

**Kalibratie slibtransportmodel  
voor de Hollandse kustzone  
aan de hand van cadmium-  
metingen**





# **Kalibratie slibtransportmodel voor de Hollandse kustzone aan de hand van cadmium-metingen**

**Eindrapport Fase 2**

dr. ir. T. van Kessel  
M.C. van Oeveren-Theeuwes M.Sc  
A.A. van Rooijen M.Sc.

1203191-001



**Titel**

Kalibratie slibtransportmodel voor de Hollandse kustzone aan de hand van cadmium-metingen

**Opdrachtgever**

Rijkswaterstaat Waterdienst

**Project**

1203191-001

**Pagina's**

53

**Trefwoorden**

cadmium, tracer, slibtransport, modelstudie

**Samenvatting**

Dit rapport beschrijft de resultaten van het project 'Kalibratie slibtransportmodel voor de Hollandse kustzone aan de hand van cadmium-metingen'. Het rapport bestaat uit de volgende onderdelen:

- 1 Verblijftijdanalyse Hollandse kustzone
- 2 Analyse cadmium als tracer voor slib
- 3 Kalibratie verspreidingsmodel aan de hand van meetgegevens van cadmium
- 4 Gevoeligheidsonderzoek verspreidingsmodel: invloed klimatologie en parameterinstellingen

Op basis van de cadmium-metingen zijn de optimale instellingen voor buffercapaciteit en verblijftijd vastgesteld. Deze zijn bepalend voor het lange-termijn-verspreidingsgedrag van slib in de kustzone. Er wordt aanbevolen om in het vervolg nieuwe referentie-instellingen toe te passen met een 1.5× hogere buffercapaciteit. De resultaten van deze studie zijn direct bruikbaar voor effectstudies naar zandwinning in de kustzone, waarbij het verspreidingsgedrag van slib een bepalende factor is voor de troebelheid en primaire productie.

**Referenties**

zaaknummer 31040969.001

Versie	Datum	Auteur	Paraaf	Review	Paraaf	Goedkeuring	Paraaf
	feb. 2012	dr. ir. T. van Kessel	<i>TVK</i>	prof. dr. R. Laane	<i>[Handwritten Signature]</i>	ir. T. Schilperoort	<i>[Handwritten Signature]</i>
		M.C. van Oeveren- Theeuwes M.Sc					
		A.A. van Rooijen M.Sc	<i>[Handwritten Signature]</i>				

**Status**

definitief



## Inhoud

<b>1 Inleiding</b>	<b>1</b>
<b>2 Verblijftijdsanalyse</b>	<b>3</b>
<b>3 Analyse Cadmium als tracer voor slib</b>	<b>7</b>
<b>4 Kalibratie</b>	<b>11</b>
4.1 Instellingen	11
4.2 Resultaten	12
4.2.1 Verblijftijd van slib in de bodem	12
4.2.2 Verloop van de cadmiumconcentratie in de tijd	12
4.2.3 Halfwaardetijd van cadmium in de bodem	14
<b>5 Gevoeligheidsstudie</b>	<b>17</b>
5.1 Invloed van klimatologie	17
5.2 Vergelijking instellingen eerdere MER's	19
<b>6 Conclusies en aanbevelingen</b>	<b>23</b>
<b>7 Referenties</b>	<b>25</b>
 <b>Bijlage(n)</b>	
<b>A Kalibratieresultaten</b>	<b>A-1</b>
A.1 Tijdreeksen	A-1
A.2 Jaargemiddelde ruimtelijke beelden Cd-gehalte in de bodem	A-8
<b>B Figuren gevoeligheidsonderzoek</b>	<b>B-1</b>
B.1 Tijdreeksen ZUNO-grof slibconcentratie	B-1
B.2 Vergelijking tijdreeksen ZUNO-grof en ZUNO-DD cadmiumgehalte in de bodem	B-4
B.3 Kaartbeelden slibconcentratie ZUNO-grof	B-6
<b>C Tijdreeksen Cadmium ZUNO-DD</b>	<b>C-1</b>





## 1 Inleiding

Dit eindrapport beschrijft de resultaten van fase 2 van het project 'Kalibratie slibtransportmodel aan de hand van cadmiummetingen'. Het huidige rapport is een vervolg op het rapport door Van Oeveren (2011), waarin de resultaten van fase 1 van het project zijn beschreven. In fase 1 is het bestaande model gevalideerd; in fase 2 worden de parameterinstellingen van het model gevarieerd en worden de optimale instellingen vastgesteld.

### Kader en relevantie

Een kortdurende maar grote zandwinning of baggerspeciestorting kan ook lange termijn effecten hebben doordat slib zich in de zeebodem nestelt en daar pas na jaren weer uitkomt en dan vertroebeling veroorzaakt, wat nadelig kan zijn voor de hele effectketen vanaf algengroei, voorjaarsbloei, vislarven, schelpdieren tot vogels en vissen.

Op dit moment is het onduidelijk hoe dit lange-termijn-effect zich verhoudt tot het korte-termijn-effect dat veroorzaakt wordt door instantane vertroebeling. Een betrouwbaar model met een gevalideerde bodem/water-uitwisselingsmodule kan hier inzicht in verschaffen. Zolang het bestaande model nog niet is gevalideerd, moeten er grote onzekerheidsmarges worden gehanteerd in de modelvoorspellingen in het kader van effectstudies, zoals voor de MER zeezandwinning. Dat betekent dat effecten vermoedelijk worden overschat, wat weer onnodige belemmeringen zou kunnen veroorzaken voor grote zandwinningen, suppleties of onderhoudsbaggerwerk. Naar verwachting zal dit model ook ingezet worden bij studies in het kader van de Kaderrichtlijnen Water en Marien.

### Doelstelling

Het doel van het project 'Kalibratie slibtransportmodel aan de hand van cadmiummetingen' is het maken van een betrouwbaardere schatting van de uitwisselingsnelheid tussen water en bodem en de verblijftijd van slib in de Hollandse kustzone. Het berekende lange-termijn-effect van menselijke ingrepen als zandwinning en specieverspreiding is gevoelig voor deze parameters.

### Opzet

De opzet van dit rapport is als volgt. In het volgende hoofdstuk wordt een beschouwing gegeven van de verblijftijd en verblijftijdspreiding van slib in de kustzone. Deze beschouwing draagt bij aan een beter begrip van het systeem en ondersteunt de analyse van de resultaten van het numerieke model. Kennis over de verblijftijd van slib is essentieel voor het kwantificeren van langetermijneffecten van slibverspreiding. Vervolgens geeft Hoofdstuk 3 een beschrijving van de sterke punten en de beperkingen van geadsorbeerd cadmium als tracer voor slib in de kustzone. Dit is nodig omdat meetgegevens van de cadmiumconcentratie de basis vormen voor de modelkalibratie. Hoofdstuk 4 is gewijd aan de modelresultaten. Er worden vijf berekeningen gepresenteerd; op basis hiervan worden de optimale instellingen vastgesteld wat betreft verblijftijd en bodem/water-uitwisseling (kalibratie). Hoofdstuk 5 beschrijft eerst de resultaten van een gevoeligheidsstudie naar de invloed van de klimatologie (getij, wind en golven) op de verspreidingsnelheid van slib, en daarna de vergelijking met modelresultaten verkregen met instellingen zoals in eerdere projecten (MER Maasvlakte-2 en MER zandwinning 2007-2012). Hiermee wordt vastgesteld in hoeverre de optimale instellingen afhangen van de toegepaste klimatologie en in hoeverre in eerdere studies gebruikte instellingen afwijkende resultaten geven van die verkregen met

de in deze studie bepaalde optimale instellingen. Tenslotte worden conclusies en aanbevelingen geformuleerd in Hoofdstuk 6.

## 2 Verbliftijdsanalyse

In dit hoofdstuk wordt een beschouwing gegeven van de verblijftijd en verblijftijdspreiding van slib in de kustzone. Deze beschouwing draagt bij aan een beter begrip van het systeem en ondersteunt de analyse van de resultaten van het numerieke model verderop in dit rapport.

Het hoofddoel van deze studie is het verder kalibreren van de module voor bodem/water-uitwisseling van slib in het slibmodel. De belangrijkste grootheden hiervoor zijn:

1. de netto uitwisselingsnelheid van slib tussen de bodem en de waterkolom;
2. de buffercapaciteit van de zandige (buffer)laag;
3. de verblijftijd van het slib in de bodem.

De *netto uitwisselingsnelheid* (in  $\text{kg/m}^2/\text{s}$ ) is de verandering van slibmassa in de actieve bodemlaag, gedeeld door de tijd waarin deze verandering heeft plaatsgevonden.

De *buffercapaciteit* (in  $\text{kg/m}^2$ ) is een maat voor de hoeveelheid slib die in het zandskelet van de actieve bodemlaag (tijdelijk) kan worden opgeslagen. Deze wordt enerzijds bepaald door de laagdikte en anderzijds door de typische slibfractie in deze bodemlaag.

De *verblijftijd* (in s) is hier gedefinieerd als de halfwaardetijd van het slib in de bodem, ofwel de tijd waarbinnen de opgeslagen massa in de bodem is gehalveerd. Deze verblijftijd kan locatiespecifiek worden bepaald (bijvoorbeeld op de meetstations), maar kan ook voor een heel gebied worden bepaald (bijvoorbeeld voor de gehele Hollandse kustzone). In het laatste geval is de verblijftijd het resultaat van meerdere depositie-resuspensiecycli die een slibdeeltje meemaakt tijdens zijn reis door het gebied.

De verblijftijd van slib in het oppervlakesediment in een systeem (zoals de Hollandse kustzone) bepaalt mede de reactie van het systeem op veranderingen, zoals een tijdelijke extra slibbron ten gevolge van zandwinning. Indien de verblijftijd kort is, stopt het effect van een tijdelijke extra slibbron kort nadat de bron niet langer actief is. Indien de verblijftijd lang is, kan het effect van de slibbron nog lang aanhouden nadat de bron is gestopt.

De verblijftijd van een slibdeeltje in een systeem wordt bepaald door de verblijftijd van water gedeeld door de kans dat het deeltje in suspensie is. Alleen sediment in suspensie beweegt immers door het systeem; slib in de bodem draagt wel bij aan een verlenging van de verblijftijd, maar niet aan het transport.

We illustreren dit met een eenvoudig analytisch voorbeeld. In werkelijkheid varieert transport in de tijd en ruimte, hiervoor bestaat echter geen eenvoudige analytische oplossing. Dat is de reden waarom voor de berekeningen een numeriek model wordt gebruikt. Het analytische voorbeeld en het numerieke model zijn echter op hetzelfde principe gebaseerd, zodat het analytische voorbeeld bijdraagt aan het begrip van de numerieke modelresultaten.

We beschouwen een kustwater met lengte  $L$  [m], breedte  $B$  [m], diepte  $h$  [m], restsnelheid parallel aan de kust  $u$  [m/s] en gemiddelde slibconcentratie  $C$  [ $\text{kg/m}^3$ ]. De gemiddelde verblijftijd van water  $RT_w$  [s] wordt berekend volgens:

$$RT_w = \text{Volume} / \text{Flux} = LBh / Bhu = L/u \quad (2.1)$$

De gemiddelde verblijftijd van slib  $RT_s$  [s] in de kustzone wordt berekend volgens:

$$RT_s = RT_w \times P_{\text{susp}} = L/u \times P_{\text{susp}} \quad (2.2)$$

waarin  $P_{\text{susp}}$  [-] de kans is dat slib in suspensie is. Deze kans wordt berekend volgens:

$$P_{\text{susp}} = Ch / (Ch + m_{\text{buf}}) = 1 / (1 + 1/k_A); \quad (2.3)$$

waarin  $k_A = m_{\text{buf}}/Ch$  (dimensieloze capaciteitsfactor)  
 $m_{\text{buf}} = \rho_{\text{eq}} d_{\text{act}} \rho_{\text{bed}}$  (buffercapaciteit in  $\text{kg/m}^2$ )  
 $\rho_{\text{bed}} = (1 - n_{\text{por}}) \rho_s$  (bulkdichtheid bodem in  $\text{kg/m}^3$ )  
 $n_{\text{por}}$  = porositeit bodem (-)  
 $\rho_s$  = dichtheid sediment ( $\text{kg/m}^3$ )  
 $\rho_{\text{eq}}$  = evenwichtsfractie slib in bodem (-)  
 $d_{\text{act}}$  = actieve bufferlaagdikte (m)

Typische getallen voor de Hollandse kustzone zijn:  $L = 100$  km;  $u = 0.04$  m/s;  $C = 0.01$   $\text{kg/m}^3$ ;  $h = 20$  m;  $\rho_{\text{eq}} = 0.01$ ;  $d_{\text{act}} = 0.3$  m;  $\rho_s = 2600$   $\text{kg/m}^3$ ;  $n_{\text{por}} = 0.4$  (zie bijvoorbeeld Suijlen en Duin, 2001). Dit geeft  $m_{\text{buf}} = 4.7$   $\text{kg/m}^2$ ;  $P_{\text{susp}} = 0.04$ ;  $RT_w = 29$  days;  $RT_s = 2$  years.

Binnen een afstand van  $B = 20$  km uit de kust, is de actieve totale slibmassa  $BL(Ch + m_{\text{buf}}) = 9.8$  Mton.

De slibflux in kustlansrichting is  $uCBh = 160$   $\text{kg/s} = 5$  Mt/jaar. In werkelijkheid is deze flux waarschijnlijk hoger, aangezien tijdens stormen en springtij zowel  $C$  als  $u$  toenemen:  $\overline{uC} \neq \overline{u} \overline{C} = \int_t uC dt$ . Dit betekent dat ofwel  $RT_s$  kleiner is, ofwel  $m_{\text{buf}}$  groter is.

Merk op dat de verblijftijd van afzonderlijke slibdeeltjes kan afwijken van de gemiddelde verblijftijd. De mate waarin dit optreedt, wordt beschreven door de verblijftijdspreiding. Naarmate de uitwisselingssnelheid tussen bodem en water kleiner is, neemt de verblijftijdspreiding toe. Dit wordt hieronder verder uitgewerkt.

