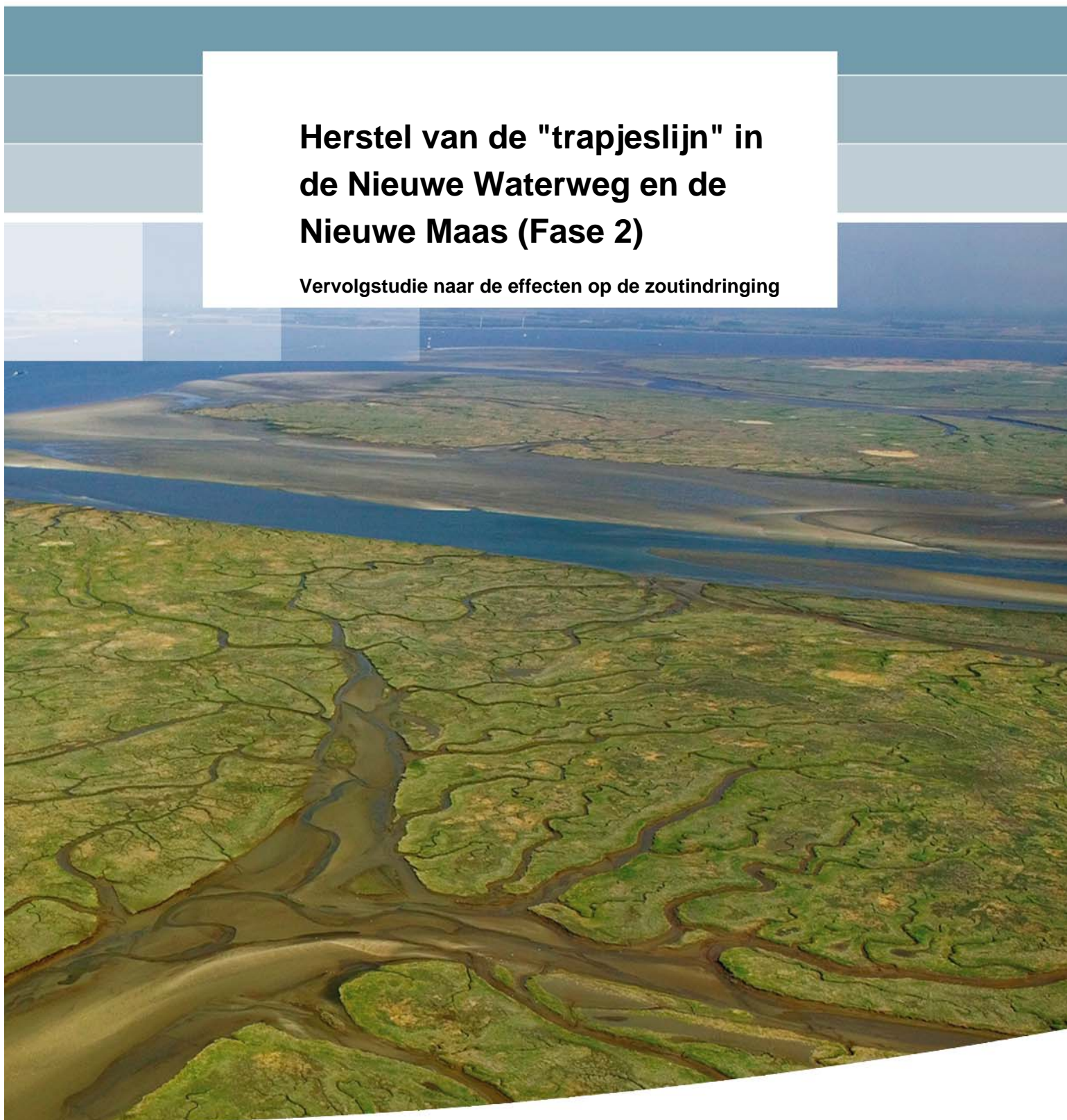


**Herstel van de "trapjeslijn" in
de Nieuwe Waterweg en de
Nieuwe Maas (Fase 2)**

Vervolgstudie naar de effecten op de zoutindringing



Herstel van de "trapjeslijn" in de Nieuwe Waterweg en de Nieuwe Maas (Fase 2)

Vervolgstudie naar de effecten op de zoutindringing

ir. Th. v.d. Kaaij
dr. H.F.P. van den Boogaard
ir. C. Kuijper
dr. ir. C.J. Sloff
ing. J.W. van Zetten

1002366-000

Titel

Herstel van de "trapjeslijn" in de Nieuwe Waterweg en de Nieuwe Maas (Fase 2)

Opdrachtgever

Rijkswaterstaat Waterdienst

Project

1002366-000

Pagina's

169

Trefwoorden

Zoutindringing, bodemverondieping, Noordelijk Deltabekken, trapjeslijn, Nieuwe Waterweg, Nieuwe Maas, bodemligging

Samenvatting

De hoofdconclusie volgend uit de uitgevoerde studie beschreven in dit rapport is dat het herstel van de trapjeslijn helpt verzilting tegen te gaan. Op basis van berekeningen met een analytisch model, het 1-dimensionale Sobek model van het Noordelijk Deltabekken en 3-dimensionale berekeningen met het Zeedelta model is afgeleid dat:

- Voor het droge jaar 2003 (herhalingstijd eens per 10 jaar) de verziltingsduur van de monding van de Hollandsche IJssel (6 à 7 weken) reduceert met 2 à 3 weken ± 1 week als gevolg van een herstelde trapjeslijn.
- De verziltingsduur ter plaatse van Beerenplaat voor de condities van het jaar 2003 zal door het herstel van de trapjeslijn afnemen met 4 dagen. Analyse van de gemeten chlorideconcentraties geeft aan, dat de verziltingsduur in 2003 ter plaatse van deze locatie 42 dagen bedroeg.

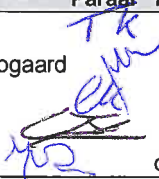


Deze hoofdconclusies zijn in lijn met conclusies volgend uit een uitgebreide analyse van gemeten chlorideconcentraties ter plaatse van Krimpen aan den IJssel en Beerenplaat.

De kosten van het herstel van de trapjeslijn worden geraamd op 53 M€.

Aanbevolen wordt om andere zoutindringingsbeperkende maatregelen, zoals bv. bellenschermen in de monding van de Nieuwe Waterweg of tijdelijke afsluitingen van riviertakken, nader te onderzoeken.

Referenties

Zaaknummer 31010070; bestelnummer 4500147993; Waterdienst, Rijkswaterstaat

| Versie | Datum | Auteur | Paraaf | Review | Paraaf | Goedkeuring | Paraaf |
|--------|----------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------|--------|---------------------------------------------------------------------------------------|--------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 1.0 | Mei 2010 | ir. Th. van der Kaaij dr. H.F.P. van den Boogaard ir. C. Kuijper dr. ir. C.J. Sloff ing. J.W. van Zetten |  | |  | dr. Y.F. Friocourt | Ir. T. Schilperoort  |
| | | | | | | | |
| | | | | | | | |
| | | | | | | | |

Status

definitief

Inhoud

| | |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| 0 Samenvatting van de studie | 1 |
| 0.1 Inleiding | 1 |
| 0.2 Gevolgde aanpak | 1 |
| 0.2.1 Gebruik van modellen | 1 |
| 0.2.2 Data analyse | 3 |
| 0.3 Resultaten | 3 |
| 0.3.1 Modelsimulaties | 3 |
| 0.3.2 Data analyse | 7 |
| 0.3.3 Synthese modelsimulaties en data analyse | 8 |
| 0.3.4 Vertaling naar veranderingen van het aantal verziltingsdagen | 9 |
| 0.4 Conclusies | 15 |
| 1 Inleiding | 17 |
| 1.1 Achtergronden van de studie | 17 |
| 1.2 Beleidsmatige relevantie van deze studie | 19 |
| 1.3 Leeswijzer | 20 |
| 2 Aanvullende literatuurstudie | 23 |
| 2.1 Inleiding | 23 |
| 2.2 Samenvatting literatuurstudie vooronderzoek | 23 |
| 2.3 “De verziltingsbestrijding op het Noordelijk Deltabekken na het inwerkingstellen van de Haringvlietsluizen” (Rijkswaterstaat, 1972) | 24 |
| 2.4 “Trapjeslijn in de Nieuwe Waterweg en de Nieuwe Maas; Evaluatie periode 1973/1977 – 1987” (Rijkswaterstaat, 1988) | 25 |
| 2.5 Rapporten droge zomers 1976 en 2003 | 26 |
| 2.5.1 “Droogterapport benedenrivierengebied; Evaluatie droogteperiode 1976” (Rijkswaterstaat, 1977) | 26 |
| 2.5.2 “Evaluatie droogteperiode 2003; Waterbeweging en Verzilting (Rijkswaterstaat 2004) | 27 |
| 2.6 “Onderzoek verdieping Nieuwe Maas met Zeedelta v8” (Royal Haskoning, 2002) | 27 |
| 2.7 “Oevers van de Nieuwe Waterweg; Advies over aanpassingen” (van der Wal, 2009) | 27 |
| 2.8 Samenvatting literatuuronderzoek | 28 |
| 3 Uitgebreide data analyse zoutgehalten | 31 |
| 3.1 Inleiding | 31 |
| 3.2 Regressieanalyse zoutindringing Noordelijk Deltabekken | 31 |
| 3.2.1 Doelstelling regressieanalyse | 31 |
| 3.2.2 Variabelen in de systeemrelaties voor zoutindringing NDB (Inventarisatie en selectie van kentallen) | 32 |
| 3.2.3 Variabelen in de systeemrelaties voor zoutindringing NDB (Resultaten van gevoeligheidsanalyses) | 33 |
| 3.2.4 Resultaten van modellering $\log_{10}(Cl_{Max})$ van Beerenplaat | 34 |
| 3.2.5 ‘Event’ classificatie en diagnostiek | 41 |
| 3.2.6 Effecten van verondiepingen in de Nieuwe Waterweg | 42 |
| 3.2.7 Samenvatting en conclusies regressieanalyse | 48 |

| | | |
|----------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| 3.3 | Voortgezette trend analyse chloride metingen van Lobith, Beerenplaat en Krimpen aan den IJssel | 49 |
| 3.3.1 | Inleiding | 49 |
| 3.3.2 | Toegepaste techniek voor de trend analyse | 50 |
| 3.3.3 | Resultaten voor Beerenplaat en Krimpen aan den IJssel | 51 |
| 3.3.4 | Conclusies | 53 |
| 4 | Opzet/ontwikkeling modelinstrumentarium: uitbreiding analytisch model | 55 |
| 4.1 | Inleiding | 55 |
| 4.2 | Uitbreiding van het model met het Hartelkanaal | 55 |
| 4.3 | Kwalitatieve verificatie analytisch model | 56 |
| 5 | Kwantificeren effect herstel trapjeslijn | 59 |
| 5.1 | Methodiek | 59 |
| 5.2 | Analytisch model | 59 |
| 5.2.1 | Analytisch model: schematisatie geometrie | 59 |
| 5.2.2 | Analytisch model: bodemschematisatie | 60 |
| 5.2.3 | Analytisch model: schematisatie van de waterbeweging | 61 |
| 5.2.4 | Analytisch model: overige schematisaties | 62 |
| 5.2.5 | Analytisch model: uitgevoerde simulaties | 62 |
| 5.3 | Het Sobek model van het Noordelijk Deltabekken | 63 |
| 5.3.1 | Algemene beschrijving Sobek-NDB | 63 |
| 5.3.2 | Toepasbaarheid Sobek-NDB | 63 |
| 5.3.3 | Uitgevoerde simulaties Sobek-NDB model | 64 |
| 5.4 | Het 3-dimensionale Zeedelta model | 65 |
| 5.4.1 | Algemene beschrijving Zeedelta model | 65 |
| 5.4.2 | Toepasbaarheid Zeedelta model | 68 |
| 5.4.3 | Uitgevoerde simulaties Zeedelta model | 69 |
| 5.5 | Berekeningsresultaten analytisch model, Sobek NDB en Zeedelta model | 69 |
| 5.5.1 | Veranderingen chlorideconcentraties voor verschillende afvoersituaties | 69 |
| 5.5.2 | Veranderingen langjarig-gemiddelde concentraties | 72 |
| 5.5.3 | Vertaling naar veranderingen van het aantal verziltingsdagen | 73 |
| 5.6 | Conclusies | 79 |
| 6 | Effect herstelvarianten trapjeslijn op MHW standen | 81 |
| 6.1 | Inleiding | 81 |
| 6.2 | De MHW methodiek | 81 |
| 6.3 | Verandering van MHW standen als gevolg van het herstel van de trapjeslijn | 82 |
| 6.3.1 | Aanpassingen Sobek-NDB model en berekeningsresultaten | 82 |
| 7 | Analyse bodemontwikkeling trapjeslijn vanaf 1970, verkenning van risico's en uitgebreide kostenberekening | 85 |
| 7.1 | Bodemontwikkeling en morfologische stabiliteit trapjeslijn | 85 |
| 7.2 | Raming kosten Herstel trapjeslijn | 88 |
| 8 | Conclusies en aanbevelingen | 89 |
| 8.1 | Conclusies | 89 |
| 8.2 | Aanbevelingen | 90 |
| 9 | Referenties | 91 |

Bijlage(n)

| | | |
|----------|--------------------------------------------------------------------------------------------------|------------|
| A | Introductie data-georiënteerde modellen | A-1 |
| B | Gebruikte regressiemodellen | B-1 |
| C | De Mann-Kendall toets | C-1 |
| | C.1 Inleiding | C-1 |
| | C.2 Uitbreiding Mann-Kendall toets voor kwantitatieve schatting van een trend | C-2 |
| D | Uitbreiding en verificatie analytisch model | D-1 |
| | D.1 Inleiding | D-1 |
| | D.2 Splitsingspunt Oude Maas/Hartelkanaal | D-2 |
| | D.3 Simulaties effect doorsteek Beerdam | D-6 |
| | D.4 Analyse K voor de Nieuwe Waterweg | D-12 |
| E | Sobek berekeningsresultaten (vergelijking gemeten met berekende chloriniteiten voor 2003) | E-1 |
| F | Resultaten berekeningen 3-dimensionale Zeedelta Model | F-1 |
| G | Morfologische analyse van de trapjeslijn | G-1 |
| | G.1 Inleiding | G-1 |
| | G.2 Morfologische processen in de Nieuwe Waterweg en Nieuwe Maas | G-1 |
| | G.2.1 Waargenomen morfologische veranderingen | G-1 |
| | G.2.2 Sediment transport in de Nieuwe Waterweg en Nieuwe Maas | G-16 |
| | G.2.3 Slibtransporten en aanslibbing havenbekkens | G-23 |
| | G.3 Herstel van de trapjeslijn | G-24 |
| | G.3.1 Stabiliteit van bodem na afstorten van de kuilen met zand | G-24 |
| | G.3.2 Afstorten van kuilen en afdekking met grind | G-25 |
| | G.3.3 Invloed op baggerwerk en aanslibbing van havenbekkens | G-32 |
| | G.4 Conclusies | G-33 |
| H | Analyse bodemontwikkeling Nieuwe Waterweg en Nieuwe Maas vanaf 1976 (op CDRom) | |
| I | DiepteKaarten en verschilkaarten Nieuwe Waterweg en Nieuwe Maas (pdf's) (op CDRom) | |

0 Samenvatting van de studie

0.1 Inleiding

In dit hoofdstuk worden de resultaten samengevat van de uitgevoerde activiteiten, die gericht zijn op het vaststellen van de effecten van het herstel van de trapjeslijn op de zoutindringing in het Noordelijk Deltabekken. Het betreft Fase 2 van het project dat door Deltares in opdracht van de Waterdienst voor de Dienst Zuid-Holland is uitgevoerd. Voor de resultaten van de Voorstudie (Fase 1) wordt verwezen naar de desbetreffende rapportage (Kuijper en v.d. Kaaij, 2009). Eerst wordt de gevolgde aanpak beknopt geschetst (Par. 0.2) en vervolgens worden de verkregen resultaten gepresenteerd (Par. 0.3). De aandacht is hierbij vooral gericht op de veranderingen nabij de punt van de zouttong, nml. de veranderingen van de chlorideconcentraties ter plaatse van Krimpen a/d IJssel en Beerenplaat. De conclusies zijn tenslotte vermeld in Par. 0.4.

0.2 Gevolgde aanpak

De effecten van het herstel van de trapjeslijn zijn bepaald met drie verschillende modellen:

- Een analytische methode gebaseerd op het semi-empirische model zoals beschreven door Savenije (2005);
- Het ééndimensionale model Sobek voor het Noordelijk Deltabekken;
- Het Zeedelta model waarmee berekeningen zijn uitgevoerd met het 3-dimensionale hydrodynamische simulatieprogramma Delft3D-Flow.

Daarnaast is een data analyse uitgevoerd om (i) de veranderingen van de verziltingstoestand van het Noordelijk Deltabekken gedurende de afgelopen decennia in kaart te brengen en (ii) na te gaan of de modelresultaten consistent zijn met de waargenomen veranderingen, welke mogelijk het gevolg zijn van opgetreden bodemveranderingen.

Het gebruik van drie verschillende modelbenaderingen in combinatie met de data analyse leidt tot een bandbreedte voor de voorspelde effecten van het herstel van de trapjeslijn.

0.2.1 Gebruik van modellen

Modellen vormen altijd een schematisatie van de werkelijkheid. De betrouwbaarheid van de modelresultaten worden in belangrijke mate bepaald door de validiteit van de onderliggende aannamen. Het is gebruikelijk om de reproductiekwaliteit van een model vast te stellen door de modeluitkomsten te vergelijken met metingen in het veld. De modelparameters worden dan binnen *realistische grenzen* zo ingesteld, dat de overeenkomst tussen model en prototype zo goed mogelijk is. Deze activiteit wordt in het algemeen aangeduid met calibratie. Belangrijk hierbij is dat het model ook in voorspellende zin betrouwbaar is. Voor deze studie houdt dit in, dat het effect van diepteveranderingen op de zoutindringing door het model correct moet worden weergegeven. Deze 'toets' wordt meestal als onderdeel van de verificatie uitgevoerd. Het geheel van calibratie en verificatie wordt vaak omschreven als validatie van het model. Bij de keuze voor een specifiek model spelen ook (praktische) aspecten een rol als rekentijd en de wijze van uitvoer van de resultaten.

Navolgend wordt voor elk van de drie ingezette modellen op de bovengenoemde aspecten beknopt ingegaan.

Analytisch model

Het analytische model, zoals beschreven door Savenije (2005), maakt gebruik van gangbare concepten in de literatuur. Voor estuaria betreft dit het estuarine Richardson getal, welke een maat is voor de verticale gelaagdheid. Voor één van de modelparameters, de dispersiecoëfficiënt in de monding van het estuarium, is door Savenije een empirische relatie afgeleid op basis van door hem verzamelde data afkomstig uit vele estuaria in de wereld. Het model is voor de onderhavige studie aangepast door gebruik te maken van een uitgebreide serie metingen in de Getijgoot van het toenmalige Waterloopkundig Laboratorium (Rigter, 1971). Daarnaast zijn metingen in de Waterweg (vanaf 1900) benut (beschreven door van der Burgh, 1972) om een tweede parameter in het analytische model te bepalen. Tenslotte is het aangepaste analytische model geverifieerd aan de hand van uitgevoerde proeven in het (herbouwde) Getijmodel Rijnmond (Roelfzema, 1987). Hierbij bleek, dat het model zeer goed in staat is effecten van verondiepingen op de zoutverdeling (in het bijzonder bij de punt van de zouttong) te voorspellen. Een beperking van het analytische model is, dat de resultaten alleen als tijdsgemiddelde concentraties beschikbaar zijn. Verder dient aan het model de waterbeweging te worden toegeleverd in de vorm van restafvoeren en amplitude van de getijsnelheden voor elke riviertak in het zoutindringingsgebied: Nieuwe Waterweg, Nieuwe Maas (tot de Hollandsche IJssel), Oude Maas (tot het Spui) en Hartelkanaal. In deze studie wordt de waterbeweging ontleend aan Sobek (zie hierna). De rekentijd van het model is nihil (Excel spreadsheet).

Sobek-NDB

Het numerieke rekenmodel Sobek is en wordt door Rijkswaterstaat gebruikt voor o.a. verziltingstudies voor het Noordelijk Deltabekken. In dit project wordt de berekende waterbeweging in de vorm van restafvoeren en (gemiddelde) getijsnelheden toegeleverd aan het analytische model. Omdat Sobek eveneens chlorideconcentraties berekent, kan met dit model het effect van het herstel van de trapjeslijn op de zoutindringing eveneens worden vastgesteld. De empirie in dit model heeft betrekking op de dispersieformulering voor het transport van chloride-ionen. De kennis m.b.t. de reproductiekwaliteit van het model van zoutgehalten is beperkt; vooral betreft dit het effect van bodemveranderingen op de zoutindringing. Wel is Sobek gecalibreerd en geverifieerd voor de waterbeweging; een beperkte calibratie is uitgevoerd voor de zoutconcentraties om het effect van zout-zoet dichtheidsverschillen op de waterbeweging te verdisconteren (van Zetten, 2001). Sobek is verder geverifieerd aan de hand van metingen tijdens de eind 2005 opgetreden achterwaartse verzilting. Hierbij bleek, dat Sobek de momenten van verzilting, het gevolg van de combinatie van lage afvoeren en middenstandsveranderingen, in de meer bovenstrooms gelegen meetlocaties goed reproduceert. Modeluitvoer betreft tijdreeksen van waterstanden, profielgemiddelde snelheden, debieten en chlorideconcentraties. Hieruit kunnen tijdsgemiddelde waarden en verziltingsduren worden afgeleid in specifieke locaties. Met Sobek zijn twee jaarreeksen gesimuleerd: 1976 (extreem zout jaar) en 2003 (zout jaar). Voor deze jaarreeksen zijn de randvoorwaarden in de vorm van het opgetreden getij en de rivierafvoer van het betreffende jaar gebruikt; de bodems hebben betrekking op die van 2008/2009 (referentie) en na het herstel van de trapjeslijn. De rekentijd voor een jaarsimulatie bedraagt enkele uren.

Zeedelta model (3-dimensionaal; Delft3D)

Voor de schematisatie van het Noordelijk Deltabekken is gebruik gemaakt van het Zeedelta model. Deze bij Rijkswaterstaat beschikbare schematisatie is omgezet naar een voor

Delft3D geschikte invoer. Het model bestrijkt het gehele Noordelijk Deltabekken incl. een kuststrook. De vertikaal is onderverdeeld in 10 afzonderlijke rekenlagen. Als onderdeel van dit project is Delft3D geschikt gemaakt om parallel te kunnen rekenen op meerdere (6) processoren. Zelfs in dat geval bedraagt de benodigde rekentijd voor een maandsimulatie (augustus 1998) ongeveer twee weken, waardoor het aantal simulaties met Delft3D beperkt moest blijven. Een groot voordeel van Delft3D ten opzichte van de beide eerder genoemde modellen is, dat de fysica volledig wordt meegenomen en dat geen empirische relaties noodzakelijk zijn voor het zouttransport. Als onderdeel van het project is een vergelijking gemaakt tussen de door Delft3D berekende zoutconcentraties en de gemeten concentraties in augustus 1998. Geconcludeerd is, dat Delft3D goed in staat is de meeste metingen (van Brienoordbrug, Krimpen a/d IJssel en Beerenplaat) te reproduceren.

0.2.2 Data analyse

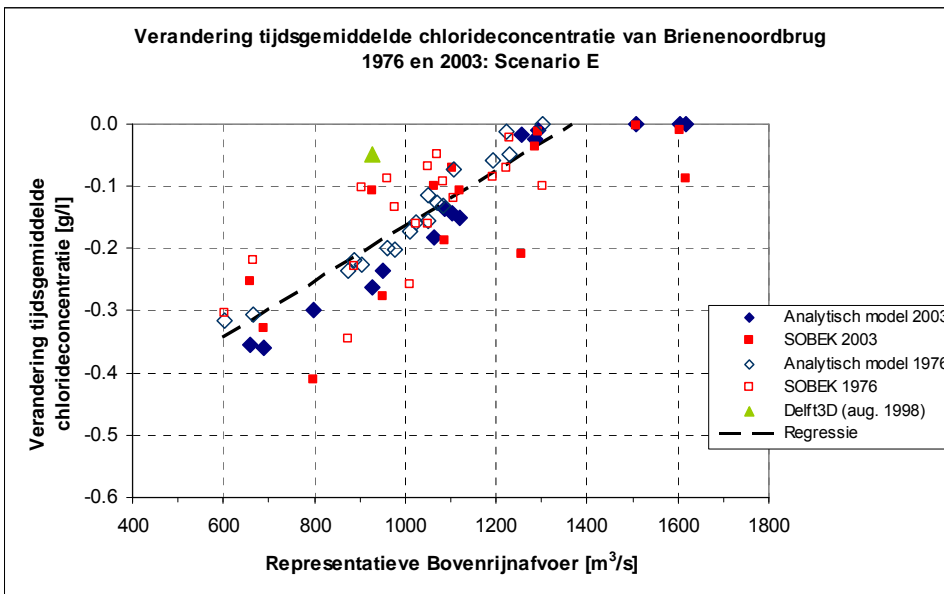
De data analyse is uitgevoerd voor twee locaties: Krimpen a/d IJssel (meetsensor NAP-4,0 m) en Beerenplaat (meetsensor NAP-2,0 m). Hierbij is gebruik gemaakt van metingen gedurende de periode 1983 t/m 2005 (23 jaar). Zowel de oorspronkelijke data als de data gecorrigeerd voor het zoutgehalte van de Bovenrijn zijn geanalyseerd. In het eerste geval worden de waarnemingen gebruikt om vast te stellen of de verzilting als gevolg van rivier- én zeeïnvloeden in de genoemde locaties de afgelopen decennia is veranderd. Met de analyse van de gecorrigeerde data wordt nagegaan of factoren anders dan het zoutgehalte van de Bovenrijn, zoals de geleidelijke verdieping van riviertrajecten, van invloed zijn geweest op de verzilting vanuit zee. De data analyse is uitgevoerd voor maximale en getij-gemiddelde chlorideconcentraties.

0.3 Resultaten

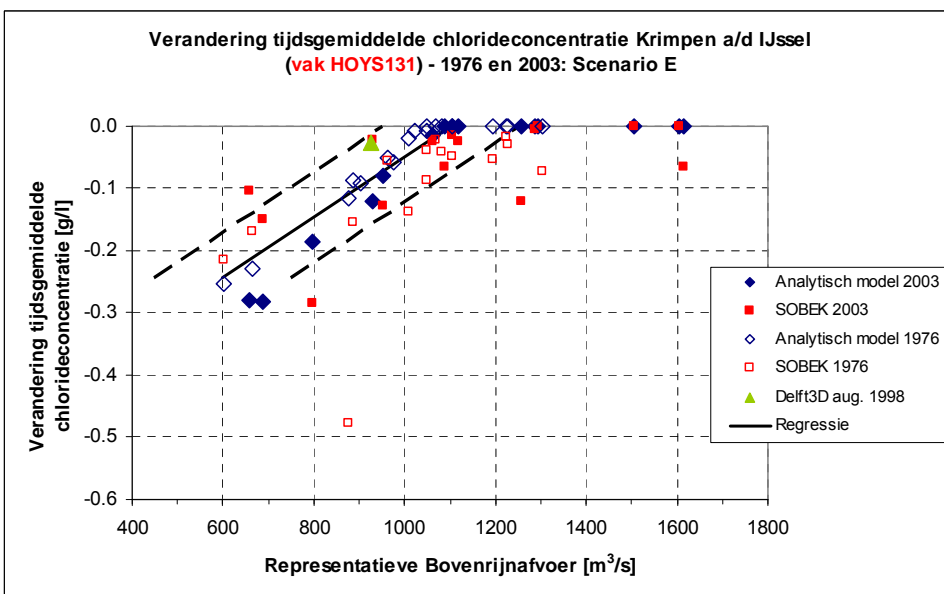
0.3.1 Modelsimulaties

Veranderingen voor verschillende afvoersituaties

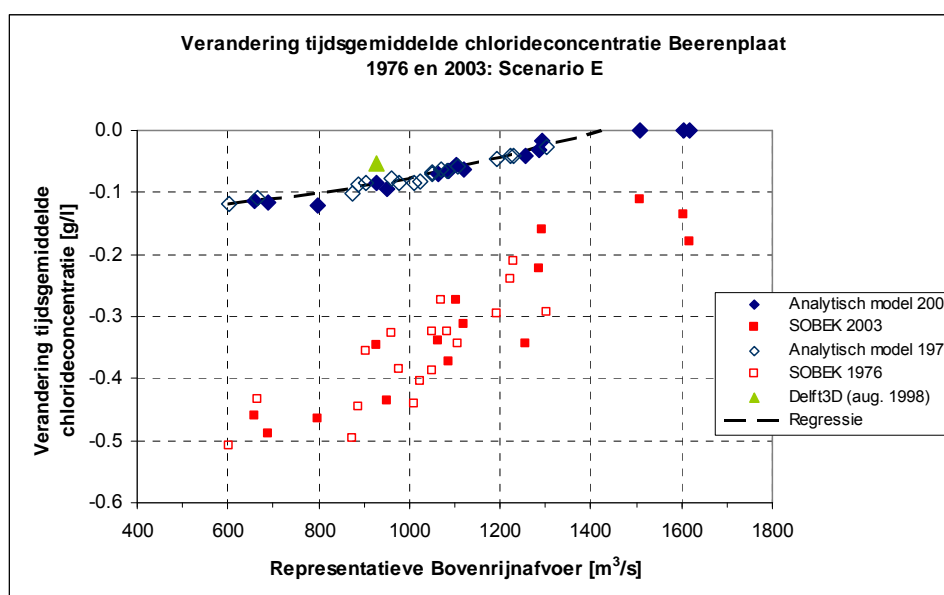
De resultaten van de simulaties met de drie modellen worden getoond in Figuur 0.1 - Figuur 0.3 voor resp. van Brienoordbrug, Krimpen a/d IJssel en Beerenplaat. Hierbij zijn de veranderingen van de tijdsgemiddelde chlorideconcentraties weergegeven als functie van de Bovenrijnafvoer. De resultaten voor het analytische model (blauwe symbolen) en Sobek (rode symbolen) zijn verkregen door de Sobek-jaarsimulaties (1976 en 2003) op te delen in 24 opeenvolgende doortij-springtij cycli. De benadering met het analytische model impliceert, dat elke getijcyclus wordt beschouwd als een evenwichtssituatie. Bij Sobek is elke cyclus onderdeel van de jaarreeks. De zoutverdeling in een bepaalde cyclus kan in dat geval mede worden beïnvloed door de voorafgaande periode (bijvoorbeeld een middenstandsverandering ten gevolge van een storm). Dit verklaart de grotere spreiding van de Sobek-resultaten in vergelijking met de resultaten van het analytische model. Voor Delft3D is de verandering van de chlorideconcentratie voor slechts één afvoersituatie bepaald (doortij-springtij cyclus in augustus 1998).



Figuur 0.1 Veranderingen tijdsgemiddelde chlorideconcentratie als gevolg van een herstelde trapjeslijn als functie van de Bovenrijnafvoer bij de van Brienoordbrug (negatieve verandering betekent afname chlorideconcentraties)



Figuur 0.2 Veranderingen tijdsgemiddelde chlorideconcentratie als gevolg van een herstelde trapjeslijn als functie van de Bovenrijnafvoer bij Krimpen a/d IJssel (negatieve verandering betekent afname chlorideconcentraties). De gestippelde lijnen geven de bandbreedte van de verandering van de tijdsgemiddelde chlorideconcentratie aan.



Figuur 0.3 Veranderingen tijdsgemiddelde chlorideconcentratie als gevolg van een herstelde trapjeslijn als functie van de Bovenrijnafvoer bij Beerenplaat (negatieve verandering betekent afname chlorideconcentraties)

Met betrekking tot de getoonde resultaten wordt het volgende opgemerkt:

- Voor de locaties van Brienoordbrug en Krimpen a/d IJssel geven het analytische model en Sobek dezelfde resultaten. Delft3D komt tot een lagere schatting v.w.b. de te verwachten afname ten opzichte van de beide andere modellen.
- De resultaten voor beide jaren zijn vrijwel identiek (analytisch model en Sobek).
- Naarmate de afvoer lager is, zijn de effecten van het herstel van de trapjeslijn op de chlorideconcentraties groter. Dit is het gevolg van de grotere zoutindringing bij lagere afvoeren.
- De laagste afvoer, waarvoor geldt dat het verschil van de chlorideconcentratie tussen referentie (bodem 2008/2009) en bodem volgens trapjeslijn nog juist nul is, geldt als de "kritieke" afvoer voor begin van verzilting. Ter plaatse van de van Brienoordbrug treedt dit op bij een Bovenrijnafvoer van ongeveer 1300 m³/s.
- Voor Krimpen a/d IJssel volgt uit Figuur 0.2 dat in het analytische model sprake is van een begin van verzilting bij een Bovenrijnafvoer van ongeveer 1100 m³/s. In Sobek treedt dit op bij een Bovenrijnafvoer van ongeveer 1250 m³/s, hoewel ook bij hogere afvoeren nog verzilting kan optreden (vermoedelijk als gevolg van stormen). Volgens waarnemingen begint de Hollandsche IJssel te verzilten bij een Bovenrijnafvoer van 1200 m³/s (Rijkswaterstaat, 2004). De zoutindringing nabij de Hollandsche IJssel wordt door Sobek dus redelijk goed gereproduceerd en door het analytische model enigszins onderschat.
- De voorspelde effecten bij Beerenplaat volgens het analytische model en Delft3D komen goed overeen. Sobek geeft veel grotere veranderingen aan wat vermoedelijk het gevolg is van de te grote zoutindringing langs de Oude Maas, zoals die door Sobek wordt gesimuleerd (Rijkswaterstaat, 2003b). Ook in deze locatie geldt, dat de jaren 1976 en 2003 tot dezelfde resultaten leiden (analytisch model en Sobek).

Veranderingen langjarig-gemiddelde concentraties

In het vervolg zullen de resultaten in de locaties Krimpen a/d IJssel en Beerenplaat meer in detail worden geanalyseerd. De Figuren 0.2 en 0.3 tonen de voorspelde afname van de

tijdsgemiddelde chlorideconcentratie in deze locaties als functie van de Bovenrijnafvoer. Om aan te sluiten op de hierna te bespreken data analyse worden de concentratieveranderingen per afvoerklasse bepaald. Vervolgens wordt de *langjarig-gemiddelde verandering* afgeleid door de concentratieafname per afvoerklasse te vermenigvuldigen met de frequentie van voorkomen van die afvoerklasse gedurende een periode van ongeveer 20 jaren.

Allereerst is een regressielijn bepaald door de datapunten van alle modellen in Figuur 0.2 en Figuur 0.3. Vervolgens zijn voor Krimpen a/d IJssel een onder- en bovengrens afgeleid door de regressielijn resp. 150 m³/s naar links en naar rechts te verschuiven. Met de ondergrens wordt bereikt, dat ook het resultaat van Delft3D wordt meegewogen in de analyse. De bovengrens valt ongeveer samen met de door Sobek voorspelde veranderingen (Sobek lijkt het moment van verzilten beter te voorspellen dan het analytische model). Ter plaatse van Beerenplaat wordt de in Figuur 0.3 getoonde regressielijn gebruikt; hierbij zijn de resultaten van Sobek buiten beschouwing gebleven i.v.m. de (vermoedelijk) te hoge berekende chlorideconcentraties bij deze locatie. De berekende bijdragen van de concentratieveranderingen per afvoerklasse aan het langjarig-gemiddelde ('gewogen concentratieveranderingen') zijn vermeld in Tabel 0.1 voor Krimpen a/d IJssel en in Tabel 0.2 voor Beerenplaat. Voor de frequentieverdeling van de afvoeren is gebruik gemaakt van de verdeling in (Jacobs en van Zetten, 2001), welke is afgeleid voor de periode 1978-1999.

| Krimpen a/d IJssel Langjarig-gemiddelde | | | Concentratieverandering [g/l] | | | Gewogen concentratieverandering [g/l] | | |
|----------------------------------------------------------------|-------|--------------|----------------------------------|-----------------|-----------------|---------------------------------------------|-----------------|-----------------|
| | | Freq. [%] | Gem. | Onder- grens | Boven- grens | Gem. | Onder- grens | Boven- grens |
| | < 800 | 0,3 | -0,20 | -0,12 | -0,27 | -0,001 | 0,000 | -0,001 |
| 800 | 1000 | 2,3 | -0,10 | -0,03 | -0,17 | -0,002 | -0,001 | -0,004 |
| 1000 | 1200 | 6,4 | 0,00 | 0,00 | -0,07 | 0,000 | 0,000 | -0,005 |
| 1200 | 1400 | 10,1 | | | 0,00 | | | 0,000 |
| 1400 | 1600 | | | | | | | |
| 1600 | 1800 | | | | | | | |
| Langjarig-gemiddelde concentratieverandering [g/l]: | | | | | | -0,003 | -0,001 | -0,010 |

Tabel 0.1 Verandering langjarig-gemiddelde chlorideconcentraties voor Krimpen a/d IJssel.
'Gem.', 'Ondergrens' en 'Bovengrens' hebben betrekking op de drie lijnen in Figuur 0.2.

| Beerenplaat Langjarig-gemiddelde | | | Concentratieverandering [g/l] | | | Gewogen concentratieverandering [g/l] | | |
|----------------------------------------------------------------|-------|--------------|----------------------------------|--|--|---------------------------------------------|--|--|
| | | Freq. [%] | Gem. | | | Gem. | | |
| | < 800 | 0,3 | -0.11 | | | 0.000 | | |
| 800 | 1000 | 2,3 | -0.09 | | | -0.002 | | |
| 1000 | 1200 | 6,4 | -0.06 | | | -0.004 | | |
| 1200 | 1400 | 10,1 | -0.03 | | | -0.003 | | |
| 1400 | 1600 | 10,4 | 0.00 | | | 0.000 | | |
| 1600 | 1800 | | | | | | | |
| Langjarig-gemiddelde concentratieverandering [g/l]: | | | | | | -0,009 | | |

Tabel 0.2 Verandering langjarig-gemiddelde chlorideconcentraties voor Beerenplaat.

Uit de tabellen volgt:

- de voorspelde langjarig-gemiddelde afname van de chlorideconcentratie ten gevolge van het herstel van de trapjeslijn bedraagt in Krimpen a/d IJssel 1 tot 10 mg/l;
- in Beerenplaat is de voorspelde afname 9 mg/l.

0.3.2 Data analyse

Indien het herstel van de trapjeslijn leidt tot bovengenoemde voorspelde afname van de langjarig-gemiddelde chlorideconcentratie moet vice versa de geleidelijke bodemverdieping sinds het begin van de jaren 80 hebben geleid tot een toename van de chlorideconcentraties. Met een uitgebreide analyse van de gemeten chlorideconcentraties in Krimpen a/d IJssel (NAP-4,0 m) en Beerenplaat (NAP-2,0 m) is nagegaan of een dergelijke verandering ook door de waarnemingen wordt aangegeven. Omdat rond 1993 een sprong in de gemeten chlorideconcentraties te Lobith is opgetreden (de oorzaak hiervan is onbekend), zijn de meetreeksen onderverdeeld in twee perioden: 1983 tot 1993 (10 jaar) en 1993 tot 2006 (13 jaar). De analyse is uitgevoerd voor (i) de oorspronkelijke data en (ii) de data gecorrigeerd voor de (afnemende) chlorideconcentratie te Lobith. Bij de data analyse is uitgegaan van tijdsgemiddelde chlorideconcentraties, welke zijn verkregen door de 10-minuten waarden te middelen over een getijperiode. De resultaten van de analyse voor de oorspronkelijke, ongecorrigeerde, data zijn vermeld in Tabel 0.3.

| | 1983 tot 1993 (10 jaar) [mg/l/jaar] | | | 1993 tot 2006 (13 jaar) [mg/l/jaar] | | |
|-----------------------|----------------------------------------|-------------------|-------------------|----------------------------------------|-------------------|-------------------|
| | Trend | 95% ondergrens | 95% bovengrens | Trend | 95% ondergrens | 95% bovengrens |
| Krimpen NAP-4,0 m | +2.0 | 1.6 | 2.5 | -4.0 | -4.1 | -3.7 |
| Beerenplaat NAP-2,0 m | -0.4 | -1.0 | +0.2 | -2.0 | -2.2 | -1.8 |

Tabel 0.3 Trend in de waargenomen getijgemiddelde chlorideconcentratie voor de perioden 1983-1993 en 1993-2005 met bijbehorende 95% betrouwbaarheidsintervallen.

Uit Tabel 0.3 valt af te leiden dat tussen 1983 en 2006 (23 jaar) sprake is van een verandering van de gemiddelde chlorideconcentratie in Krimpen a/d IJssel van -38 mg/l tot -24 mg/l. Voor Beerenplaat is de verandering -39 mg/l tot -21 mg/l. Voor beide locaties geldt dus dat de tijdsgemiddelde chlorideconcentratie gedurende de periode 1983 tot 2006 is afgenomen met 20 tot 40 mg/l. Deze afname is vermoedelijk vooral het gevolg van de afgenomen chlorideconcentraties bij Lobith ter grootte van 3,2 mg/l per jaar (Baggelaar en van der Meulen, 2009).

In Tabel 0.4 zijn de trendmatige veranderingen vermeld, indien de waarnemingenreeksen eerst worden gecorrigeerd voor de concentraties te Lobith.

| | 1983 tot 1993 (10 jaar) [mg/l/jaar] | | | 1993 tot 2006 (13 jaar) [mg/l/jaar] | | |
|-----------------------|----------------------------------------|-------------------|-------------------|----------------------------------------|-------------------|-------------------|
| | Trend | 95% ondergrens | 95% bovengrens | Trend | 95% ondergrens | 95% bovengrens |
| Krimpen NAP-4,0 m | +0.9 | 0.6 | 1.2 | +0.3 | +0.2 | +0.5 |
| Beerenplaat NAP-2,0 m | -2.7 | -3.1 | -2.3 | +2.1 | +1.9 | +2.3 |

Tabel 0.4 Trend in de waargenomen getijgemiddelde chlorideconcentratie voor de perioden 1983-1993 en 1993-2005 met bijbehorende 95% betrouwbaarheidsintervallen na correctie voor de concentraties te Lobith.

Uit Tabel 0.4 valt af te leiden dat voor de gehele periode (1983 tot 2006) sprake is van een verandering van de gemiddelde chlorideconcentratie in Krimpen a/d IJssel van +9 mg/l tot +18 mg/l. Voor Beerenplaat bedraagt de verandering -6 mg/l tot +7 mg/l. Voor Krimpen a/d IJssel geldt dus dat de jaargemiddelde concentratie met 9 tot 18 mg/l is toegenomen, terwijl voor Beerenplaat geldt dat sprake kan zijn van zowel een afname als een toename ter grootte van 6 à 7 mg/l. Deze veranderingen zijn een gevolg van effecten anders dan de afgenomen chlorideconcentraties van de Bovenrijn. Indien verondersteld wordt dat de veranderingen alleen het gevolg zijn van de opgetreden verdiepingen van de riviertakken in het zoutindringingsgebied gedurende de periode 1983-2006 zal bij herstel van de trapjeslijn omgekeerd gelden, dat de jaargemiddelde chlorideconcentratie bij Krimpen a/d IJssel met 9 à 18 mg/l zullen afnemen. Bij Beerenplaat kan sprake zijn van zowel een afname als een toename van 6 tot 7 mg/l.

Uit de data analyse volgt:

- De verziltingssituatie in termen van chlorideconcentraties ter plaatse van Krimpen a/d IJssel en Beerenplaat is sinds 1983 niet verslechterd; de afname bedraagt gemiddeld 20 tot 40 mg/l. Deze afname is vooral het gevolg geweest van de afgenomen chlorideconcentratie van de Bovenrijn.
- Na correctie van de concentraties in Krimpen en Beerenplaat met de concentraties te Lobith resteert een toename van de chlorideconcentraties in Krimpen ter grootte van ongeveer 10 tot 20 mg/l. Deze toename is dus het gevolg van effecten anders dan de afgenomen concentraties van de Bovenrijn. Voor Beerenplaat resteert, na correctie, een toe- of afname van ongeveer 7 mg/l.

0.3.3 Synthese modelsimulaties en data analyse

De modelsimulaties geven aan, dat herstel van de trapjeslijn zal leiden tot een afname van de chlorideconcentraties van 1 tot 10 mg/l te Krimpen a/d IJssel en een afname van 9 mg/l bij Beerenplaat. De geleidelijke verdieping van treden van de trapjeslijn sinds begin 80-er jaren van de vorige eeuw moet dan tot een toename van de chlorideconcentraties hebben geleid ter grootte van de genoemde concentratieveranderingen. De vraag hierbij is of deze veranderingen consistent zijn met de waargenomen veranderingen.

De resultaten van de modelsimulaties in termen van effecten ten gevolge van de opgetreden verdiepingen en van de data analyse zijn samengevat in Tabel 0.5.

| | Verandering langjarig-gemiddelde chlorideconcentratie [mg/l] | |
|---------------------------------|-----------------------------------------------------------------|-----------------------------------|
| | Modellen: effect verdieping | Data analyse: diverse effecten |
| Krimpen a/d IJssel NAP-4,0 m | +1 à +10 | +9 à +18 |
| Beerenplaat NAP-2,0 m | +9 | -6 à +7 |

Tabel 0.5 Veranderingen langjarig-gemiddelde chlorideconcentratie ten gevolge van verdiepingen trede trapjeslijn (modelvoorspellingen) en ten gevolge van diverse effecten (data analyse).

Geconstateerd wordt, dat de voorspelde veranderingen volgens de modelsimulaties (effect verdiepingen) en volgens de data analyse (diverse effecten) van dezelfde grootte-orde zijn. In Krimpen a/d IJssel zijn de veranderingen volgens de data analyse wel groter dan de door de modellen voorspelde veranderingen. Mogelijk hebben ook andere ingrepen een bijdrage gegeven aan de waargenomen toename van de chlorideconcentratie. Bij het herstel van de trapjeslijn zal dan niet de volledige 9 tot 18 mg/l reductie in de concentraties worden verkregen. Voor Beerenplaat kan het tegenovergestelde gelden; indien andere ingrepen hebben geleid tot een verzoeting ter plaatse van Beerenplaat, wordt het effect van de verdieping volgens de data analyse onderschat.

Door Rijkswaterstaat (2003a) is het effect van de doorsteek van de Beerdam in 1997 (en 1998) op de zoutverdeling geanalyseerd. Hierbij werd geconcludeerd dat de doorsteek heeft geleid tot een toename van de (maximale) chlorideconcentraties op de Nieuwe Maas en een afname langs de Oude Maas. De openstelling van het Hartelkanaal kan dus een verklaring zijn voor de verschillen tussen de modelresultaten en de data analyse zoals vermeld in Tabel 0.5.

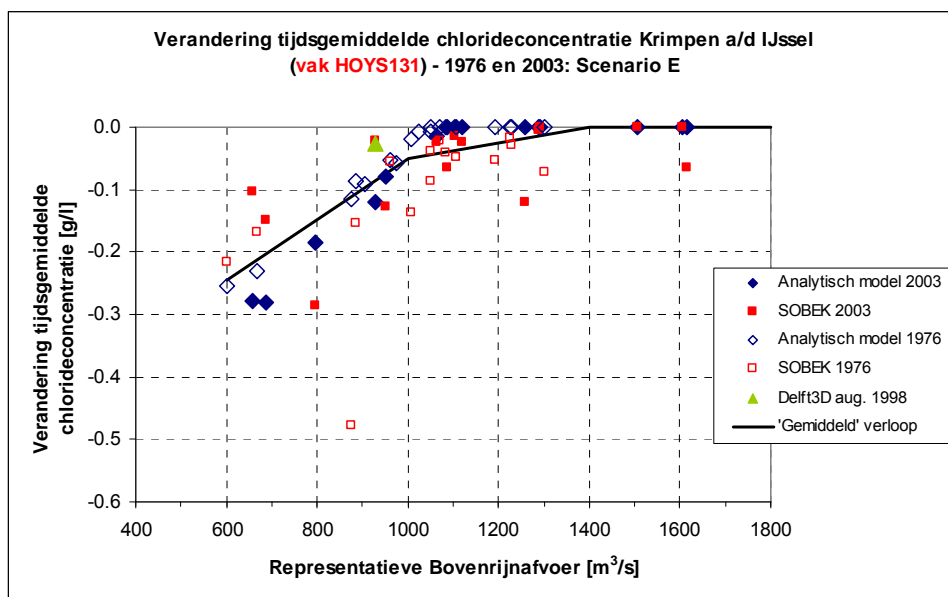
Geconcludeerd wordt dat de voorspelde effecten van de verdiepingen volgens de modellen overeenkomen met de waargenomen concentratieveranderingen.

0.3.4 Vertaling naar veranderingen van het aantal verziltingsdagen

Voor de beheerder is het vooral van belang vast te stellen in hoeverre het aantal verziltingsdagen ter plaatse van de innamepunten ten gevolge van het herstel van de trapjeslijn afneemt. Het analytische model geeft geen informatie over het aantal verziltingsdagen, omdat resultaten alleen in de vorm van tijdsgemiddelde concentraties als uitvoer worden verkregen. Met het driedimensionale model (Zeedelta met Delft3D) kan geen jaarsimulatie worden uitgevoerd vanwege de lange rekentijd die hiermee gemoeid zou zijn. De resultaten van Sobek kunnen wel worden gebruikt om de reductie van het aantal verziltingsdagen te bepalen; echter de nauwkeurigheid van de voorspellingen met Sobek m.b.t. dit aspect is niet bekend. Daarom zijn naast Sobek eveneens de gemeten concentraties gebruikt om tot een schatting te komen.

Voor de vertaling van de verandering van de tijdsgemiddelde concentratie naar verandering van het aantal verziltingsdagen voor 2003, is de volgende methode toegepast:

De gemeten chlorideconcentraties worden als functie van de optredende Bovenrijnafvoer vermindert met een waarde volgens Figuur 0.2 (Krimpen a/d IJssel) en Figuur 0.3 (Beerenplaat). Hierbij is voor Krimpen a/d IJssel uitgegaan van een gemiddeld verloop door de datapunten, zoals weergegeven in Figuur 0.4. Voor Beerenplaat is de 2^e graadspolynoom toegepast, zoals weergegeven in Figuur 0.3.



Figuur 0.4 Veranderingen tijdsgemiddelde chlorideconcentratie als functie van de Bovenrijnafvoer bij Krimpen a/d IJssel en verondersteld gemiddeld verloop.

De resultaten zijn vermeld in Tabel 0.6 (Krimpen a/d IJssel) en Tabel 0.7 (Beerenplaat), samen met de resultaten die direct zijn afgeleid uit de Sobek-simulaties.

| Krimpen a/d IJssel 2003 | Referentie | Sobek | Afgeleid uit observaties |
|--------------------------------|------------|-------|--------------------------|
| Sobek | 51 | -27 | |
| Observaties | 45 | | -17 |

Tabel 0.6 Afname aantal verziltingsdagen (chlorideconcentratie > 250 mg/l) voor 2003 volgens Sobek en op basis van waarnemingen in Krimpen a/d IJssel.

Het aantal verziltingsdagen voor de referentiesituatie (bodem 2008/2009) bedraagt volgens Sobek 51 dagen, wat goed overeenkomt met de 45 verziltingsdagen volgens de waarnemingen voor de bodem van 2003 (de bodem van de Nieuwe Waterweg en Nieuwe Maas is tussen 2003 en 2008/2009 niet veel veranderd).

De voorspelde afname van het aantal verziltingsdagen bij Krimpen a/d IJssel is volgens Sobek 27 dagen. De analyses op basis van de waarnemingenreeks geven een reductie van 17 dagen.

| Beerenplaat 2003 | Referentie | Sobek | Afgeleid uit observaties |
|-------------------------|------------|-------|--------------------------|
| Sobek | 136 | -34 | |
| Observaties | 42 | | -4 |

Tabel 0.7 Afname aantal verziltingsdagen (chlorideconcentratie > 250 mg/l) voor 2003 volgens Sobek en op basis van waarnemingen in Beerenplaat.

Uit Tabel 0.7 volgt, dat Sobek het aantal verziltingsdagen voor de referentie (bodem 2008/2009) in sterke mate overschat (factor 3). De door Sobek voorspelde afname van 34 dagen ten gevolge van het herstel van de trapjeslijn is dus relatief onbetrouwbaar. De analyse op basis van de waarnemingenreeks geeft een reductie van (slechts) 4 verziltingsdagen.

De afname van het aantal verziltingsdagen geldt voor het 'zoute jaar' 2003, welke anno 2005 een herhalingstijd van 11,1 jaar had (Beersma et al., 2005). Het langjarige gemiddelde zal dus met gemiddeld $(1/11,1) \cdot (17-28 \text{ dg}) = 2$ tot 3 dagen (Krimpen a/d IJssel) en minder dan 1 dag (Beerenplaat) afnemen ten gevolge van condities zoals opgetreden in 2003. Voor minder zoute jaren zal de (absolute) afname van het aantal verziltingsdagen geringer zijn i.v.m. de gemiddeld kleinere zoutindringing voor die jaren. Deze jaren hebben echter wel een grotere kans van voorkomen, zie Tabel 0.8, en kunnen dus eveneens een bijdrage geven aan de reductie van het gemiddeld aantal verziltingsdagen over een lange periode.

| Verziltingsjaar | Karakteristiek | Herhalingstijd [jaren] | |
|-----------------|----------------|------------------------|-----------------|
| | | Huidig (2005) | Toekomst (2050) |
| 1976/1990 | extreem zout | 32,1 | 17,6 |
| 2003 | zout | 11,1 | 6,95 |
| 1996 | gemiddeld zout | 3,33 | 2,51 |
| 1994 | brak | 1,64 | 1,43 |
| 2002 | matig brak | 1,19 | 1,12 |

Tabel 0.8 Herhalingstijden karakteristieke verziltingsjaren (Beersma et al., 2005).

Periode 1981 t/m 2006

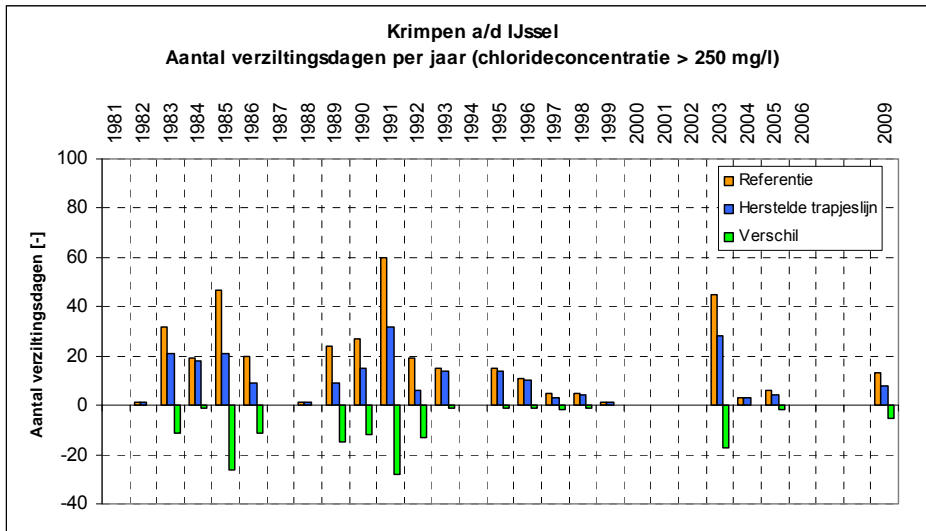
Om te komen tot een schatting van de afname van het aantal verziltingsdagen per jaar als een langjarig-gemiddelde is de bovengenoemde methode toegepast op de *waarnemingenreeks* voor de gehele periode 1981 t/m 2006 (26 jaar voor Krimpen a/d IJssel en 23 jaar voor Beerenplaat). De resultaten zijn voor de afzonderlijke jaren vermeld in Tabel 0.9 voor Krimpen a/d IJssel en Tabel 0.10 voor Beerenplaat. In deze tabellen is eveneens de afname van de jaargemiddelde concentratie vermeld. Het aantal verziltingsdagen voor de oorspronkelijke meetreeks en de aangepaste reeks als gevolg van het herstel van de trapjeslijn en de verschillen zijn weergegeven in Figuur 0.5 (Krimpen a/d IJssel) en Figuur 0.6 (Beerenplaat).

| Krimpen a/d IJssel | | | | | | | |
|---------------------------|---------------------------------------------|-----------------------|--------|---------------------------|-----------------------|--------|---|
| Jaar | Jaargemiddelde chloride concentratie [mg/l] | | | Overschrijdingsduur [dg.] | | | |
| | Meting | Herstelde trapjeslijn | Afname | Meting | Herstelde trapjeslijn | Afname | |
| 1981 | 150 | 150 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 1982 | 152 | 152 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| 1983 | 224 | 213 | -11 | 32 | 21 | -11 | |
| 1984 | 162 | 161 | -1 | 19 | 18 | -1 | |
| 1985 | 200 | 189 | -11 | 47 | 21 | -26 | |
| 1986 | 165 | 161 | -4 | 20 | 9 | -11 | |
| 1987 | 138 | 138 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| 1988 | 148 | 147 | -1 | 1 | 1 | 0 | |
| 1989 | 182 | 170 | -12 | 24 | 9 | -15 | |
| 1990 | 196 | 185 | -11 | 27 | 15 | -12 | |
| 1991 | 238 | 212 | -26 | 60 | 32 | -28 | |
| 1992 | 162 | 149 | -13 | 19 | 6 | -13 | |
| 1993 | 170 | 167 | -3 | 15 | 14 | -1 | |
| 1994 | 134 | 133 | -1 | 0 | 0 | 0 | |
| 1995 | 142 | 138 | -4 | 15 | 14 | -1 | |
| 1996 | 174 | 166 | -8 | 11 | 10 | -1 | |
| 1997 | 159 | 151 | -8 | 5 | 3 | -2 | |
| 1998 | 151 | 147 | -4 | 5 | 4 | -1 | |
| 1999 | 130 | 129 | -1 | 1 | 1 | 0 | |
| 2000 | 115 | 115 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| 2001 | 102 | 102 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| 2002 | 98 | 98 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| 2003 | 170 | 150 | -20 | 45 | 28 | -17 | |
| 2004 | 121 | 118 | -3 | 3 | 3 | 0 | |
| 2005 | 125 | 118 | -7 | 6 | 4 | -2 | |
| 2006 | 139 | 123 | -16 | 0 | 0 | 0 | |
| 2009 | | | | 13 | 8 | -5 | |
| Gem. | 156 | 149 | -6 | 14 | 8 | -5 | |
| Max. | 238 | 213 | 0 | 60 | 32 | 0 | |
| Min. | 98 | 98 | -26 | 0 | 0 | -28 | |

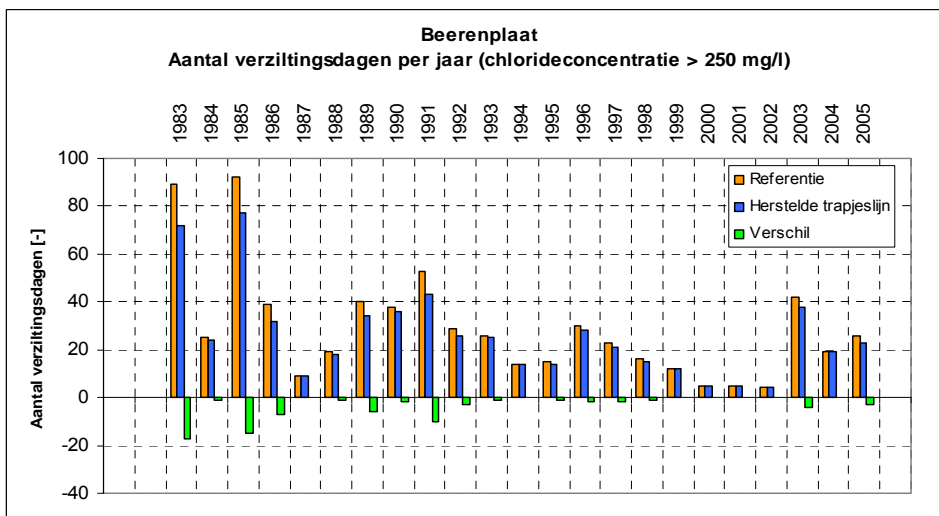
Tabel 0.9 Verandering jaargemiddelde chlorideconcentratie en aantal verziltingsdagen per jaar (concentratie > 250 mg/l) in Krimpen a/d IJssel.

| Beerenplaat Jaar | Jaargemiddelde chloride concentratie [mg/l] | | | Overschrijdingsduur [dg/jaar] | | |
|---------------------|------------------------------------------------|--------------------------|--------|-------------------------------|--------------------------|--------|
| | Ref. | Herstelde trapjeslijn | Afname | Ref. | Herstelde trapjeslijn | Afname |
| 1983 | 357 | 345 | -12 | 89 | 72 | -17 |
| 1984 | 205 | 204 | -1 | 25 | 24 | -1 |
| 1985 | 333 | 319 | -14 | 92 | 77 | -15 |
| 1986 | 234 | 229 | -5 | 39 | 32 | -7 |
| 1987 | 132 | 132 | 0 | 9 | 9 | 0 |
| 1988 | 179 | 176 | -3 | 19 | 18 | -1 |
| 1989 | 260 | 242 | -18 | 40 | 34 | -6 |
| 1990 | 353 | 340 | -13 | 38 | 36 | -2 |
| 1991 | 546 | 518 | -28 | 53 | 43 | -10 |
| 1992 | 216 | 201 | -15 | 29 | 26 | -3 |
| 1993 | 243 | 237 | -6 | 26 | 25 | -1 |
| 1994 | 144 | 140 | -4 | 14 | 14 | 0 |
| 1995 | 144 | 137 | -7 | 15 | 14 | -1 |
| 1996 | 225 | 210 | -15 | 30 | 28 | -2 |
| 1997 | 175 | 162 | -13 | 23 | 21 | -2 |
| 1998 | 156 | 149 | -7 | 16 | 15 | -1 |
| 1999 | 144 | 142 | -2 | 12 | 12 | 0 |
| 2000 | 112 | 112 | 0 | 5 | 5 | 0 |
| 2001 | 103 | 103 | 0 | 5 | 5 | 0 |
| 2002 | 96 | 96 | 0 | 4 | 4 | 0 |
| 2003 | 270 | 244 | -26 | 42 | 38 | -4 |
| 2004 | 166 | 162 | -4 | 19 | 19 | 0 |
| 2005 | 174 | 162 | -12 | 26 | 23 | -3 |
| Gem. | 216 | 207 | -9 | 29 | 26 | -3 |
| Max. | 546 | 518 | 0 | 92 | 77 | 0 |
| Min. | 96 | 96 | -28 | 4 | 4 | -17 |

Tabel 0.10 Verandering jaargemiddelde chlorideconcentratie en aantal verziltingsdagen per jaar (concentratie > 250 mg/l) in Beerenplaat.



Figuur 0.5 Aantal verziltingsdagen per jaar (concentratie > 250 mg/l) voor Krimpen a/d IJssel voor de situaties vóór en na herstel trapjeslijn.



Figuur 0.6 Aantal verziltingsdagen per jaar (concentratie > 250 mg/l) voor Beerenplaat voor de situaties vóór en na herstel trapjeslijn.

Voor de langjarige periode 1981 t/m 2006 neemt het aantal verziltingsdagen in Krimpen a/d IJssel ten gevolge van het herstel van de trapjeslijn af van gemiddeld 14 dagen/jaar naar gemiddeld 8 dagen/jaar. Dit betekent, dat het aantal dagen dat verzilting optreedt met *gemiddeld* 6 dagen per jaar vermindert. Het is opmerkelijk dat de jaren 1985 en 1991 de grootste afname vertonen, resp. 26 en 28 dagen (de reden hiervan is niet bekend). Voor 18 jaren (van in totaal 26 jaren) is de afname 2 dagen/jaar of minder.

Voor de langjarige periode 1983 t/m 2005 neemt het aantal verziltingsdagen in Beerenplaat ten gevolge van het herstel van de trapjeslijn af van gemiddeld 29 dagen/jaar naar gemiddeld 26 dagen/jaar. Dit betekent, dat het aantal dagen dat verzilting optreedt met *gemiddeld* 3 dagen per jaar vermindert.

0.4 Conclusies

Op basis van een analyse van gemeten chlorideconcentraties ter plaatse van Krimpen a/d IJssel en Beerenplaat wordt het volgende geconcludeerd:

- De verziltingssituatie in het Noordelijk Deltabekken is de afgelopen decennia (globaal sinds 1980) niet verslechterd. De trendmatige afname van de chlorideconcentraties is het gevolg geweest van een afname van het chloridegehalte van de Bovenrijn.
- Indien de chlorideconcentraties ter plaatse van Krimpen aan den IJssel en Beerenplaat worden gecorrigeerd voor deze afname, resteert een toename van de chlorideconcentratie in Krimpen /d IJssel; in Beerenplaat kan binnen de 95% nauwkeurigheid van de analyse sprake zijn geweest van een toename óf een afname van de concentratie.
- Een toename is het gevolg van een grotere zoutindringing vanuit zee, welke deels kan zijn veroorzaakt door de geleidelijke verdieping van de treden van de trapjeslijn maar mogelijk ook door andere ingrepen in het Noordelijk Deltabekken (zoals de doorsteek van de Beerdam in 1997).

Een eventueel herstel van de trapjeslijn leidt tot de volgende verandering van de verziltingssituatie nabij de punt van de zouttong:

- In 2003 is in Krimpen a/d IJssel sprake geweest van een verzilting (chlorideconcentratie hoger dan 250 mg/l) gedurende 6 à 7 weken. Voor deze condities (representatief voor een 'zout' jaar met een herhalingsduur van ongeveer 10 jaar) zal het herstel van de trapjeslijn de verziltingsduur met 2 à 3 weken \pm 1 week reduceren. De bandbreedte is het resultaat van het gebruik van meerdere modellen in combinatie met een analyse van de in 2003 gemeten chlorideconcentraties.
- De verziltingsduur ter plaatse van Beerenplaat voor de condities van het jaar 2003 zal door het herstel van de trapjeslijn afnemen met 4 dagen. Analyse van de gemeten chlorideconcentraties geeft aan, dat de verziltingsduur in 2003 ter plaatse van deze locatie 42 dagen bedroeg.
- Het *gemiddelde* aantal verziltingsdagen per jaar zal in Krimpen a/d IJssel met zes dagen afnemen (van 14 dagen naar 8 dagen). In Beerenplaat bedraagt deze *gemiddelde* afname drie dagen (van 29 naar 26 dagen).

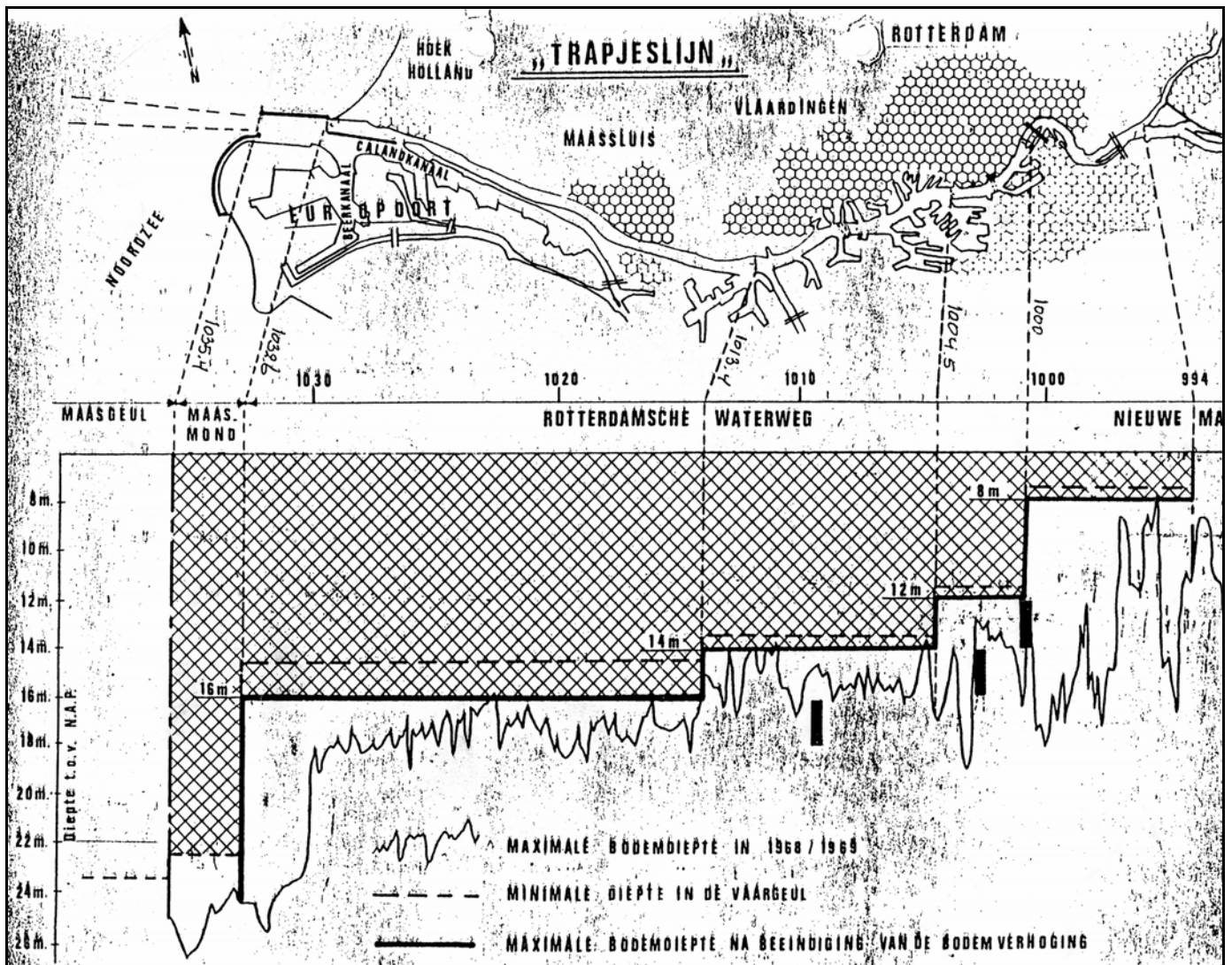
Naast de bovengenoemde hoofdconclusies heeft de studie ook geresulteerd in onderstaande, aanvullende, nevenconclusies

- De voorspelde effecten van de verdiepingen (en dus ook van verondiepingen samenhangend met het herstel van de trapjeslijn) volgens de modellen komen overeen met de waargenomen concentratieveranderingen te Beerenplaat en Krimpen aan den IJssel (na correctie voor de chlorideconcentratieveranderingen van de Bovenrijn).
- Het herstel van de trapjeslijn heeft geen nadelige gevolgen voor Maatgevende HoogWater (MHW) standen.
- Uit de uitgevoerde literatuurstudie volgt dat het effect van ingrepen in het Noordelijk Deltabekken, zoals het openstellen van de Beerdam of de aanleg van Maasvlakte 2, op de zoutindringing gering is.
- Om de trapjeslijn te herstellen is aanvullen met zand niet afdoende. Het gestorte zand erodeert en binnen een jaar zal dit opnieuw aangevuld moeten worden. Afdekken met grind is daarom noodzakelijk. De kosten, die dan gemoeid zijn met het herstel van de trapjeslijn, worden geraamd op 53 M€.

