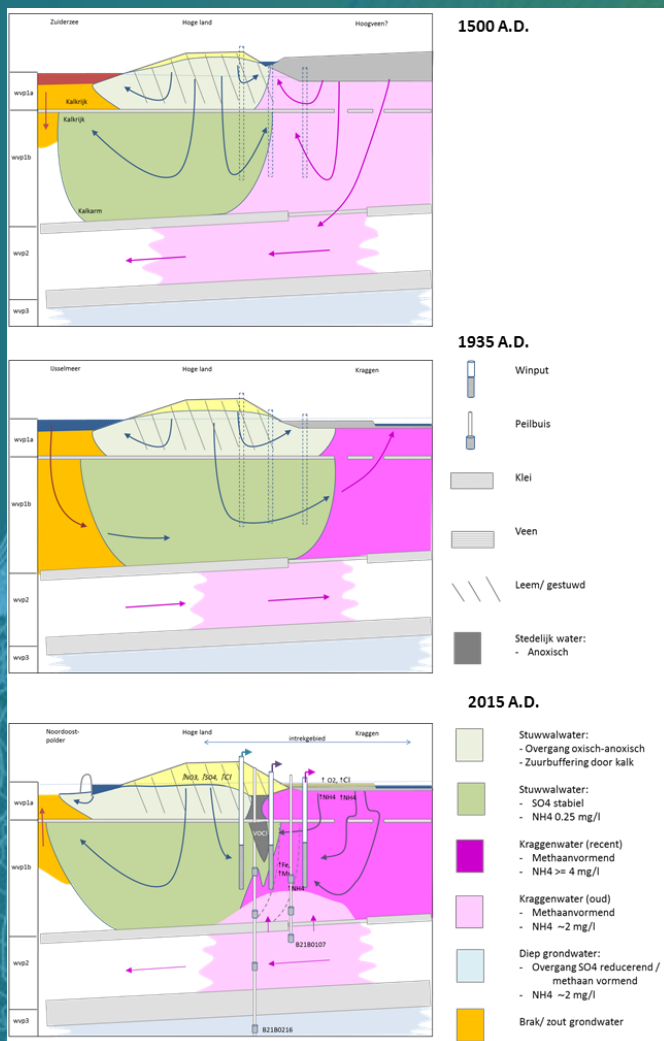




BTO 2017.017 | Maart 2017

BTO rapport

Optimalisatie van de
winning Sint
Jansklooster via
hydrochemische
systeemanalyse

BTO

Optimalisatie van de winning Sint Jans klooster via hydrochemische systeemanalyse

BTO 2017.017 | Maart 2017

Opdrachtnummer

400917

Projectmanager

ir. M.L. (Martin) van der Schans

Opdrachtgever

BTO – Speerpuntonderzoek

Kwaliteitsborger

Prof. Dr. P.J. (Pieter) Stuyfzand

Auteurs

ir. M.L. (Martin) van der Schans,
drs. A. (Annemieke) van Doorn

met bijdrage van: ing. H. (Hans) Huiting

Begeleidingsgroep

Rob Breedveld, Janneke Duiven, Ton Ebbing, Ate Oosterhof, Marinus Pipping (allen Vitens)

Verzonden aan

Dit rapport is verspreid onder BTO-participanten en is openbaar.

Jaar van publicatie
2017

Meer informatie

Ir. M.L. van der Schans
T +31 30 6069 537
E

martin.van.der.schans@kwrwater.nl
er.nl

Keywords

putmanagement, putschekeling,
hydrochemie

PO Box 1072
3430 BB Nieuwegein
The Netherlands

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

KWR

Watercycle
Research
Institute

BTO | Maart 2017© KWR

Alle rechten voorbehouden.

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

Samenvatting en conclusies

Inbedding project: BTO Speerpuntonderzoek en SLIMM2

Binnen het BTO speerpuntonderzoek is afgelopen jaren onderzoek gedaan naar de aansturing van winputten op de productielocaties Sint Jansklooster, Ellecom en Ridderkerk. Gemeenschappelijk probleem op deze locaties is dat putschakeling leidt tot zodanig grote fluctuaties in de samenstelling van het ruwwater, dat de zuivering incidenteel overbelast raakt met anoxische bestanddelen zoals ijzer (Fe), mangaan (Mn) en ammonium (NH₄). Deze problemen worden verergerd doordat het aandeel gereduceerd water in de winputten afgelopen decennia is toegenomen. Vitens ontwikkelt binnen het project SLIMM2 technieken om fluctuaties in de ruwwaterkwaliteit te bufferen door aansturing van de putten.

In dit rapport zijn alleen de bevindingen van het BTO onderzoek voor de locatie Sint Jansklooster gerapporteerd. Daarnaast komt er een separate, overkoepelende samenvatting met *lessons learned* uit de case studies.

Aanleiding

De winning Sint Jansklooster ligt op het grensvlak van oeverinfiltraat met een hoge concentratie ammonium afkomstig uit een veengebied (kraggenwater), en infiltratiewater afkomstig uit een hoger gelegen landbouwgebied (stuwwalwater). Verschuiving van dit grensvlak in westelijke richting veroorzaakt een vergroting van het aandeel kraggenwater in de winputten. Dit levert een toenemende kans op overbelasting van de zuivering, met name door ammonium.

Het doel van dit onderzoek is het formuleren van oplossingsrichtingen om te zorgen dat de ruwwaterkwaliteit binnen de grenswaarden van de bestaande zuivering blijft. De nadruk ligt hierbij op het leveren van hydrochemische basiskennis die nodig is voor het sturen van de ruwwaterkwaliteit, ook op langere termijn. Deze kennis dient als input voor slimmere aansturing van de winputten binnen het Vitens project SLIMM2.

Werkwijze

Middels een hydrochemische systeemanalyse is gezocht naar de factoren die de ruwwaterkwaliteit beïnvloeden en welke mogelijkheden er zijn om deze te sturen.

Deze analyse vormt de basis voor modelberekeningen:

- De relatie tussen de bedrijfsvoering (schakelschema) en de belasting van de zuivering op korte termijn (uurbasis) is onderzocht met een soft sensor (= virtuele sensor door verwerking van bestaande debiet- en kwaliteitsmetingen).
- Met REACTIONS+ zijn de belangrijkste chemische reacties afgeleid en is het risico gekwantificeerd op doorslag van verontreinigingen door uitloging van de bodem.
- De ontwikkeling van de ruwwaterkwaliteit op lange termijn (jaarbasis) is berekend met een hydrologische model en stroombaanberekeningen, zonder rekening te houden met afbraak en retardatie. De berekeningen zijn getoetst aan historische waterkwaliteitsmetingen vanaf 1935.
- Met het model zijn oplossingsrichtingen doorgerekend voor de lange termijn (t/m 2100).

Resultaten en conclusies

Allereerst zijn verbeteringen aangebracht in de schematisatie van het hydrologische model en zijn fouten in de programmatuur voor stroombaanberekeningen binnen MIPWA aan het licht gekomen (iModpath). Deze fouten zijn omzeild door met de internationaal gangbare versie van MODPATH te werken (USGS 2012). Hiermee ligt er nu een stroombanenmodel klaar, waarmee ook retarderende en afbrekende organische microverontreinigingen (OMIVE) en voor zuivering relevante parameters zoals methaan, totale hardheid en organische koolstof (DOC) berekend kunnen worden.

Uit het onderzoek blijkt dat het grensvlak van kraggenwater in de komende decennia verder naar het westen zal opschuiven. Dit leidt tot een toename van de gemiddelde ammoniumconcentratie in het gezamenlijke ruwwater van 1.8 mg/l nu naar waarschijnlijk 2.2 mg/l in 2100. Dit blijft binnen de 2.5 mg/l grenswaarde van de waterzuivering. Echter, het aan- en uitschakelen van putten volgens het huidige schakelschema leidt thans al tot een fluctuatie van ammonium tussen de 1.2 en 2.5 mg/l. Elke verdere toename van de gemiddelde ammoniumconcentratie zal dus leiden tot piekconcentraties boven de grenswaarde van de zuivering. Dit kan in de toekomst leiden tot frequenter doorslag van nitriet in het reinwater dan wel een productiebeperking.

Fluctuaties van de ruwwaterkwaliteit zijn mede een gevolg van de complexe opzet van de productielocatie. Zo wordt het water gewonnen via twee gescheiden ruwwater- en zuiveringsstrengen. De frequentiegestuurde pompen zijn niet uitgerust met een debietmeter en geplaatst in winputten met een fluctuerende ruwwaterkwaliteit en bovendien fluctueert het ruwwaterdebiet fors: 100 m³/h. Deze opzet maakt de winning storingsgevoelig.

De winning is kwetsbaarder voor uitspoeling van OMIVE vanaf maaiveld dan blijkt uit het gebiedsdossier van de Provincie Overijssel. De kwetsbaarheid van de winning voor OMIVE wordt mogelijk versterkt door de toename van het aandeel kraggenwater in de winning. Alleen in putten met kraggenwater is immers bentazon aangetoond, terwijl het water afkomstig van de kraggen bovendien alleen afbraak in anoxische condities ondergaat. OMIVE die infiltreren op de stuwwal stromen zowel door oxische als anoxische milieus, wat bijdraagt aan multi-barrière bescherming. Of dit beeld klopt, verdient nader onderzoek.

Tot slot blijkt de berekende, toekomstige ruwwaterkwaliteitsontwikkeling sterk samen te hangen met de historie van de winning. Rond Sint jansklooster is de stromingsrichting de afgelopen eeuw in grote mate beïnvloed door de aanleg van de Noordoostpolder, afgravingen, bodem- en peildalingen in het veengebied en de realisatie van de winning zelf. Dit heeft grote gevolgen voor de huidige ligging van het grensvlak van kraggenwater. Een belangrijke les is, dat het rekenen met regionale waterkwaliteitsmodellen op de schaal van een winning controle vergt over de historische ontwikkeling van de ruimtelijke patronen in waterkwaliteit.

Aanbevelingen voor de winning Sint Jansklooster

Oplossingsrichtingen korte termijn: aansturing winning

Voor de korte termijn wordt geadviseerd om de frequentiegestuurde pompen te vervangen c.q. te verplaatsen en debietmeters te installeren (dan wel afleiden via een model). Dit om meer grip te krijgen op debieten en de fluctuaties in de ruwwaterkwaliteit te reduceren. Daarnaast is het van belang om putten met een redelijk stabiele waterkwaliteit in te zetten door de putten in het overgangsgebied Kraggewater en Hogeland meer te vermijden. Vitens kan zo kostbare maatregelen uitstellen en mogelijk zelfs voorkomen. Investeren in een grotere verbinding tussen beide ruwwaterstrengen is wenselijk om de winning minder storingsgevoelig te maken.

Oplossingsrichtingen lange termijn: verschuiven zwaartepunt winning of zuurstofdosing

De toename van de ammoniumconcentratie valt op lange termijn te beperken door putten op de stuwwal zwaarder te belasten. Dit kan relatief goedkoop gebruik makend van de bestaande infrastructuur. Wel rijst dan de vraag of het mogelijk is de fluctuaties van de ruwwaterkwaliteit binnen de grenswaarde van de zuivering te houden.

Een tweede oplossingsrichting is om de capaciteit van de zuivering uit te breiden door het bijplaatsen van een zuurstofdosing. Vitens schat de investeringskosten op ca. honderd- tot tweehonderdduizend euro. Het is niet zeker of deze oplossingsrichting de ammoniumtoename op langere termijn kan opvangen. Vitens kan overwegen om beide oplossingen uit te voeren om de faalkansen verder te verkleinen.

Andere in dit onderzoek beschouwde oplossingsrichtingen vergen een kostbaarder aanpassing van de infrastructuur, zoals het verplaatsen van winputten en verbinden van de ruwwaterleidingen. Dit vergt investeringen van plus minus een miljoen euro (zie Tabel 8-4).

Aanbevelingen voor monitoring en nader onderzoek

Gedurende dit onderzoek zijn kennislacunes geconstateerd, welke nopen tot nader onderzoek rondom de winning Sint Jansklooster.

Ten eerste bieden de bestaande metingen onvoldoende inzicht in hoe de putten worden aangestuurd en wat het effect is van deze aansturing op de prestaties van het puttenveld. Zo is niet duidelijk wat de debieten zijn van de frequentiegestuurde putten en daarmee samenhangend de stuurbaarheid van de samenstelling van het gezamenlijke ruwwater. Ook is niet duidelijk wat de invloed is van putschakeling op de waterkwaliteit in winputten gelegen op het grensvlak van stuwwalwater, kraggenwater en stedelijk grondwater (P21 t/m P24). Tot slot is niet duidelijk of de boorgatwandverstopping van Put P30 is te voorkomen via een ander schakelschema en wat de samenstelling (en oorzaak) is van het verstoppende materiaal op de filterspleten.

--> In het *intermezzo* staat een stappenplan hoe de aansturing van de putten te verbeteren.

Intermezzo: Stappenplan aanpassing schakelschema

Onderstaand stappenplan is erop gericht de aansturing van de putten te verbeteren, en combineert de korte- en lange termijnoplossingen. Het betreft een *no-regret* maatregel.

Stap 1: Aanpassen meetinfrastructuur

- Plaatsen van debietmeters (naast gezamenlijk ruw ook op frequentiegestuurde putten. Voor overige aan de hand van gezamenlijk ruw een snelle check of onderling wegdrukken van putten van invloed is op debiet. Zo ja, dan op alle putten debietmeters installeren om grip te krijgen op deze beïnvloeding)
- Registratie van tijdstip monsternamen ruwwaterkwaliteit (NB: gebeurt wel volgens Vitens maar gegevens niet beschikbaar bij KWR).
-

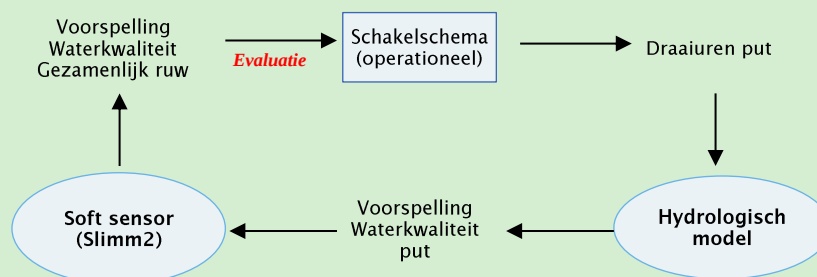
Stap 2: Uitvoeren schakeltesten

- Debiet van frequentiegestuurde putten meten bij verschillende frequenties → vaststellen van de relatie tussen frequentie en debiet
- Debiet meten bij verschillende putschakelingen → vaststellen wederzijdse beïnvloeding putten.
- Vergelijken van debietgewogen gemiddelde concentratie van alle individuele putten met gezamenlijke ruwwater → testen nauwkeurigheid soft sensor
-

Stap 3: Ontwerp van aangepaste schakelschema:

- Pas schakelschema en ontwerp voor pompconfiguratie aan, rekening houdend met de volgende afwegingen:
 - (a) toerengeregelde pompen verplaatsen naar putten met een stabiele ruwwaterkwaliteit en met NH_4^+ ongeveer 2.5 mg/l versus (b) pompen plaatsen met vaste Q-h curve.
 - Putten op stuwval zwaarder te belasten door (a) zwaardere pompen of (b) frequenter aanschakelen.
 - Beslis hoe om te gaan met putten met wisselende ruwwaterkwaliteit. Bijvoorbeeld (a) wegmengen fluctuaties door deze later in een schakelschema te plaatsen, (b) wegmengen door verlaging van de pompcapaciteit, (c) zorgen voor stabiele hoge ammoniumconcentratie door verhoging van de onttrekkingshoeveelheid.
- Reken verschillende schakelschema's door, gebruik makend van de historische watervraag, en bepaal
 - Verloop / fluctuaties ruwwaterkwaliteit
 - Invloed op lange termijn ontwikkeling ruwwaterkwaliteit
 - Risico op putverstopping

Stap 4: Schakelschema implementeren en monitoren.



Schema voor evaluatie van lange termijn effecten van schakelschema's middels een hydrologisch model en Soft Sensor

Een tweede kennislacune betreft de mate waarin de winning kwetsbaar is voor verontreinigingen van maaiveld. Op de overgang van Stuwwal naar Kraggen is de natuurlijke afdichting van de ondergrond beperkt.

--> Geadviseerd wordt om de kwetsbaarheid te bepalen via tritium-helium datering bovenin de winput, dus door bemonstering via een ondiep waarnemingsfilter of met een bemonsteringsapparaat bovenin de filterbuis. Indien de reistijd te kort is voor isotopen, dan is een tracerproef wenselijk.

Ten derde is niet duidelijk of het grondwater geen metabolieten bevat of tot nu toe niet bemeten gewasbeschermingsmiddelen. Dit geldt met name voor grondwater afkomstig van landbouwpercelen op de stuwwal. Een screening in ondiepere peilbuizen ontbreekt.

--> Geadviseerd wordt om een brede screening uit te voeren naar gewasbeschermingsmiddelen en metabolieten zoals chloridazon. Deze kan gericht zijn op een selectie van peilbuizen en winputten die water aantrekken afkomstig van de stuwwal.

Tot slot is meer inzicht in de regionale grondwaterstroming wenselijk om de faalkansen van de voorgestelde oplossingsrichtingen te bepalen op lange termijn (doordat de waterkwaliteit zich anders ontwikkelt dan voorspelt). Vragen hierbij zijn: (1) wat is de mogelijke bijdrage door upconing van dieper grondwater uit het tweede watervoerend pakket? en (2) zal upconing tot verhoging van de ammoniumconcentratie leiden van het westelijk puttenveld?

Een aandachtspunt bij het grondwatermodel is dat de waargenomen chlorideconcentraties niet altijd goed verklaard worden gezien het berekende aandeel 'oud' grondwater. Ook is de grondwaterstroming vóór 1935 niet goed in beeld, wat het lastig maakt om het model goed te valideren met historische waarnemingen.

--> Geadviseerd wordt om de reistijden nader in beeld te brengen middels isotopenonderzoek (zie bijlage IV).

Inhoud

Samenvatting en conclusies	2
1 Inleiding	9
1.1 Aanleiding en doel	9
1.2 Kader: Speerpuntonderzoek Slim Puttenveld en SLIMM	9
1.3 Leeswijzer	10
1.4 Conceptueel model	10
2 Beschikbare gegevens	12
2.1 Bodemopbouw	12
2.2 Meetnet waterkwaliteit en grondwaterstanden	12
2.3 Infiltratieproef	13
3 Geohydrologische karakterisatie	14
3.1 Landgebruik in historisch perspectief	14
3.2 Landgebruik en verontreinigingsbronnen	14
3.3 Waterbodem en baggerwerkzaamheden	15
3.4 Bodemopbouw en geohydrologische schematisatie	16
3.5 Bedrijfsvoering puttenveld	18
4 Geohydrologische systeemanalyse: grondwaterstroming en intrekgebied	22
4.1 Materiaal en methoden: MIPWA model	22
4.2 Grondwaterstroming en stijghoogten	25
4.3 Intrekgebied	29
4.4 Hydrologische respons curve	31
4.5 Reistijdschatting van peilbuisfilters tot maaiveld	32
4.6 Beoordeling hydrologisch modelinstrumentarium	32
5 Hydrochemische karakterisatie	33
5.1 Materiaal en methoden: HydroGeoChemical	33
5.2 Geochemische schematisatie van de ondergrond	33
5.3 Oppervlaktewaterkwaliteit	34
5.4 Ruimtelijke grondwaterkwaliteitspatronen	34
5.5 Trends	42
5.6 Isotopen	43
6 Hydrochemische systeemanalyse: ontwikkeling ruwwaterkwaliteit	44
6.1 Materiaal en methoden: chemische massabalansberekeningen	44
6.2 Reconstructie van het inputsignaal (samenstelling grondwateraanvulling)	46
6.3 Kwantificering van bodemreacties in het oorspronkelijk grondwater	48

6.4	Kwantificering van bodemuitloging	49
6.5	Berekende historische ontwikkeling ruwwaterkwaliteit (NH ₄ en Cl)	49
6.6	Autonome ontwikkeling ruwwaterkwaliteit	51
6.7	Retardatie en afbraak OMIVE	51
6.8	Beoordeling kwetsbaarheid winning	52
7	Invloed putschakeling op prestaties waterzuivering	54
7.1	Materiaal en methoden: soft sensor	54
7.2	Randvoorwaarden ruwwaterleiding en waterzuivering	54
7.3	Schakelschema winputten	56
7.4	Voorspelling fluctuatie ruwwaterkwaliteit (gezamenlijke ruw)	57
7.5	Stuurbaarheid ruwwaterkwaliteit (per winput)	58
7.6	Aanbevelingen kort termijn: verbeterde monitoring en aanpassing schakelschema	60
8	Oplossingsrichtingen: sturing ruwwaterkwaliteit op lange termijn	61
8.1	Conclusies systeemanalyse	61
8.2	Oplossingsrichtingen	61
8.3	Hydrochemische effecten van oplossingsrichtingen	62
8.4	Evaluatie van oplossingsrichtingen	67
9	Referenties	68

Bijlagen

Bijlage I	Voorbeeld van ideale redoxsequentie
Bijlage II	Correlatiematrix ruwwaterkwaliteit
Bijlage III	Controle grondwatermodel
Bijlage IV	Memo voorstel aanvullende metingen
Bijlage V	Overig kaart materiaal
Bijlage VI	Berekende concentraties

1 Inleiding

1.1 Aanleiding en doel

De winning Sint Jansklooster onttrekt een combinatie van water uit het veengebied met een hoge concentratie TOC en ammonium (kraggenwater) en door landbouw beïnvloed water afkomstig uit een hoger gelegen infiltratiegebied (stuwwal). De kwaliteitsontwikkeling in een aantal putten duidt op een toename van ammonium en TOC in het verzamelde ruwwater op lange termijn. Bovendien leidt het aan- en uitschakelen van putten, wat nodig is om putverstopping te voorkomen, tot fluctuatie van de ruwwaterkwaliteit. Beide ontwikkelingen zijn ongewenst omdat de zuiveringscapaciteit al bijna volledig wordt benut en gebaat is met een zo stabiel mogelijke ruwwaterkwaliteit.

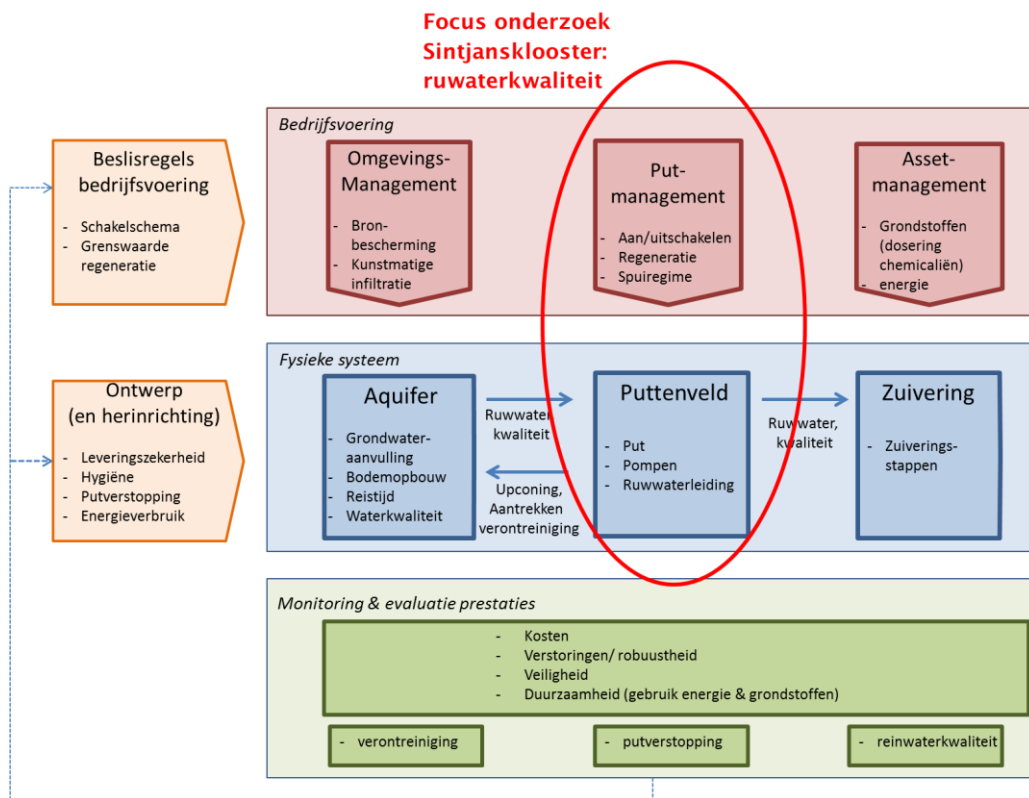
Het doel van dit onderzoek is het formuleren van oplossingsrichtingen om te zorgen dat de ruwwaterkwaliteit binnen de grenswaarden van de bestaande zuivering blijft. De nadruk ligt hierbij op het leveren van hydrochemische basiskennis die nodig is voor het voorspellen en sturen (manipuleren) van de ruwwaterkwaliteit op lange termijn door slimmere aansturing van de bestaande putten. Dit wordt afgezet tegen alternatieve maatregelen namelijk herinrichting van het puttenveld en de zuivering.

1.2 Kader: Speerpuntonderzoek Slim Puttenveld en SLIMM

Bovenstaande problemen spelen op meerdere winvelden. Vitens heeft de afgelopen jaren dan ook verschillende concepten ontwikkeld om de ruwwaterkwaliteit te verbeteren en te stabiliseren. Zo zijn binnen het project SLIMM (Self Learning Integrated Model-based Management) technieken ontwikkeld om de binnenkomende ruwwaterkwaliteit real-time te monitoren. Een volgende stap is om het aan- en uitschakelen van putten real-time te sturen, zodanig dat de zuivering gelijkmatiger belast wordt. Echter, de huidige schakelschema's waaronder die op Sint Jansklooster kennen geen terugkoppeling met de lange termijn ontwikkeling van de ruwwaterkwaliteit. Terwijl uit ervaring bekend is dat het aanpassen van schakelschema's kan leiden tot verplaatsing van het zwaartepunt van de winning en een gewijzigde ruimtelijke verdeling van de ruwwaterkwaliteit.

Dit onderzoek wordt uitgevoerd in het kader van het BTO speerpuntonderzoek Slim Puttenveld. KWR heeft tot taak om met de waterbedrijven technieken te testen om de aansturing van puttenvelden te optimaliseren. Hierbij wordt als denkkader gehanteerd dat de aansturing van een puttenveld het best te optimaliseren valt door putten, leidingwerk en zuivering als één geheel (asset) te zien (zie Figuur 1-1). Door putten op de juiste manier te schakelen worden regeneraties beperkt en wordt minder energie verspild doordat putten verstopten of elkaar wegdrukken. Het ombuigen van een stijgende trend in de ruwwaterkwaliteit kan mogelijk een aanzienlijke investering in de uitbreiding van de zuivering voorkomen. Verder leidt een gelijkmatigere ruwwaterkwaliteit tot een effectiever verloop van het zuiveringsproces. De verwachting is dat optimalisatie van de bedrijfsvoering kan bijdragen tot aanzienlijke verbeteringen in de prestaties van productielocaties in termen van kosten, milieubelasting (verduurzaming, reductie CO₂ footprint) en storingen in de bedrijfsvoering (leveringszekerheid).

De nadruk van onderhavige studie in Sint Jansklooster is het optimaliseren van de bedrijfsvoering van het puttenveld, gericht op prestatieverbetering van de zuivering.



Figuur 1-1 Denkkader voor het optimaliseren van inrichting en beheer van puttenvelden. Dit speerpuntonderzoek past in de visie om meerwaarde te vinden door putten, leidingwerk en zuivering als één geheel (asset) te zien.

1.3 Leeswijzer

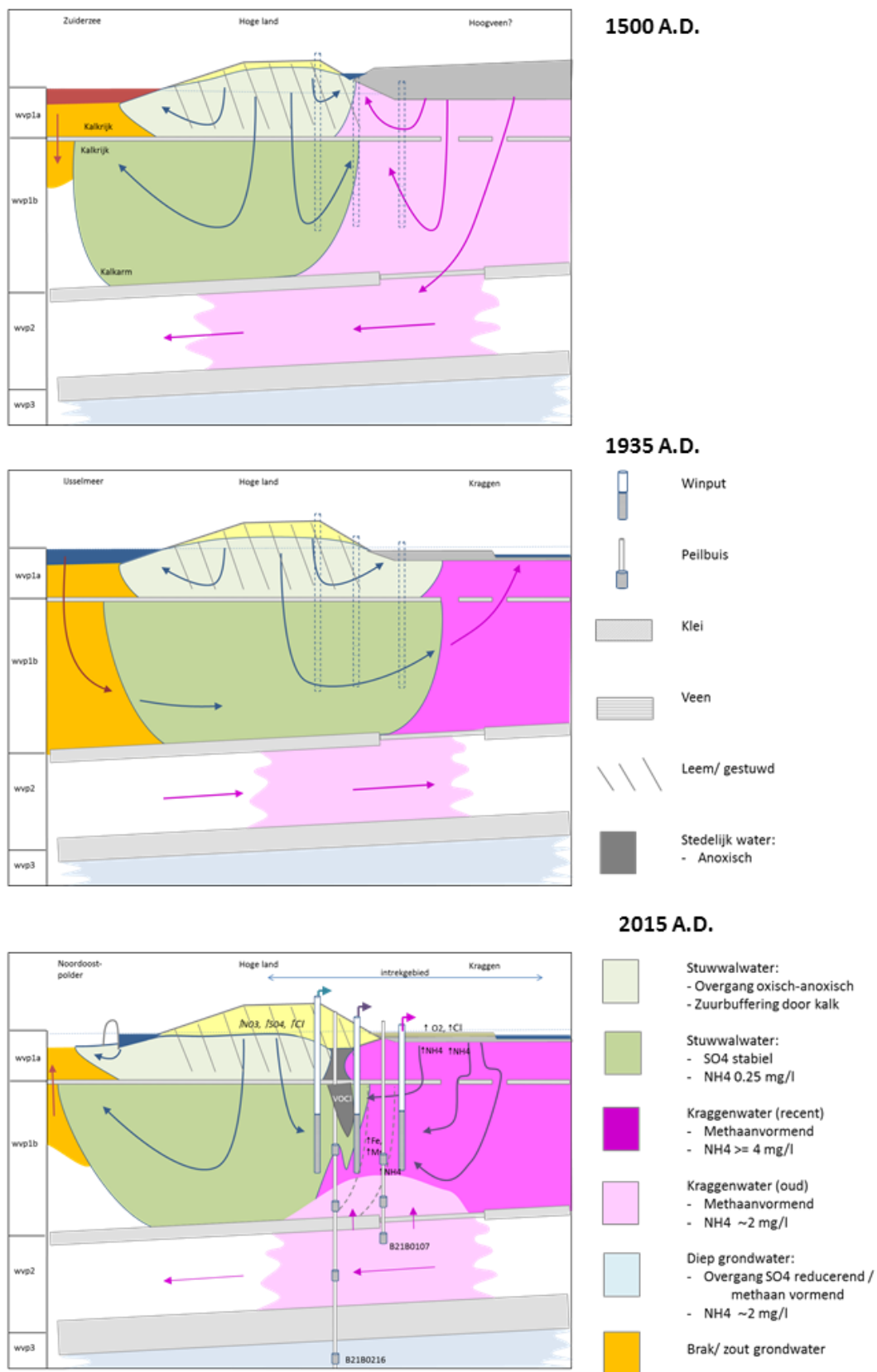
Dit rapport beschrijft de bevindingen voor Sint Jans klooster. Hoofdstuk 2 geeft een overzicht van de beschikbare informatie. Deze is gebruikt om de winning en ondergrond te karakteriseren (hoofdstuk 3) en de grondwaterstroming te analyseren (hoofdstuk 4). Vervolgens is de hydrochemische samenstelling van het grondwater in beeld gebracht en geïnterpreteerd (hoofdstuk 5) en gemodelleerd (hoofdstuk 6). In hoofdstuk 7 is de relatie tussen putschakeling en ruwwaterkwaliteit beschouwd en staan denkrichtingen om het schakelschema te verbeteren. Tot slot zijn oplossingsrichtingen doorgerekend om de ruwwaterkwaliteit op lange termijn te verbeteren (hoofdstuk 8).

De conclusies en aanbevelingen zijn opgenomen in de samenvatting aan het begin van dit rapport.

1.4 Conceptueel model

In dit rapport wordt de waargenomen ruwwaterkwaliteit regelmatig geïnterpreteerd aan de hand van de hydrologische ontstaansgeschiedenis. Figuur 1-2 toont enkele sterk geschematiseerde dwarsprofielen waarin de volgende tijdvakken zijn onderscheiden:

- Periode voor ontginning. Het veen is significant hoger dan het huidige maaiveld in het kragengebied.
- 1700 – 1935. Daling maaiveld door ontginning. Kraggen veranderen van wegzijnsgebied in kwelgebied.
- Na 1935: start winning Sint Jans klooster en inpoldering Noordoostpolder (1942), verdroging kragengebied, vermesting en bodemverontreinigingen op de stuwwal.



Figuur 1-2 Conceptueel model van de grondwaterstroming rondom Sint Jansklooster

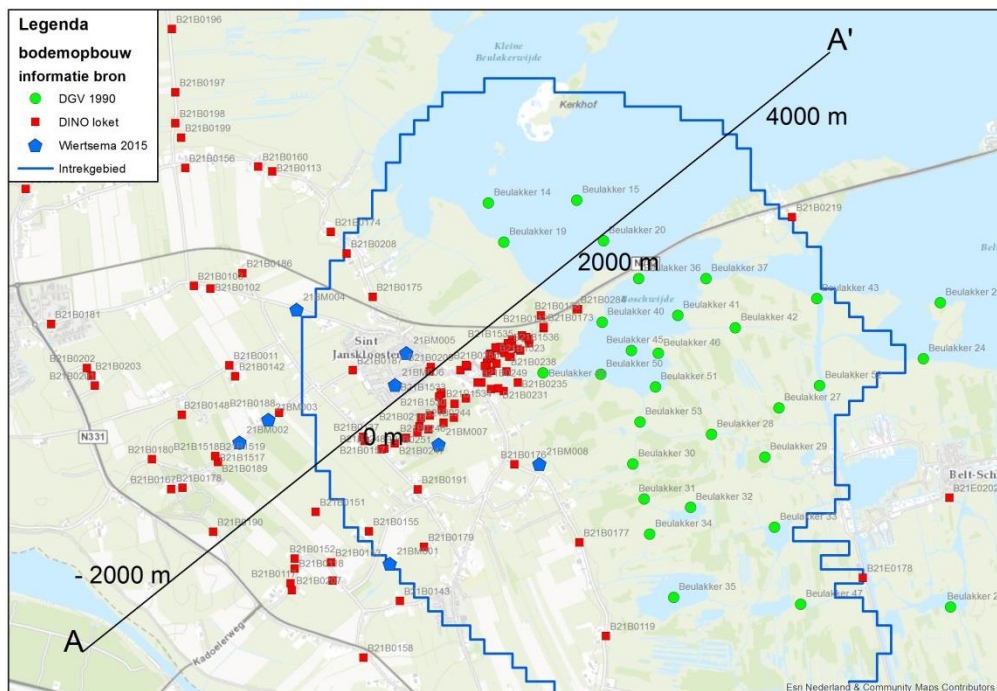
2 Beschikbare gegevens

2.1 Bodemopbouw

Voor dit onderzoek is een database opgesteld met informatie over de bodemopbouw:

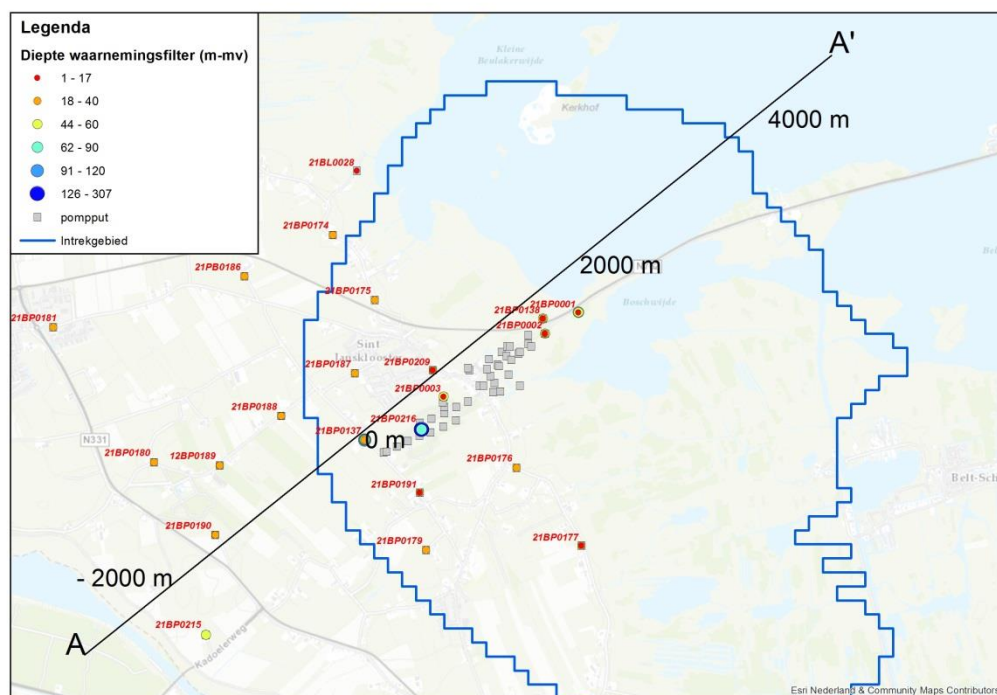
- Boorstaten afkomstig van DINO-loket;
- Boorbeschrijvingen uitgevoerd door Wiertsema en partners in 2015 in opdracht van Vitens;
- Boorbeschrijvingen afkomstig uit het archief van Vitens; en,
- Gedigitaliseerde boorgatmetingen van TNO-DGV (Veenendaal 1990). Het betreft boorgatmetingen die zijn uitgevoerd na spuitboringen. Doel van de metingen was om de dikte van de kleilaag rond NAP - 20 m te bepalen. Overige bodemlagen zoals tussenliggende leem- en veenlagen niet zijn beschreven met de boorgatmetingen.

Uit controle van de invoergegevens blijkt een discrepantie tussen DINO-loket boring B21B0216 en het archief van Vitens. Volgens Dino-loket zitten de peilbuisfilters ter hoogte van een tientallen meters dikke kleilaag. Dit is niet logisch. Daarom is uitgegaan van de Vitens boorbeschrijving die uitgaat van peilbuisfilters in het zandpakket.



betreft winputten die inmiddels zijn verlaten. Het waterkwaliteitsmeetnet van Vitens omvat tevens 58 waarnemingsfilters (waarvan 51 actief) die zijn verdeeld over 26 waarnemingsputten. In de periode 1978 t/m 2016 zijn 194 watermonsters genomen voor labanalyse. Het analysepakket omvat alle macro-ionen en nutriënten. Daarnaast zijn circa één maal per jaar sporenmetalen gemeten en is incidenteel een screening uitgevoerd van organische microverontreinigingen. Een aantal win- en waarnemingsputten benedenstrooms van een bodemverontreiniging is met grotere regelmaat bemeten op VOCl's.

