

Omgevingsvisie Merwedekanaalzone

Deel 2: Uitwerking van de Ruimtelijke Agenda



Bijlage 7.11 Onderzoek hemelwater vs WKO Utrecht

Deltares, oktober 2019

**Onderzoek hemelwater vs
WKO Utrecht**



Onderzoek hemelwater vs WKO Utrecht

Titel

Onderzoek hemelwater vs WKO Utrecht

Opdrachtgever

gemeente Utrecht

Project

11203014-002

Kenmerk

11203014-002-BGS-0002

Pagina's

19

Trefwoorden

Hemelwaterinfiltratie WKO

Versie	Datum	Auteur	Paraaf	Review	Paraaf	Goedkeuring	Paraaf
0.1	nov. 2019	Johan Valstar		Annemieke Marsman		Sophie Vermooten	
Bas van der Grift							

Status

definitief

Inhoud

1 Inleiding	2
2 Hydrologische berekeningen	3
2.1 Modelopzet	3
2.2 Basisrun	4
2.3 Scenario 1	5
2.4 Scenario 2	6
2.5 Scenario 3	6
3 Geochemische berekeningen	8
3.1 Inleiding	8
3.2 Modelopzet	8
3.2.1 Afbraak zuurstof met uitsluitend organisch stof	8
3.2.2 Afbraak zuurstof met organisch stof en Fe^{2+}	8
3.3 Modelresultaten	9
3.4 Discussie	10
4 Conclusies en aanbevelingen	12
4.1 Conclusies	12
4.2 Aanbevelingen	12
5 Referenties	14
 Bijlage(n)	
A Karakterisatie geochemische processen	A-1
A.1 Afbraak van organisch materiaal en geassocieerde redoxreacties	A-1
A.1.1 Algemeen	A-1
A.1.2 Afbraaksnelheid van organisch materiaal	A-1

1 Inleiding

De gemeente Utrecht wil de stedelijke inbreidingslocatie Merwedekanaalzone duurzaam ontwikkelen. Zo is Warmte Koude Opslag (WKO) voorzien en ook onderzoekt de gemeente of ze hemelwaterinfiltratie op -5 tot -15m -maaiveld kunnen toepassen. Beide systemen worden in de openbare ruimte geplaatst, waardoor de kans groot is dat beide elkaar ongewenst beïnvloeden. Met de hemelwaterinfiltratie wordt naast regenwater ook zuurstof in het diepere grondwater geïntroduceerd. Dit zuurstof kan met in grondwater aanwezig Fe^{2+} reageren en neerslaan als ijzeroxide, waardoor de filters van de WKO zouden kunnen verstoppert. Deze mogelijke verstopping beïnvloedt de werking van de WKO nadelig. De kans dat deze neerslagreactie optreedt in en nabij de filters van de WKO is afhankelijk van de zuurstofconcentratie bij het bereiken van de WKO-filters. Nadat de zuurstof in het grondwater is geïntroduceerd neemt de concentratie af door biologische activiteiten en reacties met Fe^{2+} . Hoe langer de verblijftijd van het regenwater, des te lager zal de concentratie aan zuurstof worden. De cruciale vraag is of het zuurstof, voordat het is afgebroken, een WKO put bereikt en daar gemengd wordt met water dat Fe^{2+} bevat.

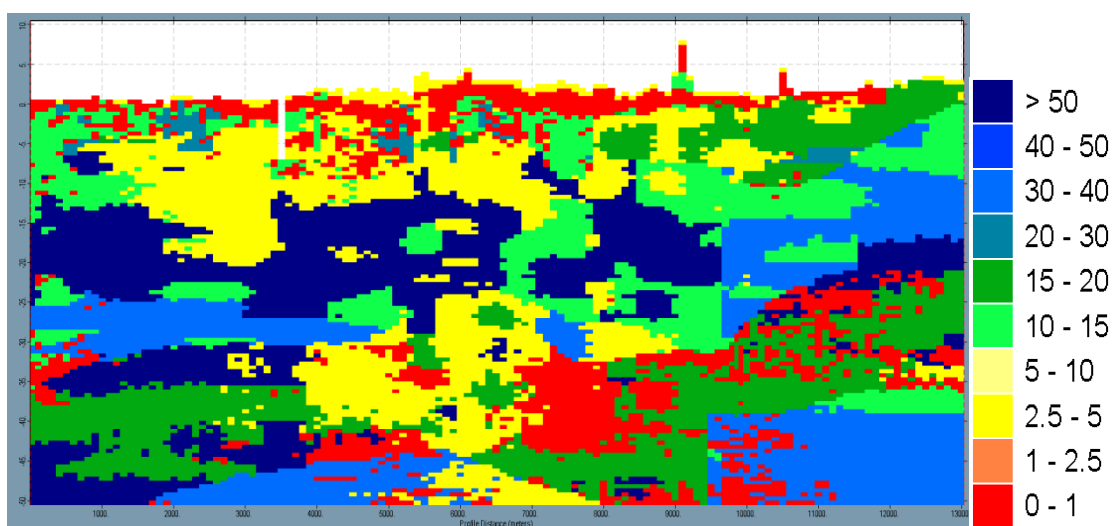
In dit onderzoek worden berekeningen uitgevoerd waaruit blijkt hoe groot de afstand moet zijn tussen de WKO's en de hemelwaterinfiltratiesystemen, zodat de zuurstof voldoende is omgezet en er geen kans op verstopping zal zijn. In hoofdstuk 2 worden voor een aantal configuraties van de WKO-putten en grindpalen (waarmee de hemelwaterinfiltratie gepland is) berekeningen uitgevoerd wat de reistijden tussen grindpalen en WKO-putten zijn. Hoofdstuk 3 geeft de geochemische berekeningen weer waarin de afbraak van zuurstof wordt berekend en in hoofdstuk 4 worden conclusies en aanbevelingen gegeven.

2 Hydrologische berekeningen

2.1 Modelopzet

Voor de modellering is gebruik gemaakt van de modeldata uit het project Citychlor (Valstar, 2013). De schematisatie in dat model is gebaseerd op GeoTOP. GeoTOP is een zogenaamd voxelmodel waarbij in elke voxel van 100m bij 100m (horizontaal) bij 0.5 m (verticaal) een aparte lithologie (grind, grof zand, fijn zand, klei, veen, etc.) is toegekend. In combinatie met de stratigrafie (verschillende geologische formaties) zijn waarden voor de horizontale en verticale doorlatendheid aan iedere voxel toegekend. De doorlatendheidswaarden per stratigrafie en lithologie zijn door TNO bepaald uit veld- en labmetingen en staan beschreven in (Valstar, 2013, Bijlage A).

In Figuur 2.1 is ter illustratie een profiel van de horizontale doorlatendheid weergegeven.



Figuur 2.1 Dwarsdoorsnede uit GeoTOP met de horizontale doorlatendheid op een willekeurige locatie in Utrecht, niet specifiek in de Merwedekanaalzone.

Het oorspronkelijke CityChlor-model heeft een horizontale resolutie van 25 m. Voor deze studie is het model ingezoomd op het gebied rondom de Merwedekanaalzone en is de horizontale gridresolutie verkleind tot 5 m, zodat er een aanzienlijk aantal modelcellen tussen de hemelwaterinfiltratie en WKO ligt.