1 Inleiding

1.1 Achtergronden van de studie

Om de zoutindringing in de Nieuwe Waterweg tegen te gaan zijn in de jaren 70 van de 20^e eeuw afspraken gemaakt tussen Rijkswaterstaat, het Havenbedrijf, de waterschappen en andere belanghebbenden over maximale waterdieptes vanaf Rotterdam tot de monding. Deze zogenaamde "trapjeslijn", zie Figuur 1.1, is vervolgens aangelegd maar vooral in het recente verleden niet intensief onderhouden. Op veel plaatsen in de Nieuwe Waterweg is de waterdiepte op dit moment groter dan destijds afgesproken en de vraag is welke gevolgen dit heeft op de zoutindringing in het gebied.



Figuur 1.1 Trapjeslijn rond de periode van aanleg

De verzilting via de Nieuwe Waterweg, en sinds de doorsteek van de Beerdam (november 1997 en juni 1998) ook via het Hartelkanaal, kan in tijden van droogte een probleem zijn voor de land- en tuinbouw. Vooral het inlaatpunt bij Gouda heeft dan te kampen met (te zeer) verhoogde zoutconcentraties. RWS wil onderzoeken of het herstel van de "trapjeslijn" kan bijdragen aan de vermindering van het risico op te hoge zoutconcentraties bij de zoetwaterinlaten.

Het District Nieuwe Waterweg van RWS heeft ten behoeve van het nieuwe baggercontract voor 2010 voor de Nieuwe Waterweg een aantal inhoudelijke vragen over de mogelijkheden voor het herstellen van de trapjeslijn. Deze vragen betreffen onder andere welke effecten het herstel van de trapjeslijn heeft op de zoutindringing, welke wijze van herstel het meest effectief is, wat een realistisch tijdschema voor de uitvoering van de benodigde werkzaamheden is en welke kosten hiermee gemoeid zijn. Het District Nieuwe Waterweg heeft daarom aan de afdeling Advies van RWS Zuid-Holland gevraagd om advies over herstelvarianten van de trapjeslijn te leveren.

De globale doelstelling van het project is het leveren van door de Infraprovider Nat van RWS Dienst Zuid-Holland gevraagde adviezen over randvoorwaarden, kaders en richtlijnen die de directeur Water en Scheepvaart van RWS Zuid-Holland aan RWS Dienst Noordzee of andere partij meegeeft voor de vorming van een onderhoudsbestek voor de waterbodem van de Nieuwe Waterweg.

De studie is onderverdeeld in een 2-tal fasen. Fase 1, het vooronderzoek, is uitgevoerd in de periode november 2008 tot maart 2009 en gerapporteerd in (Kuijper en v.d. Kaaij, 2009). De belangrijkste conclusies uit Fase 1 zijn:

1. De algehele verziltingstoestand van het Noordelijk Deltabekken is sinds 1970 gemiddeld genomen niet verslechterd. Dit is voornamelijk een gevolg van de afname van de chloridegehalten van het Rijnwater zoals dat Nederland binnenstroomt.
2. De huidige bodemligging in de vaargeul is lager (grotere gemiddelde waterdiepte) dan de bodemligging volgens de trapjeslijn. Tussen km 1033 en km 1005 bedraagt het verschil 0,5 m en tussen km 1005 en km 1001 is dit verschil 0,2 m.
3. Het herstel van de trapjeslijn helpt om de zoutindringing tegen te gaan. Met behulp van een analytisch/empirisch zoutindringingsmodel, gebaseerd op formuleringen van Prof. Savenije en aangepast voor dit onderzoek, is geschat dat herstel van de trapjeslijn een daling van de gemiddelde chlorideconcentratie van 100-200 mg/l bij de van Brienoordbrug en Beerenplaat tot gevolg heeft bij een lage Bovenrijnafvoer (800 m³/s).
4. De klimaatverandering – lagere rivierafvoeren in de zomer en extra zeespiegelrijzing - zal de verziltingstoestand in het Noordelijk Deltabekken doen verslechteren (de mate waarin is sterk afhankelijk van het gekozen klimaatscenario).

Dit rapport doet verslag van Fase 2 van het onderzoek. Fase 2 is in overleg met de opdrachtgever gedefinieerd naar aanleiding van het vooronderzoek en een, na afronding van het vooronderzoek, gehouden workshop met verschillende belanghebbenden binnen Rijkswaterstaat. De volgende projectonderdelen zijn gedefinieerd voor Fase 2 van het trapjeslijnonderzoek:

1. Opzet en ontwikkeling modelinstrumentarium.

Dit modelinstrumentarium bestaat uit een combinatie van Sobek-NDB en het analytische zoutindringingsmodel. Het betreft hier een uitbreiding van het

analytische model, zoals gebruikt in het vooronderzoek, door tevens de zoutindringing via het Hartelkanaal te beschouwen.

2. *Bepaling effect herstel trapjeslijn op zoutindringing.*

Met het ontwikkelde modelinstrumentarium en het 3-dimensionale waterbewegings- en zoutindringingsmodel Zeedelta wordt het effect van het herstel van de trapjeslijn gekwantificeerd.

3. *Effect herstelvarianten trapjeslijn op MHW standen.*

Herstel van de trapjeslijn betekent het verondiepen van de Nieuwe Waterweg en de Nieuwe Maas. Dit heeft gevolgen voor de getij-indringing in het Noordelijk Deltabekken en dus voor de waterstanden in het gebied. Deze gevolgen zullen in dit projectonderdeel worden gekwantificeerd.

4. *Uitgebreide kostenberekeningen.*

Dit projectonderdeel betreft het schatten van de kosten van het herstel van de trapjeslijn. Deze schatting is uitgevoerd door Rijkswaterstaat Dienst Zuid Holland.

5. *Uitgebreide data analyse zoutgehaltes.*

In het vooronderzoek is geconcludeerd dat de gemiddelde verziltingstoestand van het Noordelijk Deltabekken vanaf 1970 niet is verslechterd. Deze analyse is uitgebreid, waarbij meer naar extremen van chloridegehalten is gekeken.

6. *Analyse van de bodemontwikkeling trapjeslijn vanaf 1970.*

Doelstelling van dit projectonderdeel is om de veranderingen in de bodemligging van de Nieuwe Waterweg en de Nieuwe Maas vast te leggen. Nevendoelstelling is na te gaan of delen van de trapjeslijn, die bij aanleg zijn vastgelegd middels zeegrind, in stand zijn gebleven.

7. *Verkenning van risico's van/na aanleg trapjeslijn.*

In overleg met de opdrachtgever is besloten dit projectonderdeel in te vullen als 'expert judgement' m.b.t. de morfologische ontwikkeling van de Nieuwe Waterweg en de Nieuwe Maas na aanleg van de trapjeslijn.

8. *Verdere literatuurstudie.*

In het vooronderzoek is al veel literatuur bestudeerd. Literatuur beschikbaar gekomen na het vooronderzoek is eveneens bestudeerd als onderdeel van Fase 2 van het trapjeslijnonderzoek.

Middels brief met kenmerk RWS/WD-2009/1626 d.d. 15 mei 2009 heeft de Waterdienst van Rijkswaterstaat aan Deltares gevraagd te offrenen voor Fase 2 van het trapjeslijnonderzoek. Deltares heeft op 11 juni 2009 een offerte ingediend bij de Waterdienst (brief met kenmerk 1002366-000-ZKS-0003). De Waterdienst heeft opdracht verleend voor het onderzoek middels brief met kenmerk RSW/WD-2009/2167 d.d. 29 juni 2009.

Dit project heeft RWS Waterdienst zaaknummer 31010070. Het wordt uitgevoerd onder de raamovereenkomst tussen RWS en Deltares van 28 februari 2008 met referentie WD-4924.

Namens Rijkswaterstaat is dit project begeleid door ing. A. Broekhuizen van de Dienst Zuid-Holland en drs. A. de Swaaf van de Waterdienst.

1.2 Beleidsmatige relevantie van deze studie

Een belangrijk doel van dit onderzoek is om, vooruitlopend op de Verkenning Zoetwatervoorziening zoals aangekondigd in het Nationaal Waterplan (zie kader), alvast goed inzicht te krijgen in de effectiviteit van bodemaanpassingen in de Nieuwe Waterweg en/of Nieuwe Maas bij het tegengaan van de zoutindringing via het oppervlaktewater.

Fragmenten uit: (concept) Nationaal Waterplan (opvolger van de 4^e Nota Waterhuishouding):

Landelijke Verkenning Zoetwatervoorziening

De planperiode van het Nationaal Waterplan wordt gebruikt om een landelijke verkenning zoetwatervoorziening uit te voeren, waarin oplossingsrichtingen worden uitgewerkt. Het rijk voert deze verkenning samen met de regio uit. Uiterlijk in 2015 wordt een besluit genomen over het nieuwe beleid voor de watervoorziening en verziltingsbestrijding na 2015.

Het optimaliseren van de zoetwaterverdeling (zie onder) is hier een belangrijk aspect bij: Doordat de Nieuwe Waterweg een open verbinding naar zee is en zeewater landinwaarts kan stromen, is de verziltingsbestrijding afhankelijk van de zoetwaterafvoer via de Nieuwe Waterweg. Het zoete water is daarmee niet beschikbaar voor de verschillende gebruiksfuncties. In de landelijke verkenning zal worden onderzocht **welke technische maatregelen mogelijk zijn om de indringing van zout water via de Nieuwe Waterweg te verminderen**, waardoor meer zoet water beschikbaar komt voor de Randstad, West-Brabant en de Zuid-Hollandse eilanden. Een andere mogelijkheid is om de verzilting via de Nieuwe Waterweg te accepteren en de zoetwateraanvoer via de Oude Rijn, het Amsterdam-Rijnkanaal en de Brabantse kanalen te realiseren.

1.3 Leeswijzer

In Hoofdstuk 2 van dit rapport wordt de verdere literatuurstudie (Projectonderdeel 8) beschreven. De analyse van gemeten zoutgehalten te Krimpen aan den IJssel en Beerenplaat (Projectonderdeel 5) wordt beschreven in Hoofdstuk 3. De aanpassingen aan het modelinstrumentarium, noodzakelijk om een inschatting te kunnen maken van de gevolgen van het herstel van de trapjeslijn (Projectonderdeel 1), vormt het onderwerp van Hoofdstuk 4. In Hoofdstuk 5 wordt het effect van het herstellen van de trapjeslijn bepaald met het aangepaste modelinstrumentarium (Projectonderdeel 2). De gevolgen van de herstelde trapjeslijn voor Maatgevende HoogWaterstanden (Projectonderdeel 3) is het onderwerp van Hoofdstuk 6. Projectonderdeel 7, Verkenning van risico's van/na aanleg trapjeslijn is in overleg met de opdrachtgever ingevuld als een expert opinion over de morfologische ontwikkeling van de Nieuwe Waterweg en de Nieuwe Maas. Dit wordt behandeld in Hoofdstuk 7 van dit rapport in combinatie met Projectonderdeel 6, Analyse bodemontwikkeling trapjeslijn vanaf 1970, en Projectonderdeel 4, uitgebreide kostenberekeningen. De conclusies en aanbevelingen worden gegeven in Hoofdstuk 8.

Onderdeel van de studie is een uitgebreide data-analyse. Een introductie in datageoriënteerde modellen wordt gegeven in Appendix A. Appendix B beschrijft de in deze studie gebruikte regressiemodellen. De Mann-Kendall toets, gebruikt om trends in gemeten chloridegehalten te bepalen, wordt beschreven in Appendix C. In de voorstudie is het effect van bodemverandering, i.e. het herstel van de trapjeslijn, geschat met een analytisch model. De uitbreiding en verificatie van dit model wordt beschreven in Appendix D. Appendix E toont een vergelijking tussen met het 1-dimensionale Sobek model van het Noordelijk Deltabekken berekende chlorideconcentraties en gemeten chlorideconcentraties. Resultaten van het 3-dimensionale Zeedeltamodel worden gegeven in Appendix F. Een morfologische analyse van de ontwikkeling van de trapjeslijn direct na aanleg tot nu wordt gegeven in Appendix G. Bij

Appendix G hoort een aantal figuren en een analyse van deze figuren die aan dit rapport zijn toegevoegd op CDROM (Appendix H en Appendix I).

2 Aanvullende literatuurstudie

2.1 Inleiding

Gedurende het vooronderzoek (Kuijper en v.d. Kaaij, 2009) is veel van de beschikbare literatuur met betrekking tot verzilting en verziltingsbestrijding bestudeerd. De belangrijkste conclusies volgden uit het vooronderzoek worden gegeven in Par. 2.2.

Na afronding van het vooronderzoek is aanvullende relevante literatuur beschikbaar gekomen. Het betreft hier:

- “De verziltingsbestrijding op het Noordelijk Deltabekken na het inwerkingstellen van de Haringvlietsluizen”,
- “Trapjeslijn in de Nieuwe Waterweg en de Nieuwe Maas; Evaluatie periode 1973/1977-1987”;
- Rapporten droge zomers 1976 en 2003,
- “Onderzoek verdieping Nieuwe Maas met Zeedelta v8”,
- “Oevers van de Nieuwe Waterweg; Advies over aanpassingen”.

De belangrijkste conclusies uit bovenstaande rapporten, voor zover relevant in het kader van de huidige studie, worden in de paragrafen 2.3 – 2.7 gegeven.

2.2 Samenvatting literatuurstudie vooronderzoek

De in het vooronderzoek bestudeerde literatuur kan worden ingedeeld in een 3-tal categorieën. Per categorie worden de belangrijkste conclusies hieronder gegeven. Voor een uitgebreide beschrijving wordt verwezen naar (Kuijper en v.d. Kaaij, 2009).

- 1 Historisch (schaal)modelonderzoek naar het effect van verdiepen/verondiepen op zoutindringing (al dan niet specifiek gericht op het Noordelijk Deltabekken). *Uitgevoerde proeven in het (tweede) Getijmodel Rijnmond laten zien, dat bodemverondiepingen van 3 tot 4 meter op de Nieuwe Waterweg, Nieuwe en Oude Maas resulteren in een reductie van de zoutgehalten nabij de punt van de zouttong met ongeveer 1 tot 1,5 g/l. Bij een verondieping van orde 0,5 meter, de geschatte benodigde diepteaanpassing voor het herstel van de trapjeslijn kan, op basis van interpolatie, een afname van de chlorideconcentraties van globaal 100-300 mg/l worden verwacht. Deze waarden hebben betrekking op tijdsgemiddelde concentraties over een volledige doortijdspringtij cyclus bij een Bovenrijnafvoer van 800 m³/s. Bij andere afvoeren en getijcondities kunnen deze waarden verschillen. Effecten op extreme waarden kunnen eveneens anders zijn. Geconcludeerd wordt, dat een herstel van de trapjeslijn kan leiden tot een reductie van de zoutgehalten, welke van dezelfde grootte is als de geldende normen voor het zoutgehalte van het rivierwater ter plaatse van de innamepunten.*

- 2 Het effect van uitgevoerde werken in het Noordelijk Deltabekken op de zoutindringing in dit bekken.
 - *Het in gebruik nemen van de Haringvlietsluizen heeft de verzilting van het Noordelijk Deltabekken sterk doen afnemen.*
 - *De doorsteek van de Beerdam (1997/1998) heeft geleid tot een beperkte verslechtering van de verzilting op een aantal, niet alle, meetlocaties in het Noordelijk Deltabekken.*

- 3 Studies naar het effect van toekomstige ontwikkelingen op de zoutindringing in het Noordelijk Deltabekken.
 - *De aanleg van Maasvlakte 2 (zonder verlenging van de Noorderdam), heeft geen gevolgen voor de zoutindringing en dus de verzilting van het Noordelijk Deltabekken.*
 - *De implementatie van het Kierbesluit is erop gericht om verzilting langs de Noordrand niet te doen verslechteren.*
 - *Klimaatverandering zal de zoutindringing in het Noordelijk Deltabekken doen toenemen. De mate waarin is sterk afhankelijk van hoe het klimaat zal veranderen, i.e. het gekozen klimaatscenario.*

2.3 “De verziltingsbestrijding op het Noordelijk Deltabekken na het inwerkingstellen van de Haringvlietsluizen” (Rijkswaterstaat, 1972)

Dit rapport behandelt de historische ontwikkeling van de verziltingstoestand van het Noordelijk Deltabekken en het effect van maatregelen zoals het in gebruik nemen van de Haringvlietsluizen en de aanleg van de trapjeslijn. Het rapport gebruikt de afvoer te Lobith waarbij de verziltende invloed van de zee merkbaar wordt als graadmeter voor de beschrijving van de verziltingstoestand van het Noordelijk Deltabekken. Twee definities worden gebruikt:

- De Bovenrijnafvoer, waarbij op de Nieuwe Maas ter plaatse van de Van Brienoordbrug de verziltende invloed van de zee onder gemiddelde getijomstandigheden tijdens hoogwaterstroomkentering nog net niet merkbaar is (Maatgevende Rijnafvoer genoemd),
- De Bovenrijnafvoer waarbij de Hollandsche IJssel verzilt. Deze afvoer is lager dan de Maatgevende Rijnafvoer omdat voor verzilting van de Hollandsche IJssel tijdens LW kentering de zeeïnvloed voor de monding van deze riviertak merkbaar moet zijn.

Tabel 2.1 geeft de historische ontwikkeling van deze kenmerkende Bovenrijnafvoeren, zoals te destilleren valt uit dit rapport.

| | Maatgevende Rijnafvoer | Verzilting Hollandsche IJssel |
|-----------------------------------------------------------------------|-------------------------------|--------------------------------------|
| 50er jaren vorige eeuw | 2200 m ³ /s | |
| halverwege 60er jaren vorige eeuw | 2700 m ³ /s | |
| eind 60er jaren vorige eeuw | 3500 m ³ /s | 1250 m ³ /s |
| begin 70er jaren vorige eeuw (na ingebruikname Haringvlietsluizen) | 1500 m ³ /s | 800 m ³ /s |
| 1973 (na gereedkomen trapjeslijn; schatting) | 1250 m ³ /s | |

Tabel 2.1 Historische ontwikkeling kenmerkende Bovenrijnafvoeren voor verzilting.

De toename van de maatgevende Rijnaflow in de 50er en 60er jaren van de vorige eeuw is een gevolg van verbredings- en verdiepingswerken in de Nieuwe Waterweg in het Rotterdamse Havengebied. Het in gebruik nemen van de Haringvlietsluizen heeft overduidelijk een enorme verbetering van de verziltingstoestand van het Noordelijk Deltabekken tot gevolg gehad. De aanleg/afroning van de trapjeslijn heeft volgens de in dit rapport gepresenteerde schatting de verziltingstoestand verder verbeterd. Wel dient bedacht te worden dat de aanleg van de trapjeslijn een grotere ingreep was (grotere verondiepingen tot gevolg had) dan het eventuele herstel van de trapjeslijn gegeven de huidige bodemligging in de Nieuwe Waterweg en de Nieuwe Maas.

2.4 “Trapjeslijn in de Nieuwe Waterweg en de Nieuwe Maas; Evaluatie periode 1973/1977 – 1987” (Rijkswaterstaat, 1988)

Deze nota van Rijkswaterstaat uit 1988 evalueert de effectiviteit van de trapjeslijn en beschrijft de aanleg van de trapjeslijn en de toenmalige stand van onderhoud van de trapjeslijn.

Waar het de effectiviteit van de trapjeslijn betreft, stelt de nota expliciet dat de trapjeslijn een effectief middel is om verzilting te bestrijden. Het bewijs voor deze stelling kan echter niet worden geleverd, omdat aanleg van de trapjeslijn plaats heeft gevonden gelijktijdig met het inwerkingstellen van de Haringvlietsluizen. Het is dus helaas niet mogelijk de gevolgen voor de zoutindringing van beide maatregelen afzonderlijk te scheiden op basis van metingen van zoutgehalten voor en na de afzonderlijke ingrepen. Onderzoek van het Waterloopkundig Laboratorium in het (eerste) Getijmodel Rijnmond, dat stelt dat de effectiviteit van de trapjeslijn gering is, wordt in deze nota bekritiseerd. Redenen, genoemd voor de onjuiste inschatting van de effectiviteit van de trapjeslijn, zijn volgens deze nota:

- De in dit modelonderzoek gebruikte T0 situatie is niet juist geweest. De bodemligging voor de T0 situatie is gebaseerd op lodingen van 1965-1966. Echter, na 1965 is de bodem van de Nieuwe Waterweg aanzienlijk verruimd. Dit houdt in dat in dit modelonderzoek niet het effect van bodemverhoging ten opzichte van de minst gunstige situatie van de Rotterdamsche Waterweg in de jaren '60 van de vorige eeuw is onderzocht.
- Het onderzoek in het Getijmodel Rijnmond is uitgevoerd voordat de zogenaamde “bewijsproef” was geleverd. De bewijsproef was de verificatie van het getijmodel Rijnmond, i.e. het “bewijs” dat het model de werkelijkheid reproduceerde.
- De randvoorwaardenbehandeling in dit modelonderzoek was niet optimaal. Het effect van bodemveranderingen in de rivierrandvoorwaarden is niet op een juiste manier meegenomen.

Over de *aanleg van de trapjeslijn* vermeldt deze nota dat bovenstrooms van Rotterdam (kml 1000.6 – 994.0) op enkele riviertrajecten de bodem is afgedekt met een laag grind. Benedenstrooms van Rotterdam is de trapjeslijn in eerste instantie aangelegd door het storten van onderhoudsspecie. Echter, het gevolg van dit zogenaamde rondbaggeren was een sterk toegenomen hoeveelheid onderhoud. Eind 1973 werd dan ook, op basis van een kostenvergelijking, afgestapt van het rondbaggeren maar werd grof zeezand, afkomstig uit het onderhoud van scheepvaartgeulen op zee, gebruikt om diepe putten op te vullen.

Over het *onderhoud van de trapjeslijn* stelt deze nota dat het voor het bestrijden van de zoutindringing niet noodzakelijk is voor het gehele traject de juiste “trapjeslijndiepte” te handhaven. Lokale drempels zijn, blijkens deze nota, net zo effectief. Voor deze drempels geldt dan wel het volgende:

1. De onderlinge afstand tussen de drempels bedraagt maximaal 2 km,
2. De kruin van de drempel dient gemiddeld 200 m breed te zijn,
3. De hoogte van de kruin mag niet dieper liggen dan de tredediepte ter plaatse,
4. De helling van de drempel moet liggen tussen 1:100 en 1:400.

Tussen de drempels mag de gemiddelde diepte de tredediepte met 1 m overschrijden. De maximale diepte mag de tredediepte met 2 m overschrijden.

Na aanleg van de trapjeslijn, gereedgekomen in 1976, is deze niet onderhouden. Gedurende de periode 1976 – 1986 hebben zich van Hoek van Holland tot de Botlekhavens (kml 1032.6 – 1014.0) doorgaande stroomgeulen ontwikkeld beneden het niveau van de trede. Dit wordt veroorzaakt doordat de doorstroomprofielen nog niet in evenwicht zijn met de stromingscondities. Gegeven het belang van de trapjeslijn als instrument om verzilting tegen te gaan beveelt deze nota aan de trapjeslijn op dit traject te herstellen. Voor het traject Botlekhaven - monding Hollandsche IJssel geldt dat de trapjeslijn in de periode 1976 – 1986 goed in stand is gebleven.

2.5 Rapporten droge zomers 1976 en 2003

2.5.1 “Droogterapport benedenrivierengebied; Evaluatie droogteperiode 1976” (Rijkswaterstaat, 1977)

Dit rapport beschrijft de verziltingstoestand in het Noordelijk Deltabekken en de indertijd genomen maatregelen om verzilting tegen te gaan. Prioriteit bij de verziltingsbestrijding lag bij het tegengaan van de verzilting van de Hollandsche IJssel. Het rapport stelt dat de afvoer door de Lek een belangrijke invloed heeft op het al dan niet verzilten van de Hollandsche IJssel. Bij extreem lage afvoeren is de Lekafvoer vergroot door via de stuw bij Driel water naar het westen te laten stromen. Over de effectiviteit van deze maatregel stelt het droogterapport dat dit niet goed is te kwantificeren.

Gedurende de droogteperiode 1976 is overwogen verzilting van de Hollandsche IJssel tegen te gaan door:

- Het tijdelijk afsluiten van het Spui,
- Het aanbrengen van een luchtbellenscherm in de Nieuwe Waterweg,
- Het tijdelijk afsluiten van de Oude Maas.

Uiteindelijk is besloten deze maatregelen niet uit te voeren vanwege “bijzonder karakter, discutabel voordeel, kosten, geluidshinder”.

Gedurende de droogteperiode 1976 is de stormvloedkering bij Krimpen aan den IJssel een 3-tal keren kortdurend gesloten om verzilting van de Hollandsche IJssel tegen te gaan. Het droogterapport stelt dat verzilting van de Hollandsche IJssel ten gevolge van opwaaiing op zee is tegen te gaan door de kering te sluiten. Echter, verzilting van de Hollandsche IJssel ten gevolge van zeer lage rivierafvoeren is moeilijk tegen te gaan door sluiting van de kering. De stormvloedkering kan niet gedurende lange tijd gesloten blijven in verband met de wateronttrekking te Gouda en de scheepvaart.

2.5.2 “Evaluatie droogteperiode 2003; Waterbeweging en Verziltiging (Rijkswaterstaat 2004)

Deze nota evalueert de droogteperiode van half juli 2003 tot eind oktober 2003. Gedurende deze periode heeft West-Nederland problemen gehad met de aanvoer van voldoende zoet water. Dit was dermate ernstig dat 26 augustus 2003 de waterinname te Gouda uit de Hollandsche IJssel is gestopt en zoet water uit het IJmeer werd aangevoerd via de zgn. Tolhuisroute. Vanaf 26 augustus werd bij Gouda (brak/zoet) water uitgeslagen in plaats van ingenomen.

De nota vergelijkt ook chlorideconcentraties berekend met Sobek voor de droogteperiode 2003 met de waargenomen chloridegehalten. Het patroon van verziltiging voor Krimpen aan den IJssel wordt redelijk gereproduceerd met uitzondering van een in de droogteperiode opgetreden storm. Voor de Hollandsche IJssel zelf geldt dat het erop lijkt dat het Sobek model de daar optredende chloridegehalten onderschat. Voor Beerenplaat en de inlaat te Bernisse geldt dat het Sobek model structureel te hoge concentraties voorspelt: gedurende de droogteperiode 2003 is gedurende 5 getijden de inlaat Bernisse verzilt terwijl het Sobek model 15 maal verziltiging voorspelt. Voor zowel Krimpen aan den IJssel als Bernisse geldt dat de invloed van een waterstandsverhoging op zee te sterk doorwerkt in de berekeningsresultaten.

De nota vergelijkt ook de droogteperiode 1976 met de droogteperiode 2003. Hoewel de gemiddelde Bovenrijnafvoer in 1976 lager was dan in 2003 en de chlorideconcentraties van het Bovenrijnwater in 1976 hoger waren lijkt het toch dat verziltiging van de Hollandsche IJssel in 2003 vaker voorkwam en ernstiger was dan in 1976.

2.6 “Onderzoek verdieping Nieuwe Maas met Zeedelta v8” (Royal Haskoning, 2002)

In dit rapport wordt een onderzoek beschreven naar de gevolgen van een verdieping van de Nieuwe Maas tussen kmr. 1013 (Botlek) en kmr. 1004 (Waalhaven) tot een baggerdiepte van 15 m. Om deze gevolgen in te schatten is het Zeedelta v8 model gebruikt. Er zijn 3-dimensionale berekeningen uitgevoerd met het simulatieprogramma TRIWAQ met en zonder voorgestelde verdieping. De berekeningen hebben betrekking op de situatie met een Bovenrijnafvoer van 1100 m³/s.

In het rapport wordt geen vergelijking met metingen gepresenteerd, waardoor niet kan worden vastgesteld hoe goed of hoe slecht het Zeedelta model gemeten chloride gehalten reproduceert. Voor een afvoer van 1100 m³/s geldt dat volgens metingen de punt van de zouttong tijdens hoogwaterkentering de van Brienenoordbrug bereikt en passeert. De berekeningen, zowel met als zonder verdieping, geven echter aan dat gedurende het gehele getij de punt van de zouttong de van Brienenoordbrug niet bereikt. Dit geeft aan dat de zoutindringingslengte in deze berekeningen vermoedelijk niet goed wordt voorspeld.

Voor Beerenplaat geldt dat de gepresenteerde Zeedelta berekeningen een constante achtergrondswaarde voor de chloriniteit laten zien.

Aangezien het zout in de berekeningen niet de van Brienenoordbrug en Beerenplaat bereikt geeft het rapport geen conclusies mbt verslechteren van de verziltigingsstoestand van het Noordelijk Deltabekken als gevolg van een verdieping.

2.7 “Oevers van de Nieuwe Waterweg; Advies over aanpassingen” (van der Wal, 2009)

Dit rapport behandelt voornamelijk het effect van kribben in de Nieuwe Waterweg en de onderhoudstoestand daarvan. Onderdeel van het rapport is het kwantificeren van het effect van nieuwe kribben in de bocht van Maassluis. Doelstelling van deze kribben is het vernauwen van het dwarsprofiel ter plaatse om daarmee de in deze bocht optredende sedimentatie tegengaan. Als neveneffect van een eventuele aanleg van kribben in de bocht van Maassluis wordt genoemd: " Een afname van de zoutindringing met 4 km (bij uitgebreide kribaanpassingen)".

Een afname van de zoutindringing met 4 km als gevolg van de aanleg van een beperkt aantal kribben kan worden gezien als alternatief voor herstel van de trapjeslijn. Echter, de reductie van de zoutindringingslengte met 4 km is gebaseerd op proeven in het Getijmodel Rijnmond. Een proef waarbij de gehele Nieuwe Waterweg is "gladgestreken" (alle aanwezige kribvakken volledig opgevuld; i.e. een breedte van de Nieuwe Waterweg gelijk aan de breedte tussen de kribkoppen) geeft in vergelijking met een proef waarbij alleen de kribben zelf aanwezig zijn een reductie van de zoutindringing met 4 km. Het lijkt onwaarschijnlijk dat plaatsing van een beperkt aantal kribben in de bocht van Maassluis een vergelijkbaar effect heeft. Wel zal de zoutindringing verminderen als gevolg van het plaatsen van kribben ter plaatse.

2.8 Samenvatting literatuuronderzoek

De belangrijkste ingreep in het Noordelijk Deltabekken, uit het oogpunt van verzilting van het Noordelijk Deltabekken, is het inwerkingstellen van de Haringvlietsluizen in 1970. Vlak voor ingebruikname van deze sluisen was de maatgevende Rijnaafvoer, d.i. de Rijnaafvoer waarbij tijdens HW kentering de punt van de zouttong juist de van Brienoordbrug bereikt, 3500 m³/s. Deze maatgevende afvoer daalde, als gevolg van het inwerkingstellen van de sluisen, naar 1500 m³/s.

Ook de aanleg van de trapjeslijn (of verondiepingen in het algemeen) heeft, blijkens de literatuur, een positief effect op het tegengaan van verzilting in het Noordelijk Deltabekken. Dit effect wordt nergens gekwantificeerd maar is aanmerkelijk kleiner dan het effect van de ingebruikname van de Haringvlietsluizen.

Overige historische of geplande ingrepen in het Noordelijk Deltabekken, zoals het openstellen van de Beerdam of de aanleg van Maasvlakte 2, hebben een uiterst kleine tot verwaarloosbare invloed op de verziltingstoestand van het Noordelijk Deltabekken.

Zeker niet verwaarloosbaar is het gevolg van een klimaatverandering. Dit heeft duidelijk een verslechtering tot gevolg. De mate van verslechtering wordt echter sterk bepaald door de keuze van het klimaatscenario.

Herstel van de trapjeslijn beoogt verzilting in het Noordelijk Deltabekken tegen te gaan. De literatuur noemt enkele alternatieven, die hetzelfde doel nastreven:

- Het aanleggen van spaarbekkens.
- Een bellenscherm in de Nieuwe Waterweg, dat wordt aangezet in geval van lage Bovenrijnafvoeren wanneer verzilting dreigt op te treden.
- Het (tijdelijk) afsluiten van de Oude Maas of het Spui.
- Een ander beheer van de stuw te Driel (tijdens de droge zomer van 1976 is ook daadwerkelijk middels een gewijzigd stuwbeheer meer water naar de Lek en minder naar het IJsselmeer gestuurd).

Deze alternatieven voor het herstel van de trapjeslijn zullen in een vervolg op deze studie naar de effecten van de trapjeslijn, de Zoetwaterverkenning Zuidwest Nederland, mogelijk worden beschouwd.

3 Uitgebreide data analyse zoutgehalten

3.1 Inleiding

In het vooronderzoek van de trapjeslijnstudie (Kuijper en v.d. Kaaij, 2009) is geconcludeerd dat de gemiddelde verziltingstoestand van het Noordelijk Deltabekken zeker niet is verslechterd vanaf 1970. Deze conclusie is gebaseerd op een afname van de gemiddelde chlorideconcentraties ter plaatse van de waterinname te Gouda en de waterinname te Beerenplaat (noodinlaat drinkwaterbedrijf Evides).

Afname in gemiddelde zin kan nog steeds een toename van het aantal extremen betekenen. Daarom worden in dit hoofdstuk chloridemetingen uit het vaste meetnet van Rijkswaterstaat geanalyseerd, waarbij ook gekeken wordt naar de grootte van extreme chlorideconcentraties, i.e. een maximale chlorideconcentratie zoals opgetreden binnen 1 getijperiode.

Om de maximale chlorideconcentratie te voorspellen is als 1ste een aantal regressiemodellen toegepast, zie Par. 3.2. Echter, hoewel het middels een neurale netwerk goed mogelijk bleek te voorspellen of een concentratie van 250 mg/l wordt overschreden, bleek het niet mogelijk het effect van een verondieping, het herstel van de trapjeslijn, te voorspellen. Vandaar dat in Par. 3.3 een trend analyse wordt gepresenteerd waarmee wel het effect van verondiepen kon worden afgeschat.

3.2 Regressieanalyse zoutindringing Noordelijk Deltabekken

3.2.1 Doelstelling regressieanalyse

In deze paragraaf worden de resultaten beschreven van een onderzoek waarbij op basis van meetdata diverse data-georiënteerde modellen zijn afgeleid voor het voorspellen van chlorideconcentraties op één of meerdere posities in het Noordelijk Deltabekken (NDB). Een introductie in data-georiënteerde modellen wordt gegeven in Appendix A van dit rapport.

Een belangrijk onderdeel van – en doelstelling in – dit onderzoek is het in *kwantitatieve* vorm vaststellen van het effect op de zoutindringing van veranderingen die in de laatste decennia hebben plaatsgevonden van de (bodem)ligging van de ‘trapjeslijn’ in de Nieuwe Waterweg en de Nieuwe Maas. Vanuit de fysica moet er zeker een effect van de trapjeslijn op de zoutindringing worden verwacht (hogere chloride concentraties voor grotere dieptes). In dit kader wordt aan de hand van een data analyse nagegaan hoe groot dit effect is, waarbij het dan wel nog de vraag is of uit de data überhaupt een significant effect kan worden vastgesteld, en/of in dat geval de effecten van verondiepingen onderscheiden kunnen worden van andere factoren die aan de zoutindringing bijdragen.

Aan het einde van dit hoofdstuk is een korte samenvatting te vinden van de conclusies die kunnen worden ontleend aan de hieronder in nader detail beschreven resultaten van het met behulp van met data-georiënteerde modellen uitgevoerde onderzoek naar zoutindringing in het Noordelijk deltabekken, en daarbij in het bijzonder het effect van de bodempositie (veranderingen) in de Nieuwe Waterweg.

3.2.2 Variabelen in de systeemrelaties voor zoutindringing NDB (Inventarisatie en selectie van kentallen)

Bij het selecteren en bewerken van meetgegevens van zoutconcentraties en de daarbij horende invloedsfactoren is een getijcyclus gekozen als "eenheid" t.a.v. de tijd. Een getijcyclus is hierbij gedefinieerd als het tijdsinterval van een laagwater te Hoek van Holland tot het eerste daaropvolgende laagwater. De lengte van deze tijdsintervallen is dan niet geheel constant in de tijd maar varieert rond een duur van ongeveer 12 uur en 25 minuten.

Per getij cyclus zijn één of meer representanten voor de doelvariabele en invloedsfactoren uit de (beschikbare) meetdata afgeleid. Voor sommige van die variabelen waren de metingen geheel of gedeeltelijk beschikbaar met een grotere tijdsresolutie, zoals bijvoorbeeld chlorideconcentratie per 10 *minuten*, of waterstanden die in overmaat per *uur* ter beschikking stonden. In één getijcyclus zijn voor zo'n variabele dan meerdere waarden beschikbaar waaruit dan echter één voor die cyclus representatief kental wordt gedestilleerd (zie hieronder). Voor andere invloedsfactoren was de meetdata met een veel lagere tijdsresolutie beschikbaar zoals bijvoorbeeld dagwaarden voor de afvoeren te Lobith. Die dagwaarde wordt dan 'direct' als representant voor de betreffende getijcyclus genomen.

Voor de doelvariabele (het chloridegehalte op een bepaalde positie in het NDB) zijn de volgende representanten denkbaar en deze zijn als zodanig in de analyses beschouwd:

- Het maximum Cl_{Max} van de chloride concentratie binnen een getijcyclus.
- Een "Chloride-event indicator", in de zin dat deze indicator de waarde 1 krijgt als binnen de getijcyclus door het chloride een bepaald kritisch niveau (zoals de hierboven genoemde 250 mg/l) wordt overschreden (hetgeen als een *event* of *pathologie* wordt beschouwd) en de waarde 0 krijgt in het andere geval (en er dan geen event of pathologie is opgetreden).

Voor de bovenstaande Cl-kentallen als doelvariabele zijn de volgende invloedsfactoren beschouwd. Ook deze kentallen zijn in de vorm van representanten per getijcyclus.

- *HL-parameter* als een maat voor het *verhang* over het NDB binnen een getijcyclus. Deze HL parameter bestaat uit het verschil van een hoogwater bij Hoek van Holland (in het midden van een getijcyclus) en het in de tijd daar dichtstbijzijnde laagwater te Moerdijk.
- *LH-parameters* aan begin en einde van de getijcyclus. Deze LH bestaat uit het verschil van een laagwater bij Hoek van Holland, en het in de tijd dichtstbijzijnde hoogwater te Moerdijk.
- *Hoogwaters* te Hoek van Holland.
- *Opzet waterstand* te Hoek van Holland ten tijde van hoogwater.
- *Afvoeren* te Lobith.
- Het *chloridegehalte* van bovengenoemde afvoeren die de achtergrondconcentratie representeert.
- Afvoeren van de Haringvlietsluizen
- *Meteo-parameters*, bijvoorbeeld windsnelheid en/of richting. Hiervoor was echter geen meetdata beschikbaar gesteld.
- Trajectgemiddelde *Dieptes (Vaargeul)* van vier NDB riviertakken namelijk (i)Nieuwe Waterweg: *kmr* 1032.6-1023.3, (ii)Nieuwe Waterweg: *kmr* 1023.3-1014.0, (iii)Nieuwe Maas: *kmr* 1014.0-1004.4, (iv)Nieuwe Maas: *kmr* 1004.4-1000.6. Voor een vijfde traject, (v)Nieuwe Maas: *kmr* 1004.4-994.0 waren voor de periode 2001-2006 geen dieptes beschikbaar.

Het op deze manier genereren van een voldoende groot aantal combinaties van gemeten doel- en bijhorende invloedsfactoren is voor elke NDB positie gedaan waar in het verleden routinematig chloride is gemeten. Per positie kunnen dan regressiemodellen (ofwel systeemrelaties) worden geïdentificeerd en gevalideerd.

3.2.3 Variabelen in de systeemrelaties voor zoutindringing NDB (Resultaten van gevoeligheidsanalyses)

Opzet gevoeligheidsanalyse van invloedsfactoren

Om de relatie tussen de invloedsfactoren en de zoutindringing in het NDB vast te stellen zijn verschillende regressiemodellen gebruikt. Een belangrijk aspect hierin is het vinden van een model met minimale complexiteit (en daarmee te verwachten maximale robuustheid). Die complexiteit is enerzijds bepaald door de wiskundige formulering (en het aantal daarin te schatten modelparameters), en anderzijds door het aantal invloedsfactoren. In dit onderzoek zijn regressiemodellen van verschillende complexiteit ingezet, variërende van 'eenvoudige' lineaire regressie, tot universele en generieke modelleertechnieken zoals neurale netwerken van het type MLP.

Op een systematische wijze is aan de hand van een gevoeligheidsonderzoek vastgesteld welke van de in de vorige sectie genoemde (en vooralsnog *potentiële*) invloedsfactoren daadwerkelijk bijdragen aan het voorspellen van het chloridegehalte op de locaties in het NDB waar chloride metingen in zowel kwantitatief als kwalitatief opzicht in voldoende mate beschikbaar zijn.

Bij het gebruik van regressiemodellen speelt in het bijzonder de representatie van de invoer en/of doelvariabelen een rol. Zo geldt bijvoorbeeld dat chlorideconcentraties zeer scheef verdeeld zijn, en dat dan beter diens logaritme (of andere transformatie) als te voorspellen grootheid (of target) kan worden genomen dan de 'oorspronkelijke' representatie.

Via het op een systematische wijze weglaten (of toevoegen) van een of meer invloedsfactoren is vervolgens nagegaan of zij voor het voorspellen van een chloridegehalte een wezenlijk toegevoegde waarde bezitten, of daarvoor niet van belang zijn en als invoer weggelaten kunnen worden.

Resultaten van een gevoeligheidsanalyse t.a.v. invloedsfactoren

Voor het modelleren van de $\log_{10}(Cl_{Max})$ van **Beerenplaat** werd daarbij t.a.v. (het belang van) de diverse potentiële invloedsfactoren het volgende gevonden:

- De afvoer te Lobith, Q_{Lobith} is één van de meest belangrijke invloedsfactoren. Voor het voorspellen van $\log_{10}(Cl_{Max})$ van tijd t is met name Q_{Lobith} van de tijd $t-4$ relevant. Hierbij moet bedacht worden dat de tijdstap Δt tussen twee opvolgende discrete tijden t en $t+1$ (ongeveer) 12.42 uur is en dat daarmee $t-4$ dus ongeveer 2 dagen terug is t.o.v. een 'actuele' tijd t . Deze 2 dagen komen goed overeen met de looptijd van Lobith naar de monding van het NDB. Het toevoegen aan de invoer van de regressiemodellen van de Q_{Lobith} van $t-5$ en $t-3$ (en daarmee uitbreiden van het 'geheugen') gaf een verdere, zij het beperkte, verbetering.

- Het meenemen van de chlorideconcentratie Cl_{Lobith} te Lobith van $t-4$ levert een lichte verbetering voor de modelvoorspellingen van $\log_{10}(Cl_{Max})$. Een langer geheugen voor de Cl_{Lobith} geeft geen enkele toegevoegde waarde. De beperkte invloed van Cl_{Lobith} is mogelijk het gevolg van het relatief klein zijn van deze “achtergrondconcentratie” ten opzichte van de extremen in het chloride zoals die hier bij de Beerenplaats (en ook elders in het “zoute deel” van het NDB) worden gevonden.
- De hoogwaters, H_{HvH} , van Hoek van Holland vormen een andere zeer belangrijke invloedsfactor. Opvallend hierbij is de grote toegevoegde waarde van een lang geheugen in deze grootheid. Het bleek lonend om bij het voorspellen van $\log_{10}(Cl_{Max})$ van een actuele tijd t alle hoogwaters H_{HvH} vanaf t tot (terugwaards in de tijd) en met $t-6$ mee te nemen als invoer in de regressiemodellen. Dat wil zeggen: een geheugen in de hoogwaters van 3 dagen terug in de tijd.
- Het daarna toevoegen van de HL en LH parameters gaf slechts lichte verbeteringen van de modeluitkomsten. Voor HL is het niet zinvol om naast diens waarde op tijd t meer geheugen toe te voegen. Voor LH geldt hetzelfde zij het dat van deze invloedsfactor zowel de waarde aan het begin, als de waarde aan einde van een getijcyclus wordt meegenomen.
- Dezelfde bevindingen als in het hier bovenstaande aandachtspunt werden gevonden t.a.v. het wel of niet meenemen van de opzet ΔH_{HvH} te - en ten tijde van de hoogwaters van - Hoek van Holland.
- Opvallend is dat het toevoegen van de afvoeren $Q_{H'vliet}$ van de Haringvlietsluizen een praktisch gesproken verwaarloosbaar effect sorteert op de voorspelkwaliteit van het chloridegehalte bij de Beerenplaat. Mogelijk is dit een gevolg van het feit dat bij lage afvoeren (kleiner dan $1100 m^3/s$) de Haringvlietsluizen dicht staan. Er is dan geen relatie te verwachten. Anderzijds, bij hoge afvoeren wordt er wel gespuid maar dan treedt er geen verzilting op van Beerenplaat; en is er dus eveneens geen éénduidige relatie.
- Van de 4 (zonder gaten in de metingen) beschikbare dieptes van NDB riviertakken bleek alleen die van de Nieuwe Waterweg, kmr 1032.6-1023.3, een niet verwaarloosbare invloed uit te oefenen op de voorspellingen voor het chloride van de Beerenplaat. Hierbij moet worden opgemerkt dat dit traject in de monding van de Nieuwe Waterweg het enige van die 4 is met “significante” diepteveranderingen. Zie hiervoor Figuur 3.7 die verderop in dit hoofdstuk is te vinden.

Samenvattend is bij het ‘definitief’ modelleren van de $\log_{10}(Cl_{Max})$ van de **Beerenplaat** van tijd t de volgende invoer gebruikt:

$$\{ HL(t) ; LH[t-1,t] ; HW_{HvH}[t-6,t] ; \Delta HW_{HvH}[t-1,t] ; Q_{Lobith}[t-5,t-3] ; Cl_{Lobith}(t-4) ; D_1(t) \} \quad (3.1)$$

De invoer wordt in het vervolg voor het gemak kortweg met \vec{x}_t^{BP} aangeduid.

3.2.4 Resultaten van modellering $\log_{10}(Cl_{Max})$ van Beerenplaat

Voor het modelleren van de doelvariabele $y := \log_{10}(Cl_{Max})$ op basis van de invloedsfactoren \vec{x}_t^{BP} (zoals samengevat met Vergelijking 3.1), waren meetdata beschikbaar voor het tijdsinterval van 13 januari 1983 tot en met 31 december 2005 (kortweg: 1983 tot en met

2005). Dat tijdsinterval omvat 16208 getijcycli maar vanwege gaten in de data bleven 14916 getijcycli over voor het kalibreren van regressiemodellen.

Van de diverse geteste regressiemodellen worden hieronder voor drie varianten de resultaten van hun calibratie getoond. Met toenemende complexiteit van de modelformulering zijn dat

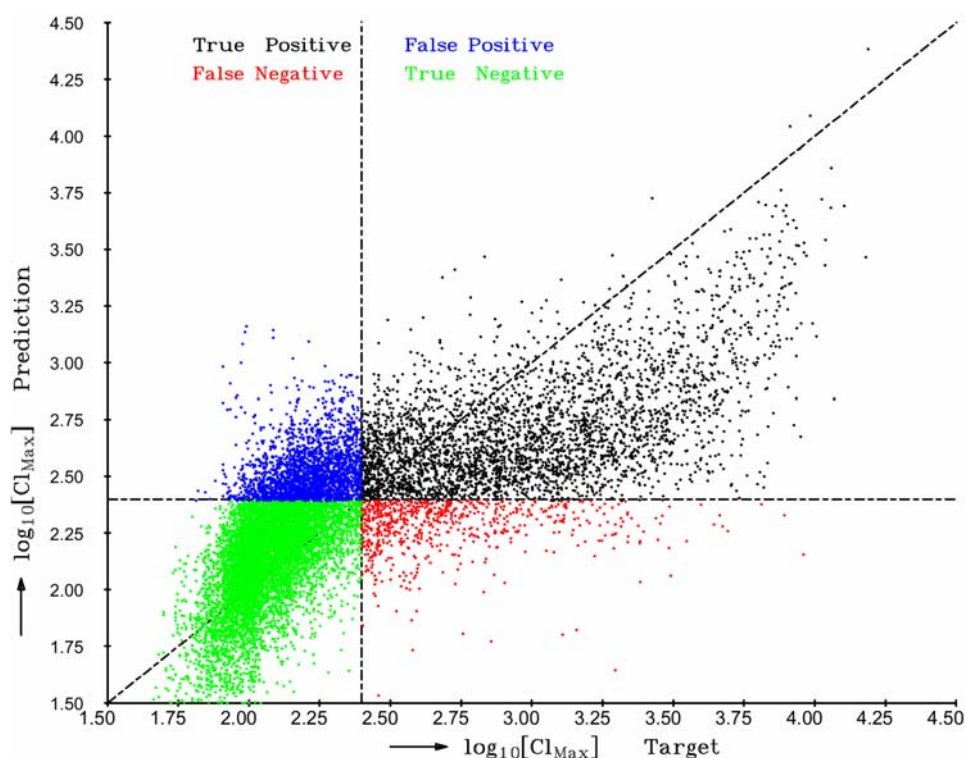
- (1) Een "standaard" lineair model,
- (2) Een niet-lineaire uitbreiding van dat lineaire model met hogere (tot en met derde) orde polynoom termen, en
- (3) Een niet-lineair neuraal netwerk van het type MLP (Multi Layer Perceptron).

Een beschrijving van de gebruikte regressiemodellen is gegeven in Appendix B.

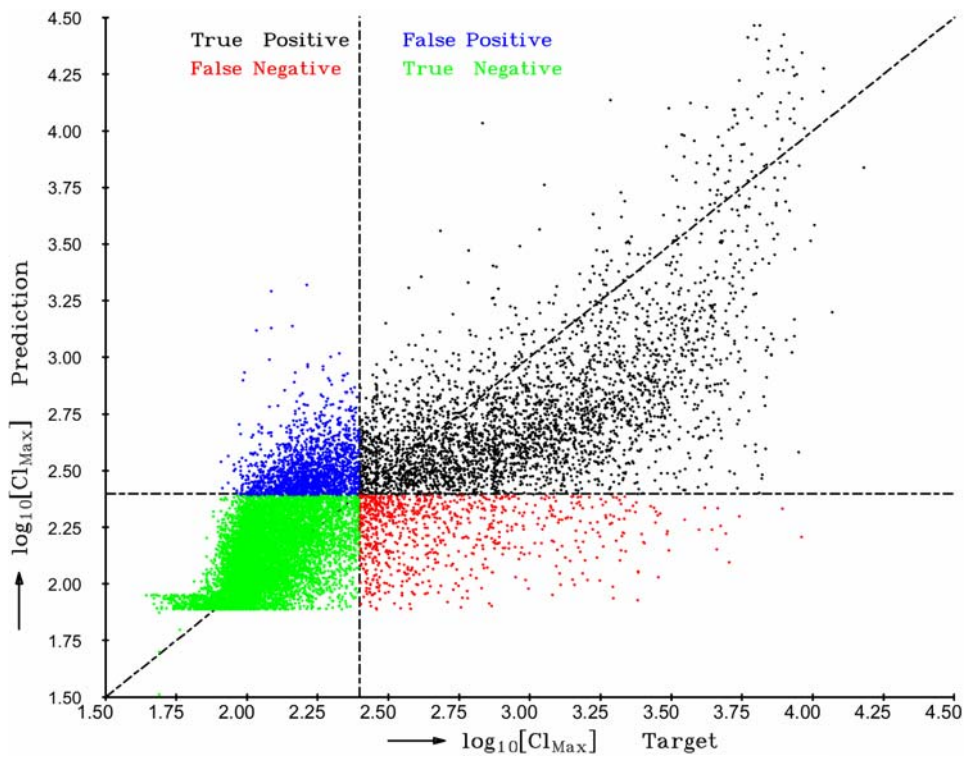
De resultaten van de uitgevoerde regressieanalyses worden getoond in Figuur 3.1 - Figuur 3.3 in de vorm van zgn scatterplots. De in deze figuren gebruikte kleuren worden toegelicht in Par. 3.2.5.

Bij een perfect regressiemodel is de terugvoorspelling (de prediction in figuren Figuur 3.1 - Figuur 3.3) identiek aan de oorspronkelijke meting (de target in Figuur 3.1 - Figuur 3.3) en liggen dus alle punten op een rechte lijn onder 45 graden.

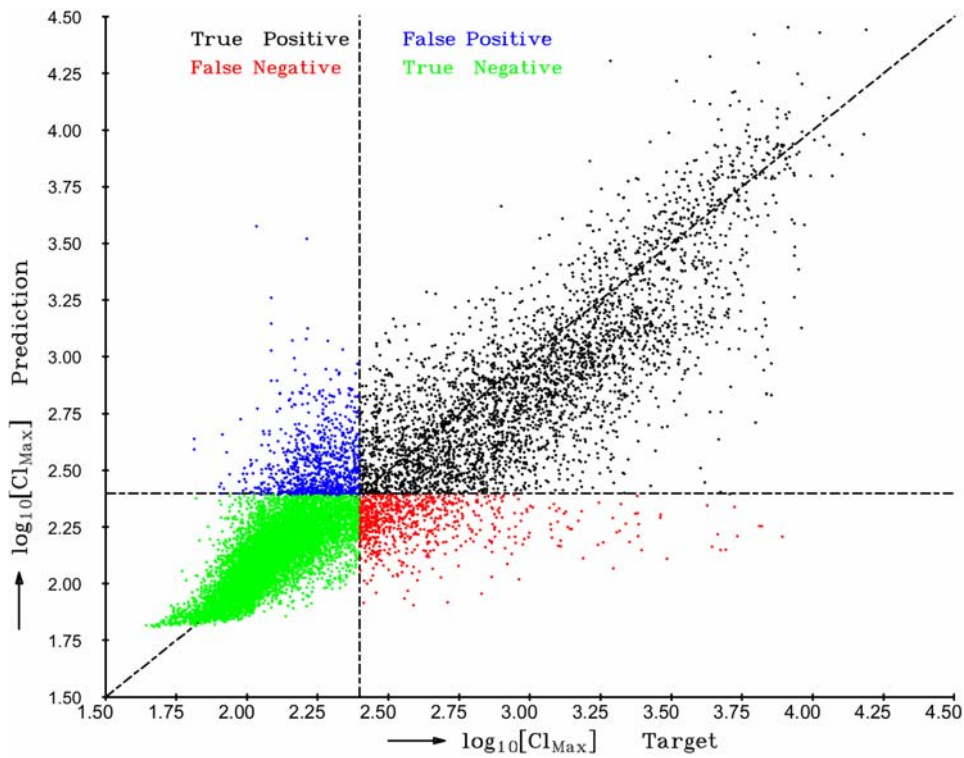
Voor Figuur 3.1 geldt dat de punten zich rond een parabolachtige kromme spreiden. Daarnaast is de spreiding rond deze parabolachtig kromme erg groot. Dit geeft aan dat een lineair model niet afdoende is voor het modelleren van de onderliggende fysische processen.



Figuur 3.1 Scatterplot van terugvoorspelde en waargenomen $\log_{10}(Cl_{Max})$ van de Beerenplaat bij een lineair regressiemodel.



Figuur 3.2 Scatterplot van terugvoorspelde en waargenomen $\log_{10}(Cl_{Max})$ van de Beerenplaat bij een niet lineair regressiemodel.



Figuur 3.3 Scatterplot van terugvoorspelde en waargenomen $\log_{10}(Cl_{Max})$ van de Beerenplaat bij een MLP-model.

Voor Figuur 3.2 geldt dat de puntenwolk zich wel lijkt te concentreren rond de lijn onder 45 graden. Echter, de spreiding rond deze lijn is nog steeds groot. Het MLP model, Figuur 3.3, heeft aanmerkelijk minder spreiding tot gevolg en kan dus gezien worden als het beste model.

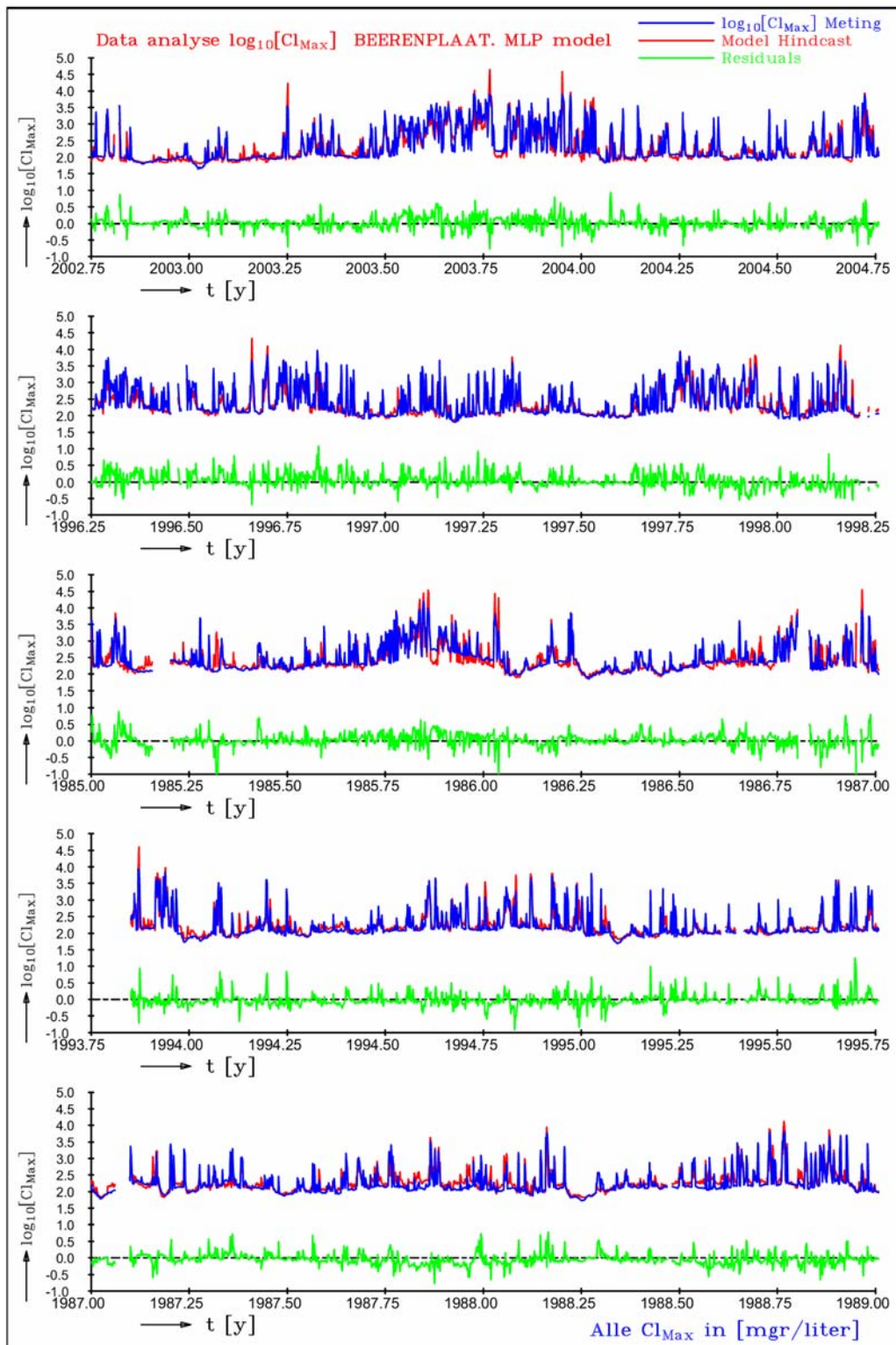
Naast de hierboven getoonde scatterplots kan de kwaliteit van de gekalibreerde modellen eveneens geïnspecteerd worden aan de hand van figuren van tijdreeksen. Hier worden dergelijke tijdreeksen gepresenteerd voor het MLP-model en de resultaten zijn te vinden in Figuur 3.4 - Figuur 3.6. In elke van deze figuren zijn 5 deelperiodes van de tijdspanne 1983 tot 2006 weergegeven. In elke deelfiguur zijn in één grafiek drie tijdreeksen te vinden. Dat zijn:

- De gemeten $\log_{10}(Cl_{Max})$ van de Beerenplaat. Deze zijn in het **blauw** weergegeven.
- De terugvoorspelling van die $\log_{10}(Cl_{Max})$ volgens het MLP-model. Deze is in het **rood** weergegeven.
- De residuen, ofwel het verschil $\log_{10}(Cl_{Max})|_{Meting} - \log_{10}(Cl_{Max})|_{MLP}$ van de gemeten en terugvoorspelde doelvariabele. Deze residuen zijn in het **groen** getekend.

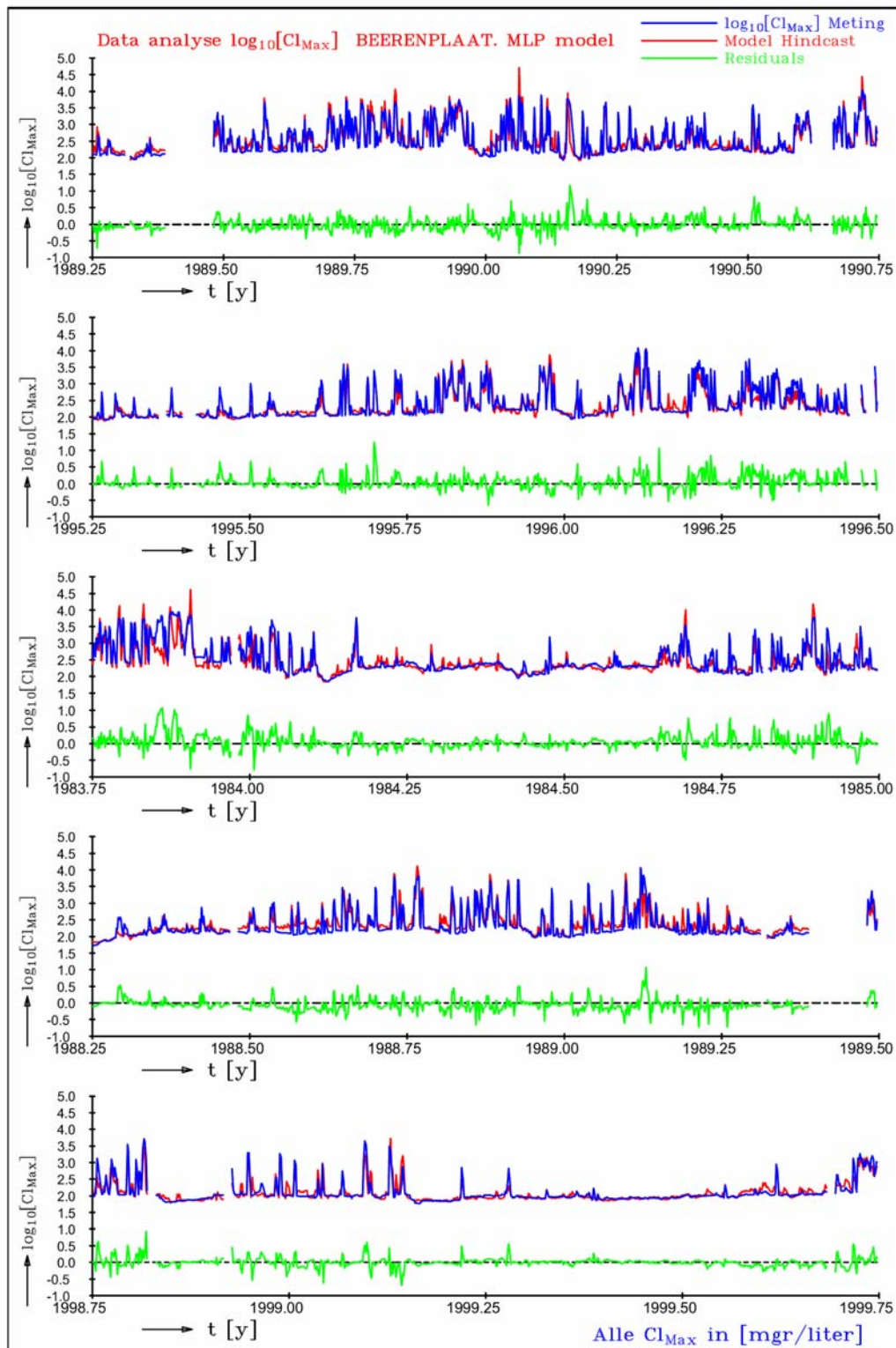
Bij het aanmaken van deze figuren is eerst de MLP-terugvoorspelling getekend en daarna de gemeten tijdreeks. Als gevolg wordt de MLP-reeks gemaskeerd door de gemeten reeks op tijdsintervallen waar deze in grote mate samenvallen. Op deze manier geldt dan dat het model het beste presteert op tijdsperiodes waar het minste rood te zien is. Op die (deel)periodes zullen eveneens de kleinste waarden van de in het **groen** getekende residuen optreden.

In Figuur 3.4 zijn dergelijke resultaten te zien voor deelperiodes van telkens 2 jaar (waarbij het tijdsinterval tussen twee rasterpunten op de tijd-as 3 maanden is). Hierbinnen kunnen vanwege afwezigheid van data een of meer gaten in de reeksen optreden. Voor Figuur 3.5 geldt hetzelfde alleen varieert hier het tijdsvenster van anderhalf tot één jaar. In Figuur 3.6 zijn de tijdsvensters telkens een half jaar (met een tijdsinterval van 1 maand tussen twee t -rasterpunten), en deze figuur is vooral bedoeld om in meer detail de overeenkomsten en/of verschillen tussen metingen en terugvoorspelling te kunnen nagaan.

