



Ministerie van Verkeer en Waterstaat

Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat

RIZA Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling
Advies en Kenniscentrum Waterbodems/AKWA

Nader Onderzoek Kanaal door Walcheren

Actuele risico's van verspreiding van
verontreinigingen via het grondwater

RIZA rapport 2003.017

AKWA rapport nr. 03.003

ISBN 9036954967

Auteur: Charlotte A. Schmidt

Chiel Cuypers

Wim J. de Lange

Joris J.E. van Ormondt

Kyrian van Vliet

RIZA

Lelystad, april 2003

Inhoudsopgave

Samenvatting 5

1 Inleiding 7

- 1.1 Kader 7
- 1.2 Doelstelling 7
- 1.3 Aanpak 10
- 1.4 Leeswijzer 11

2 Gebiedsbeschrijving 13

- 2.1 Gebiedsbeschrijving Kanaal door Walcheren 13
- 2.2 Grondwaterstroming kanaal 14
- 2.3 Geologie 14
- 2.4 Geohydrologie 18
- 2.5 Intreeweerstand Kanaal door Walcheren 21
- 2.6 Oppervlaktewaterpeilen in Kanaal door Walcheren en polders 23
- 2.7 Verontreinigingssituatie 24

3 Modelonderzoek grondwaterstroming 25

- 3.1 Inleiding 25
- 3.2 Stijghoogten 26
- 3.3 Waterbalans 27
- 3.4 Analyse met 1-D grondwatermodel 28
 - 3.4.1 Doel 28
 - 3.4.2 Methode 29
 - 3.4.3 Resultaten 31
 - 3.4.4 Conclusie 32
- 3.5 Regionaal grondwatermodel 32
 - 3.5.1 methode 32
 - 3.5.2 Modelparameterisatie 32
 - 3.5.3 Kalibratie 35
 - 3.5.4 Resultaten 38
- 3.6 Sectiemodel voor gedetailleerde 2-dimensionale grondwaterstroming 44
 - 3.6.1 Inleiding 44
 - 3.6.2 Resultaten Krooneveld 45
 - 3.6.3 Resultaten Souburg 50
 - 3.6.4 Resultaten Middelburg 52
 - 3.6.5 Grondwaterstromingspatroon en -snelheid op veldonderzoekslocatie bij Middelburg 53
 - 3.6.6 Conclusies uit 2-d modelleringen 53

4 Opzet en uitvoering milieuchemisch veldonderzoek 55

- 4.1 Doelstelling en aanpak 55
- 4.2 Locatiekeuze 56
- 4.3 Verontreinigingskeuze 57
- 4.4 Uitvoering veldonderzoek 58
 - 4.4.1 Steken sedimentkernen 58
 - 4.4.2 Bemonstering van sedimentkernen voor milieuchemisch onderzoek 61
 - 4.4.3 Monsterbewerking 62
 - 4.4.4 Doorlatendheidsmeting 62

5 Resultaten milieuchemisch veldonderzoek 63

5.1 Verontreinigingsgehalten en poriewaterconcentraties 63

5.1.1 Krooneveld 66

5.1.2 Middelburg 68

5.2 Retardatie van verontreinigingen 70

5.2.1 Metalen 71

5.2.2 PAK 72

5.3 Conclusies veldonderzoek 75

6 Actueel risico van verspreiding via grondwater 77

6.1 Concentratieniveau verontreinigingen 77

6.2 Verspreidingsnelheid verontreinigingen 82

6.3 Conclusies actueel risico verspreiding verontreinigingen via grondwater 84

7 Aanbevelingen 87

8 Literatuur 89

Bijlagen

1 Slibdikte Kanaal door Walcheren (lodingbestand) 94

2 Dichtheidscorrectie zoutwaterstijghoogte naar zoetwaterstijghoogte 97

3 Formules 1-D model 99

4 Resultaten 1-D model 100

5 Intreeweerstand Kanaal door Walcheren, regionaal grondwatermodel na kalibratie 102

6 Verspreidingscriteria in de Richtlijn Nader Onderzoek Verontreinigde

Waterbodems afgezet tegen de Circulaire Saneringsregeling WBBA 103

7 Hoogtekaart 109

8 Waterbalans Kanaal door Walcheren (Beerda, D.S., 2002b) 110

Samenvatting

In een inventariserende studie naar de waterbodemerontreinigingsproblematiek in het Kanaal door Walcheren [Grontmij, 1995] kwam aan het licht dat er substantiële infiltratie plaatsvindt van oppervlaktewater door de vervuilde waterbodemplaat van het kanaal. Als gevolg hiervan kan transport plaatsvinden van verontreinigingen vanuit de waterbodemplaat via het grondwater naar de omliggende polders. Naar aanleiding hiervan is een onderzoek uitgevoerd naar het al dan niet optreden van actueel risico van verspreiding van verontreinigingen via het grondwater.

In de "Richtlijn Nader Onderzoek Verontreinigde Waterbodemplaat" [van Elswijk, 2000] is gesteld dat er sprake is van een mogelijk actueel risico indien een verontreiniging met een poriewaterconcentratie hoger dan het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau voor het grondwater ($MTR_{\text{grondwater}}$) zich verspreidt met een snelheid van meer dan 3 meter in 30 jaar. Onderzocht is of en waar poriewaterconcentraties het MTR-niveau overschrijden, indien dit het geval is, waar de verspreidingssnelheid van de verontreinigingen hoger is dan 3 meter in 30 jaar. Dit is gedaan middels een combinatie van veldonderzoek en modelberekeningen.

In het veldonderzoek zijn op de locaties Krooneveld en Middelburg sedimentkernen gestoken, waarin op verschillende dieptes metingen zijn verricht aan het poriewater en de vaste stof. Het veldonderzoek wijst uit dat de poriewaterconcentraties alleen voor koper het MTR-niveau overschrijden. Voor andere verontreinigingen is geen overschrijding waargenomen. MTR-overschrijding door koper kan optreden in het gehele Kanaal door Walcheren, in het Kanaal door de Oude Arne en in de haven van Veere. MTR-overschrijding treedt waarschijnlijk niet op in de havens van Middelburg en Vlissingen, dit als gevolg van de lokaal optredende grondwaterstromingscondities.

Uit het veldonderzoek bleek verder dat koper in het watervoerend pakket met een factor 770 tot 16.000 wordt vertraagd ten opzichte van het grondwater. Deze retardatie is het gevolg van interactie van koper met de vaste matrix van het watervoerend pakket.

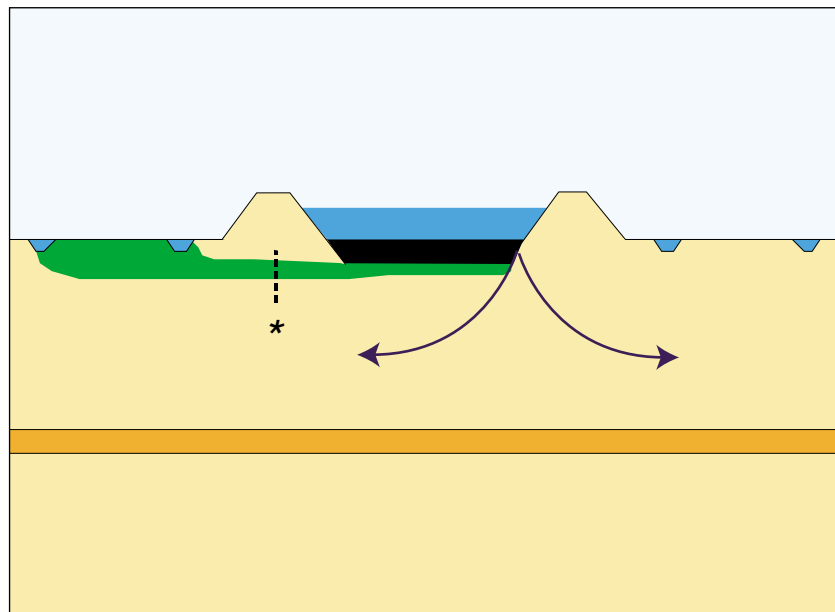
Grondwatersnelheden zijn verkregen door middel van geohydrologisch modelonderzoek. Hierbij zijn drie modeltypen toegepast: een 1-D grondwatermodel, een regionaal grondwatermodel en een 2-D sectiemodel. Het 1-D model is gebruikt om invoerparameters te genereren voor het regionale grondwatermodel. Dit regionale model is gebruikt voor het verkrijgen van een gebiedsdekkend beeld van de grondwaterstromingspatronen en grondwatersnelheden. Hoewel gebiedsdekkend, heeft het regionale model voor de grondwatersnelheden een te globaal detailniveau. De verkregen snelheden houden onvoldoende rekening met de lokale variatie in de sliplaagdikte en mogen daarom niet worden gebruikt voor het vaststellen van actueel risico. Hiervoor is het 2-D sectiemodel toegepast, waarmee een voldoende gedetailleerde schatting van de lokale grondwatersnelheden is verkregen.

De gebiedsdekkende resultaten van het regionale grondwatermodel geven aan dat het grondwater in delen van het onderzoeksgebied mogelijk zo

snel stroomt dat koper zich in het zandpakket sneller verplaatst dan het verspreidingscriterium. Dit is het geval nabij het Kanaal door Walcheren ten zuiden van de vertakking met het Kanaal door de Oude Arne en bij de havens van Vlissingen en Veere. Mogelijke overschrijding van het snelheidscriterium treedt met name op in de directe nabijheid van kanaal en havens.

Het 2-D sectiemodel beschrijft de grondwaterstroming in dwarsdoorsneden loodrecht op het kanaal. De resultaten geven aan dat actueel risico voor verspreiding van koper vanuit het kanaal alleen kan optreden in kanaaldelen waar 1-zijdige kortsluitstroming plaatsvindt. In gebieden met 2-zijdige kortsluitstroming en gebieden zonder kortsluitstroming treedt geen actueel risico op. De 1-zijdige kortsluitstroming is het gevolg van een ongelijke verdeling van het slib op de kanaalbodem. De sliblaag is dik in het midden van het kanaal, maar dun of zelfs afwezig aan één van de randen. Hierdoor infiltreert het kanaalwater selectief aan de kanaalrand, waardoor een kortsluitstroming ontstaat (figuur 1).

.....
Figuur 1
Globale baan (groen) van het poriewater dat infiltreert vanuit de sliblaag in het watervoerend pakket bij 1-zijdige kortsluitstroming



De grondwatersnelheid hangt bovendien af van de aan- of afwezigheid van een scheidende laag in het watervoerend pakket. Indien er 1-zijdige kortsluitstroming optreedt en een scheidende laag in het watervoerend pakket aanwezig is, zijn de grondwatersnelheden in het bovenste deel van het watervoerend pakket bijna een factor 2 groter dan de grondwatersnelheden die optreden zonder scheidende laag. Zonder scheidende laag ligt de verspreidingssnelheid van koper in de orde-grootte van het verspreidingscriterium. Met een scheidende laag ligt de verspreidingssnelheid van koper er ruim boven. In beide gevallen verplaatst koper zich in een dunne verontreinigde stroombaan boven in het watervoerend pakket. Deze stroombaan beslaat slechts een beperkt deel (<2%) van het gehele watervoerend pakket.

Door de onnauwkeurigheid in de informatie over de sliblaagdikteverdeling is het niet mogelijk exact aan te geven waar 1-zijdige kortsluitstroming optreedt. Wel kan worden aangegeven in welke gebiedsdelen dit waarschijnlijk is. Ook is bekend waar een scheidende laag in het watervoerend pakket aanwezig is (figuur 2.4). In figuur 2 is aangegeven in welke gebieden

beide samen voorkomen. Dit zijn de gebieden waar een dusdanige grondwatersnelheid optreedt dat er sprake is van actueel risico van verspreiding via het grondwater.

Dit is het geval in het kanaal ter hoogte van Middelburg en ter hoogte van Vlissingen. In de havens van Middelburg, Vlissingen en Veere is er geen actueel risico van verspreiding via het grondwater.

Figuur 2

Actueel risico van verspreiding via het grondwater in het onderzoeksgebied Kanaal door Walcheren



Bij de conclusies ten aanzien van het optreden van actueel risico dienen drie kanttekeningen te worden geplaatst.

1. De koperconcentraties die in het veldonderzoek zijn gemeten, liggen weliswaar boven het MTR voor grondwater en boven de streefwaarde voor diep grondwater, maar ze liggen onder de streefwaarde voor ondiep grondwater.
2. Daar waar actueel risico van verspreiding van koper via het grondwater optreedt, ligt de met koper vervuilde stroombaan in de bovenste meters van het watervoerend pakket. Dit water kwelt al in het eerste drainage-systeem of kwelsloot op, wat betekent dat verspreiding via het grondwater slechts over een beperkt traject optreedt. Een groot deel van het watervoerend pakket wordt niet beïnvloed.

-
3. Indien in de delen van het kanaal ten zuiden van Middelburg waar nu 2-zijdige kortsluitstroming wordt verwacht, toch 1-zijdige kortsluitstroming optreedt, is daar wel sprake van actueel risico van verspreiding via het grondwater.

Samenvattend wordt geconcludeerd dat er sprake is van actueel risico door verspreiding via het grondwater is in het kanaal ter hoogte van Middelburg en ter hoogte van Vlissingen.

1 Inleiding

1.1 Kader

In 1995 is door Grontmij, in opdracht van Rijkswaterstaat Directie Zeeland, een inventariserende studie uitgevoerd naar de waterbodemonverontreinigingsproblematiek in het Kanaal door Walcheren. Hierbij kwam aan het licht dat er infiltratie plaatsvindt van oppervlaktewater door de waterbodem in het Kanaal, wat mogelijk zou kunnen leiden tot transport van verontreinigingen naar het grondwater. Naar aanleiding van dit onderzoek heeft Directie Zeeland AKWA verzocht om het actueel risico van verspreiding van verontreinigingen vanuit het Kanaal door Walcheren naar het grondwater te onderzoeken.

De problematiek is benaderd via een gefaseerde onderzoeksopzet, waarbij de methodiek is gevolgd, die is ontwikkeld in het kader van het project "Richtlijnen voor Nader Onderzoek van Verontreinigde Waterbodems" [van Elswijk, 2000]. De eerste fase is een eerste inschatting van het actueel risico van verspreiding via het grondwater, gebaseerd op bestaande gegevens. In deze fase wordt aangegeven in welke gebieden mogelijk actueel risico van verspreiding via het grondwater optreedt. Indien er gebieden zijn waar dit het geval is, wordt in een volgende fase (uitgebreide risicobeoordeling), waarin aanvullend veldonderzoek wordt uitgevoerd het werkelijk optreden van verspreidingsrisico's onderzocht.

In het Nader Onderzoek Kanaal door Walcheren is een deel van fase 2 reeds gecombineerd met fase 1 door het uitvoeren van een beperkt veldonderzoek. Het voorliggende onderzoek vormt hiervan de weerslag.

1.2 Doelstelling

Het onderhavige onderzoek heeft tot doel aan te geven of er actueel risico is van verspreiding van verontreinigingen naar het grondwater vanuit de waterbodem van het Kanaal door Walcheren. Indien er sprake is van actueel risico, wordt aangegeven in welke gebiedsdelen dit wel en in welke gebiedsdelen dit niet het geval is.

De risicobeoordeling voor waterbodems is uitgewerkt in de Richtlijn Nader Onderzoek Verontreinigde Waterbodems [van Elswijk, 2000]. Conform deze richtlijn is er sprake van actueel risico indien een verontreiniging met een poriewaterconcentratie hoger dan het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR) zich verspreidt met een snelheid die hoger is dan 3 meter in 30 jaar. Voor het beoordelen van het actueel risico is het dus de vraag:

- Of en waar verontreinigingen aanwezig zijn met poriewaterconcentraties hoger dan het MTR-niveau?
- Of de verontreinigingen zich verplaatsen met een snelheid van meer dan 3 meter in 30 jaar?

Het onderzoek richt zich op de bovenstaande vragen.

De verspreidingscriteria uit de richtlijn geven invulling aan de Circulaire Saneringsregeling Wet Bodembescherming Beoordeling en Afstemming [Min. VROM, 1998]. In deze circulaire is aangegeven dat voor waterbodems specifieke criteria zullen worden ontwikkeld voor de beoordeling van actueel

risico. De resulterende criteria (Schmidt *et al.*, 2002) verschillen van de criteria voor landbodems. Dit is toegelicht in bijlage 6.

1.3 Aanpak

Verontreinigingen die zich hebben opgehoopt in de waterbodem kunnen zich verspreiden via het grondwater als oppervlaktewater infiltreert via de verontreinigde waterbodem. Er treedt dan uitloging op van verontreinigingen vanuit de vaste fase naar het poriewater. Het poriewater stroomt vanuit de vervuilde waterbodem naar de niet-verontreinigde laag eronder. Tijdens het transport vindt retardatie van de verontreinigingen plaats.

Retardatie is de mate waarin een stof wordt vertraagd ten opzichte van de grondwatersnelheid en wordt veroorzaakt door de interactie van de stof met de bodemmatrix.

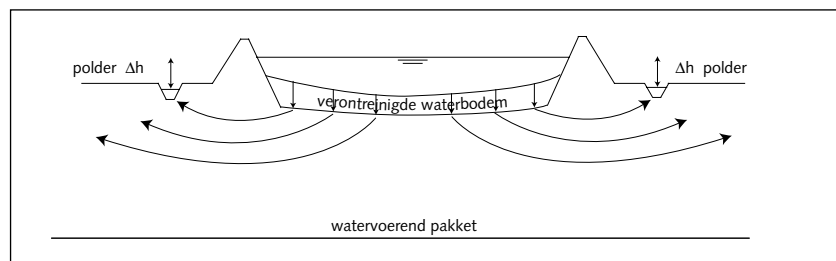
Om de verspreidingssnelheid van een stof te kunnen bepalen is het voorliggende grondwateronderzoek verdeeld in een geohydrologisch en een milieuchemisch deelonderzoek. In het geohydrologisch deelonderzoek worden de grondwatersnelheden bepaald. In het milieuchemisch deelonderzoek wordt het gedrag van de stoffen onderzocht.

Vragen die in het geohydrologisch deel worden beantwoord zijn: Hoeveel water infiltreert er door de bodem van het kanaal en de havens? Waar treden de grootste grondwatersnelheden op? Wat zijn de bepalende factoren voor de grondwatersnelheid. Wat is de intreeweerstand van het Kanaal door Walcheren?

In het milieuchemische deel wordt het gedrag van stoffen bestudeerd zowel in de verontreinigde waterbodem als in de onderliggende lagen die het gecontamineerde poriewater ontvangen (watervoerend pakket of een klei- of veenlaag). De vraag is voor welke stoffen het $MTR_{\text{grondwater}}$ wordt overschreden en hoe sterk deze stoffen in de verschillende bodemlagen worden geretardeerd.

Figuur 1.1

Schematische weergave verspreiding van stoffen uit vervuilde waterbodem



Het geohydrologisch onderzoek is stapsgewijs opgezet, waarbij door de inzet van verschillende modellen gebiedsdekkend grondwatersnelheden worden gegenereerd.

In het milieuchemisch veldonderzoek worden MTR-overschrijding en retardatiefactoren bepaald. Op twee locaties zijn hiertoe waterbodemkernen gestoken, waarin op verschillende dieptes en in verschillende bodemlagen poriewaterconcentraties zijn gemeten. Deze metingen geven specifieke informatie over het al dan niet overschrijden van het MTR-niveau in het poriewater op de onderzoekslocatie. Retardatiefactoren van de aanwezige verontreinigingen zijn gemeten in de sliblaag, de deklaag en het watervoerend pakket.

Tot slot zijn de resultaten van het geohydrologisch en milieuchemisch deelonderzoek geïntegreerd om tot een gebiedsdekkende beoordeling van het actueel risico van verspreiding via het grondwater te komen.

1.4 Leeswijzer

Dit rapport is ingedeeld in zeven hoofdstukken. Na het inleidende hoofdstuk 1 volgt in hoofdstuk 2 een gebiedsbeschrijving van het Kanaal door Walcheren. Hierbij is aandacht besteed aan de geologie en de geohydrologie ter plaatse. Hoofdstuk 3 behelst de geohydrologische modellering van het grondwater. De opzet en uitvoering van het milieuchemisch veldonderzoek is beschreven in hoofdstuk 4. Resultaten van dit onderzoek zijn gerapporteerd in hoofdstuk 5, waarin specifiek wordt ingegaan op concentratieniveaus in het poriewater en retardatie van verontreinigingen op verschillende dieptes in de waterbodem. In hoofdstuk 6 zijn de resultaten van het geohydrologisch en milieuchemisch onderzoek geïntegreerd tot een gebiedsdekkende risico-beoordeling.

2 Gebiedsbeschrijving

Hoofdstuk 2 beschrijft het studiegebied, op basis van informatie uit de literatuur. Aan de orde komen achtereenvolgens de geologie, de geohydrologie, de intreeweerstand van het kanaal, de oppervlaktewaterpeilen, de grondwaterstroming en de verontreinigingssituatie. Deze informatie is het startpunt van het modelonderzoek in hoofdstuk 3 en het veldonderzoek in hoofdstuk 4.

2.1 Gebiedsbeschrijving Kanaal door Walcheren

Het onderzoeksgebied Kanaal door Walcheren (figuur 2.1) loopt van Vlissingen in noord-noordoostelijke richting via Middelburg naar Veere. Naast het Kanaal door Walcheren en het Kanaal door Oude Arne behoren drie havens tot het onderzoeksgebied: de havens van Vlissingen, Middelburg en Veere.

Figuur 2.1
Ligging van het onderzoeksgebied



Het Kanaal door Walcheren zelf vormt een verbinding tussen de Westerschelde en de afgesloten zeearm het Veerse Meer. Het is geen open verbinding, het peil van het kanaal wordt kunstmatig geregeld door de twee sluisen bij Vlissingen en Veere. De lengte van het Kanaal door Walcheren bedraagt ongeveer 13 kilometer en de aanlegdiepte is circa -6,5 m NAP.

Het Verbreed Kanaal (-7,5 m NAP) en de jachthaven (-2,5 m NAP), beide te Vlissingen, vormen qua aanlegdiepte een uitzondering, evenals het Kanaal door de Oude Arne (-3,25 m NAP).

Tabel 2.1

Geometrie van het Kanaal door Walcheren en het Kanaal door Oude Arne, op basis van aanlegdiepte

	Kanaal door Walcheren	Kanaal door Oude Arne	Totaal
Lengte (km)	13,6	6,2	19,8
Breedte (m)	60	15	
Inhoud (m ³)*	3.394.000	231.000	3.625.000
Bodem opp. (m ²)	816.000	93.000	909.000

*Berekend uit aanlegdiepte en dwarsprofiel, gecorrigeerd voor sliblaag.

2.2 Grondwaterstroming kanaal

Walcheren wordt aan de noord-, zuid-, en westzijde omringd door de Noordzee met een gemiddeld peil van +0,1 m NAP. In het noordoosten wordt het vasteland grotendeels begrensd door de afgesloten zeearm het Veerse Meer, eveneens met een gemiddeld peil van +0,1 m NAP. Aan de oostkant ligt nieuw land, dat hoger ligt dan de rest van Walcheren. In het eerste watervoerende pakket treedt vanuit het Veerse Meer en de Noordzee een radiale grondwaterstroming op naar de diepe polders in het midden van Walcheren [TNO, juni 1985]. Ter plaatse van het kanaal is er onder het zuidelijke deel van het kanaal (Vlissingen) een noord-noordwestelijke stroming, ter hoogte van Middelburg een noordwestelijke en onder het noordelijke deel (Veere) een zuidwestelijke stroming. Door de grote infiltratie vormt het kanaal in de gebieden waar in de gebieden waar geen scheidende laag aanwezig is in het eerste watervoerend pakket een waterscheiding. In de gebieden waar het watervoerend pakket gescheiden is door een slecht-doorlatend pakket vormt het kanaal alleen een waterscheiding in het eerste watervoerend pakket.

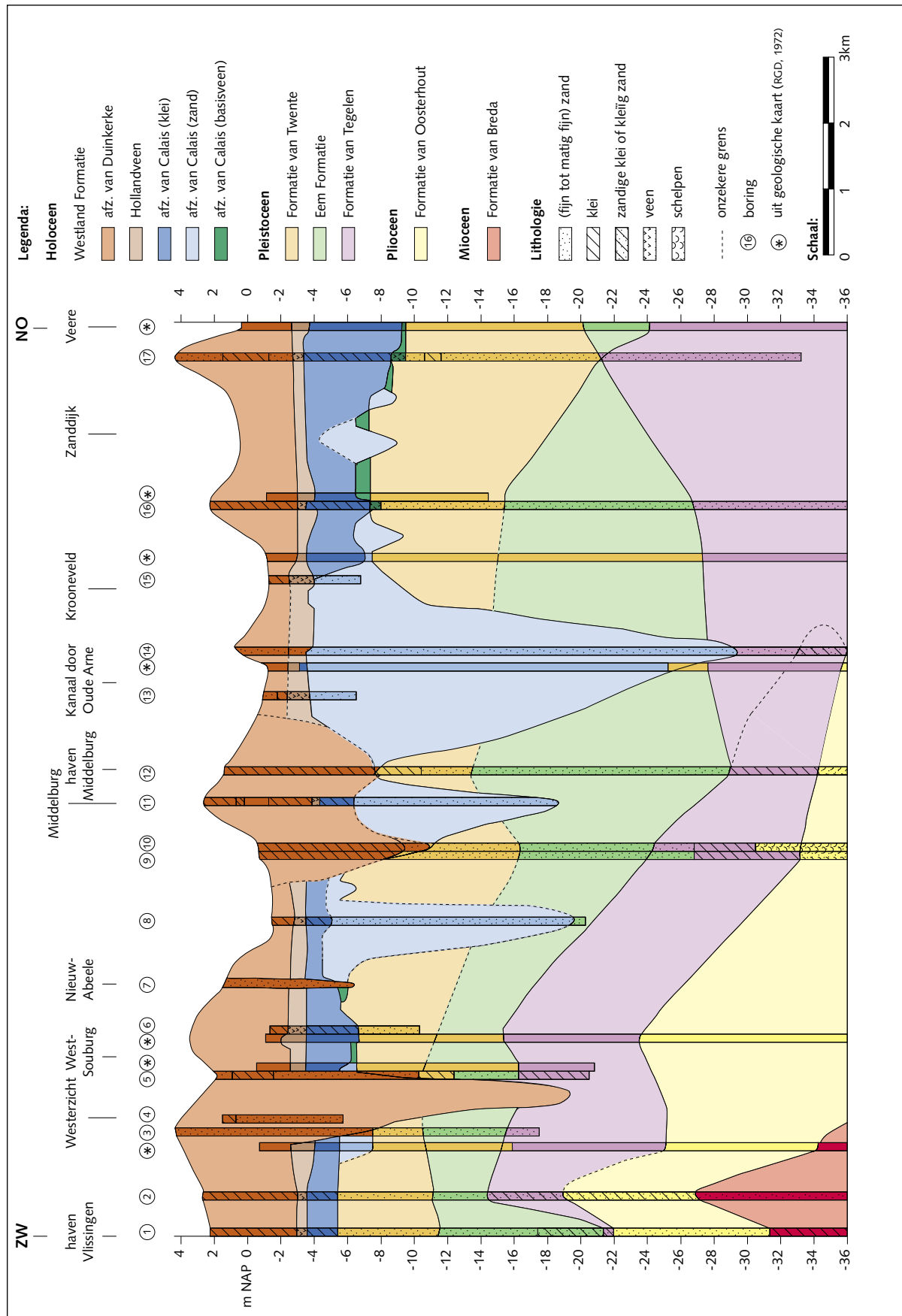
Op lokale schaal zijn variaties op dit regionale beeld te verwachten. Ten eerste door de verschillen in de gehandhaafde polderpeilen tussen de polders. Ten tweede door verschillen in zoutgehalten van het grondwater, waardoor zogeheten dichtheidsstroming kan optreden. Hierbij stroomt brak water over zwaarder zout water heen. Ten derde door grote verschillen in bodemopbouw. Voorbeelden hiervan zijn het al dan niet volledig doorgraven zijn van de oorspronkelijke deklaag bij de aanleg van het kanaal, alsmede de inversiekreken in het zuiden van het studiegebied. In deze krekken is nauwelijks een deklaag aanwezig, waardoor neerslag makkelijk infiltreert en daarbij een zoetwaterlens in de ondergrond vormt.

Een gedetailleerd beeld van de grondwaterstroming rond het kanaal wordt verkregen in hoofdstuk 3, waarin grondwatermodellering inzicht geeft in het stijghoogteverloop en in de stromingsrichting en snelheid van het grondwater.

2.3 Geologie

De beschrijving van de geologie heeft betrekking op de verticale doorsnede van de ondergrond in de lengterichting van het kanaal en de directe omgeving ervan. Deze doorsnede is weergegeven in figuur 2.2 en wordt hieronder besproken. Op basis van de geologie wordt in § 2.4 een geohydrologische schematisatie gemaakt die gebruikt wordt voor de berekening dan wel schatting van modelparameters.

Figuur 2.2
Geologisch profiel



Formatie van Rupel (Midden-Oligoceen)

De Formatie van Rupel is een ondoorlatende kleilaag welke is afgezet aan het begin van het Kwartair. De kleilaag bestaat uit zeer fijne mariene kleisedimenten, ook wel Boomse klei genoemd. De top van de kleilaag ligt ter hoogte van Vlissingen op circa -40 m NAP en ter hoogte van Veere op -85 m NAP. De dikte varieert van 20 meter in het zuiden tot 40 meter in het noorden van het gebied.

Formatie van Breda (Mioceen)

De Formatie van Breda bestaat hoofdzakelijk uit matig fijne tot matig grove glauconiethoudende zanden. Onder de havens van Vlissingen bestaat de formatie uit zandige klei. Iets ten noorden van Vlissingen ligt de formatie tussen circa -31 en -40 m NAP en is naar schatting 10 meter dik. In het noordwesten, bij Veere, ligt de bovenkant van de formatie op een diepte van -65 m NAP en heeft het pakket een dikte van circa 20 meter.

Formatie van Oosterhout (Pliocene)

De Formatie van Oosterhout bestaat uit zand, schelpenbanken en aan de bovenkant uit klei. De zanden zijn matig grof, glauconiethoudend en soms ook slibhoudend. In het zuidwesten ligt de formatie op een diepte van -19 tot -28 m NAP. In het noorden ligt de formatie op een diepte van circa -49 m NAP en heeft het pakket een dikte van circa 16 meter. Heel kenmerkend voor deze formatie zijn dikke schelpenbanken gemengd met grof zand. Deze zijn aangetroffen ter hoogte van Middelburg op een diepte tussen de -31 en -49 m NAP met een dikte van circa 20 meter. Van Vlissingen tot aan Middelburg ligt op de Formatie van Oosterhout een enkele meters dik pakket zandige mariene klei behorend tot de Formatie van Maassluis. Deze formatie vormt samen met de klei van de Formatie van Oosterhout een belangrijke afscheiding van het onderliggende zandpakket. Beide formaties tesamen worden als één formatie beschouwd.

Formatie van Tegelen (Tiglien)

De Formatie van Tegelen, afgezet door de Rijn en de Maas, bestaat met name uit matig fijne kleiige zanden met leemlagen. Deze laag bevindt zich bij Vlissingen op een diepte van -15 m NAP en ter hoogte van Middelburg op -28 m NAP. De dikte bedraagt 5 à 7 meter. De Formatie van Tegelen komt in het zuiden van het gebied voor als zandige klei. In het noorden van het studiegebied komt de formatie voor als fijn zand. Dit komt doordat de boringen NITG-TNO (Vernes, 2003): 1. 48C0081; 2. 48C0071; 3. 48D0145; 5. 48B0063; 8. 48B0094; 9. 48B0135; 10. 48B0136; 11. 48B0062; 12. 48B0175; 14. 48B0141; 16. 48B0079; 17. 48B0014; overigen: 4. Westerzicht (Prov. ZL, 1985); 6. Souburg; 7. Nieuw-Abeele (CTD, 1973); 13. en 15. Stortplaats (IWACO, 1997) afzettingen van de Formatie van Tegelen vanuit het noordoosten zijn aangevoerd en neergelegd in de toenmalige Rijndelta. Vanuit het noordoosten richting het zuidwesten wordt de formatie steeds kleiiger, door de verminderde stroomsnelheid van de toenmalige delta.

Eem Formatie (Eemien)

De Eem Formatie bestaat overwegend uit vrij grof tot fijn zand met veel verspoeld schelpmateriaal. De dikte ervan varieert tussen de 5 en 15 meter. In Vlissingen, Westerzicht, Middelburg en Krooneveld is de dikte van het pakket minder dan 5 meter en soms is de laag geheel afwezig. Dit komt doordat het pakket van bovenaf is uitgeschuurd tijdens inbraken van de zee via een uitgebreid krekensysteem in het Holoceen.

Formatie van Twente (Weichselien)

De Formatie van Twente bestaat uit de door de wind afgezette fijnkorrelige dekzanden. Deze glaciële dekzanden zijn lemig. Tussen Vlissingen en Middelburg is de laag gemiddeld 6 meter dik. Lokaal is de formatie echter geheel afwezig door de eroderende werking van Holocene geulen. In het noordoosten waar minder erosiegeulen voorkomen bereikt de laag een maximale dikte van 13 meter. De bovenkant van het pakket is voor het hele gebied -6 m NAP.

Westland Formatie (Holoceen)

De Westland Formatie is afgezet in een dynamisch getijdemilieu. Perioden van zeespiegelstijging en -daling hebben er in combinatie met bodemdaling voor gezorgd dat zowel verticaal als horizontaal zware klei, klei, fijn zand, zand en veenlagen elkaar afwisselen. De formatie bestaat uit afzettingen van Calais en de afzettingen van Duinkerke (van oud naar jong).

De afzettingen van Calais bestaan uit:

- Een veenlaag (Basisveen). Deze veenlaag is alleen lokaal aangetroffen in het gebied omdat het veen grotendeels is weggeëroderd.
- Een kleilaag die lokaal voorkomt als gevolg van erosie door latere transgressies. De laag is 2 meter dik tussen Vlissingen en Noord-Middelburg en 3 tot 4 meter dik in het noordwesten (Veere).
- diepe geulen opgevuld met fijn zand. De grootste geulen liggen bij Noord-Middelburg met een dikte van circa 14 meter, reikend tot een diepte van -20 m NAP. De geul ter hoogte van het Kanaal door de Oude Arne is 24 meter dik en reikt tot een diepte van -29 m NAP. Deze geul doorsnijdt het pakket van de Eem-Formatie tot aan de kleilaag van Tegelen.
- De bovenste laag van de formatie bestaat uit een kleiige laag afgewisseld met veen-, zand- en kleiige zandlaagjes. De laag is alleen lokaal aangetroffen in het westen en oosten van Walcheren. Het bovenliggende Hollandveen is bijna overal afgegraven en daardoor vormen de resten van het veen, samen met de kleiige zandlaag, één moerige laag. Het Hollandveen bestaat voornamelijk uit rietveen en naar boven toe berkenbos- en veenmosveen. Indien de laag aanwezig is bedraagt de dikte circa 1 tot 1,5 meter (figuur 2.2).

Afzettingen van Duinkerke

De afzettingen van Duinkerke vormen de eerste paar meter onder het maaiveld. Ze zijn afgezet tijdens een drietal transgressiefasen, waarbij afhankelijk van het afzettingmilieu, getijdegeulen (zanden) of kom- en poelgronden (kleien) zijn afgezet.

- Getijdegeulen (zie figuur 2.3): De getijdegeulen bestaan uit matig fijn zand. Onder het Kanaal door Walcheren komen twee geulen voor. De eerste en tevens grootste ligt ter hoogte van Noord-Vlissingen bij Westerzicht. De geul reikt tot een diepte van -19 m NAP en doorsnijdt daarbij alle formaties tot aan de kleilaag van Tegelen, die zelf gedeeltelijk is uitgeschuurd. De andere geul bij Nieuw-Abeele gaat tot een diepte van -10 m NAP. De top ligt op 0 m NAP. Over het algemeen geldt dat de geulen met zand zijn opgevuld maar de toppen van de geulen zijn siltig. Bij Middelburg zijn de krekken vanuit het noordwesten toegestroomd en tot stilstand gekomen. De geul aan de noordwestkant van Middelburg is veel zandiger opgevuld dan de geul aan de zuidoostkant. De geul is ter hoogte van het kanaal siltig en kleiig opgevuld [Vernes 2003]. De kreekgeulen liggen nu als inversiekrekken circa 2 meter hoger dan de kom- en poelgronden (kreekruigen). De geomorfologische verschijning

van de kreekgeulen is ontstaan doordat de kreken zijn opgevuld met zand in tegenstelling tot de kom- en poelgronden die hoofdzakelijk uit klei- en veenlagen bestaan die zijn ingeklonken.

- Kom- of poelgronden: Naast de geulen is een circa 2 tot 3 meter dikke kleilaag afgezet. Het gaat om een zware kalkarme mariene kleiafzetting, die makkelijk scheurt bij uitdroging. Omdat het onderliggende Hollandveen op veel plaatsen is weggehaald rust deze laag op de kleilaag van Calais. Walcheren is na de Duinkerke II transgressie niet meer (natuurlijk) overstroomd geweest. In 1944 is het eiland tijdens de oorlogsinundatie voor het laatst overstroomd geweest (nov.'44 - nov.'45). Voor meer informatie word verwezen naar Vernes [2003] over de herziene geologische kaart van Walcheren in het kader van REGIS.

Figuur 2.3

Ligging kreekruigen of inversiekreken op Walcheren [Bennema en Van Der Meer, 1952], zie ook bijlage 7



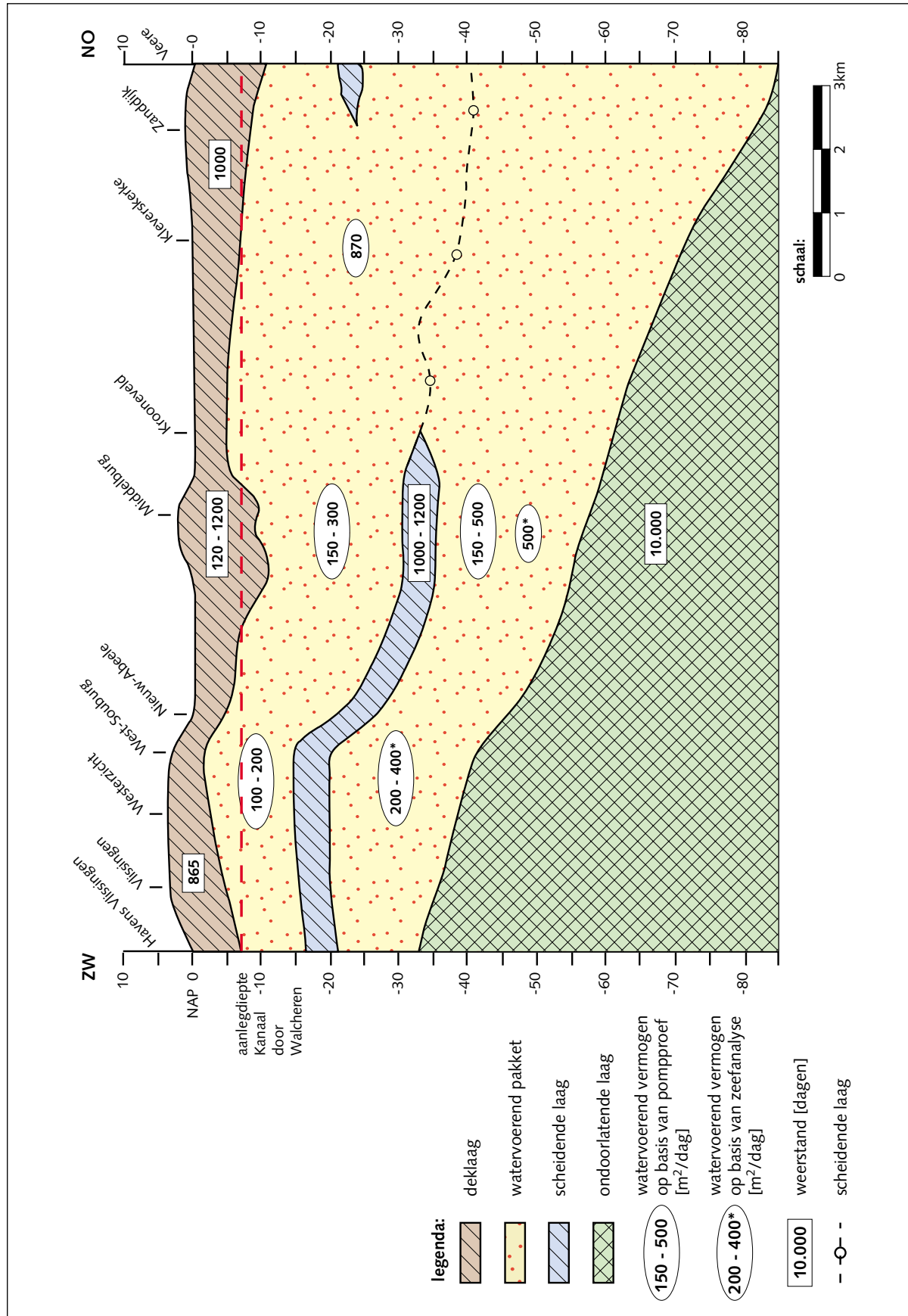
Voor het geologisch profiel is gebruik gemaakt van de volgende bronnen: [CTD, 1973; Bennema, 1952; DHV/IWACO, 19997; Holland Railconsult, 1996; IF, 2002; NITG Pers. Comm., R. Vernes, 2003; Provincie Zeeland, 1985 en 1987; RGD, 1972; TNO, 1985 en 1994].

2.4 Geohydrologie

Een beschrijving van de geohydrologische situatie is nodig voor de berekening dan wel schatting van parameters die gebruikt worden in het regionale grondwatermodel (§ 3.5). De geohydrologische schematisatie beschrijft de ondergrond in termen van een ondoorlatende basis, watervoerende pakketten, scheidende lagen en een deklaag. In de watervoerende pakketten treedt overwegend horizontale stroming op en in de scheidende lagen verticale stroming waarvan de snelheid vele malen lager ligt dan die van de horizontale stroming.

In figuur 2.4 is het geohydrologische profiel weergegeven.

Figuur 2.4
 Geohydrologisch profiel



Opvallend is dat in het zuiden het doorstroomprofiel veel kleiner is door de hogere ligging van de ondoorlatende basis en het doorsnijden van het watervoerend pakket door een slechtdoorlatend pakket. Hierdoor is ook het watervoerend vermogen kleiner.

Deklaag

De bovenkant van de deklaag ligt overal tussen de +1 à +4 m NAP. De onderkant van de deklaag ligt in het zuiden op -5 m NAP en in het noorden tussen -4 en -8 m NAP.

De deklaag bestaat uit een kleilaag met een dunne veenlaag ertussen, welke op sommige plaatsen is doorsneden door zandige geulen (figuur 2.3). De klei behoort tot de zandige kleiafzettingen van Calais en Duinkerke uit de Westland Formatie, de veenlaag is Hollandveen en is in grote mate geërodeerd en gecompacteerd door de bovenliggende kleilaag.

De verticale weerstand van de deklaag is door Grontmij [1995] geschat op circa 100 dagen per meter. In het zuiden is de weerstand van de deklaag 865 dagen [TNO, 1985], terwijl in Vlissingen en Veere, waar de veenlaag nog enkele meters dik is, de weerstand oploopt tot zo'n 1.000-1.400 dagen (Vernes, 2003). Ter hoogte van Middelburg bedraagt de weerstand van de deklaag tussen de 120 en 1.200 dagen [IFTechnology, 2002].

De eroderende geulen uit het Holoceen bij West-Souburg en Nieuw-Abeele hebben de deklaag volledig doorsneden en zijn tot aan het maaiveld gevuld met zand (figuur 2.3). De eerste 0,5-1 meter van de inversiekreken bestaat uit zavel [Bennema, Van Der Meer, 1952]. De weerstand van de deklaag in de inversiekreken is maximaal 200 dagen (Vernes, 2003).

De inversiekreken gelden als infiltratiegebieden binnen het studiegebied. De doorlatendheid (k) van dit matig fijn tot matig grof zand ligt tussen de 10-20 meter per dag [Nota, 1990].

Eerste Watervoerende Pakket (1^e WVP)

Het eerste watervoerend pakket ligt in het zuiden tussen circa -3 en -15 m NAP. In het noorden is de scheidende laag afwezig, waardoor het watervoerend pakket tussen de -5 en -60 tot -90 m NAP ligt. Het eerste watervoerend pakket bestaat uit horizontale zandpakketten en met zand opgevulde erosiegeulen. Van Vlissingen tot Noord-Middelburg bestaat het uit een fijnzandige laag van de Eem Formatie en de fijn- tot matig fijnzandige Formatie van Twente. Deze twee formaties (Eem Formatie, Formatie van Twente) worden ter hoogte van Vlissingen (Westerzicht) en onder Middelburg en Noord-Middelburg doorsneden door erosiegeulen. De erosiegeulen zijn opgevuld met fijn zand behorend tot afzettingen van de Westland Formatie. Ter hoogte van Vlissingen zijn dat afzettingen van Duinkerke II en ter hoogte van Middelburg afzettingen van Calais.

Van Noord-Middelburg tot aan Kleverskerke is geen scheidende laag aanwezig en wordt het watervoerend pakket tussen de deklaag en de slecht doorlatende basis als één pakket beschouwd. Ter hoogte van Veere is wel een scheidende laag aanwezig in het watervoerend pakket.