Daarnaast zijn een WKO-doublet en een aantal grindpalen toegevoegd. Het seizoensvolume voor de WKO is gesteld op 160.000 m³ en dit is verdeeld over een periode van 6 maanden met een continu debiet van 877 m³/dag.^{1 2} Na elke zes maanden wordt de stroming in de WKO-putten omgedraaid. De filters van de WKO-putten staan op 20 tot 30 m – maaiveld. Uit metingen in het FOMBES-project blijkt dat in Utrecht in deze laag de injectie sneller gaat dan in het filtergedeelte daaronder.

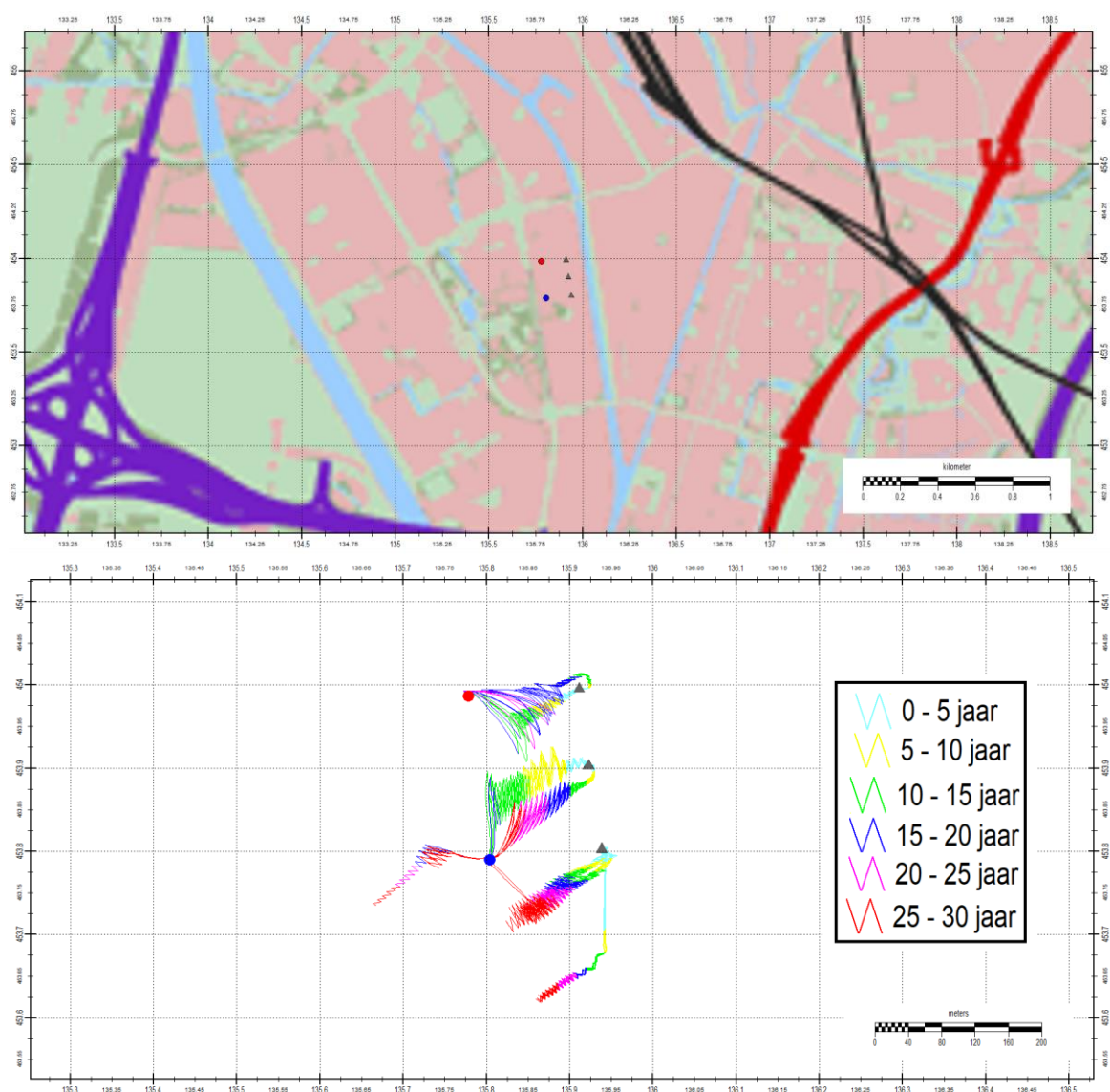
¹ Bij deze aanname zijn de geïnjecteerde volumes in de warme en koud put exact in balans. In werkelijkheid wordt een balans opgelegd op de geïnjecteerde thermische energie en niet op de watervolumes en is er een temporale variatie toegestaan. Uiteindelijk zal met deze onbalans in de watervolumes ook rekening moeten worden gehouden.

² Bij berekende reistijden tussen infiltratielocatie en WKO put van kleiner dan zes maanden kan de reistijd nog kleiner worden indien de onttrekking niet continu evenredig verdeeld wordt, maar gedurende een deel van de periode groter is.

De grindpalen zijn gemodelleerd als continue injectie met een debiet van 2.8 m³/dag (jaarvolume van 1000 m³, op basis van informatie van de gemeente Utrecht). De grindpalen hebben een filter van 0 tot 10 m – maaiveld. De verticale verdeling van het debiet over de modellagen is evenredig aan de horizontale doorlatendheid van de verschillende modellagen. De simulaties zijn berekend voor een periode van 30 jaar. Stroombanen worden gestart in een cirkel rondom de grindpaal op twee diepten: de onderkant en halverwege de grindpaal.

2.2 Basisrun

In de basisrun liggen de WKO-putten ten westen van de grindpalen op een minimale afstand van 134 m. In Figuur 2.2 zijn de modelmatige ligging van de WKO putten, de grindpalen en berekende stroombanen weergegeven.



Figuur 2.2 Locaties van gemodelleerde WKO-putten (rode en blauwe cirkel), grindpalen (zwarte driehoek) en berekende reistijden van stroombanen vanaf de grindpalen voor de basisrun

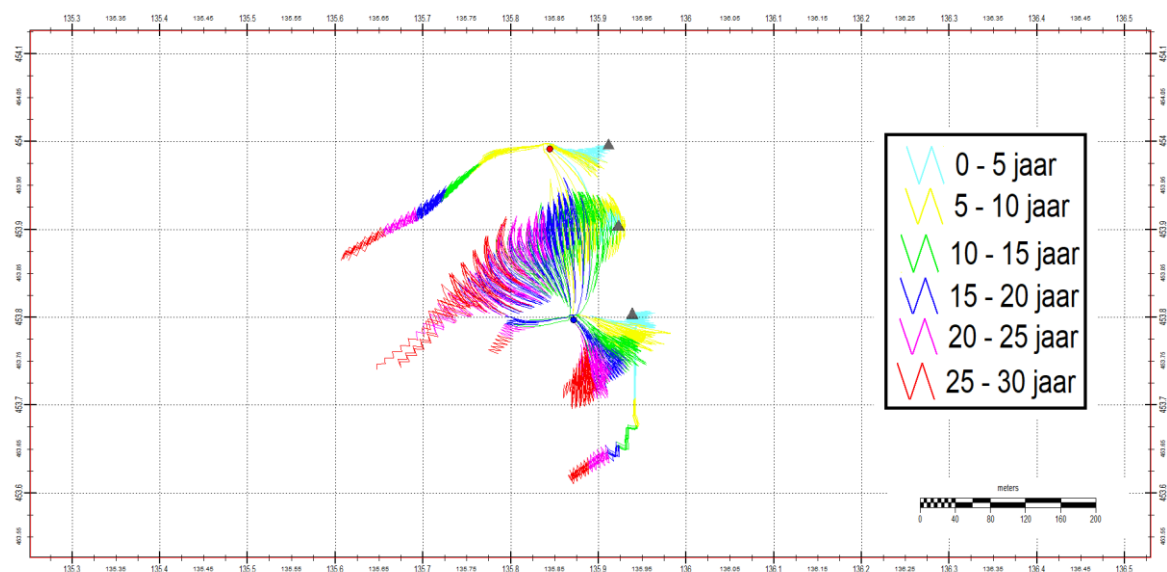
De meeste stroombanen gaan van de grindpalen naar de WKO-putten en vertonen duidelijk een zigzag patroon. Dit komt omdat de WKO-putten afwisselend water onttrekken en injecteren.