Voor gezamenlijk ruw- en reinwater zijn vanaf 1995 maandelijkse metingen van macro-ionen en nutriënten beschikbaar gesteld door Vitens en ruwweg ieder kwartaal metingen van organische microverontreinigingen. Daarnaast zijn in een KWR database (KIDAP) jaarlijkse metingen van de gezamenlijke ruwwatersamenstelling samengebracht voor de periode vanaf 1936 tot en met 2008 (Pieter Stuyfzand, pers. med.).



Figuur 2-2 Ligging van winputten en waarnemingsfilters. De blauwe lijn is het berekende intrekgebied van de winning (bron: berekeningen uitgevoerd met het MIPWA-model door Tauw in 2014).

2.3 Infiltratieproef

Tussen 26 april 1996 en 31 december 1997 is een infiltratieproef uitgevoerd op pompstation Sint Jansklooster. De eindrapportage van Stuyfzand & de Ruiter (1999) is gebruikt voor dit onderzoek; met name de gegevens over reactiviteit van de ondergrond. De waterkwaliteitsmetingen zijn niet gedigitaliseerd en geïntegreerd in de chemische database van Vitens en vanwege het eenmalige karakter ook niet meegenomen in verdere analyse van de trendmatige ruwwaterkwaliteit.

3 Geohydrologische karakterisatie

3.1 Landgebruik in historisch perspectief

Grote delen van het (daarvoor geschikte) veengebied ten oosten van Sint Jansklooster zijn in de loop der eeuwen verveend volgens het systeem van trekaten, legakkers en zetwallen. “Deze trekaten konden gedeeltelijk weer dichtgroeien en verlanden (kraggeland). Soms echter trad door golfslag erosie van de zetwallen op, waardoor kleinere en grotere plassen ontstonden (Wieden).”¹

“Door de met de ontginning gepaard gaande ontwatering trad er bodemdaling op, waardoor het land te nat werd voor het gebruik als akkerland. Men ging dan over tot het ontginnen van nieuwe gronden.” Zo is het dorp Wanneperveen rond 1340 gesticht ter plaatse van de huidige Belterwijde en vervolgens via de huidige Beulakerwijde (1400) steeds verder naar het oosten verschoven.²

“Doorbraken van de Zuiderzee (1775/76 en 1825), waarbij o.a. de Beulakerwijde zijn huidige uitbreiding verkreeg en de dorpen Beulake en Oldenmarkt in de golven verdwenen, hebben dit proces versterkt. In deze gebieden liggen nu de belangrijke natuurmonumenten De Wieden en De Weerribben.”³

3.2 Landgebruik en verontreinigingsbronnen

Figuur 3-1 (linksboven) geeft het ruimtegebruik weer in het vigerende intrekgebied van Sint Jansklooster (CBS, 2003). Het intrekgebied bestaat voornamelijk uit agrarisch gebied en natuur, waarbij de natuur voor een belangrijk deel bestaat uit oppervlaktewater van De Wieden (tevens een Natura 2000-gebied). Tevens is er de dorpskern van Sint Jansklooster.

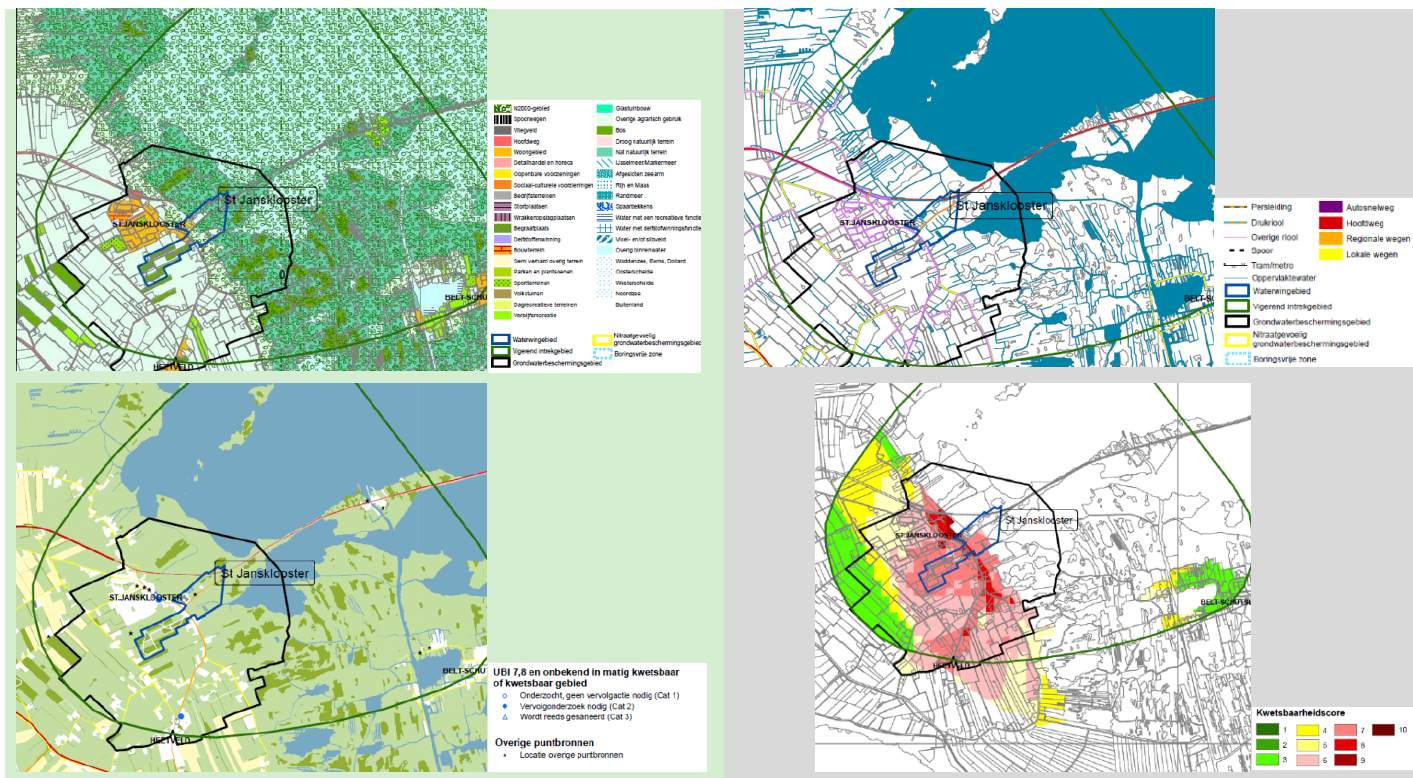
De belangrijkste lijnbronnen zijn weergegeven in Figuur 3-1 (rechtsboven) en omvatten het oppervlaktewater inclusief sloten en watergangen, wegen en riolering. In het Verbreed Gemeentelijk Rioleringsplan 2009-2015 is vastgelegd dat het riool vóór 2015 aan een minimaal kwaliteitsniveau moet voldoen. De riolering dient deels vervangen te worden, danwel dienen onderhoud-, reparatie- of herstelwerkzaamheden te worden uitgevoerd.

Figuur 3-1 (linksonder) toont de puntbronnen. De belangrijkste bodemverontreiniging heeft geleid tot een tri-pluim in het grondwater, welke in de jaren '90 grotendeels is afgevangen via interceptieputten.

¹ <http://www.collegenet.nl/content/samenvattingen/leerlingen/ak/files/nedland8.htm>

² <http://www.stellingwerven.dds.nl/dorpen/Wanneperveen/Wanneperveen.htm>

³ <http://www.collegenet.nl/content/samenvattingen/leerlingen/ak/files/nedland8.htm>



Figuur 3-1 Locatiekaart van het intrekgebied, waterwingebied en grondwaterbeschermingsgebied van pompstation Sint Jansklooster. Met diffuse bronnen (linksboven), lijnbronnen (rechtsboven), puntbronnen (linksonder) en kwetsbaarheid (rechtsonder). (bron: gebiedsdossier, provincie Overijssel)

3.3 Waterbodem en baggerwerkzaamheden

Een groot deel van het gewonnen water is afkomstig van de Beulaker- en Boschwijde. Daarom is bij het waterschap Reest en Wieden en de Provincie informatie opgevraagd over de baggerwerkzaamheden.

Het baggeren vindt elke 20 à 30 jaar plaats door de Provincie en het Waterschap. Met name de vaargeulen (tot 1 à 2 m onder waterhoogte) en de grote watergangen (tot 1,1 m onder waterhoogte) worden gebaggerd. De laatste baggerronde is in 2012 en 2013 uitgevoerd. In de Boschwijde, Beulakerwijde en Belterwijde is toen alleen de vaargeul Zwartsluis-Ronduite gebaggerd, en er zijn diverse watergangen door het natuurgebied tussen Belt-Schutsloot en de Belter/Boschwijde gebaggerd. Dit is weergegeven in Figuur 3-2.



Figuur 3-2 Overzicht locaties baggerwerkzaamheden (rood: Provincie, blauw: Waterschap en zwart: Gemeente). Bron: pers. med. Wiebe-Henk Klijnsma per email d.d. 24 nov 2015 en Karts Lubbinge van Tauw in opdracht van Provincie Overijssel, januari 2016

Volgens de Provincie bestaat de waterbodem ter plaatse van de Wijden uit zand met slib. Het baggeren wordt uitgevoerd tot de pleistocene zandlaag. Door de Provincie is ingeschat dat de sliblaag circa 1 –3 cm per jaar aangroeit en dus circa 20 tot 70 cm dik wordt in 20 à 30 jaar. Dit betekent dat het effect van baggeren op de waterkwaliteit vermoedelijk beperkt is.

3.4 Bodemopbouw en geohydrologische schematisatie

Tabel 3-1 toont de geohydrologische schematisatie van het studiegebied.

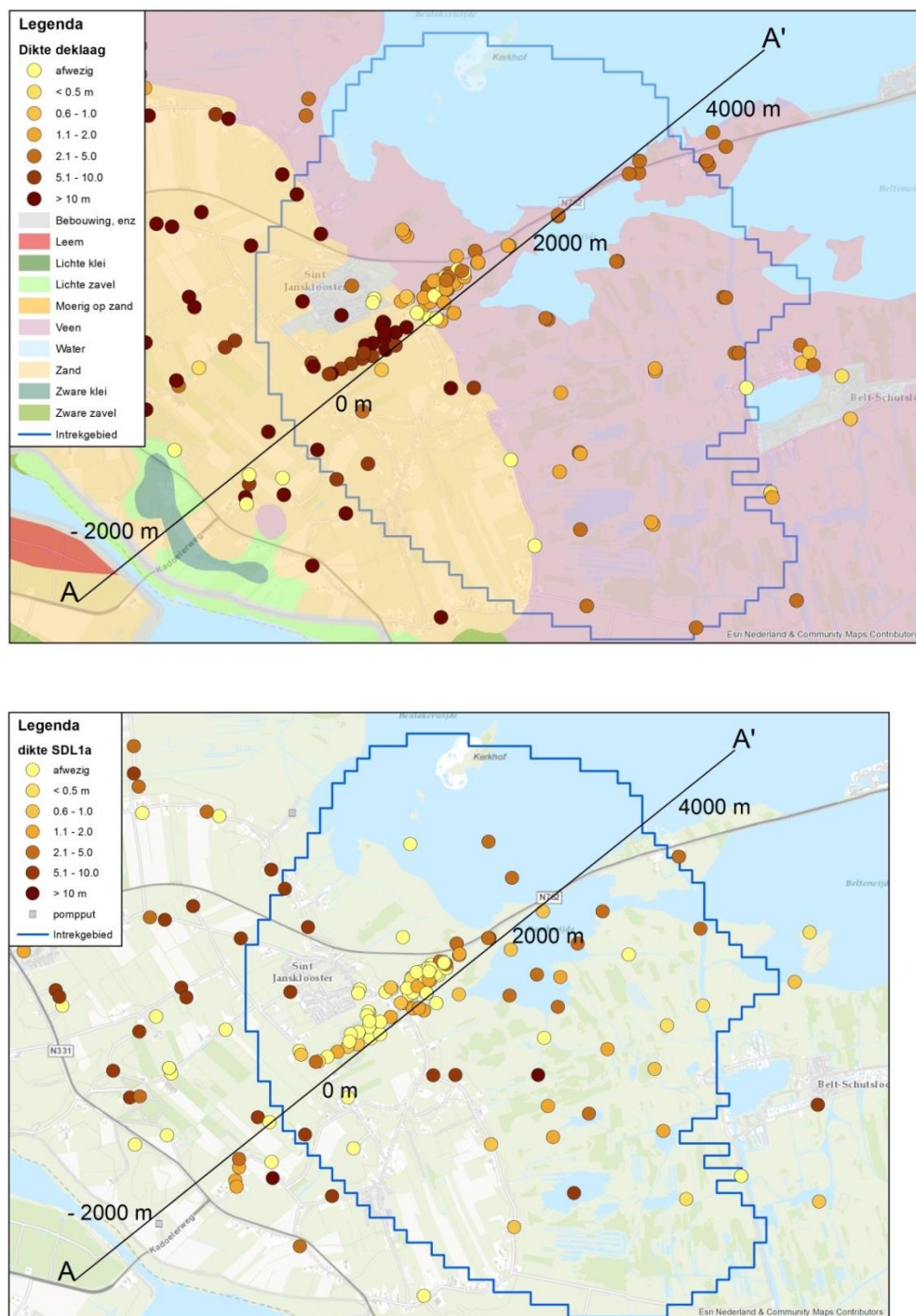
De deklaag en bovenste slecht doorlatende lagen zijn inhomogeen van samenstelling en opbouw waardoor de hydrologische weerstand zeer wisselend is. In het westen van het intrekgebied en de hoger gelegen delen van het waterwingebied bestaat de eerste scheidende laag uit gestuwde keileem, afgewisseld met kleilagen, behorende tot de Formatie van Drenthe. Deze keileemlaag komt bij de winplaats en ten westen van de winplaats aan de oppervlakte. De leem/ kleilaag is gemiddeld 10 m dik, maar in 10% van de boorprofielen is de laag dunner dan 1 meter en in 5% van de gevallen zelfs compleet afwezig (zie Figuur 3-3).

Geel zand is indicatief voor een (sub)oxische toestand en grijs voor (diep) anoxisch. Op grond van de boorprofielen bevindt de redoxovergang zich ten westen van de winning boven 20 m–mv. Bij enkele boorprofielen van o.a. Wiertsema (2015) valt op dat er onder leemlagen soms eerst een laag grijs zand zit en vervolgens op grotere diepte weer geel zand. Dit kan erop duiden dat oxisch water via gaten of discontinuïteiten tot onder de leemlagen stroomt. Ten oosten van de winning is de overgang vermoedelijk overal ondieper, direct onder de waterbodem en veenlaag.

Ten oosten van de winning en in de lagere delen van het waterwingebied bestaat de bovenste 20 meter uit veen op zand en onderin kleiafzettingen, behorende tot de Eemformatie. Deze Eemafzettingen komen ten oosten van het pompstation niet overal aaneengesloten voor, waardoor de scheidende werking van dit pakket relatief gering is (bron: gebiedsdossier). De weerstand is 130 dagen voor de Eemklei en 500 dagen voor de afdekkende veenlaag (Stuyfzand & de Ruiter 1999).

Tabel 3-1 Geohydrologische schematisatie. De schatting van *kD*-waarden en *c*-waarden is gedaan op basis van de grondsoort, onafhankelijk van het beschikbare grondwatermodel MIPWA.

Geohydro eenheid	van	tot (m NAP)	dikte (m)	Materiaal	formatie	k-waarde (schatting)	kD-waarde (m ² /dag)	c-waarde (dag)
Deklaag	2 to 10 0	-2 -2	4 tot 12 (stuwal) 2 (kraggen)	keileem, zand, klei veen	Boxtel, Drenthe holoceen			100 tot 1200 200
wvp1a	-2	-15	13	matig tot grof zand	Drachten / Boxtel, kreftenheye	20	260	
sdl1a	-15	-17	2	klei	Urk / Eem			1 tot 200
wvp1b	-15	-110	95	matig tot uiterst grof	Kreftenheye, appelscha, Peize-W	30	2850	
sdl1b	-110	-135	25	klei, leem, zand	Peize (complexe eenheid)			250 - 2500
wvp2	-110	-157	47	matig tot uiterst grof	Peize- Waalre	30	1410	
sdl2	-157	-169	12	klei	Maassluis			
wvp3	-157	-303	146	fijn zand	Oosterhout	10	1460	
sdl2	-303		-303	klei	Breda			

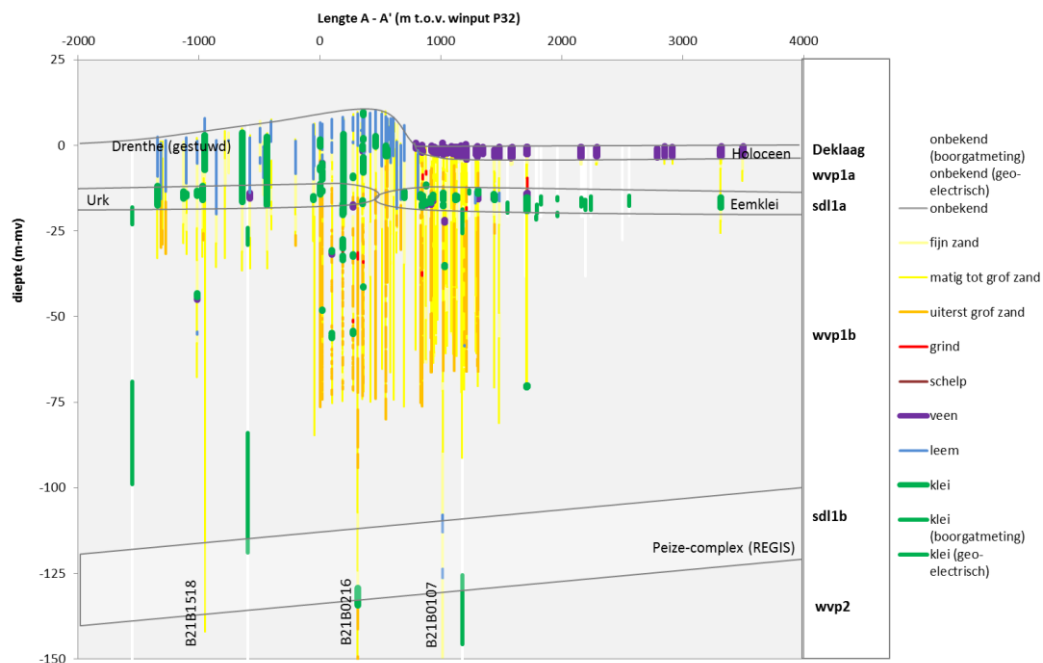


Figuur 3-3 Kaart met beschikbare informatie over de dikte van de deklaag (boven) en eerste scheidende laag sd11a (onder). Figuur samengesteld met boorstaten en boorgatmetingen van DINO-loket, TNO-DGV (Veenendaal 1990), Vitens Archief en Wiertsema en partners (2015).

Het grondwater wordt gewonnen uit watervoerend pakket 1b. Dit pakket bestaat uit zandige afzettingen van verschillende grofheid. De grofste grindachtige afzettingen bevinden zich tussen 35 tot 50 meter beneden maaiveld. Deze afzettingen kunnen als zogenoemde ‘racebanen’ zorgen voor snelle uitwisseling tussen winputten. De horizontale doorlatendheid is 30 m/dag, met uitschieters tot 150 m/dag in de grovere grindlagen (Stuyfzand & de Ruiter 1999).

Het watervoerend pakket 1b wordt aan de onderzijde begrensd door slechtdoorlatende laag 1b (Peize complex). Uit geo-electrisch onderzoek (TNO-IGG 1993) blijkt dat rondom Sint Jansklooster een scheidende laag aanwezig is rond 100 tot 120 m-mv. Echter, de dikte en samenstelling van deze laag variëren sterk. In het winveld zelf loopt de dikte van de scheidende laag uiteen van 3 m klei (B21B0216) tot 8 m leem (B21B0107) en in een boorstaat van B21B1518, gelegen 1000 m ten westen van de winning is de tweede scheidende laag geheel afwezig (zie Figuur 3-4). Hoewel deze laatste boring erg grof beschreven is (het diepte-interval van NAP-87 tot 150 m is beschreven als één laag) blijkt hier wel duidelijk uit dat er geen dikke scheidende laag zit. Mede op grond van stijghoogtemetingen (zie Figuur 4-5) wordt dan ook geconcludeerd dat de dikte van de tweede scheidende laag varieert en dat er lokaal geen klei/ leem aanwezig is.

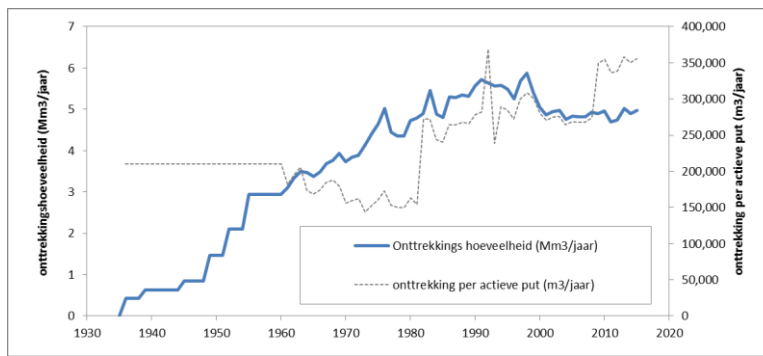
De dikte van het tweede en derde watervoerende pakket, bestaande uit de Formaties van respectievelijk Peize-Waalre en Oosterhout, neemt toe van oost naar west (bron: gebiedsdossier).



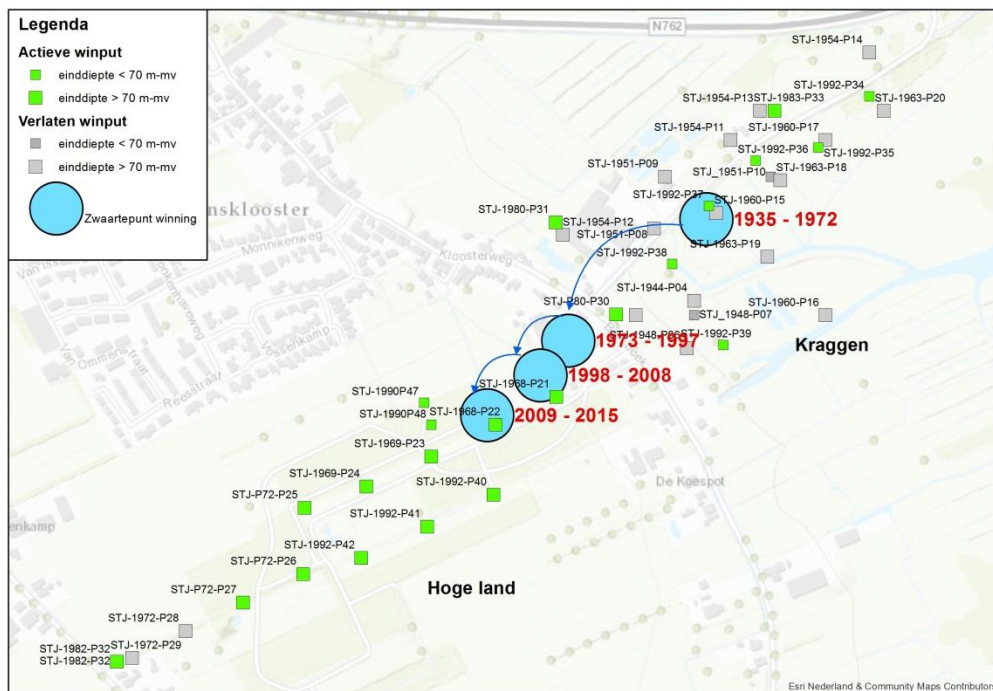
Figuur 3-4 Lengteprofiel van bodemopbouw. Hierbij is gebruik gemaakt van boorstaten, VES-metingen en boorgatmetingen die binnen 1 km afstand liggen van A-A'

3.5 Bedrijfsvoering puttenveld

De grondwaterwinning Sint Jansklooster startte in 1935 en kende een gestage toename van de onttrekkingshoeveelheid tot 1980 toen de productie afvlakte. In de periode 2010–2015 is bijna even veel gewonnen als de vergunningscapaciteit van 5 Mm³/jaar (zie Figuur 3-5).



Figuur 3-5 Ontwikkeling van de jaarlijkse onttrekkingshoeveelheid. De hoeveelheid opgepompt water is tot 1960 geschat door het aantal actieve winputten te vermenigvuldigen met een gemiddelde onttrekkingshoeveelheid van 21000 m³/jaar. Fluctuaties in de jaarlijkse onttrekkingshoeveelheid per winput zijn indicatief omdat niet altijd duidelijk is wanneer winputten uit productie zijn genomen.



Figuur 3-6 Ligging van de winputten in het puttenveld. De ligging van het zwaartepunt betreft een schatting op basis van totaal onttrokken hoeveelheden en jaar van in- en uitgebruikname van winputten. Aannames zijn dat (1) alle winputten die in gebruik zijn even frequent draaien; (2) dat winputten die thans buiten gebruik zijn een capaciteit hadden van 100 m³/uur; en (3) P35 t/m P39 volgens het schakelschema vanaf 2010 nagenoeg geen ruwwater produceren.

3.5.1 Zwaartepunt winning

Figuur 3-6 geeft de ligging van de winputten in het puttenveld. In totaal zijn 40 winputten geboord, waarvan de eerste in 1942. Hiervan resteren 22 winputten waarvan er 14 momenteel regelmatig in bedrijf zijn. In de periode 1982 – 1994 zijn 18 winputten vervallen; deze zijn verlaten omwille van technische veroudering en de winvergunning. De winputten in het kragengebied hebben filters tussen 30 tot 60 meter onder maaiveld en hebben een ontwerpcapaciteit van 120 m³/uur. De winputten op de stuwwal hebben diepere pompfilters

tussen 40 en 80 meter onder maaiveld. Hier liggen ook de meeste nieuwere diepere winputten aangelegd vanaf 1990.

Het zwaartepunt van de winning is sinds 1970 380 meter naar het zuidwesten verplaatst (schatting). Oorzaak is het boren van nieuwe putten tussen 1980 en 2000 en het aanpassen van schakelschema's. De aanpassingen van het schakelschema's tussen 2010 en 2013 heeft ertoe geleid dat de winputten in het westen verhoudingsgewijs vaker worden ingezet dan de oostelijke winputten.

3.5.2 Putten met een bijzondere functie

Een aantal winputten heeft in het verleden een bijzondere functie vervuld:

- STJ-1990-P48 en STJ-1990-P47 zijn gebruikt voor interceptie van een Tri-verontreiniging tussen 1990 en 1997. Beide putten hebben een veel korter pompfilter van respectievelijk 40 tot 52 m-mv en 40 tot 45 m-mv.
- STJ-1983-P33 is gebruikt voor een proef met diepinfiltratie van drinkwater tussen 26 april 1996 en 31 december 1997. Het water is bijna volledig teruggewonnen via de op 85 m afstand gelegen winput STJ-1992-P36 (Stuyfzand & de Ruiter 1999).

De capaciteit van de putten is weergegeven in Figuur 3-7 (onder). De putten in het westelijk deel van het puttenveld produceren meer dan hun ontwerpdebiet.

3.5.3 Putverstopping en regeneraties

Over het algemeen treedt weinig verstopping op van de winputten en hoeven putten slechts incidenteel te worden geregenereerd (zie Figuur 3-7 midden). Uit de capaciteitstest blijkt dat de putten tussen 1998 en 2015 gemiddeld 1,2% van hun specifieke volumestroom verliezen.

Putten worden regelmatig geschakeld (gerouleerd) om mechanische verstopping te voorkomen. Mogelijk speelt ook een rol dat de filters in de Formatie van Peize staan en dat deze formatie minder verstoppingsgevoelig is. De vraag is wel waarom de passage door het veenpakket niet tot verstopping leidt zoals bij de oevergrondwaterwinningen van Oasen.

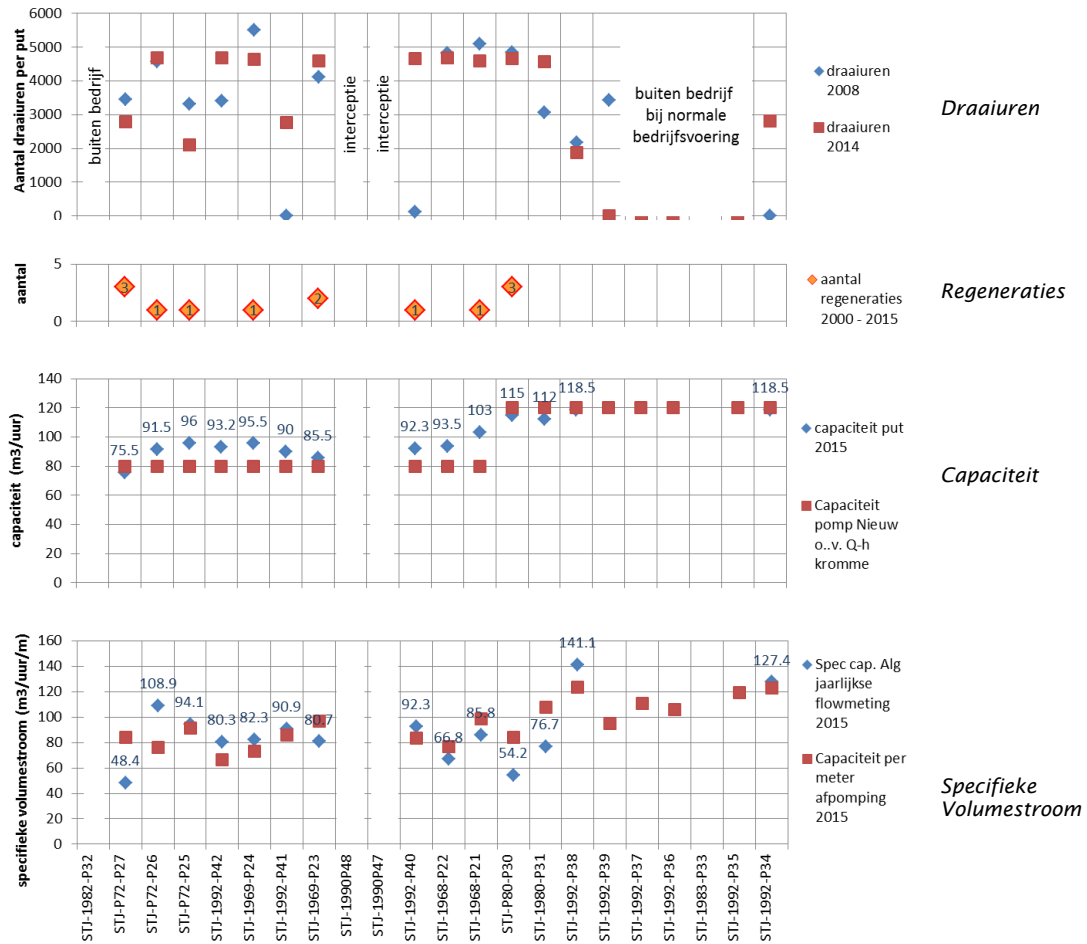
Mechanische putverstopping is slechts bij enkele putten van invloed op de capaciteit. De putten die in de periode 2000 – 2015 zijn geregenereerd zijn allemaal putten die zijn geboord in periode 1972 – 1982. Na 1969 zijn de winputten op Sint Jansklooster geboord met de zuigboor-luchtlift methode. In de periode 1972-1982 werd met (veel) bentoniet geboord als boorspoelingshulpmiddel. Alleen put STJ-1992-P40 is later geboord maar niet onwaarschijnlijk is dat hierbij ook nog bentoniet is toegepast naast CMC (carboxymethylcellulose).

Put P30 heeft tussen 2001 en 2007 als proef 24 uur per/dag gedurende 7 tot 8 maanden continu gedraaid. Hierdoor is een zodanig ernstige verstopping ontstaan, dat deze niet goed meer herstelt na regeneratie, zelfs niet met natriumhypochloriet (CBL).

Opvallend is dat in P30 een stijghoogteverschil van gemiddeld 0.23 m optreedt tussen het waarnemingsfilter in de omstorting en de winput. Bij enkele andere putten (P21, P34 t/m P42) is een kleinere weerstand geconstateerd over de filterspleten; gemiddeld 0.04 meter stijghoogteverschil. Het is niet duidelijk wat hiervan de oorzaak is, aangezien de waterkwaliteitsmetingen geen aanwijzingen geven voor zuurstofindringing en daarmee gepaard gaande neerslag van ijzerhydroxiden bij menging met anoxisch water. Mogelijke andere oorzaken zijn vorming van een biofilm door anoxische bacteriën of neerslag van kalk door ontgassing. Er zijn geen metingen beschikbaar over de samenstelling van het verstoppingsmateriaal om hier uitspraken over te doen.

Overigens reageert een aantal waarnemingsfilters in de omstorting niet of veel te weinig op het aanschakelen van de winning. Dit zijn de putten waarbij zelfs na regeneratie een aanzienlijk stijghoogteverschil aanwezig is tussen winput en waarnemingsfilter. Mogelijk wordt een verkeerd (te ondiep) waarnemingsfilter bemeten of is het waarnemingsfilter verstopt. Geadviseerd wordt om dit bij de volgende meetronde na te gaan.

STJ-P72-P27 heeft verhoudingsgewijs ook een lage capaciteit, ondanks frequenter reinigen. Enkele ruwwaterleidingen in het westen van het pompstation zijn in 2012 gereinigd middels propfen.



Figuur 3-7 Overzicht van hoe frequent putten in gebruik zijn volgens schakelschema (boven) en de capaciteit van putten (onder). Alleen de niet-verlaten winputten zijn aangegeven in volgorde van oost naar west

4 Geohydrologische systeemanalyse: grondwaterstroming en intrekgebied

In dit hoofdstuk worden de herkomst en reistijd van het onttrokken grondwater inzichtelijk gemaakt aan de hand van waarnemingen en berekeningen met een hydrologisch model. Daarnaast vindt een evaluatie plaats in hoeverre het hydrologische modelinstrumentarium geschikt is voor het voorspellen van de ruwwaterkwaliteit.

4.1 Materiaal en methoden: MIPWA model

Voor dit onderzoek is gebruik gemaakt van het MIPWA model (versie 3, november 2015). Dit model draait op de server van Deltares en is in een IMOD-omgeving opgezet (Deltares, 2015).

4.1.1 Controle MIPWA model

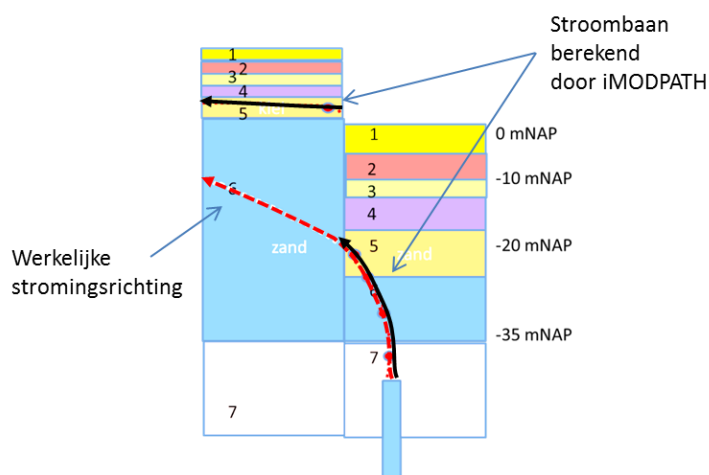
Uit controle en vergelijking van de modelinvoer met de geohydrologische karakterisatie in hoofdstuk 3 blijkt het model op een aantal punten onjuist.

1. Er zitten sprongen in de modellagen in het verticale vlak die in werkelijkheid niet voorkomen. Hierdoor ontstaan lokaal fouten bij flux berekeningen en sprongen in stroombanen omdat Imodpath (Deltares, 2015) geen rekening houdt met deze sprongen (mondelinge mededeling Deltares). Figuur 4-1 illustreert dat dit kan leiden tot onderschatting van de reistijden en het intrekgebieden. Met name bij de meest kwetsbare winputfilters die liggen rondom de overgang van het kragengebied naar het gestuwde Hoge Land waar de sprongen in het lagenmodel het grootst zijn;
2. Scheidende lagen zijn niet op eenduidige wijze ingebracht in het model. Binnen één complex is de weerstand wisselend via de KvA (uniforme verticale weerstand in het watervoerende pakket) en de Kv (weerstand van weerstandslaag onder watervoerend pakket) in het model gebracht. Het lijkt erop dat modellen langs verschillende grenzen met elkaar zijn verbonden. Dit maakt het lastig om op intuïtieve wijze met het model te werken;
3. Het oppervlaktewatersysteem zit soms ook in de 3^e modellaag in plaats van in de modellagen 1 en 2. Het laatste komt beter overeen met de werkelijke situatie;
4. Een ander probleem is dat de stroombaanberekening stopt zodra het model een cel met watergang bereikt. In een aantal gevallen zit het oppervlaktewater in modellaag 2. Deze modellaag heeft een onderkant van 15 m-mv. Het model berekent dan alleen de reistijd door het watervoerend pakket, zonder rekening te houden met reistijd door de deklaag.
5. De deklaag ontbreekt in delen van het kragengebied;
6. De scheidende laag 1b (Eemklei en formatie van Urk) ontbreekt in de omgeving van het winveld (of is impliciet samengevoegd met andere modellagen);
7. Winputten zijn verdeeld over meerdere (dikke) watervoerende pakketten met een tussenliggende scheidende laag;

8. De doorlatendheid van het tweede watervoerende pakket is vermoedelijk te laag ingeschat gezien de dikte en de bodemkarakteristieken bepaald op basis van de boorbeschrijvingen;
9. De hydrologische basis van het model wordt gevormd door de formatie van Maassluis (tweede scheidende laag). Het model loopt niet ver genoeg door om berekeningen uit te voeren voor verdieping van de winning.

Bovenstaande punten zijn aangepast, behalve de punten 2, 4, 5 en 6. Deze vergen meer tijd. Dit betekent dat stroombaanberekeningen de reistijd naar maaiveld vermoedelijk onderschatten en derhalve een *worst case* inschatting opleveren van de kwetsbaarheid van de winning.

De modelinvoer en aanpassingen zijn uitgebreid toegelicht in bijlage 3.



Figuur 4-1 Illustratie van het verspringen van stroombanen door discontinuïteiten in de laagopbouw van het iMOD model.

4.1.2 Controle software

De stroombaanberekeningen met iMODPATH leverden onlogische uitkomsten voor de niet-stationaire berekeningen zonder aanwijsbare reden; ook na overleg met Deltares. Daarom is besloten om de stroombaanberekeningen uit te voeren met de internationaal gangbare versie MODPATH (USGS, 2012). Hiervoor is een apart script geschreven dat de iMOD uitvoer vertaalt naar het MODFLOW format.

4.1.3 Waarom niet-stationaire stroombaanberekeningen?

Het huidige **intrekgebied** is berekend op basis van **stationaire** stroombaanberekeningen voor de huidige locaties van de actieve winputten met het schakelregime vanaf 2014. Het intrekgebied is relevant voor bronbescherming.