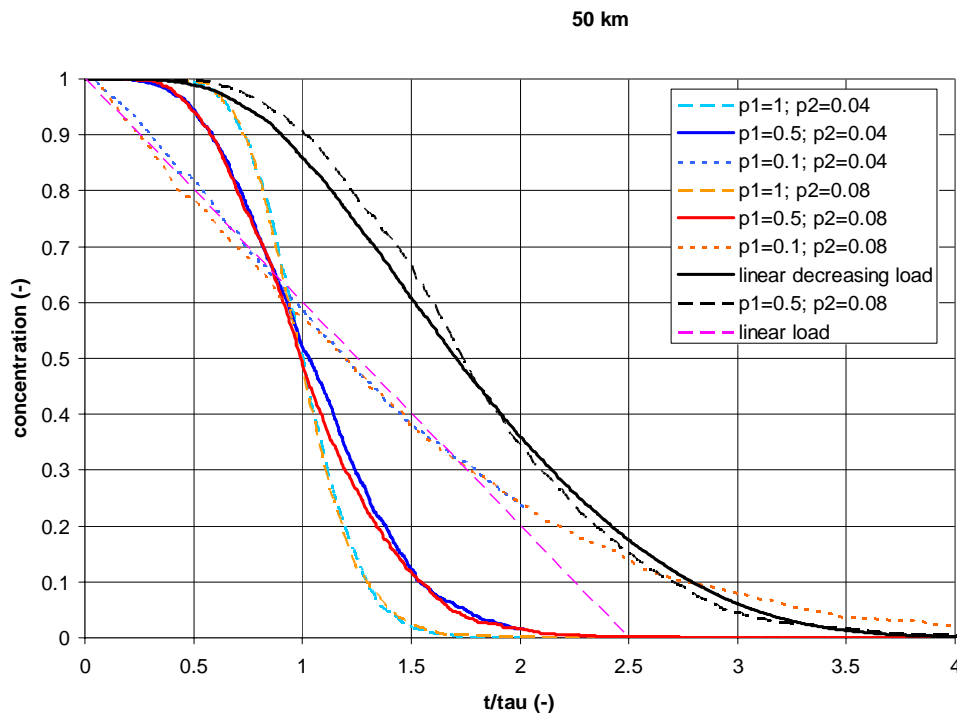
Het is opvallend dat in [2.3]  $RT_s$  niet afhangt van de verblijftijd van slib in de bufferlaag, maar slechts van de buffercapaciteit. Hoe is dit te begrijpen? Indien de verticale uitwisseling tussen waterkolom en bufferlaag groot is, zullen slibdeeltjes op hun reis langs de Hollandse kust vele malen uitwisselen tussen water en bodem. Het aantal keer uitwisseling is niet relevant, uitsluitend de kans dat een slibdeeltje in suspensie is of in de bodem zit. Naarmate het aantal verticale uitwisselingen afneemt tijdens transport van een slibdeeltje over afstand  $L$ , wordt de verblijftijdspreiding breder. In geval van een zeer kleine kans op depositie en resuspensie piekt de verblijftijdspreiding bij  $RT_w$  met een zeer lange en lage staart. De meeste deeltjes blijven dan immers permanent in de waterkolom, maar de deeltjes die in de bodem terecht komen, blijven hierin erg lang hangen.

Dit wordt geïllustreerd in Figuur 2.1. Hierin wordt met de eerder genoemde instellingen op  $t=0$  en  $x=0$  een concentratiestap opgelegd van  $C=1$  naar  $C=0$ . Getoond wordt de concentratierepons op  $x=50$  km (in kustlansrichting) voor verschillende instellingen voor  $p_2 = P_{\text{susp}}$  en  $p_1$ , de kans op bodem/water-uitwisseling. Deze respons is uitgerekend met een stochastisch model met 1000 individuele deeltjes op reis langs de Hollandse kust en op- en neerspringend tussen bodem en water met kans op uitwisseling  $p_1$  en verdeling tussen bodem en water  $p_2 = P_{\text{susp}}$ . De responscurve toont de fractie van de deeltjes, losgelaten op  $t=0$  op  $x=0$ , die positie  $x=50$  km hebben bereikt, als functie van de dimensieloze tijd  $t/RT_s$ . Met meer deeltjes zouden de curven nog iets gladder worden, maar niet wezenlijk meer veranderen. De tijdas is genormaliseerd met  $\tau = RT_s$ . Vanwege deze normalisatie is de

respons zo goed als onafhankelijk van  $P_{susp}$ . De verblijftijdspreiding (de steilheid waarmee de concentratiecurve afneemt) is echter sterk afhankelijk van  $p1$ , de kans op bodem/wateruitwisseling. Hoe kleiner de uitwisseling, des te groter is de verblijftijdspreiding.

Indien Figuur 2.1 gemeten zou zijn in het veld (analogie met cadmiummetingen), zou de buffercapaciteit  $m_{buf}$  kunnen worden teruggerekend uit de gemeten verblijftijd  $RT_s$  volgens (2.1), (2.2) en (2.3):  $m_{buf} = Ch(RT_s/RT_w - 1)$ . Bovendien zou een betrouwbare schatting van de intensiteit van bodem/water-uitwisseling kunnen worden afgeleid uit de verblijftijdspreiding. Indien de concentratie niet afneemt als een stapfunctie maar lineair (parse gestippelde lijn in Figuur 2.1), gaat de rode getrokken lijn over in de zwarte getrokken lijn: de concentratieafname verloopt geleidelijker. Een probleem is echter dat de rode getrokken lijn ook kan overgaan in de zwarte gestippelde lijn (die sterk lijkt op de zwarte getrokken lijn) voor een verblijftijd  $RT_s$  die een factor 1.75 hoger is. Naarmate de afname van de bron geleidelijker verloopt en onzekerder is, wordt het steeds moeilijker om informatie over verblijftijd en verblijftijdspreiding uit het gemeten signaal af te leiden. De ideale tracer voor het bepalen van de verblijftijd van slib in de kustzone heeft een exact bekende en in de tijd sterk toe- of afnemende bronsterkte. Hoofdstuk 3 gaat in op de geschiktheid van cadmium als tracer hiervoor.

Het hier geschetste proces heeft een sterke analogie met chromatografie, waarbij een stof als puls wordt geïnjecteerd in een gas- of vloeistofdrager die door een lange kolom stroomt. Tijdens transport kan de stof adsorberen op en desorberen van de kolomwand. De partiticoëfficiënt  $k_A$  bepaalt de verblijftijd in de kolom; de uitwisselingssnelheid bepaalt de piekbreedte bij de detector aan het uiteinde van de kolom. Verschillende stoffen hebben verschillende waarden voor  $k_A$ , waardoor een effectieve scheiding mogelijk is. In de chemische literatuur is hierover veel gepubliceerd vanaf circa 50 jaar geleden.



Figuur 2.1: Genormaliseerde concentratieafname  $\tau = RT_s$ ;  $p2 = P_{susp}$ ;  $p1 =$  kans op water-bodem uitwisseling per tijdstap 0.7 dag (stapgrootte 2.5 km).

De verblijftijd van slib in de bodem  $RT_b$  wijkt wezenlijk af van (en is veelal veel korter dan) de verblijftijd van slib in een kustzone (zie 2.2). In geval van dynamisch evenwicht tussen erosie vanuit en depositie naar de bufferlaag wordt deze gedefinieerd door  $RT_b = m_{buf} / (\alpha w_s C)$  met  $w_s$  de valsnelheid van slib in de waterkolom en  $\alpha$  de fractie van de depositieflux  $w_s C$ , die wordt opgenomen in de bufferlaag. Met  $\alpha = 0.05$ ,  $w_s = 0.5$  mm/s en de eerder gebruikte kengetallen geldt  $RT_b = 0.6$  jaar, terwijl we eerder vonden  $RT_s = 2$  jaar. Dit zou betekenen dat een slibdeeltje op reis door langs de Hollandse kust gemiddeld slechts drie- tot viermaal uitwisselt tussen water en bufferlaag. Dit is equivalent met  $p1 = 0.1$  in Figuur 2.1 en resulteert in een grote verblijftijdspreiding: kort na de concentratiesprong begint de concentratie op  $x = 50$  km al af te nemen, maar deze afname is na  $4RT_s$  nog steeds niet helemaal voltooid.

Behalve dat slib in de bufferlaag kan worden opgenomen, kan het zich rond kentering ook afzetten op de bodem als een zogenaamde 'fluff-laag'. Vanuit deze fluff-laag kan slib veel gemakkelijker worden geresuspendeerd dan vanuit de bufferlaag: de sterkte van de fluff-laag is veel geringer dan de sterkte van de door een zandskelet gedomineerde bufferlaag. De uitwisseling tussen water en fluff-laag is daarom veel intensiever.

De verblijftijd van slib in de waterkolom (inclusief fluff-laag) bedraagt  $RT_w = h / \alpha w_s$  ofwel ca. 9 dagen in dit rekenvoorbeeld. Hierin wordt een afstand van ongeveer 32 km afgelegd.

Concluderend, van de aan het begin van dit hoofdstuk genoemde drie parameters, waarmee de bodem/water-uitwisseling wordt beschreven, blijven er twee over, namelijk:

- 1 De buffercapaciteit  $m_{buf}$ , of in dimensieloze vorm: capaciteitsfactor  $k_A = m_{buf} / Ch$
- 2 De verblijftijd in de bodem  $RT_b = k_A h / (\alpha w_s)$

Typische waarden voor  $k_A$  en  $RT_b$  in de Hollandse kustzone zijn:  $k_A \approx 0.5$  jaar,  $RT_b \approx 20$ .

De uitwisselingsnelheid volgt uit het quotiënt van de buffercapaciteit en de verblijftijd ( $m_{buf}/RT_b$ ), en is geen onafhankelijke parameter. De buffercapaciteit en de verblijftijd kunnen uit tracerdata worden afgeleid, mits de bronsterkte van de tracer nauwkeurig bekend is en de tijdschaal van de verandering van de bronsterkte relatief kort is ten opzichte van de responstijd van het systeem.

### 3 Analyse Cadmium als tracer voor slib

Voor het berekenen van de bodem/water-uitwisselingsnelheid is een goed gefundeerde instelling van de in hoofdstuk 2 genoemde parameters, namelijk buffercapaciteit en verblijftijd in de bodem, nodig. Deze buffercapaciteit en de verblijftijd kunnen uit tracerdata worden afgeleid, mits de bronsterkte van de tracer nauwkeurig bekend is en de tijdschaal van de verandering van de bronsterkte relatief kort is ten opzichte van de responstijd van het systeem. Metingen van de cadmiumconcentratie in de Nederlandse kustzone zijn hiervoor potentieel geschikt. Dit hoofdstuk geeft een beschrijving van de sterke punten en de beperkingen van geadsorbeerd cadmium als tracer voor slib in de kustzone.

De concentraties van contaminanten in de fractie <63µm in het oppervlakesediment van de Nederlandse kustzone zijn sterk afgenomen (met circa een factor 4) in de periode 1981-2006 (Hegerman en Laane, 2007). Dit is een opmerkelijk verschijnsel daar het grootste gedeelte van de Nederlandse kustzone geen sedimentatiegebied is. In sedimentatiegebieden, zoals de kwelders, wordt slib laagje voor laagje afgezet. Als het gesuspendeerde particuliere materiaal (SPM) dat afgezet wordt een steeds lagere concentratie heeft, dan neemt de concentratie in de toplaag in het sediment ook af. In niet-sedimerende gebieden kan alleen de concentratie contaminanten aan slib in het oppervlakesediment dalen door desorptie en doordat de slibdeeltjes in het oppervlakesediment uitwisselen met slibdeeltjes die een lagere concentratie contaminant hebben.

Contaminanten kunnen bij dit laatste uitwisselingsproces, van slib uit het oppervlakesediment naar de waterfase en vice versa, als tracer gebruikt worden. Eisen die aan deze tracers gesteld worden zijn:

- beschikbaarheid van data over een lange periode (lieft jaren),
- een significante verandering in concentratie in de tijd,
- meetbare concentraties,
- gehecht aan het slib,
- conservatief gedrag tijdens transport van slibdeeltje.

Laane e.a. (1999) ontwikkelde een model om de verschoning van de Nederlandse kustzone te verklaren. Hierin gebruikte hij de veranderingen in de gehalten aan contaminanten in de slibdeeltjes. Het model is gebaseerd op de aanname dat er een uitwisseling bestaat tussen de deeltjes in het oppervlakesediment en het SPM in de waterfase en dat de contaminanten zich conservatief gedragen. Met andere woorden: de verandering in het gehalte wordt bepaald doordat er schoner slib bijgemengd wordt en niet doordat contaminanten desorberen (vergelijking 3.1, factor R=0). De aanname van verwaarloosbare desorptie is gerechtvaardigd indien de redoxtoestand in de bodem constant is, waardoor de partitionering van een contaminant tussen sediment en poriewater niet wijzigt. In de Hollandse kustzone is dit het geval. Voor de contaminant cadmium wordt dit op p. 9 nader toegelicht.

$$\frac{d(M_{\text{silt}} C)}{dt} = F_{\text{silt,in}} C_{\text{in}} - F_{\text{silt,out}} C \pm R \quad (3.1)$$

F=flux (Mton.y<sup>-1</sup>), C= mg.kg<sup>-1</sup>

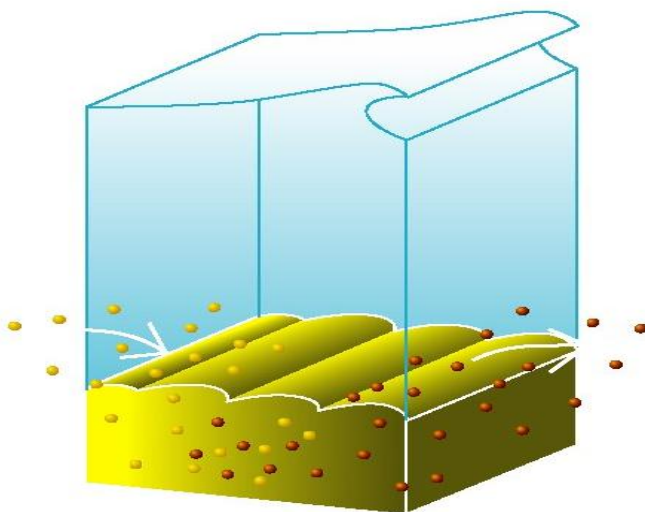
Onder normale weersomstandigheden (windsterkte lager dan 5) is de uitwisseling van slibdeeltjes tussen de waterfase en het oppervlaktesediment vrijwel niet aanwezig. Dit gebeurt voornamelijk tijdens stormen.

De uitwisseling van slibdeeltjes tussen water en oppervlaktesediment wordt bevestigd door de studie met de Smart Mooring, de studie van Suijlen en Duin (2001) en de verticale gradiënten van metalen in het oppervlaktesediment van de Nederlandse kustzone (Anonymous, 1983).

