

## **Milieueffecten van grootschalige grondberging**

**Chemisch-hydrologische modelstudie naar de  
verondieping van een zandwinplas in de Scheller-  
en Oldeneler Buitenwaarden langs de rivier IJssel**



# **Milieueffecten van grootschalige grondberging**

**Chemisch-hydrologische modelstudie naar de verondieping  
van een zandwinplas in de Scheller- en Oldeneler  
Buitenwaarden langs de rivier IJssel**

Jos P.M. Vink  
Wim J. de Lange

1210937-000

**Titel**  
Milieueffecten van grootschalige grondberging

<b>Opdrachtgever</b>	<b>Project</b>	<b>Kenmerk</b>	<b>Pagina's</b>
RWS	1210937-000	1210937-000-BGS-0003	42

## **Trefwoorden**

Afgraving, arseen, geochemie, grondverzet, grondwater, hydrologie, redoxprocessen, risicobeoordeling, ruimte voor de rivier, stroombanen, verondieping, waterwinning, zandwinplas, zandwinput, zware metalen

## **Samenvatting**

In het programma Ruimte voor de Rivier vindt langs het noordelijk deel van de rivier IJssel een herinrichting plaats van de Scheller en Oldeneler Buitenwaarden (SOB) en de uiterwaarden ter hoogte van Westenholte (WH). Deze herinrichting bestaat uit het aanleggen van een nevengeul met meerdere strangen, waarbij de bestaande zandwinplas opnieuw wordt verondiept en ingericht. Door verschillende oorzaken is er mogelijk onvoldoende gebiedseigen anoxische grond beschikbaar voor de vergunde verondieping van de zandwinput. Daarom zijn scenario's opgesteld om dit tekort op te vangen via het aanvullend gebruik van gebiedseigen oxische grond. Het doel van deze studie is om kwantitatief vast te stellen hoe deze verschillende scenario's het grondwater beïnvloeden, met inachtnaam van nabij gelegen drinkwateronttrekkingspunten van Vitens.

De uitgangspunten en methoden van een eerder onderzoek uit 2009 zijn op een aantal onderdelen sterkt gewijzigd, met name door nieuwere hydrologische inzichten rondom de lokale verdunningsfactoren en het gebruik van een op redoxcondities toegespitst chemisch modelinstrumentarium. De samenstelling van de voorgenomen vulgrond is gewijzigd, en ook de kwaliteit van invoergegevens is aanmerkelijk verbeterd; er zijn gerichte metingen uitgevoerd naar bodemsamenstelling en –kwaliteit, en er zijn aanvullende extracties uitgevoerd voor de bepaling van opgeloste fasen die dienen als invoer voor het chemisch rekenmodel. De focus ligt op zware metalen en arseen vanwege de grote invloed van veranderende redoxcondities op de beschikbaarheid en mogelijke emissies.

Voor het berekenen van concentraties in het grondwater zijn de hydrologische en chemische berekeningen gekoppeld. Er zijn verdunningsfactoren berekend die zijn gebruikt bij het bepalen van concentraties aan verontreinigende stoffen in het tracé van zandwinplas tot aan de drinkwateronttrekkingspunten. Hoewel verdunningsfactoren sterk verschillen per scenario, en arseen in het poriewater van de grond van de zandwinplas sterk verhoogde concentraties kan opleveren, leidt dit in geen van de scenario's tot normoverschrijding van zware metalen en arseen in het diepe grondwater bij de wateronttrekkingspunten. Mede vanwege de verhoogde natuurlijke achtergrondwaarden van arseen in de regio lijkt de invloed van de verondieping van de zandwinplas op de kwaliteit van het diepe grondwater zeer beperkt.

**Titel**  
Milieueffecten van grootschalige grondberging

<b>Opdrachtgever</b>	<b>Project</b>	<b>Kenmerk</b>	<b>Pagina's</b>
RWS	1210937-000	1210937-000-BGS-0003	42

**Referenties**

Vink, J.P.M., W. J. de Lange, 2015. Milieueffecten van grootschalige grondberging. Chemisch-hydrologische modelstudie naar de verondieping van een zandwinplas in de Scheller- en Oldeneler buitenwaarden langs de rivier IJssel. Deltares rapport 1210937, Utrecht.

Versie	Datum	Auteur	Paraaf	Review	Paraaf	Goedkeuring	Paraaf
Def	Juni 2015	Jos Vink Wim de Lange		Hans Aalderink		Hilde Passier	

**Status**  
definitief

## Inhoud

<b>1 Inleiding</b>	<b>1</b>
1.1 Achtergrond	1
1.2 Doel	1
<b>2 Werkwijze</b>	<b>2</b>
2.1 Uitgangspunten onderzoek 2009 en 2015	2
2.2 Vulscenario's zandwininput	4
2.3 Hydrologische beschouwing verdunningsfactoren in grondwater	5
2.4 Modelering chemie grond en poriewater	10
2.4.1 Modelschematisatie	10
2.4.2 Procesbeschrijvingen in het rekenmodel BioChem-Orchestra	11
<b>3 Resultaten</b>	<b>14</b>
3.1 Redoxveranderingen en chemische beschikbaarheid in de zandwinplas	14
3.1.1 Zware metalen	16
3.1.2 Arseen	17
3.2 Effect van consolidatie op poriewaterconcentraties in de zandwinplas	17
3.3 Concentraties in grondwater	19
<b>4 Discussie en conclusies</b>	<b>20</b>
4.1 Achtergrondkwaliteit diep grondwater	20
4.2 Conclusies	22
<b>5 Referenties</b>	<b>23</b>
 <b>Bijlage(n)</b>	
<b>A Locatie zandwinplas Schellerwaard</b>	<b>A-1</b>
<b>B Modelschematisatie chemie voor scenario's A t/m C</b>	<b>B-1</b>
<b>C Samenstelling werkpakketten ontgravingen</b>	<b>C-1</b>
<b>D Analyseresultaten extracties 1mM CaCl</b>	<b>D-1</b>
<b>E Grondwater analyses</b>	<b>E-1</b>
<b>F Onderbouwing scenario's</b>	<b>F-1</b>

# 1 Inleiding

## 1.1 Achtergrond

In het kader van het programma Ruimte voor de Rivier vindt langs het noordelijk deel van de rivier IJssel een herinrichting plaats van de Scheller en Oldeneler Buitenwaarden (SOB) en Westenholte (WH). Deze herinrichting bestaat onder andere uit het aanleggen van een nevengeul parallel aan de IJssel met meerdere strangen. De bestaande zandwinplas (locatie weergegeven in Bijlage A) in het zuidelijke deel van de uiterwaard wordt opnieuw ingericht en verondiept. Het is de bedoeling om de zandwinplas aan te takken aan de nevengeul. In het gebied wordt door Vitens drinkwater gewonnen uit het grondwater.

Door het aantreffen van grotere hoeveelheden veen (die niet in de zandwinplas verwerkt mogen worden) en de toepassing van anoxisch zand in de nieuwe dijk is er mogelijk onvoldoende gebiedseigen anoxische grond voor verwerking in de zandwinplas beschikbaar. Dit betekent dat gezocht moet worden naar scenario's die ingezet kunnen worden om het mogelijke tekort aan geschikt materiaal op te kunnen vangen. Een onderbouwing van de scenario's is weergegeven in bijlage F.

Bij deze grootschalige bodemtoepassing kan er sprake zijn van beïnvloeding van de grondwaterkwaliteit door de toegepaste grond. De bescherming van de grondwaterwinning heeft in de uitvoering de hoogste prioriteit. Voor de grootschalige toepassing van grond in de zandwinplas moet worden aangetoond dat de risico's op verontreiniging van het grondwater voor de waterwinning niet toenemen. Mede op verzoek van de provincie Overijssel, Waterschap Groot-Salland en drinkwaterbedrijf Vitens is aan Deltares advies gevraagd door Rijkswaterstaat.

Deltares heeft in 2009 het rapport 'Van Put naar Plas' (De Lange en Hartog, 2009) opgeleverd. In dit onderzoek zijn de effecten van de opvulling van de zandwinplas in de Scheller en Oldeneler buitenwaarden op de drinkwaterwinning van Vitens geanalyseerd. Op basis van de aanbevelingen uit het onderzoek heeft de stuurgroep in 2009 bestuurlijk besloten tot de enkele voorzorgsmaatregelen en criteria voor de vulgrond voor toepassing in de zandwinplas om, naast de eisen die vanuit de provinciale omgevingsverordening zijn opgelegd, de kwaliteit van de drinkwaterwinning veilig te stellen.

## 1.2 Doel

Ten gevolge van eerder genoemde ontwikkelingen in de uitvoering is het kernprobleem of er nog wel voldoende anoxische grond beschikbaar is/blijft om de zandwinplas conform de eisen en randvoorwaarden in het protocol voor de kwaliteitsborging te kunnen opvullen. Er moet gezocht worden naar scenario's om het mogelijke tekort aan anoxische grond op te vangen door toepassing van aerobe grond.

Het doel van deze studie is om kwantitatief vast te stellen hoe deze scenario's de omgeving, en met name het grondwater, chemisch beïnvloeden, met inachtnaam van het nabij gelegen drinkwateronttrekkingspunt. Aangezien de verwachte veranderingen in redoxcondities hierin leidend zijn ligt de focus op zware metalen (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn) en arseen (As).

## 2 Werkwijze

Tot het projectgebied behoren de gebieden Westenholte (WH) en de Scheller en Oldeneler Buitenwaarden (SOB). De ontgravingen die plaatsvinden worden gedaan voor onder andere de aanleg van een nevengeul en een dijk. Bij deze werkzaamheden komen grote hoeveelheden grond vrij die deels in het projectgebied nuttig worden hergebruikt, deels buiten het projectgebied worden afgevoerd en deels kunnen worden gebruikt voor verondieping van de diepe plas in de SOB die tot maaiveld zal worden gevuld.

In de navolgende paragrafen is de stapsgewijze werkwijze van de gehele risicobeoordeling toegelicht; in stap 1 zijn de verschillende vulscenario's samengesteld (par. 2.2). In stap 2 is de hydrologische situatie beschreven en verdunningsfactoren afgeleid (par. 2.3). Stap 3 beschrijft de modelering van de chemische beschikbaarheid van zware metalen en arseen in de zandwinplas (par. 2.4) en het mogelijk effect van consolidatie op poriewaterconcentraties (par. 3.2). In stap 4 worden de hydrologische en chemische resultaten gekoppeld om te komen tot bepaling van realistische concentraties in het watervoerend pakket buiten de zandwinplas (par. 3.3). Stap 5 tenslotte beschrijft de lokale veldsituatie in termen van achtergrondconcentraties en kwaliteit ter plaatse van de drinkwaterputten.

### 2.1 Uitgangspunten onderzoek 2009 en 2015

De uitgangspunten van het onderzoek in 2009 (De Lange en Hartog 2009) zijn op een aantal onderdelen gewijzigd en nieuwe inzichten verkregen in later onderzoek zijn toegevoegd. In het onderzoek "Geohydrologische analyse van stroming uit met slib gevulde zandwinputten" (De Lange et al., 2010) is de invloed van onregelmatige vulling van zandwinplassen vastgesteld op verdunningsfactoren die worden toegepast tussen poriewater concentraties in de put en concentraties in het watervoerend pakket na uittreden uit de put. Daaruit blijkt dat vooral moet worden gewaakt voor doorgaande zandbanen met zowel een sterke instroom als uitstroom van grondwater, omdat die voor significante kortsluitstroming zorgen. Bij het willekeurig storten van grond en slib in grote putten is het onwaarschijnlijk dat dergelijke zandbanen ontstaan, doordat grond en slib slechter doorlatend materiaal is dat sterk uitvloeit en poriën verstopt over grote oppervlakten. Voor de situatie bij de zandwinplas in Schellerwaard is de kennis over de impact van doorgaande zandbanen van belang en moeten de uitkomsten van dit onderzoek vertaald worden naar vulling met grond zonder slib.

De stand van kennis van het mobilisatiegedrag van zware metalen en arseen bij veranderende redoxcondities is sterk verbeterd, mede naar aanleiding van het onderzoeksprogramma Grootschalige bodemtoepassingen in diepe plassen (Lijzen et al., 2011). De bevindingen van dit onderzoek worden momenteel uitgewerkt tot een milieuhygiënisch toetsingskader ten behoeve van de herziening van het Besluit Bodemkwaliteit. De inhoudelijke resultaten van het milieuchemisch onderzoek worden openbaar gepubliceerd (Vink et al., 2015a; 2015b; Dijkstra et al., 2015). Nieuw opgedane inzichten, zoals het gebruik van hydrologische verdunningsfactoren, worden ook in de studie van de Schellerwaardzandwinplas toegepast.

Na 2009 zijn enkele uitvoerige veldonderzoeken uitgevoerd om de samenstelling en kwaliteit van de gronden in de SOB en WH vast te stellen. De belangrijkste gegevensbronnen zijn de bodemkwaliteitsgegevens (CSO, 2011) en het recente aanvullende bodemonderzoek (LieveenseCSO, 2015). De te ontgraven gebieden zijn ingedeeld in zogenaamde werkpakketten, waarvan zowel samenstelling als ook de omvang (volume) bekend zijn. Door LieveenseCSO zijn op basis van deze werkpakketten een drietal scenario's geformuleerd,

waarbij het totale volume (onder de GLG te bergen) ongeveer 825.000 m<sup>3</sup> bedraagt. Van elk van de vulscenario's is een gemiddelde samenstelling berekend van de grondsoort en de gehalten zware metalen en arseen (zie bijlage F). In Tabel 1 is een samenvatting gegeven van conceptuele en methodische uitgangspunten zoals die in het onderzoek van 2009 en in deze studie zijn gebruikt.

Tabel 1. Vergelijking van de belangrijkste uitgangspunten en methodieken die gehanteerd zijn in het onderzoek uit 2009 en van deze studie. De invloed van de gewijzigde aanpak op de uitkomsten (0 =geen effect, +++ =groot effect) geeft een grootteorde weer, niet een richting.

	Uitgangspunt of methode	Onderzoek 2009	Deze studie	Invloed op resultaat
Hydrologie	Hydrologisch model instrumentarium	Numeriek model en aanvullende berekeningen	Idem	0
	Doorlatendheid van het vulmateriaal	Gemengde zandgrond en kleigrond	Onderscheid in doorlatendheid van de verschillende soorten vulgrond afkomstig uit de werkpakketten	+
	Doorlatendheid van de omgeving	Watervoerend pakket als in model	Idem	0
	Verdunningsfactor drinkwaterinnamepunt	Concentratie verandering langs stroombaan	Concentratie verandering langs stroombanen inclusief de invloed van de onttrekkingspunten	++
Meetgegevens	Invoer gegevens samenstelling grond	Aanname: slib (30% lutum), afgeleid van enkelvoudige historische meting	Ontleend aan uitvoerig veldonderzoek 2011 (bodemkwaliteitskaart) en aanvullend onderzoek 2015 (werkpakketten) in SOB en WH	+++
	Kalibratie of validatie	Geen	Essentiele invoerparameters (SO <sub>4</sub> , PO <sub>4</sub> , pH, DOC) in poriewater zijn gemeten via 1mM CaCl <sub>2</sub> -extractie van veldmonsters	?
Chemie	Chemisch model instrumentarium	PHREEQC (1999)	BioChem-Orchestra V4.0 (2010)	+++
	Reductie-processen	Benaderd via omzetting van organische stof; is aangemerkt als zeer kritische parameter	Dynamische koppeling van porositeit, water niveau en redoxpotentiaal	+++
	Mobilisatie van zware metalen	Thermodynamisch en retardatie	Thermodynamisch en partitie-evenwicht	+/-
	Neerslagreacties	Gedomineerd door sulfidevorming	Gedomineerd door sulfidevorming	0
	Mobilisatie van arseen	Via reductie van totale pool aan ijzeroxiden.	Gekoppeld aan het reactieve deel van ijzeroxihydroxiden.	+++



In het voorjaar van 2015 heeft een bemonstering van de te ontgraven bodem plaatsgevonden om aanvullende karakteristieken, die noodzakelijk waren voor de invoer van het rekenmodel, te verzamelen. Het betrof metingen aan de vaste fase van de grond van totaal-Al (mg/kg), totaal-Fe (mg/kg) en CaCO<sub>3</sub> (mg/kg). Daarnaast zijn er enkele extracties uitgevoerd met 1mM CaCl<sub>2</sub> om concentraties in het aerobe poriewater te schatten. Het betrof opgelost organisch koolstof DOC (mg/l), pH, SO<sub>4</sub> (mg/l) en PO<sub>4</sub> (mg/l).

De berekeningen rondom het chemisch gedrag van zware metalen en arseen is met een ander modelinstrument uitgevoerd dan in 2009. Het modelinstrument dat nu is toegepast is specifiek ontwikkeld om te kunnen omgaan met reductie- en oxidatieprocessen (redox) en geeft een betrouwbaarder resultaat dan de modelberekeningen uit de studie van 2009. Bij het toepassen van oxische grond onder anoxische condities (onder water) is dit van doorslaggevend belang, omdat redoxprocessen cruciaal zijn voor het mobilisatiegedrag van anorganische stoffen.

## 2.2 Vulscenario's zandwininput

Voor de modelstudie is niet de chemische samenstelling per bodemkwaliteits-zone nodig maar die per werkpakket. Een werkpakket is een door de aannemer vastgestelde zone van te ontgraven grond die op basis van bodemkundige, logistieke of uitvoeringstechnische overwegingen is samengesteld tot één grondpartij met bekend volume. Het volume per werkpakket verschilt, evenals de fysische en chemische samenstelling van de grond. Een deel van de grond bevindt zich boven de gemiddeld laagste grondwaterstand (GLG) en wordt als oxisch beschouwd. Het deel dat zich onder de GLG bevindt wordt als anoxisch aangemerkt. Tijdens de uitvoering zal de put gevuld worden met grond uit de verschillende werkpakketten.

De effecten van de gevulde put hangen af van verontreinigingsgraad en grondsoort en de omstandigheden in de put (oxisch/anoxisch). Door LievenseCSO is beoordeeld in welke bodemkwaliteits-zones de verschillende werkpakketten vallen. Op basis daarvan zijn de concentraties verontreinigende stoffen per bodemkwaliteitszone omgerekend naar die per werkpakket. In algemene zin neemt de verontreinigingsgraad van de bodem in verticale richting af. De genoemde aannames met betrekking tot chemische kwaliteit van de bodemkwaliteitskaart zijn in feite een beperkte overschatting, d.w.z. de aangenomen kwaliteit is iets slechter dan het in werkelijkheid is.

Voor het opstellen van de scenario's is gebruik gemaakt van de gegevens die in de werkpakketten zijn opgenomen. Elk scenario levert de benodigde hoeveelheid grond op om de zandwininput te kunnen vullen. Aangezien er zowel van gescheiden (laagsgewijze) ontgraving als van gescheiden (hydraulisch) toepassen in de put in de praktijk nauwelijks sprake zal zijn wordt in de modelberekeningen uitgegaan van gemiddelde waarden van de fysische en chemische kwaliteit.