Rondom Sint Jansklooster zijn afgelopen eeuw diverse grote hydrologische ingrepen uitgevoerd zoals de aanleg van de Noordoostpolder en de stichting van de winning Sint Jansklooster. Deze zijn van grote invloed op de regionale grondwaterstroming. Om een realistisch inzicht te krijgen in de **herkomst** en ouderdom van het onttrokken water, is besloten om de stroombaanberekeningen **niet-stationair** uit te voeren. Het model is verdeeld in 6 tijdstappen, die rekening houden met de historische ontwikkeling van het onttrekkingsregime en verschuivingen in het zwaartepunt van de winning. Het begin van de

tijdstappen is zo gekozen dat dit samenvalt met het opheffen of bijplaatsen van meerdere putten zodat mag worden uitgegaan van een uniform stromingsregime:

- 1500 – 1935, vóór start winning
- 1935 – 1952, totaaldebiet: 0.8 Mm³/jaar;
- 1953 – 1972, totaaldebiet: 3.2 Mm³/jaar;
- 1973 – 1997, totaaldebiet: 5.2 Mm³/jaar;
- 1998 – 2009, totaaldebiet: 5.0 Mm³/jaar;
- 2009 – 2015, totaaldebiet: 4.8 Mm³/jaar.

De niet stationaire berekening is in MODPATH modelmatig geïmplementeerd via achterwaartse stroombaanberekeningen. Dit houdt in dat de positie van de stroombaan aan het begin van een tijdstap als input te gebruiken is voor de voorgaande tijdstap.

4.1.4 Stroombaanberekeningen in periode vóór 1935

Het model kent met name in de periode vóór 1935 grote onzekerheden. Zo is niet duidelijk hoe de waterpeilen precies zijn ingesteld en hoe hoog het oorspronkelijke maaiveld in de kraggen lag voor veenoxidatie. Voor dit onderzoek zijn twee verschillende benaderingen getest hoe om te gaan met deze onzekerheden:

- In de eerste benadering (aangeduid als “**Modp1**”) is de achterwaartse stroombaanberekening helemaal uitgevoerd tot en met 1500.
- Voor de tweede benadering (aangeduid als “**Modp2**”) is de achterwaartse stroombaanberekening gestopt in 1935. De positie van de stroombaan op dat moment bepaalt het herkomstgebied en de reistijd (*zie intermezzo*).

In §4.6 is een afweging gemaakt tussen beide methoden.

Intermezzo: toelichting op benadering met achterwaartse stroombaanberekeningen tot 1935 “Modp2”

De reistijd is berekend met de alom gebruikte analytische formule beschreven door Appelo & Postma (blz 68, 2005):

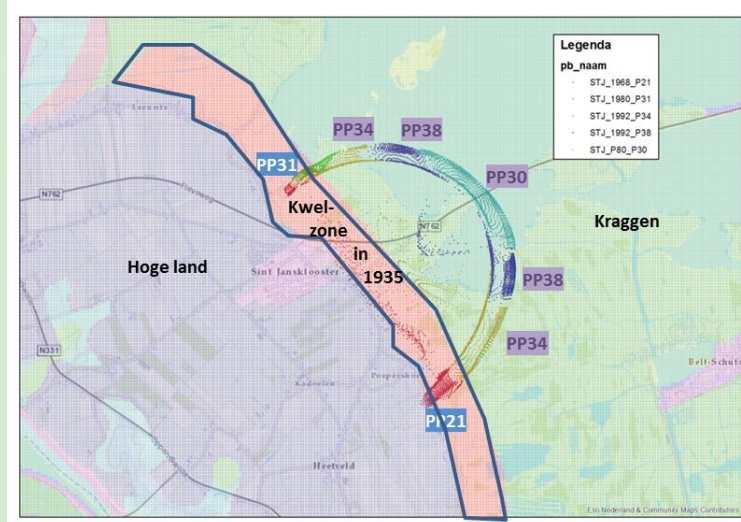
$$D = D(1 - \exp[-Pt/(D \theta)]) \quad [\text{eq. 4-1}]$$

Waarin d = diepte onder de grondwaterspiegel (m); D = totale dikte watervoerende pakketten (m), P = grondwateraanvulling (m/jaar);

Een belangrijke aanname van “modp2” is dat de xy-coördinaten in 1935 representatief zijn voor het herkomstgebied waar het water oorspronkelijk is geïnfiltreerd. Dit lijkt in het geval van Sint Jansklooster een redelijke aanname omdat er eigenlijk alleen onderscheid is gemaakt tussen water afkomstig uit de kraggen en de stuwwal. Water dat in 1935 ten westen van de winning was zal vermoedelijk ook afkomstig zijn voor de stuwwal en ten oosten van de winning van de kraggen.

Uitzondering vormt een zone in het kraggengebied waar water uit de stuwwal voor 1935 opkwelde. Grondwater dat zich in 1935 in deze “kwelzone” bevond is geclassificeerd als grondwater afkomstig van de stuwwal. De breedte van deze kwelzone is bepaald door voor winputten terug te rekenen waar het tussen 2010 en 2015 onttrokken grondwater zich in 1935 bevond. Figuur 4-2 toont de berekende eindpunten. Vervolgens is op grond van de waterkwaliteit (ammonium) bepaald welke putten wél en welke niet duidelijk beïnvloed zijn door kraggenwater. De kwelzone omvat eindpunten van putten in het kraggengebied met een ruwwaterkwaliteit die duidt op herkomst van de stuwwal (ammonium < 1 mg/l). De tweede methode geeft dus geen exact beeld van de xy-herkomst van grondwater geïnfiltreerd voor

1935, maar wel een indicatie van de ouderdom en type bodem/ landgebruik. Een voordeel van de tweede methode ("modp2") is dat het aandeel kraggenwater in toekomstscenario's beter onderling vergelijkbaar is.

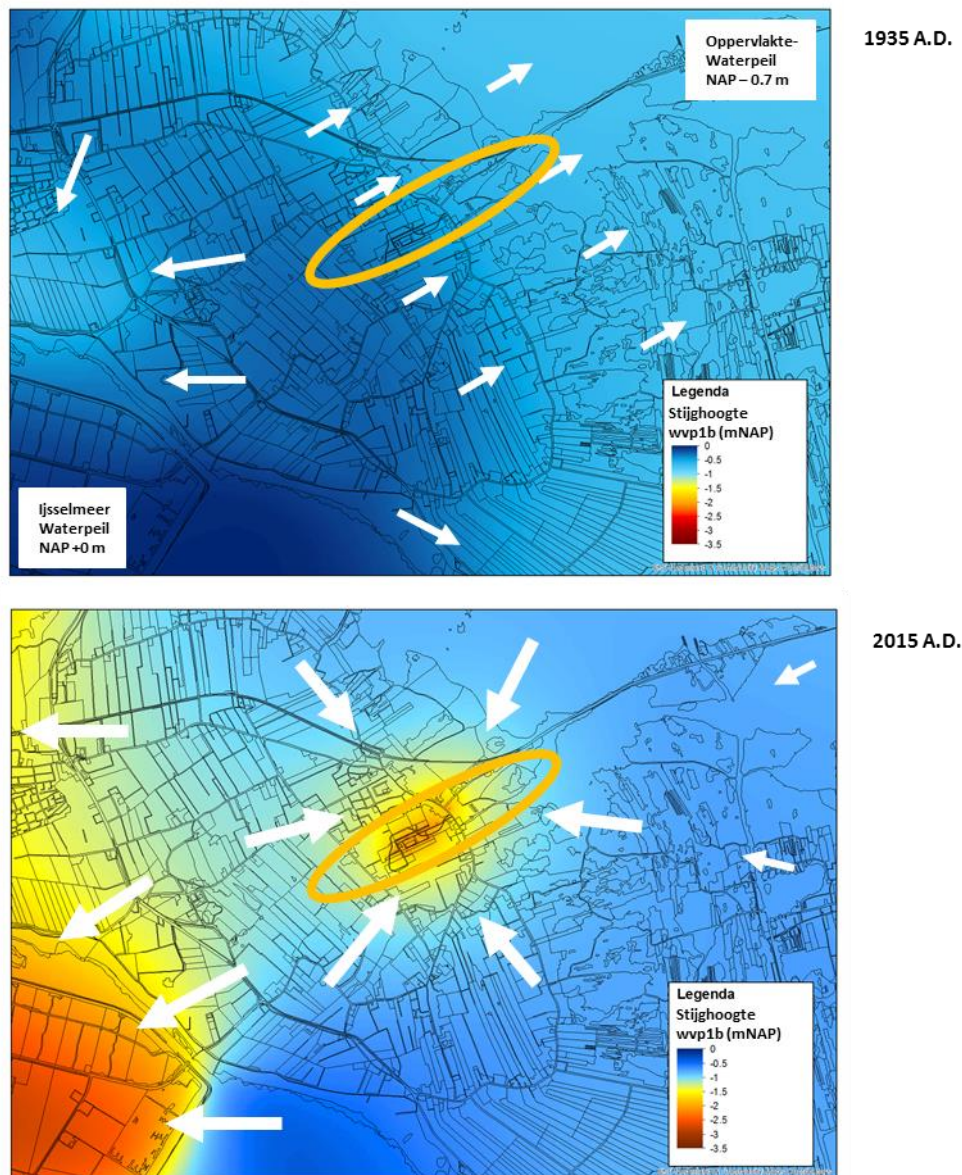


Figuur 4-2 Berekening van de "kwelzone" tot waar water afkomstig uit de stuwwal in 1935 reikte. Weergegeven zijn de eindpunten in 1935 van een achterwaartse berekening vanuit de winputten in het overgangsgebied tussen kraggenwater en stuwwalwater. Put 21 en put 31 laten in de waterkwaliteit beïnvloeding van de stuwwal zien. De putten 30, 34 en 38 pompen zuiver kraggenwater op. Dit betekent dat het grensvlak tussen Kraggen- en stuwwalwater in 1935 in de op kaart gemarkeerde "kwelzone" lag.

4.2 Grondwaterstroming en stijghoogten

4.2.1 Berekende stijghoogten en stromingsrichting in 1935 en 2015

Figuur 4-3 toont het berekende stijghoogteverloop in het eerste watervoerende pakket ter hoogte van de filters, berekend voor de situatie in zowel 1935 als 2015. Hieruit blijkt dat in 1935 het water vanuit het IJsselmeer richting het kraggengebied stroomde. De periode daarvoor is onduidelijk omdat de peilen in het kraggengebied niet bekend zijn. In 2015 stroomt het grondwater dat infiltreert op de westkant van de stuwwal richting de Noord-Oostpolder. In het oostelijk deel van de stuwwal is de stroming gericht naar het winveld. Het winveld trekt daarnaast ook het water vanuit het kraggengebied (oosten) aan.



Figuur 4-3 Stijghoogten in wvp1b ter hoogte van de winputfilters, berekend met het aangepaste MIPWA model in 1935 (boven) en 2015 (onder).

4.2.2 Waargenomen fluctuatie stijghoogten

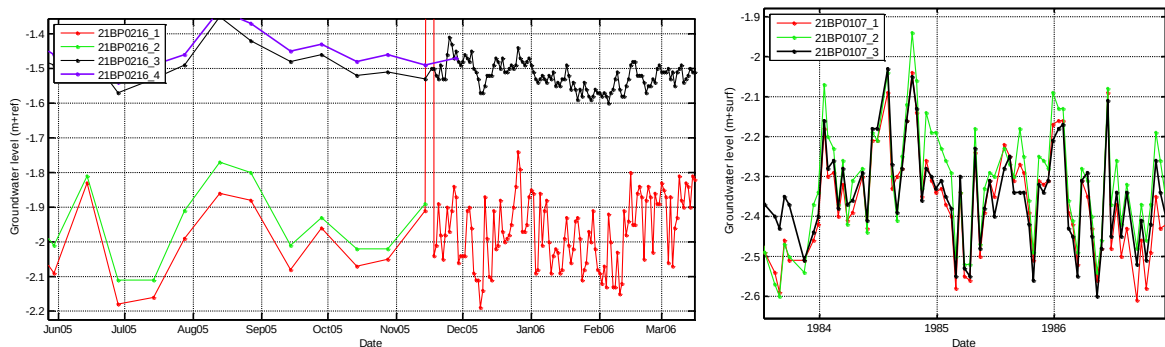
Figuur 4-4 toont het stijghoogteverloop in peilbuis 21BP0216. De druk in WVP2 is 60 cm hoger dan in WVP1b. Vergeleken met het winpakket zijn fluctuaties in wvp2 sterk uitgedempt en het systeem reageert met enkele dagen vertraging (zie Fig.4-4). Deze waarnemingen duiden op een sterke weerstand van de scheidende laag en zijn consistent met het boorprofiel.

Het drukverloop in peilbuis 21BP0107 (gelegen in het oosten van het puttenveld) in wvp2 volgt het drukverloop in wvp1b, met enige uitdemping van fluctuaties. Een mogelijk verklaring voor deze waarnemingen is dat de scheidende laag (SLD1b) ter plaatse van 21BP0107 veel dunner is dan ter plaatse van 21BP0216. De metingen zijn tussen 2005 en 2012 gestopt. De metingen duiden zelfs op een geringe benedenwaartse stromingsrichting

aangezien op NAP – 147 m (wvp 2) een iets lagere druk is gemeten dan in wvp1b (hoewel een meetfout niet is uitgesloten. (controle is dus gewenst).

In de 5 km noordoostelijk gelegen peilbuis B21B0125 en 4 km zuidelijk gelegen peilbuis B21B0123 (11 m klei) is een stijghoogte in WVP2A gemeten van circa NAP – 1.2 tot –1.5 m. Beide hebben een kleilaag van meer dan 10 m dik tussen WVP1A en WVP2. Deze waarnemingen zijn vergelijkbaar met de situatie in peilbuis 21BP0216 wat een aanwijzing is dat het gat in de deklaag ter plaatse van 21BP0107 een lokale uitzondering is.

Binnen het puttenveld treedt een verticale drukgradiënt op van 0.02 m over het diepte-interval van de winputten. Dit kan te maken hebben met verticale variatie in doorlatendheid waardoor de beïnvloeding van omliggende winningen met de diepte varieert. Dit betekent dat tijdens onttrekkingstops van een winput rekening moet worden gehouden met verticale kortsluitstroming. Hierbij kan ondiep water zich verplaatsen naar grotere diepte binnen hetzelfde watervoerend pakket, resulterend in lokale herverdeling van de waterkwaliteit.



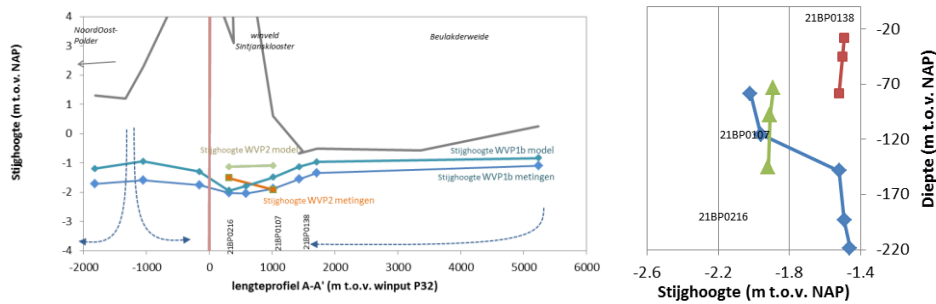
Figuur 4-4 Tijdreeks van stijghoogte in peilbuis B21BP0216 in het westen van het winveld en peilbuis 21BP0107 in het oostelijke deel van het winveld. (rood, groen = watervoerend pakket 1b; zwart blauw = watervoerend pakket 2).

4.2.3 Vergelijking modelberekeningen met waarnemingen

Ter controle zijn de modelresultaten vergeleken met waargenomen stijghoogten rondom de winning Sint Jansklooster tussen 1990 en 2000. Figuur 4-5 toont een lengteprofiel van het IJsselmeer naar het kraggebied.

De berekende stijghoogtegradiënt en waterscheiding in watervoerend pakket 1b komen goed overeen met de waarnemingen. Wel berekent het model de stijghoogte ongeveer 30 cm te hoog in WVP 1b ter plaatse van de winning.

Het stijghoogteverloop in het tweede watervoerende pakket komt ter plaatse van 21BP0107 niet goed overeen met de waarnemingen, met een afwijking tot 1 meter. De berekende druk volgt de regionale trend, dus met minder invloed van het puttenveld. De oorzaak is dat in het model geen rekening is gehouden met het 'gat' in SDL1b. Hierdoor wordt in het model de opwaartse stroming ter plaatse van het puttenveld onderschat. Op grotere afstand van de winning zijn helaas geen metingen beschikbaar als referentie.



Figuur 4-5 West-Oost lengteprofiel van de stijghoogte in het winpakket WVP1b en het onderliggende pakket 2 (links) en diepteprofiel (rechts). Beide profielen zijn samengesteld met een selectie van grondwaterstanden uit DINO-loket voor de periode 1990 – 2000.

4.2.4 Invloed gat in tweede scheidende laag op berekende stijghoogten

Op basis van de stijghoogtegegevens en twee boorbeschrijvingen lijkt het aannemelijk dat er rondom waarnemingsput B21B0107 lokaal een “gat” zit in de scheidende laag 1b. Met het model is geprobeerd om inzicht te krijgen in de grootte van dit gat, door berekende stijghoogten bij waarnemingsput B21B0107 en B21B0216 te vergelijken met waargenomen stijghoogteverschillen. De berekening is herhaald voor een vierkant gat met verschillende omvang rondom waarnemingsput B21B0107.

De berekeningen (zie Tabel 4-1) geven aan dat het model in alle berekeningen het stijghoogteverschil overschat. Vermoedelijk is een nog groter gat nodig ($> 1 \text{ km}^2$) om het geringe waargenomen stijghoogteverschil in peilbuis B21B0107 te simuleren.

Daarnaast blijkt dat de berekende stijghoogteverlaging in het tweede watervoerende pakket zich over een groot gebied uitstrekt, en diensgevolge het stijghoogteverschil op de locatie van waarnemingsput B21B0216 overschat. Vermoedelijk zijn nog meer aanpassingen nodig aan het model om het stijghoogtepatroon van de twee waarnemingsputten correct te simuleren.

Het model is niet getoetst aan gemiddelde stijghoogtemetingen e.d. in de overige peilbuizen.

Tabel 4-1 Invloed van grootte “gat” in scheidendelaag 1b op berekende stijghoogteverschil, in vergelijking met waarnemingen.

	Stijghoogteverschil tussen wvp1b en wvp2	
	Peilbuis B21B0216	Peilbuis B21B0107
Waarnemingen (stijghoogtemeting)	Circa 50 cm	Circa 0 cm
Modelberekening		
• Geen gat	• Circa 70 cm	• Circa 40 cm
• Verwijdering van de tweede scheidende laag 300 m bij 300 m	• Circa 60 cm	• Circa 20 cm
• Verwijdering van de tweede scheidende laag 800 m bij 800 m.	• Circa 60 cm	• Circa 15 cm

4.2.5 Berekende grondwaterstroming zonder winning

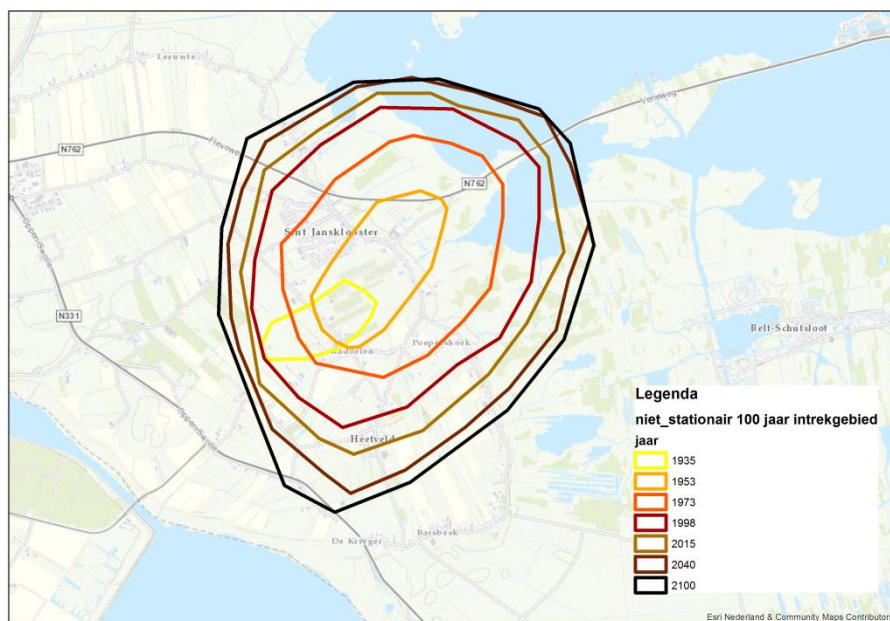
Bij stopzetting van de winning stroomt het grondwater ter plaatse van het winveld in noordoostelijke richting met een snelheid van enkele meters per jaar. De stroming is neerwaarts gericht met een gemiddeld verticale stroomsnelheid van 0.40 m/jaar in het westelijk deel van het puttenveld, afnemend tot 0.10 m/jaar neerwaartse stroming in het oostelijke deel van het winveld.

4.3 Intrekgebied

In dit onderzoek is onderscheid gemaakt tussen het herkomstgebied en het intrekgebied. Het herkomstgebied is het gebied waar het gewonnen grondwater in het verleden is geïnfiltreerd. Het intrekgebied is het gebied waarvandaan het water dat op dit moment infiltreert aan maaiveld in de toekomst naar de winning zal toestromen. Het herkomstgebied is nuttig voor het verklaren van historische ruwwaterkwaliteitspatronen, terwijl het intrekgebied relevant is voor de bescherming van grondwater tegen verontreinigingen.

4.3.1 Historische verandering van het herkomstgebied

Het herkomstgebied van het onttrokken water is in de loop van de tijd verplaatst. Figuur 2-1 toont dat net na de start van de winning in 1935 het ruwwater met name afkomstig was van de stuwwal. (NB: Dit komt overeen met de ontwikkeling van de ruwwaterkwaliteit zoals zal worden toegelicht in het volgende hoofdstuk.) De oorzaak is dat er vóór 1935 een kwelstroming was van de stuwwal naar de kraggen. Na 1935 is de stromingsrichting deels omgedraaid en is de winning meer water gaan aantrekken vanaf het kraggengebied.



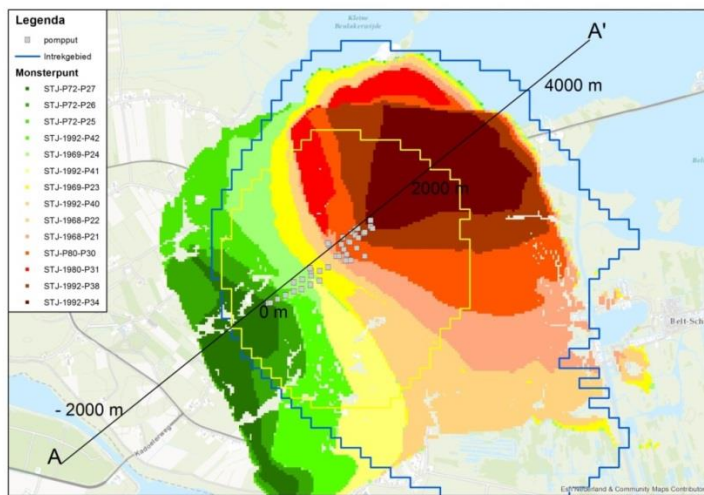
Figuur 4-6 100-jaar herkomstgebied voor diverse momenten in het verleden, de huidige situatie en de toekomst. Berekening uitgevoerd met niet-stationaire achterwaartse stroombaanberekening (ook voor 1935; Modp1) gebruik makend van het huidige winningsregime voor de toekomstige situatie.

4.3.2 Vergelijking intrekgebied met eerdere berekeningen

In Figuur 4-7 is een vergelijking gemaakt met het intrekgebied zoals dat recent is berekend door Vitens in het kader van het herdefiniëren van grondwaterbeschermingszones (blauwe

lijnen). De verschillende kleuren geven het intrekgebied per winput van de thans door KWR uitgevoerde berekening.

- In de KWR berekening is het totale intrekgebied naar het westen verschoven. Vermoedelijke oorzaak is dat alleen is gerekend met de winputten die aanstaan volgens de voorkeursschakeling van 2013. Het aantal winputten en de locatie van de winputten wijken daarmee af van de Vitens berekening. Bij navraag bleek het bestand waarmee Vitens de intrekgebieden heeft berekend niet meer voorhanden te zijn.
- In de KWR berekening hebben de intrekgebieden per winput op de Beulakerwijde kaarsrechte grenzen. Dit is niet realistisch en heeft mogelijk te maken met een tussentijdse (niet door KWR) uitgevoerde aanpassing in de deklaag-schematisatie van het model.
- De KWR berekening omvat het totale intrekgebied. Het intrekgebied van de Provincie is kleiner omdat niet langer gerekend wordt dan 100 jaar reistijd.



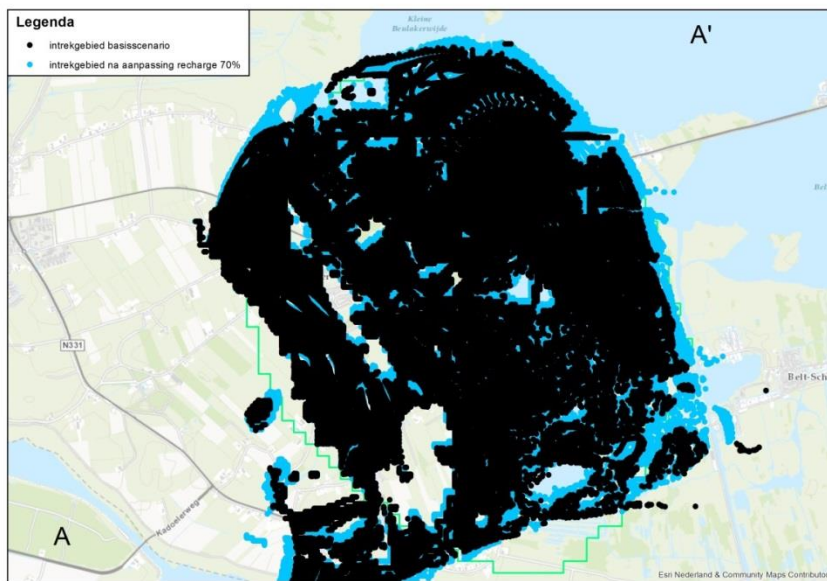
Figuur 4-7 Intrekgebied per winput, berekend met stationair MIPWA-model en windebiet 2009-2015 (polygonen) vergeleken met het intrekgebied (blauwe lijn).

4.3.3 Gevoeligheidsanalyse intrekgebied

Voor enkele modelparameters is een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd. Hiertoe is het intrekgebied herberekend na beurtelings aanpassen van de volgende parameters:

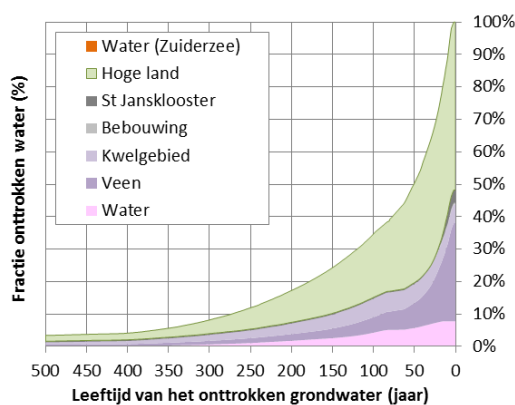
- Grondwataanvulling (recharge) reduceren naar 70 % van oorspronkelijke waarde;
- Weerstand scheidende laag 1b verlagen van 10,000 naar 2,000 dagen;
- Verticale weerstand in watervoerende pakket 1b is twee maal zo laag;
- Drainageweerstand van oppervlaktewatersysteem op plaatsen waar deze minder is dan 10 dagen, aanpassen naar 10 dagen (dit behelst vooral aanpassing van conductance bij gebaggerde vaargeulen);
- Conductance van het gehele oppervlaktewatersysteem verhogen met factor 1,5.

Uit de gevoeligheidsanalyse blijkt dat de omtrek van het intrekgebied van de winning niet wezenlijk beïnvloed wordt door deze uniforme aanpassingen van de parameters. Het intrekgebied wordt bij aanpassing van de grondwataanvulling maximaal 75 m groter in het kragengebied (zie Figuur 4-8). Blijkbaar wordt het intrekgebied in belangrijke mate gestuurd door de configuratie van de winputten.



4.4 Hydrologische respons curve

De hydrologische responscurve (HRC) van een puttenveld bestaat uit zijn cumulatieve reistijdverdeling vanaf de freatische grondwaterstand tot en met de putfilters tijdens afpompings. Figuur 4-9 toont de HRC wanneer de berekening wordt uitgevoerd middels achterwaartse stroombaanberekeningen. De mediane verblijftijd van beide berekeningen is 50 jaar. De figuur onderschat vermoedelijk de verblijftijd met enkele jaren. Dit komt deels door het verwaarlozen van transport in de onverzadigde zone. Daarnaast eindigt een deel van de stroombanen in waterlopen die in het model te diep onder maaiveld zijn gezet (zie §4.1).

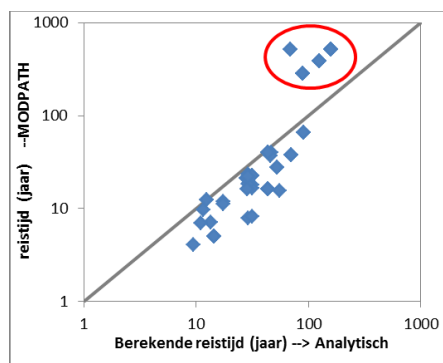


Figuur 4-9 Hydrologische respons curve van de winning Sint Jansklooster voor de huidige situatie gebruik makend van methode "Modp2".

4.5 Reistijdschatting van peilbuisfilters tot maaiveld

Om een indruk te krijgen van de ouderdom van waterkwaliteitsmetingen in peilbuizen, is per peilbuis de reistijd tot aan de bovenkant van het freatisch vlak berekend. De berekening is zowel analytisch uitgevoerd (conform eq. 4-1) als met het grondwatermodel.

Wat opvalt in Figuur 4-10 is dat het grondwatermodel (y-as) in de meeste gevallen een kortere reistijd berekent dan de analytische vergelijking (x-as). Dit komt vermoedelijk omdat de stroombanen in het model stoppen aan de onderkant van de deklaag. De rood omcirkelde punten zijn filters die op het puttenveld liggen op dezelfde hoogte als de onderkant van de winfilters. Het model berekent hier (logischerwijs) een opwaartse stroming waardoor het water langer onderweg is.



Figuur 4-10 Vergelijking van de reistijd van waarnemingsputten tot aan de freatische grondwaterspiegel met een analytisch model (x-as) en het MIPWA model (y-as).

4.6 Beoordeling hydrologisch modelinstrumentarium

De berekende stijghoogtegradiënt in wvp1b biedt vertrouwen voor stroombaanberekeningen van het intrekgebied. De absolute fout kan het gevolg zijn van verkeerde doorlatendheden wat consequenties kan hebben voor berekende reistijden. Aangezien het model de stijghoogte in wvp2 ter plaatse van peilbuis 21BP0107 te hoog berekent, wordt uitwisseling met het tweede watervoerend pakket mogelijk onderschat.

De wijze waarop stroombaanberekeningen vóór 1935 worden uitgevoerd (‘‘modp1’’ versus ‘‘modp2’’) is van grote invloed op de herkomst en leeftijd van het onttrokken grondwater in met name het oostelijk deel van het puttenveld. In bijlage VI en hoofdstuk 6 zijn beide benaderingen vergeleken met de ruwwaterkwaliteitsontwikkeling in de winputten. Vooruitlopend hierop: de berekening ‘‘modp1’’ toont een veel lagere concentratie ammonium in vergelijking met de waarnemingen. Dit duidt op een onderschatting van het aandeel kraggenwater c.q. een overschatting van het aandeel Stuwwalwater. De vermoedelijke oorzaak is dat in het model voor 1935 geen rekening is gehouden met bodemdaling en peilaanpassingen in het kraggengebied. Het model overschat daarom de stroomsnelheid en reikwijdte van de kwel afkomstig uit de stuwwal.

De berekening ‘‘modp2’’ komt beter overeen met de waarnemingen. Het model is in ieder geval geschikt om scenario’s onderling te vergelijken door de positie van stroombanen in 1935 te vergelijken. Een meer oostelijke positie duidt op een toename van het aandeel kraggenwater. Voordeel van deze benadering is dat de grote onzekerheden over de stromingssituatie vóór 1935 deels buiten beschouwing gelaten worden.

Voor dit onderzoek is verder alleen gebruik gemaakt van de stroombaanberekeningen volgens ‘‘modp2’’.

5 Hydrochemische karakterisatie

5.1 Materiaal en methoden: HydroGeoChemical

Voor een hydrologische systeemanalyse is het noodzakelijk om het water te onderscheiden naar herkomst en ouderdom. De analyse is gericht op parameters die relevant zijn voor de zuivering, te weten ammonium en DOC. Andere stoffen zoals organische microverontreinigingen worden beschouwd omdat deze informatie bieden over de herkomst.

Voor het controleren en verwerken van gegevens is gebruik gemaakt van het programma HydroGeoChemical (HGC) (Stuyfzand, 2012). Het programma biedt diverse controles zoals ionenbalans, correlatiematrix en berekeningen van evenwichtsparameters.

5.2 Geochemische schematisatie van de ondergrond

De geochemische stratificatie van de ondergrond is voor het dieptetraject van 39 tot 70 m-mv gebaseerd op analyses uitgevoerd op steekmonsters die zijn genomen bij het plaatsen van waarnemingsputten rondom winput 1983-33. Voor ondiepere lagen zijn geen metingen op Sint Jansklooster beschikbaar en is gebruik gemaakt van gegevens afkomstig van het 4 km noordwaarts gelegen Leeuwterveld wat qua bodemopbouw een vergelijkbare locatie is. De monsters zijn genomen in het kader van een diepinfiltratieproef en beschreven door Stuyfzand en Lüers (1997).

In het winpakket “zijn de zandmonsters diep anoxisch, kalkloos doch licht-basisch, arm aan organische stof (0.09 – 0.16%), pyriethoudend (400 – 800 ppm) en bevatten een significante hoeveelheid geadsorbeerd NH_4^+ , Fe^{2+} en Mn^{2+} (totaal 0.3 – 1.5 meq/kg d.s.). Calcium domineert de samenstelling van het adsorptiecomplex. De CEC is vrij laag (4,7 meq/kg), ijzer en mangaanoxiden zijn vrijwel afwezig. Schudproeven brachten aan het licht dat de oxidatie van het in de grond aanwezige pyriet kinetisch gehinderd is (gaat relatief langzaam). Ondanks neerslag van ijzer uit oxiderend pyriet, bleef toch meer dan 50% van het uit pyriet vrijkomende arseen en nikkel in oplossing” (Stuyfzand & de Ruiter 1999).

Het ondiepere wvp 1a en het bovenste deel van wvp 1b is kalkrijk en bevat tot een diepte van 30 m gemiddeld 4% CaCO_3 . De steekmonsters in Leeuwterveld komen overigens overeen met boorprofielen rondom Sint Jansklooster uit Dino-loket. Deze tonen dat de bodem overwegend kalkloos is, behoudens de bovenste 20 tot 40-mv, met weinig organische stof.

Tabel 5-1 Geochemische eigenschappen van de ondergrond (Stuyfzand en Lüers 1997).

Geohydrologische eenheid	Diepte		Materiaal	Lutum %dw	pH-H ₂ O	C-org %dw	CaCO ₃ %dw	FeS ₂ %dw	CEC meq/kg	
deklaag	2	-2	veen							
wvp1a	-2	-6	fijn zand	3.44%	7.48	0.42%	0.5%	0.02%	25	#
	-6	-15	zand	1.61%	8.35	0.17%	5.5%	0.01%	11	#
sdl1a	-15	-17	klei							
wvp1b	-17	-26	zand	1.97%	8.17	0.45%	3.78%	0.09%	32	#
	-26	-37	zand	Geen	gegevens					
	-37	-68	zand	0.65%	7.26	0.05%	<0.004%	0.06%	4.7	

(#) op basis van gegevens uit Leeuwterveld. FeS₂ geschat op basis van pyrolyse analyse totaal-S

Voor adsorberende en oxidatieve stoffen treedt vertraging (retardatie) op tijdens bodempassage. Gedurende de diepinfiltratieproef in 1999 is bepaald wat de uitloogfactoren zijn van de ondergrond. Dit is in Tabel 5-2 uitgedrukt in ADP's: het aantal doorspoelvolumes dat nodig is voor volledige uitloging van de reactieve fase. Voor ijzer moet 10 tot 30 maal het porievolume worden doorgespoeld en voor organische stof 16 tot 254 maal. Beneden de 62 m-mv is de ondergrond minder reactief.

model-laag nr.	eenheid	St. Jansklooster		
		A	B	C
Diepte	m-MV	32-52	52-62	62-85
Permeabiliteit (K_p)	m/d	35	50	30
Reistijd infiltraat	d	210	150	225
Hydrochemie	-	WP77-f1 WP78-f1 PP-f1	WP77-f2 WP78-f2	WP77-f3 WP78-f3 PP-f2
<i>GEMETEN ADPs (uit Tabel 5.3)</i>				
Fe	-	9->17	16-32	3-12
Mn	-	11->17	14->37	5->20
NH ₄ CEC	-	5-7	4-8	2-5
CaCO ₃	-	0	0	0
Org. stof: labiel	-	26-143	16-254	15-95
FeS ₂	-	143	254	95

Tabel 5-2 Benodigde aantal ADP (aantal doorspoelvolumes) voor totale uitloging van reactieve fasen in Sint Jansklooster (bron: Stuyfzand & de Ruiter 1999)

5.3 Oppervlaktewaterkwaliteit

Tabel 5-3 geeft de gemiddelde samenstelling van de 3 oppervlaktewater meetlocaties op de Beulaker- en Boschwijde in de periode 2000 tot 2015. Het volgende valt op:

- Chlorideconcentraties zijn gemiddeld 36 mg-Cl/l. Ter indicatie: de Rijn voerde in deze periode gemiddeld 70 mg-Cl/l af en rond 1970 zelfs 200 mg-Cl/l.
- De concentraties nutriënten zijn vrij laag: stikstof 2 mg-N/l (1,4 mg/l Kjeldahl-N en 0,6 NO₃⁻) en fosfaat 0.08 mg-P/l.
- HCO₃⁻ 160 mg/l.
- Er is een beperkt aantal gewasbeschermingsmiddelen geanalyseerd (o.a. de probleemstoffen DDT 24 en DDE 24). Alle metingen waren beneden de detectielimiet, maar dit betekent niet dat het oppervlaktewater vrij is van organische microverontreinigingen (herziening van het meetprogramma lijkt zinvol).

5.4 Ruimtelijke grondwaterkwaliteitspatronen

5.4.1 Clustering van waterkwaliteitsparameters: Pearson correlatiematrix

Een correlatiematrix biedt een eerste verkenning van een dataverzameling door met elkaar correlerende parameters te identificeren. In Bijlage II is een Pearson correlatiematrix opgenomen, welke is gebaseerd op lineaire regressie van dataparen. Hierbij is alleen gebruik gemaakt van de waarnemingen in peilbuizen tot 200 m-mv. Een correlatie coëfficiënt tussen de 0.5 en 1 duidt op een positief lineair verband, en tussen -0.5 en -1 op een negatief verband. Parameters met een correlatiecoëfficiënt nabij 0 zijn niet gecorreleerd.