Met de Smart Mooring werd de korte termijn variabiliteit van SPM in de Nederlandse kustzone gemeten onder normale en extreme weersomstandigheden (Mills e.a., 2002). Een Smart Mooring is een boei waaraan sensoren hangen die de concentratie SPM waarnemen. Het bleek dat gedurende sterke wind en storm de concentratie SPM sterk toenam en dat de toename tegelijkertijd plaats vond over de gehele Nederlandse kustzone. Duidelijk werd dat de hogere concentraties niet uit het zuiden of de rivieren werden aangevoerd, en dus uit het oppervlaktesediment moesten komen. Deze observatie werd bevestigd door Suijlen en Duin (2001). Zij vonden dat een groot gedeelte van de relatief hoge concentraties slib gecorreleerd is aan de golfenergie, die weer een gevolg is van de windomstandigheden. Hoe groter de golfenergie des te hoger de slibconcentratie.

Onder stormomstandigheden wordt een gedeelte van het oppervlaktesediment geresuspendeerd in de waterfase en de slibdeeltjes daarin worden met de stroming naar een andere plaats getransporteerd alwaar het weer, onder rustige weersomstandigheden, ingevangen kan worden door het sedimenterende zand in het oppervlaktesediment. Ter plekke van de resuspensie wordt tegelijkertijd schoner SPM ingevangen (Fig. 3.1).

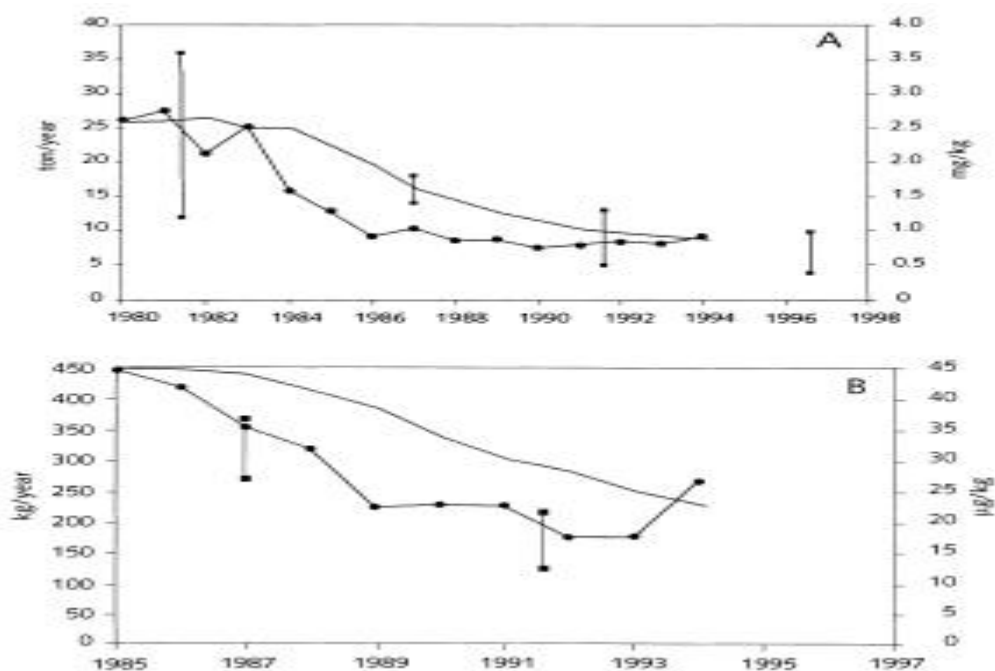
Anonymous (1983) vond in de bovenste 30-40 cm van boorkernen in de Nederlandse kustzone vrijwel gelijke gehalten aan metalen. Uit deze resultaten werd door Laane et al. (1999) geconcludeerd dat gedurende storm het oppervlaktesediment in de Nederlandse kustzone tot 30-40 cm opgewoeld kan worden. Suijlen en Duin (2001) laten zien dat dit proces tot ongeveer de 20-meter-dieptelijn optreedt.



*Figuur 3.1. Uitwisseling van SPM en slibdeeltjes tussen de waterfase en het oppervlaktesediment gedurende stormomstandigheden. Het uiteindelijke resultaat is opschoning van het oppervlaktesediment daar er schoner SPM wordt aangevoerd (licht geel) en de meer gecontamineerde slibdeeltjes, na resuspensie via de waterfase naar een andere locatie worden getransporteerd en wederom ingevangen kunnen worden.*



Laane e.a. (1999) en Sonneveldt and Laane (2000) hebben het mengmodel gekalibreerd en gevalideerd met gehalten aan contaminanten gemeten in het veld. Getoetst is voor cadmium, lood, koper en zink, PCBs(7) en PAHs(6), omdat deze contaminanten verschillende fysisch-chemische eigenschappen hebben; bijvoorbeeld: de wateroplosbaarheid geeft een goede spreiding: van goed wateroplosbaar (Cd) tot slecht water oplosbaar (Pb, PCBs en PAHs). De oplosbaarheid van cadmium is in zout water veel groter dan in zoet water, doordat er in estuaria en kustzone meer Cd-chloride complexen gevormd kunnen worden die beter oplosbaar zijn.



Figuur 3.2. Gesimuleerde gemiddelde concentratie (-) in het veld en de spreiding (■-■) in de mediaan van =de waargenomen veldconcentraties in de fractie <math><63 \mu\text{m}</math> in het oppervlakte sediment van de Nederlandse kustzone voor Cd (A) en PCBs (B) ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) in de Nederlandse kustzone (tot 20 km van de kust) tegen de tijd.

Uit deze twee studies komt naar voren dat orde van grootte de gesimuleerde gehalten goed overeenkomen met de veldgegevens. Hierbij moet rekening gehouden worden met de onzekerheden (accuracy and precision) in het aangevoerde SPM door de rivieren (De Vries en Klavers, 1994) en de spreiding in de veldgegevens. Tevens dient in acht genomen te worden dat het gehalten aan contaminant in SPM bepaald wordt door het filtreren van water-monsters over een filter van  $0,45 \mu\text{m}$ . In het oppervlakesediment wordt het gehalte aan contaminant bepaald van de fractie  $<63\mu\text{m}$ . Het is niet bekend welke hoeveelheid contaminant en SPM tussen de beide fracties zit. Hegeman (unpublished) heeft de gehalten van een aantal contaminanten in SPM en in het oppervlakesediment in de Nederlandse kustzone met elkaar vergeleken. Op het eerste gezicht zijn ze niet gelijk en zijn er structurele significante kleine verschillen.

De vraag of cadmium een geschikte tracer<sup>1</sup> is voor de paden en lotgevallen van SPM en slib in de Nederlandse kustzone kan positief beantwoord worden. Er zijn relatief veel gegevens voorhanden en de eerste kalibratie en validatie laten zien dat orde van grootte de

gesimuleerde resultaten gelijk zijn aan de veldgegevens. Het nadeel van cadmium is dat het voornamelijk opgelost is. Dit bezwaar is echter niet onoverkomelijk, mits a) voldoende cadmium geadsorbeerd is aan SPM zodat het gemeten gehalte ruim boven de detectielimiet ligt en b) het aan SPM geadsorbeerde cadmium niet significant desorbeert tijdens het verblijf in de waterkolom en in de bodem van de kustzone. Aan beide vereisten wordt voldaan. Alleen in de Waddenzee, waarin de verblijftijd van slib in de bodem veel langer is en waarin de redoxtoestand van de bodem sterk kan variëren, is deze aanname twijfelachtig. De Waddenzee valt echter buiten het interessegebied van de huidige studie.

Het verwaarlozen van opgelost cadmium in verspreidingsberekeningen van geadsorbeerd cadmium heeft slechts een geringe invloed. Weliswaar kan opgelost cadmium in de zomer aan algen adsorberen, maar dit is een cyclisch proces met een vergelijkbare desorptie in de winter. De interactie met aan kleimineralen geadsorbeerd cadmium is gering. De precieze invloed van opgelost cadmium op de verspreidingsberekeningen kan met gevoeligheidsberekeningen worden vastgesteld.

Voorgesteld wordt om:

- voor lood (vnl. aan deeltjes gebonden) en PCBs (slecht water oplosbaar, organisch materiaal gebonden) en mogelijk andere sterk aan deeltjes gebonden contaminanten (bijv. vlamvertragers) de berekeningen ook uit te voeren.
- de bodemmodule, waarin nu alleen fysische uitwisseling van slibdeeltjes met de waterfase zit, uit te breiden met desorptieprocessen en biogeochemische processen rond particulier gebonden tracers. Verwacht wordt dat in de Nederlandse kustzone deze processen van geringe betekenis zijn. Echter in de Waddenzee, die ondieper is en meer organisch materiaal bevat, wordt verwacht dat deze biogeochemische processen ervoor zorgen dat de metalen en organische contaminanten zich niet (meer) conservatief gedragen (Laane e.a., in prep).
- wanneer het transport van SPM van de Nederlandse kustzone naar de westelijke Waddenzee wordt bestudeerd en gemodelleerd, rekening te houden met deze biogeochemische processen (bijvoorbeeld door de inzet van DELWAQ-G).
- een verdere vergelijking te maken tussen de gehalten aan contaminanten in SPM in de waterfase en de gehalten in de slibfractie in het oppervlaktensediment.

## 4 Kalibratie

In dit hoofdstuk wordt de kalibratie van het verspreidingsmodel besproken. Deze kalibratie richt zich op de in Hoofdstuk 2 afgeleide kernparameters, namelijk buffercapaciteit en verblijftijd in de bodem. Voor de kalibratie wordt gebruik gemaakt van meetgegevens van het cadmiumgehalte in de kustzone zoals besproken in Hoofdstuk 3.

### 4.1 Instellingen

Op basis van de bevindingen uit Hoofdstuk 2 worden twee soorten scenario's getest:

1. de grootte van de *buffercapaciteit* variëren door aanpassing van de hoeveelheid slib die in de bufferlaag kan worden opgenomen. Om ervoor te zorgen dat de verblijftijd gelijk blijft, dient de uitwisselingssnelheid evenredig met de buffercapaciteit te worden aangepast. Dit gebeurt door de parameter  $\alpha$  (zie Hoofdstuk 2 voor de definitie hiervan) aan te passen: een toename hiervan vergroot de buffercapaciteit en de uitwisselingssnelheid bij gelijkblijvende verblijftijd in de bufferlaag.
2. de grootte van de *verblijftijd* variëren door dezelfde aanpassing als bij 1) in combinatie met het aanpassen van de resuspensieparameter. Door tegelijkertijd de depositie naar de bufferlaag met de resuspensie vanuit de bufferlaag te vergroten (dan wel te verkleinen), blijft de buffercapaciteit van de bodemlaag gelijk aan die van het referentiescenario, maar wordt wel de verblijftijd in de bodem korter (dan wel langer).

Bij de kalibratie worden de parameters met een factor 2 vergroot, dan wel verkleind. Hiermee wordt de gevoeligheid van de resultaten voor de parameterinstellingen bepaald. Een factor 2 is hierbij representatief voor de onzekerheid. Dit levert in totaal vijf scenario's op: referentiescenario + 2x2 kalibratiescenario's. In onderstaande tabel staat een overzicht van de parameters en hun aangepaste waarden.

Tabel 4.1: Instellingen voor kalibratie-scenario's.

<b>Parameter:</b>	<b>REF</b> <i>Referentie scenario</i>	<b>BufHi</b> <i>Buffer capaciteit omhoog</i>	<b>BufLo</b> <i>Buffer capaciteit omlaag</i>	<b>RdtHi</b> <i>Verblijftijd omlaag</i>	<b>RdtLo</b> <i>Verblijftijd omhoog</i>
Alpha IM1 [-] (fractie slib in bufferlaag, voor IM1)	0.05	0.10 (REF*2)	0.025 (REF/2)	0.10 (REF*2)	0.025 (REF/2)
Alpha IM1 [-] (fractie slib in bufferlaag, voor IM2)	0.0125	0.025 (REF*2)	0.00625 (REF/2)	0.025 (REF*2)	0.00625 (REF/2)
FactResPup [-] (resuspensieparameter)	$3.50 \cdot 10^{-8}$	$3.50 \cdot 10^{-8}$	$3.50 \cdot 10^{-8}$	$7.00 \cdot 10^{-8}$ (REF*2)	$1.75 \cdot 10^{-8}$ (REF/2)

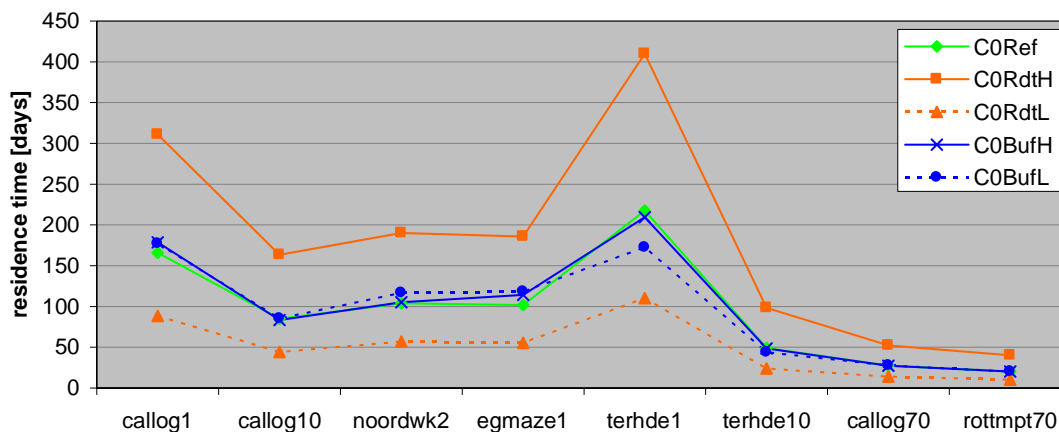
Voor het referentiescenario zijn de buffercapaciteit en de verblijftijd ingesteld op respectievelijk  $1 \text{ kg/m}^2$  en een half jaar bij station Noordwijk-10km. Merk op dat de buffercapaciteit en verblijftijd in de bodem niet alleen afhankelijk zijn van de parameterinstellingen voor de bufferlaag (zoals  $\alpha$  en de resuspensieparameter), maar evenzeer afhankelijk van de forcering (door golven en getij) en de kalibratie van de waterkolom (o.a. valsnelheid  $w_s$  en gemiddelde concentratie  $C$ ). Indien de forcering of de kalibratie van de waterkolom wijzigt, moeten ook de parameters voor de bufferlaag worden aangepast om eenzelfde verblijftijd en buffercapaciteit te handhaven. De instellingen voor de huidige berekeningen en die van eerdere studies zoals de MER zandwinning Maasvlakte-2 of de MER winning suppletiezand Noordzee 2008-2012 zijn daarom niet dezelfde.