Van onderaf naar boven bestaat de onderste 40 tot 70 meter van het wvp uit matig fijn zand van de Formaties van Breda, Oosterhout en Tegelen, waarbij de Formatie van Tegelen is afgezet als zand. Richting Veere wordt het zand van de Formatie van Tegelen steeds fijner. De bovenste 20 meter bestaat uit fijnzandige lagen van de Formatie van Twente en de Eem Formatie. Het watervoerend vermogen (kD) voor het traject van Noord-Middelburg tot aan Veere loopt op van 500 tot 870 m² per dag [DHV, 1997; TNO, 1985 en 1994].

Eerste scheidende laag (SDP 1)

De eerste scheidende laag is een uit klei opgebouwde laag behorend tot de bovenkant van de Formaties van Oosterhout, Maassluis en Tegelen, waarin de laatste het grootste aandeel heeft. Ter hoogte van Vlissingen ligt deze laag op een diepte van -15 m NAP en bij Krooneveld op circa -30 m NAP. Tussen Krooneveld en Kleverskerke wordt de scheidende laag niet aangetroffen. De dikte van de laag is circa 5 à 6 meter. Tussen Kleverskerke en Veere is de laag zeer dun ter hoogte van het Kanaal door Walcheren maar neemt richting de polders in dikte toe. De verticale weerstand van de laag is 200 d/m [Grontmij, 1995]. Dit betekent dat de verticale weerstand van de eerste scheidende laag circa 1.200 dagen is voor het zuidelijke traject. In het noorden van het studiegebied ligt de weerstand tussen de 0 en 200 dagen [TNO, 1985 en 1994].

Tweede Watervoerende Pakket (2^e WVP)

Het tweede watervoerende pakket bestaat uit de zandpakketten van de Formaties van Oosterhout en Breda. In het zuidelijke deel van het traject ter hoogte van de havens van Vlissingen ligt het pakket tussen de circa -22 à -32 m NAP en is het naar schatting 9 meter dik. Ter hoogte van Middelburg is het pakket 23 meter dik. De toename in dikte van het pakket resulteert in een toename van het watervoerend vermogen (kD) van het pakket. De kD-waarde van het pakket neemt tussen Vlissingen en Middelburg toe van circa 200 tot 500 m² per dag [IFTechnology, 2002; TNO, 1985 en 1994].

Ondoorlatende basis

In Vlissingen vormt de zandige klei van de Formatie van Breda samen met de Formatie van Rupel de basis. Voor de rest van het studiegebied geldt dat de ondoorlatende basis alleen wordt gevormd door de Formatie van Rupel. De basis ligt in het zuiden op een diepte van -32 m NAP en in het noorden op -85 meter [TNO, 1985 en 1994].

2.5 Intreeweerstand Kanaal door Walcheren

De mate van inzijging hangt, naast van het stijghoogteverschil en de doorlatendheid van de ondergrond, sterk af van de intreeweerstand van het kanaal. Bij het graven van het kanaal is in delen van het kanaal de oorspronkelijk kleiige top laag vergraven en bestond de waterbodem oorspronkelijk uit zand. Na het gereedkomen van het kanaal is door sedimentatie slib afgezet, waarvan de laagdikte varieert. De intreeweerstand is bepaald op basis van een inschatting van de dikte van het restant van de oorspronkelijke deklaag gesommeerd met de dikte van de afgezette sliblaag.

De dikte van de deklaag is afgeleid uit het geologisch profiel (figuur 2.2). Voor de dikte van de sliblaag is gebruik gemaakt van het Actualisatie-onderzoek Kanaal door Walcheren [Beerda, 2002a] en van de lodingen. Een vlakdekkend beeld van de sliblaagdikte in het hele kanaal is berekend uit het verschil tussen de aanlegdiepte en de kanaaldiepte in het lodingenbestand (resultaten in bijlage 1). De dikte van de sliblaag en deklaag over het lengteprofiel van het kanaal zijn weergegeven in figuur 2.5. De intreeweerstand van de deklaag en de sliblaag is dan als volgt berekend:

$$C_{\text{intreeweerstand}} = D_{\text{deklaag}} [\text{m}] * C_{\text{deklaag}} [\text{d/m}] + D_{\text{sliblaag}} [\text{m}] * C_{\text{sliblaag}} [\text{d/m}]$$

De weerstand per meter is gebaseerd op literatuurwaarden, te weten $C_{\text{deklaag}} = 100 \text{ d/m}$ en $C_{\text{sliblaag}} = 35 \text{ d/m}$ [Grontmij, 1995]. Deze literatuur-

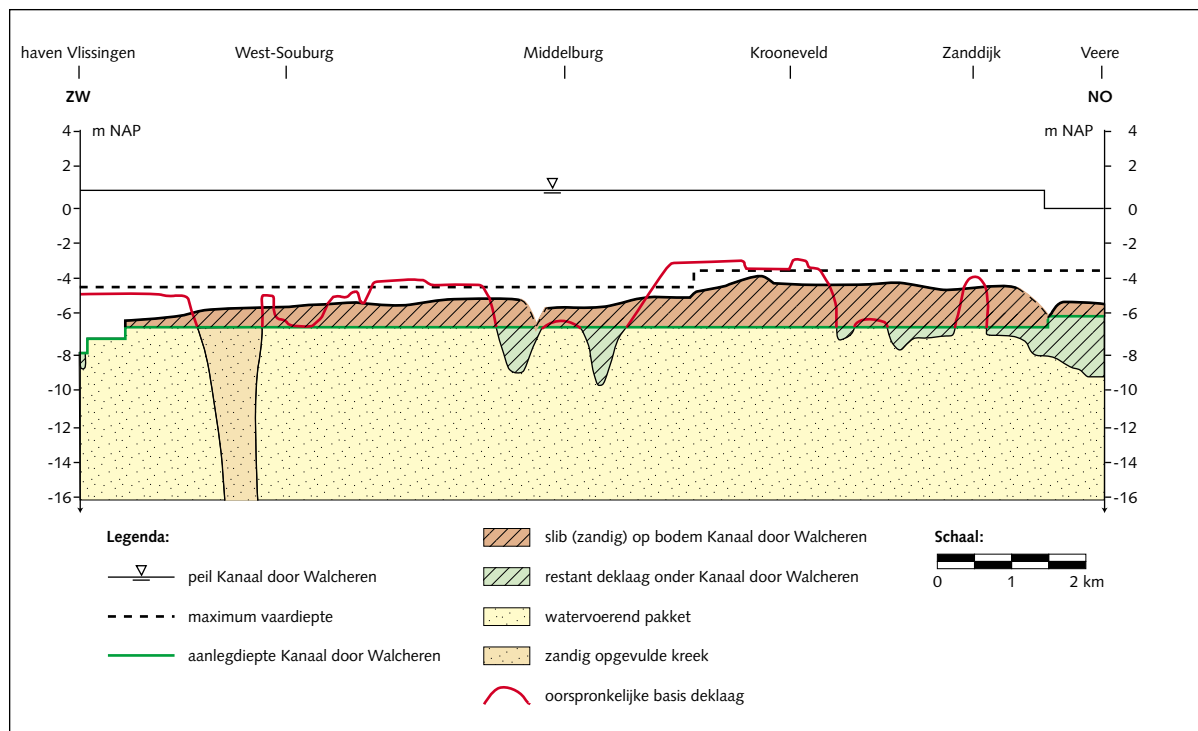
waarden van de intree- en deklaagweerstand zijn gebruikt als startwaarde in het grondwatermodel en aangepast tijdens kalibratie.

Figuur 2.5 laat zien dat de deklaag in een groot deel van het traject geheel is doorgraven. Alleen in de omgeving van Middelburg en bij Veere is de oorspronkelijke deklaag deels nog aanwezig. De dikte van de sliblaag neemt tussen Vlissingen en Veere toe van enkele centimeters tot maximaal 2 meter.

Gemiddeld neemt de intreeweerstand van het kanaal toe van enkele dagen in het zuiden tot circa 70 dagen in het noorden. In de omgeving van Middelburg, Veere en het hele Kanaal door Oude Arne is de deklaag echter nog aanwezig, waardoor de intreeweerstand hoger is. Bij Middelburg en Veere gaat het om een niet aanéengesloten overgebleven deklaag van 0,5 tot 2 meter dikte, waarmee de intreeweerstand tussen circa 100 en 270 dagen wordt. Het Kanaal door Oude Arne met een aanlegdiepte van -3,25 m NAP ligt volledig omsloten in de deklaag en heeft hierdoor een intreeweerstand van circa 250 dagen.

De waterbodembedpte in de haven van Middelburg ligt gemiddeld 2 tot 3 meter hoger dan in het Kanaal door Walcheren. Er is een gedeelte van de deklaag aanwezig onder de kanaalbodem. Om die reden is de intreeweerstand enkele honderden dagen hoger.

Figuur 2.5
Lengteprofiel Kanaal door Walcheren met dikte van sliblaag en deklaag



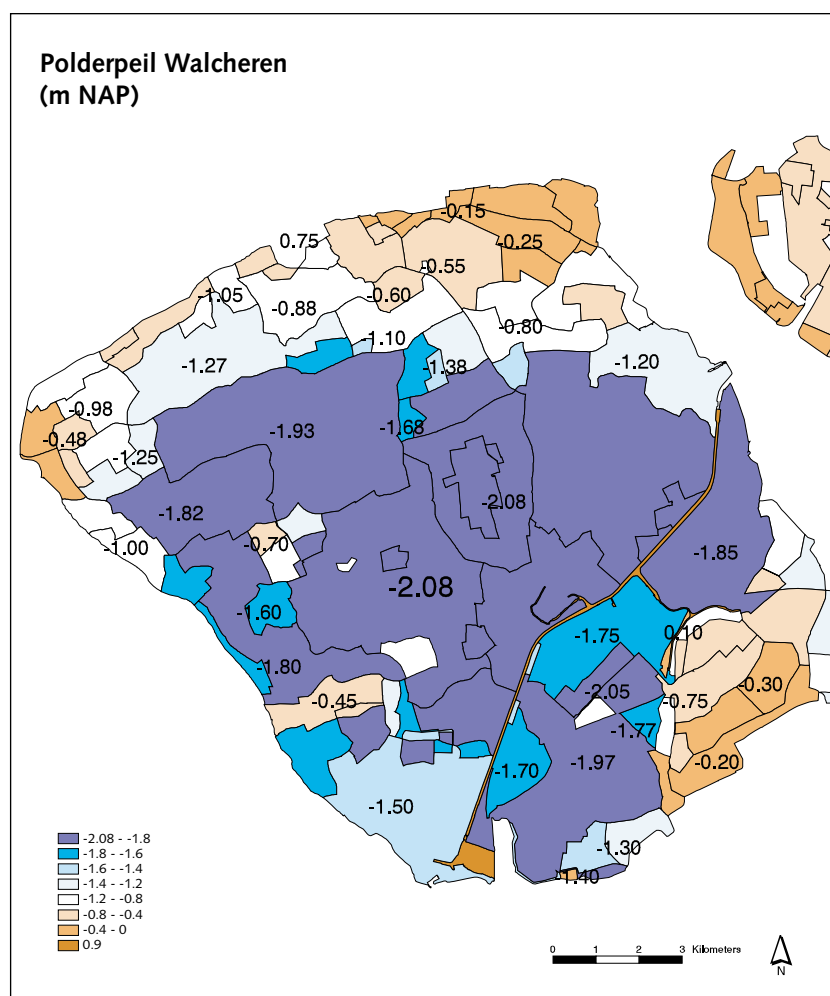
De haven van Vlissingen heeft een aanlegdiepte van -7,5 m NAP, waardoor de deklaag hier volledig doorsneden is (figuur 2.5). De gemiddelde slibdikte is 1 meter met een gemiddelde intreeweerstand van 35d (Grontmij, 1995). De slibdikte in de haven varieert tussen de 0 en 4 meter, waardoor de intreeweerstand varieert tussen 0 en 140 dagen. NB De slibdikte in de haven van Vlissingen is in bijlage 1 onjuiste weergegeven.

2.6 Oppervlaktewaterpeilen in Kanaal door Walcheren en polders

Oppervlaktewaterpeilen worden samen met stijghoogten gebruikt om de snelheid van het grondwater te bepalen en dienen als bovenrandvoorwaarden in de grondwatermodellen (hoofdstuk 3). In figuur 2.6 zijn de polderpeilen van Walcheren weergegeven. De weergegeven waarden zijn een gemiddelde van het zomer- en het winterpeil.

Het peil van Kanaal door Walcheren en de aftakking Kanaal door Oude Arne is vrij constant en varieert tussen +0,8 en +0,9 m NAP, wat tevens het streefpeil is. Het getij van de Westerschelde oefent geen invloed uit op het peil van het kanaal. Het peil van de veerhaven bij Vlissingen (open verbinding met de Westerschelde) varieert van circa -2 tot +2 m NAP. Het peil van de binnenhaven van Vlissingen, achter de sluis, is gelijk aan het peil van Kanaal door Walcheren.

.....
Figuur 2.6
Oppervlaktewaterpeilen van de polders van Walcheren



De oude kern van Middelburg ligt hoger dan de Binnenveste die in verbinding staat met het Kanaal door Walcheren en watert op de Binnenveste af. Binnenveste en kanaal hebben hetzelfde peil. Net buiten de Binnenveste ligt de Buitenveste sikkelvormig om Middelburg heen met een peil van -1,98 m NAP, wat gelijk is aan het peil van de aangrenzende polders.

Verder bevinden er zich in het onderzoeksgebied een aantal kwelsloten. Ten noorden van Middelburg tot aan Veere ligt aan weerszijden van het Kanaal door Walcheren een kwelsloot. Aan de oostzijde is de sloot bij de polder getrokken waardoor het geen afzonderlijk peil heeft. Het polderpeil ter plaatse is -1,97 m NAP. Aan de westzijde is er wel een aparte kwelsloot met een peil van -1,25 m NAP, het oorspronkelijke riool van Middelburg. Het polderpeil ligt hier op -1,97 m NAP (Willemsen, pers. comm.).

Ten zuiden van Middelburg is aan de westkant van het kanaal de kwelsloot gedempt wegens de aanleg van een snelweg. Er zijn drainagebuizen aangebracht op een diepte van NAP -1,0 meter [CTD, 1973]. De kwelsloot aan de oostkant loopt van Oost-Souburg tot Zuid-Middelburg en heeft een peil van -1,50 m NAP. De hier aangrenzende polders hebben een peil van -1,60 m NAP (Waterschap Zeeuwse Eilanden, 1993).

Afhankelijk van het getij in de Westerschelde wordt er bij Vlissingen en Veere water in- en uitgelaten. Het gaat hier om grote hoeveelheden. De belangrijkste watertoevoer naar het Kanaal door Walcheren is het uitgemalen polderwater dat wordt uitgeslagen door het gemaal Boreel bij Middelburg. De toevoer van water naar het Kanaal door Walcheren door het gemaal Boreel bedroeg over 2001 ruim 46 miljoen m³ [Beerda, 2002] (zie voor meer informatie § 3.3).

2.7 Verontreinigingssituatie

De vervuilde sliblaag in het Kanaal door Walcheren, het Kanaal door de Oude Arne, de haven van Middelburg, de haven van Veere en de haven van Vlissingen heeft een dikte die varieert van nul aan de oevers tot meer dan 1,5 meter op enige afstand van de oevers. Globaal geschat ligt in het onderzoeksgebied ruim 1,5 miljoen m³ klasse 3-4 materiaal [Grontmij 1995]. De meest gedetailleerde informatie over de verontreinigingsgehalten in de sliblaag is te vinden in het Grontmij rapport uit 1995. Dit rapport laat zien dat koper de belangrijkste verontreiniging is op alle locaties. Doorgaans is het slib klasse 4 op basis van het kopergehalte. Daarnaast zijn op de meeste locaties verhoogde PAK-gehalten aangetroffen (klasse 2-4). De vervuilinggraad van de sliblaag in de havens is over het algemeen hoger dan die van de sliblaag in de kanalen. In de havens worden, naast koper en PAK, pesticiden in verhoogde gehalten aangetroffen. Op enkele locaties in de havens van Middelburg zijn zeer hoge kopergehalten aangetroffen. Deze gaan gepaard met verhoogde zink- en kwikgehalten.

3 Modelonderzoek grondwaterstroming

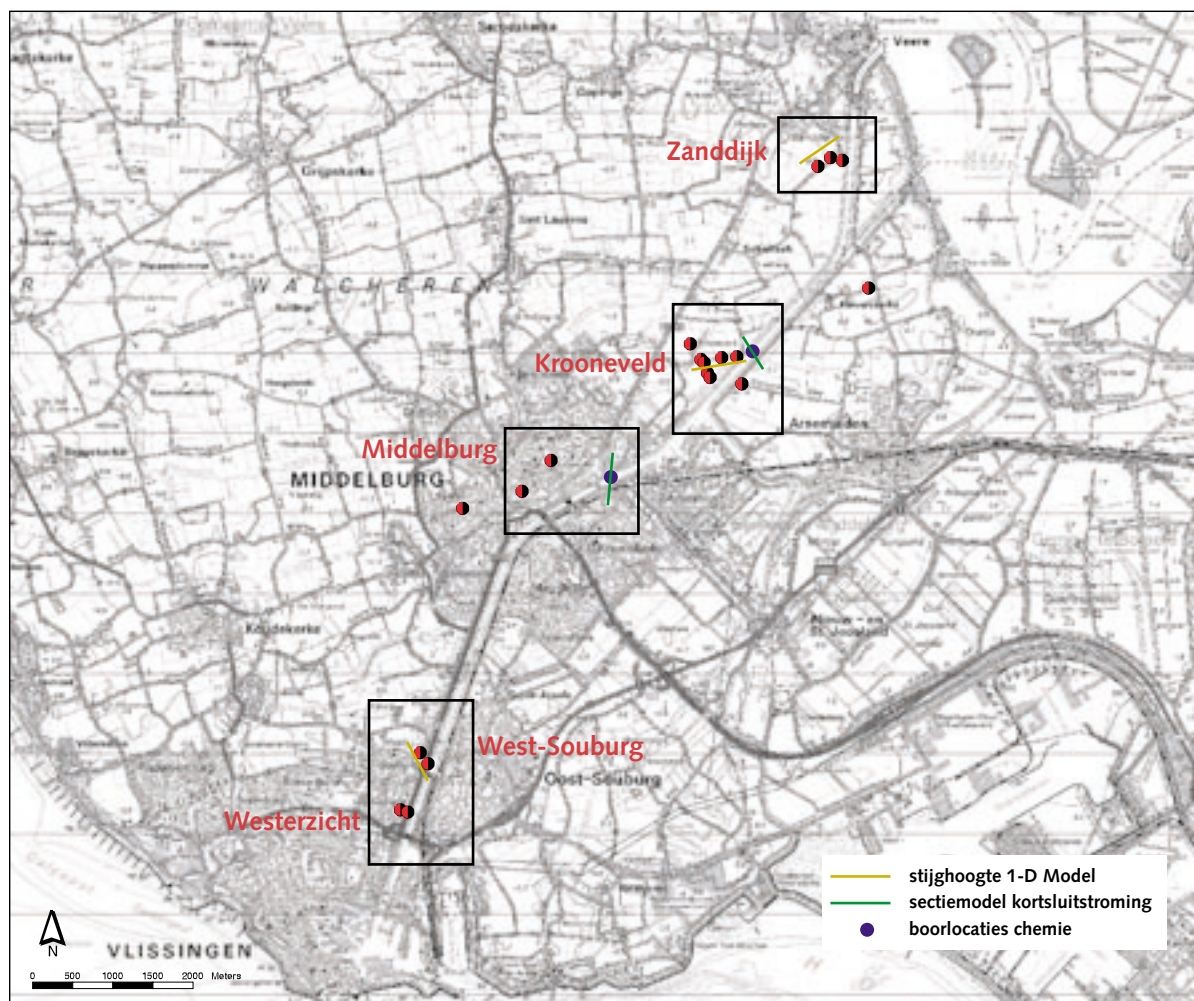
3.1 Inleiding

Om goed inzicht te krijgen in de stroomsnelheden en stromingspatronen van het grondwater zijn drie soorten modelberekeningen uitgevoerd in drie achtereenvolgende stappen.

De eerste stap, uitgevoerd met een 1-D model dwars op de rivier, heeft tot doel het inregelen van modelparameters op de stijghoogten, polderpeilen en inzijing in het kanaal. Met het model wordt slechts een globaal idee verkregen van de grondwaterstroming in het gehele onderzoeksgebied. Op drie locaties (West-Souburg, Krooneveld en Zanddijk, figuur 3.1) zijn berekeningen uitgevoerd. De resultaten zijn samengevoegd om tot een uitspraken te komen voor het gehele onderzoeksgebied.

Figuur 3.1

Ligging peilbuizen, boorlocaties en deelonderzoeksgebieden Zanddijk, Krooneveld, Middelburg en West-Souburg



Omdat de inzijging en grondwatersnelheden in de 1-D grondwatermodellering erg hoog waren, is besloten om als tweede stap het gehele gebied te modelleren in een 3-D regionaal grondwatermodel. Hiermee is, naast de grondwatersnelheid, de verdeling van kwel en infiltratie in het hele gebied berekend. Ook is zichtbaar gemaakt waar het in het kanaal infiltrerende water naartoe stroomt. Bij deze 3-D modellering is de parametersetting, zoals gegenereerd met het 1-D model (stap 1), als invoer gebruikt.

Omdat ook bij deze 3-D modellering de grondwatersnelheden nog steeds erg hoog waren, met name in de directe nabijheid van het kanaal en de havens, is besloten om het grondwaterstromingspatroon en de grondwatersnelheid in meer detail te modelleren met een 2-D sectiemodel (stap 3). Met name de vraag met welke snelheid het oppervlaktewater infiltreert door de verontreinigde sliblaag staat hierbij centraal. Het model geeft ook een goed beeld van de stroming over grotere afstanden. Daarnaast geeft het 2-D sectiemodel aan welk deel van het watervoerend pakket potentieel door verontreinigingen wordt beïnvloed.

De resultaten uit stap drie geven in combinatie met de milieuchemische resultaten in hoofdstuk 5 een antwoord op de vraag of (en zo ja, waar) er risicogebieden zijn voor verspreiding van verontreinigingen via het grondwater.

In hoofdstuk drie komen achtereenvolgens aan de orde: de stijghoogten, de waterbalans (invoer voor het 1-D model), het 1-D model, het 3-D regionaal grondwatermodel en het 2-D sectiemodel. De modellen worden stapgewijs besproken, waarbij zowel de gevolgde methodiek als de resultaten aan de orde komen.

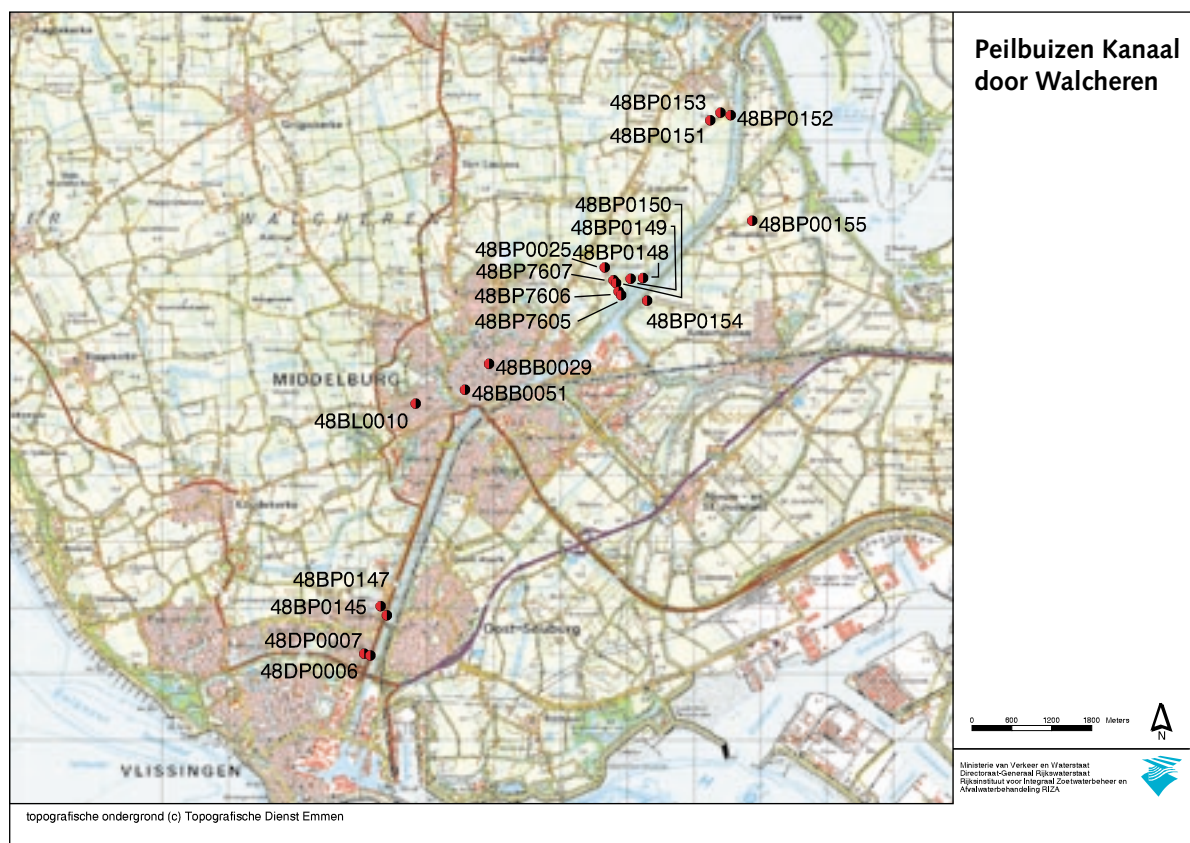
3.2 Stijghoogten

Bij de kalibratie van het 1-D model en het regionale grondwatermodel zijn stijghoogtemetingen in peilbuizen gebruikt, afkomstig van het landelijke meetnet van NITG-TNO. De locaties van de peilbuizen zijn gegeven in figuur 3.1 en 3.2. De tweemaandelijks waarnemingen uit de periode 1990-2001 zijn gemiddeld tot 1 waarde. Omdat er uitsluitend peilbuizen in het eerste watervoerend pakket staan, kunnen in de modellen de stijghoogten in het tweede watervoerend pakket niet worden gekalibreerd.

Het grondwater in het gebied is zout, met als gevolg dat dichtheidsstroming zou kunnen optreden door variatie van het zoutgehalte. In het onderzoeksgebied valt dichtheidsstroming echter in het niet tegen de stroming die wordt gegenereerd door de infiltratie vanuit het kanaal en de havens. Het effect van zout water op de grondwaterstroming mag daarom worden verwaarloosd.

Het grondwatermodel rekent met de dichtheid van zoet water (bijvoorbeeld polderpeilen). De gemeten zoute grondwaterstanden zijn gecorrigeerd naar zoet water vooraf aan de modelkalibratie. De methode is gegeven in bijlage 2. Het effect van zout op de stijghoogten wordt op maximaal 10-30 cm geschat, wat klein is ten opzichte van de stijghoogteverschillen in het gebied en binnen de meetfout ligt.

Figuur 3.2
Peilbuizen in het studiegebied Kanaal door Walcheren



3.3 Waterbalans

De waterbalans van het Kanaal door Walcheren en dan met name de resulterende inzijing in het kanaal, is gebruikt bij de kalibratie van het 1-D model en het regionale grondwatermodel. De waterbalans geeft informatie over de inlaat en afvoer van kanaalwater. De waterbalans voor het jaar 2001 is weergegeven in tabel 3.1.

Tabel 3.1
Waterbalans Kanaal door Walcheren 2001 [Beerda, 2002b]

Posten inlaat/afvoer	Inlaat (m ³ /jaar)	Afvoer (m ³ /jaar)	Periode
Schutverliezen sluizen		34.735.000	2001
Gemaal Boreel	46.429.000		2001
Regenval rechtstreeks op kanaal	1.146.000		Gemiddeld over lange periode
Verdamping van kanaalwater		1.076.000	Gemiddeld over lange periode
Riooloverstorten	2.500		Gemiddeld over 10 jaar
Inlaat voor peilbeheersing	33.982.000		2001
Aflaat voor peilbeheersing		25.514.000	2001
Totaal	81.559.000	61.325.000	
Inzijing = Inlaat - Afvoer		20.234.000	
		(55.000 m ³ /dag)	

De totale inzijing in het Kanaal door Walcheren is circa 20 miljoen m³/jaar met een foutenmarge van 5 miljoen m³/jaar [Beerda, 2002b]. Indien mogelijk zijn de waarden in de tabel berekend met specifieke waarden voor 2001. Voor regenval, verdamping en riooloverstort zijn echter jaargemiddelde waarden over een langere periode gebruikt. De grootste fout ligt bij de

balansposten "Schutverliezen", "Inlaat voor peilbeheersing" en "Aflaat voor peilbeheersing". Wanneer de waterstand van de Westerschelde 10 cm hoger of lager is dan wordt er door schutverliezen 3 miljoen m³ per jaar minder of meer afgelaten. De inlaat en aflaat van kanaalwater voor peilbeheersing is berekend door het verschil tussen het peil op het moment van openen en sluiten van de sluisen te vermenigvuldigen met de oppervlakte van het kanaal. Voor circa 8 maanden van 2001 zijn de peilgegevens voorhanden en is de hoeveelheid in- en uitgelaten water op deze wijze berekend. Voor de overige vier maanden is alleen de spuitijd voorhanden en is een extrapolatie uitgevoerd met behulp van de spuitijd (zie Beerda, 2002b in bijlage 8). De fout die hierdoor is veroorzaakt, kan oplopen tot 2 miljoen m³/jaar. De fouten van de overige posten zijn verwaarloosbaar.

3.4 Analyse met 1-D grondwatermodel

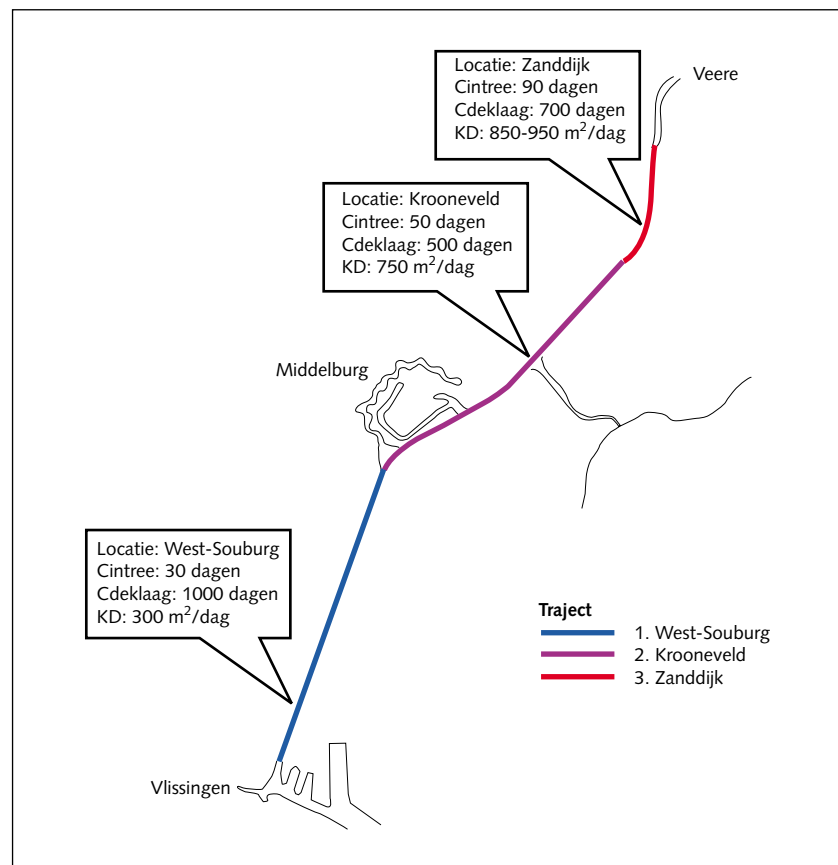
3.4.1 Doel

Het doel van het 1-D grondwatermodel is te bepalen bij welke combinatie van parameters (waaronder intreeweerstand) optimaal aan de gemeten stijghoogte en de berekende inzighingsflux wordt voldaan. De resulterende parameterset dient als eerste instelling voor het regionale grondwatermodel. Het 1-D grondwatermodel is toegepast op de drie raaien langs het kanaal, waarvan peilbuisgegevens beschikbaar zijn: West-Souburg, Krooneveld en Zanddijk (figuur 3.1).

Om een inschatting te kunnen doen van de totale inzighingsflux zijn de raaien representatief gesteld voor trajecten van het kanaal, zoals aangegeven in figuur 3.3.

Figuur 3.3

Ligging raaien en bijbehorende kanaaltrajecten 1-D model West-Souburg, Krooneveld en Zanddijk



3.4.2 Methode

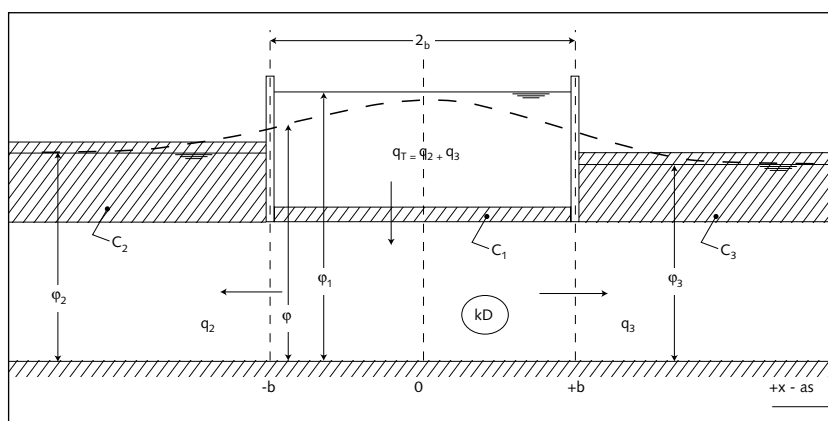
Met behulp van het 1-D model worden de volgende parameters bepaald voor de drie onderzoekslocaties: de weerstand van het kanaal, de dikte van het watervoerend pakket, de doorlatendheid van het watervoerend pakket en de weerstand van de deklaag. Hierbij wordt een formule gebruikt die het kanaal vereenvoudigd beschrijft [Steenkamp, 1987] en is weergegeven in bijlage 3. Met de analytische formule worden stijghoogten en inzijing in het kanaal op drie locaties berekend en hierop wordt gekalibreerd (zie bijlage 3).

Dit betekent dat de berekende inzijing van het kanaal op circa 20 miljoen m^3 /jaar moet uitkomen en dat de berekende stijghoogten gelijk moeten zijn aan de gemeten stijghoogten.

Figuur 3.4 toont een geschematiseerde dwarsdoorsnede over het kanaal met als aanname een constante dikte van de sliblaag met een bodemweerstand C_1 en een peil φ_1 . Aan weerszijde van het kanaal bevindt zich een (oneindig uitgestrekt) poldergebied met een polderpeil van respectievelijk φ_2 en φ_3 en een weerstand van respectievelijk C_2 en C_3 . Onder het hele gebied is een watervoerend pakket aanwezig met een watervoerend vermogen kD . De kanaalbreedte is $2b$, de kanaaldijkten worden als ondoorlatend beschouwd.

Voor de berekening van de stijghoogten en de kwel, zie bijlage 3.

.....
Figuur 3.4
Schematisatie Kanaal door Walcheren
naar Steenkamp [1987]



Overige aannames zijn:

- Model is alleen geldig als er één watervoerend pakket is. Dit is het geval in het noordelijke deel van het studiegebied (§ 2.3). In het zuidelijk deel is een scheidende laag aanwezig en worden snelheden in het 1e watervoerend pakket enigszins (factor 1,5) onderschat.
- Er treedt geen dichtheidsstroming op.
- De invloed van het Veerse Meer wordt verwaarloosd.

Voor kalibratie van het 1-D model bij West-Souburg zijn de peilbuizen 48BP145 en 147 gebruikt, voor Krooneveld 48BP0148-150, 154 en 48BP7605-7607 en voor Zanddijk 48BP0151-153 (figuur 3.1 en 3.2).

De parameters die de bodem beschrijven, zijn gebaseerd op de geohydrologische schematisatie, weergegeven in figuur 2.4. De deklaagweerstand is geschat op 100 d/m [Grontmij, 1990]. De initiële intreeweerstand C_{intree} is gebaseerd op het slibprofiel (figuur 2.5; bijlage 1) en wordt geschat op 35 d/m [Grontmij, 1995]. Het kanaalpeil is +0,9 m NAP. De polderpeilen staan in figuur 2.7. De transmissiviteit kD is gebaseerd op het NAGROM-

rapport (TNO/RIZA, 1994) de Grondwaterkaart (TNO, 1985). De in het veldonderzoek (hoofdstuk 5) gemeten waarden van de doorlatendheid k ondersteunen de in de literatuur gevonden waarden.

Kalibratie

De kalibratie voor iedere locatie is uitgevoerd in twee stappen. Bij stap 1 is er gekalibreerd op stijghoogten en bij stap 2 op de inzijging in het kanaal. Als voorbeeld is de kalibratie op de locatie Krooneveld uitgewerkt in tabel 3.2 en figuur 3.4. De resultaten van de andere twee locaties West-Souburg en Zanddijk staan in bijlage 4.

Per locatie zijn 4 gekalibreerde parametersets gegenereerd (tabel 3.2).

Tabel 3.2

Parametersettings voor het bepalen van intreeweerstand, deklaagweerstand en doorlatendheid voor locatie Krooneveld

Set	K [m/d]	D [m]	C_{intree} [d]	$C_{deklaag}$ [d]	Breedte kanaal [m]	Peil kanaal [m NAP]	Peil polder [m NAP]	KD [m ² /d]	Lambda slib (1) [m]	Lambda deklaag (2) [m]	Inzijging traject 2 [m ³ /d]
0	10	50	75	750	60	0,9	-1,85	500	194	612	8.623
1	15	50	65	500	60	0,9	-1,85	750	221	612	10.776
2	15	50	50	500	60	0,9	-1,85	750	194	612	12.934
3	15	50	35	500	60	0,9	-1,85	750	162	612	16.174

Randvoorwaarden, variabelen, k = doorlatendheid, D = dikte wvp, λ = spreidingslengte $(kD \cdot C)^{0.5}$

Set 0 is een parameterset die alleen gekalibreerd is op stijghoogten (stap 1). Sets 1, 2 en 3 zijn zowel op stijghoogten als op de inzijgingsflux uit de waterbalans gekalibreerd (stap 2). De blauwgemarkeerde waarden zijn de constante randvoorwaarden. De roodgemarkeerde waarden zijn de parameters die kunnen variëren. De overige kolommen zijn de uitkomsten van de berekeningen. De kolom 'inzijging traject' geeft de totale inzijging per kanaaltraject, aangegeven in figuur 3.5. Deze zijn gebaseerd op de uitkomsten voor de afzonderlijke locaties. De inzijging van de trajecten tezamen is vergeleken met de totale inzijging van het kanaal zoals berekend in de waterbalans (20 ± 5 miljoen m³/jaar, ofwel 55 ± 14 duizend m³/dag).

Stap 1

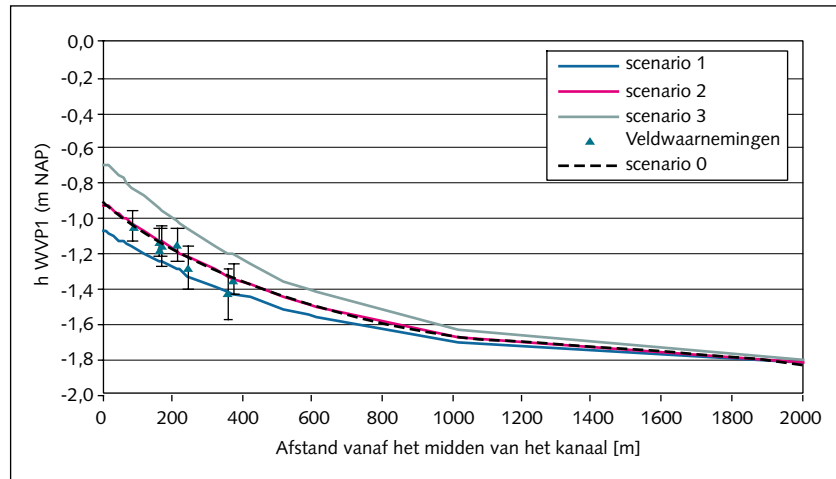
De intreeweerstand en de deklaagweerstand zijn onafhankelijk van elkaar gevarieerd waarbij de berekende stijghoogten gelijk moest worden aan de gemeten stijghoogten. In tabel 3.2 zijn voor deze set (0) de uitkomsten van de parameters en de berekende waarden voor de inzijging en grondwatersnelheid weergegeven. In figuur 3.5 zijn de berekende stijghoogten uitgezet tegen de veldwaarnemingen.

Stap 2

Omdat de inzijging die resulteert uit stap 1 relatief laag is, wordt getracht deze te vergroten door het verlagen van de intreeweerstand en de deklaagweerstand. Het watervoerend vermogen van het watervoerend pakket is evenredig vergroot, zodat de λ 's en daarmee de stijghoogten gelijk blijven (set 2). Bij set 2 is het stijghoogteverloop hetzelfde als bij set 0, maar de inzijging is veel groter. Voor sets 1 en 3 zijn alle parameters gelijk aan die van set 2 gehouden, met uitzondering van de intreeweerstand die respectievelijk met 15 dagen is verhoogd dan wel verlaagd.

Het effect van kalibreren op zowel inzijging als stijghoogte is dat de waarden voor de intreeweerstand en deklaagweerstand lager uitkomen dan bij de kalibratie op stijghoogte alleen (vergelijk scenario's 0 en 2).

Figuur 3.5
Stijghoogten vs. afstand vanaf kanaal-
midden, Krooneveld



3.4.3 Resultaten

De resultaten van de kalibratie zijn parametersettings van de intreeweerstand, de deklaagweerstand en het watervoerend vermogen voor de drie locaties West-Souburg, Krooneveld en Zanddijk. Deze zijn opgenomen in bijlage 4.

Figuur 3.5 en tabel 3.2 laten voor Krooneveld zien dat de berekende waarden uit set 2 de daadwerkelijke stijghoogten en inzijing het best benaderen. Dit is het geval voor alle drie de locaties. Wel is de inzijing aan de lage kant in vergelijking met de waterbalans. Een mogelijke oplossing hiervoor zou zijn het verlagen van de slibweerstand, maar zoals blijkt uit figuur 3.4 en tabel 3.2 heeft dit een negatief effect op de berekende stijghoogten.

Wanneer de intreeweerstand afneemt, neemt de inzijing in het kanaal toe en viceversa. Dit is te zien in tabel 3.2 waarin scenario 1 met een lage slibweerstand vergeleken is met scenario 2 met een hogere slibweerstand. Bij een afname van de slibweerstand met 15 dagen neemt de inzijing met 2.000 m³/dag toe.

Tabel 3.3
Resultaten 1-D model samengevat

Locatie	C _{deklaag} [d]	C _{intree} [d]	Dikte slib [m]	Intree weerstand [d/m]	Traject inzijing [m ³ /jaar]
West-Souburg	1.000	30	1	30	3.219.300
Krooneveld	500	50	2	25	4.745.000
Zanddijk	700	90	3 (incl. 1 m deklaag)	30	859.575

Uit de resultaten van de 1-D modellen volgt dat de totale intreeweerstand van het kanaal varieert tussen de 30 en 90 dagen, afhankelijk van de dikte van de sliblaag en de resterende deklaag. De intreeweerstand is het laagst in West-Souburg (30 d) en neemt toe naar het noorden. De intreeweerstand van locatie Zanddijk is 90 dagen. Deze toename van weerstand is in overeenstemming met de toename van de dikte van de sliblaag (figuur 2.5). West-Souburg heeft een sliblaag van circa 1 meter, Krooneveld heeft een sliblaag van 2 meter en Zanddijk heeft een sliblaag van 2 meter met daarbij een restant van de deklaag.

De intreeweerstand uitgedrukt in dagen per meter varieert in het hele kanaal van 25 tot 30 dagen per meter. De gemiddelde intreeweerstand die zal worden gebruikt in het regionale grondwatermodel is 28 dagen per meter, wat lager is dan de literatuurwaarde van 35 dagen per meter in § 2.5. De

deklaagweerstand van 100 dagen per meter komt overeen met de literatuurwaarde. Op locaties waar een veenlaag in de ondergrond zit, bijvoorbeeld locatie West-Souburg, is de deklaagweerstand circa 200 dagen per meter.

De met het 1-D model berekende totale inzijging van het kanaal (circa 9 miljoen m³/jaar) is lager dan de post inzijging van de waterbalans (20 ± 5 miljoen m³/jaar tabel 3.3). Dit komt doordat de intreeweerstand van één locatie zoals West-Souburg naar de hele zuidelijke helft van het kanaal is geëxtrapolleerd. De intreeweerstand kan echter lokaal lager zijn doordat er minder slib ligt of de deklaag minder dik is. Zo'n geringere weerstand heeft een toename van de inzijging tot gevolg.

3.4.4 Conclusie

Uit het 1-D model blijkt dat 28 dagen/m een goede schatting is van de intreeweerstand van het kanaal. Dit komt overeen met een weerstand van enkele tientallen dagen, afhankelijk van de sliblaagdikte ter plaatse.

De deklaagweerstand heeft een waarde van 1.000 dagen bij Vlissingen, 700 dagen bij Veere en 500 dagen ten noorden van Middelburg.

Het watervoerend vermogen is 300 m²/dag in het zuiden en loopt op in noordelijke richting tot 900 m²/dag bij Veere.

Bovengenoemde waarden zijn gebruikt als startwaarden voor het regionaal grondwatermodel, waarin ze kunnen veranderen na kalibratie.

