bijna 5.400 m³ geïnfiltreerd en diep ruim 3.000 m³. Op een diepte van 10 m-mv werd in de winter en het voorjaar van 2017 (aan het eind van een *spaarperiode*) de zoetwaterbel aangetroffen in de monitoringsputten tot op een afstand van 15 m van de infiltratieput. Op een afstand van 30 m werd de zoetwaterbel niet meer aangetroffen. Op een diepte van 30 m-mv (5 m onder de onderzijde van de infiltratieput) is geen zoetwater aangetroffen. Na een periode van onttrekking (zomer 2017) was op een afstand van 15 m een verzilting waar te nemen op 15 m diepte; het gevolg van een periode van grondwateronttrekking waardoor de zoetwaterbel verkleind wordt. De analysesresultaten zijn visueel weergegeven in Figuur 34. Ook hier komt de dynamiek van de zoetwaterlens naar voren, wat afhangt van de diepte van infiltratie, mate van onttrekking en opdrijvingseffecten door dichtheidsverschillen.



Figuur 34. Chloride concentraties in de peilbuizen in Borgsweer dichtbij de infiltratieput (op 1, 3, 20 en 32 m afstand daarvan) bij dieptes van 15 en 30 m onder maaiveld.

Reductie en vastlegging van nutriënten

De gemiddelde concentraties in onder andere het drainwater in de periode augustus 2016 tot december 2017 zijn weergegeven in Tabel 10. De gemiddelde chlorideconcentraties in het zandfilter zijn lager dan die gemeten in de drainageput omdat het water met (te) hoge chloride concentraties (op basis van een selectie op EGV) niet wordt gebruikt voor infiltratie en wordt afgevoerd naar de sloot. Door de concentratie van NH_4 te beschouwen in de tijd, is duidelijk dat in het zandfilter de concentratie consequent lager is dan in het drainwater.

In de het onverstoorde grondwater van de watervoerende laag waarin wordt geïnfiltrated, komen hoge PO_4 , NH_4 , NO_2 en Cl concentraties voor. Dat verklaart de verhoogde concentraties van die stoffen in het onttrokken water. De onttrokken concentraties van chloride en ammonia zijn rond 80% lager dan het achtergrond grondwater concentratie.

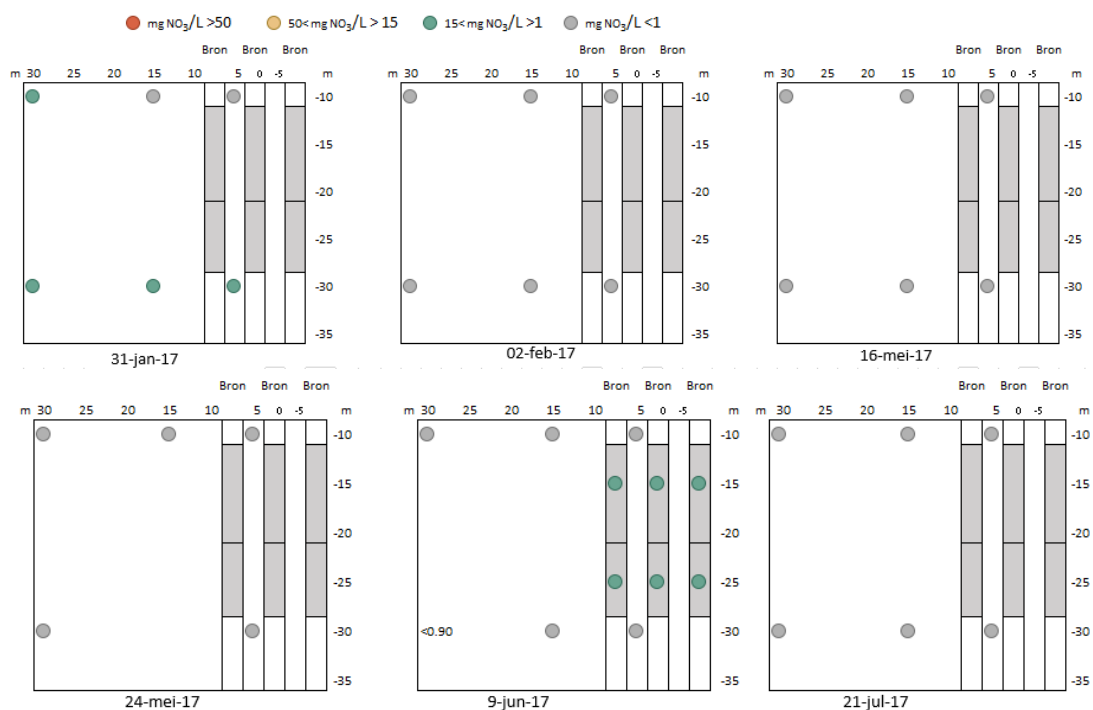
Tabel 10: Gemiddelde concentraties nutriënten en chloride in het draineffluent, het zandfilter en het grondwater in Borgsweer in 2016 en 2017.

	NO2	NO3	NH4	PO4	Cl
Eenheid	[mg l-1]	[mg l-1]	[mg l-1]	[mg l-1]	[mg l-1]
Drain	0,115	30,7	0,32	0,09	120,7
Zandfilter	0,018	25,2	0,19	0,08	107,5
Onttrokken ondiepe grondwater	0,00	11,64	1,6	0,49	168
Onttrokken diepe grondwater	0,00	7,6	2,7	0,12	451
Ondiepe (MF006) Achtergrondconcentratie	0,006	0,4	17,1	0,98	1485
Diepe (MF005) Achtergrondconcentratie	0,03	0,3	15,2	0,08	1734

Doordat in Borgsweer het opgeslagen water wordt onttrokken uit drie onttrekkingsputten op 5 m van de infiltratieput, is er altijd sprake van een bodempassage. Uit metingen aan het grondwater blijkt dat nitraat gedeeltelijk of volledig werd gereduceerd tijdens de bodempassage; het onttrokken water bevat weinig nitraat en nauwelijks nitriet of fosfaat. De aangetroffen concentratie van nitraat in het grondwater ligt onder de 0,35 mg/l, terwijl de concentratie van het infiltratiewater gemiddeld 27 mg/l bedroeg. De nitraatconcentraties op verschillende diepten en afstanden van de infiltratieput zijn weergegeven in Figuur 35. De lage concentraties in het grondwater tonen aan dat nitraatconcentraties op deze locatie actief verlaagd worden door denitrificatie tijdens ondergrondse opslag.

In de watervoerende laag komen op deze locatie verhoogde concentraties van chloride, fosfaat, ammonia en nitriet voor. De concentraties van het geïnfilterde water zijn hierbij vergeleken, niet significant. Door deze lage concentraties verlaagt het infiltreren van drainagewater in Borgsweer de concentraties van nutriënten in het watervoerend pakket.

In het onttrokken water bedroeg de concentratie van nitriet en nitraat respectievelijk 0,01 en 0,41 mg/l. Deze concentratie is lager dan het geïnfilterde drainagewater (zie Tabel 10). De fosfaatconcentratie in de ondergrond is met 0,91 mg/l hoger dan die in het geïnfilterde water. Er is sprake van reductie van nitraat en nitriet terwijl er geen vastlegging van fosfaat plaatsvindt omdat het evenwicht tussen de geadsorbeerde fractie en de concentratie in oplossing in de ondergrond hoger ligt dan de concentratie in drainwater.



Figuur 35. Nitraat concentraties in de peilbuizen in Borgsweer dichtbij de infiltratie put (op 1, 3, 20 en 32 m afstand daarvan) bij een diepte van 15 m onder maaiveld.

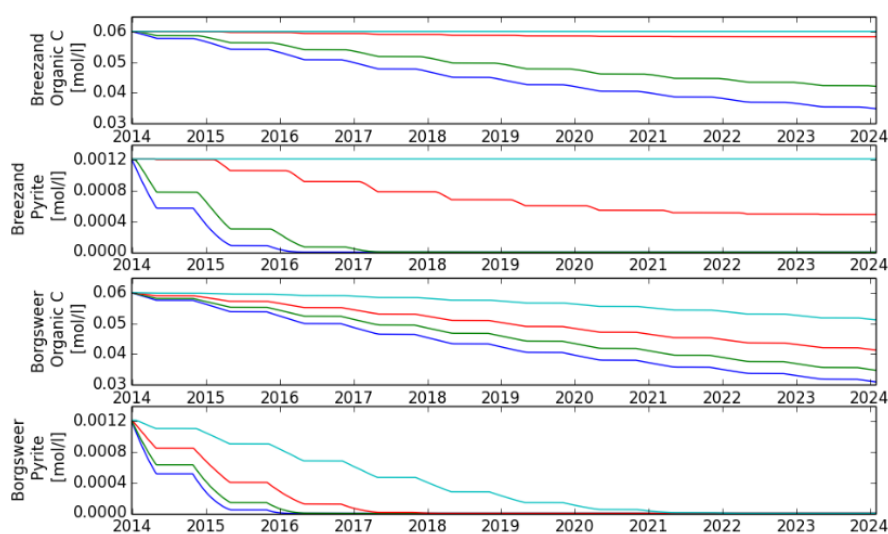
Hergebruik meststoffen

De concentraties van meststoffen in het onttrokken water is dusdanig laag dat dit geen bijdrage levert als bemesting wanneer het water wordt gebruikt voor irrigatie. De concentraties in het bodemvocht in de wortelzone na bemesting, zijn twee orden hoger dan die in het onttrokken water. De lage concentraties van PO₄ in het draineffluent tonen aan dat adsorptie aan bodemmateriaal in deze zavelige bodem zeer efficiënt is.

4.4 Modelberekeningen Breezand en Borgsweer

Wit (2017) heeft reactieve transportmodellen opgesteld om de processen en degradatie in beide systemen van Breezand en Borgsweer door te rekenen. In deze studie is zuurstofrijk drainagewater in de ondergrond geïnjecteerd. Op beide locaties in-situ de afname van nutriënten gemeten aan de hand van een push-pulltest. Aan de hand van een stromingsmodel gekoppeld aan een reactief transportmodel (PHT3D) is een achttal scenario's doorgerekend. Met deze modellen is de invloed van aquifereigenschappen, putconfiguratie, reactiviteit en hydrochemie op de afname van nutriëntenconcentraties in een systeem voor ondergrondse opslag berekend. In aanvulling daarop, is het lange termijneffect van ondergrondse opslag op de reactiviteit van de ondergrond onderzocht. Het reactieve PHT3D model is gekalibreerd door de uitgevoerde push-pulltesten te reproduceren met het model.

Het bleek dat de eigenschappen van het watervoerend pakket in Breezand tot een meer dispersief front van infiltratiewater leiden dan die in Borgsweer terwijl de uitbreiding van de zoetwaterbel in Borgsweer lager bleef door de lagere hydraulische doorlatendheid. Dit leidde tot hogere nutriëntenconcentraties in het grondwater in Borgsweer (en vanwege verhoogde NO₃ in drainwater in Borgsweer). Om deze reden nam de totale reactiviteit van het watervoerend pakket sneller af in Borgsweer dan in Breezand. De reactiviteit van pyriet nam sneller af dan die van het organisch materiaal (Tabel 11), en de zone met verminderde reactiviteit nam steeds meer toe in de tijd. Na een periode van 10 jaar was er met name nog reactiviteit van het organische C in beide pakketten.



Figuur 36. Degradatie van pyriet en organisch materiaal in de tijd in Breezand en Borgsweer voor verschillende afstanden van de infiltratieput (Wit, 2017) Donkerblauwe lijn is dicht bij het infiltratiepunt.

Tabel 11. Afname van de reactiviteit van het watervoerend pakket van organisch koolstof en pyriet in de tijd in Breezand (BZ) en Borgsweer (BW)

		BW - III	BW - V	BZ - I	BZ - II	BW - I	BW - II	BW - IV
		428d	428d	526d	10yr	428d	10yr	10yr
Org C	1m	11-12%	12-13%	5-6%	35-40%	6-7%	45-48%	55-57%
	2m	8-9%	10-11%	2-3%	28-32%	4-5%	40-43%	52-54%
	3m	4-5%	6-7%	-	10-18%	2-3%	28-33%	42-46%
	4m	2-3%	4-5%	-	-	1-2%	20-25%	36-41%
	5m	-	3-4%	-	-	-	-	22-27%
Pyrite	1m	100%	-	70-75%	100%	80-83%	100%	100%
	2m	84-87%	-	40-45%	100%	60-65%	100%	100%
	3m	50-55%	-	-	75-85%	31-36%	100%	100%
	4m	28-33%	-	-	-	17-23%	100%	100%
	5m	-	-	-	-	-	70-75%	90-93%

Daarnaast bleek uit de scenario's dat, in overeenstemming met eerdere studies, het inzetten van een gescheiden infiltratie- en onttrekkingsput (een meervoudig systeem) de afname van nutriënten groter is dan bij een enkelvoudig systeem.

4.5 Conclusies

De vrachten van nutriënten die vanuit het perceel afgevoerd worden naar het oppervlaktewater bij toepassing van ondergrondse berging zijn afgenomen met gemiddeld 30% in Borgsweer en 80% in Breezand. De grotere afname in Breezand is het gevolg van een hoger percentage van het draineffluent dat geschikt was voor infiltratie in het watervoerend pakket. In Borgsweer was niet alleen de saliniteit leidend voor opslag maar moest ook zoet water naar het oppervlaktewatersysteem geloosd worden vanwege een te hoge turbiditeit. Toepassing van ondergrondse opslag zorgt daarmee wel voor substantiële afname van uitspoeling van nutriëntenvrachten naar de sloot en draagt daarmee bij aan KRW-doelstellingen.

Op de pilotlocaties is bij het infiltreren van perceelseigen water voor ondergrondse opslag de reactiviteit en adsorptie capaciteit van het watervoerend pakket voldoende om nitraat (Breezand en Borgsweer) en fosfaat (alleen Breezand) uit de bodem te reduceren dan wel vast te leggen. Dit houdt in dat zelfs na enkele seizoenen van zoetwaterberging en -onttrekking nitraat en fosfaat effectief worden verlaagd door ondergrondse opslag. De periode van denitrificatie hangt af van het reservoir van reactieve stoffen in de ondergrond die de reductie veroorzaken en is in principe eindig. De modelstudie toonde aan dat de reactiviteit van pyriet eerst verlaagd werd, gevolgd door die van organisch C in het watervoerend pakket. Het is niet bekend hoe lang het systeem voldoende reactief blijft voor denitrificatie. De eigenschappen van het watervoerend pakket (doorlatendheid, reactiviteit), de configuratie van infiltratie- en onttrekkingsputten en het infiltratie/extractie regime hebben hier invloed op. In de opstelling van Breezand is een beperkte bodempassage mogelijk en van- en naar de filters toe tijdens infiltratie en onttrekking. Hier zal de afbraak van reactief materiaal rond de filters sneller plaatsvinden. In Borgsweer is de bodempassage veel langer, waardoor het reservoir van reactieve stof ook groter is. In beide gevallen kon afbraak ook na 10 jaar nog plaatsvinden. In veel gevallen zal ook het infiltrerend water opgelost organisch materiaal bevatten wat een rol zou kunnen blijven spelen in de afbraak van NO_3 in het watervoerend pakket onder invloed van bacteriën.

Hoewel er N en P in de ondergrond gebracht wordt, is de afbraak dermate in het watervoerend pakket, dat na enige tijd alleen in het gebied direct rond de filters nutriënten kunnen gaan voorkomen. Deze kunnen echter ook weer verwijderd worden via het beperkt leegpompen van het gebied rond de put. In deze zin is het proces reversibel. Derhalve is het nitraat en fosfaat in het onttrokken water laag en draagt dit water niet of beperkt bij aan bemesting wanneer het gebruikt wordt voor irrigatie.

Vervolg AGRIMAR promotieonderzoek

In het AGRIMAR promotieonderzoek dat in samenwerking met TU Delft plaatsvindt, wordt het onderzoek naar processen in de ondergrond ten aanzien van nutriënten (en gewasbeschermingsmiddelen) na infiltratie voortgezet (zie paragraaf 6.6). Binnen dit promotieonderzoek wordt onderzoek gedaan naar de waterkwaliteitsveranderingen tijdens ondergrondse opslag van water. Het doel van dit onderzoek is om de waterkwaliteitsveranderingen te identificeren, te begrijpen en uiteindelijk de kansen en risico's hiervan te bepalen voor de regio Noord-Nederland. De afronding van het onderzoek zal naar verwachting eind 2021 zijn.

5 Gewasbeschermingsmiddelen

5.1 Inleiding

Binnen de ondergrondse opslag pilots wordt het perceelseigen drainagewater in de ondergrond geïnfiltreerd, en later als irrigatiewater tijdens droge perioden gebruikt. Aangezien het drainagewater nutriënten en gewasbeschermingsmiddelen (GBM) kan bevatten, bestaat de kans, bij gebruik als infiltratiewater, dat deze stoffen in de ondergrond terecht komen. Voor het infiltreren van water in de ondergrond is een vergunning nodig. De aanwezigheid van nutriënten en gewasbeschermingsmiddelen en hun gedrag in de ondergrond hebben gevolgen voor de vergunningsverlening.

In de Spaarwater I studie (Groen et al., 2016) is een inventarisatie gedaan naar het voorkomen van gewasbeschermingsmiddelen in draineffluent en in het grondwater in Breezand. In deze studie is naar voren gekomen dat van de 29 geanalyseerde stoffen er 14 waren die in het spuitplan van 2014 en 2015 waren toegepast. Daarvan zijn er 12 in meetbare concentraties aangetroffen in het drainwater en zes in het opgepompte grondwater. Er zijn 12 stoffen in meetbare concentraties aangetroffen in het drainwater en vier in het opgepompte grondwater die niet in het spuitplan vermeld waren. Dit werd geweten aan onvolledigheid van de spuitplannen of aan langzamere afbraak van middelen in het veld dan in het laboratorium. Twaalf stoffen waren wel aanwezig in het drainwater maar niet in het opgepompte grondwater. Deze stoffen zijn waarschijnlijk onderhevig geweest aan afbraak en adsorptie in het watervoerend pakket. De concentraties van de meeste stoffen waren lager dan de MKN JG, MKN MAC, MTR of drinkwaternormen. Zeven stoffen overschreden wel de KRW-normen:

- Concentraties van Asulam, Lenacil en Imidacloprid in drainwater overschreden de MKN of MTR-normen voor oppervlaktewater. Daarbij werd opgemerkt dat de stoffen verder worden verdund in het oppervlaktewater en waarschijnlijk een relatief geringe milieubelasting zouden veroorzaken (RIVM, 2012);
- De concentraties van Pirimifos-methyl, Asulam, Carbendazim, Carbofuran-3-keto en Flutolanil in het opgepompte grondwater overschreden de streefwaarden voor grondwater (drinkwaternorm, MTR-streefwaarde).

In Spaarwater 2 is de studie in Breezand doorgezet en uitgebreid en is er ook een studie naar de gewasbeschermingsmiddelen in Borgsweer gedaan.

5.2 Onderzoeksvragen

Op het perceel toegepaste gewasbeschermingsmiddelen (GBM) worden normaliter (deels) via perceel drainage in het oppervlaktewater afgevoerd. Het toepassen van een systeem van ondergrondse opslag heeft enerzijds tot mogelijk gevolg dat een deel van deze stoffen niet meer in het oppervlaktewater komen en anderzijds dat deze stoffen mogelijk in de watervoerende laag worden gebracht.

De volgende onderzoeksvragen zijn geformuleerd om dit te onderzoeken:

- a. Welke GBM zijn gedurende de onderzoeksperiode toegepast en welke concentraties worden in het watersysteem van het ondergrondse opslagsysteem aangetroffen?
- b. Vindt er afbraak van bestrijdingsmiddelen (en eventuele afbraakproducten) plaats door ondergrondse opslag en zo, ja in welke mate?
- c. Wordt emissie van gewasbeschermingsmiddelen naar het oppervlaktewater voorkomen of beperkt?
- d. Zijn aanpassingen in de huidige vergunningverlening of regel- en wetgeving nodig voor de implementatie van ondergrondse opslag?

5.3 Aanpak

Om uitspraken te kunnen doen over de concentraties van GBM in het infiltratie water en welke gevolgen ondergrondse berging heeft, zijn de stappen uitgevoerd:

1. Vaststellen van het **toegepaste spuitplannen** van de afgelopen jaren van de betrokken telers/agrariërs. **Categorisering** van de GBM's in groepen aan de hand van de belangrijkste parameters die de afbraak en retardatie bepalen. Op basis van de categorie van de toegepaste stoffen is vastgesteld welke stoffen relevant zijn voor chemische analyse van de waterketen en welke stoffen het langzaamst afbreken of retarderen.
2. Runnen van een **reactief transport model** waar het gedrag van de gewasbeschermingsmiddelen kan worden voorspeld tussen de verzadigde en onverzadigde zone om te bepalen hoeveel gewasbeschermingsmiddelen naar de drainafvoer zouden moeten gaan op basis van wat er gegeven wordt.
3. Analyse van de **drainafvoer** om vast te stellen welke stoffen zich in het draineffluent bevonden en daarmee welke stoffen geïnfiltreerd zijn in het watervoerend pakket.
4. Analyse van het **onttrokken water** om vast te stellen in hoeverre de geïnfiltreerde stoffen of metabolieten (tussen- of eindproducten van afbraak) worden aangetroffen na verblijf in het watervoerend pakket.
5. Analyse van het **grondwater in de watervoerende laag** om de concentraties in de zoetwaterbel te vergelijken met achtergrondwaarden in het oorspronkelijke grondwater en om te zien of afbraak plaatsvond door vergelijking met concentraties in het infiltratiewater.
6. In 2017 werd het veld in de periode 23 april tot 19 juni onder water gezet voor bestrijding van schadelijk leven in de bodem. Om inzicht te krijgen in de stoffen, opgeslagen in de bodem, zijn in deze periode minifilters op verschillende diepte in de bodem geplaatst om bodemwater op verschillende diepte te kunnen bemonsteren en analyseren.
7. Berekenen van de verlaging van de vrachten om vast te stellen in hoeverre **uitspoeling van GBM** naar de sloot wordt verlaagd door het toepassen van ondergrondse opslag.

Stap 1: Bepaling en categoriseren van toegepaste GBM

In Breezand worden o.a. tulpen, lelies, krokus en zantedeschia's gekweekt en in Borgsweer voornamelijk aardappelen, wintertarwe en zomergerst. Voor ieder van de genoemde gewassen is aangegeven welke gewasbeschermingsmiddelen worden gebruikt op basis van het GBM-spuitplannen voorjaar 2016-2017 en eerder. Van ieder van deze middelen in het spuitplan is verder nagegaan welke actieve stoffen zijn toegepast en hoe deze zich in het veld zullen gedragen m.b.t. uitloging, afbraak en adsorptie aan de grond. In combinatie met de toegepaste doseringen is op basis van dit gedrag een afweging gemaakt of het aannemelijk is dat de actieve stoffen uit deze middelen ook in het drainagewater zouden kunnen voorkomen en hoe die in het grondwater zouden gedragen. Ook voor de stoffen waarvoor geen dosering bekend is, is een dergelijke schatting gemaakt.

Stap 2: GBM's transportmodel in de onverzadigde bodem en de start van de verzadigde bodem

Met behulp van de software Hydrus is een model gemaakt van de onverzadigde zone van het perceel bij de pilot locatie Breezand. Dit onverzadigde zone model is gebruikt om het transport van gewasbeschermingsmiddelen in de onverzadigde bodem en de start van de verzadigde bodem te simuleren. Gewasbeschermingsmiddelen worden op een bepaald moment gegeven op het maaiveld. Een groot deel zal de bodem intreden. Het transport van deze gewasbeschermingsmiddelen is gemodelleerd

Stap 3: Analyse drainwater

Eerst is een brede analyse uitgevoerd voor alle organische stoffen die gevonden kunnen worden in het drainwater. Tijdens de volgende bemonsteringronde is de analyse vanwege de hoge kosten gefocus op de stoffen die ook daadwerkelijk zijn toegepast op het perceel conform het GBM-plan plus de extra stoffen die in de eerste uitgebreide analyse ook zijn aangetroffen. Het drainwater is maandelijks bemonsterd. Hierbij zijn in de periode 2017-2018 elke keer twee monsters genomen (watermonsters genomen in respectievelijk de drainput en de vlotterkist). Deze zijn geanalyseerd in het laboratorium van Eurofins – Amsterdam via GCMS en LCTQ-methoden (HPLC-MS/MS onderzoek).

Stap 4: Analyse onttrokken water

Het onttrokken water is in de periode 2017-2018 één maal per kwartaal bemonsterd en geanalyseerd.

Stap 5: Analyse van grondwater in de watervoerende laag

Om de concentraties in de watervoerende laag te bepalen zijn in de periode 2017-2018 één maal per kwartaal watermonsters genomen van het grondwater in de aanwezige peilbuizen nabij de onttrekkings- en infiltratiefilters. Deze monsters zijn vervolgens in het lab geanalyseerd op aanwezige GBM.

Stap 5: Gedragsanalyse bij GBM's

Drieëntwintig watermonsters zijn geanalyseerd op pesticidesamenstelling in de loop van de tijd van de verschillende bemonsteringspunten om het gedrag van pesticiden te evalueren.

Van de geanalyseerde verbindingen zijn er in veel gevallen verschillen gedetecteerd onder de LOD (detectielimiet). Verbindingen met de hoogste gemiddelde concentraties waren cycloxiidim, bentazon, boscalid en HTI. Verbindingen met de maximum concentraties die werden vermeld waren cycloxiidim, boscalid, bentazon en DEET.

Prioritaire verbindingen (bepaald door aanwezigheid) waren de tien verbindingen gedetecteerd met het hoogste percentage monsters boven de LOD. Deze verbindingen zijn bentazon, cycloxiidim, methoxyfenozide, carbendazim, flutolanil, HTI, chloridazon, pirimicarb, boscalid en azoxystrobin. Prioritaire verbindingen per concentratie waren de tien verbindingen die werden gedetecteerd met het hoogste percentage monsters dat de EU-limiet overschreed. Deze verbindingen zijn bentazon, cycloxiidim, HTI, boscalid, diethyltoluamide (DEET), flutolanil, carbendazim, MCPA, chloridazon en benzofenon.

De verbindingen met de hoogste prioriteit zijn diegene welke in beide categorieën voorkwamen, i.e. bentazon, cycloxiidim, carbendazim, flutolanil, HTI, chloridazon en boscalid.

De aanwezigheid van GBM in het infiltratiewater en hun gedrag in de ondergrond heeft mogelijk gevolgen voor de vergunningsverlening voor aanleg van een ondergronds opslagsysteem. Onderzocht is welke kaders voor vergunningverlening nuttig kunnen zijn.

5.4 Toegepaste GBM

De spuitplannen van de twee locaties zijn bestudeerd en de actieve stoffen per gebruikt middel onderzocht. Tabel 12 en Tabel 13 bevatten de actieve stoffen van de spuitmiddelen gebruikt in Breezand en Borgsweer vanaf 2014 tot en met 2016 (Breezand) en 2016 - 2017 (Borgsweer).

Tabel 12 Actieve stoffen van de gebruikte spuitmiddelen in Breezand per gewas en jaar

2014 Tulp	2015 Krokus	2016 Zantedeschia
Asulam	Asulam	Acetamiprid
Biofeet	Azoxustrobine	Boscalid
Boscalid	Captan	Chloridazon
Chloorprofam	Carbendazim	Cycloxydim
Chloorprofam	Carbofuran-3-keto	Cyhalothrin - Lambda
Chloridazon	Chloorprofam	Dimethenamid-P
Cycloxydim	Chloridazon	Diquat (CAS 85-00-7)
Diquat-dibromide	Diethyltoluamide DEET	Diquat-dibromide (CAS 85-00-7)
Esfenvaleraat	Fenylfenol-2	Esfenvaleraat
Glyfosaat	Fluazinam	Fenamidone
Groeistimulator	Flutolanil	Flonicamid
Iprodion	Folpet	Fluopyram
Koperoxidechloride	Fosthiazate	Glyfosaat
Kresoxim-methyl	Glufosinaat-amm	Iprodion
Mancozeb	Imidacloprid	kresoxim-methyl
Mancozeb	Kresoxim-methyl	Mancozeb
Mepanipyrim	Lenacil	Mepanipyrim
Metamitron	Maneb	Metamitron
Pendimethalin	MCPA	Pendimethalin
Tebuconazol	Metaxyl	Pyraclostrobin
Thiacloprid	Metaxyl M	Tebuconazol
Tolchlofos-methyl	Metamitron	Thiacloprid
Trifloxystrobine	Methiocarb-sulfox	Trifloxystrobin
zeewierextract	Methoxyfenozyde	
	Metolachlor	
	Oxamyl	
	Pencycuron	
	Pirimifos-methyl	
	Prochloraz	
	Procymidon	
	Prosulfocarb	
	Pyraclostrobin	
	Thiofanaat-methyl	
	Tolchlofos-meth	

Tabel 13 Actieve stoffen van de gebruikte spuitmiddelen in Borgsweer per gewas jaar

2016	2017
Aardappelen (0,5 ha) en tarwe (1ha)	Aardappelen (0,5 ha) ui (1 ha)
Benthiavalicarb-isopropyl	acetamiprid
Bixafen	carfentrazone-ethyl
Chloormequat	cyazofamide
Cloquintoxet-mexyl	cymoxanil
Cyazofamid	Diquat-dibromide
Cymoxanil	Esfenvaleraat (25 g/l)
Diquat-dibromide	flonicamid
Epoxiconazool	koolzaadolie
Esfenvaleraat	mancozeb
Florasulam	Thiacloprid
Fluoxastrobin	
Fluroxypyr-meptyl	
Fluxapyroxad	
Glyfosaat	
Iodo-sulfuron-methyl natrium	
Mancozeb	
MCPA	
Mesosulfuron-methyl	
Metribuzin	
Metsulfuron-methyl	
Poly(oxy-1,2-ethanediyl)aisotridecyl hydroxy	
Prothioconazool	
Pyroxsulam	
Tebuconazol	
Thiacloprid	
Thiamethoxam	
Tribenuron-methyl	
Trinexapac-ethyl	

Per gewas is er nagegaan voor alle actieve stoffen hoe deze zich in het veld zullen gedragen m.b.t. uitloging, afbraak en adsorptie aan de grond (zie Tabel 29 in de bijlage voor de eigenschappen per stof). In combinatie met de toegepaste doseringen is op basis van dit gedrag een afweging gemaakt of het aannemelijk is, dat de actieve stoffen uit deze middelen ook in het drainagewater zouden kunnen voorkomen. In Tabel 14 is per gewas aangegeven welke stoffen in het drainwater onderzocht zouden moeten worden en welke aandacht verdienen, wanneer deze daadwerkelijk worden gebruikt.

Tabel 14 : Stoffen, die in aanmerking komen voor analyse of aandacht bij gebruik ervan

Actieve stof	Gewas	Analyse bij	Aandacht
Asulam	lelie	lelie	
Azoxustrobine	lelie, aardappel, winter-peen, zomertarwe, wintertarwe, zomergerst	lelie, aardappel	winterpeen, zomertarwe, wintertarwe, zomergerst
Bixafen	zomertarwe		zomertarwe
Bixafen*	wintertarwe, zomergerst		wintertarwe, zomergerst
Diquat	lelie, aardappel	lelie, aardappel	
Chloorprofam	lelie	lelie	
Cyproconazool	raaigras, zomertarwe, wintertarwe		raaigras, zomertarwe, wintertarwe
Diflufenican	zomertarwe, wintertarwe		zomertarwe, wintertarwe
Epiconazool*	wintertarwe		wintertarwe
Fluopicolide	aardappel		aardappel
Fluoxastrobine	zomertarwe, wintertarwe, zomergerst		zomertarwe, wintertarwe, zomergerst
Glyfosaat	lelie	lelie	aardappel
Imidacloprid	aardappel		aardappel
Metalochoor	tulp	tulp	
Metconazool	zomertarwe		zomertarwe
Prochloraz	lelie	lelie	
Propiconazool	raaigras, zomergerst		raaigras, zomergerst
Thiofanaat-methyl (carbenzadim)	tulp	tulp	
Tolchlofos-methyl	tulp	tulp	
Triadimecol	zomertarwe		zomertarwe

De eigenschappen van de bodem bepalen ook in combinatie met die van het middel of uitspoeling naar de drains kan plaatsvinden. De meeste stoffen adsorberen aan organische stof. Voor Breezand (bollenteelt) ligt het organisch stofgehalte van de bodem rond de 1,8 % en voor Borgsweer (aardappelen, etc.) wordt 2-3 % geschat, met als gevolg minder relatief GBM-uitspoeling naar de drains in Borgsweer dan in Breezand, in principe.

5.5 Reactief transport model van de GBM in de verzadigde en onverzadigde zone

Met behulp van software Hydrus is er een model gemaakt van de onverzadigde zone van het perceel bij de pilot locatie Breezand, met als doel:

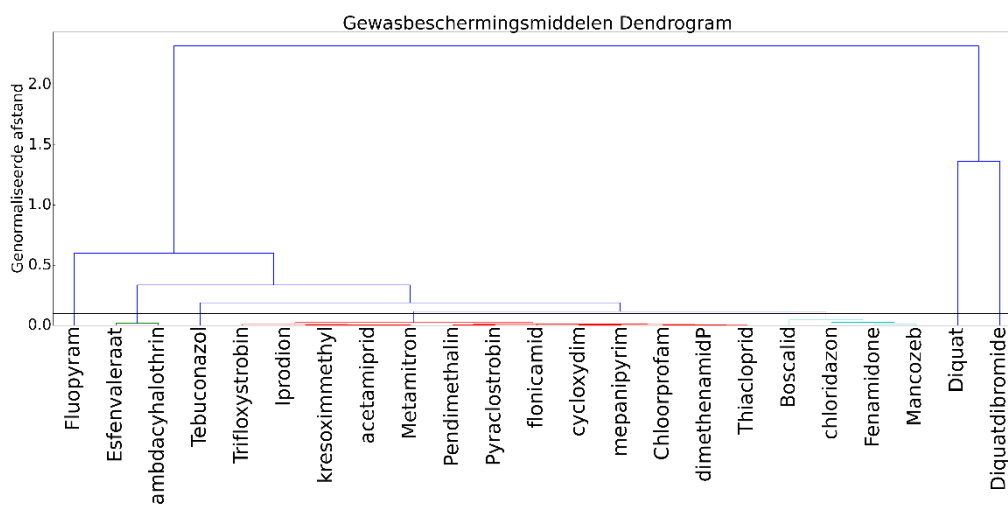
- Begrip krijgen van het transport van gewasbeschermingsmiddelen in de bodem;
- Vaststellen welke gewasbeschermingsmiddelen lang in de bodem verblijven;
- Vaststellen welke gewasbeschermingsmiddelen in het drainwater terecht komen.

Het model kan in verder onderzoek gebruikt worden om te bepalen wat de beste momenten zouden zijn voor de gewasbeschermingsgift of wat de invloed is van heftige neerslag op de uitspoeling van gewasbeschermingsmiddelen.

Het model domain, opbouw en initiële omstandigheden worden in de bijlage *GBM reactieve transport model* beschreven. Het transport van de gewasbeschermingsmiddelen is gesimuleerd aan de hand van verschillende parameters uit de Pesticide Properties Database (PPDB) van de University of Hertfordshire. Er is aangenomen dat afbraak en sorptie van gewasbeschermingsmiddelen de belangrijkste mechanismen zijn voor het transport van gewasbeschermingsmiddelen, naast het advectieve transport en dispersie.

Uit de PPDB Database zijn de gemiddelde halfwaardetijden gebruikt om de afbraak van de gewasbeschermingsmiddelen te modelleren. Het simuleren van sorptie is zo veel mogelijk gedaan aan de hand van de Freundlich isothermen en de daarbij behorende parameters. De parameters K_f en $1/n$ zijn gebruikt om de sorptie van de gewasbeschermingsmiddelen te bepalen.

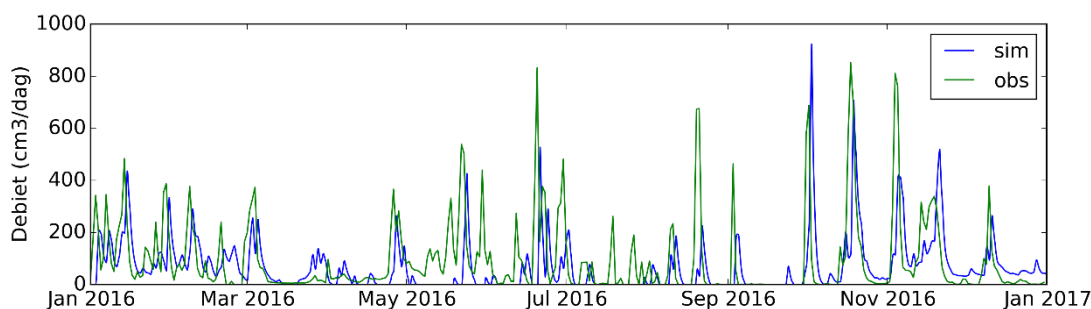
Op basis van de halfwaardetijd ($T_{0.5}$) en de retardatiefactor (K_d), genomen uit de PPDB, is een dendrogram gemaakt waar de gewasbeschermingsmiddelen uit het spuitplan in Breezand in 2016 werden ingedeeld in 7 groepen. Het gebruikte cluster algoritme zorgt ervoor dat er op basis van de twee parameters clusters worden gemaakt van stoffen die op elkaar lijken.



Figuur 37: Dendrogram van gewasbeschermingsmiddelen gebruikt in Breezand.

Met behulp van de clusteranalyse is er van elke groep uit de clusteranalyse 1 gewasbeschermingsmiddel gekozen als representatieve stof voor deze groep. De gekozen representatieve stoffen per groep staan in Tabel 15 en Tabel 30 in de bijlage.

Het model is gekalibreerd aan de hand van het drainage debiet. Het drainage debiet is gemeten in Breezand. Dit drainage debiet is gemeten van het complete veld en is teruggerekend naar het model domein van 8 m lang. In Figuur 38 zijn de resultaten van deze kalibratie te zien.



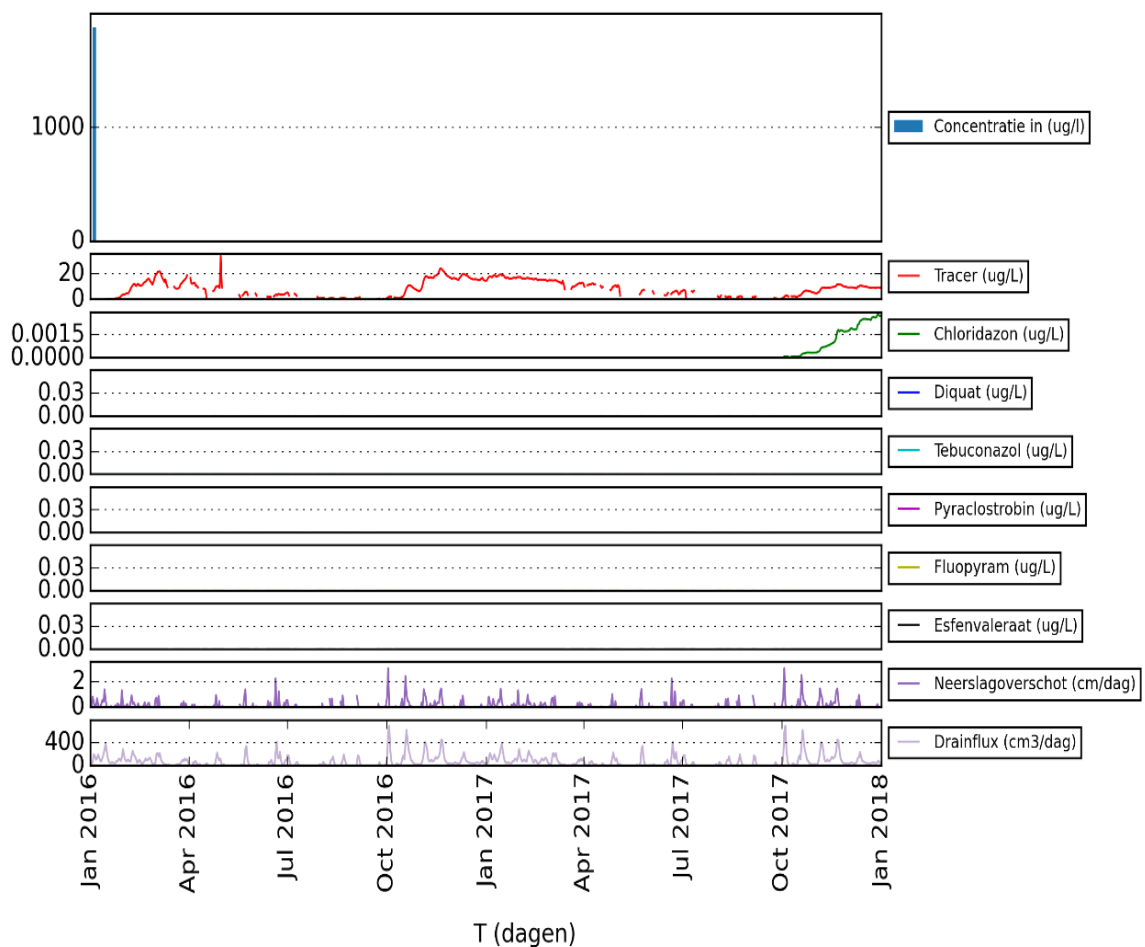
Figuur 38: Drainafvoer, gesimuleerd en geobserveerd.

Model scenario's

Er zijn twee scenario's gerund. In het eerste gemodelleerde scenario hebben alle gewasbeschermingsmiddelen in het model een vaste concentratie en daarnaast is er ook een scenario gedraaid met de werkelijke concentraties gewasbeschermingsmiddelen volgens het spuitplan van Breezand in 2016.

Scenario: Vaste concentratie

In het eerste gemodelleerde scenario hebben alle gewasbeschermingsmiddelen in het model een vaste concentratie. Voor alle gewasbeschermingsmiddelen is er een concentratie van 2 ug/cm³, gelijk aan 2000 ug/l, zie de bovenste grafiek van Figuur 39.



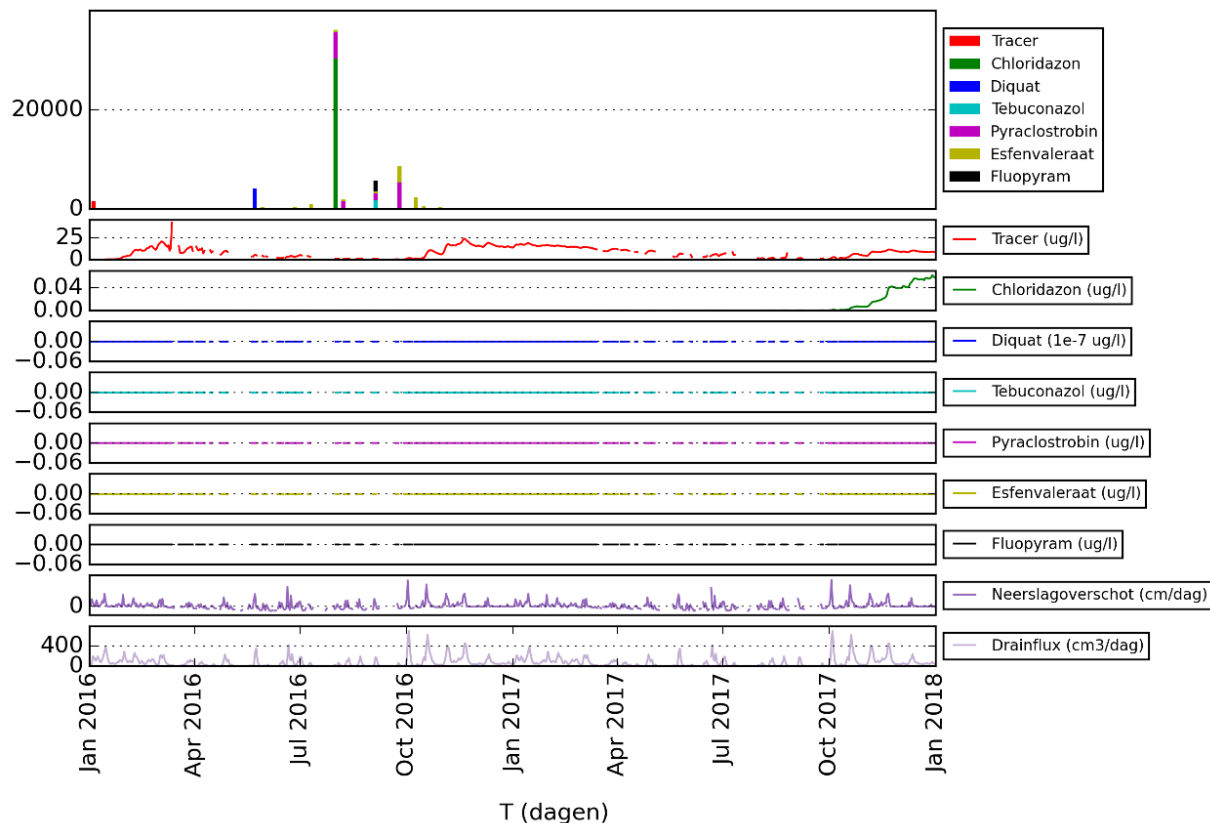
Figuur 39: De concentraties van de verschillende gewasbeschermingsmiddelen in de drain, bij een infiltratie van alle gewasbeschermingsmiddelen bij 2 ug/l. De bovenste figuur toont de concentratie van de infiltrerende flux. De figuren eronder tonen de concentraties van de gewasbeschermingsmiddelen uit de drain.