## 4.2 Resultaten

### 4.2.1 Verblijftijd van slib in de bodem

De verblijftijd van slib in de bodem en de hoeveelheid slib in de bodem (de buffercapaciteit) zijn sterk plaatsafhankelijk (zie Figuur 4.1). Dichtbij de kust is zowel de golfaandrijving als de slibconcentratie in de waterkolom groter. Een grotere golfinvloed leidt tot een kleinere buffercapaciteit en een kortere verblijftijd in de bodem. Een grote slibconcentratie in de waterkolom leidt juist tot een grotere buffercapaciteit en een langere verblijftijd in de bodem. Blijkbaar overheerst het effect van de slibconcentratie in de waterkolom het effect van de golfinvloed in de Hollandse kustzone.

Gemiddelden over een groter gebied zeggen meer dan de waarde op een enkele locatie. De in Figuur 4.1 getoonde waarden op individuele locaties komen ongeveer overeen met de in Hoofdstuk 3 geschatte typische waarde voor de lokale verblijftijd van slib in de bodem van circa een half jaar.



Figuur 4.1: Lokale verblijftijd van slib in de bufferlaag voor de uitgevoerde scenario's.

### 4.2.2 Verloop van de cadmiumconcentratie in de tijd

Bijlage A.1 toont de resultaten van de kalibratieberekeningen wat betreft tijdreeksen van de cadmiumgehalten op een aantal stations langs de Hollandse kust. Bijlage A.2 toont kaarten van de jaargemiddelde cadmiumgehalten in de Hollandse kustzone voor een aantal jaren waarvoor ook meetgegevens beschikbaar zijn (1986, 1991, 1996 en 2000). De kaarten en tijdreeksen worden getoond voor de boven- en ondergrens van de geschatte cadmiumlozing

in de kustzone (zie §2.2 in Van Oeveren, 2011). Het verschil tussen deze boven- en ondergrens bedraagt ongeveer een factor 2.

Op basis van Bijlage A wordt het volgende geconcludeerd:

- De buffercapaciteit heeft een sterke invloed op de afname van de cadmiumgehalten in de tijd. Hoe groter de buffercapaciteit, hoe langzamer deze afname.
- De lokale verblijftijd in de bodem heeft een veel beperktere invloed op de afname van de cadmiumgehalten in de tijd. Dit komt doordat de lokale verblijftijd vrij kort is (< 1 jaar) ten opzichte van de beschouwde periode (18 jaar).
- De onzekerheid in de cadmiumlozing heeft qua ordegrrootte een soortgelijke invloed op de resultaten als de instelling van de buffercapaciteit, en maakt een eenduidige keuze voor de optimale instellingen lastig.
- Uit de cadmiumwaarnemingen volgt een beeld van lokaal sterk variërende gehalten. Uit de modelberekeningen volgt een beeld van sterke gradiënten in kustdwarsrichting, maar een tamelijk uniform beeld in kustlangsrichting. Volgens het model wordt aan slib gebonden cadmium binnen een jaar over een aanzienlijke afstand (> 50 km) langs de kust verspreid. Helaas zijn de waarnemingen schaars (zowel ruimtelijk als temporeel), zodat een vergelijking met het model op korte tijd- en ruimteschaal niet goed mogelijk is.

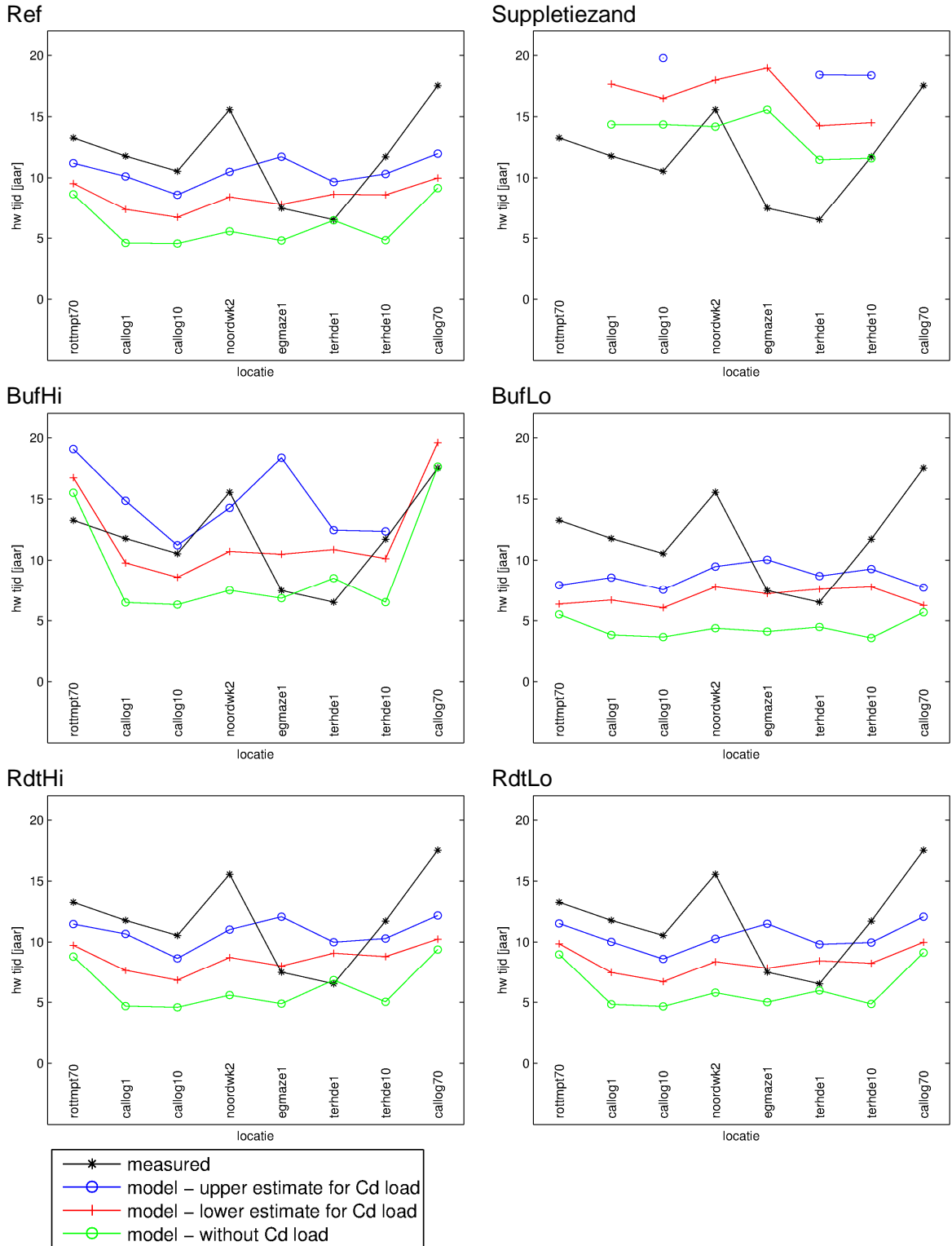
Eén van de mogelijke oorzaken voor afwijkingen tussen de berekende en waargenomen cadmiumverspreiding is de volgende. In het model blijven al het in de bufferlaag aanwezige slib met geadsorbeerde stoffen beschikbaar voor transport, mits de bodemschuifspanning groter is dan de kritische schuifspanning voor de bodemlaag. Op lange tijdschalen kan het echter ook voorkomen dat door morfologische of biologische activiteit (begraving), verkitting of consolidatie slib niet langer beschikbaar is voor transport. Voor de berekening van slibtransport zelf is de hierdoor geïntroduceerde fout waarschijnlijk beperkt, doordat ook tegenovergestelde termen (ontgraving, afbraak, zwel) zijn verwaarloosd en deze elkaar op lange termijn veelal grotendeels opheffen. Voor de berekening van een tracerconcentratie is de fout mogelijk groter, omdat de kwaliteit van het aan de dynamische pool onttrokken nieuwe sediment ('vies' of 'schoon') kan afwijken van de kwaliteit van het aan de dynamische pool toegeleverde oude sediment ('schoon' of 'vies'). Een analyse van het verticale concentratieprofiel van cadmium in de bodem kan hierin meer inzicht geven. Hiernaast kunnen ook diverse niet gemodelleerde geochemische processen leiden tot afwijkingen. Voor een discussie hierover zie Hoofdstuk 3.

Op basis van Bijlage A is het op het oog niet direct duidelijk welk scenario de waargenomen afname van de cadmiumconcentratie het beste reproduceert. Daarom is de selectie van het meest representatieve scenario geobjectiveerd door de waargenomen en berekende halfwaardetijden van de cadmiumconcentratie met elkaar te vergelijken.

#### 4.2.3 Halfwaardetijd van cadmium in de bodem

Figuur 4.2 toont voor acht locaties de berekende ten opzichte van de gemeten halfwaardetijden van de cadmiumconcentratie in de bodem voor alle kalibratie-scenario's (zie Tabel 4.1) en het scenario suppletiezand (zie §5.2 voor een nadere toelichting op het laatstgenoemde scenario). Hieruit blijkt het volgende:

- Conform de analyse in Hoofdstuk 2 en de resultaten in Bijlage A is de berekende halfwaardetijd gevoelig voor de aangenomen buffercapaciteit: een grotere buffercapaciteit geeft een grotere halfwaardetijd.
- Eveneens conform de analyse in Hoofdstuk 2 en de resultaten in Bijlage A is de berekende halfwaardetijd nauwelijks gevoelig voor de aangenomen verblijftijd in de bodem.
- De berekening met hoge buffercapaciteit (BufHi) en in iets mindere mate de referentieberekening (Ref) stemmen het beste overeen met de waargenomen halfwaardetijden voor cadmium. In de berekening met hoge buffercapaciteit wordt in 4 van de 8 stations de verblijftijd overschat en in 1 van de 8 stations onderschat. In de referentieberekening wordt in 6 van de 8 stations de verblijftijd onderschat en in 2 van de 8 overschat.
- De berekende halfwaardetijd voor scenario met lage buffercapaciteit (BufLo) is duidelijk te kort, met uitzondering van de stations Egmond 1 km en Terheide 1 km.
- De berekende halfwaardetijd voor scenario 'suppletiezand' is duidelijk te lang voor alle stations. De in de grafiek ontbrekende punten hebben een halfwaardetijd van meer dan 20 jaar en vallen daarom buiten de schaal.
- De waargenomen halfwaardetijd voor het cadmiumgehalte in de bodem is plaatsafhankelijk en ligt in de orde van 10 jaar.



Figuur 4.2 Berekende en gemeten halfwaardetijden voor de cadmiumconcentratie in de bodem van de Noordzee op diverse stations voor zes scenario's.





## 5 Gevoeligheidsstudie

In het vorige hoofdstuk is de optimale instelling voor de buffercapaciteit bepaald. Hiervoor is de klimatologie (getij, wind en golven) van het jaar 2007 gebruikt. De vraag is of dit jaar voldoende representatief is voor het langjarige verspreidingsgedrag. Daarom beschrijft Hoofdstuk 5 de resultaten van een gevoeligheidsstudie naar de invloed van de klimatologie op de verspreidingsnelheid van slib. Ook wordt een vergelijking gemaakt met resultaten op basis van instellingen gebruikt in eerdere projecten (MER Maasvlakte-2 en MER zandwinning 2007-2012). Hiermee wordt vastgesteld in hoeverre de instellingen gevolgen hebben voor de resultaten berekend in de eerdere projecten..

### 5.1 Invloed van klimatologie

Om de invloed van de klimatologie op de verspreidingsnelheid van slib en het daaraan gebonden cadmium te onderzoeken, zijn berekeningen gemaakt voor 18 verschillende jaren (1984-2002). Hierbij is voor alle jaren de reële meteorologische aandrijving gebruikt wat betreft rivierafvoer, wind, golven en het astronomische getij. De golfvelden zijn op identieke wijze gemaakt als voor de 2007-berekening met behulp van data-assimilatie. Hiervoor zijn golfboeidata van de periode 1984-2002 gebruikt.

Voor deze gevoeligheidsstudie is geen gebruik gemaakt van ZUNO-DD, maar van ZUNO-grof om de rekentijd praktisch uitvoerbaar te houden. De parameterinstellingen voor de verspreidingsberekeningen van slib zijn met ZUNO-grof identiek aan de instellingen voor het ZUNO-DD-model.

De tabellen 5.1 en 5.2 tonen de absolute en relatieve statistische karakteristieken van de berekende slibconcentratie (SPM) bij station Noordwijk-10 (oppervlakte) in de periode 1984-2002. Bijlage B1 toont bovendien tijdreeksen van de berekende daggemiddelde slibconcentraties voor dezelfde periode. Bijlage B2 toont tijdreeksen van de gemeten en berekende cadmiumgehalten in de zeebodem. Tenslotte toont Bijlage B3 kaartbeelden van de berekende jaargemiddelde slibconcentraties nabij de oppervlakte.

Uit deze resultaten komt het volgende beeld naar voren. De gemiddelde slibconcentratiepatronen in de Hollandse kustzone zijn weliswaar erg persistent, maar momentane waarden kunnen sterk afwijken onder de gecombineerde invloed van rivierafvoer, wind en getij. Over een periode van een jaar worden deze fluctuaties weliswaar aanzienlijk uitgemiddeld, maar een significante fluctuatie tussen de jaren blijft bestaan. Zo bedraagt het verschil tussen het jaar met de laagste (1985, 7.6 mg/l) en hoogste (1990, 14.5 mg/l) slibconcentratie in de waterkolom bijna een factor 2. Dit geldt ook voor de verblijftijd van slib, omdat deze immers omgekeerd evenredig is met de concentratie zwevend stof via de capaciteitsfactor (zie §2.3).

Dit leidt tot de conclusie dat het weliswaar mogelijk is om de herhaalde jaarforcering van een enkel jaar te gebruiken voor de berekening van slibverspreiding op de lange termijn (vele jaren), maar dat de jaarkeuze belangrijk is. Indien een uitzonderlijk rustig jaar wordt gebruikt, wordt de langjarige verspreidingsnelheid aanzienlijk onderschat; indien een uitzonderlijk stormachtig jaar wordt gebruikt, wordt deze snelheid juist aanzienlijk overschat. De bandbreedte tussen over- en onderschatting is circa een factor 2.

Tabel 5.1: Statistische karakteristieken op basis van de berekende daggemiddelde concentraties bij Noordwijk-10 nabij de oppervlakte (mg/l): jaargemiddelde, mediaan, 10- en 90-percentielwaarden en standaardafwijking.