Een enkele stroombaan stroomt eerst zuidelijk en komt dan buiten het intrekgebied van de WKO. Een paar stroombanen lijken door de WKO put heen te gaan. Dit komt omdat de stroombanen in het model pas stoppen als een stroombaan in een zogenaamde 'strong sink' terecht komt. Een 'strong sink' is een modelcel waarin vanuit alle 6 buurcellen³ water de modelcel instroomt. Bij sommige modelcellen waarin de WKO put ligt stroomt er nog water verticaal naar de modelcel eronder of erboven en zijn deze moelcellen geen 'strong sink'. Bij het omdraaien van de debieten gaat de stroombaan vervolgens weer van de WKO-put af. In werkelijkheid zal het grondwater de WKO put wel bereiken en zou de stroombaan behoren te stoppen in de WKO put. Bij de verdere analyse, het vaststellen van de minimale reistijd, wordt dit wel gecorrigeerd.

De minimale reistijd van de stroombanen uit de grindpalen tot de WKO put bedraagt 13 jaar.

2.3 Scenario 1

In scenario 1 is de afstand tussen de WKO-putten en de grindpalen gehalveerd tot 67 m. De stroombanen en de ligging van de WKO putten en grindpalen worden weergegeven in Figuur 2.3.



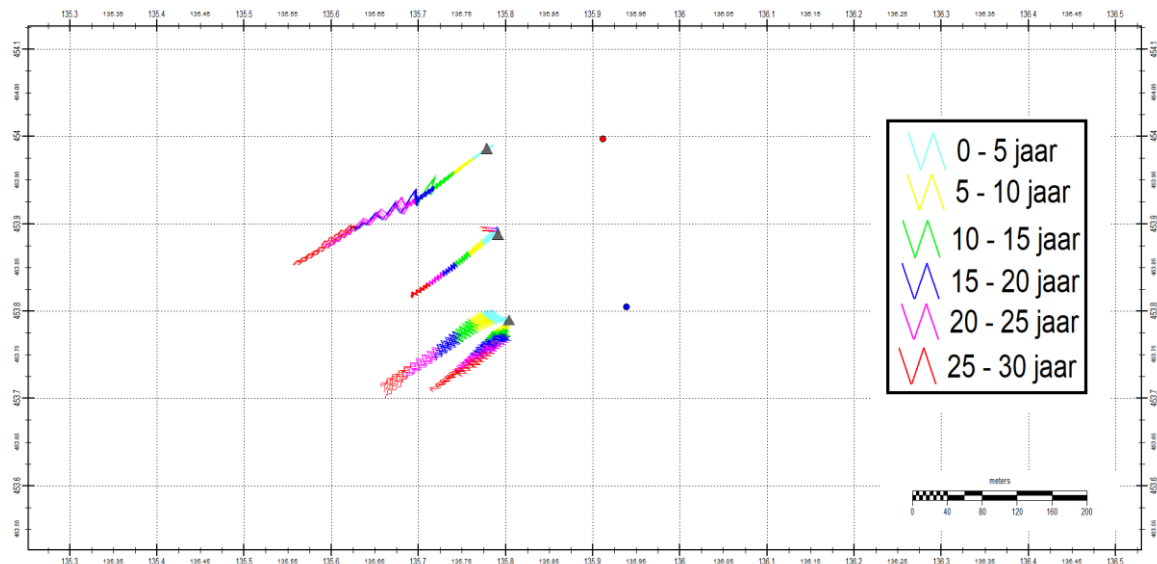
Figuur 2.3 Locaties van gemodelleerde WKO-putten (rode en blauwe cirkel), grindpalen (zwarte driehoek) en berekende reistijden van stroombanen vanaf de grindpalen voor scenario 1.

De minimale reistijd van de stroombanen uit de grindpalen tot een WKO-put bedraagt in dit scenario 5 jaar.

³ Oost, west, noord zuid, onder en boven

2.4 Scenario 2

In scenario 2 liggen WKO-putten stroomopwaarts van de grindpalen. De stroombanen en de ligging van de WKO putten en grindpalen worden weergegeven in Figuur 2.4

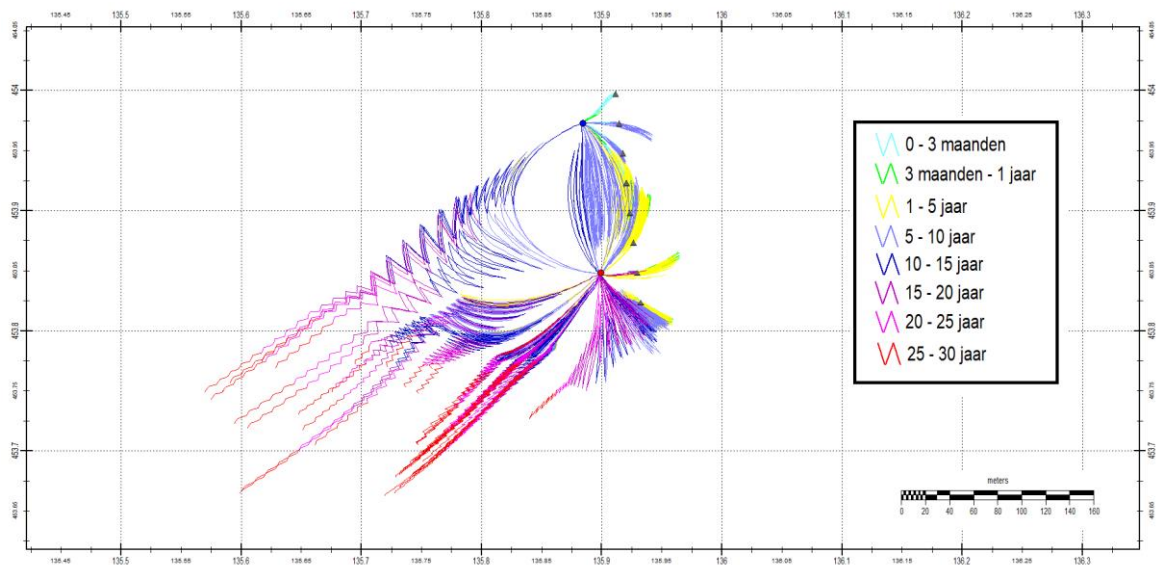


Figuur 2.4 Locaties van gemodelleerde WKO-putten (rode en blauwe cirkel), grindpalen (zwarte driehoek) en berekende reistijden van stroombanen vanaf de grindpalen voor scenario 2

In dit scenario bereiken de stroombanen de WKO-putten niet.