In Bijlage C zijn verzameltabellen opgenomen waarin de gehalten zware metalen zijn beschreven per werkpakket voor de twee deelgebieden Westenholtte en SOB en voor bovengrond (0-0,50 m -mv) en ondergrond (>0,50 m-mv). In Tabel 2 zijn de scenario's samengevat.

Tabel 2. Definitie vulscenario's.

	Scenario A	Scenario B	Scenario C
Herkomst grond	60.457 m <sup>3</sup> oxisch zand uit SOB (=8%); 257.192 m <sup>3</sup> anoxische grond (mengsel van zand en klei) uit SOB (=34%); 94.334 m <sup>3</sup> oxisch zand uit WH (=12%); 347.457 m <sup>3</sup> anoxische grond (mengsel van zand en klei) uit WH (=46%).	56.766 m <sup>3</sup> oxische klei uit SOB (=7%); 118.024 m <sup>3</sup> anoxische klei uit SOB (=14%); 8.537 m <sup>3</sup> oxische roofgrond uit WH (=1%); 355.257 m <sup>3</sup> oxische klei uit WH (=43%); 286.415 m <sup>3</sup> anoxische klei uit WH (=35%).	56.766 m <sup>3</sup> oxische klei uit SOB (=7%); 118.024 m <sup>3</sup> anoxische klei uit SOB (=14%); 40.000 m <sup>3</sup> anoxisch veen uit SOB (=5%); 323.794 m <sup>3</sup> oxische klei uit WH (=39%); 286.415 m <sup>3</sup> anoxische klei uit WH (=35%).
Gemiddelde fysische samenstelling	46% zandgrond 54% kleigrond.	100% kleigrond	95% kleigrond 5% veen
Aandeel oxisch materiaal	20%	51%	46%
Homogene chemische samenstelling			
Al (g/kg)	4,5	15,4	15,4
As (mg/kg)	14,6	19,3	19,9
Cd (mg/kg)	0,70	1,16	1,23
Cu (mg/kg)	18,12	26,6	28,1
Fe (g/kg)	13,9	22,9	22,9
Mn (mg/kg)	220	220	220
Ni (mg/kg)	20,0	32,1	32,1
P (mg/kg)	200	613	800
Pb (mg/kg)	34,3	54,9	57,9
Zn (mg/kg)	127,6	213,1	224,7
DOC (mg/l)	3	5	12
pH	7,0	8,0	8,0
Lutum (%)	9,4	19,9	19,7
CaCO <sub>3</sub> (%)	8,0	12,8	10
SOC (%)	1,7	3,1	10,0
SO <sub>4</sub> (mg/l)	100	100	200

### 2.3 Hydrologische beschouwing verdunningsfactoren in grondwater

De grondwaterstroming is in kaart gebracht met het model dat gebruikt is voor de MER voor de verplaatsing van de drinkwaterwinning. In dit model is door adviesbureau Witteveen en Bos in opdracht van Deltares de celverdeling in en rond de zandwinplas verfijnd. Door Deltares is daarin de zandwinplas verder gedetailleerd.

Door het verondiepen van diepe zandwinplassen verandert de lokale grondwaterstroming meestal sterk. Voor het verondiepen staat het water in de plas via een dunne waterbodem met beperkte weerstand in contact met het grondwater. Door het verondiepen van de plas neemt de hydrologische weerstand toe op het moment dat de toegepaste grond of bagger wordt aangebracht. De stroomsnelheden door de putvulling heen zullen dan veel kleiner zijn dan die in het watervoerend pakket ernaast en eronder. De kleine hoeveelheid water die uit de putvulling in het watervoerend pakket komt heeft daardoor vaak de vorm van een dunne

en smalle pluim. De pluim is de zone met verhoogde concentraties in het grondwater die horizontaal meebeweegt met de advectieve storming. Afhankelijk van de verschillen in doorlatendheden in en naast de gevulde plas is de pluim groter of kleiner. Bij toepassing van significante hoeveelheden baggerslib is de pluim nauwelijks in het veld traceerbaar (De Lange et al., 2010), omdat de hoeveelheid grondwater die uit de put treedt veel kleiner is dan het debiet van het langsstromende grondwater. De dikte van de pluim wordt als het ware samengeperst door het langsstromende grondwater. Bij toepassing van gemengde grond die meer of minder zandig en kleiig is, zijn de verschillen tussen de doorlatendheid in de gevulde plas en in het watervoerend pakket ordegrottes kleiner. De bijbehorende pluim is dan ook aanmerkelijk groter.

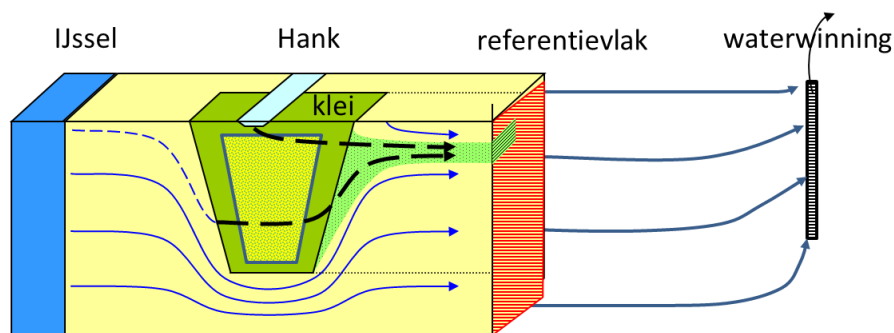


Fig. 1. Schema van pluim in grondwater door stroming vanuit gevulde zandwinplas Schellerwaard.

De invloed van de gevulde zandwinplas op de kwaliteit van het grondwater wordt bepaald door:

- De concentraties in het poriewater in de toegepaste grond of bagger;
- De stroomsnelheid van het water door de toegepaste grond;
- De stroomsnelheid van grondwater in het watervoerend pakket rondom de zandwinplas.

De invloed van de pluim vanuit de bodemtoepassing op het watervoerend pakket wordt beschouwd over het vlak gevormd door de hoogte en de breedte van de oorspronkelijke plas dwars op de stroomrichting van het grondwater (het rode referentievlak, Figuur 1).

In de methodiek voor de richtlijn beoordeling van grootschalige bodemtoepassingen in diepe plassen (Lijzen et al., 2011) wordt voor algemene toepassing in plaats van het referentievlak in Figuur 1 een "controlevlak" ter grootte van de doorsnede van de zandwinplas loodrecht op de richting van grondwaterstroming aangehouden, dus met dikte gelijk aan die van de zandwinplas. Omdat bij Schellerwaard de beïnvloeding van de waterwinning maatgevend is en de waterwinning onttrekt vanuit de volle dikte van het watervoerend pakket wordt hier het referentievlak vergroot tot de dikte van het watervoerend pakket.

De invloed van variatie in het verschil in doorlatendheid tussen de vulling (bijvoorbeeld grond gemengd met baggerslib of mengsel van klei- en zandgrond) van de zandwinplas en die van het watervoerend pakket (bijvoorbeeld matig tot zeer grof zand) wordt geïllustreerd aan de hand van het volgende voorbeeld (Figuur 2).

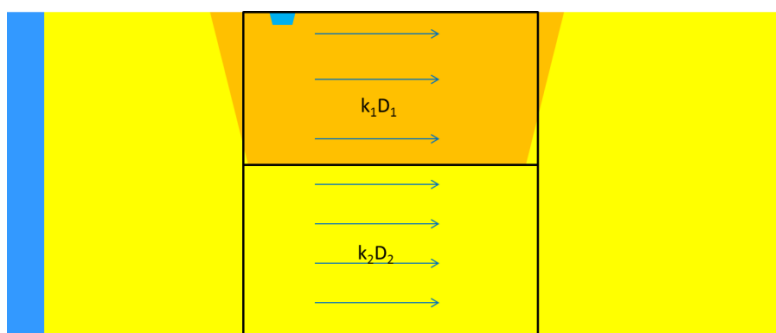


Fig. 2. Schema van doorstroming van gevulde zandwinplas en watervoerend pakket.

Voor de situatie geschetst in Figuur 2 zijn verdunningsfactoren bepaald voor verschillende verhoudingen van doorlatendheid en dikte van de vulling van de zandwinplas (oranje in Figuur 2) en van het watervoerend pakket daaronder aan de hand van de formule:

$$\text{Verdunning} = q_{\text{totaal}} / q_{\text{put}} = 1 + (k_2 D_2) / (k_1 D_1)$$

De resultaten zijn weergegeven in Tabel 3. Samengevat: naarmate de doorlatendheid van de vulgrond lager is, en de diepte van de plas (in verhouding tot de dikte van het gehele watervoerende pakket) kleiner is, dan is de invloed op de grondwaterkwaliteit kleiner. Voor de zandwinplas geldt een verhouding van diktes in de orde van 1 (zandwinplas steekt over het grootste bodemoppervlak tot ongeveer de helft van het watervoerend pakket). Bij toepassing van significante hoeveelheden baggerslib, zoals aangenomen in de richtlijn beoordeling van grootschalige bodemtoepassingen in diepe plassen (Lijzen et al., 2011) kan de verhouding in doorlatendheid al snel oplopen tot 100 en groter en zou de verdunningsfactor ook 100 en groter zijn. Echter bij toepassing van klei- en zandgrond ligt de verhouding in doorlatendheid een orde 10 lager en volgt uit de tabel een verdunning in de orde van een factor 10 ( $D_2/D_1=1$ ,  $k_2/k_1=10$ ).

Tabel 3. Verdunningsfactoren bij verschillende verhoudingen van doorlatendheid ( $k$ ) en dikte ( $D$ ) van het vulmateriaal en het watervoerend pakket.

		k <sub>2</sub> /k <sub>1</sub>						
		1	2	5	10	20	50	100
D <sub>2</sub> /D <sub>1</sub>	0.1	1.1	1.2	1.5	2	3	6	11
	0.2	1.2	1.4	2	3	5	11	21
	0.5	1.5	2	3.5	6	11	26	51
	1	2	3	6	11	21	51	101
	2	3	5	11	21	41	101	201
	5	6	11	26	51	101	251	501
	10	11	21	51	101	201	501	1001
	20	21	41	101	201	401	1001	2001
	50	51	101	251	501	1001	2501	5001

Het referentievlak in Figuur 1 geldt ter breedte van de zandwinplas en op enige afstand benedenstreams ervan. Voor de drinkwaterwinning geldt dat slechts een klein deel van het grondwater aanstroomt door dit referentievlak (Figuur 3, onder). Zoals uit figuur 4 blijkt

stroomt tenminste een factor 4 meer water aan buiten het referentievlak om. Op basis van deze inschatting kan dan ook een verdunning tussen putvulling en waterwinning worden verwacht die gelijk is aan het product van de verdunning die volgt uit Tabel 3 en die volgt uit Figuur 2 dus circa  $10 \times 4 = 40$ . De verdunningsfactor 100 die in de richtlijn (Lijzen et al., 2011) wordt aangegeven is hier dan ook niet van toepassing.

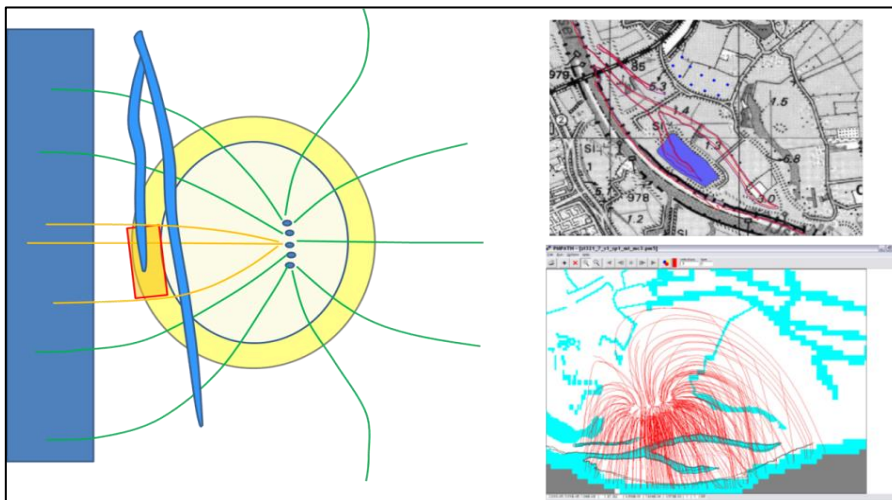


Fig. 3. Schema van de zandwinplas Schellerwaard in horizontale toestroming naar waterwinning (links) gebaseerd op topografie (rechtsboven) en stroombaanberekening (rechtsonder) zoals gerapporteerd door De Lange en Hartog (2009).

Omdat de zandwinplas Schellerwaard in een complexe situatie is gelegen – met 2 hanken en een deklaag – wordt de verdunningsfactor gebaseerd op een modelberekening zoals die voor het onderzoek in 2009 (De Lange en Hartog, 2009) is uitgevoerd. In onderstaande figuur 4 is de verdeling van de herkomst van de onttrekkingsflux van de drinkwaterwinning aangegeven op basis van het grondwatermodel, waarbij rekening is gehouden met de inrichting zoals die op dat moment was voorzien.

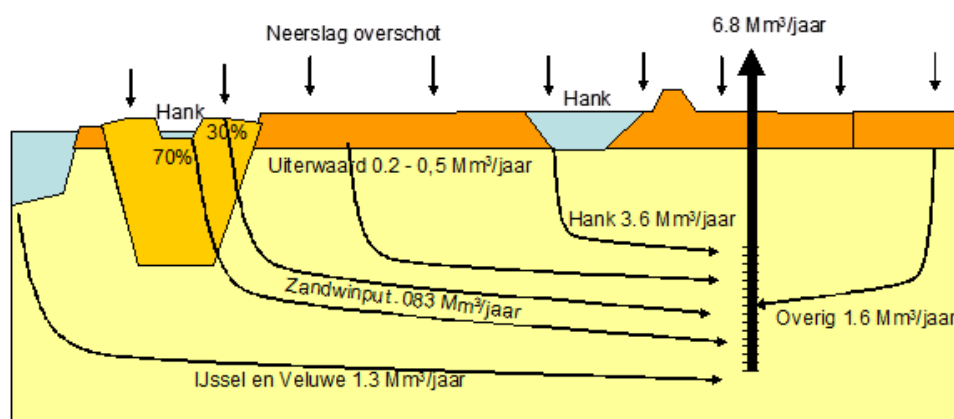


Fig. 4. Verdeling herkomst van onttrekkingsflux drinkwaterwinning Schelle (De Lange en Hartog 2009).

Voor de vulling is in de berekening aangenomen dat deze bestaat uit een mengsel van klei- en zandgrond, hetgeen overeenkomt met de huidige vulscenari'o's B en C. De verdunningsfactor die uit deze berekening volgt is  $6.8/0.083 = 80$ . In een aanvullende berekening is vastgesteld dat het bekleden van de vulling onder de Hank met klei – dus het

aanbrengen van hydrologische isolatie – een extra verdunning geeft van een factor 4. Vitens heeft bij het onderzoek 2009 aangegeven dat de concentratie per winput maatgevend is. In het onderzoek van 2009 is daarvoor bepaald dat de verdunning dan een factor 4,5 afneemt (water uit de vulling stroomt via stroombanen verdeeld naar 2,2 van de 10 winputten). Dit alles leidt tot een verdunningsfactor bij de waterwinning van  $80 \cdot 4 / 4,5 = 70$ , geldig voor vulscenario's B en C.

Voor vulscenario A wordt als voorbeeld twee vulmogelijkheden beschreven:

1. Vulling totaal gemengd;
2. Vulling gesorteerd: zandgrond apart aan de zijkant gestort en oxische grond ingepakt door anoxische grond (Figuur 5).

In het eerste geval zal de vulgrond gemiddeld een factor 5 meer zandig en daardoor doorlatender zijn dan in scenario's B en C en kan op basis van Tabel 3 de verdunningsfactor kan worden verlaagd van 70 naar tot 15.

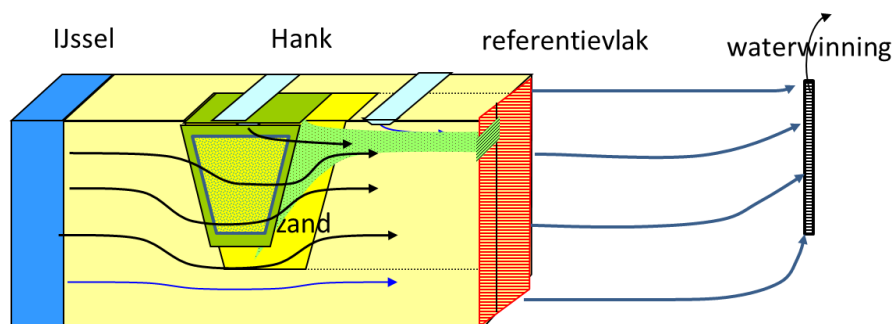


Fig. 5. Stroming van grondwater door gevulde zandwinplas Schellerwaard.

In het tweede geval wordt het zand – zoals hierna zal blijken uit de chemische modellering – chemisch gelijk aan het watervoerend pakket beschouwd en zal de “belastende” vulling kleiner zijn dan de oorspronkelijke. Daardoor zal de dikte verhouding in Tabel 3 groter worden en dus de verdunningsfactor ook. De verdunningsfactor in het tweede geval is minstens zo groot als in de totaal gemengd-gevulde zandwinplas (dus minimaal 70).

Het uitgangspunt van scenario A is homogene menging. Dit betekent dat er geen zandbanen of gescheiden toepassing plaatsvindt. In de berekeningen is de entreweerstand, die bij onderwater toepassingen kan optreden door verstopping van poriën door gesorteerde fijne deeltjes, niet meegenomen omdat dit voor deze studie niet te kwantificeren is. Dit betekent dat de berekeningen - in het opzicht van een ontbrekende entreweerstand - als conservatief (*worst case*) mogen worden beschouwd.

In tabel 4 zijn de afgeleide verdunningsfactoren voor het grondwater samengevat voor de verschillende locaties in de Schellerwaard.

Tabel 4. Afgeleide verdunningsfactoren per scenario voor de verschillende locaties in de Schellerwaard.