Van de 7 verschillende stoffen worden er maar 2 teruggevonden in het drainagewater, waarvan 1 de conservatieve tracer is. Het enige gewasbeschermingsmiddel dat is teruggevonden in het drainagewater is Chloridazon. Opvallend is dat de chloridazon doorbraak in het drainagewater pas 1,5 jaar na infiltratie gebeurd. De retardatie van gewasbeschermingsmiddelen kan dus zorgen voor een vertraging van uitspoeling van meerdere jaren vergeleken met de conservatieve tracer.

Scenario: Werkelijke concentraties Breezand

Naast het scenario met de vaste concentraties is er ook een scenario gedraaid met de werkelijke concentraties gewasbeschermingsmiddelen volgens het spuitplan van Breezand. De bovenste grafiek van Figuur 40 toont de werkelijke concentraties volgens het spuitplan.

De aanname is gedaan dat alle gewasbeschermingsmiddelen die gegeven worden allemaal infiltreren en dat er geen drift of opname door planten is. De concentratie van de gewasbeschermingsmiddelen van het geïnfiltreerde water hangen af van de neerslag en verdamping die er op die dag gevallen is. De giften van de gewasbeschermingsmiddelen zijn verplaatst naar het eerstvolgende moment dat de neerslag groter was dan de verdamping en daarmee een neerslagflux de grond in ging.



Figuur 40: De concentraties van de verschillende gewasbeschermingsmiddelen in de drain, bij de werkelijk toegepaste concentraties gewasbeschermingsmiddelen. De bovenste figuur toont de concentratie van de infiltrerende flux. De figuren eronder tonen de concentratie van de gewasbeschermingsmiddelen uit de drain.

De verschillen tussen het scenario met de vaste concentratie en de werkelijke concentratie zijn klein. Net als in het scenario met de vaste concentratie is chloridazon de enige stof die teruggevonden wordt in het drainagewater; alle andere gewasbeschermingsmiddelen worden niet teruggevonden.

Scenario's vs. analyses

In Tabel 15 staan de verschillende gewasbeschermingsmiddelen die als representatief zijn gekozen voor de geclusterde groepen. De tabel toont welke stoffen zijn gevonden tijdens de analyses en tijdens de modelscenario's. De eerste 3 groepen zijn niet gevonden tijdens de eerste brede analyse en niet tijdens de modelscenario's. Fluopyram is wel in latere bemonstering campagnes gevonden, dit kan betekenen dat een hogere retardatie heeft dan de gemodelleerde periode en dat het uit een eerdere spuitjaar komt. Pyraclostrobin uit de vierde groep is wel teruggevonden tijdens de analyses, maar niet in de modelscenario's. Chloridazon is in de analyses en in de modelscenario's teruggevonden.

Tabel 15: Gewasbeschermingsmiddelen die zijn gevonden tijdens de eerste brede analyse van het drainwater en gevonden in het drainwater tijdens de modelscenario's.

	Gevonden in drainwater analyse	Gevonden in modelscenario's
Groep 1: Fluopyram	Nee (1) en Ja (2)	Nee
Groep 2: Esfenvaleraat	Nee	Nee
Groep 3: Tebuconazol	Nee	Nee
Groep 4: Pyraclostrobin	Ja, 0,02 ug/l (1)	Nee
Groep 5: Chloridazon	Ja, 0,03 ug/l (1) – 0,05 ug/l	Ja, 0,04 ug/l
Groep 6: Diquat	Niet geanalyseerd	Nee

Conclusie Hydrusmodellering

Het Hydrus model geeft een goed inzicht op het transport van gewasbeschermingsmiddelen door de ondergrond. De transport simulatie heeft verschillende nieuwe inzichten gegeven:

- door afbraak en retardatie wordt de grootste groep gewasbeschermingsmiddelen niet teruggevonden in het drainwater in het eerste jaar.
- na het aanbrengen van de gewasbeschermingsmiddelen op het land kan het nog jaren duren voordat de gewasbeschermingsmiddelen de drains bereiken.

5.6 Analyseresultaten

5.6.1 Breezand

In Breezand zijn in totaal 59 watermonsters geanalyseerd op GBM's; 9 monsters van drainagewater, 5 monsters genomen na het zandfilter, voordat het water werd geïnfiltreerd, 33 monsters van het diepe grondwater op verschillende afstanden en dieptes van de infiltratieput en 12 monsters van het grondwater in het veld tijdens de inundatie van het perceel. De maandelijkse monsters zijn genomen vanaf januari 2017 tot september 2017 en een extra monster van het onttrokken water in januari 2018 na het leegtrekken van de zoetwaterbel.

Toegepaste en in de waterketen aangetroffen GBM

De gemeten concentraties in het watersysteem zijn weergegeven in Tabel 16 en Tabel 17. De gemiddelde concentraties zijn berekend waarbij de detectielimit als minimale concentratie voor elke stof is gehanteerd. In 2017 zijn in Breezand in het onttrokken water 34 van de 57 onderzochte stoffen aangetroffen waarvan 13 uit het spuitplan. Er zijn dus 21 stoffen aangetroffen die niet in het spuitplan zijn opgenomen. Dit is mogelijk veroorzaakt door beregening met oppervlaktewater of vanwege gebruik van deze stoffen langer geleden (mogelijk dat daarom DEET is aangetroffen). Bentazon is de stof die het meest gevonden werd, gevolgd door cycloxdim en methoxyfenozide.

Afbraak

In het drainagewater zijn een select aantal van de opgebrachte stoffen uit het spuitplan aangetroffen (Tabel 16). Hieruit volgt dat voor de niet aangetroffen stoffen sprake is geweest van afbraak of vastlegging tussen het toepassen van de stoffen en de afvoer van bodemwater via de drains. Het drainwater is tijdens perioden van monsternamen in de ondergrond opgeslagen. De concentraties van een stof zijn na passage van de zandfilter soms lager of hoger, waaruit volgt dat passage door de zandfilter voor bepaalde stoffen mogelijk een gunstig effect heeft door absorptie of afbraak in het filter. Het is echter ook mogelijk dat de verschillen zijn ontstaan door vertraging in de transportroute en menging in de zandfilter. Het percentage stoffen dat in het grondwater zijn gevonden zijn consistent lager dan die in de drains. De mate waarmee de stoffen worden gereduceerd is afhankelijk van de afbreekbaarheid van de stof maar ook van de verdunning van het geïnfiltreerde water met het achtergrond grondwater. Het feit dat sommige stoffen zoals chloridazon, carbendazim, en primicarb veel minder in het grondwater te vinden zijn, in vergelijking met andere stoffen, betekent dat, naast verdunning, er afbraak en adsorptie of sterke retardatie hebben plaatsgevonden. Sommige andere stoffen zijn redelijk mobiel en persistent en terug te zien in het bemonsterde grondwater zoals azoxystrobin, boscalid en flutolanil.

Tabel 16. Aantal gewasbeschermingsmiddelen (100 * aantal GBM/#monsters) gevonden over de detectielimiet in de verschillende componenten (ondiepe peilbuizen in het veld bij inundatie, draineffluent, zandfilter-ZF-, en grondwater afkomstig van diepe peilbuizen – GW) van het ondergrondse opslagsysteem in Breezand vanaf Januari 2017 tot september 2017. n is het aantal genomen monsters

Stof	Veld n=12	Drains n=9	ZF n=5	GW n=31	SOM	In spuitplan
4-CPA	0%	0%	0%	3%	1	
anthranile zuur iso-propylamide	33%	56%	0%	6%	11	
azoxystrobin	83%	11%	0%	3%	12	
bentazon	100%	100%	100%	81%	51	
benzofenon	8%	0%	0%	0%	1	
boscalid	83%	0%	0%	10%	13	X
carbendazim	75%	78%	20%	42%	30	
chloorprofam	0%	0%	0%	3%	1	X
chloridazon	75%	89%	0%	16%	22	X
cycloxdim	83%	89%	80%	68%	43	
desphenyl-chloridazon	0%	11%	20%	16%	7	
diethyltoluamide (DEET)	58%	0%	0%	3%	8	
dimethenamide	0%	0%	0%	6%	2	
ethyleenthiourea (ETU)	0%	22%	0%	0%	2	
fluopyram	25%	67%	0%	39%	21	X
flutolanil	42%	44%	100%	39%	26	X
foramsulfuron	0%	0%	0%	3%	1	
fosthiazaat	0%	0%	0%	3%	1	
glyfosaat	0%	11%	0%	0%	1	X
HTI	50%	67%	40%	45%	28	
lenacil	0%	0%	0%	3%	1	X
linuron	0%	0%	0%	3%	1	
MCPA	58%	0%	0%	3%	8	X
metamitron	17%	0%	0%	0%	2	X
methiocarb	0%	0%	0%	3%	1	
methoxyfenozide	83%	89%	80%	65%	42	X
metolachloor	0%	0%	0%	3%	1	
pendimethalin	0%	0%	20%	3%	2	X
pirimicarb	42%	56%	0%	13%	14	
pirimicarb-desmethyl	33%	44%	0%	10%	11	
procimidon	0%	33%	60%	6%	8	
prothioconazool-desthio	0%	0%	0%	3%	1	
pyraclostrobin	0%	11%	0%	3%	2	X
thiacloprid	0%	0%	0%	3%	1	X
Gemiddelde concentratie (µg/l)	0.08	0.26	0.24	0.14		

Uitspoeling naar het oppervlaktewater en relevantie t.o.v oppervlaktewaterkwaliteit normen

In Breezand is circa 70% van het via de drains afgevoerde water gebruikt voor ondergrondse opslag. Aangenomen wordt dat de vrachten naar het oppervlaktewater eveneens met 70% zijn afgenomen. De relevantie hiervan kan bepaald worden door het vergelijken van de in de drains gemeten gewasbeschermingsmiddelen concentraties met de geldige normen voor oppervlaktewaterkwaliteit.

De Europese Kaderrichtlijn water (KRW Kaderrichtlijn Water) geeft het hoofdkader en kent voor oppervlaktewater de term milieukwaliteitsnorm (MKN). Er zijn twee soorten: a) JG-MKN Jaargemiddelde milieukwaliteitsnorm, de jaargemiddelde milieukwaliteitsnorm voor langdurige blootstelling, b) MAC-MKN Maximaal aanvaardbare concentratie milieukwaliteitsnorm, de maximaal aanvaardbare concentratie voor kortdurende blootstelling. De milieukwaliteitsnormen die zijn afgeleid vanuit de Kaderrichtlijn Water (Prioritaire stoffen KRW), zijn opgenomen in het Nederlandse Besluit kwaliteitseisen en monitoring water 2009 (Bkmw, 2009). Daarnaast zijn er normen voor monitoring opgenomen in de Regeling monitoring KRW (RMKRW, 2015). Voor die gevallen waar geen MKN-waarde bekend is (Tabel 17) geldt de MTR-normen, indien aanwezig, van de Vierde Nota Waterhuishouding uit 1998 (VNW, 1998).

Uit de toetsen met de normen blijkt dat vanuit de drains, van de 57 stoffen geanalyseerd alleen de maximaal gemetenwaarde van ethyleenthiourea (ETU) boven de normen is (Tabel 17). Methiocarb, pendimethalin en thiacloprid lieten ook hogere gemiddelde waarden zien dan de normen. Dit heeft te maken met de detectielimieten van deze stoffen te maken, want die zijn al hoger dan de normen. Tijdens de inundatie van het veld, waren ca. 30% van de stoffenconcentraties hoger in het bodemvocht van het veld dan in het drainwater gemeten vanaf januari tot augustus.

Dit kan een indicatie zijn van retardatie en degradatie ook tijdens de bodempassage naar de drains met alleen anoxische condities. In het geïnundeerde veld, met diepe anoxische condities, zijn azoxystrobin en boscalid boven de detectie limiet gedetecteerd en nooit gedetecteerd in het drainwater. Dit kan een indicatie zijn van totale verwijdering tijdens bodempassage.

Tabel 17. Gemiddelde en maximale concentraties van de gewasbeschermingsmiddelen gevonden tenminste een keer boven detectielimiet in de ondiepe peilbuizen in het veld bij inundatie of in het draineffluent van het ondergrondse opslagsysteem in Breezand vanaf Januari 2017 tot september 2017. N is het aantal genomen monsters. Norm MTR, JG-MKN, en MAC-MKN Zijn de normwaarden van de Vierde Nota Waterhuishouding, de Jaargemiddelde milieukwaliteitsnorm en de Maximaal aanvaardbare concentratie milieukwaliteitsnorm, respectievelijk.

Stof	DL	Drain Gem	Drain Max	Norm JG-MKN	Norm MAC-MKN	Norm MTR	Veld input Gem	Veld inund Max
	(µg/l)	(µg/l)	(µg/l)	(µg/l)	(µg/l)	(µg/l)	(µg/l)	(µg/l)
anthranilic zuur isopropylamide	<0,01	0,01	0,02				0,01	0,02
azoxystrobin	< 0,01	0,01	0,01	0,2	4,1		0,04	0,07
bentazon	<0,01	0,18	0,27	73	450		0,29	0,59
benzofenon	<0,05	0,05	0,05				0,06	0,18
boscalid	< 0,05	0,05	0,05			0,55	0,26	1,10
carbendazim	< 0,02	0,04	0,15	0,6	0,6		0,04	0,14
chloorprofam	<0,02	0,02	0,02	4	43		0,02	0,02
chloridazon	< 0,02	0,04	0,05	27	190		0,04	0,08
cycloxydim	< 0,05	0,74	1,30				0,29	1,7
desphenyl-chloridazon	10,00	10,00	10,00					
diethyltoluamide (DEET)	< 0,05	0,05	0,05			0,11	0,20	0,58
ethyleenthiourea (ETU)	<0,1	0,11	0,20			0,005	0,1	0,1
fluopyram	<0,1	0,11	0,30				0,07	0,10
flutolanil	<0,01	0,06	0,23			22	0,02	0,06
glyfosaat	<0,2	0,23	0,50			77	0,20	0,20
HTI	<0,01	0,28	0,51			16	0,155	0,5

Stof	DL	Drain Gem	Drain Max	Norm JG-MKN	Norm MAC-MKN	Norm MTR	Veld input Gem	Veld input Max
MCPA	< 0,05	0,05	0,05	1,4	15		0,08	0,17
metamitron	< 0,02	0,02	0,02			10	0,02	0,05
methoxyfenozide	< 0,01	0,05	0,08			0,18	0,03	0,04
pirimicarb	<0,01	0,02	0,04	0,09	1,8		0,02	0,06
pirimicarb-desmethyl	<0,01	0,01	0,02			430	0,013	0,04
procimidon	< 0,01	0,02	0,05			370	0,01	0,01
prothioconazool-desthio			0,00	3,7				0,00
pyraclostrobin	< 0,01	0,01	0,02			0,02	0,01	0,01
thiacloprid	< 0,02	0,02	0,02	0,01	0,11		0,02	0,02

Gewasbeschermingsmiddelen in het grondwater en relevantie t.o.v. kwaliteitsnormen

Voor de toetsing van grondwater gelden twee wettelijke kaders. De eerste is het drinkwaterbesluit uit 2011, die aangeeft dat de individuele werkzame stof van een gewasbeschermingsmiddel niet een concentratie van 0.1 µg/l mag overschrijden. Voor de som van de gewasbeschermingsmiddelen geldt een limiet van 0.5 µg/l. De tweede is de Vierde Nota Waterhuishouding uit 1998, waarin streefwaarden voor een aantal stoffen uit de reeks van gewasbestrijdingsmiddelen.

Het toetsen van de concentraties van het grondwater aan de norm laat zien dat alleen bentazon, disphenyl-chloridazon, glyfosaat de grondwaternorm overschrijden. De gemiddelde concentraties van GBM's in het grondwater in het watervoerend pakket zijn over het algemeen significant lager dan in het drainagewater dat duidt op afbraak en vastlegging van de stoffen door bodempassage.

Tabel 18. Gemiddelde concentraties van de gewasbeschermingsmiddelen gevonden tenminste een keer boven detectielimiet in de drain afvoer of in de diepe peilbuizen in het watervoerend pakket of in de zandfilter van het ondergrondse opslagsysteem in Breezand vanaf Januari 2017 tot september 2017.

Stof	DL (µg/l)	Drain Gem (µg/l)	Grondw gem (µg/l)	ZF Gem (µg/l)
anthranile zuur iso-propylamide	<0,01	0,02	0,01	0,01
Azoxystrobin	< 0,01	0,01	0,01	0,01
Bentazon	<0,01	0,27	0,12	0,11
Benzofenon	<0,05	0,05	0,05	0,05
boscalid	< 0,05	0,05	0,09	0,05
carbendazim	< 0,02	0,15	0,04	0,02
chloorprofam	<0,02	0,02	0,03	0,02
chloridazon	< 0,02	0,05	0,03	0,02
cycloxydim	< 0,05	1,30	0,30	0,86
desphenyl-chloridazon		10,00	7,52	8,70
diethyltoluamide (DEET)	< 0,05	0,05	0,05	0,05
dimethenamide	< 0,01	0,01	0,01	0,01
ethyleenthiourea (ETU)	<0,1	0,20	0,10	0,10
fluopyram	<0,1	0,30	0,18	0,10
flutolanil	<0,01	0,23	0,03	0,14
foramsulfuron	<0,02	0,02	0,02	0,02

Stof	DL (µg/l)	Drain Gem (µg/l)	Grondw gem (µg/l)	ZF Gem (µg/l)
fosthiazaat	< 0,01	0,01	0,01	0,01
glyfosaat	<0,2	0,50	0,20	0,20
HTI	<0,01	0,51	0,07	0,09
lenacil	< 0,01	0,01	0,01	0,01
linuron	<0,01	0,01	0,01	0,01
MCPA	< 0,05	0,05	0,05	0,05
metamitron	< 0,02	0,02	0,02	0,02
methiocarb	< 0,02	0,02	0,02	0,02
methoxyfenozide	< 0,01	0,08	0,03	0,04
metolachloor	<0,01	0,01	0,01	0,01
pendimethalin	0,02	0,02	0,02	0,02
pirimicarb	<0,01	0,04	0,01	0,01
pirimicarb-desmethyl	<0,01	0,02	0,01	0,01
procimidon	<0,03	0,05	0,01	0,02
prothioconazool-desthio		0,00	0,09	
pyraclostrobin	< 0,01	0,02	0,01	0,01
thiacloprid	< 0,02	0,02	0,02	0,02

Reversibiliteit van opslag GBM's in grondwater

Om te bepalen of de opslag van infiltratiewater met GBM's leidt tot een permanente verhoging van concentraties van GBM is in de winter van 2017/2018 de zoetwaterbel in Breezand leeggepompt. Hierna is een monster genomen in de infiltratieput voor analyse van gewasbeschermingsmiddelen. Hieruit bleek dat, met uitzondering van desfenyl-chloridazon, de concentraties beneden de detectielimieten waren gedaald. Voor desfenyl-chloridazon waarvan de concentratie eerder boven de maximale detectiegrens van >10 µg/l had gelegen, was de concentratie naar 0,09 µg/l gedaald. Dit suggereert dat met het leegpompen van de zoetwaterbel, in combinatie met afbraak in de tijd, de veranderingen opgetreden in het grondwater volledig ongedaan kunnen worden gemaakt en dat het proces dus reversibel is voor wat betreft GBM's.

5.6.2 Borgsweer

Toegepaste GBM en aangetroffen concentraties

In totaal zijn 28 monsters geanalyseerd op de samenstelling van pesticiden; 8 monsters van drainagewater, 3 monsters van het water nadat het door het zandfilter is gegaan en 17 van het diepe grondwater. In 2017 zijn in Borgsweer 7 van de 31 volgens het spuitplan toegepaste stoffen aangetroffen. Daarnaast zijn er 17 stoffen aangetroffen die niet in het spuitplan waren opgenomen. Dit kan een gevolg zijn van retardatie van stoffen uit andere spuitjaren. Dit betekent dat de stoffen die wel aangetroffen de geretardeerde stoffen zijn uit voorgaande jaren of metabolieten daarvan.

Afbraak

De hoogst gemiddelde concentraties en waarden boven de detectielimiet in de drains gemeten zijn verantwoordelijk voor 58% van de totale som van gewasbeschermingsmiddelen concentraties boven de detectielimiet, terwijl 30% vanuit het grondwater komt.

Fluopicolide is het meest frequent gevonden van de gewasbeschermingsmiddelen, gevolgd door BAM, fluoxastrobin en thiamethoxam.

Stoffen die vaak voorkomen zijn BAM, fluopicolide, fluoxastrobin en thiamethoxam. Ze komen in veel mindere mate voor in het grondwater dan in de drains (Tabel 19), dat duidt op afbraak en vastlegging van de stoffen door bodempassage.

Tabel 19. Aantal gewasbeschermingsmiddelen gevonden over de detectielimiet in de verschillende componenten (peilbuizen in het veld, drains, zandfilter-ZF-, en grondwater – GW) van het ondergrondse opslagsysteem in Borgsweer vanaf februari 2017 tot september 2017. N is het aantal monsters genomen over de 7 maand periode.

Stof	Drains n=8	ZF n=3	GW n=17	SOM	In spuitplan
acetamiprid	13%	0%	0%	1	
azoxystrobin	13%	0%	0%	1	
chloridazon	75%	0%	0%	6	
clothianidin	0%	33%	0%	1	
cycloxiidim	0%	0%	24%	4	
desphenyl-chloridazon	13%	33%	24%	6	
dichloorbenzamide (BAM)	100%	100%	59%	21	
dimethenamide	50%	0%	0%	4	
dimethomorf	13%	0%	0%	1	
ethofumesaat	25%	0%	0%	2	
fluopicolide	100%	100%	65%	22	
fluoxastrobin	100%	100%	12%	13	x
fluroxypyr	0%	0%	12%	2	
fluenacet	0%	33%	6%	2	
isoxaben	63%	0%	0%	5	
MCPA	0%	0%	12%	2	x
mesosulfuron-methyl	13%	67%	47%	11	x
metalaxyl	0%	0%	6%	1	
metribuzin	75%	0%	6%	7	x
monolinuron	13%	0%	0%	1	
phtalimide	0%	33%	0%	1	
pyroxsulam	0%	33%	41%	8	x
thiacloprid	63%	0%	0%	5	x
thiamethoxam	63%	100%	29%	13	x
Gemiddelde concentratie (µg/l)	0.21	0.13	0.11		

Uitspoeling naar het oppervlaktewater en relevantie t.o.v oppervlaktewaterkwaliteit normen

In Borgsweer is circa 33% van het via de drains afgevoerde water gebruikt voor ondergrondse opslag. In de drainafvoer van Borgsweer zijn de volgende stoffen slechts eenmaal gedetecteerd: acetamiprid, dimethomorf, glufosinaat, glyfosaat, monolinuron, phtalimide en prothioconazool. Stoffen met een hogere gemiddelde concentratie zijn BAM, DPCZ, fluopicolide, metribuzin en MCPA. Verbindingen met de hoogste concentraties die worden vermeld, zijn chloridazon, DPCZ, metribuzine, MCPA en thiacloprid. Tabel 20 geeft een overzicht van alle gevonden concentraties waarvan fluoxastrobin, metribuzin en thiacloprid de enige stoffen zijn boven de oppervlaktewaterkwaliteit normen.

Tabel 20 Overzicht van de concentraties van stoffen gedetecteerd tenminste een keer boven detectie limiet in Borgsweer in de draineffluent en de peilbuizen van het ondergrondse opslagsysteem vanaf februari 2017 tot juni 2017. n is het aantal genomen monsters. Norm MTR, JG-MKN, en MAC-MKN zijn de normwaarden van de Vierde Nota Waterhuiding, de Jaargemiddelde milieukwaliteitsnorm en de Maximaal aanvaardbare concentratie milieukwaliteitsnorm, respectievelijk.

	DL	Drain Gem	Drain Max	Norm JG- MKN	Norm MAC- MKN	Norm MTR	Grondw Gem	Grondw Max
	(µg/l)	(µg/l)	(µg/l)	(µg/l)	(µg/l)	(µg/l)	(µg/l)	(µg/l)
acetamidrid	<0,01	0,01	0,03				0,01	0,01
azoxystrobin	<0,01	0,01	0,01		0,20	4,10	0,01	0,01
chloridazon	<0,02	0,19	0,99		27,00	190,00	0,02	0,02
cycloxdim	<0,05	0,05	0,05				0,07	0,33
desphenyl- chloridazon		2,50	2,50				0,91	1,90
dichloorbenzamide (BAM)	<0,07	0,24	0,37	1000			0,18	0,50
dimethenamide	<0,03	0,05	0,14		0,13	1,60	0,03	0,03
dimethomorf	<0,01	0,01	0,02	10			0,01	0,01
ethofumesaat	<0,01	0,01	0,02	6,40			0,01	0,01
fluopicolide	<0,07	0,05	0,11		0,71	0,71	0,12	0,39
fluoxastrobin	< 0,01	0,03	0,07		0,01	0,64	0,01	0,02
fluroxypyr	< 0,05	0,05	0,05				0,07	0,35
fluenacet	<0,01	0,01	0,01				0,01	0,02
isoxaben	<0,01	0,05	0,23	0,11			0,01	0,01
MCPA	< 0,05	0,05	0,05	0,00	1,40	15,00	0,24	2,20
mesosulfuron-methyl	< 0,02	0,02	0,03				0,03	0,10
metalaxyl	<0,02	0,02	0,02	46			0,02	0,02
metribuzin	< 0,05	1,94	12,00		0,12	1,10	0,05	0,10
monolinuron	<0,01	0,01	0,02		0,15	0,15	0,01	0,01
phtalimide	<0,01	0,01	0,01				0,01	0,01
pyroxulam	< 0,01	0,01	0,01				0,02	0,04
thiacloprid	< 0,02	0,27	1,50	0,00	0,01	0,11	0,02	0,02
thiamethoxam	< 0,01	0,02	0,03		0,14		0,01	0,03

Gewasbeschermingsmiddelen in het grondwater en relevantie t.o.v. kwaliteitsnormen

De gemiddelde concentraties van GBM in het grondwater (0,11 mg/l) zijn significant lager dan in het drainagewater (0,2 mg/l), wat duidt op afbraak en vastlegging van de stoffen door bodempassage. Van de 40 gekanaliseerde stoffen in het grondwater, alleen desphenyl-chloridazon, dichloorbenzamide (BAM), fluopicolide en MCPA zijn boven de 0,1 mg/l Europese grondwaternorm.

5.7 Normering gewasbeschermingsmiddelen

De chemische kwaliteit van het oppervlaktewater (zoet) moet voldoen aan de Kaderrichtlijn water (KRW). Dit is in Nederland vertaald naar de milieukwaliteitsnormen binnen het Nederlandse Besluit kwaliteitseisen en monitoring water (Bkmw, 2009) met maatlatten voor de jaargemiddelden (MKN JG) en maximaal toelaatbare concentraties (MKN MAC). Voor de stoffen die niet als prioriteerstoffen binnen de KRW zijn beschreven, gelden de normen opgenomen in de Regeling monitoring KRW (RMKRW, 2015) en, indien aanwezig, de MTR-normen van de Vierde Nota Waterhuishouding uit 1998 (VNW, 1998).

Voor grondwater geldt ook de KRW, die voorschrijft dat de individuele werkzame stof van een gewasbeschermingsmiddel niet een concentratie van 0.1 µg/l mag overschrijden. Voor de som van de gewasbeschermingsmiddelen geldt een limiet van 0.5 µg/l. Dit is opgenomen in Bijlage II in het Besluit kwaliteitseisen monitoring water (Mkmw,2009). Voor de stoffen die niet in het drinkwaterbesluit staan, geldt de Vierde Nota Waterhuishouding uit 1998, waarin streefwaarden voor een aantal stoffen uit de reeks van gewasbestrijdingsmiddelen zijn opgenomen. Bovendien is er het infiltratiebesluit dat normen stelt aan het te infiltreren water. Hier geldt dat de som van de bestrijdingsmiddelen niet meer dan 0.5 µg/l mag bedragen. Tabel 20 zijn alle de geanalyseerde stoffen en de bijbehorende normen te vinden in de bijlagen (GBM resultatenanalyses en normen in Breezand en GBM resultatenanalyses en normen in Borgsweer). De concentraties van de meeste stoffen zijn lager dan de MKN JG, MKN MAC, MTR of drinkwaternormen. Voor allebei de drainwaterkwaliteit en de grondwaterkwaliteit zijn weinig stoffen die de normen overschrijden.

Bij het toetsen van de gemeten GBM-concentraties (drainage, na zandfilter en grondwater) aan de normen kan het volgende gesteld worden ten aanzien van de ondergrondse opslagsystemen in Breezand en Borgsweer:

5.7.1 Contributie aan het oppervlaktewater

In het drainwater overschrijden alleen ethylethiourea (ETU), fluoxastrobin, metribuzin en thiacloprid de normen. Deze stoffen zijn slechts in een paar grondwatermonsters teruggevonden. Dit duidt op dat ze afbreekbaar zijn. De concentraties van deze stoffen waren niet aanmerkelijk hoger dan de normen en de verwachting is daarom, met de verdunning met het oppervlaktewater, ze ruim onder de oppervlaktewater kwaliteitsnormen blijven. Bovendien vermindert de afvoer van de drains naar de sloten aanzienlijk (80 respectievelijk 30%) bij toepassing van de ondergrondse opslagsystemen in Breezand en Borgsweer.

5.7.2 Contributie aan de grondwaterkwaliteit.

In het grondwater zijn concentraties aan bentazon, desphenyl-chloridazon, cicloxydim, glyfosaat, dichloorbenzamide (BAM), fluopicolide en MCPA boven de norm van 0,1 µg/l gevonden. Dit duidt erop dat deze stoffen mobiel en niet makkelijk afbreekbaar zijn.

Het toetsen van het drainwater aan de grondwaternorm geeft aan dat sommige stoffen uitkomen zoals fluopyran, glyfosaat, HTI, chloridazon, metribuzin, en thiacloprid boven de norm van 0,1 µg/l uitkomen. Deze stoffen zijn weinig of geheel niet teruggevonden in het grondwater. Dit duidt erop dat er sterke afbraak, vastlegging of retardatie plaatsvindt.

Bovendien is geconstateerd dat met het leegpompen van de zoetwaterbel, in combinatie met afbraak in de tijd, de veranderingen opgetreden in het grondwater volledig ongedaan kunnen worden gemaakt en dat het proces dus reversibel is voor wat betreft GBM's.

5.8 Conclusies en aanbevelingen

Geconstateerd is dat het overgrote deel aan GBM-concentraties in het drainwater onder de oppervlaktewaterkwaliteit norm uitkomen. Bovendien vermindert de uitspoeling van GBM's naar de sloot door de verminderde afvoer door het toepassen van een ondergronds systeem.

Daarnaast wordt bij het infiltreren van drainagewater in de ondergrond door afbraak en vastlegging de hoeveelheid aangetroffen stoffen in het watersysteem verder verlaagd. Bij een kleiondergrond is deze afname het grootst, hetgeen verband houdt met de hogere adsorptiecapaciteit van het in de bodem aanwezige klei. Uit de 81 geanalyseerde stoffen zijn er 7 (inclusief desphenyl-chloridazon, sectie 5.7.2) die als mobiel en persistente stoffen zijn beschouwd en die mogelijk een risico kunnen vormen voor de grondwaterkwaliteit. Het overgrote deel van deze stoffen wordt niet meer gebruikt in de spuitplannen. Alleen MCPA en glyfosaat worden nog steeds gebruikt.

Daarom wordt aanbevolen om de pesticides met die twee actieve stoffen (U46M respectievelijk Touchdown) niet meer te gebruiken en rekening te houden met het feit dat, volgens onze modellering, na het aanbrengen van de gewasbeschermingsmiddelen op het land het nog jaren kan duren voordat de gewasbeschermingsmiddelen de drains bereiken.

Uit bovenstaande conclusies volgen dat het toepassen van ondergrondse opslag bijdraagt aan de KRW-doelen om emissie van GBM te verlagen. Voor wat betreft infiltratie van water met GBM's in de ondergrond geldt dat de veranderingen opgetreden in het grondwater volledig ongedaan kunnen worden gemaakt, en dat het proces dus reversibel is voor wat betreft GBM's.

Vervolg AGRIMAR promotieonderzoek

In het AGRIMAR promotieonderzoek dat in samenwerking met TU Delft plaatsvindt, wordt het onderzoek naar processen in de ondergrond ten aanzien van gewasbeschermingsmiddelen (en nutriënten en pathogenen) na infiltratie voortgezet (zie paragraaf 6.6).

Binnen dit promotieonderzoek wordt onderzoek gedaan naar de waterkwaliteitsveranderingen tijdens ondergrondse opslag van water. Het doel van dit onderzoek is om de waterkwaliteitsveranderingen te identificeren, te begrijpen en uiteindelijk de kansen en risico's hiervan te bepalen voor de regio Noord-Nederland. De afronding van het onderzoek zal naar verwachting eind 2021 zijn.

6 Pathogenen

6.1 Inleiding

Voor de aardappelteelt geldt een beregeningsverbod met oppervlaktewater vanwege risico's op de aanwezigheid van de Bruinrot bacterie in het oppervlaktewater. Voor Zantedeschia en Hyacint heerst terughoudendheid met beregenen vanwege andere schadelijke bacteriën. Het oppervlaktewater is een belangrijke bron van bacteriële plant pathogenen. In een ondergronds opslagsysteem wordt het gebruik van oppervlaktewater als bron voor irrigatiewater vermeden en dient grondwater als alternatief. Daarnaast kunnen bij toepassing van een meervoudig systeem voor ondergrondse opslag, met aparte putten voor infiltratie en onttrekking zoals toegepast in Borgsweer, gewasziekten worden voorkomen. Er wordt met dit systeem een bodempassage gerealiseerd waarbij pathogenen afgebroken worden.

Wat doen pathogenen?

Wereldwijde schaarste van zoetwater als gevolg van klimaatverandering, droogte, verzilting en overexploitatie van waterbronnen zorgt voor vraag naar het recyclen van zoet water met behoud van een hoge waterkwaliteit. Afhankelijk van de waterbron en de behandeling van het gerecycled water voor gebruik, kan het nog steeds verontreinigingen bevatten zoals pesticiden, (agro) chemicaliën en ziekteverwekkers die tijdens irrigatie kunnen worden verspreid. Onder andere de aanwezigheid van bacteriële plantpathogenen in waterwegen en hun verspreiding via irrigatiewater vormen een bedreiging voor de irrigatie van gewassen. Irrigatiewater is geïdentificeerd als een van de besmettingsbronnen van Bruinrot. Hierdoor is irrigatie van aardappelen met oppervlaktewater in groten delen van Nederland verboden. De oorzakelijke bacterie voor deze ziekte is *Ralstonia solanacearum* die voor het eerst werd ontdekt in 1995. Ook in 2018 werd Bruinrot aangetroffen in Nederlandse oppervlaktewateren en op percelen van enkele aardappeltelers. De bacterie kan overleven in aarde en water en wordt overgebracht door andere planten zoals de brandnetel of solanaceae soorten zoals bitterzoet (*Solanum dulcamara*) die langs de waterkanalen groeit. Andere bacteriële pathogenen die in het oppervlaktewater aanwezig zijn, behoren tot de familie "Erwinia", die vooral belangrijk zijn in de bloembollensector.

6.2 Onderzoeksvragen

In het kader van ondergrondse opslag is de volgende onderzoeksvraag ten aanzien van bacteriële plant pathogenen (ziektekiemen) geformuleerd: worden ziektekiemen in het onttrokken water, voorkomen of beperkt door ondergrondse opslag (met name voor Bruinrot en *Erwinia*) en hoe kunnen risico's op ziektekiemen in beregeningswater worden geminimaliseerd?

Om deze onderzoeksvragen te kunnen beantwoorden zijn de volgende deelvragen gesteld:

- a) Hoe verhoudt het **hergebruik van drainagewater voor irrigatie** met behulp van ondergrondse opslag zich tot het gebruik van oppervlaktewater voor irrigatie in relatie tot pathogenen?
- b) Wat is de invloed van de verschillende onderdelen van de **waterketen** op de samenstelling van bacteriën? Is er sprake van groei of reductie van het aantal bacteriën door het systeem? En hoe verandert de samenstelling van de types bacteriën in de waterketen?

6.3 Aanpak

Elke drie maanden zijn er watermonsters genomen en geanalyseerd op microbiologische activiteit, met een totaal van vier bemonsteringsronden. De monsternamen zijn uitgevoerd in mei 2017, september 2017, november 2017 en februari 2018. De volgende onderdelen van het watersysteem zijn bemonsterd:

- Drainput: het verzamelpunt van drainagewater uit een verzameldrain;
- Vlotterkist: het verzamelpunt van het te infiltreren water na filtering (zandfilter);
- Peilbuizen in de watervoerende laag en infiltratie/onttrekkingsputten (vanaf de tweede bemonsteringsronde);
- Oppervlaktewater (vanuit de naastgelegen sloot). Per ronde zijn twee monsters genomen om ruimtelijke verschillen vast te kunnen stellen.

Wageningen Plant Research heeft de verzamelde watermonsters afkomstig van ondergrondse opslagsystemen voor zoetwater in Breezand en Borgsweer bacteriologisch gekarakteriseerd.

De volgende analyses zijn uitgevoerd om het aantal bacteriekolonies, bacteriecellen en type bacteriën vast te stellen:

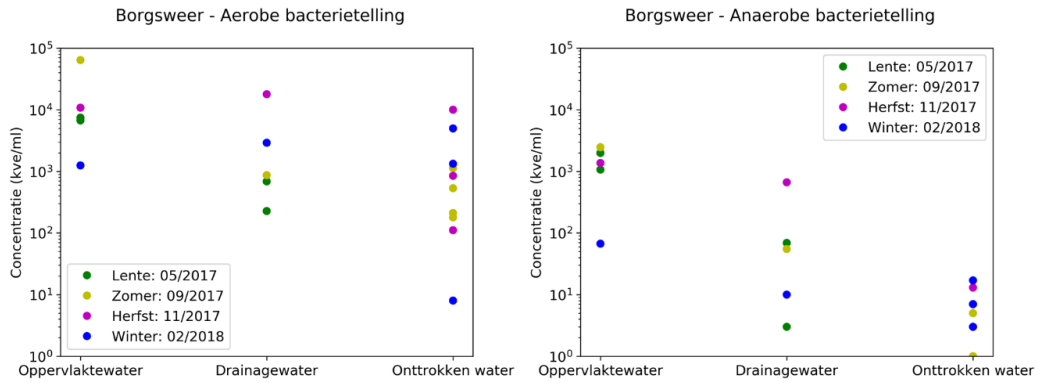
- Bacterietellingen: het aantal bacteriekolonies zijn bepaald onder aerobe en anaerobe omstandigheden, als aantal kolonievormende eenheden per milliliter;
- Levend/dood teling: de aanwezige cellen in het watermonster zijn gekleurd. Na de kleuring is op een klein volume met een fluorescentie microscoop het aantal groen fluorescerende (levende cellen) en het aantal rood fluorescerende (dode cellen) bacteriecellen geteld.
- Microbioom-analyses van bacteriën in water: uit de watermonsters is het DNA geëxtraheerd. Deze gegevens zijn geanalyseerd, met als resultaat een lijst van OTU's (operational taxonomic units): de taxonomische groepen bacteriën die er in de monsters voorkomen;

6.4 Analyseresultaten

6.4.1 Bacterietellingen

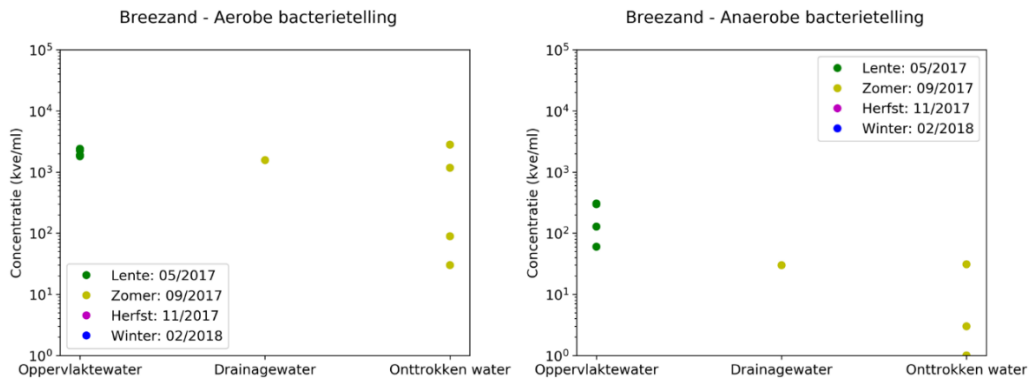
De bacterietellingen zijn gedaan op monsters, genomen vanuit waterlichamen waarin de omstandigheden aerob en anaerob waren. Een groot deel van de waargenomen bacteriën heeft een aerob metabolisme, waarbij zuurstof benodigd is. Maar veel bacteriën kunnen ook zonder zuurstof 'ademhalen', dit zijn de anaerobe bacteriën. Bij de bacterietellingen is een hoeveelheid water op een voedingsbodem aangebracht, waarna in aerobe of anaerobe omstandigheden is gekeken hoeveel kolonievormende eenheden er groeiden.

Figuur 41 toont de aerobe en anaerobe bacterietelling in Borgsweer. Op de x-as staat de hoeveelheid kolonievormende eenheden en op de y-as de drie typen water waarnaar is gekeken; oppervlaktewater, drainagewater en onttrokken water. De aerobe en anaerobe bacterietellingen lijken beide een dalende trend te vertonen met de hoogste tellingen in het oppervlaktewater en de laagste in het onttrokken water. Deze trend zou betekenen dat het drainagewater gemiddeld gezien meer aerobe en anaerobe bacteriën bevat en dat het onttrokken water minder bacteriën bevat dan het geïnfilterde drainagewater.



Figuur 41: Bacterietellingen Borgsweer voor oppervlaktewater, drainagewater en onttrokken water. De verschillende kleuren punten tonen de verschillende meetperiodes, als beschreven in de legenda.

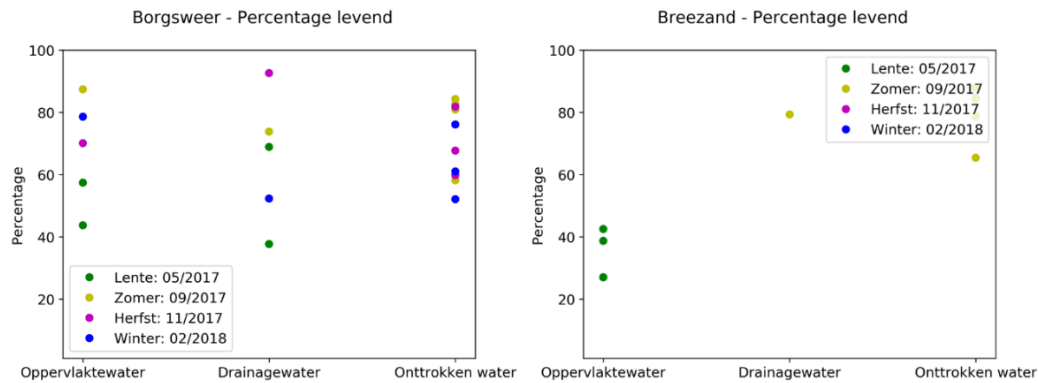
Figuur 42 toont de aerobe en anaerobe bacterietelling in Breezand. Hier waren minder watermonsters beschikbaar door inundatie van het perceel in Breezand in een deel van 2017 en het daaropvolgende leegtrekken van de zoetwaterbel; in deze perioden is geen water geïnfiltreerd en zijn geen monsters genomen van het onttrokken water. Er waren te weinig gegevens beschikbaar om een duidelijke conclusie te trekken, maar een gelijke trend als in het systeem in Borgsweer, lijkt plausibel.



Figuur 42: Bacterietellingen Breezand voor oppervlaktewater, drainagewater en onttrokken water. De verschillende kleuren punten tonen de verschillende meetperiodes, als beschreven in de legenda.

6.4.2 Levend/dood tellingen

Naast de bacterietellingen is er ook gekeken naar het aantal dode en levende cellen in het watermonster. Figuur 43 toont het percentage levende cellen in het oppervlaktewater, drainagewater en onttrokken water samples in Breezand en Borgsweer. Er blijkt geen duidelijke trend te zijn tussen de verschillende soorten watermonsters en het percentage levende bacteriën.



Figuur 43: Percentage levende cellen in Breezand en Borgsweer. De verschillende kleuren punten tonen de verschillende meetperiodes, als beschreven in de legenda.

6.4.3 Microbioom-analyse

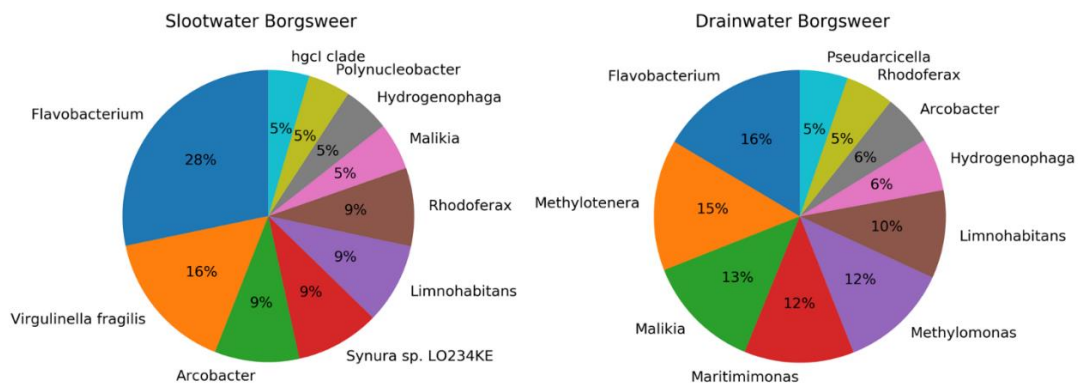
De bacterietellingen en de levend/dood tellingen geven een idee over de hoeveelheid bacteriën in de watermonsters en de vitaliteit van deze bacteriën. Hieruit bleek dat in de watermonsters van het oppervlaktewater gemiddeld meer bacteriën bevatten dan het drainagewater, daarnaast bevatte het onttrokken water gemiddeld minder bacteriën dan het geïnfiltreerde drainagewater. In deze paragraaf wordt gekeken of er naast de verschillen in totaal aantal bacteriën ook verschillen zitten in de soortensamenstelling van bacteriën. Met behulp van een microbiom-analyse is er onderzoek gedaan naar het DNA aangetroffen in de watermonsters. Dit DNA is gebruikt om te kijken welke bacterie soorten er in de verschillende watermonsters zitten (*reads*), dit is gedaan op genus niveau.