2.5 Scenario 3

Na overleg met de gemeente Utrecht blijkt dat zowel de grindpalen als de WKO-putten naar verwachting over de gehele wijk verdeeld moeten worden om de gewenste capaciteit te bereiken. De locatiekeuze van de grindpalen en WKO-putten is beperkt tot de ligging van de straten, die volgens aanname een rechthoekig stratenpatroon vormen. Hierin liggen de lange straten van dit stratenpatroon op ongeveer 60 m afstand van elkaar. De grindpalen zullen naar verwachting ongeveer 40 m uit elkaar moeten liggen. In scenario 3 worden halverwege de dwarsstraten de WKO-putten gesitueerd en de grindpalen in de lange straten met een onderlinge afstand van 40 m. De stroombanen en de ligging van de WKO putten en grindpalen worden weergegeven in Figuur 2.5.



Figuur 2.5 Locaties van gemodelleerde WKO-putten (rode en blauwe cirkel), grindpalen (zwarte driehoek) en berekende reistijden van stroombanen vanaf de grindpalen voor scenario 3.

De minimale reistijd van de stroombanen uit de grindpalen tot de WKO put bedraagt in dit scenario 66 dagen.

De relatie tussen de minimale afstand tussen de grindpalen en de WKO-put en de reistijd is naar verwachting op te splitsen in twee trajecten:

Indien de reistijd minder dan 6 maanden (een halve WKO cyclus) is, zal de reistijd bij benadering toenemen met de wortel van de afstand. Immers het intrekgebied van de WKO zal bij benadering een cilinder zijn, waarbij de straal toeneemt met de wortel van het onttrokken volume.

Indien de reistijd meer dan 6 maanden bedraagt bereikt de stroombaan niet binnen een WKO cyclus de WKO-put. Toestroming naar het 1-jaars intrekgebied van de WKO-put gebeurt door de natuurlijke achtergrondstroming en de reistijd voor het overbruggen van deze afstand zal ongeveer lineair toenemen bij toenemende afstand tussen grindpaal en WKO-put.

De heterogeniteit in de bodemopbouw zorgt er voor dat de relatie tussen de afstand grindpaal tot WKO-put en de reistijd ook afhangt van de locaties van de grindpaal en WKO-put.

3 Geochemische berekeningen

3.1 Inleiding

Het is onwenselijk dat een WKO-put zuurstofhoudend water oppompt, omdat het gemengd wordt met ijzerhoudend grondwater en bij de injectieput voor verstopping kan zorgen door de neerslag van ijzeroxides. Fe^{2+} zal bij de aanwezigheid van zuurstof omgezet worden naar Fe^{3+} . Deze vorm van ijzer is slecht oplosbaar en zal neerslaan als ijzeroxide, bijvoorbeeld FeOOH . Als neerslag zal het als vaste fase de poriën opvullen en indien er teveel neerslag van ijzeroxide plaats vindt, de poriën verstoppen. Dit proces kan overal in de bodem plaatsvinden zodra Fe^{2+} in contact komt met zuurstof en zal ook nabij de grindpaal in enige mate optreden.

Het zuurstof in het geïnfiltreerde hemelwater kan behalve met Fe^{2+} ook reageren met organisch stof. De reactie met Fe^{2+} kan instantaan worden verondersteld, wat inhoudt dat de reactie doorgaat totdat of het zuurstof of Fe^{2+} verdwenen is. Aangezien het infiltrerende regenwater geen Fe^{2+} zal bevatten, zal de reactie tussen zuurstof en Fe^{2+} alleen plaatsvinden nabij het grensvlak van het infiltrerende regenwater en het oorspronkelijke grondwater. Daar zal door dispersie het zuurstof en het ijzer met elkaar in contact komen waardoor de reactie mogelijk is.

De reactie met organisch stof is kinetisch gelimiteerd. In bijlage A is een literatuuronderzoek beschreven naar de afbraaksnelheid van zuurstof met organisch stof en is een geschatte afbraaksnelheid van $1.41 \times 10^{-4} \text{ mol}/(\text{L jr}) \text{ mol}$ (= 4.5 mg O_2 / L jr) geschat op basis van de ouderdom van de Formatie van Kreftenheye en Formatie van Boxtel, Laagpakket van Delwijnen, die het 1^e watervoerende pakket vormen. Het organisch stof is als vaste fase in de ondergrond aanwezig, zodat het infiltrerende hemelwater daar direct mee in contact komt.

Als maximale toelaatbare zuurstofconcentratie die bij een WKO-put mag aankomen wordt 0.01 mg/l aangehouden (van Beek et al., 2000).

3.2 Modelopzet

Bij de modelopzet moet rekening gehouden worden met twee omzettingsreacties van zuurstof, nl. met organisch materiaal en met Fe^{2+} . De eerste reactie zal overal in de ondergrond plaatsvinden; de tweede alleen op het grensvlak van zuurstofhoudend water (geïnfiltreerd hemelwater) en ijzerhoudend water (origineel grondwater). Bij dit laatste proces is het dus ook relevant hoeveel hemelwater geïnfiltreerd is en of de tijd tussen opeenvolgende events lang genoeg is geweest zodat er weer ijzerhoudend grondwater naar de grindpaal is toegestroomd. Immers, het is niet alleen van belang dat de afbraak nabij het grensvlak optreedt, maar dat ook de zuurstofconcentraties in het centrum van het geïnfiltreerde hemelwater zeer sterk afnemen.

3.2.1 Afbraak zuurstof met uitsluitend organisch stof

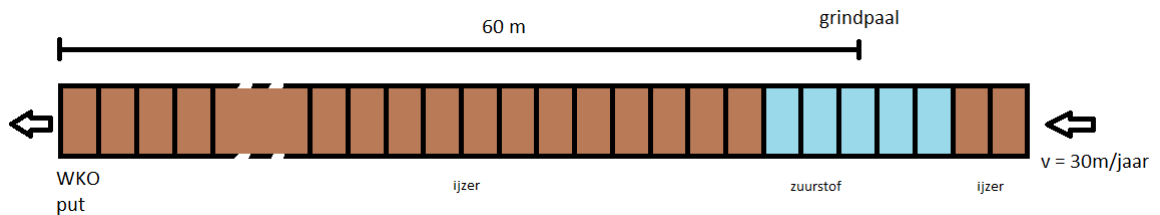
Als ondergrens van de totale afbraaksnelheid kan dus alleen de afbraak van zuurstof met organisch stof worden meegenomen. Uitgaande van een initiële zuurstofconcentratie van 10 mg/l (concentratie van zuurstof in water dat in evenwicht is met de atmosfeer) en een afbraaksnelheid van 4.5 mg/l/jaar is er dan 2.22 jaar nodig om de zuurstofconcentratie te verlagen tot 0.01 mg/l.