Jaar	gemiddeld	mediaan	10-perc	90-perc	std. Afw.
1984	8.8	4.9	2.0	20.8	10.1
1985	7.6	6.0	2.2	14.8	5.7
1986	10.5	6.0	2.3	25.0	10.4
1987	8.9	6.9	1.9	18.1	7.5
1988	11.9	8.0	2.6	26.8	9.9
1989	9.5	7.6	3.2	18.8	6.4
1990	14.5	10.9	2.8	29.8	13.0
1991	11.4	8.7	2.7	26.0	9.6
1992	9.9	8.8	3.5	17.4	6.5
1993	11.2	6.6	3.4	25.9	9.7
1994	11.7	9.3	2.9	21.8	8.8
1995	12.8	9.5	2.7	27.2	11.8
1996	9.4	7.5	3.7	20.6	6.5
1997	8.2	6.4	2.1	18.8	6.3
1998	14.1	9.6	4.4	28.8	11.3
1999	12.3	7.3	2.3	30.9	11.7
2000	12.5	7.6	3.3	27.7	11.4
2001	12.0	7.6	2.7	32.2	11.5
2002	9.3	7.3	2.8	18.2	7.2
2002	9.3	7.3	2.8	18.2	7.2
2007	9.7	6.2	2.1	23.9	8.5
1984-2002	10.8	7.7	2.8	23.4	9.1

Tabel 5.2: Idem Tabel 5.1, maar genormeerd t.o.v. gemiddelde 1984-2002 (= 1).

Jaar	mean	median	10-perc	90-perc	std
1984	0.82	0.64	0.71	0.89	1.11
1985	0.70	0.78	0.78	0.63	0.62
1986	0.97	0.78	0.82	1.07	1.14
1987	0.82	0.90	0.67	0.77	0.82
1988	1.10	1.04	0.92	1.15	1.08
1989	0.88	0.99	1.14	0.80	0.70
1990	1.34	1.42	0.99	1.27	1.42
1991	1.06	1.13	0.96	1.11	1.05
1992	0.92	1.14	1.24	0.74	0.71
1993	1.04	0.86	1.21	1.11	1.06
1994	1.08	1.21	1.03	0.93	0.96
1995	1.19	1.24	0.96	1.16	1.29
1996	0.87	0.98	1.31	0.88	0.71
1997	0.76	0.83	0.75	0.80	0.69
1998	1.31	1.25	1.56	1.23	1.24
1999	1.14	0.95	0.82	1.32	1.28
2000	1.16	0.99	1.17	1.18	1.25
2001	1.11	0.99	0.96	1.38	1.26
2002	0.86	0.95	0.99	0.78	0.79
2002	0.86	0.95	0.99	0.78	0.79
2007	0.90	0.81	0.75	1.02	0.93
1984-2002	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00

Een vergelijking tussen de resultaten uit Bijlage B.2 en A.1 toont aan dat een vergelijkbare afname van het cadmiumgehalte in de bodem wordt berekend met de modellen ZUNO-grof 1984 – 2002 en ZUNO-DD 18x2007.. Het jaar 2007 is klaarblijkelijk representatief voor een berekening van de langjarige verspreiding van cadmium in de bodem. Dit wordt bevestigd door de statistieken in Tabel 5.1 en 5.2 voor 2007 ten opzichte van het langjarige gemiddelde. Afwijkingen in begincondities worden veroorzaakt doordat deze voor ZUNO-grof reeds volledig zijn ingespeeld, in tegenstelling tot ZUNO-DD.

## 5.2 Vergelijking instellingen eerdere MER's

Naast een gevoeligheidsonderzoek naar de invloed van klimatologie is ook een vergelijking uitgevoerd van de resultaten die verkregen zijn met de instellingen die zijn gebruikt voor de MER zandwinning Maasvlakte-2, ten opzichte van die gebruikt voor de MER winning suppletie-zand Noordzee 2008-2012.

De MER Maasvlakte-2 is gebaseerd op berekeningen met een driedimensionaal gestructureerd ZUNO-grof-rooster met relatief grove resolutie met Delft3D. De MER suppletie-zandwinning is gebaseerd op een tweedimensionaal ongestructureerd ZUNO-grof rooster met relatief fijne resolutie met Finel. Beide berekeningen kennen slechts één slibfractie in water en oppervlakte-sediment.

De huidige berekeningen combineren een driedimensionaal gestructureerd ZUNO-DD rooster (met fijne resolutie in de kustzone) met het transport van meerdere slibfracties. Oude en nieuwe resultaten zijn daarom niet direct vergelijkbaar. Wel is ervoor gezorgd dat de nieuwe instellingen voor de bufferlaag qua buffercapaciteit en verblijftijd bij Noordwijk-10 gelijk zijn aan de oude instellingen:

- instellingen scenario Maasvlakte-2 = instellingen MER zandwinning Maasvlakte-2
- instellingen scenario zandwinning = instellingen MER winning suppletie-zand Noordzee 2008-2012

Voor de instellingen conform MER-Maasvlakte-2 wordt verwezen naar Hoofdstuk 3. Ook de resultaten hiervan zijn hierin gepresenteerd als referentiescenario (zie Bijlage A1 voor tijdreeksen en Bijlage A2 voor kaartbeelden). De instellingen conform de MER suppletie-zandwinning worden getoond in Bijlage C (tijdreeksen) en Bijlage A2 (kaartbeelden). Het enige verschil tussen beide scenario's is de instelling voor  $\alpha$  (3x groter voor suppletie-zand) en de resuspensieparameter (2x kleiner voor suppletie-zand). Dit leidt tot een 6x grotere buffercapaciteit, een 3x grotere uitwisseling en een 2x grotere lokale verblijftijd voor scenario suppletie-zand. Zie Tabel 5.3 voor een overzicht.

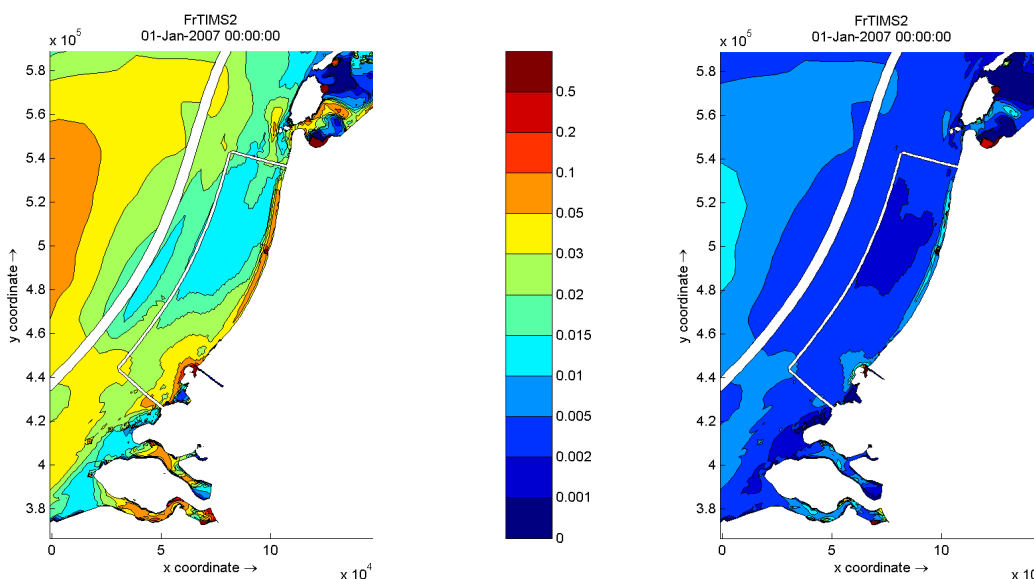
Een vergelijking tussen Bijlagen A en C leert dat de resultaten van deze scenario's significant afwijken. De responstijd van de berekening met de grotere buffercapaciteit is veel langer. Op basis van de analytische beschouwing in Hoofdstuk 2 is een 6x langere responstijd te verwachten.

Het 'Maasvlakte-2'-scenario laat een betere overeenkomst zien met de metingen dan het 'suppletie-zand'-scenario. De responstijd van het 'suppletie-zand'-scenario is te langzaam. Een buffercapaciteit van  $6 \text{ kg/m}^2$  is equivalent met een slibpercentage van circa 1.5% bij een bufferlaagdikte van 0.3 m. Dit is een realistisch percentage bij Noordwijk-10 (Anon. 1983). Een buffercapaciteit van  $1 \text{ kg/m}^2$  is echter equivalent met een slibpercentage van slechts circa 0.25% bij een bufferlaagdikte van 0.3 m. Dit is onrealistisch laag (hoewel het toeneemt in kustrichting tot lokaal > 1%, zie Figuur 5.1). Blijkbaar is de effectieve bufferlaagdikte dus

kleiner. De berekeningsresultaten zijn overigens ongevoelig voor de bufferlaagdikte bij gelijkblijvende buffercapaciteit: een evenwichtspercentage slib  $p$  in een bufferlaag met dikte  $d$  geeft identieke resultaten met evenwichtspercentage  $2p$  in bufferlaag met dikte  $d/2$  indien tevens de (gekalibreerde) erosieparameter wordt gehalveerd.

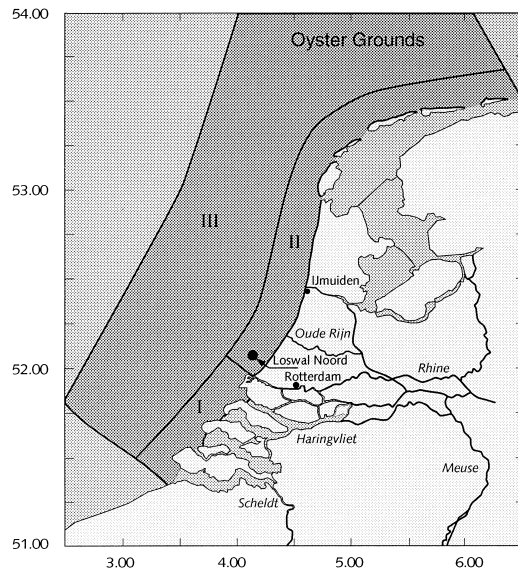
Tabel 5.3: Overzicht kengetallen scenario's 'Maasvlakte-2' en 'suppletiezand voor station Noordwijk-10' en voor de in Figuur 5.2 gedefinieerde gebieden I en II.

Locatie	Parameter/Scenario	Maasvlakte-2	suppletiezand	eenheid
Noordwijk-10	buffercapaciteit	1	6	kg/m <sup>2</sup>
	lokale verblijftijd	0.5	1	Jaar
	vertikale uitwisseling	2	6	kg/m <sup>2</sup> /jaar
Gebied I	buffercapaciteit	5.1	29.6	kg/m <sup>2</sup>
	lokale verblijftijd	0.35	0.73	Jaar
	vertikale uitwisseling	14.6	40.8	kg/m <sup>2</sup> /jaar
Gebied II	buffercapaciteit	1.16	6.95	kg/m <sup>2</sup>
	lokale verblijftijd	0.30	0.63	Jaar
	vertikale uitwisseling	3.85	11.0	kg/m <sup>2</sup> /jaar



Figuur 5.1: Evenwichtsfractie slib in zeebodem. Links: scenario 'suppletiezand'. Rechts: scenario 'Maasvlakte 2'. Bufferlaagdikte 0.3 m.

Figuur 5.1 toont het evenwichtspercentage slib in de zeebodem voor beide scenario's. Hoewel de resultaten op het eerste gezicht sterk verschillen, zijn ze bijna identiek, met uitzondering van een factor 6. Deze factor kan ook worden verwerkt in de bufferlaagdikte in plaats van het evenwichtspercentage. Dit percentage kan bij kalibratie zo worden ingesteld dat het (ruimtelijk gemiddeld) overeenstemt met het waargenomen slibpercentage in de bodem. De ruimtelijke verdeling van het slibpercentage in de bodem wordt berekend en niet ingesteld. Het berekende percentage slib in de bodem is in de rechterfiguur maximaal 1%, hetgeen lager is dan het waargenomen percentage slib in de kustzone. Dit pleit ervoor om de modelinstellingen aan te passen, zodat het berekende evenwichtspercentage slib toeneemt. Bij gelijkblijvende buffercapaciteit heeft dit geen effect op het verspreidingsgedrag.



Figuur 5.2: Definitie van gebieden I en II



## 6 Conclusies en aanbevelingen

In deze studie zijn de optimale instellingen bepaald voor het lange-termijn-verspreidingsgedrag van slib in de kustzone. Deze studie rust op de volgende pijlers:

- 1 Verblijftijdsanalyse voor de keuze van de sturende parameters;
- 2 Analyse van de geschiktheid van cadmium als tracer voor slib;
- 3 Kalibratie van het verspreidingsmodel op basis van de meetgegevens voor cadmium
- 4 Gevoeligheidsberekeningen van de invloed van klimatologie en een vergelijking van de modelresultaten met die van eerdere studies met andere instellingen van het verspreidingsmodel.

Uit de verblijftijdsanalyse blijkt dat de verblijftijd van slib in de kustzone niet afhangt van de verblijftijd van slib in de bodem, maar wel van de zogenaamde buffercapaciteit, d.w.z. de hoeveelheid slib die in de bodem kan worden opgeslagen.

Uit de cadmium-analyse volgt dat cadmium in principe geschikt is als tracer is voor de paden en lotgevallen van slib in de Nederlandse kustzone. Er zijn relatief veel gegevens voorhanden. Een nadeel van cadmium is dat het relatief gemakkelijk oplost in de waterfase. In de Nederlandse kustzone zal echter nauwelijks desorptie vanaf slib in de bodem optreden, doordat de redoxtoestand van de bodem weinig varieert. In de Waddenzee, waar de verblijftijd van slib in de bodem groter is en de redoxtoestand sterker varieert, is desorptie waarschijnlijk niet verwaarloosbaar. Daarom wordt aanbevolen om de berekeningen ook uit te voeren met tracers als lood (sterk aan deeltjes gebonden) of PCB (aan organisch materiaal gebonden). Ook zouden biogeochemische processen als adsorptie en desorptie kunnen worden toegevoegd aan het verspreidingsmodel voor het nauwkeuriger modelleren van de verspreiding van contaminanten.

De resultaten van de modelberekeningen bevestigen de bevindingen van de verblijftijdanalyse. Boven- en ondergrenzen van verblijftijden zijn verkend en de invloed van de buffercapaciteit (groot), lokale verblijftijd (beperkt) en het jaarklimaat (factor 2 tussen afzonderlijke jaren) op de verblijftijd is onderzocht. Deze inzichten zijn inmiddels al toegepast in de in uitvoering zijnde MER winning suppletiezand 2013 e.v.

Gegeven de juiste instellingen is het slibmodel redelijk goed in staat om de waargenomen afname van het cadmiumgehalte van bodemsediment in de kustzone op grotere schaal te reproduceren. Wel is geconstateerd dat volgens de waarnemingen voorkomende kustlangse gradiënten in het cadmiumgehalte in het model op korte tijdschaal (<1 jaar) worden uitgesmeerd in kustlangsrichting. In kustdwarsrichting blijven ze wel intact.