De parameters zijn voor dit onderzoek geclusterd op grond van de correlatiematrix en algemene hydrochemische principes:

- Diepte meetpunt t.o.v. NAP: Met toenemende diepte nemen sulfaat, chloride en organische microverontreinigingen af. Calcium en bicarbonaat nemen toe. Dit is een logisch gevolg van toenemende anaërobie en zuurbuffering.

- Redox milieu en DOC: De redoxparameters (O_2 , NO_3 , Mn, NH_4 , Fe, SO_4 en CH_4) zijn onderling beperkt gecorreleerd. Reductie van SO_4 in diep anoxische milieu's verklaart het vrijkomen van NH_4 , CH_4 en DOC uit oxiderende organische stof.
- Kalk-koolzuur parameters: Ca, HCO_3 , pH, TIC en SI-C (Calciet verzadiging) zijn met elkaar verbonden via het kalk-koolzuur evenwicht. Verhoogde SO_4 concentraties wijzen op pyrietoxidatie met zuurbuffering door het aanwezige kalk. De negatieve correlatie van Ca met K heeft mogelijk te maken met uitspoeling uit ontcalcite landbouwpercelen.
- Zouten: Cl en Na zijn onderling verbonden door het voorkomen in zowel natuurlijke bronnen als hemelwater en zeezout alsmede antropogene invloeden.
- Sporenmetalen: Al, As, Cu en Zn zijn dikwijls onderling verbonden. Ze zijn sterk negatief gecorreleerd met de pH wat duidt op een relatie met verzuring (Al, Cu, Zn) en pyrietoxidatie (As, Zn). Vreemd genoeg correleert Ni positief met pH en negatief met SO_4 . Correlatie met zouten is deels een samenloop van omstandigheden doordat zowel pyriet oxidatie als zoutuitspoeling tot dezelfde diepte antropogeen beïnvloed zijn, en deels het logische gevolg van de zogenaamde zoutschok die tot desorptie van sporenelementen leidt. Punt van aandacht bij de sporenmetalen is dat momenteel discussie gaande is over het verlagen van de drinkwaternorm voor Arseen van $10 \mu g/l$ naar $1 \mu g/l$.
- OMIVE (organische microverontreinigingen): De organische microverontreinigingen zijn gecorreleerd met K wat duidt op landbouw of een stedelijk bron. De OMIVE (met name bentazon) komen met name voor in combinatie met CH_4 wat kan duiden op gebrek aan afbraak in een anoxisch milieu en te korte verblijftijden in oxisch milieu.

5.4.2 Watertypen

In onderhavige studie zijn watertypen onderscheiden op grond van de herkomst, diepte en chlorideconcentratie.

- Kraggenwater, afkomstig van de Wieden ten oosten van de winning. Het oeverinfiltraat en in de kraggen geïnfiltreerde water onderscheidt zich door hoge concentraties ammonium, methaan, bicarbonaat, calcium en DOC. Het water kan worden gekarakteriseerd als diep anoxisch, kalkrijk $F_3CaHCO_3^+$. Het oeverinfiltraat en infiltratiewater uit het veengebied zijn hydrochemisch niet van elkaar te onderscheiden. De chlorideconcentraties lopen van 25 mg/l tot 45 mg/l wat vergelijkbaar is met het oppervlaktewater en aangeeft dat het vermoedelijk in de afgelopen eeuw is geïnfiltreerd; de hoogste chlorideconcentraties betreffen vermoedelijk water uit de jaren '60 en '70. De licht positieve BEX index (gemiddeld 0.2) duidt op enerzijds lichte verzoeting en anderzijds uitspoeling van K vanuit de landbouw en Mg vanuit verzuringsgevoelige locaties.
- Stuwwalwater, afkomstig van het hoger gelegen gebied (keileem) ten westen van de winning. Dit grondwater is suboxisch tot sulfaatstabiel $F_3CaHCO_3^o$. Gezien de chlorideconcentraties tussen de 25 mg/l en 45 mg/l betreft ook dit water dat maximaal 100 jaar oud is. Opvallend is dat twee winputten (PP22 en PP23, gelegen midden op het winveld) sinds midden jaren '80 veel kalium vertonen (7 tot 14 mg/l) vergeleken met de gemiddelde concentratie van 2 mg/l . Dit duidt op uitspoeling van landbouwmeststoffen. In winput PP31 is kalium in dezelfde periode juist afgenomen van 12 mg/l naar 'normale' concentraties van 2 mg/l . Dit kan duiden op lokale landbouwinvloed (of een bodemverontreiniging). Mogelijk betreft het één en dezelfde bron en is het intrekgebied van de winningen in deze periode verschoven.
- Het is niet duidelijk wat de oorspronkelijke samenstelling is van het infiltratiewater afkomstig uit het hoger gelegen gebied maar mogelijk waren de chlorideconcentraties lager.

- Stedelijk water: Het stedelijke water is macrochemisch gezien een mengsel van oeverinfiltraat en water uit hogere gebieden. Een aantal peilbuizen heeft verhoogde VOCl en/ of benzeen met name in jaren '90 ten tijde van de sanering en interceptiewinning. De afgelopen decennia is de verontreiniging vanuit stedelijk gebied sterk afgenomen.
- Mengwater: De meeste winputten trekken een mengsel aan van stedelijk water en stuwwalwater.
- Diep water in het tweede watervoerend pakket: Dit betreft oud, zoet grondwater (g3CaHCO_3^+). De chlorideconcentraties van 12 mg/l geven aan dat het water niet direct antropogeen beïnvloed is. Het betreft vermoedelijk water dat honderden jaren geleden in het (onontgonnen) veengebied is geïnfiltreerd. De eerste meting uit 1989 geeft aan dat het water sterk gereduceerd is (SO_4 4 mg/l; Fe 7 mg/l; NH_4 2.7 mg/l; HCO_3 500mg/l; CL 12 mg/l). De samenstelling is vergelijkbaar met het water afkomstig van het kragengebied behalve het lagere chloridegehalte. Dit doet vermoeden dat er (lokaal?) uitwisseling is tussen beide pakketten oftewel een gat in s.d.l.2. Helaas zijn in tussenliggende jaren alleen pH, Cl en HCO_3 gemeten. De belangrijkste trend (sprong) is afname pH van 7.3 in 1989 naar 6.8 in latere meetronden. Deze is vermoedelijk veroorzaakt door resten boorspoeling die zijn achtergebleven in de peilbuis bij eerste bemonstering. Om die reden is voor deze studie de volledige analyse opnieuw uitgevoerd in 2016.
- Diep zoet grondwater in het derde watervoerend pakket (200 – 230 m-mv): De ammoniumconcentratie (1 mg/l) geeft aan dat het water minder ver is gereduceerd dan het bovenliggende diepe kraggenwater, maar ammonium is nog altijd hoog. De Ca/ HCO_3 verhouding van 5.5 is duidelijk hoger dan in het ondiepe grondwater.
- Diep brak en zout grondwater (262 – 308 m-mv): Onderin de Formatie van Oosterhout nemen de concentraties chloride toe met de diepte (B3NaCl^+ ; b4NaCl). De positieve BEX index (gemiddeld 1.9) duidt op verzoeting.
- Bijna brak grondwater: 3 km ten westen van de winning Sint Jansklooster is in watervoerend pakket 1b op 55 m-mv grondwater aangetroffen met een chlorideconcentratie van 180 mg-Cl/l. Het betrof een éénmalige waarneming in 1981 (F3CaCl ; peilbuis 21BP0215 F03).

De diep anoxische (methanogene) toestand van het oeverinfiltraat is toe te schrijven aan de passage van bodemslib in de meren, veenlagen in de kraggen (en mogelijk de kleilaag rond 20 m-mv). Het is niet bekend of er zich onder het bodemslib in de meren (verspoeld) veen bevindt, maar mogelijk draagt dit bij aan de organische stof en afbraak gedurende de bodempassage..

Pyriet speelt vermoedelijk een verhoudingsgewijs beperkte rol, aangezien sulfaat geen erg hoge concentraties vertoont. De relatief lage concentraties arseen en andere sporenmetalen getuigen evenmin van een omvangrijke / sterke pyrietoxidatie. Er is overigens geen correlatie tussen arseen en methaan, wat erop duidt dat er ook weinig arseen afkomstig is van reductie van ijzerhydroxiden. In gebieden met verontreinigde onderwaterbodems, arseenrijke ondergrond en sterker verontreinigd oppervlaktewater kan methaan soms wel veel arseen vrijmaken uit reductief oplossende ijzerhydroxiden (Stuyfzand et al. 2006).

		Infiltratiewater (Stuwwal)			Oeverinfiltraat (kraggen)		Diep grondwater				winputten	Oppervlakte- water	Hemel- water
		<40 m-mv	>40 m-mv	stedelijk	<40 m-mv	>40 m-mv	wp2	wp3 zoet	wp3 brak	wp3 zout			
Aantal meetlocaties		22	9	9	5	8	1	2	1	1	37		
Diepte (m NAP)		0 to t- 30	-30 tot -110	0 to t- 30	0 tot- 30	-30 tot -110	-110 tot -160	-200 tot -230	-262	-308			
Redox	O2	1.75	2.20		2.30	1.00					0.42	11	7.00
	NO3	21.64	0.55	54.28	0.19	0.44	0.30	0.50	0.30	0.30	0.50	0.60	11.70
	Mn	0.45	0.61	0.57	0.63	0.82	1.29	0.02	0.07	0.29	0.31	0.08	0.004
	NH4	0.22	1.28	10.96	6.98	4.21	2.12	1.49	2.75	10.63	2.13	0.00	
	Fe	2.89	5.41	1.06	9.99	8.89	7.54	0.73	0.95	2.32	7.72	1.00	0.01
	SO4	46.79	11.22	75.00	18.95	7.59	2.50	1.00	4.00	2.00	21.52	22.00	7.10
	CH4	0.22	8.57		7.33	23.51	18.00	4.85	5.30	9.40	6.68		0.00
Kalkkoolzuur	pH	6.53	7.14	6.84	6.91	6.92	6.95	7.48	7.71	7.54	6.91	8.20	
	Ca	55.80	92.07	46.27	109.43	96.93	121.67	40.55	40.94	74.08	81.29	55.00	8.00
	HCO3	142.33	286.22	78.50	391.75	321.06	459.88	338.21	300.44	575.75	243.17	166.00	22.00
	CO2	47.05	64.38	13.07	136.67	104.93	130.00	19.00	11.00	29.00	70.26		0.70
	TIC	3.91	6.04	1.56	8.95	8.67	9.71	6.02	5.17	10.06	5.26		
Goed oplosbare ionen	Cl	62.19	60.66	89.14	41.00	39.92	12.16	30.67	535.00	2721.43	43.09	36.00	9.50
	Na	27.28	30.42	41.71	29.95	20.79	14.10	94.65	359.50	1705.00	22.40	26.00	4.20
	K	10.75	1.49	67.67	4.36	1.28	3.31	7.67	20.25	53.80	2.55	6.00	1.10
	Mg	7.98	5.56	12.52	9.02	4.67	11.67	7.50	21.75	107.00	6.00	7.00	0.80
Organische stof, fosfaat en kiezelzuur	DOC	5.83	5.67		27.00	10.94	5.70	3.75	3.00	6.10	9.22		0.00
	SiO2												0.30
	PO4-O	0.42	0.30		0.63	0.59	0.64	0.86	1.37	1.27	0.39	0.02	0.17
	KMNO4												
Sporenelementen	Al	50.22	6.72		18.83	8.68	3.61	2.96	1.00	1.00	8.32	128.00	8.00
	As	3.48	2.15		0.88	0.75	6.73	4.63	1.09	8.08	2.19	1.00	0.20
	Ba	99.44	51.13		44.20	97.25	90.50	96.15	10.10	557.00	102.54	32.00	5.00
	Br		90.00			100.00		95.00	1560.00	8630.00			
	Cd	0.15	0.05		0.05	0.05		0.05			0.05	0.10	
	Co	2.40	0.15		0.10	0.10	3.58	0.10		0.38	0.66	1.00	0.10
	Cu	3.13	1.70		0.84	1.50	2.51	2.51	2.51	2.51	1.79	2.00	
	Ni				0.13						0.63	1.00	0.20
	Zn	31.84	7.55		5.72	2.63	40.00	2.51	2.51	2.51	5.33	8.00	7.00
OMIVE	som VOCl	0.38	0.38	9.08	0.00						0.02		
	Som OMIVE	0.00		0.09	0.02						0.03		
	AOX	4.91	6.16		8.40	7.65	8.15	6.70	21.94	89.85	10.34		
Afgeleide parameters	MOC-	2.11	-2.80	3.78	-1.02	-6.97	-9.31	-2.57	-2.80	-6.34	-1.64		
	Si-C	-1.47	-0.14	-1.07	-0.17	-0.28	0.01	-0.03	0.04	0.18	-0.47		
	TotH-m	1.67	2.60	1.67	3.10	2.61	3.52	1.14	1.96	6.35	2.26		
	BEX	0.72	0.17	0.92	0.92	0.11	1.29	4.00	1.78	2.10	0.27		
	Cl/Br		283.33			276.26		321.87	342.95	315.35			
	HCO3/Ca	1.59	2.01	1.07	2.42	2.16	2.48	5.50	4.82	5.11	2.01		
	HCO3/ZA	0.52	0.74	0.21	0.80	0.78	0.95	0.86	0.24	0.11	0.70		

Tabel 5-3 Samenstelling ruwwater per watertype. Oppervlaktewater = samenstelling Beulaker- en Boschwijde gebaseerd op gegevens in de periode 2000 tot 2015 van 3 meetlocaties; het aantal meetwaarden per parameter varieert van 4 tot 250. bron: Waterschap Drents Overijsselse Delta.

5.4.3 Horizontale zonering in het puttenveld

Figuur 5-1 toont een duidelijke west-oost zonering van de waterkwaliteit op het winveld. In de figuur is met rode lijn en stippellijn per stof aangegeven hoe de overgang van oxische naar gereduceerde toestand is verschoven tussen 1970 en 2015. De groene balk toont de verschuiving van het zwaartepunt van de winning.

- Redox: Er is een overgang van anaeroob water in het oosten naar aerobe condities in het westen. Veel putten winnen een mix van beide watertypen. Het redoxfront is in de periode 1975 - 2015 ongeveer 500 meter naar het zuidwesten verschoven. De metingen in 1990 - 2000 vertonen een piek in zuurstof/ nitraat door de diepinfiltratieproef (op rond de 1100 meter afstand van PP32 op de x-as). Wat opvalt is dat het redoxfront voor ijzer veel verder is opgeschoven dan voor ammonium, terwijl beide parameters een vergelijkbare retardatiefactor hebben op deze locatie. Dit kan betekenen dat er naast transport van Fe(II) ook reductieve oplossing optreedt.
- Kalk-koolzuur: De verschuiving van bicarbonaat en calcium is in lijn met ijzer.
- Ionen: De dalende concentratie chloride duidt op verzoeting door menging met water uit het diepere pakket, dit is in lijn met de positieve BEX index (niet weergegeven in figuur). Mogelijk kan ook een rol spelen dat er een afname is van de chloride belasting van grond- en oppervlaktewater gedurende de afgelopen decennia. Kalium kent vermoedelijk een stedelijke of landbouwkundige bron.
- Organische stof: Hoger in het oostelijke, anaerobe deel puttenveld. Grensvlak verschuift naar westen vergelijkbaar met SO4.

- Sporenmetalen: in het oosten van het winveld is Zn aangetroffen in de winning (in het westen in een peilbuis). Mogelijk door pyrietoxidatie, maar andere sporenmetalen zijn niet heel hoog dus een andere bron is niet uitgesloten.
- Organische microverontreinigingen (OMIVE) (zie Figuur 5-2): In het oosten van het puttenveld zijn bentazon, MCPP (mecoprop), THF (tetrahydrofuraan) en MTBE (Methyl-tert-butylether) waargenomen. Bentazon is vermoedelijk afkomstig van infiltrerend oppervlaktewater met landbouw of gebiedsvreemd water als mogelijke oorspronkelijke bron. MCPP wordt toegepast in maisteelt. In het intrekgebied van de winning zijn enkele percelen. De stof is slechts drie maal aangetroffen rond de detectiegrens van 0.02 µg/l. MCPP levert weliswaar een indicatie van de herkomst van het water maar vormt op dit moment geen probleem voor de ruwwaterkwaliteit.

In het midden van het winveld zijn VOCl's (Vluchtige Organochloorverbindingen) waargenomen (en benzeen) afkomstig van een bodemverontreiniging uit stedelijk gebied. Dit hangt samen met het stopzetten van de interceptiewinning eind jaren '90. VOCl vertoont wel een dalende trend. Eerst werd tri (trichlooretheen) gemeten wat duidt op transport onder oxidische omstandigheden (snelle stroombanen?) en nu voornamelijk nog Cis (cis 1,2-dichlooretheen) wat duidt op langere reistijden deels door anoxisch milieu. Benzeen is waargenomen rond dezelfde periode en locaties als de VOCl. Er is niet verder gezocht naar een mogelijk verband. De VOCl's vormen geen bedreiging meer voor de ruwwaterkwaliteit.

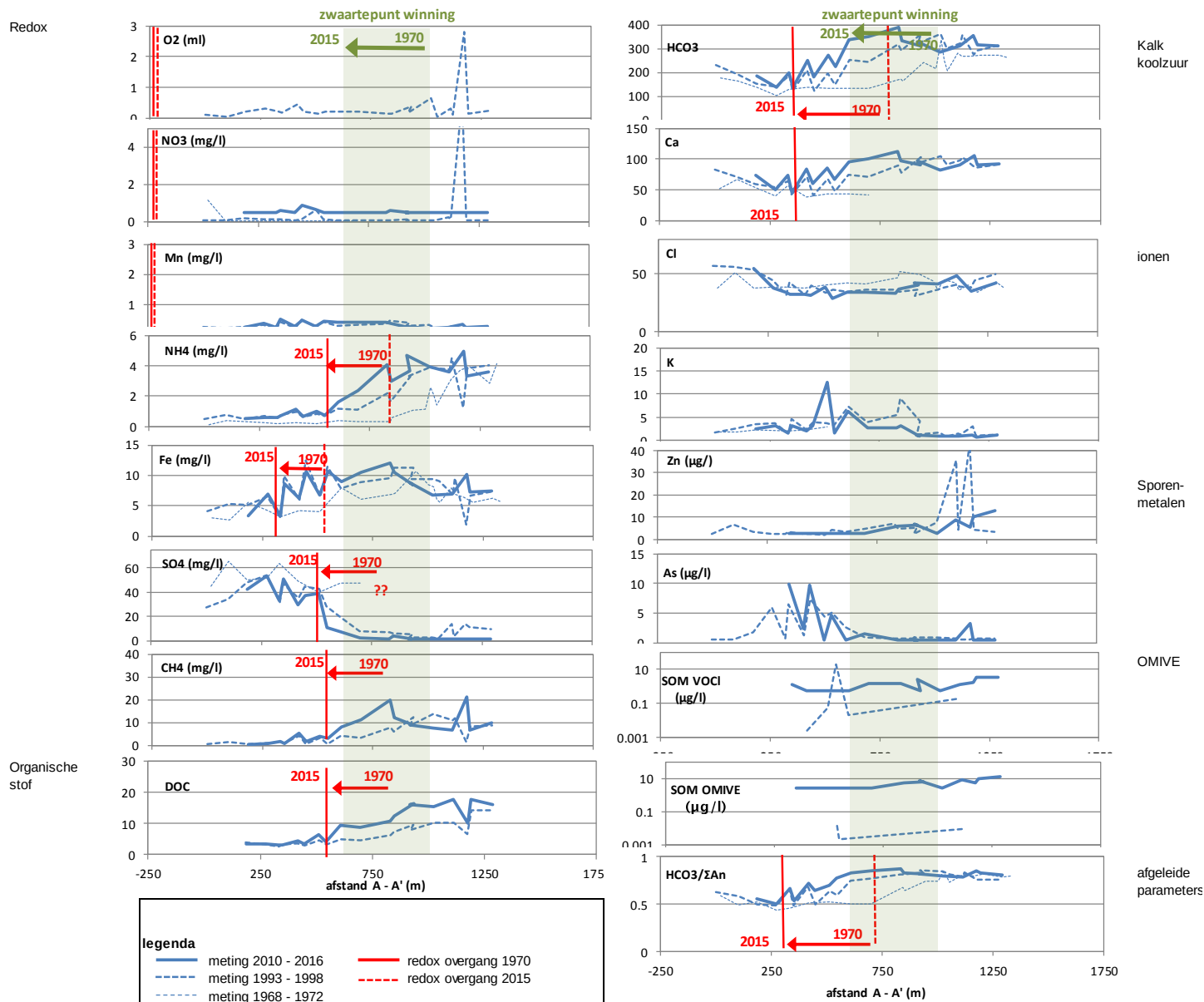
In de database zaten ook enkele metingen van PAK (Polycyclische aromatische koolwaterstoffen) en MTBE die allemaal exact gelijk waren aan de detectielimiet. Uit vergelijking met het LIMS-systeem blijkt dat deze vermoedelijk fout zijn geregistreerd (door weglaten van "<" teken) (pers. med. Rob Breedveld).

Er zijn geen metingen uitgevoerd naar Chloridazon. Aanvullende metingen worden geadviseerd, omdat dit middel en de metaboliet Chloridazon-desphenyl in toenemende mate wordt aangetroffen in andere winningen in Nederland.

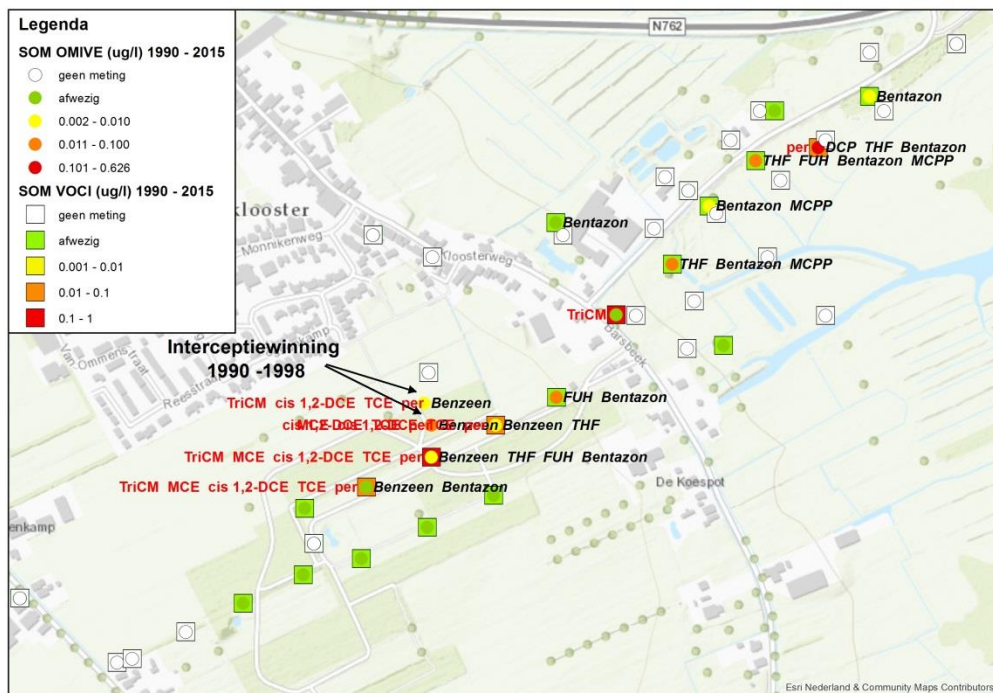
De samenstelling van het water in PP23, 24, 42 (gelegen tussen 250 en 500 meter in de figuur) is geen zuivere menging van alleen Stuwwal- en Kraggenwater:

- Er vinden wel verandering plaats in het kalkkoolzuur-evenwicht en ijzer maar niet in ammonium, sulfaat en methaan.
- Er zijn VOCl's aangetroffen
- Hoge concentratie kalium

Dit kan duiden op stedelijke beïnvloeding.



Figuur 5-1 Lengteprofiel grondwatersamenstelling op het winveld

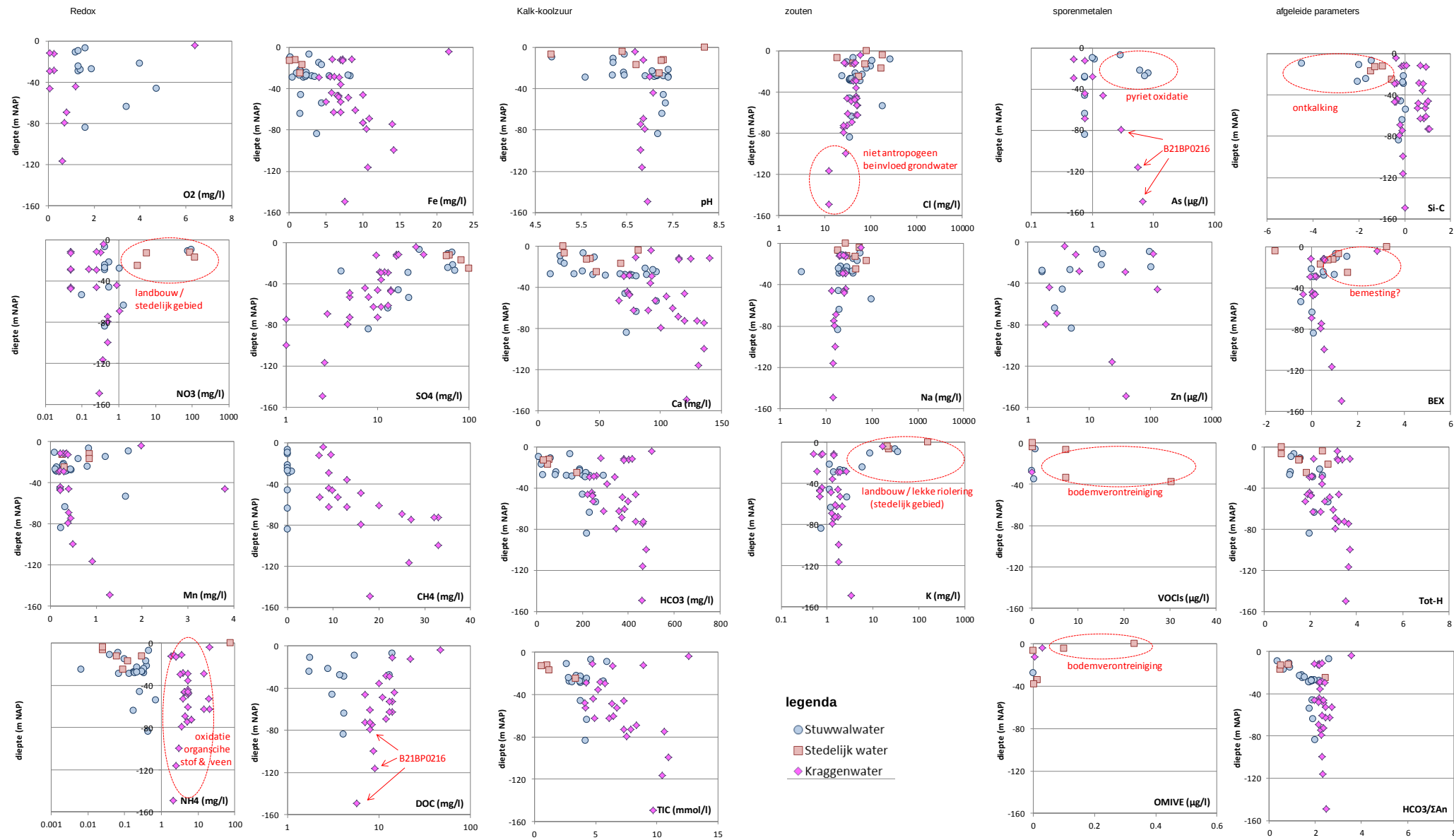


Figuur 5-2 Waargenomen organische micro-verontreinigingen vanaf 1990 tot 2015. VOCl is na 2010 verder afgenomen t.o.v. voorgaande periode. De oudere metingen geven duidelijker aan hoever de stedelijke invloed rijkt.

5.4.4 Verticale stratificatie en relatie met landgebruik

In Figuur 5-3 zijn diepteplots gemaakt van de waterkwaliteit in waarnemingsfilters tot 200 m-NAP.

- Redox en DOC: De sulfaatconcentraties vertonen een duidelijke overgang naar sulfaat reducerend milieu op een diepte rond NAP-30 m op de stuwwal en bij bodemverontreinigingen (op de stuwwal). In het kragengebied is reeds op geringere diepte sprake van sulfaatreductie en methaanvorming.
- Door Stuyfzand (1999) is ook een duidelijke stratificatie waargenomen rondom STJ-1992-P36 (oostelijke deel van winveld). Van 20 tot 55 m-mv bevat het water een relatief lage concentratie bicarbonaat, calcium, ijzer en relatief veel organische stoffen. Daaronder bevond zich water dat duidelijk anoxischer is met 3 maal hogere methaanconcentraties in combinatie met minder organische stoffen en chloride.
- Kalk-koolzuur: Het ondiepe grondwater op de Stuwwal bevat weinig Ca en HCO_3 . De lage SI-C duidt op ontkalking van de bodem door verzuring vanaf maaiveld. Beneden NAP-30 m is de bodem kalkloos, daarboven hardt het water verder op en stijgt het bicarbonaatgehalte.
- OMIVE zijn met name aangetroffen in het landelijke gebied en VOCl's in stedelijk gebied.

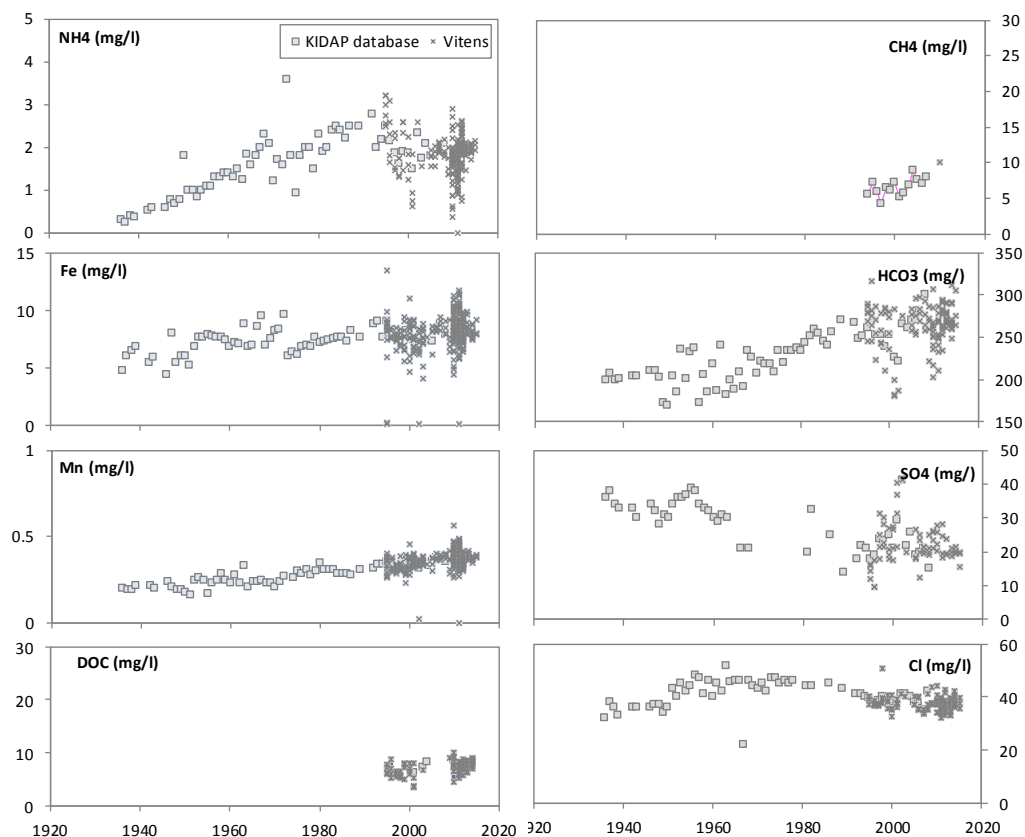


Figuur 5-3 Diepteplot van grondwatersamenstelling in peilbuizen

In Figuur 5-3 was in eerste instantie onderscheid gemaakt naar het landgebruik ter plaatse van de peilbuis. Een beperking van deze werkwijze is dat het bemonsterde water ook elders kan zijn geïnfiltreerd waardoor een watermonster representatief is voor een ander type landgebruik. Zo is peilbuis B210216 in tweede instantie geclassificeerd als kraggenwater omdat deze voor vrijwel alle waterkwaliteitsparameters (hoge NH_4 , CH_4 , DOC, Ca en HCO_3) daarmee overeenkomt m.u.v. hogere arseen. Een mogelijkheid is dat de winning water richting deze peilbuis aantrekt dat afkomstig is uit de kraggen. Maar dit is niet heel waarschijnlijk omdat de omliggende winputten allemaal veel lagere concentraties NH_4 , CH_4 en DOC hebben. Een andere verklaring is dat de peilbuisfilters dieper grondwater aantappen.

5.5 Trends

Figuur 5-4 toont de ruwwaterkwaliteit vanaf 1935. Er bestaat een duidelijke tendens van toenemende concentraties anoxische bestanddelen in de winning (ammonium, ijzer, mangaan, bicarbonaat). Dit getuigt van een toename van het aandeel oeverinfiltraat en in de kraggen geïnfiltreerd water in de winning.

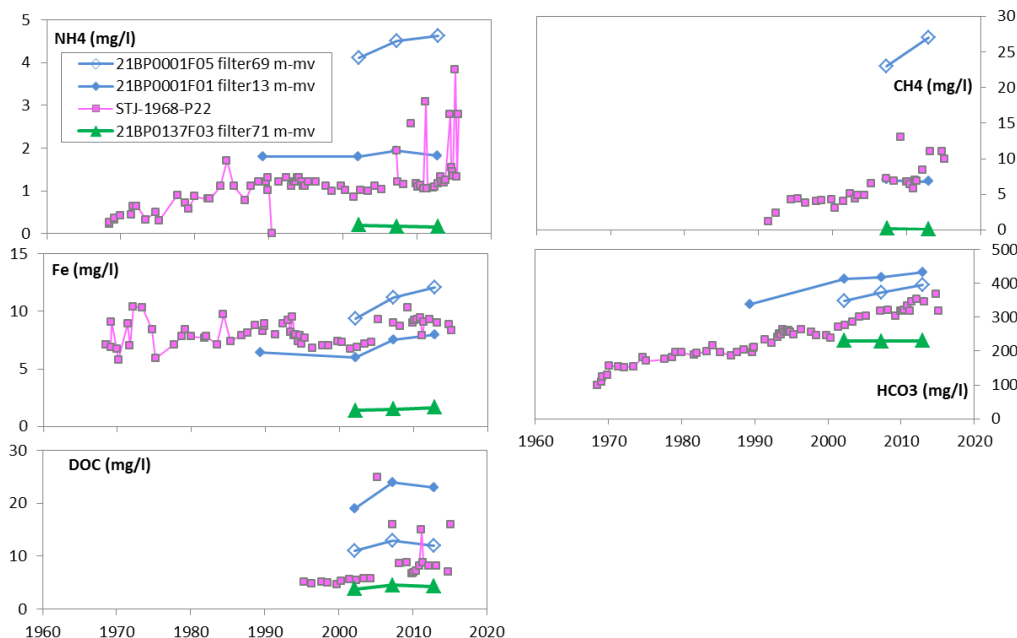


Figuur 5-4 Trends in samenstelling gezamenlijke ruwwater 1935 - 2015 (bron: gegevens t/m 2008 KIDAP database Stuyfzand; vanaf 1995 Vitens)

Figuur 5-5 toont trends in de waterkwaliteit in individuele peilbuizen.

- Peilbuis 21PB0001 (blauw; gelegen ten oosten van de puttenveld): Toename ammonium, methaan, ijzer en bicarbonaat midden in het watervoerend pakket (F5). Ondiep geen trend (F1 t/m F3).
- Peilbuis 21BP0137 (groen; gelegen ten noordwesten van puttenveld): geen verandering waarneembaar.

Uit bovenstaande metingen kan voorzichtig geconcludeerd worden dat de winning aan stroomopwaartse (westzijde) kant steeds dieper gereduceerd water zal aantrekken. Dit zorgt, naast verschuiving van het redoxgrensvlak, ervoor dat de winning in de toekomst ook dieper gereduceerd water zal winnen met hogere ammoniumconcentraties. De afgelopen decennia is dit steeds uitgesteld door verplaatsing van het zwaartepunt van de winning.



Figuur 5-5 Tijdreeksen waterkwaliteit in enkele peilbuizen en winput. Ligging meetlocaties: 2100BP001 (blauw) 400 m ten oosten van het winveld; STJ-1968-P22 (paars) midden winveld; 21BP0137 (groen) 150 m ten noordwesten van winveld.

5.6 Isotopen

Bij KWR (Stuyfzand pers. med.) zijn de volgende isotopenmetingen beschikbaar voor het ruwwater in Sint Jansklooster:

- Tritium (1984): 1.5 Bq/l (= $1.5/0.119 = 12.6$ TU)
- Ra (1984): 3.4 (NB)
- d13C (2008): -6.4 ‰
- d18O-H₂O (2008): -5.5 ‰
- d2H (2008): -38.9 ‰
- d34S (2008): 5.85 ‰

Overigens is niet duidelijk waar de monsters zijn genomen (gezaamenlijk ruwwater?) en welke putten op dat moment aan stonden.

Datering is lastig omdat er geen ³He is gemeten, de metingen slechts eenmalig zijn uitgevoerd en er veel menging optreedt. Toch kan een eenmalige meting helpen om de analytisch of met enig model berekende Hydrologische Respons Curve te valideren en calibreren, en zo een betere schatting van de reistijdverdeling te krijgen (Stuyfzand 2015). De relatief hoge d13C meting duidt op een belangrijke bijdrage van CO₂ ontstaan bij de methaanvorming.. De d18O-H₂O in combinatie met d2H duidt op een component verdampt oppervlaktewater. De d34S meting is bij de heersende SO₄ concentratie niet onderscheidend (genoeg) voor indicatie van dominantie van SO₄-reductie of pyrietoxidatie.

6 Hydrochemische systeemanalyse: ontwikkeling ruwwaterkwaliteit

6.1 Materiaal en methoden: chemische massabalansberekeningen

6.1.1 REACTIONS+: chemische reacties en uitloging ondergrond

Het model REACTIONS+ (Stuyfzand 2010–2014) is bedoeld om de aard en omvang van hydrochemische reacties te kwantificeren gedurende bodempassage.

De benodigde invoergegevens zijn (1) samenstelling van de input, zijnde het initiële water (b.v. regenwater, oppervlaktewater of ondiep grondwater), (2) samenstelling van de output, zijnde grondwater ergens stroomafwaarts van de input (en genetisch daaraan gelinkt); (3) eventueel de samenstelling van bijgemengd grondwater en eventueel (4) de initiële gehalten aan bij de reacties betrokken bodembestanddelen. Daarnaast zijn aanpassingen nodig aan default settings en moet de gebruiker een keuze maken welke reactievergelijkingen relevant zijn. Tabel 6–1 geeft een overzicht van de voorgeprogrammeerde reacties.