In totaal zijn er analyses gedaan van meer dan 2000 verschillende bacteriegroepen in de microbiom-analyses. Om overzicht te creëren zijn er in deze paragraaf per watertype de 10 grootste bacteriegroepen bepaald, waarna aan de hand van deze verschillende bacteriegroepen wordt gekeken naar de verspreiding van deze groepen in het grondwater.

Karakteristieken verschillende watertypen

Borgsweer

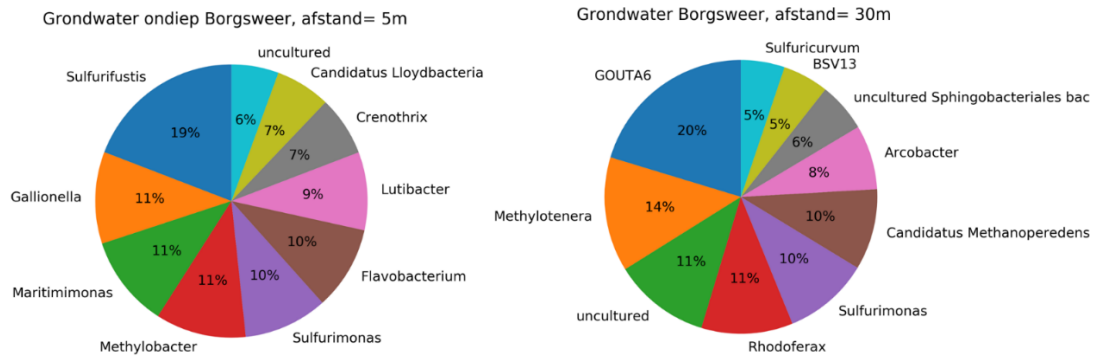
Figuur 44 toont de 10 grootste bacteriegroepen uit de microbiom-analyse voor het slotwater en het drainwater in Borgsweer. Het slotwater en ook het drainwater zal het grootste deel van de tijd zuurstofrijk zijn waardoor te verwachten is dat aerobe bacteriën het meest voorkomen in beide monsters. In het slotwater en het drainwater is in beide de groep *Flavobacterium* aanwezig met de meeste *reads*. Andere overeenkomende bacteriegroepen zijn *Malikia*, *Arcobacter*, *Rhodoferax*, *Hydrogenophaga*, en *Limnohabitans*. In totaal komen 6 van de 10 bacteriën overeen tussen beide groepen.



Figuur 44: De 10 grootste bacteriegroepen volgens de microbiom analyse in het slotwater en het drainwater van Borgsweer.

De DNA-samenstelling van het grondwater op 5 m afstand van de infiltratieput heeft bacteriologisch een andere samenstelling dan het drainagewater. Dit komt door veranderingen in de redox omstandigheden van het geïnfiltreerde water. Reacties van zuurstof en nitraat met aquifer mineralen en organisch materialen, zorgen voor een afname van zuurstof en nitraat in het water. Op 5 meter afstand van de infiltratieput bevat het water geen zuurstof en nitraat meer. Dit is ook te zien in de bacteriologische samenstelling van het water, de aangetroffen bacteriën in de grondwatermonsters zijn veelal anaerobe bacteriën (*Sulfurifustis* (zwavel oxiderend), *Gallionella* (ijzer oxiderend), *Crenothrix* (ijzer gerelateerd) en *Sulfurimonas* (nitraat reducerend, zwavel oxiderend)). Maar daarnaast zijn ook de invloeden van het geïnfiltreerde drainagewater nog zichtbaar met de aanwezigheid van de aerobe *Flavobacterium*.

Op 30 m afstand van de infiltratieput is de samenstelling van het water significant anders. De grootste bacteriegroepen zijn de nog niet eerder geobserveerde (in de 10 grootste groepen) *GOUTA6* en *Methylothera* groepen, waarover weinig gepubliceerd is.

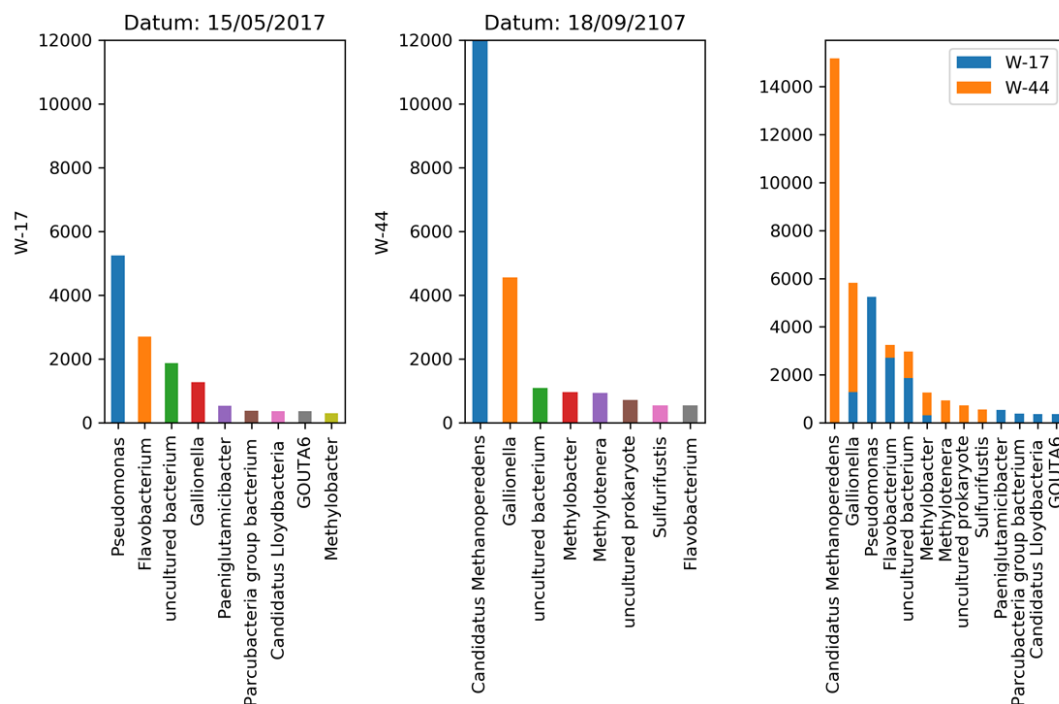


Figuur 45: De 10 grootste bacteriegroepen volgens de microbiom analyse in het grondwater van Borgsweer. Met rechts het zoete geïnfiltreerde drainagewater op 5 meter afstand (maximale diepte watermonsters=20 meter) en links het zoute initiële grondwater op 30m afstand van de infiltratieput.

De verschillende watertypen tonen een aanzienlijke heterogeniteit over de 10 grootste groepen. Het lijkt alsof de samenstelling van de bacteriegroepen voor het grootste deel afhankelijk is van de aanwezige voedingsstoffen in het water. In het anaerobe water worden minder aerobe bacteriën gevonden. Dit betekent mogelijk dat door een tekort aan voedingsstoffen de aerobe bacteriën niet kunnen overleven.

Breezand

Omdat er minder watermonsters zijn genomen in Breezand van de sloot en het drainwater, ligt de focus hier op het diepe grondwater. In Breezand werd tussen april en november continu water onttrokken uit de ondergrondse opslag. Dit betekent dat tijdens de eerste en tweede analyserondes in Breezand een ander soort watertype is gemeten. Het water wat onttrokken wordt, is in een toenemende periode in de ondergrond opgeslagen. Hoe langer er wordt onttrokken des te 'ouder' het water wordt. Aan het begin van de onttrekking (15/05) heeft het water nog de karakteristieken van het drainwater, met aerobe bacteriën als *Pseudomonas* en *Flavobacterium*. Later tijdens de onttrekking (18/09) zijn de aerobe bacteriën veel minder aanwezig.

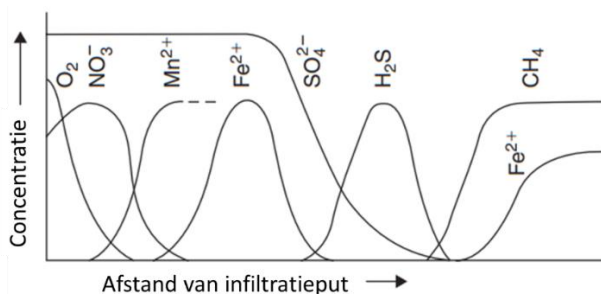


Figuur 46: De 10 grootste groepen bacteriën geanalyseerd tijdens de microbiom analyse in het grondwater op - 10m-mv en op 5m afstand van de infiltratieput. De karakteristieken van de samples op 15/05 en 18/09 verschillen doordat er op dat moment werd onttrokken uit de ondergrondse opslag.

Redox invloeden specifieke bacteriën

De mens heeft zuurstof nodig om te blijven leven. Dit zuurstof wordt gebruikt om stoffen om te zetten, met als doel het verkrijgen van energie voor transport, beweging en groei. Bacteriën gebruiken zuurstof, maar ook vaak andere stoffen voor hun ‘ademhaling’. De energie die bij de mens door zuurstof wordt gecreëerd, komt vrij tijdens redoxreacties. Veel bacteriën kunnen bijvoorbeeld ook nitraat, ijzer of sulfaat gebruiken om energie te verkrijgen. In de vorige paragrafen is het belang van deze redox invloeden getoond. De bacteriële karakteristieken van de watermonsters verschillen behoorlijk in aerobe (zuurstofrijke) en anaerobe (zuurstofarme) omstandigheden. In deze paragraaf wordt er gekeken naar trends in de ondergrond van specifieke bacteriën met een bepaalde voorkeur om ‘adem te halen’.

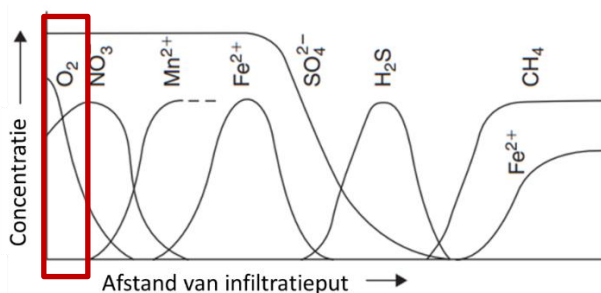
Het geïnfiltreerde water tijdens ondergrondse opslag is rijk aan zuurstof en nitraat. Door (microbiologische) reacties in de ondergrond verdwijnt langzaam het zuurstof en nitraat. In de push-pulltesten is aangetoond dat de afbraak van zuurstof en nitraat in de ondergrond een relatief snel proces is in de eerste paar meters vanaf de infiltratieput.



Figuur 47: De volgorde van de reductie processen in grondwater.

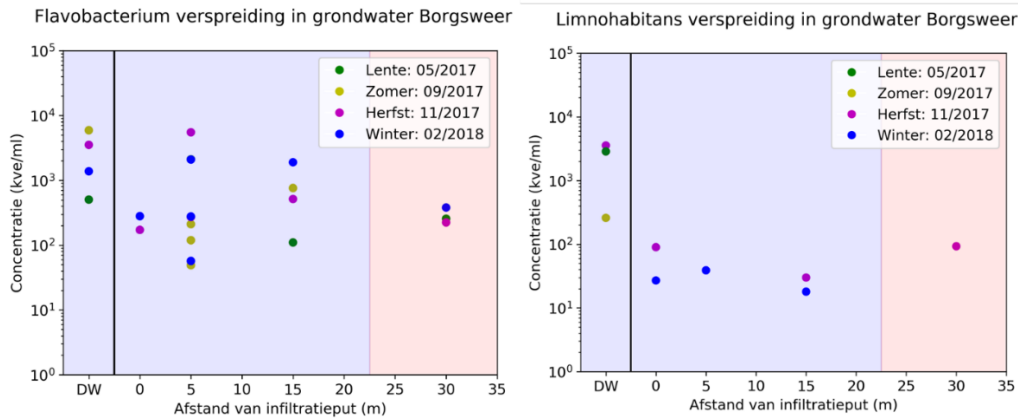
Verder van de infiltratieput zijn er dus geen of lagere concentraties van zuurstof en nitraat aanwezig. Mogelijk zorgt dit voor de groei van bacteriën die andere stoffen gebruiken voor hun ‘ademhaling’. Figuur 47 toont het verloop van de verschillende redox processen in de ondergrond. De stoffen dichtbij de infiltratieput leveren meer energie op waardoor deze bacteriën een voordeel hebben op anaerobe bacteriën en dus sneller zullen groeien. Verder van de put zullen de aerobe bacteriën moeilijk overleven zonder zuurstof en zullen de anaerobe bacteriën langzaam groeien. Bovenstaand proces is bekeken aan de hand van verschillende bacteriën met voorkeuren voor verschillende redox processen (oftewel, verschillende soorten ademhaling) voor hun energiesysteem.

Aerobe bacteriën



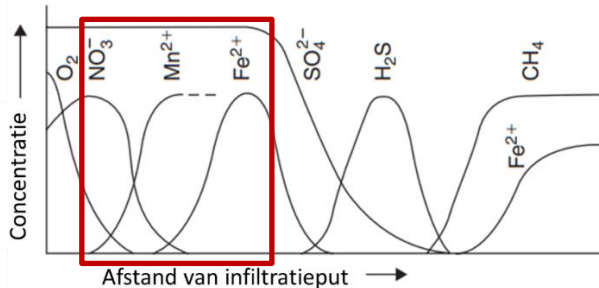
Figuur 48: De volgorde van de reductie processen in grondwater. Met in het rode vierkant de benodigde stoffen voor aerobe bacteriën.

Aerobe bacteriën gebruiken zuurstof als belangrijkste ‘energieleverancier’. Het drainagewater is meestal aerob, zuurstofrijk. In de bodem zullen de zuurstofconcentraties langzaam verminderen door microbiologisch gebruik en de reactiviteit van de watervoerende laag. Daardoor lijken de concentraties bacteriën langzaam af te nemen verder van de put. De bacteriën worden wel in lagere concentraties op alle afstanden teruggevonden.



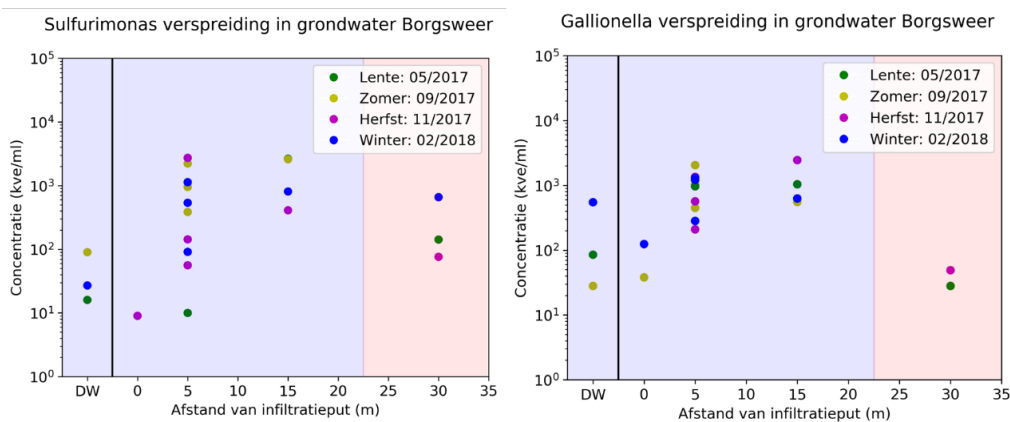
Figuur 49: Voorbeeld van twee aerobe bacteriegroepen in het grondwater in Borgsweer. De verschillende kleuren stippen geven de verschillende monstertijdstippen aan. DW op de x-as geeft het drainwater aan. De blauwe achtergrond kleur geeft het deel van het (zoete) grondwater aan met invloeden van de ondergrondse opslag ($EC < 2$ ms/cm). De rode achtergrond kleur geeft het (brakke) grondwater aan, waar geen invloed van de ondergrondse opslag wordt verwacht ($EC > 2$ ms/cm).

Denitrificerende – ijzer oxiderende bacteriën



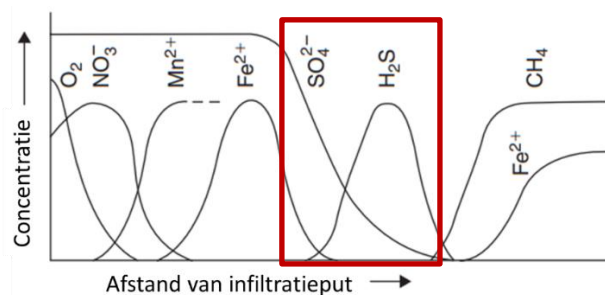
Figuur 50: De volgorde van de reductie processen in grondwater. Met in het rode vierkant de benodigde stoffen voor denitrificerende en ijzer oxiderende bacteriën.

Denitrificerende en ijzer oxiderende bacteriën gebruiken nitraat en ijzer voor hun ademhaling. *Sulfurimonas* staat bekend voor de reductie van nitraat maar ook voor de oxidatie van zwavel en waterstof. *Gallionella* staat bekend als ijzer-oxiderende bacteriegroep. Zoals verwacht, is bij beide bacteriegroepen een stijging te zien in de concentratie vanaf de drain naar het grondwater.. Ook lijken de concentraties voor beide groepen hoger in het zoete grondwater dan in het zoute grondwater.



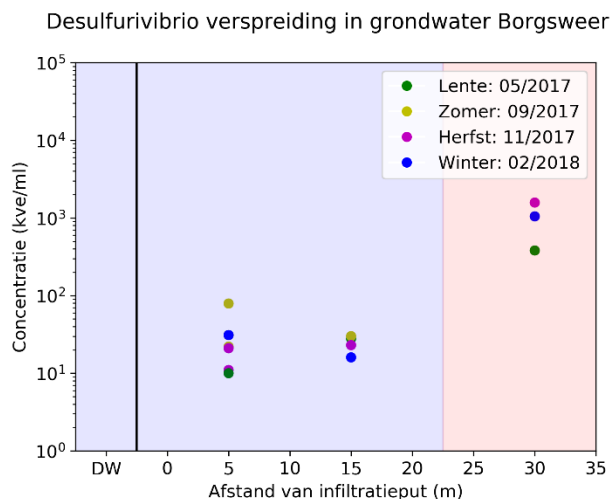
Figuur 51: Voorbeeld van een denitrificerende en ijzer oxiderende bacteriegroep in het grondwater in Borgsweer. De verschillende kleuren stippen geven de verschillende monstertijdstippen aan. DW op de x-as geeft het drainwater aan. De blauwe achtergrond kleur geeft het deel van het (zoete) grondwater aan met invloeden van de ondergrondse opslag ($EC < 2$ ms/cm). De rode achtergrond kleur geeft het (brakke) grondwater aan, waar geen invloed van de ondergrondse opslag wordt verwacht ($EC > 2$ ms/cm).

Sulfaat-reducerende bacteriën



Figuur 52: De volgorde van de reductie processen in grondwater. Met in het rode vierkant de benodigde stoffen voor denitrificerende en ijzer oxiderende bacteriën.

Sulfaat-reducerende bacteriën gebruiken sulfaat voor hun ademhaling. *Desulfurivibrio* staat bekend als een sulfaat-reducerende bacteriegroep. Deze groep is niet gevonden in het drainwater maar wel in het grondwater en dan met name in het brakke grondwater op 30m-afstand van de infiltratieput. Het sulfaat wordt omgezet naar H₂S, wat bekend staat om zijn sterke geur. Tijdens het bemonsteren van het grondwater was deze onaangename geur daadwerkelijk aanwezig.



Figuur 53: Voorbeeld van een sulfaat-reducerende bacteriegroep in het grondwater in Borgsweer. De verschillende kleuren stippen geven de verschillende monstertijdstippen aan. DW op de x-as geeft het drainwater aan. De blauwe achtergrond kleur geeft het deel van het (zoete) grondwater aan met invloeden van de ondergrondse opslag ($EC < 2 \text{ ms/cm}$). De rode achtergrond kleur geeft het (brakke) grondwater aan, waar geen invloed van de ondergrondse opslag wordt verwacht ($EC > 2 \text{ ms/cm}$).

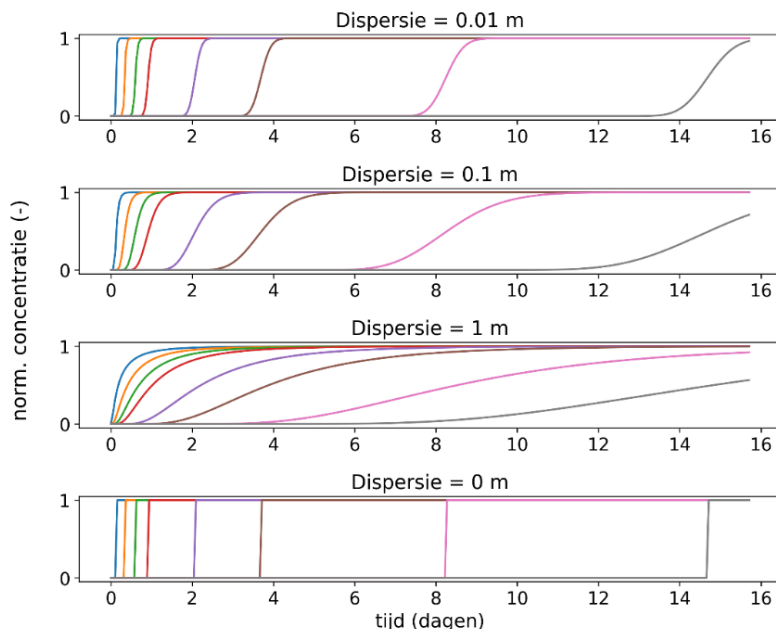
6.5 Reis- en verblijftijden

De reis en verblijftijden in een meervoudig systeem zijn belangrijk voor de afbraak van meststoffen, gewasbeschermingsmiddelen en plant pathogenen. Hoe langer de reis en verblijftijden zijn, hoe meer afbraak er plaats vindt door water/aquifer interactie. Reis en verblijftijden zijn afhankelijk van diverse parameters:

1. Infiltratie en onttrekkingsdebieten
2. Dispersie
3. Afstand tussen infiltratie en onttrekkingsputten.

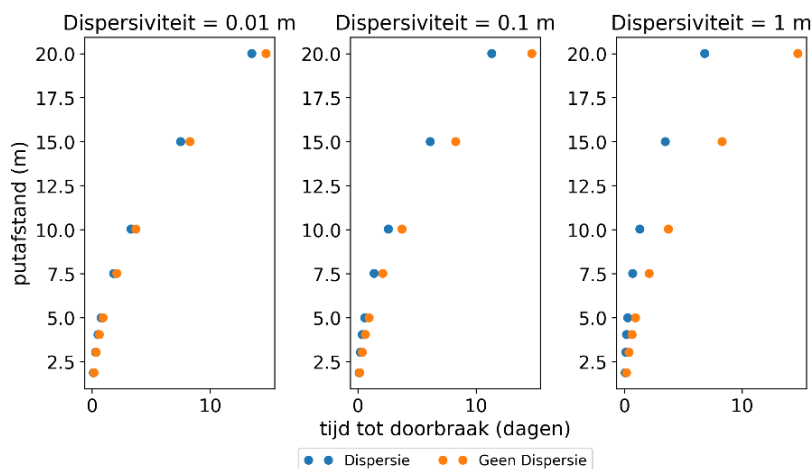
Hogere infiltratie en onttrekkingsdebieten zorgen voor hogere stroomsnelheden in de ondergrond en dus lagere reis- en verblijftijden. De kortste verblijftijd wordt bereikt bij gelijktijdige infiltratie en onttrekking. Dispersie wordt veroorzaakt door het stromen door een poreus medium. Er zijn meerdere stromingswegen mogelijk door de poriën met verschillende reis en verblijftijden.

Een hoge dispersiviteit (samen met de convectieve verplaatsing bepalend voor de dispersie) betekent veel verschillende stromingswegen en dus veel spreiding in de reis en verblijftijden. Hierdoor wordt een deel van de reis en verblijftijden korter en een deel langer. In Figuur 54 zijn de invloeden van de dispersiviteit op de reis en verblijftijden getoond. Een hogere dispersiviteit zorgt voor een vlakker doorbraakcurve waardoor een deel van het water eerder en later aankomt. Een grotere afstand tussen de infiltratie en onttrekkingsputten zorgt voor een grotere bodempassage en daardoor ook een langere reis en verblijftijd.



Figuur 54: Invloed van dispersiviteit op de reis en verblijftijden. Een hogere dispersiviteit zorgt ervoor dat de doorbraakcurve vlakker is, waardoor een deel van het water eerder aankomt en een deel later.

De ideale reis- en verblijftijden zijn afhankelijk van de snelheid van de afbraak van de stoffen en de gewenste concentraties. Figuur 55 toont de putafstand tussen infiltratie en onttrekkingsput en de tijd tot het geïnfiltreerde water aankomt bij de onttrekkingsput (gedefinieerd als het observeren van minimaal 0,01 keer de infiltratieconcentratie), wanneer er alleen geïnfiltreerd wordt. Dit is berekend met een axisymmetrisch 1-dimensionaal model, met een vast en continu infiltratievolume (25 m³/uur). De tijd tot de aankomst van het geïnfiltreerde water neemt exponentieel toe bij een grotere putafstand. Dit betekent dat relatief grote putafstanden niet nodig zijn om een lange reis- en verblijftijd vast te stellen.

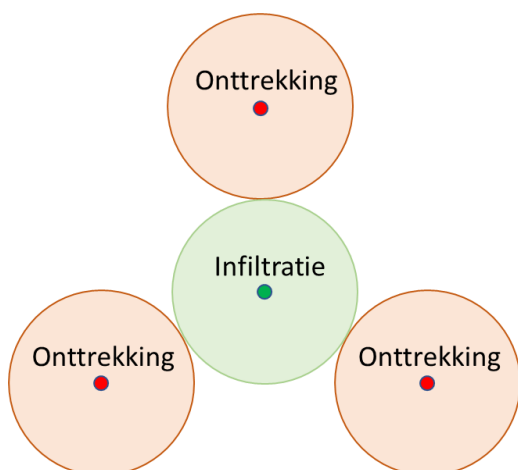


Figuur 55: De tijd tot het geïnfiltreerde water aankomt in de onttrekkingsput is hier getoond tegenover de putafstand. De tijd tot doorbraak neemt exponentieel toe bij een grotere putafstand. De figuren zijn gebaseerd op alleen infiltratie (25 m³/uur), zonder onttrekking.

Voorbeeld

In het AGRIMAR-project is onderzoek gedaan naar de afbraak van bacteriën in drainagewater, zie ook sectie 6.6. Onder aquifer omstandigheden duurt een 3-log afname (10 graden Celsius en natuurlijk drainagewater microbiota) ongeveer 15 dagen. Dit betekent dat een reis en verblijftijd van 15 dagen zorgt voor een afname van 99.9%. In het AGRIMAR-project wordt verder onderzoek gedaan hoe het transport in de ondergrond de afbraak beïnvloedt. Waarschijnlijk zorgt het transport voor een snellere afbraak. Totdat hierover meer bekend is, is het zinvol om een veilig systeem met een verblijftijd van 15 dagen te hanteren.

Om vast te stellen hoe groot de afstand tussen de infiltratie- en onttrekkingsput in Borgsweer moet zijn om een verblijftijd van 15 dagen te kunnen garanderen, is de situatie versimpeld voorgesteld. Er wordt rekening gehouden met een porositeit van 0,3, geen dispersiviteit, geen natuurlijke grondwaterstroming en alleen horizontale stroming als gevolg van onttrekking en infiltratie. Het negeren van de dispersiviteit zorgt voor een onderschatting van de putafstand. De gebruikte infiltratie en onttrekkingscapaciteit van het systeem in Borgsweer zijn 15 m³/u en 10 m³/uur (voor 1 onttrekkingsput) respectievelijk. Er is in de berekening van uitgegaan dat er niet op hetzelfde moment wordt geïnfiltraerd en onttrokken. De kortste verblijftijd komt voort uit eerst infiltratie tot halverwege de putafstand en daarna onttrekking tot halverwege de putafstand. Deze berekening resulteert dat een putafstand van tussen de 10-15 meter nodig is voor een afname van 99.9% van de plant pathogene bacteriën. Bij een afstand van 5 m, zoals in de pilot is gehanteerd, zal een deel van de pathogenen niet volledig verdwijnen, zoals ook blijkt uit de metingen.



Figuur 56: Schematische weergave Borgsweer. Infiltratie tot halverwege de onttrekkingsput en onttrekking tot halverwege de infiltratieput zorgt voor de kortste reis- en verblijftijd.

6.6 Vervolg AGRIMAR-promotieonderzoek

6.6.1 Algemeen

In het Spaarwateronderzoek is in een breed onderzoek gekeken naar gedrag van gewasbeschermingsmiddelen (hoofdstuk 5), nutriënten (hoofdstuk 4) en plant pathogene bacteriën bij het infiltreren van drainwater in de ondergrond. Dit heeft tot nieuwe inzichten geleid. Een aantal onderdelen verdienen nader onderzoek.

In het AGRIMAR-promotieonderzoek wordt een verder onderzoek gedaan naar de waterkwaliteitsveranderingen tijdens ondergrondse opslag van water. Het doel van dit onderzoek is om de waterkwaliteitsveranderingen te identificeren, te begrijpen en uiteindelijk de kansen en risico's hiervan te bepalen voor de regio Noord-Nederland. De afronding van het onderzoek zal naar verwachting eind 2021 zijn.

Het AGRIMAR promotieonderzoek is opgedeeld in twee onderzoeken:

1. PhD 1: verwijdering van plant pathogenen uit drainagewater tijdens MAR. Een aantal voorlopige resultaten ten aanzien van pathogenen zijn al bekend, die in onderstaande paragrafen worden toegelicht;
2. PhD 2: MAR waterkwaliteit – Een kwantitatieve beoordeling in een ‘multi-scale’ benadering.

De twee onderzoeken worden in hiernavolgende paragrafen toegelicht.

6.6.2 PhD1: verwijdering van plant pathogenen uit drainagewater tijdens MAR

Algemeen

In het Spaarwater onderzoek is in een breed onderzoek gekeken naar bacteriën in het ondergrondse opslagsysteem. Met behulp van bacterietellingen, levend/dood analyses en microbiom-analyses is gekeken hoe de hoeveelheden bacteriën, de staat van de bacteriën en de samenstelling van de watertypen verschilt over het hele systeem. Dit onderzoek heeft veel nieuwe inzichten gegeven in het overleven van bacteriën in de ondergrond. Resultaten die missen in het Spaarwater onderzoek zijn specifieke inzichten in de overleving van plant pathogenen bacteriën. Deze vraag bleek te specifiek en te uitgebreid voor het Spaarwater project. In samenwerking met de TU Delft is om deze vraagstukken toch te beantwoorden, een promotieaanvraag ingediend bij de NWO-topsector Water call. Deze aanvraag is goedgekeurd met een excellente beoordeling.

Het AGRIMAR-onderzoek richt zich op de bacteriën die zwartbenigheid, zachtrot en bruinrot veroorzaken: *Dickeya solani*, *Pectobacterium carotovorum sp. carotovorum* en *Ralstonia solanacearum*. Zware neerslagevenementen zoals in juli 2015 kunnen leiden tot overstroming van het oppervlaktewater en het drainagesysteem, waardoor ziekteverwekkers het MAR-systeem kunnen betreden na infiltratie van het drainwater. Ook besmette aardappelknollen in het veld kunnen het drainwater verontreinigen wanneer de ziekteverwekkers worden getransporteerd via het grondwater naar het drainagesysteem. De hypothese van dit onderzoek is dat de bacteriën de bodempassage tijdens MAR niet overleven, doordat ze niet zijn aangepast aan de omstandigheden in de ondergrond. Ten eerste is de temperatuur in de watervoerende laag constant op 10 ° C, wat niet de optimale groeitemperatuur van deze bacteriën is en ze worden geconfronteerd met een zuurstofarme omgeving. Ten tweede zijn andere micro-organismen in de ondergrond aanwezig die zijn aangepast aan de omstandigheden van de watervoerende lagen. Ze kunnen optreden als concurrenten of antagonisten voor de geïntroduceerde ziekteverwekkers. In dit onderzoek worden de aquifer omstandigheden nagebootst om te bepalen hoe lang de plant pathogenen bacteriën kunnen overleven in de ondergrond. Deze informatie wordt gebruikt om richtlijnen op te stellen voor het veilig gebruik van MAR water voor irrigatie.

Het AGRIMAR-onderzoek richt zich op het beantwoorden van de volgende onderzoeksvragen:

1. Hoe snel sterven de bacteriële plant pathogenen in drainwater onder natuurlijke MAR-condities? Welke invloed heeft temperatuur en de andere aanwezige micro-organismen op de overleving van de ziekteverwekkers?
2. In het MAR-systeem stroomt het water van de infiltratie in de richting van de onttrekking put wanneer water uit het systeem wordt gepompt. De bacteriën kunnen met de waterstroom worden getransporteerd, maar ze moeten door de fijne bodemstructuur gaan. Hoe is de overleving tijdens deze bodempassage?
3. Bestaat er een aanvaardbare concentratie van bacteriële plant pathogenen in irrigatiewater, waarbij er geen plantenziektes worden veroorzaakt (biologische drempelwaarde)?
4. Met de kennis van de laboratoriumexperimenten wordt berekend hoe hoog het risico zal zijn om bacteriële plant pathogenen in het gerecyclede irrigatiewater te vinden met behulp van kwantitatieve microbiële risicobeoordeling. Is het veilig om met MAR behandeld water te gebruiken bij irrigatie?

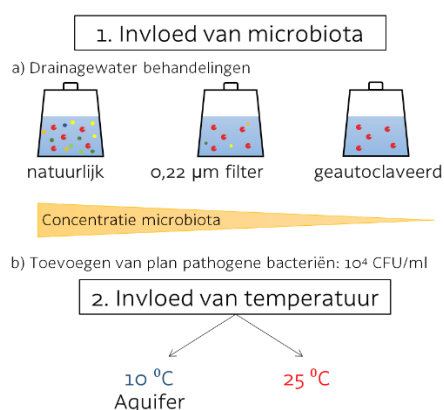
Aanpak

Het onderzoek is onderverdeeld in verschillende onderzoeksvragen die in verschillende experimenten worden benaderd. In de eerste experimenten wordt de overleving van plant pathogenen onderzocht onder verschillende omstandigheden in natuurlijk drainwater. De tweede experimenten focussen op het transport van de bacteriën in de ondergrond. Dit wordt gesimuleerd in experimenten met bodemkolommen.

De eerste experimenten met betrekking tot het overleven van pathogenen in drainwater onder MAR-omstandigheden zijn uitgevoerd zoals weergegeven in Figuur 57. In batch experimenten wordt de overleving van plant pathogenen onderzocht onder verschillende omstandigheden in natuurlijk drainwater. Voordat de bacteriën aan het drainwater worden toegevoegd, wordt het drainwater op drie verschillende manieren behandeld:

1. Natuurlijk: geen behandeling.
2. 0,22 μm gefilterd: het afvoerwater wordt gefilterd door een filter met een poriegrootte van 0,22 μm om het grootste deel van de aanwezige microbiota (micro-organismen) te verwijderen.
3. Autoclaf: het drainwater wordt verwarmd voor 20 min bij 121 $^{\circ}\text{C}$ en 14,5 psi, zodat het drainwater steriliseert en de huidige microbiota gedood wordt.

Na de voorbereiding van het drainwater worden de bacteriën respectievelijk in het drainwater geïnoculeerd met een concentratie van 10^4 CFU/ ml.



Figuur 57: Overzicht van batch experimenten om de overleving van plant pathogene bacteriën tijdens MAR-omstandigheden te bepalen.

Er worden twee temperaturen getest: 10 $^{\circ}\text{C}$ is de temperatuur in de ondergrond en ter vergelijking een hogere temperatuur van 25 $^{\circ}\text{C}$, wat ook tijdens de zomermaanden kan voorkomen als temperatuur van het drainagewater. Om de overlevingskinetiek te observeren, worden periodiek monsters genomen om de bacteriële concentraties te kwantificeren. Dit wordt gedaan totdat de bacteriën niet meer detecteerbaar zijn. De experimenten worden ook uitgevoerd onder anoxische omstandigheden omdat in de zoetwaterbubbel de zuurstof die met het drainwater wordt ingebracht snel wordt verbruikt door aanwezige micro-organismen of andere chemische reacties.

Als volgende stap zal het transport van de bacteriën in de ondergrond worden gesimuleerd in experimenten met bodemkolommen. Deze experimenten geven ons inzicht in de effectiviteit van de bodempassage tijdens MAR. We zijn van plan om onze overlevingsexperimenten met de bacteriën ook in het veld uit te voeren, zodat de laboratoriumexperimenten vergeleken kunnen worden met veldomstandigheden. Daarnaast worden er in een kas experimenten gedaan om erachter te komen bij welke concentratie van plant pathogene bacteriën daadwerkelijk een ziekte in aardappelplanten of bloembollen wordt veroorzaakt. In deze kas worden bij de gewassen verschillende bacteriële concentraties toegevoegd om meer te weten te komen over de dosis-responsrelatie en de biologische drempelwaarde van deze pathogenen.

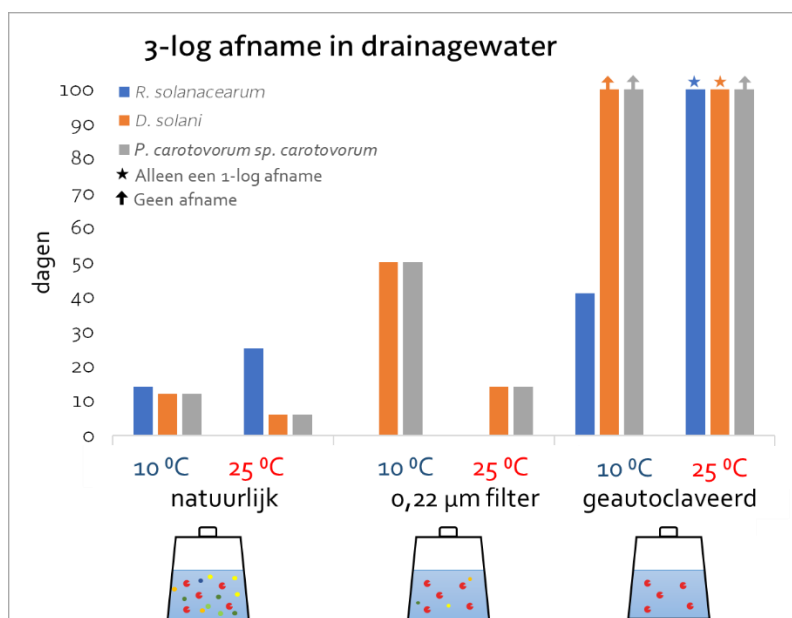
Voorlopige resultaten en discussie

Resultaten

Figuur 58 toont de resultaten van de overlevingsexperimenten in drainagewater onder verschillende omstandigheden. Tijdens de batchexperimenten zijn er regelmatig monsters genomen. De lengte van de staven in de figuur tonen de tijd waarna de bacteriën niet meer konden worden gedetecteerd (detectielimiet van 101 CFU/ ml). Bij natuurlijke omstandigheden bij 10 °C werden alle drie de bacteriën na 12 dagen niet meer gedetecteerd. Bij 25 °C onder dezelfde omstandigheden werd de overleving van de "Erwinias" *D. solani* en *P. carotovorum* sp. *carotovorum* teruggebracht tot 6 dagen. *R. solanacearum* was meer persistent bij 25 °C in natuurlijke omstandigheden en detecteerbaar tot 25 dagen. Wanneer het merendeel van de microbiota wordt verwijderd door filtratie met 0,22 µm, neemt de overlevingstijd van de "Erwinias" ongeveer drie keer toe bij 10 °C tot 45 dagen en tot ongeveer 16 dagen bij 25 °C. Het geautoclaveerde water zorgde voor een verlenging van de overleving van alle bacteriën tot ten minste 113 dagen bij beide temperaturen. Alleen *R. solanacearum* bij 10 °C is na 41 dagen niet meer detecteerbaar in het gezuiverde autoclaafwater.

Discussie

De bovenstaande resultaten geven een eerste indicatie over de effecten van verschillende abiotische en biotische factoren op de pathogenen. Figuur 57 laat duidelijk te zien dat de aanwezigheid van microbiota een drastische invloed heeft op de overleving van de pathogenen. Des te minder microbiota aanwezig is, des te langer de ziekteverwekker overleeft. In het algemeen worden biotische effecten (bijvoorbeeld antagonisme of concurrentie voor nutriënten) verminderd bij lagere temperaturen omdat de meeste micro-organismen hun optimale groei en metabolisme bij een hogere temperatuur hebben. Dit is te zien bij de "Erwinias" bij beide temperaturen in natuurlijk afvoerwater. De concentratie daalt sneller bij een hogere temperatuur, omdat de microbiota actiever is en een verhoogd effect heeft op de overleving van de pathogenen. Desalniettemin was *R. solanacearum* meer persistent bij 25 °C dan bij 10 °C. Dit weerspiegelt een betere aanpassing aan zijn omgeving en de huidige microbiota. Mogelijk komt dit doordat de bruinrot veroorzakende bacterie afkomstig is uit tropische gebieden met warmere klimaten.



Figuur 58: Eerste resultaten van de overlevingsexperimenten van bacteriële plant pathogenen in drainagewater.

De overleving van *R. solanacearum* lijkt meer beïnvloed te zijn door temperatuur dan door de microbiota. Dit wordt duidelijk uit de overleving van *R. solanacearum* in het geautoclaveerde drainagewater. Bij 10 °C waren de bacterie concentraties binnen 41 dagen onder de detectielimiet gedaald, terwijl het aantal bij 25 °C amper een daling vertoont.

Daarentegen lijken de "Erwinias" beter aangepast te zijn aan koudere dan aan warmere temperaturen. De zeer lange persistentie van de ziekteverwekkers in het geautoclaveerde drainagewater is voor het MAR-systeem van minder belang. Deze experimentele opstelling vertegenwoordigt geen natuurlijke omstandigheden die kunnen worden gevonden in een MAR-systeem, doordat er geen andere microbiota aanwezig zijn en er voldoende voedingsstoffen aanwezig zijn. De resultaten van deze experimenten worden gebruikt om een vergelijking mogelijk te maken met de natuurlijke drainwaterexperimenten. Dit is nodig om te onderzoeken welke processen een grotere invloed heeft op de overleving van de pathogenen.

Voorlopige conclusies

De resultaten van de experimenten gaan worden gebruikt om richtlijnen op te stellen voor een veilig gebruik van MAR-systemen, zodat risico's van plantpathogenen in irrigatiewater tot een minimum worden beperkt. De resultaten van de experimenten over het overleven van plant pathogene bacteriën in drainwater geven enkele eerste aanwijzingen hoe lang het water moet worden opgeslagen voordat het kan worden gebruikt voor irrigatie. Gezien de resultaten is de verwachting dat de minimale verblijftijd ongeveer 20 dagen moet zijn, maar extra onderzoek om dit vast te stellen is nodig. Bij deze experimenten is alleen de overleving in water geanalyseerd. Het contact met het aquifer materiaal zorgt tijdens de bodempassage voor een extra filtratiestap. Dit zal waarschijnlijk het aantal bacteriën nog meer verminderen en daardoor ook de benodigde verblijftijd. Dit gaat worden onderzocht in kolom-experimenten. Uiteindelijk worden alle resultaten opgenomen in een kwantitatieve microbiële risicobeoordeling, waarmee het risico van ziektes kan worden bepaald van het hergebruiken van ondergronds opgeslagen drainagewater.

6.6.3 PhD2: MAR waterkwaliteit–kwantitatieve beoordeling in een 'multi-scale' benadering

Onderzoeksvragen

Het promotieonderzoek naar de kwantitatieve beoordeling in een multi-scale benadering richt zich op de volgende onderzoeksvragen:

1. Wat zijn de waterkwaliteitsveranderingen tijdens MAR met drainagewater?
2. Hoe verschillen deze waterkwaliteitsveranderingen in relatie tot de verschillende geochemische karakteristieken van de regionale aquifers?
3. Wat is het optimale MAR ontwerp en werking, in relatie tot waterkwaliteit?
4. Wat zijn de verwachte variaties in MAR prestaties op regionale schaal, in relatie tot waterkwaliteit?