De op diverse vaste meetstations in de kustzone waargenomen halfwaardetijd voor het cadmiumgehalte in de bodem bedraagt gemiddeld circa 10 jaar. Deze halfwaardetijd is plaatsafhankelijk. De optimale modelinstellingen liggen in tussen het scenario met hoge buffercapaciteit en het referentiescenario. Het scenario met lage buffercapaciteit geeft duidelijk een te korte halfwaardetijd en het scenario 'suppletiezand' een te lange halfwaardetijd. Er wordt aanbevolen om in het vervolg een nieuw referentiescenario te kiezen met een 1.5x hogere buffercapaciteit dan van het huidige referentiescenario.

In het huidige referentiescenario is de lokale verblijftijd van slib in de bodem voor de Hollandse kust (gebied II) ongeveer één derde jaar. De berekende verticale uitwisselingssnelheid bedraagt circa 3 tot 4 kg/m<sup>2</sup>/jaar.

Gevoeligheidsberekeningen met een hydrodynamische aandrijving van de jaren 1984 – 2002 in plaats van 18x herhaald het jaar 2007 laten zien dat 2007 voldoende representatief is voor de berekening van de langjarige verspreiding.



## 7 Referenties

- Anonymous, 1983. Metalen in boorkernen en oppervlakte sedimenten van de Noordzee. Delft Hydraulics Laboratory, Delft, Report M1676, 15 pp.
- De Vries, A. en H. Klavers (1994). Riverine fluxes of pollutants: monitoring strategy first, calculation method second. *European Water Pollution Control* 4(2);12-16.
- Hegeman, W.J.M. en R.W.P.M. Laane (2007). Concentraties, trends en normstoetsing van stoffen in het oppervlakte sediment van het Nederlandse Continentale Plat (1981-2006): werkdocument Waterdienst, Lelystad, 2007-013.
- Laane, R.W.P.M., H.L.A. Sonneveldt, A.J. van der Weyden, J.P.G. Loch and G. Groeneveld (1999). Trends in the spatial and temporal distribution of metals (Cd, Cu, Zn and Pb) and Organic compounds (PCBs and PAHs) (in the Dutch coastal zone sediments from 1981-1996: possible sources and causes for Cd and PCBs. *Journal of Sea Research*, 41:1-19.
- Mills, D., J. Rees, M. Rutgers van der Loeff en R. Laane (2002). Continuous measurements of suspended matter. *Sea Technology*, 50-54.
- Sonneveldt, H.L.A. and R.W.P.M. Laane (2000). Prediction of sediment quality in the Dutch coastal zone: model validation and uncertainty Analysis for Cd, Cu, Pb, Zn, PCBs and PAHs. In: *Forecasting the Environmental Fate and Effects of Chemicals*, P. Rainbow, S. Hopkin and M. Crane (eds). John Wiley and Sons, Chichester, 177-189.
- Suijlen, J.M. en R.N.M. Duin (2001). Variability of near-surface total suspended matter concentrations in the Dutch coastal zone of the North Sea. Climatological study on the suspended matter concentrations in the North Sea, Report RIKZ/OS/2001.150X
- Van Oeveren-Theeuwes, M.C. (2011). Validation of the mud buffer model for mud transport in the North Sea coastal zone, on the basis of long-term measurements of Cd concentrations. Deltares, Report 1203191-000.