3.2.2 Afbraak zuurstof met organisch stof en Fe^{2+}

Bij het meenemen van de reactie tussen zuurstof en Fe^{2+} wordt als basisberekening aangenomen dat een eenmalige neerslaghoeveelheid van 18 m^3 (10 mm neerslag x 1800 m^2 oppervlakte) infiltreert in de grindpaal. Bij een filterlengte van 10 m, uitsluitend horizontale

stroming en een porositeit van 0.3, resulteert dit in een cilindervormig volume zuurstofhoudend grondwater met een diameter van 5 m. De geochemische basisrun gaat verder uit van een afstand van 60 m tussen grindpaal en WKO-put en een verblijftijd van ongeveer 2 jaar. Een schematisatie van de modelopzet wordt weergegeven in Figuur 3.1.

De reacties van zuurstof met organisch stof en Fe^{2+} zijn 1D- gemodelleerd met behulp van het programma PHREEQC.



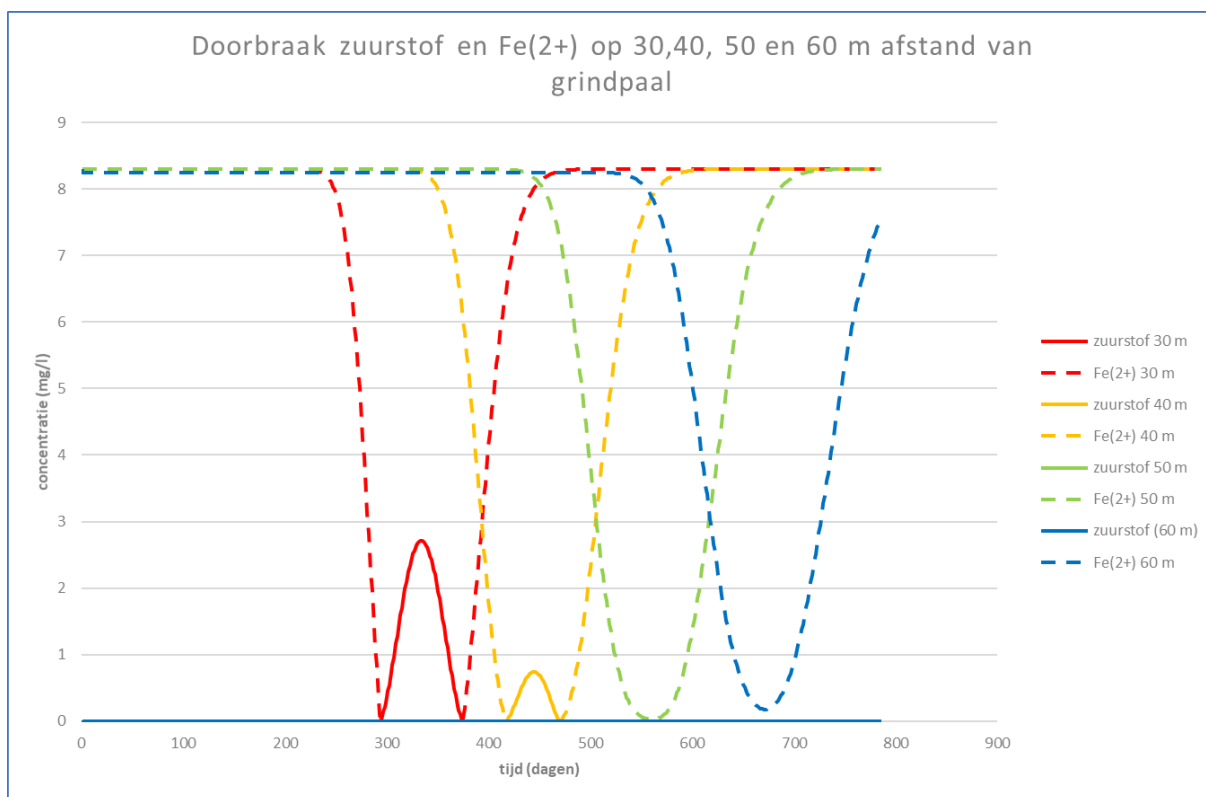
Figuur 3.1 Schematisatie van modelopzet met initiële concentratieverdeling

Bij de berekening is een longitudinale dispersiviteit⁴ van 0.1 m aangehouden. De initiële concentraties zijn 8.3 mg/l (gemiddelde Fe^{2+} concentratie uit metingen bovenin het 1^{ste} watervoerende pakket uit de database van de gemeente Utrecht) voor ijzer in het originele grondwater en 10 mg/l voor zuurstof in het geïnfiltreerde hemelwater.

3.3 Modelresultaten

In Figuur 3.2 zijn de doorbraken van zuurstof en Fe^{2+} geplot voor de afstand 30, 40, 50 en 60 m vanaf de grindpaal.

⁴ De longitudinale dispersiviteit bepaalt de mate dispersie in de stromingsrichting. Dispersie geeft een massaflux van hoge naar lage concentraties en zorgt zo voor een afname van concentratiegradiënten. In de stromingsrichting is deze massaflux groter dan in de andere richtingen omdat er op porieniveau variatie in deze richting de grootste variatie in stroomsnelheden optreedt. De gekozen waarde van 0.1 m is relatief laag ten opzichte van wat in de modelpraktijk vaak gebruikt wordt (conservatieve aanname).



Figuur 3.2 Doorbraak van zuurstof en tweewaardig ijzer op 4 verschillende afstanden van de grindpaal.

In dit figuur worden tegelijk de zuurstofconcentraties (continue lijn) als ook de Fe^{2+} concentraties (gestreepte lijn) getoond als functie van de tijd voor een viertal afstanden. De rode gestreepte lijn (afstand vanaf grindpaal van 30 m) geeft aan dat de Fe^{2+} concentratie tot ongeveer 220 dagen constant is; daarna tot ongeveer 290 dagen afneemt naar 0 en na ongeveer 370 dagen weer begint toe te nemen en na ongeveer 450 dagen weer maximaal is. De rode continue lijn geeft aan dat de zuurstofconcentratie tot ongeveer 290 dagen 0 is; daarna toeneemt tot het een maximale waarde bereikt na ongeveer 330 dagen en daarna weer afneemt tot 0 na ongeveer 370 dagen. Uit beide rode lijnen blijkt dat zuurstof en Fe^{2+} niet tegelijk aanwezig zijn in het model, hetgeen ook was opgelegd door de instantane reactie tussen Fe^{2+} en zuurstof.

Ook na 40 m (gele lijnen) is er nog een kleine piek aan zuurstof te zien in de doorbraakcurve. Bij de doorbraakcurve na 50 m is zuurstof volledig verdwenen: de groene continue lijn heeft de gehele periode een waarde van 0 en is niet zichtbaar omdat hij wordt overschreven door de blauwe continue lijn. In het model is dus 50 m afstand nodig om het zuurstof volledig te laten verdwijnen. De verblijftijd die daarbij nodig is om zuurstof volledig te laten verdwijnen is ongeveer 500 dagen. Dit is significant lager dan de benodigde verblijftijd indien alleen rekening wordt gehouden met de consumptie van zuurstof door uitsluitend de afbraak van organische stof, zie paragraaf 3.2.1.