Scenario (Tabel 2)	Naast zandwinplas (referentievlak)	Bij waterwinning	Totale onttrekking drinkwater
A	2	15	4,5
B	10	70	4,5
C	10	70	4,5

## 2.4 Modelering chemie grond en poriewater

Om chemische processen in bodems te kunnen beschrijven zijn in de afgelopen decennia een aantal numerieke modellen ontwikkeld (o.a., PHREEQ, MINTEQ, CHARON). Deze modellen maken gebruik van thermodynamische gegevens van elementen (zware metalen en minerale vormen in de bodem) die gelden onder evenwichtcondities. Echter, voor de simulatie van het onder water plaatsen van oxidische grond zijn dit type modellen niet erg geschikt, omdat de beschrijving van de redoxveranderingen die hierbij optreden in deze modellen ontbreken of via secundaire processen (bijvoorbeeld via afbraak van organische stof) zijn beschreven. Juist voor zware metalen en arseen wordt het chemisch gedrag gedomineerd door veranderingen in de redoxpotentiaal, en een adequate koppeling hiervan is dus essentieel.

Het numerieke model BioChem-Orchestra (Vink en Meeussen, 2007) is specifiek ontwikkeld om de noodzakelijke redoxchemie te kunnen beschrijven bij oxidische-anoxische overgangen. Vooral de gronden in uiterwaarden die periodiek overstromen, of grondpartijen die worden verplaatst, begraven, of (onder water) worden gestort, staan onder invloed van grote veranderingen in de heersende redoxpotentiaal. Biochem-Orchestra maakt gebruik van hydrologische scenario's waaraan de redoxpotentiaal rechtstreeks is gekoppeld. Hierbij worden de chemische veranderingen kinetisch (d.w.z. afhankelijk van de tijd) beschreven. Een aantal van deze processen is weergegeven in Figuur 6, waarin de reductie van links naar rechts voortschrijdt.

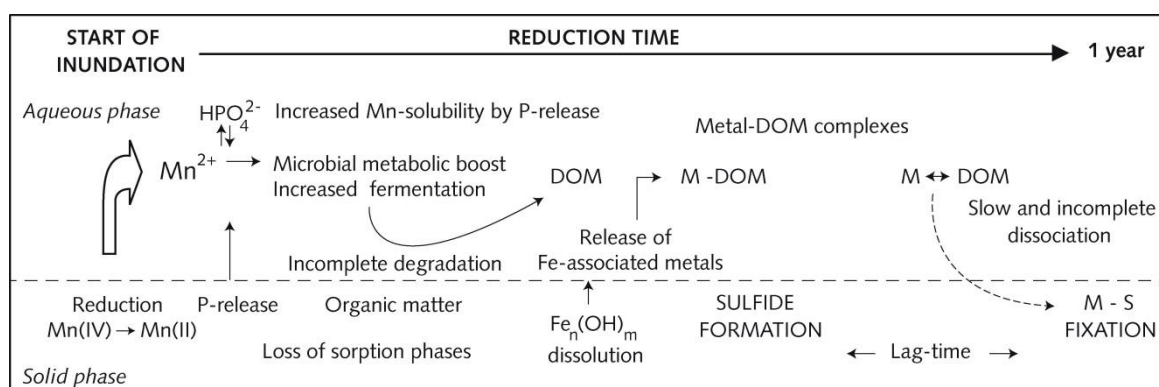


Fig. 6 Schematisering van de belangrijkste reductiemechanismen in de tijd (circa 1 jaar). Productie van Mn<sup>2+</sup> verhoogt de microbiële omzetting van organisch materiaal. Concentraties aan opgelost organische stof (DOM) stijgen, hetgeen de verblijftijd van metalen in oplossing verhoogt. M=metaal; S=sulfide (Vink et al., 2010b).

### 2.4.1 Modelschematisatie

In het rekenmodel is een bodemlaag van 1 meter dikte gedefinieerd, in analogie met de praktische ontgraving van de werkpakketten (grondpartijen). De homogene samenstelling van deze bodemlaag is opgelegd volgens de drie scenario's A, B en C in Tabel 2. Voor het vaststellen van het aerobe evenwicht in de liggende situatie is het waterpeil ingesteld op 0,5 m –mv. Voor de simulatie van de eindsituatie in de plas na toepassing wordt een bovenstaande waterlaag van 0,5 m verondersteld. Zie Figuur 7.

De fysische en chemische samenstelling van de bodempartijen is weergegeven in Bijlagen C en is gebruikt bij de schematisatie van de bodemopbouw en –samenstelling ten behoeve van de modelberekeningen (Bijlage B).

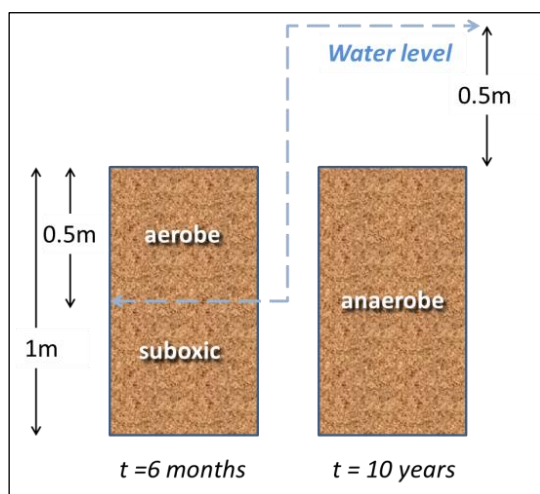


Fig. 7. Schematisering van het toepassingsscenario van de grondpartijen. Een nog af te graven aerobe bodemlaag van 1m dikte en met een homogene samenstelling (links) heeft een gemiddeld grondwaterniveau van 0,5m onder maaiveld. De bodem wordt na 6 maanden onder water toegepast (rechts), waarbij een bovenstaande waterlaag van 0.5 m wordt gehanteerd. Optredende chemische veranderingen worden over een periode van 10 jaar doorgerekend.

#### 2.4.2 Procesbeschrijvingen in het rekenmodel BioChem-Orchestra

De modelcode BioChem is ontwikkeld voor de berekening van redoxafhankelijke en tijdsafhankelijke chemische processen en partitie van zware metalen in bodem(lagen) en sediment. De chemische processen voor zware metalen en arseen zijn beschreven in Vink et al. (1999). Partitie over vaste en opgeloste fase via sorptie aan kleimineralen en ijzeroxihydroxiden wordt berekend met gecombineerde modellen van CD-MUSIC (Hiemstra & Van Riemsdijk, 1996). Sorptie aan mangaanoxiden wordt via oppervlaktecomplexatie berekend volgens Tonkin et al. (2004). Minerale fasen worden berekend via oplosbaarheidsconstanten die zijn beschreven in MINTEQ2 (Allison et al., 1991). Adsorptie aan vaste en opgeloste organische fasen (SOM en DOM) wordt berekend via de non-ideal competitieve adsorption model NICA (Benedetti et al., 1995; Kinniburgh et al., 1996). BioChem is gevalideerd met veldgegevens via intensieve meetprogramma's van abiotische en biotische parameters en poriewatermetingen (Cornelissen et al., 2002; Bernhard et al., 2005; Schröder et al., 2005; Schröder, 2006; Vink et al., 2007).

Een uitvoerige beschrijving van modelalgoritmen is beschreven in Vink en Meeussen (2007). Voor deze studie, waarbij de focus ligt op het onder water bergen van oxische grond, worden enkele belangrijke procesbeschrijvingen die betrekking hebben op de veranderingen in vochthuishouding en redoxpotentiaal hieronder kort toegelicht.

##### *Waterniveau en bodemvocht module*

Het waterniveau wordt tijdsafhankelijk aan het bodemsysteem opgelegd. De data worden van een aparte invoerfile ingelezen en bestaat - in dit geval - uit 365 waarden die de dagelijkse waterstand weergeven. BioChem maakt gebruik van een flexibel algoritme voor de verdeling van water over de bodemkolom. In evenwichtssituaties is de porositeit voor de meeste metalen niet bepalend voor opgeloste concentratie, omdat partitie onafhankelijk is van het volume water in poriën. In een volledig waterverzadigde situatie is het lucht gevulde deel van de porositeit ( $\theta_g$ ) op een minimale waarde gezet van  $1E-6$ .



In de onverzadigde bodemlagen wordt de water gevulde porositeit ( $\theta_w$ ) berekend via:

$$\theta_w = \begin{cases} \text{porosity} - \text{min}_{\text{gas}} & x \geq \text{waterlevel} \\ dx_{w2}^\gamma \times (\text{porosity} - \text{min}_{\text{water}}) + \text{min}_{\text{water}} - \text{min}_{\text{gas}} & x < \text{waterlevel} \end{cases}$$

met

$$\theta_g = \text{porosity} - \theta_w$$

$$dx_{w1} = \begin{cases} x / \text{waterlevel} & \text{waterlevel} \leq 0 \\ 1 & \text{waterlevel} > 0 \end{cases}$$

en

$$dx_{w2} = \begin{cases} 0 & dx_{w1} < 0 \\ dx_{w1} & dx_{w1} \geq 0 \end{cases}$$

### Redox potentiaal

De redox potentiaal wordt per tijdstap berekend aan de hand van het opgelegde waterniveau en de berekende watergevulde porositeit. Het algoritme om dit te berekenen moet voldoen aan een aantal voorwaarden:

- Op het scheidingsvlak van bodem en atmosfeer geldt:  $pe + pH = 20$ ;
- Op het scheidingsvlak met verzadigde en onverzadigde bodemlagen geldt:  $pe + pH = 12$ ;
- Boven grondwaterniveau (aerobe condities) is de  $pe$  direct afhankelijk de afstand tot het grondwater.

Voor de berekening van de redoxpotentiaal wordt gebruik gemaakt van een gamma-functie, waarbij grondwaterstand en redoxpotentiaal worden gekoppeld:

$$\Delta pe = \begin{cases} pH + 6 - 8 \times dx_{w1}^\gamma & x < \text{waterlevel} \\ 12 \times e^{(-\alpha \times (x - \text{waterlevel}))} - pH & x \geq \text{waterlevel} \end{cases}$$

Met

$$dx_{w1} = \begin{cases} x / \text{waterlevel} & \text{waterlevel} > 0 \\ 0 & \text{waterlevel} \leq 0 \end{cases}$$

waarbij  $\alpha$  de snelheid van verandering van de redoxpotentiaal beschrijft volgens:

$$\alpha = -\frac{1.1}{dx_n}$$

De karakteristieke afstand  $dx_n$  is de afstand tot de grondwaterstand en de bodemlaag met een  $pe$ -waarde van -3. De tijdsafhankelijke  $pe$  wordt berekend via:

$$pe_t = pe_{t-1} + \frac{10}{365} * (pe_{t-1} - \Delta pe)$$

De redoxpotentiaal wordt hier uitgedrukt al  $pe$ , ofwel de  $\log[e^-]$ . Metingen in veld en laboratorium worden vaak uitgedrukt als  $Eh$  (in millivolt) en is in essentie hetzelfde als de  $pe$ .

Het verband tussen  $pe$  en  $Eh$  wordt gegeven via:

$$pe = \frac{F}{2.303RT} * Eh$$

Waarbij  $F$ =constante van Faraday ( $96.42 \text{ kJ.volt}^{-1}.\text{eq}^{-1}$ ),  $R$ =Nernst gasconstante ( $8,31 \text{ J/K.mol}$ ) en  $T$ =temperatuur in Kelvin. Bij  $25^\circ\text{C}$  is de relatie:

$$pe = 16,9 Eh \text{ (Eh in volt)}$$

In het model zijn (grond)waterniveau, bodemvocht, diepte en redoxpotentiaal dus op een dynamische manier gekoppeld. Hiermee wordt het mogelijk om het redoxafhankelijke stofgedrag van zware metalen en arseen te kwantificeren bij veranderende condities.

### 3 Resultaten

#### 3.1 Redoxveranderingen en chemische beschikbaarheid in de zandwinplas

Zoals beschreven in paragraaf 2.3.2 is het opgelegde hydrologisch regime, dat wil zeggen het waterpeil, het watergevulde porienvolume van de grond en de diepte, bepalend voor de ontwikkeling van de redoxpotentiaal. Figuur 8 laat de resultaten zien van de ontwikkeling van de redoxpotentiaal in de tijd en naar de diepte.

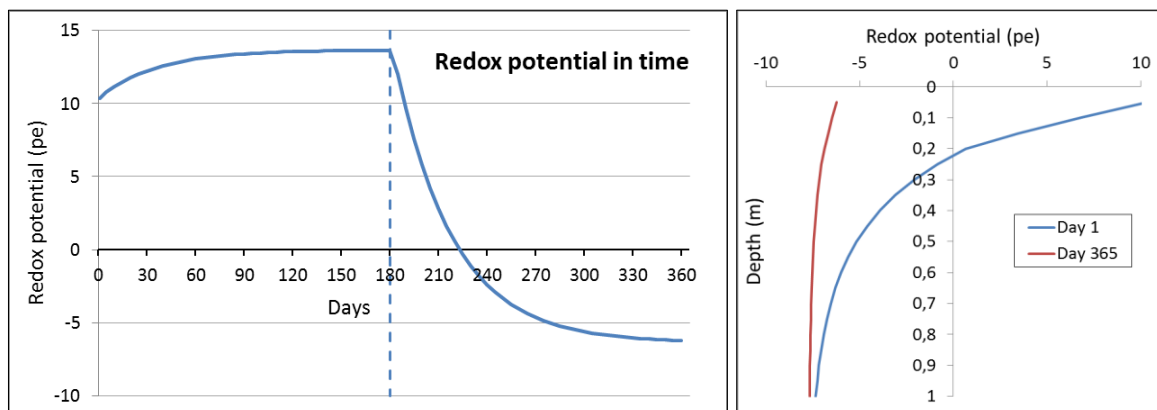


Fig. 8. Links: de ontwikkeling van de redoxpotentiaal in de tijd in het midden van de bodemlaag (-0,5m). De eerste 180 dagen vindt evenwichtsinstelling plaats van de liggende situatie. Op  $t=180$  dagen wordt de onder water plaatsing van de bodem gesimuleerd, waarna de redoxpotentiaal sterk daalt. Rechts: de ontwikkeling van de redoxpotentiaal naar de diepte (1m bodemlaag) op dag 1 (aerob) en 1 jaar na onder water plaatsen (anaerob).

De ontwikkeling van de redoxpotentiaal in tijd en diepte is rechtstreeks bepalend voor de omzetting en herverdeling van (minerale) fasen in de grond, zie ook de schematisering in Figuur 6. Reductie van ijzer(III)-hydroxiden is voor de mobilisatie van zware metalen en arseen van groot belang, omdat het ijzer onder oxische omstandigheden een belangrijke sorptiefase vormt voor deze verontreinigingen. Het in oplossing gaan van Fe(III) naar Fe(II) resulteert in verhoogde concentraties zware metalen en arseen in poriewater. In Figuur 9 is weergegeven hoe de reductie van Fe(III)-(hydr)oxiden leidt tot verhoogde  $Fe^{2+}$ -concentraties bij de samenstelling van scenario A.

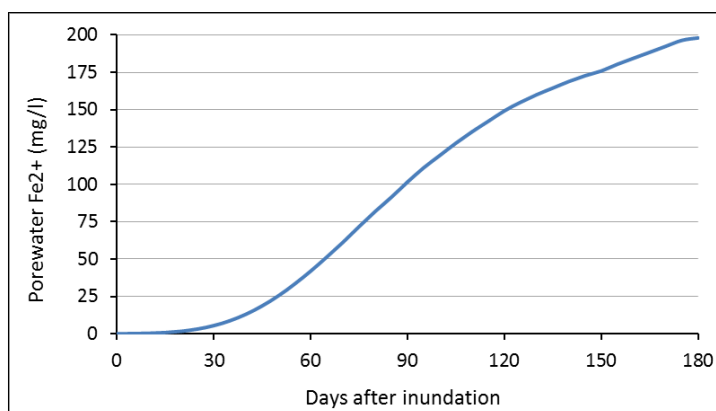
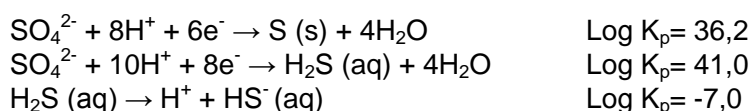


Fig. 9. De ontwikkeling van gereduceerd ijzer in poriewater na toepassing onder water. Concentraties  $Fe^{2+}$  stijgen als gevolg van de reductie van ijzer(III)-hydroxiden, de vaste fasen van ijzer(III).

Na verloop van tijd worden, als gevolg van reductie van sulfaat ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) dat zich in de bodemoplossing bevindt, vaste sulfide-fasen gevormd. De eerder gemobiliseerde zware metalen (als gevolg van de reductie van ijzer) binden vervolgens aan sulfiden; metaal-sulfiden zijn uiterst stabiele verbindingen, die onder gereduceerde condities nauwelijks oplossen. De vorming van sulfiden kan worden gedetecteerd via de opgeloste concentraties aan waterstofsulfide ( $\text{H}_2\text{S}$  of  $\text{HS}^-$ , afhankelijk van de pH) in het poriewater. De tijdsdynamische ontwikkeling van  $\text{HS}^-$  in het poriewater is weergegeven in Figuur 10. De relevante deelreacties uit de database van BioChem-Orchestra zijn:



De reductie van Fe(III) en de vorming van sulfiden zijn dus voor zware metalen antagonistische processen; de eerste resulteert in mobilisatie, de tweede in vastlegging. Het netto effect wordt bepaald door de beschikbare gehalten ijzer en sulfaat en de mate van reductie. In de tussenliggende periode – de tijd tussen mobilisatie door Fe-reductie en de vorming van sulfiden – zullen metalen verhoogd in oplossing voorkomen als gevolg van de sorptie aan DOC.

In Figuur 10 is de vorming van sulfiden weergegeven via het in oplossing gaan van waterstofsulfiden. In dit voorbeeld (scenario A, oxische werkpakketten) is af te leiden dat dit optreedt na ongeveer 5 à 6 weken. De vorming van vaste-fase sulfiden vindt echter al wat eerder plaats.

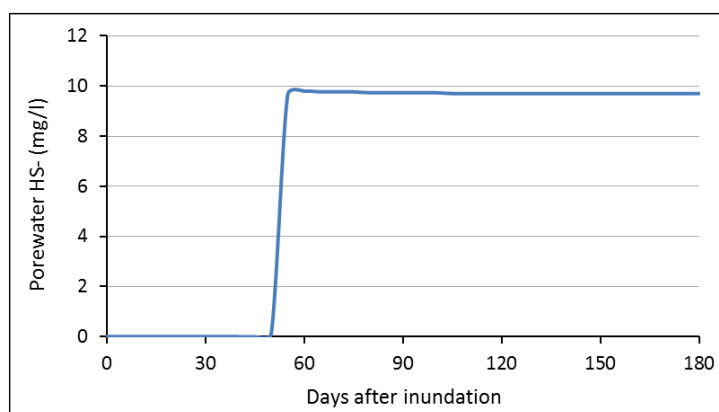


Fig. 10. De ontwikkeling van de concentratie waterstofsulfide ( $\text{HS}^-$ ) in het poriewater. De vorming van  $\text{HS}^-$  geeft aan dat sulfiden worden gevormd als gevolg van de reductie van sulfaat ( $\text{SO}_4^{2-}$ ). De toepassing onder water vindt plaats op  $t=0$ .