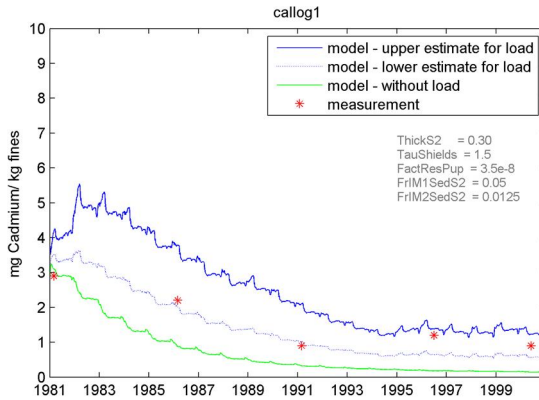


## A Kalibratieresultaten

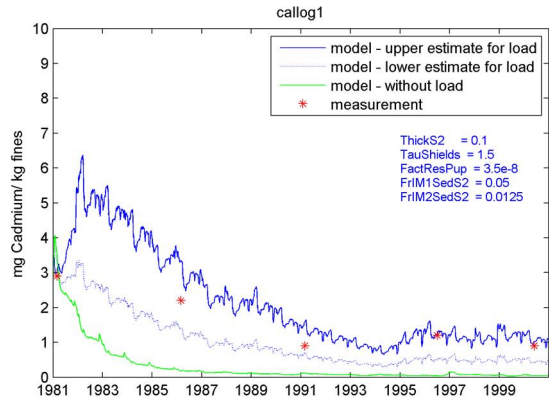
### A.1 Tijdreeksen

Callantsoog 1km

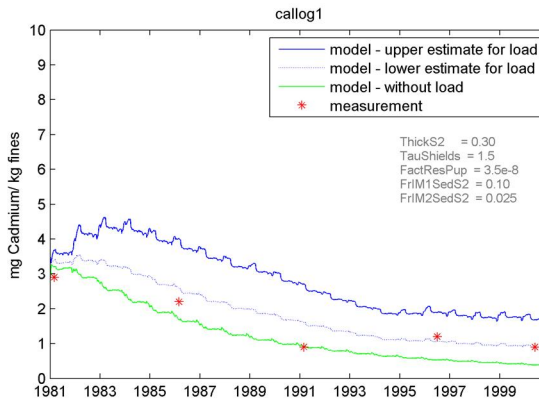
Ref



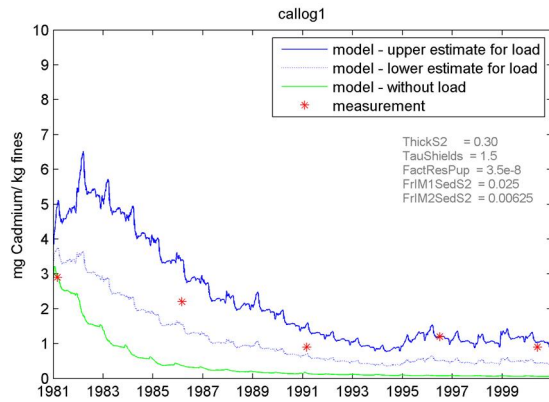
Validatiesom fase 1



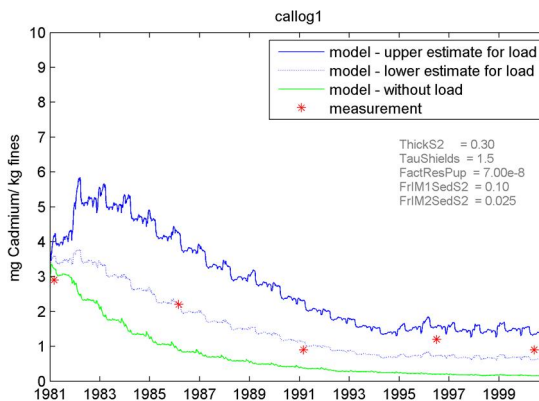
BufHi



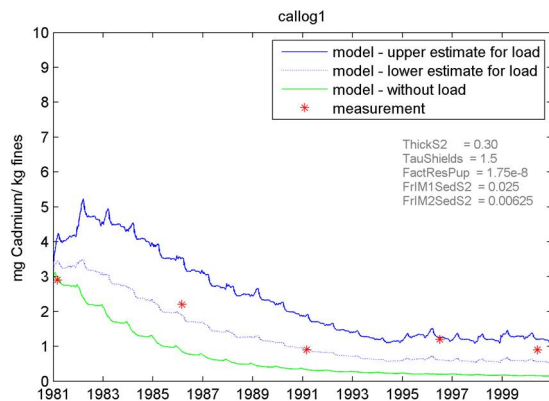
BufLo



RdtHi

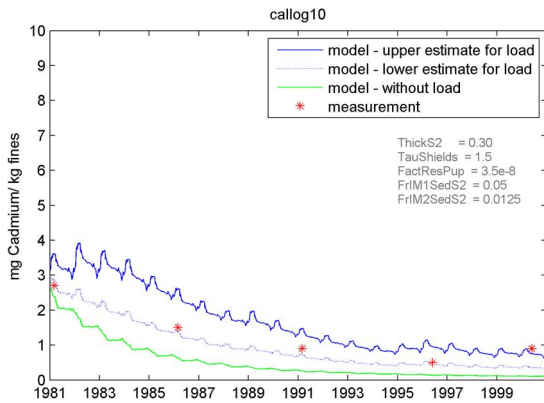


RdtLo

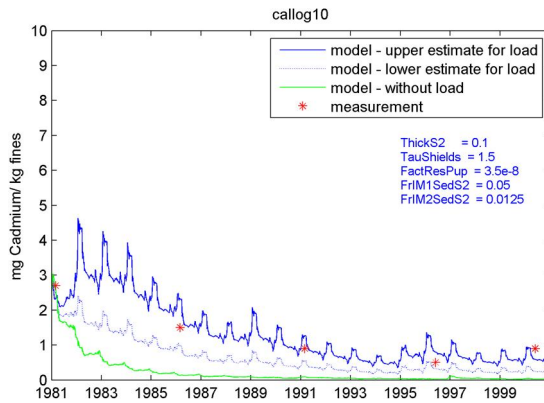


## Callantsoog 10 km

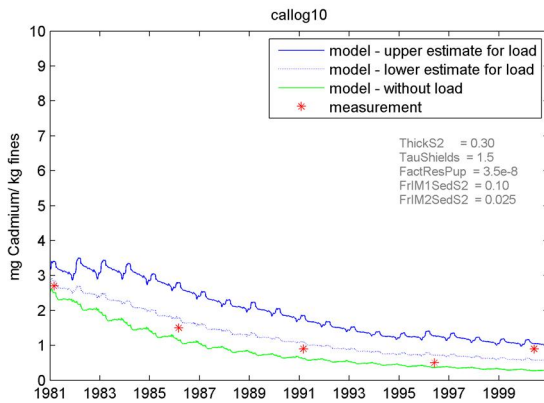
Ref



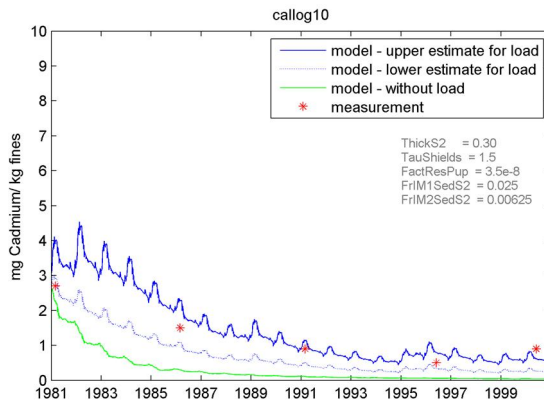
Validatiesom fase 1



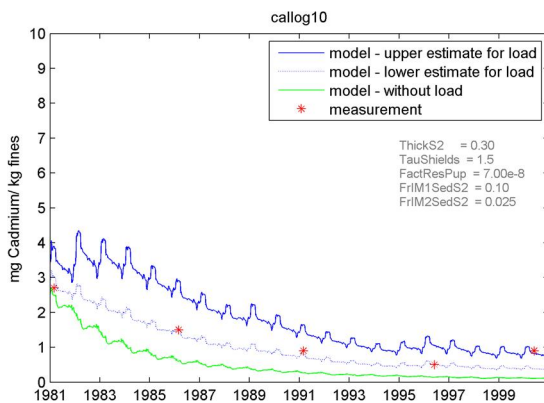
BufHi



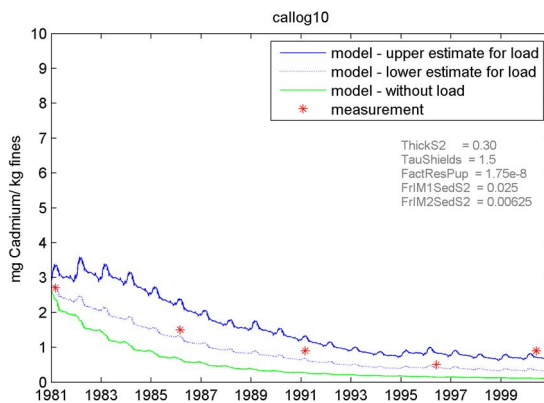
BufLo



RdtHi

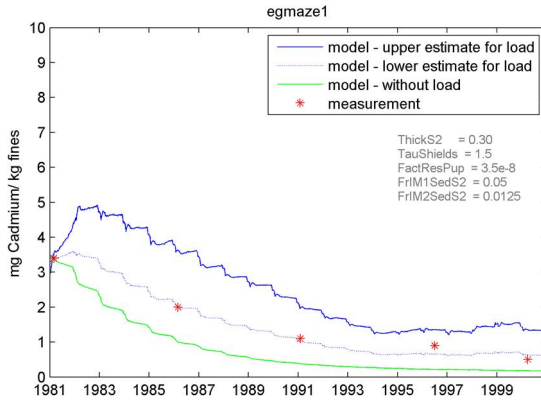


RdtLo

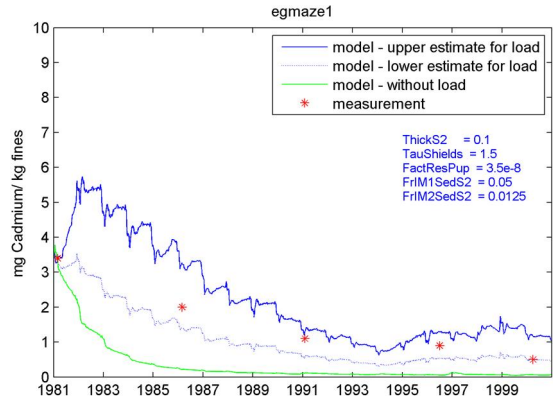


Egmond aan Zee 1 km

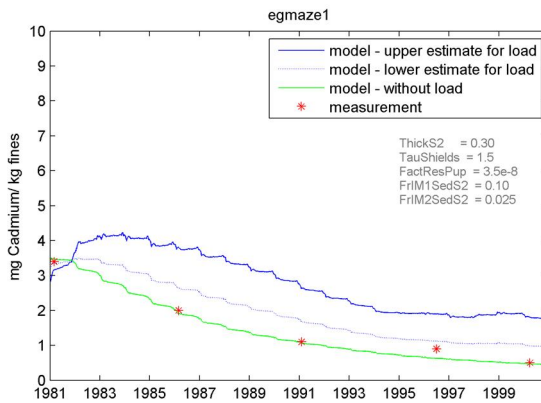
Ref



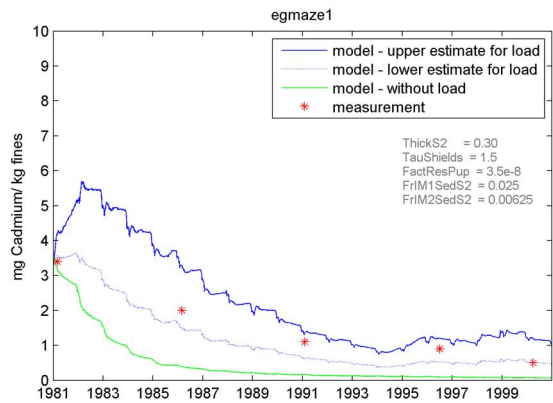
Validatiesom fase 1



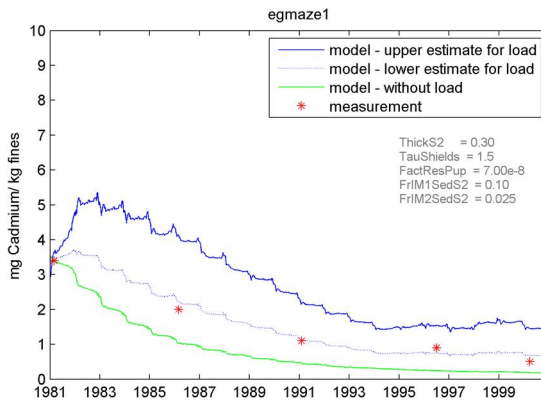
BufHi



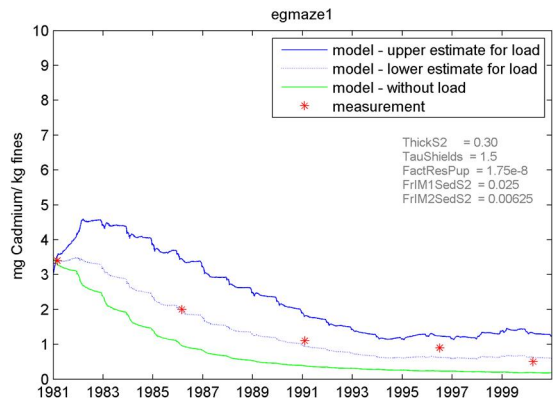
BufLo



RdtHi

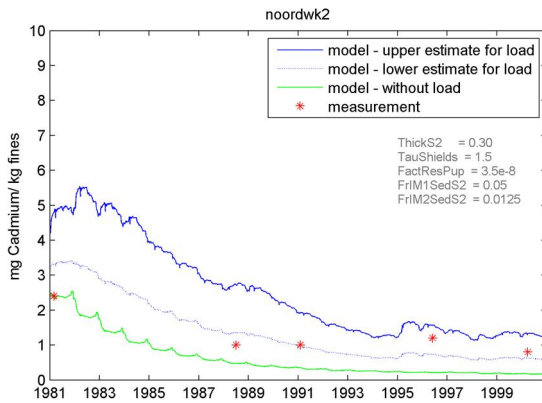


RdtLo

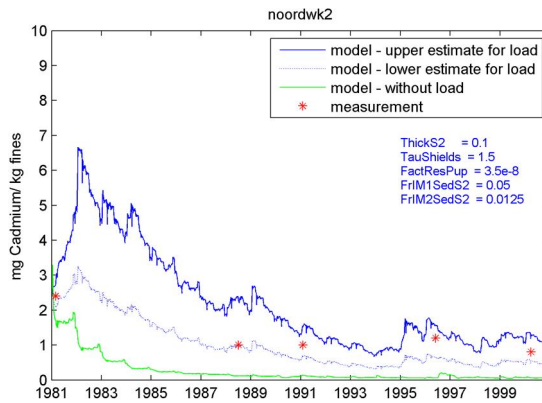


## Noordwijk 2 km

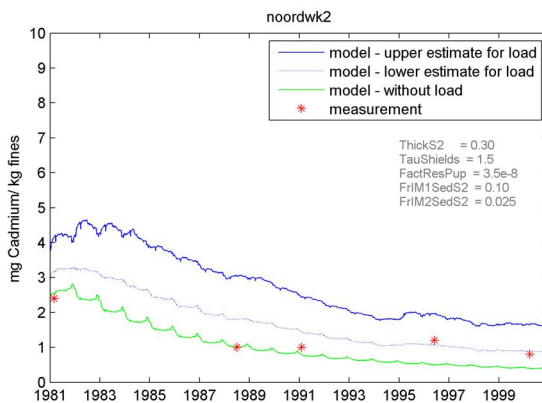
Ref



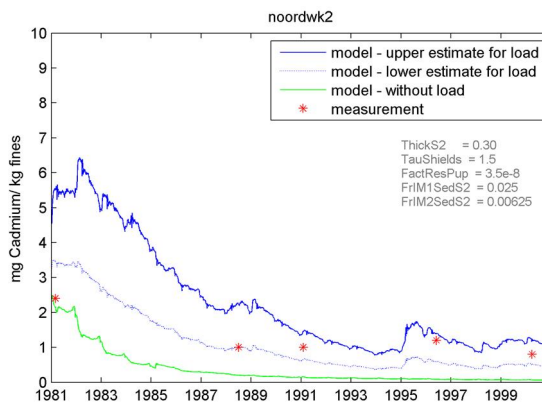
Validatiesom fase 1



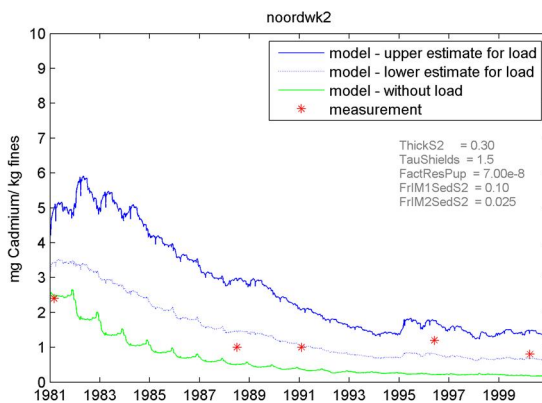
BufHi



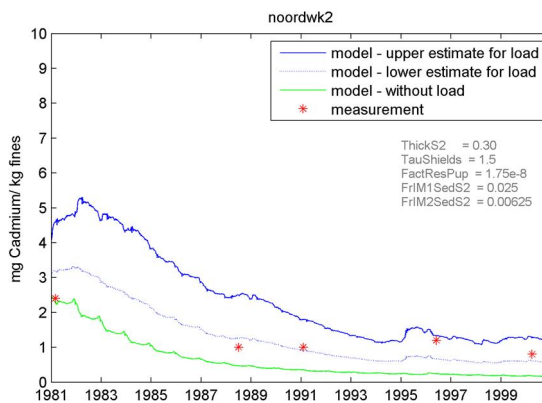
BufLo



RdtHi