3.5 Regionaal grondwatermodel

Het doel van het regionale grondwatermodel is om de verdeling van kwel en infiltratie te bepalen, alsmede de grondwatersnelheden voor het hele gebied. Ook wordt inzichtelijk gemaakt waar het infiltrerende water naartoe stroomt.

3.5.1 Methode

Het regionale grondwatermodel is een meerlagen model dat is gebouwd met het computerprogramma MLAEM (Multi-Layer Analytic Element Method) [Strack, 1989]. De basis van het model is NAGROM, het NAtionaal GRondwater Model [TNO/RIZA, 1994]. NAGROM is een voor heel Nederland (m.u.v. Zuid-Limburg en de Waddeneilanden) opgezet stationair grondwatermodel voor de verzadigde zone, gebaseerd op de Analytische Elementen Methode.

3.5.2 Modelparameterisatie

Het regionale grondwatermodel is gemodelleerd met twee modellagen. Deze paragraaf beschrijft hoe de twee modellagen zijn geschematiseerd en geparameteriseerd in het regionale grondwatermodel. De randen van het model worden in het zuiden gevormd door de Westerschelde, in het westen door de Noordzee, in het noorden door het Veerse Meer en in het oosten door Noord-Beveland.

De modelberekeningen zijn gestart met een basismodel van het regionale grondwatermodel. Deze gaat uit van de geohydrologische schematisatie (figuur 2.4) en literatuurwaarden. De deklaag- en intreewestanden zijn resultaten van de 1-D modellen (§ 3.4). Dit basismodel is het uitgangspunt voor de kalibratie en wordt hieronder beschreven.

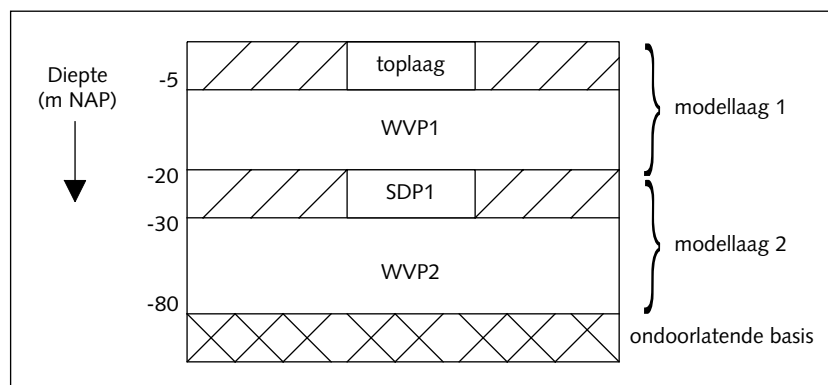
De eerste modellaag bestaat uit de toplaag (deklaag) en het eerste water-voerend pakket (zie figuur 3.6). De tweede modellaag bestaat uit het slecht doorlatend pakket 1 en het tweede watervoerend pakket. De porositeit, de doorlatendheid (k-waarde), de dikte van het watervoerend pakket en de diepte waarop de basis ligt wordt per watervoerend pakket ingevoerd. In tabel 3.4 staan de waarden vermeld voor het hele gebied, uitgaande van de geohydrologische schematisatie in § 2.4. De k-waarden van het watervoerend pakket zijn gebaseerd op de metingen verricht in het veldonderzoek. Voor het eerste watervoerend pakket is bij Middelburg gemiddeld 13 m/dag gemeten. Iets dieper is zowel bij Krooneveld als bij Middelburg 8 m/dag gemeten.

Tabel 3.4
Invoer basismodel voor kalibratie regionaal grondwatermodel

Modellaag	Basis [m -NAP]	Dikte [m]	K[m dag ⁻¹]	KD [m ² dag ⁻¹]	Porositeit
1	-20	15	13	200	0,3
2	-80	50	8	400	0,3

Voor de grondwatersnelheid is de hoogte van het watervoerend pakket van belang. In de gebieden met scheidende laag (zuiden) ligt de basis van het eerste watervoerend pakket op circa 20 meter. In het noordelijke stuk ligt de relevante basis op 80 meter.

Figuur 3.6
Schematisatie regionaal grondwatermodel



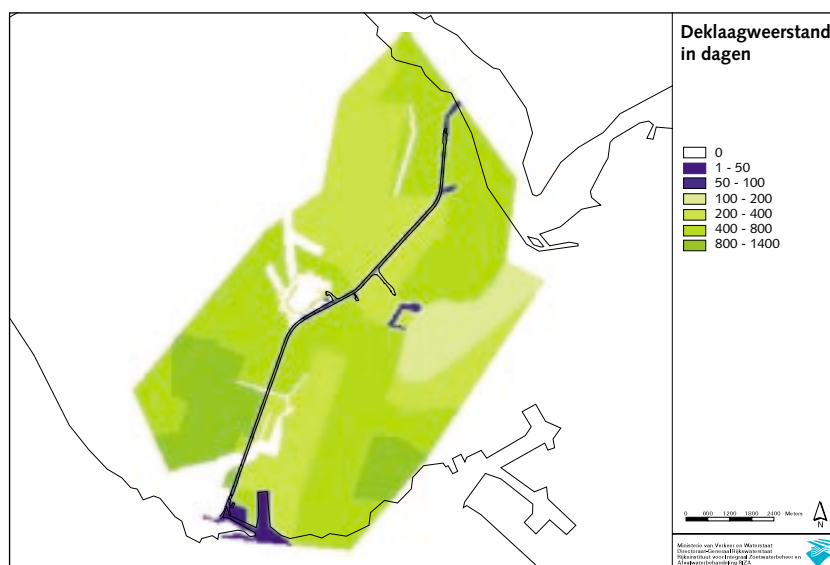
Toplaag

De toplaag bestaat uit elementen die polders, het kanaal, stedelijk gebied of inversiekreken voorstellen. Hieronder wordt beschreven hoe de elementen zijn gedefinieerd. De polders en het kanaal hebben een peil (figuur 2.6) en een deklaagweerstand (figuur 3.7 en 3.8). De steden en inversiekreken zijn gemodelleerd met een netto grondwateraanvulling omdat drainagemiddelen ontbreken.

- **Polders**

Elementen die polders voorstellen krijgen de weerstand van de deklaag en het polderpeil toegekend. De polderpeilen in het model zijn het gemiddelde van de zomer- en wintersituatie (figuur 2.7). De weerstand is berekend door de dikte van de deklaag te vermenigvuldigen met een weerstand van 100 dagen [Grontmij, 1990]. De dikte van de deklaag komt uit de geohydrologische schematisatie (figuur 2.2). De gemodelleerde weerstand van de deklaag na kalibratie is weergegeven in figuur 3.7. In deze figuur wordt de weerstandswaarde buiten de directe omgeving van het kanaal (3 à 4 kilometer) met 0 (nul) dagen weergegeven.

Figuur 3.7
Deklaagweerstand regionaal grondwatermodel na kalibratie



- *Kanaal en havens Vlissingen / Middelburg*

Het peil van het kanaal, de haven van Middelburg en de binnenhaven van Vlissingen is +0,9 m NAP. De Buitenhaven van Vlissingen heeft een peil van + 0,1 m NAP, dat gelijk is aan dat van de Westerschelde. De westelijke zijkant van de Buitenhaven van Vlissingen is een damwand die reikt tot de eerste scheidende laag op een diepte van circa -20 m NAP.

De bodems van het Kanaal door Walcheren, het Kanaal door Oude Arne en de grachten van Middelburg inclusief de havens, hebben een samengestelde weerstand van de overgebleven deklaag (niet doorgraven) en de weerstand van de sliblaag. De in het 1-D model afgeleide parametersets vormt de basis voor het model. De weerstand van de sliblaag is berekend door de dikte te vermenigvuldigen met de gemiddelde weerstand per meter (28 dagen per meter). De weerstand van de deklaag is 100 dagen per meter dikte. Op basis van de resultaten van het 1-D model wordt de intreeweerstand als volgt berekend (zie § 3.4.3):

$$C_{\text{intree}} = \text{dikte deklaag [m]} * 100 \text{ dagen} + \text{dikte sliblaag [m]} * 28 \text{ dagen}$$

De dikte van de deklaag en de sliblaag volgen uit figuur 2.5. De uiteindelijke gemiddelde intreeweerstand over de breedte van het kanaal na kalibratie is afgebeeld in bijlage 5.

- *Stedelijk gebied en overige inversiekreken*

De steden Middelburg, Vlissingen en Oost-Souburg (0,5 km ten NO van Vlissingen) zijn gebouwd op inversiekreken (figuur 2.3). De netto grondwateraanvulling is 0,76 mm per dag bij een gemiddelde jaarneerslag van circa 700 mm [Van de Ven, 1978]. De inversiekreken boven Middelburg en ten westen van Veere, die niet tot stedelijk gebied behoren, hebben dezelfde grondwateraanvulling omdat de inversiekreken verharde wegen zijn.

1^e Watervoerend pakket

Het watervoerend vermogen (kD) van het eerste watervoerend pakket is voor het zuidelijke deel van het model van Vlissingen tot aan het Kanaal door Oude Arne en in het noordelijke deel net boven Kleverskerke tot aan Veere 200 m²/dag (§ 2.4). Omdat in het resterende deel van het

kanaal geen scheidende laag aanwezig is, vormt het over de gehele diepte één watervoerend pakket met een watervoerend vermogen van 600 m²/dag.

Scheidende laag

De dikte van de eerste scheidende laag is afkomstig uit de geohydrologische schematisatie (figuur 2.4). De dikte van deze laag is vermenigvuldigd met een weerstand van 200 dagen [Grontmij, 1995]. In het zuidelijke deel van het model, van Vlissingen tot Noord-Middelburg, heeft de scheidende laag een weerstand van 1.000 dagen. In het noordelijke deel van het kanaal is de scheidende laag afwezig. Voor dit gebied is een (dummy) scheidende laag aangebracht met een weerstand van 10 dagen. De tweede modellaag bestaat uit het slecht doorlatend pakket (SDP1) en het tweede watervoerend pakket (WVP2).

2^e Watervoerend pakket

Voor het watervoerend vermogen (kD) van het tweede watervoerend pakket in het model, is voor het zuidelijke deel van Vlissingen tot aan Kanaal door Oude Arne en voor het noordelijke deel net boven Kleverskerke tot aan Veere 400 m²/dag gehanteerd (§ 2.4). Tussen het Kanaal door Oude Arne en Kleverskerke is de eerste scheidende laag (SDP1) afwezig, waardoor het eerste en tweede watervoerend pakket als één pakket kunnen worden beschouwd. Het watervoerend vermogen van dit pakket is 600 m²/dag. De dikte van het eerste watervoerend pakket komt uit de geohydrologische schematisatie (figuur 2.4).

.....
Figuur 3.8
Weerstand scheidende laag regionaal
grondwatermodel na kalibratie



Grondwateronttrekkingen

In het onderzoeksgebied wordt op één locatie grondwater onttrokken. Het betreft een onttrekking van 740 m³ per dag in het noordelijke duingebied van Walcheren op circa 9 kilometer afstand van Veere [TNO, RIZA, 1994].

3.5.3 Kalibratie

Doel

Bij het kalibreren van het model zijn de invoergegevens (C_{deklaag} , C_{intree} , kD-waarden) aangepast om een betere match te krijgen tussen de veldwaarnemingen (zoals beschreven in § 3.2 en 3.3) en uitkomsten van het model.

Methode

De kalibratie van het regionale grondwatermodel in MLAEM is uitgevoerd in twee stappen (zie ook tabel 3.5):

1. Calibreren van het gehele basismodel op stijghoogten, door variatie van deklaag- en intreeweerstand.
2. Ingezoomd op de directe omgeving van het kanaal calibreren van het basismodel op stijghoogten en inzijing in het Kanaal door Walcheren, door variatie van het watervoerend vermogen, intree-, en deklaagweerstand.

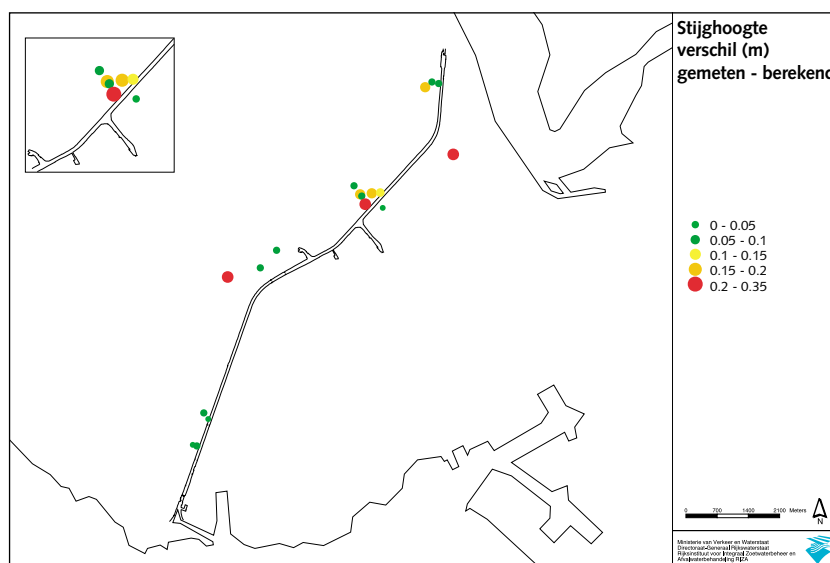
Stap 1

Bij de bouw van het regionale grondwatermodel zijn om te beginnen de intreeweerstand en de deklaagweerstand uit het 1-D modelonderzoek ingevoerd (§ 3.4). Dit vormt het basismodel dat allereerst voor het hele gebied is gekalibreerd op stijghoogten. Bij verschillende parametersets wordt de intreeweerstand en de deklaagweerstand gevarieerd om de verschillen tussen de model- en meetwaarden zo klein mogelijk te maken. In figuur 3.9 is de grootte van de verschillen tussen de gemeten en berekende stijghoogten in de peilbuizen weergegeven. Bij de kalibratie op stijghoogten is getracht om de berekende stijghoogte binnen enkele centimeters van de gemiddelde gemeten stijghoogte te krijgen. De kalibratie voor een peilbuis binnen een stijghoogteraai is beëindigd wanneer de stijghoogte binnen 10 cm van de veldwaarneming lag en niet beter werd door verdere aanpassingen van de intreeweerstand en/of de deklaagweerstand. Voor peilbuizen die niet in een raai staan, werd de kalibratie afgebroken wanneer de stijghoogte tussen de gemeten maximum en minimum stijghoogte lag. In figuur 3.10 zijn de gemeten stijghoogten per peilbuis weergegeven, zowel de gemiddelde waarde, als de minimum en maximum gemeten waarde.

Stap 2

Vervolgens is het basismodel in de directe omgeving van het kanaal gekalibreerd op zowel de inzijgingsflux van het Kanaal door Walcheren als de stijghoogten. Bij de kalibratie op de inzijgingsflux is gebruik gemaakt van de waterbalans uit § 3.2. Het doel van deze kalibratie is om te bepalen of de inzijing van 41.000 tot 69.000 m³/dag (55.000 ± 14.000) gehaald kan worden binnen de range van gemeten stijghoogten en binnen de grenzen van de literatuurwaarden van het watervoerend vermogen (kD).

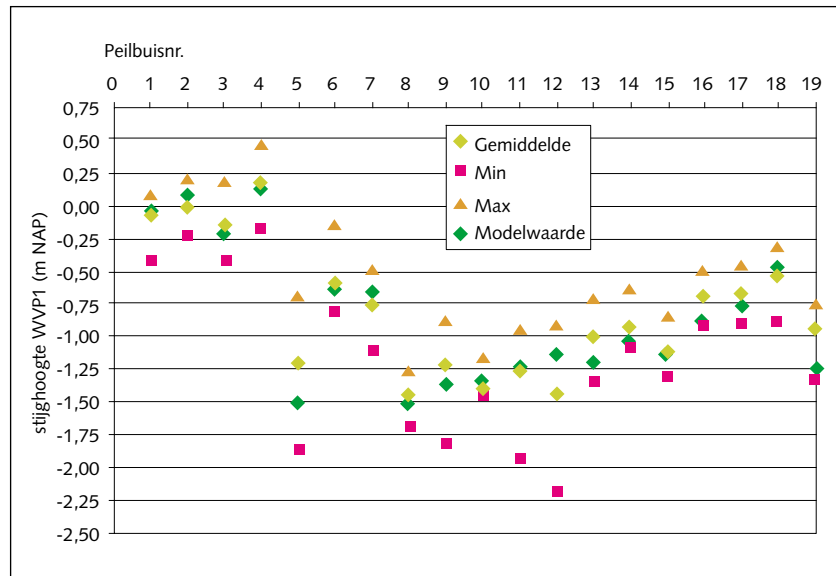
Figuur 3.9
Verskil tussen gemeten stijghoogten in de peilbuizen en berekende stijghoogten (modelresultaten)



Resultaat stijghoogtekalibratie gehele gebied

In figuur 3.9 is het verschil tussen de berekende stijghoogten uit het model en de gemeten stijghoogten weergegeven door middel van gekleurde bollen op de peilbuislocaties. De modelresultaten zijn goed omdat de berekende stijghoogten allemaal binnen de gemeten minimum en maximum stijghoogten liggen (figuur 3.10). Groene bollen met een maximale afwijking van 10 cm geven aan dat het model de werkelijkheid goed benadert. De 10 cm afwijking in de berekende stijghoogte valt binnen de foutenmarge van de gemiddelde stijghoogten. Rode bollen geven aan dat het model de werkelijke stijghoogten minder goed benadert. Er is een fout van 20 tot 30 cm tussen de berekende en de gemeten stijghoogten.

Figuur 3.10
Gemeten stijghoogten en modelresultaten



De grootste verschillen in stijghoogten (rood) kunnen worden verklaard door de ligging van de buizen. Peilbuis nr. 5 bleek moeilijk te kalibreren vanwege de ligging in een overgangsgebied van een inversiekreek en de polder, waardoor het grondwater van verschillende kanten toestroomt (kanaal, grachten van Middelburg en afwatering van de inversiekreek). Dit beeld zien we terug in de grote spreiding van de gemeten stijghoogten (zie figuur 3.10). Peilbuizen 12 en 16 vertonen een groot verschil tussen de berekende en de gemeten stijghoogten doordat de filters ondiep staan en het regenwater voor stijghoogtevariëaties zorgt.

Resultaten kalibratie op de inrijingsflux uit de waterbalans

Het basismodel is vervolgens in de directe omgeving van het kanaal gekalibreerd op de inrijingsflux uit de waterbalans. Dit hield in dat de inrijing moest worden vergroot zonder de stijghoogten te beïnvloeden, want deze waren al optimaal. Met het basismodel (scenario 1) zijn verschillende modelscenario's gedraaid om de relatie tussen de intreeweerstand en de stijghoogten naast het kanaal te bepalen en ter bepaling van de grootte van de inrijing van het kanaal. De resultaten van de verschillende modelscenario's staan in tabel 3.5.

Voor scenario's 2 en 3 is de intreeweerstand van het Kanaal door Walcheren en Kanaal door Oude Arne met een factor 3 verhoogd of verlaagd. Het watervoerend pakket in modelscenario's 4 en 5 hebben een anderhalf en twee keer zo kleine intree- en deklaagweerstand en een anderhalf en twee keer zo groot watervoerend vermogen als het basismodel.

Tabel 3.5
Kalibratie op waterbalans en stijghoogte

Modelscenario's	Inzijing [m ³ /dag]*	Stijghoogten	Inzijing
1. Basismodel (parameters tabel 3.3 - 3.5)	27.000	goed	te laag
2. C _{intree} factor 3 ↑	14.500	te laag	te laag
3. C _{intree} factor 3 ↓	39.300	te hoog	goed
4. C _{intree} , C _{deklaag} factor 1,5 ↓; kD factor 1,5 ↑	40.524	goed	goed
5. C _{intree} , C _{deklaag} factor 2 ↓, kD factor 2 ↑	53.665	goed	goed

*Totale inzijing Kdw uit waterbalans is 55.000 ± 14.000 m³/dag

Bij de kalibratie van het basismodel werd duidelijk dat de inzijing van het kanaal bij geen van de scenario's groot genoeg was, maar de stijghoogten wel goed waren. Modelscenario 5 heeft goede resultaten wat betreft de inzijing en stijghoogten maar het is onwaarschijnlijk dat het watervoerend vermogen de werkelijkheid benadert. Het watervoerend vermogen van scenario 5 is namelijk 1.200 m³/dag in het noordelijk deel van het studiegebied, wat onacceptabel groot is in vergelijking met de literatuurwaarde van 870 m³/dag [DHV/IWACO, 1997]. Er wordt geconcludeerd dat modelscenario 4 het beste is.

In tabel 3.6 staat een samenvatting van de veranderde modelparameters. Het watervoerend vermogen is groter dan in eerste instantie werd aangenomen. Voor een meer uitgebreide analyse van het modelonderzoek wordt verwezen naar Ormondt (2002).

Tabel 3.6
Modelinvoer en watervoerend vermogen (kD) voor en na kalibratie

Modellaag	Basis [m -NAP]	Dikte [m]	KD basismodel [m ² dag ⁻¹]	KD scenario 4 [m ² dag ⁻¹]	Porositeit
1	-20	15	200	300	0,3
2	-80	50	400	600	0,3

3.5.4 Resultaten

De belangrijkste resultaten van het regionale grondwatermodel zijn de vlakdekkende grondwatersnelheden, het stijghoogteverloop in het studiegebied en de verdeling van kwel en infiltratie. De resultaten worden in een totaalbeeld van het hele studiegebied gepresenteerd.

In meer detail wordt gekeken naar de locaties waar het milieuchemisch veldonderzoek is uitgevoerd, Krooneveld en de haven van Middelburg en naar het deelgebied de haven van Vlissingen.

Stijghoogten en fluxen

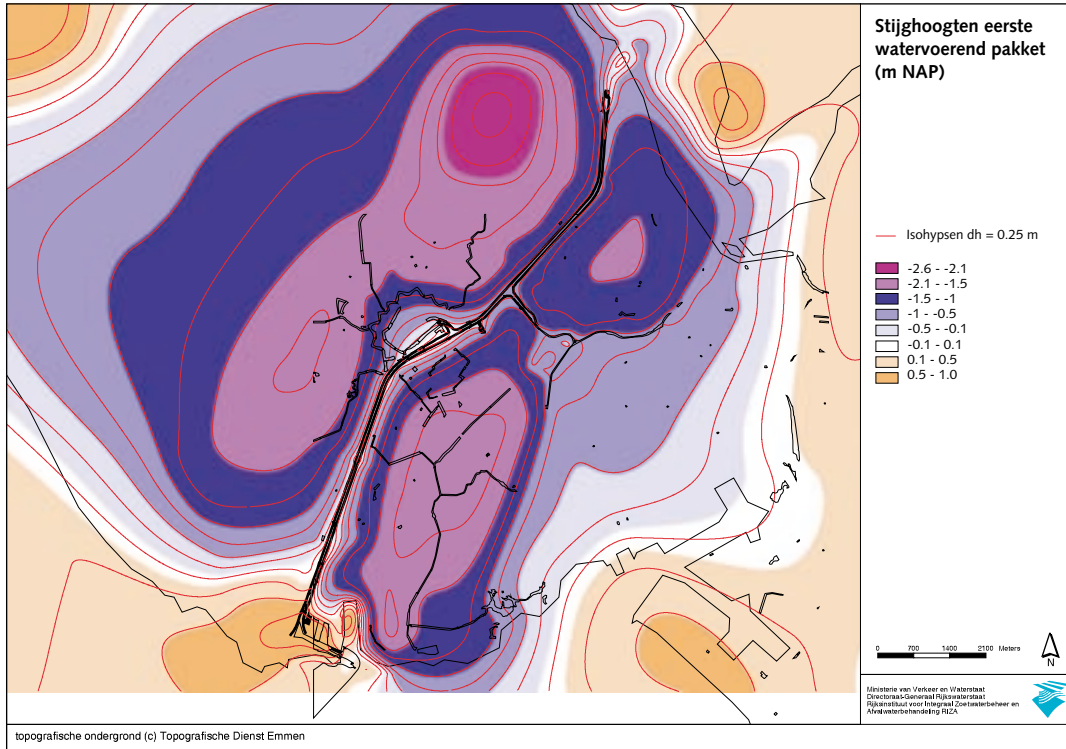
In figuur 3.11 en 3.12 zijn de stijghoogteresultaten van respectievelijk het eerste en het tweede watervoerende pakket weergegeven. Het globale isohypsenbeeld van het eerste watervoerende pakket laat zien dat de grondwaterstromingsrichting loodrecht op het kanaal staat naar de diepe polders. Het isohypsenbeeld volgt de polderpeilen: de laagste stijghoogten zijn tevens de diepste polders (figuur 2.6).

In het zuiden is er een grotere stijghoogtegradiënt tussen kanaal en polder dan in het noorden. Het kanaal fungeert als waterscheiding.

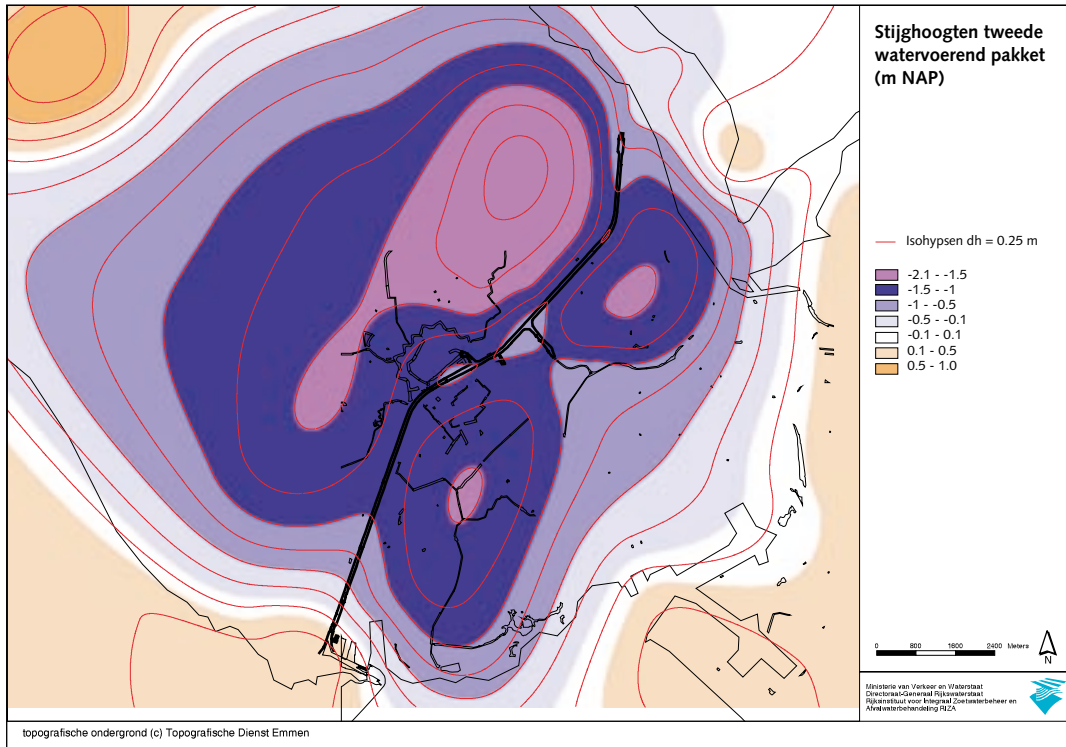
De stijghoogte onder het kanaal is tussen Vlissingen en Middelburg hoger dan in het noorden, doordat het watervoerend vermogen en de intreeweerstand daar kleiner zijn. Het watervoerend vermogen is lager in het zuiden omdat er een scheidende laag aanwezig is, waardoor het geïnfiltreerde water uit het kanaal minder diep kan wegzakken.

In Middelburg variëren de stijghoogten in het eerste watervoerende pakket van -1 tot 0 m NAP. Het water dat vanuit de havens infiltreert stroomt in noord-noordwestelijke richting naar de Buitenveste. Het kanaalwater stroomt ter hoogte van Middelburg naar het zuidoosten.

Figuur 3.11
Stijghoogten in het eerste watervoerend pakket



Figuur 3.12
Stijghoogten in het tweede watervoerend pakket



Ten oosten van Kanaal door Oude Arne begint het Nieuwe Land dat hoger ligt dan de polders in het studiegebied. Hierdoor zijn de stijghoogten richting het oosten hoger (-1 tot 1 m NAP). Het geïnfiltreerde water uit het Kanaal door Oude Arne stroomt richting het westen en noorden naar de naast gelegen polders.

Vlissingen vormt een stijghoogteplateau met stijghoogten tussen +0,1 en +1,0 m NAP. De stijghoogten zijn hier zo groot, omdat Vlissingen grotendeels op een kreekrug ligt. Het geïnfiltreerde regenwater zorgt voor een opbolling en stroomt af naar de diepe polders in het noorden.

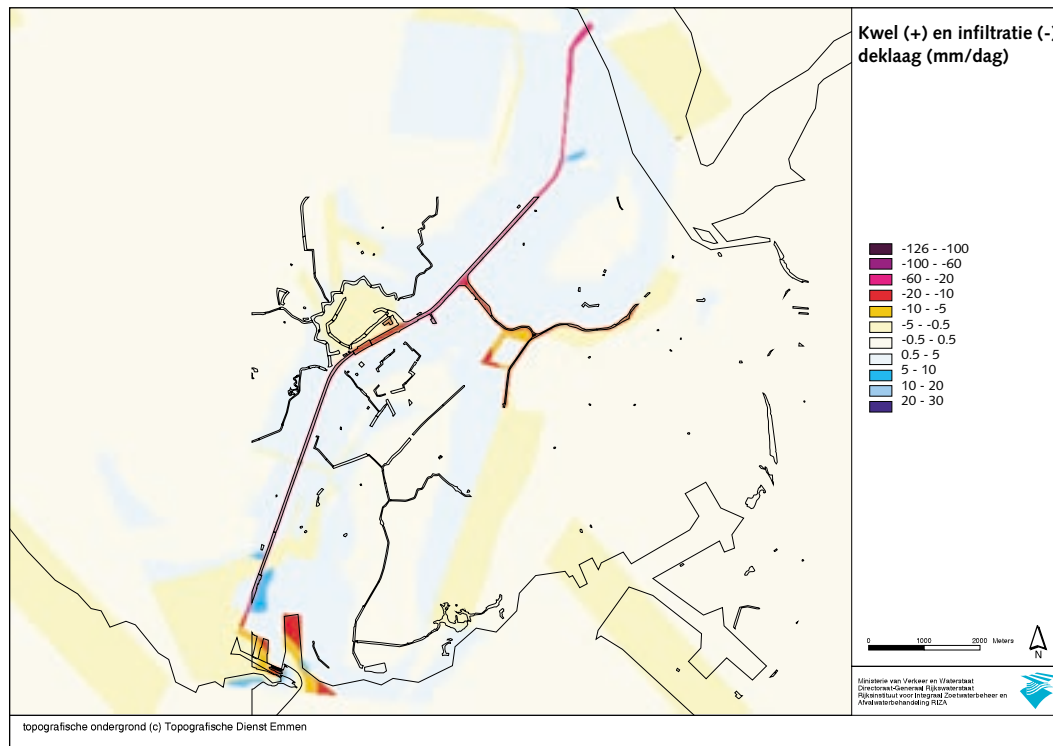
De verwachting was dat de netto grondwateraanvulling op de inversiekreken van Westerzicht en Nieuw-Abeele grote invloed zou hebben op de grondwaterstroming. Uit het 3-D grondwatermodel blijkt dat de grondwaterstroming wordt volledig wordt gedomineerd door de inzijing vanuit het Kanaal door Walcheren en niet door de infiltratie via de inversiekreken.

Kwel en infiltratie

In figuur 3.13 is de verdeling van kwel en infiltratie over de deklaag weergegeven. Kwel betekent een opwaartse stroming vanuit het watervoerend pakket naar de toplaag. Bij infiltratie is de verticale flux neerwaarts gericht. De kwel en infiltratie over de deklaag is berekend door het verschil in stijghoogte in het eerste watervoerend pakket en het oppervlaktewaterpeil te delen door de deklaagweerstand (polder) of intreeweerstand (kanaal).

Beide kanalen en havens vertonen infiltratie. De maximale infiltratie treedt op in het Kanaal door Walcheren tussen Westerzicht en Zuid-Middelburg en is circa 40-60 mm/dag. Van Zuid-Middelburg tot aan Veere is de infiltratie 20-40 mm/dag. Voor de overige trajecten zoals de haven van Vlissingen en het Kanaal door de Oude Arne is de infiltratie relatief klein van 5-20 mm/dag.

Figuur 3.13
Kwel en infiltratie door de deklaag



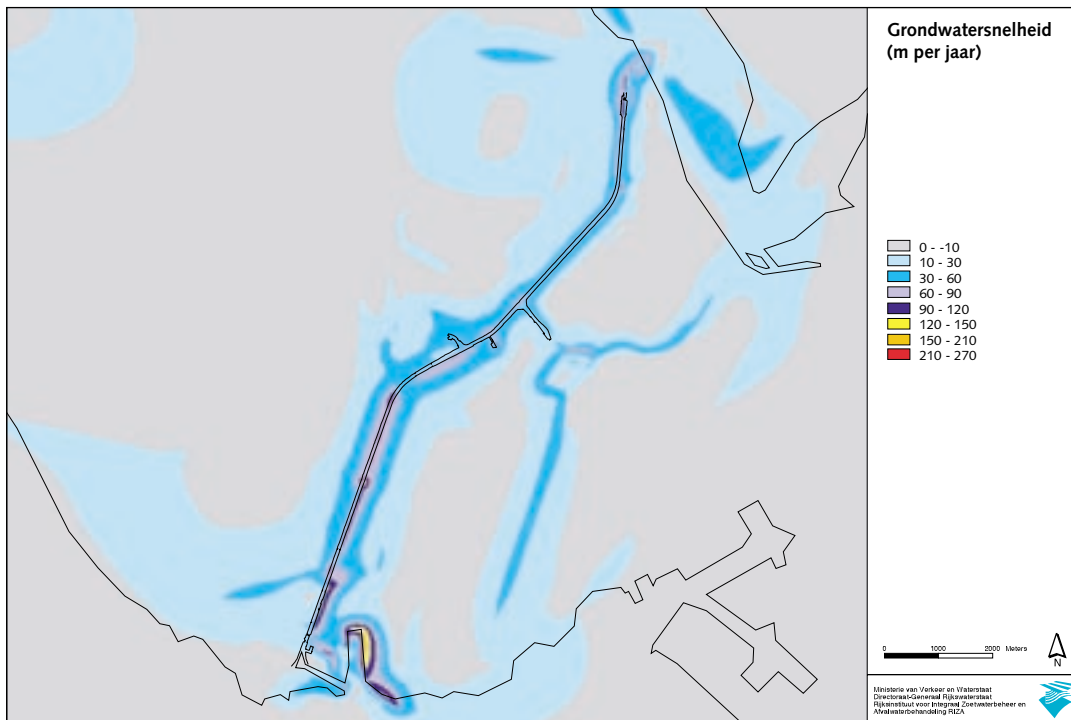
In vrijwel het hele studiegebied treedt in de polders kwel op aan weerszijde van het kanaal met 0,5 tot 5 mm/dag. Bij Westerzicht echter is de kwel tussen de 5 en 10 mm/dag, omdat het aan de rand van de kreekrug ligt en er een lagere intreeweerstand voor het kanaal geldt. Ten zuiden van de havens van Vlissingen is de kwel gemiddeld 5 tot 10 mm/dag.

Naast de verdeling van kwel en infiltratie over de deklaag is ook berekend hoeveel water er wordt getransporteerd door de scheidende laag tussen het eerste en tweede watervoerend pakket (resultaten niet weergegeven). De lek door de scheidende laag is gemiddeld 0,5 tot 5 mm per dag onder het Kanaal door Walcheren.

Grondwatersnelheden

Het regionale grondwatermodel berekent grondwatersnelheden in de x-, y- en z-richting in het eerste watervoerend pakket. De resultante van deze drie snelheden is de uiteindelijke grondwatersnelheid. Deze is gecorrigeerd voor de porositeit van het watervoerend pakket, waarvoor een waarde van 0,3 is aangenomen. Correctie levert de effectieve grondwatersnelheid. De effectieve grondwatersnelheden zijn gepresenteerd in figuur 3.14 (hele studiegebied), 3.15 (Middelburg) en 3.16 (Havens-Vlissingen).

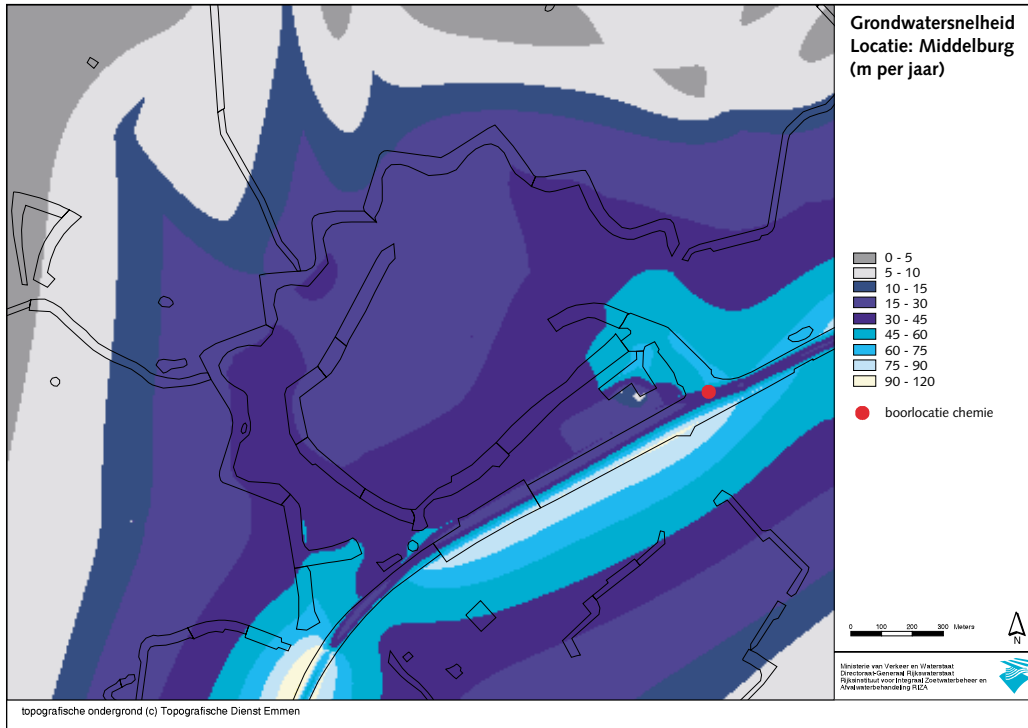
.....
Figuur 3.14
 Effectieve grondwatersnelheden studiegebied



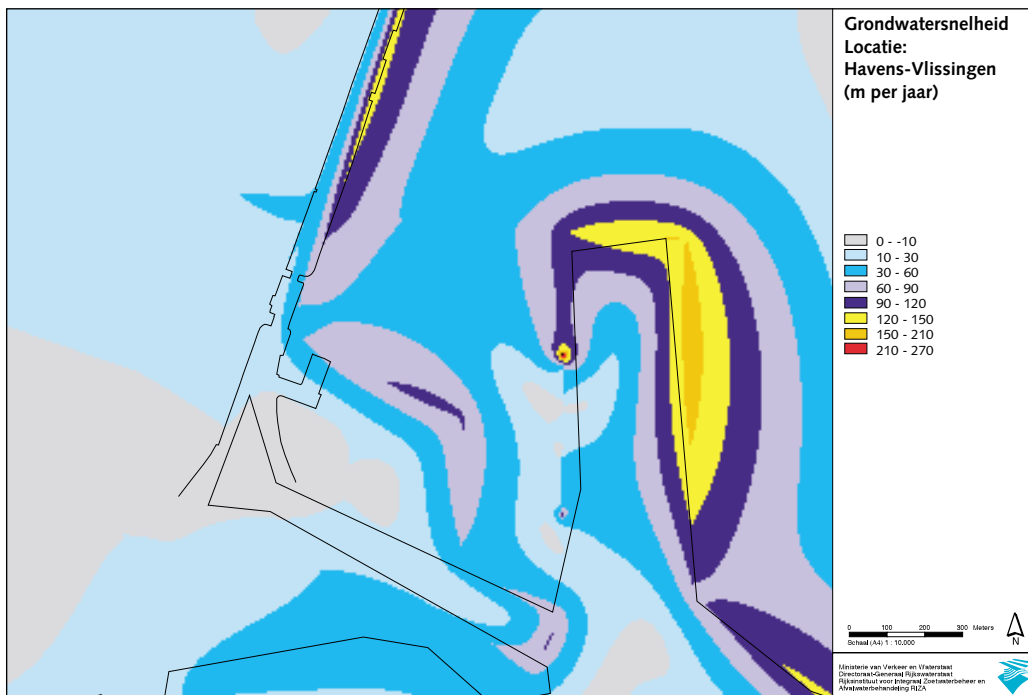
De grootste snelheden van 90 tot 120 meter per jaar worden bereikt nabij het kanaal in het zuidelijk deel van het studiegebied tussen Vlissingen en Zuid-Middelburg. Extreem hoge snelheden tot 270 meter per jaar worden bereikt langs de Buitenhaven van Vlissingen (welke niet meer tot het Nader-Onderzoeksgebied behoort) en de locaties Nieuw-Abeele en Westerzicht. Die locaties liggen op kreekruggen. In het noorden van het studiegebied is de snelheid nabij het kanaal tussen de 60 en 90 meter per jaar. De reden dat de grootste snelheden in het zuiden worden bereikt, is dat het watervoerend vermogen daar drie keer zo klein is als in het noorden.

De gemiddelde grondwatersnelheid bij de boorlocatie in de haven van Middelburg ligt tussen de 45 en 60 meter per jaar. De gemiddelde snelheid ter hoogte van de boorlocatie bij Krooneveld ligt tussen 45 tot 75 meter per jaar.

Figuur 3.15
Effectieve grondwatersnelheden Middelburg



Figuur 3.16
Effectieve grondwatersnelheden binnen- en buitenhaven van Vlissingen (alleen de binnenhaven behoort tot het studiegebied)



Discussie

Er is in het 3-D grondwatermodel uitgegaan van een constante weerstand over de breedte van het kanaal. In werkelijkheid verschilt de weerstand over de breedte van het kanaal. Dit betekent dat de berekende snelheden alleen op schaal van het studiegebied geïnterpreteerd kunnen worden. Voor snelheden op lokale schaal (meters) is een meer gedetailleerd type modellering nodig, waarin de variatie in intreeweerstand over de breedte van het kanaal wel wordt meegenomen. 2-D sectiemodellen zijn hiervoor geschikt.

De variatie in intreeweerstand over de breedte van het kanaal komt allereerst door de geometrie van het kanaal. De geometrie van het kanaal is niet rechthoekig maar een halve ovaal. De aanlegdiepte van -6,5 m NAP meter geldt alleen voor de circa 20 meter (breedte) in het midden van het kanaal. De overige 20 meter aan weerszijde daarvan (tot aan de dijken) loopt op tot +1,70 m NAP, waarmee de kanaaldiepte naar de zijanten dus afneemt en de dikte van de deklaag (mits aanwezig) toeneemt. Ten tweede varieert de slibdikte ook over de breedte van het kanaal als door wervelingen in het kanaalwater als gevolg van scheepvaart en het spuien van het gemaal bij Boreel. Hoe groter de wervelingen hoe minder slib er afgezet wordt.

Verder is op sommige locaties nauwelijks slib aanwezig en is de kanaalbodem uitgeschuurd, waardoor de diepte van het kanaal zelfs dieper is dan de aanlegdiepte. Als de zijkant(en) van de kanaalbodem zijn uitgeschuurd (geen intreeweerstand) ontstaat er kortsluitstroming, wat wil zeggen dat het grootste deel van het kanaalwater daar infiltreert (weg van de minste weerstand).

Om de grote inzijgingflux te simuleren, is het optreden van kortsluitstroming van groot belang gebleken. De verspreiding van verontreinigingen uit de waterbodem wordt sterk bepaald door de weg die het infiltrerende oppervlaktewater volgt. Verdere uitleg en analyse van de kortsluitstromingen komt aan bod in § 3.6.

Ten slotte wordt stilgestaan bij de porositeit die is gebruikt voor het omrekenen naar effectieve grondwatersnelheden. De porositeit van 0,3 is een reële waarde voor zand en sluit redelijk goed aan bij de metingen van het veldonderzoek. In de praktijk kan de bodemporositeit variëren tussen de 0,2 en 0,35. Een lage porositeit zorgt voor een hoge effectieve grondwatersnelheid. Een porositeit van 0,2 is echter alleen mogelijk in zeer kleiige sedimenten.

Conclusie regionaal grondwatermodel

De gemiddelde inzijging door de kanaalbodem bedraagt 5 cm per dag. Ter vergelijking: Het Kanaal door Zuid-Beveland, waar de situatie sterk overeenkomt met het Kanaal door Walcheren, heeft een inzijging van 3 cm per dag [Steenkamp, 1987].

De grondwatersnelheden zijn het grootst in het zuiden van het studiegebied ten gevolge van een grotere inzijging en een kleiner watervoerend vermogen van het eerste watervoerend pakket.

Het watervoerend pakket wordt volledig opgevuld met kanaalwater door de enorme inzijgingsflux. Hierdoor heeft het grondwater, zeker in de omgeving van het kanaal, overal dezelfde dichtheid (naar de diepte toe).