3.4 Discussie

De afname van zuurstof uit het geïnjecteerde hemelwater is afhankelijk van de verblijftijd in de ondergrond als ook van de afstand die het aflegt tussen grindpaal en WKO-put. De verblijftijd is van belang omdat de afbraak van organisch stof lineair afhangt van de verblijftijd zolang er zuurstof aanwezig is. De afgelegde afstand is van belang omdat de menging door dispersie toeneemt met de afgelegde afstand en daarmee de reactie tussen ijzer en zuurstof bevordert.

In hoofdstuk 2 was in scenario 3 voor een op basis van de gemeente genoemd mogelijk ontwerp een reistijd van 66 dagen en een afgelegde afstand van 30 m berekend. In dat scenario liggen de grindpalen te dicht bij de WKO-putten. Op basis van de geochemische berekening kan je concluderen dat het geïnfiltreerde hemelwater niet binnen 1,5 cyclus van de WKO de WKO-put mag bereiken. De afstand tussen hemelwaterinfiltratie en WKO zou volgens een eerste snelle berekening⁵ minimaal 50 m moeten zijn.

Bij bovenstaande berekeningen zijn nog wel een paar kanttekeningen te maken:

- 1 De debieten van een WKO-put zijn niet elk jaar gelijk en ook kan er een onbalans in het opgepompte water tussen de warme en koude put zijn. Een kwantificering van deze beide effecten is lastig te maken, maar het grootste risico op een te snelle doorbraak in de WKO-put zal ontstaan als er in één jaar meer water wordt onttrokken dan nu is aangenomen in de berekening.
- 2 De WKO-put trekt meer grondwater aan dan alleen het geïnjecteerd hemelwater, bijvoorbeeld door het diepere deel van het filter of uit andere richtingen. Door menging zal de zuurstofconcentratie nog significant afnemen en daardoor mogelijk onder gestelde grens van 0.01 mg/l (uit van Beek et al., 2000) komen. Dit effect is nu niet meegenomen. De mate van verdunning zou met een transportberekening van het 3-dimensionale model kunnen worden berekend, maar dat valt buiten de scope van deze studie.
- 3 Het is ook de vraag in hoeverre een discontinue aanvoer van enig zuurstofhoudend water daadwerkelijk voor verstopping van een WKO-put zullen zorgen. De norm van 0.01 mg/l zuurstof is vooral gebaseerd op systemen waarbij een continue aanvoer van zuurstofhoudend water is. Een kwantitatieve uitspraak over het risico op verstopping van een WKO put vergt een inschatting van de hoeveelheid zuurstof die de WKO putten zal bereiken, de afstand tot de put waar de ijzerneerslag zal optreden en de bijbehorende afname van de doorlatendheid en valt buiten de scope van dit onderzoek.
- 4 De literatuur met reactiesnelheden van zuurstof met organisch stof bevat een aanzienlijke spreiding. In de berekening is een mediane waarde gebruikt. In werkelijkheid kan de reactiesnelheid wel meer dan een factor 10 hoger of lager zijn. Dit zou betekenen dat de benodigd verblijftijd significant kleiner of groter kan zijn. Gericht laboratoriumonderzoek met grondmonsters vanuit het watervoerende pakket bij de Merwedekanaalzone zal een beter schatting van de reactiesnelheid kunnen geven.
- 5 Bij de WKO-putten is het debiet nu volledig toegekend aan het filtertraject 20-30 m - maaiveld. In werkelijkheid zal een deel van het WKO-water ook uit het diepere deel van het watervoerende pakket worden onttrokken en zal het zuurstofrijke water dan minder snel bij de put zijn. Een nauwkeuriger kwantificering van de verticale variatie in doorlatendheid zal bij de boorgatmetingen na het boren van een WKO-put plaats kunnen vinden.

⁵ Het volume dat binnen een halve WKO cyclus wordt aangetrokken is dan een factor $182.5 / 66$ dagen groter dan nu na 66 dagen is onttrokken. De straal van de cilinder die daarbij hoort is $\sqrt{(182.5/66)} * 30 \text{ m} = 50 \text{ m}$. Het water dat gedurende het eerste half jaar van de tweede WKO-cyclus en dat niet eerder is geïnjecteerd door de WKO zal pas tegen het einde van het eerste half jaar van de tweede cyclus in de WKO-put aankomen.

4 Conclusies en aanbevelingen

4.1 Conclusies

Op basis van dit rapport zijn de volgende conclusies te trekken:

- 1 Het risico op verstopping van WKO putten is een complex samenspel tussen de grondwaterstroming (gedomineerd door de WKO's en de natuurlijke achtergrondstroming) en de geochemische processen (reacties van zuurstof met organisch stof en met Fe^{2+}) in de ondergrond.
- 2 Zowel afstand tussen de WKO-putten als de verblijftijd van het geïnfiltreerde hemelwater in de ondergrond (die ook weer afhangt van de afstand tussen WKO-putten en grindpalen en het WKO-debiet en filterstelling) zijn hierbij van belang.
- 3 In de geochemische berekeningen was een verblijftijd van ongeveer 500 dagen nodig om zuurstof volledig uit te putten. Deze schatting is gebaseerd op een enkele forse infiltratie-event en een mediane reactiesnelheid van zuurstof met organisch stof. Dit berekende resultaat hangt sterk af van de reactiesnelheid en het volume aan infiltratiewater en moet beschouwd worden als een eerste gemiddelde schatting.
- 4 Bij de gebruikte WKO-debieten geeft een afstand tussen de WKO's en grindpalen van 30m, zoals genoemd in een mogelijk ontwerp, geven modelberekeningen een te korte verblijftijd van slechts 66 dagen. Bij een afstand van 67 m geeft het model een verblijftijd van 5 jaar. Dat is bij de aannames voor de geochemische berekening ruim genoeg voor volledige afbraak van zuurstof.

4.2 Aanbevelingen

Op basis van dit onderzoek gelden de volgende aanbevelingen:

- 1 De horizontale afstand tussen de grindpalen en WKO-putten dient groter te zijn dan de 30m die tijdens het laatste overleg met de gemeente Utrecht als globaal ontwerp is genoemd. Dit geldt in combinatie met de gebruikte filterdiepte en WKO-debieten.
- 2 Andere opties die kunnen worden overwogen om de verblijftijd van het geïnfiltreerde hemelwater te vergroten zijn: (a) kleinere debieten bij WKO systemen - met eventueel meer WKO putten –; (b) diepere filterlengtes van de WKO-putten of erop sturen dat ook voldoende water in het diepere deel van het WKO filter wordt onttrokken; (c) ondiepere infiltratie van hemelwater en (d) het versnellen van de zuurstofconsumptie door zeer reactief materiaal in de grindpaal te verwerken.
- 3 Indien de ruimte in het eerste watervoerende pakket te klein is voor zowel hemelwaterinfiltratie als WKO, dient WKO in het 2^{de} watervoerende pakket in overweging te worden genomen.
- 4 Indien het toch gewenst is om zowel hemelwaterinfiltratie als ook WKO in het 1^{ste} watervoerende pakket toe te passen is het gewenst om de gevoeligheid van een aantal aspecten nader uit te zoeken in een vervolgonderzoek, zoals (a) de reactiesnelheid van organisch stof met zuurstof op de relevante diepte(n) in Utrecht; (b) het effect van verdere verdunning van zuurstof in een WKO-put; (c) de effecten van de opeenvolging van

verschillende events van hemelwaterinfiltratie; (d) de onbalans in de geïnjecteerde water volumes van de warme en koude putten en (e) een zodanig ontwerp van WKO-systemen en hemelwaterinfiltratiesystemen zodat het risico op verstopping van WKO-putten beperkt is.