Het model berekent vervolgens welke reacties de input ondergaat om te transformeren in de output. Dit gebeurt door voor alle betrokken waterkwaliteitsparameters de massaoverdracht te berekenen, die nodig is om de gemeten gemiddelde input (in *casu* ondiep grondwater) te veranderen in de output (in *casu* gemeten in een winput). Tevens wordt berekend hoe snel reactieve bodembestanddelen zoals kalk, pyriet en organische stof uitloggen, en hoe lang het duurt eer deze opgesoupeerd zijn.

6.1.2 Chemische massabalans: voorspelling waterkwaliteit per winput

Stap 1: In hoofdstuk 4 is beschreven hoe met het hydrologische model stroombaanberekeningen zijn uitgevoerd.

Stap 2: Vervolgens is per stroombaan een waterkwaliteit toegekend. De samenstelling is afhankelijk gesteld van het landgebruik en tijdstip (jaartal) waarin het water infiltreert (zie §6.2). Het tijdstip van infiltratie hangt af van het jaar waarvoor de waterkwaliteit wordt berekend (t) minus de reistijd vanaf maaiveld (τ). De toegekende waterkwaliteit betreft overigens de samenstelling na passage van de reactieve bodemlagen. Dit wijkt af van de samenstelling van het grondwater aan maaiveld of in het bovenste grondwater. Deze benadering is gekozen om de berekening te vereenvoudigen en omdat er geen informatie is die erop duidt dat de reacties in het ondiepe grondwater in de nabije toekomst zullen veranderen. Er wordt dus gerekend met conservatief transport, waarbij de concentratie per stroombaan wordt vastgezet na passage van reactieve lagen.

Stap 3: Tot slot is de ruwwaterkwaliteit per winput (c_p) berekend door de concentratie per stroombaan (c_s) te middelen, waarbij (s) staat voor het aantal stroombanen per winput.

$$c_p = \sum_{i=0}^s c_{s_i}(t - \tau) / s$$

Aanname hierbij is dat iedere stroombaan evenveel bijdraagt aan het totale debiet van de winput. Deze aanname is gestoeld op het gegeven dat de doorlatendheid / toestroming

gelijk verdeeld is met de diepte van de put. In §4.1 is toegelicht dat de startpunten van de achterwaartse stroombaanberekeningen evenredig met de diepte en rondom de put verdeeld zijn.

Tabel 6-1 Overzicht van de voorgeprogrammeerde reacties in REACTIONS+.

Reactions in full for R+				
	Proces	Reaction equation or elements involved	No.	Note
Initial	Evapoconcentration	All dissolved ions, gases excluded	1	A
	Atmospheric gases	+ SO ₂ + NO _x + NH ₃ + HF + HCl	2	B
	Unsat zone + Convection	+ O ₂ + CO ₂ - CH ₄ , (Cl-out - Cl-in)	3	C
	Filtration suspended matter	Silt-bound elements like Al, Fe, Mn,	4	
	Nitrification	2O ₂ + NH ₄ ⁺ + 2HCO ₃ ⁻ → NO ₃ ⁻ + 2 CO ₂ + 3H ₂ O	5	
	Storage in biomass	NO ₃ ⁻ , NH ₄ ⁺ , PO ₄ ³⁻ , SO ₄ ²⁻ , Mn ²⁺ , K ⁺ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , SiO ₂ , -H ⁺ , -DOC	6	D
Redox 1	DOC oxidation	0.5O ₂ + 0.4NO ₃ ⁻ + CH ₂ O-DOC → 0.6CO ₂ + 0.4HCO ₃ ⁻ + 0.2N ₂ + 0.8H ₂ O	7	E
	O2 oxidizing FeS2	3.75 O ₂ + FeS ₂ + 4 HCO ₃ ⁻ → Fe(OH) ₃ + 2 SO ₄ ²⁻ + 4 CO ₂ + 0.5 H ₂ O	8	F
	NO3 oxidizing FeS2	2.8 NO ₃ ⁻ + FeS ₂ + 0.8 CO ₂ + 0.4 H ₂ O → Fe ²⁺ + 2 SO ₄ ²⁻ + 0.8 HCO ₃ ⁻ + 1.4 N ₂	9	F
	O2 oxidizing FeCO3	O ₂ + 4FeCO ₃ + 6H ₂ O → 4Fe(OH) ₃ + 4CO ₂	10	G
	O2-reduction	O ₂ + CH ₂ O → CO ₂ + H ₂ O	11	
	NO3-reduction	4NO ₃ ⁻ + 5CH ₂ O → 2N ₂ + CO ₂ + 4HCO ₃ ⁻ + 3H ₂ O	12	
	MnO2-reduction	MnO ₂ + 0.5CH ₂ O + 1.5CO ₂ + 0.5H ₂ O → Mn ²⁺ + 2HCO ₃ ⁻	13	
	Fe(OH)3 reduction	Fe(OH) ₃ + 0.25CH ₂ O + 1.75CO ₂ → Fe ²⁺ + 2HCO ₃ ⁻ + 0.75H ₂ O	14	H, i
	SO4-reduction (FeS2)	2SO ₄ ²⁻ + 3.5CH ₂ O + Fe ²⁺ → FeS ₂ + 2HCO ₃ ⁻ + 1.5CO ₂ + 2.5H ₂ O	15	i
	SO4-reduction (no Fe)	SO ₄ ²⁻ + 2 CH ₂ O → HS ⁻ + HCO ₃ ⁻ + CO ₂ + H ₂ O	16	i
	CH4-formation	CO ₂ + 2CH ₂ O → CH ₄ + 2CO ₂	17	i
Dissolution	Gibbsite	Al(OH) ₃ + 3 H ⁺ ↔ Al ³⁺ + 3 H ₂ O	18	
	Ferrihydrite	Fe(OH) ₃ + 3 H ⁺ ↔ Fe ³⁺ + 3 H ₂ O	19	
	Fluorite	CaF ₂ ↔ Ca ²⁺ + 2F ⁻	20	J
	Calcite up to Dolomite	Ca _x Mg _{1-x} CO ₃ + CO ₂ + H ₂ O ↔ x Ca ²⁺ + (1-x) Mg ²⁺ + 2 HCO ₃ ⁻	21	J
	Siderite up to Rhodochrosite	Fe _x Mn _{1-x} CO ₃ + CO ₂ + H ₂ O ↔ x Fe ²⁺ + (1-x) Mn ²⁺ + 2 HCO ₃ ⁻	22	G
	Vivianite	Fe ₃ (PO ₄) ₂ ·8H ₂ O + 4 CO ₂ ↔ 3 Fe ²⁺ + 2 H ₂ PO ₄ ⁻ + 4 HCO ₃ ⁻ + 4 H ₂ O	23	
	Apatite	Ca ₅ (PO ₄) ₃ OH + 7CO ₂ + 6 H ₂ O ↔ 5 Ca ²⁺ + 3 H ₂ PO ₄ ⁻ + 7HCO ₃ ⁻	24	
	Barite	BaSO ₄ ↔ Ba ²⁺ + SO ₄ ²⁻	25	
	Gypsum	CaSO ₄ ·2H ₂ O ↔ Ca ²⁺ + SO ₄ ²⁻	26	K
	Halite	NaCl ↔ Na ⁺ + Cl ⁻	27	
	Anorthite	CaAl ₂ Si ₂ O ₈ + 2H ⁺ + 6 H ₂ O → Ca ²⁺ + 2 H ₄ SiO ₄ + 2 Al(OH) ₃	28	
	Orthoclase	KAlSi ₃ O ₈ + H ⁺ + 7 H ₂ O → K ⁺ + 3 H ₄ SiO ₄ + Al(OH) ₃	29	
	Illite	K _{0.6} Mg _{0.25} Al _{2.3} Si _{3.5} O ₁₀ (OH) ₂ + 1.1 H ⁺ + 8.9 H ₂ O → 0.6 K ⁺ + 0.25 Mg ²⁺ + 3.5 H ₄ SiO ₄ + 2.3 Al(OH) ₃	30	
	Olivine	MgFeSiO ₃ + 4H ⁺ → H ₄ SiO ₄ + Mg ²⁺ + Fe ²⁺	31	
	Biotite	Mg ₂ FeKAlSi ₃ O ₁₀ H ₂ + 7H ⁺ + 3H ₂ O → Al(OH) ₃ + 3H ₄ SiO ₄ + 2Mg ²⁺ + Fe ²⁺ + K ⁺	32	
	Albite	NaAlSi ₃ O ₈ + H ⁺ + 7 H ₂ O → Na ⁺ + 3 H ₄ SiO ₄ + Al(OH) ₃	33	
	Quartz or opal	SiO ₂ + 2 H ₂ O ↔ H ₄ SiO ₄	34	
Exch + transf.	Internal acid buffering	HCO ₃ ⁻ + H ⁺ ↔ H ₂ O + CO ₂	35	
	Uncharged species sorption	DOC, H ₄ SiO ₄ , H ₃ BO ₃ , As(OH) ₃ (any combination)	36	
	Cation exchange	Na ⁺ , K ⁺ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , NH ₄ ⁺ , Fe ²⁺ , Mn ²⁺ , H ⁺ , Al ³⁺ , TEs (any combination)	37	
	Anion Exchange	SO ₄ ²⁻ , HCO ₃ ⁻ , PO ₄ ³⁻ , OH ⁻ , F ⁻ , CrO ₄ ²⁻ (any combination)	38	
	Transformation kaolinite	H ₄ SiO ₄ + 0.2 Na ⁺ + 0.2 Mg ²⁺ + 0.6 HCO ₃ ⁻ + 0.3 Al ₂ Si ₂ O ₅ (OH) ₄ ↔ 0.6 CO ₂ + 0.4 Na _{0.5} Al _{1.5} Mg _{0.5} Si ₄ O ₁₀ (OH) ₂ + 2.5 H ₂ O	39	
Redox 2	Hornblende oxidation + dissolution	7 Ca ₃ NaMg ₃ Fe ^{II} ₃ Al ₂ Fe ^{III} (Si ₄ O ₁₁) ₄ (OH) ₄ + 103 H ⁺ + 5.25 O ₂ + 169.5 H ₂ O → 21 Ca ²⁺ + 7 Na ⁺ + 20 Mg ²⁺ + 28 Fe(OH) ₃ + 90 H ₄ SiO ₄ + 6 Mg _{1.67} Al _{2.33} Si _{3.67} O ₁₀ (OH) ₂	40	
	CH4 oxidation by Fe(OH)3	CH ₄ + 8 Fe(OH) ₃ + 15 CO ₂ → 8 Fe ²⁺ + 16 HCO ₃ ⁻ + 6 H ₂ O	41	
	SO4 reduction by CH4	CH ₄ + SO ₄ ²⁻ + Fe ²⁺ + (n-2) H ₂ O → FeS·nH ₂ O + CO ₂	42	L
	H2S oxidation by Fe(OH)3	H ₂ S + 8 Fe(OH) ₃ + 14 CO ₂ → 8 Fe ²⁺ + SO ₄ ²⁻ + 14 HCO ₃ ⁻ + 6 H ₂ O	43	
	MnO2 reduction by Fe2+	MnO ₂ + 2 Fe ²⁺ + 2 HCO ₃ ⁻ + 2 H ₂ O → 2 Fe(OH) ₃ + Mn ²⁺ + 2 CO ₂	44	
	Fe2+ oxidation by O2	Fe ²⁺ + 0.25 O ₂ + 2 HCO ₃ ⁻ + 0.5 H ₂ O → Fe(OH) ₃ + 2 CO ₂	45	L
	Fe2+ oxidation by NO3	Fe ²⁺ + 0.2 NO ₃ ⁻ + 1.8 HCO ₃ ⁻ + 0.6 H ₂ O → Fe(OH) ₃ + 0.1 N ₂ + 1.8 CO ₂	46	
	Fe2+ oxidation by MnO2	2 Fe ²⁺ + MnO ₂ + 2 H ₂ O + 2 HCO ₃ ⁻ → 2 Fe(OH) ₃ + Mn ²⁺ + 2 CO ₂	47	
	Mn2+ oxidation by O2	Mn ²⁺ + 0.5 O ₂ + 2 HCO ₃ ⁻ → MnO ₂ + 2 CO ₂	48	L

A = concentration by evapo(transpiration), to be defined in cell D3

B = dry deposition of acidifying strong acids, as depending on regional input strength (to be scaled in cell AF3)

C = In unsaturated zone, additional O2 and CO2 input, or CH4 output. And matching of Cl-input to Cl-output incl. associated salts via Cl-regression.

D = Storage in biomass as function of vegetation type to specify in cell AA3; E = DOC oxidation, set at 50% by O2 and 50% by NO3. May need adaptation.

F = pyrite composition regarding As, Co, Ni and Zn specified in X62:Al68; G = siderite composition specified in X62:Al68

H = ferrihydrite (FHO) composition specified in X62:Al68; i = SOM (CH2O) composition including NH4 and PO4 according to Redfield equation

J = Ca,Mg-carbonate composition specified in X62:Al68; K = gypsum composition specified in X62:Al68; L = often associated with mixing in wells or spring

6.1.3 TRANSATOMIC: uitspoeling OMIVE

TRANSATOMIC (version 1.2) is een Excel program ontwikkeld door Stuyfzand in 2012. TRANSATOMIC is het acronym voor TRANS Aquifer Transport Of MICropollutants.

In dit onderzoek is TRANSATOMIC gebruikt om concentratieveranderingen te berekenen met analytische oplossingen, voor organische microverontreinigingen tijdens bodempassage. Hierbij is rekening gehouden met filtratie, advectie, dispersie (+ diffusie), lineaire sorptie en eerste orde afbraak in een stationaire situatie. Het betreft transport langs een stroombaan.

6.2 Reconstructie van het inputsignaal (samenstelling grondwateraanvulling)

Voor het uitvoeren van chemische massabalansberekeningen is inzicht noodzakelijk in hoe de samenstelling van de grondwateraanvulling in de loop van de tijd is veranderd.

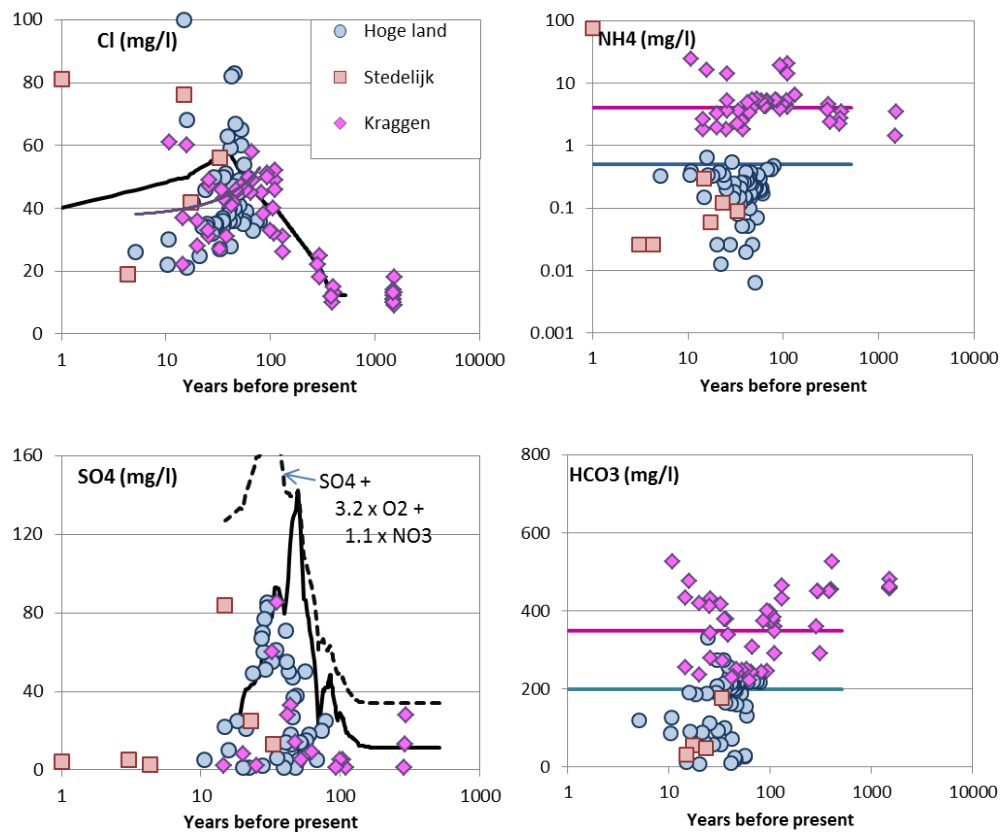
In Figuur 6-1 is de waargenomen chloride concentratie in waarnemingsfilters (y-as) uitgezet tegen de berekende leeftijd van het grondwater (x-as). De leeftijd is gelijk aan de bemonsteringsdatum, minus de berekende verblijftijd in de bodem. De verblijftijd is berekend met het grondwatermodel, aangevuld met de analytische formule beschreven in hoofdstuk 4 (eq. 4-1). De grafieken zijn op logaritmische schaal om ook het zeer oude grondwater te tonen. Daarom is als eenheid de ouderdom t.o.v. 2015 gebruikt maar dit kan uiteraard ook vertaald worden naar een jaartal. Bijvoorbeeld: 10 years before present is $2015 - 10 = 2005$.

De concentratie chloride (linksboven) is de afgelopen eeuw zeer sterk toegenomen. Dit komt deels door antropogene invloeden zoals toepassing van strooizout op wegen, lekkende riolering, verontreinigd oppervlaktewater, toegenomen verdamping (indikking van hemelwater) en door toename van de gewasproductie wat eventueel nog verergerd kan worden door beregening met grondwater (irrigation return flows). In het verre verleden waren de concentraties chloride zeer laag. Dit duidt op beperkte indikking door verdamping in het brongebied zoals schrale vegetatie op de stuwwal en hoogveen in het kraggengebied.

De concentratie ammonium wordt sterk gedictieerd door de aanwezigheid van veen in de ondiepe ondergrond.

De sulfaatwaarnemingen geven tot 50 jaar geleden een lagere concentratie dan verwacht op basis van de landelijk gereconstrueerde gegevens (doorgetrokken lijn). Recentere metingen zijn wel in lijn met de landelijke trends, maar bedacht moet worden dat pyrietoxidatie door zuurstof en nitraat ook kan bijdragen aan sulfaat in de bodem. De gestippelde lijn geeft weer in welke verhoudingen dat gebeurt. Interessant om te zien is dat de concentratie van het in 1935 gewonnen grondwater (35 mg/l SO₄) goed verklaarbaar is op basis van de hoeveelheid SO₄ (11 mg/l), NO₃ (1 mg/l) en O₂ (7 mg/l; schatting).

De peilbuis met ammonium concentratie 59 mg-N/l betreft mogelijk een voormalige stortplaats, gedempte sloot of andere puntverontreiniging.



Figuur 6-1 Vergelijking van de waargenomen concentratie in grondwater (y-as) versus het berekende aantal jaar geleden dat het bemonsterde grondwater is geïnfilteerd (x-as). Diverse species zijn weergegeven. De historische ontwikkeling van sulfaat- en nitraatdepositie (doorgetrokken zwarte lijn) is gebaseerd op het KWR programma RESPOND.

Voor het uitvoeren van verdere **massabalans berekeningen** met REACTIONS+ wordt uitgegaan van de volgende concentraties in grondwateraanvulling:

- Sulfaat: 11 mg/l in 1900 en 20 mg/l in 2015
- Nitraat: 1 mg/l in 1900 en 35 mg/l in 2015 (2/3^e van nitraatnorm)

Voor de overige species is in iedere berekening dezelfde inputconcentratie gehanteerd; zie Tabel 6-2.

Voor de **voorspelling van de ruwwaterkwaliteit in de winning** is gerekend met NH_4^+ - en Cl-belasting na passage van de reactieve bodemlagen:

- NH_4 Kraggen (veengebied & water): 4 mg/l NH_4
- NH_4 Stuwval en stedelijk gebied: 0.5 mg/l NH_4
- Chlorideconcentratie in gehele gebied conform dikke trendlijn in Figuur 6-1. De concentraties in 2015 zijn ook gehanteerd voor toekomstberekeningen

Pogingen om de samenstelling van overige nutriënten te reproduceren zijn lastig omdat er teveel onduidelijkheid is over het inputsignaal en reactiviteit van de bodem, met name in stedelijk gebied.

6.3 Kwantificering van bodemreacties in het oorspronkelijk grondwater

Met REACTIONS+ is de massabalans bepaald voor beide typen ruwwater in de winputten van Sint Jans klooster. Als inputsignaal is het hemelwater anno 1900 gebruikt. Vervolgens is de berekening herhaald met het huidige inputsignaal.

Het resultaat van de massabalans voor het **kraggenwater** rond het jaar 1900 staat in Tabel 6-2. Een positief getal bij de reacties betekent dat een element uit de bodem is verdwenen / uitgeloozd en toegevoegd aan het ruwwater (CH₄, HCO₃). Negatieve getallen wijzen op accumulatie in de bodem of afbraak (O₂ & NO₃).

Oplossing van kalk (CaCO_3 , 2.43 mmol/l) is kwantitatief de belangrijkste reactie, gevolgd door vorming van methaan (CH_4 , 1.438 mmol) en reductie van ijzerhydroxiden door organisch materiaal (FeOH_3 , 0.33 mmol/l). Oxidatie van pyriet speelt geen rol, omdat het grondwater al in de bovenste decimeters veen haar zuurstof en nitraat kwijt is.

Op de **stuwwal** (niet weergegeven in de figuur) zijn het oplossen van kalk, reductie van ijzerhydroxiden) en een beperkte mate van pyrietoxidatie de belangrijkste reacties. Vermoedelijk treedt enige mate van pyrietoxidatie op, maar worden vrijkomende sporenmetalen zoals arseen vermoedelijk direct gevangen in ijzerhydroxiden.

Het **stedelijk grondwater** is (naast VOCl) geassocieerd met hogere arseenconcentraties en sulfaat concentraties vergelijkbaar met die van stuwwalwater. Deze kunnen verklaard worden door reductie van ijzerhydroxiden met organisch materiaal waarbij het ingevangen arseen vrijkomt. De andere verklaring voor arseen is pyrietoxidatie door nitraat in stedelijk- en landbouwwater. Maar deze chemische reactie ligt minder voor de hand aangezien de sulfaatconcentraties niet/onvoldoende oplopen, tenzij het sulfaat weer reduceert tot pyriet onder invloed van organische stof, of de SO_4 en As pieken van elkaar gescheiden zijn doordat SO_4 weinig/niet retardeert en As veel.

Tabel 6-2 Screen dump van Reactions+ met massabalans voor de transformatie van hemelwater tot ruwwater zoals onttrokken in het oostelijk deel van het puttenveld (kraggenwater). Alleen de relevante reactievergelijkingen zijn getoond. SOM = Soil Organic Material

[illegible]

6.4 Kwantificering van bodemuitlogging

De uitlogging van de bovenste aquifer (wvp 1A) is eenvoudig te bepalen door de bodemreacties in het oorspronkelijke grondwater rond 1900 te vervangen door berekeningen met de huidige input/ samenstelling van de grondwateraanvulling. Hierbij is uitgegaan van de geochemische samenstelling uit Tabel 5-1. Ook is aangenomen dat het grondwater zich jaarlijks 1 meter naar beneden verplaatst (= 300 mm grondwateraanvulling / 0.35 porositeit).

De berekeningen geven aan dat op de stuwwal het kationuitwisselcomplex (CEC) het snelst uitloogt met 59 mm/jaar. Dit gevolgd door organische stof (5 mm/jaar), pyriet (4 mm/jaar), mangaanoxides (3 mm/jaar) en tot slot kalk (1 mm/jaar). De uitlogging van kalk verloopt traag mede vanwege de hoge kalkgehalten in de bovenste aquifer.

Onder de kraggen loogt de CEC het snelste uit met 67 mm/jaar. Gevolgd door organische stof (20 mm/jaar), mangaanoxides (4 mm/jaar), kalk (2 mm/jaar) en tot slot ijzerhydroxides (1 mm/jaar). Opvallend verschil met de stuwwal is dat op de kraggen nagenoeg geen pyriet uitloogt.

Deze berekeningen gelden alleen voor de bovenste 30 m-mv. Daaronder is de bodem veel minder reactief. Een belangrijke kanttekening bij deze berekeningen is dat voor het reactieve deel van de bodem de berekeningen gebaseerd zijn op extrapolatie van bodemchemische metingen uit Leeuwterveld. Bovendien zijn daar de mangaanoxides en pyriet geschat op basis van totaalanalyse van Mn en S middels XRF.

6.5 Berekende historische ontwikkeling ruwwaterkwaliteit (NH₄ en Cl)

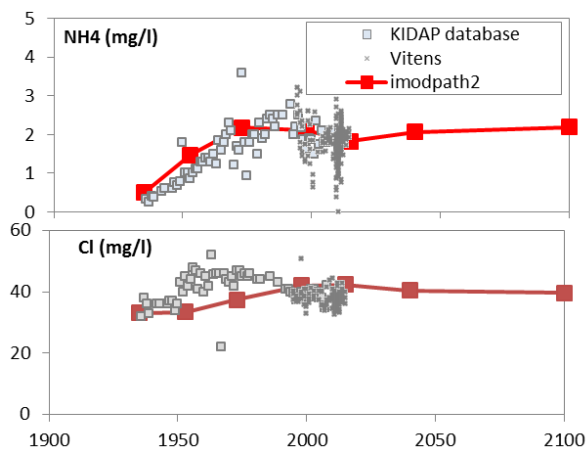
6.5.1 Gezamenlijk ruwwater

Figuur 6-2 toont de berekende samenstelling van het ruwwater. Dit komt voor ammonium goed overeen met de waarnemingen. Een belangrijke nuancering is dat het in hoofdstuk 4 beschreven kwelgebied in de kraggen met waterkwaliteit afkomstig van de stuwwal in 1935 mede bepaald is op basis van de waterkwaliteitsmetingen in winputten in 2015. De rekenresultaten zijn dus niet geheel onafhankelijk verkregen van de waarnemingen.

De berekeningen geven aan dat het ruwwater voor 44% afkomstig is uit het kraggengebied, wat goed overeenkomt met een eerdere schatting van circa 40% in het gebiedsdossier.

In de periode tussen 1950 en 1980 overschat het model de concentratie ammonium. Mogelijke oorzaken zijn verschillen tussen de aangenomen en werkelijke verdeling tussen de winputten, afwijkingen in het stromingsmodel, of doordat in werkelijkheid toch retardatie optreedt door interactie met de bodem waardoor het langer duurt voordat het evenwicht qua redox-overgang tussen Stuwwal- en Kraggenwater is ingesteld.

De concentratie chloride wordt in 1935 en 2015 goed voorspeld. De piek in de jaren 60 lijkt wat vertraagd door te dringen in de winning. Het is niet duidelijk of dit ligt aan het inputsignaal of een onderschatting van het aandeel zeer jong grondwater in het stromingsmodel.

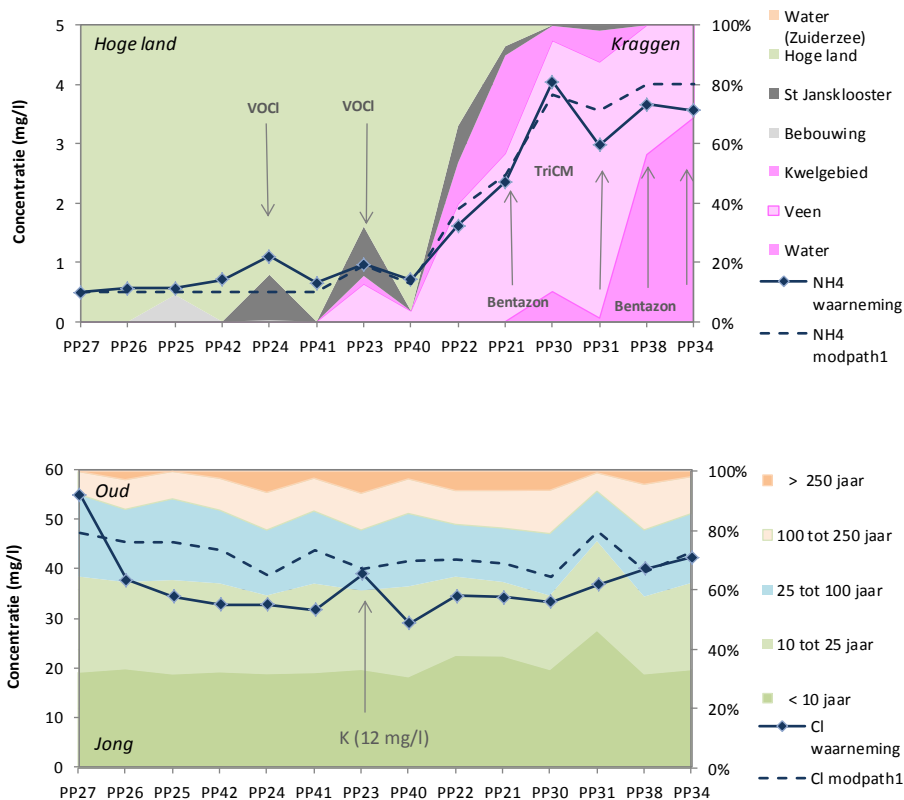


Figuur 6-2 Waargenomen en berekende concentratie ruwwater m.b.v. stroombaanberekeningen (modp1)

6.5.2 Waterkwaliteit per pompput

De berekende concentraties ammonium in Figuur 6-3 (boven) vertonen goede overeenkomst met de waarnemingen. PP24 en PP25 hebben een lichte onderschatting die vermoedelijk mede wordt veroorzaakt doordat in werkelijkheid ammonium uitspoelt onder stedelijk gebied, zonder dat daar in het model rekening mee is gehouden. Daarnaast valt op dat de putten met de hoogste VOCl concentratie allebei water aantrekken afkomstig uit de stedelijke kern van Sint Jansklooster wat een voor de hand liggende bron is. Voor bentazon is oppervlaktewater c.q. veengebied met wateraanvoer de meest voor de hand liggende bron. En ook dat komt goed overeen met de berekeningen, wat vertrouwen biedt in de uitkomsten van de rekenresultaten.

Voor chloride valt op dat de onderlinge waargenomen variatie niet goed verklaard kan worden met het model. Het ligt namelijk voor de hand om te veronderstellen dat de hoogste chlorideconcentraties optreden bij winputten met verhoudingsgewijs veel jonger grondwater. Dit blijkt niet het geval aangezien de hoogste chlorideconcentraties optreden bij winputten, die verhoudingsgewijs veel ouder water aan de oost- en westkant van het puttenveld aantrekken. De verhoogde chlorideconcentraties in waarnemingsfilter 21BP0191 F01 (gelegen op 14 m-mv ten zuidwesten van het puttenveld) kunnen duiden op een lokale bron. Isotopenmetingen kunnen hier wellicht meer inzicht leveren.



Figuur 6-3 Vergelijking tussen waargenomen concentratie ammonium en het intrekgebied (boven), en chloride versus leeftijd grondwater (onder). De waarnemingen zijn vergeleken met berekeningen middels een sterk gesimplificeerde chemische massabalans.

6.6 Autonome ontwikkeling ruwwaterkwaliteit

De autonome ontwikkeling van de ruwwaterkwaliteit (Cl en NH₄) is weergegeven in Figuur 6-2. Voor ammonium zullen de concentraties vermoedelijk nog verder toenemen van 1.8 mg/l nu tot 2.2 mg/l in 2100 door verschuiving van het redoxgrensvlak in westelijke richting. In het gebiedsdossier is ook vermeld dat uit een modelstudie is gebleken dat het ammoniumgehalte zal stijgen tot gemiddeld boven 2 mg/l. Helaas is geen referentie vermeld zodat niet duidelijk is om welke studie het ging en hoe deze is uitgevoerd.

Chloride zal vermoedelijk afnemen door een afname in het inputsignaal.

6.7 Retardatie en afbraak OMIVE

In

Tabel 6-3 zijn de stofeigenschappen van een aantal organische microverontreinigingen gegeven. Hierbij is onderscheid gemaakt tussen de verschillende redoxmilieu's op de stuwwal (suboxisch en anoxisch) en in de kraggen (alleen anoxisch). Een grote retardatie betekent dat de stof vertraagd door de bodem beweegt, en contaminanten met een korte halfwaardetijd breken snel af. Beide stofeigenschappen zijn gunstig.

De geel gemarkeerde stoffen bentazon, MCCP en MTBE zijn allen aangetroffen in de winning. Het betreft allemaal contaminanten die niet afbreken (hoge persistentie) en niet retarderen in de bodem. In de tabel staan diverse andere stoffen met dezelfde eigenschappen.

Andere stoffen hebben een zeer hoge retardatie en halfwaardetijd waardoor ze uitermate traag maar wel voor 100% doorkomen zoals PCB's. Stoffen zoals PAK hebben een zeer hoge retardatie en beperkte persistentie (lagere halfwaardetijd) waardoor ze uitermate traag en zeer waarschijnlijk vrijwel onmeetbaar doorbreken in de winning.

6.8 Beoordeling kwetsbaarheid winning

In Figuur 3-1 (rechtsonder) is de kwetsbaarheid van de ruwwaterkwaliteit geschat op basis van de REFLECT methodiek. Hierbij zijn de bodemkaart, dikte van slechtdoorlatende lagen boven putfilters en reistijden vanaf maaiveld beoordeeld en gecombineerd. Uit deze verschillende kaartbladen is een kwetsbaarheidskaart berekend (bron: gebiedsdossier).

De gebieden ten noordwesten en zuidoosten van het waterwingebied zijn zeer kwetsbaar. Dit komt door een combinatie van relatief korte verblijftijden (<10 jaar) en een zeer geringe slechtdoorlatende laag (met een dikte van <1 meter). Het oostelijk deel van het intrekgebied heeft geen kwetsbaarheidsscore omdat er een natuurgebied ligt. Dit betekent niet dat hier geen verontreinigingen kunnen optreden; denk bijvoorbeeld aan aanvoer van gebiedsvreemd oppervlaktewater.

In het gebiedsdossier is de winning beoordeeld als matig kwetsbaar. Dit vanwege de reactiviteit van de ondergrond en resulterende anaërobie van het onttrokken grondwater, maar ondanks de relatief korte verblijftijden.

Op basis van de systeemanalyse blijkt dat de winning kwetsbaarder. Dit omdat er geen aerobe afbraak plaatsvindt van kraggenwater. Bovendien kunnen ook sporen sub-oxisch water de winning bereiken vanuit stedelijk gebied en de landbouwgronden op de stuwwal zonder anaerobe afbraak. Het grootste risico vormt met name het overgangsgebied waar de deklaag dun is, mogelijk in combinatie met zeer korte verblijftijden door het lokaal ontbreken van scheidende lagen.

Tabel 6-3 Retardatie- en afbraakeigenschappen van 45 OMIVE voor het grondwater rondom Sint Jans klooster met input aan maaiveld en onderscheid naar redoxzone.

a	b	OMIVE	logKow	logKoc	Koc calc	pKa	Halfwaardetijd (T1/2, dag)			Retardatie		
							suboxic	anoxic	deeply anoxic	Stuwval suboxisch	Stuwval anoxisch	Kraggen anoxisch
0.989	-0.346	1,1,1-trichloroethane	2.47	2.25	178	99	273	560	3.5	1.3	1.5	1.5
0.989	-0.346	1,2-dichloorethene	2.55	#N/A	150	99	28	720	720	1.2	1.4	1.4
0.720	0.490	1,2-dichlorobenzene	3.39	2.49	309	20	180	1E+99	10	1.5	1.8	1.8
0.989	-0.346	1,2-dichloroethane	1.51	1.51	32	99	180	720	1E+99	1.0	1.1	1.1
1.000	0.000	1,2-dichloropropane	1.99	1.66	46	99	1E+99	10957.5	#N/A	1.1	1.1	1.1
0.720	0.490	1,3,5-trichlorobenzene	4.19	3.7	5012	99	183	365	1E+99	8.4	14.4	14.2
0.720	0.490	1,3-dichlorobenzene	3.38	#N/A	839	20	180	1E+99	7	2.2	3.3	3.2
0.720	0.490	1,4-dichlorobenzene	3.39	#N/A	853	20	180	1E+99	6	2.3	3.3	3.3
1.000	0.000	1,4-Dioxane	-0.27	#N/A	1	99	1E+99	36525	#N/A	1.0	1.0	1.0
#N/A		3-or 5-chlorotoluidine	2.26	2.3	200	99	#N/A	#N/A	#N/A	1.3	1.5	1.5
1.000	-0.210	acenaftene	4.33	3.94	8710	99	102	408	1E+99	13.7	24.2	23.7
1.000	0.000	Amidotrizoic acid	1.37	#N/A	23	99	1E+99	40	#N/A	1.0	1.1	1.1
0.720	0.670	atrazine	2.33	1.85	71	1.7	140	20	10	1.0	1.0	1.0
1.000	0.000	Bentazone	-0.46	#N/A	0	2.9	1E+99	4400	#N/A	1.0	1.0	1.0
1.000	-0.210	benzo(a)pyrene	6.04	6.4	2511886	99	530	2120	2120	948.6	1750.0	641.8
0.720	0.490	bis-(2-chloroisopropyl)le	2.05	#N/A	92	99	180	1E+99	1E+99	1.1	1.2	1.2
1.000	0.000	Carbamazepine	2.45	#N/A	282	99	1E+99	14600	#N/A	1.4	1.8	1.8
1.000	0.000	Carbendazim	1.56	#N/A	36	99	1E+99	25	#N/A	1.1	1.1	1.1
#N/A	#N/A	chlorate	#N/A	1	10	2	1E+99	3	1.5	1.0	1.0	1.0
0.989	-0.346	chloroform	1.97	2	100	99	80	2.5	2.5	1.1	1.3	1.3
1.000	0.000	Diglyme	-0.36	#N/A	0	99	1E+99	1E+99	#N/A	1.0	1.0	1.0
1.029	-0.180	dinoseb	3.69	#N/A	4140	5	123	10	5	1.2	1.1	1.1
0.720	0.670	diurone	2.81	2.6	398	2.16	240	25	12.5	1.0	1.0	1.0
0.720	0.490	gamma-HCH	3.69	3.3	1995	99	240	7	3.5	3.9	6.4	6.3
0.720	0.490	HCb	5.73	4.6	39811	99	969	8356	2557	57.2	103.4	94.0
0.720	0.670	hexachlorobutadiene	5.73	4.5	31623	99	28	112	720	46.0	83.1	76.9
1.000	-0.210	indeno(1,2,3-cd)pyrene	7.66	6.77	5888437	99	730	2400	2920	1111.2	2054.8	678.7
1.000	0.000	lohexol	-3.05	#N/A	0	99	0.5	#N/A	#N/A	1.0	1.0	1.0
1.000	0.000	lomeprol	low	#N/A	1	99	0.3	#N/A	#N/A	1.0	1.0	1.0
1.000	0.000	lopamidol	-2.42	#N/A	0	99	58	140	#N/A	1.0	1.0	1.0
1.000	0.000	lopromide	-2.05	#N/A	0	99	0.7	#N/A	#N/A	1.0	1.0	1.0
1.000	0.000	MCP	0.1	#N/A	1	3.8	1E+99	4400	#N/A	1.0	1.0	1.0
1.000	0.000	MTBE	1.07	#N/A	12	99	1E+99	1E+99	#N/A	1.0	1.0	1.0
1.000	-0.210	naphtalene	3.37	3.11	1288	99	0.5	25	258	2.9	4.5	4.4
#N/A		o-chloroaniline	1.926	2	100	99	50	#N/A	#N/A	1.1	1.3	1.3
0.904	-0.550	PCB-180	6.56	#N/A	240016	99	1E+99	1E+99	3300	278.2	508.0	338.7
0.904	-0.550	PCB-28	5.6	4.61	40738	99	1E+99	1E+99	3300	58.4	105.7	95.9
0.820	0.020	pentachlorophenole	5.12	4.52	33113	4.7	23	42	1520	1.8	1.4	1.4
1.000	-0.210	phenantrene	4.56	4.36	22909	99	28	64	800	33.9	61.1	57.7
1.000	0.000	Phenazone	0.38	#N/A	2	99	2	1460	#N/A	1.0	1.0	1.0
0.720	0.670	simazine	2.83	2.12	132	1.7	90	10	5	1.0	1.0	1.0
1.000	0.000	Sulfamethoxazole	0.89	#N/A	8	6	1E+99	30	#N/A	1.0	1.0	1.0
0.720	0.490	toluene	2.79	2.31	204	99	4	56	6	1.3	1.5	1.5
0.989	-0.346	trichloroethene	2.35	2.2	158	99	360	1653	18	1.2	1.4	1.4
1.000	-0.317	xylene	3.17	#N/A	713	99	7	180	360	2.1	2.9	2.9

7 Invloed putschakeling op prestaties waterzuivering

In dit hoofdstuk wordt ingezoomd op fluctuaties van de ruwwaterkwaliteit in de winputten, en welke invloed zij hebben op de prestatie van de waterzuivering. Eerst wordt de werkwijze toegelicht. Vervolgens wordt beschouwd welke randvoorwaarden de zuivering stelt aan de ruwwaterkwaliteit. Hierna wordt het schakelschema toegelicht en berekend welke invloed dit heeft op de gezamenlijke ruwwaterkwaliteit. Tot slot volgen aanbevelingen.