3.6 Sectiemodel voor gedetailleerde 2-dimensionale grondwaterstroming

3.6.1 Inleiding

In de voorgaande modellen is aangenomen dat de sliblaag in het kanaal overal even dik is. In werkelijkheid is dit niet het geval. In § 2.5 is een gebiedsdekkende schatting gemaakt van de sliblaagdikte uit het verschil van recente lodingsgegevens en de aanlegdiepte. Uit deze schatting blijkt dat de sliblaag niet overal even dik is en zelfs in substantiële gebieden afwezig is. De variatie in de dikte van de weerstandbiedende sliblaag is van grote invloed op de lokale stromingspatronen ter plaatse van het kanaal en dus op de eventuele verspreiding van verontreinigingen uit de waterbodem via het grondwater.

Indien de sliblaag totaal afwezig is, is het zelfs zo dat water met relatief grote snelheid infiltreert, geen slib passeert en dus niet verontreinigd raakt door de verontreinigde waterbodem.

Om inzicht te krijgen in de stromingspatronen en stroomsnelheden van de eventuele verontreinigde stroombanen is een aparte modellering uitgevoerd met een 2-dimensionaal verticaal grondwatermodel. Hierbij wordt dwars op de rivier in een verticaal vlak de stromingsrichting en snelheid berekend binnen de randvoorwaarden die zijn gegenereerd door het 3-D grondwatermodel. Met de 2-dimensionale grondwatermodellen is het eveneens mogelijk de stroombaan te berekenen van het grondwater dat is bemonsterd in het veldonderzoek bij Middelburg, beschreven in hoofdstuk 4. De resultaten hiervan worden in § 3.6.5 gepresenteerd.

Modelschematisaties

Op basis van de analytische-elementenmethode (MLAEM, Strack 1999) is voor drie representatieve plaatsen een grondwatermodel in het verticale vlak gebouwd. Hierin wordt de grondwaterstroming vanuit het kanaal gevolgd, dat wil zeggen in de richting dwars op het kanaal (de Lange, 2003). De verschillende modellen bevatten de niet-verschaalde lagen die voor de grondwaterstroming van belang zijn. Het model is circa 3.000 meter lang en 50 meter hoog [van maaiveld tot hydrologische basis]. Nabij het kanaal zijn de deklaag en de dijk expliciet gemodelleerd als minder goed doorlatende laag. Het kanaal heeft de afmetingen zoals gegeven door het ontwerpprofiel. De sliblagen zijn gemodelleerd conform de dikte, zoals die uit de interpretaties van de metingen bleek. De dikte van de sliblaag varieert van enkele meters tot nul (§ 2.5).

Vlak achter de dijk liggen twee sloten op ongeveer 20 en 120 meter. Daartussen treedt een kleine (0,1 mm/dag) grondwateraanvulling door neerslag op. Ook dit is expliciet in het model opgenomen.

Verder weg van het kanaal wordt de schematisatie eenvoudiger en zijn bijvoorbeeld de polders als lijn-randvoorwaarden (met peil en deklaagweerstand) gegeven. In het watervoerend pakket is een scheidende laag aangebracht op die plaatsen waar die is aangetroffen. Omdat van deze laag minder detail bekend is deze schematisch als lijn element met weerstand in het model opgenomen.

De locatiemodellen zijn gebouwd voor drie representatieve locaties (zie figuur 3.1). Op de eerste 2 locaties is het milieuchemisch veldonderzoek uitgevoerd.

- *Krooneveld*

Op locatie Krooneveld is aan de oostzijde van het kanaal een gat in de sliblaag aanwezig, waardoor een kortsluitstroming ontstaat tussen het oppervlaktewater en het watervoerend pakket. De grootte van het gat is modelmatig gevarieerd om het effect daarvan op de grondwaterstroming te illustreren.

In de directe omgeving van Krooneveld is meestal een scheidende laag in het watervoerend pakket aanwezig. Berekeningen zijn uitgevoerd met en zonder deze scheidende laag bij 2 groottes van het gat in de sliblaag om het effect van de aanwezigheid van een scheidende laag op de grondwaterstroming te illustreren.

Nadat het meest waarschijnlijke schematisatie is gemodelleerd, worden mogelijke variaties hierin vergeleken.

- *Souburg*

Bij Souburg heeft de sliblaag aan weerszijde van het kanaal een gat van enkele meters. Het grondwatersysteem bestaat uit twee watervoerende pakketten gescheiden door een weerstandbiedende laag. Berekeningen zijn uitgevoerd met en zonder scheidende laag.

- *Middelburg*

De geohydrologische situatie is bij Middelburg verschillend van dat op de andere locaties. Op ongeveer 250 meter westelijk ligt de haven (met peil gelijk aan het kanaal) en op ongeveer 500 meter de gracht rond Middelburg (met peil gelijk aan het polderpeil). In het kanaal is aan de oostzijde een groot gat in de sliblaag aanwezig.

Bespreking resultaten

De resultaten van de modelberekeningen worden besproken aan de hand van dwarsdoorsneden waarin de stroombanen van het grondwater zijn aangegeven. De snelheid waarmee het water stroomt, is per tijdseenheid aangegeven met dwarslijnen op de stroombaan waartussen een gelijk interval voor de verblijftijd geldt. De tijdseenheid is als onderschrift bij de desbetreffende figuur vermeldt.

Per locatiemodel zijn soms meerdere figuren opgenomen, waarbij is ingezoomd of juist uitgezoomd om een bepaald aspect van het resultaat duidelijker zichtbaar te maken.

Omdat het model langs een 2-D profiel is gelegd, is het belangrijk dat het gat in werkelijkheid ook over een grotere lengte (dwars op het profiel) aanwezig is. Is dat niet zo, dan is de stroming meer 3-dimensionaal en treedt er meer toesnoering van stroombanen op en daardoor minder stroming door het gat (lagere grondwatersnelheden).

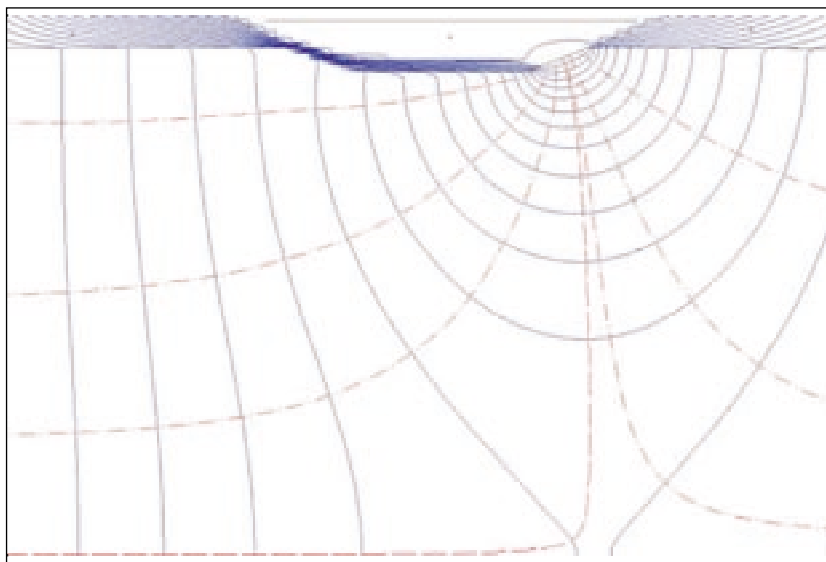
In die zin zijn de modellen worst case. Echter het effect van de toesnoering valt nog ruim binnen de onnauwkeurigheden, die worden veroorzaakt door de onnauwkeurigheden in de andere invoergegevens. Met name de dikte van de sliblaag kan sterk variëren en is sterk bepalend voor de grondwatersnelheden en de verdeling ervan.

3.6.2 Resultaten Krooneveld

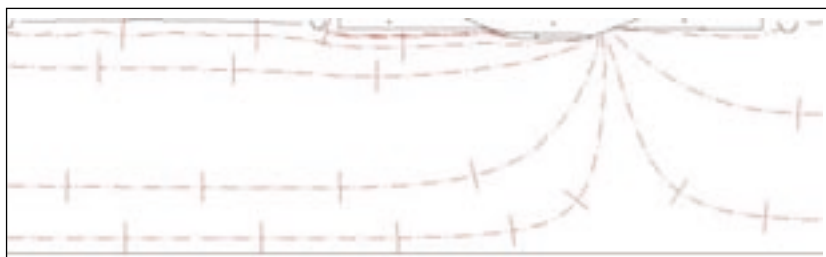
Krooneveld alternatief a: groot gat tussen sliblaag en dijkteen (circa 5 meter)

Nabij Krooneveld bestaat het grondwatersysteem uit één watervoerend pakket met kortsluitstroming door een gat in de sliblaag aan de oostzijde van het kanaal (figuur 3.17). Het grootste deel (circa 98%) van het infiltrerende water stroomt door het gat in de sliblaag op de kanaalbodem. Onder dit gat ontstaat een waterscheiding in het watervoerend pakket. Het water dat aan de oostelijke zijde van het gat infiltreert, stroomt oostwaarts. Het water dat westelijk infiltreert, stroomt naar het westen en dus onder de sliblaag door. Onder het gat heeft het water binnen een jaar 80% van de dikte van het watervoerend pakket gevuld (figuur 3.18).

.....
Figuur 3.17
 Krooneveld a, stroomlijnen en equi-
 potentiaallijnen; waterscheiding onder
 het gat in de sliblaag

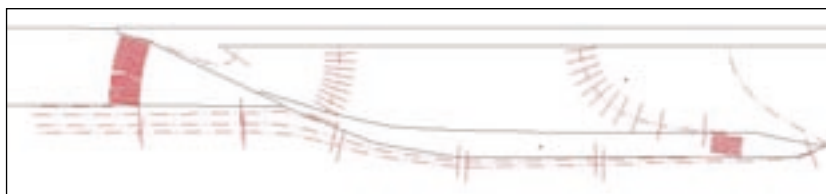


.....
Figuur 3.18
 Krooneveld a, verblijftijdmarkering op
 stroomlijn om de 1 jaar



Circa 2% van het totale infiltrerende water passeert het slib (figuur 3.19). Daarvan stroomt ongeveer 30% uit de oostelijke "teen" (het dunner wordende deel) van de sliblaag, ongeveer 40% door het dikke deel van de sliblaag en 30% door de teen tegen de westelijke oever. Dit slibwater vormt een (in het midden van het kanaal: 15 à 20 centimeter) dunne stroombaan aan de bovenkant van het watervoerend pakket. Midden door de sliblaag infiltreert het water met een snelheid van circa 0,2 meter per maand (verblijftijd van 5 à 8 maanden). Door de beide tenen van de sliblaag is de snelheid het grootst. De snelheid loopt daar op tot circa 0,5 meter per maand door de westelijke teen en zelfs tot 0,5 meter per dag door de hele dunne sliblaag (teen) naast het gat aan de oostzijde.

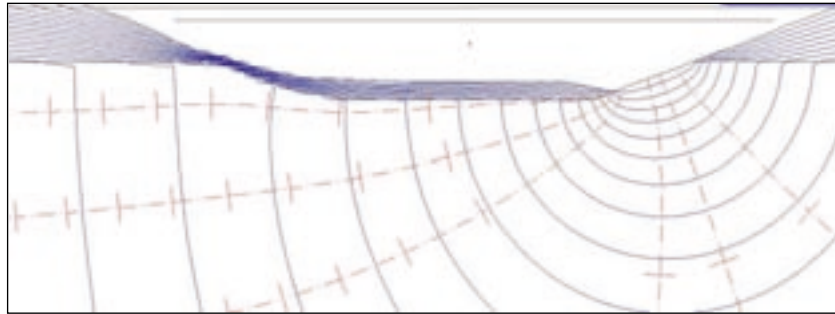
.....
Figuur 3.19
 Krooneveld a, verblijftijdmarkering op
 stroomlijn om de 30 dagen



Door het gat infiltreert het (schone) kanaalwater met een snelheid van ongeveer 15 meter per maand verticaal (figuur 3.20). Het grondwater midden onder het kanaal heeft een (hoofdzakelijk horizontale) snelheid van ongeveer 10 meter per maand en neemt geleidelijk af onder de polder waarin het water opkwelt. Onder de dijk is de snelheid circa 7 meter per maand (84 meter per jaar).

Het slibwater in de stroombaan bovenin het watervoerend pakket kwelt in 1,5 tot 4 jaar op in de poldersloten achter de dijk (figuur 3.19).

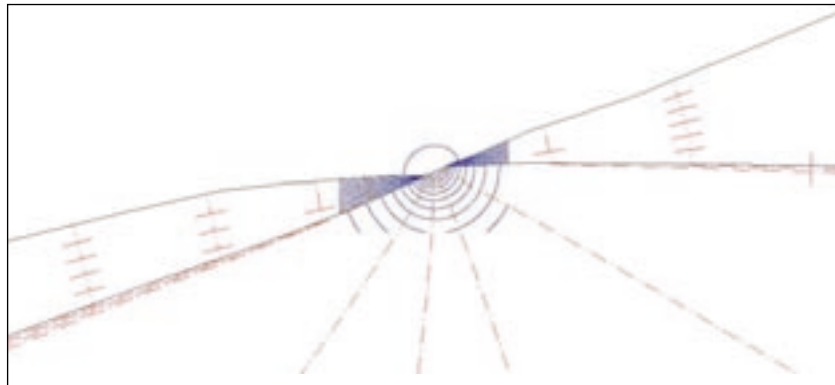
.....
Figuur 3.20
Krooneveld a, verblijftijdmarkering op stroomlijn om de 30 dagen



Krooneveld alternatief b: gat in sliblaag verkleind van 5 meter naar 0,5 meter

Als het gat in de sliblaag geen 5 meter is maar 0,5 meter dan veranderen de grondwaterstromingspatronen niet erg (figuur 3.21). De horizontale snelheid direct onder de dijk is 80 m/jaar. De infiltratiesnelheid door de slibteen neemt toe. Netto passeert meer water de verontreinigde sliblaag, maar verplaatst zich iets langzamer.

.....
Figuur 3.21
Krooneveld b, verblijftijdmarkering op stroomlijn om de 10 dagen. Het gebied met equipotentiaalijnen (blauw) is 3 meter breed



Krooneveld alternatief c: slibteen sluit aan op dijkteen

Als het gat in de sliblaag verder wordt verkleind naar 0 cm, waardoor deze direct aansluit op de dijkteen, maar ter plaatse van de aansluiting nog wel heel dun is, passeert 100% van het infiltrerende water de sliblaag en wordt dus potentieel verontreinigd door uitloging. Of het water verontreinigd raakt door uitloging, hangt af van het desorptiegedrag van de verontreinigingen.

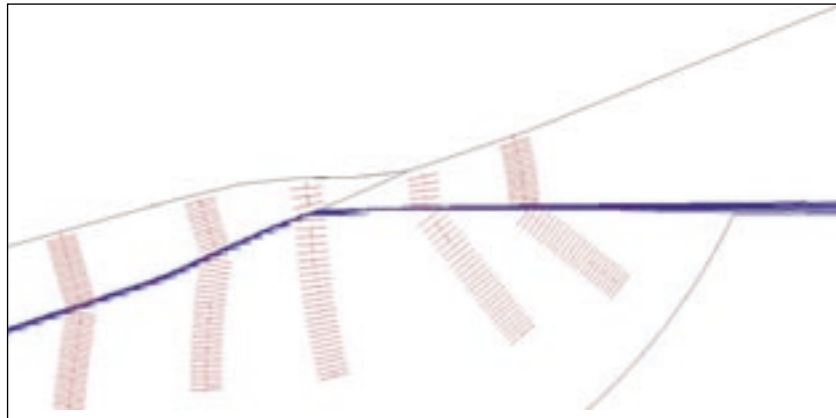
Door de verhoging van de infiltratieweerstand in het kanaal wordt de infiltratie meer verdeeld over de gehele sliblaag, waardoor de grondwaterstroming onder het kanaal meer schuin wegstromend is dan in de twee eerdere schematisaties.

Bovendien neemt hierdoor de (horizontale) snelheid onder het slib en onder de westelijke dijk af met ongeveer een factor 2 t.o.v. alternatief b: 35 m/jaar i.p.v. 80 m/jaar.

Krooneveld alternatief d: dichte bodem: zonder kortsluitstroming

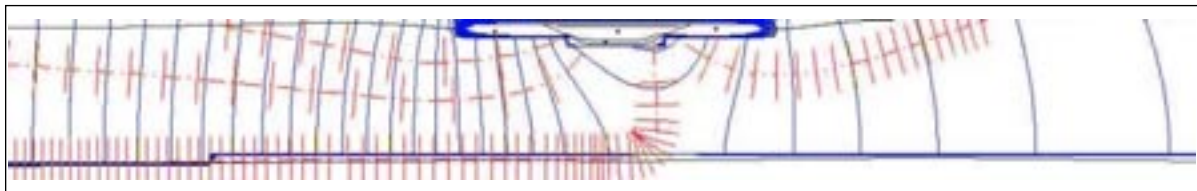
Als de sliblaag over de dijkteen ligt, neemt de infiltratieweerstand nog verder toe en wordt de infiltratie meer gelijk verdeeld over de gehele kanaalbodem (figuur 3.22).

.....
Figuur 3.22
Krooneveld d, infiltratie bij aansluiting van sliblaag op dijkteen. Verblijftijdmarkering op stroomlijn om de 1 dag



Vlak onder het slib stroomt het water verticaal met een stroomsnelheid van 20 meter per jaar. Onder de dijk is de gemiddelde stroomsnelheid in het watervoerend pakket ongeveer 30 meter per jaar. Er treedt onder het kanaal nog steeds een waterscheiding op, echter na een jaar heeft het water nog maar 40% van de dikte van het watervoerend pakket gevuld (figuur 3.23).

.....
Figuur 3.23
Krooneveld d, verblijftijdmarkering op stroomlijn om de 1 jaar



Krooneveld alternatief e: watervoerend pakket gedeeld door scheidende laag; gat in de sliblaag van 0,5 meter

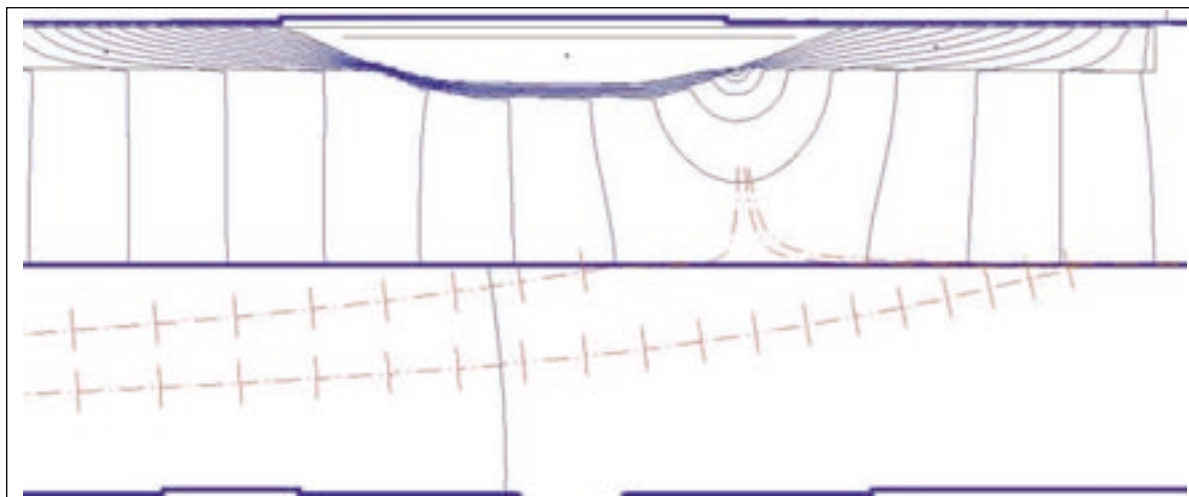
Op sommige plaatsen rond Krooneveld is in het watervoerend pakket een scheidende laag in het watervoerend pakket aanwezig. Onder de scheidende laag stroomt het water van oost naar west en kent geen waterscheiding (door de polderpeilverschillen) (zie figuur 3.24). Boven de scheidende laag is wel een waterscheiding aanwezig. Het grondwater, dat is geïnfilteerd door het oostelijke gat, stroomt naar het oosten (figuur 3.24). Het deel dat de scheidende laag passeert, stroomt in het 2e watervoerende pakket naar het westen.

Doordat het watervoerend pakket gedeeld is, stroomt het water in het eerste watervoerend pakket aanzienlijk sneller dan zonder scheidende laag, onder de dijk ongeveer 130 meter per jaar (figuur 3.25). De grondwatersnelheden in het tweede pakket zijn aanzienlijk lager namelijk circa 5 meter per jaar.

De stroombaan met door het slib geïnfilteerde water ligt bovenop het water dat door het gat is geïnfilteerd en komt dus nooit in het tweede watervoerend pakket.

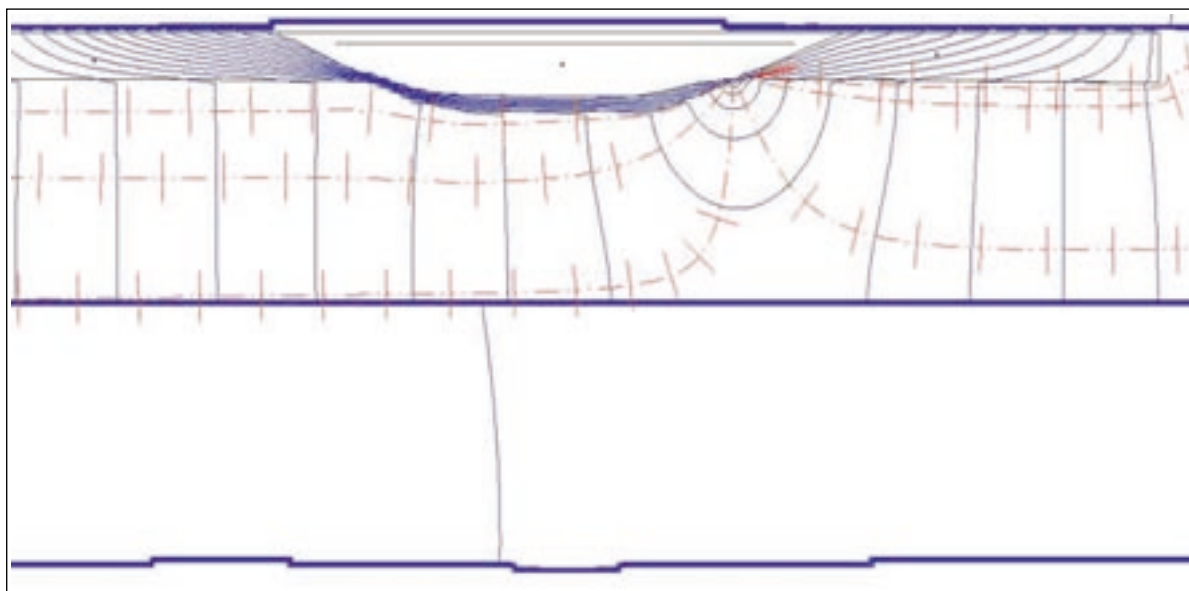
.....
Figuur 3.24

Krooneveld e, verblijftijdmarkering op stroomlijn om de 1 jaar



.....
Figuur 3.25

Krooneveld e, verblijftijdmarkering op stroomlijn om de 1 jaar



Krooneveld alternatief f: watervoerend pakket gedeeld door scheidende laag; gat in de sliblaag van 0 meter

Indien de sliblaag net aansluit op de dijkteen en ter plekke van de aansluiting heel dun is, neemt door het slechtdoorlatend pakket in het watervoerend pakket de stroomsnelheden toe ten opzichte van alt. c. Onder de westelijke dijk is de snelheid circa 50 meter per jaar, i.p.v. 35 m/jaar. De snelheden in het tweede watervoerend pakket veranderen vrijwel niet.

Invloed van de aanwezigheid oorspronkelijke deklaag onder het kanaal op de grondwatersnelheden

De berekeningen zijn uitgevoerd bij afwezigheid van een relevante oorspronkelijke deklaag. Een deklaag heeft substantiële invloed op de intreeweerstand als deze dikker is dan één meter. Indien de oorspronkelijke deklaag nog aanwezig is onder het kanaal, kan het stroombeeld van een volledig bodemdekkende sliblaag (Krooneveld geval d) worden aangenomen en zijn de grondwatersnelheden niet groter dan 30 meter per jaar (en naar

schatting uit bovenbeschreven analyse 50 meter per jaar bij aanwezige scheidende laag).

3.6.3 Resultaten Souburg

Bij Souburg bestaat het grondwatersysteem uit twee watervoerende pakketten gescheiden door een weerstandbiedende laag. Aan beide zijden van het kanaal is een gat in de sliblaag aanwezig, waardoor er twee kortsluitstroombanen tussen het oppervlaktewater en het grondwater bestaan. De invloed van de scheidende laag op de grondwaterstroming wordt in een modelalternatief geïllustreerd.

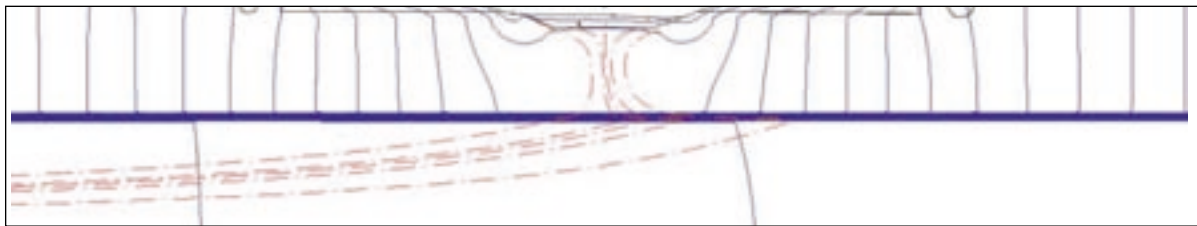
Souburg alternatief a: aan beide zijden van het kanaal een gat in de sliblaag; het watervoerende pakket is gescheiden door een slechtdoorlatend pakket

Door de gaten stroomt 98% of meer van het water het watervoerende pakket in (figuur 3.26). Het door het slib infiltrerende water verplaatst zich naar het midden van het kanaal en stroomt dan in een dunne baan naar beneden, in het bovenste watervoerend pakket binnen het gebied van de waterscheiding. Daarna passeert het verontreinigde grondwater de scheidende laag en zakt rechtstreeks naar het tweede watervoerend pakket, waarin het met de regionale grondwaterstromingsrichting mee, langzaam naar het westen stroomt (circa 5 m/jaar).

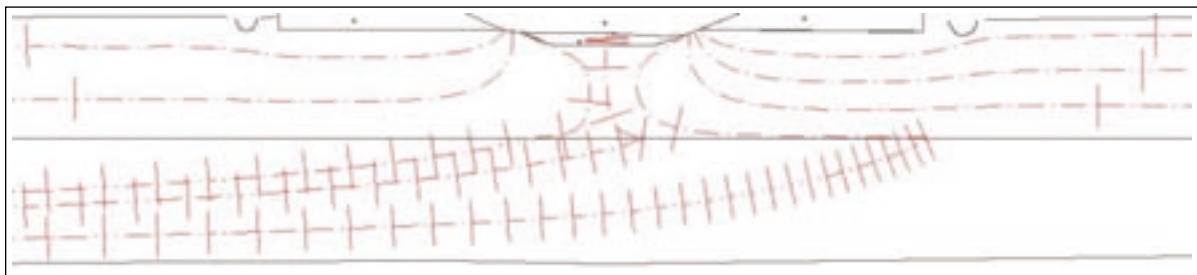
Het water dat niet met het slib in aanraking is gekomen heeft nabij de gaten extreem hoge snelheden: in de orde van 130-150 meter per jaar (horizontaal onder de dijk door) (figuur 3.27). In contrast hiermee staat de snelheid van het water dat door het slib is gestroomd. In de dichtere delen van het slib is de grondwatersnelheid 0,3-0,5 meter per jaar, waardoor de verblijftijden in het slib 3-5 jaar zijn. Een groot deel van het door het slib geïnfiltreerde water, komt uit de tenen van de sliblaag waar de weerstand het kleinst is (figuur 3.28).

Dit water stroomt in het bovenste watervoerend pakket met 20 meter per jaar naar beneden (figuur 3.27) en vervolgt zijn weg in het diepe watervoerend pakket, waar de snelheden aanzienlijk lager zijn circa 5 m/jaar. Na vele honderden meters en honderden jaren komt het diepe grondwater weer aan de oppervlakte in de polders (zie regionale model, hoofdstuk 3).

.....
Figuur 3.26
Souburg a, stroomlijnen en equipotentiaallijnen

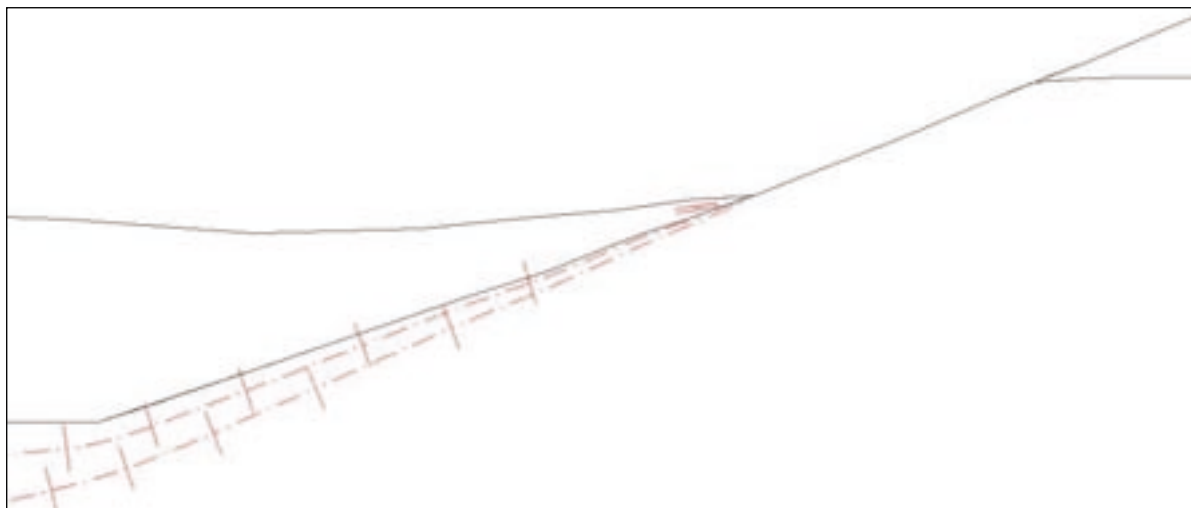


.....
Figuur 3.27
Souburg a, verblijftijdmarkering op stroomlijn om de 1 jaar



.....
Figuur 3.28

Souburg a, verblijftijdmarkering op stroomlijn om de 10 dagen

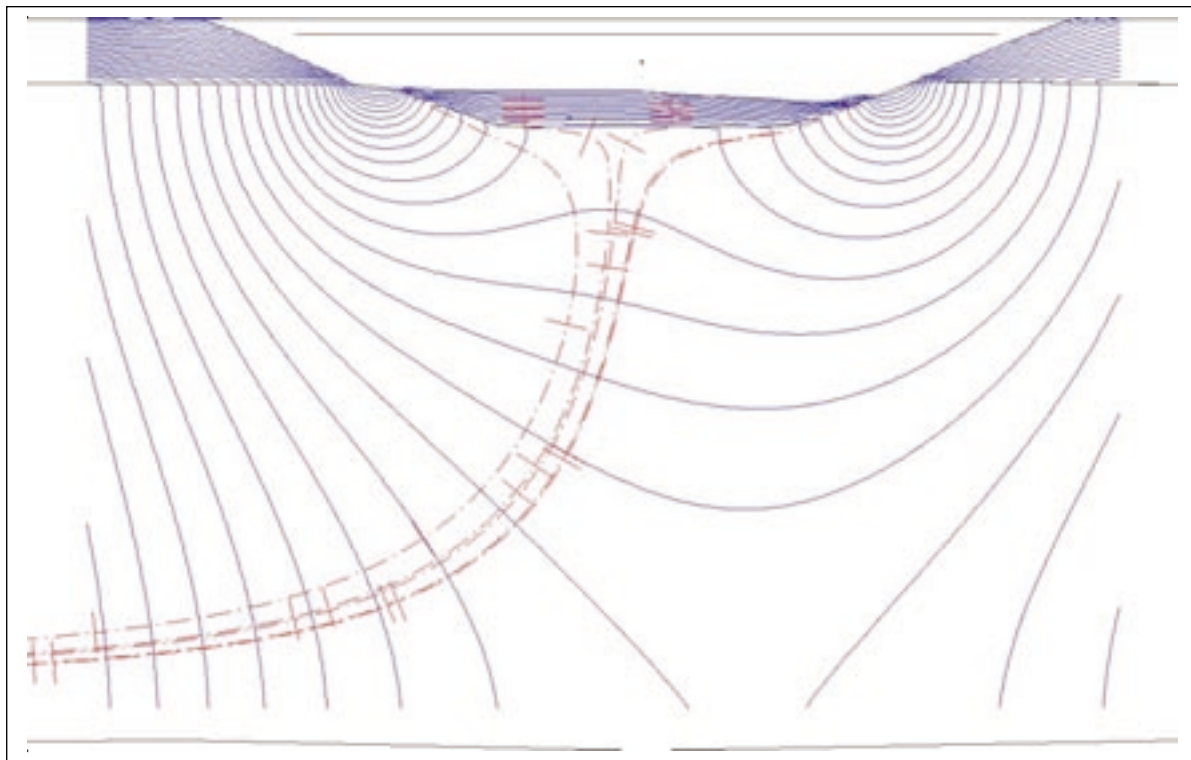


Souburg alternatief b: zonder scheidende laag

Het effect van de scheidende laag is dat meer water in het eerste watervoerend pakket wordt afgevoerd, en dat de regionale grondwaterstroming de stroming in het tweede watervoerend pakket bepaalt. Indien in de situatie van 2-zijdige kortsluitstroming het watervoerend pakket niet gedeeld wordt door een slechtdoorlatend pakket, stroomt het door het slib geïnfiltreerde water als een dunne stroombaan eerst recht naar beneden tot aan de hydrologische basis (figuur 3.29). Onder de dijk stroomt het diepe water vervolgens net zo snel als het ondiepe water, nl. 50 meter per jaar. Het diepe water kwelt echter pas na vele honderden jaren weer op in het midden van de polder.

.....
Figuur 3.29

Souburg b, verblijftijdmarkering op stroomlijn om de 1 jaar



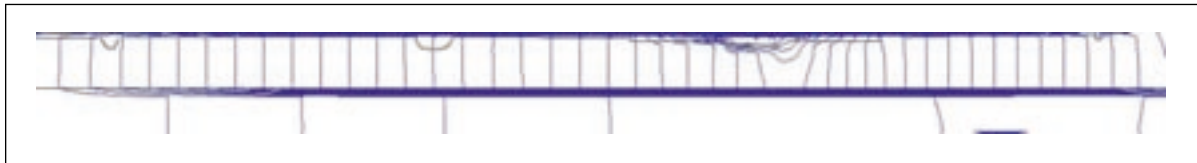
3.6.4 Resultaten Middelburg

Bij Middelburg wordt het watervoerend pakket gedeeld door een scheidende laag (figuur 3.30). Op ongeveer 250 meter westelijk van het kanaal ligt de haven met een waterpeil gelijk aan het kanaal. De haven is minder diep dan het kanaal waardoor de haven insteekt in de oorspronkelijke deklaag. Op ongeveer 500 meter van de haven ligt de gracht rond Middelburg met een waterpeil gelijk aan het polderpeil. Ter plaatse van het kanaal is aan de oostzijde een groot gat in de sliblaag aanwezig, waardoor kortsluitstroming bestaat.

Hoewel de haven van Middelburg net als het kanaal ook een hoog peil heeft, vindt weinig infiltratie plaats, omdat onder de haven meer weerstandbiedende lagen zitten (figuur 3.30). Met uitzondering van de directe omgeving van het gat in de sliblaag, is de stroming in het watervoerend pakket hoofdzakelijk horizontaal, ook onder de haven.

Onder de dijk is de snelheid 70 meter per jaar (figuur 3.31). Door het slib echter gaat het water relatief langzaam (figuur 3.32). Het duurt 5-6 maanden om door de sliblaag van 1,5 meter dikte te stromen.

Figuur 3.30
Middelburg, doorsnede met potentiaallijnen

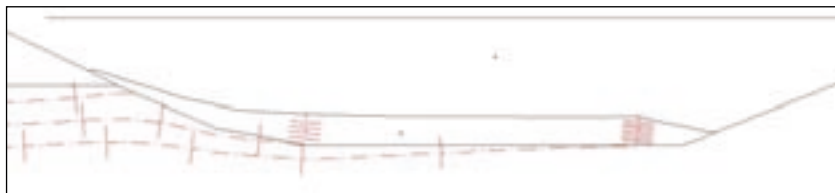


Figuur 3.31
Middelburg, verblijftijdmarkering op stroomlijn om de 30 dagen, lengte van elke stroomlijn is 10 meter



In figuur 3.32 staan de resultaten van een modelberekening waarbij onder de dijk op drie dieptes met een onderlinge afstand van 0,5 meter is berekend, waar het water is geïnfiltrerd en met welke snelheid het water in de desbetreffende stroombaan stroomt. Te zien is dat het water in de eerste anderhalve meter van het watervoerend pakket geïnfiltrerd is door het slib.

Figuur 3.32
Middelburg, verblijftijdmarkering op stroomlijn om de 30 dagen, terugrekening van stroming vanaf onder dijk: afstand tussen stroombanen bij start 0,5 meter



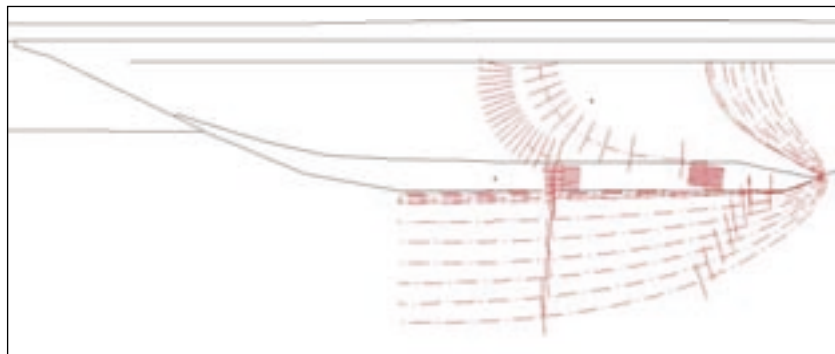
Het stromingspatroon bij Middelburg lijkt sterk op de situatie beschreven bij Krooneveld alternatief e. Ook hier blijft het water dat door het slib is gestroomd aan de bovenkant in het watervoerend pakket.

3.6.5 Grondwaterstromingspatroon en -snelheid op veldonderzoekslocatie bij Middelburg

Met de hierboven beschreven 2-D modellering is het mogelijk de herkomst van het water te berekenen dat is bemonsterd in het veldonderzoek (beschreven in hoofdstuk 4) bij Middelburg. In het veldonderzoek is onder het slib - in het kruispunt van kanaal en haven - een boring gestoken en zijn grondwatermonsters geanalyseerd. Ter plaatse van de boring is berekend waar het water vandaan komt (figuur 3.33). De bovenste 2 à 3 stroombanen van 0,10 meter dikte komen uit het slib. Rond de 3e stroombaan is de overgang tussen slibwater en kanaalwater (dus ongeveer 25 cm onder het slib). Het kanaalwater is ongeveer 1,5 maand onderweg geweest, het slibwater meer dan een half jaar.

.....
Figuur 3.33

Middelburg Verblijftijdmarkering op stroomlijn om de 30 dagen, terugrekening van stroming vanaf boorplaats. Vlak onder de sliblaag is de afstand tussen de stroomlijnen 0,10 meter. Tussen 0 en - 0,5 meter onder sliblaag is de afstand tussen de stroomlijnen 1 meter



3.6.6 Conclusies uit 2-d modelleringen

- 0 - Onderstaande conclusies gelden bij afwezigheid van een relevante deklaag (dat wil zeggen een deklaag van meer dan een meter dikte). Indien een deklaag aanwezig is kan het stroombeeld van een volledig bodemdekkende sliblaag (Krooneveld geval d) worden aangenomen en zijn de grondwatersnelheden niet groter dan 30 meter per jaar. Bij aanwezigheid van een scheidende laag op circa 15 meter diepte is deze naar schatting 50 meter per jaar.
- 1 - Bij éézijdige kortsluitstroming, stroomt het water met grote snelheid onder het slib door. Bij aanwezigheid van een gat in de sliblaag aan beide zijden van het kanaal komt er onder het slib een stagnatiegebied met lage stroomsnelheden.
- 2 - Bij éézijdige kortsluitstroming varieert de maatgevende snelheid onder de dijk van 70 tot 84 meter bij een variatie van de gatgrootte van 0,5 tot 5 meter.
- 3 - De snelheden onder de dijk zijn niet sterk afhankelijk van de situatie achter de dijk: de snelheden in het model voor Middelburg van circa 70 meter per jaar is in dezelfde orde grootte als die bij Krooneveld (80-84).
- 4 - Grote snelheden van water dat door of direct langs het slib stroomt, doen zich voor vlakbij een gat of gaten in de sliblaag en direct onder het slib in het geval van éézijdige kortsluitstroming. Deze grote snelheden vinden plaats in het gebied onder het kanaal over een zone van circa

25 meter rond het gat en kunnen over korte afstanden (5 meter) oplopen tot circa 1 meter per dag.

- 5 - Indien bij éénzijdige kortsluitstroming een scheidende laag in het watervoerend pakket aanwezig is, is de snelheid een factor 1,5 groter dan zonder scheidende laag.
- 6 - Bij tweezijdige kortsluitstroming (profiel Souburg) en een scheidende laag treden extreme grondwater snelheden op (120 meter per jaar onder de dijk), maar liggen juist de stroombanen met slib beïnvloed water in langzaam stromende banen. Na passage van de scheidende laag heersen in het tweede watervoerend pakket snelheden van 5 à 10 meter per jaar.
- 7 - De snelheden in het diepe watervoerend pakket zijn met 5 à 10 meter per jaar in de normale range van verwachte grondwatersnelheden van regionale grondwaterstroming.
- 8 - In tabel 3.7 staan de grondwatersnelheden vermeld in het eerste en indien aanwezig in het tweede watervoerend pakket bij de verschillende alternatieve modelschematisaties. Ook is aangegeven hoeveel procent van het infiltrerende water in de desbetreffende dwarsdoorsnede door het slib is geïnfiltreerd.
Indien er kortsluitstroming is, is het percentage dat door het slib infiltreert minder dan 2 procent.
Indien er een scheidende laag in het watervoerend pakket aanwezig is, is de snelheid van het water in het eerste watervoerend pakket substantieel hoger dan zonder de scheidende laag.

Tabel 3.7

Resultaten op de verschillende locaties met de beschouwde modelalternatieven

Alternatieven	% wvp gevuld na slibpassage	V _{gw} onder de dijk [m/jaar] wvp (1)	V _{gw} onder de dijk [m/jaar] wvp 2
Krooneveld 1-zijdige kortsluitstroming			
a: gat van 5 m	<2	84	
b: gat van 0,5 m	<2	80	
c: gat van 0 m; C _{intree, gat} > 0 d; C _{intree} gemiddeld = 75 d	100	35	
d: gat van 0 m; C _{intree, gat} > 50 d; C _{intree} gemiddeld = 150 d	100	25	
e: gat van 0,5 m; als b, sdp in wvp	<2	130	<5
f: gat van 0 m; als c, sdp in wvp	100	50	<5
Souburg 2-zijdige kortsluitstroming			
a. gaten van 5 m; sdp in wvp	<2	140 (in pluim: 30)	<5
b. gaten van 5 m; geen sdp in wvp	<2	50 (in pluim: 20)	
Middelburg 1-zijdige kortsluitstroming	<2	70	<5

4 Opzet en uitvoering milieuchemisch veldonderzoek

4.1 Doelstelling en aanpak

De doelstelling van het milieuchemisch veldonderzoek is het meten van parameters die noodzakelijk zijn voor het schatten van het risico van verspreiding van verontreinigingen via het grondwater onder het kanaal door Walcheren. Deze parameters zijn:

- Concentraties verontreinigingen in poriewater op verschillende dieptes in sliblaag, deklaag en watervoerend pakket. Deze concentraties zijn nodig voor het vaststellen van eventuele MTR-overschrijding en voor het bepalen van de retardatiefactoren.
- Gehaltes verontreinigingen in de vaste fase op verschillende dieptes in sliblaag, deklaag en watervoerend pakket. Deze gehalten zijn nodig voor het bepalen van de retardatiefactoren.
- Porositeit en bulkdichtheid op verschillende dieptes in sliblaag, deklaag en watervoerend pakket. Deze parameters zijn nodig voor het bepalen van de retardatiefactoren.

Er is voor gekozen om onderzoek uit te voeren op twee representatieve locaties en de resultaten te extrapoleren naar het hele studiegebied. Op de twee locaties zijn boorkernen gestoken, waarin op verschillende dieptes in en onder de sliblaag verontreinigingsconcentraties in het poriewater en verontreinigingsgehalten in de vaste stof zijn gemeten. Daarnaast zijn de poriewaterconcentraties van verschillende macronutriënten gemeten en is de samenstelling van het vaste materiaal bepaald. Uit de meetgegevens zijn de lokale distributiecoëfficiënten en retardatiefactoren van de verontreinigingen berekend (distributiecoëfficiënten beschrijven de verdeling van een verontreiniging tussen de vaste fase van bodem of sediment en het poriewater).