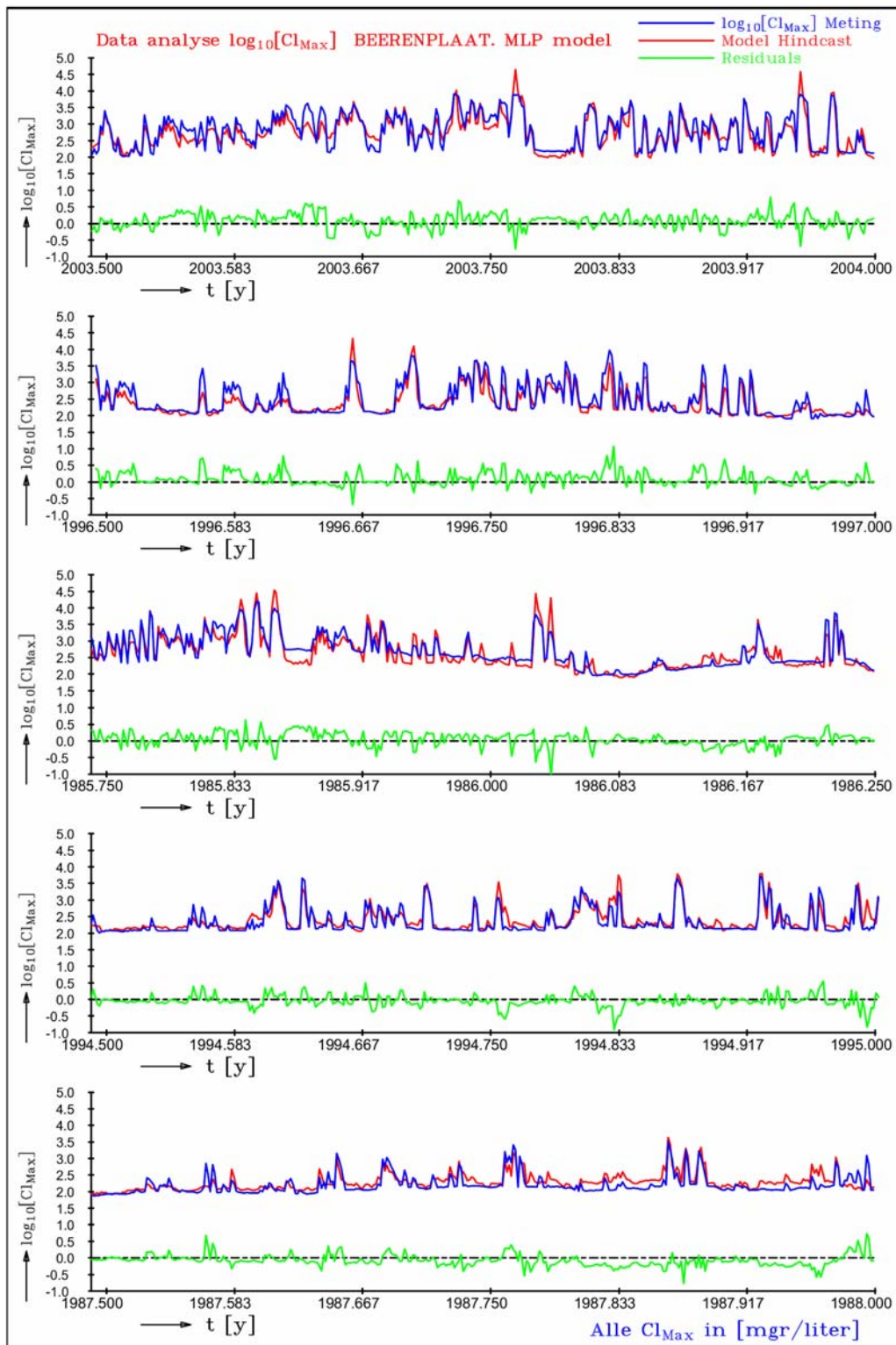
De figuren met de tijdreeksen laten zien dat er op detail niveau weliswaar vaak nog aanzienlijke verschillen kunnen optreden, maar dat anderzijds de dynamiek in het tijdsverloop goed door het model worden herkend.



Figuur 3.4 Gemeten $\log_{10}(Cl_{Max})$ (blauw) en overeenkomstige terugvoorspelling volgens het MLP-model (rood) voor een aantal deelperiodes van 2 jaar. In het groen is het verschil getekend. Het tijdsinterval tussen rasterpunten langs de t-as komt overeen met een tijdsinterval van 3 maanden.



Figuur 3.5 Gemeten $\log_{10}(Cl_{Max})$ (blauw) en overeenkomstige terugvoorspelling volgens het MLP-model (rood) voor een aantal deelperiodes van anderhalf tot 1 jaar. In het groen is het verschil getekend. Het tijdsinterval tussen rasterpunten langs de t-as komt overeen met een tijdsinterval van 3 maanden.



Figuur 3.6 Gemeten $\log_{10}(Cl_{Max})$ (blauw) en overeenkomstige terugvoorspelling volgens het MLP-model (rood) voor een aantal deelperiodes van een half jaar. In het groen is het verschil getekend. Het tijdsinterval tussen rasterpunten langs de t-as komt overeen met een tijdsinterval van 1 maand.

3.2.5 'Event' classificatie en diagnostiek

Tot dusverre hebben we in het opzetten, kalibreren, en vervolgens 'valideren' van de regressiemodellen ons volledig gericht op de nauwkeurigheid waarmee de doelvariabele (hier $\log_{10}(C_{L_{Max}})$) in 'absolute zin' gereproduceerd kan worden. Uiteraard is dit een belangrijk issue omdat hoe nauwkeuriger dit kan, des te veelzijdiger het model voor diverse (al dan niet operationele) praktijktoepassingen kan worden ingezet.

Eén zo'n voor de praktijk zeer relevante toepassing zou kunnen bestaan uit het in near real time voorspellen van chlorideconcentraties, om vervolgens op basis van die voorspellingen na te gaan of er dermate hoge concentraties verwacht worden dat het innemen van drinkwater moet worden stopgezet. Anderzijds kan op eenzelfde manier diagnostiek gewenst zijn die het weer kunnen innemen van drinkwater rechtvaardigt.

Beslissingen ten aanzien van het wel of niet kunnen innemen van drinkwater zijn vrij strikt, in de zin dat het wel of niet overschrijden van 250 mg/l alles bepalend is. De mate van een over- of onderschrijding (ofwel de 'absolute' waarde van de concentratie) doet er dan niet of nauwelijks meer toe. Dat betekent dat in dergelijke gevallen alleen *events* van belang zijn. Hier bestaat een event er dan uit dat in een getijcyclus een drempel D wordt overschreden en hieraan wordt de waarde 1 toegevoegd. Een non-event is dat er geen drempeloverschrijding in de getijcyclus plaats vindt en daaraan wordt de waarde 0 toegekend.

Voor de in de vorige sectie afgeleide modellen wordt nu hun competentie voor het voorspellen van events en non-events nagegaan, ofwel hoe goed zij kunnen *classificeren* t.a.v. onder- en overschrijdingen van een kritische chloridewaarde. Voor de keuze $D=250$ mg/l voor de drempel D , zijn in kwantitatieve vorm de resultaten van die classificatie weergegeven in de drie hieronder staande tabellen. Tabel 3.1 is voor het lineaire regressie model, Tabel 3.2 voor de niet-lineaire extensie van dat standaard lineaire model, en Tabel 3.3 is voor het MLP-model.

De betekenis van die tabellen is als volgt. Voor elke beschikbare getijcyclus (waarvan er in totaal 14916 waren) is voor een drempel $D=250$ *mg/l* nagegaan of de gemeten $\log_{10}(C_{L_{Max}})$ wel of niet de met D overeenkomstige drempel $D^* := \log_{10}(D) \approx 2.39794$ heeft overschreden. Dit leverde 4124 events (overschrijding van de drempel D^*), en 10792 non-events (geen overschrijding van D^*). Een dergelijke classificatie is ook gedaan voor de, eveneens 14916, model(terug)-voorspellingen. Per getijcyclus kan dan één van de volgende vier, elkaar wederzijds uitsluitende, situaties optreden:

- Een **True Positive (TP)**. Dit is het geval als er volgens de metingen een event is opgetreden, en dat dit ook volgens het model zo is. Ofwel: zowel de gemeten als met het model berekende $\log_{10}(C_{L_{Max}})$ overschrijden de drempel D^* . In de scatterplots van Figuur 3.1 - Figuur 3.3 zijn deze punten in het **zwart** weergegeven.
- Een **False Positive (FP)**. Dit is het geval als er volgens het model een event is opgetreden, terwijl dat volgens de metingen niet zo is. In de scatterplots van Figuur 3.1 - Figuur 3.3 zijn deze punten in het **blauw** weergegeven.
- Een **False Negative (FN)**. Dit is het geval als er volgens het model geen event is opgetreden, terwijl er volgens de metingen wél een event is. In de scatterplots van Figuur 3.1 - Figuur 3.3 zijn deze punten in het **rood** weergegeven.

- Een **True Negative (TN)**. Dit is het geval als er zowel volgens het model als volgens de metingen geen event is opgetreden. In de scatterplots van Figuur 3.1 - Figuur 3.3 zijn deze punten in het **groen** weergegeven.

In de tabellen zijn dan de aantal gevonden TP, FP, FN, en TN te vinden. In het ideale geval van een perfecte classificatie door een model zou hier moeten gelden dat TP=4124, FP=0, FN=0, en TN=10792. De tabellen laten zien dat dit zeker niet het geval is. T.a.v. de TP en FN zijn de verschillen tussen de modellen beperkt, en is de score acceptabel. Echter aan de hoge FP-waarden voor het lineaire en niet-lineair uitgebreide model wordt herkend dat deze modellen (veel) te veel *onjuiste* events voorspellen. In overall opzicht is het MLP-model dan het meest "betrouwbaar". Als maat voor diens nauwkeurigheid kan worden gemeld dat deze 89% van alle gevallen juist classificeert. Die 89% volgt uit de fraktie (TP + TN)/Totaal, met dat Totaal gelijk aan TP + TN + FP + FN = 14916. Al met al heeft het MLP-model daarmee een heel behoorlijke voorspelkracht voor event-detectie.

| | | Event (P/N) volgens observaties | | Totaal |
|----------------------------------|----------|---------------------------------|----------|--------|
| | | Positief | Negatief | |
| Event (P/N) Volgens Voorspelling | Positief | 3434 | 2396 | 5830 |
| | Negatief | 690 | 8396 | 9086 |
| Totaal | | 4124 | 10792 | 14916 |

Tabel 3.1 Event classificatie volgens het lineaire regressiemodel

| | | Event (P/N) volgens observaties | | Totaal |
|----------------------------------|----------|---------------------------------|----------|--------|
| | | Positief | Negatief | |
| Event (P/N) Volgens Voorspelling | Positief | 3295 | 1797 | 5092 |
| | Negatief | 829 | 8995 | 9824 |
| Totaal | | 4124 | 10792 | 14916 |

Tabel 3.2 Event classificatie volgens het niet-lineair uitgebreide regressiemodel

| | | Event (P/N) volgens observaties | | Totaal |
|----------------------------------|----------|---------------------------------|----------|--------|
| | | Positief | Negatief | |
| Event (P/N) Volgens Voorspelling | Positief | 3351 | 864 | 4215 |
| | Negatief | 773 | 9928 | 10701 |
| Totaal | | 4124 | 10792 | 14916 |

Tabel 3.3 Event classificatie volgens het MLP-model

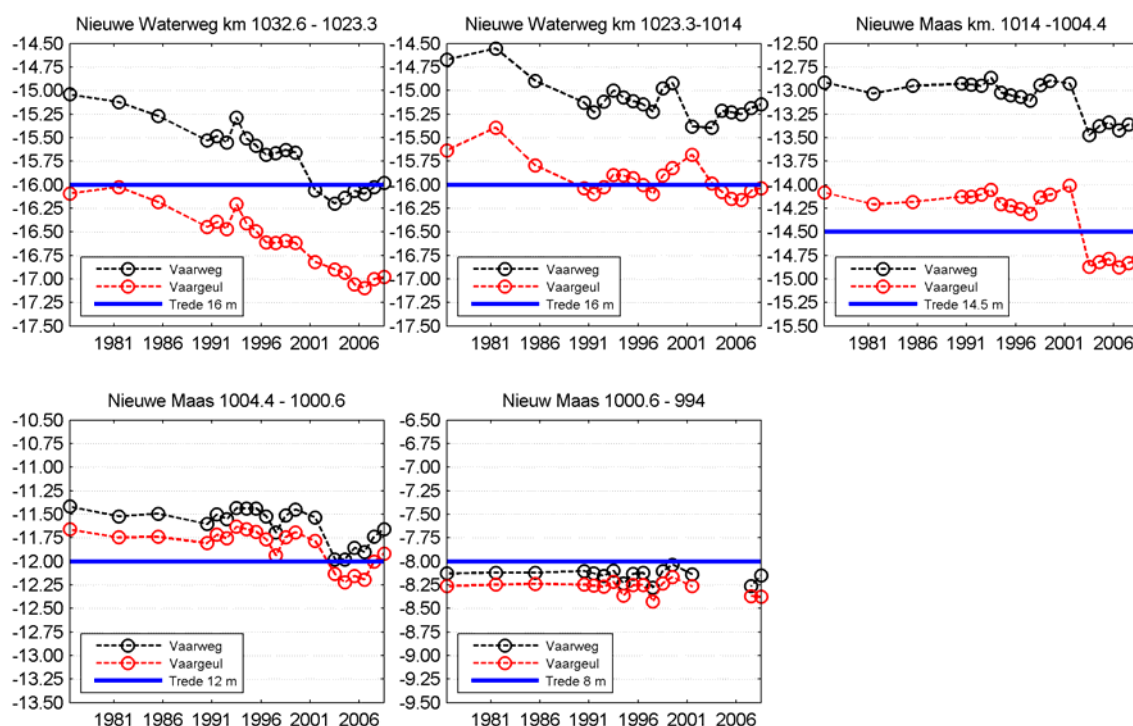
3.2.6 Effecten van verondiepingen in de Nieuwe Waterweg

Figuur 3.7 toont voor een aantal trajecten in de Nieuwe Waterweg en de Nieuwe Maas het tijdsverloop van de bodem vanaf 1976. De positie van de bodem is daarin gegeven ten opzichte van NAP en als gevolg hebben de bodemposities negatieve waarden. De bij een *bodempositie* horende *diepte* is dan minus de waarde die langs de verticale assen zijn uitgezet. Als we de bodempositie met z weergeven geldt voor de diepte d dan derhalve dat $d = -z$.

Één van deze bodemposities z , die van de Nieuwe Waterweg *kmr* 1032.6-1023.3 (en hierbij de in het rood getekende verticale positie van de Vaargeul), is als invloedsfactor gebruikt in

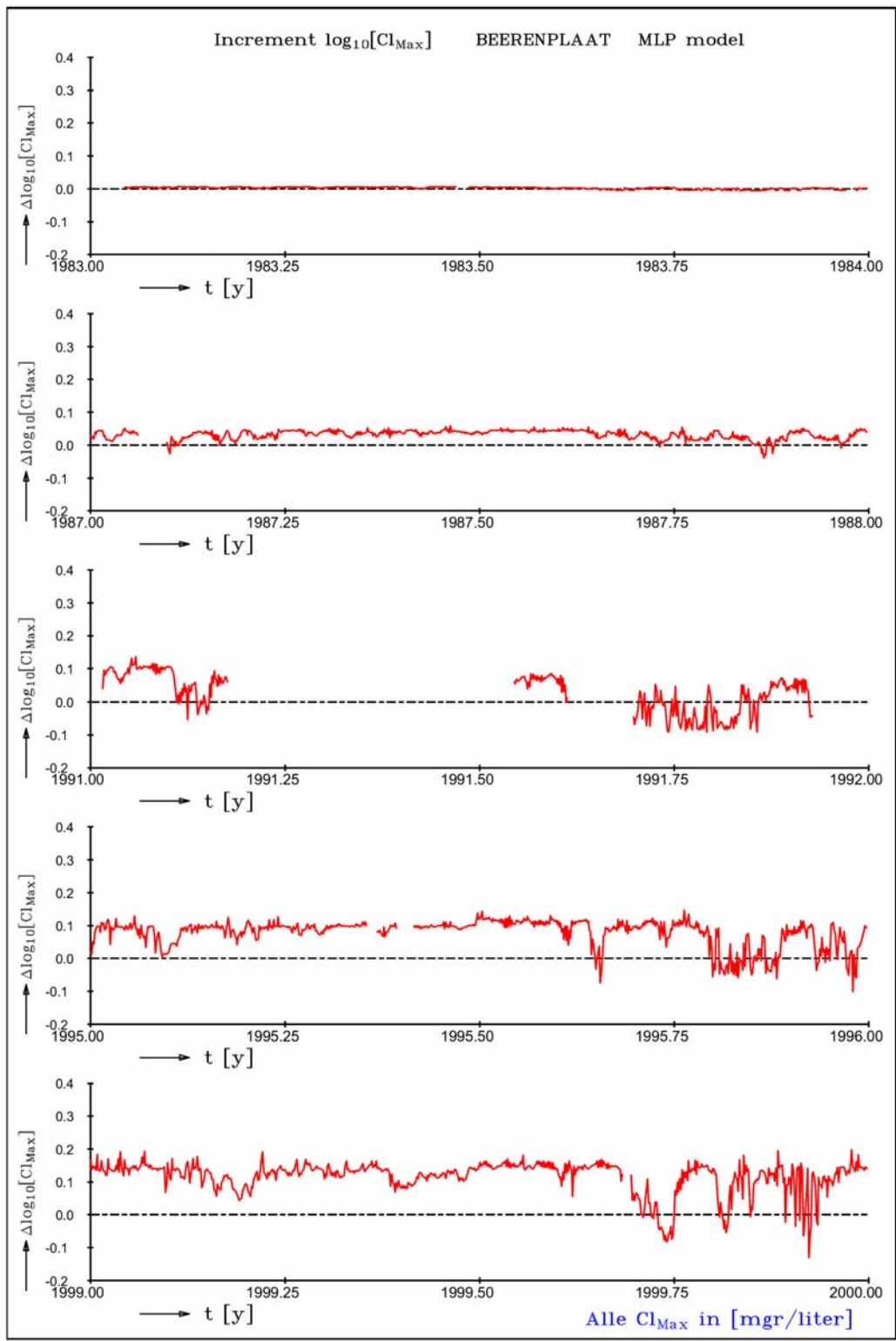
de opzet van de regressiemodellen die hierboven gepresenteerd zijn voor het modelleren van het chloridegehalte bij de Beerenplaat. In de onderstaande figuur is te zien dat de *diepte* geleidelijk groter is geworden t.o.v. de diepte van 16.0 meter die hoort bij het trede niveau van $z_{Trede} = -16.0\text{ m}$ (zie de blauwe horizontale lijn) zoals dat in de 70er jaren van de vorige eeuw is aangelegd volgens de "trapjeslijn" definitie. Een belangrijke vraag is of die autonome verdieping een wezenlijk effect heeft gehad op de zoutindringing. Vanuit fysisch oogpunt wordt verwacht dat dit dieper worden tot hogere chloride concentraties heeft geleid. Het is daarbij echter geenszins duidelijk in welke (kwantitatieve) mate dat het geval is. In deze sectie wordt het hierboven afgeleide MLP model voor de $\log_{10}(Cl_{Max})$ gebruikt om hier, voor zo ver mogelijk, een uitspraak over te doen.

De hiervoor gevolgde procedure is als volgt. In (een kopie van) de meetdata zijn vanaf begin 2003 de daadwerkelijk gemeten bodemposities van de Nieuwe Waterweg, *kmr* 1032.6-1023.3, alle 'teruggezet' op de waarde -16.0 meter conform het oorspronkelijke trede-niveau. Dit terugzetten representeert daarmee een plaatselijke verondieping. Het kiezen van 2003 als begin van deze 'virtuele systeemgreep' heeft te maken met het feit dat vanaf 2003 de gemiddelde diepte in de monding van de Nieuwe Waterweg ongeveer (en vanaf dan min of meer constant) 1 meter beneden het tredenniveau is.

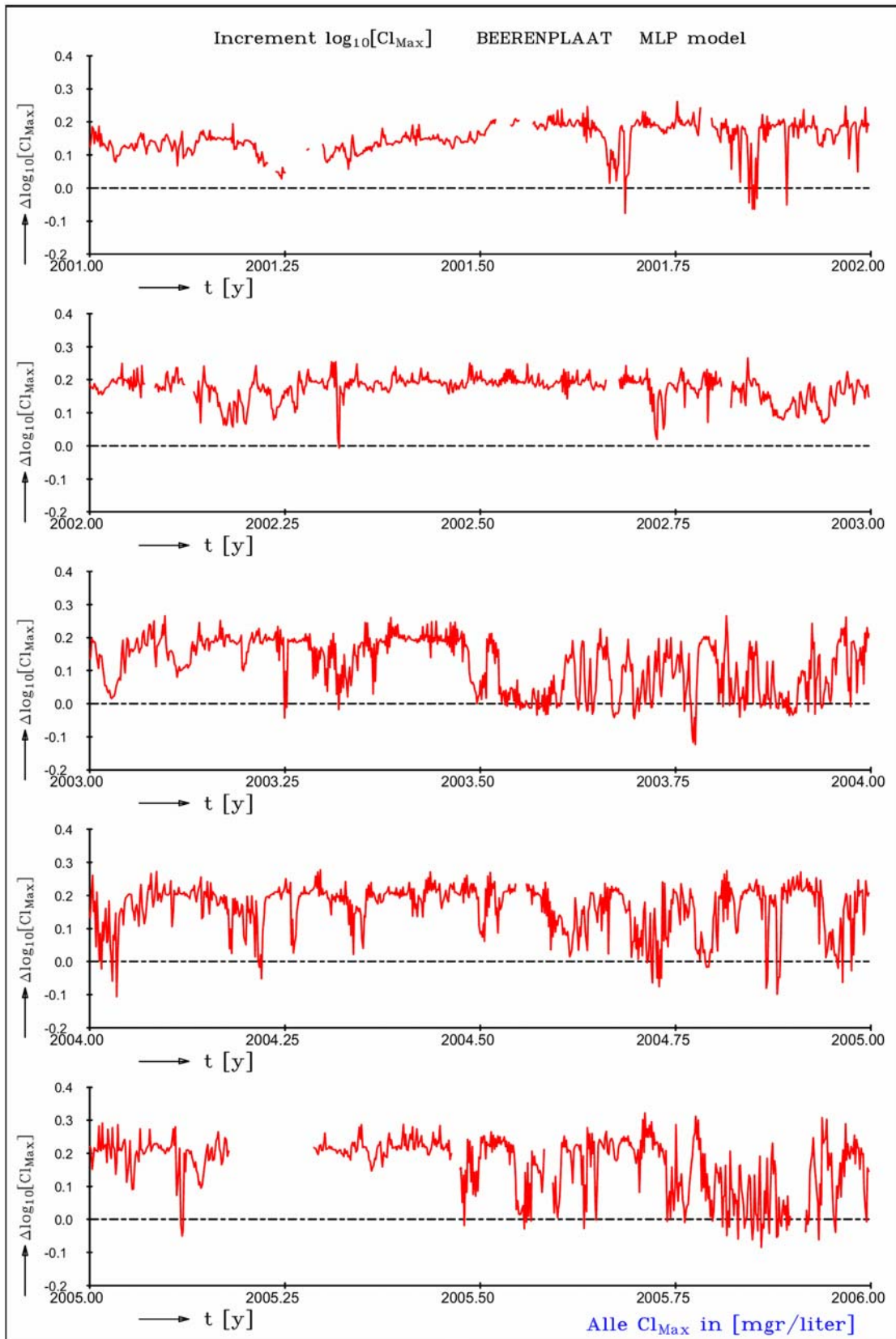


Figuur 3.7 Tijdsverloop van de diepte in een aantal trajecten in de Nieuwe Waterweg en Nieuwe Maas.

Met deze aangepaste bodempositie, maar met gelijkblijvende overige invloedsfactoren, is vervolgens het MLP-model toegepast voor het genereren van voorspellingen van de $\log_{10}(Cl_{Max})$ van de Beerenplaat. Effectief resulteert dit in een voorspelling van chlorideconcentraties behorend bij een intacte trapjeslijn. Door deze voorspellingen te vergelijken met de modeluitkomsten voor de niet-aangepaste bodem kan het effect van (puur) de bodemverandering worden nagaan, zie Figuur 3.8 en Figuur 3.9.



Figuur 3.8 Tijdsverloop van $\Delta \log_{10}(Cl_{Max})$ volgens het MLP-model, bij een verondieping in de Nieuwe Waterweg..



Figuur 3.9 Tijdsverloop van $\Delta \log_{10}(Cl_{Max})$ volgens het MLP-model, bij een verondieping in de Nieuwe Waterweg

Figuur 3.8 en Figuur 3.9 laten zien dat (nog even afgezien van het teken) de grootte van $\Delta \log_{10}(Cl_{Max})$ toeneemt met de grootte van de Δz . Ofwel: $\Delta \log_{10}(Cl_{Max})$ neemt toe met de mate van de aangebrachte verondieping (ten aanzien van de gemeten bodempositie). In 1983, en in de eerste paar jaren daarna, is de aangebrachte verondieping Δz vrijwel nihil ($\Delta z \approx 0$ omdat de bodem zich toen nog op of nabij het tredeniveau bevond), en worden eveneens verwaarloosbare veranderingen $\Delta \log_{10}(Cl_{Max})$ gevonden. Zie hiervoor de bovenste twee panelen in Figuur 3.8. Qua grootte staan deze $\Delta \log_{10}(Cl_{Max})$ in schril contrast met , die van de onderste panelen in Figuur 3.9 voor de jaren vanaf 2003. Voor die jaren gelden (in absolute waarde) de grootste aanpassingen Δz , en wel ter grootte van ongeveer 1 meter.

Het bijzondere aan de in deze figuren getoonde veranderingen $\Delta \log_{10}(Cl_{Max})$ is, dat in tegenstelling tot een op fysische gronden te verwachten *afname* van de chlorideconcentratie, er juist een *toename* wordt gevonden. Het is dan de vraag wat de oorzaak van dit contra-intuïtief modelgedrag is. Hierop wordt in de volgende paragraaf meer detail ingegaan.

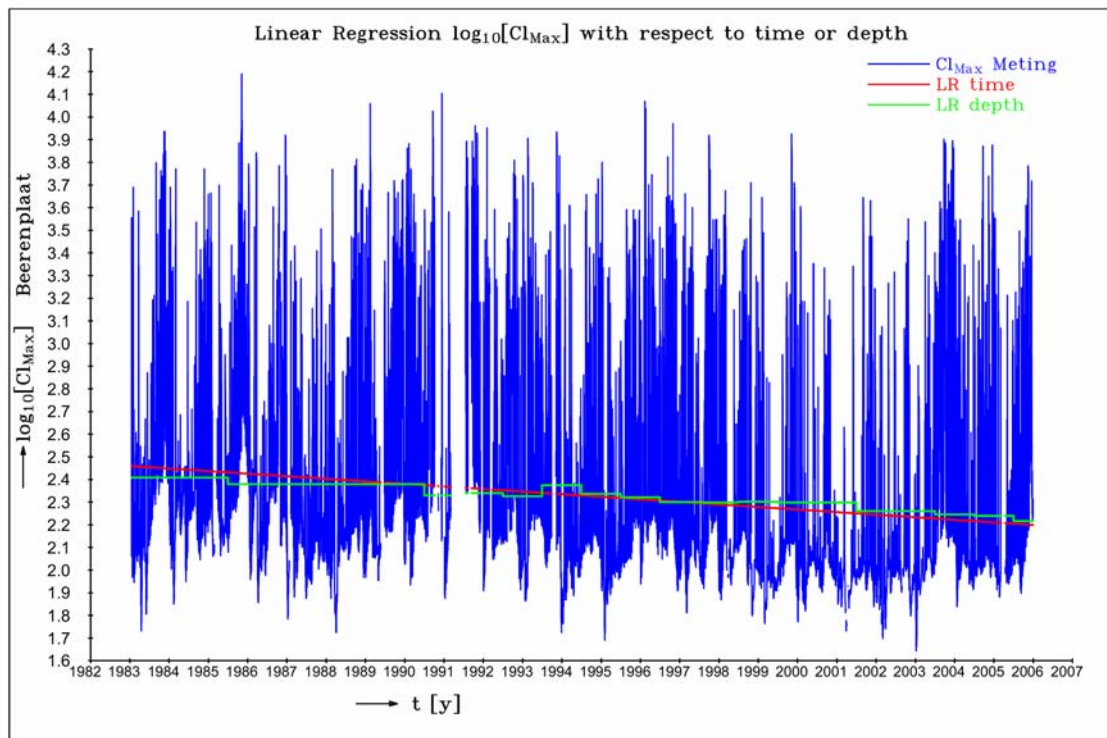
Trend analyse van $\log_{10}(Cl_{Max})$ Beerenplaat

De resultaten van een eerste nadere analyse doen vermoeden dat een tot nu toe niet opgemerkte temporele trend in het gemeten chloride van de Beerenplaat tot de hierboven gesignaleerde discrepantie heeft geleid. Als toelichting en motivatie wordt het volgende vermeld. Op de chloride data $\log_{10}(Cl_{Max})$ zijn twee afzonderlijke lineaire regressies uitgevoerd volgens:

1. $\log_{10}(Cl_{Max})(t) = \alpha_0 + \alpha_1 \cdot t$ met t de tijd van de meting
2. $\log_{10}(Cl_{Max})(t) = \beta_0 + \beta_1 \cdot D_1(t)$ met $D_1(t)$ de diepte in de Nieuwe Waterweg

Het eerste regressie model representeert een lineaire functie van het chloride als functie van de *tijd*, terwijl in het tweede regressiemodel de *diepte* in de Nieuwe Waterweg als verklarende variabele is gebruikt. Er wordt (nogmaals) op gewezen dat voor de hier gedefinieerde *diepte* $D_1(\cdot)$ geldt dat deze als volgt gedefinieerd is ten aanzien de bodempositie $z_1(\cdot)$ (t.o.v. NAP):
 $D_1(t) := -z_1(t)$.

Het resultaat van deze regressies is te zien in Figuur 3.10. De regressielijnen van beide modellen laten beide een dalende trend zien in het chloride, en de trends van beide modellen (rode en groene lijn) komen in vrij grote mate met elkaar overeen.



Figuur 3.10 Resultaten van een lineaire regressie van $\log_{10}(Cl_{Max})$ van de Beerenplaat versus de tijd (rode lijn) en versus de diepte in de Nieuwe Waterweg (groene lijn).

Voor α_1 werd een schatting $\hat{\alpha}_1 = -0.0113$ gevonden. Uit $\log_{10}(Cl_{Max})(t) = \alpha_0 + \alpha_1 \cdot t$ volgt dan via $\Delta \log_{10}(Cl_{Max})(t) = \alpha_1 \cdot \Delta t$ een *afname* van $\log_{10}(Cl_{Max})$ met 0.0133 *per jaar*.

Voor $\hat{\beta}_1$ volgde de waarde -0.187, ofwel een *afname* van $\log_{10}(Cl_{Max})$ met 0.187 per meter *verdieping*, hetgeen hetzelfde is als een *toename* van $\log_{10}(Cl_{Max})$ met 0.187 per meter *verondieping*. Zowel kwalitatief (in de zin van een discrepantie met de fysica) als kwantitatief (de grootte van $\frac{\Delta \log_{10}(Cl_{Max})}{\Delta D_1} = -0.187$) opzicht komt dit resultaat “zeer goed” overeen met de bevindingen zoals die hierboven aan de hand van de Figuur 3.8 en Figuur 3.9 zijn geformuleerd op basis van de daar toegepaste verondieping van ongeveer één *meter*.

Een essentieel punt bij dit alles is dat het verloop van de bodempositie (en dus ook de diepte) in de Nieuwe Waterweg *kmr* 1032.6-1023.3 een vrijwel lineair verloop in de tijd heeft. In die zin zijn bij een regressie de tijd en de diepte volledig uitwisselbaar als invloedsfactor. Als gevolg is nu het vermoeden dat bij de calibratie van het regressiemodel de (in grote mate) lineaire trend in de diepte (*mis*)bruikt is geworden om een (weliswaar lichte) *dalende* temporele trend in de gemeten $\log_{10}(Cl_{Max})$ te fitten. Hierbij geldt dan wel de (nog niet nader getoetste) hypothese dat in alle andere invloedsfactoren zo'n trend niet aanwezig is, en het MLP derhalve geen andere keuze had dan de diepte als verklarende variabele aan te wijzen. Het heeft zich daarbij niet bekommerd om fysica, en op een wiskundige manier een zich *verdiepende bodem* gebruikt om een *dalende trend in het chloride* te bewerkstelligen.

3.2.7 Samenvatting en conclusies regressieanalyse

1. Op basis van de exercities die met de data-georiënteerde modellen voor de $\log_{10}(Cl_{Max})$ nabij de Beerenplaat zijn uitgevoerd werd gevonden dat de hoogwaters van Hoek van Holland en de afvoer van Lobith (de meest) belangrijke invloedsfactoren zijn. Voor de hoogwaters is het opvallend dat het in de modellen meenemen van een lang geheugen (tot 3 dagen terug) tot aanzienlijk betere resultaten leidt. Ook opmerkelijk is de weinig of geen toegevoegde waarde van het meenemen van de afvoer van de Haringvlietsluizen als een invloedsfactor.
2. Voor een adequate modellering van $\log_{10}(Cl_{Max})$ blijkt een standaard lineair regressiemodel niet afdoende. Met niet-lineaire uitbreidingen zijn weliswaar verbeteringen mogelijk, maar de fysica lijkt dermate complex dat het niet eenvoudig is om "handmatig" een geschikte, en in hoge mate optimaal presterende analytische formulering te vinden. Daarom zijn hier de perspectieven nagegaan van gegeneraliseerde regressietechnieken in de vorm van neurale netwerken van het type MLP. Van alle geteste regressiemodellen werden hiermee (inderdaad) de beste resultaten gevonden.
3. De tijdreeksen waarmee de met het MLP-model terugvoorspelde $\log_{10}(Cl_{Max})$ werden vergeleken met de overeenkomstige gemeten waarden laten zien dat het hier van de data afgeleide model redelijk tot goed in staat is om die chloride maxima te voorspellen.
4. Naast het in een absolute zin toetsen van de regressiemodellen is via een diagnostische analyse de nauwkeurigheid van de modellen nagegaan voor classificatie, met hier die classificatie ten aanzien van het (kunnen voorspellen van) wel of niet optreden van events. Een event is gedefinieerd als het binnen een getijcyclus door het chloridegehalte overschrijden van een kritisch niveau D , waarbij hier werd gekozen voor $D=250 \text{ m-gr/l}$. Voor het MLP werd gevonden dat aantal juiste classificaties vrijwel 90% bedraagt. Dat betekent dat in 9 van de 10 gevallen het wel of niet optreden van een drempeloverschrijding correct voorspeld wordt.
5. (i) In de tijdreeks van de $\log_{10}(Cl_{Max})$ van de Beerenplaat werd een in de tijd (licht) dalende trend gevonden.

Tegelijkertijd geldt:

- (ii) Sinds halverwege de 70^{er} jaren van de vorige eeuw zijn de veranderingen (en daarmee opgetreden afwijkingen van de tredenniveaus van de Trapjeslijn) in de *bodempositie* z in de monding van het NDB verreweg het grootst voor het "eerste" traject, bestaande uit Nieuwe Waterweg, *kmr* 1032.6-1023.3. Die verandering is in de tijd in vrijwel lineaire vorm verlopen, en om en nabij 2003 was op die manier de *diepte* d (waarbij $d=-z$) met ongeveer 1 *meter* toegenomen t.o.v. het oorspronkelijke tredenniveau.

Bij het kalibreren van de regressiemodellen lijkt de *stijgende* trend in de *diepte* (zie 5(ii)) gebruikt te worden voor het zo nauwkeurig modelleren van de *dalende* trend in het *chloride*. (zie 5(i)). Dit gebruik moet echter worden gezien als een *misbruik* (ondanks dat daardoor een beter model wordt gevonden) omdat vanwege fysica een *verdieping* zou moeten leiden tot juist *hogere* chloride concentraties.

Het is mogelijk dat er in de andere invloedsfactoren geen temporele trends optreden die door de hier gebruikte modellen kan worden gebruikt voor het verklaren van de dalende trend in $\log_{10}(Cl_{Max})$. Dit moet nog nader onderzocht worden, met in het bijzonder voor het chloride van Lobith dat wel degelijk eveneens een dalende trend lijkt te bezitten. Het is dan echter nog steeds mogelijk dat de correlatie ("gelijkenis") van de $\log_{10}(Cl_{Max})$ -Beerenplaat met de trend in de diepte veel groter is dan diens correlatie met het chloride van Lobith. Bij regressiemodellen krijgt dan de eerst genoemde de voorkeur als verklarende variabele. Het gevolg is dat dan weer de hierboven geconstateerde fysische

inconsistentie optreedt en dat volgens het model bij toenemende diepte toch het chloridegehalte afneemt.

Zolang de dalende trend in $\log_{10}(Cl_{Max})$ niet op een *fysisch consistente* wijze kan worden gerelateerd aan de één of andere invloedsfactor, zal bij het opzetten van regressiemodellen de diepte in de waterweg altijd ‘de schuld krijgen’ van de trend in $\log_{10}(Cl_{Max})$. In dat geval zal het op deze manier, d.w.z. aan de hand van alleen data, *niet mogelijk* zijn om éénduidig en betrouwbaar vast te stellen wat de effecten van bodemveranderingen zijn op het chloride van de Beerenplaat.

3.3 Voortgezette trend analyse chloride metingen van Lobith, Beerenplaat en Krimpen aan den IJssel

3.3.1 Inleiding

Deze paragraaf bevat de resultaten van een analyse t.a.v. het vaststellen of er al dan niet temporele trends zijn opgetreden in de chloride-gehalten zoals die gemeten zijn bij de Beerenplaat en Krimpen aan den IJssel. In het vervolg zal worden uitgegaan van een lineaire trend. Dat betekent dat het tijdsverloop van een chloride-tijdreeks Cl van de volgende vorm wordt verondersteld:

$$Cl(t) = L(t) + Cl^*(t) \quad \text{met} \quad L(t) := \alpha_0 + \alpha_1 \cdot t \quad (3.1)$$

Hierin is $L(\cdot)$ een in de tijd lineair verlopende functie die een lange termijn (over meerdere jaren) trend in de data weergeeft. De functie $Cl^*(\cdot)$ is het aan $L(\cdot)$ complementaire gedeelte. Voor die $Cl^*(\cdot)$ moet dan gelden dat de tijdschalen van variaties (aanzienlijk) kleiner zijn dan de tijdsspanne van de data. Bij de hier beschouwde data is die tijdsspanne in de orde van 20 jaar.

In het bijzonder zijn kwantitatieve schattingen van een trend gewenst. In bovenstaande vergelijking is die trend gerepresenteerd door de parameter α_1 die de lange termijn toe- of afname van het chloride weergeeft (via $\Delta Cl(t) = \alpha_1 \cdot \Delta t$). Om de significantie van een trend vast te stellen is het eveneens belangrijk dat voor een schatting $\hat{\alpha}_1$ eveneens een (bijvoorbeeld 95%) betrouwbaarheidsinterval kan worden afgeleid.

In dit geval worden dergelijke trend analyses toegepast op gemeten chloride tijdreeksen van/bij de Beerenplaat en Krimpen aan den IJssel. In deze analyse worden echter niet alle ‘individuele’ metingen (met een tijdsresolutie van één meting per uur, maar soms met langere tussenpozen) gebruikt, maar heeft een “lichte” vorm van aggregatie plaatsgevonden. Iets preciezer: de tijd is ingedeeld in getijperiodes, waarbij hier een getijperiode gedefinieerd is als het tijdsinterval vanaf een laagwater bij Hoek van Holland tot het eerst daarop volgende hoogwater aldaar. Van de chlorides is per periode het maximum en de gemiddelde waarde geselecteerd. Op de tijdreeksen van de maxima en de gemiddelde waarden is de trend analyse toegepast.

Op deze manier was data beschikbaar vanaf begin 1983 tot aan het einde van 2005 (16208 getijperiodes van elke ongeveer 12 uur en 24 minuten). Voor een aantal tijdsintervallen in die

periode ontbraken echter de gewenste metingen. In die zin zijn de data sets $\{t_n, Cl_{Max}(t_n)\}_{n=1}^N$ noch volledig, en eveneens niet strikt equidistant in de tijd.

3.3.2 Toegepaste techniek voor de trend analyse

Voor het vinden van een trend, zoals de hierboven genoemde helling α_1 in een lineaire trend, wordt vaak een modelmatige aanpak gevolgd. Bij het model van Vergelijking 3.1 (met de lineaire component $L(\cdot)$) zou dat kunnen door de α_1 via een kleinste kwadraten methode te schatten. Voor α_1 geldt dan dat voor diens schatting de waarde $\hat{\alpha}_1$ wordt genomen waarvoor de 'kostenfunctie',

$$J := \sum_{n=1}^N (Cl_{Max}(t_n) - \alpha_0 - \alpha_1 \cdot t_n)^2 \quad (3.2)$$

minimaal is. Er moet echter worden bedacht dat formeel gesproken (met formeel in de zin van stochastische/statistische theorie) dit kleinste kwadraten criterium gebaseerd is op een aanname dat de variaties van de data (rondom een eventuele lange termijn trend, of andere 'deterministische' componenten) Gaussisch verdeeld zijn. Voor chloride data is dat beslist niet het geval omdat deze Cl -waarden in zeer grote mate scheef verdeeld zijn. Zo zijn de Cl -maxima vaak gepiekt, en daarbij qua waarde onevenredig veel groter dan het gemiddelde van de Cl . De Cl -minima zijn daarbij vaak maar weinig kleiner dan het gemiddelde.

Een manier om met die scheefheid rekening te houden zou kunnen bestaan uit het afleiden van de verdelingsfunctie van die residuen. Op basis van die (dan niet-Gaussische) verdelingsfunctie kan dan de met 3.2 overeenkomstige te minimaliseren kostenfunctie worden afgeleid. Het 'probleem' is echter het vinden van zo'n geschikte verdelingsfunctie, en de daaruit volgende kostenfunctie die aanzienlijk ingewikkelder zal worden.

Om deze afhankelijkheid van de statistische eigenschappen van de data te omzeilen is voor een andere, en in het bijzonder *verdelingsvrije* methodiek voor trend analyse gekozen. Hier is die gebaseerd op de zogenaamde Mann-Kendall methode waarmee getoetst kan worden op een trend in tijdreeksdata. Deze methode wordt beschreven in Appendix C.

3.3.3 Resultaten voor Beerenplaat en Krimpen aan den IJssel

3.3.3.1 Maximale chlorideconcentraties

Trends, in mg per liter per jaar, in de maximale optredende chlorideconcentraties per getijperiode voor meetstations Beerenplaat en Krimpen aan den IJssel worden gegeven in Tabel 3.4. Een positieve trend betekent een toename in de tijd van de maximale chlorideconcentraties terwijl een negatieve trend een afname in de tijd van de maximale chlorideconcentraties impliceert.

| | Beerenplaat (-2.25 m NAP) | | | Krimpen aan den IJssel (-4 m NAP) | | |
|-----------------------------------------------------------------------|---------------------------|----------------------|----------------|-----------------------------------|----------------------|----------------|
| | Gemiddelde trend | 95 % Betrouwbaarheid | | Gemiddelde trend | 95 % Betrouwbaarheid | |
| | | Ondergrens | Bovengrens | | Ondergrens | Bovengrens |
| Maximale chloride concentratie | -3.6 mg/l/jaar | -3.7 mg/l/jaar | -3.4 mg/l/jaar | -3.2 mg/l/jaar | -3.1 mg/l/jaar | -3.3 mg/l/jaar |
| Maximale chloride concentratie (gecorrigeerd voor achtergrond Lobith) | +0.5 mg/l/jaar | +0.4 mg/l/jaar | +0.7 mg/l/jaar | +1.8 mg/l/jaar | +1.7 mg/l/jaar | +1.9 mg/l/jaar |

Tabel 3.4 Trends in maximale chloride concentraties te Beerenplaat en Krimpen aan den IJssel (alle metingen in de periode 1983 – 2005)

Uit de tabel blijkt dat bij zowel Beerenplaat als Krimpen aan den IJssel de gemeten maximale chlorideconcentraties zijn afgenomen in de tijd. Het kleine verschil tussen de gemiddelde trend en de 95% onder en bovengrens van de trend geeft aan dat de trend statistisch significant is.

Wanneer wordt gecorrigeerd voor de achtergrondconcentratie te Lobith, waarmee effectief het zoutgehalte volgend uit zoutindringing vanuit zee wordt verkregen, dan wordt zowel voor Beerenplaat als Krimpen aan den IJssel een positieve trend gevonden. Dit betekent dat, hoewel de gemeten maximale zoutconcentraties zijn afgenomen, de zoutindringing vanuit zee is toegenomen.

3.3.3.2 Gemiddelde chlorideconcentraties

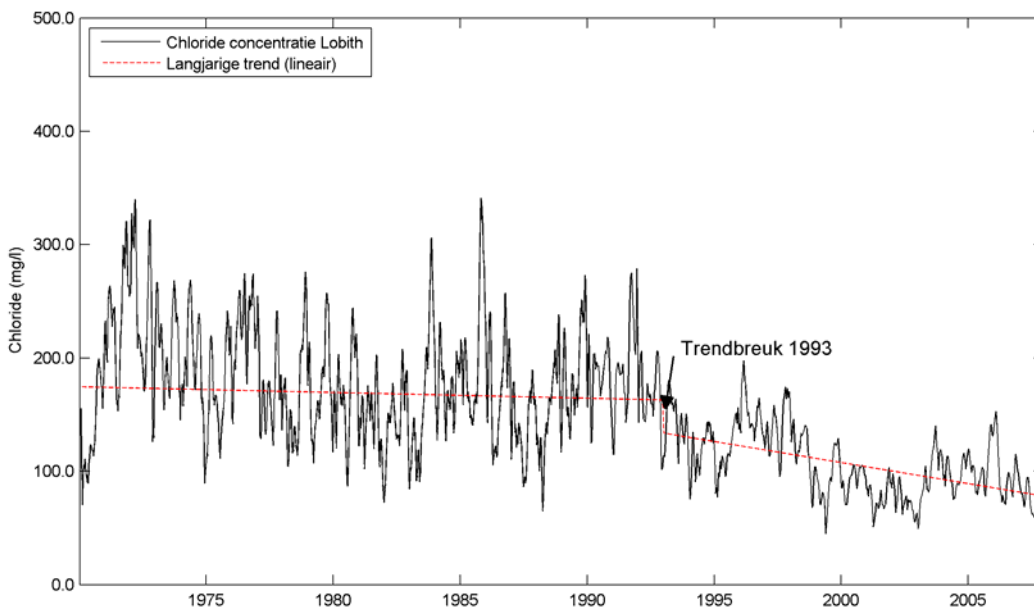
Trends in de over een getijperiode gemiddelde chlorideconcentraties worden gegeven in Tabel 3.5.

| | Beerenplaat (-2.25 m NAP) | | | Krimpen aan den IJssel (-4 m NAP) | | |
|---------------------------------------------------------------------|---------------------------|----------------------|----------------|-----------------------------------|----------------------|----------------|
| | Gemiddelde trend | 95 % Betrouwbaarheid | | Gemiddelde trend | 95 % Betrouwbaarheid | |
| | | Ondergrens | Bovengrens | | Ondergrens | Bovengrens |
| Tijdsgemiddelde concentratie | -3.0 mg/l/jaar | -3.2 mg/l/jaar | -2.9 mg/l/jaar | -2.8 mg/l/jaar | -2.9 mg/l/jaar | -2.7 mg/l/jaar |
| Tijdsgemiddelde concentratie (gecorrigeerd voor achtergrond Lobith) | +0.9 mg/l/jaar | +0.9 mg/l/jaar | +1.0 mg/l/jaar | +2.0 mg/l/jaar | 2.0 mg/l/jaar | 2.1 mg/l/jaar |

Tabel 3.5 Trends in gemiddelde chloride concentraties te Beerenplaat en Krimpen aan den IJssel (alle metingen in de periode 1983 – 2005)

Voor de gemiddelde chlorideconcentraties geldt wat ook voor maximale chlorideconcentraties geldt: weliswaar een afname van de gemeten concentraties zowel bij Beerenplaat als bij Krimpen aan den IJssel maar de zoutindringing vanuit zee is wel toegenomen.

De gemeten chloride concentraties te Lobith, die gebruikt worden om gemeten concentraties te Beerenplaat en Krimpen aan den IJssel te corrigeren zodanig dat het resterende getal de “zeezout” concentratie representeert, lijken een “breuk” te vertonen rond 1993. Te Lobith zijn chlorideconcentraties gemeten voor 1993 structureel hoger dan gemeten chlorideconcentraties na 1993, zie Figuur 3.11. Zo hoog, dat correctie van gemeten concentraties te Beerenplaat en Krimpen aan den IJssel met gemeten chlorideconcentraties te Lobith vaak resulteerde in negatieve concentraties. Vandaar dat de analyse herhaald is voor een 2-tal perioden, van 1983 tot en met december 1992 en van januari 1993 tot en met 2005. Resultaten van deze analyses worden getoond in Tabel 3.6 en Tabel 3.7.



Figuur 3.11 Gemeten chlorideconcentraties te Lobith

| | Beerenplaat (-2.25 m NAP) | | | Krimpen aan den IJssel (-4 m NAP) | | |
|---------------------------------------------------------------------|---------------------------|----------------------|----------------|-----------------------------------|----------------------|----------------|
| | Gemiddelde trend | 95 % Betrouwbaarheid | | Gemiddelde Trend | 95 % Betrouwbaarheid | |
| | | Ondergrens | Bovengrens | | Ondergrens | Bovengrens |
| Tijdsgemiddelde concentratie | -0.4 mg/l/jaar | -1.0 mg/l/jaar | +0.2 mg/l/jaar | +2.0 mg/l/jaar | +1.6 mg/l/jaar | +2.5 mg/l/jaar |
| Tijdsgemiddelde concentratie (gecorrigeerd voor achtergrond Lobith) | -2.7 mg/l/jaar | -3.1 mg/l/jaar | -2.3 mg/l/jaar | +0.9 mg/l/jaar | +0.6 mg/l/jaar | +1.2 mg/l/jaar |

Tabel 3.6 Trends in gemiddelde chloride concentraties te Beerenplaat en Krimpen aan den IJssel (alle metingen in de periode 1983 – 1992)

| | Beerenplaat (-2.25 m NAP) | | | Krimpen aan den IJssel (-4 m NAP) | | |
|---------------------------------------------------------------------|---------------------------|----------------------|----------------|-----------------------------------|----------------------|----------------|
| | Gemiddelde trend | 95 % Betrouwbaarheid | | Gemiddelde Trend | 95 % Betrouwbaarheid | |
| | | Ondergrens | Bovengrens | | Ondergrens | Bovengrens |
| Tijdsgemiddelde concentratie | -2.0 mg/l/jaar | -2.2 mg/l/jaar | -1.8 mg/l/jaar | -4.0 mg/l/jaar | -4.1 mg/l/jaar | -3.7 mg/l/jaar |
| Tijdsgemiddelde concentratie (gecorrigeerd voor achtergrond Lobith) | +2.1 mg/l/jaar | +1.9 mg/l/jaar | +2.3 mg/l/jaar | +0.3 mg/l/jaar | +0.2 mg/l/jaar | +0.5 mg/l/jaar |

Tabel 3.7 Trends in gemiddelde chloride concentraties te Beerenplaat en Krimpen aan den IJssel (alle metingen in de periode 1993 – 2005)

Uit Tabel 3.6 en Tabel 3.7 volgt dat voor de gehele periode (1983 tot 2006; 23 jaar) sprake is van een verandering van de gemiddelde chlorideconcentratie in Krimpen a/d IJssel van $+1,6 \cdot 10^{-4} \cdot 1 \cdot 13 = -38$ mg/l tot $2,5 \cdot 10^{-3} \cdot 7 \cdot 13 = -24$ mg/l. Voor Beerenplaat is dit $-1,0 \cdot 10^{-2} \cdot 2 \cdot 13 = -39$ mg/l tot $+0,2 \cdot 10^{-1} \cdot 8 \cdot 13 = -21$ mg/l. Voor beide locaties geldt dus dat de tijdsgemiddelde chlorideconcentratie gedurende de periode 1983 tot 2006 is afgenomen met 20 tot 40 mg/l. Deze afname is vermoedelijk vooral het gevolg van de afgenomen chlorideconcentraties bij Lobith ter grootte van 3,2 mg/l per jaar (Bagelaar en van der Meulen, 2009).

Tevens volgt uit Tabel 3.6 en Tabel 3.7 dat voor de gehele periode (1983 tot 2006; 23 jaar) sprake is van een verandering van de gemiddelde chlorideconcentratie, gecorrigeerd voor de achtergrondconcentratie te Lobith, in Krimpen a/d IJssel van $+0,6 \cdot 10 + 0,2 \cdot 13 = +9$ mg/l tot $1,2 \cdot 10 + 0,5 \cdot 13 = +18$ mg/l. Voor Beerenplaat is dit $-3,1 \cdot 10 + 1,9 \cdot 13 = -6$ mg/l tot $-2,3 \cdot 10 + 2,3 \cdot 13 = +7$ mg/l. Voor Krimpen a/d IJssel geldt dus dat de jaargemiddelde concentratie met 9 tot 18 mg/l is toegenomen, terwijl voor Beerenplaat geldt dat sprake kan zijn van zowel een afname als een toename ter grootte van 6 à 7 mg/l. Deze veranderingen zijn ten gevolge van effecten anders dan de afgenomen chlorideconcentraties van de Bovenrijn. Indien verondersteld wordt dat de veranderingen alleen het gevolg zijn van de opgetreden verdiepingen van de riviertakken in het zoutindringingsgebied gedurende de periode 1983-2005 zal bij herstel van de trapjeslijn omgekeerd gelden, dat de jaargemiddelde chlorideconcentratie bij Krimpen a/d IJssel met 9 à 18 mg/l zullen afnemen. Bij Beerenplaat kan sprake zijn van zowel een afname als een toename van 6 tot 7 mg/l.

3.3.4 Conclusies

Uit de voortgezette trend analyse volgt:

- De verziltingssituatie in termen van chlorideconcentraties ter plaatse van Krimpen a/d IJssel en Beerenplaat is sinds 1983 niet verslechterd; de afname bedraagt gemiddeld 20 tot 40 mg/l. Deze afname is vooral het gevolg geweest van de afgenomen chlorideconcentratie van de Bovenrijn.
- Na correctie van de concentraties in Krimpen en Beerenplaat met de concentraties te Lobith resteert een toename van de chlorideconcentraties in Krimpen ter grootte van ongeveer 10 tot 20 mg/l. Deze toename is dus het gevolg van effecten anders dan de afgenomen concentraties van de Bovenrijn. Voor Beerenplaat resteert, na correctie, een toe- of afname van ongeveer 7 mg/l.

4 Opzet/ontwikkeling modelinstrumentarium: uitbreiding analytisch model

4.1 Inleiding

Tijdens Fase 1 van het onderzoek naar de effecten van het herstel van de trapjeslijn op de zoutverdeling in het Noordelijk Deltabekken is gebruik gemaakt van een analytisch model gebaseerd op de aanpak volgens Savenije (2005). Het opgezette model bestaat uit de Nieuwe Waterweg (vanaf kop splitsingsdam = kmr. 1033), Nieuwe Maas (tot aan de Hollandsche IJssel = kmr. 994) en de Oude Maas (tot aan het Spui = kmr. 996). Het model is geverifieerd aan de hand van metingen in het voormalige Getijmodel Rijnmond. Hierbij bleek, dat de effecten van verondiepingen van de Waterweg en Nieuwe Maas op de longitudinale zoutverdeling door het analytische model zeer goed konden worden gereproduceerd. De verificatie is echter uitgevoerd voor de situatie waarbij nog sprake was van een afgesloten Hartelkanaal t.p.v. de Beerdam.

Op 8 november 1997 is middels een doorsteek door de Beerdam het Hartelkanaal in verbinding gebracht met het Beerkanaal en de aangrenzende havens; eind juni 1998 is een tweede doorgang gerealiseerd ter plaatse van het westelijke deel van de Mississippi haven. Deze ingreep heeft ertoe geleid, dat momenteel sprake is van een tweede open verbinding met zee. Het gevolg is dat ook via het Hartelkanaal zout het Noordelijk Deltabekken binnendringt. Daarnaast is door de openstelling de waterbeweging in het Noordelijk Deltabekken gewijzigd.

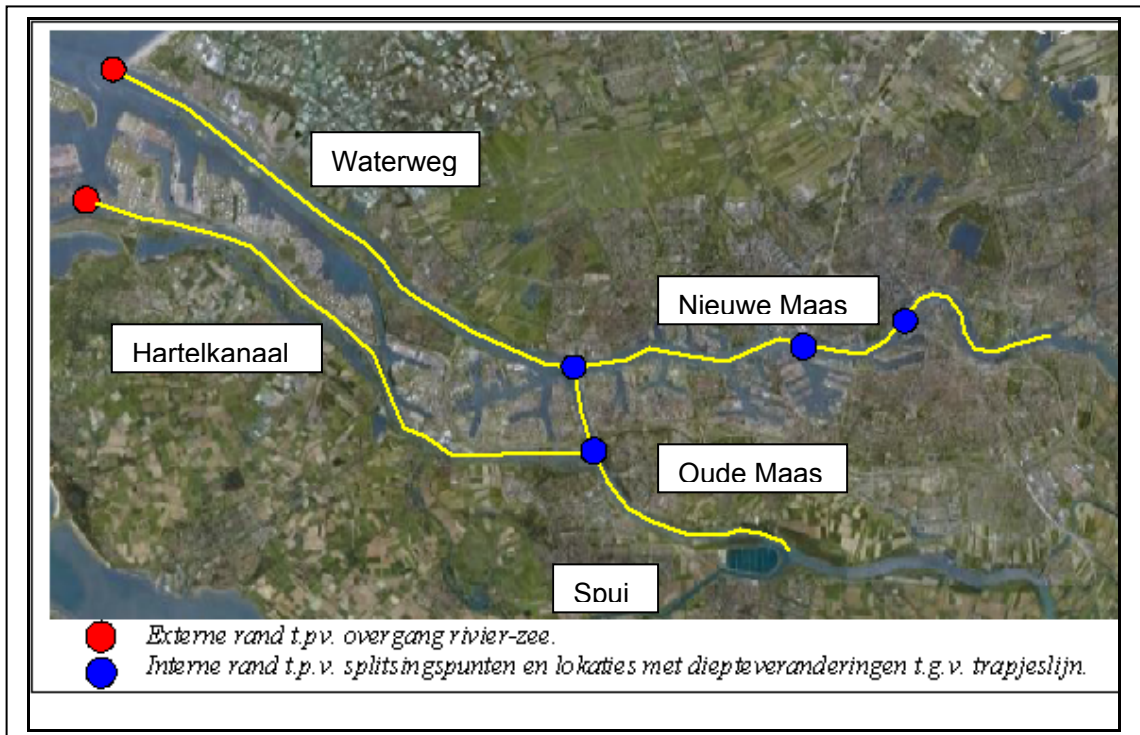
Het is daarom noodzakelijk om in de schematisatie van het analytische model het Hartelkanaal op te nemen. In dit hoofdstuk wordt eerst de uitbreiding van het analytische model beschreven, zie Par. 4.2. Aansluitend wordt met het model een schatting gegeven van het effect van het openstellen van het Hartelkanaal op de zoutverdeling en worden de uitkomsten in kwalitatieve zin vergeleken met waargenomen veranderingen in de chlorideconcentraties. Hoewel deze activiteit niet het expliciete doel is van de onderhavige studie kan wel inzicht worden verkregen in het functioneren van het model. De vergelijking van modelresultaten met metingen wordt beschreven in Par. 4.3.

4.2 Uitbreiding van het model met het Hartelkanaal

Figuur 4.1 geeft de schematisatie van het analytische model incl. het Hartelkanaal. De lengte van het Hartelkanaal tussen de (eerste) doorsteek t.p.v. de Beerdam en het splitsingspunt bij de Oude Maas bedraagt 20,5 km. De diepte is ongeveer 7 meter en de breedte orde 150 m.

De (wiskundige) aanpassingen van het analytische model noodzakelijk als gevolg van de uitbreiding met het Hartelkanaal worden gegeven in Appendix D van dit rapport.

Opgemerkt wordt dat in een later stadium van het onderzoek de Nieuwe Waterweg is onderverdeeld in twee aparte riviertakken (t.p.v. kmr. 1023.3). Dit is gedaan om verondiepingen van delen van de Waterweg mogelijk te maken.



Figuur 4.1 Uitbreiding van het analytische model met het Hartelkanaal. Het Spui is niet opgenomen in de modelschematisatie.

4.3 Kwalitatieve verificatie analytisch model

Door de resultaten van het analytische model zonder Hartelkanaal te vergelijken met de resultaten van het uitgebreide model, d.i. met Hartelkanaal, wordt het effect van de doorsteek van de Beerdam op de zoutverdeling verkregen. Vergelijking van deze berekende veranderingen met de resultaten van een door Rijkswaterstaat uitgevoerde analyse op basis van waarnemingen vóór en ná de doorsteek (Rijkswaterstaat, 2003a) vormt een aanvullende verificatie van het analytische model. Appendix D beschrijft in detail de uitgevoerde vergelijking.

Het volgende wordt geconcludeerd:

1. Het analytische model reproduceert in kwalitatieve zin de gemeten toename van de chlorideconcentraties langs de Nieuwe Waterweg en de Nieuwe Maas en langs de Oude Maas tussen Waterweg en Hartelkanaal. Langs de Oude Maas tussen Hartelkanaal en Spui zijn de berekende veranderingen wisselend (toename/afname); de veranderingen zijn echter gering. Metingen geven aan dat in Beerenplaat sprake is van een geringe afname van het zoutgehalte.
2. Een kwantitatieve vergelijking tussen gemeten en berekende veranderingen van de chlorideconcentraties bij een Bovenrijnafvoer van $1100 \text{ m}^3/\text{s}$ is niet goed mogelijk omdat metingen betrekking hebben op veranderingen van maximale chlorideconcentraties terwijl de berekeningen veranderingen aangeven van tijdsgemiddelde concentraties.

3. Voor de berekeningen met het analytische model is uitgegaan van veranderingen van de restafvoerverdeling en de getijsnelheden zoals ontleend aan eerder studies. Voor een nauwkeuriger bepaling van deze veranderingen dienen simulaties met een hydrodynamisch model te worden uitgevoerd.
4. Geconcludeerd wordt dat het analytische model het effect van de doorsteek van de Beerdam op de zoutverdeling zeker in kwalitatieve zin adequaat beschrijft. De voorspellingen van het model voor de Oude Maas tussen het Hartelkanaal en het Spui hebben een onzekerheid: het model voorspelt vrijwel geen verandering, terwijl de metingen voor Beerenplaat een geringe afname laten zien.
5. Voor het aangeven van de effecten van het herstel van de trapjeslijn op de zoutverdeling zal voor de situatie met een open Hartelkanaal een geringe wijziging in de afvoerverdeling kunnen optreden. Door de reductie van de waterdiepte neemt de ruwheid van de Waterweg iets toe, waardoor de restafvoer langs deze tak iets zal afnemen en de restafvoer van het Hartelkanaal in gelijke mate zal toenemen. Hierdoor kan de afname van de chlorideconcentraties ten gevolge van de geringere waterdiepte enigszins worden tegengegaan door een toename als gevolg van de afgenomen restafvoer. Dit effect speelt niet bij de situatie met een gesloten Hartelkanaal.
6. Mogelijk zijn lokale effecten (menging) ter plaatse van het splitsingspunt Hartelkanaal-Oude Maas van invloed op de zoutverdeling op de Oude Maas bovenstrooms van het Hartelkanaal.

Geconcludeerd wordt dat het analytische model in kwalitatieve zin het effect van de openstelling van het Hartelkanaal op de zoutverdeling reproduceert. Het model is daardoor aanvullend geverifieerd voor gebruik tijdens Fase 2 van dit onderzoek.

5 Kwantificeren effect herstel trapjeslijn

5.1 Methodiek

In dit hoofdstuk worden de effecten van het herstel van de trapjeslijn op de chlorideconcentraties bepaald. Zowel het aangepaste analytische model, het 1-dimensionale Sobek model van het Noordelijk Deltabekken als het 3-dimensionale Zeedelta model worden gebruikt om deze effecten te kwantificeren.

De aanpassingen aan het analytische model zijn beschreven in Hoofdstuk 4 van dit rapport. Het gebruik van het model om het effect van het herstel van de trapjeslijn te kwantificeren wordt beschreven in Par. 5.2. Het analytische model vraagt als invoer karakteristieke grootheden die de waterbeweging beschrijven. Deze grootheden zijn afgeleid uit berekeningen met het 1-dimensionale Sobek model van het Noordelijk Deltabekken. Dit model wordt beschreven in Par. 5.3.

Par. 5.4 beschrijft het 3-dimensionale Zeedelta model evenals de manier waarop het is gebruikt om het effect van herstel van de trapjeslijn te bepalen.

In Par. 5.5 worden de resultaten van zowel het analytische model, het 1-dimensionale Sobek model en het 3-dimensionale Zeedelta model gegeven. Modeluitkomsten worden gepresenteerd als chlorideconcentraties, welke representatief zijn voor de tijdsgemiddelden over een periode van een doottij-springtijcyclus (~ 14 dagen, 18 uur, 20 min)¹.

5.2 Analytisch model

5.2.1 Analytisch model: schematisatie geometrie

De schematisatie van de geometrie is weergegeven in Tabel 5.1. De riviertakken zijn onderverdeeld in twee of drie trajecten met uitzondering van het Hartelkanaal. De begrenzingen van de trajecten op de Nieuwe Maas zijn zo gekozen, dat deze samenvallen met de treden van de trapjeslijn. De Nieuwe Waterweg is in tweeën onderverdeeld om de effecten van het herstel van de trapjeslijn over slechts een deel van de Waterweg te kunnen nagaan. De Oude Maas is onderverdeeld in twee trajecten in verband met de aantakking van het Hartelkanaal.

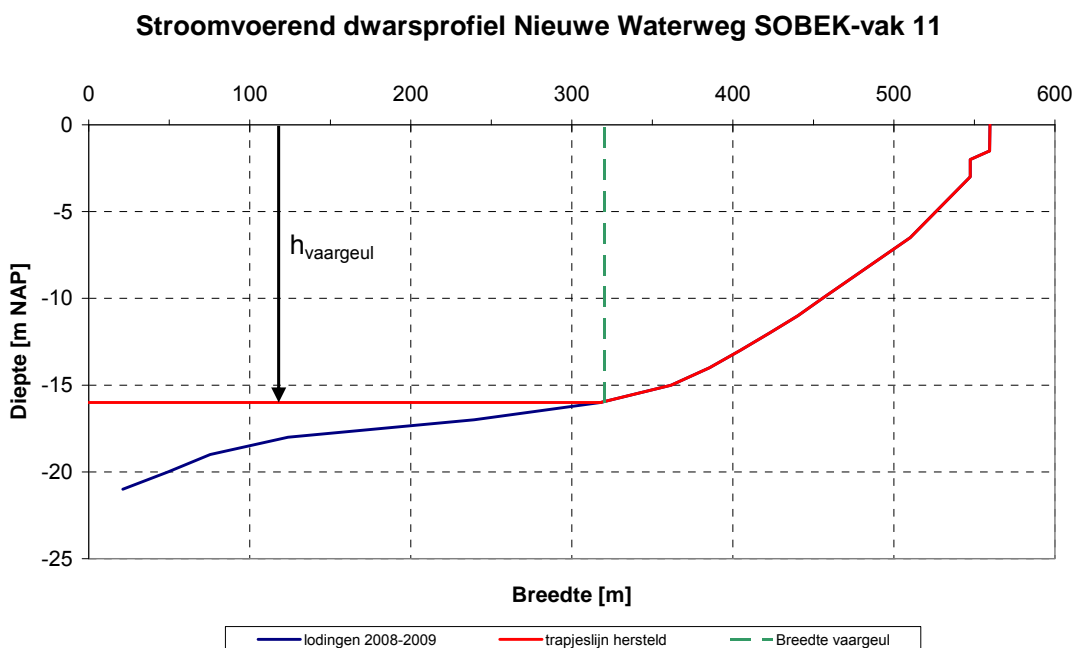
¹ .Het analytische model is geverifieerd aan de hand van proeven in het Getijmodel Rijnmond op basis van tijdsgemiddelde concentraties voor een doottij-springtij cyclus.

| | Riviertakken | | | SOBEK-vakken | | | | |
|--------------------|---------------|--------------|---------------|--------------|----------|---------------|---------------|--------------|
| | begin kvr. | eind kvr. | lengte [m] | begin | eind | lengte [m] | begin kvr. | eind kvr. |
| Nieuwe Waterweg 1: | 1032.6 | 1023.3 | 9300 | NIWA_11 | NIWA_19 | 9573 | 1032.6 | 1023.0 |
| Nieuwe Waterweg 2: | 1023.3 | 1013.0 | 10300 | NIWA_20 | NIMA_29 | 10084 | 1023.0 | 1012.9 |
| Nieuwe Maas 1: | 1013.0 | 1004.4 | 8600 | NIMA_30 | NIMA_38 | 8464 | 1012.9 | 1004.5 |
| Nieuwe Maas 2: | 1004.4 | 1000.6 | 3800 | NIMA_39 | NIMA_42 | 4072 | 1004.5 | 1000.4 |
| Nieuwe Maas 3: | 1000.6 | 994.0 | 6600 | NIMA_43 | NIMA_49 | 6669 | 1000.4 | 993.7 |
| Oude Maas 1 | 1006.4 | 1003.6 | 2800 | OUMA_70 | OUMA_72 | 2913 | 1006.4 | 1003.5 |
| Oude Maas 2 | 1003.6 | 995.4 | 8200 | OUMA_73 | OUMA_80 | 8203 | 1003.5 | 995.3 |
| Hartelkanaal | 20.2 | 0 | 20200 | HAKA_426 | HAKA_447 | 20204 | 20.2 | 0.0 |

Tabel 5.1 Geschematiseerde riviertakken in het analytische model
(Sobek-vak NIMA_29 maakt nog deel uit van de Nieuwe Waterweg).