Er wordt dus vrij snel een belangrijke sorptiefase voor zware metalen gevormd in de vorm van sulfiden. De mate waarin dat gebeurt is per definitie afhankelijk van de hoeveelheid beschikbaar sulfaat. In uiterwaarden, waar regelmatige aanvoer van sulfaat optreedt via inundatie, is de hoeveelheid sulfaat zelden limiterend voor de vorming van relevante hoeveelheden sulfide. In het oppervlaktewater van de rivier IJssel is de gemiddelde aanvoerconcentratie rond 80 mg/l. Concentraties in poriewater van uiterwaardgronden liggen hier meestal nog iets boven als gevolg van nalevering uit afbraak van plantmateriaal. De kans dat in het uitvoeringsgebied (SOB en WH) sulfaat-limitering op zal treden voor sulfidevorming wordt uitermate gering geacht.

## 3.1.1 Zware metalen

In Figuur 11 is weergegeven hoe concentraties zware metalen zink (Zn), nikkel (Ni), koper (Cu), cadmium (Cd) en lood (Pb) zich ontwikkelen na toepassing onder water, volgens de drie scenario's in Tabel 2.

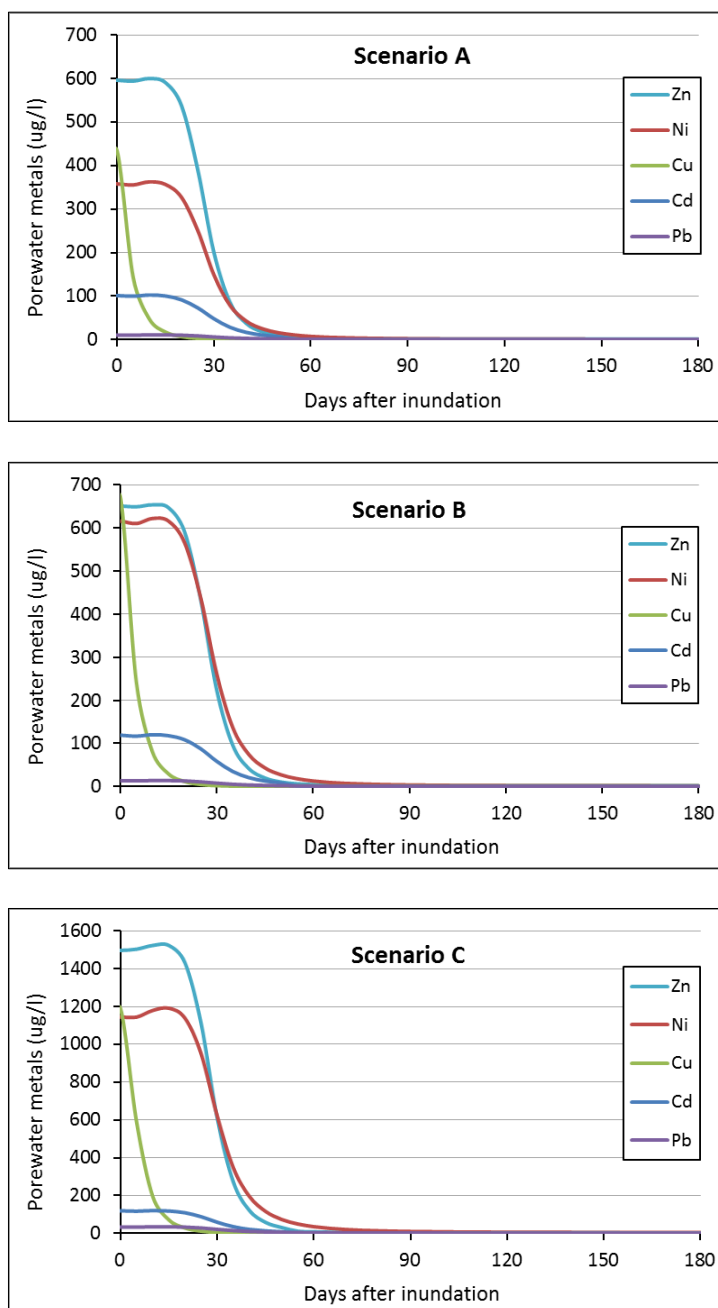


Fig. 11. De ontwikkeling van concentraties zink, nikkel, koper, cadmium en lood in poriewater na toepassing onder water voor scenario A, B en C.

Uit de berekeningen blijkt dat vlak na toepassing onder water de concentraties van met name zink en nikkel en koper in het poriewater vrij hoog zijn, als gevolg van verlies aan sorptiefasen (zie eerdere toelichting in paragraaf 2.4). Het verschil in scenario A en B komt vooral tot uiting

in nikkel, wat in belangrijke mate te maken heeft met de hogere totaalgehalten nikkel in de grond en de voor nikkel belangrijke sorptiefasen ijzer en lutum in scenario B. In scenario C zijn de concentraties in het poriewater hoger dan in scenario A en B, hetgeen voornamelijk kan worden toegeschreven aan significant hogere concentraties DOC die worden gegenereerd door de deelpartijen die veen bevatten.

Complexering van metalen met sulfiden, en dus vastlegging, vindt plaats binnen 1 tot 4 weken. De snelheid waarmee dit gebeurt verschilt per metaal, vanwege de metaal-specifieke complexatie-affiniteit met sulfiden. Na circa 6 weken zijn concentraties van alle beschouwde metalen sterk verlaagd tot het niveau van streefwaarden voor diep grondwater.

### 3.1.2 Arseen

In de chemische modelberekeningen is zoals gezegd uitgegaan van een homogene samenstelling. Dat houdt in dat voor de fysische en chemische samenstelling de gemiddelde waarden zijn gebruikt. De resultaten zijn weergegeven in Figuur 12.

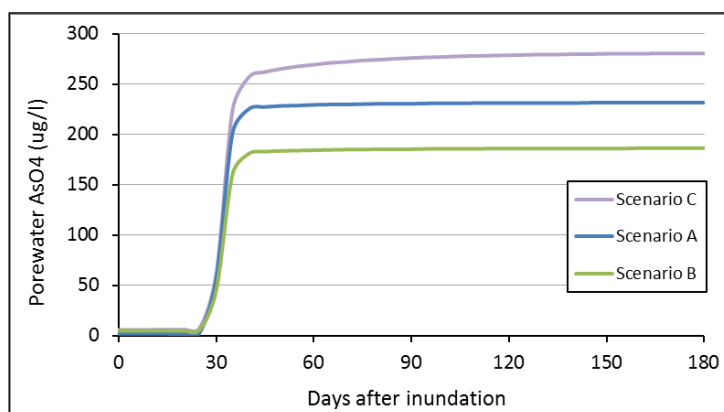


Fig. 12. De ontwikkeling van arsenaat-concentraties in het poriewater van de grond na toepassing onder water voor de drie scenario's.

Bij de berekeningen met arseen is niet alleen naar de gemiddelde homogene samenstelling van de grondpartijen gekeken, maar ook naar de variatie in parameters die voor het rekenmodel vrij kritisch zijn. Dit zijn met name het totaalgehalte arseen en het uit het totaalgehalte afgeleide reactieve deel van het aanwezige ijzer. Bij de berekeningen is het negentig-percentiel (P90) van deze parameters gebruikt, dat wil zeggen dat de variatie is gehanteerd die optreedt binnen 90% van alle samenstellingswaarden. Deze variatie is (omwille van overzichtelijkheid) niet weergegeven in Figuur 12, maar wordt gepresenteerd in de berekende porie- en grondwaterconcentraties in paragraaf 3.3.

Scenario A onderscheidt zich van scenario B en C door het feit dat er relatief weinig oxisch materiaal wordt toegepast, met lagere gehalten aan arseen. Toch zijn de gemobiliseerde concentraties bij scenario A hoger dan bij scenario B. De belangrijkste redenen hiervan zijn de lagere Fe/As verhoudingen, het lagere zuurbufferende vermogen en de lagere bindingscapaciteit aan organisch materiaal in scenario A ten opzichte van B.

## 3.2 Effect van consolidatie op poriewaterconcentraties in de zandwinplas

Onder consolidatie wordt de compactie van grond en sediment verstaan die optreedt als gevolg van het gewicht van bovenliggende lagen. De haalbaarheid van het ontwerp van de toekomstige inrichting van de zandwinplas is afhankelijk van de optredende consolidatie van het gestorte materiaal. De mate van consolidatie hangt af van de fysieke druk van bodemlagen, de omzetting van organisch materiaal en eventuele gasvorming.

Deze studie heeft niet tot doel om de consolidatie in de zandwinplas Schellerwaard te kwantificeren. Voor dit doel zijn gespecialiseerde modellen ontwikkeld zoals het sediment consolidatie-model DELCON van Deltares. Dit model is gebruikt bij het ontwerp en inrichting van het baggerdepot De Slufter en zou ook voor Schellerwaard kunnen worden toegepast temeer omdat in het toekomstig ontwerp de aanleg van een vogelbroedplaats boven water is voorzien.

Zoals is toegelicht in paragraaf 2.4.2 is het in het chemisch model BioChem-Orchestra wel mogelijk om via de verandering van de porositeit van het sediment de eventuele effecten op de evenwichtsconcentraties in het poriewater te berekenen. Deze simulatie is uitgevoerd voor een range aan waarden voor de porositeit. Zie Figuur 13.

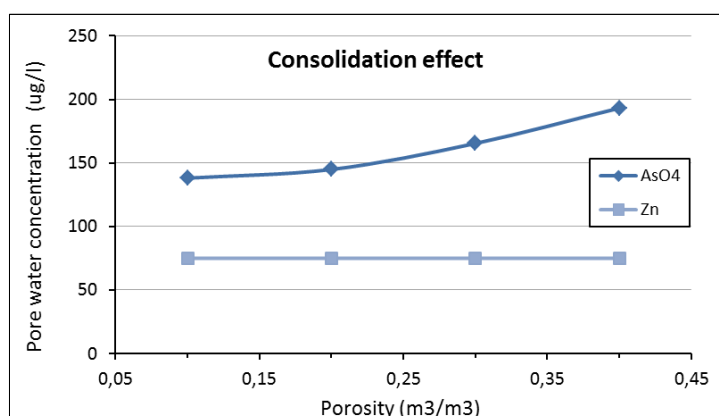


Fig. 13. Het effect van consolidatie op concentraties arsenaat en een zwaar metaal (voorbeeld: zink). In tegenstelling tot zware metalen, waarbij evenwichtspartitie onafhankelijk is van het volume water, wordt de concentratie van arseen gereguleerd door oplossings- en reductieprocessen.

Het effect van consolidatie kan in de meest eenvoudige vorm worden vertaald in een afname van de watergevulde porositeit. In Figuur 13 is dit een verschuiving van rechts naar links over de X-as. Voor zware metalen geldt dat de concentraties worden berekend bij evenwichtspartitie. Dit wil zeggen dat er wordt gerekend totdat een langdurige stabiele periode is bereikt (10 jaar) voor de redoxpotential en oplossingsreacties. Evenwichtspartitie is gedefinieerd als de verhouding tussen de geadsorbeerde en gecomplexeerde (vaste) fase Q en het opgeloste deel C in (porie)water:

$$K_p = \frac{Q_{vaste\ fase}}{C_{opgeloste\ fase}} \quad (l/kg)$$

De evenwichtspartitie is per definitie onafhankelijk van de hoeveelheid water, omdat bij toevoeging van water er een nieuw evenwicht zal ontstaan met uiteindelijk dezelfde concentratie. Daarom heeft een afnemend porievolume geen effect op de concentraties van zware metalen. Arseen echter wordt gereguleerd via oplossingsreacties, waarbij een toename van het volume water het oplossend vermogen verhoogd.

Uit de berekeningen blijkt dat bij een toenemende consolidatie de concentraties arsenaat mogelijk afnemen. Bij een afname van de porositeit van 0,4 naar 0,1 is het effect op de concentratie in de orde van 25%. Deze consolidatie is niet meegenomen in de berekeningen voor de concentraties in het grondwater. Voor arseen levert dit dus op dit onderdeel een mogelijke overschatting (*worst case*).

### 3.3 Concentraties in grondwater

In de voorgaande paragrafen is de chemische partitie berekend van zware metalen en arseen na reductie. Hieruit volgen concentraties in het poriewater van de toegepaste grond bij verschillende scenario's. Om concentraties in het grondwater te kunnen bepalen moet advectieve stroming worden meegenomen zoals toegelicht in paragraaf 2.3. Verspreiding via diffusie wordt vanwege de grote afstanden van plas tot onttrekkingspunten als verwaarloosbaar beschouwd. De uitkomsten van de hydrologische berekeningen, met bijbehorende verdunningsfactoren, worden nu "verrekend" met de chemische berekeningen. Hierbij worden vier stadia onderscheiden:

- C1 = poriewater in het gestorte materiaal in de zandwinplas;
- C2 = concentratie in het grondwater naast de put. Zie Tabel 3 voor verdunningsfactoren bij verschillende doorlatendheden van het vulmateriaal (scenario's werkpakketten);
- C3 = concentratie in grondwater bij de grondwater-onttrekkingspunten. Verdunningsfactoren voor toestromend water;
- C4 = concentratie in totale drinkwateronttrekking.

Voor zware metalen Cd, Cu, Ni, Pb en Zn is in paragraaf 3.1.1 geconcludeerd dat er voldoende vastlegging (immobilisatie) optreedt binnen een vrij korte periode, en dat er geen overschrijdingen worden verwacht van de streefwaarden in het diepe grondwater. De analyse van de kwaliteit van het grondwater richt zich daarom nu op arseen, omdat gebleken is dat de concentraties in het poriewater hoge waarden kunnen aannemen (zie figuur 12). In Figuur 15 zijn de resultaten weergegeven van de berekende porie- en grondwater concentraties van arsenaat voor de drie scenario's, over het tracé van de zandwinplas tot aan de drinkwateronttrekking. De foutenmarges die zijn weergegeven zijn het resultaat van het verdisconteren van de variatie in de gehalten ijzer en arseen die voorkomen in de werkpakketten. Voor de duidelijkheid: het gaat dus om concentraties die worden gegenereerd door het onder water plaatsen van de grond. In paragraaf 4.1 worden deze concentraties gerelateerd aan de reeds aanwezige (achtergrond)concentraties van arseen in de SOB.

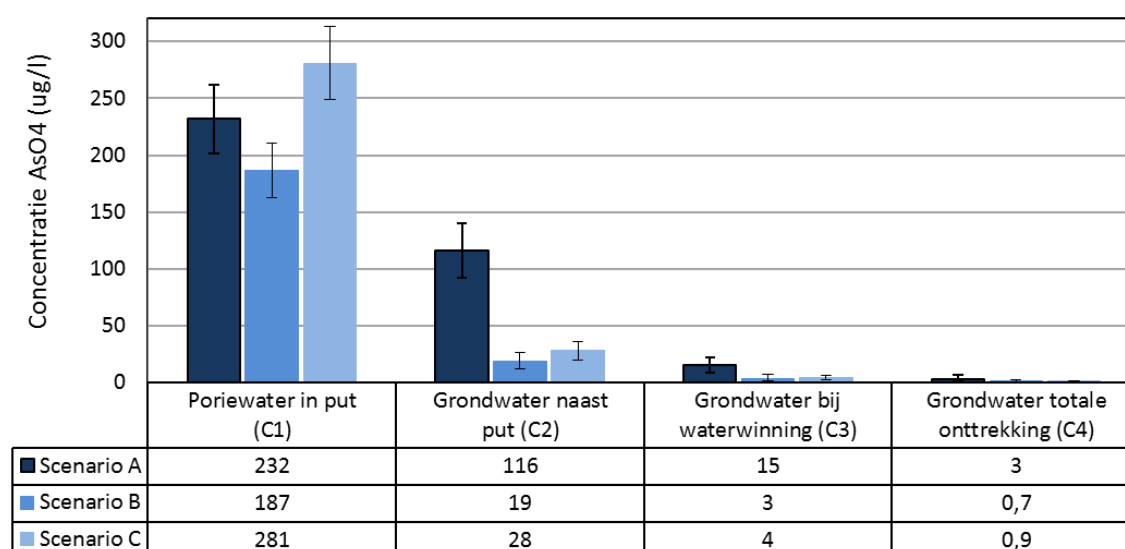


Fig. 14. Berekende evenwichtsconcentraties van arsenaat in het poriewater binnen de zandwinplas en op verschillende locaties in het grondwater. De foutenmarges zijn gebaseerd op de P90-variantie van parameters  $Fe_{tot}$  en  $As_{tot}$ . De wettelijke grenswaarde voor arseen in diep grondwater is  $7,2 \mu\text{g/l}$ . De drinkwaternorm is  $10 \mu\text{g/l}$  (WHO, 2011)).



## 4 Discussie en conclusies

### 4.1 Achtergrondkwaliteit diep grondwater

Om de in paragraaf 3.3 berekende grondwaterconcentraties te kunnen vergelijken met de huidige kwaliteit van het grondwater zijn gegevens verzameld van peilbuizen en waarnemingsputten uit de omgeving van de zandwinplas. Dit is gedaan om een kwantitatieve indruk te krijgen van een natuurlijke achtergrondwaarde voor zware metalen en (met name) arseen. De nadruk lag hierbij op het diepe (>10m) grondwater.

Er zijn enkele meerjaars-gegevens beschikbaar van het zogenaamde gezamenlijk ruwwater van de winputten van winning Schellerdijk. Deze locatie is op enkele honderden meters ten oosten van de zandwinplas Schellerwaard. Over de periode 2010-2014 zijn een negental metingen bekend die zijn uitgevoerd op een diepte van circa 2 tot 6 m –mv. De gemiddelde concentratie is 7,1 µg/l (st.dev. 1,1) met een maximum van 9,1 µg/l. Ook zijn metingen bekend van het “Engelse werk”, een locatie op ongeveer 1,5 km afstand van de zandwinplas (bron: Vitens). Deze gegevens zijn van vergelijkbare periode en diepte als bovengenoemde metingen, en laten een vergelijkbaar beeld zien: een gemiddelde concentratie voor arseen van 6,3 µg/l (st.dev. 1,1) met een maximum van 8,1 µg/l. Echter, de hier genoemde metingen zijn altijd uitgevoerd in de droge zomerperiode (Juli en Augustus). In combinatie met de geringe diepte van de meting is hier vrijwel zeker sprake van een onderschatting van de lokale achtergrondconcentratie van arseen voor het diepe grondwater.

In maart 2014 zijn metingen uitgevoerd in de dichte nabijheid van de zandwinplas (oostelijk en noordoostelijk). De filterdiepte varieerde van -12 tot -32 m- mv en geeft een goede indruk van het gehele observatievenster van de zandwinplas (diepte circa 18 m) van het diepe grondwater. De analyses zijn weergegeven in Bijlage E en samengevat in Tabel 5.