Aanpak

Het ondergronds opslaan van drainagewater en hergebruiken voor irrigatie, zorgt voor verschillende waterkwaliteit gerelateerde vragen. Het verzamelde drainagewater bevat nutriënten (onder andere uit meststoffen) en gewasbeschermingsmiddelen. De Wet bodembescherming beschrijft de voorwaarden die kunnen worden verbonden aan het verrichten van handelingen in de bodem. De basis van de wet is de 'zorgplicht'. Hierin staat dat iedereen die in de bodem handelingen verricht verontreiniging of aantasting moet voorkomen, zoveel mogelijk moet beperken of achteraf ongedaan moet maken. Het infiltreren van drainagewater is omkeerbaar en kan weer teruggewonnen worden. Wel kunnen er in de ondergrond processen plaatsvinden die de waterkwaliteit veranderen. Het doel van dit onderzoek is om de waterkwaliteitsveranderingen te identificeren, te begrijpen en uiteindelijk de kansen en risico's hiervan te bepalen. Het onderzoek wordt in twee veldexperimenten op verschillende schalen uitgevoerd om op die manier de waterkwaliteitsveranderingen op verschillende temporele en ruimtelijke schalen te begrijpen. De uitkomsten van deze experimenten worden verwerkt in een reactief transport model, waarmee voor de regio Noord-Nederland de haalbaarheid van MAR-systemen kan worden bepaald in relatie tot waterkwaliteit. In de onderstaande paragrafen wordt de aanpak beschreven van de verschillende experimenten en de beoogde resultaten.

Experiment 1: MAR monitoring

In de start van 2019 wordt er een nieuw ‘Spaarwater’ ondergronds opslagsysteem geplaatst in Breezand, ter vervanging van het oude systeem. Dit systeem wordt groter dan het oude systeem en wordt geplaatst met verschillende infiltratie en onttrekkingsputten, zodat er een bodempassage wordt gecreëerd voor het onttrokken water. Dit systeem gaat hoogfrequent worden gemonitord in het AGRIMAR-onderzoek. Het doel van het monitoren is om begrip te krijgen voor de waterkwaliteitsveranderingen tijdens MAR, waarbij de focus ligt op nutriënten en gewasbeschermingsmiddelen. Het monitoren van dit onderzoek wordt mede mogelijk gemaakt door financiering via TKI watertechnologie, en bijdragen van Wetterskip Fryslan en Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier.

Experiment 2: Regionale geochemie

Aanvullende laag specifieke informatie over chemische en biologische zuivering worden verkregen door zogenaamde push-pull tests (PPTs). In PPTs wordt infiltratie water met bromide als tracer en specifieke concentraties van gewasbeschermingsmiddelen in een specifiek filter geïnjecteerd en vervolgens binnen enkele uren of dagen geleidelijk teruggepompt. De veranderingen in chemische en biologische waterkwaliteit worden met een model geïnterpreteerd en geven aquifer laag specifieke informatie over afbraak, vastlegging, en filtratie eigenschappen. De locaties van de PPTs zijn bepaald aan de hand van de geochemische karakteristieken van de belangrijkste aquifers voor MAR-systemen in Noord-Holland, Groningen en Friesland, zodat met de verkregen data een gebiedsdekkende analyse gedaan kan worden. Met deze informatie kunnen de mogelijke waterkwaliteit risico's worden bepaald in de regio, waarbij rekening wordt gehouden met lokale opbouw en eigenschappen van de onder(grond), chemische samenstelling van het drainagewater, en eventuele andere specifieke karakteristieken. Welke gebruikt kan worden voor een risico/haalbaarheidskaart van de regio in relatie tot waterkwaliteit. Daarnaast kan deze informatie gebruikt worden voor het optimaliseren van MAR-systemen per locatie.

Model: Regionale modellering

Een haalbaarheidskaart voor MAR in Noord-Nederland in relatie tot de waterkwaliteit wordt opgesteld, met behulp van de kennis opgedaan tijdens het lokale onderzoek op MAR schaal en het regionale onderzoek met behulp van de PPTs. Dit wordt gedaan met behulp van bestaande geochemische kennis van de ondergrond in Noord-Nederland en de verwachte reactiviteit van de ondergrond bepaald in de regionale push-pull testen. Op een groot aantal locaties in Noord-Nederland waar de geochemische opbouw van de ondergrond bekend is worden met behulp van een reactief transport model de verwachte waterkwaliteitsveranderingen bepaald bij de introductie van een ondergronds opslagsysteem.

Voorlopige resultaten en discussie

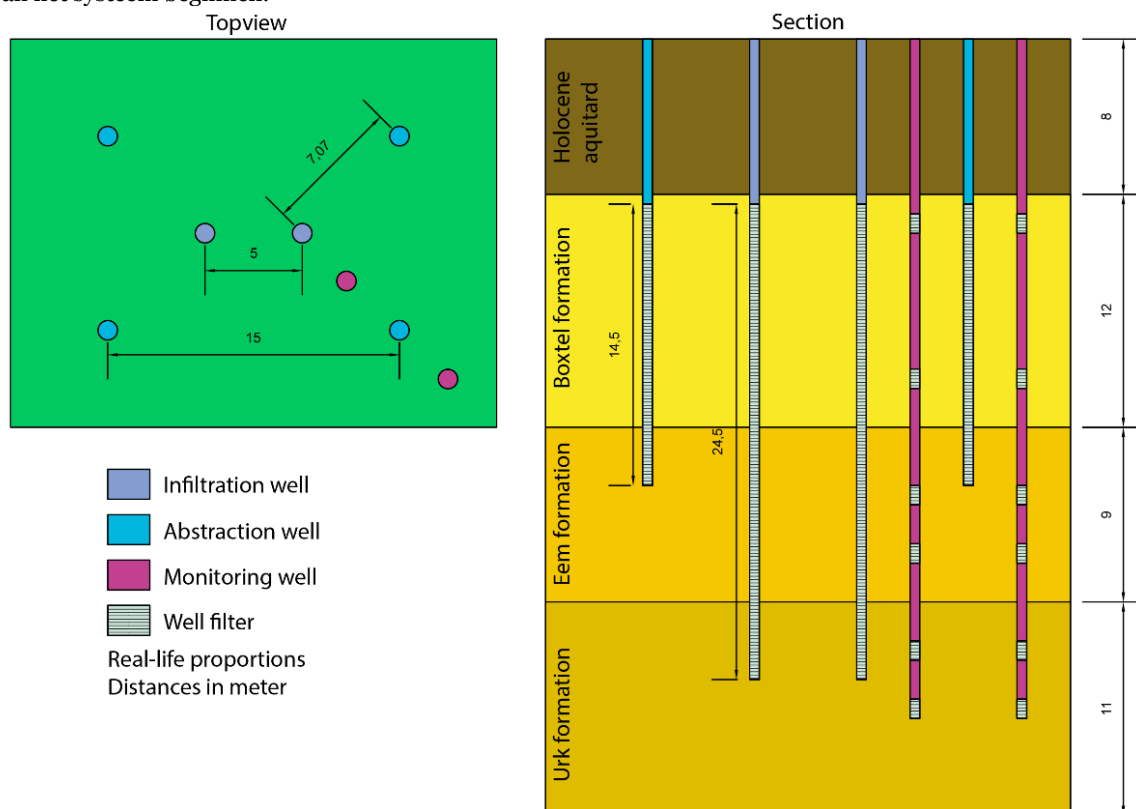
Methodiek

In het AGRIMAR-onderzoek wordt veel gebruik gemaakt van een nieuwe methode om aquifer reactiviteit en de daarbij horende waterkwaliteitsveranderingen te bepalen. Dit wordt gedaan met push-pull testen gekoppeld met reactief transport modelleren. Deze methode zorgt op een relatief eenvoudige en goedkope manier voor veel inzichten in de reactiviteit van de bodem en de daarbij horende waterkwaliteitsveranderingen. In het begin van 2019 wordt deze methode in een wetenschappelijk artikel gepresenteerd.

Experiment 1: MAR monitoring

In Breezand, Noord-Holland wordt een nieuw ondergronds opslagsysteem geplaatst. Het eerste agrarische MAR-systeem op bedrijfschaal (10 ha). In het afgelopen jaar is dit systeem ontworpen en is er een vergunning aangevraagd bij het Hoogheemraadschap Noord-Hollands Noorderkwartier. Het systeem bestaat uit 2 infiltratieputten en 4 onttrekkingsputten (zie Figuur 59). Voor het monitoren van het systeem is een monitoringplan opgesteld.

De monitoring zal worden uitgevoerd d.m.v. 1) gedetailleerde hydrogeochemische karakterisatie van de initiële condities in de aquifer (elke halve meter grondmonsters voor geochemie), 2) hoog frequente monitoring (1-2 wekelijks) van het geïnfiltreerde drainage water in de injectie en onttrekkingsputten alsmede van 2 peilbuisnesten, 3) automatische real-time sensing (temperatuur, pH, EC, O₂, NO₃ & DOC (UV/VIS), en Troebelheid), (participatieve) watermonsternamen, en real-time visualisatie met dashboards. De data zullen vervolgens worden gevisualiseerd, geïnterpreteerd, en gemodelleerd met een reactief transport model. Vanaf de start van 2019 zal het systeem geplaatst worden en gaat het monitoren van het systeem beginnen.



Figuur 59: Ontwerp ondergronds opslag systeem Breezand.

Regionale geochemie

De eerste stap om de beste locaties voor de regionale push-pull testen te bepalen is om te kijken welke aquifer formaties bestudeerd moeten worden. De onderstaande aquifer formaties zijn gekozen naar aanleiding van het zoutgehalte in de ondergrond, de ligging onder landbouwgrond, de grootte van het aquifer en de diepte. De belangrijkste aquifer formaties voor MAR-systemen in Noord-Nederland staan in Tabel 21.

Tabel 21: Belangrijkste aquifer formaties en de afzettingmilieus.

Formation aquifer	Deposition environment
Naaldwijk	Marien
Peelo	Glaciaal
Urk (laagpakket Tynje)	Fluviaal (Rijn)
Eem	Marien
Boxtel	Verskillend

Aan de hand van een geochemische database opgesteld door TNO in het TOPINTEGRAAL-project is er gekeken naar de waarschijnlijkheid dat bepaalde reactieve componenten aanwezig zijn in de verschillende formaties en in welke concentraties.

Aan de hand van deze data zijn er 4 locaties uitgekozen waarop op verschillende diepten push-pull tests uitgevoerd gaan worden. De push-pull testen op deze locaties staan gepland voor de zomer van 2019.

Voorlopige conclusies

De resultaten in het AGRIMAR-onderzoek helpen mee aan efficiënt en veilig gebruik van MAR in de landbouw. De resultaten tonen de voorbereidingen voor de start van de verschillende experimenten in 2019. De constructie van een nieuw ondergronds opslagsysteem in Breezand, voor het eerst op bedrijfsschaal, en het uitgebreide monitoring plan zullen duidelijkheid geven over de te verwachten waterkwaliteitsveranderingen tijdens de bodempassage. De focus tijdens het monitoren zal liggen op nutriënten en gewasbeschermingsmiddelen. Met behulp van de verzamelde data tijdens de regionale PPTs is het mogelijk om een haalbaarheidskaart voor MAR in Noord-Nederland in relatie tot de waterkwaliteit op te stellen.

6.7 Conclusies

De aerobe en anaerobe bacterietellingen lijken beide een dalende trend te tonen, van het oppervlaktewater naar het onttrokken water. Dit zou betekenen dat het drainagewater gemiddeld gezien minder aerobe en anaerobe bacteriën bevat en dat het onttrokken water minder bacteriën bevat dan het geïnfilterde drainagewater.

De microbiom analyses tonen aan dat er grote verschillen zijn in de bacteriële samenstelling van het water op de verschillende plekken in het systeem. Deze verschillen lijken afhankelijk te zijn van de aanwezigheid van stoffen voor de 'ademhaling' van de bacteriën. In het aerobe drainwater is vaak zuurstof aanwezig, waardoor bacteriën die zuurstof gebruiken voor hun ademhaling beter overleven. In het brakke initiële grondwater bevindt zich geen zuurstof en nitraat en overleven bacteriën beter die ijzer-oxideren of sulfaat-reduceren. Door natuurlijke processen in de watervoerende laag zullen zuurstof en nitraat in de bodem snel verwijderd worden in de eerste paar meters. Dit betekent ook dat aerobe bacteriën geen mogelijkheid meer hebben om te 'ademen' en daardoor te groeien.

Bij toepassing van een meervoudig systeem voor ondergrondse opslag kunnen aerobe bacteriën, zoals plant pathogenen, worden bestreden doordat er met dit systeem een bodempassage in de watervoerende laag wordt gerealiseerd. Tijdens deze bodempassage verandert de waterkwaliteit en zullen zuurstof en nitraat verwijderd worden, zoals aangetoond in de push-pulltesten. Dit zorgt ervoor dat aerobe bacteriën niet verder groeien en waarschijnlijk in concentratie afnemen. Bij een enkelvoudig systeem worden gewasziekten niet bestreden omdat een bodempassage ontbreekt. Verder onderzoek naar specifieke plant pathogene bacteriën wordt gedaan in het AGRIMAR-promotieonderzoek.

7

Toepassing in kleigebieden

7.1 Inleiding

Bij een goed werkend systeem voor ondergrondse opslag wordt water van goede kwaliteit opgeslagen in een watervoerend pakket via een infiltratieput en later onttrokken via een onttrekkingsput. Voor een goede werking is het belangrijk dat het vervuilen van de put, wat uiteindelijk kan leiden tot verstopping, zoveel mogelijk vermeden wordt. Verstopping van de put leidt immers tot een afnemende infiltratiecapaciteit in het watervoerend pakket via de put en daardoor tot een vermindering van opslag van zoet water door het systeem.

In Spaarwater zijn proeven uitgevoerd om zoet drain effluent in de winter op te slaan in de ondergrond voor hergebruik in de zomer ten behoeve van de landbouw. In Breezand liggen de drains in een schelpenbed en bleek de sedimentconcentratie in het drainwater laag. Wel was het water gelig van kleur wat duidt op de aanwezigheid van opgelost organisch koolstof. In Borgsweer bestond de bodem uit zavel en bleek er tijdens hogere afvoeren veel fijn materiaal in het drainwater te zitten.

7.2 Onderzoeksvragen

In het drainagewater uit het systeem in Borgsweer is een fijne kleifracie waargenomen. Indien dit veelvuldig voorkomt kan het opslaan van dit water leiden tot een lagere efficiëntie van het systeem, doordat slecht doorlatende klei op en in het zandfilter achterblijft, tot bronverstopping en mogelijk ook tot verstopping in de watervoerende laag leidt. Het vraagstuk rondom het voorkomen of beperken van een kleifracie in drainagewater is in Spaarwater tweeledig:

1. Is er sprake van een regionaal fenomeen in kleigebieden waarbij kleihoudend water via de drainage van het perceel wordt afgevoerd?
2. Hoe kan voorkomen worden dat kleihoudend water in het systeem komt?

Ten behoeve van beantwoording van de eerste vraag is niet alleen de situatie in Borgsweer onderzocht maar ook klei-percelen in Hornhuizen, Warfstermolen en Herbaijum.

7.3 Aanpak

De volgende werkzaamheden ten behoeve van het klei-onderzoek zijn in uitgevoerd:

- Literatuuronderzoek naar eigenschappen van klei en naar het voorkomen van kleiuitspoeling buiten Nederland;
- Splash test (testen hoe makkelijk klei in suspensie raakt)
- Beregeningsproef, om vast te stellen hoe snel de in suspensie geraakte klei wegstroomt in de aanwezige kleischeuren.
- Boringen, om de bodemopbouw vast te stellen.
- Hooghoudt metingen op drainageniveau ter bepaling van de doorlatendheid nabij de drain.
- Bezinkttest om uit te zoeken of de kleifracie middels bezinken verwijderd kan worden;

- Korrelgrootte analyse van bodem en materiaal in het drainagewater om te onderzoeken of de kleifracatie middels filtreren verwijderd kan worden;
- Meten van turbiditeit (een maat voor de troebelheid van het water) om te onderzoeken of dit mogelijkheden biedt om te voorkomen dat klei-fractie in het systeem terecht komt.

7.4 Analyseresultaten

7.4.1 Literatuuronderzoek

Sediment in drainage

Meerdere studies laten zien dat de kleideeltjes in het drainwater voornamelijk worden veroorzaakt door de snelle afstroming van neerslag water via kleischeuren naar de drains (Oygarden et al 1997, Laubel et al 1999, Uusitalo et al 2001, Turtola et al 2007, Paasonen et al 2008). Een groot deel van de kleideeltjes is afkomstig van het landoppervlak waarbij kleideeltjes via de kleischeuren naar de drains stromen (Wartsa et al - 2009). De mate van kleiuitspoeling hangt mede af van het landgebruik: uit niet geploegd land komen minder kleideeltjes dan uit wel geploegd land (Oygarden et al 1997). Tenslotte varieert de hoeveelheid opgeloste deeltjes door het seizoen (Paasonen et al 2008).

Achtergrond putverstopping

Er zijn verschillende oorzaken voor de vervuiling van een put door kunstmatige infiltratie aan te wijzen, die in vier categorieën onderverdeeld kunnen worden (Martin, 2013). Deze zijn:

- 1) Fysische vervuiling van de put en het omringende watervoerend pakket door zwevende deeltjes (sediment, organische stof) in het infiltratiewater;
- 2) Biologische vervuiling door het ontstaan van biofilms in en rond de filters in de put;
- 3) Chemische vervuiling waarbij door veranderingen in temperatuur en redoxtoestand stoffen neerslaan (e.g. kalk, ijzer/maangaan oxides) in de filters en in de poriën van het watervoerend pakket.
- 4) Mechanische verstopping (gasontwikkeling en insluiting).

Van deze groepen is de fysische vervuiling vaak de grootste oorzaak van putverstopping (Du et al., 2014). Bij gebruik van oppervlaktewater (of drain effluent uit landbouwgronden) neemt de turbiditeit toe met het debiet. Dit vanwege de verhoging in stroomsnelheid waardoor er meer energie is voor transport van deeltjes en hogere erosie en aanvoer van sediment uit bronzones. De silt- en kleifracaties vormen het grootste probleem ten aanzien van verstopping omdat deze fijne fracties (<6 μm ; Siriwardene et al., 2007) makkelijk meegevoerd worden in het stromende water en pas neerslaan in de poriën van het sediment rond het filter waar de stroomsnelheid sterk verlaagd wordt. Bij lagere afvoeren neemt de turbiditeit af. In het systeem van Borgsweer wordt om deze reden de turbiditeit van het drain effluent gemeten en wordt er alleen water geïnfiltreerd wanneer deze onder een kritische grens komt. Dit houdt wel in dat een deel van het beschikbare zoetwater niet gebruikt kan worden voor opslag en hergebruik.

In het geval van vervuiling door zwevende stof zijn er drie mogelijkheden voor de locatie waar de verstopping optreedt, afhankelijk van de poriegrootte in het watervoerend pakket (D_p) en de mediaan diameter (d_{50}) van het sediment in het infiltratiewater. Als de ratio D_p/d_{50} kleiner is dan 5,5 zal de verstopping voornamelijk aan de oppervlakte van het filter/watervoerend pakket optreden. Als deze ratio groter is dan 180 zal het sediment door het watervoerend pakket heen getransporteerd worden en vindt verstopping voornamelijk in het watervoerend pakket plaats. Bij een waarde van de ratio tussen 5,5 en 180 kan neerslag van sediment zowel aan het oppervlak en in het pakket plaatsvinden (Du et al., 2014). De laag waarin dit gebeurt heeft vaak een dikte van slechts enkele centimeters.

Het herhaald regenereren van een verstopte put leidt meestal niet tot bevredigende resultaten en deze putten worden derhalve vaak uit gebruik genomen. Verstopping was een veel voorkomende oorzaak voor het verlaten van een ASR in een studie van 204 projecten in de Verenigde Staten (Bloetscher et al., 2014).

Risico van verstopping en sedimentconcentraties

De mate waarin een putverstopping een probleem vormt hangt niet alleen af van de sedimentconcentratie in het infiltratiewater maar ook van de eigenschappen van het watervoerend pakket, de hoeveelheid infiltratie en andere operationele kenmerken, en biologische (N-concentratie) en chemische factoren. Ten aanzien van de sedimentconcentratie in infiltratiewater kan het volgende uit de literatuur gestedilleerd worden. Okubo en Matsumoto (1979, 1983) gaven aan dat bij een concentratie van zwevende deeltjes van minder dan 2 mg l⁻¹ en een concentratie van opgelost organische stof van minder dan 10 mg l⁻¹, geen verstopping van de put ontstond. Verstopping kan echter ook een probleem vormen bij lagere sedimentconcentraties tussen 0,5 en 2,0 mg l⁻¹ (Pitt en Magenheimer, 1997). In Australië, Pavelic et al. (2007) vond dat verstopping kon worden vermeden bij een combinatie van sedimentconcentratie < 3 mg l⁻¹, totaal N < 10 mg l⁻¹ en pH < 7.2. Een overzicht van operationele kenmerken en het risico op putverstopping van 14 ASR-systemen is gepubliceerd door Adelana et al. (2016; Tabel B2). Zij tonen aan dat de risico's op verstopping gering bleken bij sedimentconcentraties < 3 mg l⁻¹, gematigd bij concentraties tussen 3 en 33 mg l⁻¹ en ernstig bij ASR-infiltratie in ongeconsolideerde zanden met sedimentconcentraties van 2-110 mg l⁻¹. Echter, een locatie waarbij infiltratie plaatsvond in een zandige kalksteen met sedimentconcentraties in het infiltratiewater variërend tussen 29 en 169 mg l⁻¹ vertoonde geen verstopping Adelana et al. (2016). Dit toont aan dat de limiet ook afhankelijk is van de eigenschappen van het watervoerend pakket waarin geïnfiltrerd wordt. Martin (2015) adviseert om alleen water met een turbiditeit van < 5 NTU te infiltreren om problemen met verstopping te voorkomen, wat ongeveer gelijk staat aan een concentratie van < 2 mg l⁻¹.

Remediatiemogelijkheden

Voorbehandeling van het infiltratie wordt in Nederland als een kenmerk van een succesvol ASR systeem voor drinkwater gezien (de la Loma González, 2015). Het verwijderen van sediment uit het drain effluent via bezinking of filtratie is voor de landbouw vaak geen optie vanwege het ruimtebeslag van een bezinkingsbassin plus de kosten en het onderhoud van een filtratie installatie. Een alternatieve mogelijkheid om de kans op verstopping te verminderen, is het regelmatig afpompen van de infiltratieput (2-3 keer per dag over 15 minuten; Brown et al, 2006; Bouwer, 2002). Vanuit dit oogpunt geeft het de voorkeur om de infiltratieput ook te gebruiken voor onttrekking in de zomer.

7.4.2 Veldwaarnemingen

Uit een studie van de turbiditeit uit acht naast-elkaar gelegen drains in een naburig veld bleek dat:

- 1) De drains in een palaeobodem lagen (korte klei);
- 2) Het drainwater helder was bij geringe uitstroom uit de drains;
- 3) Bij hogere drainafvoeren de sedimentconcentraties in naast-elkaar gelegen drains sterk kon variëren;

In Borgsweer komt de zogenaamde 'korte klei' voor die vanwege de ontstaansgeschiedenis lokaal voorkomt. De veldwaarnemingen komen overeen met de bekende eigenschappen van korte klei: een kleilaag waarin irreversibele rijping heeft plaatsgevonden waarbij na de irreversibele rijping een nieuwe kleilaag is afgezet.

De belangrijkste waarneming in Borgsweer is dat de klei van het oppervlak als er weinig of geen gewassen op het land staan, gemakkelijk in suspensie raakt bij een regenbui. Door de aanwezigheid van kleischoeren kan deze klei snel in de bodem wegstromen. Ter hoogte van de drainage heeft de bodem een hoge doorlatendheid (2,5-3 m/dag) door de aanwezigheid van korte klei.

Uit boringen bleek dat de klei laag op drain niveau rul, grofkorrelig was en ijzeroxide bevatte. Op het moment van de proeven (november 2016) bleken grote krimpscheuren door het perceel te lopen. Zonder problemen kon hier veel water in korte tijd worden ingebracht. Op klei-percelen in Hornhuizen, Warfstermolen, Herbaijum is geen kleifractie in het drainagesysteem gevonden maar is wel waargenomen dat de klei aan de oppervlakte gevoelig is voor splash erosie. Volgens de handboringen is de doorlatendheid rond en naar de drains veel lager en daarmee afwijkend met die van het proefveld in Borgsweer. In deze gebieden met een grote afslibbaarheid, zal er weliswaar “klei” in suspensie in het oppervlaktewater terecht komen door afstroming (overlandflow) maar niet of nauwelijks via de drains.

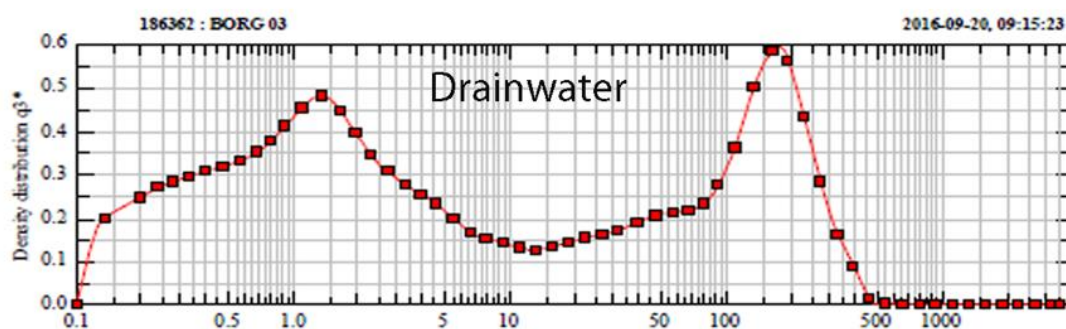
Mogelijke redenen voor de waargenomen verschillen tussen drains kunnen lokale variaties in de bodemsamenstelling zijn, het voor komen van scheuren in de bodem van het perceel maar kunnen ook te maken hebben met de aanleg van de drains. Het drainwater met hoog sedimentgehalte in Borgsweer vervuilde het zandfilter en kan in de toekomst mogelijk leiden tot een afname van de infiltratiecapaciteit van de infiltratieputten door verstopping. Om dit risico te verlagen werd er besloten op basis van turbiditeit (naast zoutgehalte) drainwater te selecteren voor infiltratie (zie hieronder). Bij een sedimentconcentratie hoger dan de ingestelde limiet wordt het drainwater niet geïnfiltreerd maar naar het oppervlaktewater afgevoerd.

Bezinktest

Het bezinken van klei gaat zeer langzaam. Het kan enkele dagen duren om alle klei uit 1 m waterkolom te laten bezinken. Aangezien klei een negatieve lading heeft, kan het toevoegen van zout een aanzienlijke versnelling geven aan het bezinkingsproces. Het proces van verzoeten en verzilten rond de drains zou van invloed kunnen zijn op de hoeveelheid gesuspendeerde klei.

Korrelgrootte analyse

Uit de korrel analyse van het bodemmateriaal in het drainwater komt naar voren dat er 2 pieken in zitten <5 μm en rond de 200 μm (zie Figuur 60). De fijne fractie (kleideeltjes) maakt dat filtereren van drainagewater geen optie is: er zijn geen filters om de klei uit het water te verwijderen. Het grove deel in het drainagewater is verschillend van die van de bodem. Dit wordt verklaard doordat het drainagewater mengwater is van het hele perceel en de bodemmonsters slechts op één locatie zijn genomen. Dit versterkt het beeld van de inhomogeniteit van het perceel.



Figuur 60: Korrelgrootteverdeling (μm) van het bodemmateriaal in het drainagewater aan het eind van de zomer van 2016.

7.4.3 Oplossingsrichtingen

In de pilot Borgsweer zijn verschillende oplossingsrichtingen verkend om te voorkomen dat kleideeltjes in het systeem terecht komen, met mogelijk putverstopping tot gevolg. Hieronder worden twee oplossingsrichtingen behandeld.

Peilopzet

Het hanteren van een verhoogd afvoerniveau in de drainage is een van de mogelijke toepassingen om vervuiling van het systeem op kleigronden tegen te gaan. Door het verhogen van het drainageniveau in het perceel wordt de grondwaterstand verhoogd tot (net) boven de drainagebuizen.

Door deze vernatting sluiten scheuren zodat kleihoudend water niet via scheuren in de drains terecht kan komen.

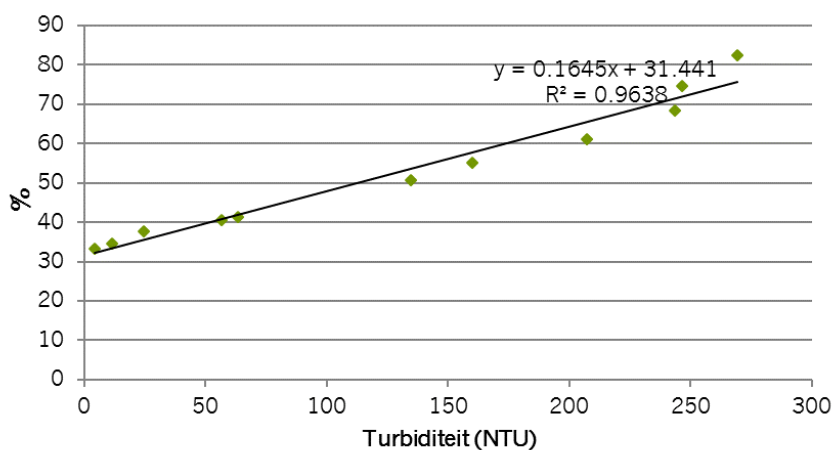
Voor het perceel te Borgsweer is dit niet toegepast. De daar voorkomende korte klei vertoont irreversibele rijping, waardoor er, ook bij vernatting, sprake blijft van een circa 20 cm dikke permanente goed doorlatende laag, waardoor naar verwachting de kleifractie alsnog tot afvoer komt. Op andere (klei)percelen waar geen sprake is van irreversibele scheurvorming (maar van normale scheurvorming, een normaal fenomeen op kleigronden in droge periodes) kan deze techniek een goede maatregel zijn om klei in het afgevoerde water tegen te gaan. Het verdient aanbeveling om deze maatregel op kleipercelen nader te onderzoeken waarbij aandacht uitgaat naar de effectiviteit van de maatregel in relatie tot het behoud van de drainerende werking.

Sturen op turbiditeit

Sedimentconcentratie wordt gemeten door een monster met een bepaald volume te filteren of te drogen en het achtergebleven sediment te wegen. De sedimentconcentratie wordt dan uitgedrukt in mg l⁻¹. Indien tijdseries nodig zijn, wordt de turbiditeit van het water vaak optisch gemeten en uitgedrukt in Nephelometric Turbidity Units (NTU). Om de NTU-eenheden naar sedimentconcentraties te converteren moet een locatie specifieke ijkcurve gemaakt worden.

In de winter van 2016-2017 is een selectie op turbiditeit toegevoegd aan het systeem waarmee troebel water afgevoerd wordt naar de sloot, ook als het EGV voldoende laag is (turbiditeit is het doorzicht van het water wat samenhangt met de hoeveelheid kleideeltjes in suspensie). Hiermee wordt vervuiling van het systeem voorkomen.

De turbiditeitsmeter geeft een waarde in procenten wat gebaseerd is op de minimale en maximale meetwaarde. Om een voor turbiditeit gebruikelijke waarde in NTU te verkrijgen, is een ijking uitgevoerd met behulp van ijkvloeistoffen voor turbiditeit, zie Figuur 61. Er is voor de sensor overigens geen ijklijn opgesteld voor de conversie van NTU naar mg/l sedimentconcentratie.

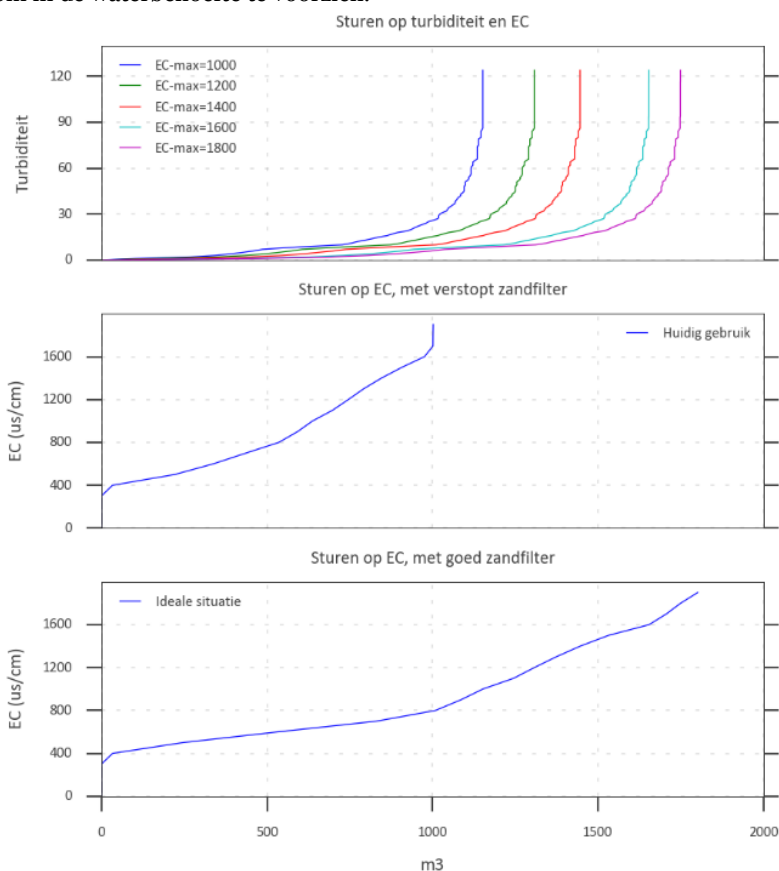


Figuur 61: Ijking turbiditeitsmeter voor het vertalen van de meetwaarde (in %) naar NTU.

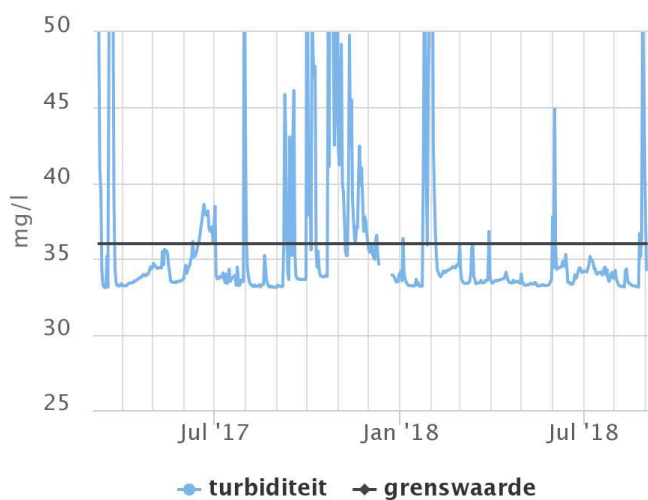
Voor het definitief instellen van de turbiditeitsmeter (najaar 2017) is op basis van de historische data onderzocht of het toepassen van een ondergrens voor turbiditeit leidt tot voldoende opslag van zoetwater. Dit heeft geleid tot een optimum tussen de ingestelde grenswaarde voor EC 1800 µS/cm en turbiditeit (36% of 40 NTU), zie ook Figuur 62.

Na het instellen van de turbiditeitsmeter is in de wintermaanden (wanneer het grootste deel van de opslag plaatsvindt) van 2017-2018 gemiddeld 50% van het via drainage afgevoerde water (circa 1.000 m³). In de periode 2015-2016 was dit bijvoorbeeld 25% meer. Daarmee is het troebele water afgevoerd naar de sloot, terwijl een substantieel deel van het water gespaard werd.

De turbiditeit van het drainagewater lag 90% van de tijd tussen 33 NTU en 45 NTU (Figuur 63). Dankzij selectie op turbiditeit is de turbiditeit van het gespaarde water gemiddeld 34 NTU. Hieruit blijkt dat effectief alleen het minst troebele water gespaard is terwijl voldoende water beschikbaar bleef om in de waterbehoefte te voorzien.



Figuur 62: Relatie tussen de te infiltreren volumes en sturen op EC en turbiditeit in NTU (boven), sturen op EC bij een verstopt zandfilter (midden) en sturen op EC bij een geregenereerd zandfilter (onder) – op basis van voorgaande metingen. Op basis van deze relaties is een grenswaarde geselecteerd waarbij voldoende water voor de waterbehoefte opgeslagen wordt.



Figuur 63: Turbiditeit (troebelheid) van het drainagewater in Borgsweer. De zwarte lijn geeft de grenswaarde aan waarop selectie heeft plaatsgevonden. Water met turbiditeit onder de grenswaarde is gespaard met de eigen watervoorziening.

7.5 Conclusies

In Borgsweer blijkt dat kleideeltjes in het drainwater terecht komen door de snelle afstroming van neerslagwater via kleischeuren naar de drains waarbij kleideeltjes afkomstig kunnen zijn van het landoppervlak. Deze kleischeuren en het gemakkelijk in suspensie raken van kleideeltjes zijn bekende eigenschappen van de zwaardere kleien, die ook voorkomen op het perceel in Borgsweer. Rond drainniveau komt zogenaamde korte klei voor, wat een irreversibele rijping heeft ondergaan. Als gevolg daarvan is er gedurende het hele jaar sprake van een relatief grote doorlatendheid ter hoogte van de drains. Bij de meeste kleisoorten sluiten kleischeuren zich zodra de grondwaterstand stijgt. Hierdoor kunnen kleideeltjes in natte perioden niet gemakkelijk in de drains terechtkomen. Korte klei komt vanwege de ontstaansgeschiedenis lokaal voor. Uitspoeling van klei uit de drains in de natte winterperiode is geen regionaal voorkomend fenomeen.

Voor de opschaling van systemen in gebieden waar het drain effluent mogelijk hogere sedimentconcentraties kan hebben, is het nodig om criteria te stellen aan de sedimentconcentratie in het infiltratiewater. Bij de installatie van een ASR-systeem dat door drain effluent gevoed gaat worden dient gekeken te worden in welke mate het drain effluent sediment bevat. Dit kan het beste gedaan worden door na een grote regenbui, als de drains veel waterafvoeren, de helderheid van het drainwater vast te stellen en te kijken wat de ruimtelijke variatie is. In dit opzicht is het ook goed om tegelijkertijd een meting van het EGV te doen. Indien dit te hoog is, zal er een voorbehandeling van het water nodig zijn om de risico's op verstopping van de infiltratieput te verkleinen, of zal infiltratie afhankelijk worden van turbiditeitsmetingen met een sensor in het systeem.

De mate waarin een ASR put risico loopt op fysische verstopping hangt af van meerdere factoren waarvan de sedimentconcentratie in het infiltratiewater er één van is. Andere factoren zijn de textuur en infiltratiecapaciteit van het watervoerend pakket en operationele kenmerken van het systeem. Bij sedimentconcentraties onder de 3 mg l⁻¹ is de kans op fysische putverstopping klein terwijl bij sedimentconcentraties van hoger dan 30 mg l⁻¹ de risico's op verstopping sterk kunnen toenemen. Indien het drainwater sediment bevat, wordt naast een voorbehandeling (zandfilter) en/of selectie van het infiltratiewater op basis van turbiditeit aangeraden ook regelmatig water uit de put te onttrekken om verstopping tegen te gaan.

Voorafgaand aan het ontwikkelen van een systeem in gebieden met kleibodems is het zinvol om door middel van veldonderzoek vast te stellen of de kans bestaat dat er klei-fracties in het drainagesysteem terecht kunnen komen. Risicofactoren zijn als volgt omschreven:

1. De zavel/klei moet gevoelig zijn voor het in suspensie raken, splash erosie en voldoende fijn materiaal bevatten (zoals bij knip-klei); Dit varieert gedurende het seizoen onder invloed van mate van uitdroging, begroeiing en landbewerkingen.
2. Er moet sprake zijn van scheurvorming aan of nabij het maaiveld. Indien dit niet het geval is kunnen oppervlakkig in suspensie geraakte kleideeltjes niet gemakkelijk in het drainagewater komen;
3. De scheuren moeten doorlopen tot grotere diepte (drainniveau).
4. Het water moet gemakkelijk naar de drains toe kunnen stromen. Met andere woorden de doorlatendheid rond en net onder drainniveau moet voldoende hoog zijn. Dit is van belang voor een snelle afvoer waarbij veel water met een hoge turbiditeit kan terechtkomen in de drains. Aan de hand van een boring en/of doorlatendheidstest kan dit worden vastgesteld.

Op kleipercelen waar geen sprake is van korte klei, is na het sluiten van de kleischeuren rondom de drains de kans op afvoer van kleihoudend water klein. Aangezien het overgrote deel van het water in de winterperiode wordt gespaard, kan selectief worden gespaard en klei in het systeem worden voorkomen. Op percelen waar korte klei voorkomt, is een bewezen oplossing om de turbiditeit van het drainagewater continu te meten en water waar veel klei in suspensie is af te voeren naar de sloot.

8

Ontwerp systeem en fysische toepassingscriteria

8.1 Onderzoeksvragen

Het succesvol toepassen van ondergrondse opslag hangt enerzijds samen met (A) het opvangen van voldoende zoetwater (dit is afhankelijk van de eigenschappen van het perceel) en anderzijds van (B) de mogelijkheid om het water op te slaan in de diepe ondergrond en (C) terug te winnen (eigenschappen van de diepere ondergrond). Voordat een systeem wordt toegepast, is het van belang om de beoogde locatie op fysische toepassingscriteria te toetsen.

Daarnaast hangt het succes van een systeem samen met een goed ontwerp. Er kan gekozen worden voor een enkelvoudig en meervoudig systeem. Het kiezen van de locaties en diepte van de onttrekkings- en infiltratieputten is van belang voor een efficiënt systeem. In dit hoofdstuk wordt het onderzoek naar succescriteria en systeemontwerp besproken. Ook is onderzocht hoe het systeem geoptimaliseerd kan worden en hoe het systeem eruitziet voor kleigronden en voor zandgronden, welk onderhoud nodig is en wat de levensduur is. In dit kader zijn de volgende onderzoeksvragen geformuleerd:

- a. Aan welke **fysische toepassingscriteria** moet de ondergrond voldoen voor succesvolle toepassing van een systeem voor ondergrondse opslag van perceelseigen water?
- b. Hoe ziet het **ontwerp en beheer** van een optimaal systeem eruit?

8.2 Aanpak

Fysische toepassingscriteria

Percelen en de ondergrond die beschikken over gunstige eigenschappen voor ondergrondse opslag worden gezien als kansrijk voor de toepassing ervan. Belangrijke fysische eigenschappen die bijdragen aan een succesvol systeem zijn in de pilots geïdentificeerd aan de hand van een combinatie van literatuur, veldmetingen in de pilots en numerieke stromingsmodellen. In bestaande literatuur (bijvoorbeeld Bakker, 2010, Ward et al, 2009 en Zuurbier et al, 2013) is uitgebreid aandacht besteed aan succescriteria voor het toepassen van ondergrondse opslag. De processen die bijdragen aan succesvolle toepassing zijn in de pilots onderzocht aan de hand van debietregistratie en zoutgehalten van verschillende elementen van de waterketen (zie ook hoofdstuk 2). Nieuw in de hier gehanteerde aanpak is, dat empirisch onderzocht is, wat het relatieve belang van een beperkt aantal ondergrondparameters is. Aan de hand van een resulterende empirische vergelijking kan met slechts drie meetbare parameters het terugwinrendement voorafgaand aan de aanleg bepaald worden. Hierbij wordt rekening gehouden met dichtheidsstroming, het ontwerp van de put, het effect van opkegeling van zout water en het ontstaan van een mengzone op het zoet-zout grensvlak.

Aan de hand van de metingen is een gekalibreerd dichtheidsafhankelijk numeriek stromingsmodel opgesteld (in SEAWAT, Langevin, et al 2007). Met het model zijn de gemeten infiltratie, onttrekking en zoutgehalten gesimuleerd. Aan de hand hiervan is vastgesteld welke factoren in de pilots sturend waren voor succesvol toepassen van het systeem.

Het numerieke model is veralgemeniseerd en doorgerekend met een breed spectrum aan fysische eigenschappen van de ondergrond. Zo is voor veel combinaties van eigenschappen duidelijk of zoetwater teruggewonnen kan worden na een periode van opslag in de watervoerende laag. Door te bepalen welk percentage van het geïnfilterde water teruggewonnen kan worden bij verschillende combinaties van bodem- en systeemeigenschappen kon een empirische vergelijking worden opgesteld die de relatie met het terugwinrendement geeft.

Op basis van kaarten van fysische kenmerken is met behulp van de vergelijking (op kaart) in beeld gebracht waar ondergrondse opslag naar verwachting met een gunstig terugwinrendement kan worden toegepast, uitgaande van de beschikbaarheid van zoet water.

Ontwerp, beheer en onderhoud

Om de praktijktoepassing van ondergrondse berging van perceelseigen water te bevorderen is het in de pilots toegepaste ontwerp geoptimaliseerd naar een kostenefficiënt en robuust systeem wat aangepast kan worden aan de schaal waarop het systeem wordt toegepast. De innovaties ten opzichte van de systemen die in de pilots zijn aangelegd zijn geoptimaliseerd om als praktijkgericht robuust systeem ingezet te worden, met minimaal bovengronds ruimtegebruik. Er is gekeken naar vereenvoudiging van het systeem (kostenreductie en robuuster) en systeemverbeteringen (bv ander materiaal filter, of ijzerhoudend zand).

8.3 Resultaten

8.3.1 Fysische toepassingscriteria

Veel aspecten die het succesvol kunnen toepassen van ondergrondse opslag bepalen hangen nauw samen met de fysische criteria *van de ondergrond* en van *het perceel*. Voordat een systeem wordt toegepast is het van belang om de beoogde locatie op deze onderdelen aspecten te toetsen.