7.1 Materiaal en methoden: soft sensor

In dit onderzoek is de ruwwaterkwaliteit (c_r) berekend aan de hand van de nominale debieten (Q_p), de gemeten concentraties (C_p) en of een put aan/ uit heeft gestaan in de periode voorafgaande aan de meting (f_p) voor alle winputten (i).

$$c_r = \frac{\sum_{i=0}^i c_p Q_p f_p}{\sum_{i=0}^i Q_p f_p}$$

Aannames/ vereenvoudigingen:

De berekeningen zijn steeds uitgevoerd per tijdvak van één uur, omdat de gegevens niet in kleinere tijdstappen beschikbaar zijn. Per tijdvak van één uur is bepaald welke putten aan/ uit stonden en gedurende hoeveel minuten (f_p = aantal minuten put aan / 60)

Voor de debieten (Q_{put}) is uitgegaan van het nominale debiet per winput. Er zijn geen gegevens beschikbaar over de frequentie van toerengeregelde putten en afwijkingen in het debiet van de overige putten. Afwijking van het vermeende debiet kan optreden door het 'wegdrukken' van putten aan de ruwwaterleiding, onderlinge beïnvloeding van de afpomp (door nabij gelegen putten), verstopping of verslechtering van de pompkarakteristieken voor de desbetreffende put.

Voor de concentratie (C_{put}) is gerekend met de gemiddelde concentratie van de metingen in de betreffende winput in het betreffende jaar. De concentratie kan dus van jaar tot jaar variëren, maar is constant binnen een jaar.

Bij de discussie van resultaten wordt ingegaan op de gevolgen van deze aannames op de betrouwbaarheid van het model.

Deze methode sluit aan bij de wens van Vitens om de gezamenlijke ruwwaterkwaliteit te voorspellen en sturen middels een soft sensor. Een soft sensor is een programma (software) dat een parameter berekent door aggregatie van verschillende metingen en vaste instellingen.

7.2 Randvoorwaarden ruwwaterleiding en waterzuivering

Alle putten hebben een individuele leiding die in een droge ruwwaterkelder uitkomt via één van beide verzamelleidingen. Idealiter zou het ruwwater eerst volledig gemengd worden alvorens het naar de voorfilters gaat. In de praktijk is tussen beide verzamelleidingen slechts beperkte uitwisseling mogelijk via een verbinding met kleine diameter. Voor slechts 3 putten

bestaat er een verbinding met beide verzamelleidingen en kan gekozen worden voor afvoer via één van beide strengen.

De verzamelleidingen zijn verbonden met twee gescheiden zuiveringsstraten. Het ruwwater ondergaat plaatbeluchting, voorfiltratie, torenbeluchting, ontharding en nafiltratie.

7.2.1 Ammonium: grenswaarde piekconcentratie 2.5 mg/l in ruwwater

Momenteel vinden alle processen plaats in het voorfilter. In het nafilter komt geen biologische activiteit op gang, vermoedelijk omdat de ammonium meestal volledig wordt verwijderd (omgezet in nitraat) in de eerste zuiveringsstappen en slechts incidenteel doorslaat.

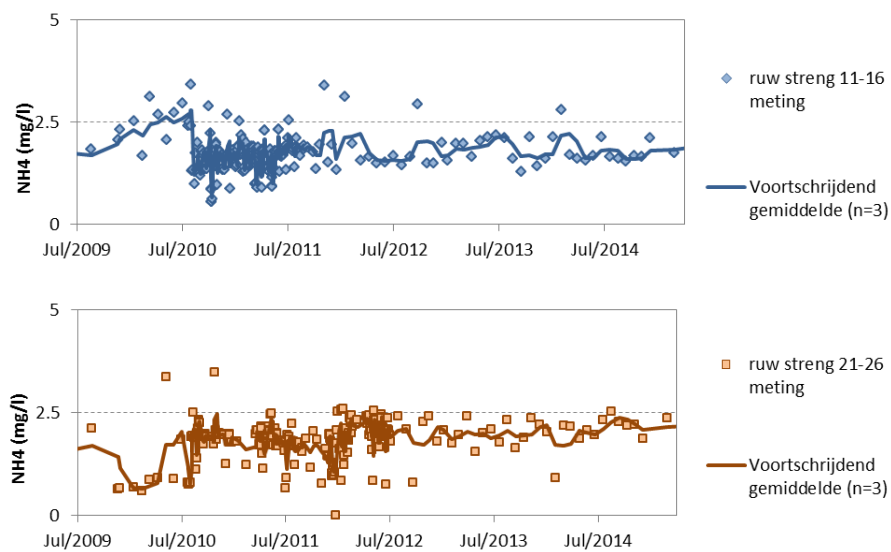
NH_4^+ verwijdering dient dus volledig plaats te vinden in het voorfilter. Het nafilter verwijdert alleen *carry-over* van de pelletreactor. Uit een analyse van Vitens is gebleken dat de concentratie NH_4^+ in beide ruwwaterstrengen niet boven 2.5 mg/l mag uitkomen, om doorslag van nitriet (NO_2^-) te voorkomen. De indicatieve berekening in Tabel 7-1 bevestigt deze grenswaarde en laat zien dat het zuurstofverbruik met name wordt bepaald door nitrificatie van NH_4^+ .

Tabel 7-1 Indicatieve berekening van het zuurstofverbruik in de zuivering bij maximaal toelaatbare concentraties NH_4 . Hierbij is gerekend met de volgende uitgangspunten: Methaanoxide 4 mg O_2 /mg CH_4 ; Ontijzering 0.14 mg O_2 /mg Fe; Ontmanganing 0.29 mg O_2 /mg Mn; Nitrificatie 3.56 mg O_2 /mg NH_4 . (Bron: persoonlijke mededeling Hans Huiting KWR, sept 2016).

Huidige situatie			Rendement	Concentraties in water na proces/reactie				Zuurstof	
				Methaan mg/l	IJzer mg/l	Mangaan mg/l	Ammonium mg/l	Delta mg/l	Rest mg/l
Ruw water				10.00	5.00	0.50	2.50		0.00
Temperatuur		10.5	°C						
Plaatbeluchter	methaan	98%	verwijdering	0.20	5.00	0.50	2.50	11.20	11.20
O_2 dosering, toename		0	mg/l	0.20	5.00	0.50	2.50	0.00	11.20
Voorfiltratie	Methaanoxide	100%		0.00				-0.80	10.40
	Ontijzering	100%			0.00			-0.70	9.70
	Ontmanganing	100%				0.00		-0.15	9.55
	Nitrificatie	100%					0.00	-8.90	0.65
Beluchting, max O_2		10	mg/l	0.00	0.00	0.00	0.00	9.35	10.00
Nafiltratie	Methaanoxide	100%		0.00				0.00	10.00
	Ontijzering	100%			0.00			0.00	10.00
	Ontmanganing	100%				0.00		0.00	10.00
	Nitrificatie	100%					0.00	0.00	10.00

7.2.2 Ammonium: grenswaarde gemiddeld 1.9 mg/l in ruwwater

Figuur 7-1 laat zien dat de NH_4 concentratie in de praktijk fluctueert. Implementatie van een nieuw schakelschema in 2014 zorgde ervoor dat de zuivering vlakker kan draaien. Maar desondanks fluctueert de NH_4 van beide strengen binnen een range van 0.6 mg. Dit betekent dat het gezamenlijk ruw gemiddeld minimaal 0.6 mg/l onder de grenswaarde van 2.5 mg/l moet blijven oftewel **gemiddeld 1.9 mg/l NH_4** mag bedragen bij het huidige puschakelschema.



Figuur 7-1 Verloop van gemeten concentratie NH_4^+ in ruwwater. Voortschrijdend gemiddelde = gemiddeld van afgelopen 3 metingen

7.2.3 Mangaan

Onduidelijk is nu of Mn ook doorslaat in de zuivering bij doorslag van nitriet. Mogelijk vormt dit een aandachtspunt op langere termijn.

7.2.4 Arseen

As is in het gezamenlijk ruw vanaf 1995 tot 2014 opgelopen van 1.5 naar 3.5 $\mu\text{g/l}$. De concentratie As in gezamenlijk rein water bedraagt vanaf 2010 gemiddeld 0.2 $\mu\text{g/l}$. Dit laatste is ruim beneden de huidige drinkwaternorm van 10 $\mu\text{g/l}$, en ook lager dan de strengere normen waar momenteel over wordt gesproken.

7.2.5 Kleur

De kleur van het water wordt een probleem als het aandeel Kraggenwater te groot wordt.

7.3 Schakelschema winputten

Het schakelschema is er op gericht om NH_4^+ zo vlak mogelijk en onder de grenswaarde van 2.5 mg/l te houden door putten met veel kraggenwater (NH_4 hoog) en putten met stuwwalwater (NH_4 laag) in de juiste verhouding te mengen. Dit voorkomt tegelijk ook problemen door verkleuring en hoge DOC. Daarnaast moet regelmatig geschakeld worden om putverstopping te voorkomen en in te spelen op variaties in de watervraag.

Het schakelschema van de putten neemt steeds toe met stappen. Bij maximale capaciteit staan 11 van de 14 putten aan. De pompen in P21, P22 (met wisselende ruwwaterkwaliteit) en P26 zijn frequentiegestuurd en worden gebruikt om de exacte hoeveelheid ruwwater te sturen. Door Vitens is in 2017 geconstateerd (op basis van het frequentiesignaal) dat het ruwwaterdebiet fluctueert als een soort sinusoïde met een spreiding die kan oplopen tot boven de 100 m³/h binnen 15 minuten.

De opzet van het ruwwaternet met twee gescheiden zuiveringsstraten maakt het schakelschema zeer complex aangezien beide ruwwaterleidingen aan de waterkwaliteitseisen moeten voldoen.

De zuivering is kwetsbaar voor storingen binnen de winning. Er mogen maximaal 1 of 2 putten met Stuwwalwater uitstaan i.v.m. de maximaal toelaatbare NH_4^+ belasting van de

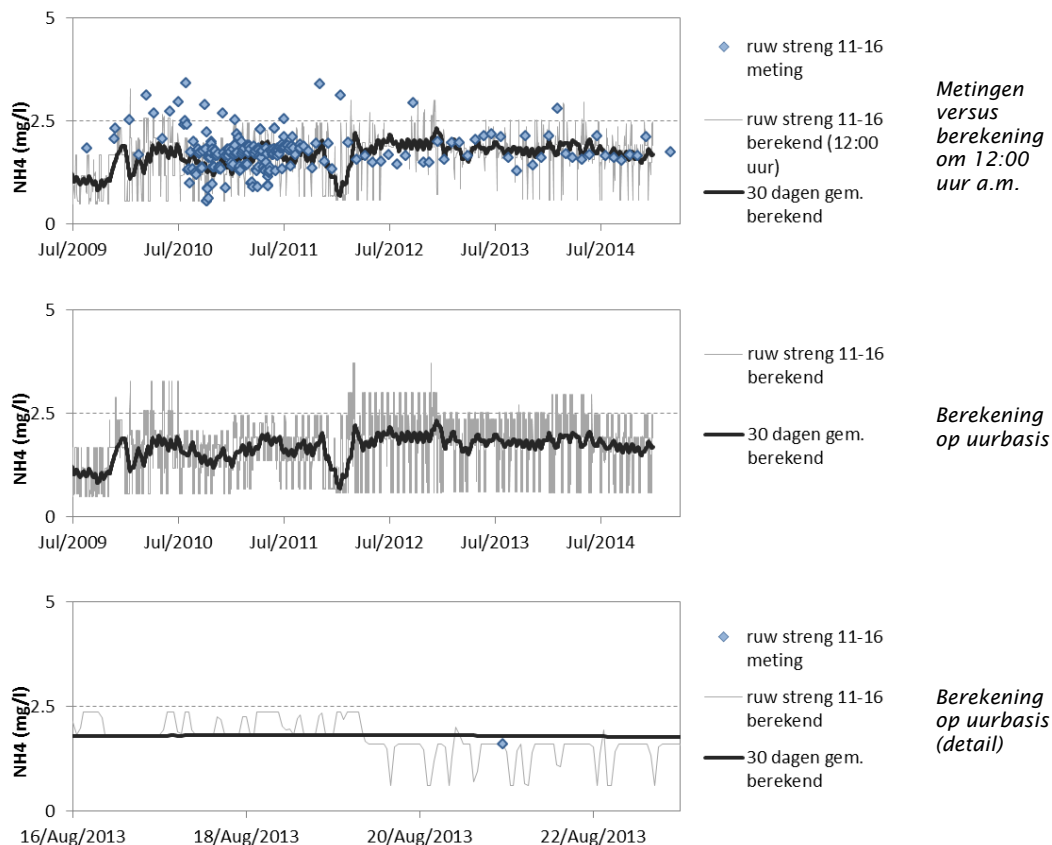
zuivering. In 2010 resulteerde de uitval van 3 putten op de stuwwal in onvolledige nitrificatie met als gevolg dat er met regelmaat nitriet in het reinwater werd aangetoond.

Figuur 3-7 (onder) geeft hoe frequent de verschillende putten in bedrijf zijn. P32 en P35 t/m P39 zijn vanaf 2010 (en mogelijk eerder al) bij normale bedrijfsvoering niet in gebruik. De putten P40 en P41 zijn korte tijd uit gebruik genomen omdat ze buiten de winvergunning leken te vallen maar later is afgesproken dat ze toch in productie mogen blijven.

7.4 Voorspelling fluctuatie ruwwaterkwaliteit (gezamenlijke ruw)

In Figuur 7-2 (boven) is een vergelijking gemaakt tussen de gemeten concentratie van het gezamenlijk ruwwater en berekeningen met de in §7.1 beschreven soft sensor. De modelstatistieken zijn als volgt:

• Gemiddelde fout (mg/l NH ₄ ⁺)	0.08 (streng 11-16)	-0.09 (streng 21-26)
• Stdev modelfout	0.59	0.51
• R ²	0.58	0.73
• Verklaarde variantie	-0.80	-0.07



Figuur 7-2 Vergelijking tussen de gemeten en berekende concentratie NH₄ in het ruwwater voor streng VF 11-16 (boven). Alleen berekeningen om 12:00 uur zijn getoond. De middelste en onderste figuur tonen dat de berekende concentraties op uurbasis meer fluctueren dan de gemiddelde verschillen van dag tot dag.

Wat opvalt is dat de gemiddelde modelfout beperkt is, wat betekent dat de soft sensor de juiste gemiddelde concentratie voorspelt. Echter, de negatieve verklaarde variantie betekent dat het model zodanig slecht presteert dat de variantie (fluctuatie) van de modelfouten groter is dan de meetwaarden. Hiervoor zijn diverse oorzaken aan te wijzen:

- Geen rekening gehouden met frequentieregeling en wegdrukken van putten
- Fluctuatie van ruwwaterkwaliteit in putten verwaarloosd; met name in de winputten P21, P22, P23 en P24 op de overgang van kraggenwater naar stuwwalwater.
- Het exacte tijdstip van metingen is niet geregistreerd; in de berekening is aangenomen dat monsters om 12:00 uur zijn genomen. Figuur 7-2 (midden, onder) toont dat de berekende concentratie binnen een werkdag sterk kan fluctueren; de minimale en maximale waarde tussen 08:00 en 16:00 uur verschilt gemiddeld 0.43 mg/l (stdev 0.16).
- Een laatste mogelijkheid is dat het water in de streng onvoldoende gemengd is of dat er processen werkzaam zijn die de NH_4 concentratie veranderen. Bij een eerder onderzoek naar de winning van Oasen op Ridderkerk speelden problemen met de NH_4 metingen (van Doorn et al 2015). Vitens sluit meetfouten uit omdat de 24 uur bewaartijd voor analyse van ammonium onderdeel is van de certificering van de analysemethode en daarmee dus is gevalideerd

7.5 Stuurbaarheid ruwwaterkwaliteit (per winput)

In de vorige paragraaf is toegelicht dat de beperkte nauwkeurigheid van de soft sensor mede het gevolg is van fluctuaties in de ruwwaterkwaliteit in enkele winputten. De winputten P21, P22, P23 en P24 liggen van oost naar west op de overgang van kraggenwater naar stuwwalwater. Vanuit het noorden stroomt een stedelijke VOCl verontreinigingspluim toe.

Het vermoeden bestaat dat er een relatie is voor de NH_4 concentratie met hoe frequent een winput heeft aan- of uitgestaan in de periode voor monsternamen.

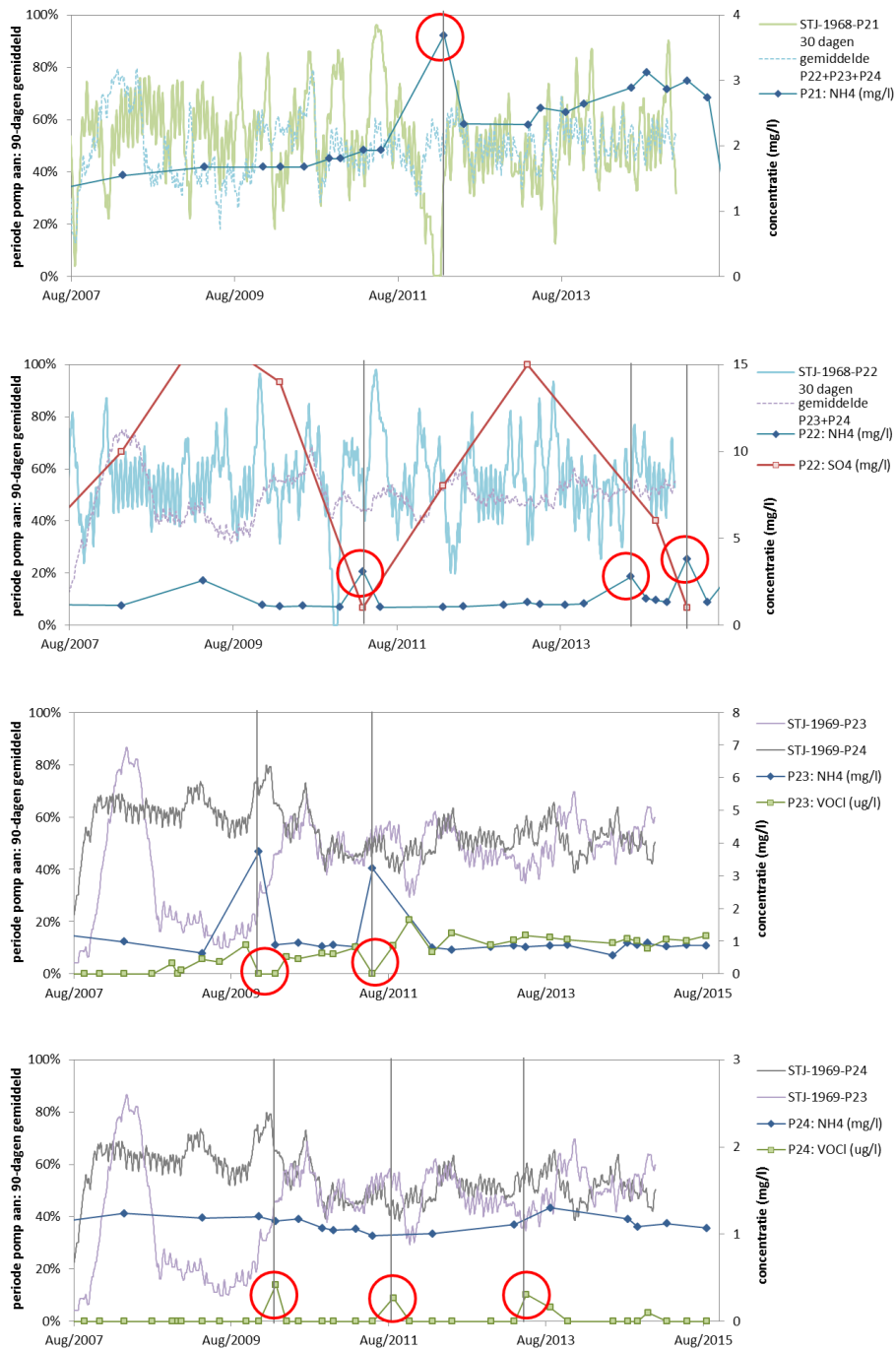
Figuur 7-3 (boven) toont dat in P21 de piek in de NH_4 concentratie overeenkomt met een periode van enkele maanden waarin de put uit productie was. In deze periode is de overgang van stuwwal- naar kraggenwater verder naar het westen verplaatst doordat de westelijk gelegen winputten P22, P23 en P24 wel in productie bleven. Dit heeft vermoedelijk geleid tot een snelle tijdelijke toename van NH_4^+ rondom de winput. Na her-ingebruikname is de winput weer deels stuwwalwater gaan aantrekken. Een alternatieve verklaring is dat tijdens lange stilstand de winput kortsluitstroming ondervond en tijdens het schakelen het weggelekte water wint. Overigens toont de grafiek voor het afgelopen decennium ook een stijgende trend in de concentratie NH_4^+ door verschuiving van het redox grensvlak.

De concentratie NH_4^+ in P22 (Figuur 7-3) toont drie pieken. De NH_4^+ -piek in maart 2011 valt samen met een periode dat P21 veel uren heeft gedraaid in verhouding tot omliggende putten en daarmee mogelijk meer kraggenwater heeft aangetrokken. Echter, de NH_4^+ -pieken in juli 2014 en februari 2015 tonen geen eenduidig verband met de voorgeschiedenis van de winput. Wat verder opvalt is dat de NH_4^+ -pieken samenvallen met een daling van SO_4^- . Dit is logisch omdat een toename van het aandeel kraggenwater automatisch gepaard gaat met een afname van SO_4^- -rijk stuwwalwater.

De concentratie VOCl in P23 (Figuur 7-3) loopt afgelopen decennium gestaag op en is een gevolg van het sluiten van de interceptieputten P47 en P48. Wel is er een opvallende dip in de VOCl in december 2009 en mei 2011. De NH_4^+ dip in P23 komt overeen met een piek in P24 (Figuur 7-3 onder), waardoor het lijkt of het front van de verontreinigingspluim zich tijdelijk in westelijke richting heeft verlegd. Er is geen eenduidig verband met de draaiuren voorafgaand aan monsternamen.

Opvallend is dat de hoge NH_4 concentraties in P23 gepaard gaat met VOCl van 0 $\mu\text{g/l}$. Dit kan erop duiden dat NH_4^+ -rijk water (afkomstig van de kraggen) en water met VOCl (afkomstig uit een stedelijke bodemverontreinigingslocatie) elkaar verdringen.

Geconcludeerd wordt dat er geen eenduidig visueel waarneembaar verband is tussen het onttrekkingsregime en de samenstelling van het water per winput. Mogelijk is er sprake van een ingewikkelder verband, maar hiervoor is aanvullende analyse met een gedetailleerd grondwaterstroming- en transportmodel wenselijk.



Figuur 7-3 Vergelijking van waargenomen concentratie NH4, SO4 en het onttrekkingshoeveelheid in winput P21 (boven), P22, P23 en P24 (onder).

7.6 Aanbevelingen kort termijn: verbeterde monitoring en aanpassing schakelschema

De belangrijkste aanbevelingen om de prestaties van het puttenveld op korte termijn te verbeteren zijn om aanpassingen te doen aan de pompconfiguratie en het schakelschema. Dit kan op verschillende manieren:

Optie 1: Verbetering schakelschema na verplaatsen frequentiegestuurde pompen

- Frequentie-gestuurde pompen verplaatsen naar 2 putten met een constante concentratie NH_4^+ rond 2.5 mg/l (1 per streng). Zo wordt voorkomen dat het debiet van invloed is op de concentratie in het ruwwater. De concentratie wordt dan alleen bepaald door de putten met een vast pompdebiet.
- Eventueel 4 putten uitrusten met frequentieregelaar zodat de frequentie-gestuurde putten ook voldoende rustmomenten krijgen om putverstopping te voorkomen.
- Is het mogelijk om met 1 frequentiegestuurde pomp te werken door beide strengen onderling te verbinden?

Optie 2: Verbetering schakelschema zonder frequentiegestuurde pompen

- Geen gebruik maken van frequentiegestuurde pompen, alleen pompen met vast debiet.
- PP22 en PP23 alleen aanschakelen als de watervraag hoog is, zodat fluctuaties worden weggemengd met andere putten.

Daarnaast zijn aanpassingen wenselijk in de monitoring van de productielocatie, om op termijn een betrouwbare soft sensor te ontwikkelen. Derhalve monitoring van:

- Analyse van totale ruwwaterdebiet per streng, om afname nominale debiet per pomp door wegdrukken vast te stellen. (NB Totale debiet ruwwater wordt gemeten volgens Vitens maar gegevens zijn niet beschikbaar gesteld)
- Debiet van de frequentieregelderde pomp, of relatie frequentie -debiet.
- Extra aandacht voor het correct registreren en in LIMS opslaan van het exacte tijdstip van monstername ruwwater.

Tot slot is inzicht nodig in de oorzaken van fluctuerende ruwwaterkwaliteit per winput om deze te kunnen voorspellen. Denk hierbij ook aan analyseproblemen door wisselende standtijden van het monster (b.v. analyseruis en oxidatie van NH_4).

8 Oplossingsrichtingen: sturing ruwwaterkwaliteit op lange termijn

8.1 Conclusies systeemanalyse

De grootste waterkwaliteitsbedreiging voor de productielocatie Sint Jansklooster is (voorlopig) de oplopende ammoniumconcentratie in het gezamenlijk ruwwater:

- Het redoxgrensvlak met hogere ammoniumconcentraties is de afgelopen 40 jaar 400 meter naar het westen opgeschoven.
- Vitens heeft hierop geanticipeerd door verhoudingsgewijs steeds meer ruwwater te winnen met putten gelegen in het westen van het waterwingebied. Hierdoor is het zwaartepunt van de winning circa 250 m opgeschoven naar het westen.
- Uit waarnemingen en modelberekeningen blijkt dat de concentratie ammonium desondanks geleidelijk toeneemt.

Zonder aanvullende maatregelen zal ammonium na verloop van tijd boven de randvoorwaarden van de huidige zuivering uitkomen. Bovendien is de zuivering de afgelopen jaren kwetsbaar gebleken voor fluctuaties van de ruwwaterkwaliteit bij (tijdelijke) uitval van putten.

8.2 Oplossingsrichtingen

In overleg met Vitens zijn een aantal oplossingsrichtingen benoemd. Hierbij is in eerste instantie gekeken naar mogelijkheden om de ruwwaterkwaliteit beter te sturen, gebruik makend van de huidige infrastructuur:

- 1: Verplaatsen zwaartepunt winning
- 2: Gescheiden winnen en zuiveren

Daarnaast zijn oplossingsrichtingen benoemd die aanpassingen vergen in de infrastructuur van de winning (ruwwaternet, winputten, zuivering):

- 3: Gescheiden winnen en zuiveren (met extra ruwwaterleiding)
- 4: ondergronds ontijzeren
- 5: bijplaatsen putten binnen waterwingebied ??
- 6: bijplaatsen putten ten westen waterwingebied ??
- 7: verdiepen 4 winputten
- 8: zuurstofdosering zuivering

Tabel 8-1 Ligging van winputten per scenario. Locaties van nieuwe putten zijn globaal. In scenario 5 worden nieuwe winputten geboord ter plaatse van P28, P29 en P32. In scenario 6 worden ter plaatse van "nieuw1", "nieuw2" en P32 in totaal 6 nieuwe winputten geboord.

Naam winput	BK filter m-mv	OK filter m-mv	X	Y	Debiet per put (m3/dag)					
					Scenario 0	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 5	Scenario 6	Scenario 7
nieuw 1	42.2	81	196419	520605	N/A	N/A	N/A	N/A	3044	N/A
nieuw 2	42.2	81	196544	520680	N/A	N/A	N/A	N/A	3044	N/A
nieuw 3	wvp2		196939	520918	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	707
nieuw 4	wvp2		196789	520818	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	707
STJ-1982-P32	42.4	81.1	196669	520755	0	0	0	1360	3044	0
STJ-P72-P27	43.2	82	196842	520836	536	1215	1090	536	536	536
STJ-P72-P26	42.2	81	196924	520875	1090	1090	536	1090	1090	1090
STJ-P72-P25	39.8	78.6	196926	520966	515	1194	1112	515	515	515
STJ-1992-P42	63	91	197004	520897	1112	1112	515	1112	1112	1112
STJ-1969-P24	49.2	83.2	197011	520995	1129	1129	632	1129	1129	1129
STJ-1992-P41	61.6	90.4	197094	520940	632	1312	1129	632	0	632
STJ-1969-P23	35.1	74.1	197100	521036	1001	1001	1001	1001	0	1001
STJ-1992-P40	61	87.1	197185	520984	1097	1097	1097	1097	0	1097
STJ-1968-P22	45.4	80.2	197188	521080	1116	1116	1116	1116	0	1116
STJ-1968-P21	42.3	81.3	197271	521118	1203	1203	1768	1203	0	1203
STJ-P80-P30	46.1	75	197353	521231	1364	1364	0	0	0	1364
STJ-1980-P31	40.5	74.4	197270	521357	1303	0	0	0	0	1303
STJ-1992-P38	34.5	63.3	197430	521300	564	679	0	0	0	0
STJ-1992-P36	33.2	62	197544	521442	0	0	1303	0	0	0
STJ-1992-P35	28.9	57.8	197630	521460	0	0	1364	0	0	0
STJ-1992-P34	34.7	63.5	197700	521530	850	0	850	0	0	0
STJ-1972-P28	43.4	82.2	196763	520797	0	0	0	1360	0	0
STJ-1972-P29	39.4	78	196690	520760	0	0	0	1360	0	0

8.3 Hydrochemische effecten van oplossingsrichtingen

De oplossingsrichtingen zijn doorgerekend met het grondwatermodel en stroombanen. In deze berekeningen is alleen rekening gehouden met waterkwaliteitseffecten door het opschuiven van het grensvlak kraggenwater – stuwwalwater. Aanname is dat de uitspoeling (concentratie) van ammonium uit het kraggengebied en de stuwwal gelijk blijft. De berekende ruwwaterkwaliteit staat in

Tabel 8-2 en wordt in deze paragraaf verder toegelicht.

8.3.1 Oplossingsrichting 1: verplaatsen zwaartepunt door anders schakelen

De eerste oplossingsrichting omvat het 100 m in westelijke richting verplaatsen van het zwaartepunt van de winning door bestaande winputten anders te schakelen. De putten op de stuwwal worden 33% meer bedreven. Dit moet ervoor zorgen dat de gemiddelde concentraties binnen de randvoorwaarden van de zuivering blijven.

Het verplaatsen van het zwaartepunt van de winning in het huidige puttenveld kan ook door aanpassing van de pompcapaciteiten, waarbij de pompcapaciteit in de winputten met Kraggenwater wordt verlaagd en de pompcapaciteit van de winputten met Stuwwalwater wordt verhoogd. De toerengeregelde pompen moeten uit de winputten worden gehaald met een wisselende waterkwaliteit, maar kunnen wel worden toegepast (indien nodig) in winputten met een stabiele waterkwaliteit.

Gezien het beperkte aantal regeneraties afgelopen jaar wordt het risico op putverstopping beperkt geacht.

Tabel 8-2 Berekende effect van oplossingsrichtingen op ruwwaterkwaliteit (NH₄, mg/l) door toename van het aandeel kraggenwater

NH ₄ →	Jaar 2015	Jaar 2040	Jaar 2100
Oplossingsrichting			
0: Autonome ontwikkeling	Model: 1.8 mg/l Waarneming: 1.9	2.1 mg/l	2.2 mg/l
<i>Aanpassing schakelschema</i>			
1: Verplaatsen zwaartepunt winning		1.9	2.1
2: Gescheiden winnen en zuiveren		2.1 Streng 1: 2.9 Streng 2: 1.2	2.2 Streng 1: 3.0 Streng 2: 1.4
<i>Aanleg extra leidingen</i>			
3: Gescheiden winnen en zuiveren (met extra ruwwaterleiding)		Idem 2	
4: ondergronds ontijzeren		1.8 **	1.8 **
<i>Bijplaatsen winputten</i>			
5: binnen waterwingebied		1.7	2.0
6: ten westen waterwingebied		1.3	1.7
7: verdiepen 4 winputten		2.1	2.2
<i>Aanpassing zuivering</i>			
8: zuurstofdoserend zuiveren		Idem autonome ontwikkeling	

(**) bij toepassing in put(ten) met groot aandeel kraggenwater

8.3.2 Oplossingsrichting 2: zuivering streng 1 extra belasten met kraggenwater

De tweede oplossingsrichting omvat het bewust belasten van het voor- en nafiltraat van streng 1 met meer ammoniumrijk water, en streng 2 meer te voeden met water afkomstig uit de stuwval.

Hiertoe worden de putten 30, 31 en 38 gelegen op streng 2 vervangen door PP36 en PP35 op streng 1. Daarnaast vinden op de stuwval enkele capaciteitswijzigingen plaats om het geheel te balanceren. De gemiddelde concentratie blijft dan ook vergelijkbaar met de autonome ontwikkeling omdat het netto zwaartepunt van de winning niet wijzigt.

De concentratie NH₄⁺ stijgt tot 2.9 mg/l in streng 1 en daalt juist naar 1.2 mg/l in streng 2.

De verwachting is dat door continue doorslag van ammonium/nitriet de biologie in de nafiltraat op gang komt, waarbij de nafiltraats eventueel geënt worden om de biologische afbraak snel op gang te helpen.

Tabel 8-3 toont dat er voldoende zuurstof over is om het water direct aan het net te leveren, wanneer er extra zuurstof wordt gedoseerd. Zonder extra zuurstofinjectie is het waarschijnlijk ook afdoende om het effluent van beide nazuiveringen te mengen tot 4 ppm zuurstof.

Vitens heeft aangegeven dat deze oplossing niet binnen haar bedrijfsfilosofie past. De ervaring op andere productielocaties met biologische activiteit in het nafiltraat leert dat er biologisch materiaal uitspoelt naar het leidingnet bij reiniging van het filter.

Tabel 8-3 Indicatieve berekening van het zuurstofverbruik in de zuivering bij een verdubbeling van de maximale (piek) toelaatbare NH₄ concentratie van 2.5 naar 5.0 mg/l. Hierbij is gerekend met de volgende uitgangspunten: Methaanoxidatie 4 mg O₂/mg CH₄; Ontijzering 0.14 mg O₂/mg Fe; Ontmanging 0.29 mg O₂/mg Mn; Nitrificatie 3.56 mg O₂/mg NH₄

				Concentraties in water na proces/reactie				Zuurstof	
Toekomstige situatie				Methaan	IJzer	Mangaan	Ammonium	Delta	Rest
			Rendement	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Ruw water				15.00	7.00	0.50	5.00		0.00
Plaatbeluchter	methaan	98%	verwijdering	0.30	7.00	0.50	5.00	11.20	11.20
O ₂ dosering, toename	4			0.30	7.00	0.50	5.00	4.00	15.20
Voorfiltratie	Methaanoxidatie	100%		0.00				-1.20	14.00
	Ontijzering	100%			0.00			-0.98	13.02
	Ontmanging	100%				0.00		-0.15	12.87
	Nitrificatie	70%					1.52	-12.37	0.50
Beluchting, max O ₂	10		mg/l	0.00	0.00	0.00	1.52	9.50	10.00
Nafiltratie	Methaanoxidatie	100%		0.00				0.00	10.00
	Ontijzering	100%			0.00			0.00	10.00
	Ontmanging	100%				0.00		0.00	10.00
	Nitrificatie	100%					0.00	-5.43	4.57

8.3.3 Oplossingsrichting 3: gescheiden winnen en zuiveren door anders schakelen

Deze oplossingsrichting is vergelijkbaar met optie 2, met dien verstande dat de ruwwaterleidingen worden aangepast, zodat alle putten direct verbonden zijn met beide ruwwaterstrengen. Dit levert meer bewegingsvrijheid bij het schakelen.

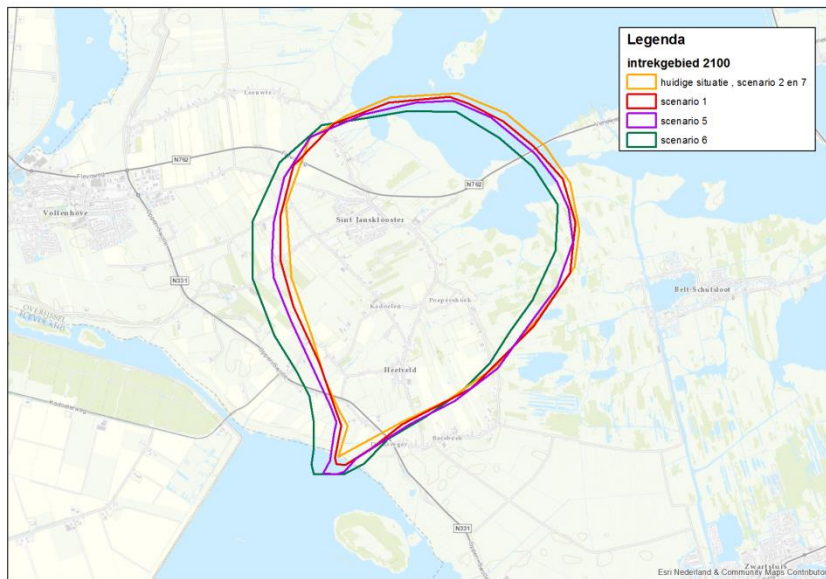
Dit zou het volgende inhouden: een afsluiter verbinden (bijvoorbeeld tussen de putten en voorfilter 1) en een grotere diameter verbinding aanbrengen tussen streng 1 en 2. De kosten van een dergelijke ingreep zijn verhoudingsgewijs groot (hoe groot?) omdat de ruimte in de droge kelder beperkt is.