Tabel 5. De kwaliteit van het opgepompte grondwater nabij de zandwinplas. De filterdiepte varieert van -12m tot -32m beneden maaiveld. Bron: Waterschap Groot Salland.

<b>Kwaliteit grondwater nabij zandwinplas</b>			
Waarnemingsput 1,2 en filter 1,2,3			
Monstername 14 maart 2014			
<b>Parameter</b>	<b>Maximale Waarde</b>	<b>Gemiddeld (n=6)</b>	<b>St.dev</b>
pH	-	7,47	0,12
As (µg/l)	24,3	12,8	8,8
Cd (µg/l)	<0,1	<0,1	0,00
Cu (µg/l)	<0,5	<0,5	0,00
Ni (µg/l)	<1	<1	0,00
Pb (µg/l)	<0,5	<0,5	0,00
Zn (µg/l)	<2	<2	0,00
PO4 (mg/l)	3,0	1,43	0,95
SO4 (mg/l)	59	43,0	19,9
Fe (mg/l)	6,5	3,17	1,67
Mn (µg/l)	1,0	0,76	0,26

Uit Tabel 5 blijkt dat de gemiddelde concentratie arseen ligt rond de 13  $\mu\text{g/l}$  (st.dev. 8,8) met een maximum van ruim 24  $\mu\text{g/l}$ . Concentraties zware metalen zijn zeer laag of onder de analytische detectielimiet.

In een uitgebreide studie naar het voorkomen van arseen in het lokale grondwater van Nederland (Vink et al., 2010a) is getracht om regionale indelingen weer te geven op basis van het type grondwater. Hierbij is gebruik gemaakt van verschillende regionale grondwatermonitoringsnetten. Uit deze studie bleek dat er regionaal grote verschillen zijn waar te nemen, zoals is samengevat in Figuur 15. Zeer opvallend zijn de hoge concentraties in het carbonaat/oppervlaktewater-grondwatersysteem van de noordelijke IJssel, waar maxima worden aangetroffen tot 160  $\mu\text{g/l}$  in het diepe grondwater. Grootschalige beïnvloeding van het grondwater als gevolg van inpoldering en aanpassingen van het grondwaterpeilbeheer hebben vrijwel zeker een belangrijk effect gehad op de oxidatie van pyriet in de aanwezige veenbodems waardoor arseen wordt gemobiliseerd. Een tweede verklaring voor de hoge arseenconcentraties in deze regio rond de noordelijke IJssel is mogelijk de reductie van ijzerhoudende grondlagen, die voorkomen in de hoger gelegen gebieden en stuwwallen.

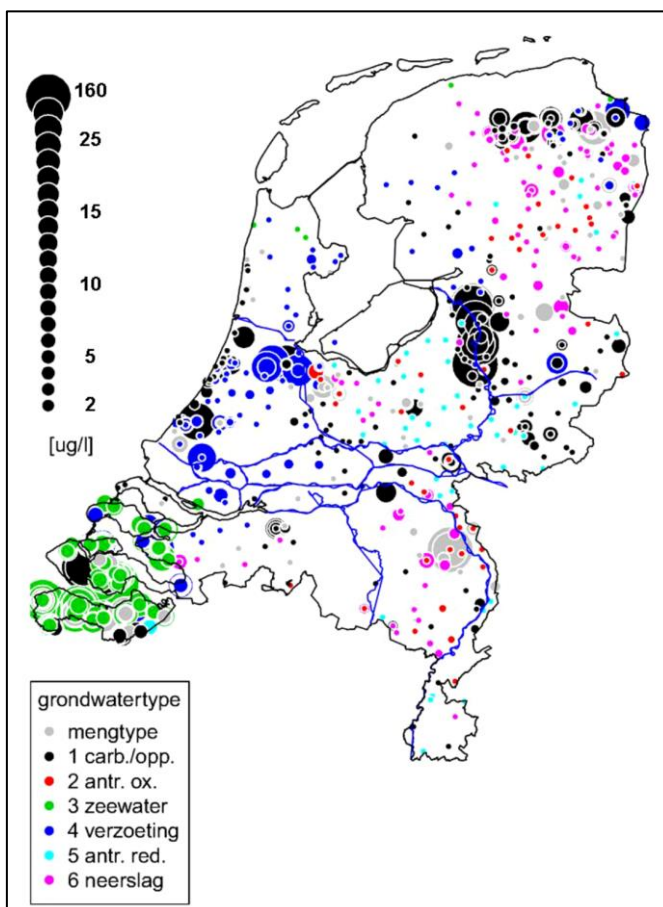


Fig. 15. Concentraties arseen in het lokale grondwater. De grootte van de bollen geeft de concentratie weer, de kleur het grondwatertype (Vink et al., 2010a, naar Spijker, 2008).

## 4.2 Conclusies

In de bespreking van de resultaten in voorgaande paragrafen zijn diverse conclusies getrokken. De belangrijkste zijn:

### *Hydrologie*

1. De verdunningsfactoren naar grondwater verschillen per scenario. Scenario B en C leiden tot een hogere verdunningsfactor (70) dan scenario A (15) vanwege de intrinsieke doorlatendheid van het vulmateriaal.
2. Voor de totale drinkwateronttrekking geldt een verdunningsfactor van 4,5 ten opzichte van het grondwaterstroming uit de richting van de zandwinplas.

### *Chemie*

3. Zware metalen Cd, Cu, Ni, Pb, Zn lijken in geen van de scenario's te leiden tot normoverschrijding in het diepe grondwater.
4. Scenario C levert de hoogste concentraties arsenaat in het poriewater (binnen de zandwinplas); Scenario B levert de laagste.
5. Scenario A levert de hoogste concentraties arsenaat in grondwater (buiten de zandwinplas); Het risico is echter afhankelijk van het vulregime (gemengd of gescheiden).

### *Integrale eindbeoordeling risico's*

6. Voor de voorgenomen verondieping van de zandwinplas richt de risicobeoordeling zich op arseen.
7. Zowel de lokale grondwatermetingen (Tabel 4) als de landelijke studie naar arseen in grondwater (fig. 15) geven aan dat bij de beoordeling van de risico's van de voorgenomen verondieping er rekening moet worden gehouden met de lokale grondwaterkwaliteit. De berekende *toegevoegde* concentraties arseen aan het grondwater ter plaatse van de drinkwateronttrekking (locatie C4 figuur 14; 0,7-3 µg/l) zijn aanzienlijk lager dan de lokale achtergrondconcentraties van arseen. Op basis van de resultaten kan er niet worden gesproken van een significante verslechtering van de lokale situatie als gevolg van de verondieping van de zandwinplas.
8. De resultaten van dit onderzoek zijn gebaseerd op modelberekeningen, met het nodige vanzelfsprekende voorbehoud. De gehanteerde vernieuwde methoden, en de hogere kwaliteit van invoergegevens (zie samenvatting in Tabel 1), hebben geleid tot een betere onderbouwing van de resultaten en een hoge betrouwbaarheid van de eindbeoordeling.

## 5 Referenties

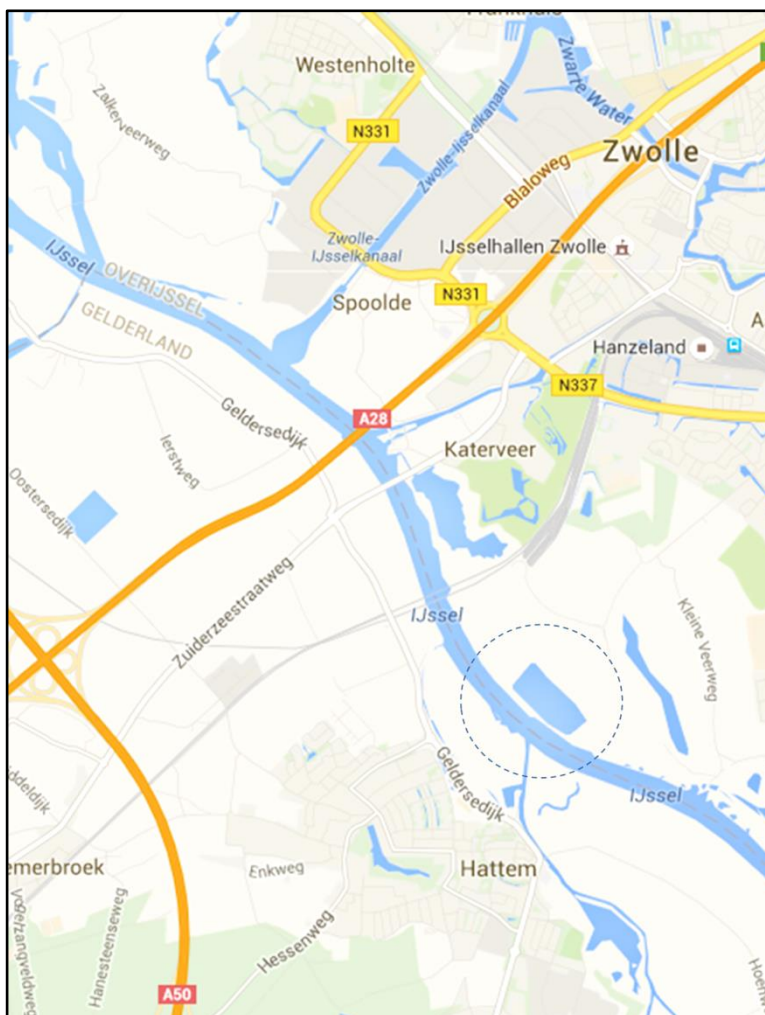
- Allison, J.D., Brown, D.S., NovoGradac, K.J., 1991. MINTEQA2/PRODEFA2, a geochemical assessment model for environmental systems. Version 3.0 User manual. U.S. EPA, Athens, GA.
- Benedetti, M.F., Milne, C.J., Kinniburgh, D.G., Van Riemsdijk, W.H., Koopal, L., 1995. Metal ion binding to humic substances: application of the non-ideal competitive adsorption model. *Environ.Sci. Technol.* 29:446-457.
- Bernhard, R., Verkleij, J.A.C., Nelissen, H.J.M., Vink, J.P.M., 2005. Plant-specific responses to zinc contamination in a semi-field lysimeter and on hydroponics. *Environ. Pollution* 138 :100-108.
- Cornelissen, P., 2002. Metaal-plant-herbivoor: resultaten gewasanalyses uiterwaarden 1999-2000. RIZA 2002.050, Lelystad, The Netherlands.
- CSO Adviesbureau (2011). Westenholte en Scheller en Oldeneler buitenwaarden; Bodemkwaliteitskaart. Rapport 09K100.
- De Lange W.J., J.C. Hunink, J.C. Hoogewoud, Geohydrologische analyse van stroming uit met slib gevulde zandwinputten, Deltares rapport 1202368, 2010
- De Lange, W.J., N. Hartog, J.P.M. Vink, B. van der Grift, R. Heerdink, J.C. Hoogewoud, R. Nieuwenhuizen, T. Vergroesen, J. Griffioen (2009). Van Put naar plas: Bergen van grond onder water. Systematisch onderzoek zandwinput Schellerwaard. Deltares, Rapport 0906-0216.
- Dijkstra, J.J., R.N. J. Comans, J.P.M. Vink, A. van Zomeren (2015 in prep). Experimental tools to estimate the contaminant fate upon the submerged storage of contaminated soils and sediments in former sandpits
- Duester, L., J.P.M. Vink, A.V. Hirner (2008). Antimony and arsenic species in sediment pore water tested with SOFIE. *Environmental Science & Technology* 42(16):5866-5871.
- Hiemstra, T., Van Riemsdijk, W.H., 1996. Surface structural ion adsorption modeling of competitive binding of oxyanions by metal (hydr)oxides. *J. Colloid Interface Sci.* 210/1:182-193.
- Kinniburgh, D.G., Milne, C.J., Benedetti, M.F., Pinheiro, J.P., Filius, J., Koopal, L.K., Van Riemsdijk, W.H., 1996. Metal ion binding by humic acid: application of the NICA-Donnan model. *Environ. Sci. Technol.* 30:1687-1698.
- LievenseCSO (2015). Aanvullend waterbodemonderzoek Scheller en Oldeneler Buitenwaarden / Uiterwaard Westenholte. Rapport 15J009.RAP001.FG.NL
- Lijzen, J., J. Spijker, R. Comans, J.P.M. Vink, W. de Lange, C. Schmidt, E. van der Grinden, L. Lamers. Onderzoeksprogramma grootschalige bodemtoepassingen in diepe plassen. RIVM, 1 Juli 2011.
- Meeussen, J.C.L. 2003. Orchestra: An object-oriented framework for implementing chemical equilibrium models. *Environ. Sci. Technol.* 37:1175-1182.
- Parkhurst, D.L. and Appelo, C.A.J., 1999, User's guide to PHREEQC (version 2)--A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations: U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 99-4259, 312 p.
- Riemsdijk, W.H., 1996. Metal ion binding by humic acid: application of the NICA-Donnan model. *Environ. Sci. Technol.* 30:1687-1698.
- Schröder, T.J., 2005. Solid-solution partitioning of heavy metals in floodplain soils of the rivers Rhine and Meuse. Field Sampling and geochemical modelling. PhD-thesis, Wageningen university.

- Schröder, T.J., T. Hiemstra, J.P.M. Vink, S. van der Zee (2005). Modeling of the Solid-Solution Partitioning of Heavy Metals and Arsenic in Embanked Flood Plain Soils of the Rivers Rhine and Meuse. *Environmental Science & Technology* 39/18:7176-7184.
- Schröder, T.J., W.H. van Riemsdijk, S. van der Zee, J.P.M. Vink (2008). Monitoring and modeling of the solid-solution partitioning of heavy metals and As in a river floodplain redox sequence. *Applied Geochemistry* 23:2350-2363.
- Spijker, J. (2008). Arseen in Nederlands grondwater. RIVM briefrapport 607300009/2008, Bilthoven.
- Tiemersma, J.J., E. Schurink (2015). Onderbouwing chemische en fysische kwaliteit grond. Notitie 1 april 2015, Cubic Square / LievenseCSO.
- Tonkin, J.W., Balistieri, L.S., Murray, J.W. (2004). Modeling sorption of divalent metal cations on hydrous manganese oxide using the diffuse double layer model. *Appl. Geochem.* 19:29-53.
- Vink, J.P.M. (2002). Measurement of heavy metal speciation over redox gradients in natural water-sediment interfaces and implications for uptake by benthic organisms. *Environ. Sci. Technol.* 36/23:5130-5138.
- Vink, J.P.M., B. van der Grift, C. Schmidt (2010a). Arseen in het lokale grondwater van Nederland en indelingen voor regionale beoordeling. Deltares rapport 1203842-000-BGS-0004, Utrecht.
- Vink, J.P.M., J. Harmsen, H. Rijnaarts (2010b). Delayed immobilisation of heavy metals in soils and sediments under reducing and anaerobic conditions. Consequences for flooding and storage. *Journal of Soils and Sediments* 10(8):1633-1645.
- Vink, J.P.M., J.C.L. Meeussen (2007). BIOCHEM-ORCHESTRA: a scenario-DSS for heavy metal speciation and ecotoxicological impacts in river systems. *Environmental Pollution* 148:833-841.
- Vink J.P.M., G. Klaver, J. Joziassse (2007). Scenario-analyses Dommel: Impact of sedimentation in the Dommel flood plain catchment on heavy metal availability and bioaccumulation in flora and fauna. RIZA/TNO/EU-AquaTerra, ISBN 9789036913829.
- Vink, J.P.M., Schröder, T.J., 2006. Biochem-Orchestra DSS. Biochem version 2.0. Structural and functional setup. User manual V2. RIZA, Lelystad.
- Vink, J.P.M., Wijdeveld, A., Smits, J., De Rooij, N., 1999. Mobility of heavy metals in flood plain soils. Model improvements (in Dutch). RIZA 99.021, Lelystad, The Netherlands.
- Vink, J.P.M., R. Comans, J. Dijkstra, L. Lamers (2015a in prep). Soils in lakes I: Surface water quality-impact of metals and nutrients by large-scale storage of soils in sandpits and lakes.
- Vink, J.P.M., A. van Zomeren, R. Comans (2015b in prep). Soils in Lakes II: Impact of Reduction Kinetics on Metal and Nutrient release to groundwater during Large-scale Sediment Storage.



## A Locatie zandwinplas Schellerwaard

De locatie van de zandwinplas (binnen de cirkel) met het omliggende gebied van de Scheller- en Oldeneler Buitenwaarden en de uiterwaarden bij Westenholte.