Opvangen van voldoende zoetwater

Zoetwaterafvoer uit het perceel

Om zoet water te kunnen opslaan in de ondergrond, moet er zoet water beschikbaar zijn: dit moet uit de drains komen. Als in een gebied veel zoute kwel optreedt, kan dit een negatief effect hebben op de hoeveelheid zoet water die uit het perceel komt. Hoe kleiner het deel van het drainagewater zoet is, hoe minder water kan worden opgeslagen in de ondergrond. Daarmee kan er dus ook minder water worden onttrokken uit de ondergrond en is er dus minder water beschikbaar voor irrigatie. Aangezien het zoutgehalte in de drains in veel gevallen niet van tevoren bekend is, is de aanvoer van zoetwater moeilijk in te schatten. In veel percelen is er als gevolg van het neerslagoverschot in de winterperiode sprake van afvoer van zoet(er) water via de drainage. Het (tijdelijk) verhogen van het ontwateringsniveau door middel van het toepassen van anti-verziltingsdrainage kan een positieve invloed hebben op de afvoer van zoetwater.

Grootte van het aan te koppelen oppervlak

Hoe groter het aangesloten oppervlakte is, hoe meer water kan worden opgeslagen, des te groter de zoetwaterbel. Hoe groter de zoetwaterbel is, des te efficiënter de wateronttrekking: de rand van de bel wordt namelijk minder snel bereikt. Indien de aanvoer van zoetwater via drainage beperkt is, kan worden overwogen om een groter gebied aan te koppelen dan het gebied dat van zoetwater voorzien moet worden met het systeem. Op deze manier kan het beschikbare volume zoetwater sterkt worden vergroot.

Opslaan en terugwinnen

Achtergrond

Conform bekende literatuur (bijvoorbeeld Ward et al, 2009, Bakker, 2010, Zuurbier et al, 2013) is vastgesteld dat een belangrijke indicator voor het succesvol toepassen van ondergrondse opslag het terugwinrendement is. Het terugwinrendement wordt in dit stuk gedefinieerd als de verhouding tussen de hoeveelheid opgeslagen water en onttrokken water van voldoende kwaliteit voor irrigatie.

Het terugwinrendement wordt vooral bepaald door de vorm van de zoetwatervoorraad (zoetwaterbel) in de ondergrond. Hoe sterker de vorm van de gevormde zoetwaterbel afwijkt van een perfecte cilinder om de bron, hoe meer het terugwinrendement afneemt. Hierbij zijn 2 processen van belang:

1. mate van horizontale stroming

Deze vorm van de zoetwaterbel wordt deels bepaald door horizontale stroming in het watervoerende pakket; een sterke stroming zorgt ervoor dat het zoete water wegstroomt van het systeem. De zoetwaterbel wordt asymmetrisch waardoor het terugwinrendement terugloopt; een groter deel van het water bevindt zich stroomafwaarts van de put dan stroomopwaarts. Het onttrekken van water leidt ertoe dat van bovenstrooms zout water wordt aangetrokken, voordat het zoetwater van benedenstrooms de put kan bereiken. Dit proces is beschreven in Ward et al (2009).

2. Dichtheidsverschillen tussen het aanwezige grondwater en het geïnfilterde water

Verticale asymmetrie treedt op door dichtheidsverschillen tussen het (brakke/zoute) grondwater in de watervoerende laag en het geïnfilterde (zoete) water. Het zoute water is zwaarder dan het zoete water, waardoor de zoetwaterbel kan gaan opdrijven. De zoetwaterbel krijgt hierdoor een kegelvorm in plaats van een cilindervorm. Dit proces is beschreven door zowel Ward et al (2009) als Bakker (2010). Zuurbier et al (2013) vat beide onderzoeken samen en vergelijkt de gevonden methoden om het terugwinrendement van een systeem te schatten.

De door Bakker (2010) ontwikkelde methode om het rendement van een systeem te schatten gaat uit van een scherp zoet/zout front zonder mengzone. Ward et al (2009) heeft aan de hand van modelberekeningen aangetoond dat naast dichtheidsverschillen de grootte van infiltratie- en onttrekkingsvolumes, de bergingsperiode tussen infiltratie en onttrekking, de doorlatendheid, dikte van de watervoerende laag en menging een rol spelen. Die studie gebruikt dimensieloze parameters om voor een locatie te schatten of toepassing kansrijk is.

Schatten van het terugwinrendement

Veldonderzoek naar de haalbaarheid van een ondergronds opslagsysteem is een relevante voorinvestering. Om voorafgaand aan veldonderzoek regionaal inzicht te krijgen in hoe kansrijk een systeem is, is systematiek ontwikkeld waarmee het theoretisch terugwinrendement kan worden geschat. Aan de hand van landelijk beschikbare bodeminformatie (bijvoorbeeld GeoTOP) en de verdeling van zoutwater in de watervoerende pakketten kan met een dergelijke systematiek overwogen worden of veldonderzoek gewenst is, of beter uitgeweken kan worden naar een andere locatie of maatregel tegen verzilting. Deze systematiek is toegepast op de bovenste 20 m van de watervoerende pakketten in het Waddengebied en het verwachte terugwinrendement is regionaal in kaart gebracht.

De hierboven geïdentificeerde relevante kenmerken zijn gebruikt om een empirische vergelijking op te stellen met behulp van een ensemble van axisymmetrische SEAWAT-modellen, waarmee een breed spectrum aan parameters is doorgerekend (Boelens, 2018). De opbouw van het model is samengevat in Tabel 22. De gevarieerde modelparameters zijn opgenomen in Tabel 23. In dit model is aangenomen dat er een afsluitende laag aan de bovenkant van het watervoerend pakket zit, maar niet aan de onderzijde (een onvolkomen filter met penetratiediepte van 20% van de totale dikte van het pakket).

Tabel 22: Gehanteerde constante modelparameters.

parameter	Symbol	value	Unit
Watervoerende laag -en /systeempparameters:			
Filterlengte	H	19	m
Anisotropie	Kh /Kv	5	-
Effectieve porositeit	ϵ	0,3	-
Longitudinale dispersiviteit	α_L	0,3	m
Transversale dispersiviteit	α_T	0,03	m
Moleculaire diffusiecoëfficiënt	Dd	$8,64 \cdot 10^{-5}$	m ² /d
Hydraulische gradiënt in de aquifer	I	0	-
Specifieke bergingscoëfficiënt	S _s	$1 \cdot 10^{-4}$	m ⁻¹
Aantal cycli van opslaan en onttrekken	N	2	-
Eigenschappen vloeistof			
Totaal opgeloste stoffen in het infiltratiewater	TDS _{in}	1,0	g/L
Dichtheid vs. helling opgeloste stoffen	E	0,7143	-
Operationele aspecten			
Periode van infiltratie (winter)	t _{in}	90	d
Periode van berging (voorjaar)	t _{s1}	90	d
Periode van onttrekking (zomer)	t _{rec}	90	d
2e periode van berging (najaar)	t _{s2}	90	d

Tabel 23: Gevarieerde modelparameters

Parameter	Symbol	Value range	Unit
Verticale doorlatendheid	Kv	0,5 -5	m/d
Jaarlijks infiltratievolume	Q	5.000 – 50.000	m ³ /y
Total opgeloste stoffen in het grondwater	TDS _a	2 – 15	g/L

De verticale doorlatendheid, het zoutgehalte van het grondwater in het watervoerend pakket en het jaarlijks geïnfiltreerde volume zijn sturende factoren. Het terugwinrendement is voor 210 verschillende parametercombinaties berekend. Met behulp van multivariate regressieanalyse is een fit gevonden door de datapunten, waarmee aan de hand van enkele parameters gemakkelijk een inschatting kan worden gemaakt van het terugwinrendement. Dit is gedaan voor een situatie waarbij infiltratie en onttrekking over de gehele filterlengte plaatsvindt (RE_{1,0}) en een situatie waarbij de onttrekking plaatsvindt over een korter filter (75% van de lengte van het infiltratiefilter), waarmee over het algemeen een hoger rendement gehaald wordt (RE_{0,75}). Als maximaal toelaatbaar gehalte aan opgeloste stoffen (TDS) in het onttrokken waarde is 1,5 g/l gekozen (een EGC van ongeveer 2,3 mS/cm), een waarde die ook is toegepast in de pilotlocatie Breezand. Het terugwinrendement kan als volgt geschat worden:

$$RE_{1,0} = 0,108 \cdot \ln Q - 0,181 \cdot \ln kv - 0,414 \cdot \ln TDS_a + 0,306$$

$$RE_{0,75} = 0,093 \cdot \ln Q - 0,126 \cdot \ln kv - 0,288 \cdot \ln TDS_a + 0,299$$

Op basis van deze vergelijking en de vergelijkingen van Ward et al (2009) voor het bepalen van de impact van horizontale stroming op het verwachte rendement, zijn enkele globale inzichten verkregen in de beperkende factoren, die hieronder beschreven zijn.

Zoutgehalte

In het grondwater in de (diepe) ondergrond (circa 10-50 m -mv) bevindt zich op veel plekken in de Waddenregio brak tot zout water. Als het grondwater te zout is, treedt er redelijk snel opdrijving van de zoetwaterbel op. Vanaf een zoutgehalte gelijk aan circa 50% van zeewater (TDS \approx 17 g/m³) wordt het rendement erg laag in zandige pakketten. Indien de ondergrond zouter is, kan ondergrondse opslag wel zinvol worden toegepast. Bijvoorbeeld als de verticale doorlatendheid laag is, in uiterst fijn zand of als klei-/siltlaagjes aanwezig zijn in het pakket.

Horizontale doorlatendheid

Voor het infiltreren en onttrekken van voldoende water, is een goede doorlatendheid van de watervoerende laag nodig. Bij een te lage doorlatendheid vindt infiltratie moeilijk plaats. In praktijk is infiltratie aan de hand van een opvoerhoogte, zoals toegepast in deze systemen, ongunstig als de horizontale doorlatendheid kleiner is dan 2 m/dag.

Gelaagdheid

Gelaagdheid in de ondergrond kan, mits op de juiste wijze meegenomen in het filterontwerp, tot een vergroting van het terugwinrendement van het systeem leiden. Een goede afdekkende laag aan de bovenkant van het watervoerend pakket voorkomt het opdrijven van het geïnfiltreerde water naar de oppervlakte. Een goede scheidende laag met een weerstand aan de onderkant voorkomt aantrekken van zout uit diepere zoute lagen. Een hoge verticale anisotropie (verhouding van de horizontale en de verticale doorlatendheid) heeft tevens een positieve impact op het terugwinrendement, met name bij hoge zoutgehalten. Bij een hoge verticale doorlatendheid treedt in brakke tot zoute pakketten makkelijk opdrijving op, met een laag rendement tot gevolg.

Horizontale stroming

Een te grote horizontale stroming leidt tot een verlies van water. In de kaart met het geschatte terugwinrendement is rekening gehouden met een aanvullend verlies in terugwinefficiëntie. Dit is gedaan door het verlies te superponeren op de geschatte terugwinrendementen. Ward et al (2009) definieert dit verlies aan de hand van de parameter R_{TV} , welke is gebruikt om het aanvullend verlies door horizontale stroming te schatten. Voor een uiteenzetting van de toepassing van deze parameter, zie bijlage.

Overige beperkende factoren

Als er pyriet in de ondergrond aanwezig is, kan er door infiltratie van zuurstofhoudend water, arseen vrijkomen. Water met een concentratie boven de 7,5 µg/l arseen mag niet worden geloosd op oppervlaktewater omdat dit giftig is voor plant, mens en dier.

Kaart terugwinrendement en kanskaart

Met behulp van de hierboven gegeven empirische vergelijking is een kaart opgesteld waarin het verwachte terugwinrendement is weergegeven. Deze kaart is opgesteld aan de hand van ondergrondgegevens met betrekking tot de doorlatendheid, gebaseerd op GeoTOP en het zoutgehalte in de ondergrond.

Het terugwinrendement van een ondergronds opslagsysteem neemt toe naarmate het infiltratievolume toeneemt. De grootste toename bevindt zich in het bereik 0 – 25000 m³ jaar⁻¹. Om het terugwinrendement voor de waddenregio te bepalen, is gekozen voor een jaarlijks infiltratie volume van 25000 m³ jaar⁻¹. Dit komt ongeveer overeen met de hoeveelheid water afkomstig van 10 hectare landbouwgrond.

De verticale doorlatendheid is gebaseerd op een combinatie van kaartlagen afkomstig uit GeoTop. Het terugwinrendement neemt toe bij een lage verticale doorlatendheid. De verticale doorlatendheid is gelijk aan 1/5 van de horizontale doorlatendheid, wat gebaseerd is op de meest waarschijnlijke lithoklasse in GeoTOP.

De toepasbaarheid van ondergrondse opslag hangt naast infiltratievolume, verticale doorlatendheid en zoutgehalte af van de laterale stroming en horizontale doorlatendheid van de ondergrond. Ward et al. (2009) hebben een formule ontwikkeld om de laterale stroming in de ondergrond te berekenen (zie bijlage). Op basis van deze formule zijn bepaalde gebieden in de Waddenregio uitgesloten omdat de laterale stroming hier te hoog is. Daarnaast is aangenomen dat de infiltratie van water in de ondergrond wordt belemmerd bij een horizontale doorlatendheid lager dan 2.5 m d⁻¹.

Om de toepasbaarheid van ondergrondse opslag vlakdekkend weer te geven, zijn enkele basisgegevens gebruikt:

- I. Diepte onderkant deklaag in meter t.o.v. NAP (Berendrecht et al, 2007);
- II. Brak-zout (1000 mg/l) grensvlak in meter t.o.v. NAP (De Lange et al, 2014);
- III. Verhang eerste watervoerend pakket (Geologische Dienst Nederland, 2017);
- IV. Horizontale en verticale doorlatendheid van de ondergrond in meters per dag (gebaseerd op GeoTop, doorontwikkeld door Acacia Water binnen Spaarwater);
- V. Chloride gehalte eerste watervoerend pakket Noord-Holland (Grondwatermodel Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier, Acacia Water).

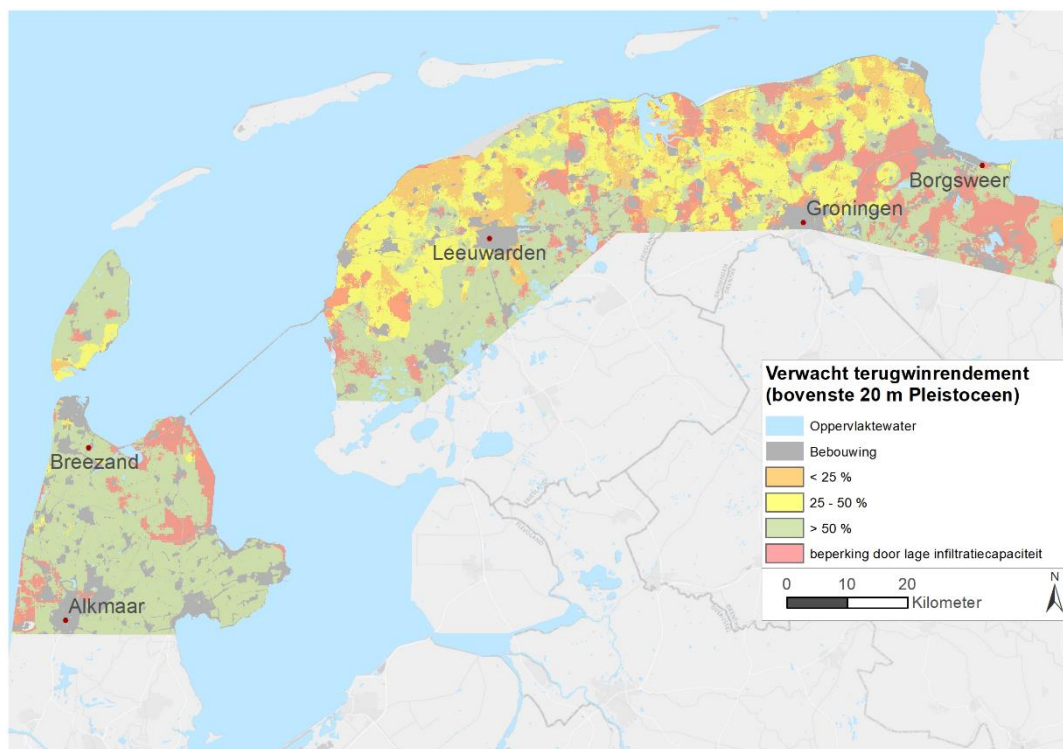
Kaartlaag I en II zijn gecombineerd om het zoutgehalte te midden van de bovenste 20 m van het watervoerend pakket te bepalen voor de provincies Friesland en Groningen. Daar waar de deklaag zich boven het brak,-zoute grensvlak bevindt, is aangenomen dat het eerste watervoerende pakket volledig zout is (i.e. het chloridegehalte circa 18.000 mg/l). De combinatie van de resulterende kaartlaag met het chloride gehalte van het eerste watervoerend pakket in Noord-Holland (kaartlaag V), heeft als uitkomst een kaart voor de drie noordelijke provincies. Deze kaartlaag in mg Cl/l is omgezet in TDS door vermenigvuldiging met factor 0.0018066 (Rice University, 2006). Combinatie van TDS, Q en Kz in formule $RE_{1.0}$ en $RE_{0.75}$ resulteert in vlakdekkend inzicht in de toepasbaarheid van ondergrondse opslag in de Waddenregio.

Resultaat

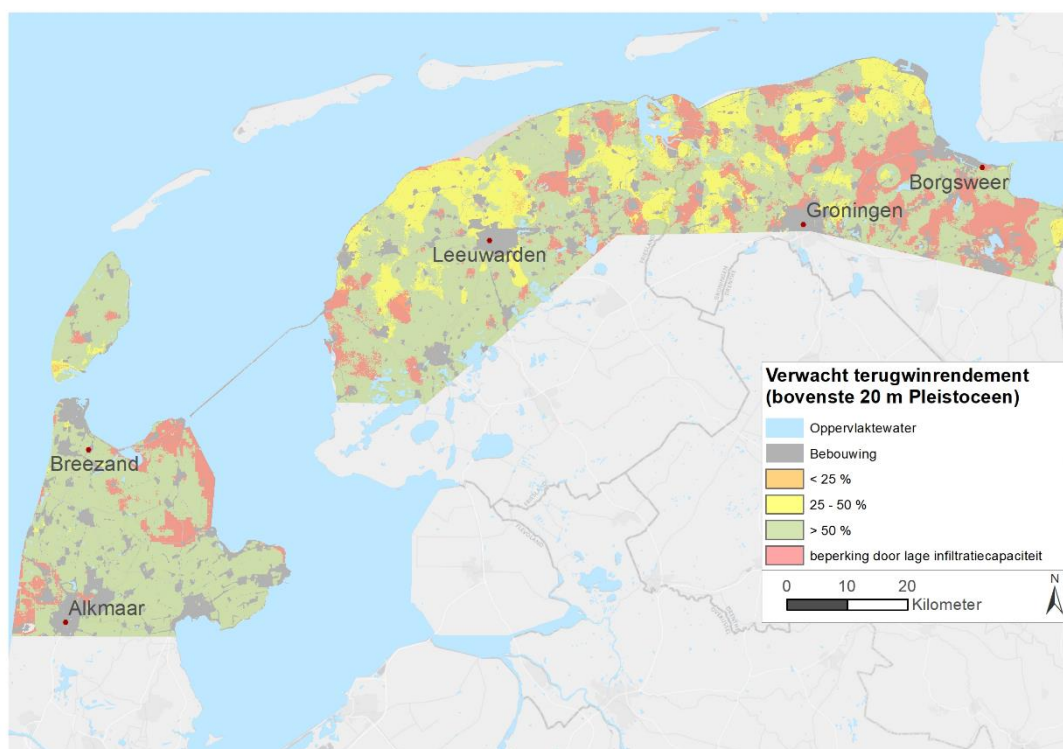
Het verwachte terugwinrendement is in Figuur 64 weergegeven voor een systeem met een jaarlijks infiltratievolume van 25.000 m³ en onttrekking over de volledige filterlengte. Een van de optimalisaties die is uitgevoerd in Spaarwater, is om niet in het onderste deel van het filtertraject te onttrekken, maar wel te infiltreren, waarmee het terugwinrendement hoger wordt. Ook voor een dergelijk systeem met meerdere filters in één put, waarbij infiltratie over de gehele lengte plaatsvindt maar onttrekking beperkt wordt tot de bovenste 75% van de filterlengte, is het verwachte terugwinrendement in beeld gebracht, zie Figuur 65.

Uitgangspunt is dat het om een enkelvoudig systeem gaat met een totale filterlengte van 20 m, wat direct onder de deklaag wordt geplaatst en waarbij geen scheidende laag onder het filter aanwezig is. In deze kaarten is geen rekening gehouden met de aanvoer van zoetwater en eventuele beperkende eigenschappen van het aangevoerde water, zoals bijvoorbeeld een fijne fractie (klei) in het drainagewater.

Uit de kaarten blijkt dat in delen van de Waddenregio sprake is van een gunstig verwacht terugwinrendement (meer dan 50%). Voor veel gebieden is het geschatte 25% tot 50%. Hierbij is het succesvol toepassen van ondergrondse opslag wenselijk maar voor het vaststellen van de doelmatigheid is veldonderzoek noodzakelijk. Slechts op enkele locaties is het terugwinrendement dusdanig laag, dat inzet van een systeem niet zonder meer voor de hand ligt (minder dan 25%). Op deze locaties is sprake van veel zout in de ondergrond, al dan niet in combinatie met een hoge (verticale) doorlatendheid. Deze percentages zijn voor het geoptimaliseerde systeem weergegeven in Figuur 66.



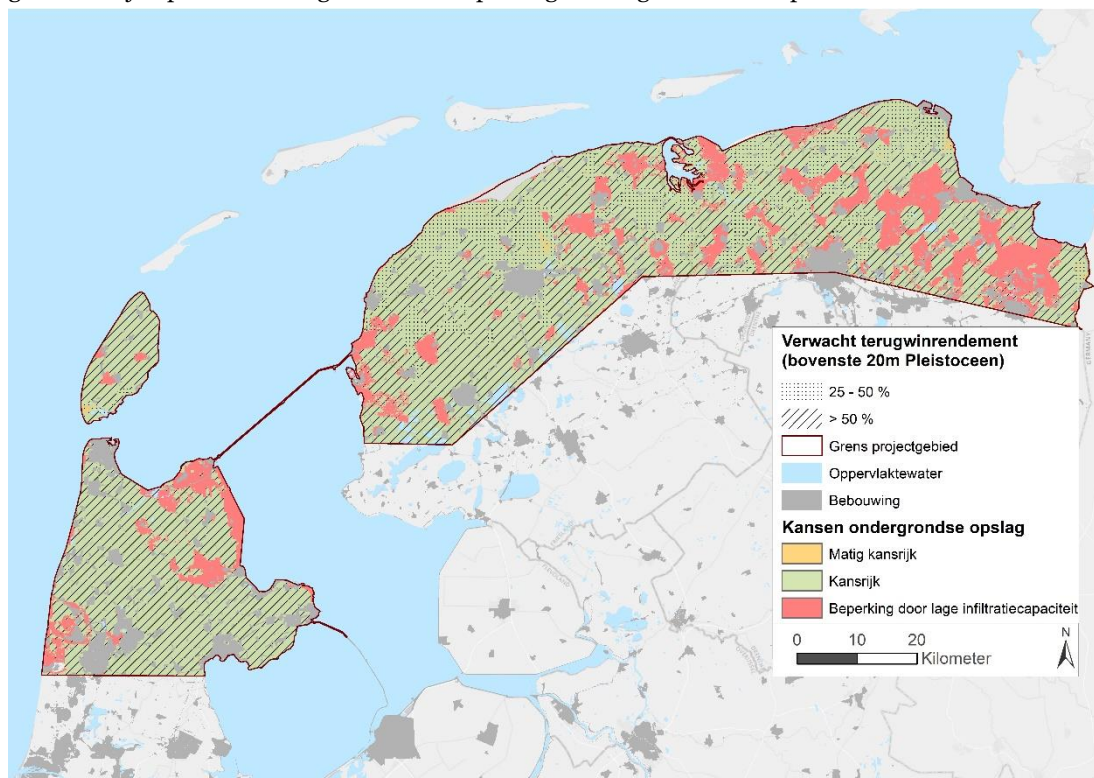
Figuur 64: Verwacht terugwinrendement bij infiltratie en onttrekking over de volledige filterlengte.



Figuur 65: Verwacht terugwinrendement bij infiltratie over de volledige filterlengte en onttrekking in de bovenste 75% van de filterlengte.

Systemen met een verwacht terugwinrendement van minder dan 25% zijn niet altijd doelmatig in te zetten en worden als minder kansrijk beschouwd (Figuur 66). Systemen met een verwacht terugwinrendement van meer dan 25% worden als kansrijk beschouwd.

Ook een relatief laag terugwinrendement kan toch voldoende effectief zijn als de waterbehoefte niet heel groot is (onder andere afhankelijk van gewas of gebruiksoppervlak) en deze behoefte aansluit op de hoeveelheid beschikbaar water uit de opslag. In gebieden met een lage horizontale doorlatendheid (de in de kaart gehanteerde grenswaarde is 2,5 m/dag) is praktische toepassing beperkt, doordat onvoldoende water geïnfilterd kan worden of veel infiltratieputten toegepast moeten worden. Deze gebieden zijn op de kaart aangemerkt als 'beperking door lage infiltratiecapaciteit'.



Figuur 66: Kanskaart ondergrondse opslag (en verwacht terugwinrendement) bij infiltratie over de volledige filterlengte en onttrekking in de bovenste 75% van de filterlengte.

8.3.2 Van pilot naar toepassing

Het pilotsysteem was gericht op het toepassen van het systeem in de agrarische praktijk, waarbij veel aandacht is uit gegaan naar monitoring en evaluatie. Bij praktische toepassing na de pilot, kan bij toekomstige systemen een deel van de monitoringsinspanning worden verlaagd. Door de gebruikerservaring van ondergrondse opslag op de pilotlocaties zijn verschillende inzichten ontstaan in verbeterlagen en innovaties voor toekomstige systemen. Gezamenlijk heeft dit geresulteerd in een aangepast en afgeslankt systeem, met een kleiner ruimtegebruik en lagere aanlegkosten. Het aangepaste systeem bestaat uit de volgende componenten:

1. Een verzamelleiding, waarop alle drains zijn aangesloten.
2. Een drainageput, waar de verzamelleiding op uitkomt. Hier wordt een selectie gemaakt op basis van het zoutgehalte, of het water wordt gespaard of afgevoerd naar de sloot.
3. Een systeem van zelfreinigende discfilters (i.p.v. een zandfilter) om fijne deeltjes af te vangen.
4. Aansturingsapparatuur van infiltratie/onttrekking en voor druppelbevloeiing.
5. Een put met infiltratie/onttrekkingsfilters. Putten en filters dienen te worden ontworpen op basis van de ondergrondkarakteristieken.

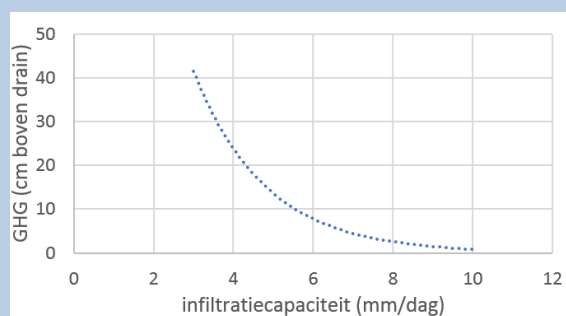
In tegenstelling tot het systeem dat is toegepast in de pilots wordt er geen gebruik gemaakt van een buffertank tussen de drainageput en de infiltratie. Dit scheelt aanzienlijk in het bovengronds ruimtegebruik. Het systeem wordt ontworpen op een op het systeem en de aquifer afgestelde maximale infiltratiecapaciteit. In situaties waar de neerslagintensiteit hoger is dan de infiltratiecapaciteit, wordt het perceel zelf als buffer ingezet.

Indien er meer neerslag valt stijgt het grondwater in het perceel, waarna het vertraagd tot afvoer komt en geïnfiltreerd kan worden. Indien bijvoorbeeld een bui van 30 mm valt, die niet (direct) geïnfiltreerd wordt, levert dat een stijging van de grondwaterstand van 0,1 tot 0,3 m op. Het systeem is dusdanig ontworpen, dat de ontwatering van het perceel gewaarborgd blijft; een te grote stijging wordt niet toegestaan en het overtollig water wordt afgevoerd naar de sloot middels een overstortmogelijkheid. Dit leidt alleen in extreme gevallen tot een gecontroleerde vermindering van de infiltratie. In andere gevallen wordt het gebufferde water vertraagd geïnfiltreerd voor later gebruik.

Het systeem van ondergrondse opslag is in Spaarwater dusdanig ontwikkeld dat units van maximaal 50 hectare gedraineerd perceeloppervlak kunnen worden gekoppeld met aansturing vanuit één locatie. Een systeem kan uiteraard uit meerdere units bestaan. Een verzamelleiding transporteert het drainage water naar een verzamelput, waar automatische selectie plaatsvindt op basis van het elektrisch geleidingsvermogen; ongewenst water wordt afgevoerd naar de sloot en water met de gewenste kwaliteit wordt gefilterd en onder zwaartekracht geïnfiltreerd. Het geïnfiltreerde water kan weer via dezelfde put worden onttrokken (enkelvoudig systeem) of via een aparte onttrekkingsput (meervoudig systeem). Per systeem kunnen meerdere putten infiltratie en/of onttrekkingsputten worden aangesloten. Het bovengronds ruimtegebruik in de pilot was circa 100 m² en beslaat na de innovatie minder dan 10 vierkante meter. De verandering van het oorspronkelijke systeem naar het huidige systeem is schematisch geïllustreerd in Figuur 68.

Het perceel als buffer

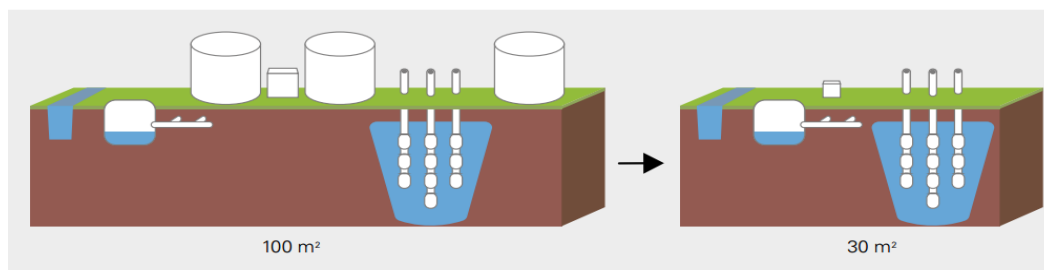
Afhankelijk van het bodemtype en landgebruik is landbouwdrainage gedimensioneerd op een minimale afvoercapaciteit van 7-10 mm/dag. Indien de infiltratiecapaciteit van het systeem lager is dan de drainagecapaciteit blijft er water in het perceel achter wanneer er (een serie van) grote bui(en) plaatsvindt. Daardoor zullen de grondwaterstanden stijgen. De verhoging van de grondwaterstanden door het verlagen van de afvoer bij verschillende waarden voor de (ontwerp-)infiltratiecapaciteit is geïllustreerd in onderstaande grafiek, die gebaseerd is op berekeningen met een bakjesmodel.



In de figuur is te zien dat de gemiddeld hoogste grondwaterstand (GHG) als gevolg van een verlaging van de infiltratiecapaciteit exponentieel toeneemt. Bij een infiltratiecapaciteit van 6 mm/dag of meer is het effect op de GHG beperkt tot minder dan 0,1 m verhoging. Individuele buien of meerdaagse neerslaggebeurtenissen kunnen leiden tot een grote verhoging van de grondwaterstanden in het perceel. Door een overstort te introduceren kan dit effect tegen worden gegaan. Het effect van een dergelijke overstort zorgt voor een kleinere hoeveelheid beschikbaar zoetwater om te infiltreren. Dit effect is echter beperkt; in het hier gehanteerde voorbeeld levert een overstort op 0,2 m boven het aanlegniveau van de drainage een verlies op (water dat niet gespaard kan worden) van circa 10% van de netto neerslag bij een infiltratiecapaciteit van 6 mm/dag.



Figuur 67: Een luchtfoto van het huidige spaarwatersysteem, waarbij met rode stippellijnen het ruimtegebruik is weergegeven van de pilot opstelling. Met blauwe stippellijn is het ruimtegebruik weergegeven van het nieuwe doorontwikkelde systeem, dat in het AGRIMAR-onderzoek wordt toegepast (vanaf 2019).



Figuur 68: Links is het oude systeem weergegeven (aanstuurcontainer, buffertank, zandfilter en dagvoorraad voor irrigatie), met een relatief groot bovengrond ruimtegebruik. Rechts is het nieuwe systeem schematisch weergegeven, met bovengronds nog één container en een drainageput, dat in het nieuwe systeem binnen het vervolgonderzoek van AGRIMAR in Breezand wordt toegepast (vanaf 2019).

8.3.3 Systemontwerp

Een slim ontwerp, waarbij de watervraag, waterbeschikbaarheid en de gebiedskenmerken op elkaar worden afgestemd, zal leiden tot een kostenefficiënte uitvoering van een systeem voor ondergrondse opslag. Het ontwerp hangt af van de combinatie van een aantal aspecten. Voor het uiteindelijke ontwerp geldt dat het systeem geoptimaliseerd moet worden voor de volgende aspecten, die in samenhang beschouwd moeten worden.

1. Vaststellen beoogd spaaroppervlak en gebruiksoppervlak.
2. Globaal vaststellen van meest kansrijke bodemlaag voor ondergrondse opslag, op basis van doorlatendheid van de watervoerende lagen, het zoutgehalte van het grondwater en aanwezigheid van kleilagen in de ondergrond.
3. Berekenen van het globale verwachte terugwinrendement (verhouding tussen jaarlijks volume geïnfiltrerd water en onttrokken water van voldoende kwaliteit) in de kansrijke bodemlaag.
4. Opstellen voorlopig ontwerp voor een begroting:
 - a. Hoeveel infiltratie- en onttrekkingsputten zijn er nodig
 - b. Hoeveel filters per put en op welke diepte.
5. Technisch vooronderzoek:
 - a. Sonderingen/boringen en peilbuizen voor het vaststellen van de lokale bodemopbouw en grondwaterkwaliteit in het beoogde pakket.
 - b. Proefboring afgewerkt met een onttrekkingsput.
 - c. Uitvoeren pompproef voor het vaststellen van de geohydrologische eigenschappen.
6. Op basis van stap 5 opstellen van het definitief technisch putontwerp:

- a. Hoeveel infiltratie- en onttrekkingsputten zijn er nodig.
 - b. Hoeveel filters per put en op welke diepte.
7. Optimalisatie voor afbraak van pathogenen

Het technisch ontwerp hangt samen met de hydraulische parameters (die bepalend zijn voor bijvoorbeeld de infiltratiecapaciteit), het verwachte terugwinrendement in de beoogde laag en de rol van afbraak van pathogenen, waarvoor een meervoudig systeem aangelegd moet worden. Deze aspecten kunnen een tegengesteld belang hebben in het ontwerp, waardoor optimalisatie van het ontwerp in samenhang moet worden gedaan. Een voorbeeld: het beste terugwinrendement wordt gehaald indien er met een enkele onttrekkings- en infiltratiebron wordt gewerkt (een enkelvoudig systeem), bij voorkeur in een niet al te goed doorlatende ondergrond. Voor het technisch putontwerp geldt dat juist een goed doorlatend pakket beter werkt, om de filtersnelheid laag te houden bij een minimaal aantal putten (kosten). Indien de doorlatendheid te laag is, zijn meerdere putten nodig. Voor de pathogenen is het juist van belang dat er een aparte infiltratie- en onttrekkingsput is, om een verblijftijd in de ondergrond te realiseren. Hoe groter de afstand tussen de putten, hoe langer de verblijftijd. Een grote putafstand heeft juist weer een negatieve uitwerking op het terugwinrendement. In een goed ontwerp worden de belangen verkend en het ontwerp daarop afgestemd.

Ondergrondse opslag is mogelijk in zowel zand- als kleigebieden. Bij toepassing in kleigebieden moet bij het bepalen van het systeemontwerp onderzocht worden of er kleifracties in het drainagewater voorkomen. Uit de pilots is gebleken dat bij voorkomen van kleifracties in drainagewater gestuurd kan worden op turbiditeit zodat het systeem functioneert zonder verstopping en afname van het terugwinrendement. Onderzoek op perceelsniveau kan geschiktheid van het kleiperceel uitwijzen. Identificatie van de bodemeigenschappen kan plaatsvinden door enkele boringen te plaatsen. Indien twijfel bestaat rondom de haalbaarheid wordt in de boorgaten op drainniveau de doorlatendheid bepaald. Een hoge doorlatendheid op drainniveau in een kleibodem is een sterke aanwijzing voor ongunstige omstandigheden voor wat betreft klei-uitspoeling. Door een periode lang de drainafvoer te inspecteren op turbiditeit kan volledig uitsluitel worden gegeven.

8.3.4 Operationeel beheer

Zodra een systeem operationeel is, kan het systeem worden ingezet voor opslag en terugwinning van zoetwater. Uit bovenstaande analyses blijkt dat het zinvol is om een systeem te ontwerpen waarbij de filterlengte waarover geïnfiltreerd wordt langer is dan de filterlengte waarover onttrokken wordt. Door het systeem op deze wijze in te zetten, wordt het hoogste terugwinrendement gehaald. Onttrekken uit het onderste deel van de put is in gevallen waarbij zout water onder het filter aanwezig is ongunstig.

Daarnaast blijkt uit de modellen en metingen (hoofdstuk 3) dat het sparen van water zonder het te hergebruiken gedurende een cyclus (een spaarjaar) het terugwinrendement sterk kan verhogen. Het verdient aanbeveling om in de eerste cyclus na aanleg alleen water te sparen, zodat er voldoende buffer opgebouwd is om in navolgende jaren droge periodes te kunnen overbruggen en een perceel van water te voorzien.

8.3.5 Beheer en onderhoud

Het beheer van het systeem bestaat uit het uitvoeren van een zinvolle selectie in de drainput (sparen of afvoeren) en bij de controle van het zoutgehalte van het onttrokken water voor agrarische toepassing; wanneer is de zoetwatervoorraad uitgeput. Het systeem geeft inzicht in de volumes gespaard, gebruikt en beschikbaar zoetwater. De gebruiker kan zelf bepalen of jaarlijks de zoetwatervoorraad wordt uitgeput, of dat een strategische buffer wordt aangelegd (het inlassen van een spaarjaar), bijvoorbeeld om droge jaren te overbruggen.

Het belangrijkste onderhoud dat moet worden gedaan, is een jaarlijkse controle van het systeem om te bepalen of alles goed werkt. Hieruit kan mogelijk aanvullend onderhoud komen.

Een belangrijke actie hierbij is het valideren van het EGV meters, op basis waarvan de selectie opslaan of afvoeren plaatsvindt, alsook de controle van de mate waarin het onttrokken water geschikt is voor agrarische toepassing. Deze kunnen in de loop der tijd gaan afwijken. Bronnen moeten met enige regelmaat worden gereinigd. Afhankelijk van het gekozen systeem (ASR of ASTR) kan er meer onderhoud aan de bronnen nodig zijn. Bij ASR-systemen wordt de zuurstofloze zone steeds opnieuw de zuurstofrijke bron ingetrokken waardoor ijzer oxidatie kan optreden. Hierdoor is mogelijk meer onderhoud om putverstopping te voorkomen benodigd. Bij ASTR-systemen is de onttrekkingsbron te allen tijde zuurstofloos en de infiltratiebron te allen tijde zuurstofrijk, waardoor neerslag van ijzer minder plaatsvindt. Eventuele vervuiling van fijne deeltjes worden bij een ASR-systeem in bepaalde mate uit de filters verwijderd bij het onttrekken, terwijl dit bij een ASTR-systeem niet gebeurt. Indien zeer fijne vervuiling blijkt op te treden, dient het onderhoud van de putten hierop te worden afgestemd.

De levensduur hangt af van aantal bedrijfsuren per jaar, het al dan niet zorgvuldig omgaan met de apparatuur en de mate van onderhoud. De levensduur is daarom niet exact te voorspellen. Indicatief kan gesteld worden dat indien een systeem 24 uur per dag, 365 dagen per jaar operationeel is, er na circa 3 jaar groot onderhoud nodig (controle van meetapparatuur en onderhoud van putten en leidingwerk) is en dat na circa 5 jaar het mogelijk zou kunnen zijn dat de eerste onderdelen vervangen moeten worden.

8.4 Conclusies

Op basis van de zoetwaterbeschikbaarheid (opvangen), de eigenschappen van het watervoerend pakket (opslaan) en het zoutgehalte van het grondwater in het watervoerend pakket (terugwinnen) kan het verwachte terugwinrendement op basis van een in Spaarwater opgestelde empirische vergelijking of door middel van numerieke modellering worden bepaald voor een locatie waar ondergrondse opslag gewenst is. Goed tot zeer goed doorlatende pakketten met brak tot matig zilt grondwater lenen zich goed voor ondergrondse opslag. Bij matig doorlatende pakketten (doorlaatfactor van minder dan 2,5 m/dag) zal in praktijk de infiltratiesnelheid een beperkende factor zijn. Bij zeer goed doorlatende pakketten (met een hoge verticale doorlatendheid) zal het zoutgehalte in de ondergrond een beperkende factor zijn. Mede het uitvoeren van een technisch vooronderzoek in het veld leidt tot een realistisch ontwerp van het systeem.

Uit de empirische vergelijking voor het schatten van het terugwinrendement blijkt dat het opschalen van een systeem een positieve invloed heeft op het terugwinrendement; naar mate het aangekoppeld spaaroppervlak toeneemt, en daarmee de hoeveelheid te infiltreren water, kan verhoudingsgewijs een groter percentage worden teruggewonnen.

Het beheer van het systeem is vooral gericht op het volgen en sturen op de watervolumes (opgeslagen, onttrokken en beschikbaar) en het zoutgehalte.

9 Vergunningen

9.1 Introductie

De Spaarwater ondergrondse opslagsystemen bieden een mogelijkheid om meer zoetwater beschikbaar te maken in de landbouw. Indien agrariërs een ondergronds opslagsysteem willen aanleggen moet er een vergunning worden aangevraagd.

In dit hoofdstuk wordt het huidige wetgeving omtrent vergunningverlening van dit soort systemen tegen het licht gehouden, de tekortkomingen van de huidige wetgeving benoemd en een voorstel gedaan voor het vergunningenbeleid in de toekomst. Hierbij is gebruik gemaakt van de ervaring die is opgedaan bij de recente vergunningaanvraag voor het nieuwe ondergrondse opslagsysteem in Breezand.

9.2 Wetgeving

9.2.1 Huidige wetgeving

De huidige wetgeving bestaat uit verschillende wetten, besluiten en handreikingen die, tot op zekere hoogte, betrekking hebben op de Spaarwater ondergrondse opslagsystemen. In deze paragraaf wordt de huidige wetgeving en het belang voor deze systemen beschreven. Ter verduidelijking staan hieronder de begrippen wet, besluit en handreiking uitgelegd:

Wet: In een wet staan algemeen verbindende voorschriften. Dat betekent dat er in grote lijnen uitgelegd wordt welke regels er voor een bepaald onderwerp gelden. De Eerste en Tweede Kamer moeten een wetsvoorstel goedkeuren.

Besluit: Een besluit, ook wel Algemene maatregel van bestuur, is een gedetailleerdere beschrijving van de wet. In een besluit staat verder uitgewerkt hoe (een deel van) de wet uitgelegd moet worden.

Handreiking: Een handreiking is bedoeld als praktisch hulpmiddel bij de uitvoering van een wet of besluit. In de handreiking wordt het wettelijke proces stapsgewijs benoemd en is elke stap voorzien van een toelichting. Een handreiking kan gebruikt worden als beoordelingsinstrument en hulpmiddel. Een handreiking is een hulpmiddel en geen blauwdruk.

In onderstaande paragrafen staan de belangrijkste wetten, besluiten en handreikingen beschreven met betrekking tot ondergrondse opslag.

Wet

De belangrijkste en meest relevante wetten voor de ondergrondse opslagsystemen zijn de Waterwet, Waterschapswet en de Wet bodembescherming.

De Waterwet is in werking getreden op 22 december 2009. Voorheen waren er 8 verschillende wetten, die samengevoegd zijn tot de Waterwet. De Waterwet regelt het beheer van het oppervlaktewater en grondwater. Binnen de Waterwet is hoofdstuk 6, handelingen in watersystemen, het belangrijkste voor de ondergrondse opslagsystemen.

In dit hoofdstuk wordt onder andere in artikel 6.4 de vergunningsplicht beschreven voor infiltratie en onttrekking van grondwater en in artikel 6.26 de eisen aan de waterkwaliteit van infiltratiewater. Volgens artikel 6.4 van de Waterwet is gedeputeerde staten van de provincie bevoegd gezag voor de grondwateronttrekkingen en infiltraties bij:

1. Industriële toepassingen, indien meer dan 150000 m³/jaar
2. De openbare drinkwatervoorziening
3. Een bodemenergiesysteem.

Bij industriële toepassingen minder dan 150000 m³/jaar zijn de waterschappen bevoegd gezag en geldt de Waterschapswet. Waterschappen hebben regels over grondwateronttrekkingen en infiltraties opgenomen in hun keuren. In de modelkeur 2013 is een generieke vergunningplicht opgenomen voor alle grondwateronttrekkingen en infiltraties die onder bevoegdheid van het waterschap vallen. Dit betreft waterkwantiteit.