5.2.2 Analytisch model: bodemschematisatie

De bodemligging wordt in het analytische model per traject gekarakteriseerd met de waterdiepte. Voor een rechthoekig dwarsprofiel is de waterdiepte eenduidig gedefinieerd, d.i. de afstand van het wateroppervlak tot de bodem. In het Noordelijk Deltabekken hebben de dwarsprofielen meer de vorm van een trapezium, zie bijvoorbeeld de Sobek-schematisatie van vak 11 op de Nieuwe Waterweg ter plaatse van de splitsingsdam in Figuur 5.1.



Figuur 5.1 Stroomvoerend dwarsprofiel Nieuwe Waterweg (Sobek-vak 11).

Na herstel van de trapjeslijn kan voor de waterdiepte de diepte in de vaargeul worden aangehouden ($h_{vaargeul}$, zie Figuur 5.1) of de profielgemiddelde diepte, welke gelijk is aan de gemiddelde diepte van de vaarweg tussen de kribkoppen ($h_{vaarweg}$). Omdat $h_{vaargeul} > h_{vaarweg}$ zal in het eerste geval de zoutindringing groter zijn dan in het tweede geval. Voor de simulaties met het analytische model wordt gebruik gemaakt van de diepte in de vaargeul.

De gemiddelde diepte van de vaargeul langs de Nieuwe Waterweg en de Nieuwe Maas is vermeld in Tabel 5.2. Voor de Oude Maas tussen de Waterweg en het Hartelkanaal en tussen het Hartelkanaal en het Spui is op basis van de dwarsprofielen verondersteld dat de diepte in de vaargeul één meter groter is dan de profielgemiddelde diepte. De grootste diepteverandering ten gevolge van het herstel van de trapjeslijn is één meter in het westelijke deel van de Waterweg; elders zijn de aanpassingen kleiner (enkele decimeters).

| Riviertak: traject | Diepte schematisatie vaargeul | | |
|-------------------------------------|--------------------------------------------|-----------------------------------|----------------|
| | Referentie (bodem 2008-2009) [m NAP] | Na herstel trapjeslijn [m NAP] | Vershil [m] |
| Waterweg: west | 17,0 | 16,0 | -1,0 |
| Waterweg: oost | 16,0 | 16,0 | 0,0 |
| Nieuwe Maas: west | 14,8 | 14,5 | -0,3 |
| Nieuwe Maas: midden | 11,9 | 12,0 | +0,1 |
| Nieuwe Maas: oost | 8,4 | 8,0 | -0,4 |
| Oude Maas: Waterweg-Hartelkanaal | 12,6 | 12,6 | 0,0 |
| Oude Maas: Hartelkanaal-Spui | 11,5 | 11,5 | 0,0 |
| Hartelkanaal | 7,3 | 7,3 | 0,0 |

Tabel 5.2 Bodemschematisatie in het analytische model.

5.2.3 Analytisch model: schematisatie van de waterbeweging

Met Sobek zijn twee volledige jaarsimulaties uitgevoerd: een simulatie met de meest actuele bodem voor de Nieuwe Waterweg en de Nieuwe Maas (2008/2009) en een simulatie met de bodem volgens het profiel van de trapjeslijn op deze riviertakken. Voor de Oude Maas en het Hartelkanaal heeft de bodem betrekking op de jaren 90 van de vorige eeuw. De Sobek-simulaties zijn uitgevoerd met het getij, incl. middenstandsveranderingen ten gevolge van wind, en de rivierafvoeren van resp. 1976 en 2003. De resultaten worden beschouwd voor opeenvolgende doortij-springtij cycli, elk met een periode van 14 dagen, 18 uur en 20 min. Voor elke doortij-springtij cyclus zijn voor alle Sobek-vakken de tijdsgemiddelde debieten (restafvoeren) en de getijsnelheden bepaald. Per traject van een riviertak zijn de berekende waarden als gemiddelde over het betreffende traject aan het analytische model toegeleverd. De getijsnelheden zijn op twee verschillende manieren berekend: (i) als gemiddelde over alle getijperioden van de maximale eb- en vloednelheden per getij en (ii) als standaardafwijking van de momentane getijsnelheden. De berekende snelheden volgens de tweede methode kunnen tot 10% verschillen van de eerste methode.

5.2.4 Analytisch model: overige schematisaties

a. Ruwheden

In het analytische model wordt voor de riviertakken dezelfde ruwheid gebruikt als tijdens Fase 1 van het onderzoek. Met deze ruwheden werd een goede reproductie bereikt van de gemeten zoutverdeling in het (tweede) Getijmodel Rijnmond. Tabel 5.3 geeft de Manning- en Chézy-waarden voor zowel het analytische model als voor Sobek. In Sobek kunnen de ruwheden per vak verschillen, terwijl tevens de ruwheden tijdens eb kunnen verschillen van die tijdens vloed. Uit Tabel 5.3 volgt dat de ruwheidswaarden in beide modellen soms belangrijk kunnen verschillen, vooral op de Nieuwe Maas.

| | Analytisch model | | Sobek | |
|--------------|------------------|----------------------------------------------|----------------|----------------------------------------------|
| | Manning [-] | Chézy ¹⁾ [m ^{0,5} /s] | Manning [-] | Chézy ¹⁾ [m ^{0,5} /s] |
| WaWe-west | 0,020 | 80 | 0,016-0,022 | 100-70 |
| WaWe-oost | 0,020 | 79 | 0,016-0,022 | 98-69 |
| NiMa-west | 0,035 | 45 | 0,022-0,014 | 69-110 |
| NiMa-midden | 0,034 | 44 | 0,022-0,014 | 65-107 |
| NiMa-oost | 0,031 | 46 | 0,020-0,028 | 70-50 |
| OuMa-WaHa | 0,030 | 51 | 0,022-0,035 | 68-43 |
| OuMa-HaSp | 0,030 | 50 | 0,022-0,024 | 66-62 |
| Hartelkanaal | 0,029 | 48 | 0,029 | 46-49 |

Tabel 5.3 Ruwheden in het analytische model en Sobek.

1) Bij gemiddelde waterdiepte.

b. Chlorideconcentraties modelranden

Ter plaatse van de beide zeeranden van het analytische model (Waterweg en Hartelkanaal) wordt een chlorideconcentratie van 15 g/l voorgeschreven; dit komt overeen met een saliniteit van 27 PSU². Er wordt verondersteld, dat concentraties ter plaatse van deze randen niet worden beïnvloed door de ingrepen in het systeem. De achtergrondconcentratie van het rivierwater wordt gelijk aan nul gesteld.

c. Modelparameter *K* (van der Burgh constante)

De modelparameter *K* is voor alle riviertakken en voor vrijwel alle simulaties met het analytische model gelijk aan 0,5 gesteld. Deze waarde is iets kleiner dan *K* zoals kan worden afgeleid van metingen die in het verleden in de Nieuwe Waterweg zijn uitgevoerd ($K \approx 0.6$, zie Appendix D).

5.2.5 Analytisch model: uitgevoerde simulaties

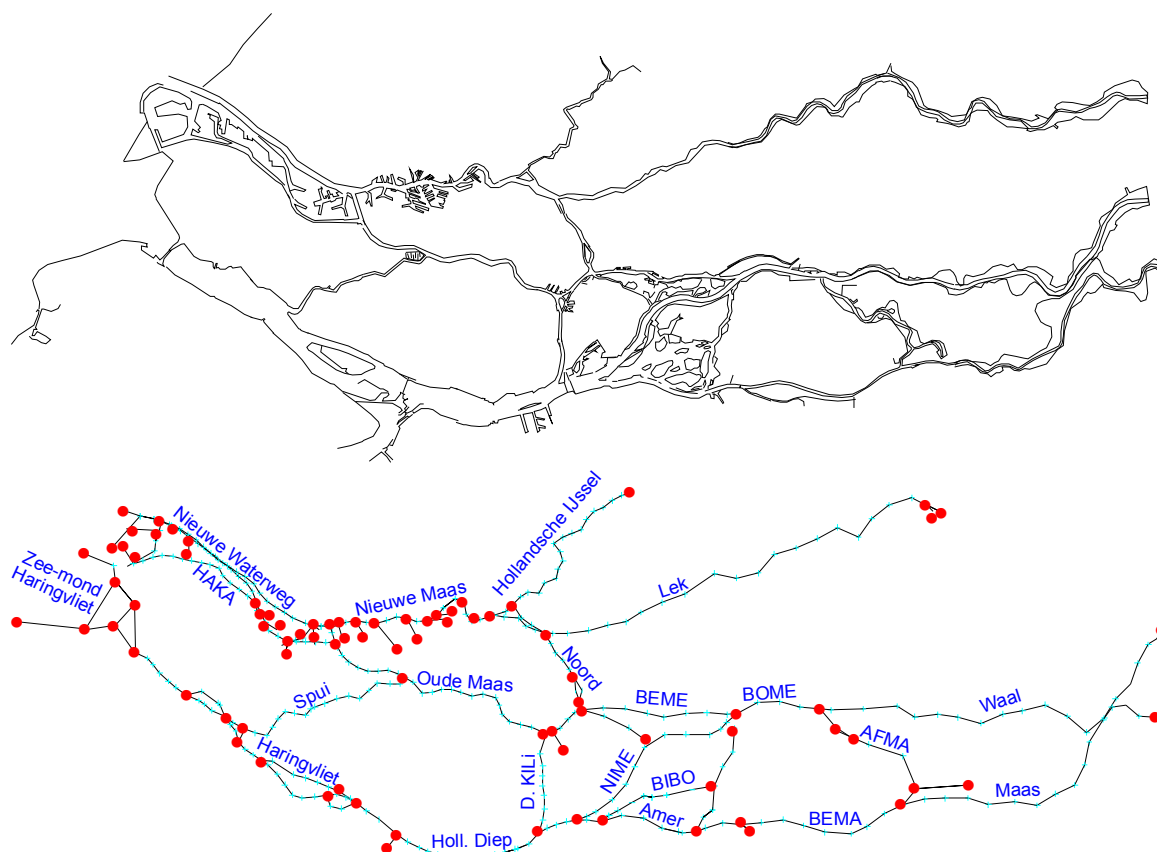
Met het analytische model zijn berekeningen uitgevoerd voor de condities (getij en rivierafvoer) van de jaren 1976 en 2003. Een jaar is onderverdeeld in 24 springtij-doodtij cycli. Bij elke cyclus hoort een karakteristieke Bovenrijnafvoer. De waterbeweging behorend bij een springtij-doodtij cyclus volgt uit uitgevoerde Sobek-NDB berekeningen.

² Practical Salinity Unit: 1 PSU \approx 1 g/kg \approx 1 g/l.

5.3 Het Sobek model van het Noordelijk Deltabekken

5.3.1 Algemene beschrijving Sobek-NDB

Het Sobek-NDB model is een één-dimensionaal netwerk model. Riviertakken worden geschematiseerd als een tak tussen 2 knooppunten. De netwerkschematisatie van het NDB model wordt getoond in Figuur 5.2.



Figuur 5.2 Sobek –NDB model netwerkschematisatie

Elke tak is onderverdeeld in een aantal “deeltakken”. Per deeltak wordt de diepte gespecificeerd als een voor die deeltak geldend karakteristiek dwarsprofiel. Per deeltak wordt de waterstand, de dieptegemiddelde snelheid en de dieptegemiddelde chlorideconcentratie berekend.

5.3.2 Toepasbaarheid Sobek-NDB

Resultaten van een berekening met het Sobek-NDB model, i.e. een vergelijking tussen berekende en gemeten chlorinititeiten, voor het droge jaar 2003 worden getoond in Appendix E. Figuur E.1 t/m Figuur E.3 vergelijken gemeten chlorideconcentraties in het traject Nieuwe Waterweg/Nieuwe Maas met berekeningsresultaten. De figuren laten zien dat:

- Ter plaatse van meetstation Lekhaven de met het Sobek-NDB model berekende chlorideconcentraties te laag zijn,

- Bij de van Brienoordbrug de met het Sobek-NDB model berekende chlorideconcentraties te laag zijn,
- Ter plaatse van Krimpen a/d IJssel de berekende chlorideconcentraties redelijk in overeenstemming met de metingen zijn (iets aan de hoge kant).

Vooraf het verschil tussen de vlak bij elkaar gelegen meetstations van Brienoordbrug en Krimpen a/d IJssel is opvallend: te lage berekende chlorideconcentraties bij de van Brienoordbrug en te hoge chlorideconcentraties bij Krimpen a/d IJssel. Dit betekent, dat de (horizontale) gradiënt in de chlorideconcentraties niet goed wordt weergegeven in de nabijheid van de punt van de zouttong. De berekende te lage concentraties bij station Lekhaven geven aan dat de berekende horizontale gradiënt in chlorideconcentraties over Nieuwe Waterweg/Nieuwe Maas te "vlak" is.

Figuur E.4 en Figuur E.5 vergelijken gemeten chlorideconcentraties in de Oude Maas met berekeningsresultaten. Uit deze figuren volgt dat::

- De berekende chlorideconcentraties te Spijkenissbrug goed in overeenstemming zijn met de metingen,
- Te Beerenplaat de gemeten chlorideconcentraties te hoog zijn. Verder verzilt het meetstation Beerenplaat in de berekening veel vaker dan in de meting.

Ook voor de Oude Maas geldt dat de horizontale gradiënt in chlorideconcentraties niet goed wordt weergegeven door de Sobek berekeningen.

Uit de vergelijking met metingen volgt dat voor Krimpen a/d IJssel, wat gezien kan worden als karakteristiek voor het verzilten van de Hollandsche IJssel, de met Sobek berekende chloriniteiten redelijk in overeenstemming zijn met de metingen. Sobek resultaten te Krimpen a/d IJssel kunnen dus gebruikt worden om een indruk te verkrijgen waar het de effectiviteit van het herstel van de trapjeslijn betreft. De grote verschillen tussen meting en berekening te Beerenplaat geven aan dat voorzichtigheid betracht moet worden met berekeningsresultaten ter plaatse van dit meetstation.

5.3.3 Uitgevoerde simulaties Sobek-NDB model

Met het Sobek-NDB model zijn berekeningen uitgevoerd voor de droge jaren 1976 en 2003. De berekeningen zijn uitgevoerd met een bodemligging behorend bij 2008/2009 en een bodemligging waarin de herstelde trapjeslijn is aangebracht. De berekeningen dienen enerzijds om het analytische model van een waterbeweging te voorzien, en anderzijds om het effect van de herstelde trapjeslijn op de zoutindringing met dit model te bepalen.

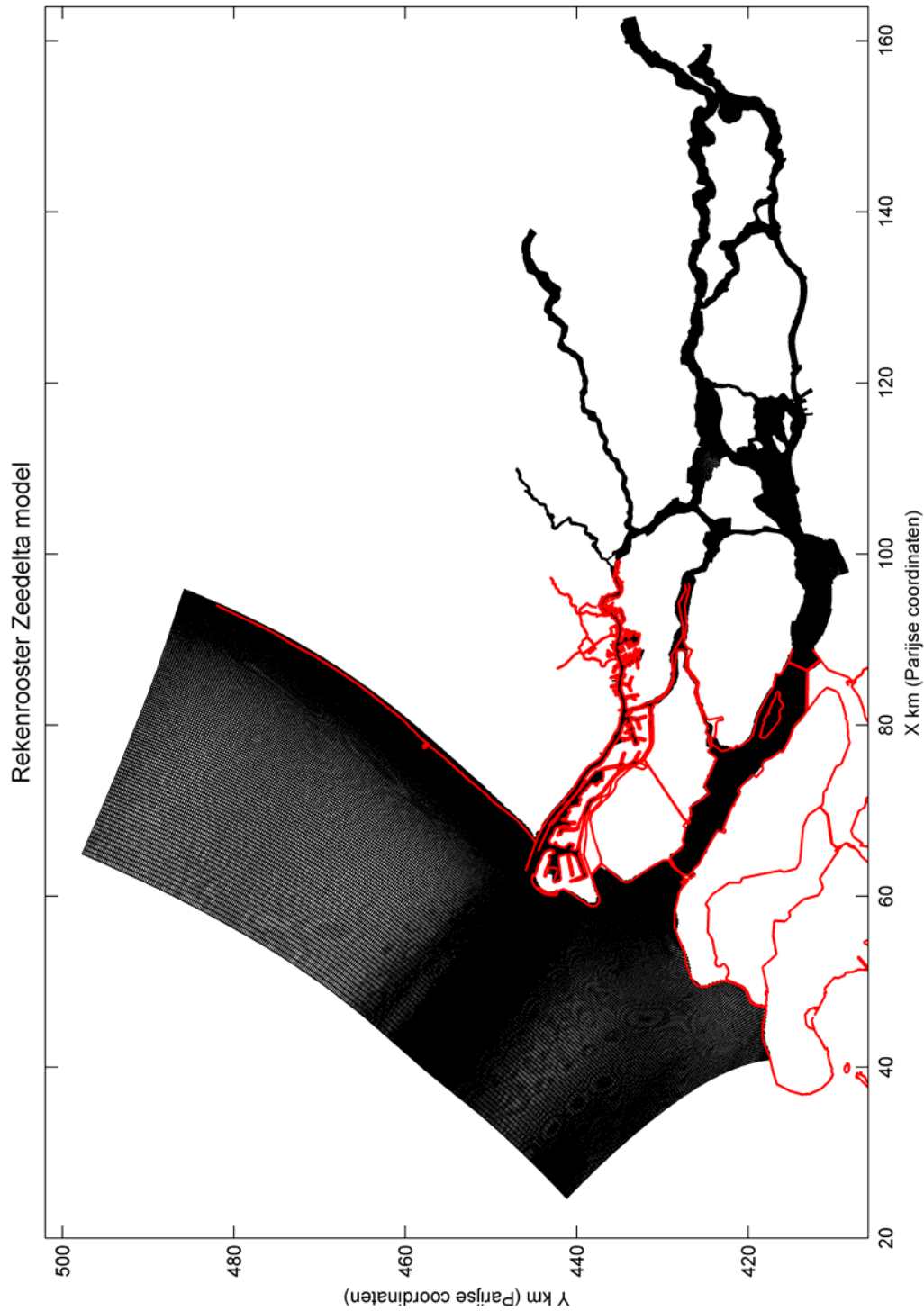
5.4 Het 3-dimensionale Zeedelta model

5.4.1 Algemene beschrijving Zeedelta model

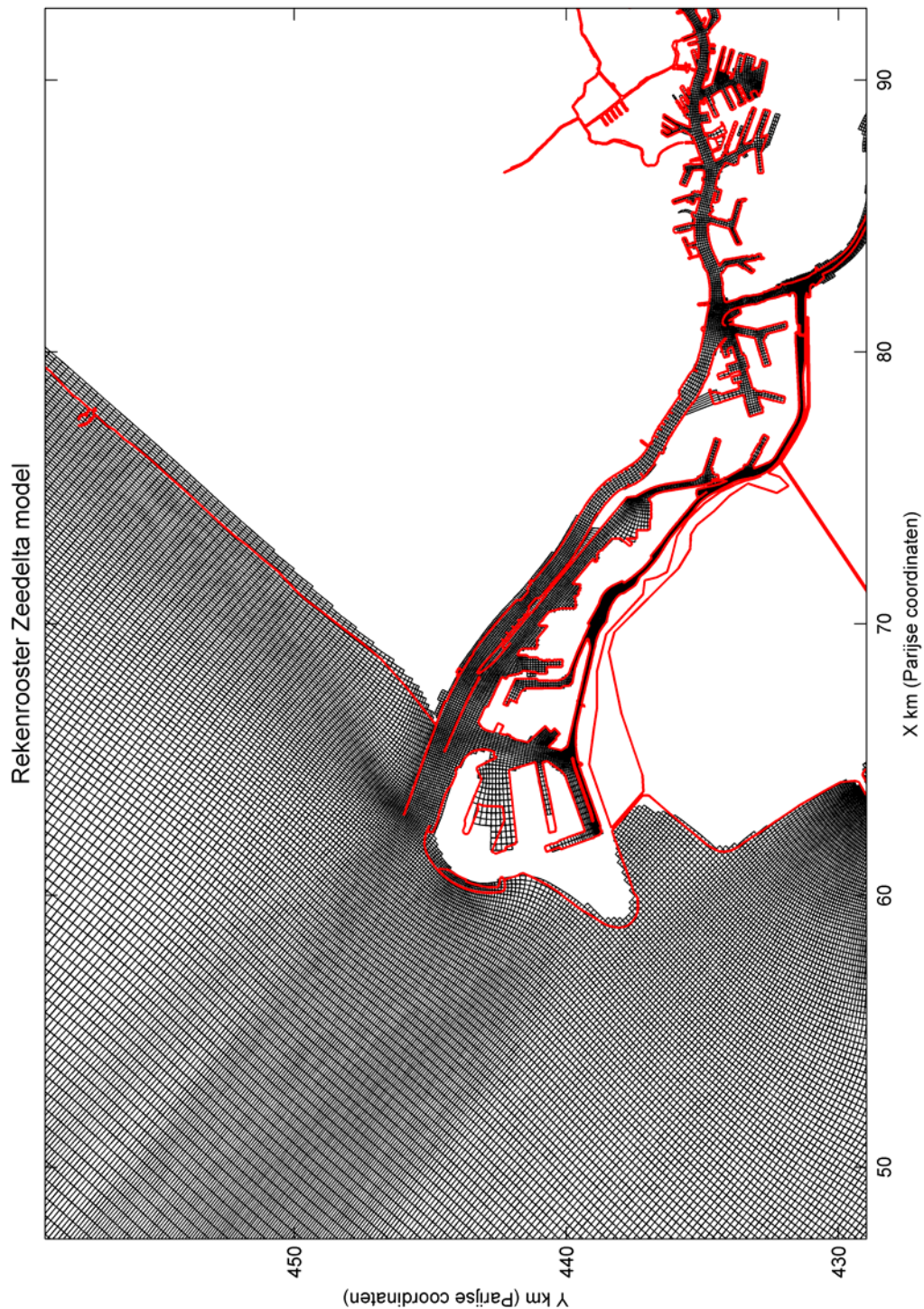
Het Zeedelta model is een kromlijinig waterbewegings- en zoutindringingsmodel van het Noordelijk Deltabekken en een aansluitend deel van de Noordzee. Het rekenrooster van het model wordt getoond in Figuur 5.3 en Figuur 5.4. Het zeegebied van het model loopt van Zandvoort in het Noorden tot aan de kop van Schouwen-Duiveland in het zuiden. Zeewaarts strekt het zich 25 – 30 km uit. Het rivierendeel van het model omvat:

- De Nieuwe Waterweg, de Nieuwe Maas en de Lek tot aan Hagestein,
- De Beneden Merwede en de Waal tot aan Tiel,
- Het Haringvliet, het Hollandsch Diep, de Biesbosch en de Maas tot aan Lith.

Met het Zeedelta model kunnen 2- of 3-dimensionale berekeningen worden uitgevoerd. In 2-dimensionale, diepte-gemiddelde, berekeningen, is er slechts 1 rekenlaag die de totale waterdiepte beslaat. Voor 3-dimensionale berekeningen wordt de totale waterdiepte verdeeld in een aantal rekenlagen met een gespecificeerde dikte als percentage van de totale waterdiepte (bv. 10 lagen elk met een dikte van 10%).



Figuur 5.3 Rekenrooster Zeedelta model



Figuur 5.4 Rekenrooster Zeedelta model (detail monding Nieuwe Waterweg)

Uitvoer van een berekening betreffen waterstanden, snelheden en zoutgehalten. Voor 2-dimensionale berekeningen betreffen dit dieptegemiddelde snelheden en zoutgehalten; voor 3-dimensionale berekeningen worden snelheden en zoutgehalten per rekenlaag uitgevoerd.

Het rekenrooster van het Zeedelta model, getoond in Figuur 5.3 en Figuur 5.4, heeft ongeveer 160,000 actieve roosterpunten in het horizontale vlak. Het is daarmee, in termen van rekeninspanning voor een modelsimulatie, één van de zwaarste numerieke modellen momenteel in gebruik.

De bodemschematisatie van het model behorend bij de officieel door Rijkswaterstaat uitgeleverde versie is gebaseerd op lodingen uit 1999.

Simulaties met het model kunnen worden uitgevoerd met het rekenprogramma TRIWAQ van Rijkswaterstaat of Delft3D-Flow van Deltares. De TRIWAQ ontwikkelingen van de afgelopen 10 jaar hebben zich met name gericht op het vergroten van de rekensnelheid middels het parallel rekenen (het uitvoeren van één enkele berekening op meerdere processoren tegelijk). Delft3D-Flow ontwikkelingen hebben zich meer gericht op het verbreden van de toepasbaarheid van het simulatieprogramma, bv. het uitrekenen van de watertemperatuur of de morfologische ontwikkelingen.

Het Zeedelta model is zo groot dat het noodzakelijk is berekeningen uit te voeren op meerdere processoren. Het gehele model past simpelweg niet in het geheugen van een enkele processor. Voor het trapjeslijn project zijn voor het eerst parallel simulaties met Delft3D-Flow met het Zeedelta model uitgevoerd. Zelfs voor parallele berekeningen geldt dat 3-dimensionale simulaties voor een periode van 1 maand een doorlooptijd van enkele weken hebben.

5.4.2 Toepasbaarheid Zeedelta model

Om de toepasbaarheid van het Zeedelta model vast te stellen is als eerste een verificatie van het modelgedrag m.b.t. de berekende zoutgehalten uitgevoerd. Zowel 2- als 3-dimensionale berekeningen met het simulatieprogramma TRIWAQ en het simulatieprogramma Delft3D-Flow zijn uitgevoerd. Voor de 3-dimensionale berekeningen zijn 10 rekenlagen elk met een dikte van 10% gebruikt. Berekende zoutgehalten zijn vergeleken met metingen uit het regionale zoutnet zoals toegeleverd door Rijkswaterstaat. De gesimuleerde periode is augustus 1998. Voor deze periode is om de volgende redenen gekozen:

- Modelrandvoorwaarden zijn voor deze periode beschikbaar,
- De periode is consistent met de bodemdiepte in de standaard uitgeleverde versie van het Zeedelta model,
- Het is een periode met relatief lage Bovenrijnafvoeren.

De berekende zoutgehalten worden vergeleken met metingen in Figuur F.1 - Figuur F.11 (Bijlage F). Uit deze figuren wordt het volgende geconcludeerd:

- De dieptegemiddelde TRIWAQ en Delft3D-Flow berekening lijken sterk op elkaar, echter,
- Het verloop in de tijd van de berekende dieptegemiddelde zoutgehalten is veel diffuser dan in de metingen. De dieptegemiddelde berekeningen lijken voorsnog niet geschikt voor het doen van kwantitatieve uitspraken over verzilting.
- De 3-dimensionale TRIWAQ berekening is niet in staat de gemeten zoutgehalten ook maar enigszins te reproduceren. Zo geldt voor het station van Brienenoordbrug dat de meting tijdens lage afvoeren een piekconcentratie van 3500 mg/l laten zien terwijl in de TRIWAQ berekening alleen de achtergrondconcentratie wordt berekend. Dit betekent dat tijdens hoogwaterkentering in werkelijkheid zout bij de van

Brienoordbrug komt maar in de berekening niet. Deze slechte reproductie van de metingen is vermoedelijk een gevolg van een fout in de bepaling van verticale uitwisselingscoëfficiënten middels het k - ϵ turbulentiemodel. De 3-dimensionale Delft3D-Flow berekening reproduceert de gemeten zoutgehalten goed.

1. De reproductie van de gemeten zoutgehalten is erg goed voor de meetstations Lekhaven en van Brienoordbrug, zie Figuur F1 t/m F5.
2. Voor station Krimpen a/d IJssel geldt dat de meting aangeeft dat dit station verzilt bij een Bovenrijnafvoer van ongeveer 1000 m³/s terwijl de berekening aangeeft dat dit station verzilt bij een afvoer van ongeveer 1100 m³/s.
3. Berekende zoutgehalten bij station Beerenplaat geven vaker verzilting van dit station aan dan de metingen.
4. Voor station Zuidland geldt dat zowel in de metingen als in de berekening een vrijwel constant zoutgehalte wordt gevonden. Echter de berekende waarde is hoger dan het waargenomen zoutgehalte.

Samengevat geldt dat het Zeedelta model middels 3-dimensionale Delft3D-Flow berekeningen de zoutmetingen uit het regionale meetnet voldoende goed reproduceert om het effect van bodemveranderingen of andere ingrepen te kunnen kwantificeren.

5.4.3 Uitgevoerde simulaties Zeedelta model

Om het effect van de herstelde trapjeslijn te bepalen, is de 3-dimensionale Delft3D berekening voor de verificatieperiode augustus 1998 herhaald met:

- Een bodemschematisatie gebaseerd op de meest recente lodingen (2008/2009) voor de Nieuwe Waterweg en de Nieuwe Maas
- Een bodemschematisatie gebaseerd op de meest recente lodingen voor de Nieuwe Waterweg en de Nieuwe Maas maar met een herstelde trapjeslijn. Daar waar de bodem dieper is dan volgens de trapjeslijn zou mogen is de ter plaatse geldende tredediepte aangebracht zowel in de vaargeul als in de vaarweg.

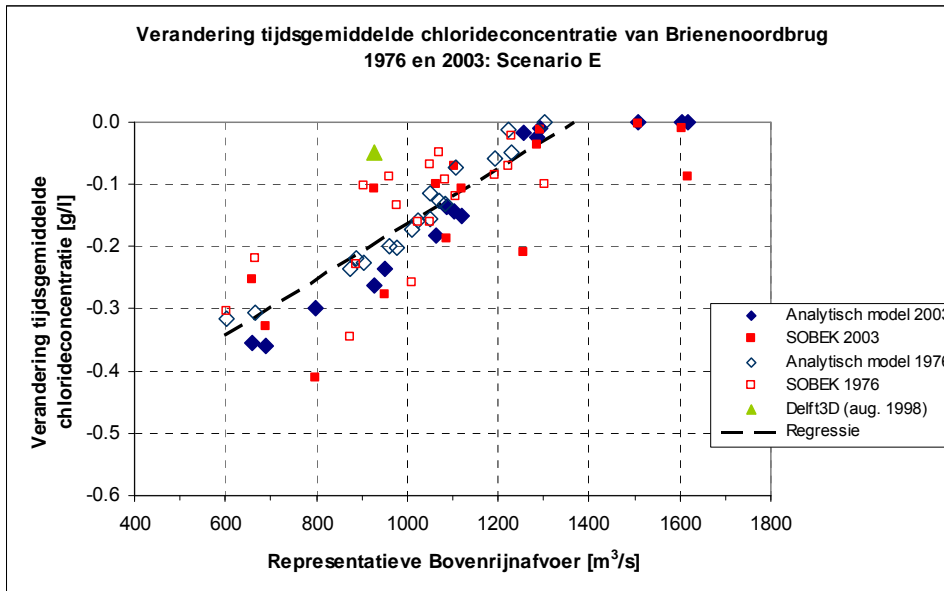
Het verschil tussen beide berekeningen geeft het effect van de herstelde trapjeslijn.

5.5 Berekeningsresultaten analytisch model, Sobek NBD en Zeedelta model

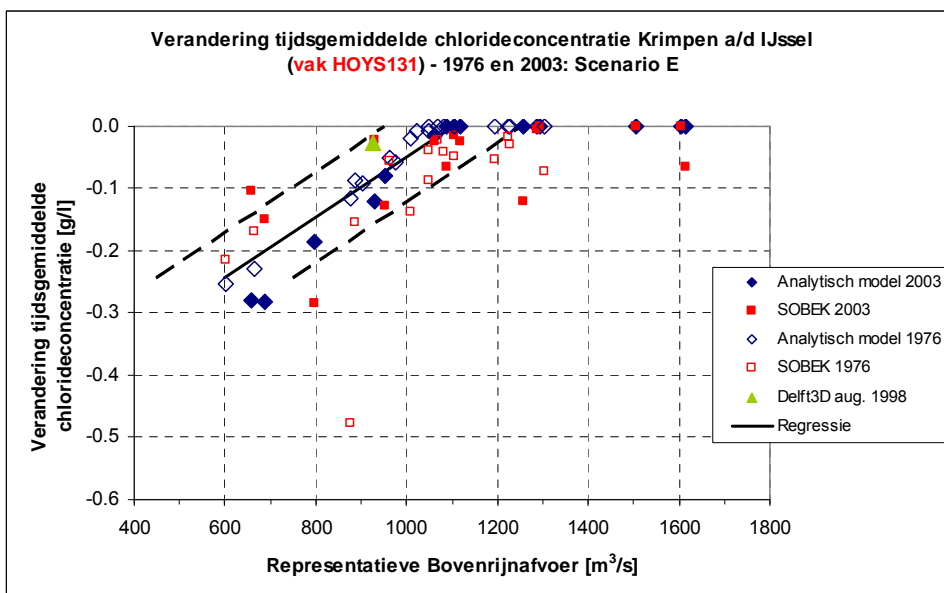
5.5.1 Veranderingen chlorideconcentraties voor verschillende afvoersituaties

De resultaten van de simulaties met de drie modellen worden getoond in Figuur 5.5 - Figuur 5.7 voor resp. van Brienoordbrug, Krimpen a/d IJssel en Beerenplaat. Hierbij zijn de veranderingen van de tijdsgemiddelde chlorideconcentraties weergegeven als functie van de Bovenrijnafvoer. De resultaten voor het analytische model (blauwe symbolen) en Sobek (rode symbolen) zijn verkregen door de Sobek-jaarsimulaties (1976 en 2003) op te delen in 24 opeenvolgende dootij-springtij cycli. De benadering met het analytische model impliceert, dat elke getijcyclus wordt beschouwd als een evenwichtssituatie. Bij Sobek is elke cyclus onderdeel van de jaarreeks. De zoutverdeling in een bepaalde cyclus kan in dat geval worden beïnvloed door de voorafgaande periode (bijvoorbeeld een middenstandsverandering ten gevolge van een storm). Dit verklaart de grotere spreiding van de Sobek-resultaten in vergelijking met de resultaten van het analytische model. Voor Delft3D is de verandering van

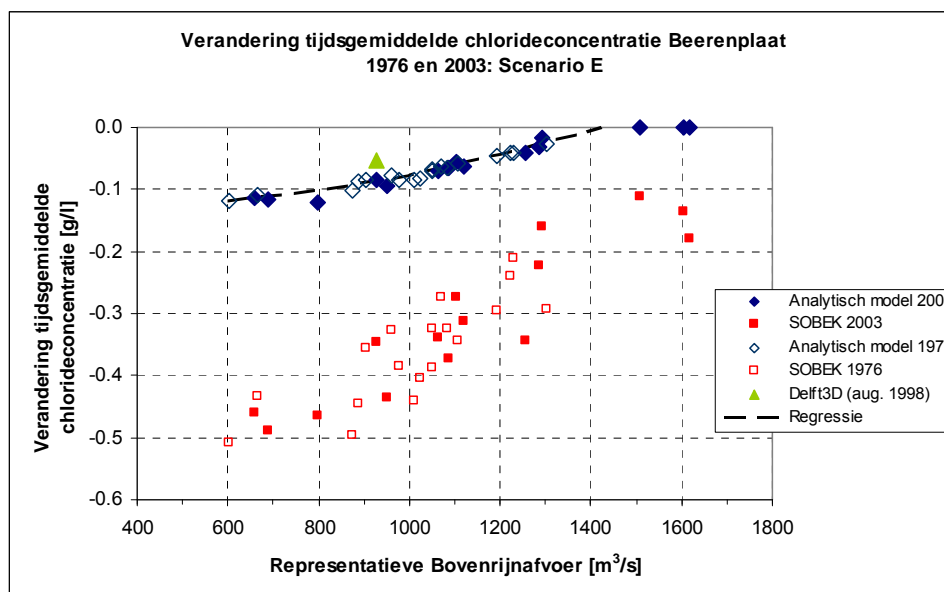
de chlorideconcentratie voor slechts één afvoersituatie bepaald (doodtij-springtij cyclus in augustus 1998).



Figuur 5.5 Veranderingen tijdsgemiddelde chlorideconcentratie als gevolg van een herstelde trapjeslijn als functie van de Bovenrijnafvoer bij de van Brienoordbrug (negatieve verandering betekent afname chlorideconcentraties)



Figuur 5.6 Veranderingen tijdsgemiddelde chlorideconcentratie als gevolg van een herstelde trapjeslijn als functie van de Bovenrijnafvoer bij Krimpen a/d IJssel (negatieve verandering betekent afname chlorideconcentraties). De gestippelde lijnen geven de bandbreedte van de verandering van de tijdsgemiddelde chlorideconcentratie aan.



Figuur 5.7 Veranderingen tijdsgemiddelde chlorideconcentratie als gevolg van een herstelde trapjeslijn als functie van de Bovenrijnafvoer bij de van Beerenplaat (negatieve verandering betekent afname chlorideconcentraties)

Met betrekking tot de getoonde resultaten wordt het volgende opgemerkt:

- Voor de locaties van Brienoordbrug en Krimpen a/d IJssel geven het analytische model en Sobek dezelfde resultaten. De Delft3D berekeningen met het Zeedelta model resulteren in een lagere schatting v.w.b. de te verwachten afname ten opzichte van de beide andere modellen.
- De resultaten voor beide jaren zijn vrijwel identiek (analytisch model en Sobek).
- Naarmate de afvoer lager is, zijn de effecten van het herstel van de trapjeslijn op de chlorideconcentraties groter. Dit is het gevolg van de grotere zoutindringing bij lagere afvoeren.
- De laagste afvoer, waarvoor geldt dat het verschil van de chlorideconcentratie tussen referentie (bodem 2008/2009) en bodem volgens trapjeslijn nog juist nul is, geldt als de "kritieke" afvoer voor begin van verzilting. Ter plaatse van de van Brienoordbrug treedt dit op bij een Bovenrijnafvoer van 1300 m³/s.
- Voor Krimpen a/d IJssel volgt uit Figuur 5.6 dat in het analytische model sprake is van een begin van verzilting bij een Bovenrijnafvoer van ongeveer 1100 m³/s. In Sobek treedt dit op bij een Bovenrijnafvoer van ongeveer 1250 m³/s, hoewel ook bij hogere afvoeren nog verzilting kan optreden (vermoedelijk als gevolg van stormen). Volgens waarnemingen begint de Hollandsche IJssel te verzilten bij een Bovenrijnafvoer van 1200 m³/s (Rijkswaterstaat, 2004). De zoutindringing nabij de Hollandsche IJssel wordt door Sobek dus redelijk goed gereproduceerd en door het analytische model enigszins onderschat.
- De voorspelde effecten bij Beerenplaat volgens het analytische model en de Delft3D berekeningen met het Zeedelta model komen goed overeen. Sobek geeft veel grotere veranderingen aan wat vermoedelijk het gevolg is van de te grote zoutindringing langs de Oude Maas, zoals die door Sobek wordt gesimuleerd (Rijkswaterstaat, 2003b). Ook in deze locatie geldt, dat de jaren 1976 en 2003 tot dezelfde resultaten leiden (analytisch model en Sobek).

5.5.2 Veranderingen langjarig-gemiddelde concentraties

In het vervolg zullen de resultaten in de locaties Krimpen a/d IJssel en Beerenplaat meer in detail worden geanalyseerd. Figuur 5.6 en Figuur 5.7 tonen de voorspelde afname van de tijdsgemiddelde chlorideconcentratie in deze locaties als functie van de Bovenrijnafvoer. Om aan te sluiten op de hierna te bespreken data analyse worden de concentratieveranderingen per afvoerklasse bepaald. Vervolgens wordt de langjarig-gemiddelde verandering afgeleid door de concentratieafname per afvoerklasse te vermenigvuldigen met de frequentie van voorkomen van die afvoerklasse gedurende een periode van ongeveer 20 jaren.

Allereerst is in Figuur 5.6 en Figuur 5.7 een regressielijn bepaald door de datapunten van alle modellen. Vervolgens zijn voor Krimpen a/d IJssel een onder- en bovengrens afgeleid door de regressielijn resp. 150 m³/s naar links en naar rechts te verschuiven. Met de ondergrens wordt bereikt, dat ook het resultaat van Delft3D wordt meegewogen in de analyse. De bovengrens valt ongeveer samen met de door Sobek voorspelde veranderingen (Sobek lijkt het moment van verzilten beter te voorspellen dan het analytische model). Ter plaatse van Beerenplaat wordt de in Figuur 5.7 getoonde regressielijn gebruikt; hierbij zijn de resultaten van Sobek buiten beschouwing gebleven i.v.m. de te hoge berekende chlorideconcentraties bij deze locatie. De berekende bijdragen van de concentratieveranderingen per afvoerklasse aan het langjarig-gemiddelde ('gewogen concentratieveranderingen') zijn vermeld in Tabel 5.4 voor Krimpen a/d IJssel en Tabel 5.5 voor Beerenplaat. Voor de frequentieverdeling van de afvoeren is gebruik gemaakt van de verdeling in (Jacobs en van Zetten, 2001), welke is afgeleid voor de periode 1978-1999.

| Krimpen a/d IJssel Langjarig-gemiddelde | | | Concentratieverandering [g/l] | | | Gewogen concentratieverandering [g/l] | | |
|----------------------------------------------------------------|-------|--------------|----------------------------------|-----------------|-----------------|---------------------------------------------|-----------------|-----------------|
| | | Freq. [%] | Gem. | Onder- grens | Boven- grens | Gem. | Onder- grens | Boven- grens |
| | < 800 | 0,3 | -0,20 | -0,12 | -0,27 | -0,001 | 0,000 | -0,001 |
| 800 | 1000 | 2,3 | -0,10 | -0,03 | -0,17 | -0,002 | -0,001 | -0,004 |
| 1000 | 1200 | 6,4 | 0,00 | 0,00 | -0,07 | 0,000 | 0,000 | -0,005 |
| 1200 | 1400 | 10,1 | | | 0,00 | | | 0,000 |
| 1400 | 1600 | | | | | | | |
| 1600 | 1800 | | | | | | | |
| Langjarig-gemiddelde concentratieverandering [g/l]: | | | | | | -0,003 | -0,001 | -0,010 |

Tabel 5.4 Verandering langjarig-gemiddelde chlorideconcentraties voor Krimpen a/d IJssel. 'Gem', 'Ondergrens' en 'Bovengrens' hebben betrekking op de drie lijnen in Figuur 5.6.

| Beerenplaat Langjarig-gemiddelde | | | Concentratieverandering [g/l] | | | Gewogen concentratieverandering [g/l] | | |
|----------------------------------------------------------------|-------|--------------|----------------------------------|--|--|---------------------------------------------|--|--|
| | | Freq. [%] | Gem. | | | Gem. | | |
| | < 800 | 0,3 | -0.11 | | | 0.000 | | |
| 800 | 1000 | 2,3 | -0.09 | | | -0.002 | | |
| 1000 | 1200 | 6,4 | -0.06 | | | -0.004 | | |
| 1200 | 1400 | 10,1 | -0.03 | | | -0.003 | | |
| 1400 | 1600 | 10,4 | 0.00 | | | 0.000 | | |
| 1600 | 1800 | | | | | | | |
| Langjarig-gemiddelde concentratieverandering [g/l]: | | | | | | -0,009 | | |

Tabel 5.5 Verandering langjarig-gemiddelde chlorideconcentraties voor Beerenplaat.

Uit de tabellen volgt:

- de voorspelde langjarig-gemiddelde afname van de chlorideconcentratie ten gevolge van het herstel van de trapjeslijn bedraagt in Krimpen a/d IJssel 1 tot 10 mg/l;
- in Beerenplaat is de voorspelde afname 9 mg/l.

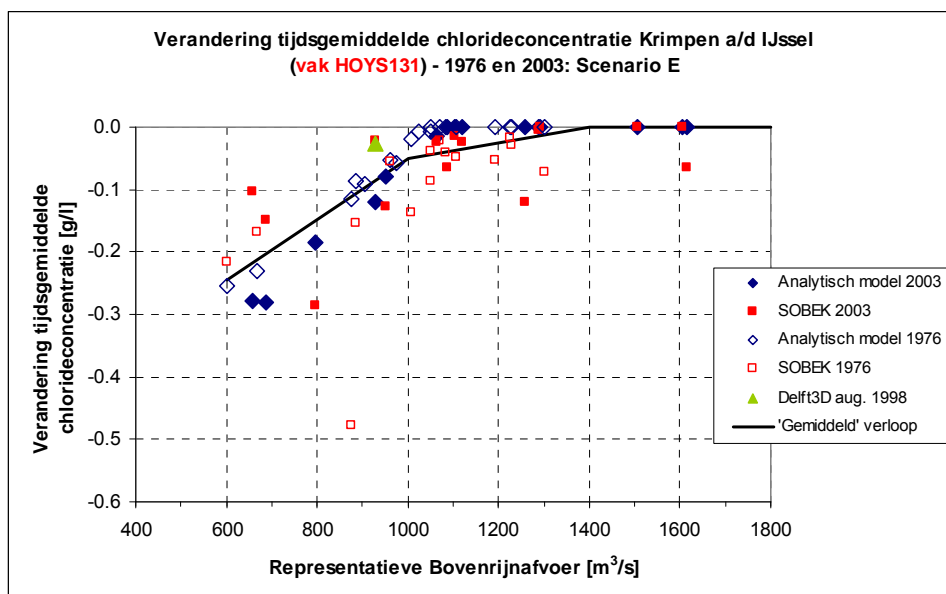
5.5.3 Vertaling naar veranderingen van het aantal verziltingsdagen

5.5.3.1 2003

Voor de beheerder is het vooral van belang vast te stellen in hoeverre het aantal verziltingsdagen ter plaatse van de innamepunten ten gevolge van het herstel van de trapjeslijn afneemt. Het analytische model geeft geen informatie over het aantal verziltingsdagen, omdat resultaten alleen in de vorm van tijdsgemiddelde concentraties als uitvoer worden verkregen. Voor het driedimensionale model (Zeedelta met Delft3D) kan geen jaarsimulatie worden uitgevoerd vanwege de lange rekentijd die hiermee gemoeid zou zijn. De resultaten van Sobek kunnen wel worden gebruikt om de reductie van het aantal verziltingsdagen te bepalen; echter de nauwkeurigheid van de voorspellingen met Sobek voor Beerenplaat worden niet betrouwbaar geacht. Daarom worden naast Sobek eveneens de gemeten concentraties gebruikt om tot een schatting te komen.

Voor de vertaling van de verandering van de tijdsgemiddelde concentratie naar verandering van het aantal verziltingsdagen voor 2003, is de volgende methode toegepast:

De gemeten chlorideconcentraties worden afhankelijk van de optredende Bovenrijnafvoer verminderd met een waarde volgens Figuur 5.6 (Krimpen a/d IJssel) en Figuur 5.7 (Beerenplaat). Hierbij is voor Krimpen a/d IJssel uitgegaan van een gemiddeld verloop door de datapunten, zoals weergegeven in Figuur 5.8. Voor Beerenplaat is de 2^e graadspolynoom toegepast, zoals weergegeven in Figuur 5.7.



Figuur 5.8 Veranderingen tijdsgemiddelde chlorideconcentratie als functie van de Bovenrijnafvoer bij Krimpen a/d IJssel en verondersteld gemiddeld verloop.

De resultaten zijn vermeld in Tabel 5.6 (Krimpen a/d IJssel) en Tabel 5.7 (Beerenplaat), samen met de resultaten die direct zijn afgeleid uit de Sobek-simulaties.

| Krimpen a/d IJssel 2003 | Referentie | Sobek | Afgeleid uit observaties |
|-------------------------|------------|-------|--------------------------|
| Sobek | 51 | -27 | |
| Observaties | 45 | | -17 |

Tabel 5.6 Afname aantal verziltingsdagen (chlorideconcentratie > 250 mg/l) voor 2003 volgens Sobek en op basis van waarnemingen in Krimpen a/d IJssel.

Het aantal verziltingsdagen voor de referentiesituatie (bodem 2008/2009) bedraagt volgens Sobek 51 dagen, wat goed overeenkomt met de 45 verziltingsdagen volgens de waarnemingen voor de bodem van 2003 (de bodem van de Nieuwe Waterweg en Nieuwe Maas is tussen 2003 en 2008/2009 niet veel veranderd).

De voorspelde afname van het aantal verziltingsdagen bij Krimpen a/d IJssel is volgens Sobek 27 dagen. De analyses op basis van de waarnemingenreeks geven een reductie van 17 dagen.

| Beerenplaat 2003 | Referentie | Sobek | Afgeleid uit observaties |
|------------------|------------|-------|--------------------------|
| Sobek | 136 | -34 | |
| Observaties | 42 | | -4 |

Tabel 5.7 Afname aantal verziltingsdagen (chlorideconcentratie > 250 mg/l) voor 2003 volgens Sobek en op basis van waarnemingen in Beerenplaat.

Uit Tabel 5.7 volgt, dat Sobek het aantal verziltingsdagen in Beerenplaat voor de referentie in sterke mate overschat (factor 3). De door Sobek voorspelde afname van 34 dagen ten gevolge van het herstel van de trapjeslijn is dus relatief onbetrouwbaar. De analyse op basis van de waarnemingenreeks geeft een reductie van (slechts) 4 verziltingsdagen.

De afname van het aantal verziltingsdagen geldt voor het 'zoute jaar' 2003, welke anno 2005 een herhalingstijd van 11,1 jaar heeft (Beersma et al., 2005). Het langjarig gemiddelde zal dus met gemiddeld $(1/11,1) \cdot (17-28 \text{ dg}) = 2$ tot 3 dagen (Krimpen a/d IJssel) en minder dan 1 dag (Beerenplaat) afnemen ten gevolge van condities zoals opgetreden in 2003. Voor minder zoute jaren zal de (absolute) afname van het aantal verziltingsdagen geringer zijn i.v.m. de gemiddeld kleinere zoutindringing voor die jaren. Deze jaren hebben echter wel een grotere kans van voorkomen, zie Tabel 5.8, en kunnen dus eveneens een bijdrage geven aan de reductie van het gemiddeld aantal verziltingsdagen over een lange periode.

| Verziltingsjaar | Karakteristiek | Herhalingstijd [jaren] | |
|-----------------|----------------|------------------------|-----------------|
| | | Huidig (2005) | Toekomst (2050) |
| 1976/1990 | extreem zout | 32,1 | 17,6 |
| 2003 | zout | 11,1 | 6,95 |
| 1996 | gemiddeld zout | 3,33 | 2,51 |
| 1994 | brak | 1,64 | 1,43 |
| 2002 | matig brak | 1,19 | 1,12 |

Tabel 5.8 Herhalingstijden karakteristieke verziltingsjaren (Beersma et al., 2005).

5.5.3.2 Periode 1981 t/m 2006

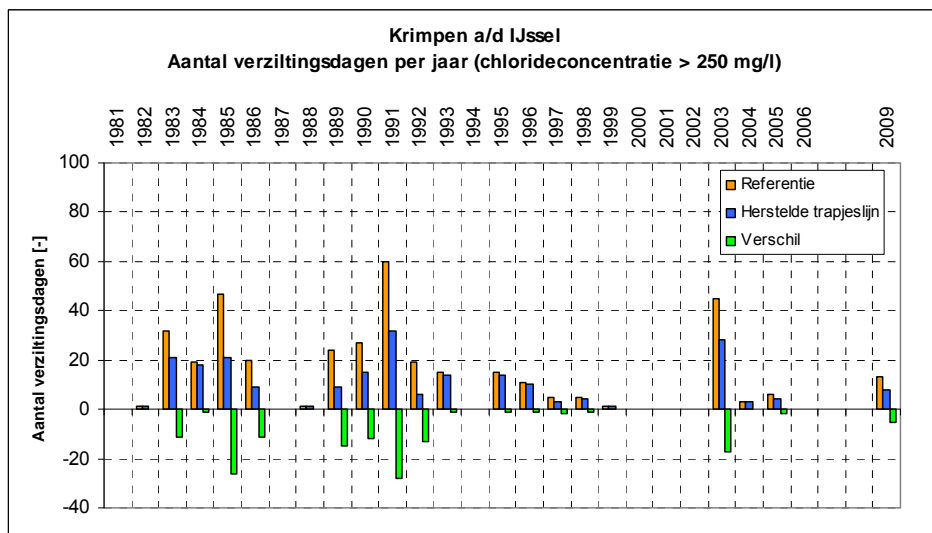
Om te komen tot een schatting van de afname van het aantal verziltingsdagen per jaar als een langjarig-gemiddelde is de bovengenoemde methode toegepast op de waarnemingenreeks voor de gehele periode 1981 t/m 2006 (26 jaar voor Krimpen a/d IJssel en 23 jaar voor Beerenplaat). De resultaten zijn voor de afzonderlijke jaren vermeld in Tabel 5.9 voor Krimpen a/d IJssel en Tabel 5.10 voor Beerenplaat. In deze tabellen is eveneens de afname van de jaargemiddelde concentratie vermeld. Het aantal verziltingsdagen voor de meting en na herstel van de trapjeslijn en de verschillen tussen beide situaties is weergegeven in Figuur 5.9 (Krimpen a/d IJssel) en Figuur 5.10 (Beerenplaat).

| Krimpen a/d IJssel | | | | | | | |
|--------------------|---------------------------------------------|-----------------------|--------|---------------------------|-----------------------|--------|-----|
| Jaar | Jaargemiddelde chloride concentratie [mg/l] | | | Overschrijdingsduur [dg.] | | | |
| | Meting | Herstelde trapjeslijn | Afname | Meting | Herstelde trapjeslijn | Afname | |
| 1981 | 150 | 150 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 1982 | 152 | 152 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| 1983 | 224 | 213 | -11 | 32 | 21 | -11 | -11 |
| 1984 | 162 | 161 | -1 | 19 | 18 | -1 | -1 |
| 1985 | 200 | 189 | -11 | 47 | 21 | -26 | -26 |
| 1986 | 165 | 161 | -4 | 20 | 9 | -11 | -11 |
| 1987 | 138 | 138 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 1988 | 148 | 147 | -1 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| 1989 | 182 | 170 | -12 | 24 | 9 | -15 | -15 |
| 1990 | 196 | 185 | -11 | 27 | 15 | -12 | -12 |
| 1991 | 238 | 212 | -26 | 60 | 32 | -28 | -28 |
| 1992 | 162 | 149 | -13 | 19 | 6 | -13 | -13 |
| 1993 | 170 | 167 | -3 | 15 | 14 | -1 | -1 |
| 1994 | 134 | 133 | -1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 1995 | 142 | 138 | -4 | 15 | 14 | -1 | -1 |
| 1996 | 174 | 166 | -8 | 11 | 10 | -1 | -1 |
| 1997 | 159 | 151 | -8 | 5 | 3 | -2 | -2 |
| 1998 | 151 | 147 | -4 | 5 | 4 | -1 | -1 |
| 1999 | 130 | 129 | -1 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| 2000 | 115 | 115 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 2001 | 102 | 102 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 2002 | 98 | 98 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 2003 | 170 | 150 | -20 | 45 | 28 | -17 | -17 |
| 2004 | 121 | 118 | -3 | 3 | 3 | 0 | 0 |
| 2005 | 125 | 118 | -7 | 6 | 4 | -2 | -2 |
| 2006 | 139 | 123 | -16 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 2009 | | | | 13 | 8 | -5 | -5 |
| Gem. | 156 | 149 | -6 | 14 | 8 | -5 | -5 |
| Max. | 238 | 213 | 0 | 60 | 32 | 0 | 0 |
| Min. | 98 | 98 | -26 | 0 | 0 | -28 | -28 |

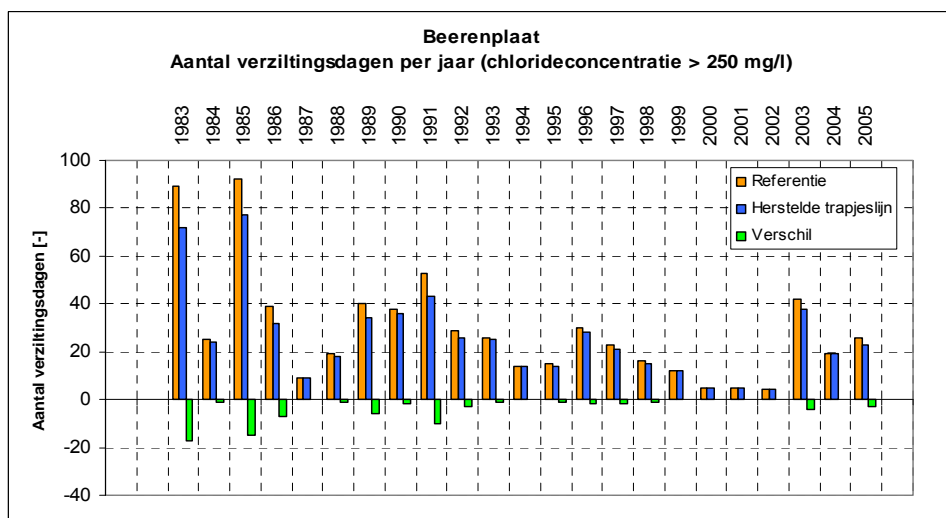
Tabel 5.9 Verandering jaargemiddelde chlorideconcentratie en aantal verziltingsdagen per jaar (concentratie > 250 mg/l) in Krimpen a/d IJssel

| Beerenplaat Jaar | Jaargemiddelde chloride concentratie [mg/l] | | | Overschrijdingsduur [dg/jaar] | | |
|---------------------|------------------------------------------------|--------------------------|--------|-------------------------------|--------------------------|--------|
| | Ref. | Herstelde trapjeslijn | Afname | Ref. | Herstelde trapjeslijn | Afname |
| 1983 | 357 | 345 | -12 | 89 | 72 | -17 |
| 1984 | 205 | 204 | -1 | 25 | 24 | -1 |
| 1985 | 333 | 319 | -14 | 92 | 77 | -15 |
| 1986 | 234 | 229 | -5 | 39 | 32 | -7 |
| 1987 | 132 | 132 | 0 | 9 | 9 | 0 |
| 1988 | 179 | 176 | -3 | 19 | 18 | -1 |
| 1989 | 260 | 242 | -18 | 40 | 34 | -6 |
| 1990 | 353 | 340 | -13 | 38 | 36 | -2 |
| 1991 | 546 | 518 | -28 | 53 | 43 | -10 |
| 1992 | 216 | 201 | -15 | 29 | 26 | -3 |
| 1993 | 243 | 237 | -6 | 26 | 25 | -1 |
| 1994 | 144 | 140 | -4 | 14 | 14 | 0 |
| 1995 | 144 | 137 | -7 | 15 | 14 | -1 |
| 1996 | 225 | 210 | -15 | 30 | 28 | -2 |
| 1997 | 175 | 162 | -13 | 23 | 21 | -2 |
| 1998 | 156 | 149 | -7 | 16 | 15 | -1 |
| 1999 | 144 | 142 | -2 | 12 | 12 | 0 |
| 2000 | 112 | 112 | 0 | 5 | 5 | 0 |
| 2001 | 103 | 103 | 0 | 5 | 5 | 0 |
| 2002 | 96 | 96 | 0 | 4 | 4 | 0 |
| 2003 | 270 | 244 | -26 | 42 | 38 | -4 |
| 2004 | 166 | 162 | -4 | 19 | 19 | 0 |
| 2005 | 174 | 162 | -12 | 26 | 23 | -3 |
| Gem. | 216 | 207 | -9 | 29 | 26 | -3 |
| Max. | 546 | 518 | 0 | 92 | 77 | 0 |
| Min. | 96 | 96 | -28 | 4 | 4 | -17 |

Tabel 5.10 Verandering jaargemiddelde chlorideconcentratie en aantal verziltingsdagen per jaar (concentratie > 250 mg/l) in Beerenplaat.



Figuur 5.9 Aantal verziltingsdagen per jaar (concentratie > 250 mg/l) voor Krimpen a/d IJssel voor de situaties vóór en na herstel trapjeslijn.



Figuur 5.10 Aantal verziltingsdagen per jaar (concentratie > 250 mg/l) voor Beerenplaat voor de situaties vóór en na herstel trapjeslijn.

Voor de langjarige periode 1981 t/m 2006 neemt het aantal verziltingsdagen in Krimpen a/d IJssel ten gevolge van het herstel van de trapjeslijn af van gemiddeld 14 dagen/jaar naar gemiddeld 8 dagen/jaar. Dit betekent, dat het aantal dagen dat verzilting optreedt met gemiddeld 6 dagen per jaar vermindert. Het is opmerkelijk dat de jaren 1985 en 1991 de grootste afname vertonen, resp. 26 en 28 dagen. Voor 18 jaren (van in totaal 26 jaren) is de afname 2 dagen/jaar of minder.

Voor de langjarige periode 1983 t/m 2005 neemt het aantal verziltingsdagen in Beerenplaat ten gevolge van het herstel van de trapjeslijn af van gemiddeld 29 dagen/jaar naar gemiddeld 26 dagen/jaar. Dit betekent, dat het aantal dagen dat verzilting optreedt met gemiddeld 3 dagen per jaar vermindert.

5.6 Conclusies

Een eventueel herstel van de trapjeslijn leidt tot de volgende verandering van de verziltings situatie nabij de punt van de zouttong:

- In 2003 is in Krimpen a/d IJssel sprake geweest van een verzilting (chlorideconcentratie hoger dan 250 mg/l) gedurende 6 à 7 weken. Voor deze condities (representatief voor een 'zout' jaar met een herhalingsperiode van ongeveer 10 jaar) zal het herstel van de trapjeslijn de verziltingsduur met 2 à 3 weken \pm 1 week reduceren. De bandbreedte is het resultaat van het gebruik van meerdere modellen in combinatie met een analyse van de in 2003 gemeten chlorideconcentraties.
- De verziltingsduur ter plaatse van Beerenplaat voor de condities van het jaar 2003 zal door het herstel van de trapjeslijn afnemen met 4 dagen. Analyse van de gemeten chlorideconcentraties geeft aan, dat de verziltingsduur in 2003 ter plaatse van deze locatie 42 dagen bedroeg.
- Het *gemiddelde* aantal verziltingsdagen per jaar zal in Krimpen a/d IJssel met zes dagen afnemen (van 14 dagen naar 8 dagen). In Beerenplaat bedraagt deze *gemiddelde* afname drie dagen (van 29 naar 26 dagen).

6 Effect herstelvarianten trapjeslijn op MHW standen

6.1 Inleiding

Het herstel van de trapjeslijn betekent dat de Nieuwe Waterweg en de Nieuwe Maas lokaal worden verondiept. Deze verondieping heeft gevolgen voor de indringing van het getij in het Noordelijk Deltabekken. Waterstanden in het Noordelijk Deltabekken zullen dus veranderen wanneer de trapjeslijn wordt hersteld.

Om veiligheid tegen overstromen te waarborgen, worden dijkhoogtes bepaald deels op basis van zogenaamde Maatgevend Hoogwater standen (in het vervolg MHW standen). Dit zijn de waterstanden die, naar verwachting, slechts eens per 10.000 jaar (zeegebied), eens per 4.000 jaar of eens per 2.000 jaar (rivierengebied) worden overschreden.

MHW standen voor het Noordelijk Deltabekken worden bepaald door een groot aantal berekeningen met het 1-dimensionale Sobek model van het Noordelijk Deltabekken uit te voeren. Par. 6.2 beschrijft globaal de MHW methodiek. Voor een uitgebreide beschrijving wordt verwezen naar (Rijkswaterstaat, 2007).

6.2 De MHW methodiek

Om over/onderschrijdingsfrequenties van waterstanden te bepalen is het noodzakelijk een groot aantal combinaties van de variabelen die de waterstand bepalen, de stochasten, door te rekenen. Bepalend voor de waterstanden in het Noordelijk Deltabekken zijn:

- De Rijnafvoer (tussen de 600 en 18000 m³/s),
- De Maasafvoer (tussen de 10 en 4546 m³/s),
- De zeewaterstand als som van het astronomische getij plus de stormopzet (tussen de 1,11 en 6 m),
- De windrichting,
- De windsnelheid (tussen de 0 en 42 m/s),
- De situatie van de keringen (open dan wel gesloten).

De combinaties van de stochasten zoals zoals gebruikt om MHW standen in het Noordelijk Deltabekken te bepalen is gegeven in Tabel 6.1.

| STOCHASTEN | | | | waarden | | | | | | | | | | aantallen | | | |
|--------------------------|--------------------------|-------------------|-------------------|---------|-------|------|------|-------|-------|-------|-------|-------|-----|-----------|---|-----|------|
| Afvoer | t.b.v. Rijn als stochast | Rijnafvoer | m ³ /s | 600 | 2000 | 4000 | 5000 | 8000 | 10000 | 13000 | 16000 | 18000 | | | 9 | 18 | 6768 |
| | | 50% Maasafvoer | m ³ /s | 55 | 217 | 687 | 1156 | 1626 | 2095 | 2600 | 3504 | 3074 | | | | | |
| t.b.v. Maas als stochast | Maasafvoer | m ³ /s | 10 | 327 | 655 | 1382 | 1900 | 2437 | 3226 | 3700 | 4546 | | | 9 | | | |
| | 50% Rijnafvoer | m ³ /s | 600 | 2000 | 4000 | 6000 | 8000 | 10000 | 13000 | 14790 | 18000 | | | | | | |
| Overig | "West" | Zeewaterstand | m | 1.11 | 2.0 | 3.0 | 4.0 | 5.0 | 6.0 | | | | | | 6 | 348 | |
| | | Wind | Windrichting | | ZW | WZW | W | WWW | NW | NNW | N | | | 7 | | | |
| | | Wind | Windsnelheid | m/s | 0 | 10 | 20 | 30 | 40 | | | | | 1+4 | | | |
| | | Keringsituatie | - | open | dicht | | | | | | | | | | 2 | | |
| | "Oost" | Zeewaterstand | m | 1.30 | | | | | | | | | | | 1 | 28 | |
| | | Wind | Windrichting | | NNO | NO | ONO | O | OZO | ZO | ZZO | Z | ZZW | 9 | | | |
| | | Wind | Windsnelheid | m/s | 0 | 10 | 20 | 30 | | | | | | 1+3 | | | |
| | | Keringsituatie | - | geen | | | | | | | | | | | 1 | | |

Tabel 6.1 Overzicht van combinaties van stochastwaarden om MHW standen in het Noordelijk Deltabekken te bepalen.

In totaal worden dus 6768 Sobek berekeningen uitgevoerd. Per Sobek berekening wordt alleen de maximale waterstand op een bepaalde uitvoerlocatie bewaard. Voor elke uitvoerlocatie kan een tabel met waterstanden behorend bij overschrijdingsfrequenties worden gemaakt door de kansen van voorkomen van een bepaalde combinatie van stochastwaarden te combineren met de berekende maximale waterstanden. In deze tabel kan de kans van voorkomen van een bepaalde overschrijdingsfrequentie, 1/10000 jaar, 1/4000 jaar of 1/2000 jaar, worden opgezocht.

Het definiëren van een MHW berekening, i.e. een serie Sobek berekeningen met de daarbij behorende statistische naverwerking, is volledig geautomatiseerd en wordt aangestuurd met behulp van de MHW processor.

6.3 Verandering van MHW standen als gevolg van het herstel van de trapjeslijn

6.3.1 Aanpassingen Sobek-NDB model en berekeningsresultaten

Uitgangspunt voor de MHW berekeningen is het Sobek-NDB model V1_1_0. De calibratie van dit model is beschreven in (Rijkswaterstaat, 2003b). Ten behoeve van deze studie is als eerste de diepteschematisatie van de Nieuwe Waterweg en de Nieuwe Maas aangepast op basis van door Rijkswaterstaat toegeleverde dieptegegevens 2008/2009. Met behulp van de oorspronkelijke definitie van de Sobek vakken in de Nieuwe Waterweg en de Nieuwe Maas zijn per vak de watervolumes beneden NAP-24 m t/m NAP+2 m bepaald. Na deling door de Sobek vaklengte wordt een stroomvoerend oppervlak beneden een bepaald niveau verkregen, waaruit een stroomvoerende breedte is te herleiden.

De trapjeslijn is in de Sobek schematisatie aangebracht door voor diepten beneden de tredediepte ter plaatse de stroomvoerende breedte gelijk aan 0 te veronderstellen.

De resultaten van de uitgevoerde MHW berekeningen zijn gegeven in Tabel 6.2.