## B Modelschematisatie chemie voor scenario's A t/m C

//-----																
//	BIOCHEM column definition Version 4.0															
//																
//	Uiterwaardvergraving Schellenwaard Scenario A (46% zand + 54% klei) homogene mengverhouding															
//	26 April 2015															
//																
//	----- interface properties -----															
Var:	x	DOC	SOC	Al+3.soil	PO4-3.soil	Fe+3.soil	Cd+2.soil	Cu+2.soil	Zn+2.soil	Pb+2.soil	Ni+2.soil	AsO4-3.to	Mn+3.soil	clay_cont	SO4-2.soil	pH
Data:	-0.10	2.72E-05	0.1	0.52	0.028	0.5	2.46E-05	1.38E-03	8.02E-03	1.11E-03	0.17E-03	5.00E-01	1.40E-02	0.136	1.00E-02	7.41
Data:	-0.05	2.72E-05	0.1	0.52	0.028	0.5	2.46E-05	1.38E-03	8.02E-03	1.11E-03	0.17E-03	5.00E-01	1.40E-02	0.136	1.00E-02	7.41
//	----- column properties -----															
//	x	DOC	SOC	Al+3.soil	PO4-3.soil	Fe+3.soil	Cd+2.soil	Cu+2.soil	Zn+2.soil	Pb+2.soil	Ni+2.soil	AsO4-3.to	Mn+3.soil	clay_cont	SO4-2.soil	pH
//	[m]	[kg/l]	[kg/kg]	[mol/kg]	[mol/kg]	[mol/kg]	[mol/kg]	[mol/kg]	[mol/kg]	[mol/kg]	[mol/kg]	[mol/m3]	[mol/kg]	[kg/kg]	[mol/l]	[]
Data:	1.00E-80	3.00E-06	1.70E-02	0.35	2.00E-02	2.50E-01	1.00E-05	4.20E-04	3.30E-03	2.70E-04	3.40E-04	3.90E-01	4.0E-03	9.40E-02	1.00E-03	7.70
Data:	1.00E-00	3.00E-07	1.70E-03	0.36	2.00E-03	2.50E-02	1.00E-06	4.20E-05	3.30E-04	2.70E-05	3.40E-05	3.90E-05	4.0E-04	9.40E-04	1.00E-04	7.71
//	Uiterwaardvergraving Schellenwaard Scenario B (100% klei) homogene mengverhouding															
//	----- column properties -----															
//	x	DOC	SOC	Al+3.soil	PO4-3.soil	Fe+3.soil	Cd+2.soil	Cu+2.soil	Zn+2.soil	Pb+2.soil	Ni+2.soil	AsO4-3.to	Mn+3.soil	clay_cont	SO4-2.soil	pH
//	[m]	[kg/l]	[kg/kg]	[mol/kg]	[mol/kg]	[mol/kg]	[mol/kg]	[mol/kg]	[mol/kg]	[mol/kg]	[mol/kg]	[mol/m3]	[mol/kg]	[kg/kg]	[mol/l]	[]
Data:	1.00E-80	5.00E-06	3.10E-02	0.57	6.10E-02	4.10E-01	1.00E-05	4.20E-04	3.30E-03	2.70E-04	5.50E-04	4.90E-01	4.0E-03	19.90E-02	1.00E-03	8.0
Data:	1.00E-00	5.00E-07	3.10E-03	0.58	6.10E-03	4.10E-02	1.00E-06	4.20E-05	3.30E-04	2.70E-05	5.50E-05	4.90E-02	4.0E-04	19.90E-03	1.00E-04	8.1
//	Uiterwaardvergraving Schellenwaard Scenario C (95% klei + 5% klei)															
//	----- column properties -----															
//	x	DOC	SOC	Al+3.soil	PO4-3.soil	Fe+3.soil	Cd+2.soil	Cu+2.soil	Zn+2.soil	Pb+2.soil	Ni+2.soil	AsO4-3.to	Mn+3.soil	clay_cont	SO4-2.soil	pH
//	[m]	[kg/l]	[kg/kg]	[mol/kg]	[mol/kg]	[mol/kg]	[mol/kg]	[mol/kg]	[mol/kg]	[mol/kg]	[mol/kg]	[mol/m3]	[mol/kg]	[kg/kg]	[mol/l]	[]
Data:	1.00E-80	12.00E-06	0.1	0.57	7.90E-02	4.10E-01	1.10E-05	4.40E-04	3.40E-03	2.80E-04	5.50E-04	5.30E-01	4.0E-03	19.70E-02	2.00E-03	8.0
Data:	1.00E-00	12.00E-06	0.1	0.57	7.90E-02	4.10E-01	1.10E-05	4.40E-04	3.40E-03	2.80E-04	5.50E-04	5.30E-01	4.0E-03	19.70E-02	2.00E-03	8.0



## C Samenstelling werkpakketten ontgravingen

Westenholte (WH) alle werkpakketten																
	Diepte	Werk-pakket	Totaal Al	Totaal Fe	Totaal P	CaCO <sub>3</sub>	As	Zn	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Pb	Lutum	Org. stof
	m-mv		mg/kg	mg/kg	g/kg	%	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	%	%
WH1-1-7	2,50 - 3,00	7	15000	28000	0,72	14,2	9,8	62	< 0,4	16	31	< 0,1	32	17	22,4	5,4
WH1-4-10	4,00 - 4,50	(10)	16000	26000	0,68	20,3	9,5	66	< 0,4	18	32	< 0,1	35	21	26	3,3
WH1-5-3	1,00 - 1,50	10	14000	21000	0,53	10,8	8,9	54	< 0,4	15	31	< 0,1	30	20	22	1,6
WH1-6-10	4,00 - 4,50	10	14000	22000	0,61	23,4	9	60	< 0,4	18	29	< 0,1	32	20	8,3	4,2
WH2-4-6	2,50 - 3,00	9	22000	31000	1	17,2	14	100	< 0,4	23	43	< 0,1	47	32	28,1	2,8
WH2-6-3	1,10 - 1,60	5	22000	27000	0,54	8	5,3	93	< 0,4	23	44	< 0,1	46	30	35,8	1,8
WH2-1-6	2,50 - 3,00	9	2000	5200	0,16	2,1	2,5	10	< 0,4	2,5	8,2	< 0,1	8,2	5	2,7	0,35
WH2-2-6	2,00 - 2,50	9	1800	4400	0,12	2,8	2,5	12	< 0,4	2,5	8,9	< 0,1	7,5	5	2,7	0,35
WH2-2-10	4,00 - 4,40	9	1200	25000	0,78	4	12	15	< 0,4	2,5	6,9	< 0,1	5	5	2,7	4
WH2-3-5	2,00 - 2,50	9	1600	4000	0,12	2,5	2,5	21	< 0,4	2,5	7,7	< 0,1	7,6	5	3,3	0,35
WH2-3-9	4,00 - 4,30	9	1200	3100	0,075	1,1	2,5	12	< 0,4	2,5	2,5	< 0,1	5,3	5	< 2	0,35
WH2-5-8	3,50 - 4,00	9	3000	16000	0,42	2,3	2,5	14	< 0,4	2,5	10	< 0,1	8,9	5	3,4	0,35

Scheller & Oldeneler waarden (SOB) alle werkpakketten																
	Diepte	Werk-pakket	Totaal Al	Totaal Fe	Totaal P	CaCO <sub>3</sub>	As	Zn	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Pb	Lutum	Org. stof
	m-mv		mg/kg	mg/kg	g/kg	%	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	%	%
Sob1-4-3	0,80 - 1,40	20	15000	22000	0,57	9,6	9,5	53	0,2	13	30	0,05	29	19	20,2	2
Sob1-5-4	1,25 - 2,00	20	8400	13000	0,34	9,7	6,4	34	0,2	7,5	23	0,05	19	5	9,8	2,1
Sob2-2-6	2,50 - 3,00	21	18000	25000	0,85	6,8	16	67	0,2	17	37	0,05	33	26	18,9	6,3
Sob2-4-3	0,70 - 1,50	19	17000	24000	0,62	12,7	20	180	0,73	27	38	0,3	33	81	18,5	2,7
Sob2-5-4	1,50 - 2,00	22	12000	19000	0,4	9,5	8	47	0,2	12	26	0,05	26	16	15,3	1,4
Sob2-6-5	2,00 - 2,50	22	11000	17000	0,5	10,8	6,9	42	0,2	9,9	26	0,05	23	13	13	3,9
Sob1-1-5	1,90 - 2,50	20	1600	2900	0,05	2,1	2,5	6,4	0,2	2,5	7,6	0,05	5,5	5	1	0,35
Sob1-2-5	1,50 - 2,00	20	12000	16000	0,45	8,3	5,1	44	0,2	11	27	0,05	24	73	7,4	0,35
Sob1-3-2	0,40 - 0,80	20	4800	8000	0,45	5,8	2,5	24	0,2	2,5	18	0,05	13	5	3,4	0,9
Sob2-1-5	1,75 - 2,50	21	1600	3000	0,096	3,4	2,5	7	0,2	2,5	6,3	0,05	5,8	5	1	0,35
Sob2-2-3	0,75 - 1,50	21	7100	12000	0,33	7,1	5,6	27	0,2	6,5	18	0,05	17	5	4,2	0,8
Sob2-3-7	2,50 - 3,00	18	2200	4700	0,16	4,7	2,5	9,8	0,2	2,5	11	< 0,1	8,4	5	1	0,35

## C Vervolg

SOB + WH alle werkpakketten klei																
	Diepte	Werk-pakket	Totaal Al	Totaal Fe	Totaal P	CaCO <sub>3</sub>	As	Zn	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Pb	Lutum	Org. stof
	m-mv		mg/kg	mg/kg	g/kg	%	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	%	%
WH1-1-7	2,50 - 3,00	7	15000	28000	0,72	14,2	9,8	62	0,2	16	31	0,05	32	17	22,4	5,4
WH1-4-10	4,00 - 4,50	(10)	16000	26000	0,68	20,3	9,5	66	0,2	18	32	0,05	35	21	26	3,3
WH1-5-3	1,00 - 1,50	10	14000	21000	0,53	10,8	8,9	54	0,2	15	31	0,05	30	20	22	1,6
WH1-6-10	4,00 - 4,50	10	14000	22000	0,61	23,4	9	60	0,2	18	29	0,05	32	20	8,3	4,2
WH2-4-6	2,50 - 3,00	9	22000	31000	1	17,2	14	100	0,2	23	43	0,05	47	32	28,1	2,8
WH2-6-3	1,10 - 1,60	5	22000	27000	0,54	8	5,3	93	0,2	23	44	0,05	46	30	35,8	1,8
Sob1-4-3	0,80 - 1,40	20	15000	22000	0,57	9,6	9,5	53	0,2	13	30	0,05	29	19	20,2	2
Sob1-5-4	1,25 - 2,00	20	8400	13000	0,34	9,7	6,4	34	0,2	7,5	23	0,05	19	5	9,8	2,1
Sob2-2-6	2,50 - 3,00	21	18000	25000	0,85	6,8	16	67	0,2	17	37	0,05	33	26	18,9	6,3
Sob2-4-3	0,70 - 1,50	19	17000	24000	0,62	12,7	20	180	0,73	27	38	0,3	33	81	18,5	2,7
Sob2-5-4	1,50 - 2,00	22	12000	19000	0,4	9,5	8	47	0,2	12	26	0,05	26	16	15,3	1,4
Sob2-6-5	2,00 - 2,50	22	11000	17000	0,5	10,8	6,9	42	0,2	9,9	26	0,05	23	13	13	3,9

SOB + WH alle werkpakketten zand																
	Diepte	Werk-pakket	Totaal Al	Totaal Fe	Totaal P	CaCO <sub>3</sub>	As	Zn	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Pb	Lutum	Org. stof
	m-mv		mg/kg	mg/kg	g/kg	%	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	%	%
WH2-1-6	2,50 - 3,00	9	2000	5200	0,16	2,1	2,5	10	0,2	2,5	8,2	0,05	8,2	5	2,7	0,35
WH2-2-6	2,00 - 2,50	9	1800	4400	0,12	2,8	2,5	12	0,2	2,5	8,9	0,05	7,5	5	2,7	0,35
WH2-2-10	4,00 - 4,40	9	1200	25000	0,78	4	12	15	0,2	2,5	6,9	0,05	5	5	2,7	4
WH2-3-5	2,00 - 2,50	9	1600	4000	0,12	2,5	2,5	21	0,2	2,5	7,7	0,05	7,6	5	3,3	0,35
WH2-3-9	4,00 - 4,30	9	1200	3100	0,075	1,1	2,5	12	0,2	2,5	< 5	0,05	5,3	5	1	0,35
WH2-5-8	3,50 - 4,00	9	3000	16000	0,42	2,3	2,5	14	0,2	2,5	10	0,05	8,9	5	3,4	0,35
Sob1-1-5	1,90 - 2,50	20	1600	2900	0,05	2,1	2,5	6,4	0,2	2,5	7,6	0,05	5,5	5	1	0,35
Sob1-2-5	1,50 - 2,00	20	12000	16000	0,45	8,3	5,1	44	0,2	11	27	0,05	24	73	7,4	0,35
Sob1-3-2	0,40 - 0,80	20	4800	8000	0,45	5,8	2,5	24	0,2	2,5	18	0,05	13	5	3,4	0,9
Sob2-1-5	1,75 - 2,50	21	1600	3000	0,096	3,4	2,5	7	0,2	2,5	6,3	0,05	5,8	5	1	0,35
Sob2-2-3	0,75 - 1,50	21	7100	12000	0,33	7,1	5,6	27	0,2	6,5	18	0,05	17	5	4,2	0,8
Sob2-3-7	2,50 - 3,00	18	2200	4700	0,16	4,7	2,5	9,8	0,2	2,5	11	0,05	8,4	5	1	0,35

## C Vervolg

Alle werkpakketten aeroob																
	Diepte	Werk-pakket	Totaal Al	Totaal Fe	Totaal P	CaCO <sub>3</sub>	As	Zn	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Pb	Lutum	Org. stof
	m-mv		mg/kg	mg/kg	g/kg	%	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	%	%
Sob1-2-5	1,50 - 2,00	20	12000	16000	0,45	8,3	5,1	44	0,2	11	27	0,05	24	73	7,4	0,35
Sob1-3-2	0,40 - 0,80	20	4800	8000	0,45	5,8	2,5	24	0,2	< 5,0	18	0,05	13	5	3,4	0,9
Sob2-2-3	0,75 - 1,50	21	7100	12000	0,33	7,1	5,6	27	0,2	6,5	18	0,05	17	5	4,2	0,8
WH1-5-3	1,00 - 1,50	10	14000	21000	0,53	10,8	8,9	54	0,2	15	31	0,05	30	20	22	1,6
WH2-6-3	1,10 - 1,60	5	22000	27000	0,54	8	5,3	93	0,2	23	44	0,05	46	30	35,8	1,8
Sob1-4-3	0,80 - 1,40	20	15000	22000	0,57	9,6	9,5	53	0,2	13	30	0,05	29	19	20,2	2
Sob1-5-4	1,25 - 2,00	20	8400	13000	0,34	9,7	6,4	34	0,2	7,5	23	0,05	19	5	9,8	2,1
Sob2-4-3	0,70 - 1,50	19	17000	24000	0,62	12,7	20	180	0,73	27	38	0,3	33	81	18,5	2,7
Sob2-5-4	1,50 - 2,00	22	12000	19000	0,4	9,5	8	47	0,2	12	26	0,05	26	16	15,3	1,4

Alle werkpakketten aeroob zand																
	Diepte	Werk-pakket	Totaal Al	Totaal Fe	Totaal P	CaCO <sub>3</sub>	As	Zn	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Pb	Lutum	Org. stof
	m-mv		mg/kg	mg/kg	g/kg	%	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	%	%
Sob1-2-5	1,50 - 2,00	20	12000	16000	0,45	8,3	5,1	44	0,2	11	27	0,05	24	73	7,4	0,35
Sob1-3-2	0,40 - 0,80	20	4800	8000	0,45	5,8	< 5,0	24	0,2	2,5	18	0,05	13	5	3,4	0,9
Sob2-2-3	0,75 - 1,50	21	7100	12000	0,33	7,1	5,6	27	0,2	6,5	18	0,05	17	5	4,2	0,8

Samenvatting															
	Totaal Al	Totaal Fe	Totaal P	CaCO <sub>3</sub>	As	Zn	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Pb	Lutum	Org. stof	
	mg/kg	mg/kg	g/kg	%	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	%	%	
Westenhoite alles	9483	17725	0,48	9,06	5,71	43,25	< 0,4	9,42	20,98	< 0,1	22,04	14,17	13,12	1,93	
SOB alles	9225	13883	0,40	7,54	6,46	45,10	0,06	8,66	22,33	0,03	19,73	21,50	9,48	1,68	
Alles zand	3341	8692	0,26	3,85	1,89	16,85	0,00	1,46	10,80	0,00	9,68	10,67	2,82	0,48	
Alles klei	15367	22917	0,61	12,75	10,28	71,50	0,06	16,62	32,50	0,03	32,08	25,00	19,86	3,13	
Aeroob alles	12478	18000	0,47	9,06	7,64	61,78	0,08	12,78	28,33	0,03	26,33	28,22	15,18	1,48	
Aeroob zand	7966	12000	0,41	7,07	3,57	31,67	0,00	5,83	21,00	0,00	18,00	27,67	5,00	0,57	

## D Analyseresultaten extracties 1mM CaCl

1mM CaCl <sub>2</sub> extractie Westenholte (WH) mengmonster klei (n=6)											
DOC	pH	SO <sub>4</sub>	PO <sub>4</sub>	As	Zn	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Pb
mg/l	-	mg S/l	mg P/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
< 2	7,9	< 1,7	< 0,02	< 4,0	< 10	< 0,1	< 5	< 2	0,043	< 5	< 5

1mM CaCl <sub>2</sub> extractie Westenholte (WH) mengmonster zand (n=6)											
DOC	pH	SO <sub>4</sub>	PO <sub>4</sub>	As	Zn	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Pb
mg/l	-	mg S/l	mg P/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
5,9	7,8	< 1,7	< 0,02	< 4,0	< 10	< 0,1	< 5,0	< 2	< 0,04	< 5	< 5

1mM CaCl <sub>2</sub> extractie Scheller & Oldeneler buitenwaarden (SOB) mengmonster klei (n=6)											
DOC	pH	SO <sub>4</sub>	PO <sub>4</sub>	As	Zn	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Pb
mg/l	-	mg S/l	mg P/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
2,3	7,8	5	< 0,02	< 4,0	< 10	< 0,10	< 5,0	< 2,0	< 0,04	< 5	< 5

1mM CaCl <sub>2</sub> extractie Scheller & Oldeneler buitenwaarden (SOB) mengmonster zand (n=6)											
DOC	pH	SO <sub>4</sub>	PO <sub>4</sub>	As	Zn	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Pb
mg/l	-	mg S/l	mg P/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
< 2,0	7,7	2,1	< 0,02	< 4,0	< 10	< 0,10	< 5,0	< 2,0	< 0,04	< 5	< 5

# E Grondwater analyses

Pagina 2 van 16

## Analyserapport

Vitens Laboratorium  
Snoekertweg 61  
8912 AA Leeuwarden



LAAT WATER VOOR JE WERKEN

Oprichter V140305078

Versie 1

Rapportage datum 31-03-2014

<b>Ondraaggever</b>	<b>Adres</b>	<b>Woonplaats</b>	<b>Afdeling/substant</b>	<b>Project</b>	<b>Klantreferentie</b>
Waterschap Groot Salland	Postbus 60	8000 AB ZWOLLE	Waterschap Groot Salland	Monitoring grondwater Schellerdijk	18545

Monsternummer	Adres	Monsterpunt	Klantnummer	Matrix	Methode	Erfend	Monster door
V1403029663	8017 BV ZWOLLE Schellerdijk 4	Waarnemingspunt 1, filter 1	V1403029663 <sup>7</sup>	Grondwater	Eigen methode	Q	Vitens Laboratorium
V1403029664	8017 BV ZWOLLE Schellerdijk 4	Waarnemingspunt 1, filter 2	V1403029664 <sup>8</sup>	Grondwater	Eigen methode	Q	Vitens Laboratorium
V1403029665	8017 BV ZWOLLE Schellerdijk 4	Waarnemingspunt 1, filter 3	V1403029665 <sup>9</sup>	Grondwater	Eigen methode	Q	Vitens Laboratorium
V1403029666	8017 BV ZWOLLE Schellerdijk 4	Waarnemingspunt 2, filter 1	V1403029666 <sup>6</sup>	Grondwater	Eigen methode	Q	Vitens Laboratorium
V1403029667	8017 BV ZWOLLE Schellerdijk 4	Waarnemingspunt 2, filter 2	V1403029667 <sup>5</sup>	Grondwater	Eigen methode	Q	Vitens Laboratorium
V1403029668	8017 BV ZWOLLE Schellerdijk 4	Waarnemingspunt 2, filter 3	V1403029668 <sup>4</sup>	Grondwater	Eigen methode	Q	Vitens Laboratorium

Monsternummer	Datum monsterneming	Tijdstip monsterneming	Datum acceptatie	Eenheden	Erfend	Methode
V1403029663 <sup>7</sup>	14-03-2014	14:40	14-03-2014	mg PO4 / l	1.7	3.0
V1403029664 <sup>8</sup>	14-03-2014	14:01	14-03-2014	mg p/l	0.37	0.33
V1403029665 <sup>9</sup>	14-03-2014	13:57	14-03-2014	mg SO4 / l	8	33
V1403029666 <sup>6</sup>	14-03-2014	11:17	14-03-2014		1.4	0.49
V1403029667 <sup>5</sup>	14-03-2014	11:13	14-03-2014		0.44	0.16
V1403029668 <sup>4</sup>	14-03-2014	10:19	14-03-2014		44	55

Test	Testomschrijving	Eenheden	Erfend	Methode
715	Fosfaat-totaal-P	mg PO4 / l	Q	VL-W-A002
	Sulfaat	mg SO4 / l	Q	VL-W-A002

Monsternummer	Test	Eenheden	Erfend	Methode
442	Nikkel (Ni), opgelost	µg/l	Q	VL-W-ME01
443	Loof (Pb), opgelost	µg/l	Q	VL-W-ME01
444	Izer (Fe), opgelost	mg/l	Q	VL-W-ME04
583	Koper (Cu), opgelost	µg/l	Q	VL-W-ME01
682	Aluminium (Al), opgelost	µg/l	Q	VL-W-ME01
683	Antimoon (Sb), opgelost	µg/l	Q	VL-W-ME05
684	Arsen (As), opgelost	µg/l	Q	VL-W-ME01
685	Barium (Ba), opgelost	µg/l	Q	VL-W-ME01
686	Beryllium (Be), opgelost	µg/l	Q	VL-W-ME01
687	Bor (B), opgelost	µg/l	Q	VL-W-ME01
688	Calcium (Ca), opgelost	mg/l	Q	VL-W-ME04
689	Chroom (Cr), opgelost	µg/l	Q	VL-W-ME01
690	Cobalt (Co), opgelost	µg/l	Q	VL-W-ME01
691	Kalium (K), opgelost	mg/l	Q	VL-W-ME04
692	Magnesium (Mg), opgelost	mg/l	Q	VL-W-ME04

De meet- of berekenings-eenheden zijn  
geometrisch uitgedrukt. De meet- of  
berekenings-eenheden zijn door een ander  
laboratorium geverifieerd.