Er is bij de bemonstering zorg voor gedragen dat de laagopbouw en de redoxcondities in de gestoken kernen niet werden verstoord. Zo konden met een groot detailniveau en zonder verstoring van de chemische processen de daadwerkelijk heersende concentraties en retardatiefactoren op verschillende dieptes in sliblaag, deklaag en watervoerend pakket worden bepaald. De milieuchemische procesinformatie en retardatiefactoren zijn vervolgens geëxtrapoleerd naar het hele studiegebied, zodat een gebiedsdekkende risico-beoordeling kon worden uitgevoerd. Een dergelijke extrapolatie is mogelijk omdat de chemische processen die het gedrag van de verontreinigingen bepalen in het hele gebied hetzelfde zijn.

Een mogelijk alternatief voor bovenstaande aanpak zou zijn geweest een uitgebreide bemonstering van sediment in combinatie met het oppompen van een grote hoeveelheid grondwater. Deze aanpak zou, bij een gelijk budget, voor meer locaties binnen het studiegebied resultaten hebben opgeleverd. De locatiekeuze is echter arbitrair door het ontbreken van kennis over de lokale stromingscondities. Bovendien zou door de grofheid van de grondwater-monsternamen en het ontbreken van informatie over de milieuchemische processen deze methodiek niet hebben geleid tot resultaten waarmee voorspellingen van concentraties en retardatiefactoren voor andere delen van het kanaal gedaan konden worden.

4.2 Locatiekeuze

Actueel risico van verspreiding via het grondwater treedt op indien een stof met een poriewaterconcentratie boven het MTR-niveau zich verplaatst met een snelheid van meer dan 3 meter in 30 jaar. Voor de locatiekeuze houdt dit in dat de te bemonsteren locaties bij voorkeur moesten voldoen aan de volgende twee criteria:

1. Hoge verontreinigingsconcentraties in poriewater → grootste kans MTR-overschrijding.
2. Hoge infiltratiesnelheid → grootste kans op hoge verspreidingsnelheid.

Bij aanvang van het onderzoek waren geen metingen bekend van de verontreinigingsconcentraties in het poriewater van de sliblaag, de deklaag en het watervoerend pakket. Het was daarom niet mogelijk om op basis van poriewaterconcentraties uitspraken te doen over het al dan niet overschrijden van het MTR-niveau. Wel waren er metingen beschikbaar van verontreinigingsgehalten in de vaste fase van de sliblaag. De locatiekeuze is op deze metingen gebaseerd. Voor een beschrijving van de verontreinigingssituatie wordt verwezen naar § 2.7.

Op basis van de verontreiniging is een locatie geselecteerd bij de haveningang van Middelburg (x-y coördinaten boring: 32,708 - 391,461). Dit was weliswaar niet de meest verontreinigde locatie in het havengebied van Middelburg, maar de locatie bood de meest ideale combinatie van hoge verontreinigingsgehalten en goede bereikbaarheid.

Met betrekking tot de infiltratiesnelheid is bij de locatiekeuze geredeneerd vanuit 2 soorten locaties: (1) locaties waar het slib direct op het zandige watervoerend pakket ligt en (2) locaties waar een isolerende kleiige/venige deklaag aanwezig is tussen de sliblaag en het watervoerend pakket.

Verwacht wordt dat de infiltratiesnelheid relatief hoog is op locaties waar de sliblaag van kanaal/havens direct op het watervoerend pakket ligt. Dit is het geval op locaties waar het kanaal oude kreekruigen aansnijdt (figuur 2.3) en op locaties waar het kanaal direct het eerste watervoerend pakket aansnijdt (originele deklaag verwijderd bij het graven van het kanaal) (figuur 2.5). Locaties gesitueerd op voormalige kreekruigen zijn in het onderzoeksgebied te vinden ter hoogte van de wijk Westerzicht in Vlissingen, ter hoogte van Nieuw Abeele (ten zuiden van Middelburg) en in Middelburg. Omdat op basis van de verontreinigingssituatie al een locatie in Middelburg is geselecteerd, is de keuze voor Middelburg dus zowel vanuit milieuchemisch als vanuit geohydrologisch oogpunt gerechtvaardigd. Op de locatie ter hoogte van Westerzicht is de sliblaag, en dan met name het diepere deel, relatief schoon (klasse 2). Deze locatie is daarom niet het meest geschikt voor bemonstering. Op de locatie ter hoogte van Nieuw Abeele is de verontreinigingssituatie onbekend.

De kanaalbodem snijdt het eerste watervoerend pakket aan tussen Westerzicht en Zuid Middelburg en tussen Noordwest Middelburg en Kleverskerke (figuur 2.4). Omdat het noordelijke traject sterker vervuild is dan het zuidelijke, komt het noordelijke traject meer in aanmerking voor bemonstering. Er is daarom gekozen voor een tweede monsterlocatie in het kanaal door Walcheren ten noorden van Middelburg, nabij Krooneveld (x-y coördinaten: 34,318 - 392,896).

.....
Figuur 4.1
Monsterlocaties



4.3 Verontreinigingskeuze

Voor het inschatten van het risico van verspreiding naar het grondwater is met name de verontreinigingssituatie in het onderste gedeelte van de sliblaag en het bovenste gedeelte van het watervoerend pakket relevant. Omdat geen informatie aanwezig is over eventuele verontreiniging van het watervoerend pakket, is bij de verontreinigingskeuze uitgegaan van de informatie over de sliblaag zoals gepresenteerd in Grontmij [1995]. Dit rapport laat zien dat in het kanaal door Walcheren koper en PAK de belangrijkste verontreinigingen vormen. Dit is ook het geval in de haven van Middelburg en het kanaal door de Oude Arne. In de havens van Veere en Vlissingen zijn, naast koper en PAK, gechloreerde verbindingen in verhoogde gehalten aangetroffen.

Er is sprake van een potentieel verspreidingsrisico als de hoeveelheid verontreiniging die met het water uit de sliblaag in het watervoerend pakket treedt, hoger is dan het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau. Omdat geen metingen zijn gedaan in de waterfase, is het onduidelijk of op de onderzochte locaties de verontreinigingsconcentraties in de waterfase het MTR-

niveau overschrijden. De stofkeuze voor het meetplan is daarom in eerste instantie gebaseerd op het gehalte in de vaste fase uit het Grontmij-rapport. Dit rapport geeft aan dat koper en PAK de voornaamste verontreinigingen zijn op de geselecteerde monsterlocaties. Het meetplan richt zich derhalve op deze stoffen.

Bij het meten van koper op de ICP worden automatisch diverse andere zware metalen meegemeten (o.a. Cd, Ni, Pb, Zn). Deze metalen zullen, waar nodig en mogelijk, worden meegenomen in de discussie.

Voor wat betreft de organische verontreinigingen kan worden gesteld dat het gedrag van PAK indicatief is voor het gedrag van andere organische verbindingen. De PAK-verontreiniging bestrijkt een grote range aan stoffeigenschappen (K_{ow}), derhalve kunnen de resultaten voor PAK worden geëxtrapoleerd t.b.v. risico-inschatting voor andere organische verontreinigingen.

4.4 Uitvoering veldonderzoek

4.4.1 Steken sedimentkernen

Het steken van de sedimentkernen is uitgevoerd door Aqua Terra op 13 mei 2002. De kernen zijn gestoken vanaf een schip met behulp van een vibrocore (figuur 4.2 en 4.3). In totaal zijn 4 kernen gestoken, twee per locatie. De eerste kern op een locatie is ter plaatse opgezaagd voor het maken van een boorbeschrijving (figuur 4.4).

Deze kernen zijn bemonsterd ten behoeve van waterdoorlatendheidsmetingen in het zandpakket. De diepte waarop bemonsterd is, is enkele meters in het watervoerend pakket. Steekringmonsters zijn genomen uit de over de lengte doorgesneden sedimentkernen door eerst een afdruk van de steekring in het zand te maken en vervolgens zoveel mogelijk zand net buiten de afdruk te verwijderen zodat er een cilindervormig zandlichaam overblijft. Zo wordt voorkomen dat wanneer de ring over het zandlichaam heen geschoven wordt de druk op het zandlichaam toeneemt en de structuur wordt aangetast. De boven- en onderkant van de steekring is afgedekt met parafilm, waarna de monsters schokvrij zijn vervoerd in een zandbak.

.....
Figuur 4.2 en 4.3
Steken sedimentkernen met vibrocorer



.....
Figuur 4.4

Kernen gestoken op locatie Krooneveld en Middelburg



De tweede kern is op 2 meter afstand van de eerste kern gestoken en op basis van de boorbeschrijving van de eerste kern op het schip in stukken gezaagd (figuur 4.5). De stukken zijn anaëroob afgedopt en overgebracht naar het RIZA-lab in Lelystad voor verdere bemonstering. De kernen zijn tot aan verdere bewerking opgeslagen bij 4 °C.

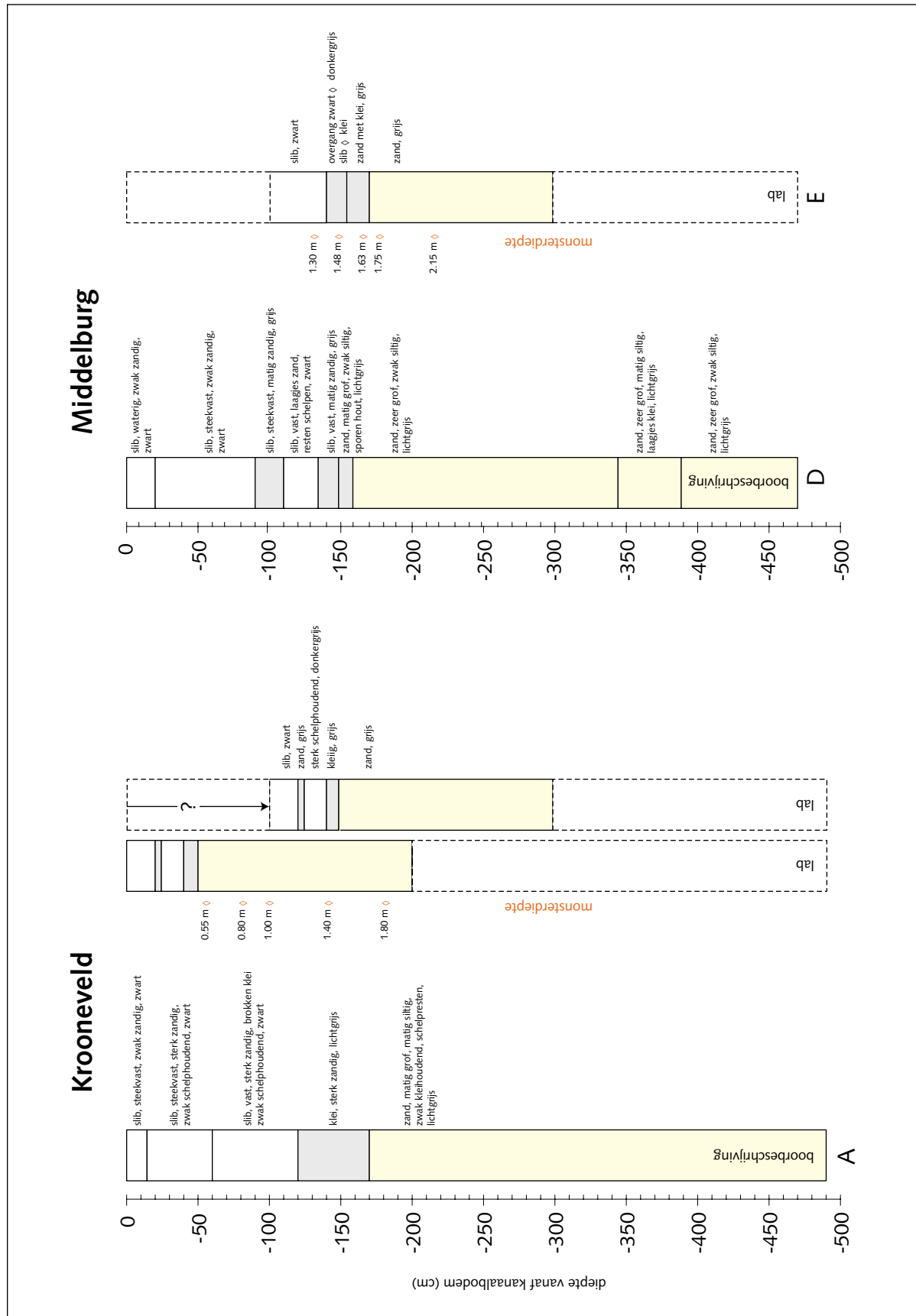
.....
Figuur 4.5

Zagen van gestoken kern



Figuur 4.6

Opbouw van sedimentkernen op locatie Krooneveld en Middelburg. A en D: boorbeschrijvingen uit het veld; B/C en E: laagopbouw zoals waargenomen in het lab (ingetekend monsterpunten)



4.4.2 Bemonstering van sedimentkernen voor milieuchemisch onderzoek

Om de condities in de sedimentkernen zo min mogelijk te verstoren is de verdere bemonstering anaëroob uitgevoerd in een glovebox onder stikstof ($O_2 < 1\%$ v/v). In deze glovebox zijn de PVC-buizen geopend met behulp van een knabbelschaar, waarna de laagopbouw is vergeleken met de boorbeschrijving. Vervolgens zijn op verschillende dieptes monsters genomen van poriewater en vaste stof. De monsterpunten zijn, met de boorbeschrijving en de in het lab waargenomen laagopbouw, opgenomen in figuur 4.6.

Krooneveld

Bij vergelijking van de kernen in het lab met de boorbeschrijving uit het veld bleek de lab-kern van locatie Krooneveld aanzienlijk te verschillen van de originele boorbeschrijving. Het verschil zat met name in de dikte van de sliblaag, die in de kern in het lab slechts 20 cm bedroeg, terwijl bij het maken van de boorbeschrijving 120 cm slib was waargenomen. Het is onduidelijk of een deel van de sliblaag bij bemonstering verloren is gegaan, of dat de dikte van de sliblaag daadwerkelijk zo verschillend was (zie figuur 4.6, situaties B en C). Uiteindelijk zijn in de Krooneveldkern sediment- en poriewatermonsters genomen op 0,55, 0,8, 1,0, 1,4 en 1,8 meter diepte. Het meest ondiepe monster is genomen op de overgang naar het watervoerend pakket. Redenen om niet ondieper te bemonsteren waren de instabiliteit van de sliblaag (waterig slib vervloede bij openen kern) en de onhandelbaarheid van de schelphoudende laag (grote stukken schelp en weinig bodemmateriaal, waardoor geen representatieve monsternamen mogelijk was).

Middelburg

De laagopbouw in de kern gestoken op locatie Middelburg bleek in grote lijnen overeen te komen met de boorbeschrijving. Sediment en poriewatermonsters zijn genomen op 1,3, 1,48, 1,62, 1,75 en 2,15 meter diepte. Deze monsterpunten zijn respectievelijk gesitueerd in de sliblaag, in de 2 overgangslagen tussen sliblaag en watervoerend pakket en in het watervoerend pakket.

Poriewaterbemonstering: De manier waarop poriewater is onttrokken uit de sedimentkernen hing af van de samenstelling van het vaste materiaal. Uit zandige lagen is poriewater verkregen door het water onder onderdruk aan het zand te onttrekken. Hiertoe is bodemmateriaal overgebracht in een scheidrechter met glasfilter en is aan de onderzijde water onttrokken met een Polyethyleen 20 ml spuit. Op deze manier kon 10-20 ml poriewater worden verzameld per monster.

Uit de sliblaag en de kleiige lagen is poriewater verkregen door monsters onder stikstof te centrifugeren. Afhankelijk van de hoeveelheid in behandeling genomen sedimentmateriaal leverde dit 10-30 ml poriewater. Het poriewater is na filtratie over 0,45 mm geanalyseerd op pH, Cl^- , NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , opgelost organisch koolstof (DOC), metalen (Al, Cd, Co, Cu, Fe, Ni, Pb, Sn, Zn) en de elementen Mo, U, V.

De hoeveelheid poriewater die kon worden onttrokken bleek onvoldoende voor PAK-analyse. Om toch een goed beeld van het PAK-concentraties in het poriewater te krijgen, is een equilibratie uitgevoerd van sedimentmateriaal met artificieel kanaalwater. Het artificiële kanaalwater is samengesteld uit 12,9 g NaCl per liter en 4,4 g $CaCl_2$ per liter. Hierbij is de chlorideconcentratie gebaseerd op de gemiddelde concentratie in het Kanaal door Walcheren (circa 10 mg/l). De verhouding tussen Ca en Na is gebaseerd op de verhouding tussen twee- en eenwaardige ionen in zeewater.

Tijdens equilibratie is ± 15 g nat sediment 24 uur langzaam geschud met 50 ml kanaalwater bij 20 °C. Na het schudden is de suspensie 48 uur weggezet om het sedimentmateriaal te laten bezinken, waarna de waterfase is gefiltreerd over 0,45 μm en geanalyseerd op PAK. Bacteriële omzetting van PAK tijdens equilibratie is tegengegaan door het toevoegen van een biocide.

Sediment: Sedimentmateriaal op de verschillende monsterdieptes is geanalyseerd op korrelgrootteverdeling (<2, <10, <16, <50, <63 μm), organisch koolstofgehalte (OC), anorganisch koolstofgehalte (AC), metalen (Al, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mg, Ni, Pb, Zn) en PAK.

Tussen de monsters voor de milieuchemische analyses zijn monsters genomen voor dichtheid en porositeitsmetingen.

4.4.3 Monsterbewerking

Vanwege het hoge zoutgehalte van het poriewater moest voor metaalanalyse en voor analyse van NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} en SO_4^{2-} een opwerkingsstap worden uitgevoerd. Poriewatermonsters voor metaalanalyse zijn opgewerkt door een preconcentratie van metalen op een vaste ionenwisselaar, gevolgd door een elutie met HNO_3 .

Poriewatermonsters voor anionanalyse zijn gezuiverd over zilverkolommen. Helaas bleek deze opwerkingsstap niet onder anaërobe condities te kunnen worden uitgevoerd. Hierdoor zijn de NO_2^- - en NO_3^- -concentraties mogelijk enigszins verhoogd en de NH_4^+ -concentraties mogelijk enigszins verlaagd.

4.4.4 Doorlatendheidsmeting

De hydraulische doorlatendheid van het grondmonster in de steekring is in het lab gemeten met een standaard constant-flux laboratorium permeameter. Na verwijdering van het parafilm zijn de boven- en onderkant van de monsters met visdraad afgevlakt, zodat er twee speciale ringen op passen die het mogelijk maken dat er water door de monsters kan worden geleid. De stroming door het monster wordt opwekt door zeer langzaam een zuiger, aangedreven door een elektrische stappenmotor, te bewegen waardoor water door het monster gedrukt wordt. Het druk- of stijghoogteverschil over het monster wordt gemeten door een differentieel drukopnemer met grote precisie (Druck, LPX 5000).

De monsters zijn verzadigd met ontlucht en gedesinfecteerd leidingwater voor een periode van 2 dagen waarna ze in een vacuüm klok onder gedeeltelijk vacuüm worden ontlucht. De permeameter is zo geprogrammeerd dat vijf fluxen met toenemende grootte door het monster worden gestuurd. Elke flux duurt 360 seconden. Het stijghoogteverschil wordt elke vijf seconden gemeten en automatisch geregistreerd met een datalogger. De stijghoogteverschillen worden gecorrigeerd voor de interne weerstand van vloeistofstroming in de permeameter als gevolg van slangen en kranen. Vervolgens wordt de hydraulische doorlatendheid berekend door de richtingscoëfficiënt te bepalen van een kleinste-kwadraten-rechte-lijn-fit door de vijf datapunten.

Van de permeameter en de voorafgaande monstervoorbereiding is de gevoeligheid bepaald. Hiervoor is vijftien maal de doorlatendheid van kunstmatig referentiemateriaal gemeten onder identieke omstandigheden en identieke voorbereiding van het monster. Hieruit blijkt dat de doorlatendheid van de monsters gemeten met de permeameter met een precisie van $1,78 \text{ m}\cdot\text{d}^{-1}$ kan worden bepaald.

5 Resultaten milieuchemisch veldonderzoek

5.1 Verontreinigingsgehaltenes en poriewaterconcentraties

De resultaten van het veldonderzoek zijn gepresenteerd in de tabellen 5.1 t/m 5.4 (data sediment) en 5.5 t/m 5.7 (data poriewater). De resultaten worden per monsterlocatie besproken.

Tabel 5.1

Karakteristieken vaste stof: organisch koolstofgehalte (OC), anorganisch koolstofgehalte (AC) en korrelgroottefracties

Locatie	Diepte (m)	OC (% ds)	AC (% ds)	<2um (% ds)	<10um (% ds)	<16um (% ds)	<50um (% ds)	<63um (% ds)
Krooneveld	0,55 (overgang wvp)	0,2	1,1	5,0	6,8	7,5	12,5	13,7
	0,8 (wvp)	0,2	1,0	2,4	3,5	3,8	6,5	7,4
	1,0 (wvp)	0,1	1,1	0,1	4,5	5,0	7,7	7,8
	1,4 (wvp)	0,1	1,2	3,7	4,8	5,2	8,1	8,9
	1,8 (wvp)	0,2	0,9	3,1	4,1	4,4	6,7	7,4
Middelburg	1,3 (sliblaag)	4,8	1,3	48,9	61,2	64	69,6	69,9
	1,48 (deklaag)	1,6	1,1	22,1	30,1	33	42,6	43,6
	1,62 (deklaag)	0,3	1,0	8,0	11,2	12,5	18,3	19,5
	1,75 (overgang wvp)	0,2	1,0	6,1	8,4	9,2	14	15
	2,15 (wvp)	0,2	0,8	3,6	4,7	5,1	7,3	7,9

Tabel 5.2

Metaalgehaltenes vaste stof, vergelijking met sedimentnormen

Locatie	Diepte (m)	Gestandaardiseerd metaalgehalte (mg/kg)*							
		As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Krooneveld	0,55 (overgang wvp)	11	<0,1	28	15	<0,01	21	8	51
	0,8 (wvp)	6	<0,1	22	0,8	<0,01	10	4	22
	1,0 (wvp)	5	<0,1	24	2	<0,01	12	5	29
	1,4 (wvp)	5	<0,1	25	0,8	<0,01	9	6	25
	1,8 (wvp)	5	<0,1	21	0,4	<0,01	8	4	21
Middelburg	1,3 (sliblaag)	21	<0,1	243	550	2,2	20	253	463
	1,48 (deklaag)	13	<0,1	44	50	2,3	17	153	101
	1,62 (deklaag)	8	<0,1	24	5	<0,01	15	13	15
	1,75 (overgang wvp)	6	<0,1	22	4	<0,01	9	9	6
	2,15 (wvp)	6	<0,1	23	5	<0,01	7	8	10
Klassegrenzen en sedimentnormen									
Klasse 1	Streefwaarde	29	0,8	100	36	0,3	35	85	140
Klasse 2	Grenswaarde	55	2	380	36	0,5	35	530	480
Klasse 3	Toetsingswaarde	55	7,5	380	90	1,6	45	530	720
Klasse 4	Interventiewaarde	55	12	380	190	10	210	530	720
	MTR	55	12	380	73	10	44	530	620

Overschrijding klassegrenzen aangegeven in kleur, overschrijding MTR vet en onderstreept. * Gestandaardiseerd volgens ENW/NM4.

Tabel 5.3

PAK-gehaltenes vaste stof, vergelijking met sedimentnormen

Locatie	Diepte (m)	Gestandaardiseerd PAKgehalte (mg/kg)										
		Naf	Fen	Ant	Flt	BaA	Chr	BkF	BaP	BgP	IPe	ΣPAK
Krooneveld	0,55 (overgang wvp)	0,0029	0,0044	0,0002	0,0014	0,0021	0,0014	0,0012	0,0017	0,0013	0,0020	0,019
	0,8 (wvp)	0,0070	0,0063	0,0001	0,0008	0,0005	0,0007	0,0003	0,0004	0,0004	0,0005	0,017
	1,0 (wvp)	0,0056	0,0030	0,0001	0,0008	0,0003	0,0005	0,0003	0,0003	0,0005	-	0,011
	1,4 (wvp)	0,0057	0,0025	0,0001	0,0005	0,0001	0,0003	0,0001	0,0001	0,0002	0,0000	0,0097
	1,8 (wvp)	0,0049	0,0025	0,0001	0,0003	0,0001	0,0003	0,0000	0,0001	0,0002	0,0000	0,0086
Middelburg	1,3 (sliblaag)	0,38	1,9	0,40	3,7	3,0	2,5	2,0	3,7	3,4	4,9	26
	1,48 (deklaag)	0,048	0,19	0,041	0,41	0,33	0,25	0,22	0,42	0,41	0,52	2,9
	1,62 (deklaag)	0,0058	0,0081	0,0016	0,0082	0,0059	0,0045	0,0036	0,0059	0,0039	0,011	0,058
	1,75 (overgang wvp)	0,0081	0,011	0,0007	0,0074	0,0043	0,0044	0,0039	0,0070	0,0044	0,0081	0,059
	2,15 (wvp)	0,0087	0,0053	0,0004	0,0020	0,0010	0,0013	0,0009	0,0016	0,0012	0,0016	0,024
Klassegrenzen en sedimentnormen												
Klasse ≥ 1	Streefwaarde	0,001	0,005	0,001	0,03	0,003	0,1	0,02	0,003	0,08	0,06	
	MTR	0,1	0,5	0,1	3,0	0,4	11	2,0	3,0	8,0	6,0	
Klasse 3	Toetsingswaarde											10
Klasse 4	Interventiewaarde											40

Overschrijding MTR en klassegrenzen aangegeven in kleur.

Tabel 5.4

Doorlatendheid k, porositeit θ en dichtheid-droog ρ

Krooneveld Diepte [m]	K [m/dag]	Porositeit [-]	Haven Middelburg		K [m/dag]	Porositeit [-]	Porositeit [-]	Dichtheid [kg _{ds} /l] kern 2
			Diepte [m]	Bodemtype				
			1,25				0,68	0,83
			1,38				0,74	0,64
			1,55				0,53	1,25
			1,72	zand			0,39	1,57
			1,82	zand			0,38	1,61
			2,25	zand			0,38	1,63
			4,72	zand	15,44			
			4,28	zand	13,24			
			4,90*	zand	13,74			
4,92	4,19		5,01	zand	14,67			
5,06	6,00		5,17	zand	17,67	0,39		
5,16	3,66		5,25	zand	13,76			
5,26	2,93		5,36	zand	11,18			
5,36	6,35		5,42	zand	11,83			
5,46	8,41	0,43	5,55	zand	7,28			

* kleibrokjes

Tabel 5.5
Poriewaterkarakteristieken

Locatie	Diepte (m)	pH (-)	DOC (mg/l)	Cl ⁻ (mg/l)	NO ₂ ⁻ (mg/l)	NO ₃ ⁻ (mg/l)	NH ₄ ⁺ (mg/l)	PO ₄ ³⁻ (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	Cl ⁻ /SO ₄ ²⁻ (-)	Fe (ug/l)	Al (ug/l)
Krooneveld	0,55 (overgang wvp)	7,3	70	11255	<dl	2,3*	1,52*	<dl	1505	7	12,3	<dl
	0,8 (wvp)	8,6	49	11765	<dl	8,0*	1,56*	<dl	1625	7	55,5	<dl
	1,0 (wvp)	8,0	41	9414	<dl	1,9*	1,20*	<dl	1215	8	<4,0	<dl
	1,4 (wvp)	7,9	40	8517	0,01*	3,1*	1,44*	<dl	1064	8	<4,0	<dl
	1,8 (wvp)	7,9	39	3536	<dl	1,9*	1,30*	<dl	394	9	<4,0	<dl
Middelburg	1,3 (sliblaag)	8,0	100	8513	<dl	3,3*	18,1*	34	289	29	<4,0	<dl
	1,48 (deklaag)	7,7	85	14466	<dl	0,9*	16,7*	57	622	23	<4,0	<dl
	1,62 (deklaag)	7,7	46	13858	<dl	0,8*	16,6*	55	703	20	5,6	<dl
	1,75 (overgang wvp)	8,1	61	13254	<dl	1,0*	18,2*	48	752	18	15,3	<dl
	2,15 (wvp)	8,3	75	14668	<dl	2,0*	20,9*	8,4	1260	12	4,1	<dl

*A.g.v. aerobe opwerking zijn nitraat- en nitrietconcentraties mogelijk enigszins verhoogd en ammoniumconcentraties mogelijk enigszins verlaagd. <dl = beneden detectielimiet.

Tabel 5.6
Metaalconcentraties in poriewater, vergelijking met grondwaternormen

Locatie	Diepte (m)	Concentratie (ug/l)									
		Cd	Co	Cu	Ni	Pb	Sn	Zn	Mo	U	V
Krooneveld	0,55 (overgang wvp)	0,14	0,07	2,43	3,35	0,47	0,42	<6,0	38,29	2,50	1,58
	0,8 (wvp)	0,14	<dl	2,22	1,48	0,23	0,13	<6,0	53,41	4,60	1,53
	1,0 (wvp)	0,38	<dl	1,13	3,25	0,31	0,17	<6,0	129,46	13,81	4,55
	1,4 (wvp)	0,50	<dl	1,40	0,99	<0,12	0,12	<6,0	180,87	16,10	2,49
	1,8 (wvp)	0,66	<dl	<0,16	1,92	0,18	0,05	<6,0	238,59	22,27	8,36
Middelburg	1,3 (sliblaag)	0,01	0,23	<0,16	<0,38	0,32	0,19	6,1	0,20	2,62	2,39
	1,48 (deklaag)	0,01	0,17	1,31	<0,38	0,54	0,31	8,3	1,87	4,06	2,22
	1,62 (deklaag)	0,03	0,10	0,68	<0,38	<0,12	0,16	<6,0	9,04	4,84	4,06
	1,75 (overgang wvp)	0,01	0,14	12,85	0,60	<0,12	0,30	6,3	0,16	1,18	1,17
	2,15 (wvp)	0,05	0,10	0,74	0,38	0,31	0,25	12,1	0,18	0,98	1,27
Grondwaternormen en detectielimieten											
Streefwaarde diep grondwater		0,06	0,7	1,3	2,1	1,7	2,2	24	3,6	0,0008	1,2
Streefwaarde ondiep grondwater		0,4	20	15	15	15	-	65	5	-	-
Interventiewaarde		6	100	75	75	75	50	800	300	40	70
MTR-grondwater*		0,4	3,2	2,4	3,9	13	20	31	290	-	4,7
Detectielimiet		0,003	-	0,16	0,38	0,12	-	6,0	-	-	-

Overschrijding streef- en interventiewaarde aangegeven in kleur, overschrijding MTR vet en onderstreept. <dl = beneden detectielimiet.

* MTR_{grondwater} overgenomen uit van Elswijk *et al.* (2002); NB, deze waarden zijn nog niet beleidsmatig vastgesteld omdat er nog onvoldoende toxiciteitsdata zijn voor grondwaterorganismen. De waarden zijn derhalve afgeleid uit toxiciteitsdata voor oppervlakte-waterorganismen, rekening houdend met andere achtergrondconcentraties.

Tabel 5.7
PAK-concentraties in poriewater, vergelijking met grondwaternormen

Locatie	Diepte (m)	Naf	Fen	Ant	Flt	PAK-concentratie (ug/l)					
						BaA	Chr	BkF	BaP	BgP	IPe
Krooneveld	0,55 (overgang wvp)	0,20	0,074	n.a.	0,017	(0,0029)	0,014	(0,0036)	(0,0039)	(0,0023)	n.a.
	0,8 (wvp)	0,17	0,082	n.a.	0,0053	(0,0033)	n.a.	(0,0044)	(0,0027)	(0,0012)	n.a.
	1,0 (wvp)	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
	1,4 (wvp)	0,18	0,077	n.a.	n.a.	n.a.	(0,0078)	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
	1,8 (wvp)	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Middelburg	1,3 (sliblaag)	0,34	0,17	(0,0021)	(0,0088)	n.a.	(0,0082)	(0,0017)	(0,0006)	n.a.	(0,0030)
	1,48 (deklaag)	0,30	0,16	(0,0005)	0,015	(0,0003)	(0,0083)	(0,0006)	(0,0005)	(0,0009)	n.a.
	1,62 (deklaag)	0,14	0,089	n.a.	(0,0020)	(0,0002)	(0,0016)	(0,0006)	(0,0005)	(0,0001)	(0,0011)
	1,75 (overgang wvp)	0,15	0,099	(0,0003)	(0,0006)	(0,0001)	(0,0032)	(0,0003)	(0,0002)	(0,0001)	(0,0005)
2,15 (wvp)	0,39	0,21	(0,0013)	0,021	n.a.	(0,0050)	(0,0004)	(0,0001)	n.a.	(0,0032)	
Grondwaternormen											
Streefwaarde 0,01		0,003	0,0007	0,003	0,0001	0,003	0,0004	0,0005	0,0003	0,0004	
Interventiewaarde		70	5	5	1	0,5	0,2	0,05	0,05	0,05	0,05
MTR-opp.water (opgelost)*		1,2	0,3	0,07	0,3	0,01	0,3	0,04	0,05	0,03	0,04

Overschrijding streef- en interventiewaarde aangegeven in kleur, overschrijding MTR vet en onderstreept. Concentraties tussen haakjes liggen onder de officiële detectielimiet, maar waren redelijk tot goed kwantificeerbaar. n.a. = niet aantoonbaar. *Omdat MTR_{grondwater} nog niet beschikbaar is wordt, vooralsnog, MTR_{oppervlaktewater} gebruikt (van Elswijk *et al.*, 2002).

5.1.1 Krooneveld

De kern gestoken op locatie Krooneveld is bemonsterd op 5 punten, 1 monster op de overgang naar het watervoerend pakket en 4 dieper in het watervoerend pakket (zie figuur 3.6). Dit komt tot uiting in de korrelgrootteverdeling van de monsters (tabel 5.1): alle monsters zijn zandig, hoewel het bovenste monster een wat grotere hoeveelheid fijn materiaal bevat. De monsters tonen de karakteristieken van het watervoerend pakket, een organisch koolstofgehalte van 0,1-0,2% en een anorganisch koolstofgehalte van rond de 1 procent. Dit anorganisch koolstof (carbonaat) zorgt voor buffering van de poriewater-pH boven de 7. De doorlatendheid is op circa 5 meter diepte in een zestal monsters bepaald. De resultaten wijzen op fijn zand dat naar de diepte toe iets grover wordt. De waarden zijn normaal voor watervoerende pakketten (5 tot 15 m/dag).

Het bemonsterde sedimentmateriaal op Krooneveld is slechts minimaal vervuild. De metalen arseen, chroom, koper, nikkel, lood en zink zijn weliswaar aantoonbaar, maar de gehalten komen niet uit boven de streefwaarde. Ook het PAK-gehalte is laag, hoewel een streefwaardeoverschrijding is waargenomen voor de individuele PAK's naftaleen en fenantreen. Op basis hiervan zijn alle monsters klasse 1. Opvallend is een duidelijke afname van de verontreinigingsgehalten in de diepte.

De sliblaag zelf is op locatie Krooneveld niet bemonsterd. In het actualisatieonderzoek, het onderzoek door Grontmij [1995] en het onderzoek in het kader van de ecotoxicologische risicobeoordeling [Tonkes, 2003] is echter aangetoond dat de verontreinigingsgehalten in het slib aanzienlijk hoger zijn dan de gehalten die hier zijn gemeten voor het watervoerend pakket (aangetroffen is klasse 3-4 koper en klasse 2-3 PAK). Er mag derhalve worden geconcludeerd dat transport vanuit de vervuilde sliblaag de vaste fase van het watervoerend pakket tot dusverre nauwelijks heeft verontreinigd op deze locatie.

Voor het poriewater gaat deze conclusie niet op. De metingen in tabel 5.6 en 5.7 laten zien dat op alle monsterdieptes de streefwaarde wordt overschreden, door meerdere verontreinigingen. Streefwaarde-overschrijding is waargenomen voor cadmium, koper, nikkel, molybdeen, uranium, vanadium en de meeste PAK's. De concentraties koper, cadmium en vanadium overschrijden in enkele monsters ook het MTR-niveau.

Het blijkt dus dat een laag verontreinigingsgehalte in de vaste fase van het watervoerend pakket niet indicatief is voor de verontreinigingsconcentratie in het poriewater. Verder blijkt dat voor een deel van de PAK's de concentraties dusdanig laag zijn dat ze onder de detectielimiet liggen. Hoewel deze PAK's officieel als niet-detecteerbaar moeten worden beschouwd, is toch gekozen om ze weer te geven, omdat bij analyse van de chromatogrammen bleek dat kwantificering redelijk tot goed mogelijk was. Bij het strikt aanhouden van de detectielimiet zijn alleen de lichte PAK's aantoonbaar in het poriewater. Dit is in overeenstemming met de toename van de oplosbaarheid van PAK's bij afnemend molecuulgewicht (Van Agteren *et al.*, 1998).

Bij de bestudering van de poriewaterconcentraties valt verder op dat de koper-, lood- en tinconcentraties afnemen met de diepte, terwijl de cadmium-, vanadium-, molybdeen- en uraniumconcentraties toenemen met de diepte. Voor koper treedt MTR-overschrijding dan ook op boven in het watervoerend pakket, terwijl MTR-overschrijding voor cadmium en vanadium dieper in het watervoerend pakket is waargenomen. Een verklaring voor deze schijnbare discrepantie is dat de verontreinigingen afkomstig zijn van verschillende bronnen. Duidelijk is dat de sliblaag in het kanaal de bron is van de koperverontreiniging in het poriewater. De sliblaag ter plaatse is echter niet verantwoordelijk voor de cadmiumverontreiniging. Tijdens de grootschalige monstercampagne door Grontmij [1995], tijdens het actualisatieonderzoek en tijdens onze eigen metingen in het sterk vervuilde slib van Middelburg zijn geen verhoogde cadmiumgehalten gevonden. Op basis van het cadmiumgehalte was het slib in vrijwel alle gevallen klasse 0 en in een enkel geval klasse 1.

Vanadium-, molybdeen- en uraniumgehalten zijn helaas niet gemeten in het vaste materiaal, omdat ze geen deel uitmaken van de standaard meetset voor waterbodemonderzoek. Het is echter niet waarschijnlijk dat het slib extreme hoeveelheden van deze componenten bevat, gezien de lage poriewaterconcentraties in het slib op locatie Middelburg en de afname van de concentraties op locatie Krooneveld naarmate de monsterpunten dichter bij de sliblaag liggen.

De conclusie moet dan ook zijn dat cadmium, molybdeen, uranium en vanadium afkomstig zijn van een andere bron dan het slib op de kanaalbodembodem. Navraag bij het Steunpunt Emissies van het RIZA leerde dat uit de literatuur geen materiaal bekend is dat een verhoogde uitloging van deze combinatie van stoffen laat zien. Waarschijnlijk is er daarom sprake van minimaal twee soorten materiaal. Gezien het type metaal zou ertsafval uit de titaanwit- of kunstmestindustrie aanwezig kunnen zijn (Schotel, mondelinge mededeling).

De conclusie t.a.v. de aanwezigheid van een tweede vervuilsbron wordt ondersteund door de resultaten van het 2-D grondwatermodel voor locatie Krooneveld (zie § 3.6.2). Het model laat zien dat het poriewater in de bovenste laag van het watervoerend pakket primair afkomstig is uit de sliblaag. Dieper in het watervoerend pakket wordt de aanvoer van water gedomineerd door een waterstroom die afkomstig is uit een gat in de sliblaag aan de oostzijde van het kanaal. Als zich aan deze zijde een bron bevindt van cadmium, molybdeen, uranium en vanadium, dan zou dit het waargenomen concentratieprofiel kunnen verklaren.

Tegelijkertijd maakt het grondwatermodel inzichtelijk waarom er een afname optreedt van de koper-, lood- en tinconcentraties met de diepte. Het blijkt dat het water dat met de sliblaag in contact is geweest, slechts in beperkte schaal op grotere diepte onder het kanaal terecht komt.

5.1.2 Middelburg

De kern gestoken op locatie Middelburg is bemonsterd op 5 punten: 1 monster in de sliblaag, 2 in afzonderlijke lagen tussen de sliblaag en het watervoerend pakket (deze lagen vormen samen de hier 30 cm dikke deklaag), 1 op de overgang naar het watervoerend pakket en 1 dieper in het watervoerend pakket (zie figuur 3.6). Tabel 5.1 laat zien dat het organisch koolstofgehalte en het kleigehalte sterk afnemen met de diepte. Extremen zijn de sliblaag met een organisch koolstofgehalte van 4,8% en een kleigehalte van 48,9% en het watervoerend pakket met een organisch koolstofgehalte van 0,2% en een kleigehalte van 3,6%. Het anorganisch koolstofgehalte neemt licht af met de diepte, van 1,3% in de sliblaag tot 0,8% in het watervoerend pakket. Het systeem is over de gehele diepte carbonaatgebufferd, met een poriewater-pH ruim boven de 7. Tabel 5.1 maakt verder duidelijk dat de samenstelling van het watervoerend pakket op locatie Middelburg sterk overeenkomt met de samenstelling van het watervoerend pakket op locatie Krooneveld.

De doorlatendheid is op circa 5 meter diepte in een negental monsters bepaald. De resultaten wijzen op matig grof zand dat naar de diepte toe iets fijner wordt. Het zand is iets grover dan op locatie Krooneveld, wat overeenkomt met de zandrug waar Middelburg op is gebouwd. De waarden zijn normaal voor watervoerende pakketten (5 tot 15 m/dag).

De sliblaag op locatie Middelburg is ernstig verontreinigd met koper (klasse 4), PAK (klasse 3) en kwik (klasse 3). Dit komt overeen met de resultaten van Grontmij [1995] en het actualisatieonderzoek. Daarnaast zijn verhoogde gehalten chroom, lood en zink waargenomen in de sliblaag. Een deel van deze verontreinigingen is ook terug te vinden in het bovenste gedeelte van de deklaag. Met name de kwik- en kopergehalten zijn verhoogd bovenin de deklaag, maar ook, zij het in mindere mate, de gehalten lood en PAK. Het onderste gedeelte van de deklaag en het watervoerend pakket zijn slechts licht verontreinigd. Metaalgehalten liggen hier onder de streefwaarde en PAK-gehalten net daarboven. Geconcludeerd wordt dat de verontreinigingen uit de sliblaag in enige mate zijn uitgeloozd naar de deklaag, maar dat dit proces niet dusdanig ver gevorderd is dat de vaste fase in het onderste gedeelte van de deklaag en in het watervoerend pakket hierdoor zijn verontreinigd.

Het boven beschreven verontreinigingspatroon, met een afname van de verontreinigingsgehalten in de diepte, komt niet tot uitdrukking in de poriewaterconcentraties. Weliswaar zijn de concentraties koper, PAK, molybdeen, uranium en vanadium in één of meerdere monsters hoger dan de streefwaarde, een duidelijk concentratieprofiel is niet waarneembaar. Voor kwik zijn geen poriewaterconcentraties gemeten. Dit element maakt geen deel uit van de standaard poriewatermeetset.

Met name voor koper is het concentratieprofiel opvallend. Het kopergehalte is relatief hoog in de vaste fase van de sliblaag, maar in het poriewater van de sliblaag is de concentratie lager dan de detectiegrens van 0,16 µg/l.

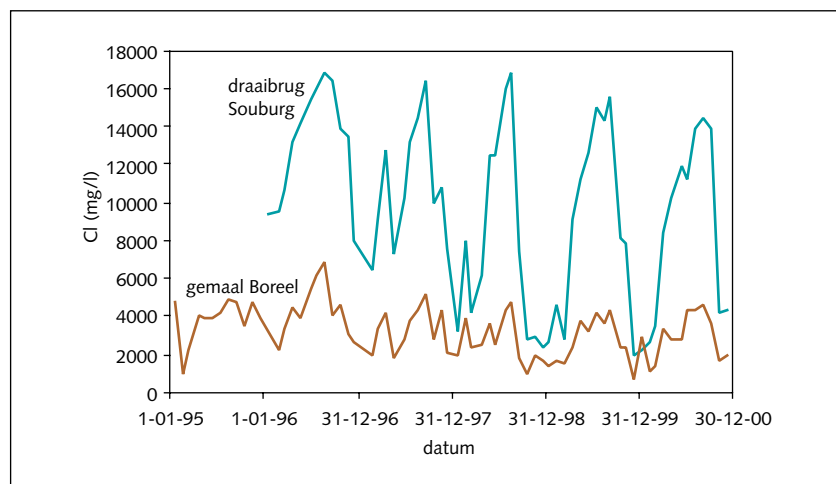
Een verklaring voor een dergelijke lage koperconcentratie is dat koper aanwezig is in de vorm van slecht oplosbare sulfideprecipitaten. Deze precipitaten kunnen worden gevormd wanneer sulfaat, dat in hoge mate

aanwezig is in het kanaalwater, onder anaërobe condities wordt gereduceerd tot sulfide.

Een aanwijzing dat sulfaatreductie daadwerkelijk plaatsvindt, is de verhouding tussen de chloride- en sulfaatconcentratie in het poriewater. In het kanaalwater zal de verhouding tussen chloride en sulfaat ongeveer 7 zijn, omdat het kanaal voor een belangrijk deel is gevuld met zeewater ($\text{Cl}^-/\text{SO}_4^{2-}$ zeewater $\cong 7$; Stumm & Morgan, 1996). Weliswaar is dit zeewater in bepaalde periodes van het jaar sterk verdund doordat het gemaal Boreel zoet water uitslaat op het kanaal (zie verloop chlorideconcentratie in de tijd in figuur 5.1 en verloop in de diepte onder het kanaal in tabel 5.4), maar de verhouding tussen chloride en sulfaat blijft ongeveer 7 als er geen sulfaatreductie optreedt. Treedt er wel sulfaatreductie op, dan neemt de sulfaatconcentratie af terwijl de chlorideconcentratie constant blijft. Dit resulteert in een hogere $\text{Cl}^-/\text{SO}_4^{2-}$ -ratio in de sliblaag, zoals is te constateren in tabel 5.4.