- 5 Bij een definitief ontwerp en installatie van WKO-systemen in combinatie met hemelwaterinfiltratiesystemen is het raadzaam om gericht te monitoren op verstoppingsrisico's, zodat indien nodig één of beide systemen kunnen worden aangepast of anders worden aangestuurd.
- 6 Bij de afweging of de combinatie van WKO's en hemelwaterinfiltratie in hetzelfde watervoerende pakket wenselijk is dient ook het belang van de bewoners en exploitanten van de WKO's (leveringszekerheid, kosten back-upsysteem etc.) in beschouwing te worden genomen.

5 Referenties

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

B. van der Grift, J. Griffioen, T. Leijnse en R. Vernes (2006) Aanzet tot Leidraad geohydrologische en geochemische modellering dekgronddepots TNO rapport 2006-U-R0149/A.

P. Groenendijk, L.V. Renaud, J. Roelsma, G.M.C.M. Janssen, S. Jansen, R. Heerdink, J. Griffioen, B. van der Grift (2009) A new compliance checking level for nitrate in groundwater. Modelling nitrate leaching and the fate of nitrogen in the upper 5 meter of the groundwater system Alterra-report 1820.

Leo Renaud, Gijs Janssen, Piet Groenendijk, Peter Cleij, Paul van Walsum, Jacco Hoogewoud, Erwin van Boekel, Joost van den Roovaart, Frank van der Bolt, Timo Kroon (2017) Landelijk Water Kwaliteits Model, De landelijke modeltoepassing voor nutriënten. Deltares rapport 1230690-000-BGS-0005.

J.R. Valstar (2013) Geohydrologische modellering, Voorspelling voor de gebiedsgerichte aanpak voor grondwater verontreiniging in de stad Utrecht, Deltares rapport 1205424-000-BGS-0016.

A Karakterisatie geochemische processen

Een hemelwaterinfiltratie HWI brengt zuurstofhoudend regenwater in de bodem, en dit zuurstof kan o.a. reageren met het organisch materiaal dat van nature in de ondergrond aanwezig is en met het in het grondwater opgelost tweewaardig ijzer (Fe^{2+}) en mangaan (Mn^{2+}).

A.1 Afbraak van organisch materiaal en geassocieerde redoxreacties

A.1.1 Algemeen

De afbraak van organisch materiaal (OM) is de motor achter allerlei redoxprocessen en andere chemische processen in de ondergrond. De afbraak van organisch materiaal bepaalt bijvoorbeeld hoe snel het zuurstof uit het geïnfiltreerde hemelwater verdwijnt.

Afbraak van OM is een veel bestudeerd fenomeen en een groot bereik aan afbraakconstanten is geldig. OM breekt onder aërobe condities sneller af, dan onder anaërobe condities. Tabel A.1 geeft een overzicht van de reacties van organisch materiaal onder toenemende reducerende omstandigheden. Het organisch materiaal is hier als CH_2O weergegeven. Dit is de meest eenvoudige chemische weergave. De afbraak van OM is gekoppeld aan reductie van aanwezige oxidatoren (zuurstof, nitraat, Mn en Fe-oxides, sulfaat). De volgorde in Tabel A.1 is ook de volgorde van de processen zoals die in de ondergrond plaatsvindt. Dus eerst wordt zuurstof geconsumeerd, vervolgens nitraat, ect. Bij vers OM kan de beschikbaarheid van oxidator limiterend zijn in de afbraak. Dit wil zeggen dat zodra er zuurstof of nitraat aanwezig zijn dit vrijwel direct wordt afgebroken. Zo gauw het OM verouderd of verweerd raakt, wordt de reactiviteit van het OM steeds minder en kan deze limiterend zijn voor de afbraaksnelheid en dus voor de verdwijningssnelheid van het zuurstof en/of nitraat uit het grondwater. Mathematisch kan deze situatie goed gerepresenteerd worden met een 1^e-orde afbraak benadering voor organisch stof en een 0^{de} orde voor zuurstof.

Tabel A.1 Volgorde van redoxreacties bij mineralisatie van organisch materiaal onder neutrale pH condities

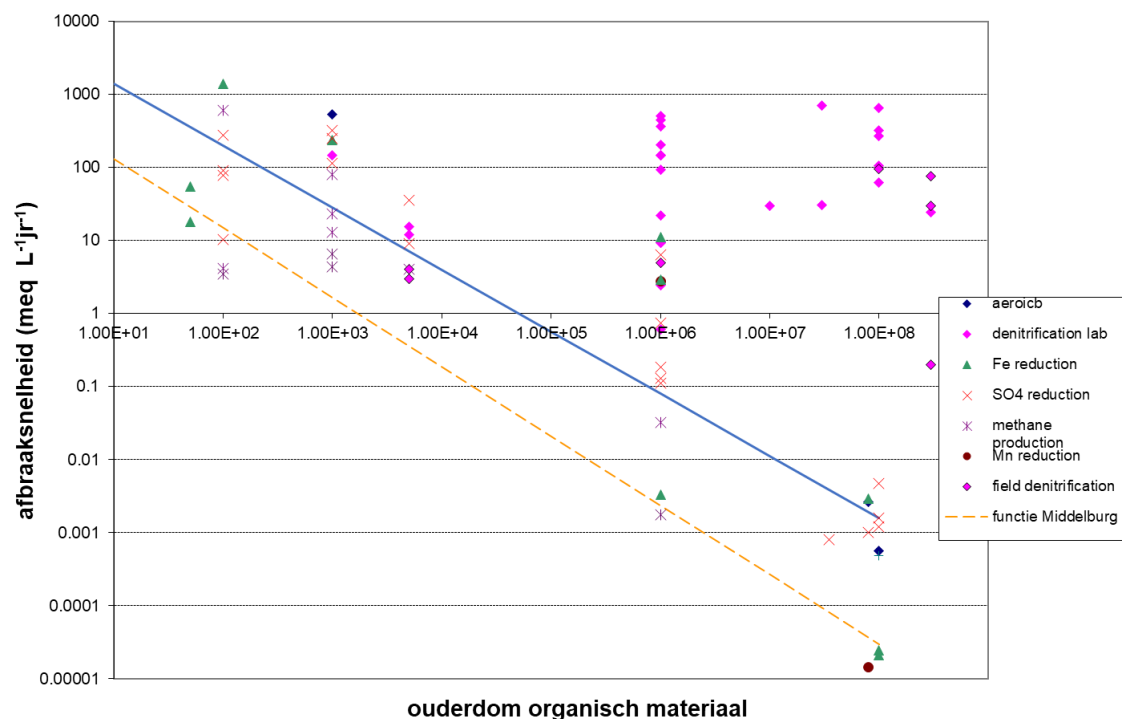
Aerobe respiratie	$\text{CH}_2\text{O} + \text{O}_2 \rightarrow \text{H}_2\text{CO}_3$
Denitrificatie	$5\text{CH}_2\text{O} + 4\text{NO}_3^- + 4\text{H}^+ \rightarrow 2\text{N}_{2(\text{g})} + 5\text{H}_2\text{CO}_3 + 5\text{H}_2\text{O}$
Mn(IV) reductie	$\text{CH}_2\text{O} + 2\text{MnO}_2 + 4\text{H}^+ \rightarrow 2\text{Mn}^{2+} + \text{H}_2\text{CO}_3 + 2\text{H}_2\text{O}$
Fe(III) reductie	$\text{CH}_2\text{O} + 4\text{FeOOH}_{(\text{s})} + 8\text{H}^+ \rightarrow 4\text{Fe}^{2+} + \text{H}_2\text{CO}_3 + 6\text{H}_2\text{O}$
Sulfaatreductie	$2\text{CH}_2\text{O} + \text{SO}_4^{2-} + \text{H}^+ \rightarrow \text{HS}^- + 2\text{H}_2\text{CO}_3$
Methanogenese	$2\text{CH}_2\text{O} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CH}_{4(\text{g})} + \text{H}_2\text{CO}_3$