De afwijking van lijst met specificaties van de  
door de RvA geaccrediteerde Deltares U  
toegepaste analyse- en bemonsterings-  
methoden is verimpbaar.

De afwijking van lijst met specificaties van de  
door de RvA geaccrediteerde Deltares U  
toegepaste analyse- en bemonsterings-  
methoden is verimpbaar.

W. van Rijk  
Manager Laboratorium



## F Onderbouwing scenario's



Project : Modelstudie effecten vulling put SOB op grondwaterkwaliteit  
 Onderwerp : Onderbouwing chemische en fysische kwaliteit grond  
 Referentie : -  
 Datum : 1 juni 2015  
 Auteur : Jan Jaap Tiemersma (Cubic Square) en Erik Schurink (LievenseCSO)

### 1. Inleiding

In het kader van het uitvoeringscontract moet de voormalige zandwinput SOB gevuld worden met grond die vrijkomt in de RVR-projecten Westenholte en Scheller en Oldener Buitenwaarden. De zandwinplas bevindt zich in de nabijheid van waterwinputten van Vitens. In de ontheffing Omgevingsverordening zijn eisen en randvoorwaarden m.b.t. de vulgrond opgenomen om de drinkwaterwinning veilig te stellen (protocol voor kwaliteitsborging). Concreet is in het protocol gesteld dat *'de kwaliteit van het grondwater ter plaatse van het grondwaterbeschermingsgebied niet negatief mag worden beïnvloed'*. Een belangrijke randvoorwaarde is dat gebiedseigen grond uit het oxische milieu niet in het anoxische milieu van de put SOB toegepast mag worden. In het anoxische deel van de put (onder toekomstig GLG) mag dus alleen anoxische grond uit de ontgraving worden toegepast. Veranderingen in de zuurstofcondities van de grond tussen ontgraven en toepassen moeten tot een minimum worden beperkt. Tijdelijke opslag van anoxische grond mag maximaal 2 weken duren. Er mag geen grond van buiten het projectgebied worden toegepast. Tenslotte is een voorwaarde dat uit DWH alleen anoxisch materiaal klasse Aw mag worden toegepast (in het anoxische deel) en uit SOB alleen anoxisch materiaal max. klasse A in het anoxische deel van de put.

Eisen die in de 'ontheffing Omgevingsverordening' zijn overgenomen, zijn ook beschreven in een protocol dat voor het vullen van de put is opgesteld<sup>1</sup>.

*Insteek voor onderzoek van Deltares is dat we juist wel ook (in zekere mate) oxische schone grond in het anoxische milieu van de put willen toepassen. Dit betekent dus wel dat hiervoor een ontheffing Omgevingsverordening aangevraagd moet worden. Voor de goede orde: op grond van de ontheffing Omgevingsverordening wordt toepassing van veen in de put niet uitgesloten. Dit is puur een ILT-kwestie op grond van de zorgplicht Wtw.*

Met bovenstaande moeten we bij het vaststellen van de vulscenario's rekening houden.

Vanwege allerlei tegenvallers in het grondverzet is het risico toegenomen dat er een tekort aan anoxische grond ontstaat. Om die reden wordt nu met instemming van de provincie Overijssel en Vitens onderzocht *in hoeverre oxische schone grond toch in het anoxische milieu toegepast mag worden*. Daarom is het zaak te beoordelen in hoeverre de kwaliteit van het grondwater dat in die waterwinputten wordt onttrokken, kan worden beïnvloed door het vullen van de put. Deze beoordeling wordt door Deltares uitgevoerd met een modelstudie. De basisgegevens die voor deze studie nodig zijn, worden aan Deltares geleverd door Cubic

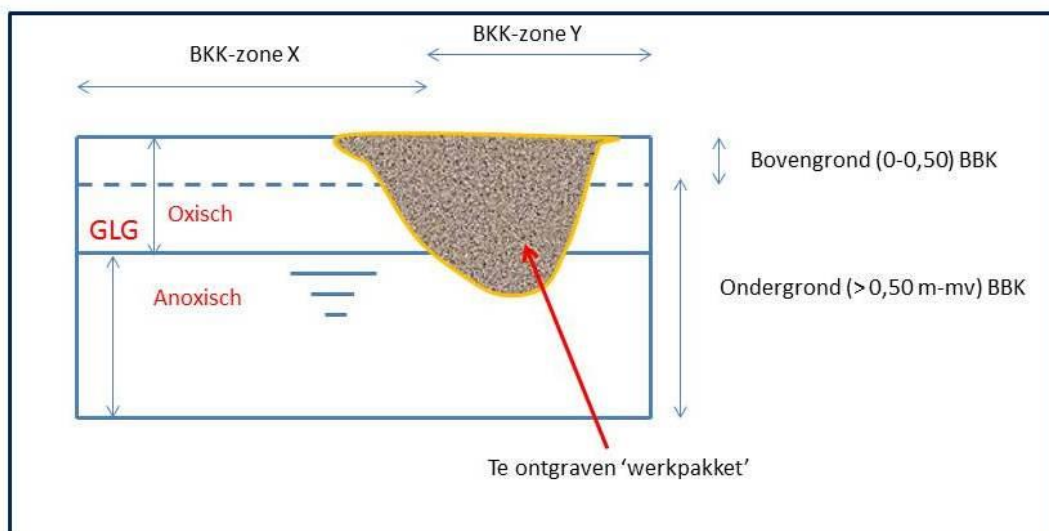
<sup>1</sup> Verondiepen plas Scheller en Oldener Buitenwaarden, Waterschap Groot Salland, 9 september 2010.

Square (fysische gegevens, hoeveelheden) en LievensCSO (chemische gegevens). Deze notitie licht de aangeleverde gegevens toe. De aangeleverde gegevens bestaan uit:

- Een spreadsheet 'info matrix'.
- Een spreadsheet 'gegevens werkpakketten'.

In figuur 1 zijn verschillende begrippen die in deze notitie zijn gebruikt, toegelicht.

**Figuur 1 Schematische voorstelling te ontgraven bodem**



## 2. Modelstudie en gegevensbehoefte

De modelstudie bestaat uit enkele stappen die samenvallen met de processen die de verontreinigende stoffen ondergaan na vulling. Grond die wordt gestort zal uitleveren en daarna consolideren, een proces dat de nodige tijd vergt. Dit proces wordt niet als aparte stap in de modelstudie beschouwd. Dit aspect moet wel voldoende aandacht krijgen in het uitvoeringsplan van de opdrachtnemer (Van den Biggelaar-Ploegam).

Verontreinigende stoffen zijn aan de grondmatrix (zand-, klei- en veendeeltjes) gebonden. Deze binding hangt van vele omstandigheden af, zoals grondsoort, gehalte organische stof, beschikbaarheid van zuurstof/redoxpotentiaal, pH etc. Onder de grondwaterspiegel ontstaat een evenwicht tussen de hoeveelheid aan vaste gronddeeltjes gebonden verontreiniging en hoeveelheid opgeloste verontreiniging.

In de eerste stap van de modelstudie wordt beoordeeld welk deel van de vracht aan verontreinigende stoffen in oplossing gaat/is en zich in potentie kan verspreiden. Dit is de chemische beschikbaarheid.

In de tweede stap wordt beoordeeld in hoeverre deeltjes opgeloste verontreiniging zich ook daadwerkelijk gaan bewegen in de put (naar de rand toe) onder invloed van druk-verschillen (stroming) en diffusie, en vanaf de rand in het watervoerend pakket naar de winputten toe. En dus in de waterwinputten kunnen terechtkomen. De doorlatendheid van het materiaal in de put (zand is mogelijk veel doorlatender dan klei) is dus een belangrijke factor. Deze tweede stap bepaalt dus de emissie vanuit de aangevulde put.

Het maken van een 'stabiel model' waarmee zowel de chemische als hydrologische berekeningen kunnen worden uitgevoerd is een 'iteratief proces'.

In de modelstudie zal met (enkele) scenario's worden gerekend. Van belang is daarbij te bedenken dat (verontreinigde) klei en (verontreinigd) zand van elkaar verschillen in daaraan gebonden verontreiniging (klei bevat meestal meer gebonden verontreiniging dan zand) en in doorlatendheid (in zand vindt meer stroming plaats dan in een vulling met klei).

Door Deltares is aangegeven welke informatie zij nodig hebben. Hierin wordt voorzien in de beide eerdergenoemde spreadsheets.

Aanvullend hierop zijn nog twee zaken van belang:

- De vigerende ontheffing Omgevingsverordening voorziet uitsluitend in het vullen van de put SOB met materiaal maximaal klasse A uit SOB en klasse Aw uit DWH. Daarnaast mag alleen grond uit het anoxische milieu in het anoxische deel van de put SOB toegepast worden;
- ILT is van mening dat geen los veen in de put mag worden gestort, om te voorkomen dat dit opperst, opdrijft en uiteindelijk kan wegspoelen met de rivier. Dit standpunt is schriftelijk vastgelegd door ILT.

Op 30 maart 2015 is met Deltares afgesproken dat de resultaten van de berekeningen (de gehalten in het poriewater ter plaatse van de waterwinputten) zullen worden getoetst aan de 'streefwaarde diep grondwater'. De vraag is wat in de actuele situaties de gehalten zijn in het grondwater dat Vitens oppompt. Info hierover zal nog aan Deltares worden aangeleverd. Aan hen is de vraag gesteld in hoeverre de achtergrondgehalten ook in het model worden meegenomen.

### 3. Werkpakketten

De grond waarmee de put kan worden gevuld komt vrij bij de rivierverruimingswerkzaamheden. Het totale project bestaat uit twee delen (Westenholte en SOB) en is onderverdeeld in 'werkpakketten'. Een deel van het project is al klaar en de grond inmiddels afgevoerd. Het volume per werkpakket verschilt. De fysische samenstelling van de grond (klei, zand, veen) verschilt. Ook de chemische samenstelling ('verontreinigings-graad') verschilt. Verder bevindt een deel van de grond zich nu boven de gemiddeld laagste grondwaterstand (dus doorgaans 'oxisch') en de rest daar onder (permanent 'anoxisch').

De effecten van de gevulde put hangen af van verontreinigingsgraad en grondsoort en de omstandigheden in de put (oxisch/anoxisch). Deltares heeft aangegeven vulscenario's te willen doorrekenen die van elkaar verschillen in chemische samenstelling (verontreinigingsgraad) en grondsoort. Een onderscheid in (oorspronkelijk) oxische staat of anoxische staat is niet nodig.

De bodem in de werkpakketten kan sterk heterogeen zijn. Dit gegeven, in combinatie met de voorgenomen ontgravingsmethode (cutteren) maakt het nauwelijks mogelijk om in een werkpakket verschillende bodemlagen apart te ontgraven op basis van grondsoort en/of verontreinigingsgraad. Met de nu voorgenomen werkwijze van cutteren, ontstaat in de persleiding een min of meer homogeen mengsel. Dit betekent dat bij het samenstellen van scenario's het werkpakket als geheel moet worden 'meegenomen'.



#### 4. Matrix

Deltares heeft in het verleden aangegeven dat zij gegevens wensen over de 'matrix' van het materiaal waarmee de put zal worden gevuld. Dit onderzoek is in het 1<sup>e</sup> kwartaal van 2015 door LievenseCSO uitgevoerd. Het volledige rapport van dit onderzoek komt binnenkort beschikbaar.

In het spreadsheet 'info matrix' zijn de verzamelde gegevens opgenomen. In de bovenste twee tabellen van het spreadsheet zijn de gegevens geordend naar de twee deelgebieden: DWH en SOB. De diepte van de geanalyseerde monsters is weergegeven, het werkpakket waarin de monsterlocatie zich bevindt, en de desbetreffende grondsoort. Ook zijn de resultaten aangegeven van eluaat-analyses op mengmonsters.

In extra tabellen zijn de monsters uit de eerste twee tabellen nog geordend naar grondsoort (alleen zand of alleen klei) en diepte (bovenste 2 meter dus met name oxisch, en daaronder dus voornamelijk anoxisch).

Ter indicatie zijn ook de gemiddelde gehalten onder de tabellen aangegeven. Om die te kunnen berekenen is in plaats van 'gehalten onder de detectielimiet' de helft van deze waarden in de tabellen ingevuld.

#### 5. Chemische samenstelling

De chemische samenstelling is in het verleden met verschillende bodemonderzoeken vastgesteld. In 2009 is een bodemkwaliteitskaart van het gebied opgesteld welke formeel is vastgesteld door het bevoegd gezag (gemeente Zwolle en Rijkswaterstaat). Het gebied is in horizontale en verticale zin onderverdeeld in bodemkwaliteitszones met een betrekkelijk homogene chemische samenstelling. Deze samenstelling is op basis van statistische analyse per bodemkwaliteitszone beschreven.

Na 2009 zijn verschillende aanvullende en actualiserende onderzoeken uitgevoerd. Deze bevestigen de bodemkwaliteitskaart (hebben we niet beoordeeld).

Voor de modelstudie hebben we niet de chemische samenstelling per bodemkwaliteits-zone nodig maar die per werkpakket. Daarom is beoordeeld in welke bodemkwaliteits-zones werkpakketen (dus procentueel) vallen. Op basis daarvan zijn de concentraties verontreinigende stoffen per bodemkwaliteitszone omgerekend naar die per werkpakket.

In het spreadsheet 'gegevens werkpakketten' zijn verzameltabellen opgenomen waarin de gehalten zware metalen zijn beschreven per werkpakket, in afzonderlijke tabellen voor de twee deelgebieden (Westenholte en SOB) en voor bovengrond ( de bovenste 0,50 m) en ondergrond (alles dieper dan 0,50 m-mv) . Tot dit laatste onderscheid dwingt de bodemkwaliteitskaart ons omdat deze ook dit onderscheid maakt. In de tabellen is voor de zware metalen de omgerekende (van bkk-zone naar werkpakket) gemiddelde gehalten weergegeven, alsmede de  $P_{50}^2$ , de  $P_{75}$  en de  $P_{90}$ . Deltares heeft aangegeven te zullen gaan rekenen met de gemiddelde waarden omdat deze goed de gemiddelde kwaliteit beschrijven van het materiaal waarmee de put zal worden gevuld. Bovengrond is dus per definitie oxisch, van de ondergrond is het deel tussen 0,5 m-mv en GLG oxisch, en het deel daaronder anoxisch (voor zover relevant).

---

<sup>2</sup> De  $P_{75}$  is het gehalte waarboven de hoogste 25% van de waarnemingen ligt.

In algemene zin neemt de kwaliteit van de bodem in verticale richting toe (de gehalten nemen af, de bodem wordt schoner). Bovengenoemde aannames met betrekking tot chemische kwaliteit (gebaseerd op bodemkwaliteitskaart) zijn dus in feite een 'worst case', namelijk:

- oxische grond bevindt zich boven de GLG, welke dieper ligt dan 0,50 m-mv (grens boven- en ondergrond uit BKK). Als we voor oxische grond de kwaliteit van de relatief sterker verontreinigde bovengrond nemen is dat een 'worst case';
- anoxische grond bevindt zich onder de GLG (tot einddiepte ontgraven). In de 'ondergrond uit de BKK' zit ook grond uit de zone 0,50 m-mv tot GLG, dus naar verhouding sterker verontreinigd. Als we voor anoxische grond de 'ondergrond-kwaliteit' nemen is dat een betrekkelijke 'worst case'.

Ook de gegevens meenemen die na 2009 zijn verzameld vergt erg veel werk. Ander punt is dat het beter is bodemkwaliteitsgegevens en statistiek daaromtrent te beschouwen die door het bevoegd gezag zijn goedgekeurd en omdat ze onderdeel vormen van de bodemkwaliteitskaart waarmee het bevoegd gezag bij beschikking heeft ingestemd.

Het protocol geeft ten aanzien van chemische kwaliteit de volgende eisen aan het vulmateriaal van de put: uit Westenholte alleen 'vrij toepasbaar materiaal' (dus voldoen aan de AW) en uit SOB grond die voldoet aan klasse A.