Uit deze tabel wordt het volgende geconcludeerd:

- Het herstel van de trapjeslijn heeft een uiterst beperkt effect op de MHW standen,
- Voor de Nieuwe Waterweg en de Nieuwe Maas nemen MHW standen af (orde 1 cm) als gevolg van het herstel van de trapjeslijn. Dit herstel heeft kleinere diepten tot gevolg wat resulteert in een grotere bodemwrijving en dus meer demping van de getijgolf. Dit leidt tot lagere waterstanden.
- Voor het Haringvliet en het Spui geldt dat MHW standen toenemen (ook maximaal orde 1 cm). Dit is vermoedelijk een gevolg van het net iets vaker sluiten van de Haringvlietssluisen in de Sobek berekeningen met een herstelde trapjeslijn.

| Locatie | Ontwerp freq. | oorspronkelijke profielen | Iodingen 2008 | Herstelde trapjeslijn | Vershil ([cm]) |
|------------------------------------|---------------|---------------------------|---------------|-----------------------|----------------|
| Hoek_van_Holland | 10000 | 5.037 | 5.037 | 5.037 | 0.0 |
| Maassluis | 10000 | 3.243 | 3.252 | 3.239 | -1.3 |
| Vlaardingen | 10000 | 3.275 | 3.278 | 3.273 | -0.5 |
| Rotterdam | 10000 | 3.431 | 3.431 | 3.432 | +0.1 |
| Krimpen_ad_IJssel | 2000 | 3.198 | 3.198 | 3.198 | 0.0 |
| Krimpen_ad_Lek | 2000 | 3.165 | 3.164 | 3.164 | 0.0 |
| Alblasserdam_ro | 2000 | 2.975 | 2.971 | 2.972 | 0.1 |
| Sliedrecht | 2000 | 3.418 | 3.414 | 3.416 | 0.2 |
| Giessendam | 2000 | 3.866 | 3.863 | 3.864 | 0.1 |
| Hardinxveld | 2000 | 4.585 | 4.583 | 4.585 | 0.2 |
| Werkendam_buiten | 2000 | 4.431 | 4.429 | 4.43 | 0.1 |
| Spijkenisse | 4000 | 3.12 | 3.123 | 3.118 | -0.5 |
| Goidschalxoord | 2000 | 2.748 | 2.747 | 2.753 | 0.6 |
| Puttershoek | 2000 | 2.788 | 2.787 | 2.788 | 0.1 |
| Dordrecht | 2000 | 2.923 | 2.92 | 2.923 | 0.3 |
| Hellevoetsluis | 4000 | 2.557 | 2.547 | 2.555 | 0.8 |
| Middelharnis | 4000 | 2.588 | 2.577 | 2.585 | 0.8 |
| Rak_Yesord | 2000 | 2.588 | 2.58 | 2.586 | 0.6 |
| Moerdijk | 2000 | 2.696 | 2.689 | 2.693 | 0.4 |
| Keizersveer | 2000 | 3.399 | 3.393 | 3.397 | 0.4 |
| Sluitfrequentie Keringen eens per: | | 10.1 jaar | 9.8 jaar | 10.1 jaar | |

Tabel 6.2 MHW standen (m tov NAP) met en zonder herstelde trapjeslijn en verschillen (cm).

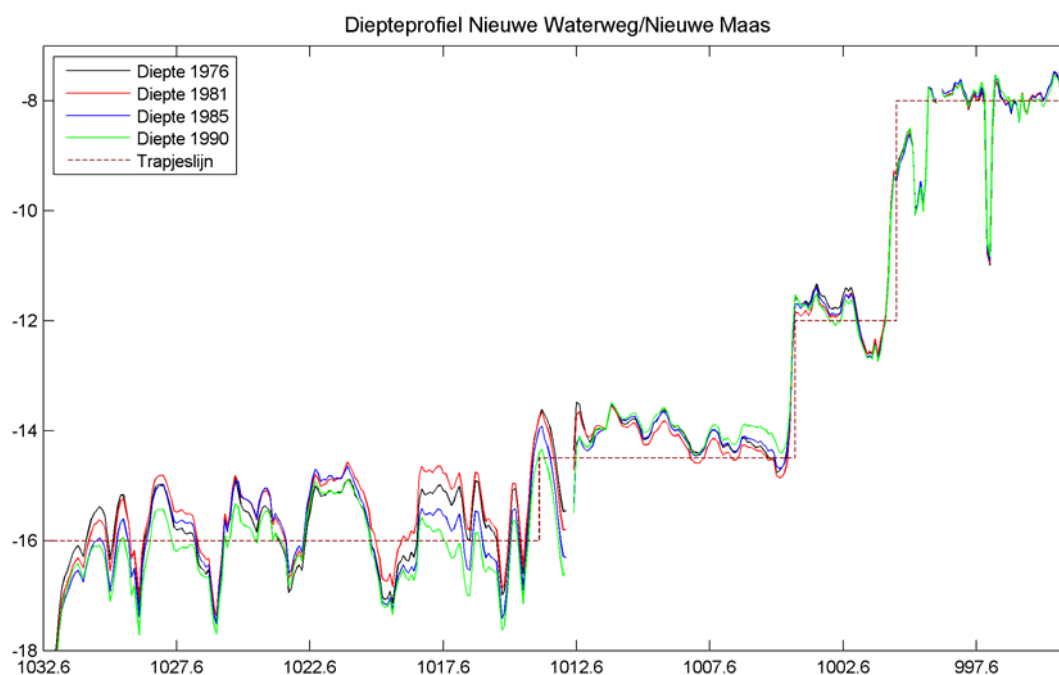
7 Analyse bodemontwikkeling trapjeslijn vanaf 1970, verkenning van risico's en uitgebreide kostenberekening

7.1 Bodemontwikkeling en morfologische stabiliteit trapjeslijn

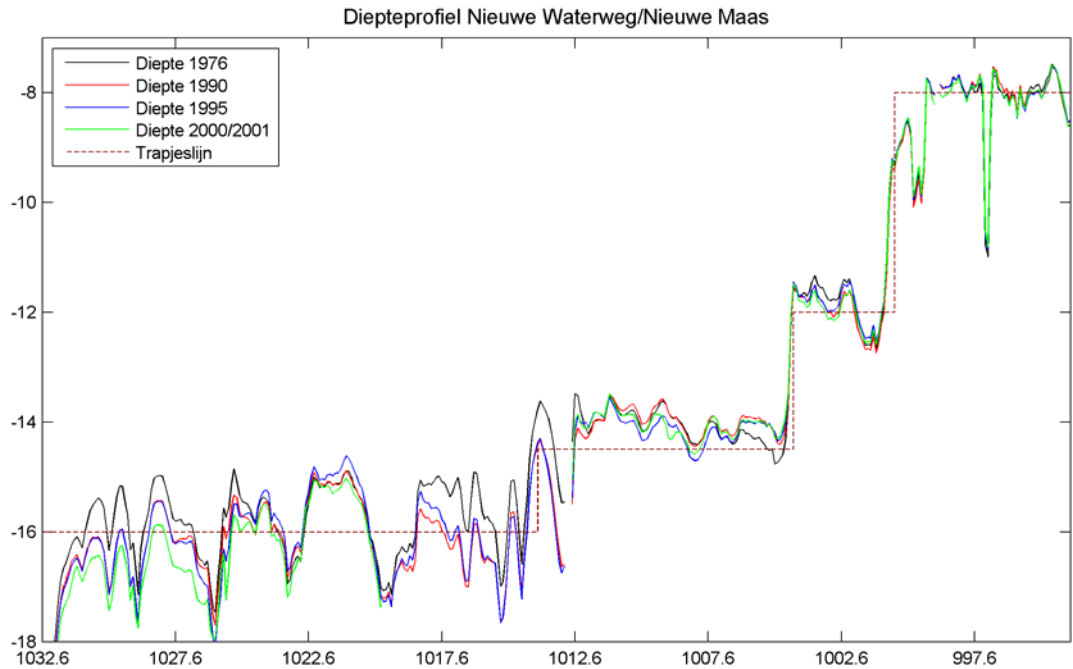
De diepteontwikkeling in de Nieuwe Waterweg en de Nieuwe Maas in de tijd wordt getoond in Figuur 7.1 - Figuur 7.3. Met ongeveer 5 jaarlijkse intervallen zijn de diepten in de vaarweg van de Nieuwe Waterweg en de Nieuwe Maas getekend in combinatie met het theoretische dwarsprofiel volgens de trapjeslijn. De figuren laten het volgende zien:

- De grootste verdiepingen hebben plaatsgevonden nabij de monding van de Nieuwe Waterweg (tussen km 1032.6 en km 1023.3),
- Met uitzondering van de monding van de Nieuwe Waterweg is het diepteprofiel niet of nauwelijks veranderd na de aanleg van de trapjeslijn en benadert het werkelijke diepteverloop het gewenste verloop volgens de trapjeslijn.

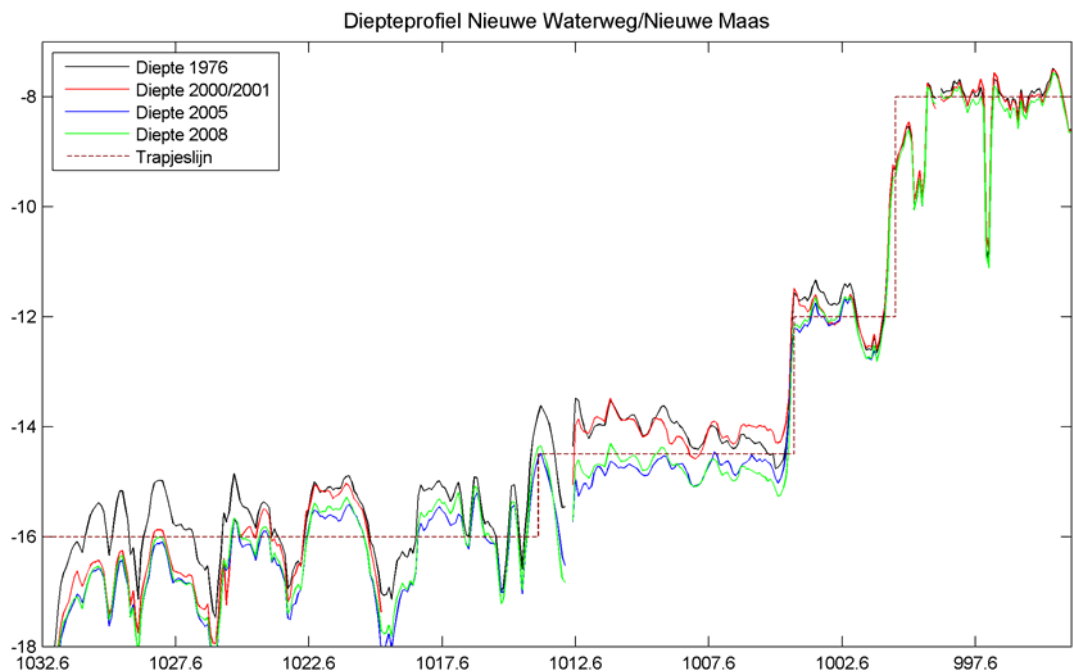
;



Figuur 7.1 Bodemligging Nieuwe Waterweg/Nieuwe Maas 1976 – 1990



Figuur 7.2 Bodemligging Nieuwe Waterweg/Nieuwe Maas 1990 – 2000

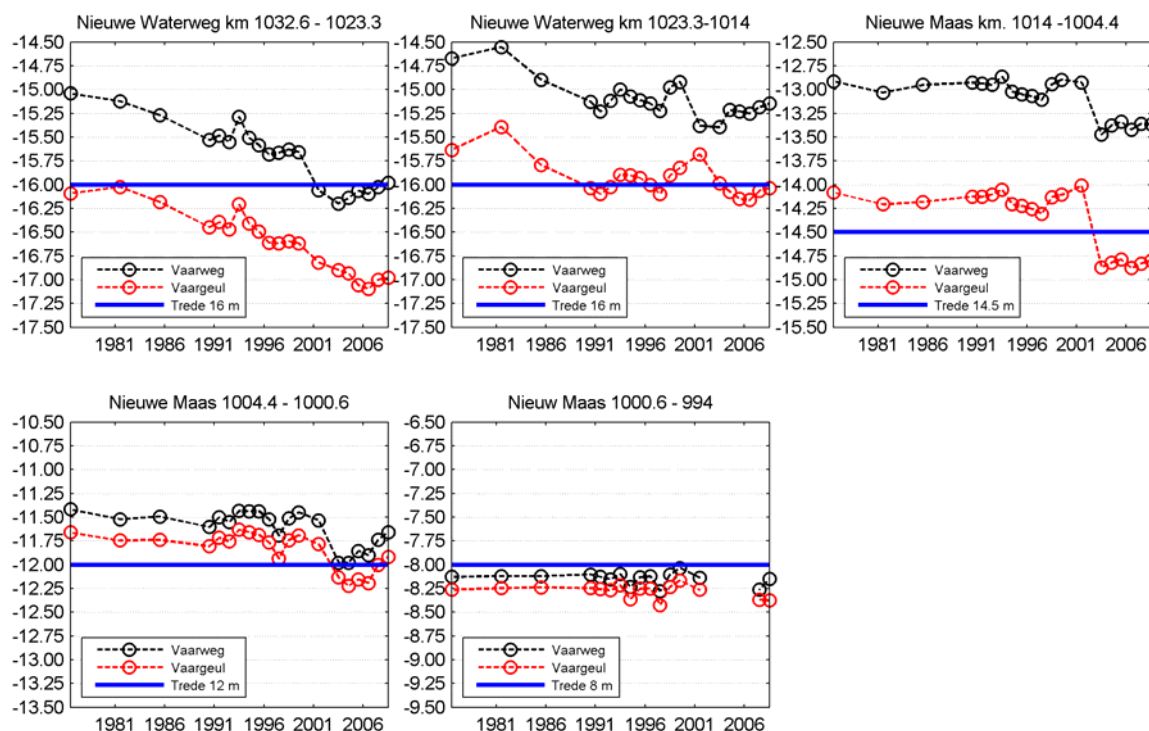


Figuur 7.3 Bodemligging Nieuwe Waterweg/Nieuwe Maas 2000 – 2008

Figuur 7.4 toont de ontwikkeling van de bodemligging in de Nieuwe Waterweg en de Nieuwe Maas op een iets andere manier; de gemiddelde diepte in zowel de vaargeul als de vaarweg zijn voor een 5-tal trajecten weergegeven als functie van de tijd.

Hieruit volgt:

- De verdieping in de monding van de Nieuwe Waterweg, tussen km 1032.6 en 1023.3, resulteert in een gemiddelde vaargeuldiepte ongeveer 1 m onder de tredediepte ter plaatse van NAP-16 m. De verdieping lijkt zich lineair in de tijd te onwikkelen, van ongeveer NAP-16 m direct na aanleg van de trapjeslijn in 1976 tot NAP-17 m in 2006.
- Voor de Nieuwe Waterweg tussen km 1023.3 en km 1014 geldt dat de bodemligging nauwelijks is veranderd na aanleg van de trapjeslijn.
- In de Nieuwe Maas tussen km 1014 en 1004.4 is de bodem stabiel. Duidelijk zichtbaar is de 2^e aanpassing van de trapjeslijn in 2002 waarbij de tredediepte is aangepast van NAP-14 m tot NAP-14.5 m.
- Voor het resterende deel van de Nieuwe Maas (tussen km 1004.4 en km 994) geldt dat de bodem na aanleg van de trapjeslijn niet of nauwelijks is veranderd. De huidige diepte is ongeveer gelijk aan de tredediepten van NAP-12 m en NAP-8 m.



Figuur 7.4 Bodemontwikkeling Nieuwe Waterweg/Nieuwe Maas 1976 – 2008 per trede

De trapjeslijn zal dus voornamelijk in de monding van de Nieuwe Waterweg, tussen km 1032.6 en km 1023.3 hersteld moeten worden.

Het herstel van de trapjeslijn is mogelijk door daar waar de diepte groter is dan de tredediepte de bodem aan te vullen met zand. Echter, het is mogelijk dat dit zand erodeert waarna opnieuw aangevuld moet worden. Vandaar dat in overleg met de opdrachtgever is besloten Projectonderdeel 7, verkenning van risico's van/na herstel van de trapjeslijn, in te vullen als een 'expert opinion' over de morfologische ontwikkeling van de Nieuwe Waterweg en de Nieuwe Maas. Dit projectonderdeel wordt gerapporteerd in Appendix G. Met betrekking tot het herstel van de trapjeslijn volgt uit de morfologische deelstudie dat herstel met zand niet mogelijk is. Binnen een jaar is het gestorte zand weer weggespoeld. Het afdekken met grind,

zoals ook bij aanleg van de trapjeslijn is gebeurd in bepaalde trajecten, is dan ook noodzakelijk.

7.2 Raming kosten Herstel trapjeslijn

Om de kosten van het herstel van de trapjeslijn te ramen is uitgegaan van:

- Een aan te vullen hoeveelheid van ongeveer 5 miljoen m³ (overdieptes minder dan 30 cm buiten beschouwing gelaten),
- Van deze 5 miljoen m³ moet 2 miljoen m³ worden gebruikt om het gebied tussen de stormvloedkering en de mond van de Nieuwe Waterweg te herstellen,
- Zand benodigd voor aanvullen wordt gewonnen op zee met sleeplopperzuigers,
- Voor het aanbrengen in de onderlagen is gerekend met dumpen,
- Er is gerekend met een factor van 1,1 voor het omrekenen van in-situ m³ naar beun m³, dit in verband met te verwachten verliezen,
- De herstellde trapjeslijn wordt afgedekt met een laag grind, diameter tussen de 20 en 60 mm, met een dikte van 30 cm,
- Het grind benodigd voor het afdekken van de herstellde trapjeslijn wordt gewonnen in Limburg en aangevoerd per binnenvaartschip,
- De aanschafprijs van het grind is € 8 per m³,
- Het grind wordt aangebracht middels een gespecialiseerd stortponton.

Gebaseerd op bovenstaande uitgangspunten is geraamd (B. Visser, Dienst Zuid Holland) dat herstel van de trapjeslijn 53 M€ kost.

8 Conclusies en aanbevelingen

8.1 Conclusies

Op basis van een analyse van gemeten chlorideconcentraties ter plaatse van Krimpen a/d IJssel en Beerenplaat wordt het volgende geconcludeerd:

- De verziltingssituatie in het Noordelijk Deltabekken is de afgelopen decennia (globaal sinds 1980) niet verslechterd. De trendmatige afname van de chlorideconcentraties zijn het gevolg geweest van een afname van het chloridegehalte van de Bovenrijn.
- Indien de chlorideconcentraties ter plaatse van Krimpen a/d IJssel en Beerenplaat worden gecorrigeerd voor deze afname, resteert een toename van de chlorideconcentratie in Krimpen a/d IJssel; in Beerenplaat kan binnen de 95% nauwkeurigheid van de analyse sprake zijn geweest van een toename óf een afname van de concentratie.
- Een toename is het gevolg van een grotere zoutindringing vanuit zee, welke deels kan zijn veroorzaakt door de geleidelijke verdieping van de treden van de trapjeslijn maar mogelijk ook door andere ingrepen in het Noordelijk Deltabekken (zoals de doorsteek van de Beerdam in 1997).

Een eventueel herstel van de trapjeslijn leidt tot de volgende verandering van de verziltingssituatie nabij de punt van de zouttong:

- In 2003 is in Krimpen a/d IJssel sprake geweest van een verzilting (chlorideconcentratie hoger dan 250 mg/l) gedurende 6 à 7 weken. Voor deze condities (representatief voor een 'zout' jaar met een herhalingsperiode van ongeveer 10 jaar) zal het herstel van de trapjeslijn de verziltingsduur met 2 à 3 weken \pm 1 week reduceren. De bandbreedte is het resultaat van het gebruik van meerdere modellen in combinatie met een analyse van de in 2003 gemeten chlorideconcentraties.
- De verziltingsduur ter plaatse van Beerenplaat voor de condities van het jaar 2003 zal door het herstel van de trapjeslijn afnemen met 4 dagen. Analyse van de gemeten chlorideconcentraties geeft aan, dat de verziltingsduur in 2003 ter plaatse van deze locatie 42 dagen bedroeg.
- Het *gemiddelde* aantal verziltingsdagen per jaar zal in Krimpen a/d IJssel met zes dagen afnemen (van 14 dagen naar 8 dagen). In Beerenplaat bedraagt deze *gemiddelde* afname drie dagen (van 29 naar 26 dagen).

Naast de bovengenoemde hoofdconclusies heeft de studie ook geresulteerd in onderstaande, aanvullende, nevenconclusies:

- De voorspelde effecten van de verdiepingen (en dus ook van verondiepingen samenhangend met het herstel van de trapjeslijn) volgens de modellen komen overeen met de waargenomen concentratieveranderingen te Beerenplaat en Krimpen a/d IJssel op basis van een trendanalyse.
- Het herstel van de trapjeslijn heeft geen nadelige gevolgen voor Maatgevende HoogWater (MHW) standen.
- Uit de uitgevoerde literatuurstudie volgt dat het effect van ingrepen in het Noordelijk Deltabekken, zoals het openstellen van de Beerdam of de aanleg van Maasvlakte 2, op de zoutindringing gering is.

- Om de trapjeslijn te herstellen is aanvullen met zand niet afdoende. Het gestorte zand erodeert en binnen een jaar zal opnieuw aangevuld moeten worden. Afdekken met grind is noodzakelijk. De geraamde kosten voor het herstel van de trapjeslijn bedragen in dat geval 53 M€.

8.2 Aanbevelingen

De trapjeslijn is niet de enige maatregel om zoutindringing en dus verzilting tegen te gaan. Aanbevolen wordt, alvorens over te gaan tot herstel van de trapjeslijn, overige zoutindringingsbeperkende maatregelen te onderzoeken op effectiviteit. Gedacht kan worden aan in de literatuur genoemde maatregelen zoals:

- Het aanleggen van spaarbekkens,
- Een bellenscherm in de Nieuwe Waterweg, dat wordt aangezet in geval van lage Bovenrijnafvoeren, wanneer verzilting dreigt op te treden,
- Het (tijdelijk) afsluiten van de Oude Maas of het Spui,
- Een ander beheer van de stuw te Driel.

Daarnaast kan worden gedacht aan:

- Het lokaal genereren van meer menging door het aanleggen van nieuwe kribben dan wel aanpassen van de vormgeving van bestaande kribben of harde, menging genererende, constructies op de tredegrenzen,
- Een doorvaarbare kering, flexibel genoeg om de scheepvaart niet te hinderen maar stijf genoeg om zoutindringing tegen te gaan,
- Het tijdelijk afsluiten van het Hartelkanaal met de al aanwezige Hartelkering.

9 Referenties

Baggelaar, Paul K., Eit C.J. van der Meulen, 2009, Historische en toekomstige ontwikkelingen chloridebelasting in het traject Lobith tot Andijk. RIWA.

Beersma, J.J, Adri Buishand, Sacha de Goederen en Pieter Jacobs, 2005, Zout, zouter, zoutst, Statistiek van de externe verzilting in Midden-West Nederland, KNMI - publicatie; 199-III, 2005.

Burgh, P. van der, 1972, Ontwikkeling van een methode voor het voorspellen van zoutverdelingen in estuaria, kanalen en zeeën, Rijkswaterstaat – Deltadienst, Afdeling Waterhuishouding.

Crosato, A. en C. Kuijper (2002) Hydromorfologische effecten van kribaanpassingen in de bocht van Maassluis. Project: Kribben ZH. Rapport Z3426. WL | Delft Hydraulics. Nov. 2002.

Eysink, W.D. (1989) Sedimentation in harbour basins. Small density differences may cause serious effects. In: 9th International Harbour Congress, Antwerpen, België, 20-24 June 1988.

Jacobs, P., J.W. van Zetten, 2001, Prognose verzilting noordrand Noordelijk Deltabekken na verdieping Nieuwe Maas, RIZA werkdocument 2001.193X Projectnummer: 6100.016.34, Rijkswaterstaat (RIZA-WST).

Kuijper, C., T.v.d. Kaaij, 2009, Herstel van de "trapjeslijn" in de Nieuwe Waterweg en de Nieuwe Maas. Fase 1: Voorstudie naar de effecten op de zoutindringing. Project 1002366. Deltares.

Moser, G.M. (1988) Waterloopkundig systeem onderzoek Noordelijk Deltabekken: rivierprofilering grondkribben, geulen en kuilen en trapjeslijn. Verslag bureaustudie Z245. Waterloopkundig Laboratorium. Dec. 1988.

Rigter, B.P., 1971, Reproductie zouttoestand getijrivieren. Dimensieanalyse zout-indringing systematisch onderzoek, M0896-XV, Waterloopkundig Laboratorium Delft.

Rijkswaterstaat, 1972, De verziltingsbestrijding op het Noordelijk Deltabekken na het inwerkingstellen van de Haringvlietsluizen.

Rijkswaterstaat, 1977; Droogterapport Benedenrivieren gebied, Evaluatie droogteperiode 1976, Directie Benedenrivieren.

Rijkswaterstaat, 1988; Trapjeslijn in de Nieuwe Waterweg en de Nieuwe Maas, evaluatie periode 1973/1977-1987, Directie Benedenrivieren, Nota.

- Rijkswaterstaat, 2003a, Analyse verzilting Noordrand Noordelijk Deltabekken na doorsteek Beerdam, RIZA werkdocument 2003.054X Project nr 6100.010.32.
- Rijkswaterstaat 2003b, Een Sobek model van het Noordelijk Deltabekken: bouw, calibratie en verificatie, RIZA werkdocument 2003.047X
- Rijkswaterstaat, 2004, Evaluatie droogteperiode 2003. De situatie in het noordelijk deltabekken in de periode met een lage afvoer van de Rijn in juli t/m oktober 2003: waterbeweging en verzilting. Notanummer AP/2401750/2004/03.
- Rijkswaterstaat, 2007, Achtergrondrapport HR2006 voor de Benedenrivieren, Thermometerrandvoorwaarden 2006, RWS RIZA rapport 2007.023
- Roelfzema, 1987, Waterloopkundig systeemonderzoek Noordelijk Deltabekken. Verdiepingen/verondiepingen van riviertakken. Verslag modelonderzoek – deel 1. M2086 / Z67. Waterloopkundig Laboratorium.
- Royal Haskoning, 2002; Onderzoek verdieping Nieuwe Maas met Zeedelta v8, E. Collard
- Savenije, Hubert H.G., 2005, Salinity and tides in alluvial estuaries, Elsevier.
- Snippen, E., Fioole, A., Geelen, H., Kamsteeg, A., Van Spijk, A. & Visser, T. (2005) Sediment in (be)weging: Sedimentbalans Rijn-Maasmonding periode 1990-2000. Rapport Rijkswaterstaat RIZA, afdeling WRE, 11 mei 2005.
- Sloff, C.J., E. Mosselman and J. Sieben (2006) Effective use of non-erodible layers for improving navigability. In: Ferreira, R.M.L., E.C.T.L. Alves, J.G.A.B. Leal and A.H. Cardoso (eds.) River Flow 2006, Taylor and Francis/Balkema. Proceedings, p. 1211
- Sloff, K., S. Giri, M. Zagonjoli, M. Yossef, A. Paarlberg (2009) Voorspelinstrument Duurzame Vaardiepte Rijndelta. Continued development and application of morphological model DVR Part 3: Case studies. Deltares Rapport 1002069-003-ZWS-0001, december 2009.
- Struijk, Ronald, 2006, Achterwaartse Verzilting Rijn-Maasmonding, RIZA werkdocument 2006.065X.
- Van der Wal, M., 2009; Oevers van de Nieuwe Waterweg, Advies over aanpassingen. Project 1002099. Deltares.
- Van Wijngaarden, M. en D. van Ludikhuizen (1997) Veranderingen in morfologie, water- en bodemkwaliteit in het Noordelijk Deltabekken bij een alternatief beheer van de Haringvlietsluizen. Deelrapport MER Beheer Haringvlietsluizen; Deelrapport Morfologie en kwaliteit binnengebied. RWS, notanummer: apv 98/094.

Verheij, H.J. (2010) persoonlijke communicatie

Waterloopkundig Laboratorium, Onderzoek wijziging bocht Maassluis, invloed op het onderhoudsbaggerwerk en de zouttoestand in het Noordelijk Deltabekken, oktober 1983.

Waterloopkundig Laboratorium, 1985, Waterloopkundig systeemonderzoek Noordelijk Deltabekken. Lozingen/onttrekkingen en afvoervertrekkingen. Deel 1; variaties restafvoeren. Verslag modelonderzoek. M2030-1.

Waterloopkundig Laboratorium (1987) Waterloopkundig systeemonderzoek Noordelijk Deltabekken: Ruwheid en menging (deel 1), verslag getijmodelonderzoek, maart 1987.

Waterloopkundig Laboratorium (1992), Simulatie van slibtransporten in het Noordelijk Deltabekken met behulp van DISTRO/DELWAQ-Model: Deel II: uitbreiding gevoeligheidsonderzoek, december 1992b.

A Introductie data-georiënteerde modellen

Achtergrond van data-georiënteerde modellen

Zoals eerder al is opgemerkt wordt in dit kader de zoutindringing in het Noordelijk Deltabekken op basis van meetdata uitgevoerd. Dit wordt gedaan via een *data georiënteerde modellering*. Hierbij gaat het om in hoge mate geparparameteriseerde modellen voor het in *kwantitatieve* vorm beschrijven van het verband tussen enerzijds één of meer invoergrootheden, en anderzijds een uitvoergrootheid (ofwel een doelvariabele of 'target'-variabele) die men uit de invoervariabelen wil voorspellen. Bekende voorbeelden van data-georiënteerde technieken zijn lineaire en niet-lineaire regressiemodellen. In de praktijk worden dergelijke regressiemodellen ook vaak aangeduid met 'black box modellen', 'empirische relaties', 'systeemrelaties', of 'overdrachtsfuncties'. De benamingen systeemrelaties en empirische relaties worden vaak gebruikt voor wiskundige formules van de relatie tussen twee of meer fysische grootheden of toestandsvariabelen van een fysisch (water)systeem. Als concreet voorbeeld kunnen QH-relaties worden genoemd.

Wiskundige formulering

In algemene wiskundige vorm zien data georiënteerde modellen er als volgt uit:

$$y = \Phi(\vec{x} | \vec{\Theta}) \quad (\text{A.1})$$

Hierin is y de doel- of targetvariabele, en zijn de $\vec{x} := (x_1, x_2, x_3, \dots, x_N)$ één of meer invloedsfactoren waaruit een schatting of voorspelling van de doelvariabele y moet worden afgeleid. Het symbool ":= " in een vergelijking zoals hier $\vec{x} := (x_1, x_2, x_3, \dots, x_N)$ betekent dat het symbool in het linker lid van die vergelijking gedefinieerd wordt als de uitdrukking of formule in het rechterlid van die zelfde vergelijking.

De $\Phi(\cdot | \vec{\Theta})$ in Vergelijking (A.1) is een geparparameteriseerde (systeem)functie en vormt het feitelijke model voor het uit de invloedsfactoren voorspellen van de doelvariabele. Voor zover mogelijk kan fysische kennis worden ingebracht in de formulering van de systeemfunctie. Anderzijds worden vaak empirische relaties of meer strikt generieke wiskundige vergelijkingen gebruikt.

De $\vec{\Theta} := (\Theta_1, \Theta_2, \Theta_3, \dots, \Theta_p)$ in Vergelijking (A.1) zijn de in eerste instantie onbekende parameters in de formulering van dat model. Aan de hand van meetdata van (combinaties van) de doelvariabele en invloedsfactoren een schatting $\hat{\Theta}$ van $\vec{\Theta}$ worden afgeleid. Dat schatten vindt plaats via een modelcalibratie.

Bij het voorafgaande moet nog worden opgemerkt dat de doelvariabele en invloedsfactoren vaak van de tijd t afhangen. In dat geval moet bovenstaande vergelijking worden geschreven als:

$$y_t = \Phi(\vec{x}_t | \vec{\Theta}) \quad (\text{A.2})$$

Op eenzelfde manier kan eventuele afhankelijkheid van ruimtelijke coördinaten worden meegenomen.

Voorbeelden van de systeemfunctie $\Phi(\cdot | \vec{\Theta})$

Als een eenvoudig voorbeeld kan worden genoemd dat bij een *lineair regressie* model de systeemfunctie $\Phi(\cdot | \vec{\Theta})$ er als volgt uitziet:

$$\Phi(\vec{x} | \vec{\Theta}) = \Theta_0 + \sum_{n=1}^N \Theta_n \cdot x_n \quad (\text{A.3})$$

Het aantal parameters in dit regressiemodel is dan $P := N + 1$ en is dus één meer dan het aantal invloedsfactoren die in de modellering worden meegenomen. De $\{\Theta_n\}_{n=0}^N$ zijn feitelijk de gewichten waarmee de invloedsfactoren $\{x_n\}_{n=1}^N$ via een superpositie gekombineerd worden tot een schatting voor de doelvariabele y .

In de praktijk zijn fysische processen vaak te complex om met een lineaire relatie weergegeven te worden en moet voor $\Phi(\cdot | \vec{\Theta})$ een niet-lineaire functie gekozen worden.

Voor het modelleren van chlorideconcentraties, die bovendien altijd positief moeten zijn, zou dat bijvoorbeeld kunnen zijn via:

$$\Phi(\vec{x} | \vec{\Theta}) = \exp\left(\Theta_0 + \sum_{n=1}^N \Theta_n \cdot x_n\right) \quad (\text{A.4})$$

Daarnaast zijn talloze andere vormen van niet-lineaire regressiemodellen te bedenken, met bijvoorbeeld kwadratische en/of hogere order termen, goniometrische functies, logaritmen, etc.

Een bijzondere vorm van regressiemodellen die ook in dit kader zijn toegepast zijn *neurale netwerken* van het type Multi-Layer Perceptron (MLP). De essentie van MLP is (ruwweg) dat standaard niet-lineaire (basis)functies worden toegepast op een aantal lineaire combinaties van de invloedsfactoren. Hierna worden de uitkomsten van die basisfuncties op een gewogen wijze met elkaar gekombineerd. Dit recept van gewogen lineaire combinaties en niet-lineaire transformatie wordt eventueel een paar keer herhaald (binnen zogenaamde lagen in het neurale netwerk). Op deze manier zijn die MLP-modellen vervolgens in staat om willekeurige niet-lineaire relaties in data te identificeren zonder dat door de gebruiker van te voren expliciet moet worden aangegeven welk verband verwacht wordt (lineair, kwadratisch, exponentieel, harmonisch, of wat dan ook). Wiskundig heet dit dat MLP "universele functieapproximators" zijn, ofwel: *volledig generieke regressiemodellen*.

In dit geval is de systeemfunctie $\Phi(\cdot | \vec{\Theta})$ dan een MLP zodat formeel de regressieformule kan worden geschreven als $y = MLP(\vec{x} | \vec{\Theta})$. De parameters $\vec{\Theta}$ zijn nu de gewichten van de verbindingen in de diverse lagen van het MLP.

Voordelen van data-georiënteerde modellen

Een belangrijk voordeel van data-georiënteerde modellen is dat zij (vergeleken met gedetailleerde numerieke, en volledig op fysieke concepten gebaseerde modellen) met relatief beperkte inspanning, en met grote flexibiliteit (t.a.v. de wiskundige formulering) kunnen worden afgeleid. Bovendien spelen bij daaropvolgende toepassingen rekentijden vaak nauwelijks een rol. In die zin zijn deze modellen niet alleen geschikt voor het identificeren van systeemrelaties (zoals hier voor zoutindringing), maar zijn ze ook zeer aantrekkelijk voor rapid assessment en/of zogenaamde ensemble toepassingen. Daarbij moet gedacht worden aan design studies, scenario-evaluaties, operational management applicaties, real time control, optimalisatie, gevoeligheids- en onzekerheidsanalyses, etc. Op deze manier kunnen regressiemodellen, ofwel systeemrelaties, in belangrijke mate en op diverse manieren bijdragen aan systeeminzicht, en operationele toepassingen in real time.

B Gebruikte regressiemodellen

1 Standaard lineaire regressie

De eerste variant is een standaard lineaire regressie waarbij het model conform Vergelijking 3.3 er als volgt uitziet:

$$y_t := \Theta_0 + \sum_{n=1}^N \Theta_n \cdot x_{n,t}^{BP} \quad (\text{B.1})$$

Hier en in het vervolg moet steeds gerealiseerd worden dat de doelvariabele y_t hier de $\log_{10}(CI_{Max})$ voor de Beerenplaat representeert.

Het resultaat van de modelcalibratie is via een zogenaamde scatterplot te vinden in Figuur 3.7. In die scatterplot zijn de gemeten waarden \hat{y}_t (en zoals die bij de modelcalibratie als doelvariabele, ofwel targets, zijn gebruikt) uitgezet tegen de overeenkomstige (terug)voorspelling y_t^* van het gekalibreerde model. Hier geldt dan natuurlijk dat conform Vergelijking (B.1) zo'n "voorspelling" y_t^* is gegeven door $y_t^* = \hat{\Theta}_0 + \sum_{n=1}^N \hat{\Theta}_n \cdot x_{n,t}^{BP}$, ofwel de uitkomst van het gekalibreerde model wanneer dat wordt toegepast op de input \bar{x}_t^{BP} die bij de meting \hat{y}_t hoort, en die als zodanig ook bij de modelcalibratie werd gebruikt.

Al met al staan er in die scatterplot dan 14916 punten (\hat{y}_t, y_t^*) omdat er bij de modelcalibratie datzelfde aantal metingen \hat{y}_t beschikbaar was.

In het ideale geval van een perfect model zal voor elke tijd t gelden dat $y_t^* = \hat{y}_t$, en moeten dan alle punten (\hat{y}_t, y_t^*) in de figuur op de (via een lijnkode "- - -" eveneens getekende) diagonaal liggen. In Figuur 3.1 is dat duidelijk niet het geval, en lijken de punten in de scatterplot zich meer rond een andere, en wezenlijk kromme, variëteit te spreiden. Dat spreiden rond zo'n kromme wijst op een nog in model aanwezige systematische fout. De scatter rond die 'denkbeeldige' kromme vertegenwoordigt dan 'random' fouten. Deze niet-systematische fout is nog erg groot.

2 Uitbreiding lineaire model met hogere orde termen

Zoals in het voorafgaande al is opgemerkt lijken de punten (\hat{y}_t, y_t^*) in de scatterplot van Figuur 3.1 zich te spreiden rondom een kromme lijn die goed te benaderen lijkt met een (zeg: derde orde) polynoomfunctie. Dit suggereert de volgende niet-lineaire uitbreiding van het lineaire model van vergelijking (B.1):

$$y_t := \alpha_0 + \alpha_1 \cdot L(\bar{x}_t^{BP} | \bar{\Theta}) + \alpha_2 \cdot \left(L(\bar{x}_t^{BP} | \bar{\Theta}) \right)^2 + \alpha_3 \cdot \left(L(\bar{x}_t^{BP} | \bar{\Theta}) \right)^3 \quad (\text{B.2})$$

waarbij $L(\bar{x}_t^{BP} | \bar{\Theta})$ feitelijk het lineaire model van Vergelijking 6.5.1 is, namelijk:

$$L(\bar{x}_t^{BP} | \bar{\Theta}) := \sum_{n=1}^N \Theta_n \cdot x_{n,t}^{BP} \quad (\text{B.3})$$

De via modelkalibratie te schatten parameter zijn nu (zoals voorheen) de $\bar{\Theta}$ in het lineaire deel van het model conform Vergelijking (B.3), met daaraan toegevoegd de vier coëfficiënten $\{\alpha_0, \alpha_1, \alpha_2, \alpha_3\}$ in de niet-lineaire uitbreiding conform Vergelijking (B.2).

In Figuur 3.2 wordt de scatterplot getoond zoals die wordt gevonden na de calibratie van het nu beschouwde niet-lineaire model. Vergeleken met het resultaat voor het strikt lineaire model, heeft de niet-lineaire uitbreiding inderdaad een verbetering opgeleverd. Echter, de scatter van de punten is nog steeds groot, en deze concentreert zich nog steeds niet geheel langs de diagonaal in de grafiek.

3 Niet lineair MLP-model

Op talloze manieren is het mogelijk om op andere manier dan in (2) het oorspronkelijke lineaire model van (1) uit te breiden. In plaats van via alternatieve analytische uitdrukkingen zelf (al dan niet herhaald) allerlei niet-lineaire varianten te gaan testen, en daarna eventueel weer aan te passen, is het aantrekkelijker, en feitelijk ook veel efficiënter, om een neurale netwerk te laten uitzoeken hoe met niet-lineaire eigenschappen omgegaan moet worden. Immers, een neurale netwerk (van type MLP) heeft generieke en universele functie-benadering eigenschappen. en moet in principe willekeurige niet-lineaire relaties kunnen identificeren. Daarbij geldt overigens wel de konditie dat dergelijke relaties voldoende eenduidig in de data besloten liggen, en bovendien moet men in het MLP voldoende vrijheidsgraden toestaan. Dat aantal vrijheidsgraden moet kritisch worden vastgesteld, in de zin dat dit aantal niet te klein moet zijn om een complexe relatie in de data voldoende nauwkeurig te kunnen representeren, en anderzijds moet dat aantal vrijheidsgraden niet te groot zijn om te voorkomen dat er een zogenaamde over-fitting plaats vindt. Het voorafgaande motiveert het toepassen van een MLP en voor het resultaat van één eerste poging wordt verwezen naar de scatterplot in Figuur 3.9. Het is evident dat het hier geïdentificeerde MLP een aanzienlijk beter model voor het 'voorspellen' van de $\log_{10}(C_{I_{Max}})$ oplevert dan de modellen onder (1) en (2). Er moet wel worden opgemerkt dat er nog steeds een aanzienlijk scatter optreedt, en dat dus voor diverse invloedsfactoren \vec{x}_r^{BP} (ofwel NDB-omgevingskondities) er nog grote verschillen kunnen optreden tussen de gemeten doelvariabele en diens prediktie volgens het MLP-model.

Hierbij moet het volgende nog worden opgemerkt:

- Het hier getoonde resultaat geldt voor een eerste keuze van een MLP-architectuur (met het daarvoor geldende aantal vrijheidsgraden in dat model). Er moet nog in nader detail worden nagegaan of deze architectuur en daarmee gemoeide vrijheidsgraden optimaal is. Enerzijds is het namelijk mogelijk dat nu al een overfitting is opgetreden en het aantal vrijheidsgraden gereduceerd moet worden. Anderzijds zou het kunnen zijn dat het aantal vrijheidsgraden nog groter mag zijn, en dat het huidige resultaat nog (wat) verbeterd zou kunnen worden.
- Als mocht blijken dat met een MLP met meer vrijheidsgraden een verbeterd model kan worden afgeleid dan zal dat voornamelijk zijn in de vorm van een wat kleinere systematische fout. Het is hoogst onwaarschijnlijk dat de random systematische fouten wezenlijk gereduceerd zullen worden. Met andere woorden: ook in dat geval wordt nog steeds een aanzienlijke spreiding in de scatterplot verwacht.

C De Mann-Kendall toets

C.1 Inleiding

Voor zover dat nog niet het geval was worden de datapunten $\{t_n, Cl_{Max}(t_n)\}_{n=1}^N$ in een volgorde gezet waarbij de tijd toeneemt. Dat betekent dus dat $n < m \rightarrow t_n < t_m$. Voor elk individueel paar $(Cl_{Max}(t_n), Cl_{Max}(t_m))$ (met $1 \leq n < m \leq N$) van alle mogelijke $\frac{1}{2} \cdot (N-1) \cdot N$ paren $\{(Cl_{Max}(t_n), Cl_{Max}(t_m))\}_{1 \leq n < m \leq N}$ wordt een $s_{n,m} \in \{-1, 0, 1\}$ berekend. Deze $s_{n,m}$ is het teken (sign) van $\Delta Cl_{Max}^{(n,m)} := Cl_{Max}(t_m) - Cl_{Max}(t_n)$. Een $s_{n,m}$ is dus bepaald door:

$$s_{n,m} = \begin{cases} 1 & \text{als } Cl_{Max}(t_m) > Cl_{Max}(t_n) \\ 0 & \text{als } Cl_{Max}(t_m) = Cl_{Max}(t_n) \\ -1 & \text{als } Cl_{Max}(t_m) < Cl_{Max}(t_n) \end{cases} \quad 1 \leq n < m \leq N \quad (\text{C.1})$$

De (toets)variabele S is dan gegeven door de som van alle $s_{n,m}$, ofwel:

$$S := \sum_{1 \leq n < m \leq N} s_{n,m} \quad (\text{C.2})$$

Het is belangrijk op te merken dat deze S volledig bepaald is door het teken van de verschillen $\Delta Cl_{Max}^{(n,m)} := Cl_{Max}(t_m) - Cl_{Max}(t_n)$ en niet door de *grootte* van die verschillen.

De S van Vergelijking (C.2) ligt dan tussen $-\frac{1}{2} \cdot (N-1) \cdot N$ en $\frac{1}{2} \cdot (N-1) \cdot N$. Grote positieve waarden van S duiden op een stijgende trend van de Cl_{Max} in de tijd, terwijl grote negatieve waarden duiden op een dalende trend. Bij afwezigheid van een trend zal de uitkomst van S in de buurt van 0 liggen. Het is dan de vraag hoe op basis van de uitkomst van S kwantitatief besloten kan worden of er geen trend is, of er significant een dalende of stijgende trend is.

Onder de nulhypothese dat er geen trend is de verwachtingswaarde van S gelijk aan 0. Van die S kan onder die veronderstelling eveneens de spreiding $Spread[S]$ worden bepaald. De formule wordt hier achterwege gelaten. Er wordt wel gemeld dat onder de nulhypothese de genormaliseerde variabele Z volgens

$$Z := \frac{S}{Spread[S]} \quad (\text{C.3})$$

voor grote waarden van N een standaard normale verdeling moet hebben. Op die basis kan voor de uitkomst z die volgens de voorafgaande vergelijkingen is afgeleid van de data $\{t_n, Cl_{Max}(t_n)\}_{n=1}^N$ nagegaan worden of de nulhypothese van afwezigheid van een

trend houdbaar is. Bij een onbetrouwbaarheidsdrempel (ofwel significantieniveau) van een bepaalde vooraf gekozen α wordt de nulhypothese verworpen als voor z geldt dat

$$|z| > z_{Kritiek} \quad \text{waarbij} \quad z_{Kritiek} := \Phi^{-1}\left(\frac{1}{2} \cdot \alpha\right) \quad (\text{C.4})$$

Hierin is de functie $\Phi^{-1}(\cdot)$ de inverse van de cumulatieve standaard normale verdeling. Is bijvoorbeeld de onbetrouwbaarheidsdrempel $\alpha = 0.05 = 5\%$ (ofwel betrouwbaarheid(sniveau) $1 - \alpha = 95\%$) dan is $z_{Kritiek} \approx 1.96$.

Zoals eerder is opgemerkt is het voordeel van deze toets dat er niet hoeft worden gezegd over de verdeling van de data. Bovendien is er een ander belangrijk voordeel dat de uitkomst van de toets weinig gevoelig is voor extreem grote of kleine waarden in de data. In die zin wordt de uitkomst niet of anders maar weinig beïnvloed door uitbijters (voor zover die in beperkte mate aanwezig zijn).

Een ‘beperking’ van de toets zoals die hierboven is samengevat is echter dat de uitkomst weliswaar aanduidt of er wel of niet een trend is, maar dat bij aanwezigheid van een significante trend er nog geen expliciete α kwantitatieve schatting voor die trend beschikbaar komt. Om die toch te krijgen is in dit kader een *extensie* van de toets ontwikkeld. Deze uitbreiding wordt in de volgende paragraaf beschreven.

C.2 Uitbreiding Mann-Kendall toets voor kwantitatieve schatting van een trend

In het geval dat de uitkomst z van de Mann-Kendal toets wijst op een significante trend kan op de hier voorgestelde manier het MK-formalisme alsnog gebruikt worden voor het vinden van een kwantitatieve schatting van die trend.

Het idee is als volgt. Uit de tijdreeks $\{t_n, Cl_{Max}(t_n)\}_{n=1}^N$ wordt voor een zelf geïnduceerde trend α_1 een nieuwe data reeks $\{t_n, x(t_n)\}_{n=1}^N$ gemaakt volgens het recept.

$$x(t_n) := Cl_{Max}(t_n) - \langle Cl_{Max}(t_n) \rangle - \alpha_1 \cdot (t_n - \langle t_n \rangle) \quad (\text{C.5})$$

Hierin is $\langle Cl_{Max}(t_n) \rangle$ het gemiddelde van de $Cl_{Max}(\cdot)$, en $\langle t_n \rangle$ het gemiddelde van de tijden $\{t_n\}_{n=1}^N$ waarvoor die $Cl_{Max}(\cdot)$ gemeten zijn. Formeel hoeven die “correctie” niet te worden meegenomen maar met deze termen is het gemiddelde van de $\{x(t_n)\}_{n=1}^N$ altijd gelijk aan nul, hetgeen numeriek gezien prettiger werkt. Voor het toepassen van een MK toets op de $x(\cdot)$ -data (zoals hieronder verder wordt toegelicht) geldt in het bijzonder dat:

$$\Delta x^{(m,n)} := x(t_m) - x(t_n) = \Delta Cl_{Max}^{(m,n)} + \alpha_1 \cdot (t_m - t_n) \quad (\text{C.6})$$

en zijn de $\langle Cl_{Max}(t_n) \rangle$ en $\langle t_n \rangle$ inderdaad niet van belang.

De reeks $x(\cdot)$ wordt dus uit de $CI_{Max}(\cdot)$ afgeleid door hier zelf een lineaire trend van af te trekken. Voor een willekeurige keuze van α_1 kan de bijhorende MK-statistic z worden berekend voor de $\{t_n, x(t_n)\}_{n=1}^N$ -data. Voor het vinden van (een schatting) $\hat{\alpha}_1$ voor de trend in de $CI_{Max}(\cdot)$ wordt dan de α_1 gezocht waarvoor geldt dat de uitkomst z van de MK-toets toegepast op de $x(\cdot)$ van Vergelijking (C.5) gelijk is aan 0. Dat betekent namelijk dat voor die $x(\cdot)$ dan geldt dat $S=0$ en dus een (lineaire) trend geheel afwezig is.

Om die $\hat{\alpha}_1$ te vinden moet voor groot aantal variaties van de trendparameter α_1 de MK toets herhaald worden en van het gevonden ensemble van z -waarden de trend α_1 gezocht worden die tot $z=0$ leidt.

Het zelfde recept kan worden toegepast voor het vinden van (een indicatie) voor een betrouwbaarheidsinterval rond die $\hat{\alpha}_1$. Bij een onbetrouwbaarheidsdrempel $\alpha=0.05=5\%$, moeten dan de $\hat{\alpha}_{1,Low}$ en $\hat{\alpha}_{1,Upp}$ worden gezocht waarvoor volgens MK een $z=-1.96$ en $z=1.96$ wordt gevonden.

D Uitbreiding en verificatie analytisch model

D.1 Inleiding

De te verwachten effecten van een tweede verbinding tussen het Noordelijk Deltabekken en de Noordzee op de zoutverdeling in het Noordelijk Deltabekken zijn als volgt:

1. De restafvoer op de Waterweg neemt af, waardoor de zoutindringing via de Waterweg toeneemt. De zoutconcentratie ter plaatse van het splitsingspunt Westgeul (Nieuwe en Oude Maas) wordt groter en daarmee de zoutconcentraties langs de Nieuwe en Oude Maas. Op basis van ZWENDL- en Sobek-berekeningen kan worden afgeleid, dat de afvoer via de Waterweg met orde 10% reduceert als gevolg van de openstelling van het Hartelkanaal.
2. De openstelling van het Hartelkanaal kan ook van invloed zijn op de restafvoerdeling tussen de Nieuwe en de Oude Maas en de restafvoerdeling tussen het Hartelkanaal en de Oude Maas en daarmee op de zoutverdeling langs deze riviertakken.
3. De openstelling van het Hartelkanaal verandert het verticale en horizontale getij. Berekeningen door Rijkswaterstaat, Jacobs et al., (2003), laten zien, dat het vloed- en het ebvolume op de Waterweg (Maassluis) met ongeveer 10% afnemen. De getijsnelheid zal dus eveneens met 10% reduceren. Op de Oude Maas tussen de Waterweg en het Hartelkanaal is sprake van een reductie met 17%, terwijl op de Oude Maas stroomopwaarts van het Hartelkanaal (Spijkenisse) het vloed- en het ebvolume met slechts 4% toenemen. De invloed langs de Nieuwe Maas (Lekhaven) is geringer, d.i. een toename van het vloed- en ebvolume met 2 tot 3%.
4. Via het Hartelkanaal zal bij lage rivierafvoeren zout de Oude Maas kunnen bereiken, waardoor de concentraties in het rivierengebied toenemen. Omgekeerd zal zout dat via de Waterweg naar de Oude Maas wordt getransporteerd afgevoerd kunnen worden via het Hartelkanaal en van invloed zijn op de verzilting van het Hartelkanaal (vóór de openstelling kon het Hartelkanaal ook verzilten maar dan via een komvullingstroom ten gevolge van het getij).

De afname van de restafvoer van de Waterweg én een eventuele zoutindringing via het Hartelkanaal tot voorbij het splitsingspunt met de Oude Maas zullen volgens bovenbeschreven analyse leiden tot een toename van de verzilting van het Noordelijk Deltabekken. Een verandering van de restafvoerdeling over de Nieuwe en Oude Maas en de wijzigingen in de horizontale getijbeweging kunnen leiden tot aanvullende veranderingen. De effecten van beide laatste zijn op voorhand niet te voorspellen en moeten volgen uit een hydrodynamisch model in combinatie met een zoutindringingsmodel.

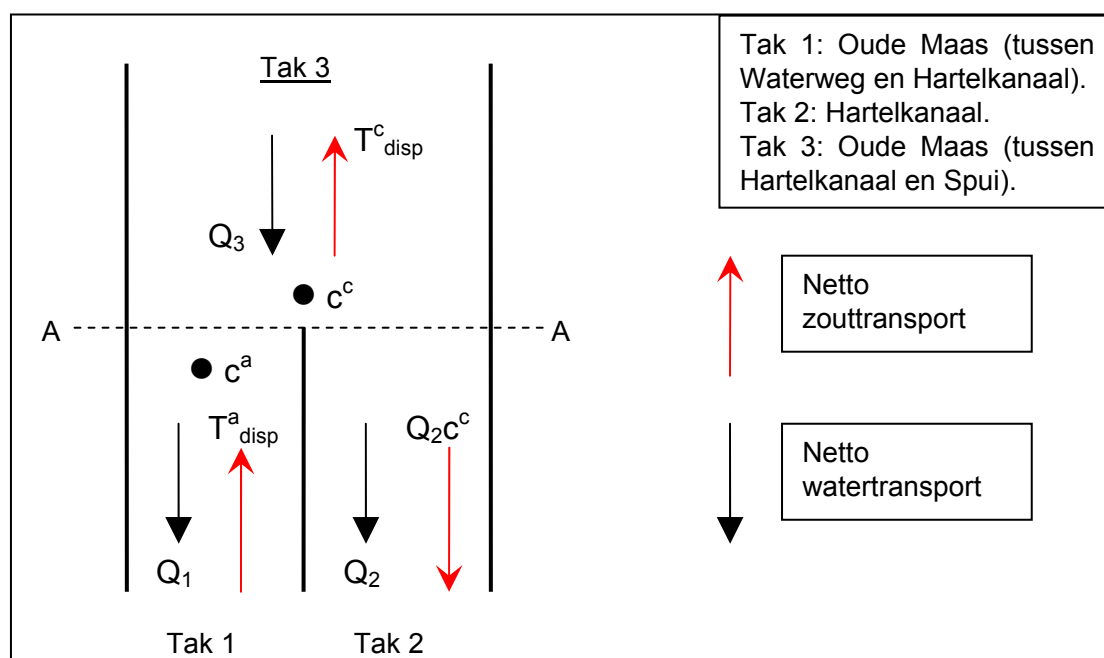
De drie eerstgenoemde effecten van de openstelling van het Hartelkanaal hebben betrekking op de waterbeweging en kunnen met een 1-dimensionaal waterbewegings-model worden bepaald en vervolgens worden gebruikt als invoer voor het analytische zoutmodel. Voor wat betreft het vierde aspect spelen de volgende vragen:

- a) *Samenstelling netto zouttransporten*: hoe moet het (tijdsgemiddelde) zouttransport via de Waterweg/Oude Maas en het zouttransport via het Hartelkanaal ter plaatse van het splitsingspunt Oude Maas-Hartelkanaal worden samengesteld? Met andere woorden: wat is de (tijdsgemiddelde) chlorideconcentratie, welke als randconditie moet worden gebruikt voor de berekening van de zoutverdeling langs de Oude Maas tussen het Hartelkanaal en het Spui?

- b) *Zouttransport langs riviertak met twee zoutbronnen*: hoe is het zouttransport langs de Oude Maas (tussen Nieuwe Maas en Hartelkanaal) en langs de Waterweg indien sprake is van een zoutlast vanuit het Hartelkanaal? Eveneens geldt: hoe is het zouttransport langs het Hartelkanaal bij een zoutbron ter plaatse van de Beerdam en een zoutbron ter plaatse van de Oude Maas?

D.2 Splitsingspunt Oude Maas/Hartelkanaal

Ter plaatse van het “splitsingspunt”³ Oude Maas-Hartelkanaal is sprake van een tijdsgemiddeld dispersief zouttransport via de Oude Maas (afkomstig van de Waterweg) en een tijdsgemiddeld dispersief zouttransport vanuit het Hartelkanaal. Allereerst wordt echter de situatie beschouwd, waarbij de zoutindringing via het Hartelkanaal *niet* tot aan de Oude Maas reikt, zie Figuur D.1 voor een prinscheschets.



Figuur D.1 *Principeschets tijds-gemiddelde transporten van water en zout ter plaatse van 'splitsingspunt'. Zonder netto zouttransport via tak 2. Restafvoeren zijn positief in ebrichting.*

In tak 3 is t.p.v. raai A-A de zoutconcentratie c_c . In raai A-A zal dus via tak 2 per tijdseenheid een netto hoeveelheid zout worden afgevoerd ter grootte van $Q_2 c^c$. Dit zout wordt via tak 1 aangevoerd ofwel er is op tak 1 een *netto* stroomopwaarts gericht zouttransport gelijk aan $Q_2 c^c$. Het dispersieve transport in tak 1 moet dus het advectieve transport $Q_1 c^a$ balanceren én zorgen voor een netto stroomopwaarts zouttransport. In raai A-A op tak 1 geldt dus:

$$T_{disp}^a = Q_1 c^a + Q_2 c^c \tag{D.1}$$

In raai A-A moet verder gelden, dat het stroomopwaartse zouttransport continu is (er kan immers geen zout verdwijnen). Dit betekent, dat in raai A-A geldt:

³ Voor de restafvoeren is het een splitsingspunt maar voor de netto zouttransporten betreft het een samenvloeiingspunt.

$$T_{disp}^a - Q_2 c^c = T_{disp}^c \quad (D.2)$$

Omdat in tak 3 geldt:

$$T_{disp}^c = Q_3 c^c \quad (D.3)$$

volgt uit vgl. (D.1) t/m (D.3):

$$Q_1 c^a = Q_3 c^c \quad (D.4)$$

Met vgl. (D.4) kan de concentratie c^c geschreven worden als:

$$c^c = \frac{Q_1}{Q_3} c^a \quad (D.5)$$

Vgl. (D.5) geeft dus aan, dat gaande van tak 1 naar tak 3 ter plaatse van raai A-A een sprong in de concentratie optreedt als gevolg van een instantane verandering van de afvoer (verduunning).

De concentratieverdeling langs tak 1 volgt uit de transportvergelijking:

$$T_{disp,1} = -A_1 D_1(x) \frac{dc}{dx} = Q_1 c + Q_2 c^c = Q_1 \left(c + \frac{Q_2}{Q_3} c^a \right) \quad (D.6)$$

waarin c de zoutconcentratie van het zout afkomstig van de zeerand van tak 1, A_1 de (plaatsonafhankelijke) dwarsdoorsnede van tak 1, $D_1(x)$ de plaatsafhankelijke dispersiecoëfficiënt en x de plaatscoördinaat langs tak 1

Volgens Savenije (2005) geldt voor $D_1(x)$:

$$\frac{dD_1}{dx} = -K_1 \frac{Q_1}{A_1} \quad (D.7)$$

met K_1 [-] de van der Burgh constante van tak 1.

Na integratie van vgl. (D.6) volgt dan:

$$\frac{c + \alpha c^a}{c_1^0 + \alpha c^a} = \left(1 - \frac{K_1 Q_1}{A_1 D_1^0} x \right)^{\frac{1}{K_1}} = \Phi(x) \quad \text{met} \quad \alpha = \frac{Q_2}{Q_3} \quad (D.8)$$

met c_1^0 de zoutconcentratie en D_1^0 de dispersiecoëfficiënt ter plaatse van de zeerand van tak 1.

Voor $x = x^a$ geldt dat $c = c^a$. Substitutie in vgl. (D.8) leidt tot de volgende vergelijking voor c^a :

$$c^a = \frac{\Phi(x^a)}{1 + \alpha(1 - \Phi(x^a))} c_1^0 \quad (D.9)$$

Voor de Waterweg geldt eveneens een transportvergelijking volgens vgl. (D.6), waarbij sprake is van een netto zouttransport ter grootte van $Q_2 c^c$ in stroomopwaartse richting. De longitudinale zoutverdeling op de Waterweg (tak 4) wordt dan gegeven door:

$$\frac{c + \beta c^a}{c_4^0 + \beta c^a} = \left(1 - \frac{K_4 Q_4}{A_4 D_4^0} x\right)^{\frac{1}{K_4}} = \Psi(x) \quad \text{met} \quad \beta = \frac{Q_1 Q_2}{Q_3 Q_4} \quad (D.10)$$

Ter plaatse van het splitsingspunt Nieuwe Maas-Oude Maas, $x = x^{spl}$, geldt dat de zoutconcentratie op de zeewaartse rand van tak 1 (c_1^0) gelijk is aan de met vgl. (D.10) berekende concentratie op $x = x^{spl}$:

$$\frac{c_1^0 + \beta c^a}{c_4^0 + \beta c^a} = \left(1 - \frac{K_4 Q_4}{A_4 D_4^0} x^{spl}\right)^{\frac{1}{K_4}} = \Psi(x^{spl}) \quad (D.11)$$

Eliminatie van c_1^0 uit vgl. (D.9) en vgl. (D.11) resulteert in de volgende uitdrukking voor c^a :

$$c^a = \frac{\Phi(x^a) \Psi(x^{spl})}{(1 + \alpha) - (\Psi(x^{spl}) - 1) \beta \Phi(x^a) - \alpha \Phi(x^a)} c_4^0 \quad (D.12)$$

Met vgl. (D.12) kan dus de concentratie op tak 1 (Oude Maas tussen Hartelkanaal en Spui) ter plaatse van het splitsingspunt worden bepaald. Vervolgens volgt de longitudinale zoutverdeling langs tak 4 (Waterweg) met vgl. (D.10) en de zoutverdeling langs tak 1 (Oude Maas tussen de Waterweg en het Hartelkanaal) met vgl. (D.8).

Op identieke wijze kan de zoutverdeling langs het Hartelkanaal worden afgeleid voor zout afkomstig vanuit zee via het Beerkanaal. Om onderscheid tussen beide zoutbronnen te maken worden de concentraties met d aangegeven. Er geldt:

$$\frac{d + \gamma d^b}{d_2^0 + \gamma d^b} = \left(1 - \frac{K_2 Q_2}{A_2 D_2^0} x\right)^{\frac{1}{K_2}} = \Delta(x) \quad \text{met} \quad \gamma = \frac{Q_1}{Q_3} \quad (D.13)$$

met d_2^0 de zoutconcentratie en D_2^0 de dispersiecoëfficiënt ter plaatse van de zeerand van tak 2.

Voor $x = x^b$ geldt dat $d = d^b$, zodat d^b volgt uit:

$$d^b = \frac{\Delta(x^b)}{1 + \gamma(1 - \Delta(x^b))} d_2^0 \quad (D.14)$$

De concentratie van zout (afkomstig uit het Hartelkanaal) in tak 3 t.p.v. raai A-A volgt, analoog aan vgl. (D.5), uit:

$$d^c = \frac{Q_2}{Q_3} d^b \quad (\text{D.15})$$

Het Hartelkanaal is dus een extra zoutbron voor de Oude Maas (tussen Waterweg en Hartelkanaal) waardoor, in eerste instantie, de zoutconcentraties volgens vgl. (D.10) worden verhoogd met d^c . Tegelijk geldt dat de zoutconcentraties op het Hartelkanaal toenemen met een concentratie c^c , omdat de Oude Maas als zoutbron fungeert voor deze riviertak.

Voor de Waterweg geldt, dat de extra concentratie d^c wordt verlaagd door verdunning van water afkomstig van de Nieuwe Maas. Voor de Waterweg moeten de concentraties volgens vgl. (D.10) dus worden verhoogd met $d^c (Q_1/Q_4)$.

Indien bovengenoemde methode wordt gevolgd, waarbij concentratie c en concentratie d worden gesommeerd zullen de randconcentraties c_4^0 en d_2^0 te groot worden. In het model zullen dus de randconcentraties verlaagd moeten worden om weer op de beoogde waarden uit te komen.

Tenslotte geldt, dat de randconcentratie voor tak 3, c^c , volgt uit de somming van de afzonderlijke concentraties van zout afkomstig via de Waterweg en de Oude Maas en zout afkomstig via het Hartelkanaal:

$$c^c = \frac{Q_1}{Q_3} c^a + \frac{Q_2}{Q_3} d^b \quad (\text{D.16})$$

De concentratieverdeling langs de Oude Maas, vanaf het Hartelkanaal tot aan het Spui, volgt uit:

$$\frac{e}{c^c} = \left(1 - \frac{K_3 Q_3}{A_3 D_3^0} x \right)^{\frac{1}{K_3}} \quad (\text{D.17})$$

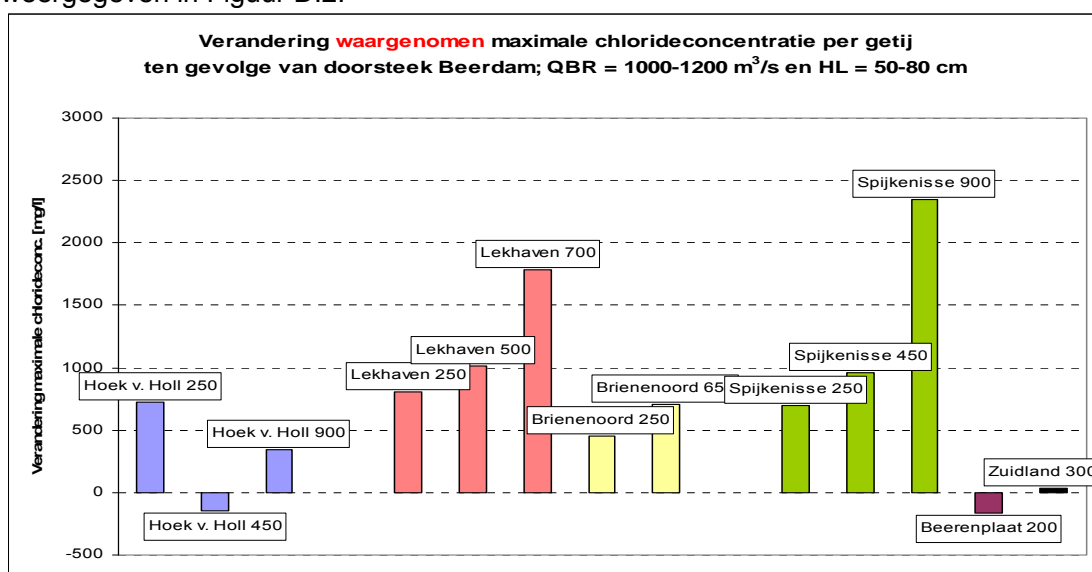
waarbij e de concentratie langs deze riviertak is.

De werkwijze voor de berekening van de zoutverdeling verloopt dus als volgt:

- Bereken met vgl. (D.12) de concentratie c^a .
- Bereken met vgl. (D.14) de concentratie d^b .
- De concentratieverdeling op de Waterweg (tak 4) volgt uit vgl. (D.10) verhoogd met de concentratie d^c (vgl. (D.15) welke wordt vermenigvuldigd met de verdunningsfactor (Q_1/Q_4) .
- De concentratieverdeling op de Oude Maas (tak 1) volgt uit vgl. (D.8) verhoogd met de concentratie d^c volgens vgl. (D.15)
- De concentratieverdeling op het Hartelkanaal (tak 2) volgt uit vgl. (D.13) verhoogd met de concentratie c^c volgens vgl. (D.5).
- Op de zeeranden moeten de zeeconcentraties zo aangepast worden dat de gewenste randconcentraties worden verkregen.
- De zoutverdeling langs de Oude Maas tussen Hartelkanaal en Spui (tak 3) wordt berekend met vgl. (D.17), waarbij vgl. (D.16) wordt gebruikt voor de randconcentratie c^c .

D.3 Simulaties effect doorsteek Beerdam

Het effect van de doorsteek is door Rijkswaterstaat (2003) geanalyseerd op basis van observaties. Hierbij zijn diverse afvoerclassen en klassen voor de HL-parameter⁴ gedefinieerd en is bekeken wat de gemiddelde *maximale* zoutconcentratie per klasse is gedurende een periode van 3 jaar vóór en 3 jaar ná de doorsteek van de Beerdam. Hierna wordt alleen de afvoerklasse [1000, 1200 m³/s] geanalyseerd⁵ in combinatie met de klassen [50, 60 cm], [60, 70 cm] en [70, 80 cm] voor de HL-parameter. Voor een gemiddeld tij is de HL-parameter 72 cm, voor een doortij 46 cm en voor een springtij 85 cm. De analyse is gedaan voor een aantal stations van het regionale zoutmeetnet. De resultaten zijn weergegeven in Figuur D.2.