De aanwezigheid van sulfides is ook waargenomen als een rotte-eierenlucht.

Figuur 5.1
Verloop chlorideconcentratie in het
Kanaal door Walcheren



Naast de aanwezigheid van sulfides beïnvloeden ook het organisch-stofgehalte en het kleigehalte de hoogte van de verontreinigingsconcentraties in het poriewater. In het algemeen kan worden gesteld dat de bindingscapaciteit van bodem- en sedimentmateriaal toeneemt met een toename van de hoeveelheid organische stof en klei. De relatief lage verontreinigingsconcentraties in het poriewater van de sliblaag en bovenste deklaag kunnen dus worden verklaard door een combinatie van sulfaatreducerende condities, een hoog organisch-stofgehalte en een hoog kleigehalte. Het is echter niet precies duidelijk welk proces, sorptie of precipitatie, de speciatie van verontreinigingen op de verschillende dieptes domineert. Waarschijnlijk verschilt dit ook tussen de individuele verontreinigingen.

Een opvallende waarneming in het poriewater is de MTR-overschrijding door koper boven in het watervoerend pakket. Deze waarneming lijkt in eerste instantie vreemd, omdat de poriewaterconcentraties in de bovengelegen dek- en sliblaag beduidend lager zijn. De waarneming kan echter worden verklaard door het feit dat ook op locatie Middelburg (naar alle waarschijnlijkheid) een groot deel van het water in het watervoerend pakket wordt aangevoerd door infiltratie via een gat aan de oostkant van het kanaal (zie hoofdstuk 3). Het water dat via de zijkant infiltreert is beduidend minder gereduceerd dan het water dat door de diep anaërobe sliblaag infiltreert. Een indicatie hiervoor is de chloride/sulfaat-verhouding,

die sterk afneemt met de diepte (NB, door monsteropwerking kunnen nitraatconcentraties niet worden gebruikt voor uitspraken over redoxcondities). Zo ontstaat er een situatie waarin het diep anaëroob slibpakket aan de zijkant en aan de onderkant (via het watervoerend pakket) wordt beïnvloed door minder gereduceerd water dat vanaf de zijkant van het kanaal wordt aangevoerd. Er vormt zich een redoxgradiënt, van sterk gereduceerd in de sliblaag naar minder gereduceerd richting het watervoerend pakket.

Voor de hoge koperconcentratie zijn er dan twee mogelijke verklaringen:

- (1) Sulfideprecipitaten, gevormd in de bovenste lagen van het slibpakket, gaan op zekere diepte in oplossing onder invloed van aëroob water dat onder langs de sliblaag stroomt. Op deze diepte gaan ook de sulfidisch gebonden metalen in oplossing, hetgeen leidt tot verhoogde metaalconcentraties in het poriewater.
- (2) Aëroob water stroomt door de teen (dunne uitloper aan oostzijde) van de sliblaag en beïnvloedt de sulfidische binding van koper. In de teen is er dan een punt waar kopersulfide oplost onder invloed van het aëroob kanaalwater. Dit leidt tot hoge koperconcentraties in het water, dat vervolgens uit de teen van het slib in het watervoerend pakket infiltreert. Dit water stroomt met de bulk van het water, uit het gat, in een dunne baan onder langs de sliblaag.

Het is op dit moment niet duidelijk welk van de twee processen daadwerkelijk optreedt. Wel is er nog een extra aanwijzing dat in ieder geval één van de processen optreedt. Dat is de simultane toename van de koper- en ijzerconcentratie op de overgang van de deklaag naar het watervoerend pakket. Koper is het metaal dat het sterks sulfidisch wordt gebonden, terwijl ijzersulfide normaal gesproken verreweg het grootste deel van de metaalsulfides vormt.

Na deze uiteenzetting over de locatie Middelburg, valt op dat ook op locatie Krooneveld de MTR-overschrijding door koper optreedt op de overgang van de deklaag naar het watervoerend pakket. Dit is een sterke indicatie dat ook hier het water dat vanaf de zijkant infiltreert invloed uitoefent op de metaalbinding.

5.2 Retardatie van verontreinigingen

Voor het inschatten van het verspreidingsrisico van verontreinigingen naar het grondwater is naast het concentratieniveau een inschatting nodig van de snelheid waarmee verontreinigingen zich verplaatsen ($v_{\text{verontreiniging}}$). Deze snelheid wordt bepaald door een combinatie van de grondwatersnelheid ($v_{\text{grondwater}}$) en de mate waarin de verontreiniging wordt vertraagd ten opzichte van het grondwater als gevolg van interactie met de vaste fase, de zogenaamde retardatie. Deze vertraging wordt uitgedrukt in de dimensieloze retardatiefactor R .

$$v_{\text{verontreiniging}} = \frac{v_{\text{grondwater}}}{R} \quad (5.1)$$

De retardatiefactor gedefinieerd als:

$$R = 1 + \frac{\rho}{\theta} \cdot K_d \quad (5.2)$$

waarin ρ (kg/l) staat voor de droge bulkdichtheid van de (water)bodem, θ (-) voor de porositeit van de (water)bodem en K_d (l/kg) voor de distributiecoëfficiënt die de verdeling beschrijft van de verontreiniging over de vaste

fase (q = gehalte in mg/kg) en het poriewater (c = concentratie in mg/l):

$$K_d = \frac{q}{c} \quad (5.3)$$

In deze paragraaf zijn specifieke retardatiefactoren afgeleid voor het Kanaal door Walcheren. Hiertoe zijn eerst de lokale distributiecoëfficiënten van de verschillende verontreinigingen berekend, waarna deze zijn ingevuld in formule 5.2 ter verkrijging van de retardatiefactoren.

5.2.1 Metalen

Distributiecoëfficiënten voor koper, nikkel, lood, zink en cadmium op de locaties Krooneveld en Middelburg zijn weergegeven in tabel 5.8. De informatie beperkt zich tot deze vijf metalen, omdat van de andere metalen ofwel geen poriewaterconcentratie ofwel geen gehalte in de vaste fase bekend is. Dit is ook de reden waarom voor de metalen waarvan de distributiecoëfficiënten wel zijn weergegeven niet voor elke monsterdiepte een getal beschikbaar is.

De distributiecoëfficiënten voor cadmium zijn berekend uit de poriewaterconcentraties en de detectielimiet voor de vaste fase. De getallen voor cadmium zijn derhalve slechts indicatief en vertegenwoordigen een maximale schatting van de distributiecoëfficiënt.

Tabel 5.8

Distributiecoëfficiënten zware metalen, meetwaarden en literatuur

Locatie	Diepte (m)	Cd*	Cu	Log K_d		
				Ni	Pb	Zn
Krooneveld	0,55 (overgang wvp)	<2,9	3,5	3,4	4,1	n.a.
	0,8 (wvp)	<2,9	2,3	3,4	4,1	n.a.
	1,0 (wvp)	<2,4	2,9	3,0	4,0	n.a.
	1,4 (wvp)	<2,3	2,5	3,6	n.b.	n.a.
	1,8 (wvp)	<2,2	n.a.	3,2	4,2	n.a.
Middelburg	1,3 (sliblaag)	<4,0	n.a.	n.a.	6,0	5,1
	1,48 (deklaag)	<4,0	4,5	n.a.	5,4	4,0
	1,62 (deklaag)	<3,5	3,6	n.a.	n.a.	n.a.
	1,75 (overgang wvp)	<4,0	2,2	3,8	n.a.	2,7
	2,15 (wvp)	<3,3	3,6	3,9	4,2	2,6
Literatuur						
Chen <i>et al.</i> , 1995 (aquifer)		-	-	-	3,6	-
Christensen <i>et al.</i> , 1996 (aquifer)		2,6-3,2	-	2,4-3,9	-	-
Christensen <i>et al.</i> , 2000 (aquifer)		-	2,8-3,9	-	-	2,7-4,4
Sauve <i>et al.</i> , 2000 (zandbodem)		2,3-2,9	2,9-3,2	3,1-4,1	4,4-4,8	3,6-4,1
Van Steenwijk <i>et al.</i> , 2000a,b (sediment)		2,3	2,7-3,6	3,4	2,7-4,6	3
Zindler, 1999 (aquifer)		-	-	-	-	2,7-3,4
Zwolsman, 1999 (waterbodem zout)		1,4-2,1	2,4-3,6	-	-	-

* K_d -waarden Cd zijn berekend uit poriewaterconcentraties en de detectielimiet voor de vaste fase

n.a.: niet afleidbaar door ontbreken poriewaterconcentraties

Tabel 5.8 laat zien dat de distributiecoëfficiënten aanzienlijk kunnen verschillen tussen de locaties. Op 1 locatie bestaan er verschillen tussen de verschillende monsterdieptes. Globaal kan worden gesteld dat de distributiecoëfficiënten afnemen in volgorde: $K_{d, \text{sliblaag}} > K_{d, \text{deklaag}} > K_{d, \text{wvp}}$.

Het is niet eenvoudig om verschillen in distributiecoëfficiënten tot in detail te verklaren. Hierbij spelen tal van factoren een rol, waaronder de bodemsamenstelling (organisch stof, klei, zand), de redoxcondities (wel/geen sulfides), de poriewaterkarakteristieken (chloride, DOC, ionsterkte, pH) en het concentratieniveau van de verontreiniging (non-lineariteit sorptie) en meeton nauwkeurigheden. Om niet te verzanden in een speculatieve discussie wordt hier niet getracht om de verschillen in distributiecoëfficiënten tot in detail te verklaren. Gesteld kan worden dat distributiecoëfficiënten

voor metalen doorgaans toenemen bij toenemende kleigehaltes, organisch-stofgehaltes en pH. Ze nemen doorgaans af bij toenemende DOC- en metaalconcentraties.

Wat van belang is voor de berekening van het verspreidingsrisico zijn met name de getallen voor het watervoerend pakket. Uit tabel 5.7 blijkt dat de log-waarden van de distributiecoëfficiënten voor het watervoerend pakket liggen in de range 2,3-3,6 voor koper, 3,0-3,9 voor nikkel, 4,0-4,2 voor lood en 2,2-3,3 voor cadmium. Voor zink is slechts 1 waarde gerapporteerd, 2,6. Deze waarden voor het watervoerend pakket komen goed overeen met distributiecoëfficiënten uit de literatuur (data voor zoete aquifers, zandbodems en zandig zout sediment) en zijn daarom gebruikt voor het berekenen van de minimale en maximale retardatiefactor, R_{min} en R_{max} .

Bij berekening van de retardatiefactoren voor het watervoerend pakket zijn de in tabel 5.4 vermelde waarden voor de dichtheid en porositeit van zand gehanteerd. Dit zijn: $r = 1,6 \text{ kg/l}$ en $\theta = 0,38$. Deze waarden komen goed overeen met de literatuur (Koorevaar *et al.*, 1981). De minimum- en maximumwaarden voor de retardatiefactoren in het watervoerend pakket zijn weergegeven in tabel 5.9.

Retardatiefactoren voor de sliblaag en de deklaag zijn ook berekend (resultaat niet weergegeven). Zoals kon worden verwacht op basis van de distributiecoëfficiënten nemen de retardatiefactoren af in de volgorde:

$$R_{sliblaag} > R_{deklaag} > R_{wvp}$$

Tabel 5.8

Retardatiefactoren voor metalen en PAK's in het watervoerend pakket onder het Kanaal door Walcheren

		R min	R max
Metalen	Cd*	640	8580
	Cu	770	16000
	Ni	4600	31000
	Pb	42000	71000
	Zn	1600	-
PAK's	Naf	96	180
	Fen	110	330
	Ant	(1200)	-
	Flt	410	630
	BaA	(690)	-
	Chr	(180)	(1100)
	BkF	(310)	(9700)
	BaP	(670)	(72000)
	BgP	(1500)	-
	IPe	(2200)	-

Getallen tussen haakjes zijn de retardatiefactoren voor de PAK's waarvan de poriewaterconcentraties onder de detectielimiet liggen. *Waarden voor Cd afgeleid uit K_d -waarden die zijn berekend uit poriewaterconcentraties en de detectielimiet voor de vaste fase.

5.2.2 PAK

De distributiecoëfficiënten voor de 10 VROM PAK's zijn weergegeven in tabel 5.10. Deze tabel laat zien dat er een vrij grote variatie zit in de waarden voor de verschillende locaties en monsterdieptes. Verder nemen de K_d -waarden over het algemeen toe met het molecuulgewicht van de PAK (oplopend van naftaleen naar indeno[1,2,3-c,d]pyreen) en nemen ze af in de volgorde: $K_{d, sliblaag} > K_{d, deklaag} > K_{d, wvp}$. Opgemerkt dient te worden dat voor een groot deel van met name de zwaardere PAK's de poriewaterconcentraties onder de detectielimiet liggen (zie ook § 5.1). De bijbehorende verdelingscoëfficiënten voor deze PAK's dienen derhalve kritisch bekeken en met enige terughoudendheid gebruikt te worden.

Een groot deel van de verschillen in K_d tussen de sliblaag, de deklaag en het watervoerend pakket is terug te voeren op verschillen in het organisch-

koolstofgehalte (OC). Dit kan worden aangetoond door normalisatie van de distributiecoëfficiënten op OC, die de zogenaamde K_{oc} -waarden oplevert:

$$K_{oc} = \frac{K_d}{OC} \quad (5.4)$$

Het effect van normalisatie op OC is geïllustreerd in figuur 5.2. Deze figuur laat zien dat normalisatie de spreiding in distributiecoëfficiënten sterk terugbrengt voor de individuele PAK's. De resterende verschillen kunnen zijn veroorzaakt door een aantal factoren, waaronder verschillen in de samenstelling van het organisch materiaal, het concentratieniveau en het feit dat bij zeer lage organisch-koolstofgehalten ($\pm 0,1\%$) de sorptie van PAK niet altijd meer gedomineerd wordt door sorptie aan organisch materiaal (Schwartzbach en Westall, 1981).

Tabel 5.10
Distributiecoëfficiënten PAK

Locatie	Diepte (m)	Naf	Fen	Ant	Flt	BaA	Log K_d Chr	BkF	BaP	BgP	IPe
Krooneveld	0,55 (overgang wvp)	1,2	1,8	n.a.	1,9	(2,9)	2,0	(2,5)	(2,7)	(2,8)	n.a.
	0,8 (wvp)	1,6	1,9	n.a.	2,2	(2,2)	n.a.	(1,9)	(2,2)	(2,5)	n.a.
	1,0 (wvp)	1,5	1,5	n.a.	n.a.	n.a.	(1,6)	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
	1,4 (wvp)	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
	1,8 (wvp)	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Middelburg	1,3 (sliblaag)	3,0	4,0	(5,3)	(5,6)	n.a.	(5,5)	(6,1)	(6,8)	n.a.	(6,2)
	1,48 (deklaag)	2,2	3,1	(4,9)	4,4	(6,1)	(4,5)	(5,6)	(5,9)	(5,7)	n.a.
	1,62 (deklaag)	1,6	2,0	n.a.	(3,6)	(4,4)	(3,4)	(3,8)	(4,1)	(4,5)	(4,0)
	1,75 (overgang wvp)	1,7	2,0	(3,4)	(4,1)	(4,7)	(3,1)	(4,2)	(4,5)	(4,5)	(4,2)
	2,15 (wvp)	1,3	1,4	(2,4)	2,0	n.a.	(2,4)	(3,4)	(4,2)	n.a.	(2,7)

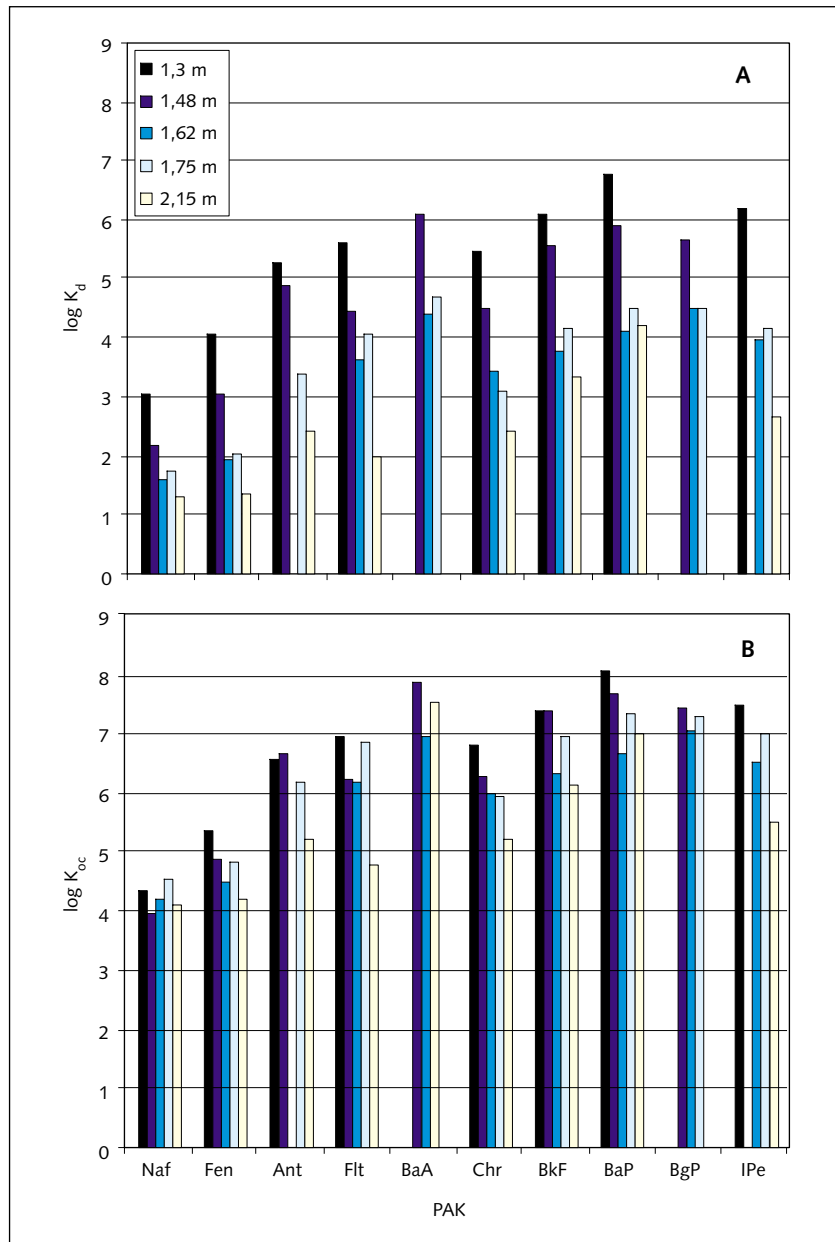
Getallen tussen haakjes zijn de distributiecoëfficiënten voor de PAK's waarvan de poriewaterconcentraties officieel onder de detectielimiet liggen, maar waarvan de concentraties nog wel kwantificeerbaar zijn. n.a.: niet afleidbaar door ontbreken poriewaterconcentraties

Tabel 5.11
OC genormaliseerde distributiecoëfficiënten PAK: meet- en literatuurwaarden

Locatie	Diepte (m)	Naf	Fen	Ant	Flt	BaA	Log K_{oc} Chr	BkF	BaP	BgP	IPe
Krooneveld	0,55 (overgang wvp)	3,9	4,5	n.a.	4,6	(5,5)	4,7	(5,2)	(5,3)	(5,4)	n.a.
	0,8 (wvp)	4,4	4,7	n.a.	5,0	(5,0)	n.a.	(4,7)	(5,0)	(5,4)	n.a.
	1,0 (wvp)	4,4	4,4	n.a.	n.a.	n.a.	(4,5)	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
	1,4 (wvp)	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
	1,8 (wvp)	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Middelburg	1,3 (sliblaag)	4,4	5,4	(6,6)	(6,9)	n.a.	(6,8)	(7,4)	(8,1)	n.a.	(7,5)
	1,48 (deklaag)	4,0	4,9	(6,7)	6,2	(7,9)	(6,3)	(7,4)	(7,7)	(7,5)	n.a.
	1,62 (deklaag)	4,2	4,5	n.a.	(6,2)	(7,0)	(6,0)	(6,3)	(6,7)	(7,1)	(6,5)
	1,75 (overgang wvp)	4,5	4,8	(6,2)	(6,9)	(7,5)	(6,0)	(7,0)	(7,3)	(7,3)	(7,0)
	2,15 (wvp)	4,1	4,2	(5,2)	4,8	n.a.	(5,2)	(6,2)	(7,0)	n.a.	(5,5)
Literatuur											
Van Steenwijk <i>et al.</i> , 1999*		3,3	4,5	4,5	5,2	5,8	5,7	6,0	6,0	6,6	6,4
Cuypers <i>et al.</i> , 2001**		2,9-3,5	4,0-7,7	4,2-6,9	4,5-7,3	5,9-8,0	5,8-7,9	6,0-8,5	6,0-9,0	6,6-9,3	6,9-9,2

Getallen tussen haakjes zijn de distributiecoëfficiënten voor de PAK's waarvan de poriewaterconcentraties officieel onder de detectielimiet liggen, maar waarvan de concentraties nog wel kwantificeerbaar zijn. *Equipartitiecoëfficiënten gespikede PAK's bij korte contacttijden. **Compilatie van literatuurgegevens: lab- en veld- K_{oc} 's bij korte en lange contacttijd. n.a.: niet afleidbaar door ontbreken poriewaterconcentraties

Figuur 5.2
 Vergelijking K_d - en K_{oc} -waarden voor
 PAK's op locatie Middelburg



De K_{oc} -waarden voor de PAK's zijn ook weergegeven in tabel 5.10, waarin ze zijn vergeleken met literatuurwaarden. Vergelijking leert dat de gemeten K_{oc} -waarden in het algemeen redelijk goed overeenkomen met de literatuurwaarden. Een uitzondering is naftaleen, waarvan de K_{oc} relatief hoog is. Een mogelijke verklaring hiervoor is het hoge zoutgehalte van het poriewater, dat een verhoogde sorptie van PAK's tot gevolg kan hebben (Brunk *et al.*, 1997). Dat een dergelijk effect alleen voor naftaleen zichtbaar is, zou verklaard kunnen worden door het feit dat naftaleen in vergelijking met de andere PAK's relatief goed oplosbaar is. Een ander opvallend detail is dat de K_{oc} -waarden van met name de zwaardere PAK's relatief laag zijn in het watervoerend pakket.

Retardatiefactoren voor het watervoerend pakket zijn weergegeven in tabel 5.8. Ze zijn berekend met formule 5.2, uitgaande van een p van 1,6 kg/l en een θ van 0,38 (tabel 5.4). Analoog aan de distributiecöefficienten nemen de retardatiefactoren in het algemeen toe met toenemend molecuulgewicht

van de PAK. Retardatiefactoren voor de sliblaag en de deklaag zijn ook berekend (resultaat niet weergegeven). Zoals te verwachten op basis van de distributiecoëfficiënten nemen de retardatiefactoren af in de volgorde: $R_{\text{sliblaag}} > R_{\text{deklaag}} > R_{\text{wvp}}$.

5.3 Conclusies veldonderzoek

De gemeten doorlatendheden variëren tussen 5 en 15 m/dag, wat wijst op fijn tot matig grof zand. Deze waarnemingen komen overeen met de in de modellering gekalibreerde waarden.

Het veldonderzoek wijst uit dat de koperconcentratie in het poriewater het MTR-niveau overstijgt bovenin het watervoerend pakket op locaties Krooneveld en Middelburg. Het koper is afkomstig uit de verontreinigde sliblaag en vormt de belangrijkste targetverontreiniging voor het risicopad grondwater.

De MTR-overschrijding door koper wordt waarschijnlijk veroorzaakt door een kortsluitstroom van kanaalwater onder de sliblaag. Het kanaalwater bereikt het watervoerend pakket niet via infiltratie door de sliblaag maar door een gat in de sliblaag aan de zijkant van het kanaal. Dit resulteert in een kortsluitstroming van relatief geoxideerd water onderlangs het slib, hetgeen zorgt voor een mobilisatie van sulfidisch gebonden koper uit de sliblaag.

Voor cadmium en vanadium is MTR-overschrijding waargenomen op locatie Krooneveld, in de diepere monsters van het watervoerend pakket. Hoewel niet duidelijk is wat precies de bron is van het cadmium en vanadium, is het niet waarschijnlijk dat deze verontreinigingen afkomstig zijn uit de sliblaag. Eerder zijn ze afkomstig uit een specifieke bron op of nabij de betreffende locatie.

Voor de PAK's is geen MTR-overschrijding waargenomen. Het verspreidingsrisico is dus gering. Extrapolatie naar andere organische verontreinigingen leidt tot de conclusie dat MTR-overschrijding voor deze andere organische verbindingen onwaarschijnlijk is. De PAK-verontreiniging bestrijkt immers een grote range aan fysisch-chemische eigenschappen.

Uit het veldonderzoek zijn retardatiefactoren verkregen voor diverse verontreinigingen in het Kanaal door Walcheren. Deze retardatiefactoren worden in hoofdstuk 6 aangewend voor het vaststellen van de grondwater-verspreidingsrisico's.

Het veldonderzoek heeft uitgewezen dat een groot detailniveau van veld- en laboratoriumonderzoek noodzakelijk is om zinnige conclusies te kunnen trekken ten aanzien van verspreidingsrisico's.

6 Actueel risico van verspreiding via grondwater

In dit hoofdstuk worden de resultaten uit het geohydrologisch (hoofdstuk 3) en milieuchemisch onderzoek (hoofdstuk 5) geïntegreerd om tot een oordeel te komen over het al dan niet optreden van actueel risico van verspreiding van verontreinigingen via het grondwater vanuit de vervuilde waterbodem van het Kanaal door Walcheren.

Actueel risico treedt op indien een stof met een poriewaterconcentratie boven het MTR-niveau zich verplaatst met een snelheid van meer dan 3 meter in 30 jaar. Voor een gebiedsdekkende risicobeoordeling is het dus van belang dat de volgende vragen worden beantwoord:

1. In welke gebiedsdelen overschrijdt de poriewaterconcentratie het MTR-niveau, en voor welke stoffen?
2. In welke gebiedsdelen verplaatsen verontreinigingen zich met een snelheid van meer dan 3 meter in 30 jaar in het watervoerend pakket?
3. In welke gebiedsdelen treedt overschrijding op van zowel het concentratiecriterium als het snelheids criterium?

6.1 Concentratieniveau verontreinigingen

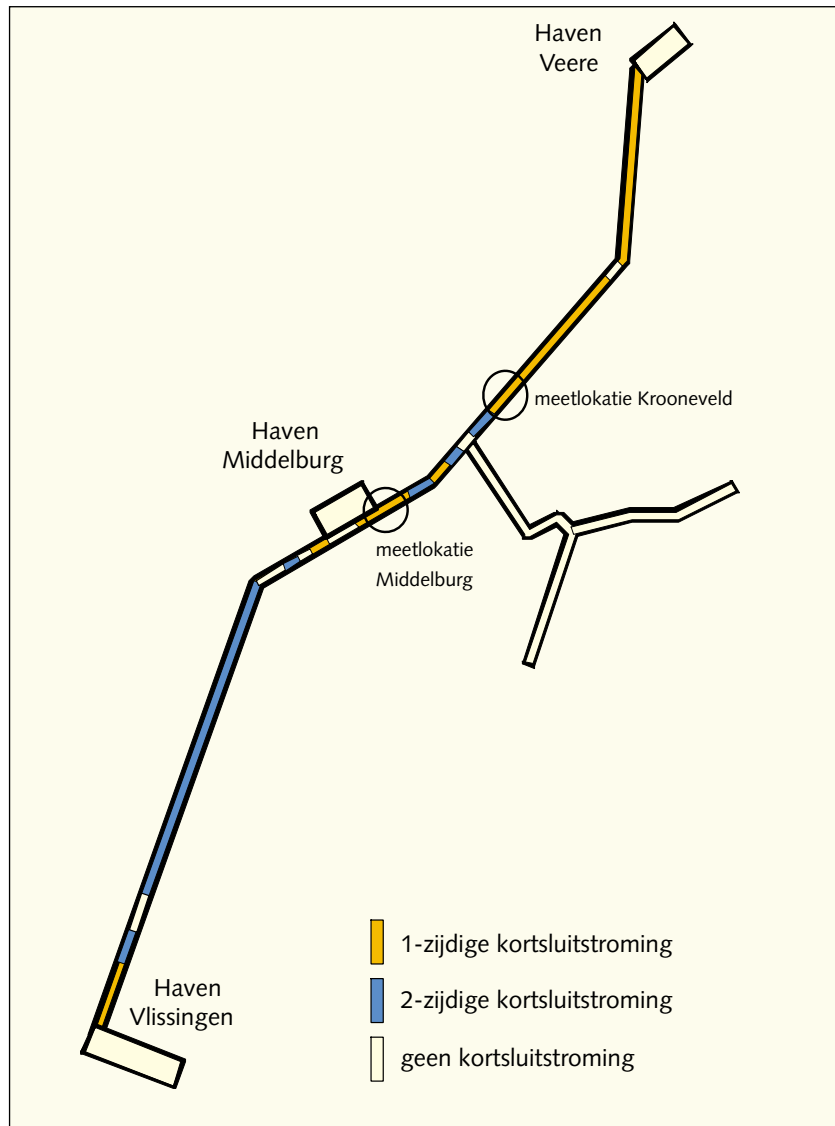
In hoofdstuk 5 is aangetoond dat de koperconcentratie in het poriewater op beide meetlocaties het MTR-niveau overschrijdt in het bovenste gedeelte van het watervoerend pakket en dat voor de andere verontreinigingen geen MTR-overschrijding optreedt. Er is beschreven dat deze MTR-overschrijding door koper veroorzaakt wordt door de specifieke chemische condities die optreden als gevolg van het stromingspatroon van het grondwater ter plaatse. Deze condities hebben tot gevolg dat de koperconcentratie laag is in de sliblaag met een hoog kopergehalte in de vaste fase (klasse 4), terwijl de concentratie hoog is in het watervoerend pakket met een zeer laag kopergehalte in de vaste fase (klasse 0).

Op beide meetlocaties is sprake van een 1-zijdige kortsluitstroming vanaf de oostzijde van het kanaal (zie hoofdstuk 3), waardoor de teen en het onderste gedeelte van de sliblaag worden beïnvloed door relatief geoxideerd water, wat tot gevolg heeft dat koper boven in het watervoerend pakket het MTR-niveau overschrijdt.

Naast gebieden met 1-zijdige kortsluitstroming zijn er ook gebieden met 2-zijdige kortsluitstroming en gebieden zonder kortsluitstroming. Het grondwaterstromingspatroon beïnvloedt het al dan niet optreden van MTR-overschrijding in het grondwater. In het studiegebied liggen ook de havens van Middelburg, Vlissingen en Veere, die een afwijkend grondwaterstromingspatroon vertonen.

De kans op MTR-overschrijding wordt per gebiedsdeel geanalyseerd. In analogie met § 3.6 is het gebied opgedeeld in gebieden met 1-zijdige kortsluitstroming, gebieden met 2-zijdige kortsluitstroming en gebieden zonder kortsluitstroming (figuur 6.1).

Figuur 6.1
 Kanaalcompartimenten met 1-zijdige
 kortsluitstroming, 2-zijdige kortsluit-
 stroming en zonder kortsluitstroming



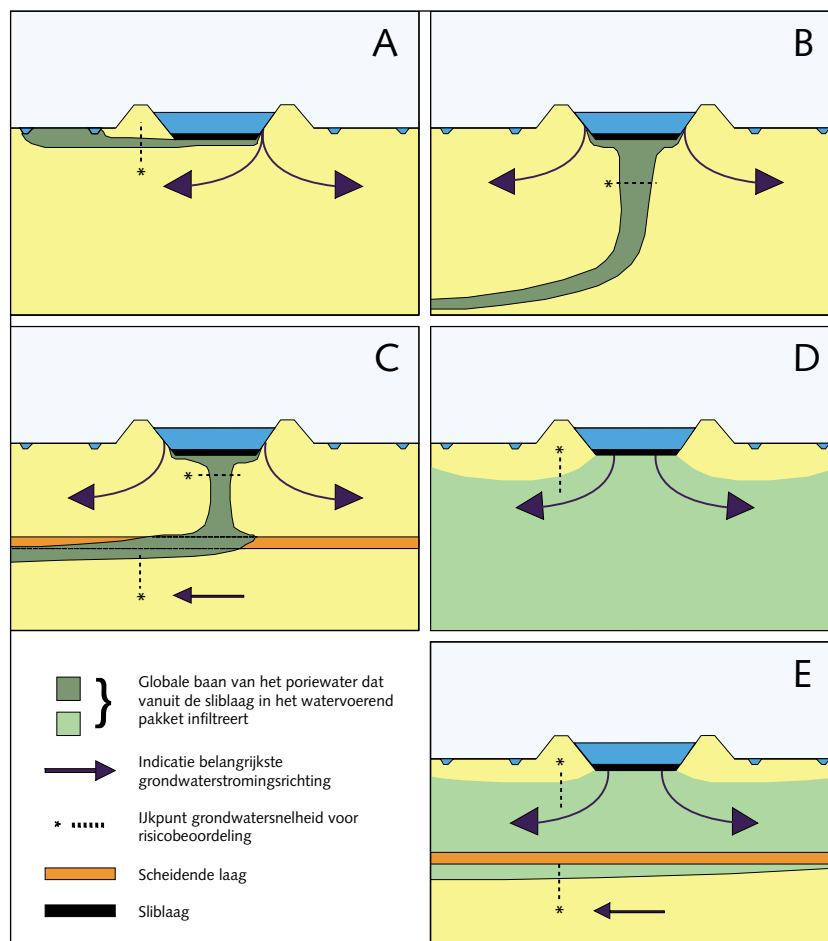
Kanaal met 1-zijdige kortsluitstroming (figuur 6.2a)

In het veldonderzoek zijn 2 locaties onderzocht waar 1-zijdige kortsluitstroming optreedt. Het grondwaterstromingspatroon op deze locaties is beschreven en geïllustreerd in de figuren 3.18 t/m 3.20. Het kanaalwater infiltreert door een gat aan de oostzijde van het kanaal en stroomt deels onder de dijk door naar het oosten, en deels onder het kanaal door naar het westen. Hierdoor vormt zich boven in het watervoerend pakket, direct onder het kanaal, een dunne laag met poriewater afkomstig uit de sliblaag. In deze laag overschrijdt de koperconcentratie het MTR-niveau. Het water in de dunne vervuilde laag verplaatst zich boven in het watervoerend pakket naar het westen en komt uiteindelijk uit in een poldersloot of drainagebuis op enige afstand van het kanaal. De verontreiniging beweegt zich dus alleen aan de bovenzijde van het watervoerend pakket en slechts op beperkte afstand van het kanaal. Deze afstand is afhankelijk van de precieze ligging van de poldersloten/drainagebuizen en varieert van enkele meters tot zo'n 100 à 200 meter achter de dijk.

Voor wat betreft de poriewaterconcentraties is de conclusie dat in de gebiedsdelen waar 1-zijdige kortsluitstroming optreedt de koperconcentratie het MTR-niveau overschrijdt boven in het eerste watervoerend pakket. Voor de

overige verontreinigingen is geen MTR-overschrijding waargenomen, althans geen MTR-overschrijding die gerelateerd kan worden aan de verontreinigde sliblaag.

Figuur 6.2
Schematische weergave karakteristieke geohydrologische situaties in studiegebied



Kanaal met 2-zijdige kortsluitstroming (figuur 6.2b en 6.2c)

In het veldonderzoek zijn geen locaties opgenomen waar 2-zijdige kortsluitstroming optreedt. Er zijn dan ook geen meetgegevens voor dergelijke situaties beschikbaar en er zal beredeneerd moeten worden of MTR-overschrijding optreedt.

De geohydrologische situatie is schematisch weergegeven in figuur 6.2 b-c, gebaseerd op de figuren 3.29 en 3.26. Kanaalwater stroomt grotendeels via gaten in de sliblaag naar het wervoerend pakket en sluit het weinige water dat uit het slib komt in, in een smalle pluim. Deze pluim beweegt zich naar de hydrologische basis, waar de pluim afbuigt in westelijke richting. Indien er een scheidende laag aanwezig is in het wervoerend pakket, passeert de pluim de scheidende laag (traag) en buigt vervolgens af naar het westen. Het water afkomstig uit de sliblaag kwelt uiteindelijk na vele honderden jaren op, op grote afstand van de dijk. De situatie met 2-zijdige kortsluitstroming verschilt geohydrologisch gezien dus aanzienlijk van de situatie met 1-zijdige kortsluitstroming.

Ondanks dit verschil in de geohydrologische situatie vertoont de chemische situatie sterke overeenkomsten. Zowel bij 1-zijdige als bij 2-zijdige kortsluitstroming stroomt een grote hoeveelheid relatief geoxideerd water door de teen van de sliblaag en door de gaten aan weerszijde van de sliblaag naar het watervoerend pakket. Het geoxideerde water stroomt onder langs de sliblaag en beïnvloedt de redoxcondities en binding van contaminanten. Het is aangetoond op de meetlocaties dat het bovenstaande proces (bij 1-zijdige kortsluitstroming) een MTR-overschrijding door koper tot gevolg heeft. Het is daarom zeer aannemelijk dat MTR-overschrijding door koper ook bij 2-zijdige kortsluitstroming optreedt, met name aan de randen van de stroombaan. In het midden van het kanaal is de invloed van het geoxideerde water waarschijnlijk gering (zie figuur 6.2), waardoor de koperconcentraties in het centrum van de pluim mogelijk onder het MTR-niveau liggen.

Voor de overige verontreinigingen wordt aangenomen dat geen MTR-overschrijding optreedt, in analogie met de metingen voor de situatie met 1-zijdige kortsluitstroming.

Kanaal zonder kortsluitstroming (figuur 2d en 2e)

In het veldonderzoek zijn geen locaties opgenomen waar geen kortsluitstroming optreedt. Dit betekent dat voor deze locaties geen meetgegevens beschikbaar zijn en dat het al dan niet optreden van MTR-overschrijding beredeneerd moet worden.

Een schematische weergave van de geohydrologische situatie is gegeven in figuur 6.2 d-e. Deze zijn gebaseerd op de figuren 3.23 t/m 3.25. Deze figuren laten zien dat het kanaalwater percoleert door de sliblaag en vervolgens afbuigt in oostelijke of westelijke richting. Indien er een scheidende laag aanwezig is in het watervoerend pakket, passeert een klein deel van het water de scheidende laag en stroomt in het 2^e watervoerend pakket naar het westen.

De verontreinigingsconcentratie in het water dat door de sliblaag in het watervoerend pakket infiltreert, is waarschijnlijk sterk afhankelijk van de dikte van de sliblaag. Daar waar de sliblaag voldoende dik is heersen anaërobe condities en liggen de concentratieniveaus in het infiltrerende water in de orde van grootte van de concentratieniveaus die zijn gemeten in het slib op locatie Middelburg (hoofdstuk 5). Het MTR-niveau wordt dan door geen van de verontreinigingen overschreden.

Daar waar de sliblaag erg dun is, zoals op sommige plaatsen aan de oost- of westrand van het kanaal (zie hoofdstuk 3), is de verblijftijd van het water in het slib gering en kan geoxideerd water in het watervoerend pakket infiltreren. Waar dit gebeurt vindt beïnvloeding van de sliblaag plaats door het geoxideerde kanaalwater, waardoor koper in oplossing kan gaan en de koperconcentratie het MTR-niveau mogelijk zal overschrijden. In dat geval beweegt een vervuilde stroombaan in westelijke richting door het eerste watervoerend pakket.

Helaas is de informatie over de dikte van de sliblaag niet dusdanig gedetailleerd dat kan worden aangegeven waar wel en waar geen MTR-overschrijding door koper is te verwachten. Dit wordt in figuur 6.3 aangegeven als onzeker.

Haven van Middelburg

De haven van Middelburg ligt geohydrologisch vrij geïsoleerd. De aanlegdiepte van de haven is beperkt, waardoor de oorspronkelijke deklaag nog aanwezig is tussen het slib en het watervoerend pakket. Door de weerstand van de sliblaag en de deklaag in de haven is de inzigging van oppervlaktewater gering. Het merendeel van het water infiltreert in het

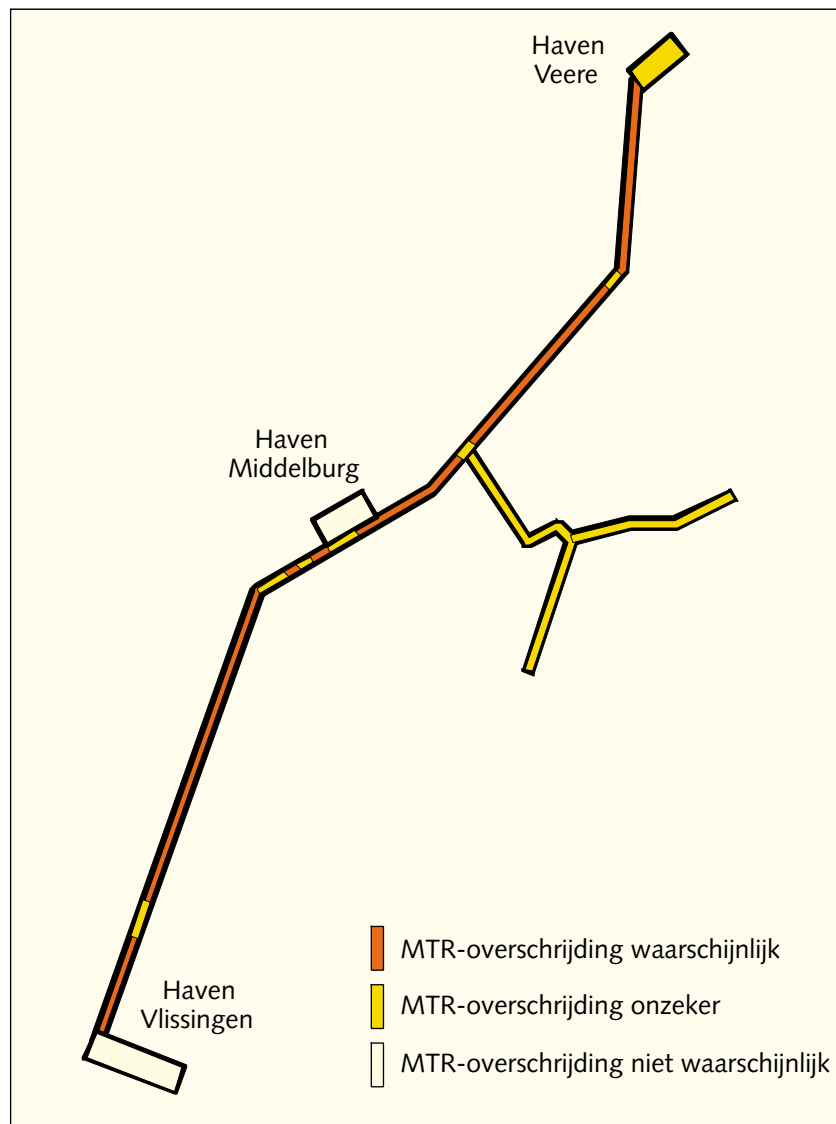
Kanaal door Walcheren zelf. Het in het kanaal geïnfiltreerde geoxideerde water komt niet in aanraking met de verontreinigde sliblaag in de haven. Het systeem is te vergelijken met de eerder beschreven situatie van een kanaal zonder kortsluitstroming, waarin een dikke sliblaag aanwezig is. Het is daarom niet waarschijnlijk dat MTR-overschrijding optreedt in het poriewater dat vanuit de sliblaag in de haven van Middelburg naar het watervoerend pakket infiltreert.

Haven van Veere

De aanlegdiepte van de haven van Veere (-6 m NAP) is minder dan die van het kanaal (-6,7 m NAP), waardoor het restant van de oorspronkelijk aanwezige deklaag dikker is dan onder het kanaal (zie figuur 2.2). Door de circa 2 meter dikke deklaag treedt geen kortsluitstroming op, waardoor wordt verwacht dat de koperconcentratie in het grondwater onder de haven van Veere het MTR-niveau niet overschrijdt.

Figuur 6.3

Grafische weergave van de verwachte MTR-overschrijding door koper in het poriewater van het watervoerend pakket



Haven van Vlissingen

De binnenhaven van Vlissingen is aangelegd met damwanden tot onder de sliblaag. De haven is daarom geohydrologisch gezien het beste te vergelijken met een kanaal waarin geen kortsluitstroming optreedt. Als de sliblaag voldoende dik is en de verblijftijd van het water in het slib lang genoeg, dan is er voor de haven van Vlissingen geen MTR-overschrijding te verwachten in het poriewater dat vanuit de sliblaag in het watervoerend pakket infiltreert. Er bestaat echter nog enige onzekerheid over de exacte situatie op de locatie. De buitenhaven van Vlissingen maakt geen deel uit van het onderzoeksgebied.

Conclusie

Samenvattend wordt geconcludeerd dat de koperconcentratie in het poriewater het MTR-niveau waarschijnlijk overschrijdt in een groot deel van het onderzoeksgebied, en dan met name in de kanaaldelen. De MTR-overschrijding vindt plaats in een stroombaan die een beperkt deel van het watervoerend pakket bestrijkt. Op locaties met 1-zijdige kortsluitstroming is dit een stroombaan aan de bovenzijde van het eerste watervoerend pakket. Op locaties met 2-zijdige kortsluitstroming is dit een stroombaan die de diepte in gaat en daar stuit op de scheidende laag of de hydrologische basis.