**Tabel 1 Samenvatting beoordeling grond uit projecten aan normen uit protocol**

Project	Grond afkomstig uit							
	Zone B		Zone E		Zone A-onder		Zone C	
	%	Gemiddelde gehalten t.o.v. A-waarde		Gemiddelde gehalten t.o.v. A-waarde	%	Gem. gehalte t.o.v. AW	%	Gem. gehalte t.o.v. AW
SOB	< 30%	Cd, Hg, Pb, Zn en As>A	> 70%	Alles < A				
WH						Alles < AW		Hg en As > AW

Als vooral anoxische grond wordt toegepast, dan valt de grond die we in het spreadsheet 'gegevens werkpakketten' met 'boven' (*de bovenste 0,50 m van de bodem*) hebben beschreven, af. Op bijlage 3b van de bkk zijn de statistische parameters van de bodem van de verschillende zones getoetst aan de waterbodempnormen AW, A en B). Uit de tabellen blijkt hetgeen samengevat in tabel 1.

Ondergrond (>0,50 m-mv) die uit SOB afkomstig is bestaat voor maximaal 30% uit grond uit zone B en meer dan 70% uit zone E. De gemiddelde gehalten in zone E liggen onder klassegrens A, voor zone B is dat niet het geval voor de stoffen Cd, Hg, Pb, Zn en As. Maar omdat maximaal 30% uit zone B (niet te verwarren met 'klasse B') afkomstig is zal het gemiddelde zeker voldoen.

Werkpakketten ondergrond (>0,50 m-mv) die uit Westenholte afkomstig zijn, bestaan of volledig uit grond uit zone A-onder of volledig uit zone C. De gemiddelde gehalten in zone A-onder voldoen aan de AW, voor zone C geldt dat de gemiddelde gehalten Hg en As de AW overschrijden.

In bovengenoemde beoordeling/evaluatie is uitgegaan van de gemiddelde gehalten in de betreffende bodemkwaliteitszones, in de bodemlagen dieper dan 0,50 m (zo zijn de zones in de BKK gedefinieerd). Als alleen anoxische grond wordt ontgraven dan zijn de gemiddelde gehalten ongetwijfeld lager omdat de verontreinigingsgraad met de diepte afneemt en

anoxische grond pas onder de GLG (orde 2 m-mv) wordt aangetroffen. Dus alle anoxische te ontgraven grond zal gemiddeld aan de in de ontheffing gestelde normen voldoen. Als oxisch zand wordt toegevoegd zal dit ook het geval zijn, zand is namelijk relatief schoon ten opzichte van grond/klei.

De meerderheid van de grond komt uit het anoxische deel van de bodem (ruim 0,6 miljoen m<sup>3</sup>) en gaat naar het anoxische deel van de plas. De redoxomstandigheden veranderen daarvan niet. Er is echter zeer waarschijnlijk een tekort aan anoxische grond zodat oxische grond moet worden toegevoegd en terechtkomt onder in de plasaanvulling vastgestelde GLG, en terechtkomt in het daar (uiteindelijk) anoxische deel. Voor de meeste zware metalen geldt dat de overgang van oxisch naar anoxisch gunstig is wegens vastlegging in de vorm van sulfiden. Voor arseen is het tegenovergestelde van belang: arseen is vaak gebonden aan ijzer in ijzeroxides. Als deze ijzeroxides in een anoxisch milieu worden omgezet komt arseen vrij. De berekeningen richten zich in eerste instantie daarom vooral op arseen.

## 6. Fysische samenstelling en volumes

In hetzelfde spreadsheet 'gegevens werkpakketten' zijn achter de vier tabellen met chemische data door Cubic Square de beschikbare volumes per werkpakket weergegeven, en is tevens aangegeven voor welk % dit bestaat uit zand, klei en veen. De opgegeven volumes zijn in situ. De hierboven genoemde uitleveringen kunnen het tekort van 0,2 miljoen m<sup>3</sup> anoxisch doen dalen naar 0,05 miljoen m<sup>3</sup>. Reden om geen uitlevering te tellen is dat de uitlevering nog onbekend is en er een zekere reserve mee wordt opgebouwd ten behoeve van peilingen, metingen en verdere vaststellingen GLG.

Door Cubic Square zijn de volumes gegeven voor verschillende denkbare scenario's:

- Alleen de anoxische grond uit de werkpakketten (dus grond die zich nu bevindt onder GLG).
- Scenario A: alleen de anoxische grond, aangevuld met oxisch zand. Hier zitten vrijwel geen veenlagen in.
- Scenario B: dat is scenario A aangevuld met oxisch zand en ook oxische grond/klei, maar geen veen.
- Scenario C: dat is scenario B maar dan inclusief het te ontgraven veen.

Alhoewel Cubic Square dus werkpakketten onderscheid naar grondsoort en al dan niet oxisch, kunnen we die verschillende werkpakketten niet differentiëren naar chemische kwaliteit.

Werkpakketten die al zijn ontgraven hebben geen ingevuld volume in het spreadsheet! Het merendeel van het ontgraven materiaal zit in de dijkbouw DWH, de depots oxisch materiaal en de depots veen.

Grosso modo blijkt dat het gewenste putvolume (825.000 m<sup>3</sup> onder de toekomstige GLG) kan worden bereikt door te storten: 605.000 m<sup>3</sup> anoxisch materiaal (dat voldoet aan de kwaliteitseisen uit het protocol), het oxische zand en een klein beetje oxische grond (klei). Het is daarmee niet gezegd dat dit vanuit het oogpunt van effecten op de waterwinputten het meest wenselijke vulscenario is omdat, zoals eerder is aangegeven, niet alleen mate van verontreiniging (liever zand dan klei want zand is schoner), en anoxiteit van het te storten materiaal van belang is, maar ook de doorlatendheid van het vulmateriaal (zand wordt door Deltares doorlatender geacht dan klei). Overigens zijn ook de fysische eigenschappen van belang voor de snelheid en mate van consolidatie. Dit heeft geleid tot het zo mogelijk bijmengen van zand in te ontgraven klei (en evt. veen) om zo een betere sedimentatie, gewichtsvorming en drainage, e.e.a. mogelijk door te wijzigen naar hydraulisch grondverzet.

Op basis van de gegevens in het spreadsheet kunnen we ieder gewenst scenario samenstellen. Wel is een aandachtspunt de praktische mogelijkheid tot ontgraven, eventuele depotvorming etc.

Van ieder scenario zal moeten worden berekend de input voor het rekenmodel van Deltares:

- Het totale volume (onder de GLG te bergen), is orde 825.000 m<sup>3</sup>.
- De gemiddelde samenstelling en de chemische samenstelling voor ieder zwaar metaal.

In de berekeningen gaan we steeds uit van de eindsituatie (over 10 jaar).

Deltares zal op basis van grondsamenstelling op scenario-niveau een maatgevende doorlatendheid van de plasvulling moeten inschatten.

Oxisch materiaal zal (omdat dit zich boven grondwater bevindt) wel naar grondsoort gescheiden kunnen worden ontgraven. Onder grondwater (anoxisch) is geen scheiding nodig, behalve die naar veen, hetgeen cutterend zonodig goed kan worden ingesteld.

Wij veronderstellen dat Deltares er in zijn modelstudie vanuit gaat dat de te storten grond (modelmatig) als een homogene massa wordt ingevoerd.

Veen is betrekkelijk sterk verontreinigd met arseen. Veen lijkt vooral voor te komen in het anoxische deel van de te ontgraven bodem. Vanuit het oogpunt van emissiereductie zou het gunstig zijn om veen 'bij te mengen' in de put. Organisch materiaal (daaruit bestaat veen) is juist erg goed in staat om arseen (de meest relevante stof in deze situatie) te binden en de emissie ervan te beperken. ILT heeft echter bezwaar tegen het storten van veen in de put wegens overwegingen van de Waterwet (bezink slecht, spoelt mogelijk uit, beperkt draagkracht/stabiliteit. Als we overwegen veen bij te mengen wegens de gunstige adsorptie-eigenschappen, dan moet die hoeveelheid niet zodanig zijn dat die het fysische gedrag negatief gaat beïnvloeden. Het overgrote deel van het aanwezige veen is reeds gescheiden ontgraven. Er resteert alleen nog een klein volume niet-ontgraven veen in SOB (47.313 m<sup>3</sup>). En dat moet worden besproken met ILT.

Er zit minimaal 1 noodzaak in tot wijzigen/aanvullen van het Protocol: er is geen rekening gehouden met restzetting, vandaar een scheidingslaag die lang boven GLG verblijft maar zal steeds meer onder GLG zal komen door rest-consolidatie. Hiertoe moet oxisch zand mogelijk gemaakt worden.

## 7. Praktische vertaling scenario's

### 7.1 Inleiding

Uitgegaan wordt van de vergunde situatie op basis van de rapportage "Van put naar plas". Deze vormt een zogenaamde 'nulsituatie', maar wordt niet door Deltares doorgerekend in het model omdat daarvoor destijds onvoldoende gegevens beschikbaar waren. Gestart wordt met doorrekenen van nieuwe potentiële situaties, waarin een deel van de geheel anoxische aanvulling onder GLG wordt vervangen door oxische specie.

Er wordt altijd uitgegaan van storten van 825.000 m<sup>3</sup> in de put tot GLG, zodat alleen de samenstellingsverhoudingen van belang zijn. De grondsoorten en chemische eigenschappen worden geacht geheel gelijkmatig over de putgeometrie zijn uitgemiddeld, zoals bij hydraulisch aanbrengen te verwachten is.

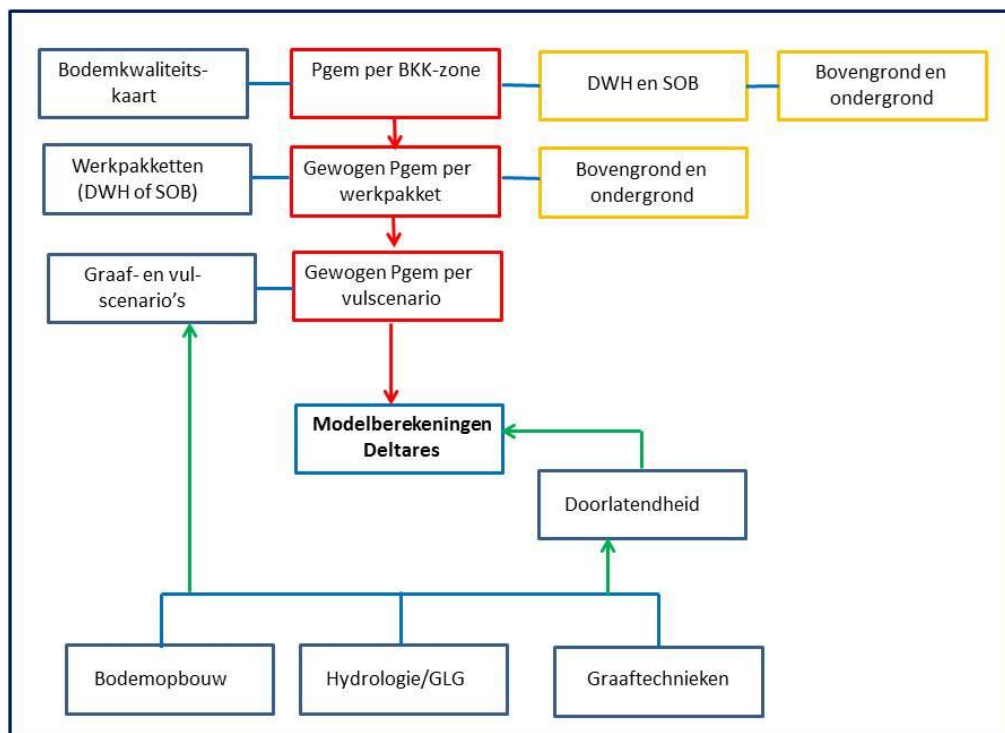
Hetgeen boven GLG (oxisch) wordt aangevuld, is niet van belang, zij het dat in alle potentiële situaties sprake zal zijn van een oxische en schone zandlaag die langer dan 14 dagen boven

GLG zal moeten verblijven, totdat consolidatie zoveel restklink teweeg heeft gebracht dat de oxische zandlaag onder GLG terecht zal komen. Deze oxische toevoeging van zand binnen de 825.000 m<sup>3</sup> aanvulvolume is onderdeel van het eerste te berekenen scenario.

De volgende scenario's worden door Deltares doorgerekend.

<b>Scenario A</b>	Ox roof	Ox klei	Ox zand	Anox klei	Anox zand	Anox veen	tekort	Totaal
SOB put onder GLG	0	0	60457	118024	139167	0		317649
DWH put onder GLG	0	0	94334	286415	61042	0	65560	507351
	0	0	154791	404439	200209	0	65560	825000
<b>Scenario B</b>	Ox roof	Ox klei	Ox zand	Anox klei	Anox zand	Anox veen	tekort	Totaal
SOB put onder GLG	0	56766	0	118024	0	0		174790
DWH put onder GLG	8537	355257		286415	0	0	0	650210
	8537	412023	0	404439	0	0	0	825000
<b>Scenario C</b>	Ox roof	Ox klei	Ox zand	Anox klei	Anox zand	Anox veen	tekort	Totaal
SOB put onder GLG	0	56766	0	118024	0	40000		174790
DWH put onder GLG	0	323794		286415	0	0	0	650210
	0	380561	0	404439	0	40000	0	825000

Voor de berekening van de maatgevende 'gewogen gemiddelden' [per scenario is gebruik gemaakt van de methodiek die is beschreven in figuur 2.

**Figuur 2** Methodiek berekenen 'gewogen gemiddeldes'

## 7.2 Omschrijving scenario A

Hierin wordt als vergunningsvoorschrift gewijzigd dat oxisch zand toegepast mag worden onder de GLG. Hiervoor staat tenminste alle oxische zand in de SOB ter beschikking, waarmee het tekort wordt verkleind en een scheidingslaag ten behoeve van restzetting mogelijk wordt. De samenstelling wijzigt dus naar maximaal nabij (in SOB) aanwezig oxisch zand, aangevuld met maximaal nabij (in SOB) aanwezige anoxische grondsoorten (excl. veen), en tot 825.000 m<sup>3</sup> aangevuld met anoxisch materiaal (grond) uit DWH. Voor getallen zie grondbalans scenario A.

Samenvattend (tussen haakjes het aandeel in volume-%):

- 60.457 m<sup>3</sup> oxisch zand uit SOB (dat is 8%);
- 257.192 m<sup>3</sup> anoxische grond (lokaal beschikbaar mengsel van zand en klei) uit SOB (dat is 34%);
- 94.334 m<sup>3</sup> oxisch zand uit DWH (dat is 12%);
- 347.457 m<sup>3</sup> anoxische grond (lokaal beschikbaar mengsel van zand en klei) uit DWH (dat is 46%).

Dit is een totaal van 759.440 m<sup>3</sup>. De volumes moeten voor samenstellingsberekening met een factor  $825000/759440 = 1.0863$  vermenigvuldigd worden om te komen tot het totale vulvolume.

### Beschrijving fysische kwaliteit

Samenvattend is de fysische samenstelling van dit scenario als volgt: 46% zand en 54% klei.

Beschrijving chemische kwaliteit

De gewogen gemiddelde gehalten zijn berekend door te verrekenen voor de bijdrage van de betreffende werkpakketten in de vulling, en die van de onderdelen SOB en DWH en ox en anox. De maatgevende gehalten waarmee kan worden gerekend zijn:

Arseen	14,56
Cadmium	0,70
Zink	127,62
Koper	18,12
Lood	34,32

**7.3 Omschrijving scenario B**

Hierin wordt als vergunningsvoorschrift gewijzigd dat oxisch zand en oxische kleigrond toegepast mogen worden onder GLG. Hiervoor staat tenminste alle oxische zand en grond in de SOB ter beschikking, waarmee voorkomen dat een anoxisch tekort ontstaat en dat een volume anoxisch materiaal uit DWH zou moeten worden aangevoerd. De samenstelling wijzigt dus naar maximaal nabij (in SOB) aanwezig oxisch zand en grond, tot 825.000 m<sup>3</sup> aangevuld met anoxisch materiaal (grond) uit DWH. Voor getallen zie grondbalans scenario B.

Samenvattend (tussen haakjes het aandeel in volume-%):

- 56.766 m<sup>3</sup> oxische klei uit SOB (dat is 7%);
- 118.024 m<sup>3</sup> anoxische klei uit SOB (dat is 14%);
- 8.537 m<sup>3</sup> oxische roofofgrond uit DWH (dat is 1%);
- 355.257 m<sup>3</sup> oxische klei uit DWH (dat is 43%);
- 286.415 m<sup>3</sup> anoxische klei uit DWH (dat is 35%).

Beschrijving fysische kwaliteit

Deze vulling bestaat vrijwel volledig uit klei. Alleen de 1% roofofgrond zou nog wat zand kunnen bevatten maar gezien de zeer geringe %-volume hiervan speelt dit geen rol van betekenis.

Samenvattend is de fysische samenstelling van dit scenario als volgt: 100% klei.

Beschrijving chemische kwaliteit

De maatgevende gehalten kunnen voor de 1<sup>e</sup>, 2<sup>e</sup>, 4<sup>e</sup> en 5<sup>e</sup> deelpartij uit bovenstaande worden ontleend (zie scenario A). Alleen de relatieve bijdrage van iedere deelpartij is anders. En er komt wat roofofgrond bij, die relatief verontreinigd is ten opzichte van de andere in deze deelpartijen maar een erg klein deel van het totaal uitmaakt (bijna verwaarloosbaar).

De maatgevende gehalten waarmee kan worden gerekend zijn:

Arseen	19,28
Cadmium	1,16
Zink	213,08
Koper	26,59
Lood	54,93

#### 7.4 Omschrijving scenario C

Idem Scenario B, maar ook (anoxisch) veen uit de SOB wordt onder GLG geplaatst. Voor getallen zie grondbalans scenario C.

Samenvattend (tussen haakjes het aandeel in volume-%):

- 56.766 m<sup>3</sup> oxische klei uit SOB (dat is 7%);
- 118.024 m<sup>3</sup> anoxische klei uit SOB (dat is 14%);
- 40.000 m<sup>3</sup> anoxisch veen uit SOB (5%);
- 0 m<sup>3</sup> oxische roofgrond uit DWH (dat is 0%);
- 323.794 m<sup>3</sup> oxische klei uit DWH (dat is 39%);
- 286.415 m<sup>3</sup> anoxische klei uit DWH (dat is 35%).

#### Beschrijving fysische kwaliteit

Dit scenario lijkt sterk op dat van scenario B, met dien verstande dat 5% veen is bijgemengd.

Samenvattend is de fysische samenstelling van dit scenario als volgt: 95% klei en 5% veen.

#### Beschrijving chemische kwaliteit

Dit scenario lijkt op B, alleen wijzigen de %-bijdragen uit de verschillende deelstromen. Er komt wat veen bij (5%) , we kennen niet de chemische kwaliteit van veen specifiek, maar weten wel dat dit doorgaans veel arseen kan bevatten. Als worst case nemen we 2 keer de gewogen gemiddelde gehalten van de bovengrond in SOB-boven.

Samenvatting scenario C	
Arseen	19,93
Cadmium	1,23
Zink	224,74
Koper	28,06
Lood	57,91