8.3.4 Oplossingsrichting 4: Ondergronds ontijzeren

Ondergronds ontijzeren kan bijvoorbeeld worden toegepast om in de huidige put PP34 (850 m³/dag) de ammoniumconcentratie te verlagen.

De grootste investeringen van deze oplossingsrichting zijn de aanleg van het leidingwerk om oxisch drinkwater aan te voeren.

Overigens is in het lengteprofiel van de grondwaterkwaliteit (zie Figuur 5-1) te zien dat er verhoogde concentraties zink vrijkwamen rondom de put die in 1997 is gebruikt voor een proef met diepinfiltratie met drinkwater. Deze stoffen zijn mogelijk in oplossing gekomen na stopzetting van de infiltratie met drinkwater.



Figuur 8-1 Herkomstgebied berekend vanaf het jaar 2100 voor de huidige situatie en de scenario's.

8.3.5 Oplossingsrichting 5: Bijplaatsen winputten binnen waterwingebied

Het bijplaatsen van 3 nieuwe winputten binnen het waterwingebied (rond voormalige PP32) leidt tot een westwaartse verplaatsing van het zwaartepunt met 275 m t.o.v. 2015. Hierdoor wordt verhoudingsgewijs veel meer water aangetrokken afkomstig van de stuwwal, en daalt de ammoniumconcentratie naar 1.7 mg/l. Kosten omvatten zowel het boren van nieuwe putten als leidingwerk etc. Zij worden geschat op in totaal 500k per put.

8.3.6 Oplossingsrichting 6: Bijplaatsen winputten ten westen van waterwingebied

Een extremere versie van oplossingsrichting 5 is om de winputten ten oosten van de zuivering te vervangen door 6 nieuw te boren putten ten westen van het waterwingebied. Het zwaartepunt van de winning verschuift hierdoor 600 m naar het westen, maar heeft, naast kosten etc. als nadeel dat nieuwe vergunningen nodig zijn voor een dergelijk grote renovatie.

8.3.7 Oplossingsrichting 7: Bijplaatsen diepe winputten

Er is ook gekeken naar de mogelijkheid om een deel van de winning te verdiepen. Het schoonste grondwater (lage ammonium) zit bovenin WVP3. Maar deze aquifer is onderin brak zonder duidelijk scheidende tussenlagen, waardoor een risico bestaat van upconing. Een veiliger optie is om 2 bestaande winputten die kraggenwater aantrekken te verdiepen naar WVP2 nabij peilbuis 21BP0216. Vanwege de geringere dikte en doorlaatvermogen moeten er dan 4 putten worden geboord om voldoende water te winnen. Dit levert een geringe afname van ammonium, aangezien WVP2 ook circa 2 mg/l ammonium bevat.

8.3.8 Oplossingsrichting 8: zuurstofdosing zuivering

Tenslotte zijn er diverse opties om het NH₄-verwijderingsrendement van de zuivering te vergroten:

- Bij de renovatie van de winning is voorzien in de mogelijkheid om een extra zuurstofinjectie op het reeds beluchte ruw water in te bouwen. Dit zal vermoedelijk een tijdelijke oplossing zijn gezien het hoge zuurstofverbruik van de nitrificatie van ammonium.

- Ombouw van de voorfiltratie van natfilters naar droogfilters zorgt ervoor dat meer zuurstof beschikbaar komt in het zandbed.

8.4 Evaluatie van oplossingsrichtingen

De oplossingsrichtingen zijn in Tabel 8-4 beoordeeld op effectiviteit in de zin dat het drinkwater aan de normen voldoet. Daarnaast is gekeken naar de slagingskans c.q. risico's en tot slot is een indicatie van de kosten gegeven.

Tabel 8-4 Beoordelingsmatrix van oplossingsrichtingen

Oplossingsrichting	Effectiviteit (Kwaliteit drinkwater)	Risico's	Indicatie kosten
0: Autonome ontwikkeling	--	Uitval winputten	**
<i>Aanpassing schakelschema</i>			
1: Verplaatsen zwaartepunt winning	Ja, tot 2040	Uitval winputten	**
2: Gescheiden winnen en zuiveren	Ja	Uitval winputten biologie in nafilter	100 k€
<i>Aanleg extra leidingen</i>			
3: Gescheiden winnen en zuiveren (ruwwater)	Ja		1 000 k€
4: ondergronds ontijzeren	Ja		1 000 k€
<i>Bijplaatsen winputten</i>			
5: binnen waterwingebied	Ja	Vergunning	1 000 k€
6: buiten waterwingebied	Ja	Vergunning	5 000 k€
7: verdiepen 4 winputten	Ja	Vergunning	1 000 k€
<i>Aanpassing zuivering</i>			
8: zuurstofdoserend zuiveren	Ja		100 tot 200 k€ ^

(**) *aanpassing ruwwaterleiding wenselijk ivm complexiteit en kwetsbaarheid van schakelschema*

(^) *pers. med. Janneke Duiven*.

9 Referenties

Literatuur

Appelo, C.A.J., D. Postma, 2005. Geochemistry, Groundwater and Pollution. 2nd edition. A.A. Balkema Publishers, Leiden.

Reckman, J.W.T.M. 1993. Geo-elektrisch onderzoek Sint Jansklooster, Barbekerbinnenpolder en Leeuwerfeld. TNO OS 93-47A.

Stuyfzand, P.J. 1993. Hydrochemistry and hydrology of the coastal dune area of the Western Netherlands. Ph.D Thesis Vrije Univ. Amsterdam, published by KIWA, ISBN 90-74741-01-0, <http://dare.ubvu.vu.nl/handle/1871/12716>, 366 p.

Stuyfzand, P.J. 2011. Hydrogeochemical processes during river bank filtration and artificial recharge of polluted surface waters: zonation, identification and quantification. In C. Ray and M. Shamrukh (eds), Riverbank Filtration for Water Security in Desert Countries, Nato Science for Peace and Security Series C: Environmental Security, 97-128.

Stuyfzand, P.J. 2016. REACTIONS+ (R+), a chemical mass balance program set in Excel spreadsheet, for identification and quantification of chemical reactions acting on natural waters. Version 2016. For backgrounds see Stuyfzand 2011.

Stuyfzand, P.J. 2012. Hydrogeochemical (HGC 2.1), for storage, management, control, correction and interpretation of water quality data in Excel (R) spread sheet. KWR Watercycle Research Institute, KWR-report BTO.2012.244(s), 76p.

Stuyfzand, P.J. 2013. TRANSATOMIC (TRANS Aquifer Transport Of MICropollutants), a model set in Excel spreadsheet for calculating concentration changes with analytical solutions, for trace elements, radionuclides and organic micropollutants during aquifer passage and, if applicable, during detention in a spreading basin or fluvial compartment prior to infiltration.

Stuyfzand, P.J. 2015. Model based monitoring van puttenvelden: meetnetoptimalisatie via systeemanalyse en hydrogeochemische modellering, met Noordbargeres als voorbeeld. KWR rapport BTO-2015.021, 127p.

Stuyfzand, P.J., J.C. de Ruiter. 1999. Kwaliteitsverandering van drinkwater bij diep-infiltratie te St. jansklooster. Eindrapport over de metingen van april 1996 t/m juni 1998. Kiwa. KOA 99.001

Stuyfzand, P.J., F Lüers. 1999. Chemische samenstelling van zandmonsters uit 3 waterwingebieden. Havelterberg, St. Jansklooster en Leeuwerfeld. Kiwa. KOA 97.156

Stuyfzand, P.J., P. van Rossum and I. Mendizabal 2008. Does arsenic, in groundwaters of the compound Rhine-Meuse-Scheldt-Ems delta, menace drinking water supply in the Netherlands? In: Arsenic in groundwater, a world problem, Appelo (ed), Proc Seminar Utrecht 29 Nov 2006, Netherlands National Committee IAH Publ. 5, http://www.igrac.net/dynamics/modules/SFIL0100/view.php?fil_Id=107, 102-125.

Tauw 2002. Analyse ontwikkeling ruwwaterkwaliteit pompstation Sint Jansklooster. Rapport nr. N004-3902145JLY-D01-D.

van Doorn, A., F. van Driel, R.Lafort., 2015.Naar een optimaal beheer puttenvelden, Uitwerking van 2 pilots. KWR. BTO 2015.026

Veenendaal 1990. Boren en fysische boorgatmetingen op ondiep grondwater, kort verslag van een Eemklei-onderzoek op de Beulakerwijde. TNO-DGV.

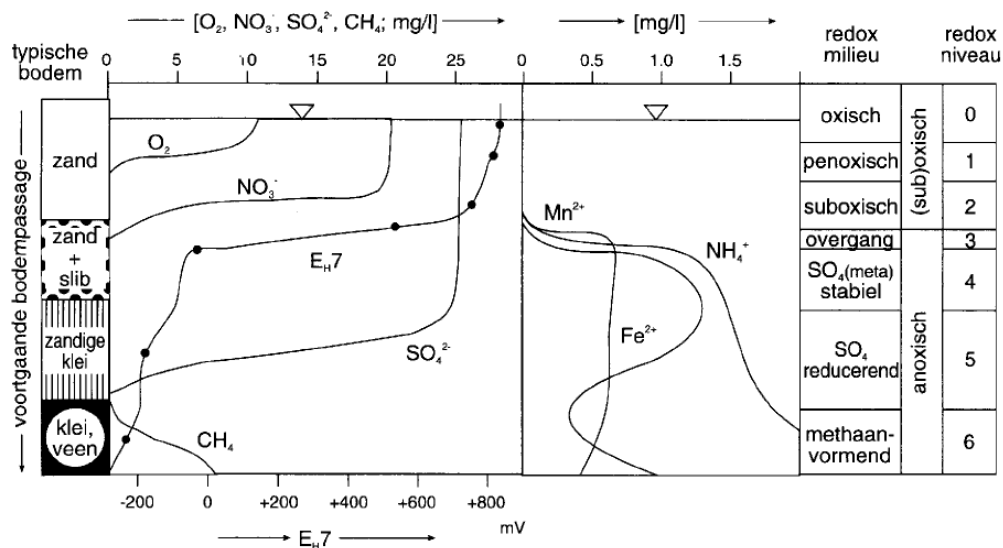
Wiertsema (2015). Geotechnisch onderzoek. Plaatsen 8 waarnemingsputten te Sint Jansklooster. VN61324-1.

n.a. Pompproef in het ondiepe watervoerend pakket in Sint Jansklooster

Overige informatiebronnen

- Aangeleverde gegevens Vitens (waterkwaliteit, pompen)
- DINOLOKET
- Gebiedsdossier Sint jansklooster, Provincie Overijssel
- KIDAP database
- Modeldata Mipwa (Vitens en Deltares)
- Topografische Militaire Kaart van 1850:
<http://esrinl-content.maps.arcgis.com/apps/StorytellingSwipe>
- Kadastrale kaart 1932:
<http://www.hisgis.nl/hisgis/Vereisten/gewesten/overijssel/overijssel>

Bijlage I Voorbeeld van ideale redoxsequentie



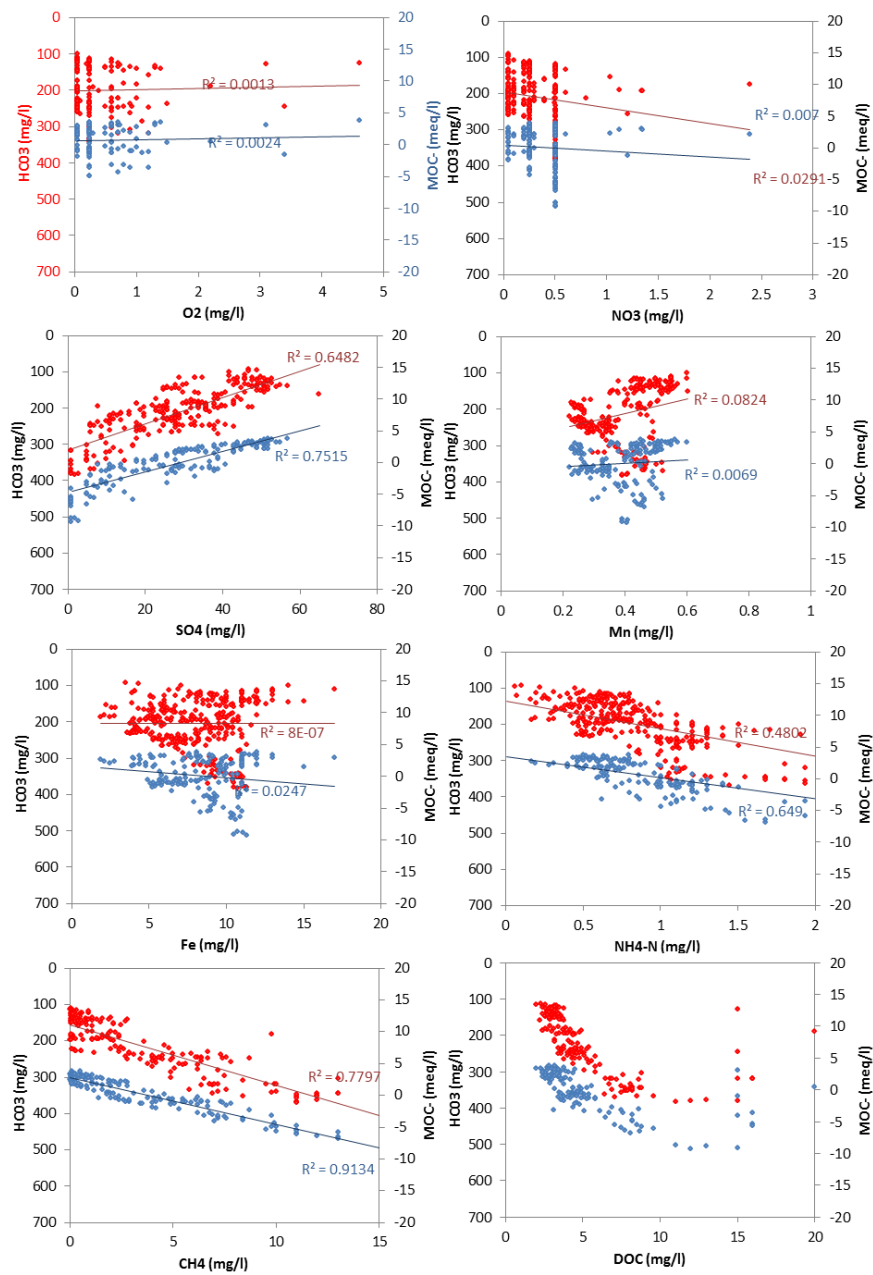
Bron: Stuyfzand 1993

Bijlage II correlatie ruwwaterkwaliteit

NH4 en DOC zijn niet makkelijk te meten met een sensor. Daarom is gekeken welke andere stoffen hiermee gecorreleerd zijn. Bij gebruik van sensoren en soft-sensoren kan soms gebruik gemaakt worden van makkelijk meetbare indicatoren.

Onderstaande Pearson-correlatiematrix geeft aan in welke mate parameters lineair gecorreleerd zijn. NB: Pearson-correlatiematrix is gebaseerd op geaggregeerde gemiddelde data per put over de gehele periode met waarnemingen.

Parameter	Depth	O2	NO3	Mn	NH4	Fe	SO4	CH4	pH	Ca	HCO3	CO2	TIC	Cl	Na	K	Mg	DOC	SiO2	PO4-O	KMnO4	Al	As	Ba	Br	Cd	Co	Cu	Ni	Zn	VOC	OMIVE	AOX	MOC	Si-C	TeH-m	BEX	ClBr	HCO3Ca	HCO3EA			
Depth	1.00																																										
O2	-0.22	1.00																																									
NO3	-0.23	-0.12	1.00																																								
Mn	0.04	0.42	0.03	1.00																																							
NH4	0.00	0.46	-0.14	0.34	1.00																																						
Fe	0.28	0.03	-0.29	0.27	0.74	1.00																																					
SO4	-0.49	0.88	0.35	-0.06	-0.28	-0.13	1.00																																				
CH4	0.63	RDV01	-0.16	0.08	0.34	0.62	-0.52	1.00																																			
pH	0.20	0.21	-0.76	-0.28	0.03	0.03	-0.24	-0.14	1.00																																		
Ca	0.66	-0.09	-0.36	-0.06	0.27	0.43	-0.44	0.70	0.48	1.00																																	
HCO3	0.63	0.08	-0.42	0.09	0.55	0.66	-0.64	0.78	0.35	0.91	1.00																																
CO2	0.12	0.12	0.18	0.18	0.79	-0.22	0.84	-0.68	0.31	0.58	0.90																																
TIC	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01		
Cl	0.54	0.08	0.21	0.30	-0.04	-0.20	0.34	-0.40	-0.24	-0.36	-0.47	-0.03	RDV01	1.00																													
Na	0.30	0.53	0.26	0.39	0.34	0.04	0.33	0.37	-0.39	-0.31	-0.27	0.33	RDV01	0.45	1.00																												
K	-0.38	0.12	0.50	0.40	0.10	-0.11	0.25	-0.20	-0.71	-0.30	-0.32	0.41	RDV01	0.28	0.36	1.00																											
Mg	-0.08	0.31	0.52	0.31	0.41	0.32	0.19	0.08	-0.57	-0.08	0.10	0.66	RDV01	0.29	0.56	0.63	1.00																										
DOC	-0.20	0.44	0.16	0.68	0.43	0.61	0.38	0.25	-0.11	0.24	0.68	0.61	RDV01	0.03	0.36	0.24	0.69	1.00																									
SiO2	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01		
PO4-O	-0.04	-0.22	-0.19	0.03	0.23	-0.44	0.06	0.20	-0.12	-0.06	0.07	0.30	RDV01	-0.21	0.01	-0.18	-0.02	0.14	RDV01	1.00																							
KMnO4	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01		
Al	-0.28	0.09	0.21	0.58	0.15	-0.07	0.11	0.18	-0.71	-0.28	-0.19	0.54	RDV01	0.52	0.08	0.68	0.70	0.20	-0.18	RDV01	0.98																						
As	-0.20	0.68	0.07	0.68	0.81	0.38	0.05	-0.27	-0.04	0.07	0.31	0.27	RDV01	0.12	0.48	0.23	0.52	0.74	-0.02	RDV01	0.22	1.00																					
Ba	-0.10	RDV01	0.68	0.24	0.03	-0.24	0.29	0.12	-0.28	-0.03	-0.20	RDV01	RDV01	-0.02	-0.08	0.37	0.28	-0.14	0.12	RDV01	0.08	0.27	1.00																				
Br	0.80	RDV01	RDV01	0.62	-0.33	0.82	RDV01	0.68	-0.50	0.50	0.58	0.41	RDV01	0.28	-0.15	0.81	0.85	0.09	0.80	RDV01	RDV01	RDV01	1.00																				
Cd	-0.21	0.09	0.72	0.35	-0.09	-0.23	0.20	-0.11	-0.72	-0.34	-0.37	0.49	RDV01	0.51	0.62	0.59	0.69	-0.09	-0.16	RDV01	0.84	-0.04	0.59	RDV01	1.00																		
Co	-0.03	RDV01	0.05	0.12	-0.22	-0.32	0.38	0.22	-0.25	-0.36	-0.28	RDV01	RDV01	0.61	0.15	-0.10	0.36	0.02	0.76	RDV01	0.57	RDV01	0.04	1.00																			
Cu	-0.10	-0.15	0.56	0.37	-0.20	-0.18	0.19	RDV01	-0.68	-0.29	-0.29	0.61	RDV01	0.36	0.44	0.63	0.56	-0.08	0.05	RDV01	0.75	-0.13	0.00	RDV01	0.82	0.06	1.00																
Ni	0.50	RDV01	RDV01	-0.49	-0.98	-0.49	-0.63	-0.73	0.38	0.48	-0.38	RDV01	RDV01	RDV01	-0.62	-0.57	-0.50	-0.35	-0.54	-0.50	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01			
Zn	-0.05	-0.12	0.35	0.68	-0.17	-0.23	0.39	0.18	-0.58	-0.38	-0.38	0.26	RDV01	0.05	0.22	0.38	0.23	-0.22	0.27	RDV01	0.46	0.00	0.58	RDV01	0.51	0.83	0.45	RDV01	1.00														
sum VOC	-0.15	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01		
sum OMVE	-0.77	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01		
AOX	0.27	0.15	0.11	0.33	0.64	0.70	-0.29	0.66	0.05	0.30	0.81	0.69	RDV01	0.11	0.17	-0.09	0.44	0.60	0.05	RDV01	0.18	0.42	0.02	0.88	0.84	0.56	-0.02	-0.51	-0.25	RDV01	0.06	1.00											
MOC	-0.63	RDV01	0.48	-0.12	-0.43	-0.67	0.75	0.33	-0.10	-0.71	0.56	-0.54	RDV01	0.46	0.36	0.30	0.06	-0.42	-0.19	RDV01	0.33	0.38	0.27	-0.64	0.69	0.28	RDV01	0.46	0.33	RDV01	0.18	-0.64	1.00										
Si-C	0.38	0.19	-0.73	-0.06	0.15	0.22	-0.46	0.21	0.88	0.75	0.66	-0.23	RDV01	-0.19	-0.32	-0.73	-0.45	0.14	-0.01	RDV01	0.08	-0.36	0.53	-0.75	-0.58	-0.76	0.44	-0.88	RDV01	0.15	0.17	-0.45	1.00										
TeH-m	0.49	-0.03	0.25	0.08	0.31	0.83	-0.40	0.71	0.11	0.38	0.80	0.42	RDV01	-0.14	-0.17	-0.37	0.14	0.35	-0.06	RDV01	0.12	0.18	0.01	0.56	-0.19	0.55	-0.15	0.68	-0.37	RDV01	-0.02	0.88	0.61	1.00									
BEX	-0.09	0.32	0.38	0.34	0.47	0.40	0.07	0.00	-0.63	-0.18	0.13	0.70	RDV01	-0.20	0.26	0.60	0.70	0.00	0.18	RDV01	0.50	0.38	0.25	0.79	0.44	0.30	0.42	-0.45	0.30	RDV01	0.07	0.21	0.02	-0.50	-0.01	1.00							
ClBr	-0.25	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01	RDV01			
HCO3Ca	0.35	-0.27	0.61	0.01	0.63	0.63	-0.64	0.31	0.43	0.47	0.73	0.49	RDV01	-0.51	-0.24	-0.66	0.06	0.73	0.25	RDV01	0.35	0.38	-0.42	0.78	-0.53	0.01	-0.38	-0.46	-0.42	RDV01	-0.02	0.41	-0.67	0.47	0.34	0.28	-0.22	1.00					
HCO3EA	0.61	0.02	-0.64	-0.14	0.34	0.45	-0.81	0.62	0.50	0.79	0.88	0.21	RDV01	-0.64	-0.58	-0.48	-0.27	0.40	0.08	RDV01	-0.41	0.07	-0.40	0.43	-0.56	-0.26	-0.42	0.70	-0.47	RDV01	-0.14	0.51	-0.56	0.71	0.68	-0.11	-0.86	0.80	1.00				



Figuur 9-1 correlatie van bicarbonaat (rode meetpunten) en MOC (modified oxidation capacity; blauwe meetpunten) met individuele redox parameters.

Bijlage III Controle grondwatermodel

Door Vitens is aangegeven dat het MIPWA-model het meest recente en accurate model is voor de winning en dat de lagenschematisatie van MIPWA3 van november 2015 gebruikt dient te worden. Dit model draait op de server van Deltares en is in een IMOD-omgeving opgezet (Deltares, 2015). Het model is geanalyseerd en aangepast aan de hand van de kennis die is opgedaan tijdens voorliggende systeemanalyse.

Opzet model

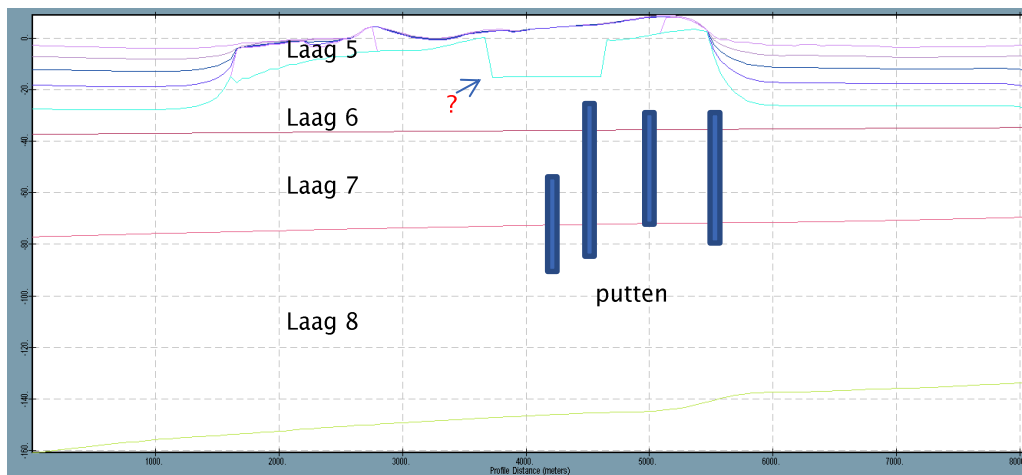
Tabel III- 1 geeft aan hoe het lagenmodel is opgebouwd in de directe omgeving van de puttenvelden. De ondiepe bodemopbouw komt globaal overeen met de bodemopbouw uit de beschikbare gegevens. De scheidende laag tussen het eerste en het tweede watervoerende pakket is echter niet opgenomen in een aparte modellaag, maar als complex. De weerstand van deze laag wordt hierdoor toegekend aan de modellagen 7 en 8 ,en wordt zodoende door het model over een grotere diepte uitgesmeerd. De modelbasis komt overeen met de onderkant van het tweede watervoerende pakket.

TABEL III- 1 BODEMOPBOUW MIPWA-MODEL OP 2 LOCATIES

HOGE LAND – (COORDINATEN 197,000 EN 521,000) – KRAGGE (COORDINATEN 197,500 EN 421,500)

laag	Info	Top [mNAP]	Basis [mNAP]	kD [m ² /d]	C [dagen]	Info	Top [mNAP]	Bot [mNAP]	kD [m ² /d]	C [dagen]
1	Deklaag	9	9	26	6	Deklaag	0	-3	13	800
2	Deklaag	9	9	14	0	Wvp 1a	-3	-6,5	113	0.5
3	Deklaag	9	8	13	0	Wvp 1a	-6,5	-11	131	0.8
4	Deklaag	8	7	19	526	Wvp 1b	-11	-16,5	150	1.6
5	Deklaag	7*	3*	19	530	Wvp 1b	-16,5	-25	170	2.1
6	Wvp 1b	3*	-35*	1000	7	Wvp 1b **	-25	-35	300	3.5
7	Wvp 1b **	-35	-71	1217	320	Wvp 1b **	-35	-71	1240	219
8	Wvp 1b en sld1	-71	-145	2000	466	Wvp 1b	-71	-140	1825	480
9	Wvp 2	-145	-160	300		Wvp 2	-140	-160	400	

Wvp = watervoerende pakket, sl = scheidende laag (*) op de stuwwal is de bodem in laag 5 en 6 gestuwd (anisotropiefactor circa 0,5 in richting 130 graden). In het overige gebied is de bodem in het model niet gestuwd. (**) blauw gearceerd zijn de diepten waar de putfilters geplaatst zijn.



Figuur III- 1 Dwarsdoorsnede bodemopbouw langs A – A' met de locatie van de winputten op de overgang van Hoge land naar Kraggen

Bodemschematisatie

De bodemopbouw in het model is geschematiseerd middels een opbouw van steeds elkaar afwisselende watervoerende en scheidende lagen. Als het watervoerende pakket meerdere lagen beslaat, dan heeft de scheidende laag meestal een dikte van 0 m. De bodemparemeters zijn geschematiseerd in een k_H (horizontale doorlatendheid watervoerende pakket), k_{VA} (verticale doorlatendheid watervoerende pakket) en een k_V (verticale doorlatendheid van de tussenliggende scheidende laag onder de watervoerende laag).

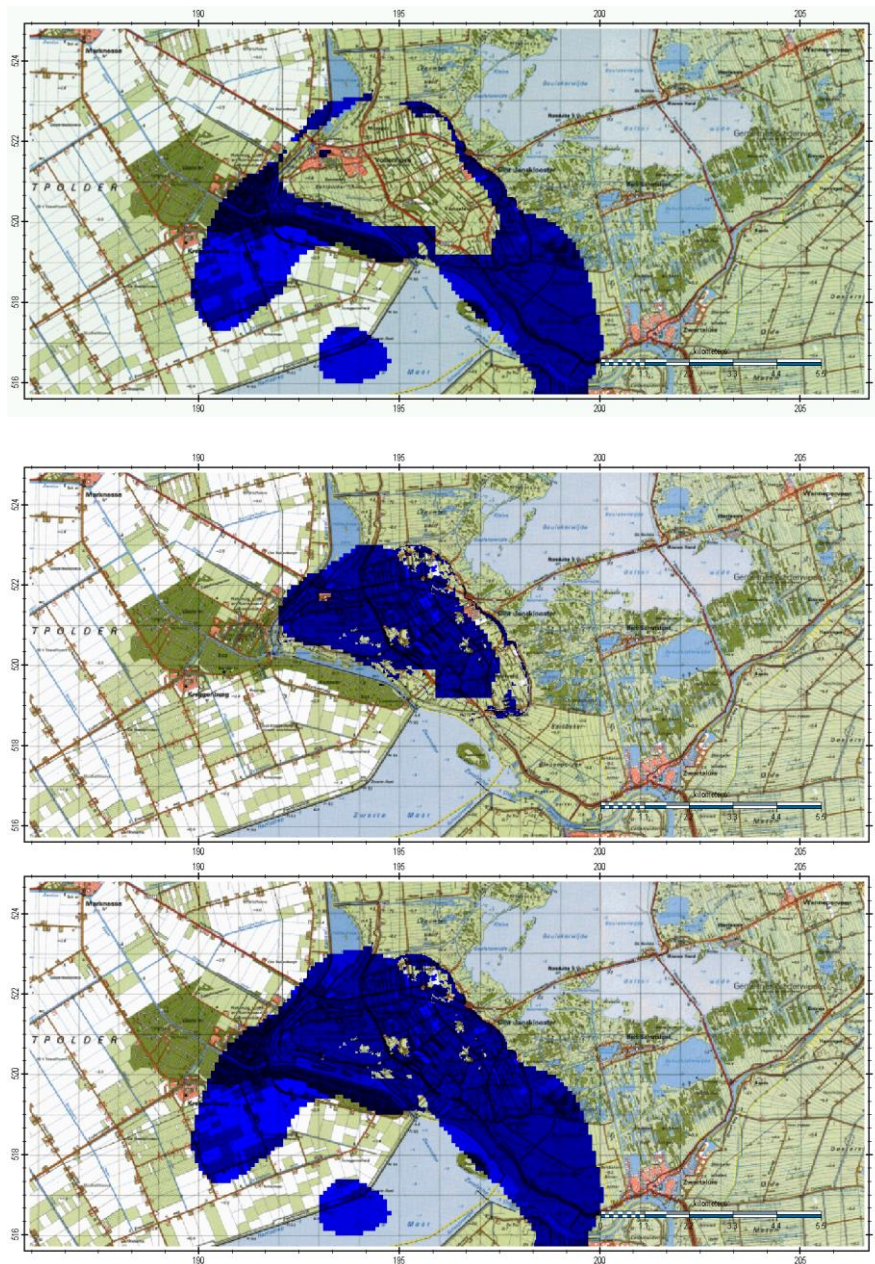
De weerstand tussen 2 watervoerende pakketten wordt bepaald door de volgende weerstanden te sommeren:

- helft van de verticale weerstand bovenliggend watervoerend pakket (k_{VA});
- helft van de verticale weerstand onderliggend watervoerend pakket (k_{VA});
- gehele verticale weerstand van de tussenliggende scheidende laag (k_V).

In het model is de wijze waarop scheidend vermogen is toegekend aan het model, niet op uniforme wijze uitgevoerd. Zo wordt soms weerstand opgelegd via de k_V -parameter, soms via de k_{VA} -parameter en soms via beide. Dit kan op korte afstand binnen dezelfde modellaag van elkaar verschillen.

Deklaag Hoge land

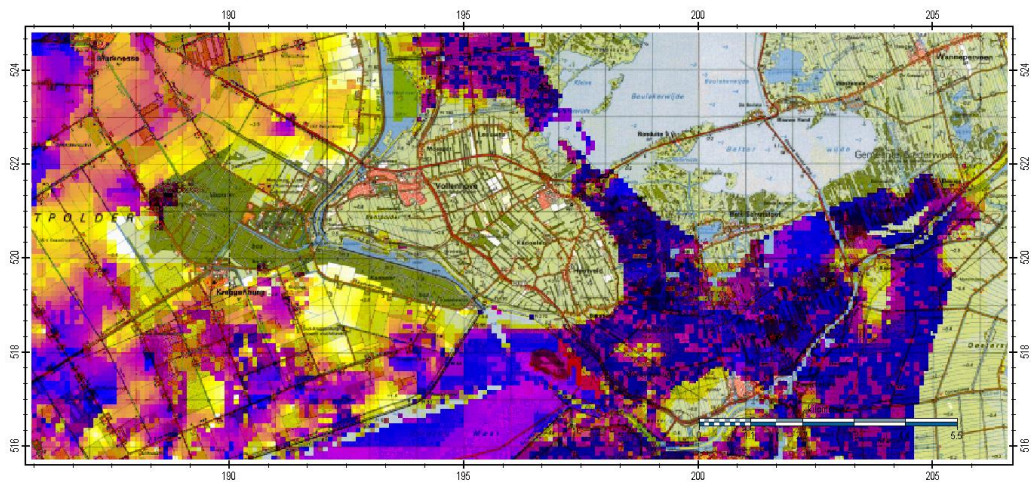
De variatie in weerstand van de deklaag op de stuwwal varieert van 400 dagen (d) tot 5000 d. In vergelijking met de boorbeschrijvingen is deze variatie nogal groot. Ook ontbreekt in sommige cellen weerstand. De weerstand is met name gemodelleerd in modellaag 5. De lagen 1 t/m 4 hebben een dikte van 0 m tot enkele meters bij elkaar.



Figuur III- 2 Weerstand deklaag Hoge land opgenomen in laag 5. Boven: weerstand in scheidende laag 5 (blauw $k_V > 0$). Midden: verticale weerstand in watervoerende laag 5 (blauw $k_{VA} < 0.1$). Onder: Totale weerstand, locaties met weerstand in laag 5 > 100 d.

Deklaag Kraggen

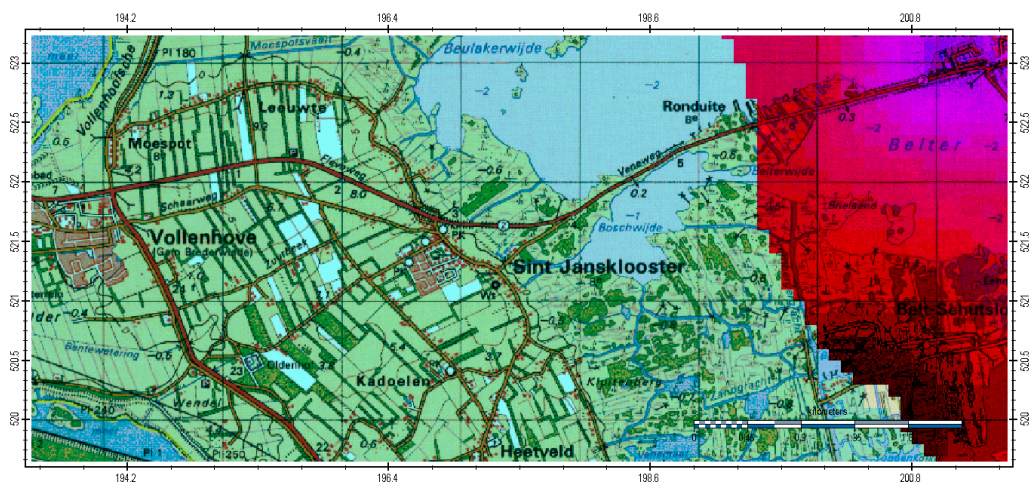
De weerstand van de deklaag in de Kraggen in het gebied tussen de Wijden en de stuwwal varieert van 500 d (paars) tot 1000 (blauw) d. Zichtbaar is echter dat niet overal weerstand is opgenomen in de deklaag van het model.



Figuur III- 3 Weerstand deklaag in de Kraggen, paars: circa 500 dagen en blauw is circa 1000 dagen

Eerste scheidende laag (Eemklei)

Onder watervoerende modellaag 3 is een scheidende laag opgenomen in het model (kV). De verwachting is dat dit de Eemklei betreft. De scheidende laag is circa 5 m dik (tussen -15 en -20 mNAP) en heeft een weerstand van circa 300-400 d. Zichtbaar is echter dat nabij de winning de Eemklei ontbreekt. Dit komt niet overeen met de boorbeschrijvingen.



Figuur III- 4 Locatie van de Eemklei in het model

Eerste watervoerende pakket

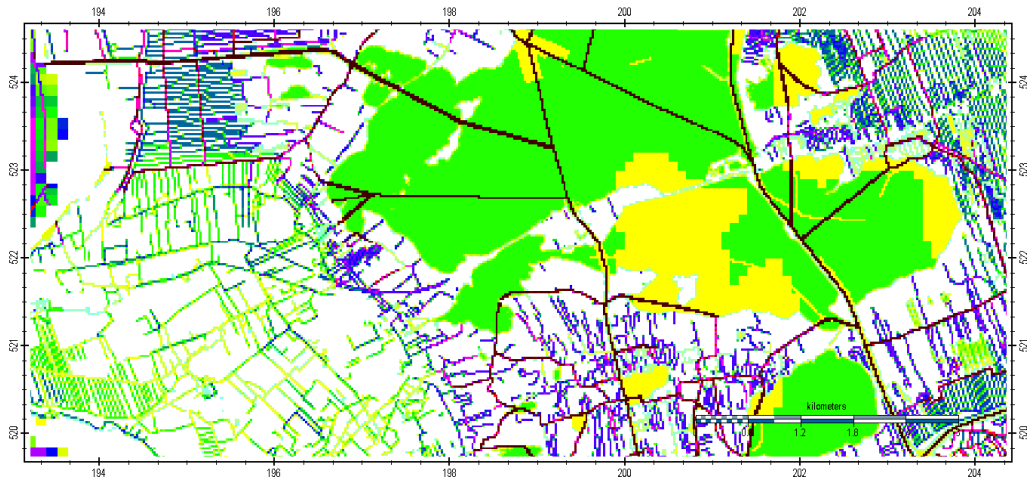
Volgens MIPWA is in het tweede watervoerende pakket, modellaag 7, weerstand aanwezig (circa 300 dagen). Uit de boorgegevens blijkt dat het watervoerende pakket 1b (modellaag 7) voornamelijk uit (grof) zand bestaat. Omdat dit de laag is waar ook de winputten in staan, zal deze weerstand ervoor zorgen dat de putten in het model meer water van boven aantrekken.

2^e scheidende laag

De winning zit in het eerste watervoerende pakket. Voor de studie is daarom de interactie met het tweede watervoerende pakket relevant. De modelschematisatie eindigt echter op het winveld bij de tweede scheidende laag. Als het model op grotere schaal bekeken wordt, dan blijkt dat de modelschematisatie in de omgeving wel tot dieper doorloopt. De winning Sint Jansklooster lijkt in een ondiepe driehoek binnen de rest van het model te vallen. Op basis van de bodemgegevens lijkt dit geen logische schematisatie.