Voor wat betreft de waterkwaliteit bij infiltraties moet voldaan worden aan de regels gesteld bij of krachtens de Wet bodembescherming en de Wet milieubeheer. De Wet bodembescherming bevat de voorwaarden die kunnen worden verbonden aan het verrichten van handelingen in en/of op de bodem. Het belangrijkste doel van de wet is het beschermen en saneren van de ondergrond. De belangrijkste basis van de wet is de 'zorgplicht' als omschreven in artikel 13. Hierin staat dat iedereen die in de bodem handelingen verricht en die weet of redelijkerwijs had kunnen vermoeden dat die handelingen de bodem aantasten of verontreinigen, de verontreiniging of aantasting moeten voorkomen, zoveel mogelijk moeten beperken of achteraf ongedaan moeten maken. Daarnaast staan in de Wet bodembescherming de meetverplichtingen omschreven om de kwaliteit van het infiltratiewater te waarborgen.

Besluit

Het infiltratiebesluit bodembescherming beschrijft onder andere de voorschriften die in acht moeten worden genomen voor het infiltreren van water, om verontreiniging van het grondwater tegen te gaan. In bijlage 1 van het infiltratiebesluit bodembescherming staan een lijst met stoffen met een vastgestelde maximaal toelaatbare concentraties in het te infiltreren water. De opgeloste stoffen in het te infiltreren water moeten onder deze maximaal toelaatbare concentraties zitten, voor het verkrijgen van een vergunning.

Handreiking

In 2015 is onder leiding van KWR, Deltares en Acacia water de Technisch-Juridische handreiking risicobeoordeling 'ondergrondse waterberging' opgesteld. In deze Handreiking zijn de bestaande juridische kaders geschetst en worden beslisbomen gepresenteerd, waarmee risico's voor milieu en gezondheid worden beoordeeld. Samen biedt dit een beoordelingskader aan de waterbeheerder, die hij kan gebruiken tijdens de vergunningverlening of om passende meetverplichtingen voor te schrijven voor een nieuw ondergronds opslagsysteem.

9.2.2 Tekortkomingen huidige situatie

De hierboven beschreven wetten, besluiten en richtlijnen zijn de basis voor de vergunningverlening van nieuwe ondergrondse opslagsystemen. Aangezien de voorgestelde systemen in Sparwater nieuw en innovatief zijn is er geen volledige aansluiting op bestaande wetgeving. De tekortkomingen in de huidige wetgeving zitten in de volgende punten:

1. Het infiltratiebesluit bodembescherming gaat uit van infiltratie zonder onttrekking. Op het moment dat het geïnfilterde water op een later moment in zijn totaal onttrokken wordt zijn de risico's op verontreiniging door geïnfilterd water anders dan bij puur infiltratie. Op de handreiking na worden in de wetten en besluiten altijd infiltratie en onttrekking als losse onderdelen gezien.

2. De maximaal toelaatbare stoffen, als beschreven in bijlage 1 van het infiltratiebesluit bodembescherming, gaat uit van infiltratie in een zoete aquifer. In de Spaarwater ondergrondse opslag wordt zoet water opgeslagen in brakke/zoute aquifers. Deze aquifers hebben bovendien geen maatschappelijke functie (van minder waarde voor de maatschappij), wat de maximale toelaatbare concentraties ter discussie stelt.

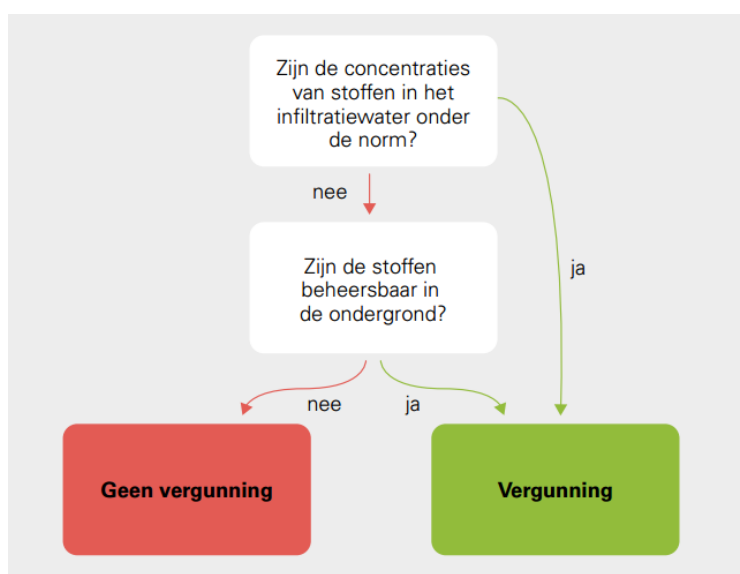
9.2.3 Voorstel toekomstige situatie

Per locatie verschilt de kwaliteit van het infiltratiewater, de bodemopbouw, de achtergrondwaarde en reactiviteit van het aquifer met bijbehorende reductie en afbraakprocessen in de ondergrond. Dit maakt het lastig om de vergunningverlening via een gestandaardiseerde methodiek te regelen. Daarom is het verstandig het verlenen van vergunningen voor ondergrondse opslagsystemen te koppelen aan een risico-benadering, waarbij de 'zorgplicht' uit de Wet bodembescherming centraal staat.

In deze risico-benadering voor het ondergrondse opslagsysteem moeten zowel risico's ten aanzien van kwantiteit als kwaliteit worden beschouwd. Risico's ten aanzien van kwantiteit worden voornamelijk bepaald door stijghoogteverschillen die worden gecreëerd door de infiltratie en onttrekking. Deze effecten moeten al mee worden genomen bij de huidige vergunningverlening voor infiltratie en onttrekking, en zijn daarmee al gedekt vanuit de huidige wetgeving. De risico's ten aanzien van kwaliteit worden bepaald door verontreiniging van het grondwater, het oppervlaktewater, het beregeningswater en het aquifer.

In aanvulling op huidige wetgeving worden de volgende stappen voor een risicobenadering van de waterkwaliteit voorgesteld (zie ook Figuur 69):

- 1) Vergelijken van concentraties van stoffen met de maximaal toelaatbare concentraties als beschreven in bijlage 1 van het infiltratiebesluit bodembescherming.
 - a. Indien de gevonden concentraties zich onder de maximaal toelaatbare concentraties bevinden is er geen risico.
 - b. Indien er stoffen boven de maximaal toelaatbare concentraties voorkomen, moet er gekeken worden naar de risico's van deze stoffen.
- 2) Het risico van de stoffen waarvan de concentraties boven de maximaal toelaatbare concentraties uitkomen, wordt gebaseerd op de beheersbaarheid van deze stoffen. Met andere woorden: is het mogelijk om na infiltratie de stoffen weer te onttrekken en het aquifer in de oude staat terug te brengen, en zo niet, wat zijn dan de risico's voor het grondwater, het aquifer en de potentiële andere gebruikers van het grondwater/aquifer?



Figuur 69: Stroomschema voorgestelde risicobenadering waterkwaliteit tijdens ondergrondse opslag.

9.2.4 Ervaring uit Spaarwater II pilots

In het geval van de pilots in Borgsweer en in Breezand blijft het overgrote deel van de genormeerde concentraties onder de huidige toelaatbare concentraties. Dit betekent vanuit vergunningverlening, dat risico's ten aanzien van deze stoffen verwaarloosbaar zijn. Dit met uitzondering van twee gewasbeschermingsmiddelen, die mobiel en persistent zijn en nog in de spuitplannen gebruikt worden (MCPA en glyfosaat). Aanbevolen wordt daarom deze twee gewasbeschermingsmiddelen niet meer te gebruiken en te onderzoeken of hiervoor alternatieven mogelijk zijn.

Desphenyl-chloridazon, cicloxydim en bentazon, waarschijnlijk gebruikt in eerdere spuitjaren, zijn ook in de drains en grondwater gevonden. Echter met het leegpompen van de zoetwaterbel, in combinatie met afbraak in de tijd, is gebleken dat het proces reversibel is voor wat betreft GBM's tot concentraties onder de normen. De oorspronkelijke kwaliteit van het grondwater is daarmee terug te brengen na het stoppen met de systemen.

Vergunningverlening HHNK 2018 opgeschaalde ondergrondse opslag Breezand

In samenwerking met het Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier (HHNK) is een vergunningsaanvraag gestart voor een nieuw ondergronds opslagsysteem in Breezand. Dit systeem is een demonstratie systeem ter vervanging van het Spaarwater ondergrondse opslagsysteem in Breezand. Het nieuwe systeem is opgeschaald naar perceelschaal, in dit geval 10 hectare. In samenwerking met het HHNK is besloten om de vergunningverlening via een risico benadering te beoordelen.

De eerste stap in de vergunningverlening was tezamen met HHNK een lijst op te stellen met de belangrijkste risico's. Ten aanzien van kwantiteit zijn risico's door onder andere stijghoogteverschillen beschreven, zoals opbarsten, toename van kwel en inzijging, inklinking/zetting. Wat betreft risico's ten aanzien van kwaliteit is verontreiniging door infiltratiewater beschreven, zoals vervuiling van grondwater, oppervlaktewater, beregeningswater en aquifer. Deze risico's zijn grotendeels bepaald aan de hand van de data beschikbaar gemaakt in Spaarwater.

De risico's zijn gebundeld in een informatiedocument dat samen met een standaard infiltratie en onttrekking vergunningsaanvraag is ingediend bij HHNK ter beoordeling.

Op nieuwe locaties is geen uitgebreide data beschikbaar zoals in Breezand door het Spaarwater project. Een beoordeling voorafgaand aan de aanleg van een systeem is daarmee niet of niet goed mogelijk. Het AGRIMAR-promotieonderzoek probeert deze data in de regio Noord-Nederland beschikbaar te maken. Er wordt onderzoek gedaan naar de invloed van de verschillen in bodemopbouw en geochemische samenstellingen van de ondergrond in Noord-Nederland en de invloed daarvan op de waterkwaliteit tijdens ondergrondse opslag. Eén van de doelen van het onderzoek is om vast te stellen waar in Noord-Nederland ondergrondse opslagsystemen haalbaar is, met de focus op waterkwaliteit.

9.3 Conclusies

Aangezien de voorgestelde systemen in Spaarwater nieuw en innovatief zijn is er geen volledige aansluiting op bestaande wetgeving. Zo gaat de huidige wetgeving uit van een infiltratie zonder onttrekking, terwijl ondergrondse opslag uitgaat van infiltratie én onttrekking. Daarnaast gaat de huidige wetgeving uit van infiltratie in een zoet aquifer, terwijl de Spaarwater ondergrondse opslag uitgaat van infiltratie in brakke/zoute aquifers.

Om de hiaten in de bestaande wetgeving en bestaande vergunningaanvraag te overbruggen is het aan te raden een risico-benadering op te nemen in de aanvraag en de volgende stappen voor waterkwaliteit te laten doorlopen:

1. Vergelijken van concentraties van stoffen met de maximaal toelaatbare concentraties als beschreven in bijlage 1 van het infiltratiebesluit bodembescherming.
 - a.** Indien de gevonden concentraties zich onder de maximaal toelaatbare concentraties bevinden is er geen risico.
 - b.** Indien er stoffen boven de maximaal toelaatbare concentraties voorkomen, moet er gekeken worden naar de risico's van deze stoffen.

2. Beschrijving van de beheersbaarheid van de situatie: is het mogelijk om na infiltratie de stoffen weer te onttrekken en het aquifer in de oude staat terug te brengen, en zo niet, wat zijn dan de risico's voor het grondwater, het aquifer en de potentiële andere gebruikers van het grondwater/aquifer?

10

Conclusies en Aanbevelingen

10.1 Samenvatting en Conclusies

Context

Beregening van landbouwgrond in de Waddenregio vindt voornamelijk plaats met water uit de sloot. De landbouw is daarmee afhankelijk van externe aanvoer van zoetwater. In de toekomst neemt door klimaatverandering de vraag naar zoetwater toe en neemt de zoetwaterbeschikbaarheid af. Hier komt bij dat in delen van de Waddenregio beregening van sommige gewassen (e.g. aardappelen) vanuit het oppervlaktewater niet is toegestaan om infecties (Bruinrot) aan het gewas te voorkomen. In de bollenteelt wordt beregening vermeden om ziektekiemen te voorkomen (o.a. hyacinten) en soms is beregening niet mogelijk omdat de waterkwaliteit ontoereikend is. Een eigen watervoorziening kan een oplossing bieden voor de afname van zoetwaterbeschikbaarheid. Dit vergroot de zelfvoorzienendheid, waarmee de bedrijfsbasis wordt versterkt. Bovendien kan het de pieken in waterafvoer naar sloten afvangen bij (extreme) buien. Ondergrondse opslag van zoetwater is als één van de maatregelen binnen Spaarwater onderzocht en uitgewerkt.

Systeem

Realisatie van een eigen watervoorziening kan door zoet drainagewater uit het perceel *op te vangen, op te slaan* in watervoerende lagen in de ondergrond en beschikbaar te maken voor *gebruik* gedurende het groeiseizoen. Een eigen watervoorziening bestaat uit een enkelvoudig systeem (toegepast in Breezand) of een meervoudig systeem (toegepast in Borgsweer). Bij een enkelvoudig systeem wordt water geïnfiltrerd en onttrokken uit dezelfde put, bij een meervoudig systeem wordt het water juist uit afzonderlijke putten onttrokken, op enige afstand van de infiltratieputten. Hiermee wordt een bodempassage en verblijftijd van het geïnfiltrerde water gerealiseerd.

Zelfvoorzienend met eigen watervoorziening

Bij toepassing van ondergrondse opslag is het mogelijk voor een agrariër om (deels) zelfvoorzienend te worden in de waterbehoefte. Dit is aangetoond op basis van proeven op een kleiperceel (Borgsweer) en zandperceel (Breezand). In Borgsweer is de in de natte winterperiode gespaarde zoetwatervoorraad in geen van de jaren volledig ingezet. Desalniettemin is 48% van het geïnfiltrerde water weer opgepompt. In Breezand is in 2017 als proef al het zoete water uit de ondergrond onttrokken. In dat seizoen is meer dan tweemaal zoveel zoetwater onttrokken als dat er in het voorgaande natte winterseizoen gespaard is. Hieruit volgt dat een overschot aan zoetwater van meerdere jaren zinvol ingezet kan worden om bijvoorbeeld een droge periode te overbruggen. Uit modelberekeningen met een gekalibreerd dichtheidsafhankelijk model blijkt dat met een ondergronds opslagsysteem in Breezand een terugwinrendement van 60% gehaald kan worden, indien elk jaar maximaal onttrokken wordt. Voor Breezand komt dat neer op 180 mm beschikbaar water. Bij een dergelijk rendement kan met 1 hectare spaaroppervlak effectief 1,5 à 2 hectare gebruikoppervlak geïrrigeerd worden. De verhouding tussen het spaaroppervlak en gebruikoppervlak is hier 1:2.

Uitspoeling naar het oppervlaktewater

Wanneer ondergrondse opslag wordt toegepast leidt dit tot een afname van de uitstroom van zout, nutriënten en gewasbeschermingsmiddelen via de drainage naar het oppervlaktewatersysteem. Een groot deel van het water wordt immers opgevangen en vastgehouden in de ondergrond. Analyses van de waterkwaliteit van drainagewater op het zandperceel (Breezand) en op het kleiperceel (Borgsweer) laten deze afname duidelijk zien. Op het zandperceel (Breezand) is de afvoer van chloride (93%), stikstof (79%) en fosfor (80%) naar de sloot verlaagd door ondergrondse opslag. Op het kleiperceel (Borgsweer) bedroeg de afname in 2016/2017 voor stikstof 23% en voor fosfor 36%. De afname van chloride bedroeg 35%.

Reactiviteit van de ondergrond

De reactiviteit en adsorptiecapaciteit van het watervoerend pakket leidde op de pilotlocaties tot reductie en vastlegging van nitraat (Breezand en Borgsweer) en fosfaat (alleen Breezand). Voorzien wordt dat zelfs na enkele seizoenen van zoetwaterberging en -onttrekking concentraties nitraat en fosfaat effectief kunnen worden verlaagd door ondergrondse opslag. Uit modelberekeningen blijkt dat ook na 10 jaar het systeem nog reactief is. Hoewel er N en P in de ondergrond gebracht wordt, is de afbraak dermate in het watervoerend pakket, dat na enige tijd alleen in het gebied direct rond de filters verminderde reactiviteit ontstaat. Deze stoffen kunnen echter ook weer verwijderd worden via het beperkt leegpompen van het gebied rond de put. In deze zin is het proces reversibel. Voor gewasbeschermingsmiddelen geldt eveneens dat door afbraak en vastlegging de hoeveelheid aangetroffen stoffen wordt verlaagd. Voor water betreft infiltratie van GBM in de ondergrond geldt dat de veranderingen opgetreden in het grondwater volledig ongedaan kunnen worden gemaakt, en dat het proces dus reversibel is voor wat betreft GBM's.

Pathogenen

Het toepassen van een meervoudig systeem voor ondergrondse opslag kan een positieve bijdrage leveren aan het bestrijden van gewasziekten in het irrigatiewater. Het meervoudig ondergrondse opslagsysteem in Borgsweer heeft een positieve invloed op het verlagen van het risico op gewasziekten (Bruinrot). De analyses van de watermonsters in Borgsweer vertonen een trend die wijst op een afname van aerobe bacteriën in het onttrokken water tijdens ondergrondse opslag vergeleken met het drainagewater en het oppervlaktewater. Bovendien verandert de populatie sterk, waarbij aerobe bacteriën verdwijnen en met name anaerobe bacteriën de totale populatie overnemen. Hierdoor wordt verwacht dat ook de aerobe gewasziekten afnemen tijdens de bodempassage.

Toepassingscriteria, ontwerp systeem en beheer

Op basis van de zoetwaterbeschikbaarheid (opvangen), de eigenschappen van het watervoerend pakket (opslaan) en het zoutgehalte van het grondwater in het watervoerend pakket (terugwinnen) kan het verwachte terugwinrendement op basis van een in Spaarwater opgestelde empirische vergelijking of door middel van numerieke modellering worden bepaald voor een locatie waar ondergrondse opslag gewenst is. Goed tot zeer goed doorlatende pakketten met brak tot matig zilt grondwater lenen zich goed voor ondergrondse opslag. Bij matig doorlatende pakketten (doorlaatfactor van minder dan 2,5 m/dag) zal in praktijk de infiltratiesnelheid een beperkende factor zijn. Bij zeer goed doorlatende pakketten (met een hoge verticale doorlatendheid) zal het zoutgehalte in de ondergrond een beperkende factor zijn. Mede het uitvoeren van een technisch vooronderzoek in het veld leidt tot een realistisch ontwerp van het systeem. Het opschalen van een systeem heeft een positieve invloed op het terugwinrendement; naar mate het aangekoppeld spaaroppervlak toeneemt, en daarmee de hoeveelheid te infiltreren water, kan verhoudingsgewijs een groter percentage worden teruggewonnen. Het beheer van het systeem is vooral gericht op het volgen en sturen op de watervolumes (opgeslagen, onttrokken en beschikbaar) en het zoutgehalte.

Vergunningen

Aangezien de voorgestelde systemen in Spaarwater nieuw en innovatief zijn is er geen volledige aansluiting op bestaande wetgeving. Zo gaat de huidige wetgeving uit van een infiltratie zonder onttrekking, terwijl ondergrondse opslag uitgaat van infiltratie én onttrekking. Daarnaast gaat de huidige wetgeving uit van infiltratie in een zoet aquifer, terwijl de Spaarwater ondergrondse opslag uitgaat van infiltratie in brakke/zoute aquifers.

Om de hiaten in de bestaande wetgeving en bestaande vergunningaanvraag te overbruggen is het aan te raden een risico-benadering op te nemen in de aanvraag en de volgende stappen voor waterkwaliteit te laten doorlopen:

1. Vergelijken van concentraties van stoffen met de maximaal toelaatbare concentraties als beschreven in bijlage 1 van het infiltratiebesluit bodembescherming.
 - a. Indien de gevonden concentraties zich onder de maximaal toelaatbare concentraties bevinden is er geen risico.
 - b. Indien er stoffen boven de maximaal toelaatbare concentraties voorkomen, moet er gekeken worden naar de risico's van deze stoffen.
2. Beschrijving van de beheersbaarheid van de situatie: is het mogelijk om na infiltratie de stoffen weer te onttrekken en het aquifer in de oude staat terug te brengen, en zo niet, wat zijn dan de risico's voor het grondwater, het aquifer en de potentiële andere gebruikers van het grondwater/aquifer?

10.2 Aanbevelingen

Met betrekking tot ondergrondse opslag van perceelseigen water zijn veel inzichten verkregen. Sommige inzichten hebben geleid tot nieuwe aanvullende vragen. Hieronder zijn enkele aanbevelingen opgenomen over onderwerpen die buiten de huidige scope van Spaarwater lagen. Bij het aanleggen van nieuwe systemen of het opschalen van bestaande systemen loont het om nadere aandacht uit te laten gaan naar deze onderwerpen.

Opschaling

Een belangrijke uitkomst uit het onderzoek is dat de schaal van ondergrondse opslag een positieve invloed heeft op het terugwinrendement. Het verdient aanbeveling om nader onderzoek te doen naar het optimum tussen enerzijds het maximaliseren van de efficiëntie van het systeem en anderzijds de haalbaarheid, kosten en baten van grootschalige toepassing. Hierbij moet rekening gehouden worden met zowel technische aspecten (leidingwerk, distributie en allocatie van het water) als sociaaleconomische aspecten (betrokken partijen, samenwerkingsverbanden, kostenefficiëntie). Tijdens het schrijven wordt een systeem ontworpen voor samenwerkende agrariërs op Texel, waarbij een oppervlakte van 100 hectare wordt aangesloten. Dergelijke schaal leent zich voor nader onderzoek naar de voor- en nadelen van opschaling.

Plantpathogenen

Uit dit onderzoek bleek dat een bodempassage en verblijftijd in het watervoerend pakket bij toepassing van ondergrondse opslag een positieve invloed hebben op het verminderen van bacteriën in het water. Nader onderzoek kan uitwijzen wat bij dergelijke systemen de kans is op overleving van specifieke plantpathogenen bacteriën, zoals *Dickeya solani*, *Pectobacterium carotovorum sp. carotovorum* en *Ralstonia solanacearum*, die plantenziektes als Bruinrot, zwartrot en zwartbenigheid veroorzaken. Ook is nog onduidelijk bij welke concentraties van plantpathogenen er een risico is op het ontstaan van ziektes. Op basis van inzicht in deze onderwerpen kunnen voorwaarden worden opgesteld voor de aanleg van een systeem waarbij het risico op plantpathogenen in het irrigatiewater zeer laag is. In aanvulling hierop verdient het aanbeveling onderzoek te doen naar de methode van watergiften. Kan bijvoorbeeld sub-irrigatie (watergiften via het bestaande drainagesysteem) met bacterierijk water zorgen voor gewasziekten?

Gewasbeschermingsmiddelen

Op de pilotlocaties geldt voor gewasbeschermingsmiddelen dat door afbraak en vastlegging de hoeveelheid aangetroffen stoffen wordt verlaagd. Door meer inzicht te verkrijgen in de processen kan onderzocht worden of het ontwerp van systemen verder kan bijdrage aan het verlagen van GBM. Door de lange verblijftijd van sommige stoffen is het zinvol over langere perioden te monitoren. Zo kan worden vastgesteld welke stoffen na langere tijd nog worden aangetroffen. Op deze wijze kan worden vastgesteld of na lange perioden nog verhoogde concentraties in het watervoerend pakket achterblijven. Door nader inzicht te verkrijgen in relevante geochemische omstandigheden voor afbraak en vastlegging kan aanleg van systemen op locaties met gunstige omstandigheden bijdrage aan verdere verlaging van concentraties. Ook verdient het aanbeveling te onderzoeken of het mogelijk is de concentraties van GBM te verlagen door middel van *treatment* alvorens infiltratie plaatsvindt.

Nutriënten

Duidelijk is dat uitspoeling van nutriënten naar het oppervlaktewater vermindert bij toepassing van ondergrondse opslag en dat op de pilotlocaties vastlegging en reductie plaatsvindt in het watervoerend pakket. Het verdient in het kader van opschaling aanbeveling om inzicht te verkrijgen in hoeverre het landgebruik, de bodemsoort en het gebruik van meststoffen zorgen voor verschillende concentraties in het drainagewater op regionale schaal. Door vast te stellen wat de belangrijkste redenen zijn voor de verschillen en wat de impact hiervan is op de mate van reductie en vastlegging, kan het ontwerp van systemen verder worden afgestemd op het stimuleren van vastlegging en reductie van nutriënten. Voor het gebruik van water in ondergrondse opslag voor agrarische toepassing is het verder relevant om inzicht te hebben in de impact van verschillende watervoerende pakketten, en dan met name de geochemische omstandigheden hiervan, op de kwaliteit van het onttrokken water.

Literatuur

- Acacia Water (2011). “Verziltiging van landbouwgronden in Noord-Nederland in het perspectief van de effecten van klimaatsverandering”, Acacia Water, 2011, KvR 058/12, ISBN/EAN 978-90-8815-050-0
- Bakker, M. (2010). Radial Dupuit interface flow to assess the aquifer storage and recovery potential of saltwater aquifers. *Hydrogeology journal*, 18(1), 107-115.
- BKMW (2009). Besluit kwaliteitseisen en monitoring water 2009. Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer
<https://wetten.overheid.nl/BWBR0027061/2017-01-01>
- RMKW (2015) Regeling monitoring kaderrichtlijn water. Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer. <https://wetten.overheid.nl/BWBR0027502/2015-11-19>
- VNW (1998) Vierde Nota Waterhuishouding. Ministerie van Verkeer en Waterstaat.
https://rvs.rivm.nl/sites/default/files/2018-05/vierde_nota_waterhuishouding-regeringsbeslissing.pdf
- Oord, A.L., Kolkman, R., Kuijper, R. (2016). “Proef met zelfvoorzienende zoetwaterberging op Texel”. H2O [online; 23 juni 2016]. Geraadpleegd van:
<https://www.h2owaternetwerk.nl/vakartikelen/532-proef-met-zelfvoorzienende-zoetwaterberging-op-texel> op 18 september 2018.
- Ward, J. D., Simmons, C. T., Dillon, P. J., & Pavelic, P. (2009). Integrated assessment of lateral flow, density effects and dispersion in aquifer storage and recovery. *Journal of Hydrology*, 370(1-4), 83-99.
- Zuurbier, K., Bakker, M., Zaadnoordijk, W., Stuyfzand, P. (2013). Identification of potential sites for aquifer storage and recovery (ASR) in coastal areas using ASR performance estimation methods. *Hydrogeology Journal*, 21(6): 1373-1383.
- Oygarden, L., Kværner, J., Jenssen, P.D. (1997). Soil erosion via preferential flow to drainage system in clay soils. *Geoderma* 76(1):65-86.
- Laubel, A., Jacobsen, O.H., Kronvang, B., Andersen, H.E. (1999). Subsurface Drainage Loss of Particles and Phosphorus from Field Plot Experiments and a Tile-Drained Catchment. *Journal of Environmental Quality* 28(2).
- Uusitalo, R., Turtola, E., Kauppila, T., Lilja, T. (2001), Particulate Phosphorus and Sediment in Surface Runoff and Drainflow from Clayey Soils. *Journal of Environmental Quality* 30(2):589-95.
- Turtola, E., Alakukku, L., Uusitalo, R., Kaseva, A. (2007), Surface Runoff, subsurface drainflow and soil erosion as affected by tillage in a clayey Finnish Soil. *Agricultural and Food Science* 16: 332-351.

- L. Warsta, M. Paasonen-Kivekäs, T. Karvonen, A. Taskinen (2009). Modelling surface and subsurface flow of water and erosion at clayey, subsurface drained agricultural field. 18th World IMACS / MODSIM Congress, Cairns, Australia 13-17 July 2009, <http://mssanz.org.au/modsim09>
- Paasonen-Kivekäs, M., Karvonen, T. and Vakkilainen, P. (2008), Nutrient transport through tile drains on a clayey field, 10th Int. Drainage Workshop, of ICID, Helsinki Finland - Tallinn Estonia 6-11 July 2008, 142-152.
- Langevin, C.D., Thorne, D.T., Jr., Dausman, A.M., Sukop, M.C., and Guo, Weixing, 2007, SEAWAT Version 4: A Computer Program for Simulation of Multi-Species Solute and Heat Transport: U.S. Geological Survey Techniques and Methods Book 6, Chapter A22, 39 p.
- Langevin, C. D. (2008). Modeling axisymmetric flow and transport. *Groundwater*, 46(4), 579-590.
- Boelens, R. (2018). Development of an empirical ASR performance estimation method by means of a validated axisymmetric groundwater flow model. Master Thesis Utrecht University.
- F. Bloetscher, Chi Ho Sham, J.J. Danko III en S. Ratick, 2014. Lessons Learned from Aquifer Storage and Recovery (ASR) Systems in the United States. *Journal of Water Resource and Protection* 6: 1603-1629. <http://file.scirp.org/pdf/2014112813572627.pdf>
- M. Adelana, E. Dresel en A. Terr, 2016. Optimising groundwater - MAR potential in Victoria. Agriculture Research Technical Report. 64 p. https://www.researchgate.net/profile/Michael_Adelana/publication/311952188_Optimising_groundwater_-_MAR_potential_in_Victoria/links/5864b48708aebf17d3977a99.pdf
- Bouwer, H., 2002. Artificial recharge of groundwater: hydrogeology and engineering. *Hydrogeology Journal* 10: 121 – 142. <https://pdfs.semanticscholar.org/8649/cc5356f2112614f8a960f3581d3d6bb707ea.pdf>
- C.J. Brown, K. Hatfield en M. Newman, 2006. Lessons Learned from a Review of 50 ASR Projects from the United States, England, Australia, India, and Africa, increasing freshwater supplies. In: Proceedings of the 2006 UCOWR/NIWR Annual Conference, Santa Fe, New Mexico, USA, 18–20 July. <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.485.6197&rep=rep1&type=pdf>
- X. Du, Y. Fang, Z. Wang, J. Hou en X. Ye, 2016. The Prediction Methods for Potential Suspended Solids Clogging Types during Managed Aquifer Recharge. *Water* 6: 961-975. <http://www.mdpi.com/2073-4441/6/4/961/htm>
- B. de la Loma González, 2015. Clogging of Deep Well Infiltration Recharge Systems in the Netherlands. In R. Martin (ed.), 2013. Clogging issues associated with managed aquifer recharge methods. IAH Commission on Managing Aquifer Recharge, Australia. p. 163-173. https://recharge.iah.org/files/2015/03/Clogging_Monograph.pdf
- R. Martin (ed.), 2013. Clogging issues associated with managed aquifer recharge methods. IAH Commission on Managing Aquifer Recharge, Australia. 214 p. https://recharge.iah.org/files/2015/03/Clogging_Monograph.pdf

- T. Okubo, J. Matsumoto, 1979. Biological clogging of sand and changes of organic constituents during artificial recharge. *Water Research* 17(7): 813-821. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(83\)90077-5](https://doi.org/10.1016/0043-1354(83)90077-5)
- Pavelic, P., Dillon, P.J., Barry, K.E., Vanderzalm, J.L., Correll, R.L. en Rinck-Pfeiffer, S.M., 2007. Water quality effects on clogging rates during reclaimed water ASR in a carbonate aquifer. *J. Hydrol.* 334: 1–16.
- Pitt, W.A.J. and Magenheimer, S., 1997. ASR Technology: Avoidance and Solutions to Aquifer Clogging Problems. Proceedings of AWRA Symposium, Conjunctive Use of Water Resources: Aquifer Storage and Recovery, Long Beach, 19-23 October 1997, p. 251-260.
- Siriwardene, N.R., Deletic, A. en Fletcher, T.D., 2007. Clogging of stormwater gravel infiltration systems and filters - Insights from a laboratory study. *Water Res.* 41: 1433–1440.
- Density Dependent Groundwater Flow - Salt Water Intrusion and Heat Transport, Oude Essink, G. H.P., 2001, Lecture notes L3041/L4019, Hydrological Transport Processes/Groundwater Modelling II, Utrecht University, Institute of Earth Sciences, the Netherlands.
- Berendrecht, W.L., Snepvangers, J.J.J.C., Minnema, B. and Vermeulen, P.T.M., 2007. *MIPWA: a methodology for interactive planning for water management*. In MODSIM 2007 International Congress on Modelling and Simulation. Modelling and Simulation Society of Australia and New Zealand (pp. 74-80).
- Geologische Dienst Nederland, TNO, 2017. Gebruik van isophypsentool voor berekening verhang [Online]. Grondwatertools.nl. [Accessed 12-11-2017]
- De Lange, W.J., Prinsen, G.F., Hoogewoud, J.C., Veldhuizen, A.A., Verkaik, J., Essink, G.H.O., Van Walsum, P.E., Delsman, J.R., Hunink, J.C., Massop, H.T.L. and Kroon, T., 2014. An operational, multi-scale, multi-model system for consensus-based, integrated water management and policy analysis: The Netherlands Hydrological Instrument. *Environmental Modelling & Software*, 59, pp.98-108.
- Rice University, 2006. *Water Quality: Salinity and Chloride*. [Online]. <http://www.ruf.rice.edu/~cbensa/Salinity/> [Accessed 12-11-2017].
- Ward, J.D., Simmons, C.T., Dillon, P.J. and Pavelic, P., 2009. Integrated assessment of lateral flow, density effects and dispersion in aquifer storage and recovery. *Journal of Hydrology*, 370(1-4), pp.83-99.

Bijlagen

Bijlage 1

Model ondergrondse opslag Breezand

Model ondergrondse opslag Breezand

Inleiding

Om een uitspraak te kunnen doen over het terugwinrendement is een gekalibreerd dichtheidsafhankelijk model opgesteld van het Breezandsysteem (Boelens, 2018). Met dit gekalibreerde model is het gedrag van de zoetwaterbel gesimuleerd aan de hand van de infiltratie- en onttrekkingsdebieten op de pilotlocatie Breezand. Dit gekalibreerde model is ook gebruikt om de in hoofdstuk 8 gepresenteerde empirische vergelijking voor het schatten van het terugwinrendement op basis van enkele bodemparameters te valideren. Met het terugwinrendement wordt hier bedoeld de verhouding tussen de in een cyclus van een jaar onttrokken water (met een voldoende laag zoutgehalte) en het in dezelfde cyclus geïnfiltreerde water. In deze bijlage worden de aanpak en resultaten beschreven.

Aanpak

Voor het schatten van het verwachte terugwinrendement op basis van enkele ondergrondparameters en de dimensionering van het systeem is een empirische vergelijking opgesteld (zie hoofdstuk 8). Een dichtheidsafhankelijk numeriek stromingsmodel (opgesteld in SEAWAT, Langevin, et al 2007) is doorgerekend met een breed spectrum aan fysische eigenschappen van de ondergrond. Zo is voor veel combinaties van eigenschappen duidelijk of zoetwater teruggewonnen kan worden na een periode van opslag in de watervoerende laag. Door te bepalen welk percentage van het geïnfiltreerde water teruggewonnen kan worden, bij verschillende combinaties van bodem- en systeemeigenschappen, kon een empirische vergelijking worden opgesteld die de relatie met het terugwinrendement geeft. Op basis van kaarten van fysische kenmerken is met behulp van de vergelijking (op kaart) in beeld gebracht waar ondergrondse opslag naar verwachting met een gunstig terugwinrendement kan worden toegepast, uitgaande van de beschikbaarheid van zoet water. De opzet van het model en de resultaten hiervan zijn weergegeven in hoofdstuk 8.

Om de opgestelde vergelijking te valideren aan de pilotresultaten, moet het (theoretisch) terugwinrendement bepaald worden onder dezelfde omstandigheden (met betrekking tot infiltratie en onttrekking) die gebruikt zijn als uitgangspunt in de empirische vergelijking; er wordt vanuit gegaan dat jaarlijks water wordt onttrokken totdat het water te zout wordt voor agrarisch gebruik. Aangezien het werkelijk operationeel beheer op de locaties hiervan afweek (er is jaarlijks veel minder water onttrokken dan mogelijk was geweest) is een gekalibreerd grondwatermodel opgesteld, waarmee vervolgens een theoretisch infiltratie- en onttrekkingsregiem is doorgerekend. Zodoende was vergelijking van de pilot met de schatting op basis van de empirische vergelijking mogelijk. Deze validatie is uitgevoerd voor de pilotlocatie Breezand.

De modellering is uitgevoerd met Flopy om SEAWAT aan te sturen, waarmee variabele dichtheidsstroming gekoppeld met transport gesimuleerd kan worden. Het 2D model is axisymmetrisch opgesteld (het model is een doorsnede, die radiaal-symmetrisch is met de put aan één zijde van het model). Hiervoor is de radiale verschaling volgens de methode van Langevin (2008) toegepast.

De volgende stappen zijn gezet voor het opstellen van het gekalibreerde model:

- Modelconceptualisatie;
- Modelimplementatie ;
- Doorrekenen uitgangssituatie en vergelijking van de berekende zoutgehalten in het onttrokken water met de gemeten waarden;
- Doorrekenen scenario van 'ideaal operationeel beheer' en vergelijking met de empirische vergelijking.

Met het uitvoeren van deze modellering is direct het te behalen terugwinrendement voor Breezand (zonder toepassing van een spaarperiode van minimaal een jaar voorafgaand aan de onttrekking) beschikbaar gekomen.

Resultaten

Modelconceptualisatie

Op basis van informatie van REGIS2.2 en sonderingen ter plaatse van de pilotlocatie is de geohydrologie in beeld gebracht. De Holocene deklaag bestaat uit een afwisseling van zand, klei en veenlagen. In het model is de Holocene deklaag beschouwd als afsluitende (ondoorlatende) laag. Hieronder is een opeenvolging van de formatie van Boxtel, Eem, en Drenthe, waarin de onttrekkingsfilters zich bevinden. Onder de onttrekkingsfilters bevinden zich diverse zandlagen, tot grote diepte. Tussen de onttrekkingsfilters bevinden zich op basis van de sonderingen enkele dunne kleilaagjes. Op een diepte van 13, 20 en 27 m zijn deze slecht doorlatende laagjes gemodelleerd. De laagindeling en modelparameters zijn samengevat in Tabel 24.

Tabel 24: Laagindeling en parameterwaarden.

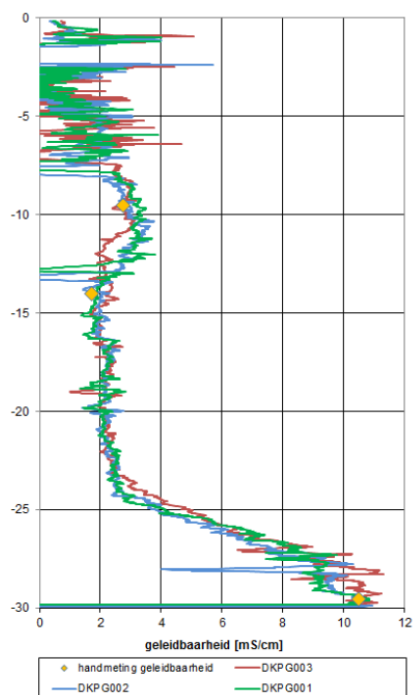
Geologische eenheid	diepte (m)	Geschatte K_h (m/d)	Toegepaste K_h (m/d)	Toegepaste K_v (m/d)	K-waarden slecht doorlatende laagjes (m/d)
Holocene deklaag	0 to -7	-	0	0	-
Boxtel formatie	-7 to -19	2 – 40	10	2	-13 m: $K_h = 2$ & $K_v = 0.2$
Eem formatie	-19 to -22	-	10	2	-20 m: $K_h = 2$ & $K_v = 0.2$
Drenthe formatie	-22 to -31	10 – 45	15	3	-27 m: $K_h = 2$ & $K_v = 0.2$
Urk formatie	-31 to -88	5 – 17	5	1	-

In het model zijn vier onttrekkingsfilters opgenomen, op de in Tabel 25 weergegeven diepten. Het gehalte aan totaal opgeloste zouten (TDS) is bij het sonderen bepaald. Het EGV variëren van 2 mS/cm net onder de deklaag tot 10 mS/cm op een diepte van 20 tot 30 m.

Tabel 25: Gemodelleerde onttrekkingsfilters.

Filter	Diameter (mm)	Diepte (m NAP)	Geologische eenheid
1	75	-10 tot -14	Formatie van Boxtel
2	75	-15 tot -19	Formatie van Boxtel/ Eem
3	75	-20 tot -24	Formatie van Eem/ Drenthe
4	90	-25 tot -29	Formatie van Drenthe

Tabel 26: Verloop EGV in de ondergrond van Breezand.



Modelimplementatie

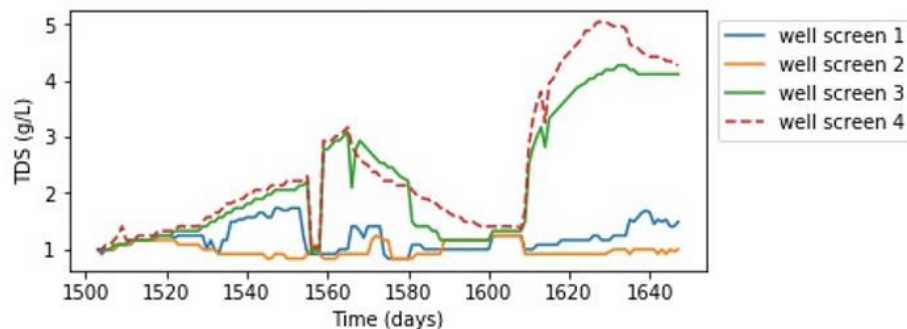
Na uitvoerige testen is vastgesteld dat een horizontale afstand van de put tot de modelrand van 500 m goede resultaten geeft. Op de buitenrand is een vaste stijghoogte gemodelleerd. Er is een horizontale en verticale resolutie van 1 m gehanteerd in het model. Hieronder zijn de modeleigenschappen weergegeven.

Tabel 27: Gehanteerde constante modelparameters.

parameter	Symbol	value	Unit
Watervoerende laag -en /systeempparameters:			
Filterlengte	H	19	m
Anisotropie	Kh /Kv	5	-
Effectieve porositeit	ϵ	0,3	-
Longitudinale dispersiviteit	α_L	0,3	m
Transversale dispersiviteit	α_T	0,03	m
Moleculaire diffusiecoëfficiënt	Dd	$8,64 \cdot 10^{-5}$	m ² /d
Hydraulische gradiënt in de aquifer	I	0	-
Specifieke bergingscoëfficiënt	S _s	$1 \cdot 10^{-4}$	m ⁻¹
Aantal cycli van opslaan en onttrekken	N	2	-
Eigenschappen vloeistof			
Totaal opgeloste stoffen in het infiltratiewater	TDS _{in}	1,0	g/L
Dichtheid vs. Helling opgeloste stoffen	E	0,7143	-
Operationele aspecten			
Periode van infiltratie (winter)	t _{in}	90	d
Periode van berging (voorjaar)	t _{s1}	90	d
Periode van onttrekking (zomer)	t _{rec}	90	d
2e periode van berging (najaar)	t _{s2}	90	d

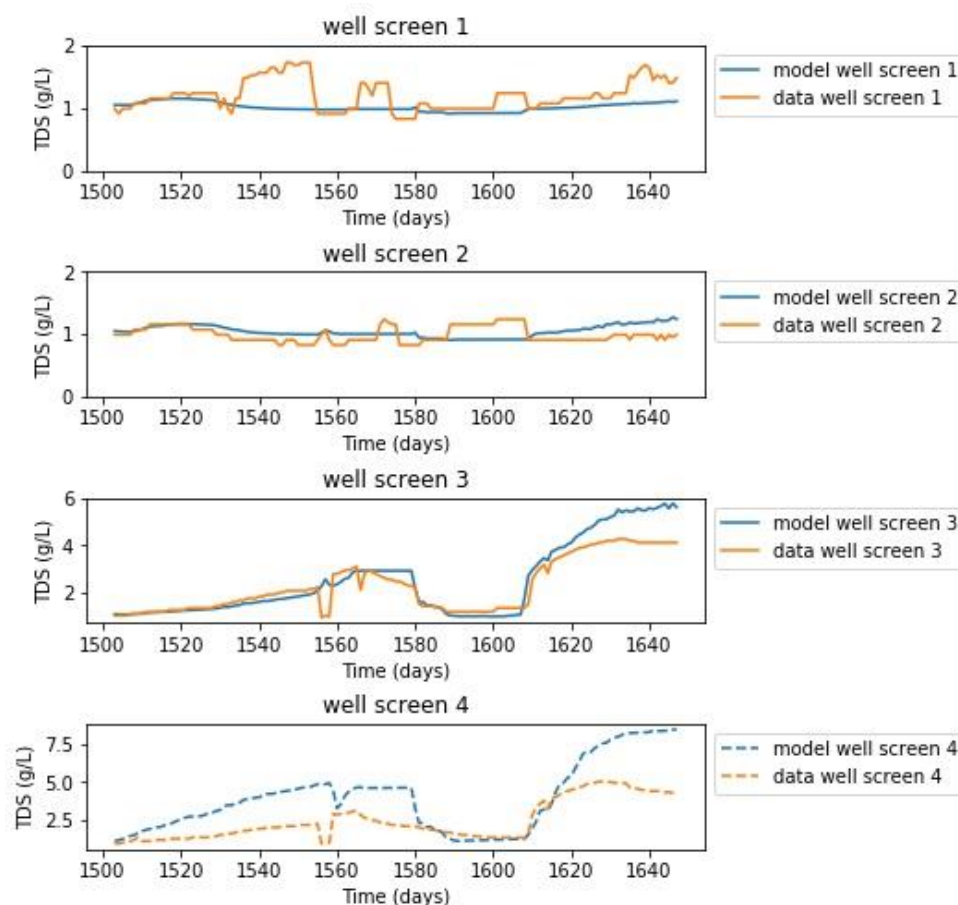
Doorrekenen uitgangssituatie

Het model is doorgerekend voor de gehele pilotperiode (2013 tot eind 2017). Het model is vergeleken met de gemeten EGV in de periode dat de veldinundatie en een verdere onttrekking nadien plaatsvond (april 2017 tot augustus 2017). In deze periode zijn voor het eerste grote volumes water onttrokken, waarbij het zoutgehalte in het onttrokken water opliep, in tegenstelling tot eerdere jaren. In Figuur 70 is de TDS weergegeven, gebaseerd op het EGV-metingen.