In Tabel A.1 is te zien dat het reducerend oplossen van Fe-oxides optreedt voordat sulfaatreductie kan optreden. Dit is echter sterk afhankelijk van de aard van aanwezig Fe-oxide: amorfe Fe-hydroxide lost onder reducerende omstandigheden eerder op dan dat sulfaatreductie optreedt, terwijl kristallijn goethiet (FeOOH) min of meer tegelijkertijd gereduceerd raakt met SO_4 . Het optreden van sulfaatreductie en methanogenese kan ook vrijwel gelijktijdig gebeuren, aangezien de energieopbrengst in zoet water vaak vergelijkbaar is.

A.1.2 Afbraaksnelheid van organisch materiaal

Zoals hierboven al is beschreven is de afbraak van OM een veel bestudeerd fenomeen en een groot bereik aan afbraakconstanten is geldig. Er is wel een relatie tussen de afbraaksnelheid en de ouderdom van het organisch materiaal. Afbraakconstanten zijn nodig om de reductie van

zuurstof tijdens de HWI te modelleren. Van der Grift et al., (2006) heeft geprobeerd om inzicht te krijgen in de bandbreedte in afbraakconstanten en de relatie met de ouderdom van het materiaal. Dit is later uitgebreid door Groenendijk et al. (2008). Hiervoor is een groot aantal in de internationale literatuur gerapporteerde afbraaksnelheden verzameld en samengevat. In Figuur A.1 is de afbraaksnelheid uitgezet tegen de ouderdom van het organisch materiaal. De snelheid is uitgedrukt in milliequivalent elektronen. Dit is gedaan om verschillen in reactie stoichiometrie van de afbraakprocessen met verschillende oxidatoren zoals weergegeven in Tabel A.1, aan elkaar gelijk te stellen. Het betreft organisch materiaal uit verschillende milieus: zoetwater sedimenten, bodems, estuaria, zeebodems en aquifers. De leeftijd van het organisch materiaal was in verschillende studies bekend (zoals bijvoorbeeld Pleistoceen sediment). Van andere studies is deze geschat. Zo is de ouderdom van organisch materiaal in zoet water sedimenten geschat op 100 jaar en van veenafzettingen op 1000 jaar. In Figuur A.1 is het redoxmilieu waarin afbraak van organisch materiaal plaatsvond weergegeven.



Figuur A.1 Afbraaksnelheid organisch materiaal (uitgedrukt in meq elektronen per liter poriewater per jaar) uitgezet tegen de ouderdom van het organisch materiaal. Naar: Van der Grift et al. (2006), Groenendijk et al. (2008) en Renaud et al. (2017).

In Figuur A.1 is tevens de relatie tussen de afbraaksnelheid van organisch materiaal en leeftijd zoals afgeleid voor mariene sedimenten door Middelburg (1989) geplot. De functie van Middelburg beschrijft de afbraak als een eerste orde proces, waarbij de reactiesnelheidscoëfficiënt afhangt van de leeftijd van het sediment volgens:

$$\log(k) = -0.95 \log(t) - 0.81$$

Groenendijk et al. (2008) en Van der Grift et al. (2006) trekken uit deze resultaten de volgende conclusies:

- Het verwachte verband tussen de afbraaksnelheid en de ouderdom van het organisch materiaal komt duidelijk naar voren.

- De functie van Middelburg volgt de minimumwaarden van de geobserveerde afbraaksnelheden.
- Ook binnen eenzelfde ouderdomsgroep is een grote spreiding in afbraaksnelheid
- Naarmate de ouderdom van organisch materiaal toeneemt is er geen verschil te zien in afbraaksnelheid tussen de verschillende anaerobe electronenacceptoren (Fe, SO₄, Mn, CH₂O). Hieruit kan geconcludeerd worden dat de reactiviteit van het organisch materiaal bepalend is voor de afbraaksnelheid.

Renaud et al. (2017) hebben de data over afbraaksnelheden verder geanalyseerd en een nieuwe fit uitgevoerd door de puntenwolk van figuur 1.2. Het resultaat van de fit is met blauwe lijn meegeplot in Figuur A.1. De vergelijking behorende bij de gefitte functie is:

$$\log(r) = -0.85 \log(t) + 4.0$$

met

r = afbraaksnelheid in meq L⁻¹ jr⁻¹

Berekening 1e-orde afbraak coëfficiënt en halfwaardetijd uit literatuurgegevens afbraaksnelheid

Het 1-ste watervoerende pakket onder de deklaag in het plangebied behoort tot de Formatie van Kreftenheye en Formatie van Bortel, Laagpakket van Delwijnen. De ouderdom van deze formatie ligt in de orde van middel pleistoceen tot vroeg holoceen (www.dinoloket.nl) (ca 10.000 tot 500.000 jaar). Voor de schatting van de afbraaksnelheid gaan we uit van 100.000 jaar. De bijbehorende afbraaksnelheid van het OM volgens de nieuwe fit is 0.56 meq/(L.jr). Voor de berekening van de 1^e-orde afbraak coëfficiënt (voor organisch stof) gaan we ervan uit van een organisch stofgehalte van 1%.

1^e-orde afbraak wordt beschreven als

$$\frac{-d[CH_2O]}{dt} = k[CH_2O]$$

waarbij:

CH₂O = gehalte organisch materiaal (mmol/kg)

k = eerste orde afbraakcoëfficiënt (jr⁻¹)

Bij afbraak van 1 mol organisch materiaal wordt 4 mol electronen geproduceerd. Een afbraaksnelheid van 0.56 meq electronen/(L.jr) (Figuur A.1) geeft dus een afbraaksnelheid van zowel organisch materiaal als zuurstof van 1.41x10⁻⁴ mol/(L.jr).

Aangenomen dat porositeit = 0.35 en droge bulkdichtheid = 1650 kg m⁻³ en een organisch stofgehalte 1% (= 1.57 mol L⁻¹) wordt de log(k) waarde voor de 1^e orde afbraak -4.04 jr⁻¹ (halfwaardetijd van het organisch materiaal is dan 7800 jr). De vergelijking tussen de eerste orde afbraak coëfficiënt en de ouderdom van het sediment wordt:

$$\log(k_{SOM}) = -0.85 \log(t) - 0.2016$$

met

k_{SOM} = 1e orde afbraaksnelheidscoëfficiënt voor SOM in jr⁻¹.