Drainageweerstand oppervlaktewatersysteem

Voor de berekening van het intrekgebied van de winning is de toestroming vanuit de Kraggen een bepalende factor. De Wieden zijn gemodelleerd middels de “river”-module en zijn grotendeels toegekend aan modellaag 1. Figuur III- 5 geeft de drainageweerstand in het model weer.



Figuur III- 5 Overzicht drainageweerstand van modellaag 1 (groen = 22 m²/d, donkerrood = 1800 m²/d, geel = 11 m²/d (de laatstgenoemde conductance is ook aan modellaag 2 en 3 toegekend)).

De Wieden zelf hebben een weerstand van 20 d (conductance van 22 m²/d) en een infiltratiefactor van 0.16. Enkele Wieden zijn ook aan modellaag 2 en 3 gekoppeld en hebben daarom een lagere conductance in modellaag 1 (geel gekleurd). Zichtbaar is dat de vaarroutes een hogere conductance hebben (1800 m²/d) en eenzelfde infiltratiefactor. De vaarroutes worden 1 maal per 20–30 jaar gebaggerd. Het overige gedeelte van de Wieden wordt volgens de Provincie en het Waterschap niet gebaggerd. Bij het baggeren van de vaarroutes wordt ongeveer 0.2 – 0.7 m slib verwijderd.

Het is niet logisch dat de Wieden aan modellaag 3 (diepte –13 tot –16 mNAP) gekoppeld zijn. Ook is niet uitgesloten dat de conductance van de Wieden ter hoogte van de vaargeulen over het geheel lager is.

Grondwateraanvulling

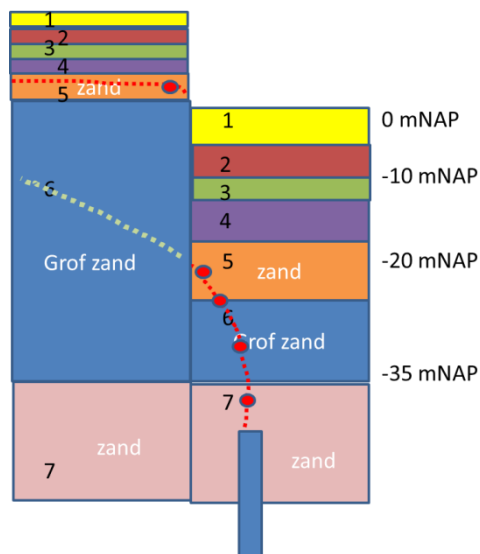
De netto grondwateraanvulling bedraagt 330 tot 420 mm/jaar. Dit is aan de hoge kant.

Winputten

De winputten zijn toegekend aan de modellen op basis van de boven- en onderkant van het filter. Omdat sommige putten juist iets ondieper of dieper zijn geplaatst betekent dit dat de putten meestal over modellen zijn verdeeld. Zo zijn de putten ook aan modellaag 8 toegekend. Dit is een modellaag die loopt tot –140 mNAP.

Stroombaanberekeningen

Imodpath berekent stroombanen op basis van de fluxen tussen de cel en de buurcellen. Een nadeel van het lagenmodel is dat niet alle modellen doorlopen, maar verspringen. Imodpath houdt hier geen rekening mee (telefonische mededeling door Deltares, 2016). Omdat de putfilters juist rondom de overgang van het lagenmodel gepositioneerd zijn (overgang van Kraggengebied naar gestuwd Hoge land), lijkt dit ongewenst voor deze studie. Daarom is vastgesteld dat deze sprongen uit het model verwijderd moeten worden.



Figuur III- 6 Laagopbouw met nummers bij overgang Hoge land naar de Kraggen. Stel dat de stromingsrichting in werkelijkheid de groene stippellijn volgt, dan volgt het stroomdeeltje volgens Imodpath de rode stippellijn (verspringt).

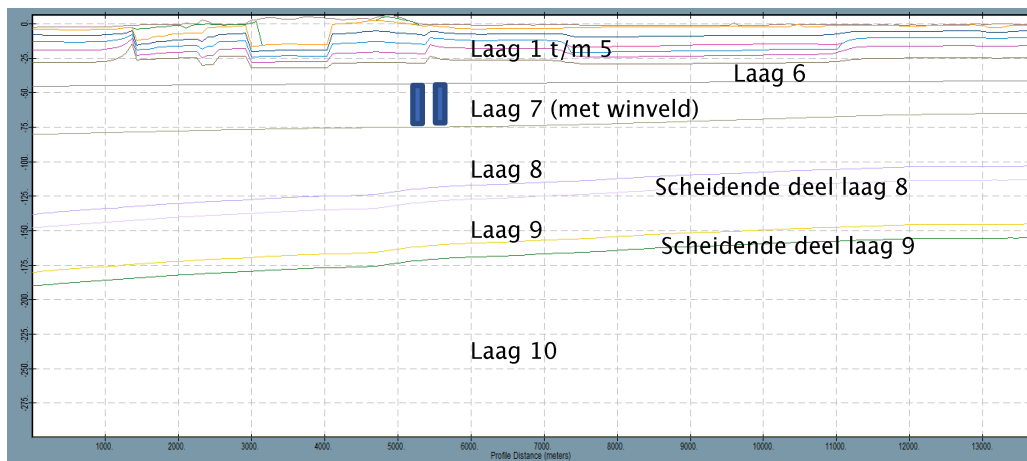
Aanpassingen aan model

In overleg is ervoor gekozen om het model op een aantal aspecten aan te passen. De zaken die zijn aangepast, worden hieronder toegelicht.

Bodemopbouw

De volgende aanpassingen zijn uitgevoerd:

- Laag 1: deze laag komt overeen met het gestuwde gebied en deklaag. k_H , k_{VA} , k_V en anisotropie zijn overgenomen uit laag 1 (deklaag) of laag 5 (gestuwde gebied);
- Laag 2 t/m 6: is onder het gestuwde gebied onderverdeeld in gelijke watervoerende lagen. K_V en K_H zijn overgenomen uit de oorspronkelijke laag 6 (k_{VA} is overal 0.2). In de rest van het gebied zijn deze lagen ongewijzigd;
- Laag 7: gelijkgesteld qua top en basis aan de gemiddelde putfilter hoogte en diepte (-43 tot -75 mNAP). De k_H en k_V zijn gelijk gebleven, namelijk 33 m/d en 0. De k_{VA} is 0.2. Deze laag komt hiermee overeen met het midden van het watervoerende pakket 1b;
- Laag 8: is omgezet naar een watervoerende laag (-75 tot -120 mNAP) met daaronder een weerstandslaag van (-120 tot -130 mNAP). Deze laag komt overeen met het watervoerende pakket 1b onder de putfilters en de scheidende laag 1b. De k_H is overgenomen uit eerdere laag (circa 28m/d), k_{VA} is bijgesteld naar 0.2 en de k_V is ingesteld op 0.01 m/d (1,000 dagen in totaal);
- Laag 9: deze laag komt overeen het watervoerende pakket 2 (130 tot 160 mNAP) en scheidende laag 2 (160 tot 170 mNAP). De k_H is vastgesteld op 25 m/d, de k_{VA} op 0.2 en de k_V op 0.005 m/d (2,000 dagen in totaal).
- Laag 10: deze laag is toegevoegd aan het model. De laag komt overeen met het derde watervoerende pakket (170 tot 300 mNAP) en heeft een k_H van 7.5 m/d en k_{VA} van 0.2. Als randvoorwaarde is de stijghoogte op de rand van het model van modellaag 9 gebruikt.



Figuur III- 7 Dwarsdoorsnede A- A' met de aangepaste bodemopbouw.  = plaatsing van de winputfilters.

Oppervlaktewatersysteem

Het drainagesysteem dat gekoppeld was aan modellaag 3 is toegekend aan modellaag 2.

Onttrekking en stroombaanstartpunten

Om de herkomst van het water vanaf de winputten achterwaarts te berekenen, dienen de startpunten verdeeld te worden langs het putfilter. In dit onderzoek is gekozen voor een uniforme startpuntenverdeling in een cirkel rondom de put. De winputten zijn allemaal in modellaag 7 geplaatst. De top en basis van modellaag 7 is aangepast aan de gemiddelde boven- en onderkant van de filters van de winputten. Per winput zijn ongeveer 4000 startpunten gedefinieerd. Daarnaast zijn startpunten gedefinieerd bij de waarnemingsfilters. Per filter is één startpunt gedefinieerd ter hoogte van het midden van het monitoringsfilter.

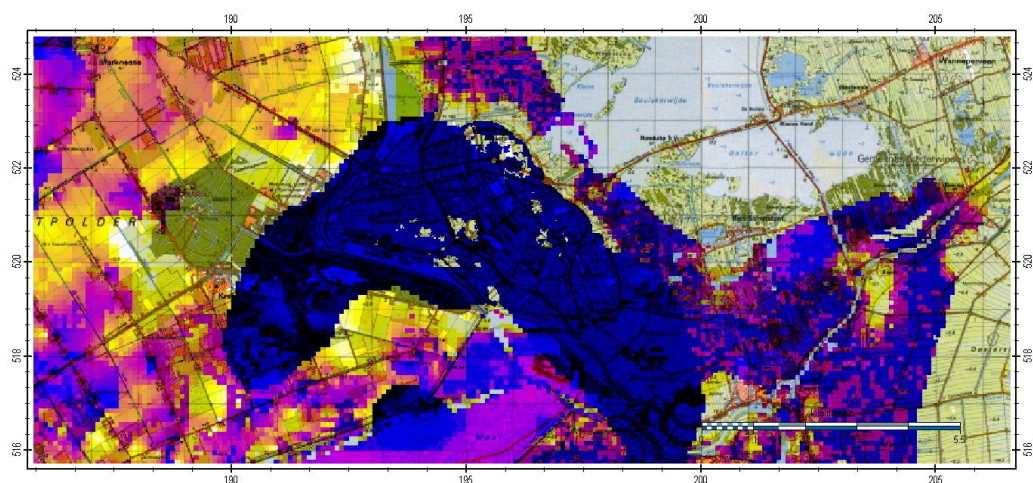
De bedrijfsvoering van de putten is ingedeeld in 5 perioden waarin het winveld op een ongeveer vergelijkbare wijze met een uniform debiet bedreven is. Per periode is het totaaldebiet verdeeld over de putten, waarvan bekend was dat deze in de desbetreffende periode aan stonden. De volgende "uniforme" perioden zijn gedefinieerd:

- 1935 – 1952, totaaldebiet: 0.8 Mm³/jaar;
- 1953 – 1972, totaaldebiet: 3.2 Mm³/jaar;
- 1973 – 1997, totaaldebiet: 5.2 Mm³/jaar;
- 1998 – 2009, totaaldebiet: 5.0 Mm³/jaar;
- 2009 – 2015, totaaldebiet: 4.8 Mm³/jaar.

Voor de toekomstige scenario's is één uniforme bedrijfsperiode aangehouden met een totaaldebiet van 4.9 Mm³/jaar.

Enkele aandachtspunten met betrekking tot de Modpath berekeningen:

- Niet ieder putfilter staat nu precies op de daadwerkelijke diepte in het model. Maar deze aanpak voorkomt dat een deel van het putfilter over de gehele diepte aan een onderliggende laag (tot -140 mNAP zoals in het oorspronkelijke model) wordt toegekend.
- De stroombaanberekeningen in IMOD gaven voor niet-stationaire berekeningen geen logische uitkomsten. Het is niet duidelijk wat de oorzaak hiervan is. Er is daarom gekozen om met behulp van de door IMOD berekende fluxen en stijghoogten stroombaanberekeningen uit te voeren met Modpath (USDS, 2012). De resultaten hiervan zijn logisch verklaarbaar.



Figuur III- 8 Weerstand in de deklaag in het aangepaste model

Bijlage IV Memo voorstel aanvullende metingen

Betreft: Aanvullende metingen: systeemanalyse Sint Jansklooster
 Datum: 18 januari 2016, Pompstation Sint Jansklooster
 Aan: Rob Breedveld (Vitens), Janneke Duiven (Vitens),
 Van: Martin van der Schans (KWR), Annemieke van Doorn (KWR)

Inleiding

KWR en Vitens voeren momenteel in het kader van het BTO-project Slim Puttenveld een hydrochemische systeemanalyse uit rondom het pompstation Sint Jansklooster. Tijdens een bespreking van de eerste conceptversie van de systeemanalyse (d.d. 06 januari 2016) zijn enkele aanvullende metingen benoemd die nodig zijn om het inzicht in het grondwatersysteem te verbeteren (zie tabel 1).

Geadviseerd wordt om een deel van deze metingen (1 en 2) direct uit te voeren. Over het uitvoeren van de overige metingen kan in maart besloten worden. Wanneer er in de tussentijd werkzaamheden plaatsvinden die consequenties hebben voor het pompregime van meerdere putten, dan graag overleg i.v.m. de mogelijkheid om dat te combineren met aanvullende metingen.

De metingen 1 t/m 3 zijn in de navolgende hoofdstuk op beknopte werkwijze uitgewerkt. Hierbij wordt ook in gegaan op wat al bekend is, in aanvulling op de systeemanalyse.

Tabel 1. Overzicht metingen Sint Jansklooster

Meting	Doel	Wanneer?
Metingen besproken met Vitens op 07 januari 2015		
1: Waterkwaliteitsmeting in diepe watervoerendpakket	Bijdrage wvp3 aan ruwwater & Potenties wvp3 om ruwwater te winnen	Januari/ februari 2016 (Peilbuis 21BP0107 en 21BP0216). 21BP0107 Extra lang schoonpompen
2: Hoogfrequente stijghoogtemeting in diepe watervoerendpakket	Inzicht in weerstand van de afscheidende laag onder de winning (sdI2).	Januari/ februari 2016 Direct divers installeren (peilbuis 21BP0107 en 21BP0216). maart 2016: Go/ no go aanvullende metingen en noodzaak tijdelijk aanpassen schakelregime.
3: Waterkwaliteit op verschillende momenten na aanschakelen put	Inzicht in snelheid waarmee redoxgrensvlak zich horizontaal kan verplaatsen binnen puttenveld. Uitsluiten dat schakelschema groot effect heeft op waterkwaliteitsmonsters. Inzicht in aandeel infiltratiewater uit veengebied versus plassen	Go / no go maart 2016: combineren met meten waterkwaliteit op verschillende diepte (ad 4).
4: Waterkwaliteit meten op verschillende diepte in winput (bij voorkeur ook met onderscheid oost/west)	inzicht in stratificatie van waterkwaliteit en stuurbaarheid	Go / no go maart 2016: (KWR neemt in Januari beslissing over bouw van sampling-apparaat)
5: Debiet bij aanschakelen meerdere pompen ()	effect wegdrukken putten	Februari 2016 (meting alleen nodig als informatie niet is af te leiden uit schakelgegevens en debieten. Ton Ebbing levert gegevens aan)
Overige voorstellen (nog niet besproken met Vitens)		
Isotopen meting/ Datering	Bijdrage wvp3 aan ruwwater	Go / no go maart 2016:
Herinterpretatie VES-metingen / Aanvullende VES metingen	Vaststellen aanwezigheid sdI2	Go / no go maart 2016:

1: Waterkwaliteitsmetingen in wvp3

Doel:

Inzicht in waterkwaliteit wvp3, als referentie om het aandeel diep grondwater in het gewonnen ruwwater te bepalen.

Wat weten we al?

KWR heeft voor de interpretatie van de waterkwaliteit gebruik gemaakt van het tabblad 'waarnemingsputten meetnet' welke slechts een beperkte set parameters had. Na overleg met Vitens blijkt dat het tabblad '21B-P216' meer metingen in wvp3 bevat waaronder NH₄, CH₄ en DOC.

Er zijn in wvp3 alleen metingen uitgevoerd in peilbuis 21BP0216:

- 1989: EGV, pH, HCO₃, DOC, Fe, Mn, NH₄, Ca, Mg, Cl, SO₄, NO₃, NO₃, o-PO₄, Na, K
- 1996/ 2012 – 2014: EGV, pH, HCO₃, Ca, Cl, sporenmetalen
- De meting uit 1989 geeft aan dat het water sterk gereduceerd is (SO₄ 4 mg/l; Fe 7 mg/l; NH₄ 2.7 mg/l; HCO₃ 500mg/l; CL 12). De samenstelling is vergelijkbaar met het water afkomstig van kraggen behalve lagere Chloride. Dit doet vermoeden dat er (lokaal?) uitwisseling is tussen beide pakketten oftewel een gat in sdI2.
- De belangrijkste trend (sprong) is afname pH van 7.3 in 1989 naar 6.8 in latere meetronden. Deze is vermoedelijk veroorzaakt door resten boorspoeling die zijn achtergebleven in de peilbuis bij eerste bemonstering. Om die reden is het wenselijk om de volledige analyse opnieuw uit te voeren. De enige analyses die nog ontbreken zijn CH₄, DOC en Br. CH₄ en DOC zijn naar verwachting hoog. Br kan interessant zijn om onderscheid te maken naar herkomst water.

Er zijn geen metingen uitgevoerd in 21BP0107

Voorstel aanvullende interpretatie (door KWR)

- Check alle DINO boringen door vergelijking met Vitens boorstaten
- Check of alle waterkwaliteitsmetingen zijn gebruikt; vergelijk tabblad 'waarnemingsputten meetnet' met alle individuele tabbladen (@Rob: of is dit al bekend)

Voorstel aanvullende metingen (door Vitens)

Meetlocaties:

21BP0107: F01 (73–74m–NAP), F02 (98–99 m–NAP), F03 (145–146 m–NAP)

21BP0216: F01 (78–80 m–NAP), F02 (115–117 m–NAP), F03 (148–150 m–NAP), F04 (183–185 m–NAP) , F05 (218–220 m–NAP) , F06 (252–254 m–NAP) , F07 (296–298 m–NAP)

Analysepakket:

EGV, pH, HCO₃, CO₂, TAK, , DOC, Fe, Mn, NH₄, Ca, Mg, , Cl, SO₄, NO₂, NO₃, o-PO₄, O₂, Na, K, CH₄, SiO₂, Br, As

2: Hoogfrequente stijghoogtemetingen in het diepe watervoerend pakket

Doel

Inzicht in weerstand van de afscheidende laag onder de winning (sdl2). Uit boringen blijkt dat sdl2 niet overal aanwezig is.

Wat weten we al?

Peilbuis 21BP0216:

- Volgens boorprofiel 5 meter dikke kleilaag.
- Er zijn stijghoogtemetingen vanaf 1989 en dagelijkse divermetingen voor periode 2006 – 2011 (zie figuur 1) (op welk tijdstip; 12:00 uur?)
- De stijghoogte in wvp3 (F03) is 0.60 m hoger dan in wvp2 en volgt de regionale trend van wvp2 (dus zonder invloed puttenveld!).
- Vergeleken met het winpakket wvp2 zijn fluctuaties sterk uitgedempt en het systeem reageert met enkele dagen vertraging.

Conclusie:

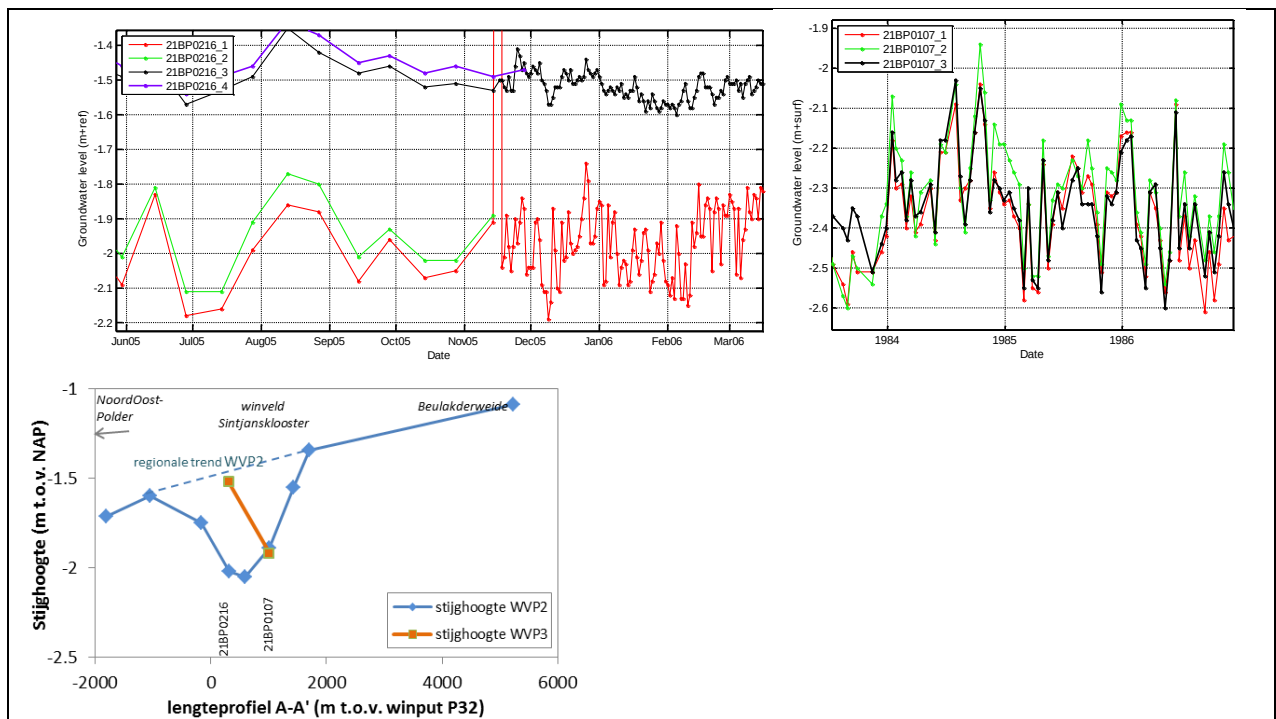
- substantiële c-waarde sdl2. (uit indicatieve berekeningen met MLU blijkt c-waarde orde grootte 1000 dagen)
- 21BP0216 kan alleen de regionale stijghoogte trend volgen wanneer de scheidende laag in een aanzienlijk deel van het westelijk puttenveld aanwezig is.

Peilbuis 21BP0107:

- Volgens boorprofiel 4 meter dikke leemlaag (zandig/ sterk zandig).
- Er zijn maandelijkse metingen in periode 1966 – 2005 (in wvp dagelijks tot 2011). De referentiehoogten zijn sinds 1941 4x ingemeten en fluctueert 5 cm in loop van tijd (geen trend). Fout in waterpassing kan verschil met 21BP0216 niet verklaren.
- De stijghoogte in 21BP0107 volgt de lokale dip in stijghoogte wvp rondom het puttenveld.
- De stijghoogte in wvp3 volgt wvp2, met enige uitdemping van fluctuaties.

Conclusie:

- Lage c-waarde sdl2.
- Omvang van “gat” in sdl2 is niet goed te bepalen.



Figuur 1. Overzicht stijghoogtemetingen in wvp2 en wvp3

Voorstel aanvullende interpretatie (KWR, in overleg met Harry Boukes)

De vraag is met name of het mogelijk is om meer inzicht te krijgen in de omvang van het gat in sdl2 rondom peilbuis 21BP0107. Voorstel is om eerst met MLU een aantal berekening uit te voeren (hier is al een begin mee gemaakt):

- Historische reeksen analyseren (mits gegevens over tijdstip aan-/ uitschakelen van pompen beschikbaar zijn voor periode 2005 – 2011).
- een gevoeligheidsanalyse uit te voeren met MLU door het huidige schakelschema van de pompen door te rekenen met meerdere groottes van het “gat” in sdl (en indien nodig een alternatief schakelschema om extra effect te bepalen).

Voorstel aanvullende metingen (februari 2016):

Voor het bepalen van de weerstand van de scheidende laag is het sowieso aan te bevelen om hoogfrequente stijghoogtemetingen uit te voeren in 21BP0107. Indien gegevens over aan-/ uitschakelen pompen niet beschikbaar zijn, dan ook aanvullend metingen uitvoeren in 21BP0107.

Diver in waarnemingsfilters:

21BP0107: F01 (73–74m–NAP), F02 (98–99 m–NAP), F03 (145–146 m–NAP)

21BP0216: F01 (78–80 m–NAP), F02 (115–117 m–NAP), F03 (148–150 m–NAP), F04 (183–185 m–NAP) ,

Divers + handmeting ter controle.

– wordt het exacte tijdstip van aan/ uit schakelen van alle pompen gemonitord?

Voorstel aanvullende metingen (na maart 2016):

Op basis van aanvullende metingen in februari en gevoeligheidsanalyse met MLU besluiten of het wenselijk is om ook metingen uit te voeren in het puttenveld. Hierbij eventueel ook een aantal kraggen-winputten aanzetten (spuien) om voor extra verlaging te zorgen (soort pompproef).

3: Waterkwaliteit na schakelen put

Doel

Inzicht in snelheid waarmee redoxgrensvlak zich horizontaal kan verplaatsen binnen puttenveld (bijvoorbeeld als een put enkele weken vaker aanstaat).

Uitsluiten dat schakelschema groot effect heeft op waterkwaliteitsmonsters.

Inzicht in aandeel infiltratiewater uit veengebied versus plassen

Wat weten we al? (mogelijk interessante locaties om metingen uit te voeren)

De volgende putten vertonen recent fluctuaties in de redox-parameters

	SO4	NH4	CH4	HCO3	Conclusie
PP21		vanaf 2008 oplopend van 1 naar 2.5 mg/l	2002: toename 0 tot 10 mg/l	350 mg/l	
PP22	Vanaf 2003: fluctuatie 20 naar 0 mg/l	vanaf 2008 afwisselend 1 en 2 mg/l	Vanaf 2008: fluctuatie 5 tot 12 mg/l	350 mg/l	Meest gevoelige redox overgang
PP40	Vanaf 2011: afname van 20 naar 10 mg/l			Vanaf 2011: toename van 200 naar 300 mg/l	

Opmerkingen en overige putten met opmerkelijke verandering waterkwaliteit:

- Wordt fluctuatie PP22 bepaald door de onttrekkingshistorie van P22 (hoe lang P22 aanstaat) of doordat P21 uitstaat?
- P34: zie je waterkwaliteitsverschil nadat put is aangeschakeld door extra bijdrage van ondiep ammonium uit veen?
- P31: put heeft zowel NH4 (sterk gereduceerd) als SO4 water (minder gereduceerd) wat is herkomst van SO4 water? – combineren met meting op verschillende diepte en met D18O (effect indampen)
- PP36 toename Cl sedert 2013 van 45 naar 60 mg/l.
- PP37 toename Cl vanaf 2008 van 40 naar 70 mg/l (rond 1999 ook tijdelijke stijging 40 naar 80 mg/l)
- Wanneer zijn PP36 en PP37 uit het schakelschema gehaald? Een mogelijke verklaring is dat de putten minder vaak in gebruik zijn en daardoor minder diep grondwater (uit wvp3 aantrekken).

In de KIDAP database van KWR komen NO3 resultaten voor in de periode vóór 1986 van 1 mg/l. Het is de vraag of deze metingen representatief zijn voor het ruwe water. De winning is pas in 1986 het Hoge land opgegaan en is dus waarschijnlijk pas toen NO3 gaan aantrekken. Tot jaren '80 was het ook niet verplicht om ruw water te monitoren, monitoring rein water is al langer verplicht. Als meting in rein water is uitgevoerd, dan kan het zijn dat NH4 deels als nitraat terugkomt na zuivering. SO4 werd niet verwijderd uit zuivering. Het is ook mogelijk dat NO3 is gevormd door lange tijd tussen monsternamen en analyse (reactie in monsterfles).

Voorstel aanvullende metingen (na maart 2016):

Meet locaties:

Meetfrequentie: diverse malen na aanschakelen put

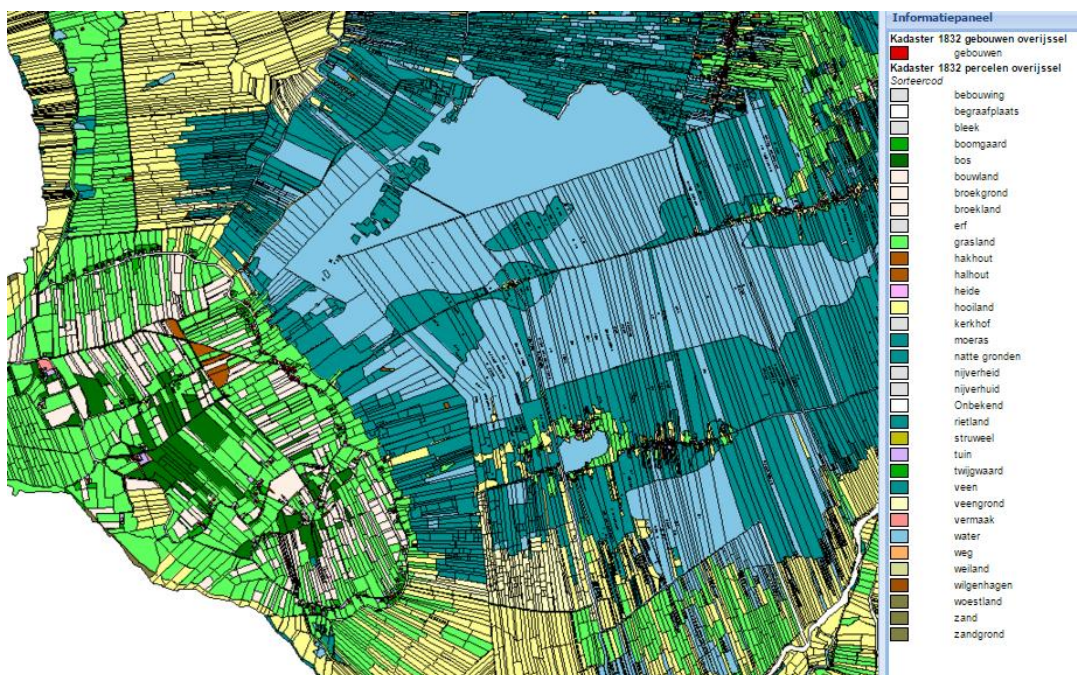
Meting in PP22 herhalen met verschillende onttrekkingshistorie

Deze metingen zullen in maart 2016 verder worden uitgewerkt.

Bijlage V Overig kaartmateriaal



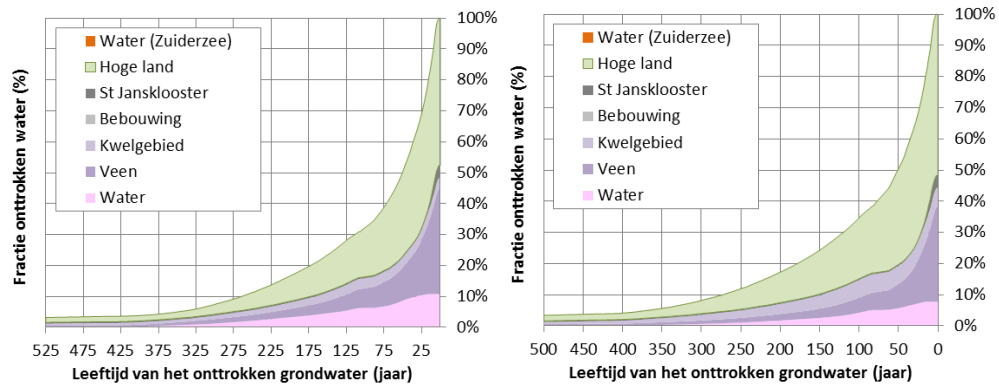
Militaire kaart 1850



Kadastrale kaart 1832

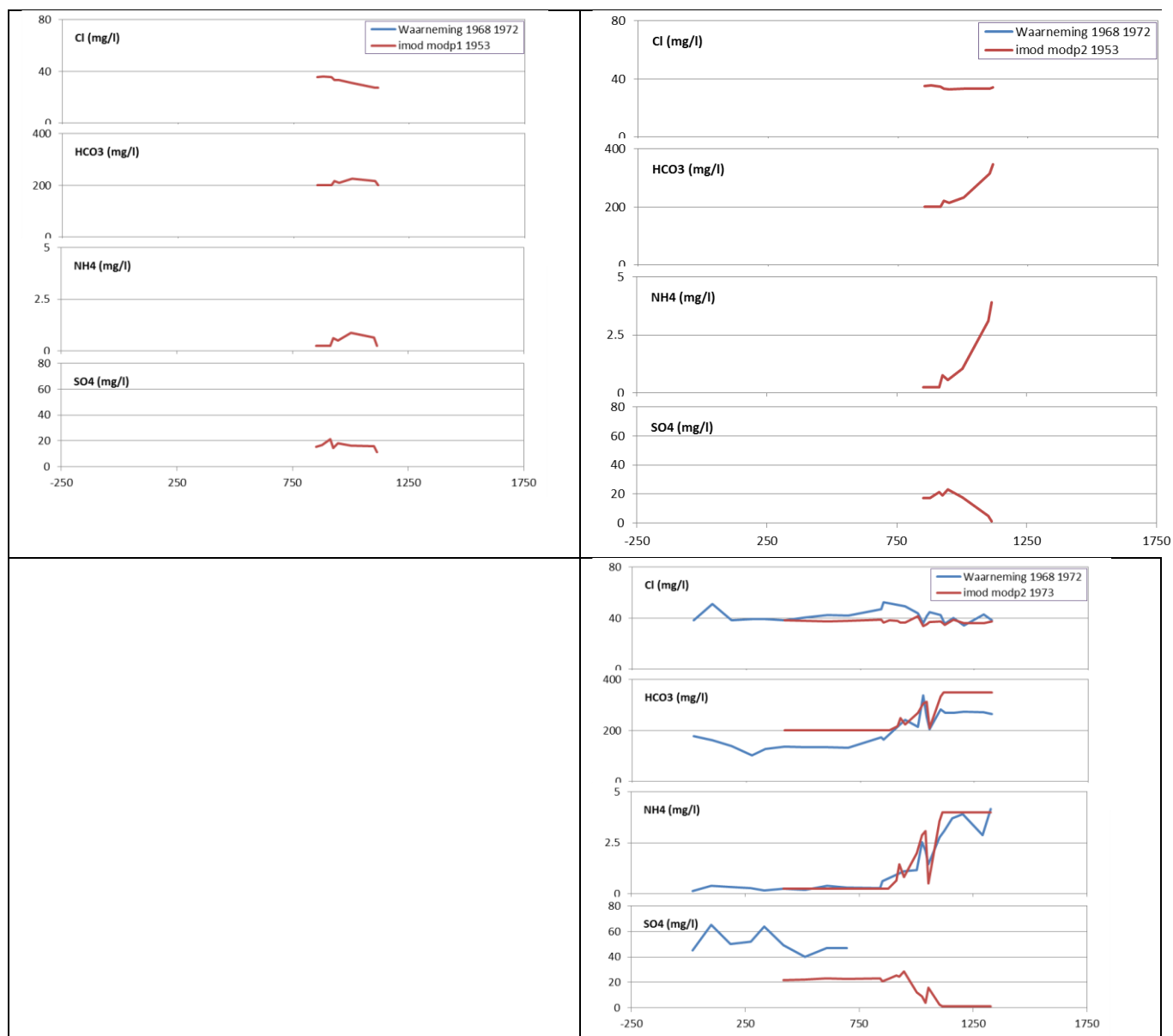
Bijlage VI Berekende concentraties

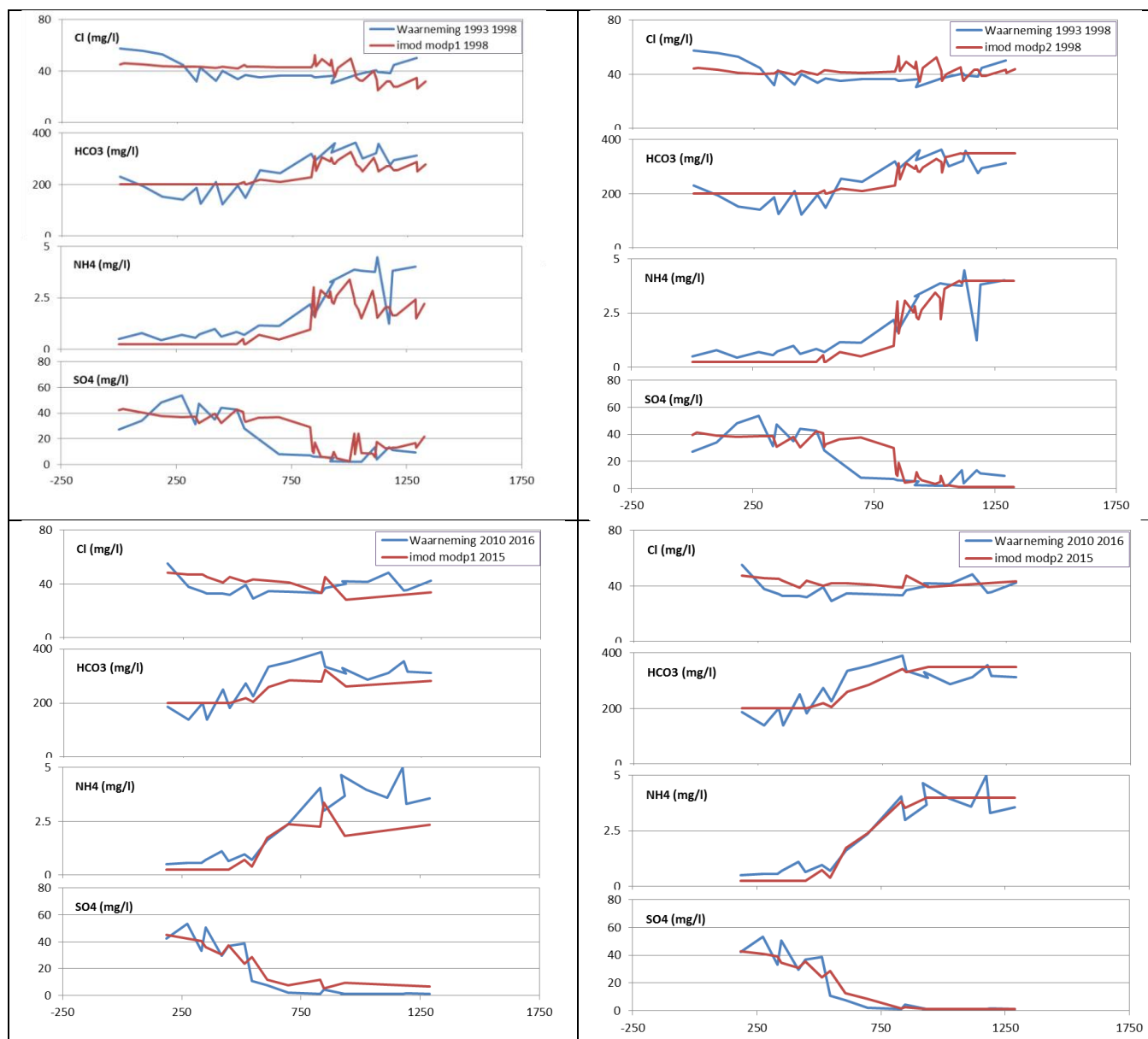
Hydrologische response curve: “modp1” (links) versus modp2” (rechts)



Lengteprofiel waargenomen en berekende ruwwaterkwaliteit op basis van conservatief transport: “modp1” (links) versus “modp2” (rechts)







Lengteprofiel berekende ruwwaterkwaliteit in huidige situatie (2015) en toekomstig scenario (2040).

NB: Berekening op basis van conservatief transport en met methode “modp2”.