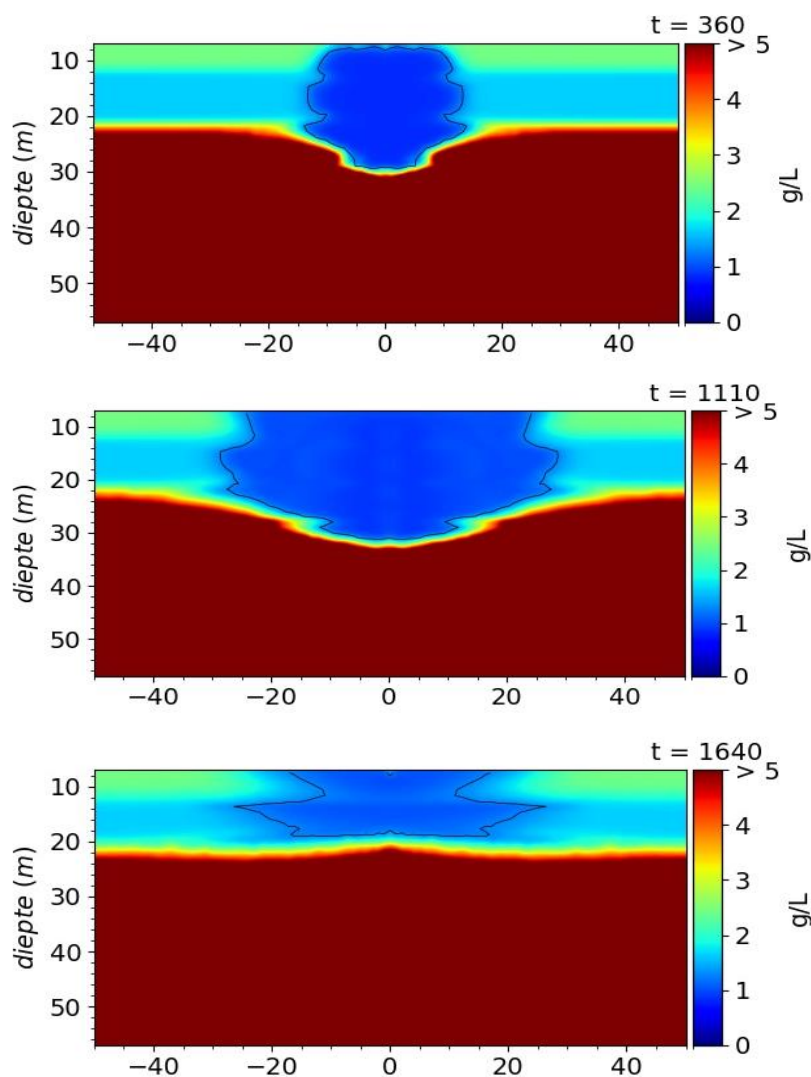
Figuur 70: Het zoutgehalte (omgerekend naar TDS) is weergegeven tegen de tijd in dagen sinds 4 april 2017. Opgemerkt wordt dat in filter 4 in deze periode geen water is onttrokken.

De modelresultaten zijn vergeleken met de gemeten zoutgehalten, waaruit blijkt dat het model het gedrag van het aantrekken van zoutwater in deze periode goed weet te simuleren. Waar de metingen enkele variaties vertonen, geeft het model vrij constante waarden. Vooral van belang is dat het globale gedrag (i.e. het moment dat zoutwater wordt aangetrokken) goed wordt gesimuleerd. De resultaten zijn weergegeven in Figuur 71.



Figuur 71: Vergelijking van de gemodelleerde TDS-waarden en de TDS-waarden op basis van metingen per filter.

Ter illustratie is het gedrag van de zoetwaterbel in de tijd op een drietal momenten weergegeven in Figuur 72. In deze figuur is de omvang van de zoetwaterbel na één cyclus weergegeven (boven), de maximale omvang van de zoetwaterbel (na drie cycli) en vervolgens de omvang van de zoetwaterbel op het moment dat het EGV waarden van het onttrokken water te hoog zijn voor agrarische toepassing (onder). Op het dieptetraject van 8 m tot 29 m heeft infiltratie plaatsgevonden in alle vier de filters. Onttrekking vond plaats in de bovenste drie filters (8 m tot 24 m diepte). In de onderste figuur is te zien dat het brak water van onder in het actieve filtertraject komt, terwijl in het bovenste traject nog zoetwater aanwezig is.



Figuur 72: Toename en verkleining van de zoetwaterbel in de tijd (t in dagen) weergegeven door middel van het totaal aan opgeloste stoffen. Boven is de omvang van de zoetwaterbel te zien na één cyclus, midden de maximale omvang van de zoetwaterbel en onder op het moment dat de TDS-waarde van het onttrokken water te hoog is voor agrarische toepassing. De grenswaarde is als zwarte lijn weergegeven.

Scenario van ideaal operationeel beheer

Nu duidelijk was dat het model in staat was om de situatie realistisch te simuleren, is een simulatie met een theoretisch infiltratie- en onttrekkingsregiem doorgerekend, vergelijkbaar met de uitgangspunten in de empirische vergelijking. Per cyclus van één jaar wordt als volgt geïnfiltrerd en onttrokken:

- 90 dagen infiltratie (winter);
- 90 dagen rust (voorjaar);
- 90 dagen onttrekking (zomer);
- 90 dagen rust (herfst).

Hierbij wordt in alle filters water geïnfiltreerd en alleen in de bovenste drie filters onttrokken. Indien wordt uitgegaan van een grenswaarde van 2,5 mS/cm voor agrarische toepassing bedraagt het terugwinrendement in dat geval 60%. Vervolgens is met behulp van de empirische vergelijking (zie hoofdstuk 8) het terugwinrendement bepaald. Met een invoer van de benodigde parameters van $K_v = 3$ m/d en een TDSa van 3 g/L geeft de empirische vergelijking een geschat rendement van 0,62, wat goed vergelijkbaar is met het numerieke model.

Conclusies

Met behulp van het SEAWAT model voor Breezand is bepaald dat het terugwinrendement zonder toepassen van een spaarjaar (een jaar waarin wel water wordt opgeslagen, maar niet onttrokken) 60% kan bedragen. Dit is goed vergelijkbaar met de aan de hand van het met de empirische vergelijking bepaalde terugwinrendement. Doordat in Breezand in de meeste jaren zeer weinig water is onttrokken, kan de periode voor 2017 als spaarperiode worden gezien. Zoals in hoofdstuk 2 wordt beschreven is het in voorgaande cycli gespaarde water deels beschikbaar in de ondergrond, waardoor op jaarbasis een terugwinrendement van (veel) meer dan 100% kan worden behaald.

Bijlage 2

Model ondergrondse opslag Borgsweer

Model ondergrondse opslag Borgsweer

Vormgeving model kleiperceel Borgsweer

Ook voor het grondwater in Borgsweer is een modelsimulatie gemaakt om inzicht te krijgen in de ontwikkeling van de zoetwaterbel in de tijd onder invloed van infiltratie en onttrekking. Vanwege de asymmetrische opstelling van het ASR systeem is gekozen voor het modelleren van de zoetwaterbel met het SEAWAT 3D grondwatermodel. De ondergrond is hiervoor opgedeeld in 40 lagen in de verticaal tot een diepte van -240 m NAP. De dikte van de bovenste 20 lagen varieerde tussen de 1 en 2 m om veranderingen in de vorm van de zoetwaterbel in het zoute aquifer beter weer te kunnen geven. Voor de diepere lagen zijn diktes tot 10 m aangehouden. In de horizontaal is de doorsnede verdeeld in cellen, met een celbreedte van een meter nabij de put, toenemend met de afstand van de put tot een maximale celbreedte van 500 m. De afstand van de centrale put tot de modelrand is 1,5 km, wat 1,5 maal de spreidingslengte op basis van een deklaagweerstand van 3.000 dagen en een KD waarde van 70 m²/dag voor de Boxtel formatie. Op de modelrand stroomt het grondwater vrij het model in en uit, afhankelijk van de stijghoogte nabij de modelrand (constant head boundary of Cauchy randvoorwaarde). De modelrand heeft een vaste stijghoogte van -0,30 m NAP.

Aan de modellagen is een doorlaatfactor (Kh) toegekend op basis van sondegegevens tot circa 30 m diepte en op basis van REGISII op grotere diepte (Tabel 28). In het gehele model is een verticale anisotropiefactor van 5 gehanteerd. Voor de achtergrond concentratie zijn de in de sonderingen gemeten EGV gebruikt.

Het model is tijdsafhankelijk doorgerekend. Net als voor de simulaties in het zandperceel Breezand hangt de ontwikkeling van de zoetwaterbel nauw samen met de balans tussen het infiltreren en onttrekken van grondwater, en de debieten van het ASR systeem zijn per uur geregistreerd. Om te lange rekentijden te voorkomen is het model op dagbasis doorgerekend. In het model zijn de infiltratie- en onttrekkingsdebieten van dag tot dag gevarieerd op basis van de meetgegevens. De stijghoogten in de ondergrond zijn onder invloed van de neerslag- en verdamping. Hiervoor zijn de gegevens van het meteorologisch station Delfzijl (bron: KNMI) als invoer in het model gebruikt. Voor de porositeit van het watervoerend pakket is een waarde $n = 0,30$ gebruikt, en voor de specifieke berging $S_s = 10^{-5}$ /m.

Tabel 28: Formaties en bijbehorende hydrologische parameters gebruikt voor de modellering van de zoetwaterbel in de ondergrond van het kleiperceel Borgsweer.

Geologische Eenheid	Diepte [m]	Kh REGIS [m/d]	Kh sonde [m/d]	Kv [m/d]	Weerstand REGIS (dagen)
Holocene Deklaag	0 - -8	-	-		3000*
Formatie van Boxtel	-8 - -30	10	10-30	2.5	
Overige formaties Peelo etc.	-30 - -240	10		2.5	

* MIPWA gegevens

Kalibratie van het model Borgsweer

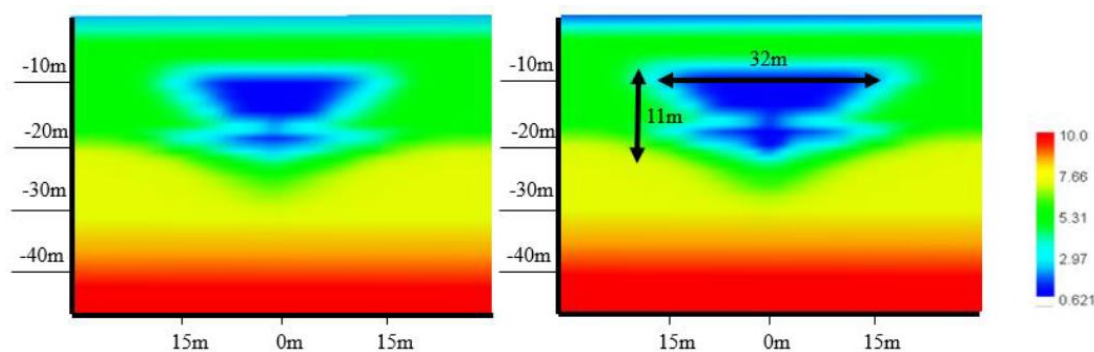
Het model is gekalibreerd en gevalideerd op basis van gemeten stijghoogten in verschillende diepe en ondiepe peilbuizen, en op basis van EC-waarden van sensoren onderin deze peilbuizen. Uit de metingen blijkt dat het spanningswatersysteem snel reageert op infiltratie en onttrekkingen, hetgeen de tijdseries van de variatie in stijghoogten ten gevolge van infiltratie en onttrekking van de verschillende monitoringspeilbuizen ook laten zien.

Op een diepte van 17-18 m is een weerstandslaag geobserveerd in de sondering die op het perceel uitgevoerd is. Zonder deze laag simuleert het model een te hoge grondwaterstand ten opzichte van de waargenomen stand in de ondiepe peilbuizen. Om het stijghoogteverloop goed te kunnen simuleren is een weerstandslaag geïntroduceerd in het watervoerend pakket.

De weerstandslaag op 18 m diepte heeft zichtbaar invloed op de gemodelleerde stijghoogtes in de ondiepe peilbuizen, waarvan de amplitudes goed overeenkomen met de gemeten amplitudes. Om de stijghoogten in de diepe peilbuizen beter te simuleren is het nodig om een weerstandslaag te introduceren met een weerstand van 1000 dagen op 30-35 m diepte (hierover zijn geen meetgegevens aangezien dit onder de diepte van de sondering is).

Ook voor de diepe peilbuizen is de algemene trend en timing goed gemodelleerd. Net als bij de simulaties voor in het zandperceel zijn hier ook structurele verschillen in de gemeten en gemodelleerde stijghoogten waargenomen, dat zou kunnen liggen aan onzekerheden in de diepte van de druksensor.

Het model geeft een juiste variatie in stijghoogten, de verspreiding van het zoete water in de ondiepere ondergrond conform de gemeten waarden, waarmee het model na kalibratie en validatie als voldoende nauwkeurig wordt beschouwd. De gemodelleerde zoetwaterbel is weergegeven in Figuur 73.



Figuur 73: Modelweergave van de verspreiding van het zoete water in het met zout water gevulde watervoerend pakket in de ondergrond in Borgsweer tussen november 2014 (links) en augustus 2015 (rechts). De legenda is in mS/cm. De deklaag van klei, en het dunne laagje op 18 m hadden grote invloed op de vorm van het zoetwatervoorkomen.

Met het model is een terugwinrendement van 40% procent gesimuleerd op basis van een jaarlijkse infiltratie van 4500 m³, waarbij water wordt geïnfiltrateerd in beide filters, maar onttrekking enkel plaatsvindt in de bovenste filter (zoals in Spaarwater 2 uitgevoerd).

Bijlage 3

Toelichting laterale stroming

Toelichting laterale stroming

Lateral flow

Lateral flow, driven by a background hydraulic gradient, causes a displacement of the otherwise radially symmetrical and circular shaped plume (Ward et al., 2009). During the injection phase lateral flow causes the plume to be non-circular. During the storage phase lateral translation of the plume takes place. During the recovery phase lateral flow causes an asymmetrical capture zone. Because a 2D axisymmetric model is used to do the numerical simulation, it is not possible to incorporate a background head gradient to simulate the effect of lateral flow. The dimensionless parameter R_{tv} by Ward et al. (2009) is used to give an appropriate characterization of lateral flow. This R_{tv} parameter can be used complementary to the developed empirical formula in order to assess the potential of a ASR system at a certain location. The R_{tv} parameter is defined as:

$$R_{tv} = \left| \frac{K_{h,ave} * I * t_{storage}}{\varepsilon * X_{i,upstream}} \right|$$

Where K_h is the horizontal conductivity [L/T], I is the background head gradient [-], $t_{storage}$ is the length of the storage phase between infiltration and recovery [T], ε is the porosity [-] and $X_{i,upstream}$ is the maximum upstream reach of the infiltrated plume at the end of the infiltration phase [L]. $X_{i,upstream}$ is related to the dimensionless time parameter \bar{t} , which was originally founded by Bear & Jacobs (1965) and later used by Ceric & Haitjema (2005) and Ward et al. (2009). The parameter \bar{t} is a measure for the shape of the injected plume and, if $t_{recovery}$ is replaced for $t_{injection}$, the shape of the capture zone. Small \bar{t} values of $0 < \bar{t} < 0.1$ indicate that the shape of the infiltrated plume and capture zone are circular, hence the effect of lateral flow is minor (Ceric & Haitjema, 2005). If $\bar{t} > 0.1$ one should take lateral flow in consideration. If $\bar{t} > 1$ lateral flow will cause a substantial displacement of the infiltrated plume, leading to great reduction of the recovery efficiency. The dimensionless time parameter \bar{t} is defined as:

$$\bar{t} = \frac{2 * \pi * t_{injection} * B}{\varepsilon * Q} * (K_{x,ave} * I)^2$$

Where $t_{injection}$ is the length of the injection phase (can be replaced by $t_{recovery}$ to examine the shape of the capture zone (Ceric & Haitjema, 2005)) [T], B is the depth of the aquifer [L] and Q is the pumping rate of the well [L³/T]. It should be noted that B in this equation is equal to the vertical infiltration length because a fully penetrating well was considered. Therefore \bar{t} is directly related to the radius of the infiltrated plume (represented by the first part of the equation). If non fully penetrating wells are considered, as is the case in this study, part of the infiltrated water will flow vertically to greater depth, causing the horizontal reach of the plume to be slightly less than predicted by the above equation. Hence using this equation will result in a slight underestimation of R_{tv} .

The dimensionless upwards plume extend \bar{x} represents the ratio between $X_{i,upstream}$ and the distance from the well to the stagnation point, and is defined as:

$$X_{i,upstream} = \frac{2 * \pi * B}{Q} * (-K_{x,ave} * I) * \bar{x}$$

In order to compute $X_{i,upstream}$, Bear & Jacobs (1965) came up with a relation between \bar{t} and \bar{x} :

$$\bar{t} = -\bar{x} - \ln(1 - \bar{x})$$

The above equation is implicit in \bar{x} , so one must use an iterative procedure to find \bar{x} for a given value of \bar{t} . To bypass this iterative procedure Ceric & Haitjema (2005) came up with the following set of empirical formulae which closely approximate the results of the original implicit equation:

$$\begin{aligned} \bar{x} &= 1.3 * \sqrt{\bar{t}}, \quad [0 < \bar{t} \leq 0.1] \\ \bar{x} &= 1.04 + \ln(0.45 + \bar{t}) - 0.59 * \bar{t}, \quad [0.1 < \bar{t} \leq 1] \\ \bar{x} &= 1 - 0.333 * e^{0.333 - \bar{t}}, \quad [\bar{t} > 1] \end{aligned}$$

Ward et al. (2009) indicated that a value of $R_{tv} < 0.1$ implies that the impact of lateral flow is minor. For $0.1 < R_{tv} < 10$ the impact of lateral flow is substantial and must be considered. For $R_{tv} > 10$ the impact of lateral flow will be so big that none of the injected water will be recovered.

Bijlage 4

CVES/ERT Resultaten

Geofysische metingen

Relaties elektrische weerstand, lithologie en zoutgehaltes

Voor dit onderzoek zijn drie typen geofysische metingen uitgevoerd, die een beeld geven van de elektrische weerstand ρ van de ondergrond, uitgedrukt in Ohmm. Sommige meetsystemen geven de elektrische geleidbaarheid σ , welke de omgekeerde is van de weerstand. De geleidbaarheid wordt uitgedrukt in mS/m of $\mu\text{S}/\text{cm}$. Daarbij geldt dat:

$$10\text{hmm} = \frac{1}{\text{S}/\text{m}} = \frac{1000}{\text{mS}/\text{m}} = \frac{10000}{\mu\text{S}/\text{cm}}$$

De elektrische weerstand van de ondergrond of formatieweerstand ρ_f wordt bepaald door de weerstand van het grondwater ρ_w , de lithologie, de mate van waterverzadiging en de temperatuur.

Voor de correctie van een gemeten weerstand bij een temperatuur T in °C naar de weerstand bij een T van 20 °C geldt de volgende relatie:

$$\rho_{f20} = \rho_f \cdot \frac{75}{1.8T + 39}$$

Voor de weerstand van verzadigde grond en de weerstand van het grondwater geldt de relatie van Archie (1942):

$$\rho_w = \frac{\rho_f}{F}$$

Waarbij F de formatiefactor is. De formatie van waterverzadigde klei ligt die in de orde van 1 a 2, terwijl voor verzadigd zand deze varieert van 2.5 voor fijn zand tot 5 voor grof zand en grind.

Tabel B1. Formatiefactor voor diverse bodemsoorten

Lithologische beschrijving	Formatiefactor	
grind met zand	7	
grof zand met grind	6	
grof zand	5	
matig grof zand	4	
zwak slibhoudend zand	3	
matig slibhoudend zand	2.5	*
sterk slibhoudend zand	2	*
klei	1 - 3	*
veen	~ 1	

In de onverzadigde zone, met name van zandbodems, is de formatiefactor hoger.

Voor een goede interpretatie van de geofysische metingen moet men dus op de hoogte zijn van de lithologie en de grondwaterstand ter plaatse van de meting. Voor de relatieve veranderingen is de tijd (monitoring) zijn geofysische metingen in ieder geval geschikt.

De elektrische weerstand of de elektrische geleidbaarheid (EGV) van water is gerelateerd aan het aantal opgeloste ionen oftewel het zoutgehalte. Uit de metingen is door DLO (Mulder en Spoelstra, 1995) een relatie opgesteld tussen de elektrische geleidbaarheid σ_{w20} de (EGV bij 20 °C) en het zoutgehalte van het water uitgedrukt in chlorideconcentratie in mg/l (Cl) op basis van alle analyses in dit gebied. Deze geldt alleen voor EGV- waarden hoger dan 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

$$Cl = 3.9831 * \sigma_{w20} - 256.4$$

Een andere relatie is die van Post (2008), gebaseerd op een groot aantal analyses van grondwater in Laag Nederland, waarin ook het bicarbonaatgehalte HCO_3 in mg/l wordt meegenomen. Deze gaat op voor EGV hoger dan 800 $\mu S/cm$:

$$\sigma_{w20} = 2.91 * 10^2 + 2.71 * Cl - 2.49 * 10^{-5} * Cl^2 + 9.34 * 10^{-1} * HCO_3$$

In de praktijk is de geleidbaarheid van water toch de meest praktische en direct meetbare parameter (EGV-meting). We definiëren de verschillende zoutklassen als volgt: de bovengrenzen van zoet, lichtbrak, brak en zout zijn respectievelijk 1000 $\mu S/cm$ ($Cl = 150$ mg/l), 4000 $\mu S/cm$ ($Cl = 1500$ mg/l), 15000 $\mu S/cm$ ($Cl = 6000$ mg/l) en 50000 $\mu S/cm$ ($Cl = 20000$ mg/l).

Met bovengenoemde relaties kunnen de uitkomsten van de geofysische metingen met het zoutgehalte van het grondwater in verband worden gebracht. Uitgaande van een gemiddelde formatiefactor van 3 voor de zandlagen in dit gebied en een temperatuurcorrectie voor grondwater met een gemiddelde temperatuur van 11 °C, kunnen wij bij benadering de volgende relaties opstellen:

$$\sigma_{w20} \approx \frac{10000}{0.26\rho_f} \text{ voor CVES metingen}$$

$$\sigma_{w20} \approx 38\sigma_{FD} \text{ voor FDEM (DUALEM)}$$

$$\sigma_{w20} \approx 3\sigma_{FP} \text{ voor prikstokmetingen}$$

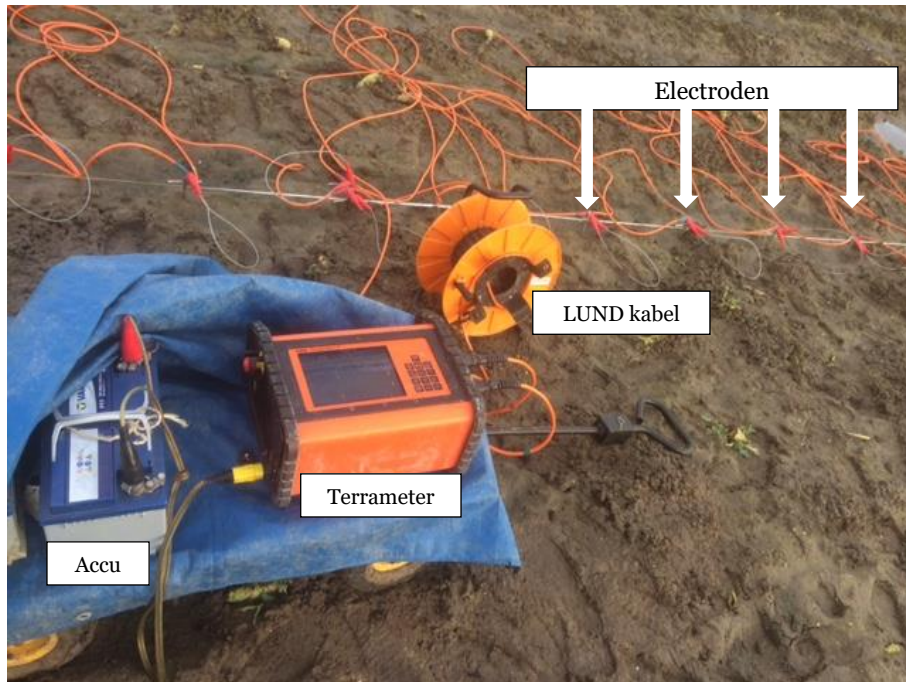
Waarbij σ_{w20} en σ_{FP} zijn uitgedrukt in $\mu S/cm$, ρ_f in Ohmm en σ_{FD} en in mS/m.

Voor dit onderzoek definiëren we verder zoet, lichtbrak, brak en zout als water met een EGV bovengrens van respectievelijk 1000 $\mu S/cm$ ($Cl = 150$ mg/l), 4000 $\mu S/cm$ ($Cl = 1500$ mg/l), 15000 $\mu S/cm$ ($Cl = 6000$ mg/l) en 50000 $\mu S/cm$ ($Cl = 20000$ mg/l).

CVES -methode

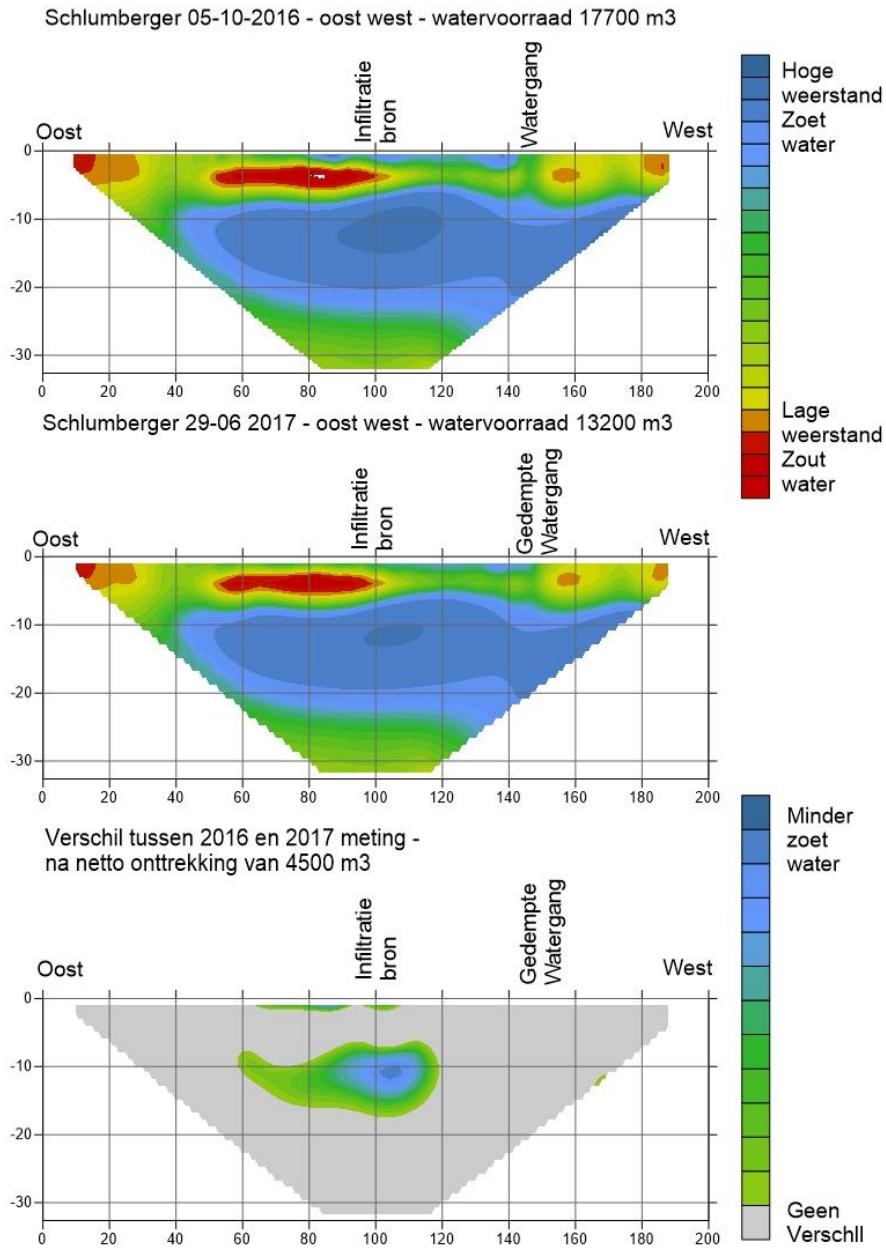
De CVES-methode is een zogenaamde Direct Current methode. Hierbij wordt via twee stroomelectroden een elektrische stroom opgewekt in de ondergrond.

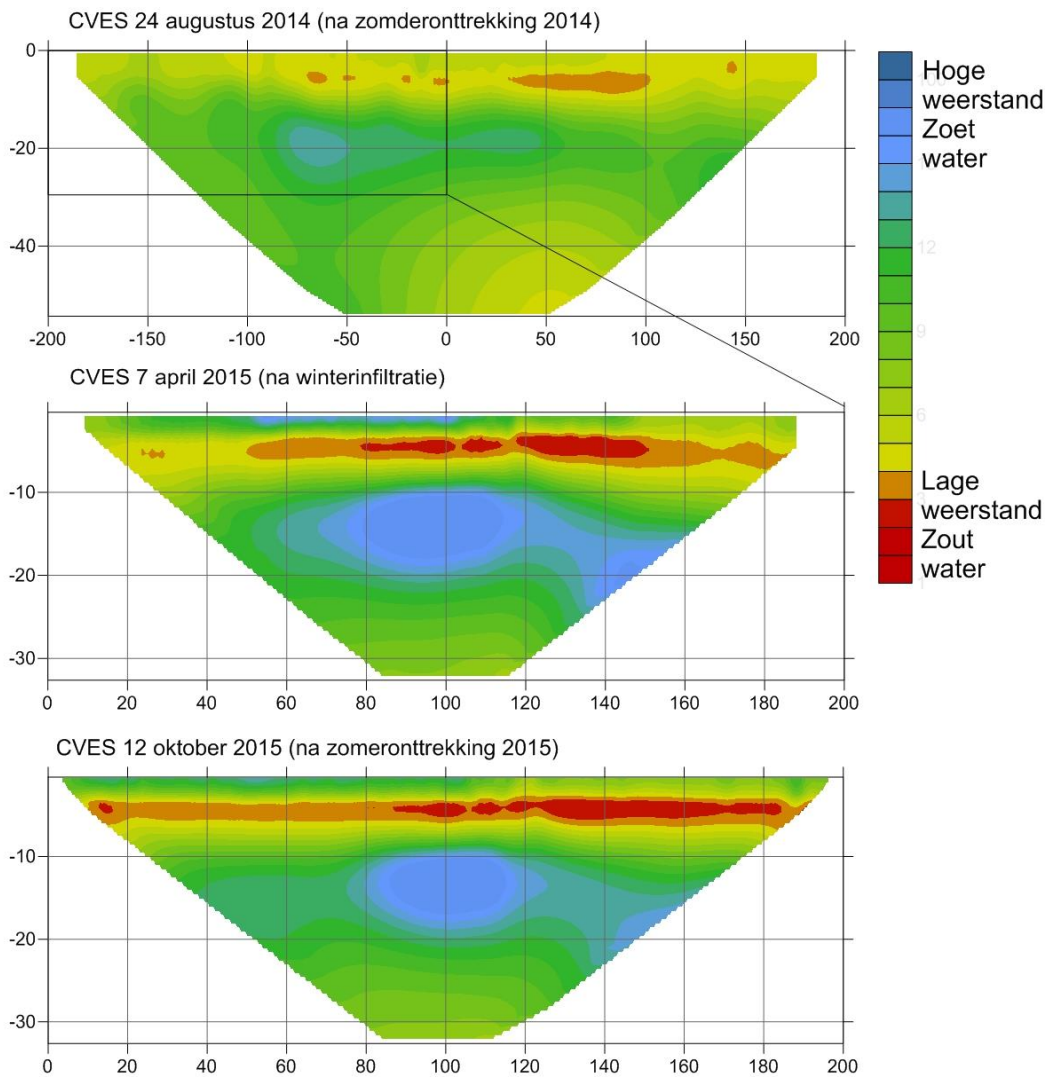
Uit die stroom en het geïnduceerde potentiaalverschil in twee andere elektroden kan dan de schijnbare weerstand worden berekend. De schijnbare weerstand is een soort gemiddelde waarde van de ondergrond tot een bepaalde diepte, welke afhankelijk is van de afstand van de stroom elektroden. Bij de CVES-methode worden langs een profiel een groot aantal elektroden geplaatst en worden de schijnbare weerstanden bij tal van combinaties van elektroden bepaald. Door inversie van deze waarden te bepalen door een rekenmodel kunnen de werkelijke of formatieweerstanden van de ondergrond worden bepaald en getoond in een 2D beeld. De metingen zijn uitgevoerd met de SAS4000 Terrameter en de LUND kabel van ABEM, Sweden. In totaal kunnen met dit systeem voor elke meting 64 elektroden geplaatst worden op afstanden variërend van 0.5 tot 10 m. De totale lengtes kunnen variëren van 40 tot 400 m. Het diepte bereik is ongeveer een 1/6 van de lengte van de CVES. Voor de interpretatie en inversie is het softwarepakket RES2Dinv van GEOTOMO Software gebruikt.

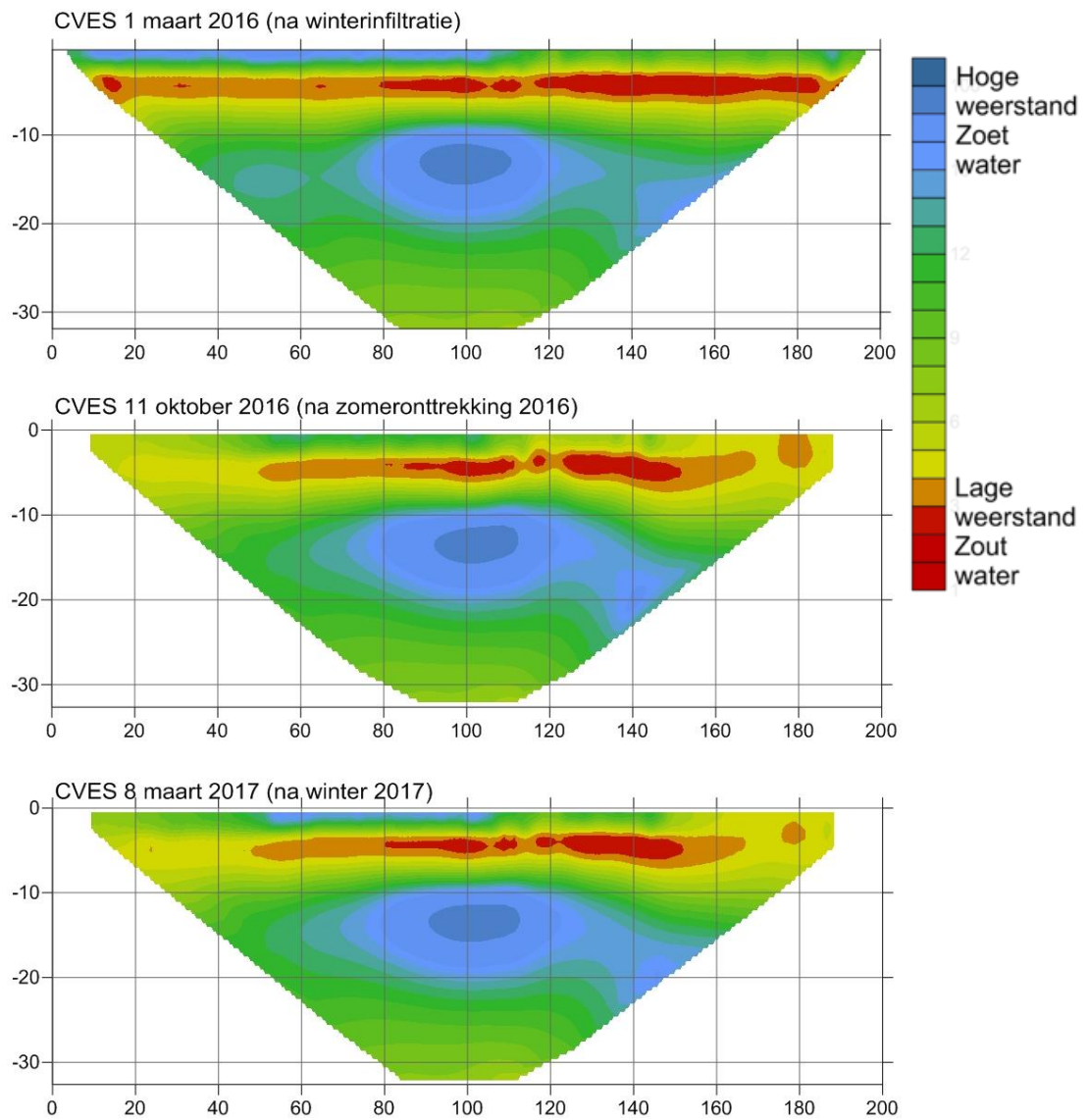


Figuur B1. CVES-meting opzet met terrameter, accu, kabel en elektroden

Resultaten







Bijlage 5

Gewasbeschermingsmiddelen

Gewasbeschermingsmiddelen

Tabel 29 Samenvatting gedrag van de actieve stoffen gebruikt in de spuitmiddelen

Actieve stof	Gedrag	Gewas
Acetamiprid	Weinig mobiel en af breekbaar, DT90 2-20 dagen	aardappelen
Ametoctradin	Weinig mobiel en breekt (langzaam) af DT90 50-420 d	aardappelen
Amisulbrom	loogt niet uit, maar breekt in het lab slecht af. Veld DT50 4.3-12.6, DT90 14.2-41.9 dagen	aardappelen
Asulam	Mobiel, t _{1/2} = 42 d., herhaalde dosering à uitloging	lelies
Azoxustrobine	Mobiel, langzame afbraak, vrij hoge dosering	tulpen
Azoxustrobine	Mobiel, langzame afbraak, vrij hoge dosering	lelies
Azoxustrobine	mobiel, langzame afbraak Veld DT50 120.9-261.9 d, DT90 401.7-869.9 d; Ook: 72-164 d, stabiel metaboliet, fotolyse	Zaai ui
Azoxustrobine	mobiel, langzame afbraak Veld t _{1/2} 120.9-261.9 d, DT90 401.7-869.9 d; Ook: 72-164 d, stabiel metaboliet, fotolyse	Zomertarwe
Azoxustrobine	mobiel, langzame afbraak Veld DT50 120.9-261.9 d, DT90 401.7-869.9 d; Ook: 72-164 d, stabiel metaboliet, fotolyse	aardappelen
Azoxustrobine (200 g/l)	mobiel, langzame afbraak Veld DT50 120.9-261.9 d, DT90 401.7-869.9 d; Ook: 72-164 d, stabiel metaboliet, fotolyse	Wintertarwe
Bentazon	Enigszins mobiel, grond t _{1/2} = 4-21 dagen (veldstudie)	Zaai ui
benthiavalicarb-isopropyl	Bindt aan grond en wordt gemineraliseerd, maar langzaam 12 % in 120 dagen	aardappelen
Benthiavalicarb-isopropyl	Bindt aan grond en wordt gemineraliseerd, maar langzaam 12 % in 120 dagen	Zaai ui
Bifenox	Immobiël, afbreekbaar veld t _{1/2} = 8 - 32 dagen	Zomertarwe
Bifenox (250 g/l)	Immobiël, afbreekbaar veld t _{1/2} = 8 - 32 dagen	Wintertarwe
Bixafen	Adsorbeert aan grond en persistent, Veld t _{1/2} = 31-1235 dagen DT90 geschat op >1000 dagen.	Zomertarwe
Bixafen	Adsorbeert aan grond en persistent, Veld DT%) = 31-1235 dagen DT90 geschat op >1000 dagen.	Wintertarwe
Boscalid	Niet mobiel, adsorbeert, afbreekbaar	lelies
Boscalid	adsorbeert en accumuleert in grond en langzame volledige afbraak, t _{1/2} = 95 - 578 d	aardappelen
Boscalid	adsorbeert en accumuleert in grond en langzame volledige afbraak, t _{1/2} = 95 - 578 d	Zaai ui
Boscalid	adsorbeert en accumuleert in grond en langzame volledige afbraak, t _{1/2} = 95 - 578 d	Zomertarwe
Boscalid (233 g/l)	adsorbeert en accumuleert in grond en langzame volledige afbraak, t _{1/2} = 95 - 578 d	Wintertarwe
Bromoxynil	Breekt snel af, t _{1/2} = 7-10 dagen (veldstudie)	Zaai ui
Captan	Weinig mobiel, breekt volledig af	tulpen
Carfentrazone-ethyl	Adsorbeert/immobiël, hydrolyseert en wordt vergaand afgebroken, lab DT50= <2 dagen, maar DT90 299 in lemig zand	aardappelen
Carfentrazone-ethyl	Adsorbeert/immobiël, hydrolyseert en wordt vergaand afgebroken, lab t _{1/2} = <2 dagen, maar DT90 299 in lemig zand	Zomertarwe
Carfentrazone-ethyl (40 %)	Adsorbeert/immobiël, hydrolyseert en wordt vergaand afgebroken, lab DT50= <2 dagen, maar DT90 299 in lemig zand	Wintertarwe
Chloormequat	mobiel en afbreekbaar, lab t _{1/2} = < 2 dagen.	Zomertarwe
Chloormequat	mobiel en afbreekbaar, lab DT50 = < 2 dagen.	Wintertarwe
Chloorprofam	Loogt uit, t _{1/2} = 30-65 d., 10 x gebruikt à verspreiding	lelies
Chloorprofam	Loogt uit en afbreekbaar t _{1/2} = 30 - 65 dagen afhankelijk temperatuur	Zaai ui
Chloorthalonil	Mobiel, langzame afbraak t _{1/2} = 1 - 3 maanden	tulpen
Chloorthalonil	mobiel, hydrolyseert, t _{1/2} in grond 1 - 3 maanden, blijft achter op het gewas	Zaai ui
Chloorthalonil	t _{1/2} in grond 1 - 3 maanden, blijft achter op het gewas	Zomertarwe
Chloorthalonil	t _{1/2} in grond 1 - 3 maanden, blijft achter op het gewas	Wintertarwe