De kans op MTR overschrijding door koper wordt dus bepaald door de aanwezigheid of afwezigheid van kortsluitstroming, zoals is weergegeven in figuur 6.1. In figuur 6.3 is weergegeven in welke gebiedsdelen MTR-overschrijding voor koper wordt verwacht in het onderzoeksgebied. Voor de overige verontreinigingen wordt geen MTR-overschrijding verwacht.

6.2 Verspreidingsnelheid verontreinigingen

Om te bepalen of het snelheids criterium van 3 meter in 30 jaar wel of niet wordt overschreden door de afzonderlijke verontreinigingen is voor elke verontreiniging een zogenaamde kritische grondwatersnelheid berekend. Deze kritische grondwatersnelheid geeft aan boven welke grondwatersnelheid de verontreiniging het snelheids criterium overschrijdt in het watervoerend pakket. Hiertoe is voor elke verontreiniging de criteriumsnelheid van 0,1 m/jaar (= 3 meter in 30 jaar) vermenigvuldigd met de minimale retardatiefactor (R_{min}). Deze retardatiefactor is afgeleid uit de minimale distributiecöefficient (K_d), gemeten in het veldonderzoek (zie hoofdstuk 5) en vermeld in tabel 5.8. Alleen door koper is het MTR in het grondwater overschreden, waardoor alleen voor deze stof de verspreidingsnelheid hoeft te worden bepaald voor de beoordeling van het actueel risico. Voor de volledigheid is echter van alle gemeten stoffen de verspreidingsnelheden bepaald. Voor een gebiedsdekkende risicoanalyse zijn kritische grondwatersnelheden vergeleken met de gebiedsspecifieke grondwatersnelheden, berekend met behulp van het regionale grondwatermodel en het 2-D sectiemodel.

De berekende waarden voor de kritische grondwatersnelheid per stof zijn gepresenteerd in tabel 6.1. Hierin zijn ook de bijbehorende waarden voor K_d en R opgenomen. Tabel 6.1 bevat bovendien kritische grondwatersnelheden die zijn afgeleid uit distributiecöefficienten uit de literatuur.

Bij vergelijking van deze uit de literatuur afgeleide waarden met de kritische snelheden uit het veldonderzoek valt op dat de laatste duidelijk lager zijn voor de metalen Cd, Cu en Zn. Dit betekent dat Cd, Cu en Zn in het watervoerend pakket onder het Kanaal door Walcheren minder worden geretardeerd dan zou worden verwacht op basis van literatuurwaarden. De kritische grondwatersnelheid wordt dan dus sneller overschreden.

Voor Ni en Pb geldt het omgekeerde. Deze worden onder het Kanaal door Walcheren sterker geretardeerd dan zou worden verwacht op basis van literatuurwaarden.

Voor de PAK's geldt dat voor fenantreen en fluoranteen de kritische grondwatersnelheden die zijn afgeleid uit de literatuur hoger zijn dan de meetwaarde. Deze worden dus sterker geretardeerd. Alleen voor naftaleen en antraceen ligt de verhouding andersom.

Tabel 6.1

Kritische grondwatersnelheden voor het watervoerend pakket, afgeleid uit minimumwaarden voor K_d en R

		K_d^* (l/kg)			R^{**} (-)			Kritische snelheid*** (m/j)		
		meetdata#	literatuur	richtlijn	meetdata#	literatuur	richtlijn	meetdata#	literatuur	richtlijn
Metalen	Cd	152	200	428	640	846	1.813	64	85	181
	Cu	180	251	1.384	770	1.065	5.863	77	107	586
	Ni	1.078	251	343	4.600	1.065	1.453	460	107	145
	Pb	9.897	501	-	42.000	2.124	-	4.200	212	-
	Zn	373	501	1.352	1.600	2.124	5.730	160	212	573
	As	-	-	8	-	-	36	-	-	3,6
PAK's	Naf	22	-	3	96	-	14	10	-	1,4
	Fen	24	-	47	110	-	202	11	-	20
	Ant	(>278)	-	47	(>1.200)	-	202	(>120)	-	20
	Flt	96	-	238	410	-	1.008	41	-	101
	BaA	(>162)	-	946	(>690)	-	4.011	(>69)	-	401
	Chr	(>42)	-	752	(>180)	-	3.186	(>18)	-	319
	BkF	(>73)	-	1.500	(>310)	-	6.356	(>31)	-	636
	BaP	(>157)	-	1.500	(>670)	-	6.356	(>67)	-	636
	BgP	(>351)	-	5.972	(>1.500)	-	25.302	(>150)	-	2.530
	lpe	(>502)	-	3.768	(>2.200)	-	15.965	(>220)	-	1.596

*Minimumwaarden K_d uit het veldonderzoek, minimumwaarden uit de literatuur (zie tabel 5.7) en pH-specifieke K_d -waarden uit de Richtlijn Nader Onderzoek Verontreinigde Waterbodems (Schmidt *et al.*, 2002); de laatste berekend voor pH 7,9. **Waarden voor R zijn berekend uit K_d volgens formule 5.2, waarbij $\rho = 1,61$ kg/l en $\theta = 0,38$, zoals gemeten voor het watervoerend pakket onder het Kanaal door Walcheren. ***Grondwatersnelheid waarbij de verplaatsingssnelheid van de verontreiniging het risicocriterium (verplaatsing < 3 meter in 30 jaar) overschrijdt. #Getallen tussen haakjes zijn de waarden voor de PAK's waarvan de poriewaterconcentraties onder de detectielimiet liggen (hoofdstuk 5).

Regionaal grondwatermodel

Een gebiedsdekkend beeld van de grondwatersnelheden in het studiegebied is gegeneerd met behulp van het regionale grondwatermodel. De beperking van het regionale grondwatermodel is het lage detailniveau. Het model geeft weliswaar een gebiedsdekkend beeld van de grondwatersnelheden, maar lokaal worden de snelheden niet goed genoeg beschreven. Het regionale model is dan ook alleen bruikbaar voor het verkrijgen van een eerste indruk van de snelheid en van de snelheidsverdeling. Het model is niet het meest geschikt voor het beoordelen van het verspreidingsrisico. Hiervoor is het (gedetailleerdere) 2-D sectiemodel gebruikt (§ 3.6). De resultaten van het regionale grondwatermodel zijn weergegeven in figuur 3.14 t/m 3.16. Deze figuren laten zien dat de kritische grondwatersnelheid voor koper (77 m/jaar) op diverse plaatsen wordt overschreden. Overschrijding vindt met name plaats in de nabijheid van het Kanaal door Walcheren zelf.

Op meetlocatie Krooneveld is MTR-overschrijding waargenomen voor cadmium en vanadium. Deze verontreinigingen zijn niet afkomstig uit de sliblaag, maar uit een niet nader geïdentificeerde bron nabij het kanaal. Vergelijking van de kritische grondwatersnelheden voor cadmium op locatie Krooneveld met de waarden uit het regionale grondwatermodel leert dat het snelheids criterium niet wordt overschreden. Voor vanadium is geen kritische grondwatersnelheid berekend, omdat geen gehalten in de vaste

fase bepaald zijn. Er mag echter van worden uitgegaan dat vanadium zich in grote lijnen hetzelfde gedraagt als arseen, dat evenals vanadium aanwezig is in de vorm van oxyanionen. Gezien de lage kritische grondwatersnelheid van arseen is het dus niet ondenkbeeldig dat vanadium, naast het concentratiecriterium, ook het snelheids criterium overschrijdt.

2-D sectiemodel

Met behulp van het 2-D sectiemodel zijn de lokale grondwatersnelheden berekend voor enkele representatieve situaties, geschematiseerd in figuur 6.2. De resultaten zijn weergegeven in tabel 6.2.

Tabel 6.2

Grondwatersnelheden watervoerend pakket, berekend met 2-D sectiemodel

Situatie	Scheidende laag	Grootte gat slib (m)	Snelheid (m/j)*
1-zijdige kortsluitstroming	Geen	0	35 (onder de dijk)
		0.5	80
		5	84
	Wel	0	50 (onder de dijk)
			< 5 (2 ^e wvp)
		0.5	130 (onder de dijk)
		< 5 (2 ^e wvp)	
2-zijdige kortsluitstroming	Geen		20 (onder stroombaan)
	Wel		30 (onder stroombaan)
			< 5 (2 ^e wvp)
Geen kortsluitstroming	Geen		25 (onder de dijk)
	Wel		50 (onder de dijk)
			< 5 (2 ^e wvp)

*Grondwatersnelheden op het punt waar het slibwater het kanaalsysteem verlaat en de snelheid in de slibwaterpluim vrijwel constant is geworden

Tabel 6.2 laat zien dat de berekende grondwatersnelheden sterk variëren, en afhankelijk zijn van de lokale omstandigheden waarvoor ze zijn berekend. In het geval van 2-zijdige kortsluitstroming en in het geval zonder kortsluitstroming zijn de snelheden dusdanig laag dat het snelheids criterium voor koper niet wordt overschreden. Bij 1-zijdige kortsluitstroming echter, liggen de berekende grondwatersnelheden in het 1^e watervoerend pakket in de orde grootte van de kritische snelheid. Deze snelheid wordt zelfs duidelijk overschreden wanneer een scheidende laag aanwezig is in het watervoerend pakket. Snelheden in het 2^e watervoerend pakket (indien aanwezig) liggen altijd aanzienlijk lager dan de kritische grondwatersnelheid voor koper.

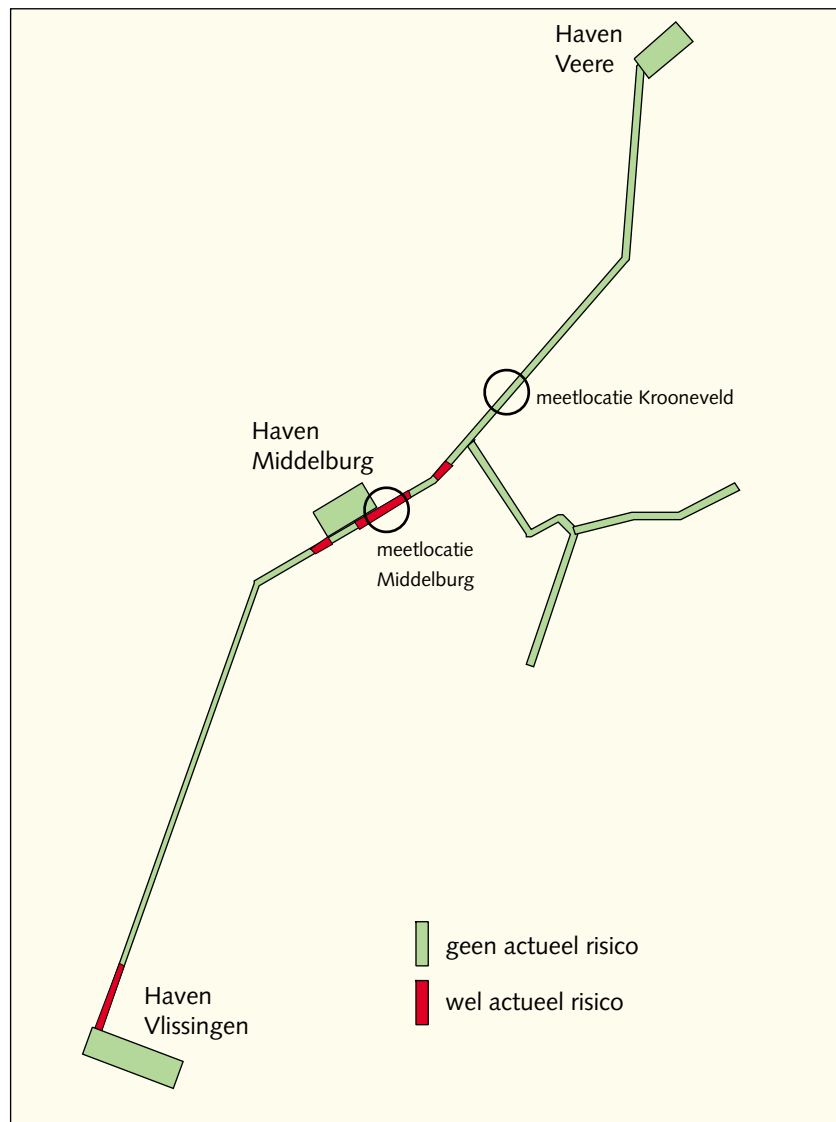
De conclusie op basis van het 2-D sectiemodel is dat de kritische grondwatersnelheid voor koper wordt benaderd op locaties met 1-zijdige kortsluitstroming zonder scheidende laag in het watervoerend pakket. Indien een scheidende laag aanwezig is in het watervoerend pakket wordt de kritische grondwatersnelheid voor koper overschreden.

6.3 Conclusies actueel risico verspreiding verontreinigingen via grondwater

Veldonderzoek wijst uit dat de grondwaterconcentraties alleen voor koper het $MTR_{\text{grondwater}}$ overschrijden. Voor andere verontreinigingen is geen MTR-overschrijding waargenomen. MTR-overschrijding door koper kan optreden op alle locaties met 1-zijdige of 2-zijdige kortsluitstroming. Dit is in het gehele Kanaal door Walcheren en in het Kanaal door de Oude Arne. Overschrijding treedt waarschijnlijk niet op in de havens van Middelburg, Vlissingen en Veere, als gevolg van de lokale grondwaterstromingscondities.

Het 2-D sectiemodel laat zien dat de lokaal optredende snelheid sterk afhangt van de sliblaagdikteverdeling en van de aanwezigheid van een scheidende laag in het watervoerend pakket. De grondwatersnelheid is hoger wanneer in het watervoerend pakket een slechtdoorlatende scheidende laag aanwezig is en als er tegen de oevers van het kanaal weinig of geen slib aanwezig is. Waar een slechtdoorlatend pakket aanwezig is, is bekend. Door de beperkte kennis van de sliblaagdikteverdeling is het niet mogelijk om exact aan te geven waar kortsluitstroming optreedt en het snelheids-criterium wordt overschreden. Wel kan worden aangegeven in welke gebiedsdelen waarschijnlijk 1-zijdige kortsluitstroming optreedt.

In gebiedsdelen waar het watervoerend pakket niet wordt gescheiden door een slechtdoorlatend pakket, maar er wel 1-zijdige kortsluitstroming optreedt, ligt de verspreidingssnelheid van koper in de orde grootte van het snelheids-criterium van 3 meter in 30 jaar. De beïnvloeding van het watervoerend pakket beperkt zich slechts tot een gering volume (minder dan 2%) en het snelheids-criterium wordt niet duidelijk overschreden. Er is daarom geconcludeerd dat er in die gebiedsdelen geen actueel risico van verspreiding via het grondwater optreedt.



In gebiedsdelen waar wel een scheidende laag aanwezig is en 1-zijdige kortsluitstroming optreedt wordt het verspreidingscriterium duidelijk overschreden. Dit is het geval in het Kanaal door Walcheren ter hoogte van Vlissingen en ter hoogte van Middelburg. In deze gebieden treedt actueel risico van verspreiding van koper via het grondwater op. Het koper verplaatst zich in een dunne verontreinigde stroombaan boven in het zandig watervoerend pakket met een snelheid groter dan 3 meter in 30 jaar. Het water kwelt al in het eerste drainagesysteem of kwelsloot op. Verspreiding via het grondwater treedt hierdoor slechts over een beperkt traject op. De stroombaan bestrijkt slechts een beperkt deel (<2%) van het gehele watervoerend pakket.

Bij de conclusies ten aanzien van het optreden van actueel risico dienen drie kanttekeningen te worden geplaatst.

1. De koperconcentraties die in het veldonderzoek zijn gemeten, liggen weliswaar boven het MTR voor grondwater en boven de streefwaarde voor diep grondwater, maar ze liggen onder de streefwaarde voor ondiep grondwater.
2. Daar waar actueel risico van verspreiding van koper via het grondwater optreedt, ligt de met koper vervuilde stroombaan in de bovenste meters van het watervoerend pakket. Een groot deel van het watervoerend pakket wordt niet beïnvloed.
3. Indien in de delen van het kanaal ten zuiden van Middelburg waar nu 2-zijdige kortsluitstroming wordt verwacht, toch 1-zijdige kortsluitstroming optreedt, is daar wel sprake van actueel risico van verspreiding via het grondwater.

Samenvattend wordt geconcludeerd dat er sprake is van actueel risico door verspreiding via het grondwater in het kanaal door Walcheren ter hoogte van Middelburg en Vlissingen.

7 Aanbevelingen

De gevolgde aanpak heeft voldoende informatie opgeleverd om een uitspraak te kunnen doen over het actueel risico van verspreiding van verontreinigingen uit de waterbodem van het Kanaal door Walcheren naar de omliggende polders via het grondwater. Het stapsgewijs inzetten van drie verschillende geohydrologische modellen is van cruciaal belang gebleken voor het verkrijgen van inzicht in de grondwaterstromingspatronen en grondwatersnelheden. Aanbevolen wordt om in onderzoeken met een vergelijkbare vraagstelling een vergelijkbare aanpak te volgen en zodoende rekening te houden met verschillen in grondwaterstromingspatronen en -snelheden veroorzaakt door variaties in sliblaagdikte en doorlatendheid.

De conclusie van het grondwateronderzoek is dat actueel risico van verspreiding via het grondwater optreedt in gebiedsdelen waar een slecht-doorlatend pakket aanwezig is en er 1-zijdige kortsluitstroming tussen het oppervlaktewater en het grondwater optreedt.

Indien wordt besloten tot een deelsanering van het gebied, eventueel op basis van de risicobeoordeling binnen andere risicopaden, wordt aanbevolen om de consequenties van de (deel)sanering voor grondwatersnelheden en -stromingspatronen in te schatten.

Het reeds uitgevoerde onderzoek levert hiervoor een belangrijk deel van de benodigde informatie. Voor de nieuwe situatie dienen een aantal nieuwe berekeningen uitgevoerd te worden.

Ook kan het van belang zijn meer informatie te verzamelen over de lokale sliblaagdikteverdeling met bijvoorbeeld boringen en/of sonderingen.

Tenslotte wordt aanbevolen om in een ander kader aandacht te schenken aan de waargenomen verontreiniging van het grondwater met cadmium, uranium en vanadium op locatie Krooneveld.

8 Literatuur

- Agteren, M.H., S. van Keuning en D.B. Janssen, 1998. Handbook on biodegradation and biological treatment of hazardous organic compounds. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Beerda D.S., 2002a. Kanaal door Walcheren; Actualisatieonderzoek waterbodem Kanaal door Walcheren. Documentnr. WAU.KWO-3-02022. In opdracht van RWS Directie Zeeland.
- Beerda D.S., 2002b. Waterbalans Kanaal door Walcheren. Opgenomen in dit rapport als bijlage 8.
- Bennema, J., Van Der Meer, K., 1952. De bodemkartering van Nederland. Deel XII. De Bodemkartering van Walcheren. Stichting voor Bodemkartering, Wageningen.
- Berg, E.H. van den, 2002. Experimenteel permeameter onderzoek ter bepaling van horizontale doorlatendheid van zandmonsters. Proefschrift, VU, Amsterdam.
- Brunk, B.K., G.H. Jirka en L.W. Lion, 1997. Effects of salinity changes and the formation of dissolved organic matter coatings on the sorption of phenanthrene: implications for pollutant trapping in estuaries. Environ. Sci. Technol., 31, 119.
- Chen, J-H., L.W. Lion, W.C. Ghiorse en M.L. Shuler, 1995. Mobilization of adsorbed cadmium and lead in aquifer material by bacterial extracellular polymers. Wat. Res., 29, 421.
- Christensen, T.H., N. Lehmann, T. Jackson, P.E. Holm, 1996. Cadmium and nickel distribution coefficients for sandy aquifer materials. J. Contam. Hydrol., 24, 75.
- Christensen, T.H., Astrup, T., Boddum, J.K., Æstergaard-Hansen, B., Redemann, S., 2000. Copper and zinc distribution coefficients for sandy aquifer materials. Wat. Res., 34, 709.
- Commissie voor Hydrologisch Onderzoek, TNO, 1986. Verklarende hydrologische woordenlijst. Red. J.C. Hooghart.
- Cultuur Technische Dienst, 1973. Notitie Rijbaansverdubbeling weg Middelburg-Souburg.
- Cuypers, C., 2001. Bioavailability of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils and sediments. Prediction of bioavailability and characterization of organic matter domains. Proefschrift, Wageningen Universiteit.
- CUR, 1993. Hydrology and Water Management of Deltaic Areas. Centre for Civil Engineering Research and Codes. Rijkswaterstaat report 93-5.
- Dam, van, 1976. Collegedictaat TU Delft, F15Bc.

-
- Elswijk, M. van, J.A. Hin, P.J. den Besten, L.M. van der Heijdt, M. van der Hout en C.A. Schmidt, 2002. Richtlijn Nader Onderzoek voor waterbodems; Ernst- en urgentiebepaling van verontreinigde waterbodems. AKWA-rapport 01.005 RIZA notanummer 2001.052. ISBN 90 36 953 960. 105p. + bijl.
- Grontmij, 1995. Kanaal door Walcheren. Inventariserende studie naar de waterbodemonverontreinigingsproblematiek. Studie i.o.v. Rijkswaterstaat, Directie Zeeland.
- Holland Railconsult, 1996, Arnemuiden, vervangen spoorbrug over de Arne. Milieukundig Advies.
- IFTechnology, 2002. Koude- en warmteopslag. Projectnummer 50200. Stadskantoor Middelburg.
- IWACO, 1997. Stortplaatsen langs Kanaal door Walcheren. Eindrapport (5).
- Kaland, L., 2002. Persoonlijke mededeling.
- Koorevaar, P., Menelik, G., Dirksen, C., 1991. Elements of soil physics. Elsevier, Amsterdam.
- Meetdienst Zeeland, 1999. Lodingen waterbodemdieptes op 5 meter grid, opname 1999 bewerkt door A. Fioole, nabewerking door I. Peereboom, RIZA.
- NITG-TNO, 2001. Stijghoogten uit DINO-bestand; periode 1-1-1900 t/m 1-11-2001.
- Meetkundige Dienst RWS, 2002. Algemeen Hoogtebestand Nederland.
- Min. VROM, 1997. Circulaire Saneringsregeling Wet Bodembescherming: beoordeling en afstemming (Staatscourant 1998, nr. 4).
- Nota, D., 1990. Notities bij het college Hydrogeologie. Vakgroep Bodemkunde en Geologie LUW. pp.14.
- Ormondt, van J., 2003. Analytisch grondwatermodel Kanaal door Walcheren. Afstudeerrapport VU, Amsterdam.
- Provincie Zeeland, 1985. Bepaling Intreeweerstand Kanaal door Walcheren.
- Provincie Zeeland, 2002. Aanlegprofiel Kanaal door Walcheren.
- Provincie Zeeland, 2002. Peilenbestand van de Provincie Zeeland.
- Provinciale Waterstaat Zeeland, 1987. Geohydrologische onderzoek Westerveld (Gemeente Vlissingen).
- Rijksgelogische dienst 1972. Geologische kaart, kaartblad 48 west Walcheren.
- Sauvé, S., Hendershot, W., Allen, H.E., 2000. Solid-solution partitioning of metals in contaminated soils: dependence on pH, total metal burden, and organic matter. Environ. Sci. Technol., 34, 1125.

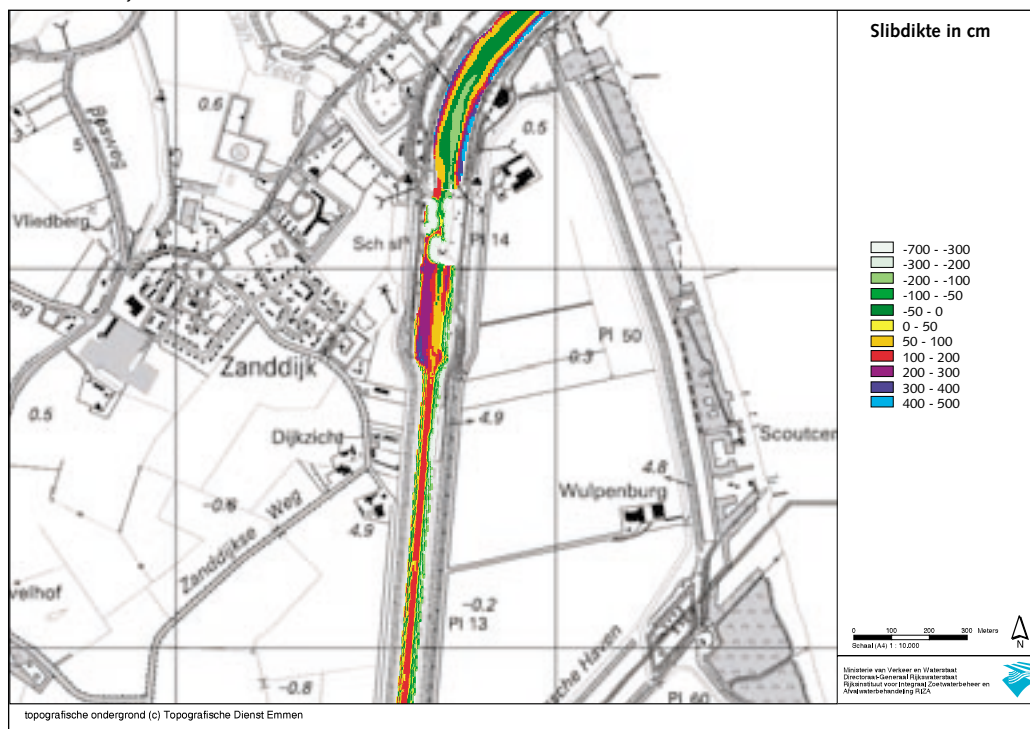
-
- Schmidt, C.A., G. Cornelissen, C. Cuypers, W.J. de Lange, K. van Vliet, J.P.M. Vink, 2002. Bepaling actueel risico van verspreiding via grondwater. Achtergronddocument in het kader van Richtlijn Nader Onderzoek Verontreinigde Waterbodems. RIZA-rapport 2002.025. AKWA-rapport 02.005. ISBN 90 36 954 479. 60p. + bijl.
- Schmidt, C.A., K. van Vliet en W.J. de Lange, 2000. Verspreiding van stoffen uit het Haringvliet naar het grondwater. Inschatting actueel risico voor het grondwater ihkv Nader Onderzoek naar de verontreinigde waterbodem. RIZA-rapport in voorbereiding.
- Schotel, F., 2002. Mondelinge mededeling. RIZA Afdeling Emissies - Diffuse Bronnen.
- Schwartzbach, R.P., Westall, J., 1981. Transport of nonpolar organic compounds from surface water to groundwater. Laboratory sorption studies. Environ. Sci. Technol., 15, 1360.
- Steenkamp, B.P.C, 1987. Inschatting van de kwelverandering langs het Kanaal door Zuid- Beveland als gevolg van de verbeteringswerken. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Rijkswaterstaat, Dienst Binnenwateren/RIZA.
- Steenwijk, J.M., van, Cornelissen, G., Ten Hulscher, Th.E.M., 1999. Omgaan met verdelingscoëfficiënten voor organische verbindingen. Variaties op een constante. RIZA-rapport 99.023; AKWA-rapport 99.004.
- Steenwijk, J.M., van, Cornelissen, G., Reitsma, T., 2000. Beoordeling van het storten van grond in de put van Moorlag. RIZA-werkdocument 2000.150X. AKWA-rapport 00.006.
- Steenwijk, J.M., van, Reitsma, T., Cornelissen, G., 2000. Beoordelen van het storten van grond in de put van Wijck. RIZA-werkdocument 2000.151X. AKWA-rapport 00.007.
- Strack, O.D.L., 1989. Groundwater mechanics. Prentice Hall. New Jersey, USA.
- Stumm, W., Morgan, J.J., 1996. Aquatic chemistry. John Wiley & Sons, New York.
- TNO, 1985. Grondwaterkaart van Nederland. Middelburg/Bergen op Zoom 48/49 west. Dienst Grondwaterverkenning.
- TNO / RIZA, 1994. NAGROM Deelrapport 10 Supraregio Zuidwest Nederland.
- TNO Grondwater en Geo-Energie, 1994. Landelijk Hydrologisch Systeem-analyse. Deelrapport 3. Deelgebied Zeeland en Goeree-Overflakkee.
- TNO, 1996. Landelijk Hydrologisch Systeem-analyse. Deelrapport 8. Deelgebied Zeeland en Goeree-Overflakkee.
- Tonkes, M., 2003. Nader Onderzoek Kanaal door Walcheren. Onderzoek actuele risico's voor het ecosysteem. RIZA rapportnr. 2003.010. ISBN 90 36 954 894. 30p. + bijl.

-
- Ven, van de F.H.M, 1978. Waterbeheersing stedelijk gebied. Faculteit der civiele techniek, TU Delft, pp.10.
- Vernes, R.W., 2003, Rapportage REGIS Zeeland, in prep. NITG TNO.
- Visser, S., 2002. Lokaties damwanden havens Vlissingen. Zeeland Seaports.
- Vliet van K., de Lange W.J. 2000. Grondwatermodelstudie IJsselmeergebied. Een toepassing van variabele lek-elementen in het Nationaal Grondwatermodel. RIZA-werkdocument 2000.181x.
- Waterschap Zeeuwse Eilanden, 1993. Peilbesluit 6 - 1993.
- Waterschap Zeeuwse eilanden, 2001. Peilbestand: waterwegen en peilen Middelburg.
- Willemsen, L., Persoonlijk commentaar (Waterschap Zeeuwse Eilanden).
- Zindler, J.A., 1999. Transport naar de onderwereld: verslag bemonsteringen fase 2 en 3. Rapportage van de bemonsteringen en analyses, uitgevoerd in fase 2 en 3 van het onderzoek naar verspreiding van stoffen vanuit het slib naar grondwater. RIZA werkdocument 99.124X.
- Zwolsman, J.J.G., 1999. Geochemistry of trace metals in the Scheldt estuary. Proefschrift Universiteit Utrecht.

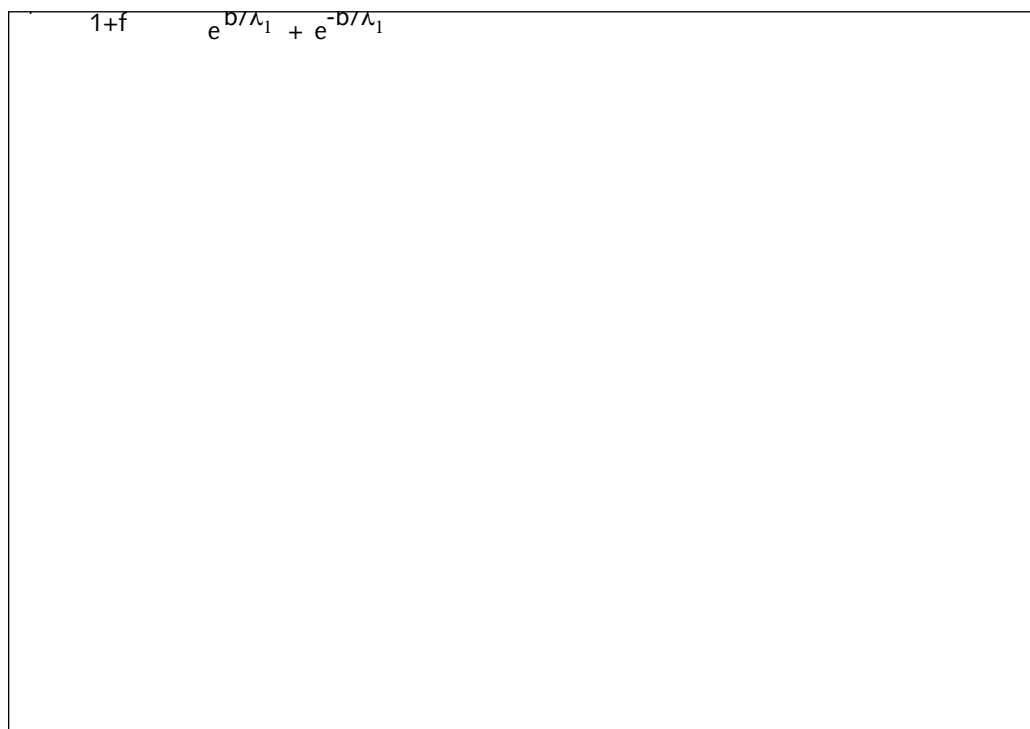
Bijlagen

Bijlage 1 Slibdikte Kanaal door Walcheren (lodingbestand)

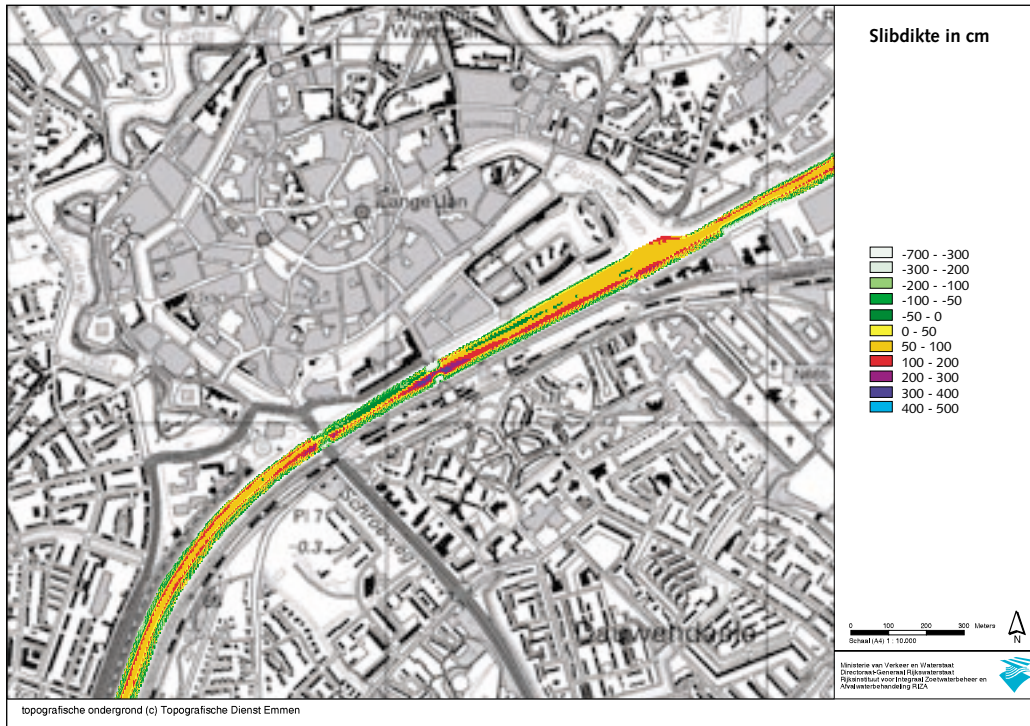
Figuur 1
Veere, Zanddijk



Figuur 2
Krooneveld



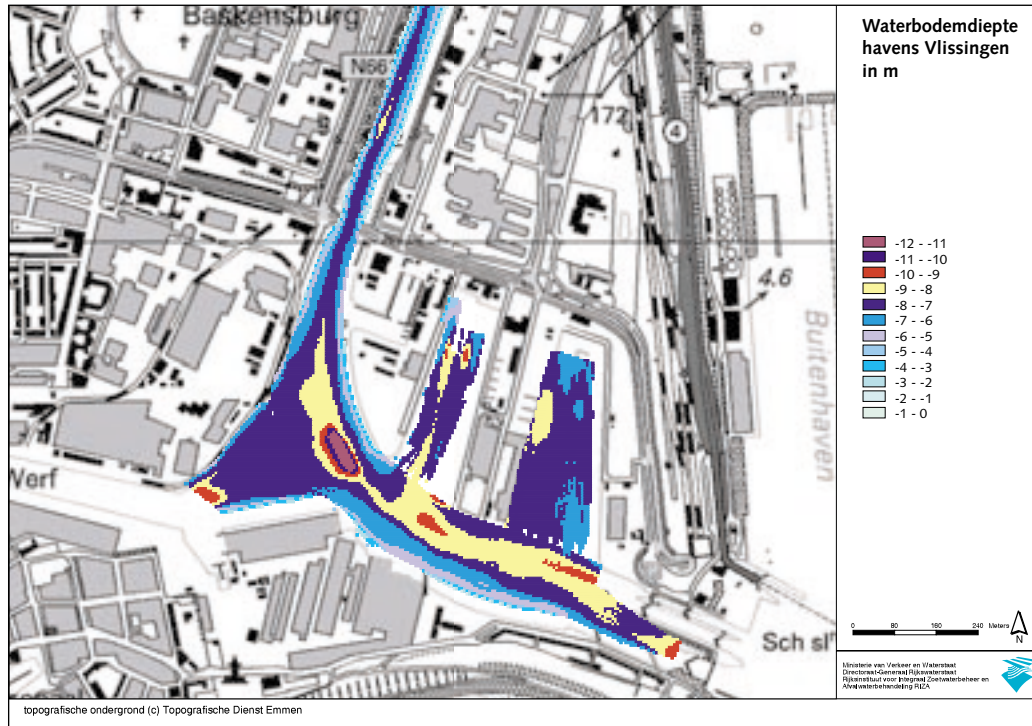
Figuur 3
Middelburg



Figuur 4
West-Souburg



Figuur 5
Vlissingen



Bijlage 2 Dichtheidscorrectie zoutwaterstijghoogte naar zoetwaterstijghoogte

Doel

De stijghoogten in de peilbuizen die gebruikt zijn voor kalibratie zijn gecorrigeerd voor de dichtheid. Dit omdat het grondwater brak tot zout is onder het Kanaal door Walcheren.

Methode

Eerst is de dichtheid van het grondwater berekend, waarmee een correctiefactor (Cf) bepaald is. De zoutwaterstijghoogten zijn met deze correctiefactor vermenigvuldigd en zo omgerekend naar zoetwaterstijghoogten. De dichtheid van het grondwater hangt af van de temperatuur en de chlorideconcentratie. De dichtheid is als volgt berekend:

$$\rho_{\text{zoutwater}} = \rho_{\text{zoetwater}} + 0,8054 * S - 0,0065 * (T - 4 + 0,2214 * S)^2 \text{ [kg/m}^3\text{]}$$

waarbij $\rho_{\text{zoutwater}}$ is de dichtheid van zout water [kg/m³] en $\rho_{\text{zoetwater}}$ is de dichtheid van zoet water (aangenomen is 1.000 kg/m³; de dichtheid is 998 kg/m³ bij 299K). S is de chlorideconcentratie van het grondwater [g/l] en T is de temperatuur, waarvoor een gemiddelde van 10 °C is aangenomen voor het grondwater [Van Dam, 1976].

De chloridenconcentraties zijn afgeleid van de chloridenprofielen van Walcheren [TNO, 1994]. Voor ondiepe peilbuizen met een filter op een diepte tussen de -1 en -6 m NAP is voor het water een chloridenconcentratie van 15 g/l aangenomen. Voor de diepe peilbuizen met een filter op een diepte tussen de -11 en -23 m NAP is de waarde van 20 g/l gebruikt.

De correctiefactor voor de dichtheid wordt berekend volgens de Badon Ghijben-Herzberg relatie:

$$Cf = (\rho_{\text{zoutwater}} - \rho_{\text{zoetwater}}) / \rho_{\text{zoetwater}} \text{ [-]}$$

waarbij $\rho_{\text{zoutwater}}$ is 1011,5 kg/m³ bij een chloridenconcentratie van 15 g/l en 1015,4 kg/m³ bij een chloridenconcentratie van 20 g/l. Deze relatie is te gebruiken bij hydrostatisch evenwicht, met alleen horizontale stroming in het zoete water en stagnant zout water [CUR, 1993].

De gecorrigeerde zoetwaterstijghoogten zijn nu als volgt berekend:

$$h_{\text{zoetwater}} = h_{\text{zoutwater}} + (Cf * \text{Lengte zoutwaterkolom in peilbuis}) \text{ [m]}$$

waarbij $h_{\text{zoetwater}}$ is de gecorrigeerde zoetwaterstijghoogte, $h_{\text{zoutwater}}$ is de gemeten zoutwaterstijghoogte. De lengte van de zoutwaterkolom in de peilbuis is de lengte tussen het midden van de peilbuisfilter en de gemeten zoutwaterstijghoogte.

De resultaten van de correctie op zout water staan weergegeven in tabel 1.

Tabel 1

Gemeten stijghoogte omgerekend naar zoetwaterstijghoogte

Peilbuis	Peilbuisnr. figuur 3.9	Diepte midden filter [m NAP]	Gemeten stijghoogten [m NAP]			Gecorrigeerde stijghoogten [m NAP]		
			gemiddeld ± st.dev.	minimum	maximum	gemiddeld	minimum	maximum
48BB0029	7	-5,33	-0,81 ± 0,09	-1,15	-0,55	-0,76	-1,10	-0,50
48BB0051	6	-14,84	-0,81 ± 0,17	-1,02	-0,37	-0,59	-0,81	-0,15
48BL0010	5	-2,22	-1,22 ± 0,002	-1,87	-0,72	-1,21	-1,87	-0,70
48BP0025	8	-11,29	-1,60 ± 0,09	-1,84	-1,42	-1,45	-1,69	-1,27
48BP0145	3	-14,23	-0,05 ± 0,11	-0,38	0,23	0,17	-0,17	0,45
48BP0147	4	-13,57	-0,35 ± 0,10	-0,62	-0,04	-0,15	-0,42	0,17
48BP0148	14	-14,52	-1,13 ± 0,09	-1,29	-0,85	-0,92	-1,09	-0,64
48BP0149	13	-14,49	-1,23 ± 0,08	-1,54	-0,92	-1,02	-1,34	-0,71
48BP0150	9	-14,50	-1,42 ± 0,09	-2,00	-1,09	-1,21	-1,81	-0,88
48BP0151	19	-13,65	-0,74 ± 0,13	-1,08	-0,52	-0,54	-0,89	-0,32
48BP0152	18	-13,75	-0,88 ± 0,10	-1,1	-0,67	-0,68	-0,91	-0,47
48BP0153	17	-14,34	-0,91 ± 0,11	-1,12	-0,71	-0,70	-0,92	-0,50
48BP0154	15	-3,16	-1,14 ± 0,08	-1,33	-0,88	-1,12	-1,31	-0,85
48BP0155	16	-2,62	-0,98 ± 0,10	-1,34	-0,77	-0,96	-1,33	-0,75
48BP7605	12	-2,37	-1,45 ± 0,26	-2,19	-0,94	-1,44	-2,19	-0,92
48BP7606	11	-2,95	-1,28 ± 0,13	-1,94	-0,98	-1,26	-1,93	-0,96
48BP7607	10	-3,51	-1,43 ± 0,14	-1,48	-1,2	-1,41	-1,46	-1,17
48DP0006	2	-1,45	-0,10 ± 0,09	-0,43	0,06	-0,08	-0,42	0,08
48DP0007	1	-1,53	-0,03 ± 0,10	-0,24	0,18	-0,01	-0,23	0,20

Bijlage 3 Formules 1-D model

De formules geven een analytische oplossing voor de geschematiseerde situatie als in figuur 3.3. Het verloop van de stijghoogten in het watervoerend pakket kan worden berekend met de eerste twee formules. De laatste formule toont de berekening van de kwel naar de polders toe (Steenkamp, 1987).

$$\varphi = \varphi_1 - \frac{\varphi_1 - \varphi_2}{1+f} \cdot \left(\frac{e^{x/\lambda_1} + e^{-x/\lambda_1}}{e^{b/\lambda_1} + e^{-b/\lambda_1}} \right)$$

voor het gebied onder het kanaal

en

$$\varphi = \varphi_2 - \frac{f(\varphi_1 - \varphi_2)}{1+f} \cdot e^{-\frac{b-x}{\lambda_2}}$$

voor het gebied onder de polder.