Figuur D.2 Veranderingen maximale chlorideconcentraties per getij ten gevolge van de doorsteek Beerdam. Data ontleend aan Rijkswaterstaat (2003). Afvoerklasse [1000 m³/s, 1200 m³/s] en HL-parameter klasse [50 cm, 80 cm]. Analyseperiodes 1995-1998 en 1998-2001. Nummer in de naamgeving meetstations slaat op de meetdiepte (Lekhaven 500 = meting op -5.0 m NAP).

Opgemerkt wordt dat er onttrekkingen in het Noordelijk Deltabekken (Gouda, Volkeraksluizen, Haringvlietluizen en elders) kunnen zijn geweest. De afvoer over de Waterweg (en het Hartelkanaal) kan dus lager zijn geweest dan de afvoer behorend bij de beschouwde Bovenrijnafvoer (in de afvoerklasse 1000-1200 m³/s) zonder onttrekkingen.

⁴ De HL-parameter is het verschil tussen hoogwater te Hoek van Holland en het ongeveer tegelijkertijd optredende laagwater te Moerdijk.

⁵ Dit is de laagste afvoerklasse met voldoende waarnemingen in de uitgevoerde analyse door Rijkswaterstaat (2003).

Met het analytische model is een aantal simulaties uitgevoerd, waarbij voor de bodem de volgende diepten zijn gehanteerd (representatief voor de periode 1995-2000).

| | Diepte [m] |
|-------------------------------------------|------------|
| Waterweg | 16.0 |
| Nieuwe Maas west | 14.0 |
| Nieuwe Maas midden | 12.0 |
| Nieuwe Maas oost | 8.0 |
| Oude Maas tussen Waterweg en Hartelkanaal | 11.5 |
| Oude Maas tussen Hartelkanaal en Spui | 11.5 |
| Hartelkanaal | 8.0 |

Tabel D.1 Diepten riviertakken

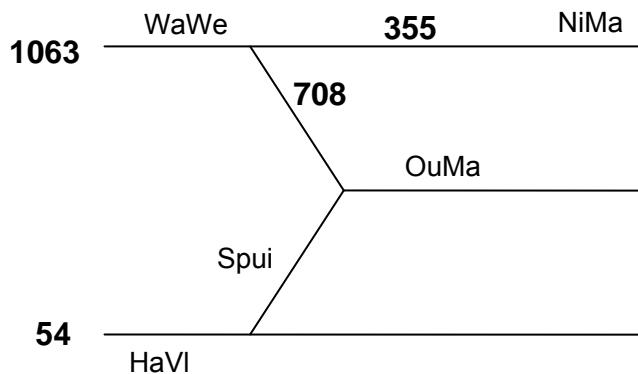
Voor de veranderingen van de getijsnelheden zijn de waarden zoals weergegeven in Tabel D.2 gehanteerd. Deze relatieve veranderingen zijn ontleend aan Rijkswaterstaat (2003). De veronderstelde getijsnelheden voor de modelsimulaties zijn eveneens vermeld in de tabel.

| Riviertak | Maximale getijsnelheid | | Verandering [%] |
|---------------------------------------------|------------------------|--------------------|-----------------|
| | Voor doorsteek [m/s] | Na Doorsteek [m/s] | |
| Waterweg | 0,94 | 0,84 | -10 |
| Nieuwe Maas | 0,62 | 0,64 | +2,5 |
| Oude Maas (tussen Waterweg en Hartelkanaal) | 0,92 | 0,76 | -17 |
| Oude Maas (tussen Hartelkanaal en Spui) | 0,92 | 0,96 | +4 |

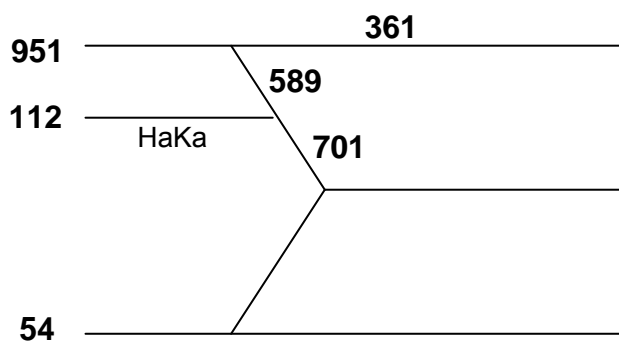
Tabel D.2 Veranderingen horizontaal getij ten gevolge van de doorsteek Beerdam.

Om het effect van de doorsteek van de Beerdam (open Hartelkanaal) op de restafvoerverdeling vast te stellen is gebruik gemaakt van gegevens afkomstig van de Dienst Zuid-Holland (pers. comm. ing. A. Van Spijk). De data betreffen de restafvoeren in het Noordelijk Deltabekken vóór de doorsteek Beerdam zoals berekend door het ééndimensionale waterbewegingsmodel ZWENDL en de restafvoeren zoals berekend door het eendimensionale waterbewegingsmodel Sobek voor de situatie na de doorsteek. In beide gevallen worden de resultaten bij een Bovenrijnafvoer van 1200 m³/s gebruikt. Omdat het twee verschillende modellen zijn kunnen er verschillen ontstaan als gevolg van het gebruik van verschillende software. Verder zijn de ZWENDL-berekeningen uitgevoerd met onttrekkingen te Gouda en bij de Volkeraksluizen, terwijl de Sobek-berekeningen zonder onttrekkingen in deze locaties zijn uitgevoerd. Ook zijn er verschillen voor de afvoeren van de Lek, Waal en Maas en de onttrekking via de Haringvlietsluizen. Voor bovengenoemde verschillen is gecorrigeerd, omdat bekend is wat het effect van de onttrekkingen en de rivierafvoeren op de restafvoerverdeling is (Waterloopkundig Laboratorium, 1985). In Figuur D.3a is de resulterende restafvoerverdeling voor de situatie zonder doorsteek Beerdam weergegeven; in Figuur D.3b is dit vermeld voor de situatie na de doorsteek. In beide gevallen wordt via de Haringvlietsluizen 54 m³/s water onttrokken; verder zijn er geen onttrekkingen in het gebied. Afvoeren van Lek, Waal en Maas zijn resp. 25 m³/s, 978 m³/s en 114 m³/s. Opgemerkt wordt, dat voor de ZWENDL-berekeningen sprake is van geringe sluitfout: de hoeveelheid toegevoegd water via de rivieren (1066 m³/s) verschilt van de

hoeveelheid geloosd water via de Waterweg, Hartelkanaal en de Haringvlietsluizen (1075 m³/s).



Figuur D.3 Restafvoerverdeling Waterweg, Nieuwe en Oude Maas volgens ZWENDL voor de situatie met gesloten Hartelkanaal. Bovenrijnafvoer: 1200 m³/s; geen onttrekkingen.

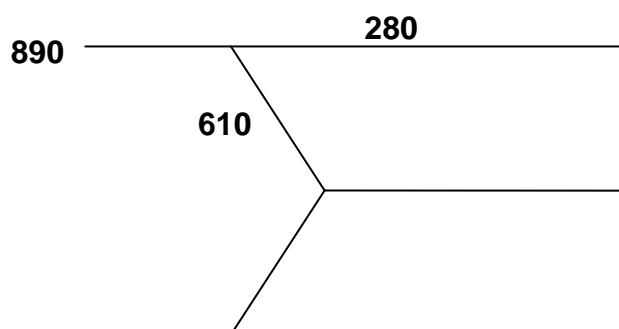


Figuur D.4 Restafvoerverdeling Waterweg, Nieuwe en Oude Maas volgens Sobek voor de situatie met open Hartelkanaal. Bovenrijnafvoer: 1200 m³/s; geen onttrekkingen.

Uit Figuren D.3 en D.4 kan worden afgelezen, dat na de doorsteek van de Beerdam de afvoer via het Hartelkanaal 112 m³/s bedraagt, wat iets meer dan 10% is van de afvoer via de Waterweg voor de situatie met een gesloten Hartelkanaal. Omdat deze rondstroming via de Oude Maas verloopt neemt de restafvoer van de Oude Maas tussen de Waterweg en het Hartelkanaal ook met 112 m³/s af vermeerderd met de iets toegenomen afvoer van de Nieuwe Maas. De toename van de restafvoer van de Nieuwe Maas (6 m³/s) is vrijwel even groot als de afname van de restafvoer via de Oude Maas tussen het Hartelkanaal en het Spui.

Ber 1: vóór doorsteek Beerdam

Uitgegaan wordt van een Bovenrijnafvoer van $1100 \text{ m}^3/\text{s}$ met onttrekkingen te Gouda ($30 \text{ m}^3/\text{s}$) en Volkeraksluizen ($50 \text{ m}^3/\text{s}$). Voor de situatie zonder doorsteek Beerdam is de restafvoerverdeling gehanteerd volgens (Waterloopkundig Laboratorium, 1985). Deze restafvoerverdeling is destijds berekend met het eindimensionale numerieke model ZWENDL. De restafvoerverdeling is weergegeven in Figuur D.5.

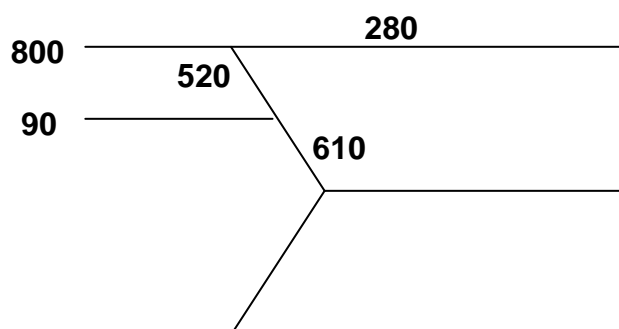


Figuur D.5 Restafvoerverdeling Waterweg, Nieuwe en Oude Maas voor situatie met gesloten Hartelkanaal. Bovenrijnafvoer: $1100 \text{ m}^3/\text{s}$, onttrekking te Gouda $30 \text{ m}^3/\text{s}$ en via de Volkeraksluizen $50 \text{ m}^3/\text{s}$.

Ber 2: Na doorsteek Beerdam

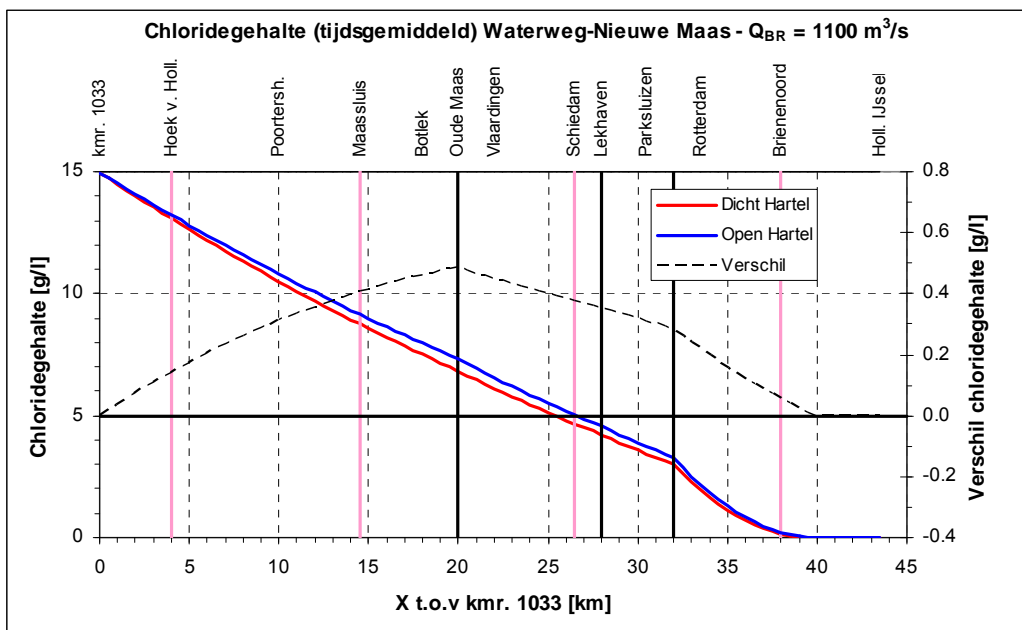
De restafvoer via de Waterweg wordt gereduceerd met 10% ($90 \text{ m}^3/\text{s}$) tot $800 \text{ m}^3/\text{s}$. Ook de restafvoer via de Oude Maas tussen de Waterweg en het Hartelkanaal is verminderd met $90 \text{ m}^3/\text{s}$. Via het Hartelkanaal wordt gemiddeld $90 \text{ m}^3/\text{s}$ afgevoerd naar zee. De restafvoeren via de Nieuwe Maas en de Oude Maas tussen het Hartelkanaal en het Spui blijven ongewijzigd.

Dit leidt tot de restafvoerverdeling volgens Figuur D.6.

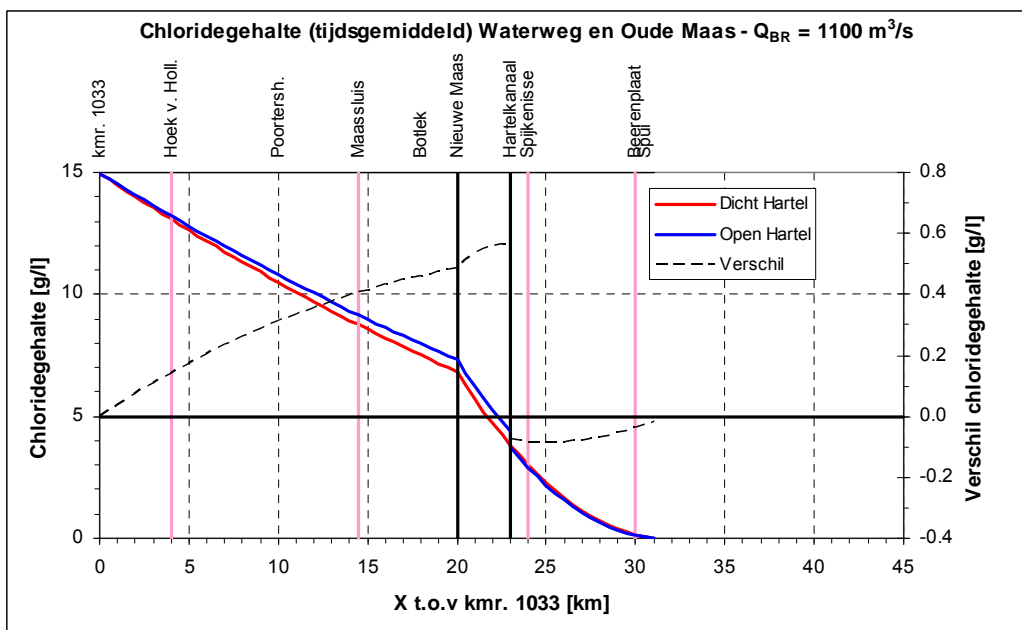


Figuur D.6 Restafvoerverdeling Waterweg, Nieuwe en Oude Maas voor situatie met open Hartelkanaal. Bovenrijnafvoer: $1100 \text{ m}^3/\text{s}$, onttrekking te Gouda $30 \text{ m}^3/\text{s}$ en via de Volkeraksluizen $50 \text{ m}^3/\text{s}$.

De door het analytische model berekende tijdsgemiddelde chlorideconcentraties zijn weergegeven in Figuur D.7 en D.8 voor de trajecten Waterweg-Nieuwe Maas en Waterweg-Oude Maas. Hiermee wordt het effect van de doorsteek van de Beerdam op de zoutindringing in het Noordelijk Deltabekken aangegeven. De verschillen tussen beide berekeningen zijn volgens de rechter verticale as vergroot weergegeven met de gestreepte lijn.



Figuur D.7 Longitudinale verdeling van de tijdsgemiddelde chlorideconcentraties langs de Waterweg en Nieuwe Maas bij een Bovenrijnafvoer van 1100 m³/s.



Figuur D.8 Longitudinale verdeling van de tijdsgemiddelde chlorideconcentraties langs de Waterweg en Oude Maas bij een Bovenrijnafvoer van 1100 m³/s.

Uit de Figuren D.7 en D.8 volgt, dat langs de Waterweg en Nieuwe Maas de chlorideconcentraties toenemen. Dit komt kwalitatief overeen met het beeld dat is verkregen door Rijkswaterstaat (2003) middels analyse van waarnemingen, nml. een significante toename van de maximale chlorideconcentraties per getijperiode langs het traject Nieuwe Maas-Noord. Uit de waarnemingen volgt, dat ter plaatse van Spijkenissebrug de chlorideconcentraties eveneens significant toenemen; het model voorspelt een afname. Deze locatie ligt dicht bij het splitsingspunt met het Hartelkanaal. Een mogelijke verklaring voor het verschil tussen waarneming en modelresultaat is dat het model direct bovenstrooms van het splitsingspunt volledige menging tussen relatief zoet water van het Hartelkanaal en water afkomstig van de Oude Maas veronderstelt. In het prototype is tijdens vloed bovenstrooms van de Spijkenissebrug mogelijk nog niet volledige menging opgetreden tussen water vanuit het Hartelkanaal en water afkomstig van de Waterweg, waardoor nog relatief zout water wordt gemeten (de zoutmeetcel is gelegen in de as van de Oude Maas). Op de Oude Maas bovenstrooms van het Hartelkanaal wordt door het model een afname van de chlorideconcentraties berekend. Waarnemingen geven eveneens aan dat er geen toename is van de verzilting maar eerder een afname (gebaseerd op 1 meetlocatie nml. Beerenplaat met de meetsensor relatief hoog in de vertikaal).

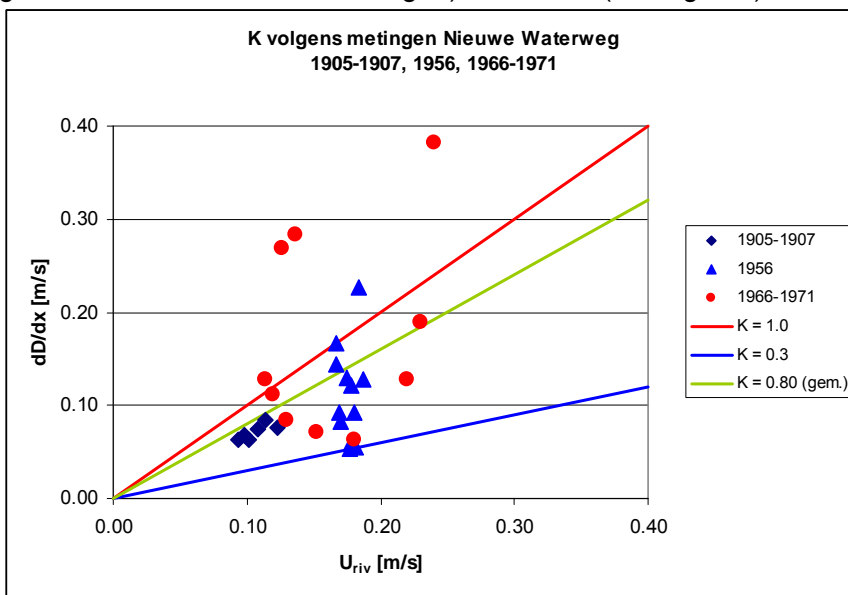
Geconcludeerd wordt, dat de door het analytische model berekende chlorideconcentratieveranderingen, welke in het Noordelijk Deltabekken zijn opgetreden ten gevolge van de doorsteek van de Beerdam in kwalitatieve zin overeenkomen met de veranderingen welke zijn ontleend aan metingen, nml.:

- Een toename van de verzilting langs de Noordrand (Waterweg-Nieuwe Maas);
- Een toename van de chlorideconcentraties op de Oude Maas tussen het splitsingspunt Westgeul en het Hartelkanaal;
- Een geringe afname op de Oude Maas bovenstrooms van het Hartelkanaal.

Deze vergelijking tussen modelresultaten en metingen vormen een aanvullende verificatie van het analytische model.

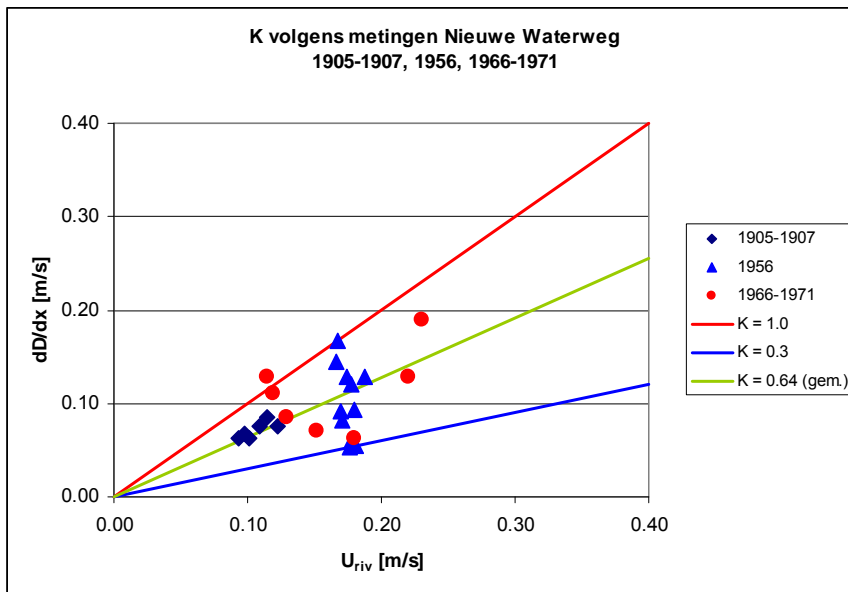
D.4 Analyse K voor de Nieuwe Waterweg

In Van den Burgh (1972) zijn verschillende metingen op de Nieuwe Waterweg gedurende de periode 1905-1971 geanalyseerd. De gepresenteerde data m.b.t. getijgemiddelde chlorideconcentraties in een aantal raaien, rivierafvoeren op de Waterweg, dwarsdoorsnedes en hieruit afgeleide dispersiecoëfficiënten zijn door van den Burgh gepresenteerd in tabelvorm. Van der Burgh presenteerde dD/dx als functie van U_{riv} , zoals weergegeven in Figuur D.9 op basis van de door hem gepresenteerde gegevens. De lijnen geven het verband tussen beide grootheden voor resp. $K = 1.0$ (theoretische bovengrens), $K = 0,8$ (het gemiddelde voor alle waarnemingen) en $K = 0,3$ (ondergrens).



Figuur D.9: Longitudinale gradiënt van dispersiecoëfficiënt als functie van de afvoersnelheid.

In Figuur D.10 zijn alle datapunten weergegeven zonder de gegevens waarvoor geldt dat $K > 1$.

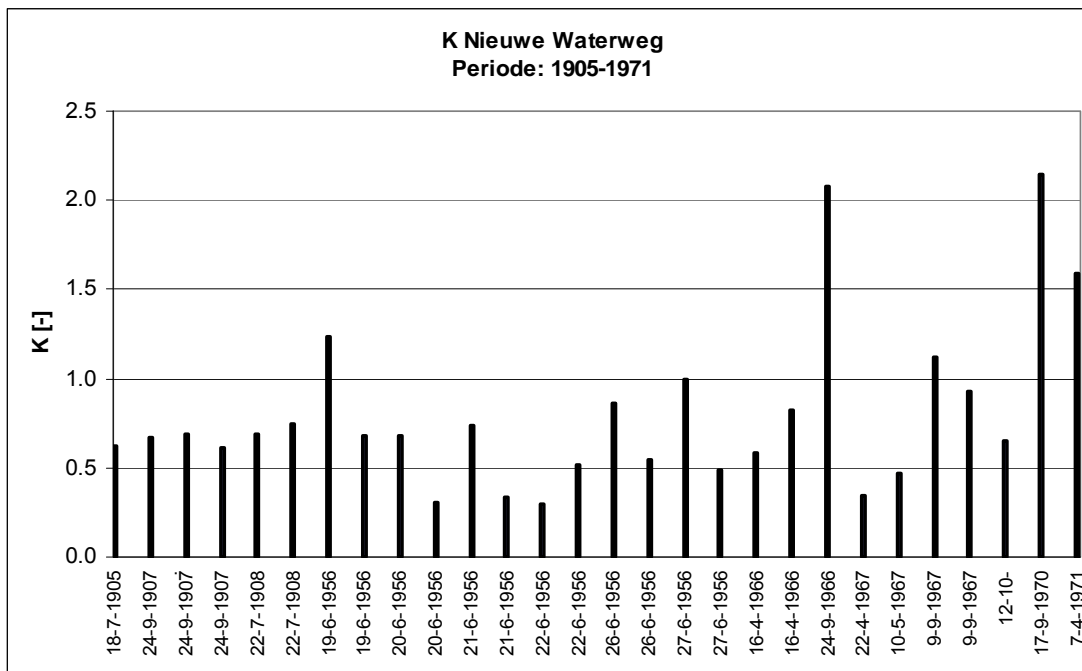


Figuur D.10: Longitudinale gradiënt van dispersiecoëfficiënt als functie van de afvoersnelheid excl. meetpunten waarvoor $K > 1$.

De waarden voor K zijn weergegeven in Figuur D.11 als staafdiagram; de tijdas is niet op schaal. De waarden hebben betrekking op meetdagen, waarbij K is bepaald voor 1 tot 3 aansluitende trajecten. De metingen bestrijken globaal drie perioden; de gemiddelde dwarsdoorsnede als maat voor de diepte en de afvoeren over de Nieuwe waterweg zijn voor deze perioden in Tabel D.3 vermeld.

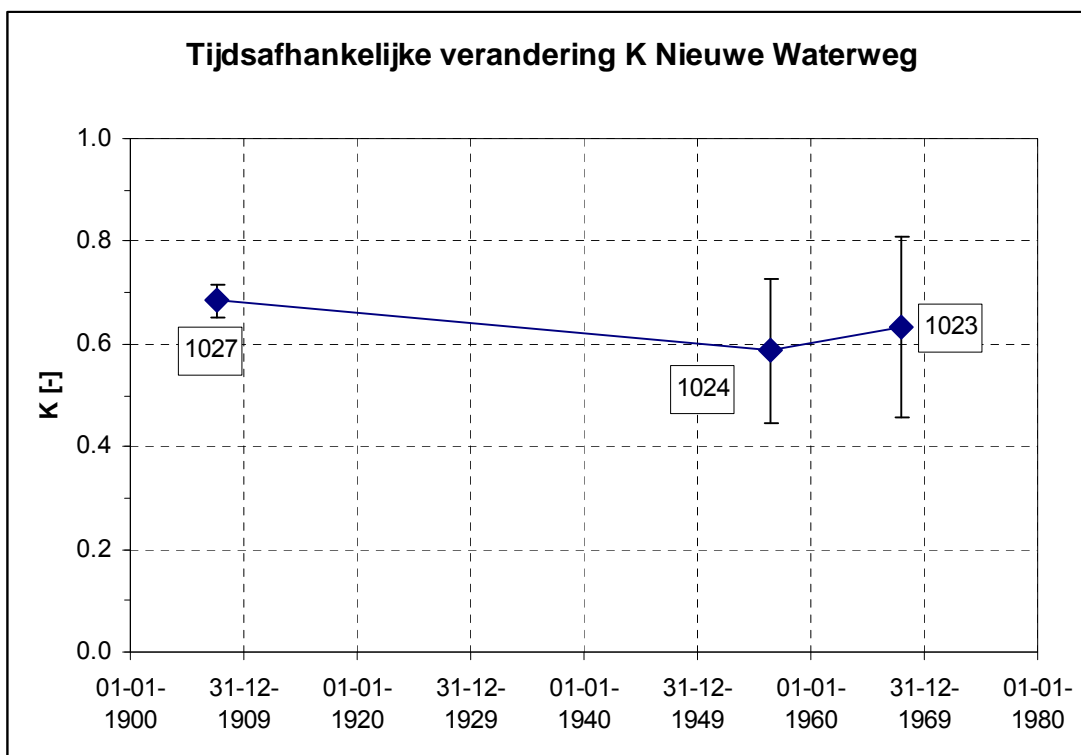
| | A | Afvoer Nieuwe Waterweg | | |
|-----------|-------------------|------------------------|---------------------|---------------------|
| | gem. | gem. | min. | max. |
| Periode | [m ²] | [m ³ /s] | [m ³ /s] | [m ³ /s] |
| 1905-1908 | 3733 | 413 | 360 | 460 |
| juni 1956 | 5275 | 928 | 885 | 980 |
| 1966-1971 | 6145 | 1005 | 710 | 1500 |

Tabel D.3: Gemiddelde dwarsdoorsnede en afvoeren Nieuwe Waterweg.



Figuur D.11: K voor de Nieuwe Waterweg op basis van data gepresenteerd door van den Burgh (1972).

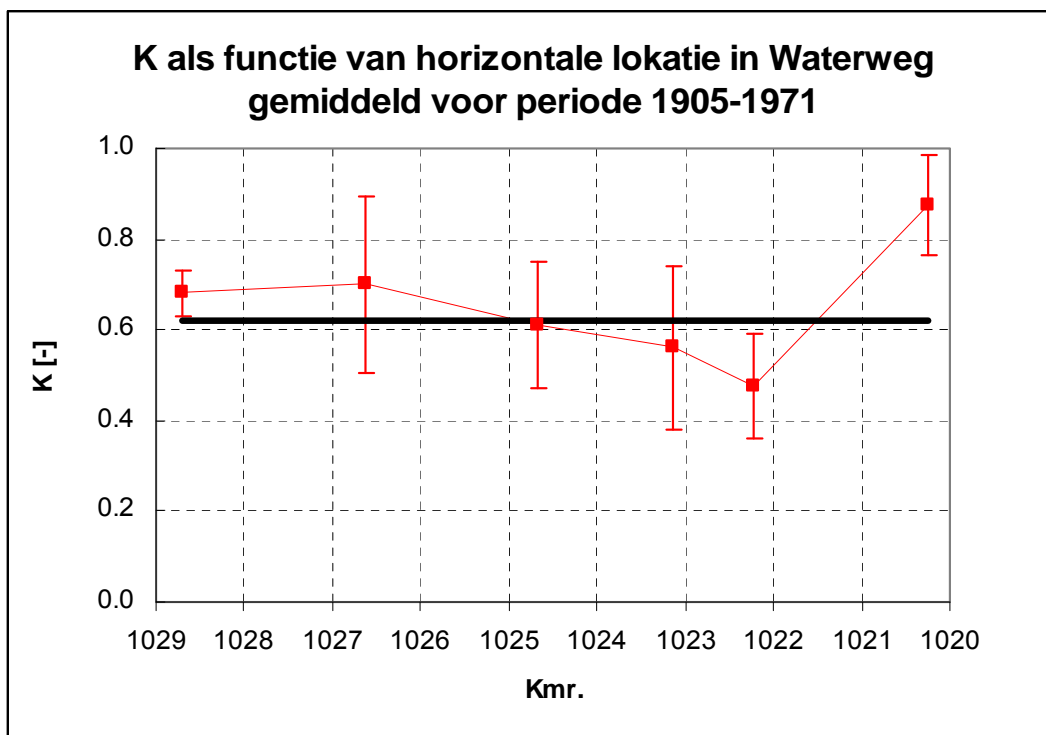
Voor een aantal metingen (in totaal 5) worden waarden groter dan 1 afgeleid, wat in tegenspraak is met de analyse van Savenije (2005), waaruit volgt dat K tussen 0 en 1 dient te liggen. De onzekerheid in de afgeleide waarden voor K is groot, omdat eerst de dispersiecoëfficiënt wordt afgeleid uit de gradiënt van de chlorideconcentratie en vervolgens K uit de gradiënt van de dispersiecoëfficiënt. Niettemin geven de afgeleide waarden een vrij consistent beeld, nml. $0,5 < K < 1$. Indien de waarden groter dan 1 buiten beschouwing blijven is de minimale waarde $K = 0,3$ en de maximale waarde $K = 1$. In dat geval (dus excl. de metingen met $K > 1$) is het gemiddelde 0,62 met een standaardafwijking van 0,19. Uit Figuur D.11 kan worden geconcludeerd, dat K gedurende de periode 1905-1971 niet is veranderd. Dit is eveneens weergegeven in Figuur D.12, waarbij voor elke periode de gemiddelde waarde voor K is bepaald (de metingen met $K > 1$ zijn buiten beschouwing gebleven).



Figuur D.12: Tijdsafhankelijke variatie van K op de Nieuwe Waterweg. Labels geven de gemiddelde positie van de metingen (kilometerraai) in de betreffende periode weer.

Figuur D.12 toont eveneens, dat K gedurende een periode van 65 jaar niet 'significant' is veranderd. De gemiddelde positie van de metingen is gedurende de eerste periode 3 à 4 km. zeewaarts van de gemiddelde positie tijdens de beide overige meetperioden.

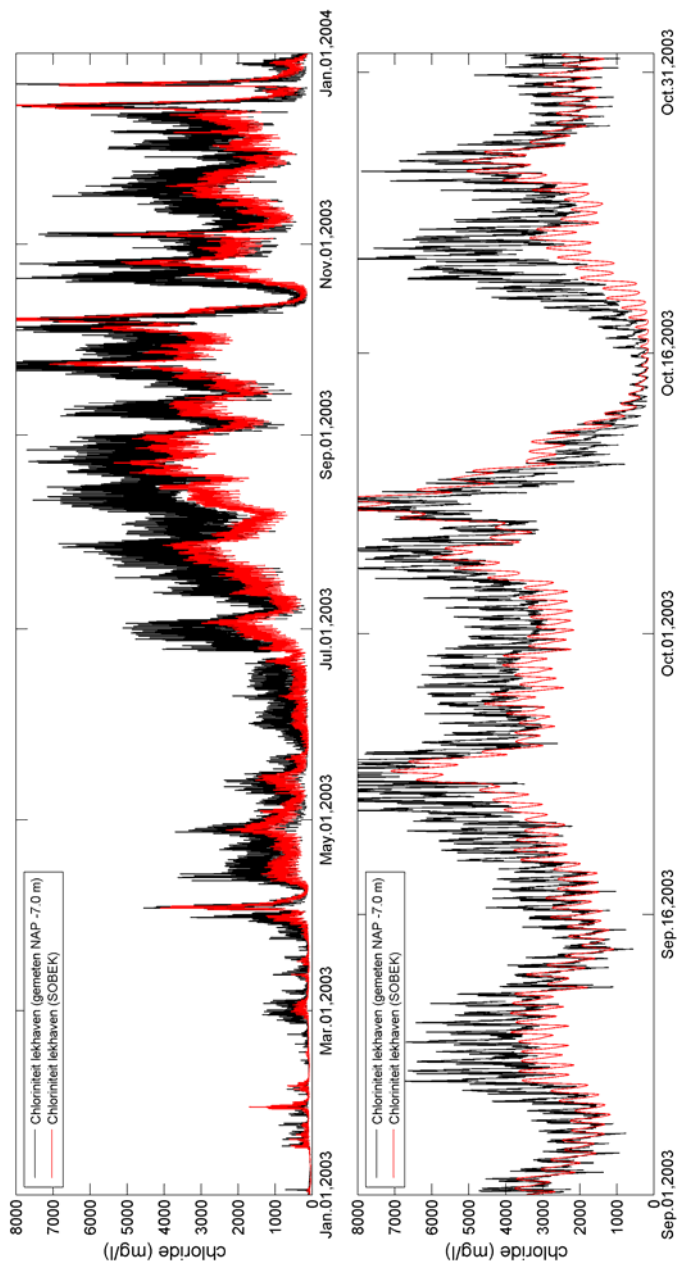
De longitudinale verdeling van K langs de Waterweg, gemiddeld voor de periode 1905-1971, is weergegeven in Figuur D.13. Uit de figuur volgt, dat K over het traject kmr. 1029-1022 niet 'significant' verandert; K varieert tussen 0,5 en 0,7, terwijl het gemiddelde over alle metingen 0,62 is. In kmr. 1020 is K relatief hoog, t.o.v. de waarden benedenstrooms van deze lokatie, namelijk gemiddeld bijna 0,9.



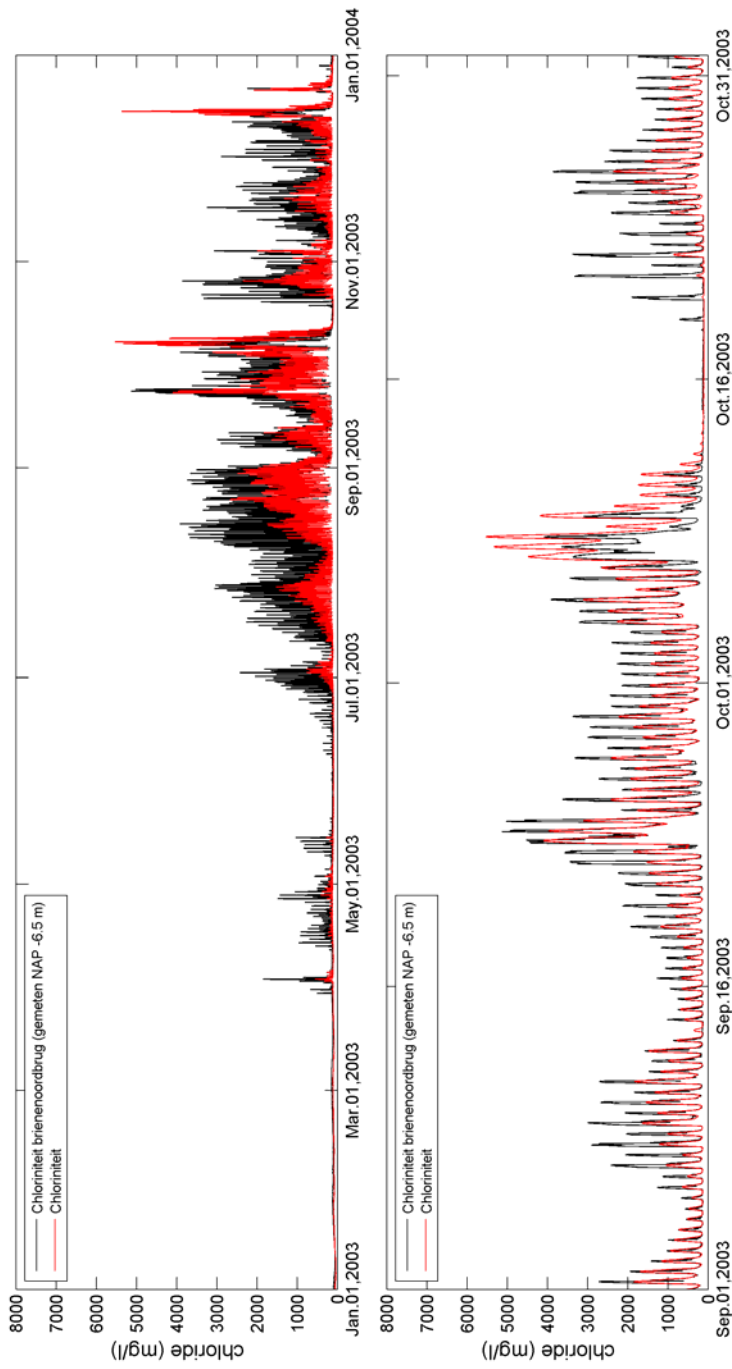
Figuur D.13: Gemiddelde longitudinale verdeling van K langs de Waterweg voor de periode 1905-1971.

Geconcludeerd wordt, dat K ligt in het interval [0,54; 0,70] met een gemiddelde waarde van 0,6.

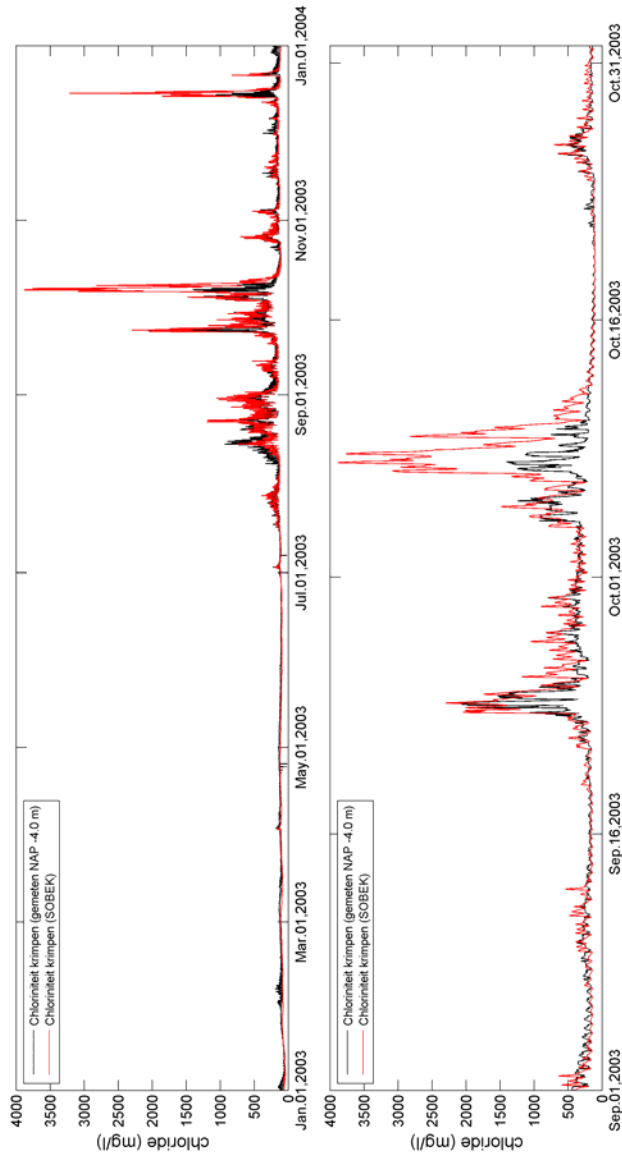
E Sobek berekeningsresultaten (vergelijking gemeten met berekende chloriniteiten voor 2003)



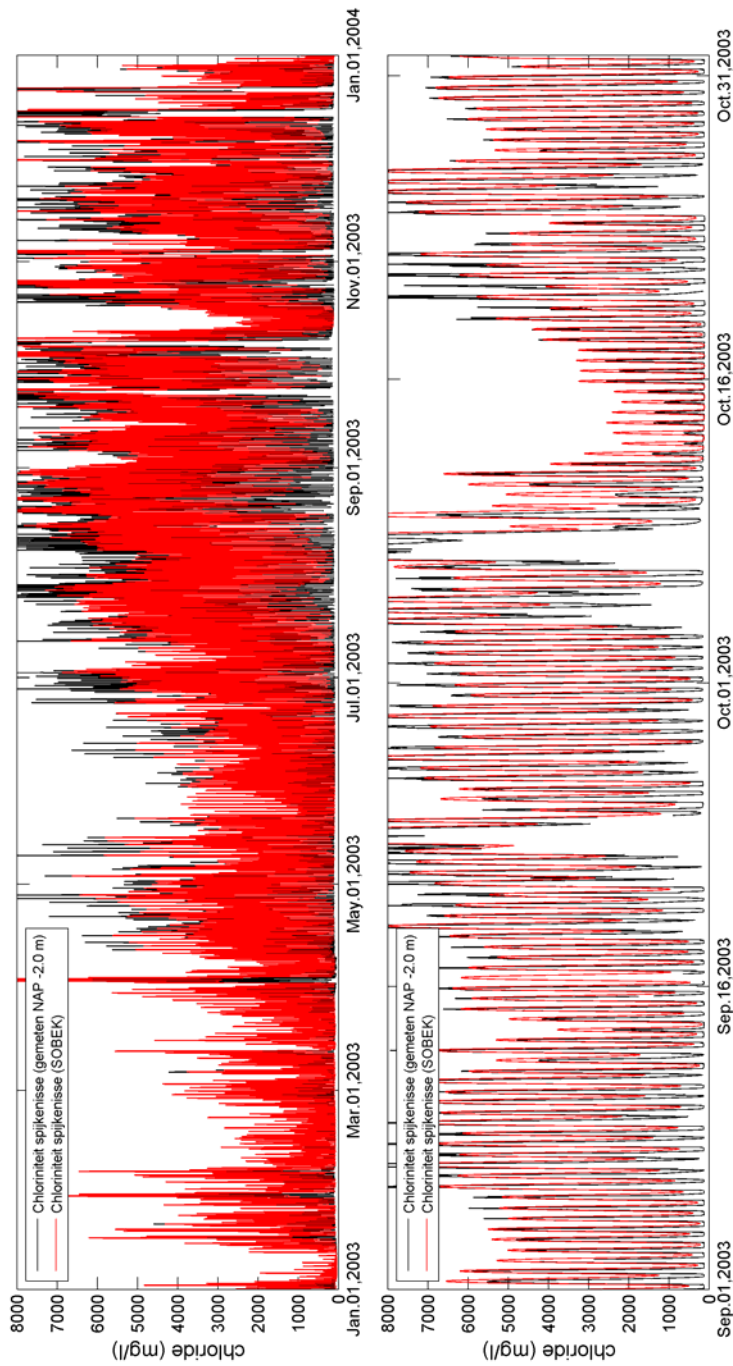
Figuur E.1 Gemeten en berekende (Sobek/NDB) chlorideconcentraties Lekhaven



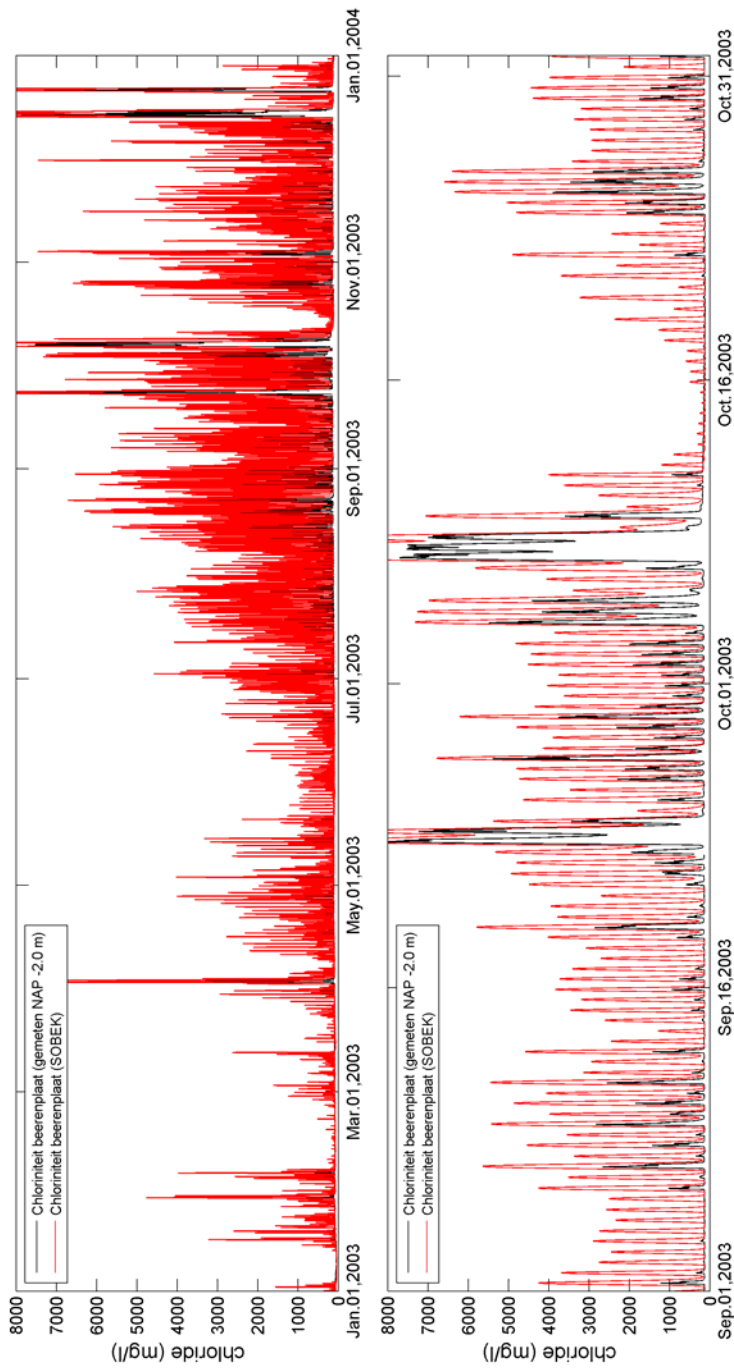
Figuur E.2 Gemeten en berekende (Sobek/NDB) chlorideconcentraties van Brienoordbrug



Figuur E.3 Gemeten en berekende (Sobek/NDB) chlorideconcentraties Krimpen aan den IJssel

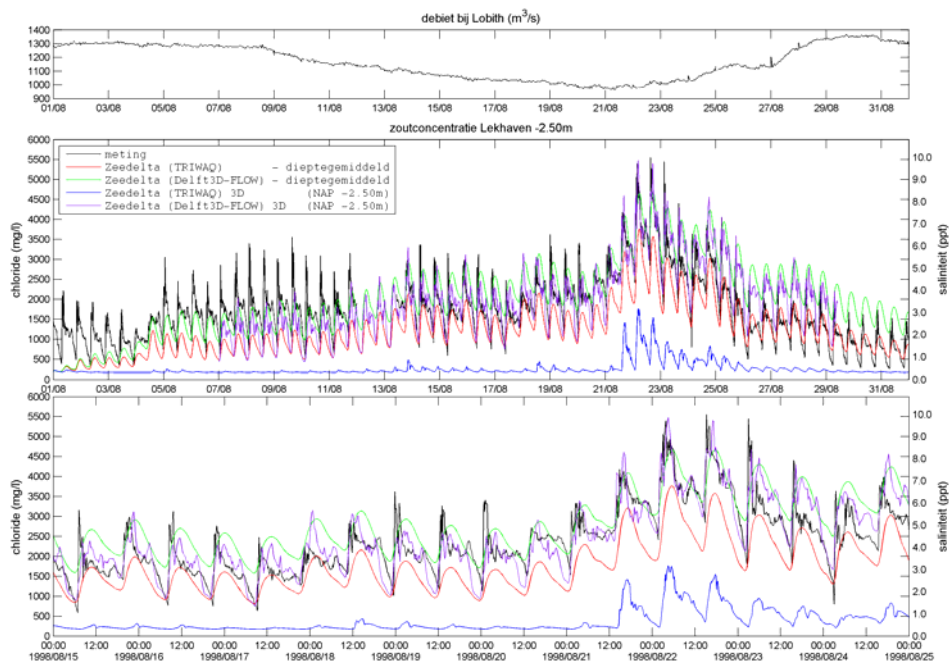


Figuur E.4 Gemeten en berekende (Sobek/NDB) chlorideconcentraties Spijkenissebrug

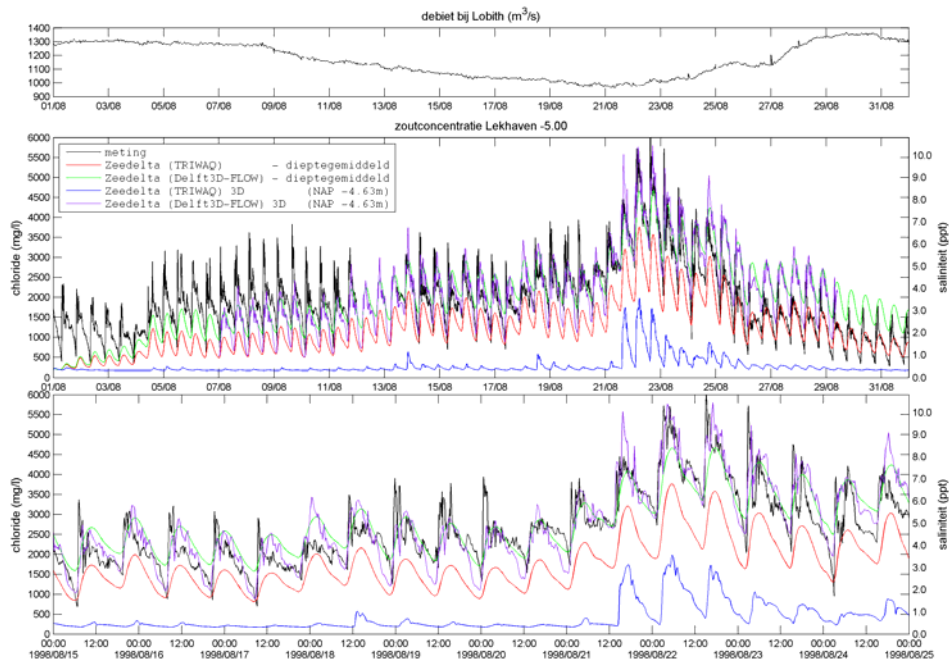


Figuur E.5 Gemeten en berekende (Sobek/NDB) chlorideconcentraties Beerenplaat

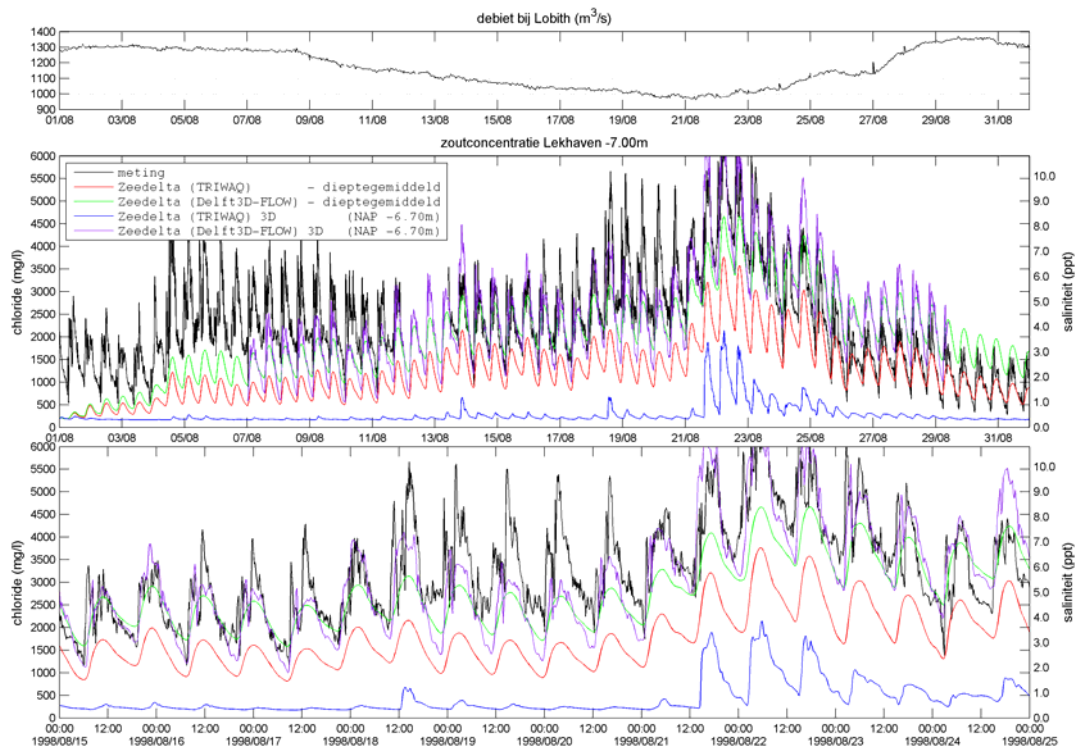
F Resultaten berekeningen 3-dimensionale Zeedelta Model



Figuur F.1 Gemeten en berekende chloridegehalten bij Lekhaven (-2.5 m)

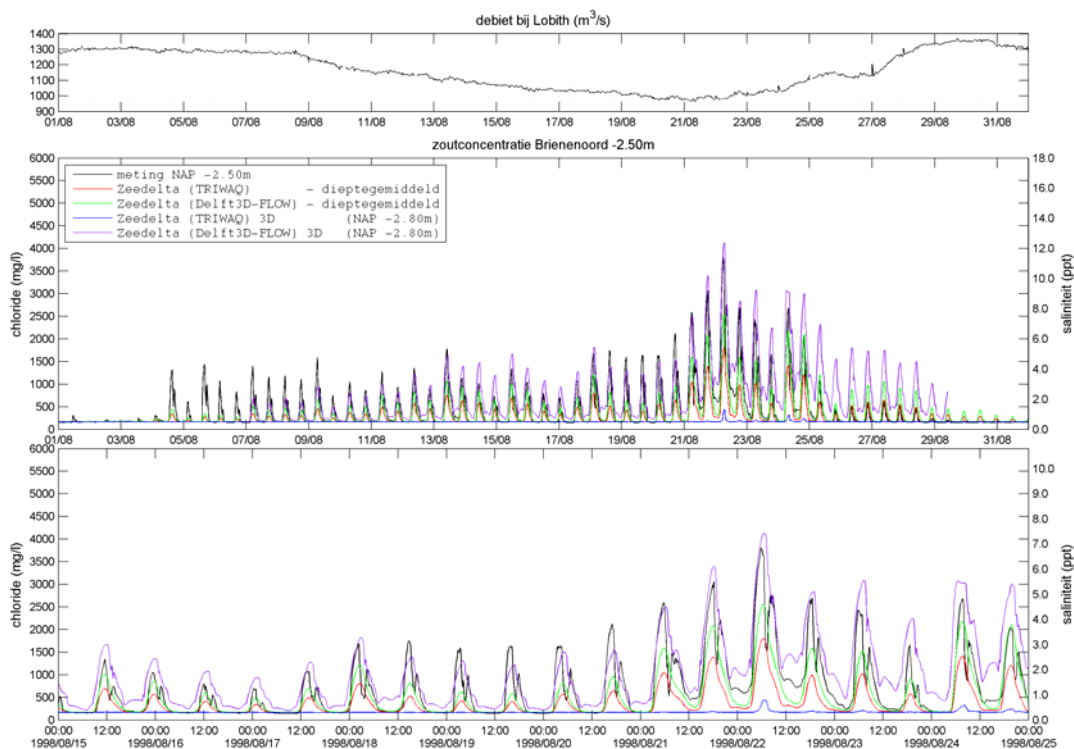


Figuur F.2 Gemeten en berekende chloridegehalten bij Lekhaven (-5.0 m)

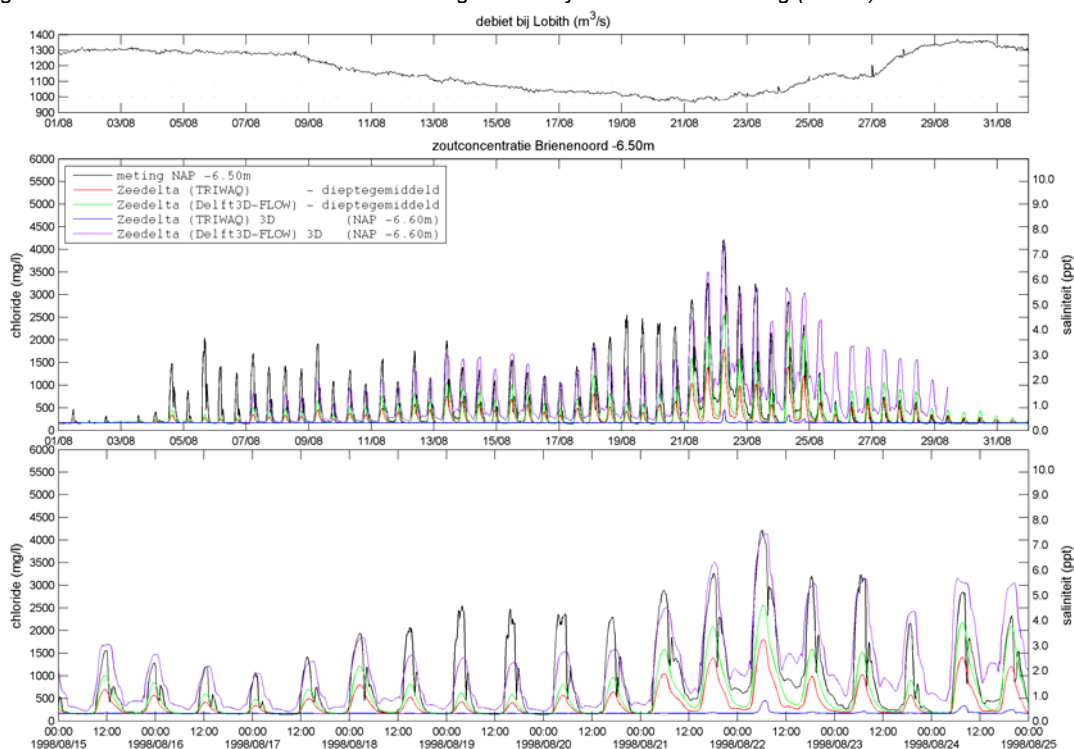


Figuur F.3 Gemeten en berekende chloridegehalten bij Leihaven (-7.0 m)

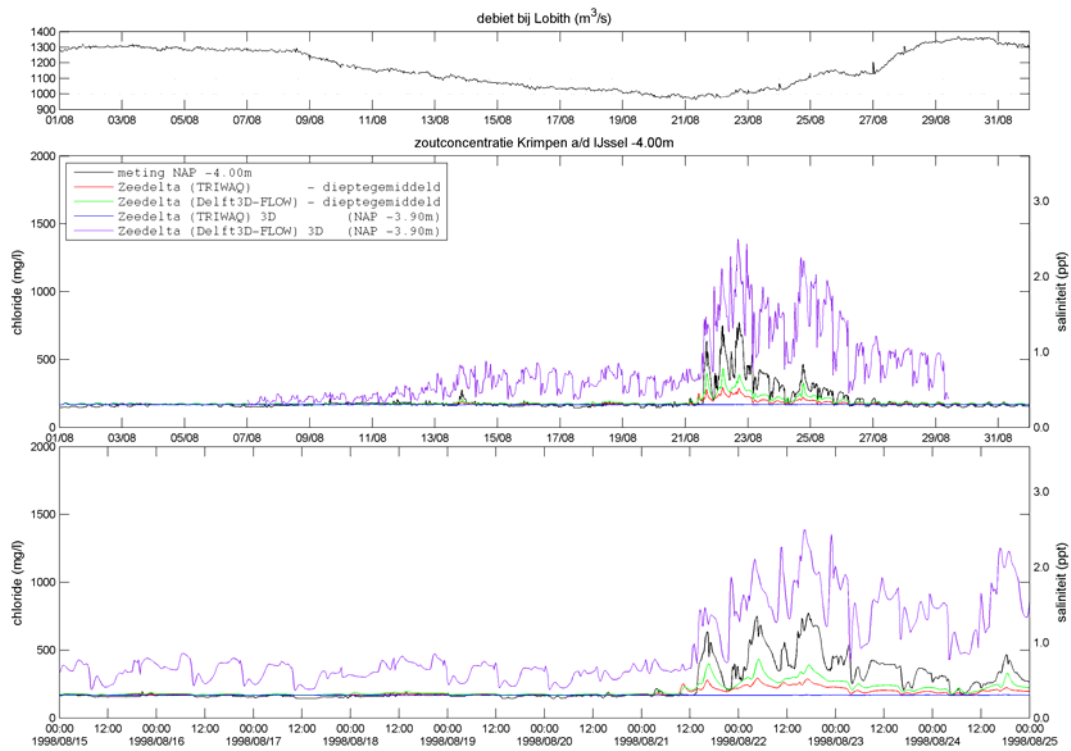
3 mei 2010, definitief



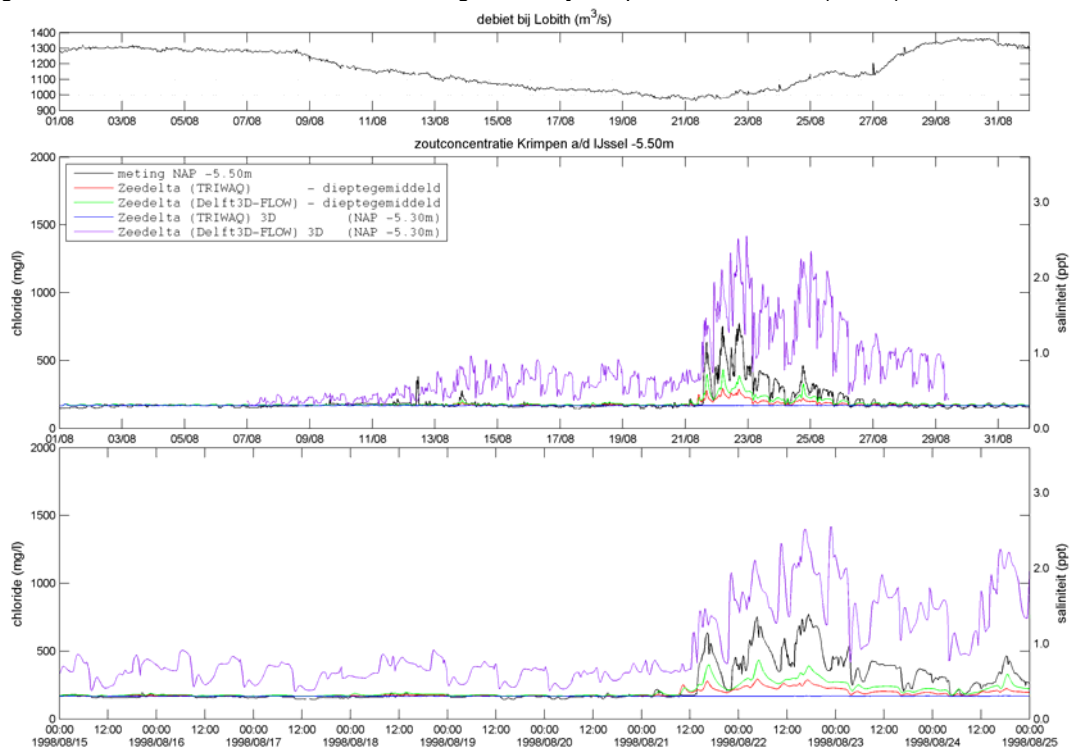
Figuur F.4 Gemeten en berekende chloridegehalten bij van Brienoordbrug (-2.5 m)



Figuur F.5 Gemeten en berekende chloridegehalten bij van Brienoordbrug (-6.5 m)

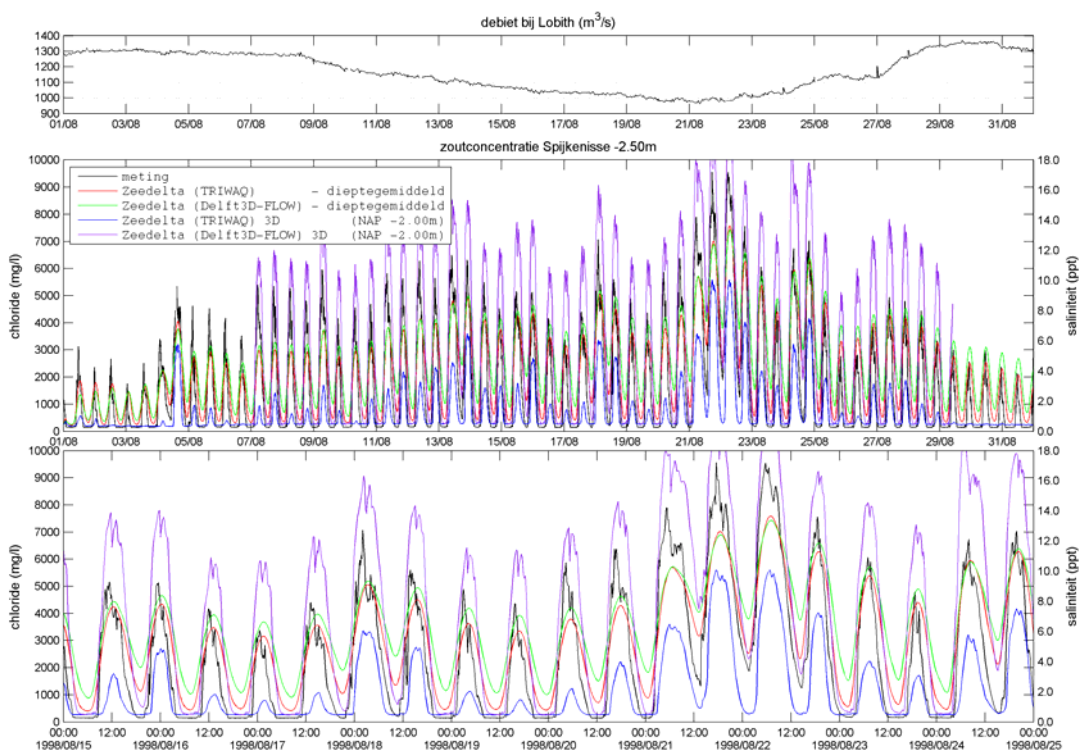


Figuur F.6 Gemeten en berekende chloridegehalten bij Krimpen aan den IJssel (-4.0 m)

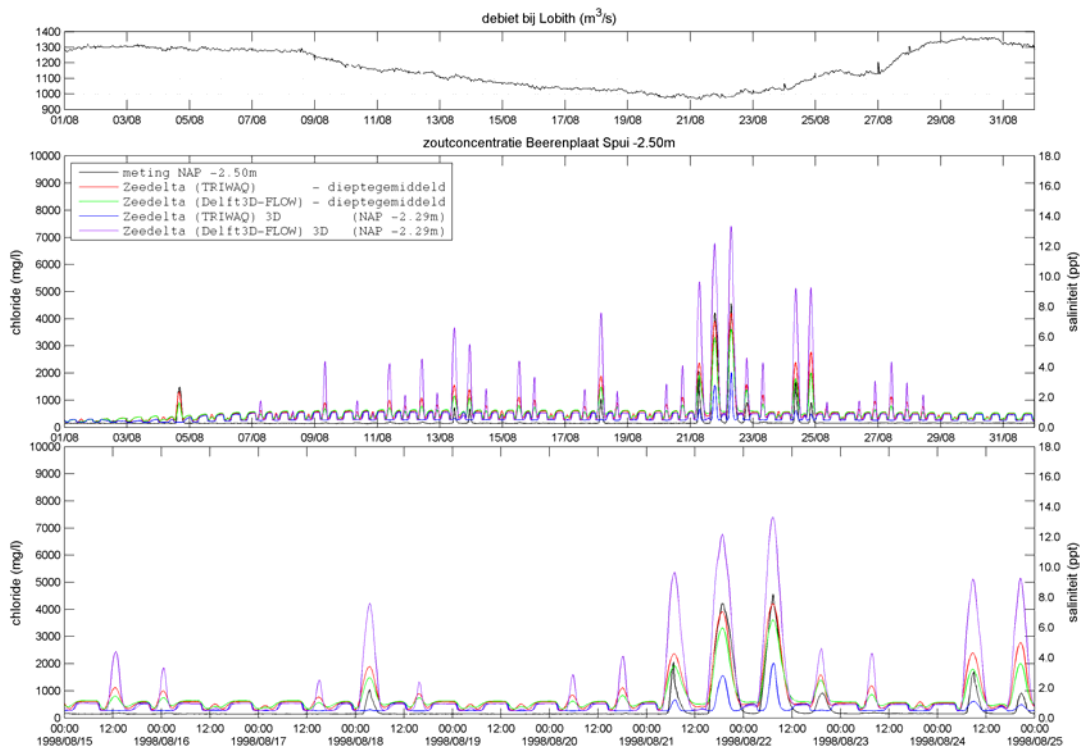


Figuur F.7 Gemeten en berekende chloridegehalten bij Krimpen aan den IJssel (-5.5 m)

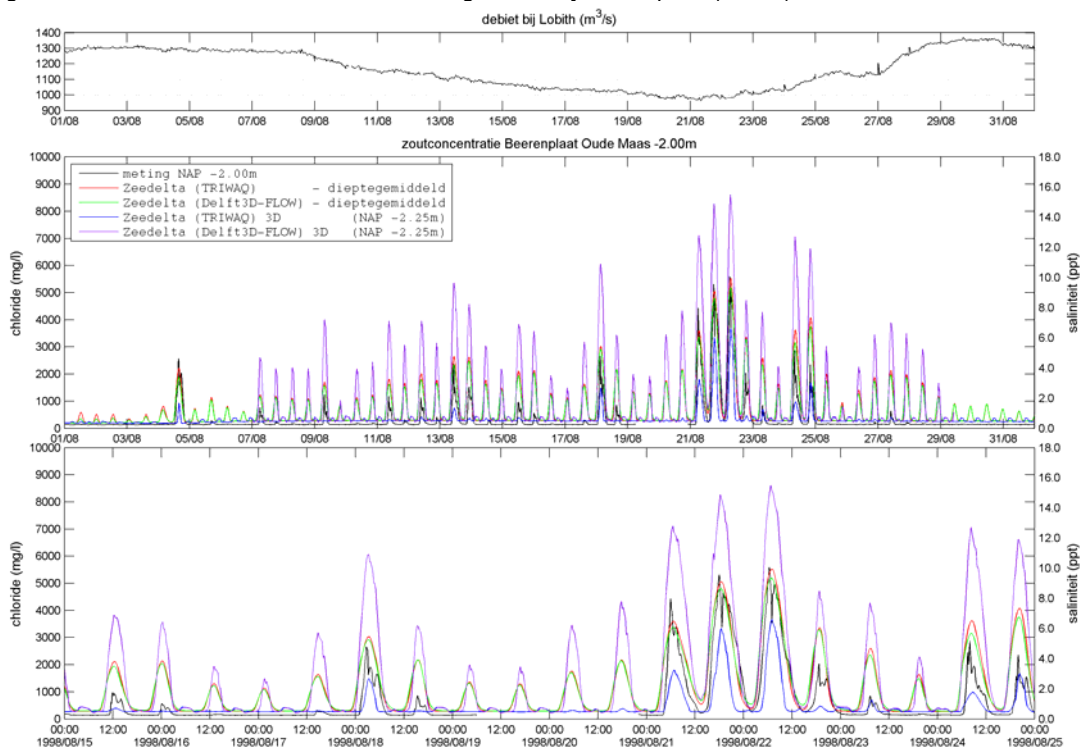
3 mei 2010, definitief



Figuur F.8 Gemeten en berekende chloridegehalten bij Spijkenisse (-2.5 m)

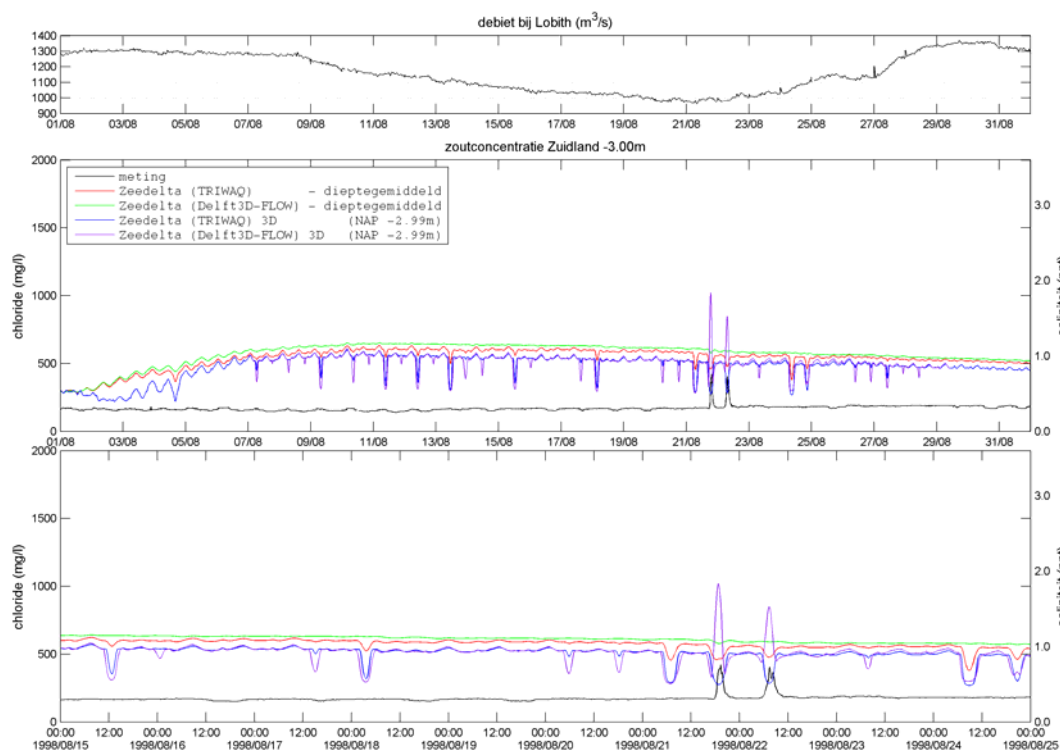


Figuur F.9 Gemeten en berekende chloridegehalten bij Beerenplaat (-2.5 m)



Figuur F.10 Gemeten en berekende chloridegehalten bij Beerenplaat (-2.0 m)

3 mei 2010, definitief



Figuur F.11 Gemeten en berekende chloridegehalten bij Zuidland (-3.0 m)

G Morfologische analyse van de trapjeslijn

G.1 Inleiding

Na aanleg van de trapjeslijn in de Nieuwe Waterweg zijn onder invloed van erosieprocessen delen van de oorspronkelijke 'treden' te diep komen te liggen. Bij het herstel van deze trapjeslijn met het oog op reductie van zoutindringing is het noodzakelijk de effecten van toekomstige erosie, of het voorkomen ervan, in ogenschouw te nemen. Dit is namelijk belangrijk om een afweging te maken tussen het aanbrengen van een vaste bescherming, of een voortdurende beheersinspanning (bagger en stort). Vanuit het oogpunt van beheer is het ook van belang de consequenties van het herstel van de trapjeslijn op het normale onderhoudsbaggerwerk te evalueren.