Actieve stof	Gedrag	Gewas
Chloridazon	Bindt aan grond, afbreekbaar $t_{1/2}$ = 3-97, 21 en 35 d.	lelies
Chloridazon	Bindt aan bodem en is matig mobiel, loogt niet uit. Afbreekbaar veld DT50 = 3-97 dagen ook DT50 = 21 dagen.	Zaai ui
Cloquintoxetmexyl	weinig mobiel en wordt vrij snel afgebroken, halfwaardetijd 5 dagen, mogelijk metabolieten	Wintertarwe
Cyazofamid	Weinig mobiel en breekt af $t_{1/2}$ = 6 – 15 dagen	aardappelen
Cycloxdim	Parent breekt snel af, metabolieten langzamer, mobiel	tulpen
Cycloxdim	$t_{1/2}$ in grond 5 dagen, metaboliet TSO, mineralisatie langzaam	aardappelen
Cycloxdim	$t_{1/2}$ in grond 5 dagen, metaboliet TSO, mineralisatie langzaam	Zaai ui
Cycloxydim	Parent breekt snel af $t_{1/2}$ = 5 d.	lelies
Cymoxanil	Loogt weinig uit en breekt snel af. Lab DT50 0,2-7,3 d.	aardappelen
Cyproconazool	Mobiel en slecht afbreekbaar veld $t_{1/2}$ = 62 - 500 dagen	Zomertarwe
Cyproconazool	Mobiel en slecht afbreekbaar veld $t_{1/2}$ = 62 - 500 dagen	Wintertarwe
Deltamethrin	Mobiel, breekt af, lage dosering	lelies
Deltamethrin	mobiel en breekt af $t_{1/2}$ = 15 dagen, maar in het veld ook t_{90} van een jaar.	aardappelen
Deltamethrin	mobiel en breekt af $t_{1/2}$ = 15 dagen, maar in het veld ook t_{90} van een jaar.	Zaai ui
Deltamethrin	mobiel en breekt af $t_{1/2}$ = 15 dagen, maar in het veld ook t_{90} van een jaar.	Zomertarwe
Deltamethrin	mobiel en breekt af $t_{1/2}$ = 15 dagen, maar in het veld ook t_{90} van een jaar.	Wintertarwe
Diflufenican	Weinig mobiel Slecht afbreekbaar in veldstudies $t_{1/2}$ =224-621 dagen anderen $t_{1/2}$ = 311-773 dagen	Zomertarwe
Diflufenican	Weinig mobiel Slecht afbreekbaar in veldstudies $t_{1/2}$ =224-621 dagen anderen $t_{1/2}$ = 311-773 dagen	Wintertarwe
Dimethoaat	Breekt snel af $t_{1/2}$ = enkele dagen. Het afbraak product Omethoaat heeft een $t_{1/2}$ = 14 dagen (ook insecticide)	Zomertarwe
Dimethoaat	Breekt snel af $t_{1/2}$ = enkele dagen. Het afbraak product Omethoaat heeft een $t_{1/2}$ = 14 dagen (ook insecticide)	Wintertarwe
Dimethomorf	Enigszins mobiel: EU dossier lab studies 41-96 dagen, field studies 34-54 dagen; Ook: DT50 92 dagen	aardappelen
Dimethomorf	Enigszins mobiel EU dossier lab studies 41-96 dagen, field studies 34-54 dagen; Ook: DT50 92 dagen.	Zaai ui
Diquat	Persistent, zou kunnen opbouwen in grond à uitloging	lelies
Diquat-dibromide	Hecht aan grond en is persistent. Kan enkele jaren aanwezig blijven, veld DT50 = 1-20 jaar.	aardappelen
Epoxiconazool	weinig mobiel, slecht afbreekbaar, $t_{1/2}$ = 68 dagen en 172 dagen voor metabolieten, zou kunnen ophopen	Zomertarwe
Esfenvaleraat	Niet mobiel en breekt volledig af	tulpen
Esfenvaleraat	Niet mobiel, volledige afbraak	lelies
Esfenvaleraat	niet mobiel, volledige afbraak, $t_{1/2}$ in grond gemiddeld 52 dagen (35-546), anaerobe afbraak trager	aardappelen
Esfenvaleraat	niet mobiel, volledige afbraak, $t_{1/2}$ in grond gemiddeld 52 dagen (35-546), anaerobe afbraak trager	Zaai ui
Ethoprofos	lab studies DT50 10-25 dagen, DT90 34-85 dagen, veld DT50 2-52 dagen, DT90 13-140 dagen	aardappelen
Fenamidone	Weinig mobiel, Lab DT50 0.9-11.7 d, DT90 5.1-38.7 d, Veld DT50 8.5-14.3 d, DT90 12.4-47.4 d	aardappelen
Fenoxaprop-P-ethyl	Immobil, breekt snel af, veld $t_{1/2}$ = <1 dag, maar ook 10,5 dag	Zomertarwe
Fenoxaprop-P-ethyl	Immobil, breekt snel af, veld DT50 = <1 dag, maar ook 10,5 dag	Wintertarwe
Fenpropidin	Niet mobiel, afbreekbaar veld $t_{1/2}$ = 7-116 dagen	Zomertarwe
Fenpropidin	Niet mobiel, afbreekbaar veld $t_{1/2}$ = 7-116 dagen	Wintertarwe
Fenpropimorph	Niet mobiel, afbreekbaar veld $t_{1/2}$ = 9 - 50 dagen	Zomertarwe
Fenpropimorph	Niet mobiel, afbreekbaar veld $t_{1/2}$ = 9 - 50 dagen	Wintertarwe
Flonicamid	Enigszins mobiel, snel afbreekbaar veld $t_{1/2}$ = <2 dagen, DT90= 2-6 dagen	Zomertarwe

Actieve stof	Gedrag	Gewas
Flonicamid	Enigszins mobiel, snel afbreekbaar veld DT50 = <2 dagen, DT90= 2-6 dagen	aardappelen
Flonicamid	Enigszins mobiel, snel afbreekbaar veld DT50 = <2 dagen, DT90= 2-6 dagen	Wintertarwe
Florasulam	mobiel, primaire afbraak vrij snel, maar metabolieten langzaam afbreekbaar, veld DT50= 2-18 dagen.	Zaai ui
Florasulam	mobiel, primaire afbraak vrij snel, maar metabolieten langzaam afbreekbaar, veld T _{1/2} = 2-18 dagen.	Zomertarwe
Florasulam	mobiel, primaire afbraak vrij snel, maar metabolieten langzaam afbreekbaar, veld DT50= 2-18 dagen.	Wintertarwe
Florasulam	mobiel, primaire afbraak vrij snel, maar metabolieten langzaam afbreekbaar, veld DT50= 2-18 dagen.	aardappelen
Fluazifop-P-butyl	Breekt af, veld DT50= 2-38 dagen en DT50 = 15 dagen	Zaai ui
Fluazifop-P-butyl	Breekt af, veld DT50= 2-38 dagen en DT50 = 15 dagen	aardappelen
Fluazinam	Adsorbeert, t _{1/2} ca. 2 maanden, vrij hoge dosering	tulpen
Fluazinam	Adsorbeert, breekt langzaam af	lelies
Fluazinam	Adsorbeert en slecht afbreekbaar T _{1/2} = 67 - 254 dagen, metaboliet vrijwel identiek aan parent	aardappelen
Fluazinam	Adsorbeert en slecht afbreekbaar T _{1/2} = 67 - 254 dagen	Zaai ui
Flufenacet	Matig mobiel, Veld DT50 15-53 d ,DT90 51-198 d afhankelijk voor- of najaar. In najaar afbraak langzamer.	Wintertarwe
Fluopicolide	Mobiel en slecht afbreekbaar veld t _{1/2} = 50 - 172 dagen	aardappelen
Fluoxastrobine	Weinig mobiel en breekt langzaam af t _{1/2} = 141 (29.4 – 393) en veld DT50= 16-119 dagen - Noord Europa	aardappelen
Fluoxastrobine	Weinig mobiel en breekt langzaam af t _{1/2} = 141 (29.4 – 393) en veld DT50= 16-119 dagen - Noord Europa	Zaai ui
Fluoxastrobine	Weinig mobiel en breekt langzaam af t _{1/2} = 141 (29.4 – 393) en veld T _{1/2} = 16-119 dagen - Noord Europa	Zomertarwe
Fluoxastrobine	Weinig mobiel en breekt langzaam af t _{1/2} = 141 (29.4 – 393) en veld DT50= 16-119 dagen - Noord Europa	Wintertarwe
Fluroxypyr-meptyl	Immobil, breekt snel af in het lab, veld t _{1/2} = 34-70 dagen	Zomertarwe
Fluroxypyr-meptyl	Immobil, breekt snel af in het lab, veld t _{1/2} = 34-70 dagen	Wintertarwe
Fluxapyroxad	mobiel en zeer slecht afbreekbaar, lab DT50= 53-424 dagen, DT90 tot >1000 dagen	Wintertarwe
Folpet	Breekt af	tulpen
Folpet	Mineraliseert	lelies
Fosthiazate	Veld studies DT50 9-17 dagen (USA), DT90 30-60 dagen	aardappelen
Glufosinaat-ammonium	Loogt uit, afbreekbaar, veldonderzoek niet dieper dan 60 cm	tulpen
Glufosinaat-ammonium	Afbreekbaar, loogt uit, wordt 1 x gebruikt	lelies
Glufosinaat-ammonium	Wordt (langzaam) afgebroken. Hangt sterk af van de grond en omstandigheden	aardappelen
Glyfosaat	Adsorbeert, afbreekbaar, vrij hoge dosering	tulpen
Glyfosaat	Adsorbeert, afbreekbaar, wordt 8 keer gebruikt	lelies
Glyfosaat	Wordt (langzaam) afgebroken. Hangt sterk af van de grond en omstandigheden	aardappelen
Glyfosaat	Wordt (langzaam) afgebroken. Hangt sterk af van de grond en omstandigheden	Zaai ui
Glyfosaat	Wordt (langzaam) afgebroken. Hangt sterk af van de grond en omstandigheden	Zomertarwe
Glyfosaat	Wordt (langzaam) afgebroken. Hangt sterk af van de grond en omstandigheden	Wintertarwe
Imidacloprid	Mobiel, lab studies DT50 range 77-341 dagen, field studies DT50 range 104-228 dagen, giftig voor bijen.	aardappelen
Iodo-sulfuron-methyl natrium	Matig mobiel en afbreekbaar Veld DT50 9-15 d, DT90 7-49 d	Wintertarwe
Ioxynil als het octanoaat	breekt snel af (alleen lab studie) DT50 = 3-10 dagen	Zaai ui

Actieve stof	Gedrag	Gewas
Iprodion	Afbraak, maar vermoedelijk mobiel en vrij hoge dosering	tulpen
Isoproturon	Matig mobiel, afbreekbaar Veld DT50 12-33 d, DT90 34-68 d	Wintertarwe
Isoproturon	Matig mobiel, afbreekbaar Veld DT50 12-33 d, DT90 34-68 d	Wintertarwe
Kresoxim-methyl	Hydrolyseert en metaboliet breekt af	tulpen
Kresoxim-methyl	Hydrolyseert, metaboliet breekt ook af	lelies
Kresoxim-methyl	Hydrolyseert, maar metaboliet wordt ook afgebroken	Zaai ui
Kresoxim-methyl	Hydrolyseert, maar metaboliet wordt ook afgebroken, t _{1/2} = 1-2 dagen	Zomertarwe
Kresoxim-methyl	Hydrolyseert, maar metaboliet wordt ook afgebroken, DT50 = 1-2 dagen	Wintertarwe
Lambda-cyhalothrin	Immobil, Afbreekbaar t _{1/2} = 6-40 dagen (veldstudie)	Zaai ui
Lambda-cyhalothrin	Immobil, Afbreekbaar t _{1/2} = 6-40 dagen (veldstudie)	Zomertarwe
Lambda-cyhalothrin	Immobil, Afbreekbaar t _{1/2} = 6-40 dagen (veldstudie)	aardappelen
Lambda-cyhalothrin	Immobil, Afbreekbaar t _{1/2} = 6-40 dagen (veldstudie)	Wintertarwe
Linuron	Breekt af naar 3,4-dichlooraniline (toxisch)	lelies
Linuron	Breekt af, maar kan 3,4-dochloooraniline overblijven en dat is toxisch, veld DT50 = 13-82 dagen.	aardappelen
Maleïnehydrazide	Breekt snel af veld DT50 = 2-4 dagen	Zaai ui
Mancozeb	Mobiel, breekt af, mineraliseert t _{1/2} = 3 maanden	tulpen
Mancozeb	Hydrolyseert vrij snel en breekt dan verder af	lelies
Mancozeb	Mobiel, maar snelle afbraak onder aerobe omstandigheden	aardappelen
Mancozeb	Mobiel, maar hydrolyseert en mineraliseert = t _{1/2} in grond gemiddeld 90 dagen	Zaai ui
Mandipropamid	Matig mobiel, breekt langzaam af, veld DT50 5.6-29.2 d, DT90 42.1-240 d	aardappelen
Maneb	Mobiel, breekt af, vergelijkbaar met Mancozeb, hoge dosering	tulpen
Maneb	Hydrolyseert vrij snel en breekt dan verder af	lelies
Maneb	Mobiel, hydrolyseert, metabolieten worden ook afgebroken, adsorptie aan grond, veld DT50 < 1 week.	Zaai ui
MCPA	Mobiel, breekt vrij snel af	tulpen
MCPA	Mobiel, wordt afgebroken t _{1/2} = 16-33 dagen ook t _{1/2} = 5-17 dagen	Zomertarwe
MCPA	Mobiel, wordt afgebroken t _{1/2} = 16-33 dagen ook DT50 = 5-17 dagen	Wintertarwe
Mecoprop-p	Breekt snel af en loogt enigszins uit, veld t _{1/2} = 5-17 dagen.	Zomertarwe
Mecoprop-p	Breekt snel af en loogt enigszins uit, veld DT50 = 5-17 dagen.	Wintertarwe
Mefenpyr-diethyl	Enigszins mobiel, t _{1/2} = 17.5 dag (verder geen gegevens)	Zomertarwe
Mefenpyr-diethyl	Weinig mobiel en afbreekbaar DT50 = 17,5 dag	Wintertarwe
Mepiquatchloride	Hecht aan kleimineralen; lab t _{1/2} = 7,9 en veld = 23,8 dagen	Wintertarwe
Mesosulfuron-methyl	Weinig mobiel en afbreekbaar veld t _{1/2} = 4-15 dagen	Wintertarwe
Metalaxyl M	Loogt makkelijk uit in grond met laag organisch, breekt af	tulpen
Metalaxyl-M	breekt af DT50 ca. 45 d, maar metabolieten DT50 ook ca. 45 d en loogt gemakkelijk uit in grond met laag organisch	Zaai ui
Metalochloor	Loogt uit en stabiele metabolieten	tulpen
Metalochloor	Loogt uit, maar breekt af, metabolieten stabiel	lelies
Metalochloor	loogt uit en er ontstaan stabiele metabolieten, DT50 = 90 dagen	Zaai ui
Metamitron	Breekt af en er ontstaan triazinen	tulpen
Metamitron	Breekt af, ontstaan triazinen, herhaalde dosering	lelies
Metconazole	enigszins mobiel, slecht afbreekbaar t _{1/2} = 33-845 dagen in het veld, Europese gronden DT90= 238-854 dagen	Zomertarwe
Metconazole	enigszins mobiel, slecht afbreekbaar t _{1/2} = 33-845 dagen in het veld, Europese gronden DT90= 238-854 dagen	Wintertarwe

Actieve stof	Gedrag	Gewas
Metrafenone	immobiel, slecht afbreekbaar $t_{1/2}$ = 70-221 dagen in het veld	Zomertarwe
Metrafenone	immobiel, slecht afbreekbaar $t_{1/2}$ = 70-221 dagen in het veld	Wintertarwe
metribuzin	Mobiel en afbreekbaar $t_{1/2}$ = 60 dagen (30 – 120)	aardappelen
Metsulfuron-methyl	Weinig mobiel en afbreekbaar veld $t_{1/2}$ = 4-15 dagen	Zomertarwe
Metsulfuron-methyl	Weinig mobiel en afbreekbaar veld $t_{1/2}$ = 4-15 dagen	Wintertarwe
Oxamyl	Mobiel en water oplosbaar, breekt af. $t_{1/2}$ in grond 2-12 dagen, DT90 10-40 dagen	aardappelen
Paraffine Olie 92,5 %	Hecht aan de plant, afbreekbaar	lelies
pencycuron	Weinig mobiel, afbreekbaar $t_{1/2}$ = 32 - 44 dagen; veld studies DT90 108-171 d	aardappelen
Pendimethalin	Persistent, bindt aan organisch, kan ophopen bij herhaal gebruik	tulpen
Pendimethalin	Mobiel, slecht afbreekbaar à uitloging	lelies
Pendimethalin	slecht afbreekbaar, veld DT50 = 27-186 dagen, accumuleert en vis-toxisch, bindt aan organische stof weinig mobiel	Zaai ui
Pendimethalin	slecht afbreekbaar, veld DT50 = 27-186 dagen, accumuleert en vis-toxisch, bindt aan organische stof en weinig mobiel	Wintertarwe
Pinoxaden	Breekt snel af en loogt niet uit, veld $t_{1/2}$ = ca. 1 dag.	Zomertarwe
Pinoxaden	Breekt snel af en loogt niet uit, veld DT50 = ca. 1 dag.	Wintertarwe
Pirimicarb	mobiel, Veldstudie $t_{1/2}$ = 5-13 dagen, t_{90} = 22-190 dagen	aardappelen
Pirimicarb	mobiel, Veldstudie $t_{1/2}$ = 5-13 dagen, t_{90} = 22-190 dagen	Zomertarwe
Pirimicarb	mobiel, Veldstudie $t_{1/2}$ = 5-13 dagen, t_{90} = 22-190 dagen	Wintertarwe
Poly(oxy-1,2-ethanediyl)aisotride cylyhydroxy	geen gegevens vermoedelijk wel afbreekbaar	Wintertarwe
Prochloraz	Mobiel, slecht afbreekbaar, herhaald gebruik	lelies
Prochloraz	Mobiel, slecht afbreekbaar. parent verdwijnt, Veld DT50 2-74 d, DT90 55-7545 d.	Zaai ui
Prohexadione-calcium	Breekt snel af lab $t_{1/2}$ = < 3 dagen	Wintertarwe
Propamocarb-HCl	Enigszins mobiel, lab DT50 10.9-137 d in 9 bodems, DT90 36.1-452.0 d in 8 bodems; veld DT50 17.4-23.7 d	aardappelen
Prothioconazool	Mobiel, breekt vrij snel af	tulpen
Prothioconazool	Mobiel, maar breekt vrij snel af	lelies
Prothioconazool	mobiel, breekt volledig en vrij snel af, veld DT50 = 2-3 dagen	Zaai ui
Prothioconazool	mobiel, breekt volledig en vrij snel af.	Zomertarwe
Prothioconazool	mobiel, breekt volledig en vrij snel af.	Wintertarwe
Pymetrozine	Weinig mobiel, afbreekbaar DT50 2-69 d, n=7, DT90 55-288 d	aardappelen
Pyraclostrobin	Breekt af, matig persistent	tulpen
Pyraclostrobin	fungicide, breekt af, matig persistent, metabolieten stabiel (BF500), Veld DT50 = 2-69 dagen	Zaai ui
Pyraclostrobin	fungicide, breekt af, matig persistent, metabolieten stabiel (BF500), Veld DT50 = 2-69 dagen	aardappelen
Pyraflufenethyl	Niet mobiel, Afbreekbaar, Veld DT50 1-7 d voorjaar, DT90 0.8-4.0 d, 1-3 d herfst, DT90 3-23 d	aardappelen
Pyridaat	Breekt snel af, veld DT50 = 2-8 dagen.	Zaai ui
Pyroclostrobin	fungicide, breekt af, matig persistent, metabolieten stabiel (BF500), Veld $t_{1/2}$ = 2-69 dagen	Zomertarwe
Pyroclostrobin met Venture in 1 verpakking	fungicide, breekt af, matig persistent, metabolieten stabiel (BF500), Veld DT50 = 2-69 dagen	Wintertarwe
Pyroxsulam	mobiel en afbreekbaar er worden metabolieten gevormd, lab DT50 = 1-15 dagen	Wintertarwe
Spinosyn A en D	breekt af op het blad en in de bodem, natuurlijk product	Zaai ui
Tebuconazool	Weinig mobiel en breekt af	tulpen

Actieve stof	Gedrag	Gewas
Tebuconazool	Weinig mobiel, breekt af, metabolieten stabiel	lelies
Tebuconazool	weinig mobiel, parent breekt af, maar metabolieten (triazinen) bouwen op, veld t _{1/2} = 26-92 dagen.	Zomertarwe
Tebuconazool	weinig mobiel, parent breekt af, maar metabolieten (triazinen) bouwen op, veld DT50= 26-92 dagen.	Wintertarwe
Tedagenpraloxidim	Mobiel en afbreekbaar veld DT50 = 45-81 dagen.	aardappelen
Tepraloxydim	Mobiel en afbreekbaar (afgeleid uit structuur)	lelies
Tepraloxydim	Mobiel en afbreekbaar veld DT50 = 45-81 dagen.	Zaai ui
Thiacloprid	Mobiel, breekt vrij sen af	lelies
Thiacloprid	Mobiel, afbreekbaar t _{1/2} = 15 dagen, veld DT50 = 9-27 dagen	aardappelen
Thiamethoxam	Mobiel, veldstudies DT50 7-72 dagen, DT90 23-570 dagen	aardappelen
Thiofanaat-methyl	Mobiel, breekt snel af tot Carbendazim, dat ook afbreekt.	tulpen
Tolchlofos-methyl	Mobiel, t _{1/2} ca. 50 dagen, wordt in de grond gemengd	tulpen
Triadimenol	loogt uit en matig afbreekbaar t _{1/2} = 23-127.6 dagen	Zomertarwe
Triadimenol	loogt uit en matig afbreekbaar t _{1/2} = 23-127.6 dagen	Wintertarwe
Tribenuron-methyl	Mobiel en afbreekbaar veld t _{1/2} = 5 - 20 dagen	Zomertarwe
Tribenuron-methyl	Mobiel en afbreekbaar veld t _{1/2} = 5 - 20 dagen	Wintertarwe
Trifloxystrobine	Niet mobiel en breekt af, veld t _{1/2} = 2-12 dagen	Zomertarwe
Trifloxystrobine	Niet mobiel en breekt af, veld DT50 = 2-12 dagen	Wintertarwe
Trinexapac-ethyl	mobiel, snel afbreekbaar onder aerobe omstandigheden, veld DT50 = 7-21 dagen.	Wintertarwe
Tritosulfuron	loogt uit, afbreekbaar t _{1/2} = 3-21 dagen in het veld	Zomertarwe
Tritosulfuron	loogt uit, afbreekbaar t _{1/2} = 3-21 dagen in het veld	Wintertarwe

GBM reactieve transport model

Model domein

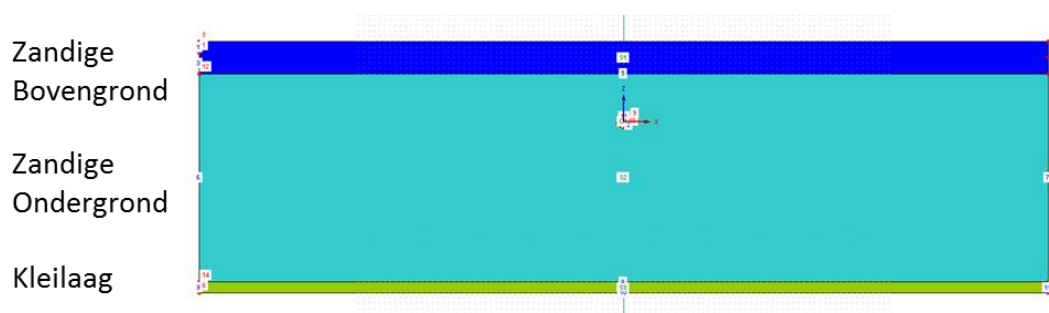
Het model is een doorsnede van het perceel in Breezand in de WNW-OZO richting. De doorsnede is 800 cm breed en 235 cm diep. Het profiel schetst een stuk bodem, wat representatief is voor 1 drain. De drain ligt in het midden van de model breedte op een diepte van 75 cm.

De bodemopbouw van het model is bepaald door analyse van bodemmonsters. De bodemmonsters zijn gebruikt om te bepalen in welke bodemklasse de bodem valt.

Soil Sample Analysis					kg dw/L	μmol/g dw	%(g/kg)						
sample	depth cm BGL	clay %	moisture %	organic material %	density	carbonate	carbonate	pH-SrCl ₂					
1	15-30	2	13.7	2.6	1.24	18.1	0.2	6.6					
2	30-40	<1	15.4	3.4	1.31	52.6	0.5	7.13					
3	40-50	<1	17.6	2.6	1.52	13	0.1	6.97					
4	50-60	<1	16.2	1.1	1.42	112.2	1	7.22					
5	60-70	<1	19.2	0.3	1.66	201.4	1.8	7.2					
sample	depth cm BGL	μmol/g dw	μmol/g dw	μmol/g dw	μmol/g dw	μmol/g dw	μmol/g dw	μmol/g dw	μmol/g dw	μmol/g dw	μmol/g dw	μmol/g dw	μmol/g dw
		tot-Al	tot-Ca	tot-Fe	tot-K	tot-Mg	tot-Mn	tot-P	tot-S	tot-Si	tot-Zn		
1	15-30	43	42	33.8	8.2	19.2	1.13	14.7	6.9	15.5	0.39		
2	30-40	44.2	51.9	36.2	8.7	21.9	1.26	15.1	7.6	17.1	0.45		
3	40-50	50.5	41.7	36.7	10	23.4	1.05	15.2	6.7	17	0.4		
4	50-60	37.7	119.4	27.4	6.9	22.2	0.56	11.4	3.4	16.3	0.18		
5	60-70	29.6	188.6	25.6	5.7	25.2	0.47	7.4	6.4	15.2	0.13		

Figuur 74: Resultaten van de analyse van de bodemmonsters in Breezand.

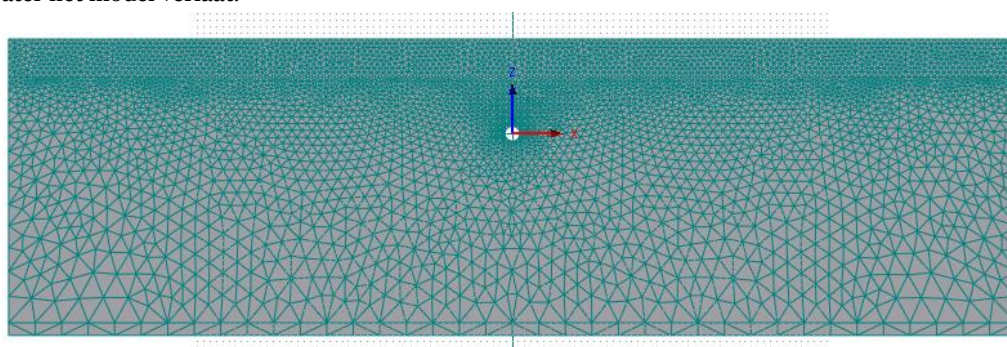
Gebaseerd op deze bodemklasse zijn bodem parameters bepaald met behulp van de Staring classificatie. De Staring classificatie bevat de gemiddelde bodem karakteristieken voor 36 Nederlandse bodems. Deze zijn opgedeeld in 18 bovengronden en 18 ondergronden. De classificatie is gebaseerd op 832 gemeten bodem karakteristieken van verschillende bodem monsters genomen op verschillende locaties in Nederland (van Maanen, 2015).



Figuur 75: Opbouw bodem in het Hydrus model.

Uit model overwegingen is op de bodem van het model een dunne kleilaag geplaatst om de water flux van uit de bottom boundary te kunnen beïnvloeden.

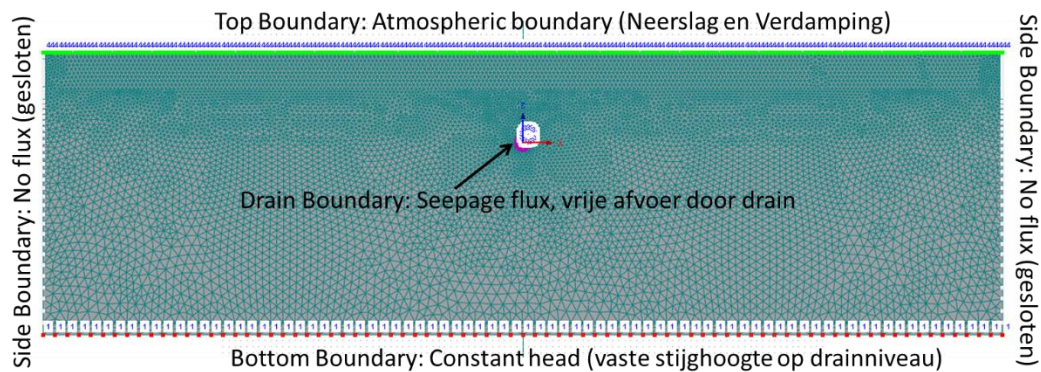
Het domein is opgesplitst in 3 lagen. De eerste laag is 30 cm diep, dit is de geschatte ploegdiepte. Het transport domein (de drie lagen) is opgedeeld in 4609 nodes, wat correspondeert aan 8961 driehoekige elementen (Figuur 76). De hoogste dichtheid aan elementen bevinden zich aan de top boundary, waar de neerslag en verdamping het model binnen komen en bij de drain boundary, waar het overschot aan water het model verlaat.



Figuur 76: Het transport domein, opgedeeld in 4609 nodes, corresponderend aan 8961 driehoekige elementen.

Model opbouw

Het model is opgebouwd uit verschillende lagen zoals in Figuur 75 is getoond. De stroming van het water door deze verschillende bodem lagen wordt gecreëerd door de grenzen (boundaries) van het model. De boundaries van het model zijn aangegeven in Figuur 77. De top boundary is een Atmospheric boundary, dit betekent dat hier contact met de atmosfeer gesimuleerd kan worden. In dit model is er gekozen om neerslag en verdamping te modelleren. De gebruikte neerslag en verdamping gegevens, zijn de dagelijkse neerslag en potentiële verdamping gemeten in De Kooy, Nederland en beschikbaar gesteld door het KNMI.



Figuur 77: Gekozen grenzen (Boundaries) van het Hydrus model.

De zijkanten van het model (side boundaries) zijn gesloten. Dit betekent dat er geen stroming van water door de zijkanten van het model mogelijk is. Deze aanname is mogelijk, doordat er niet tot nauwelijks stroming zal zijn door de waterscheiding die gecreëerd wordt door de drainage.

In het midden van het model bevindt zich een drain. De drain is ook een locatie waar water het model kan verlaten en wordt daarom ook gezien als een boundary. Er is gekozen om een Seepage flux op deze boundary toe te passen. De Seepage flux boundary zorgt ervoor dat er bij een verhoging van de grondwaterstand water vrij kan afvoeren, een simulatie van de drain.

Op de bodem van het model (bottom boundary) is een constant head opgegeven. Een constant head is een vaste stijghoogte. Deze stijghoogte is opgegeven op drainniveau. Met behulp van deze vaste stijghoogte wordt de kwelsituatie in dit gebied gesimuleerd. Doormiddel van de kleilaag op de bodem van het model (Figuur 75) wordt de snelheid waarmee de stijghoogte wordt hersteld bij een toename of afname van de grondwaterstand afgezwakt.

Tijd domein

Het model bestaat uit 732 dagen. De eerste dag is de eerste dag van 2016, 1 januari 2016. Het model is 2 jaar lang, waarin voor het eerste jaar de neerslag en verdampingsgegevens van 2016 zijn gebruikt. Voor het tweede jaar, 2017, zijn ook de neerslag en verdampingsgegevens van 2016 gebruikt, als aanname voor de gegevens die voor 2017 nog niet beschikbaar zijn.

Initiële omstandigheden

In de initiële omstandigheden van het model staat de grondwaterstand op drainniveau, op -75cm onder maaiveld. De concentraties van de gewasbeschermingsmiddelen is voor alle stoffen 0.

Giften gewasbeschermingsmiddelen

De giften van de gewasbeschermingsmiddelen zijn bepaald aan de spuitplannen die geleverd zijn door de eigenaar van het perceel. De spuitplannen gaven de artikelen die gebruikt zijn, via internet zijn de etiketten van de artikelen opgezocht en zijn de actieve stoffen van deze artikelen bepaald.

Voor elk gebruikt product is per actieve stof uitgerekend wat de bemestingsgift was in kg/ha per gift moment. De giften zijn van kg/ha verrekend tot ug/cm².

In het model moet een concentratie worden opgegeven. Dit kan worden gedaan door de gift te delen door de flux de grond in (Neerslag – Verdamping).

$$\text{Concentratie (ug/cm}^3\text{)} = \text{Gift (ug/cm}^2\text{)} / (\text{Neerslag (cm)} - \text{Verdamping (cm)})$$

In het model wordt gerekend met solute fluxen. De solute flux op de atmospheric boundary wordt op de volgende manier berekend:

Om altijd een positieve concentratie te krijgen en de concentratie wel te laten infiltreren, zijn alle gift momenten verplaatst naar het eerste moment na de gift, waar de neerslag groter is dan de verdamping. Dus naar het eerste moment na de gift, dat er een flux naar beneden is.

$$\text{Solute flux (ug/cm/dag)} = (\text{Neerslag (cm/dag)} - \text{Verdamping (cm/dag)}) \times (\text{Neerslag (cm/dag)} / (\text{Neerslag (cm/dag)} - \text{Verdamping (cm/dag)})) \times \text{Concentratie (ug/cm}^3) \times \text{Breedte (cm)}$$

Deze formule kan vereenvoudigd worden tot:

$$\text{Solute flux (ug/cm/dag)} = \text{Neerslag (cm/dag)} \times \text{Concentratie (ug/cm}^3) \times \text{Breedte (cm)}$$

De formule voor de solute flux op de drain boundary ziet er iets anders uit:

$$\text{Solute flux (ug/cm/dag)} = \text{Drain flux (cm}^2/\text{dag)} \times \text{Concentratie (ug/cm}^3)$$

Tabel 30: Gekozen gewasbeschermingsmiddelen voor modellering, aan de hand van clusteranalyse.

	Kd	Beta (1/n)	T0.5
Groep 1: Fluopyram	4.41	0.827	1077
Groep 2: Esfenvaleraat	4075	1	56
Groep 3: Tebuconazol	12.69	0.84	365
Groep 4: Pyraclostrobin	145	0.83	28
Groep 5: Chloridazon	1.1	0.845	137
Groep 6: Diquat*	23099	0.869	2345
Conservatieve Tracer	0	1	-

*De zevende groep bestond uit Diquat-dibromide, deze is niet meegenomen in de modellering vanwege een tekort aan informatie over afbraak en retardatie.

GBM resultatenanalyses en normen in Breezand

Stof	Gem		Averag e		Max		land oppervlakte water	Norm opgelost	Norm opgelost
	DL	Veld	Veld	Drains	Drains	MTR opgelost			
4-CPA	<0,5	0,50	0,50	0,50	0,50				
acetamiprid	< 0,01	0,01	0,01	0,01	0,01				
anthranile zuur iso-propylamide	<0,01	0,01	0,02	0,01	0,02				
azoxystrobin	< 0,01	0,04	0,07	0,01	0,01		0,2	4,1	
bentazon	<0,01	0,29	0,59	0,18	0,27		73	450	
benzofenon	<0,05	0,06	0,18	0,05	0,05				
boscalid	< 0,05	0,26	1,10	0,05	0,05	0,55			
carbendazim	< 0,02	0,04	0,14	0,04	0,15		0,6	0,6	
carbofuran	< 0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,91			
chloormequat	<0,5	0,50	0,50	0,50	0,50	500			
chloorprofam	<0,02	0,02	0,02	0,02	0,02		4	43	
chloridazon	< 0,02	0,04	0,08	0,04	0,05		27	190	

		Gem	Max	Average	Max	land oppervlakte water	Norm opgelost	Norm opgelost
cycloxdim	< 0,05	0,29	1,7	0,74	1,30			
cyhalothrin (lambda)	<0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,00029		
desphenyl-chloridazon		>10	0,00	10,00	10,00			
diethyltoluamide (DEET)	< 0,05	0,20	0,58	0,05	0,05	0,11		
dimethenamide	< 0,01	0,01	0,01	0,01	0,01		0,13	1,6
diquat	<0,5	0,50	0,50	0,50	0,50	1		
ethylethiourea (ETU)	<0,1	0,1	0,1	0,11	0,20	0,005		
fenamidone	< 0,01	0,01	0,01	0,01	0,01		1,25	
fenvaleraat	<0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	4,08		
flonicamid	< 0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	120		
fluazinam	< 0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,55		
fluopyram	<0,1	0,07	0,10	0,11	0,30			
flutolanil	<0,01	0,02	0,06	0,06	0,23	22		
foramsulfuron	<0,02	0,02	0,02	0,02	0,02			
fosthiazaat	< 0,01	0,01	0,01	0,01	0,01			
glufosinaat	<0,2	0,20	0,20	0,20	0,20			
glyfosaat	<0,2	0,20	0,20	0,23	0,50	77		
HTI	<0,01	0,155	0,5	0,28	0,51	16		
imidacloprid	< 0,05	0,05	0,05	0,05	0,05		0,0083	0,2
iprodion	< 0,05	0,0792	0,2	0,06	0,10	0,5		
kresoxim-methyl	< 0,05	0,05	0,05	0,05	0,05		0,63	0,63
lenacil	< 0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,95		
linuron	<0,01	0,01	0,01	0,01	0,01		0,17	0,29
MCPA	< 0,05	0,08	0,17	0,05	0,05		1,4	15
metalaxyl	<0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	46		
metamitron	< 0,02	0,02	0,05	0,02	0,02	10		
methiocarb	< 0,02	0,02	0,02	0,02	0,02		0,002	0,16
methoxyfenozone	< 0,01	0,03	0,04	0,05	0,08	0,18		
metolachloor	<0,01	0,01	0,01	0,01	0,01		0,4	2,1

		Gem	Max	Average	Max	land oppervlakte water	Norm opgelost	Norm opgelost
oxamyl	< 0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	1,8		
pencyuron	< 0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	2,7		
pendimethalin	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02		0,018	0,024
pirimicarb	<0,01	0,02	0,06	0,02	0,04		0,09	1,8
pirimicarb-desmethyl	<0,01	0,0133	0,04	0,01	0,02	430		
pirimifos-methyl	<0,01	0,01	0,01	0,01	0,01		0,0005	0,0016
prochloraz	<0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	1,3		
procimidon	0,03	0,01	0,01	0,02	0,05	370		
prosulfocarb	<0,01	0,01	0,01	0,01	0,01		0,55	
prothioconazole-desmethio		#DIV/0!	0,00	#DIV/0!	0,00		3,7	
pyraclostrobin	< 0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,023		
tebuconazole	<0,02	0,02	0,02	0,02	0,02		0,63	14
thiacloprid	< 0,02	0,02	0,02	0,02	0,02		0,01	0,11
thiofanaat-methyl	<0,1	0,1	0,1	0,10	0,10	0,56		
tolclofos-methyl	<0,01	0,01	0,01	0,01	0,01		1,2	7,1
trifloxystrobin	< 0,01	0,01	0,01	0,01	0,01		0,27	0,81

Stof	DL	Gem	Max	Norm gw	Gem	Max
		Grondwater	Grondwater		Zandfilter	Zandfilter
4-CPA	<0,5	0,49	0,5		0,50	0,5
acetamiprid	< 0,01	0,01	0,01		0,01	0,01
anthranilic acid isopropylamide	<0,01	0,01	0,02		0,01	0,01
azoxystrobin	< 0,01	0,01	0,02		0,01	0,01
bentazon	<0,01	0,12	0,23	0,60	0,11	0,15
benzofenon	<0,05	0,05	0,05		0,05	0,05
boscalid	< 0,05	0,09	1,6		0,05	0,05
carbendazim	< 0,02	0,04	0,39		0,02	0,04
carbofuran	< 0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
chloromequat	<0,5	0,50	0,5		0,50	0,5
chlorprofam	<0,02	0,03	0,24		0,02	0,02
chloridazon	< 0,02	0,03	0,13	0,73	0,02	0,02
cycloxydim	< 0,05	0,30	1,1		0,86	1,3
cyhalothrin (lambda)	<0,02	0,02	0,02		0,02	0,02
desphenyl-chloridazon		7,52	10		8,70	8,7

		Gem	Max	Norm gw	Gem	Max
diethyltoluamide (DEET)	< 0,05	0,05	0,05		0,05	0,05
dimethenamide	< 0,01	0,01	0,04		0,01	0,01
diquat	<0,5	0,50	0,5		0,50	0,5
ethyleenthiourea (ETU)	<0,1	0,10	0,1		0,10	0,1
fenamidone	< 0,01	0,01	0,01		0,01	0,01
fenvaleraat	<0,05	0,05	0,05		0,05	0,05
flonicamid	< 0,01	0,02	0,2		0,01	0,01
fluazinam	< 0,01	0,01	0,01		0,01	0,01
fluopyram	<0,1	0,18	3,9		0,10	0,1
flutolanil	<0,01	0,03	0,17	0,20	0,14	0,27
foramsulfuron	<0,02	0,02	0,06		0,02	0,02
fosthiazaat	< 0,01	0,01	0,03		0,01	0,01
glufosinaat	<0,2	0,20	0,2		0,20	0,2
glyfosaat	<0,2	0,20	0,2		0,20	0,2
HTI	<0,01	0,07	0,24		0,09	0,21
imidacloprid	< 0,05	0,05	0,05		0,05	0,05
iprodion	< 0,05	0,05	0,05		0,05	0,05
kresoxim-methyl	< 0,05	0,05	0,05		0,05	0,05
lenacil	< 0,01	0,01	0,01		0,01	0,01
linuron	<0,01	0,01	0,01	0,003	0,01	0,01
MCPA	< 0,05	0,05	0,08	0,02	0,05	0,05
metalaxyl	<0,02	0,02	0,02		0,02	0,02
metamitron	< 0,02	0,02	0,04	0,10	0,02	0,02
methiocarb	< 0,02	0,02	0,02		0,02	0,02
methoxyfenozone	< 0,01	0,03	0,05		0,04	0,05
metolachloor	<0,01	0,01	0,03	0,002	0,01	0,01
oxamyl	< 0,05	0,05	0,05	0,02	0,05	0,05
pencyuron	< 0,01	0,01	0,01		0,01	0,01
pendimethalin	0,02	0,02	0,05		0,02	0,02
pirimicarb	<0,01	0,01	0,02	0,90	0,01	0,01
pirimicarb-desmethyl	<0,01	0,01	0,01		0,01	0,01
pirimifos-methyl	<0,01	0,01	0,01		0,01	0,01
prochloraz	<0,20	0,20	0,2		0,20	0,2
procimidon	0,03	0,01	0,03		0,02	0,05
prosulfocarb	<0,01	0,01	0,01		0,01	0,01
prothioconazole-desmethio		0,09	0,09		#DIV/0!	0
pyraclostrobin	< 0,01	0,01	0,05		0,01	0,01
tebuconazole	<0,02	0,02	0,02		0,02	0,02
thiacloprid	< 0,02	0,02	0,05		0,02	0,02
thiofanaat-methyl	<0,1	0,10	0,1		0,10	0,1
tolclofos-methyl	<0,01	0,01	0,01		0,01	0,01
trifloxystrobin	< 0,01	0,01	0,01		0,01	0,01

GBM resultatenanalyses en normen in Borgsweer

		gem		max				gem	max	gem	max
	dl	Drain s	Drain s	MTR opge lost	JG- MKN	MAC -MKN	Zand filter	Zand filter	Grond water	Grond water	
acetamiprid	<0,0 1	0,01	0,03	-			0,01	0,01	0,01	0,01	
azoxystrobin	<0,0 1	0,01	0,01		0,20	4,10	0,01	0,01	0,01	0,01	
chloormequat	<0,5	0,5	0,5	500			0,5	0,5	0,5	0,5	
chloridazon	<0,0 2	0,19	0,99		27,00	190,0 0	0,02	0,02	0,02	0,02	
cloquintocet- mexyl	< 0,01	0,01	0,01				0,01	0,01	0,01	0,01	
clothianidin			0,00	14			0,02	0,02		0,00	
cyazofamid	< 0,01	0,01	0,01				0,01	0,01	0,01	0,01	
cycloxdim	<0,0 5	0,05	0,05				0,05	0,05	0,07	0,33	
desphenyl-chloridazon		2,50	2,50				1,40	1,40	0,91	1,90	
dichloorbenzami de (BAM)	<0,0 7	0,24	0,37	1000			0,41	0,70	0,18	0,50	
dimethenamide	<0,0 3	0,05	0,14		0,13	1,60	0,03	0,03	0,03	0,03	
dimethomorf	<0,0 1	0,01	0,02	10			0,01	0,01	0,01	0,01	
Diquat	<0,5	0,5	0,5	1			0,5	0,5	0,5	0,5	
epoxiconazool	< 0,1	0,1	0,1				0,1	0,1	0,1	0,1	
ethofumesaat	<0,0 1	0,01	0,02	6,40			0,01	0,01	0,01	0,01	
ethyleenthiourea (ETU)	<0,0 1	0,021 3	0,1	0,005			0,04	0,1	0,0418	0,1	
fenvaleraat	<0,0 5	0,05	0,05	4,08			0,05	0,05	0,05	0,05	
florasulam	<0,1	0,1	0,1				0,1	0,1	0,1	0,1	
fluopicolide	<0,0 7	0,05	0,11		0,71	0,71	0,18	0,24	0,12	0,39	
fluoxastrobin	< 0,01	0,03	0,07		0,01	0,64	0,13	0,19	0,01	0,02	
fluroxypyr	< 0,05	0,05	0,05				0,05	0,05	0,07	0,35	
flufenacet	<0,0 1	0,01	0,01				0,01	0,01	0,01	0,02	
glufosinaat	<0,2	0,2	0,2				0,2	0,2	0,2	0,2	
glyfosaat	<0,2	0,2	0,2	77			0,2	0,2	0,2	0,2	
iodosulfuron- methyl	< 0,02	0,02	0,02				0,02	0,02	0,02	0,02	
isoxaben	<0,0 1	0,05	0,23	0,11			0,01	0,01	0,01	0,01	
MCPA	< 0,05	0,05	0,05	0,00	1,40	15,00	0,05	0,05	0,24	2,20	

		gem	max				gem	max	gem	max
mesosulfuron-methyl	< 0,02	0,02	0,03				0,04	0,06	0,03	0,10
metaxyl	<0,02	0,02	0,02	46	0,00	0,00	0,02	0,02	0,02	0,02
metribuzin	< 0,05	1,94	12,00		0,12	1,10	0,05	0,05	0,05	0,10
metulfuron-methyl	< 0,05	0,05	0,05				0,05	0,05	0,05	0,05
monolinuron	<0,01	0,01	0,02		0,15	0,15	0,01	0,01	0,01	0,01
phthalimide	<0,01	0,01	0,01				0,09	0,24	0,01	0,01
prothioconazool	<0,5	0,5	0,5				0,5	0,5	0,5	0,5
pyroxulam	< 0,01	0,01	0,01				0,02	0,04	0,02	0,04
tebuconazool	<0,02	0,02	0,02		0,63	14	0,02	0,02	0,02	0,02
thiacloprid	< 0,02	0,27	1,50	0,00	0,01	0,11	0,02	0,02	0,02	0,02
thiamethoxam	< 0,01	0,02	0,03		0,14		0,06	0,11	0,01	0,03
tribenuron-methyl	< 0,05	0,0563	0,1				0,05	0,05	0,05	0,05
trinexapac-ethyl	< 0,1	0,1	0,1				0,1	0,1	0,1	0,1



Acacia Institute
Van Hogendorpplein 4
2805 BM Gouda

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