De wegzijging vanuit het kanaal is:

$$q_T = 2 \cdot q$$

In bovenstaande formules is:

$$\lambda_1 = \sqrt{KD \cdot C_1}$$

$$\lambda_2 = \sqrt{KD \cdot C_2}$$

$$f = \frac{\lambda_2}{\lambda_1} \operatorname{tgh} \frac{b}{\lambda_1}$$

$$q_2 = q_3 = \frac{kD (\varphi_1 - \varphi_2)}{\lambda_1 \operatorname{cotgh} \frac{b}{\lambda_1} + \lambda_2}$$

b = halve breedte kanaal

x = afstand vanaf midden kanaal (midden x=0; oever x=b; polder x>b)

c₁ = intreeweerstand kanaal [d]

c₂ = deklaagweerstand [d]

λ₁ = spreidingslengte kanaal [m] (= √{kD·c₁})

λ₂ = spreidingslengte polder [m] (= √{kD·c₂})

q(x) = flux door watervoerend pakket op afstand x [m²/d]

φ_x = stijghoogte watervoerend pakket [m]

φ_b = stijghoogte onder de dijk [m]

φ₁ = kanaalpeil [m]

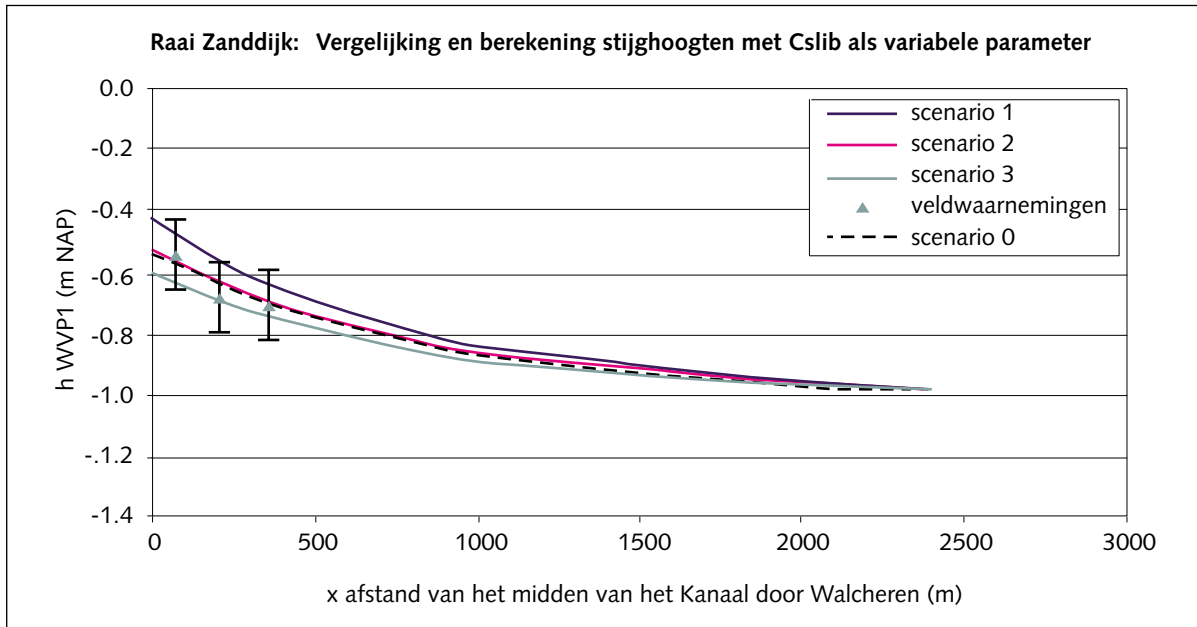
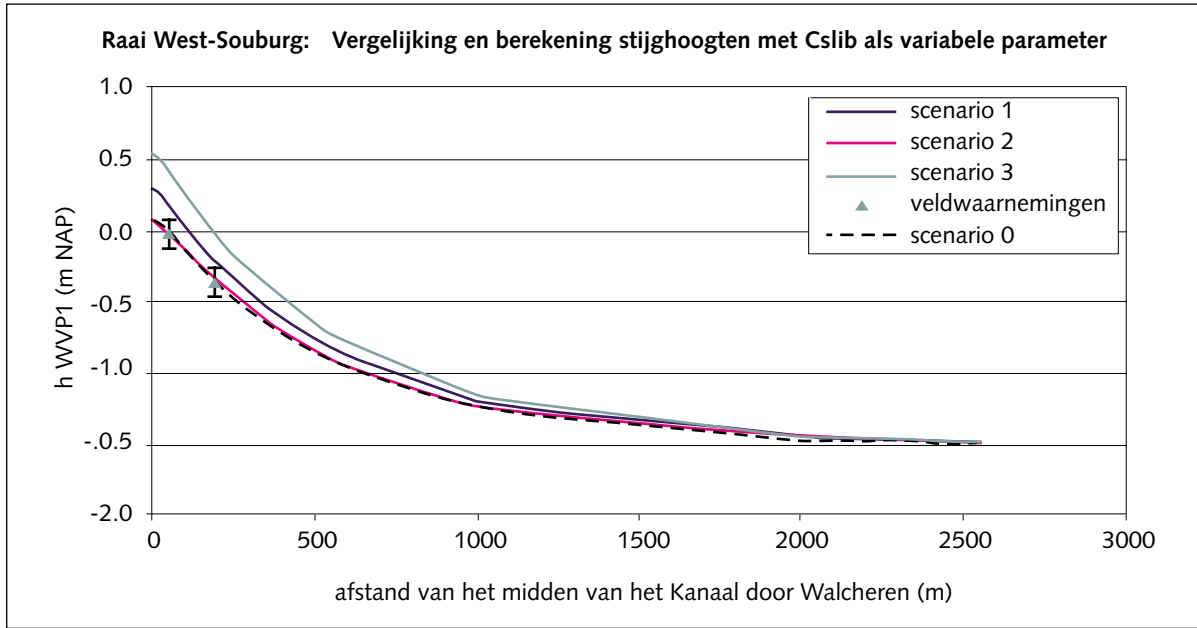
φ₂ = polderpeil [m]

Bijlage 4 Resultaten 1-D model

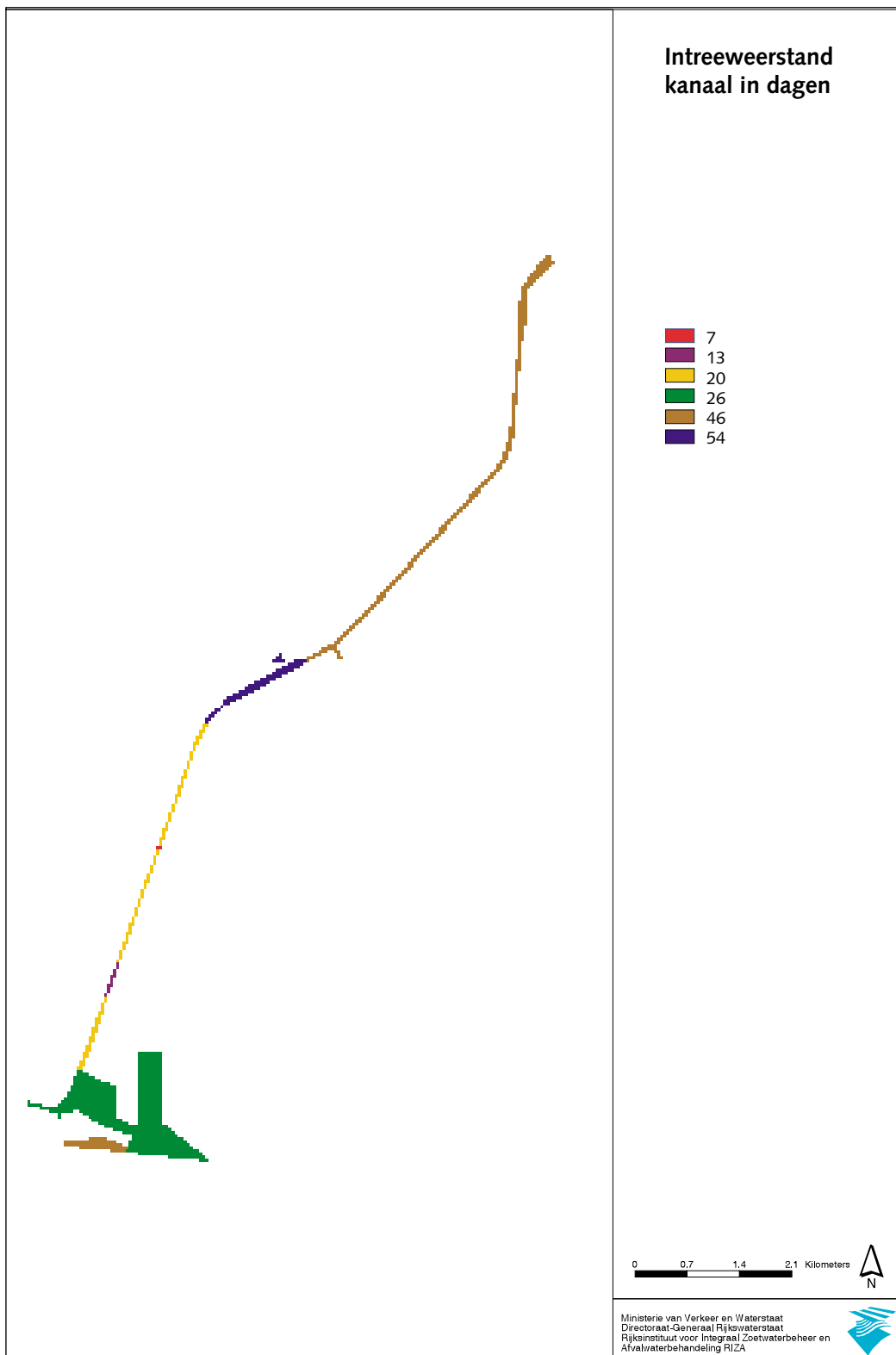
Tabel 3.2

Parametersettings voor het bepalen van intreeweerstand, deklaagweerstand en doorlatendheid voor locatie Krooneveld

West-Souburg											
Scenario	k [m/d]	D [m]	C _{intree} [d]	C _{deklaag} [d]	Breedte kanaal 2b [m]	Peil kanaal [m NAP]	Peil polder [m NAP]	kD [m ² /d]	Lambda slib (1) [m]	Lambda deklaag (2) [m]	Inzijging traject 1 [m ³ /d]
0	13,3	15	45	1.500	60	0,9	-1,5	200	95	548	5.880
1	20	15	20	1.000	60	0,9	-1,5	300	77	548	9.984
2	20	15	30	1.000	60	0,9	-1,5	300	95	548	8.820
3	20	15	10	1.000	60	0,9	-1,5	300	55	548	11.504
randvoorwaarden variabele parameter											
Krooneveld											
Scenario	k [m/d]	D [m]	C _{intree} [d]	C _{deklaag} [d]	Breedte kanaal 2b [m]	Peil kanaal [m NAP]	Peil polder [m NAP]	kD [m ² /d]	Lambda slib (1) [m]	Lambda deklaag (2) [m]	Inzijging traject 2 [m ³ /d]
0	10	50	75	750	60	0,9	-1,85	500	194	612	8.623
1	15	50	65	500	60	0,9	-1,85	750	221	612	10.776
2	15	50	50	500	60	0,9	-1,85	750	194	612	12.934
3	15	50	35	500	60	0,9	-1,85	750	162	612	16.174
randvoorwaarden variabele parameter											
Zanddijk											
Scenario	k [m/d]	D [m]	C _{intree} [d]	C _{deklaag} [d]	Breedte kanaal 2b [m]	Peil kanaal [m NAP]	Peil polder [m NAP]	kD [m ² /d]	Lambda slib (1) [m]	Lambda deklaag (2) [m]	Inzijging traject 3 [m ³ /d]
0	10	65	135	1.050	60	0,9	-1,2	650	296	826	1.570
1	15	65	70	700	60	0,9	-1,2	975	261	826	2.847
2	15	65	90	700	60	0,9	-1,2	975	296	826	2.355
3	15	65	110	700	60	0,9	-1,2	975	327	826	2.008
randvoorwaarden variabele parameter											



Bijlage 5 Intreeweerstand Kanaal door Walcheren, regionaal grondwatermodel na kalibratie



Bijlage 6 Verspreidingscriteria in de Richtlijn Nader Onderzoek Verontreinigde Waterbodems afgezet tegen de Circulaire Saneringsregeling WBBA

De tekst is overgenomen uit hoofdstuk 1 en 2 van Schmidt *et al.* (2002). Voor de referenties wordt verwezen naar de originele tekst.

Inleiding

In de Circulaire Saneringsregeling Wet Bodembescherming: beoordeling en afstemming (Min. VROM, 1997) zijn criteria aangegeven waarop het actueel risico dient te worden beoordeeld. In de Circulaire is aangegeven (blz. 39) dat de urgentiesystematiek voor verspreiding vanuit de waterbodembodem niet volledig is uitgewerkt. Voor waterbodembodemgevallen wordt verwacht dat de urgentiebeslissing regelmatig op basis van andere of aanvullende inzichten genomen zal worden. Hiermee is expliciet ruimte geschapen voor een andere invulling van het criterium voor actueel risico.

In voorliggend rapport wordt op basis van nieuwe inzichten een aangepaste methodiek beschreven voor de beoordeling van het actueel risico van verspreiding van stoffen uit een verontreinigde waterbodembodem via het grondwater. Onderdeel van deze beoordelingsmethodiek is een beoordelingscriterium dat afwijkt van het volumecriterium dat in bovengenoemde Circulaire is opgenomen (VROM, 1998).

Als beoordelingscriterium voor het actueel risico van verspreiding van stoffen via het grondwater geldt dat als de concentratie in het poriewater het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau overschrijdt, de verplaatsing van de stoffen in de bodem in een periode van 30 jaar niet groter mag zijn dan 3 meter.

Huidig criterium binnen urgentiesystematiek

In de Circulaire Saneringsregeling Wet Bodembescherming Beoordeling en Afstemming (Min. VROM, 1997) is aangegeven dat een sanering niet-urgent is als vaststaat dat verspreiding van de verontreinigingen niet leidt tot een relevante toename van de hoeveelheid verontreinigd bodemvolume. Als criterium voor relevante toename is gekozen: een toename van de hoeveelheid bodem waarin de interventiewaarde grondwater wordt overschreden van meer dan 100 m³ per jaar.

Op basis van andere en aanvullende inzichten worden twee argumenten aangevoerd voor een alternatief criterium voor actueel risico van verspreiding via het grondwater vanuit een verontreinigde waterbodembodem.

1. Het uitgangspunt bij het eerste argument vormt de definitie van het begrip risico: Risico = kans op het optreden van een effect X de ernst van het effect.

De kans op het optreden van een effect wordt gelijk gesteld aan de kans op contact met de verontreiniging in het grondwater. De ernst van het effect wordt aangegeven met het concentratieniveau in het grondwater. *Kans*: Een toename van het verontreinigd volume [m³/jaar] is niet maatgevend voor de kans op contact. De snelheid waarmee het verontreinigde volume (van water en bodem) zich verplaatst is veel eerder een maat voor

de kans op contact. Wel kan de groei van het geval worden aangegeven, omdat deze economische consequenties heeft.

Ernst: Maatgevend voor de ernst van het effect wordt de Interventiewaarde gesteld. Deze is onderbouwd met ecotoxicologische en humantoxicologische waarden geldend voor landbodem. Het niveau dat hiermee wordt aangegeven is het Ernstig Risiconiveau dat aan 50% van de soorten bescherming biedt. Voor de beoordeling van het actueel risico van een waterbodembodem wordt een hoger beschermingsniveau gehanteerd, omdat de saneringsbeslissing wordt genomen voor een lange tijd. De conclusie 'geen actueel risico' is daarmee duurzaam. Het hoger beschermingsniveau is het Maximaal Toelaatbaar Risico-niveau, waarbij bescherming wordt geboden aan 95% van de soorten.

2. Het huidige criterium is sterk afhankelijk van de grootte van het geval van waterbodembodemverontreiniging.

Dit wordt geïllustreerd met de volgende voorbeelden. Bij een oppervlak van 100 m * 100 m wordt bij een verspreidingssnelheid van meer dan 1 cm/jaar in de verticale richting reeds het gestelde volumecriterium overschreden. Bij grotere locaties van bijvoorbeeld 100 m * 500 m ligt deze snelheidsgrens op 2 mm/jaar. Bovendien geldt dat uit oogpunt van milieurendement het saneren van een kleine locatie met relatief hoge verspreidingssnelheid effectiever is dan het saneren van een grote locatie met een omgekeerd evenredig kleinere verspreidingssnelheid. De definitie van milieurendement die hierbij gehanteerd is, is saneringseffect gedeeld door de kosten (of inspanning).

Voor waterbodembodems wordt ervan uitgegaan dat een afhankelijkheid van de urgentie van de gevals grootte (voor een waterbodembodemverontreiniging) niet de intentie kan zijn geweest bij de vaststelling van het criterium voor het actueel risico.

Om tot een criterium te komen zonder een afhankelijkheid van het urgentieoordeel van de gevals grootte kan het in verticale richting verontreinigd volume per jaar gedeeld worden door het oppervlak van het geval. Zo wordt een verspreidingssnelheid (in verticale richting) verkregen.

Omdat de grootste snelheden vaak in horizontale richting plaatsvinden, wordt voorgesteld het criterium helemaal onafhankelijk te maken van de richting waarin de verspreiding plaatsvindt.

Door allereerst het saneringscriterium te definiëren als de snelheid van verspreiding van stoffen wordt invulling gegeven aan het onderdeel 'kans' in de definitie van risico. Door het inbrengen in het criterium van een concentratie- of gehalteniveau van de verontreinigingen, waarboven de stoffen een risico van verspreiding via het grondwater teweeg zouden kunnen brengen wordt invulling gegeven aan het onderdeel 'effect' in de definitie van risico.

De afhankelijkheid van het oppervlakte van het geval speelt dan geen rol meer.

Voorstel voor nieuw criterium voor actueel risico van verspreiding via grondwater

Als criterium voor het actueel risico van verspreiding naar het grondwater vanuit een verontreinigde waterbodembodem wordt voorgesteld:

Er is sprake van actueel risico als het gehalte van een verontreiniging in de bron boven $MTR_{\text{grondwater}}$ aanwezig is en de verspreidingssnelheid van deze verontreiniging groter is dan 3 meter in 30 jaar.

Eerst wordt de keuze voor de verspreidingsnelheid als criterium en de getalsmatige invulling ervan toegelicht. Daarna wordt het concentratieniveau in het criterium toegelicht.

Verspreidingsnelheid in criterium

Bij de keuze van het criterium is expliciet gekozen voor het **pad** in de reeks *bron - pad - bedreigd object*.

Er is niet gekozen voor de bronbenadering omdat de verspreidingsnelheid vanuit een verontreinigde laag veel meer bepaald wordt door de retardatie-eigenschappen van de schone laag eronder (bijvoorbeeld watervoerend pakket) dan door de retardatie-eigenschappen van het verontreinigd sediment. Ook is niet gekozen voor de bedreigd-objectbenadering, omdat het bedreigd object vaak moeilijk eenduidig te definiëren is, en pas na honderden (of meer) jaren bereikt zal worden, wanneer de bron dan wel het bedreigd object wellicht niet meer aanwezig is. Een bedreigd-objectbenadering past beter bij een lange-termijnbenadering van het probleem.

Een uitzondering wordt gevormd door de huidige waterwingebieden en de gebieden die aangewezen zijn als potentiële waterwingebieden in acute noodsituaties. Als deze in de beïnvloedingszone aanwezig zijn, wordt de hier gepresenteerde beoordelingssystematiek niet toegepast, omdat het beschermingsniveau van deze (strategische) zoetwatervoorraden veel hoger ligt, nl. op streefwaardenniveau. In dat geval dient wel een bedreigd-objectbenadering te worden gevolgd, specifiek vanuit de bescherming van het waterwingebied.

Het voorgestelde criterium geldt dus voor al het grondwater met uitzondering van de drinkwaterbeschermingszones.

In de Circulaire streefwaarden en interventiewaarden (Min. van VROM, 2000) wordt voor de landbodemverontreiniging verschil gemaakt tussen streefwaarden voor diep en voor ondiep grondwater. Het eerste staat voor het eerste watervoerend pakket, het tweede voor het freatische grondwater. Bij een waterbodemverontreiniging is geen (duidelijk) freatisch grondwater aanwezig, waardoor al het infiltrerende water wordt gezien als diep grondwater.

Bij de keuze voor 'het pad', wordt het grondwater gezien als milieucompartiment met een eigen intrinsieke waarde. Door het pad te beschouwen wordt het probleem niet vanuit de doelstelling 'bescherming op lange termijn' benaderd, maar wordt als doel gesteld 'bescherming op korte termijn'. Dit is in lijn met de boordeling van het actuele risico. De grootte die goed past binnen de padbenadering, is de verspreidingsnelheid van de verontreinigingen.

De risico's op de lange termijn worden niet specifiek in beschouwing genomen bij de beoordeling van het actuele risico. Deze kunnen echter wel met de voorgestelde berekeningsmethodiek ingeschat worden.

Getalsmatige invulling

Het uitgangspunt bij de getalsmatige invulling van het criterium is dat de stof zich in een generatielengte (30 jaar) zó weinig mag hebben verspreid in de laag direct onder de verontreinigde bodemlaag, dat het probleem nog beheersbaar is voor de volgende generatie Nederlanders. Met andere woorden: de situatie mag niet noemenswaardig verergerd zijn. In het geval de verontreinigde waterbodem op een slechtdoorlatend klei- of veenpakket

ligt, zal de verspreiding in eerste instantie in verticale richting optreden. De snelheid zal relatief traag zijn, waardoor het criterium slechts zelden zal worden overschreden. Na het passeren van de slechtdoorlatende laag zal de stroomrichting voornamelijk horizontaal zijn en de snelheid vele malen groter. Afhankelijk van de dikte van de slechtdoorlatende laag zal er na een bepaalde periode verspreiding in horizontale richting optreden met een veel grotere snelheid.

In de Circulaire van VROM (2000) is sprake van het begrip 'relevante verspreiding'. De in het criterium opgenomen 30 jaar geeft invulling aan dit begrip. Na 30 jaar moet de verspreiding van de verontreinigingen opnieuw in beschouwing worden genomen om te toetsen of de situatie niet onacceptabel is verslechterd.

In het rapport "Van trechter naar zeef; Afwegingsproces saneringsdoelstelling" (Bever, 1999) is als saneringsdoelstelling geformuleerd dat met een sanering binnen 30 jaar een 'stabiele eindsituatie' moet worden bereikt. Aangegeven is ook dat deze term later beleidsmatig nader zal worden ingevuld.

Hier wordt gesteld dat een echt stabiele eindsituatie vrijwel nooit zal ontstaan na een sanering, omdat bij een sanering van een verontreinigde waterbodem de in horizontale richting reeds gevormde pluim meestal niet mee zal worden gesaneerd en dus zal achterblijven. Bij een sanering van het grondwater anders dan het weghalen van de bron of het reeds verontreinigde bodemvolume is technisch vrijwel onmogelijk, omdat het stilzetten of omleiden van grondwaterstroming bij oppervlaktewatersystemen verstrekkende consequenties voor het waterbeheer heeft.

Verspreiding door grondwaterstroming gaat altijd door. Ook zal geen stabiele eindsituatie ontstaan door afbraak van organische microverontreinigingen in de ondergrond, omdat de afbraaksnelheid van waterbodembonden probleemstoffen onder anaërobe omstandigheden zo laag is dat binnen een tijdstermijn van 30 jaar hierdoor geen substantiële concentratiedaling kan worden verwacht.

In een generatielengte (30 jaar) zijn de inzichten in waterbodemsanering verder ontwikkeld en is de kennis over gedrag, afbraak en saneringstechnieken verder verbeterd. De vraag of gesaneerd moet worden vanwege actueel risico voor verspreiding naar het grondwater kan dan opnieuw worden beantwoord, zonder dat de situatie sterk zal zijn verslechterd.

Als criterium voor beheersbaarheid is een verplaatsing van orde grootte van 1-5 meter in 30 jaar gekozen. Bij de verdere getalsmatige invulling van het criterium heeft de diffusiesnelheid uit een verontreinigde bodemlaag een rol gespeeld. Als het criterium voor de verplaatsingssnelheid op 3 meter in 30 jaar wordt gesteld, blijft de verplaatsingssnelheid in zandige bodems als gevolg van diffusie hier altijd onder. In kleilagen is de diffusiesnelheid kleiner, afhankelijk van de sorptie-eigenschappen. In bijlage 1 wordt verder ingegaan op de diffusie.

Concentratieniveau in criterium

Aanleiding voor het starten van een Nader Onderzoek is het vermoeden van een ernstige verontreiniging. Dit vermoeden bestaat als in het Oriënterend Onderzoek de interventiewaarde wordt overschreden. Vervolgens wordt in het Nader Onderzoek allereerst onderzocht of er sprake is van een ernstig geval van bodemverontreiniging.

Het criterium hiervoor is, dat minimaal 25 m³ bodemvolume met gehalten boven interventiewaarde_{bodem} aanwezig moet zijn. Bij een grondwaterverontreiniging geldt dat meer dan 100 m³ grondwater met concentraties boven interventiewaarde_{grondwater} aanwezig is.

Hier wordt voorgesteld om uitsluitend het gevals criterium van 25 m³ bodemvolume aan te houden (Min. Van VROM, 1997), omdat grondwater- of poriewatermetingen niet gebruikelijk zijn bij waterbodemonderzoek. Bovendien geldt voor organische microverontreinigingen dat het bij een waterbodemonderzoek vrijwel altijd gaat om vrij hydrofobe stoffen, die relatief goed sorberen aan de vaste fase en daardoor beter meetbaar zijn in de vaste fase.

De interventiewaarden gelden dus als verontreinigingsniveau dat een aanleiding vormt voor het starten van een Nader Onderzoek. Interventiewaarden voor sediment of bodem zijn gegeven in de Circulaire Streef- en Interventiewaarden (Min. VROM, 2000).

Indien er sprake is van een ernstig geval van bodemverontreiniging, dient een risicobeoordeling voor de verschillende risicopaden plaats te vinden. Voor de beoordeling van het actueel risico is in § 2.3 voorgesteld dat van die stoffen de verspreidingsnelheid moet worden berekend (en getoetst) waarvan de concentraties in het grondwater een actueel risico kunnen vormen. Omdat het evenwichtsniveau dat zich bij verspreiding instelt, maximaal gelijk is aan de concentratie in het poriewater van de bron, wordt gesteld dat het snelheidsverspreidingscriterium alleen geldt voor die stoffen waarvan de concentratie in het poriewater van de bron (verontreinigde waterbodem) zich boven het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau bevindt (zie verder § 2.3).

Hierbij geldt dat de bron voor het risico van verspreiding via het grondwater vooral gevormd wordt door de gehalten in de diepste lagen van de verontreinigde deklaag en pas na veel langere tijd door de gehalten in de toplaag van de waterbodem.

In 1996 heeft de Gezondheidsraad het belang van ecotoxicologische normen voor het grondwater benadrukt vanuit de volgende bevindingen:

- Het grondwatercompartiment herbergt kwetsbare ecosystemen.
- Ecosystemen in de ondergrond beïnvloeden via biochemische processen de grondwaterkwaliteit. Als bestrijdingsmiddelen (lees toxische stoffen) met deze processen interfereren, veranderen de waterkwaliteit en het zelfreinigend vermogen. Dit kan los van de feitelijke aanwezigheid van bestrijdingsmiddelen (lees toxische stoffen, red.), doorwerken in de samenstelling van kwelwater en van invloed zijn op ecosystemen aan het aardoppervlak.
- Veranderingen in ondergrondse ecosystemen en de waterkwaliteit werken lang door en zijn vrijwel niet meer ongedaan te maken.

In dit rapport wordt gesteld dat voor het risicopad verspreiding naar het grondwater een specifiek voor het grondwater afgeleid Maximaal Toelaatbaar Risico niveau ($MTR_{\text{grondwater}}$) dient te worden gehanteerd. Indien deze wordt overschreden in het poriewater en de stoffen zich verspreiden met een snelheid hoger dan 3 meter in 30 jaar is er sprake van actueel risico van verspreiding via het grondwater.

Momenteel zijn er echter (nog) geen (beleidsmatig) vastgestelde MTR-waarden voor grondwater vanwege een gebrek aan toxiciteitsgegevens van grondwaterorganismen (Gezondheidsraad, 1996). Het RIVM heeft geadviseerd bij de afleiding van $MTR_{\text{grondwater}}$ de toxiciteitsdata te gebruiken, die geleid hebben tot de $MTR_{\text{oppervlaktewater}}$.

Crommentuijn *et al.* (1997) hebben op deze wijze voor zware metalen $MTR_{\text{grondwater}}$ -waarden afgeleid. Deze wijken af van het $MTR_{\text{oppervlaktewater}}$ door verschillen in achtergrondconcentratie in beide compartimenten. In bijlage 3 zijn de $MTR_{\text{grondwater}}$ -waarden voor de zware metalen opgenomen. Voor de organische microverontreinigingen zijn geen MTR-waarden specifiek voor grondwater afgeleid. Door de Gezondheidsraad (1996) is voorgesteld, vooruitlopend op de afleiding van $MTR_{\text{grondwater}}$ -waarden hiervoor de MTR's voor oppervlaktewater te hanteren.

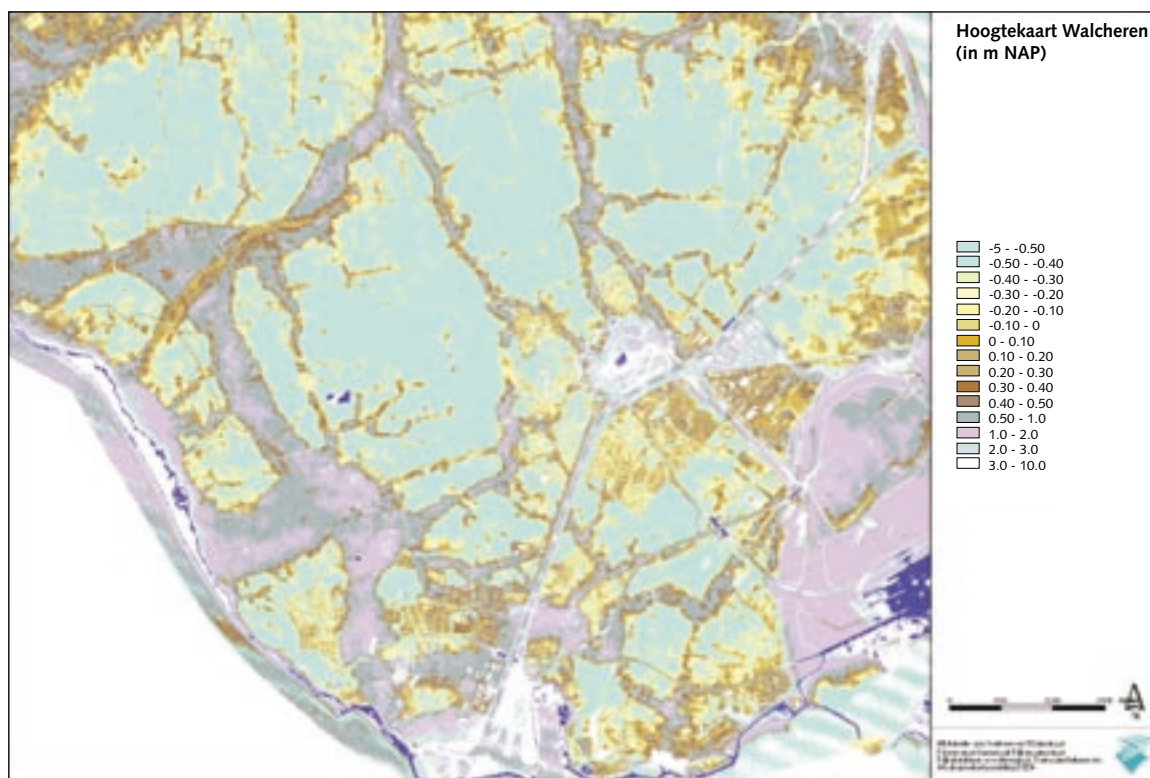
Binnen een Nader Onderzoek van een Verontreinigde Waterbodem zijn echter bij de eenvoudige toetsing meestal alleen gehalten in de vaste fase bekend. Omdat de MTR_{sediment} -waarden voor de organische microverontreinigingen afgeleid zijn uit de $MTR_{\text{oppervlaktewater}}$ -waarden en evenwichts-partitie- K_{oc} 's, komt toetsing van gehalten in vaste fase (omgerekend naar standaardbodem) aan MTR_{sediment} op hetzelfde neer als toetsing van concentraties in poriewater aan $MTR_{\text{oppervlaktewater}}$. Dit betekent dat voor de organische microverontreinigingen in plaats van de $MTR_{\text{oppervlaktewater}}$ -waarden bij de eenvoudige toetsing de beleidsmatig vastgestelde MTR_{sediment} -waarden¹ (bijlage 5 in CIW, 2000) wordt gebruikt. Voor zware metalen geldt dat de evenwichtsinstelling tussen gehalten in de vaste fase en de concentraties in oplossing zo sterk afhankelijk zijn van omgevingsfactoren (zie § 3.6.2) dat toetsing van de gehalten in de vaste fase aan het MTR_{sediment} niet als alternatief gebruikt kan worden.

.....
Noot

1 Bij de vaststelling van deze MTR_{sediment} -waarden is (nog) geen rekening gehouden met humane risico's, maar alleen met ecotoxicologische risico's. In het project Integrale Normstelling Stoffen (VROM etc.) wordt gewerkt aan de afleiding van humane MTR-waarden.

Bijlage 7 Hoogtekaart

Topografische kaart Walcheren op basis van het Algemeen Hoogtebestand Nederland [Meetkundige Dienst RWS, 2002]. De kaart toont de ligging van de kreekruggen als verhogingen in het gebied.



Bijlage 8 Notitie Waterbalans Kanaal door Walcheren



Ministerie van Verkeer en Waterstaat
Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat
Advies- en Kenniscentrum Waterbodems
Waterbodems Advies en Uitvoering (WAU)

Aan : Projectgroep Nader Onderzoek Kanaal door Walcheren
Doorkiesnummer : 030 - 285 7331
Van : Dirk Simon Beerda
Kopie : Archief
Datum : 23 september 2002
Onderwerp : Waterbalans Kanaal door Walcheren
Documentnr. : WAU.KWO-3-02049
Status, versie : Definitief
Vrijgave : Marc Lentjes

Inleiding

Rijkswaterstaat Directie Zeeland heeft het Advies- en Kenniscentrum Waterbodems (AKWA) opdracht verleend voor het uitvoeren van een actualisatieonderzoek van de waterbodems en milieuhygiënische risico-beoordeling van het kanaal door Walcheren (briefkenmerk 6625, WAU kenmerk WAU.KWO-2-01006).

Binnen deze opdracht gaat de discipline verspreiding naar grondwater na of en hoe snel de verontreinigingen zich verspreiden naar het grondwater en zich daarna met het grondwater verspreiden.

Het vermoeden bestaat dat er (sterke) inzijging van kanaalwater plaatsvindt naar de omliggende polders. Met een grondwatermodel wordt berekend hoeveel kanaalwater er naar de omliggende polders inzijgt. Ter kalibratie van deze berekening is een waterbalans opgesteld. De resultaten hiervan zijn weergegeven in deze notitie.

De waterbalans is opgebouwd uit een aantal inlaat- en aflatposten. Het gaat om de volgende posten: Schutverliezen Sluizen, Gemaal Boreel, Regengal, Verdamping, Riooloverstorten en Inlaat en aflat door peilbeheersing. De resultante van deze inlaat- en aflatposten levert de inzijging op van kanaalwater naar de omliggende polders.

Voor het opstellen van de waterbalans is geprobeerd zoveel mogelijk data te gebruiken uit één jaar. In dit geval is dat het jaar 2001. Voor de posten regengal, verdamping en riooloverstorten zijn geen data gebruikt van het jaar 2001 en maar is gerekend met langjarige gemiddelden.

Schutverliezen Sluizen

Schutverliezen worden veroorzaakt door de sluis bij Veere en de sluis bij Vlissingen. Beide sluisen laten netto kanaalwater af naar respectievelijk het Veerse Meer en de Westerschelde.

Berekeningen zijn uitgevoerd voor gemiddelde waterstanden van het Kanaal door Walcheren, de Westerschelde en het Veerse Meer. Op basis van het aantal scheepvaartbewegingen per maand en de inhoud van de diverse kolken zijn de schutverliezen per maand berekend over het jaar 2001.

Bij sluis Veere is er tevens sprake van lekverliezen. Hier sijpelt kanaalwater onder de sluisdeuren door. De lekverliezen van de grote Sluis bij Vlissingen zijn door het RIKZ geschat op 0,5 m³/sec.

Er is gerekend met de volgende waterstanden:

Westerschelde: gemiddelde waterstand NAP +0,12 m
 Kanaal door Walcheren: gemiddeld kanaalpeil NAP +0,90 m
 Veerse Meer: gemiddeld zomerpeil (april t/m september)
 NAP 0 m
 gemiddeld winterpeil (oktober t/m maart)
 NAP -0,70 m

De waterstandsverschillen van het kanaal door Walcheren en het Veerse Meer zijn niet erg groot. De waterstandsverschillen van de Westerschelde zijn wel erg groot te noemen door de getijdeninvloed. De fout die gemaakt wordt bij het berekenen van de schutverliezen van de Sluis bij Vlissingen kan hierdoor groter zijn dan bij de schutverliezen van de sluis bij Veere.

De berekeningen van de schutverliezen zijn uitgevoerd conform de werkwijze van het RIKZ.

De resultaten zijn weergegeven in tabel 1 en 2.

Tabel 1
Schutverliezen en lekverliezen Sluis Veere in m³

maand	Schuttingen Noord		inhoud schutting		Schutverlies per maand			totaal in m ³
	kolk 1	kolk 2	kolk 1 in m ³	kolk 2 in m ³	kolk 1 in m ³	kolk 2 in m ³	lekverliezen in m ³	
jan	23	56	1.513	6.036	34.791	338.002	1.339.200	1.711.992
feb	25	73	1.513	6.036	37.816	440.609	1.209.600	1.688.025
mrt	68	96	1.513	6.036	102.860	579.431	1.339.200	2.021.491
april	289	94	851	3.395	245.899	319.140	1.296.000	1.861.039
mei	528	163	851	3.395	449.254	553.402	1.339.200	2.341.856
juni	603	142	851	3.395	513.069	482.105	1.296.000	2.291.174
juli	677	189	851	3.395	576.032	641.675	1.339.200	2.556.907
aug	663	212	851	3.395	564.120	719.762	1.339.200	2.623.083
sept	403	128	851	3.395	342.897	434.574	1.296.000	2.073.470
okt	303	92	1.513	6.036	458.330	555.288	1.339.200	2.352.818
nov	89	85	1.513	6.036	134.625	513.038	1.296.000	1.943.663
dec	43	57	1.513	6.036	65.044	344.037	1.339.200	1.748.281
totaal					3.524.735	5.921.065	15.768.000	25.213.800

Tabel 2
Schutverliezen Sluis Vlissingen in m³

maand	Schuttingen Zuid		inhoud schutting		Schutverlies per maand		totaal in m ³
	kolk 1	kolk 2	kolk 1 in m ³	kolk 2 in m ³	kolk 1 in m ³	kolk 2 in m ³	
jan	326	228	438	2.462	142.804	561.396	704.200
feb	264	236	438	2.462	115.645	581.095	696.739
mrt	251	299	438	2.462	109.950	736.217	846.167
april	389	230	438	2.462	170.401	566.321	736.722
mei	558	257	438	2.462	244.431	632.802	877.233
juni	638	251	438	2.462	279.475	618.029	897.503
juli	712	258	438	2.462	311.890	635.264	947.155
aug	745	316	438	2.462	326.346	778.076	1.104.422
sept	519	180	438	2.462	227.347	443.208	670.555
okt	465	230	438	2.462	203.692	566.321	770.013
nov	356	227	438	2.462	155.945	558.934	714.879
dec	253	181	438	2.462	110.826	445.670	556.496
totaal					2.398.751	7.123.333	9.522.083

De inhoud van de schuttingen van de sluis Veere is in de winter groter dan in de zomer. Dit komt omdat het peil van het Veerse Meer in de zomer wordt verlaagd van N.A.P naar NAP -0,70 meter.

De lekverliezen bij de sluis Vlissingen zijn geschat op 0,5 m³/sec. De lekverliezen zijn het laagst in de maand februari omdat deze maand 28 dagen telt en de andere maanden 30 tot 31 dagen.

De totale berekende schutverlies van beide sluzen komt op 34.735.883 m³.

Bronnen

Provincie Zeeland (Hans Huurman)
Rijkswaterstaat Directie Zeeland (Karel Hendrikse)

Gemaal Boreel

Gemaal Boreel ligt nabij Middelburg en spuit het overtollige water van de polders naar het kanaal. Hier is dus sprake van toevoer van water op het kanaal. De uitgeslagen hoeveelheden water door Boreel wordt maandelijks berekend door het waterschap Zeeuwse Eilanden uit de gemiddeld berekende neerslagoverschotten.

Het betreffen neerslagoverschotten van het jaar 2001. De data van de laatste 3 maanden van het jaar zijn niet meer te achterhalen. Daarom is het neerslagoverschot van die maanden berekend op basis van het aantal pompuren van gemaal boreel. Om aan het neerslagoverschot van deze maanden te komen is het aantal pompuren vermenigvuldigd met het debiet van het gemaal.

De resultaten zijn hieronder weergegeven in tabel 3.

Tabel 3

Uitgeslagen hoeveelheid m³ door gemaal Boreel

	jan	feb	mrt	april	mei	juni	juli	aug	sept	okt	nov	dec	Totaal 2001
gemiddeld berekend neerslag-overschot in mm/mnd	69,8	90,3	67,3	28,8	6,2	4,4	3,8	9,5	82,6	15,4	37,0	30,0	445,5
Opp in ha	10.422												
uitgeslagen m ³													46.428.968

In totaal werd er dus in 2001 46.428.968 m³ uitgeslagen door gemaal Boreel op het Kanaal door Walcheren.

Bronnen

Waterschap Zeeuwse Eilanden (Lidwien Willemse en Acronius Cramer)

Regenval rechtstreeks op het kanaal

De neerslag rechtstreeks op het kanaal is bepaald met het "normalenboek" van het KNMI. De gemiddelde neerslag in Nederland is 784 mm.

De GIS-afdeling van Bouwdienst Rijkswaterstaat heeft de oppervlakte van het kanaal door Walcheren bepaald. De totale oppervlakte van het kanaal door Walcheren bedraagt 1.462.193 m².

De toevoer van water als gevolg van rechtstreekse neerslag op het kanaal bedraagt 1.146.359 m³.

Bronnen

Normalenboek KNMI
GIS-afdeling Bouwdienst

Verdamping van kanaalwater

De verdamping van water uit het kanaal is bepaald met het "normalenboek" van het KNMI. De gemiddelde verdamping boven oppervlaktewater bedraagt 736 mm.

Op basis van de oppervlakte van het kanaal door Walcheren (1.462.193 m²) en de gemiddelde verdamping van water boven oppervlaktewater is berekend dat de afvoer van water door verdamping 1.076.174 m³ bedraagt.

Bronnen

Normalenboek KNMI
GIS-afdeling Bouwdienst

Overstorten Rioleringen en regenafvoeren

Op het kanaal door Walcheren vinden direct en indirect lozingen plaats vanuit riooloverstorten. Het gaat in totaal om een zestal riooloverstorten in Middelburg en om twee riooloverstorten in Vlissingen. Drie van de zes overstorten in Middelburg lozen op de grachten van Middelburg. Omdat deze grachten wel in verbinding staan met het kanaal door Walcheren zijn deze wel meegenomen.

De gemiddelde lozingen berekend over een periode van 10 jaar zijn weergegeven in tabel 4.

Tabel 4

Gemiddelde lozing per jaar op het kanaal uit riooloverstorten

Naam overstort	nr. Overstort	Gemiddelde lozing m ³ /jaar
grachten Middelburg	10114	374
	10208	406
	10161	183
binnenhaven Middelburg	10289	103
	10003	269
	10041	229
kanaal Vlissingen CZ-terrein		390
eerste binnenhaven Vlissingen		476
totaal		2.430

In totaal is er gemiddeld in 10 jaar 2.430 m³ water uit de riooloverstorten in het kanaal terecht.

Bronnen

Gemeente Middelburg (Peter van Dijken)
Gemeente Vlissingen (Jaap van Maldegem)

Inlaat en aflat door peilbeheersing

Om het peil in het kanaal door Walcheren constant te houden wordt er regelmatig water ingelaten en ook water uitgelaten bij sluis Vlissingen. De inlaat en aflat voor peilbeheersing is berekend door het peilverschil voor het openen en na het sluiten van de van de sluisen te vermenigvuldigen met de totale oppervlakte van het kanaal. Voor ongeveer 8 maanden van het jaar 2001 zijn peilgegevens voorhanden en kan dus berekend worden hoeveel er afgelaten dan wel ingelaten is. Voor de overige maanden is een extrapolatie uitgevoerd.

In tabel 5 is de inlaat en aflaat voor de ongeveer 8 maanden weergegeven, waarvoor peilgegevens beschikbaar waren. Voor de resterende 4 maanden zijn alleen gegevens beschikbaar over het aantal malen dat de sluisen zijn geopend.

Tabel 5
Inlaat en aflaat van sluis Vlissingen eerste 8 maanden 2001

	m ³	Events	Totale spuitijd in min.
berekende inlaat op basis van peilgegevens:	26.631.790	249	15.452
berekende aflaat op basis van peilgegevens:	-13.751.487	77	7.414
data inlaat zonder peilgegevens:		42	2.764
data aflaat zonder peilgegevens:		77	6.470

Voor de data zonder peilgegevens is een interpolatie uitgevoerd op basis van de spuitijd in minuten. Van zowel de data met peilgegevens als de data zonder peilgegevens is bekend hoeveel minuten er ingelaten dan wel afgelaten is. De verhouding tussen deze data wordt gebruikt om de inlaat en aflaat in m³ te berekenen van de gegevens zonder peilgegevens. Deze berekening is hieronder weergegeven.

Inlaat data zonder peilgegevens: $2.764 / 15.452 * 26.632.790 = 4.763.802 \text{ m}^3$

aflaat data zonder peilgegevens: $6.470 / 7.414 * -13.751.487 = -12.000.556 \text{ m}^3$

De totale inlaat voor peilbeheersing wordt dan $31.395.592 \text{ m}^3$

De totale aflaat voor peilbeheersing wordt dan $25.753.043 \text{ m}^3$

Bronnen

Provincie Zeeland (Hans Huurman)

Resultaat

Het resultaat van bovengenoemde afvoer- en inlaatposten is de inzijing. Dit is weergegeven in het totaaloverzicht in tabel 6.

Tabel 6
Afvoer- en inlaatposten van het kanaal door Walcheren in 2001

Posten inlaat/afvoer	Inlaat m ³ /jaar	Afvoer m ³ /jaar	Inlaat-afvoer m ³ /jaar
Schutverliezen Sluizen		34.735.883	
Gemaal Boreel	46.428.968		
Regenval rechtstreeks op kanaal	1.146.359		
Verdamping van kanaalwater		1.076.174	
Riooloverstorten	2.430		
Inlaat voor peilbeheersing	33.981.997		
Aflaat voor peilbeheersing		25.514.150	
Totaal	81.559.754	61.326.207	
Resultaat (inzijing)			20.233.547

Conclusie

De berekende inzijing van kanaalwater naar de omliggende polders bedraagt $20.000.000 \text{ m}^3$.