G.2 Morfologische processen in de Nieuwe Waterweg en Nieuwe Maas

G.2.1 Waargenomen morfologische veranderingen

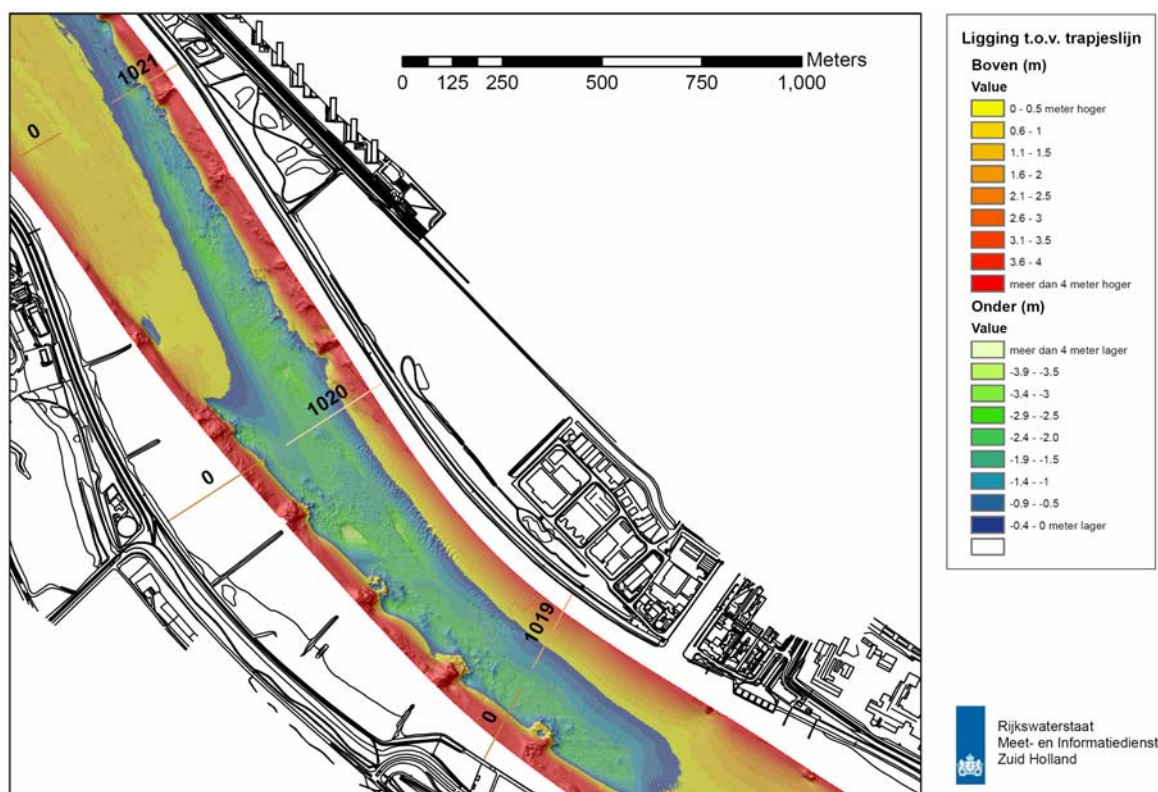
Morfologische veranderingen treden op verschillende schalen op. Er is sprake van 'event'-gedreven morfologische veranderingen, bijvoorbeeld lokale afzettingen in de vaargeul onder invloed van stormen of hoge rivierafvoeren. Deze veranderingen hebben vaak een tijdelijk karakter. Er is ook sprake van geleidelijke grootschalige trends waarbij de bodemligging over tientallen kilometers langzaam verandert (bijvoorbeeld onder invloed van grote wijzigingen in het systeem, zoals de sluiting van de Haringvliet in de jaren 70). Tenslotte zijn er ook meer lokaal ontwikkelende variaties die leiden tot permanente erosie en sedimentatie patronen. Het laatste kan worden beschouwd als de dynamische evenwichtssituatie die ontstaat wanneer daar via onderhoud geen weerstand tegen wordt geboden. Voor de aanleg en behoud van de trapjeslijn is dit het belangrijkste morfologische effect.

De sedimentatie en erosieprocessen die leiden tot deze lange-termijn variaties in het langspoorprofiel ontstaan voornamelijk door gradiënten in het (netto) sedimenttransport langs de rivier. Een evenwichtssituatie wordt bereikt wanneer door de morfologische veranderingen een toestand ontstaat waarbij deze gradiënten zijn verdwenen. In principe zijn daarbij de volgende oorzaken relevant:

- Variaties in breedte, bijvoorbeeld verwijdingen bij haveningangen of vernauwingen door kribben, leiden tot gradiënten in stroombeeld en transport;
- Op vaste lagen kan sprake zijn van "undersupplied" sedimenttransport, er treden herverdelingen van stroming en sediment in dwarsprofiel op (vooral wanneer maar een deel van het dwarsprofiel vast ligt), en op overgang van vaste lagen naar alluviale bodem kan sprake zijn van ontgrondingskuilen. Vaste lagen zijn bijvoorbeeld grindafdekkingen, bodembeschermingen, tunnels of natuurlijke slecht erodeerbare klei en veenpakketten
- Lokale ontgraving bij constructies, zoals kribben, dammen en oeververdedigingen
- Uitwisseling van slib tussen de (zoutgedreven) stroming en bodem op plaatsen waar stroming stagneert, zoals bijvoorbeeld in havenbekkens of kribvakken.

Recent is door Gemma Ramaekers (2009) een analyse gemaakt van de bodempeilingen om vast te stellen hoe de bodem zich ter plaatse van de trapjeslijn heeft ontwikkeld. Deze analyse is toegevoegd aan dit rapport op de bijgeleverde CD (Appendix H en I van dit rapport). Ook zijn een aantal recente opnamen (september 2009) van de bodemligging en

verschillen ten opzichte van de trapjeslijn, afkomstig uit multibeam-peilingen, op deze CD toegevoegd. Deze opnamen geven een gedetailleerd beeld van de bodemligging in de Nieuwe Waterweg en de Nieuwe Maas en de opgetreden bodemveranderingen. Eén van deze opnamen is gepresenteerd in Figuur G.1. De multibeam-peilingen hebben in deze studie een belangrijke rol gespeeld bij het vaststellen van de huidige ligging van de trapjeslijn, de oorzaken van opgetreden bodemveranderingen (zowel door natuurlijke oorzaken als door baggerwerk), en te verwachten toekomstige ontwikkeling van de bodem.



Figuur G.1 Verschil ten opzichte van trapjeslijn uit een multibeam-peiling in de Nieuwe Waterweg (september 2009)

Uit de studie van Ramaekers (2009) en de sedimentbalans van Snippen et al. (2005) volgt:

- De bodem lijkt een vrij grote mate van stabiliteit te vertonen. Enerzijds komt dit door de grote mate van onderhoud, waarbij met name sedimentatie in de vaargeul periodiek wordt verwijderd. Anderzijds kan sprake zijn van morfologische condities die niet ver af liggen van de evenwichtscondities in de rivier.
- Ook Snippen et al. (2005) bevestigen in hun sedimentbalans voor de periode 1990-2000 dat in zowel de Nieuwe Maas als de Nieuwe Waterweg geen noemenswaardige bodemverandering is opgetreden.

De lokale vaargeulgemiddelde bodemligging toont enkele trends. Echter, gerealiseerd wordt dat het gedrag niet noodzakelijkerwijs een autonome ontwikkeling betreft, maar mogelijk bepaald wordt door baggerwerk. In dit gebied wordt intensief gebaggerd. Hoewel circa 63% van het baggerwerk in de Nieuwe Waterweg plaatsvindt tussen km 1017-1024 (bocht Maassluis), en 94% van het baggerwerk in de Nieuwe Maas tussen 1004.7-1012, is ook het

baggerwerk op andere trajecten nog substantieel (Snippen et al., 2005). Het materiaal wordt niet teruggestort in het systeem. Het baggerwerk bedraagt gemiddeld:

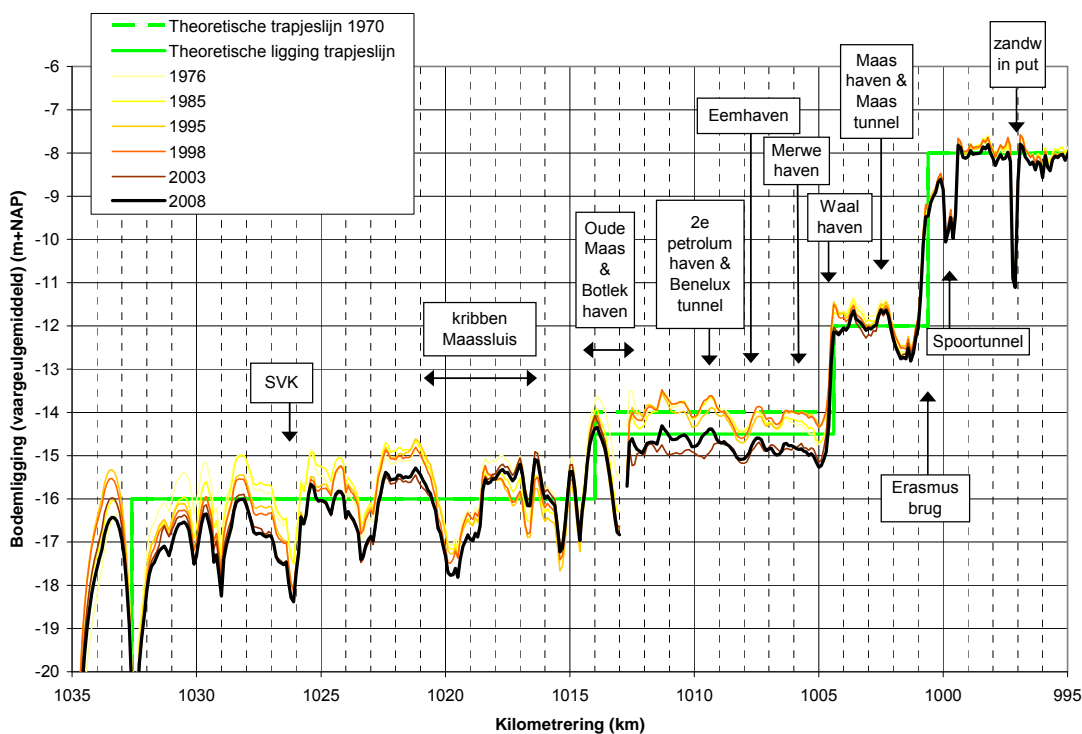
- Nieuwe Waterweg: $412 \cdot 10^3 \text{ m}^3/\text{jaar}$ (2000-2008) en $530 \cdot 10^3 \text{ m}^3/\text{jaar}$ (1990-1999)
- Nieuwe Maas: gemiddeld $666 \cdot 10^3 \text{ m}^3/\text{jaar}$ (2000-2008) en $465 \cdot 10^3 \text{ m}^3/\text{jaar}$ (1990-1999)

In onderstaande tabel zijn de gerapporteerde gegevens van droge stof baggerwerk in de Nieuwe Maas en Nieuwe Waterweg. De gegevens voor Tds (Ton droge stof) zijn met behulp van omrekeningsfactoren omgezet in kuubs.

Tabel G.1 Jaarlijks baggerwerk in de Nieuwe Maas en Nieuwe Waterweg, periode 2000-2008

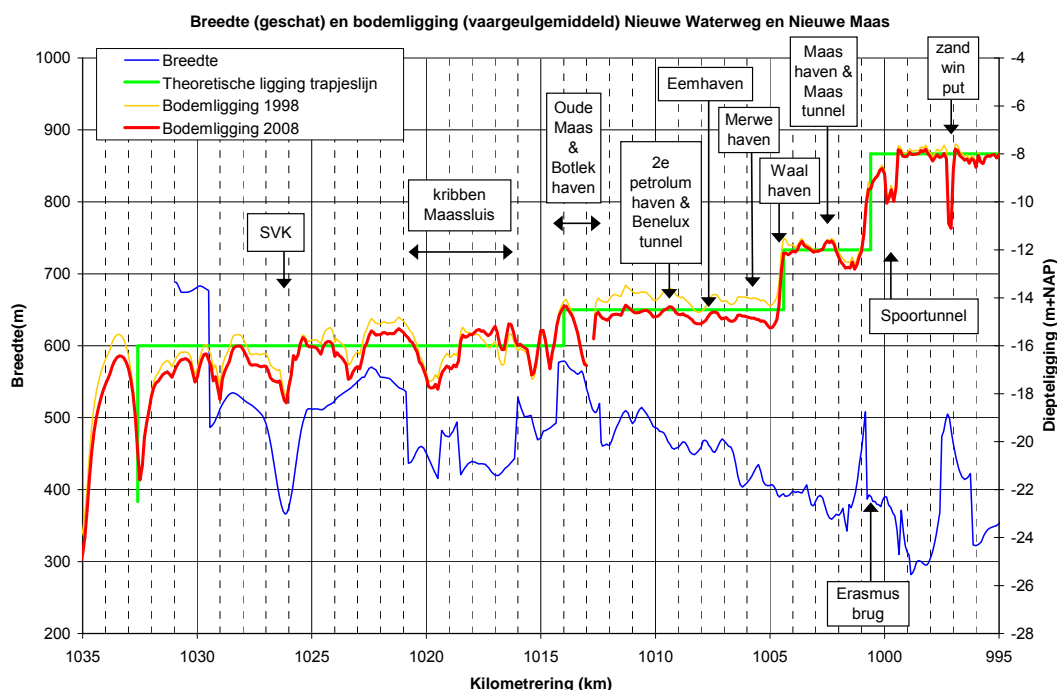
| Zuigvakken | | | | | X1000 Tds/jr | X1000 m ³ /jr | |
|------------|----|--------|--------|--------|--------------------------|--------------------------|------------|
| MJ | km | 1004.5 | tot km | 1009 | NMaas | 146 | 199 |
| NA | km | 1009 | tot km | 1013 | NMaas | 194 | 306 |
| KJ | km | 1013 | tot km | 1020 | NWaterweg | 219 | 135 |
| KC | km | 1020 | tot km | 1023 | NWaterweg | 219 | 198 |
| KD | km | 1023 | tot km | 1035.5 | NWaterweg | 64 | 40 |
| | | | | | Totaal: NMaas | 340 | 505 |
| | | | | | Totaal: NWaterweg | 502 | 372 |

Bovengenoemde getallen zijn bij benadering vergelijkbaar met opgave van baggervolume afkomstig van Ary van Spijk (DZH), waarbij wordt gesteld dat in de betreffende periode gemiddelde $412 \cdot 10^3 \text{ m}^3/\text{jaar}$ is gebaggerd in de Nieuwe Waterweg, en $666 \cdot 10^3 \text{ m}^3/\text{jaar}$ in de Nieuwe Maas (verschillen komen vermoedelijk uit omrekeningsfactoren). Sinds de jaren tachtig van vorige eeuw is geen sediment meer gestort.



Figuur G.2 Gemiddelde bodemligging van de vaargeul in Nieuwe Waterweg en Nieuwe Maas afgeleid uit bodempeilingen 1976-2008

Door variatie in breedte tussen de oevers is het niet mogelijk een constante stroomsnelheid te garanderen langs het hele traject wanneer de bodemligging op een constant niveau wordt aangelegd. De variaties in stroomsnelheid geven aanleiding tot sedimenttransportgradiënten met erosie en sedimentatie tot gevolg. De variaties in breedte, en de variaties van de bodemligging uit Figuur G.2 zijn gezamenlijk geplot in Figuur G.3. De variaties in dit figuur zijn afgeschat met het Zeedelta model, en moeten daarom als indicatief worden beschouwd. Sterke breedtevariaties zijn vooral te vinden in de Nieuwe Waterweg bij Maassluis (kribben) en de Maeslantkering. De netto sedimentvracht is landwaarts gericht waardoor de verdiepingen ter plaatse van versmallingen enkele honderden meters oostwaarts optreden. Verder zijn verondiepingen bij verbredingen niet of nauwelijks te vinden, omdat deze worden weggebaggerd. Theoretisch zou de breedte in zeewaartse richting geleidelijk moeten toenemen, gerelateerd aan de toename van het getijvolume, om de met de trapjeslijn beoogde constante diepte te kunnen creëren. Zonder deze geleidelijke verbreding is een trapjeslijn niet stabiel (zie ook Moser, 1988).



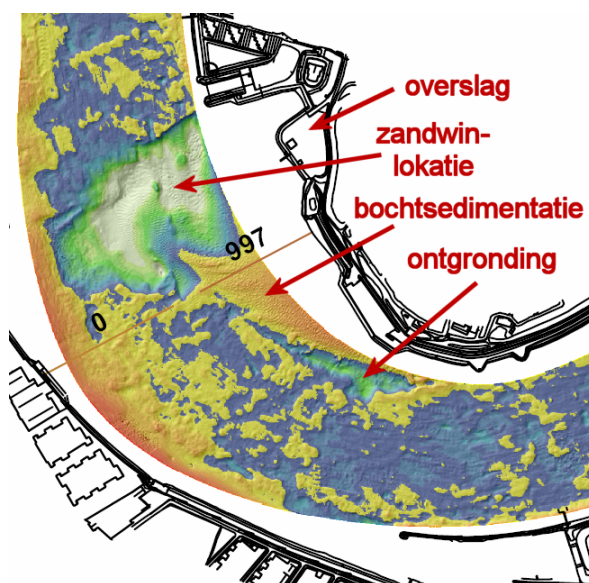
Figuur G.3 Bodemligging in de Nieuwe Waterweg en Nieuwe Maas vergeleken met de breedte van de rivier (geschat uit Zeedelta model)

Op basis van analyses, deels samen met van Gemma Ramaekers, is in meer detail gekeken naar de opgetreden veranderingen van de trapjeslijn. Doel hiervan is te leren hoe de bodemveranderingen zijn ontstaan, en hoe daardoor de functie van de trapjeslijn verslechterd. Daarmee kan worden bepaald in hoeverre het herstel van de trapjeslijn duurzaam kan worden uitgevoerd.

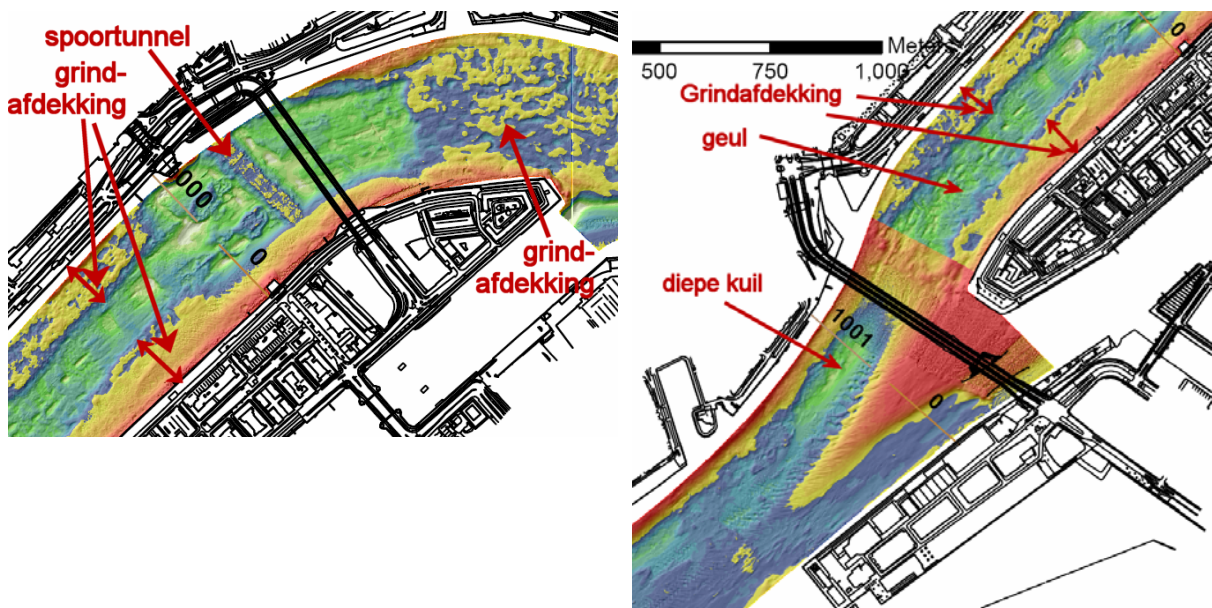
Morfologische processen trapjeslijn Nieuwe Maas

- Het gebied km 994.7 – 1000.8 (vlak na samenvloeiing Hollands IJssel tot aan uiteinde Noordereiland) is afgedekt met grind op een niveau van circa -8 m. De analyse van Ramaekers en de weergave van multibeampeilingen bevestigt dat deze afdekking stabiel is. Er zijn echter wel een paar openingen:

- o km 996.5-997.3 zandwinlokatie in rechterzijde van de rivier, zie Figuur G.4 (met zandoverslag Oosterwijk). Hier is sprake van een scherpe bocht waar klaarblijkelijk loslating van de stroming in de binnenbocht optreedt wat leidt tot sedimentatie. Vlak voor de bocht bevinden zich constructies die de loslating versterken en een zichtbare ontgrondingskuil creëren (orde 2 m diep). Daarachter ontwikkelt zich een zandbank die uitwaaiert tot voorbij km 997, en waaruit het zand wordt gewonnen. Verder zijn de overgangen naar de grindafdekking als scherpe overgangen, waaruit blijkt dat de grindafdekking als niet-erodeerbare laag goed functioneert. Uit de dwarsprofielen volgt dat een deel van het zand deze locatie passeert en vooral aan de rechterzijde van de rivier zich verplaatst over het grind (na km 997.5).
- o Ter hoogte van het Noordereiland is destijds voor de aanleg van de Willemspoortunnel een deel van de rivier niet tot trapjeslijnniveau aangevuld en afgedekt, zie Figuur G.5. De betreffende geul is bij aanleg van de trapjeslijn open gelaten zodat later de tunnelelementen zonder beperkingen konden worden ingevaren (info Ramaekers). De tunnel is gebouwd in de periode 1987-1993. Het alluviale deel betreft de bodem tussen km 999.5 en 1000.1 over de gehele breedte, en 1000.1-1000.8 een geul (met aan beide zijden wel een opvulling en afdekking). Overigens blijkt in dit alluviale deel van de rivier sprake te zijn van een relatief stabiele bodemligging.

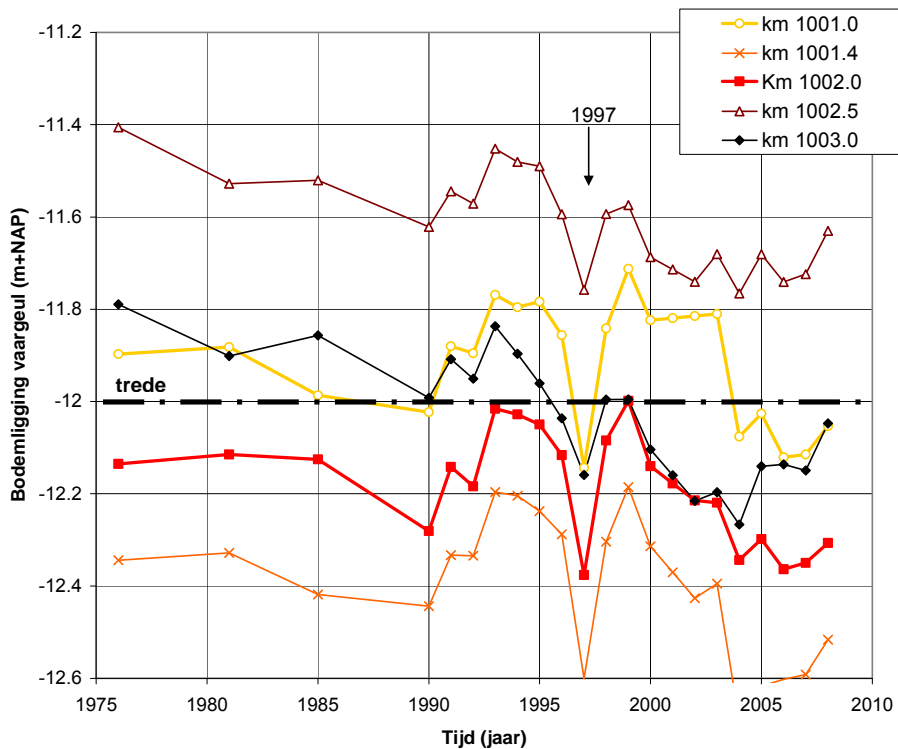


Figuur G.4 Onderbreking van grindafdekking voor zandwinput ter hoogte van km 997

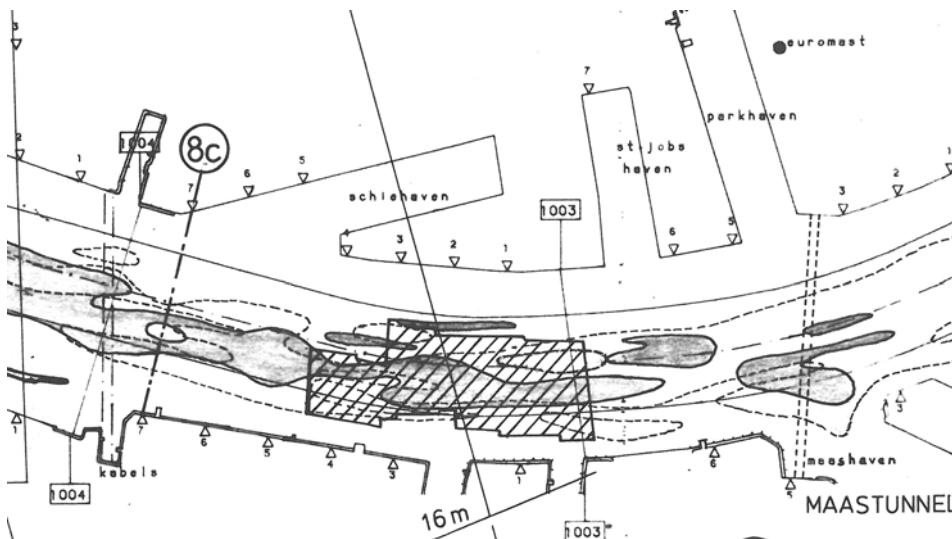


Figuur G.5 Overgangen in grindafdekking naar alluviale bedding bij Willemspoortunnel (links) en rond de Erasmusbrug (rechts)

- Tussen km 1001-1003, een gebied dat is opgehoogd met zand tot -12 m (en niet afgedekt), volgt uit de analyse van Ramaekers een trend van orde 0.5 m verdieping in de periode 1976-2008. Daarbij heeft deze daling voornamelijk in een deel van het dwarsprofiel plaatsgevonden en is deels te verklaren door baggerwerk (onder andere voor de bereikbaarheid van de Cruisterminal). Een andere oorzaak kan worden gevonden in een mogelijk te gering aanbod van zand van het vastgelegde deel van de Nieuwe Maas stroomopwaarts. Onderstaande Figuur G.6 toont de ligging van de vaargeul-gemiddelde bodem gedurende deze periode voor een aantal locaties op dit traject. Uit de figuur blijkt dat er sprake is van een geleidelijke trend, maar dat er sterke jaarlijkse variaties zijn. In de jaren 90 is zelfs netto aanzanding opgetreden. In 1997 is sprake van een uitzonderlijke afwijking, wat mogelijk een gevolg kan zijn van een fout in de meetgegevens (ook de dwarsprofielen tonen een afwijkend resultaat). Daarnaast echter is in deze periode (in 1996) ook de Erasmusbrug opgeleverd.

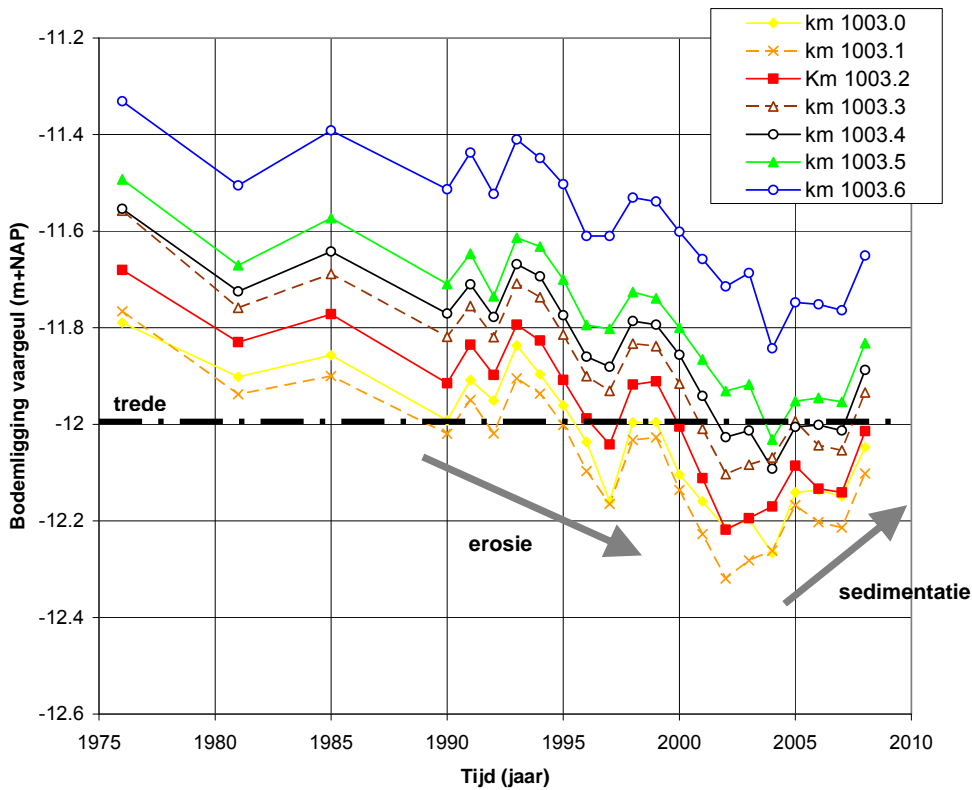


Figuur G.6 Ontwikkeling van vaargeulgemiddelde bodemligging op traject km 1001-1003.



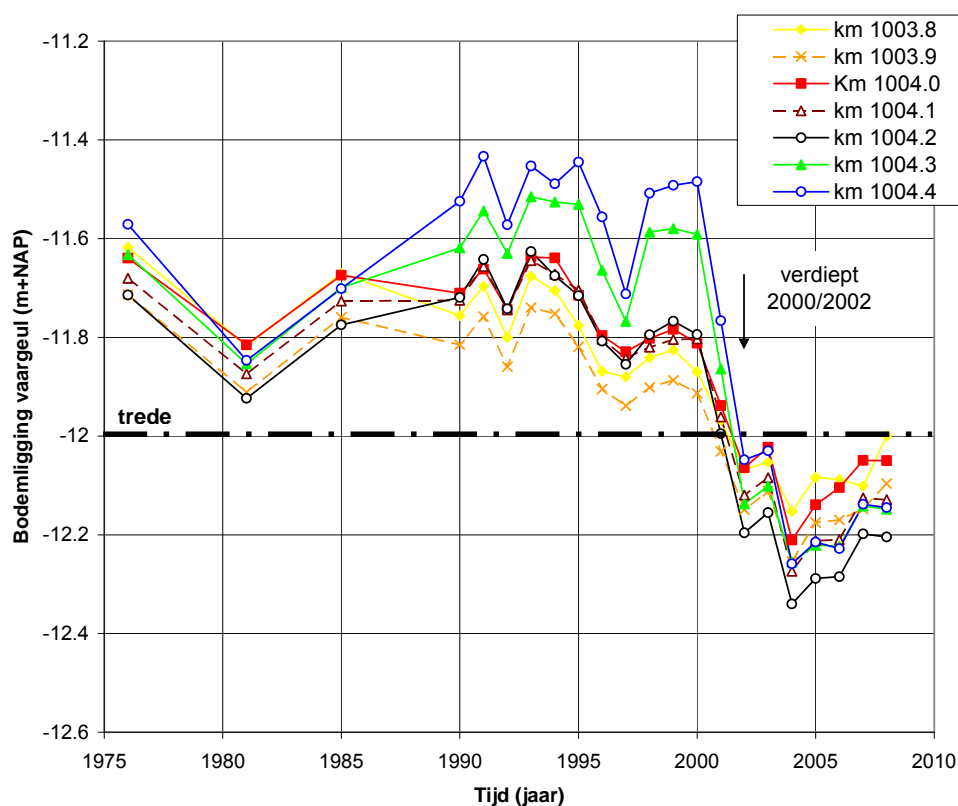
Figuur G.7 Locatie van grindafdekking km 1003-1003.5

- Op het traject tussen km 1003-1003.6 is het aangevulde zand afgedekt met een laag grind. De locatie van de afdekking volgt uit de oude tekening getoond in Figuur G.7 (de afdekking heeft niet over de gehele breedte plaatsgevonden). Echter, sinds de aanleg is de bodem op dit traject geleidelijk gedaald met een maximale diepte rond 2004 zoals blijkt uit Figuur G.8. De dalende trend is zelfs sterker dan het traject juist bovenstrooms. Hieruit kan worden geconcludeerd dat de grindafdekking niet is blijven liggen. De reden hiervoor is onbekend.



Figuur G.8 Ontwikkeling van vaargeulgemiddelde bodemligging op traject km 1003-1003.6.

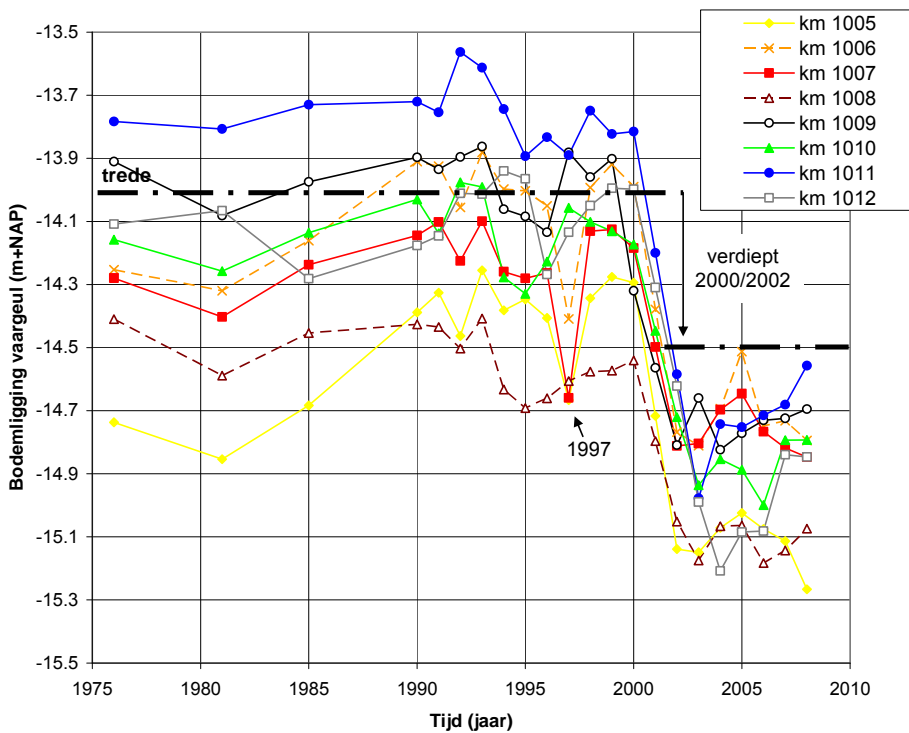
- Op het traject tussen km 1003.6 (grindafdekking) en 1004.4 (einde trede met streefdiepte -12.0 m) is, zoals getoond in Figuur G.9, in het eerste deel nog sprake geweest van een gelijke trend als het bovenstroomse traject. Echter, op de stroomafwaarts gelegen punten (km 1004.3 en 1004.4) heeft in de jaren 90 een forse aanzanding plaatsgevonden. Op deze locaties is, evenals de volgende lager gelegen trede, de bodem in de vaargeul verlaagd met meer dan 0,5 m.



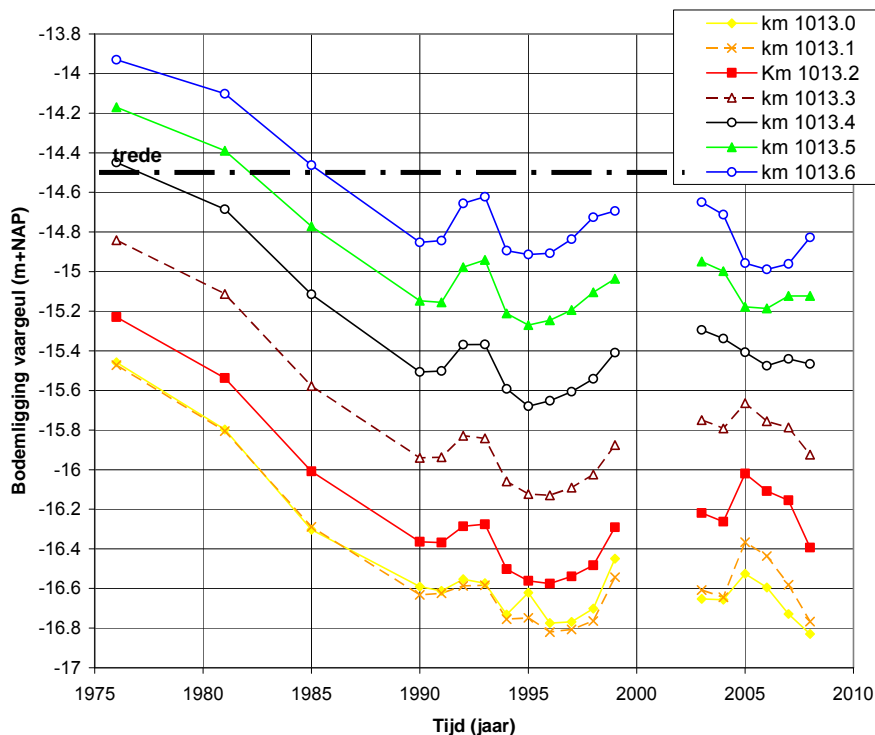
Figuur G.9 Ontwikkeling van vaargeulgemiddelde bodemligging op traject km 1003.8-1004.4.

Morfologische processen trapjeslijn Nieuwe Waterweg

- Op het traject km 1004.4 – 1014 is de oorspronkelijke diepte van de trapjeslijn op -14 m in 2002 verlaagd tot -14.5 m. Tot aan km 1012.7 (splitsing Westgeul) is de bodem op dit traject zowel voor als na de extra verdieping als redelijk stabiel te beschouwen. Dit blijkt bijvoorbeeld uit Figuur G.10. Bij km 1012.7 leidt de toestroming van de Oude Maas tot een forse verdieping die zich westwaarts (zeewaarts) van de samenvloeiing uitstrekt. De verdieping is geleidelijk ontstaan tussen 1976-1990, en daarna stabiel gebleven zoals blijkt uit Figuur G.11. Hoewel op het betreffende splitsingspunt een aanvulling met onderhoudsspecie heeft plaatsgevonden bij aanleg van de trapjeslijn, is niet uit te sluiten dat de versterkte getijstrooming in de Oude Maas na afsluiting van de Haringvliet hier een rol bij speelt.

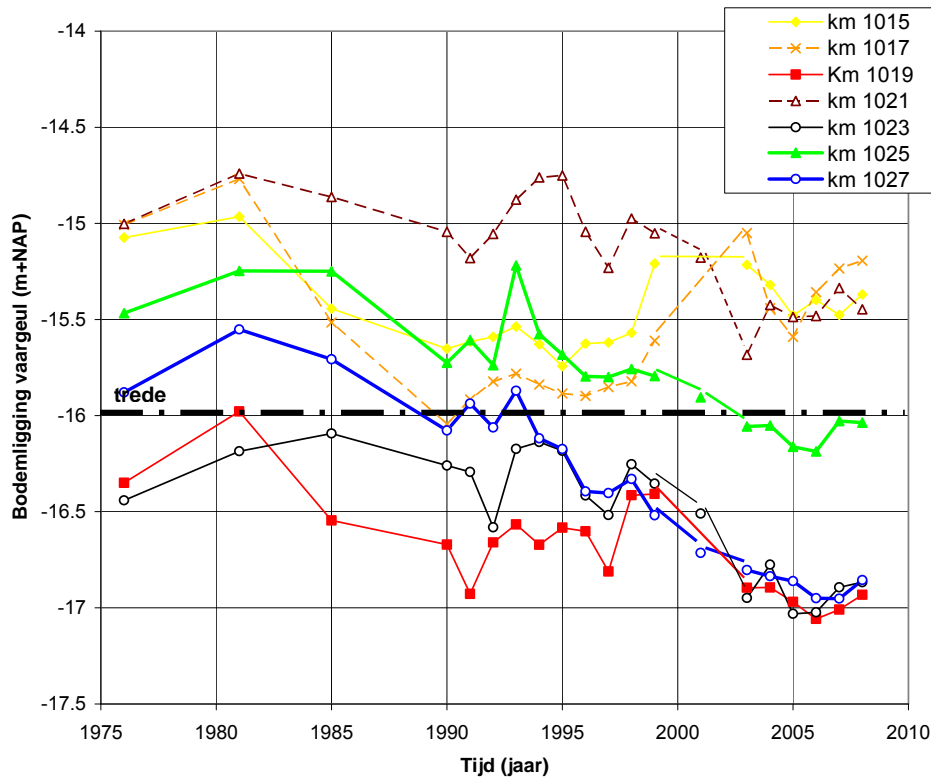


Figuur G.10 Ontwikkeling van vaargeulgemiddelde bodemligging op traject km 1005-1012.



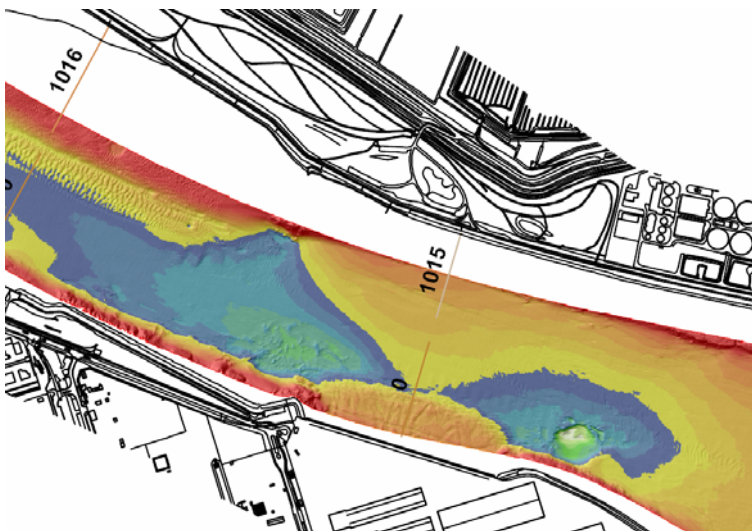
Figuur G.11 Ontwikkeling van vaargeulgemiddelde bodemligging op traject km 1013.0-1013.6.

- De bodemligging op de trede van km 1014-1032.6 (met streefdiepte -16 m) vertoont op het eerste deel een redelijk stabiel gedrag, maar vanaf km 1018 heeft een geleidelijke daling van de bodem plaatsgevonden. Dit blijkt bijvoorbeeld uit Figuur G.12.



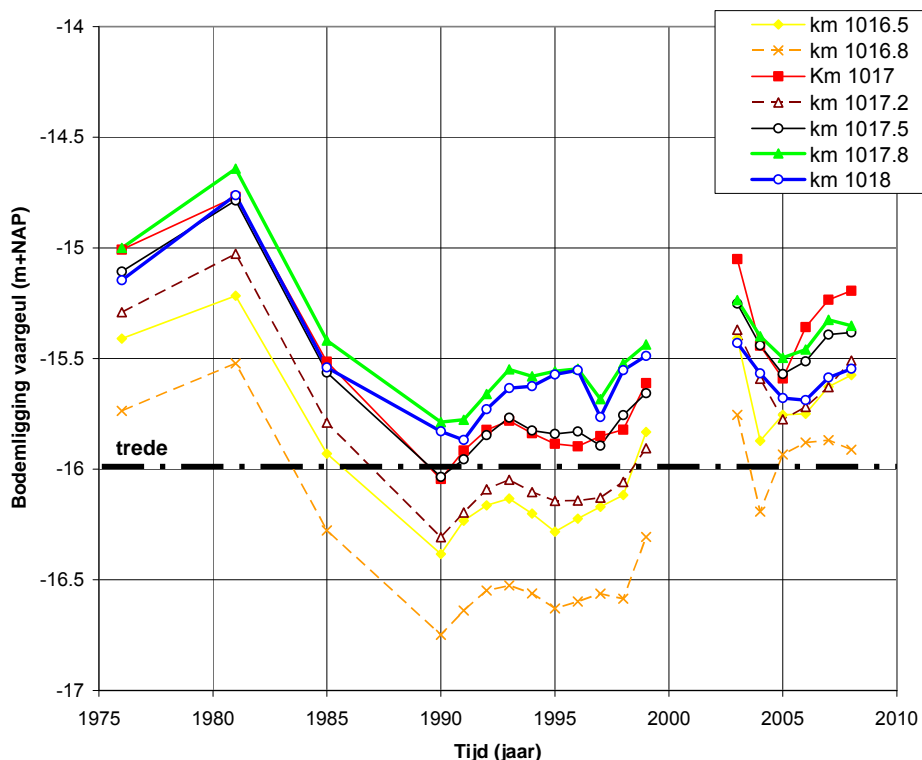
Figuur G.12 Ontwikkeling van vaargeulgemiddelde bodemligging op traject km 1015-1027.

- Enkele forse verdiepingen ten opzichte van de trede (-16 m) ter hoogte van km 1015 en 1016, even ten westen van splitsingspunt Westgeul, zijn waarschijnlijk toe te schrijven aan door oeverbelijning opgewekte ontgrondingskuilen tussen km 1015 en 1016. Zie Figuur G.13. Ter plaatse van km 1014.6 is sprake van een zeer lokale stabiele diepe put (met een diepteligging tot circa -20 m) wat kan duiden op openingen in een slecht-erodeerbare laag of een geconcentreerde sedimentonttrekking.



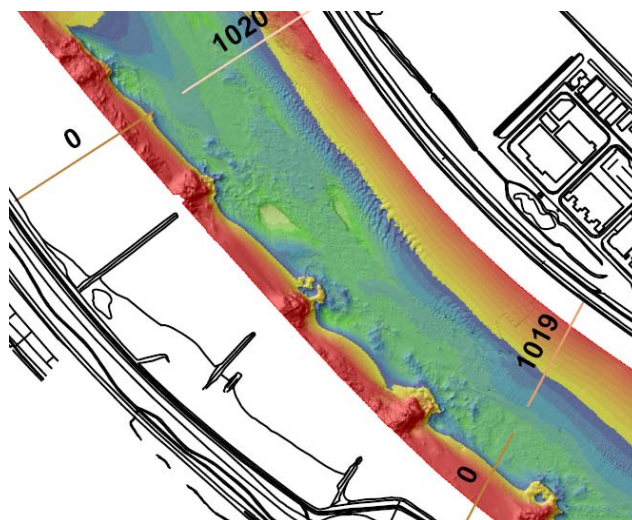
Figuur G.13 Diepe delen in de Nieuwe Waterweg ter hoogte van km 1015

Op het traject tussen km 1016.3-1018.1 is sprake geweest van een grindafdekking over een deel van de breedte (met name het middendeel). De analyse van dwarsprofielen van Ramaekers toont geen overduidelijk stabiliserend effect van deze grindafdekking. Ook de tijdsontwikkeling van de vaargeulgemiddelde bodem in Figuur G.14 toont forse variaties. Hoewel onduidelijkheid bestaat over de betrouwbaarheid of vergelijkbaarheid van de metingen voor 1990, lijkt het er op dat er een forse bodemverlaging is opgetreden voor 1990. Na 1990 treedt vervolgens weer sedimentatie op.



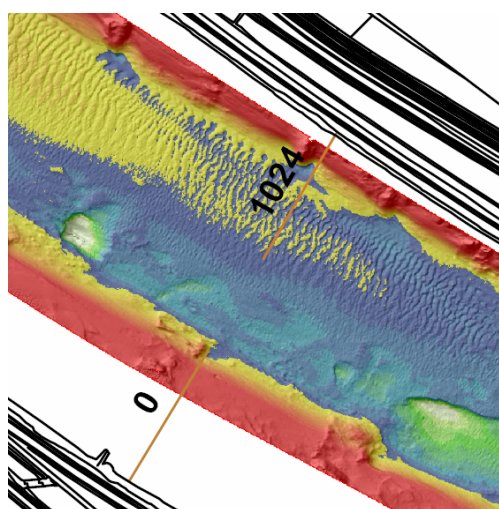
Figuur G.14 Ontwikkeling van vaargeulgemiddelde bodemligging op traject km 1016.5-1018.

- Ter hoogte van Maassluis, km 1018.5-1021, is ook sprake van een verdiepte bodemligging met enkele diepe putten. Tussen km 1018 en 1020 gaat het vooral om de linkerkzijde van de rivier (buitenbocht), maar na km 1020, in de overgang naar de volgende bocht ligt het diepe deel aan de rechterzijde. De verdiepingen hier zijn mogelijk deels toe te schrijven aan de grote kribben in de buitenbocht en de daardoor veroorzaakte vernauwing en ontgrondingen. Daarnaast is uit de meting in Figuur G.15 ook af te leiden dat hier in de buitenbocht (in de zone met kuilen) sprake is van een hobbelige bodem. Gezien de vorm van deze hobbels (anders dan duinen, zoals in de binnenbocht) wordt vermoed dat hier sprake is van slecht erodeerbare lagen. De diepe putten zijn dan delen van de bedding waar deze slecht-erodeerbare laag wordt doorbroken. Dit verklaart dan de scherpe begrenzing aan de westzijde van de kuilen (het netto transport is oostwaarts) en de kuil kan worden beschouwd als een lokale ontgraving achter een vaste laag. Het niet erodeerbare materiaal op deze locatie is mogelijk voor een deel stortsteen afkomstig van de kribben, en voor een ander deel klei.

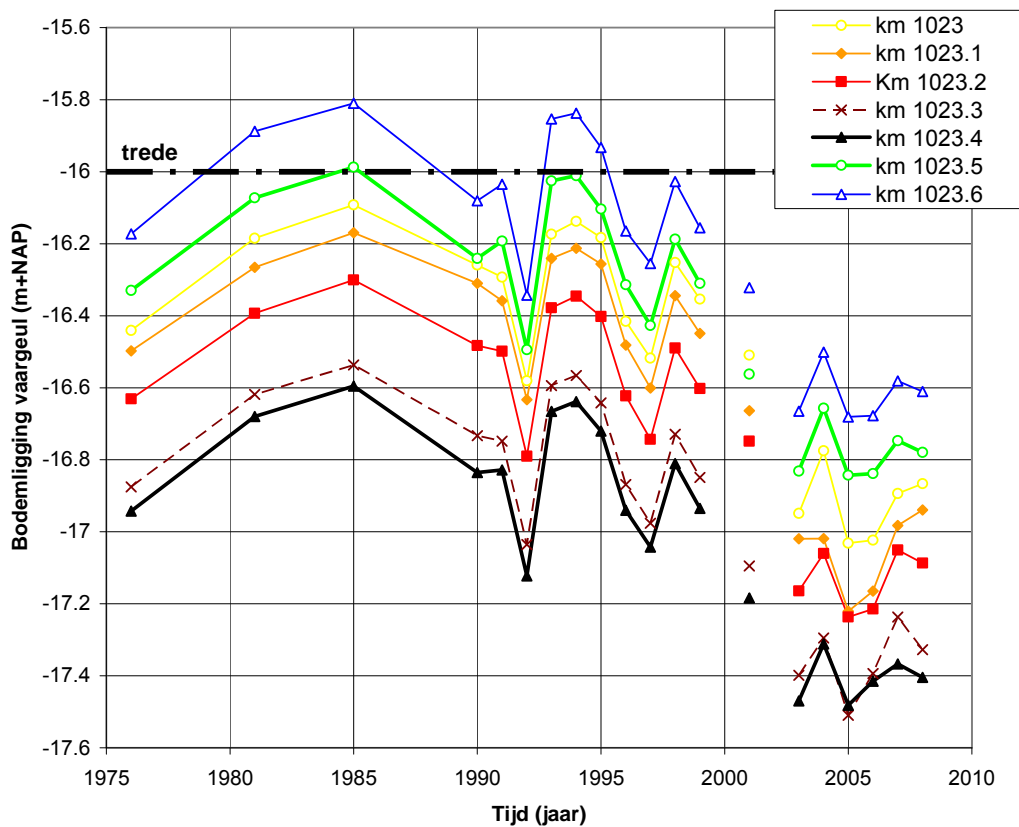


Figuur G.15 Verdieping van de trapjeslijn bij Maassluis opgewekt door grote kribben in de buitenbocht

- km 1022-1024, is ook sprake van enkele diepe putten, zie Figuur G.16. De exacte oorzaak van deze putten is ook hier onduidelijk. Hoewel hier kribben aanwezig zijn, zijn de kuilen niet duidelijk aan ontgrondingsprocessen bij een specifieke krib te relateren. De vorm van de putten doet vermoeden dat het hier, evenals bij Maassluis, om locaties betreft met een afwijkende (sterkere) erodeerbaarheid van de bodem dan de omringende bodem. Onregelmatige vormen in het bodemprofiel duiden op de aanwezigheid van vaste lagen (mogelijk kleipakketten en/of stortsteen van de kribben). Uit de profielen blijkt dat de verdieping op dit traject reeds in 1976 (dus snel na aanleg van de trede) aanwezig was, zie ook Figuur G.17. Omdat in dit gebied een afstorting met onderhoudsspecie heeft plaatsgevonden zonder grindafdekking, is kennelijk het gestorte materiaal vrijwel direct verdwenen. Verder blijkt dat na een periode van aanvankelijke stijging van de bodem, er na circa 1995 een erosie is opgetreden.

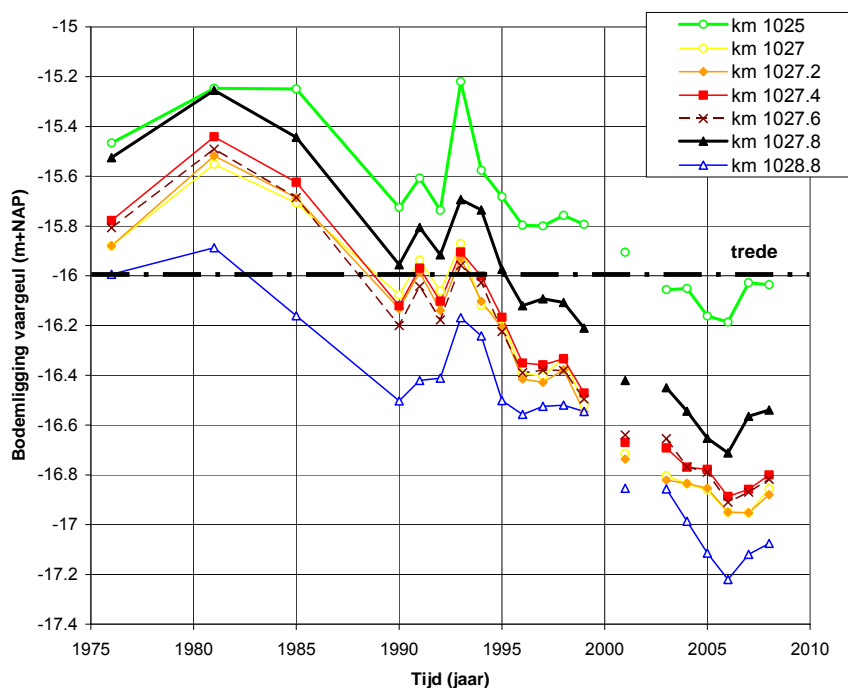


Figuur G.16 Diepe kuilen rond km 1024 in de Nieuwe Waterweg



Figuur G.17 Ontwikkeling van vaargeulgemiddelde bodemligging op traject km 1023-1023.6.

- km 1024-1029, is sprake van een dalende trend in de bodemligging, zie Figuur G.18. De trend is vanaf begin jaren 80 aanwezig, hoewel begin jaren 90 een korte periode van aanzanding is opgetreden. De zeewaartse toename van diepte (d.w.z. het langsverhang) is door deze morfologische veranderingen echter niet veranderd. Verder lijken de ontwikkelingen van de bodem vanaf 2005 te duiden op een stabilisering van de bodemligging.



Figuur G.18 Ontwikkeling van vaargeulgemiddelde bodemligging op traject km 1025-1028.8.

Samenvattend:

- De huidige bodemligging lijkt redelijk stabiel, maar verondersteld mag worden dat onderhoudsbaggerwerk hierbij een significante rol speelt. De verwachte aanzandingstrend wordt vrijwel geheel teniet gedaan door baggerwerk. Ten opzichte van de jaren 70 en 80 van de vorige eeuw, heeft de bodem met name westelijk van km 1019 (tot aan zee) een dalende trend laten zien, met een stabilisering na 2003 à 2005.
- Op enkele trajecten waar de huidige bodem te laag ligt ten opzichte van de trede van de trapjeslijn is sprake van geulen of lokaal sterk ingesneden delen van de dwarsprofielen. Dit zijn bijvoorbeeld ontgrondingskuilen en versmallingen door kribben, of gaten in slecht-erodeerbare lagen. Op een aantal locaties lijken slecht-erodeerbare lagen een rol te spelen: nader onderzoek hiernaar is gewenst.
- De grindafdekking in de Nieuwe Maas gelegen tussen de samenvloeiing Hollandsche IJssel en de Erasmusbrug blijkt stabiel te zijn. In het laatste deel van dit gebied ontbreken delen van de afdekking in verband met de aanleg van de Willemsspoortunnel. De slechts beperkt afgedekte delen zijn dieper dan de trapjeslijn, en zijn nooit verder opgehoogd.
- Uit analyses van de bodempeilingen kan worden geconcludeerd dat alle andere grindafdekking in het stroomafwaartse gebied (1003-1003.6 Nieuwe Maas; 1016.3-1018.3 en 1027-1029.6) niet meer aanwezig zijn. Het is onduidelijk wat er met deze grindfracties is gebeurd. Mogelijke oorzaken variëren van baggeren tot het wegzakken naar diepere lagen van de bedding onder invloed van passerende zandduinen (zie ook Par. G.3.2).

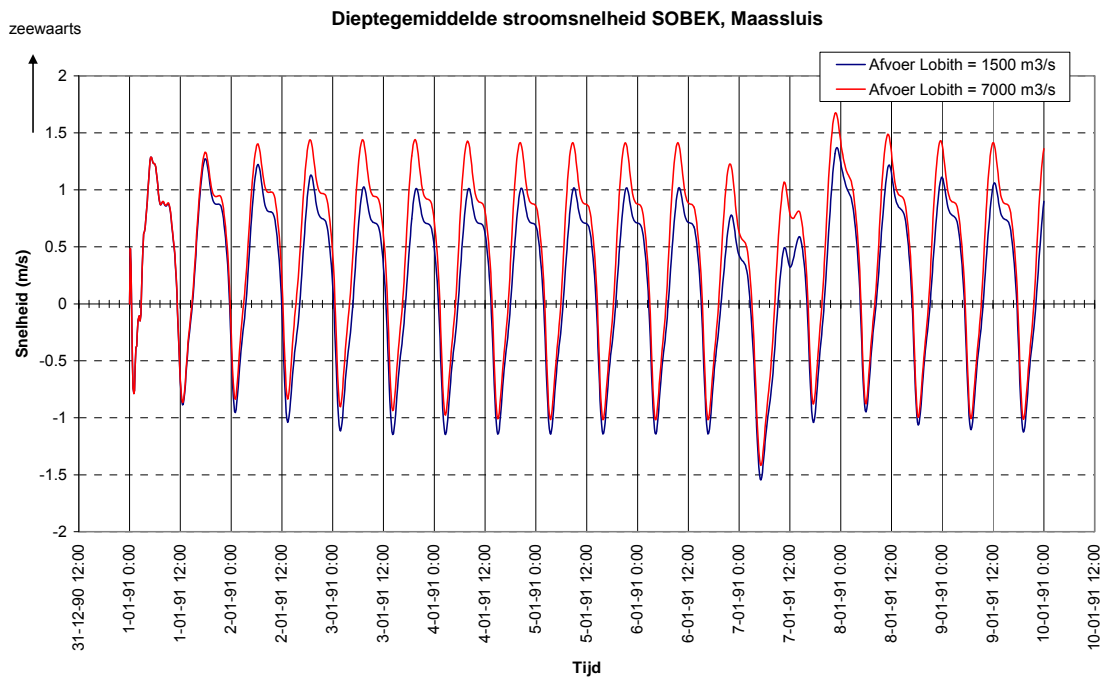
G.2.2 Sediment transport in de Nieuwe Waterweg en Nieuwe Maas

Voor de morfologische ontwikkeling van de trapjeslijn zijn het sedimenttransport, en de gradiënten in sedimenttransport van groot belang. In het algemeen wordt onderscheid gemaakt tussen slib en zand, of suspensief- en bodemtransport. Het transport van sediment wordt sterk bepaald door getij-beweging en de zouttong. In de context van de trapjeslijn kan worden aangenomen dat vooral het transport van zand een belangrijke rol speelt bij de stabiliteit van de trapjeslijn, terwijl het transport van slib vooral van belang is voor de aanslibbing van havens.

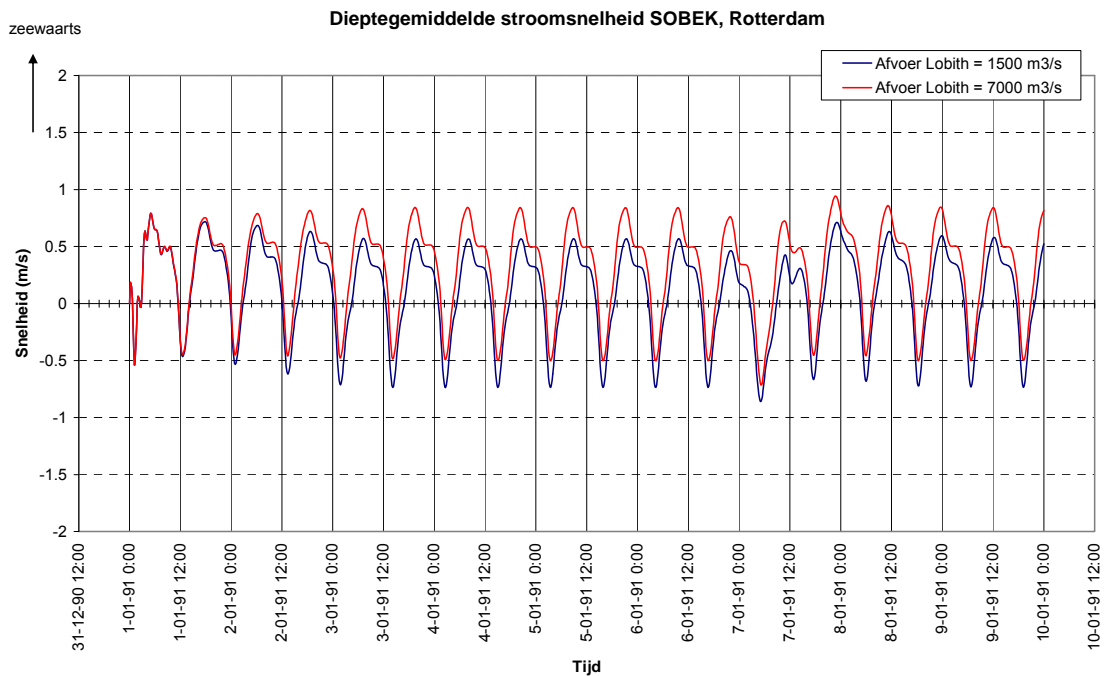
De horizontale getij-debietten in km 1025 op de Nieuwe Waterweg variëren tussen 9000 m³/s (vloed) en 7000 m³/s (eb) voor een springtij en tussen 5000 m³/s (vloed) en 4500 m³/s (eb) voor een doottij (Waterloopkundig systeemonderzoek, 1987b). Maximale snelheden bij Hoek van Holland (km. 1028), zoals gemeten in het Getijmodel Rijnmond, onder springtijomstandigheden zijn meer dan 2 m/s tijdens eb en 1 à 1,5 m/s tijdens vloed. Maximale snelheden in de bocht van Maassluis onder springtijomstandigheden zijn ruim 2 m/s tijdens eb en 1,5 m/s tijdens vloed (Waterloopkundig Laboratorium, 1983).

Het effect van de dichtheid op de horizontale stroomsnelheden is belangrijk in de Nieuwe Waterweg (Crosato en Kuijper, 2002). Rond laagwaterkentering is duidelijk de landwaarts gerichte stroming nabij de bodem merkbaar, op het moment dat de bovenlaag nog uitstroomt. Hoewel de verticaalgemiddelde snelheid nagenoeg nul zal zijn, is toch sprake van een netto zouttransport (en zand-/slibtransport) t.g.v. concentratieverschillen tussen de boven- en onderlaag (bovenin lager dan onderin). Tijdens doottij is, door de lagere stroomsnelheden en dus de geringere opgewekte menging, sprake van een meer gelaagde situatie t.o.v. een springtij, waardoor het resulterende landwaarts gerichte zouttransport, en dus de zoutindringing, groter is.

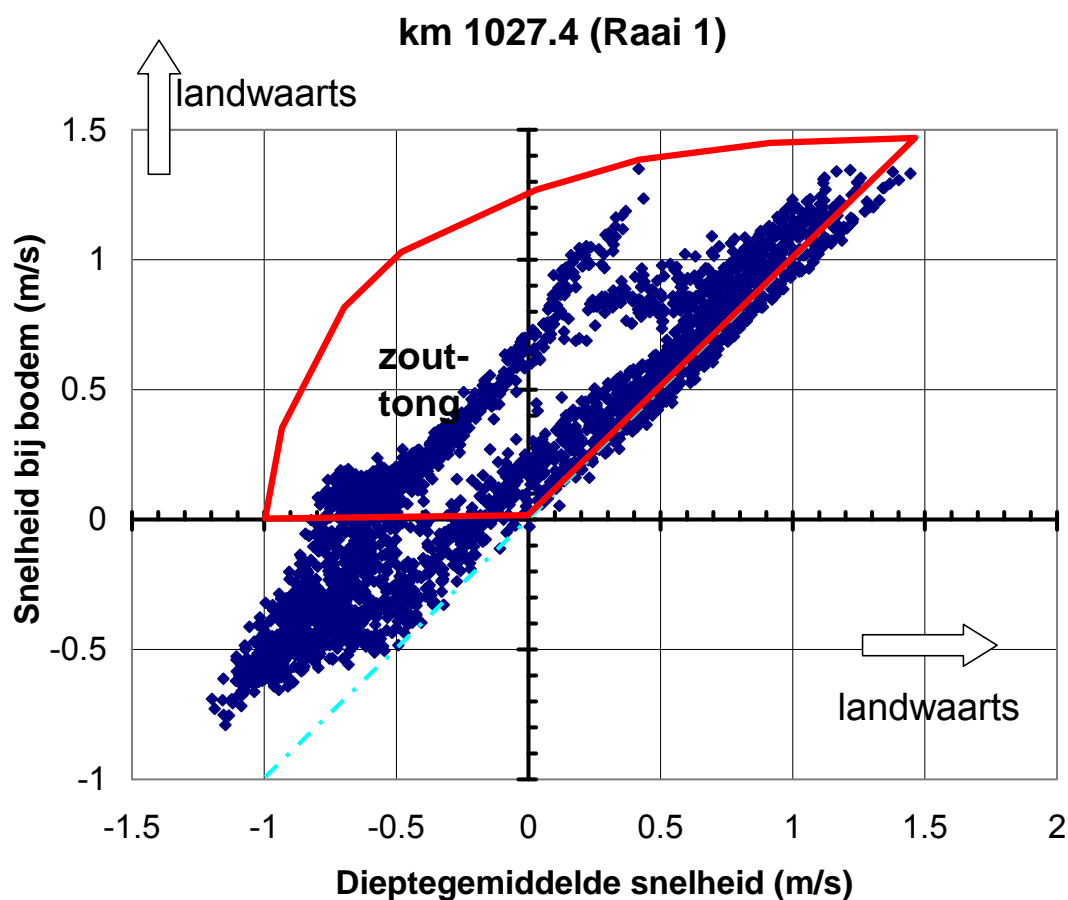
De berekeningen met het Zeedelta model en het SOBEK-TRM model geven aan dat maximale dieptegemiddelde stroomsnelheden in de Nieuwe Waterweg ongeveer 1,5 m/s bedragen, en in de Nieuwe Maas ongeveer 1 m/s bedragen. In onderstaande Figuur G.19 en Figuur G.20 staan de met SOBEK berekende dieptegemiddelde snelheden weergegeven bij 2 verschillende rivierafvoeren. Bij een hoge Rijnafvoer nemen de dieptegemiddelde zeewaartse snelheden toe met circa 30%. De afname van de landwaartse snelheid is echter gering.



Figuur G.19 Dieptegemiddelde stroomsnelheid berekend met SOBEK, Nieuwe Waterweg



Figuur G.20 Dieptegemiddelde stroomsnelheid berekend met SOBEK, Nieuwe Maas



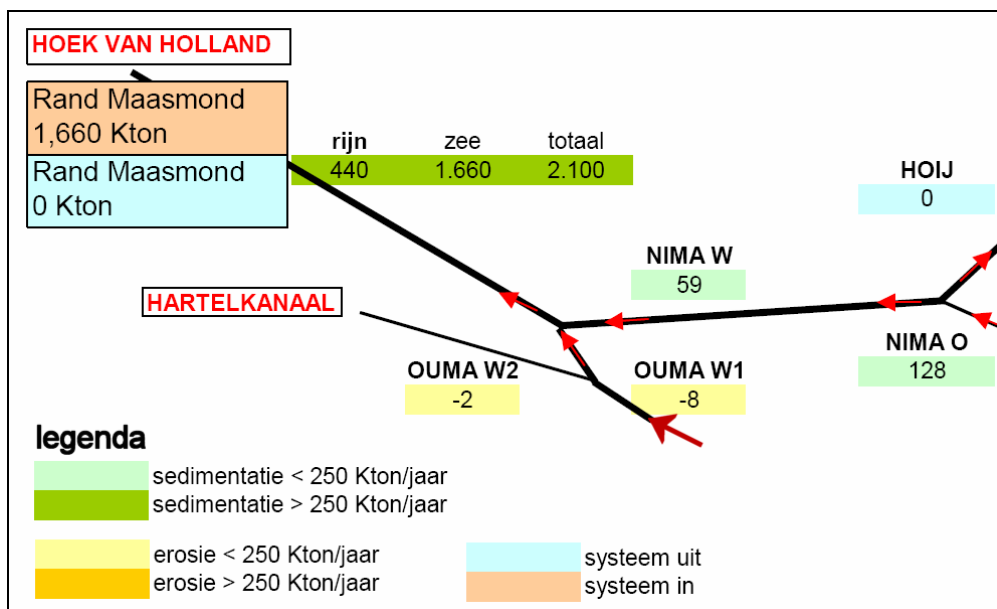
Figuur G.21 Relatie snelheid bij bodem en dieptegemiddelde snelheid berekend met 3D simulatie met zoutindringing, Zeedelta model Delft3D, Nieuwe Waterweg

In bovenstaande Figuur G.21, gebaseerd op 3D berekeningen, is het gebied waarbij landwaartse snelheden bij de bodem groter zijn dan de dieptegemiddelde snelheid met een rode polygoon aangegeven. Deze zone geeft aan welk deel van de snelheden door dichtheidsverschillen wordt beïnvloed. Met name in het kwadrant linksboven is sprake van een zouttong waarbij de gemiddelde snelheid zeewaarts is, maar de stroming bij de bodem landinwaarts.

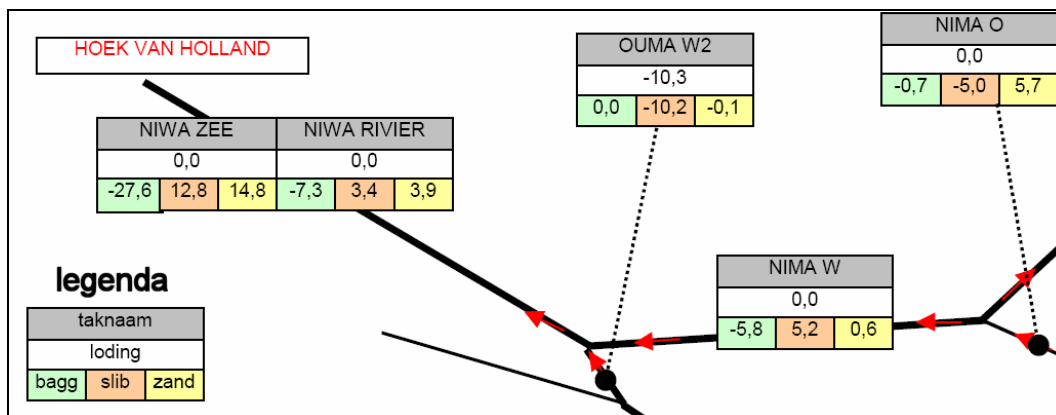
Het sterk driedimensionale karakter van de stroming leidt ertoe dat transporten moeten worden berekend op basis van stroming bij de bodem, en niet op basis van de dieptegemiddelde stroming.

Snippen et al (2003) concluderen dat in 1990-2000 het aanbod van zand uit zee ongeveer 1660 kton/jaar bedraagt, en veronderstellen dat het zich vrijwel geheel afzet in de Nieuwe Waterweg (naast 3171 kton/jaar slib). Zie Figuur G.22. Daarbij zet zich in de Nieuwe Waterweg ook 440 kton/jaar rivierzand af. De aanzanding in de Nieuwe Waterweg zou daarmee 18,7 cm/jaar bedragen waarvan 80% marien zand. De meeste sedimentatie treedt op bij Maassluis. In de Nieuwe Maas is slecht sprake van een aanzanding van 50 kton/jaar, of 0,6 cm/jaar. Volgens deze balans is het vooral slib dat zich afzet in de Nieuwe Maas (529 kton/jaar). Uit Figuur G.23 blijkt verder dat in de Nieuwe Maas en de Nieuwe Waterweg de aanslibbing en aanzanding geheel wordt geneutraliseerd door het baggerwerk. Voor de

Nieuwe Waterweg inclusief de Maasmond betekent dat een totaal van $(1660+440+3171)=5211$ kton/jaar, zand en slib. Het baggerwerk in de Nieuwe Waterweg (niet in Maasmond en havenbekkens) is samengevat in Tabel G.2 voor de periode voor en na 2000.



Figuur G.22 Aanvoer, sedimentatie en erosie van zand volgens Snippen et al. (2003) in kton/jaar



Figuur G.23 Gemiddelde bodemverandering in cm/jaar volgens de sedimentbalans van Snippen et al (2003)

Tabel G.2 Baggerwerk in Nieuwe Maas en Nieuwe Waterweg gemiddeld in 2 periode, per traject

| Zuig- vakken | Begin-km | Eind-km | Tak | 2000-2008 | | 1992-2000 | | |
|-----------------|----------|---------|-----------|------------------|-----------------------------|-----------------|-----------------------------|------------|
| | | | | *1000 Tds/jr | *1000 m ³ /jr | *1000 Tds/jr | *1000 m ³ /jr | |
| MJ | 1004.5 | 1009 | NMaas | 146 | 199 | 65 | 89 | |
| NA | 1009 | 1013 | NMaas | 194 | 306 | 133 | 210 | |
| KJ | 1013 | 1020 | NWaterweg | 219 | 135 | 91 | 56 | |
| KC | 1020 | 1023 | NWaterweg | 219 | 198 | 372 | 335 | |
| KD | 1023 | 1035.5 | NWaterweg | 64 | 40 | 135 | 83 | |
| | | | | NMaas | 340 | 505 | 198 | 299 |
| | | | | NWaterweg | 502 | 372 | 597 | 474 |

Aan de hand van verzamelde gegevens voor bodemsamenstelling, snelheden berekend met 3D Zeedelta model (in Delft3D), SOBEK snelheden, zijn transporten berekend op een aantal locaties in de Nieuwe Waterweg en Nieuwe Maas.

Uitgegaan is van de volgende gegevens:

- De samenstelling van het bodemmateriaal in de bocht bij Maasluis. Gebruik is gemaakt van de zeefkrommes voor de monstervakken op dit traject (2006 bemonstering). In Tabel G.3 zijn de karakteristieken aangegeven van het sediment zoals afgeleid uit de zeefkrommes. Ruwweg volgt hier uit een traject met zand met een diameter van orde 250 μm en een traject met een diameter van orde 100 μm .

Tabel G.3 Bodemsamenstelling van baggervakken bij Maassluis (2006)

| | Locatie | D50 in μm | D84 in μm | D90 in μm | Dg in μm |
|-------|---------------|----------------------|----------------------|----------------------|---------------------|
| KDW1B | 1023-1023.5 | 294 | 610 | 921 | 230 |
| KDW1C | 1022.5-1023 | 336 | 632 | 837 | 301 |
| KDW1D | 1022-1022.5 | 212 | 473 | 2008 | 161 |
| KCW4 | 1021.5-1022 | 143 | 462 | 2064 | 121 |
| KCW5 | 1021-1021.5 R | 94 | 2189 | 2315 | 85 |
| KCW6 | 1020.5-1021 R | 95 | 2045 | 2152 | 78 |
| KCW7 | 1021-1021.5 L | 98 | 2114 | 2230 | 92 |
| KCW8 | 1020.5-1021 L | 102 | 2134 | 2253 | 107 |

- Voor het schatten van de transporten is gebruik gemaakt van een simulatie met het Zeedelta model. Gebruik is gemaakt van Delft3D (vanwege een betere voorspelling van de zouttong dan met het Simona model), met daarin de schematisatie van de huidige situatie met betrekking tot randcondities, geometrie en bodemligging. Gerekend is voor een situatie met lage rivierafvoeren (750 à 800 m^3/s vanuit de Waal, 50 à 150 m^3/s vanuit de Maas, 0 à 50 m^3/s vanuit de Lek). Door de transporten over de gehele simulatieperiode (31 dagen) te integreren volgt het netto transport voor deze situatie.
- Voor het transport van zand is aangenomen dat hier overwegend sprake is van bodemtransport, en is gebruik gemaakt van snelheden nabij de bodem om een schatting te maken van de grootte van dit transport. Gebruik is gemaakt van de 9^{de} laag (10^{de} laag is bij de bodem) als schatting voor een karakteristieke snelheid voor het transport. Deze snelheid is vervolgens met een factor 1.1 vermenigvuldigd voor de berekening van de bodemschuifspanning. De transporten zijn berekend met de transport formule van Engelund en Hansen (1967). Uit vergelijking met andere formules (onder andere Van Rijn, 1984, en Van Rijn, 2007) bleek dat al deze formules min of meer vergelijkbare transporten opleveren. De transporten in m^3/s zijn berekend inclusief poriën van sediment in de bedding (porositeit van orde 0.4), en beschrijven daarmee de lokale transportcapaciteit van bodemmateriaal. Verder is ruwweg uitgegaan van een constante Chézy ruwheidwaarde van 53 $\text{m}^{1/2}/\text{s}$ (afgeleid uit resultaten van Zeedelta model) en een waterdiepte van circa 15 m. Wanneer de verhoging van de snelheid met een factor 1.1 niet wordt toegepast reduceert het netto jaartransport tot circa 60% van de eerder berekende waarde.

In onderstaande Tabel G.4 staan voor enkele locaties in Nieuwe Maas en Nieuwe Waterweg de karakteristieke stroomsnelheden in laag 9 (nabij de bodem) en de transporten berekend

voor een mediane korreldeiameter van 0.3 mm. In Tabel G.6 zijn deze resultaten getoond voor een sediment met diameter van 0.1 mm.

Tabel G.4 Ruwe schatting van snelheden en transportcapaciteit voor een sedimentfractie met diameter 300 μm

| Station | Locatie | u_{max} | u_{min} | u_{gem} | Netto transport | -- | Totaal van pos. transport | Totaal van neg. transport |
|---------|-----------|------------------|------------------|------------------|-----------------------------|---------------|-----------------------------|-----------------------------|
| (naam) | (rkm) | (m/s) | (m/s) | (m/s) | (x1000 m ³ /mnd) | x1000 kton/jr | (x1000 m ³ /mnd) | (x1000 m ³ /mnd) |
| BRIENOD | km 995.1 | 1.23 | -0.97 | -0.13 | 0 | 0 | 23 | -23 |
| Raai 12 | km 998.3 | 1.74 | -1.32 | -0.15 | 38 | 0.7 | 126 | -89 |
| Raai 7 | km 1007.5 | 1.00 | -0.66 | 0.01 | 7 | 0.1 | 9 | -2 |
| Raai 24 | km 1010.8 | 1.07 | -0.67 | 0.18 | 15 | 0.3 | 16 | 0 |
| Raai 23 | km 1016.7 | 1.61 | -1.02 | 0.12 | 126 | 2.4 | 138 | -12 |
| Raai 22 | km 1023 | 1.54 | -0.87 | 0.23 | 111 | 2.1 | 113 | -2 |
| Raai 2 | km 1025.5 | 1.64 | -0.81 | 0.18 | 159 | 3.0 | 162 | -3 |
| Raai 1 | km 1027.4 | 1.35 | -0.79 | 0.24 | 97 | 1,9 | 100 | -2 |
| Raai 21 | km 1029.1 | 1.32 | -0.61 | 0.24 | 51 | 1.0 | 52 | -1 |

Tabel G.5 Ruwe schatting van snelheden en transportcapaciteit voor een sedimentfractie met diameter 200 μm

| Station | Locatie | u_{max} | u_{min} | u_{gem} | Netto transport | -- | Totaal van pos. transport | Totaal van neg. transport |
|---------|-----------|------------------|------------------|------------------|-----------------------------|---------------|-----------------------------|-----------------------------|
| (naam) | (rkm) | (m/s) | (m/s) | (m/s) | (x1000 m ³ /mnd) | x1000 kton/jr | (x1000 m ³ /mnd) | (x1000 m ³ /mnd) |
| BRIENOD | km 995.1 | 1.23 | -0.97 | -0.13 | 0 | 0 | 34 | -34 |
| Raai 12 | km 998.3 | 1.74 | -1.32 | -0.15 | 56 | 1.1 | 190 | -133 |
| Raai 7 | km 1007.5 | 1.00 | -0.66 | 0.01 | 11 | 0.2 | 14 | -3 |
| Raai 24 | km 1010.8 | 1.07 | -0.67 | 0.18 | 23 | 0.4 | 23 | 0 |
| Raai 23 | km 1016.7 | 1.61 | -1.02 | 0.12 | 189 | 3.6 | 207 | -18 |
| Raai 22 | km 1023 | 1.54 | -0.87 | 0.23 | 167 | 3.2 | 170 | -3 |
| Raai 2 | km 1025.5 | 1.64 | -0.81 | 0.18 | 239 | 4.6 | 244 | -5 |
| Raai 1 | km 1027.4 | 1.35 | -0.79 | 0.24 | 146 | 2.8 | 149 | -4 |
| Raai 21 | km 1029.1 | 1.32 | -0.61 | 0.24 | 77 | 1.5 | 79 | -2 |

Tabel G.6 Ruwe schatting van snelheden en transportcapaciteit voor een sedimentfractie met diameter 100 μm

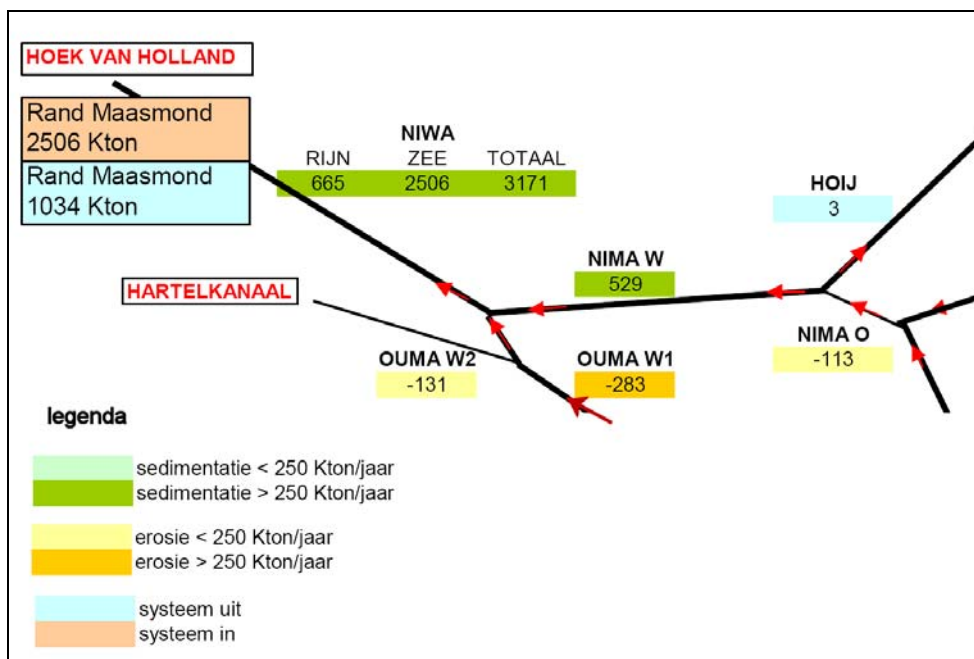
| Station | Locatie | u_{max} | u_{min} | u_{gem} | Netto transport | -- | Totaal van pos. transport | Totaal van neg. transport |
|---------|-----------|------------------|------------------|------------------|-----------------------------|---------------|-----------------------------|-----------------------------|
| (naam) | (rkm) | (m/s) | (m/s) | (m/s) | (x1000 m ³ /mnd) | x1000 kton/jr | (x1000 m ³ /mnd) | (x1000 m ³ /mnd) |
| BRIENOD | km 995.1 | 1.23 | -0.97 | -0.13 | 0 | 0 | 68 | -68 |
| Raai 12 | km 998.3 | 1.74 | -1.32 | -0.15 | 113 | 2.1 | 379 | -266 |
| Raai 7 | km 1007.5 | 1.00 | -0.66 | 0.01 | 21 | 0.4 | 27 | -6 |
| Raai 24 | km 1010.8 | 1.07 | -0.67 | 0.18 | 46 | 0.9 | 47 | -1 |
| Raai 23 | km 1016.7 | 1.61 | -1.02 | 0.12 | 377 | 7.2 | 414 | -36 |
| Raai 22 | km 1023 | 1.54 | -0.87 | 0.23 | 334 | 6.4 | 340 | -6 |
| Raai 2 | km 1025.5 | 1.64 | -0.81 | 0.18 | 478 | 9.1 | 487 | -9 |
| Raai 1 | km 1027.4 | 1.35 | -0.79 | 0.24 | 291 | 5.6 | 299 | -7 |
| Raai 21 | km 1029.1 | 1.32 | -0.61 | 0.24 | 153 | 2.9 | 157 | -4 |

Uit de tabellen blijkt dat:

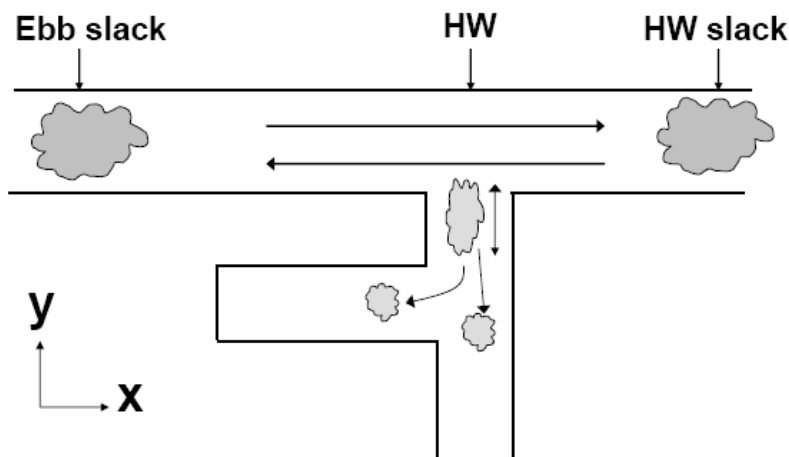
- Het netto zandtransport is overal landinwaarts gericht. Netto transporten berekend met dieptegemiddelde snelheden (niet getoond in de tabel) bedragen ongeveer de helft van het op basis van 3D stroming (met zouttong) berekende transport. Vooral in de Nieuwe Waterweg blijkt de bijdrage van het zeewaartse transport aan het netto transport minimaal door een relatief langdurig optreden van hoge landwaartse snelheden bij de bodem (door zouttong). Vooral in het meer gemengde oostelijke deel van de Nieuwe Waterweg ligt de transportcapaciteit voor positief en negatief transport in de zelfde orde van grootte.
- De berekende transportcapaciteit voor 0.3 mm zand in de Nieuwe Maas in de orde ligt van 0 tot $40 \cdot 10^3$ m³/maand, of 0 tot 700 kton/jaar landinwaarts. In de Nieuwe Waterweg ligt de transportcapaciteit in de orde van $50 \cdot 10^3$ tot $159 \cdot 10^3$ m³/s, of 1000 tot 3000 kton/jaar landinwaarts. De berekende transportcapaciteit van zand in de Nieuwe Waterweg is dus beduidend hoger dan in de Nieuwe Maas. Voor de zandfractie van 0.1 mm zijn de berekende transporten orde drie maal hoger dan voor de zandfractie van 0.3 mm.
- Snippen et al. (2003) schatten voor de sedimentbalans 1990-2000 het jaartransport van zand in de Nieuwe Maas op 59 kton/jaar, en voor de Nieuwe Waterweg op $2.1 \cdot 10^3$ kton/jaar (waarvan 440 kton/jaar afkomstig van de rivier, en de rest uit zee), zie figuur 18. Deze getallen liggen lager dan de waarden berekend in bovengenoemde tabellen. Echter in de vergelijking tussen tabel en eerdere waarden van de sedimentbalans is het belangrijk te realiseren dat hoge rivierafvoeren van invloed zijn (verlaging berekend transport), meerdere sedimentfracties aanwezig zijn (verhoging berekend transport), de gebruikte snelheden in de berekeningen mogelijk te hoog zijn, er twijfels zijn over de gebruikte baggervolumes in de sedimentbalans (hoger gemeten transport), en de nauwkeurigheid van het model beperkt is (er heeft geen morfologische kalibratie plaatsgevonden). De gegevens in de berekeningen zijn in die context als de best mogelijke schatting te beschouwen.
- De toename van transportcapaciteit tussen km 1029-1025.5 (landinwaarts) wijst op een mogelijke erosietrend ten westen van de Maeslantkering. De waargenomen bodemverandering op dit traject lijkt dit effect te bevestigen, zie Figuur G.2. Toch is voorzichtigheid geboden, omdat de berekende toename van transportcapaciteit tot een veel grotere erosie zou moeten leiden dan is waargenomen in de periode 1976-2008. Verder zijn invloeden van menselijke ingrepen zoals baggerwerk en aanleg van de Maeslantkering van groot belang bij de uiteindelijke situatie. Het is onzeker of de dalende trend nog aanwezig is in de huidige situatie, of dat de bodem door erosie een nieuw evenwicht heeft bereikt. De bodemverandering tussen 2003 en 2008 is op dit traject namelijk zeer gering geweest (in tegenstelling tot eerdere perioden).
- De transportcapaciteit tussen km 1025.5 en 1016 neemt iets af, waardoor sedimentatie kan worden verwacht. Deze sedimentatie lijkt zich vooral te concentreren rond Maassluis (de hier gepresenteerde modeldata geven geen informatie over dergelijke lokale processen).
- Het jaartransport berekend voor de sedimentfractie van 0.2 mm met Van Rijn (2007) op km 1016.7 bedraagt $4.8 \cdot 10^3$ kton/jaar (tegenover $3.6 \cdot 10^3$ kton/jaar met Englund en Hansen). Voor de sedimentfractie 0.1 mm bedraagt het transport hier $8.8 \cdot 10^3$ kton/jaar (tegenover $7.2 \cdot 10^3$ kton/jaar met Englund en Hansen). Over het algemeen geldt dat Van Rijn iets hogere transporten geeft, maar dat dit sterk afhangt van de keuzes en parameterinstellingen voor het suspensief transport.

G.2.3 Slibtransporten en aanslibbing havenbekkens

Volgens Snippen et al (2003) is in de periode 1990-2000 sprake van een aanvoer van circa 2500 kton/jaar slib vanuit zee naar de Nieuwe Waterweg. Verder volgt voor de aanslibbing in de Nieuwe Waterweg en havens 2500 kton/jaar afkomstig uit zee, en 665 kton/jaar vanuit de rivier: dit vertaalt zich in een gemiddelde bodemverandering van 16,1 cm/jaar waarvan 80% marien slib. In de Nieuwe Maas en havens (westelijk deel) geldt een aanslibbing van rivierslib van 529 kton/jaar, hetgeen zich vertaalt in een gemiddelde bodemverandering van 5,2 cm/jaar.



De maximale aanslibbing treedt op ter plaatse van het troebelheidsmaximum. Dit troebelheidsmaximum bevindt zich ter hoogte van zouttong, die zich bij gemiddelde afvoersomstandigheden ongeveer ter hoogte van de Botlekhaven bevindt. In deze haven vindt de grootste sedimentatie plaats (de Nijs et al., 2009, van Wijngaarden en Ludikhuizen, 1997).



Figuur G.24 Verplaatsing van een troebelheidsmaximum onder invloed van getij, en uitwisseling met havens (slack = doottij) (bron: Michel de Nijs)

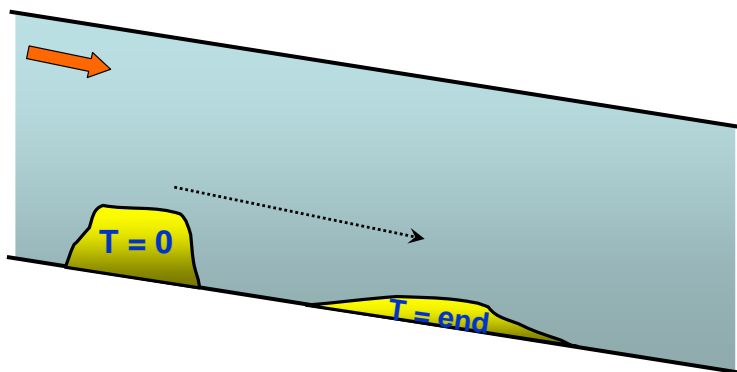
Bij het verplaatsen van de zouttong onder invloed van getij zullen 'wolken' fijn sediment worden uitgewisseld met de havenbekkens, zie Figuur G.24. Verplaatsing van het slib betreft een lengteschaal ter grootte van de getijweg (orde 10 km), dan wel ter grootte van de zoutindringingslengte (Crosato en Kuijper, 2002). Slib uit zee verplaatst zich met name via de zouttong landinwaarts, en verdeelt zich over de havens voornamelijk door uitwisseling zoet-zout water (naast komvulling en komlediging). Van Wijngaarden en Ludikhuizen schatten de bijdrage van zeeslib aan havensedimentatie in de orde van 50% (en de resterende 50% rivierslib). Uit modelonderzoek met DISTRO-DELWAQ (Waterloopkundig Laboratorium, 1992) volgt echter dat zeeslib niet veel verder komt dan het splitsingspunt Westgeul (voor de condities van 10 september 1979, dat is springtij met een relatief lage afvoer), en dat een groot deel bezinkt in de Botlekhaven, waar 2/3 rivierslib en 1/3 zeeslib wordt aangetroffen; slechts een verwaarloosbaar kleine hoeveelheid zeeslib bereikt de Waalhaven. Overigens zal bij lage afvoeren de zouttong verder doordringen in Nieuwe Maas en Oude Maas en daarbij zeeslib naar verder inwaarts gelegen havens kunnen transporteren.

G.3 Herstel van de trapjeslijn

G.3.1 Stabiliteit van bodem na afstorten van de kuilen met zand

Op basis van de analyse van bodemligging vanaf 1976 door Gemma Ramaekers is een indruk te krijgen van de stabiele, aanzandende en eroderende trajecten in de Nieuwe Maas en Nieuwe Waterweg.

Wanneer de verdiepte bodem in de Nieuwe Waterweg wordt beschouwd als een "evenwichtsbodem" dan kan het opvullen van de kuilen in deze lijn worden beschouwd als het introduceren van een ophoging ten opzichte van het evenwichtprofiel. Deze ophoging zal zich vervolgens als een gedempte bodem-golf verplaatsen, zoals geschetst in Figuur G.25.



Figuur G.25 Schematische weergave van verplaatsende bodemgolf

De verplaatsingssnelheid van de bodemgolf, bestaande uit het afgestorte sediment, kan worden geschat met behulp van de karakteristieke voortplantingssnelheid voor bodemstoringen. Deze kan worden berekend met de volgende formule:

$$c = \frac{b \cdot S}{W \cdot h}$$

waarin:

b = macht van de stroomsnelheid in de transport formule (=5 voor EH) (-)

| | | |
|-----|---|-------------------------------------------------|
| h | = | waterdiepte (m) |
| S | = | sedimenttransportcapaciteit (m ³ /s) |
| W | = | breedte |

In Tabel G.7 zijn voor enkele veel voorkomende sedimentfracties de over een periode van een maand berekende netto verplaatsing, en de totale in positieve en negatieve richting opgetreden verplaatsing van de sedimentgolf gepresenteerd. Uit de tabel blijkt:

- Omdat de netto afgelegde afstand voor de gepresenteerde locaties in de Nieuwe Waterweg in de orde ligt van enkele tientallen kilometers tot meer dan 100 kilometer, kan worden geconcludeerd dat het opvullen van de kuilen met de beschouwde sedimentfracties met korrelgrootten van orde 100 μm tot 300 μm niet duurzaam is. De kuilen zullen al binnen enkele maanden weer zijn ge-erodeerd, en het materiaal zal zich richting Nieuwe Maas hebben verplaatst (waar het waarschijnlijk zal moeten worden gebaggerd om dieptebeperkingen te voorkomen).
- Uit de tabel blijkt eveneens dat de absolute verplaatsing van de zandgolf in de Nieuwe Waterweg voornamelijk landinwaarts is, en dat de zeewaartse (negatieve) verplaatsing marginaal is. In de omgeving van Rotterdam centrum is de negatieve en positieve verplaatsing vergelijkbaar qua orde van grootte, maar leidt dit ook nog tot een landinwaarts transport.

Tabel G.7 *Geschatte verplaatsing van een bodemgolf van afgestort sediment: positieve waarden is landinwaartse verplaatsing, negatief is zeewaarts.*

| Locatie (rkm) | D50 = 0.0003 m | | | D50 = 0.0002 m | | | D50 = 0.0001m | | |
|------------------|------------------------------|-----------------------------|----------------------------|------------------------------|-----------------------------|----------------------------|------------------------------|-----------------------------|----------------------------|
| | Netto afstand (m/jaar) | Pos. afstand (m/jaar) | Neg afstand (m/jaar) | Netto afstand (m/jaar) | Pos. afstand (m/jaar) | Neg afstand (m/jaar) | Netto afstand (m/jaar) | Pos. afstand (m/jaar) | Neg afstand (m/jaar) |
| km 995.1 | 872 | 5 008 | -4 136 | 1 308 | 7 512 | -6 204 | 2 617 | 15 024 | -12 408 |
| km 998.3 | 17 942 | 39 725 | -21 783 | 26 913 | 59 588 | -32 675 | 53 826 | 119 176 | -65 350 |
| km 1007.5 | 1 357 | 1 604 | - 247 | 2 035 | 2 406 | - 371 | 4 070 | 4 812 | - 742 |
| km 1010.8 | 2 907 | 2 942 | - 35 | 4 360 | 4 412 | - 52 | 8 721 | 8 825 | - 104 |
| km 1016.7 | 36 538 | 38 638 | -2 100 | 54 808 | 57 957 | -3 150 | 109 615 | 115 915 | -6 299 |
| km 1023 | 30 924 | 31 212 | - 288 | 46 387 | 46 819 | - 432 | 92 773 | 93 637 | - 864 |
| km 1025.5 | 46 039 | 46 498 | - 459 | 69 059 | 69 747 | - 688 | 138 117 | 139 494 | -1 377 |
| km 1027.4 | 24 749 | 25 084 | - 335 | 37 123 | 37 626 | - 503 | 74 246 | 75 252 | -1 006 |
| km 1029.1 | 11 299 | 11 432 | - 133 | 16 948 | 17 148 | - 200 | 33 896 | 34 297 | - 400 |

G.3.2 Afstorten van kuilen en afdekking met grind

Om te zorgen dat het materiaal niet snel verdwijnt, is het dus noodzakelijk de erosielocaties af te dekken met grind. Onderzocht moet worden met welke grinddiameter, laagdikte en oppervlakte een voldoende stabiele afdekking kan worden gecreëerd. Vanuit praktische overwegingen, namelijk de beschikbaarheid en kosten van materiaal grind, en de ervaring met eerder toegepaste diameters (namelijk 60 mm) richt het onderzoek zich op grind met een diameter van 20 mm respectievelijk 60 mm. Gezien het karakter van deze studie (expert judgement) is het nog niet mogelijk een voldoende uitgewerkt ontwerp voor deze grindafdekking te geven. Daarom hebben wij ons beperkt tot een beschrijving van de beoogde aanpak, en een aantal voorlopige handberekeningen.

Algemene aanpak voor ontwerp van grind-afdekking

De volgende aanpak is noodzakelijk om te bepalen op welke wijze deze afdekking kan worden aangelegd:

- Bepaal de korrelgrootte van het af te storten sediment:
 - Selecteer een paar mogelijke grindmengsels die voor deze afdekking beschikbaar kunnen zijn (bijvoorbeeld op basis van beschikbaarheid of kosten).
 - Bereken op basis van de stroomsnelheden afkomstig uit het Zeedelta model hoe mobiel deze grindmengsels zijn op de betreffende locaties. Gebruik hiervoor een aantal verschillende transportconcepten voor gegradeerd sediment zoals voorgesteld in Sloff et al. (2009). In de studie van Sloff et al (2009) is specifiek gekeken naar het opvullen en afdekken van de ontgrondingskuilen benedenstrooms van de aangelegde vaste lagen in de Waal bij Nijmegen en Sint Andries. De interacties van verschillende korrelfracties spelen een rol: bijvoorbeeld de invloed van 'hiding en exposure'⁶ kan leiden tot versterkte mobiliteit van het grind door aanwezigheid van zand, en over het grind passerende zandduinen kunnen leiden tot schuifspanningpieken en dus eveneens een grotere mobiliteit van het grind.
 - Corrigeer de schuifspanningen ter plaatse van bochten en nabij kribben wanneer deze bepalend zijn bij het ontstaan van de kuilen (zoals bij Maassluis). Bijvoorbeeld bij kribkoppen is sprake van een versterkte turbulentie die niet door grofmazige numerieke modellen (zeedelta model) wordt gereproduceerd, maar via een parametrisatie moet worden toegevoegd.
 - Voer een analyse uit van de stromingen/belastingen door scheepvaart. Op basis van gegevens van scheepvaart (aantallen, kielspeling, etc.) kan de noodzakelijke grindafdekking verder worden gedimensioneerd (Verheij, 2010).
- Bepaal welke dikte noodzakelijk is van de grindafdekking:
 - Hierbij zijn regels voor bestorting te gebruiken. Daarbij moet rekening worden gehouden met de berekende belasting door stroming en scheepvaart, met het wel of niet toepassen van filters, met het wel of niet toelaten van enige mobiliteit (en dus regelmatig onderhoud en herstel), en met eventuele erosie bij randen (Verheij, 2010).
- Bepaal welk oppervlak van de bodem moet worden afgedekt:
 - De aanwezigheid van een vastgelegde bodem kan leiden tot een herverdeling van stroming en aanpassing van bodemligging in de omgeving van deze vaste laag. Bij overgangen tussen alluviale en vastgelegde bodem kunnen bijvoorbeeld ontgrondingskuilen ontstaan, en bij een verondieping en vastlegging van een buitenbocht kan een verdieping in de tegenovergelegen binnenbocht optreden. De invloeden op de grootschalige morfologie zijn goed te berekenen met 2D morfologische modellen: deze zijn bijvoorbeeld in de jaren 80 en 90 reeds succesvol ingezet voor het ontwerp van de vaste lagen in de Waal (Sloff et al., 2006). Voor het berekenen van lokale ontgrondingen kan gebruik worden gemaakt van expert judgement en vuistregels (Verheij, 2010).

6. *Hiding en exposure: effect waarbij in een bedding bestaande uit een mengsel van grof en fijn sediment, de kleine korrels worden 'afgeschermd' door de grote korrels, en de grote korrels juist sterker worden belast door de stroming. Door dit effect zullen fijnere korrels wat minder makkelijk worden getransporteerd door stroming, en grote korrels vice versa.*

Zoals aangegeven vergen bovengenoemde analyses en ontwerpberekeningen een uitvoerigere studie dan beoogd in de in dit rapport gepresenteerde expert-judgement. Wel is hier op basis van de beschikbare gegevens een eerste schatting gemaakt van de stabiliteit van een grindafdekking op de trapjeslijn. Hiervoor is gebruik gemaakt van de gegevens van het Zeedelta model en transportformules voor uniform sediment.

Uitkomsten handberekeningen voor stabiliteit van 20 mm en 60 mm grind

Op basis van bovengenoemde data, een waterdiepte van orde 15 m, een Chézy waarde van orde $53 \text{ m}^{1/2}/\text{s}$ is met zowel Engelund en Hansen als met Van Rijn (1984) en Van Rijn (2007) transport model uitgerekend hoe groot het transport van dit materiaal zal zijn nadat het is gestort op de betreffende locatie. Evenals in voorgaande berekeningen zijn de transporten gebaseerd op de snelheden berekend in laag 9 (nabij de bodem) van de 3D hydrodynamische berekeningen van het Zeedelta model (bij lage rivierafvoer). Hier uit volgt:

- Uit de berekeningen blijkt dat er voor dit grove sediment (in tegenstelling tot fijn sediment en tot de formule van Engelund en Hansen) met Van Rijn geen transport wordt berekend. De kritische schuifspanning voor transport in de formules van Van Rijn worden in deze berekening niet overschreden. Het met Engelund en Hansen berekende transport houdt geen rekening met de mogelijkheid dat het materiaal niet in beweging komt door het onderschrijden van een kritische schuifspanning. Wanneer gebruik wordt gemaakt van de formule van Meyer-Peter en Müller (1948) dan is het transport, onder invloed van de kritische schuifspanning (kritische Shieldswaarde) voor beide fracties eveneens gelijk aan nul. Omdat met de formule van Engelund en Hansen nog enig transport wordt uitgerekend, hebben we dat hier als een ruwe bovengrens voor de transportcapaciteit beschouwd.
- Voor onderstaande Tabel G.8 zijn we uitgegaan van de hoeveelheid materiaal met een diameter van 20 mm die kan worden getransporteerd (transportcapaciteit) berekend met de formule van Engelund en Hansen. Voor de volledigheid is in de volgende Tabel G.9 ook de transportcapaciteit voor grind met een diameter van 60 mm toegevoegd (dit materiaal is aantoonbaar stabiel in de Nieuwe Maas). Door de transporten over de gehele simulatieperiode (31 dagen) te integreren volgt het netto transport voor deze situatie.

Tabel G.8 Schatting van snelheden en transportcapaciteit voor een sedimentfractie met diameter 20 mm (Engelund en Hansen)

| Station | Locatie | u_{\max} | u_{\min} | u_{gem} | Netto transport | -- | Totaal van pos. transport | Totaal van neg. transport |
|---------|-----------|------------|------------|------------------|----------------------------------|---------|----------------------------------|----------------------------------|
| (naam) | (rkm) | (m/s) | (m/s) | (m/s) | (x1000 m^3/mnd) | kton/jr | (x1000 m^3/mnd) | (x1000 m^3/mnd) |
| BRIENOD | km 995.1 | 1.23 | -0.97 | -0.13 | 0.0 | 0 | 0.3 | -0.3 |
| Raai 12 | km 998.3 | 1.74 | -1.32 | -0.15 | 0.6 | 11 | 1.9 | -1.3 |
| Raai 7 | km 1007.5 | 1.00 | -0.66 | 0.01 | 0.1 | 2 | 0.1 | 0.0 |
| Raai 24 | km 1010.8 | 1.07 | -0.67 | 0.18 | 0.2 | 4 | 0.2 | 0.0 |
| Raai 23 | km 1016.7 | 1.61 | -1.02 | 0.12 | 1.9 | 36 | 2.1 | -0.2 |
| Raai 22 | km 1023 | 1.54 | -0.87 | 0.23 | 1.7 | 32 | 1.7 | 0.0 |
| Raai 2 | km 1025.5 | 1.64 | -0.81 | 0.18 | 2.4 | 46 | 2.4 | 0.0 |
| Raai 1 | km 1027.4 | 1.35 | -0.79 | 0.24 | 1.5 | 28 | 1.5 | 0.0 |
| Raai 21 | km 1029.1 | 1.32 | -0.61 | 0.24 | 0.8 | 15 | 0.8 | 0.0 |

Tabel G.9 Schatting van snelheden en transportcapaciteit voor een sedimentfractie met diameter 60 mm (Engelund en Hansen)

| Station | Locatie | U_{\max} | U_{\min} | U_{gem} | Netto transport | -- | Totaal van pos. transport | Totaal van neg. transport |
|---------|-----------|------------|------------|------------------|-----------------------------|---------|-----------------------------|-----------------------------|
| (naam) | (rkm) | (m/s) | (m/s) | (m/s) | (x1000 m ³ /mnd) | kton/jr | (x1000 m ³ /mnd) | (x1000 m ³ /mnd) |
| BRIENOD | km 995.1 | 1.23 | -0.97 | -0.13 | 0.0 | 0 | 0.1 | -0.1 |
| Raai 12 | km 998.3 | 1.74 | -1.32 | -0.15 | 0.2 | 4 | 0.6 | -0.4 |
| Raai 7 | km 1007.5 | 1.00 | -0.66 | 0.01 | 0.0 | 1 | 0.0 | 0.0 |
| Raai 24 | km 1010.8 | 1.07 | -0.67 | 0.18 | 0.1 | 1 | 0.1 | 0.0 |
| Raai 23 | km 1016.7 | 1.61 | -1.02 | 0.12 | 0.6 | 12 | 0.7 | -0.1 |
| Raai 22 | km 1023 | 1.54 | -0.87 | 0.23 | 0.6 | 11 | 0.6 | 0.0 |
| Raai 2 | km 1025.5 | 1.64 | -0.81 | 0.18 | 0.8 | 15 | 0.8 | 0.0 |
| Raai 1 | km 1027.4 | 1.35 | -0.79 | 0.24 | 0.5 | 9 | 0.5 | 0.0 |
| Raai 21 | km 1029.1 | 1.32 | -0.61 | 0.24 | 0.3 | 5 | 0.3 | 0.0 |

- Uit de tabel blijkt dat transporten bij grind met een diameter van 20 mm of 60 mm aanzienlijk kleiner zijn dan van het oorspronkelijke materiaal. Ook hier geldt dat vooral in de Nieuwe Maas de transporten verwaarloosbaar klein zijn, maar in de Nieuwe Waterweg de transportcapaciteit van dit grind een orde groter is.
- Opgemerkt wordt dat bovengenoemde getallen indicatief zijn: vooral gezien de onzekerheden in gebruikte stroomsnelheden, en van het transportmodel (Engelund en Hansen) dat eigenlijk voor fijn materiaal is bedoeld. Ook zijn in deze berekeningen geen hoge rivierafvoer en interacties met fijn materiaal meegenomen of zandduinen.

Om een indicatie te geven voor de te verwachten stabiliteit van de grindafdekking op basis van bovenstaande resultaten is opnieuw de voortplantingssnelheid berekend (conform Par. G.2.2). Uit de resultaten hiervan, gepresenteerd in Tabel G.10, kan worden afgeleid dat:

- De netto verplaatsing van materiaal in de Nieuwe Waterweg bedraagt nog steeds enkele honderden meters per jaar. In de Nieuwe Maas is de verplaatsing minder groot.
- Ook voor deze getallen geldt dat deze sterk afhankelijk zijn van de toegepaste transportformule. De resultaten bepaald met Engelund en Hansen worden als een conservatieve (te hoge) schatting beschouwd. De verplaatsing is nihil wanneer met Van Rijn of Meyer-Peter en Müller wordt gerekend. Hierdoor is dit resultaat onvoldoende onderscheidend om vast te kunnen stellen of de afdekking dan wel met grind van 20 mm of van 60 mm noodzakelijk is. Meer gedetailleerde studie is daarvoor noodzakelijk.

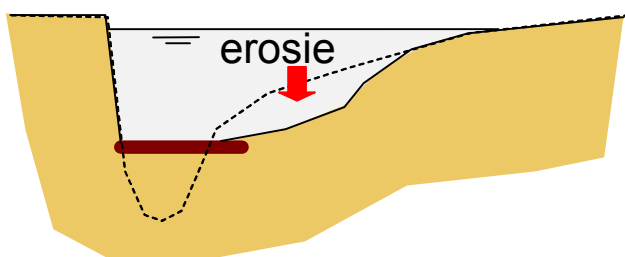
Tabel G.10 Geschatte verplaatsing van een bodemgolf van afgestort sediment: positieve waarden is landinwaartse verplaatsing, negatief is zeewaarts.

| | Engelund en Hansen transport model | | | | | | Van Rijn of Meyer-Peter en Müller |
|-----------|------------------------------------|--------------|--|--------------|---------------|--------------|-----------------------------------|
| | D50 = 0.02 m | | | D50 = 0.06 m | | | D50 = 0.02 m of 0.06 m |
| Locatie | Netto afstand | Pos. afstand | | Neg afstand | Netto afstand | Pos. afstand | Netto afstand |
| (rkm) | (m/jaar) | (m/jaar) | | (m/jaar) | (m/jaar) | (m/jaar) | (m/jaar) |
| km 995.1 | 13 | 75 | | -62 | 4 | 25 | 0 |
| km 998.3 | 269 | 596 | | -327 | 90 | 199 | 0 |
| km 1007.5 | 20 | 24 | | -4 | 7 | 8 | 0 |
| km 1010.8 | 44 | 44 | | -1 | 15 | 15 | 0 |
| km 1016.7 | 548 | 580 | | -31 | 183 | 193 | 0 |
| km 1023 | 464 | 468 | | -4 | 155 | 156 | 0 |
| km 1025.5 | 691 | 697 | | -7 | 230 | 232 | 0 |
| km 1027.4 | 371 | 376 | | -5 | 124 | 125 | 0 |
| km 1029.1 | 169 | 171 | | -2 | 56 | 57 | 0 |

Oppervlakte af te dekken met grind

Eerder is aangegeven dat een gedeeltelijke afdekking van de bedding kan leiden tot verdiepingen van de alluviale bedding in de omgeving. Deze verdiepingen zijn ongewenst (zij verplaatsen het probleem), en dienen zoveel mogelijk te worden beperkt. Bij het inschatten van de gevolgen is onderscheid te maken in effecten in lengterichting en in breedterichting: de invloed op bodemligging stroomopwaarts en stroomafwaarts, en de invloed links en rechts van een vaste laag respectievelijk. De beste methode voor het kwantificeren van morfologische effecten in de omgeving van de vaste laag (o.i.v. de grootte van de afdekking) zijn een 3D rekenmodel met morfologie in Delft3D, en inzet van een aantal empirische relaties voor lokale ontgroningen. Deze methoden vallen buiten de scope van deze studie. In deze paragraaf zijn de te verwachten gevolgen gepresenteerd op basis van ervaringen met enkele eerdere vaste lagen in Nederlandse rivieren.

Veel kennis over vaste lagen in Nederlandse rivieren is opgedaan door de aanleg van de vaste lagen in de Waal bij Nijmegen en Sint Andries. Deze vaste lagen zijn aangelegd met het doel de vaarweg in de scherpe bochten te verbeteren, door via verondieping van de buitenbocht een verdieping van de binnenbocht te creëren (onderdeel van het Waalprogramma). Het beoogde principe van deze maatregel is geïllustreerd in Figuur G.26.



Figuur G.26 Schematische weergave van een dwarsprofiel in een bocht, met het effect van een vaste laag (dikke lijn) op de oorspronkelijke ligging van het dwarsprofiel (streeplijn).

De vaste laag bij Nijmegen (km 883.18 - km 885.1) is aangelegd in 1986-1988 over een breedte van 150 m, en de vaste laag bij Sint Andries (km 925 - 928) is aangelegd in 1997-1999 over een breedte van 140 m. De locaties zijn aangegeven in Figuur G.27.

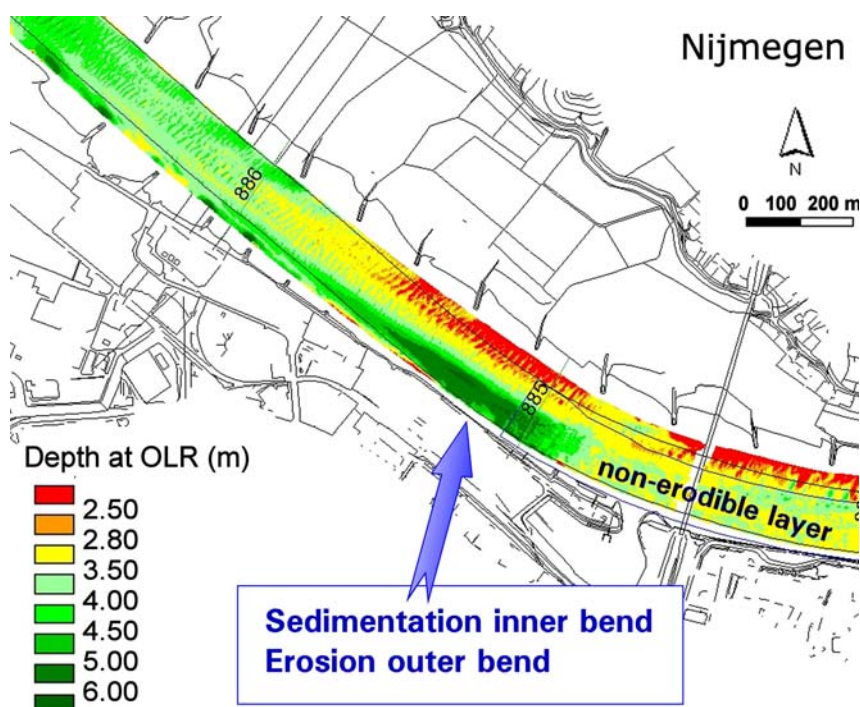


Figuur G.27 Locaties van vaste lagen in de Waal bij Sint Andries en Nijmegen

De dimensies van deze vaste laag zijn dusdanig gekozen dat deze volledig stabiel zouden blijven, zowel onder invloed van hoge afvoeren als van scheepvaartstromingen. De toegepaste steendiameter is daarom 0.2 m.

Door de verondieping en afdekking nemen de snelheden op de vaste laag toe. Daardoor is sprake van een grotere transportcapaciteit dan van aanbod van zand. In een bocht zal door 'spiraalstroming' het resterende (van boven aangevoerde) zand als het ware naar de binnenbocht worden 'geveegd'. Aan het eind van de vaste laag vindt in die situatie vrijwel alle zandtransport plaats via de alluviale binnenbocht, en is de vaste laag vrij van zand.

Nadat de vaste laag bij Nijmegen was aangelegd bleek de verwachte binnenbochterosie op te treden, maar ontstond door het ontbreken van zandtransport over de vaste laag een grote erosie benedenstrooms op te treden. De betreffende ontgroning is zichtbaar in Figuur G.28. Neveneffect van deze ontgroning is een forse zandbank aan de tegenovergelegen oever waar regelmatig onderhoudsbaggerwerk nodig is.



Figuur G.28 Multibeampeiling van het zomerbed bij Nijmegen met de benedenstroomse zijde van de vaste laag en de daar optredende ontgrondingskuil (stroming is van rechts naar links)

Een zelfde type ontgraving is ook opgetreden in Sint Andries. Zoals aangegeven is aan het eind van de vaste laag, bij de overgang naar de alluviale bedding, er sprake van relatief sedimentvrij water met een verhoogde turbulentie door het stortbed. De erosie is daardoor vrij sterk. Hoewel de erosie niet is te voorkomen, kan deze naar verwachting worden verminderd door de vaste laag iets door te trekken (tot aan of voorbij de bochtovergang) en het uiteinde met een zeer flauw (vastgelegd) talud af te laten lopen (Sloff et al., 2009).

Na aanleg van de vaste laag bij Sint Andries bleek vervolgens ook sprake van een te geringe breedte, waardoor in langsrichting aan de binnenbochtzijde van de vaste laag teveel erosie optrad. Hierdoor dreigde de vaste laag ondermijnd (en beschadigd) te worden vanuit de binnenbocht. Aanleg over een grotere breedte had dit probleem kunnen voorkomen. Bij Nijmegen was de vaste laag wel breed genoeg.

Tenslotte is gebleken uit simulaties voor mogelijke vaste lagen in de Boven Rijn dat in situaties met algehele bodemdaling (zoals in de Boverivieren) ter plaatse van de vaste laag de erosie versterkt kan optreden in de resterende alluviale delen van het dwarsprofiel (de binnenbocht). Omdat een deel van het dwarsprofiel versterkt daalt, zal ook het bovenstroomse traject een daling ondervinden. Dit effect van terugschrijdende erosie kan worden voorkomen wanneer de vaste laag over de hele breedte wordt aangelegd.

Naast ervaringen met de aanleg van vaste lagen in de Waal, levert ook de aan- en afwezigheid van aangebrachte grindafdekkingen in de Nieuwe Maas en Nieuwe Waterweg kennis over het gedrag van vaste lagen. Een aantal belangrijke aandachtspunten zijn:

- De grindafdekkingen ten westen van km 1003 zijn niet meer aanwezig, zowel in de Nieuwe Maas als in de Nieuwe Waterweg. De afdekking in de Nieuwe Maas tussen de Hollandse IJssel en de Erasmusbrug is echter wel stabiel gebleven. Een duidelijke reden

hiervoor is niet te geven. Mogelijk dat de omvang van de afdekking bij Rotterdam bij heeft gedragen aan de stabiliteit. Daarbij is ook het aanbod van zand op dit traject gering (onder andere door zandwinning) waardoor destabiliserende zandduinen mogelijk ontbreken, terwijl die op lokale afdekkingen wel optreden. Verder kan er een invloed zijn van scheepvaart (grotere schepen) of baggerwerk. Voor de grindafdekkingen in de Nieuwe Waterweg treedt verder ook een grotere stroomsnelheid en transport capaciteit op dan in de Nieuwe Maas (zie volgende alinea). Eventueel zou naar deze aspecten nader onderzoek kunnen worden verricht met behulp van modelsimulaties.

- Uit de handberekeningen volgt dat de transportcapaciteit van het grind (zover deze aanwezig is) beduidend hoger is in de Nieuwe Waterweg dan in de Nieuwe Maas. De grindafdekkingen in de Nieuwe Waterweg zullen daarom zwaarder worden belast. Ook is er in de Nieuwe Waterweg beduidend meer zandtransport.
- Door getij zullen de eventuele ontgrondingen aan zowel de oostelijke als westelijke begrenzing van een vaste laag kunnen optreden. Een eventuele aanleg met verflauwd talud zal dus aan beide zijden nodig zijn.
- De oorzaak van de diepe kuilen in de trapjeslijn ligt in een aantal gevallen in de aanwezigheid van kribben of constructies in de rivier. Hier is sprake van relatief grote turbulentie, en daarmee een sterke aanval van de vaste laag.

Conclusies ten aanzien van grindafdekking

Concluderende kan worden gesteld:

- Een nadere analyse van de mobiliteit van grindafdekking is nodig per locatie van ingrijpen voor een goed ontwerp. Interactie met zandfracties en met lokaal opgewekte turbulentie en scheepvaartstromingen is daarbij belangrijk.
- Handberekeningen tonen dat grindafdekkingen in de Nieuwe Maas meer stabiel zullen zijn dan in de Nieuwe Waterweg.
- Waarom bepaalde grindafdekkingen uit de jaren 70 wel of niet stabiel zijn gebleven in de Rijn-Maasmonding is niet duidelijk.
- Ervaringen met vaste lagen in de Waal geven aan dat rekening moet worden gehouden met ontgrondingskuilen aan beide uiteinden van de vaste lagen, en dat maatregelen moet worden getroffen om schade te voorkomen wanneer in de alluviale delen links en rechts van een vaste laag erosie optreedt. De effecten kunnen worden voorspeld met een 2D morfologische model.

G.3.3 Invloed op baggerwerk en aanslibbing van havenbekkens

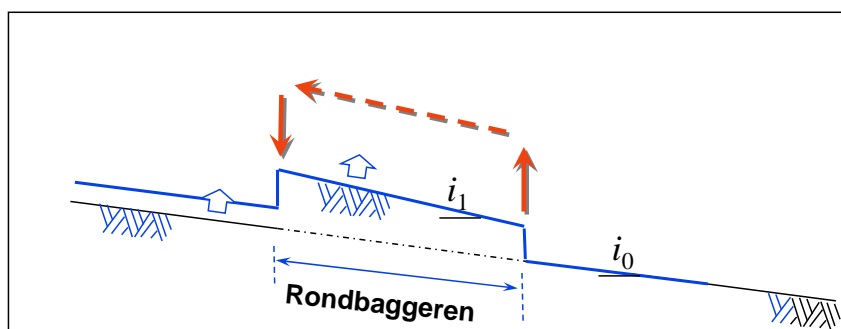
Door het herstel van de trapjeslijn zal, afhankelijk van de aanpak, het sedimentaanbod landwaarts kunnen wijzigen. Enerzijds zal het netto landwaarts gerichte zandtransport beïnvloed worden door eventueel veranderd bagger- en stortbeleid. Anderzijds kan de verandering in zoutindringing de slibhuishouding beïnvloeden.

Onderhoudsbaggerwerk

Wanneer de trapjeslijn wordt hersteld met zand zal dit leiden tot een aanzienlijke toename van aanbod van zand landinwaarts. Immers, uit berekeningen van zandtransportcapaciteit in Par. G.3.1 blijkt dat zandaanvulling relatief snel als een zandgolf landinwaarts zal bewegen.

In principe zal dit zand zich afzetten op de plekken waar nu ook al ondiepten optreden. Hier zal het vervolgens via onderhoudsbaggerwerk weer uit het systeem moeten worden verwijderd.

Een variant hier op is om het gebaggerde zand terug te storten in de kuilen waar het uit is geërodeerd. Echter, dit principe van 'rondbaggeren' kan leiden tot een steeds sterkere toename van het noodzakelijke baggerwerk. Uit evenwichtsbeschouwingen kan worden afgeleid dat in situaties met rondbaggeren een ondieper en steiler traject ontstaat. Dit is geïllustreerd in Figuur G.29 voor een riviersituatie, waaruit blijkt dat naast de plaatselijke veranderingen ook een grootschalige bodemstijging optreedt bovenstrooms van de ingreep. In de Nieuwe Waterweg zou dit (gezien het landwaarts gerichte nettotransport) dus een aanzanding in zeewaartse richting kunnen inhouden. De grote extra hoeveelheden baggerwerk die nodig zijn om een goede vaarweg te handhaven in deze situatie met 'rondbaggeren' zijn naar verwachting onwenselijk.



Figuur G.29 Verandering in evenwichtsbodem door 'rondbaggeren'

Bij afdekking met grind zal het aanbod van zand niet worden verstoord, en zal er geen verandering optreden in het onderhoudsbaggerwerk van zand.

Invloed op aanslibbing havenbekkens

Het herstel van de trapjeslijn beïnvloedt de aanslibbing van de havens door veranderingen in de concentratie van de suspensiewolk, de locatie van het troebelheidsmaximum (doordringing van de zouttong), en verandering in zoutgradiënt voor de haveningangen. De uitwisseling van zoet-zout water bij de haveningang wordt als maatgevend mechanisme voor aanslibbing verondersteld. Verwacht wordt dat met name door de geringe veranderingen in zoutgradiënt voor de haveningangen er geen noemenswaardige af- of toename van aanslibbing is te verwachten. Voor een meer gedetailleerde beschrijving van de uitwisseling van slib kan bijvoorbeeld gebruik worden gemaakt van de relaties van Eysink (1989). De berekende veranderingen in zoutconcentratie door het herstel van de trapjeslijn kunnen worden vertaald naar wijzigingen in de uitwisselingsflux door dichtheidsstromen over een getijperiode.

G.4 Conclusies

Om een inschatting te maken van morfologische effecten van het herstel van de trapjeslijn is een morfologische studie uitgevoerd van Nieuwe Maas en Nieuwe Waterweg. Op basis van de analyses van meetdata door Gemma Ramaekers en andere studies is geprobeerd het systeemgedrag van de rivier vaste te stellen. Met behulp van deze kennis is vervolgens een deskundigenoordeel gegeven over de verwachte effecten van de beoogde maatregelen voor

het herstel van de trapjeslijn. De belangrijkste conclusies en aanbevelingen van deze morfologische studie zijn:

- Het zandtransport in de Nieuwe Waterweg is groot, en netto landwaarts gericht onder invloed van de zouttong. Hierdoor is een opvulling van kuilen in de trapjeslijn met behulp van zand niet aan te bevelen. Door deze grote transportcapaciteit zullen de kuilen namelijk snel terugkeren. Daarnaast zal het zand dat erodeert uit die kuilen bijdragen aan versnelde groei van ondieptes op landwaarts gelegen trajecten. Aanbevolen wordt daarom de kuilen na opvulling af te dekken met grind.
- Nadere studie van stromingsomstandigheden en stabiliteit van het grind ter plaatste van de beoogde afdekkingen is van belang voor een degelijke aanleg. De in deze studie uitgevoerde analyses geven een te beperkt inzicht in de ontwerpdetails.
- Bij de aanleg van grindafdekking als vaste lagen moet rekening worden gehouden met aanvullende maatregelen om ontgroningen aan de stroomop- en stroomafwaartse zijden te beperken (en daarmee te voorkomen dat nieuwe kuilen ontstaan). Als over een beperkte breedte wordt afgedekt moet rekening worden gehouden met maatregelen om bij zijdelingse erosie de ondermijning/schade van de vaste laag te beperken.
- Het herstel van de trapjeslijn heeft naar verwachting weinig invloed op de aanslibbing van de havens en op de grootte van het huidige onderhoudsbaggerwerk.