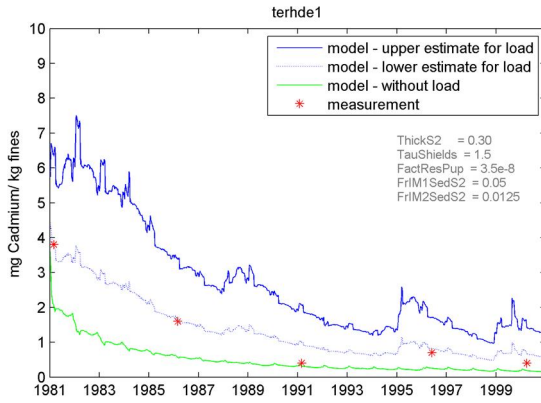


RdtLo

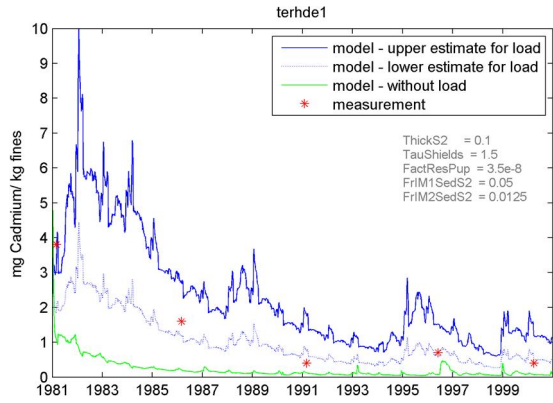


Ter Heijde 1 km

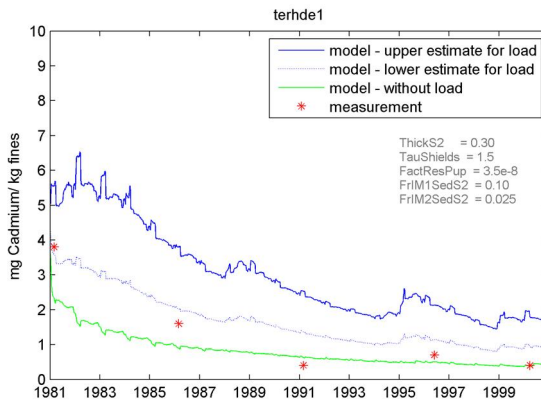
Ref



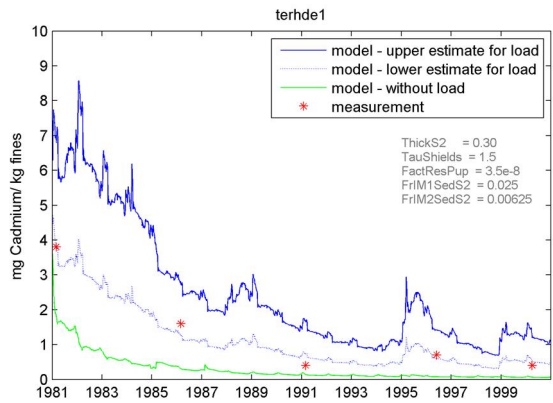
Validatiesom fase 1



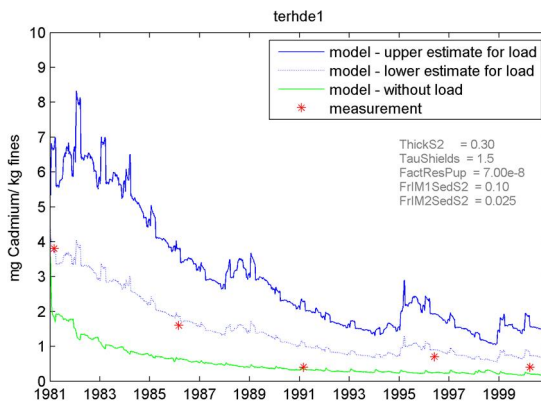
BufHi



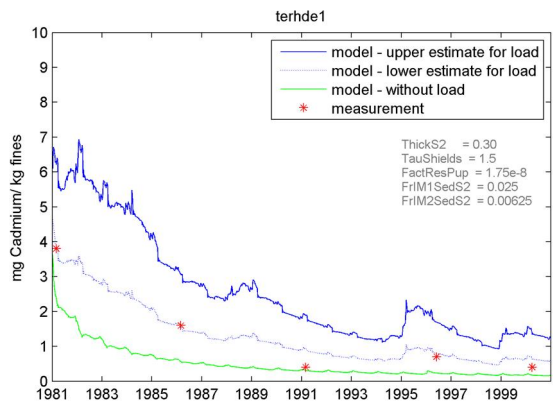
BufLo



RdtHi



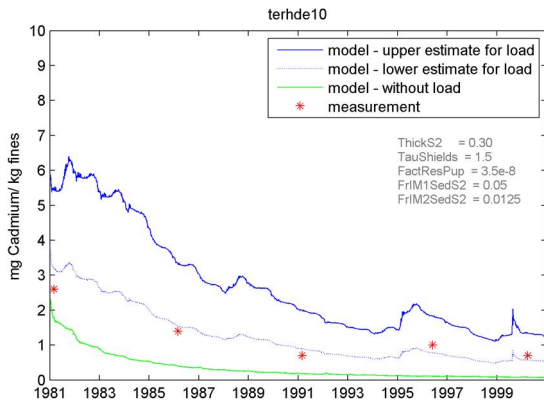
RdtLo



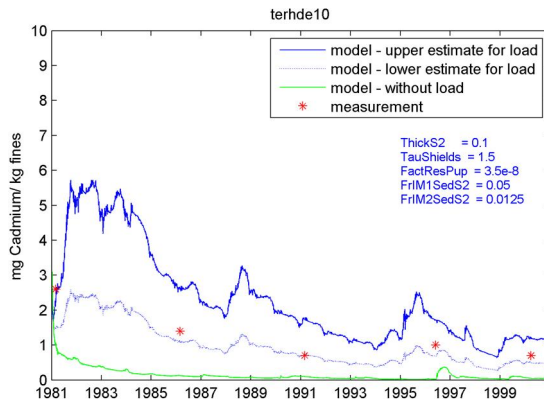


## Ter Heijde 10 km

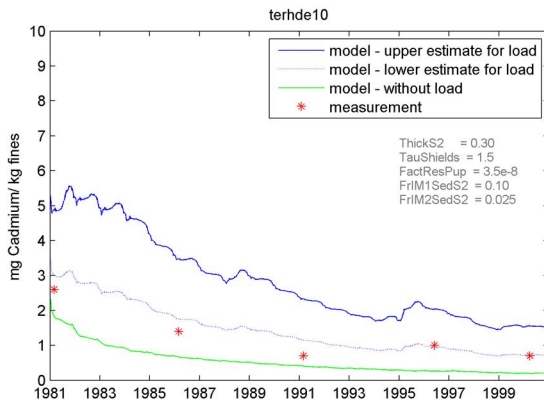
Ref



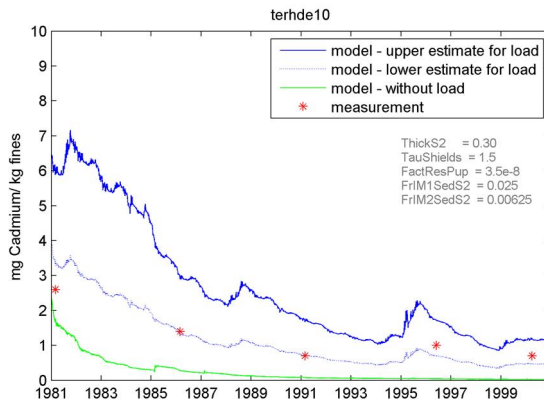
Validatiesom fase 1



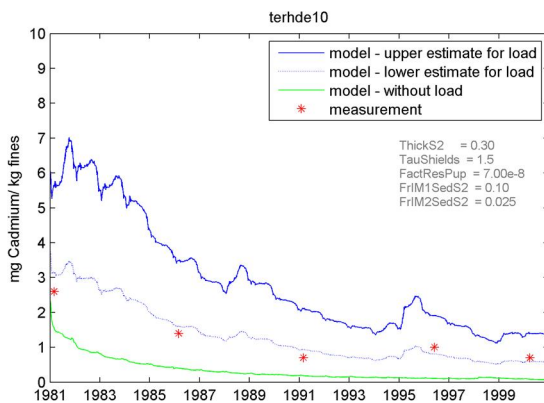
BufHi



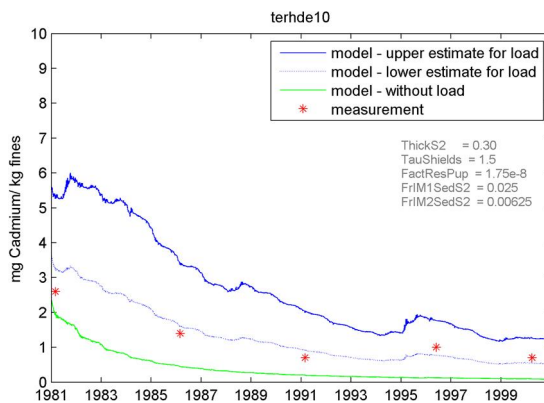
BufLo



RdtHi



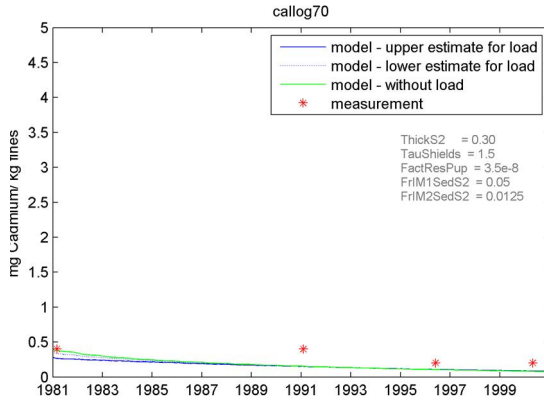
RdtLo



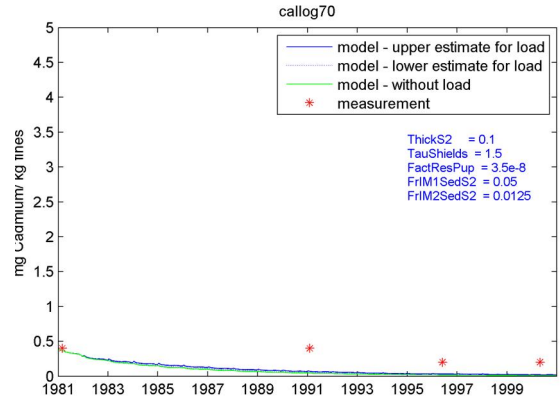


Callantsoog 70 km

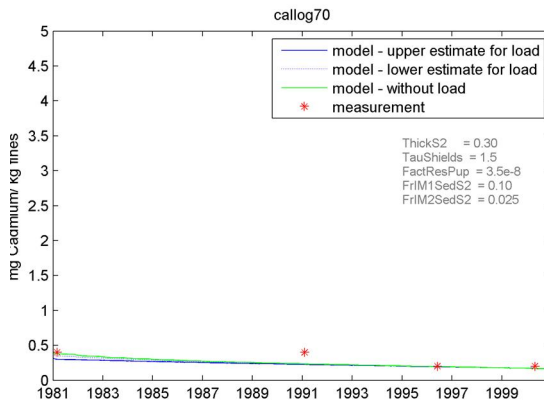
Ref



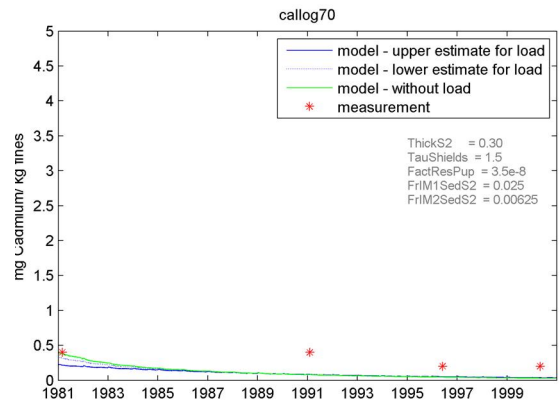
Validatiesom fase 1



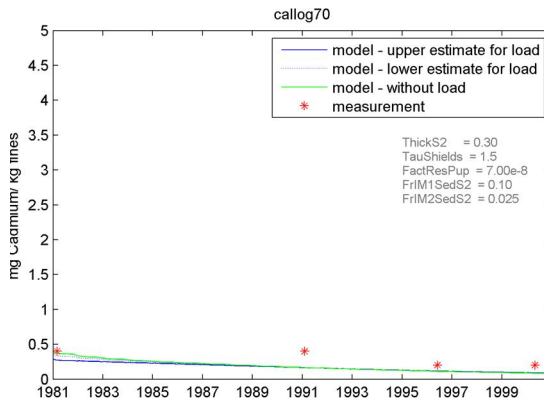
BufHi



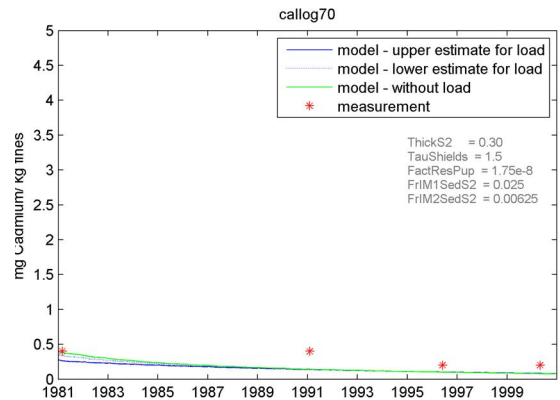
BufLo



RdtHi

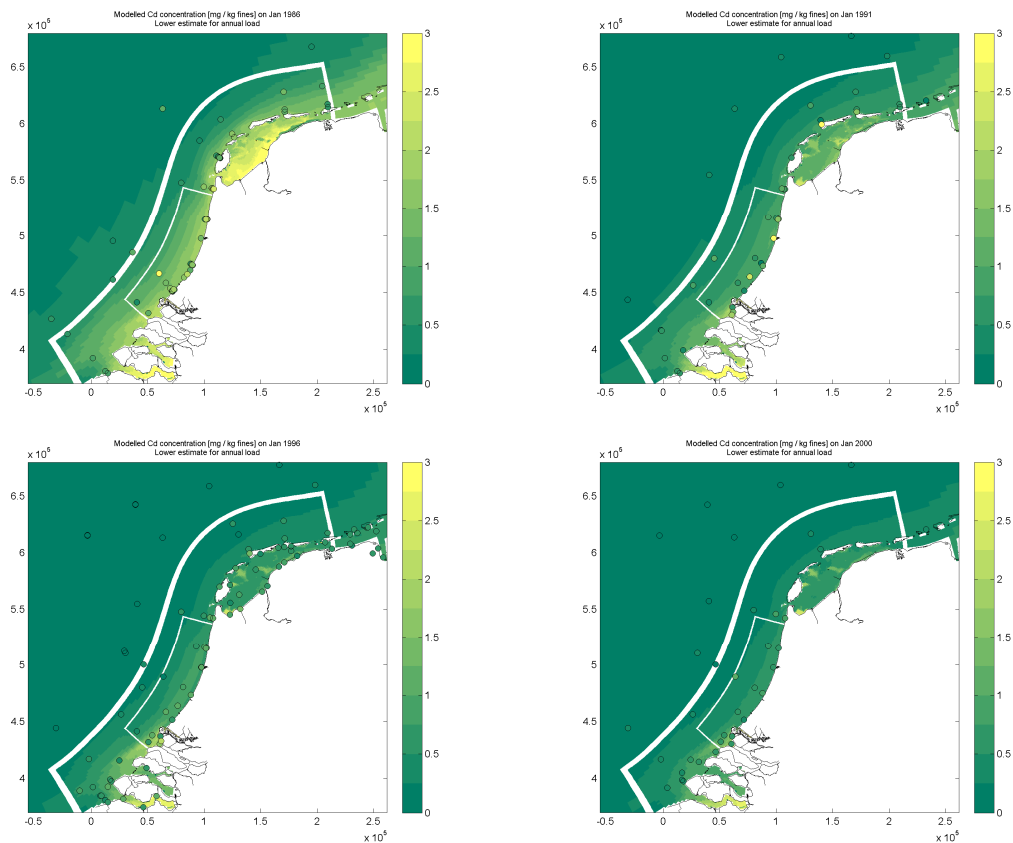


RdtLo

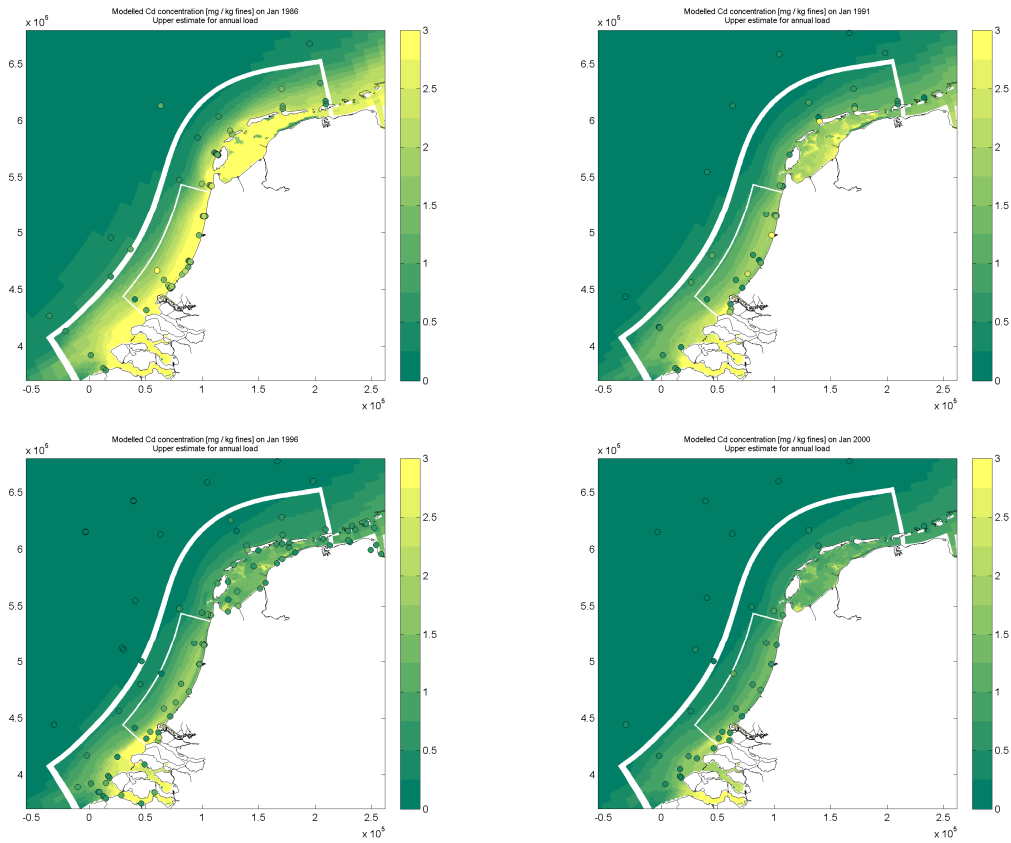


## A.2 Jaargemiddelde ruimtelijke beelden Cd-gehalte in de bodem

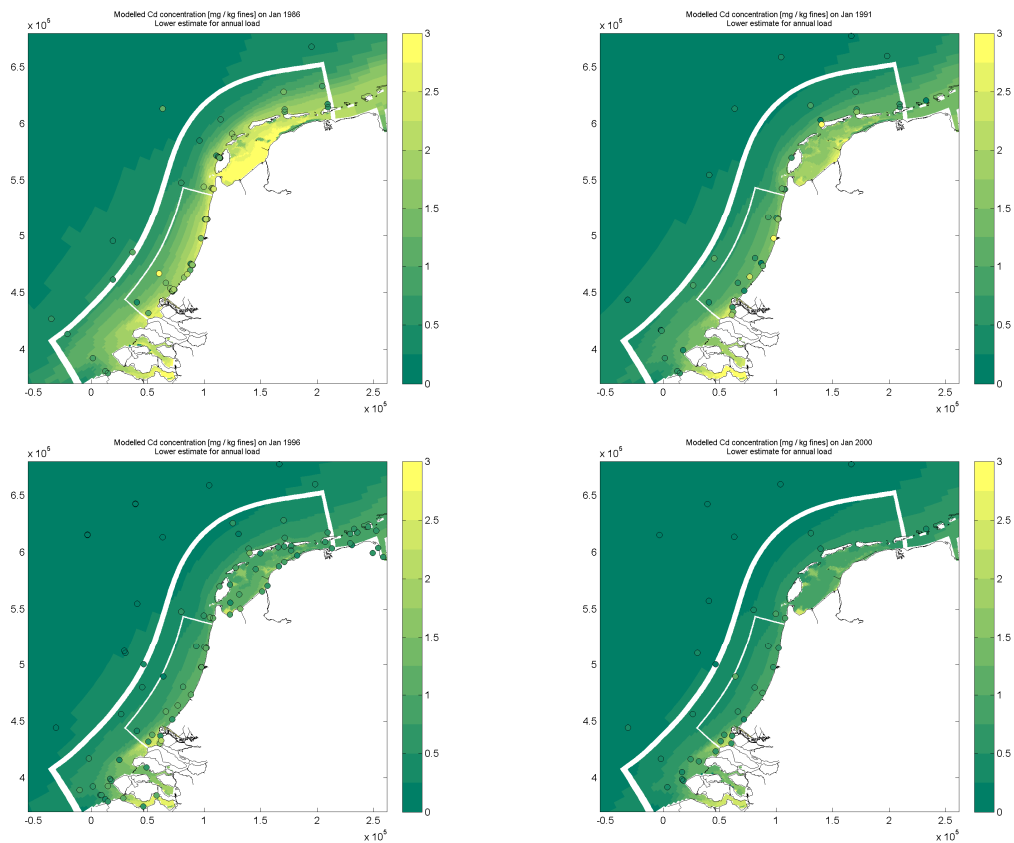
Referentie, ondergrens cadmiumlozing. Concentratieschaal cadmium 0 – 3 mg/kg slib.  
 Linksboven: 1986; rechtsboven: 1991; linksonder: 1996; rechtsonder: 2000.



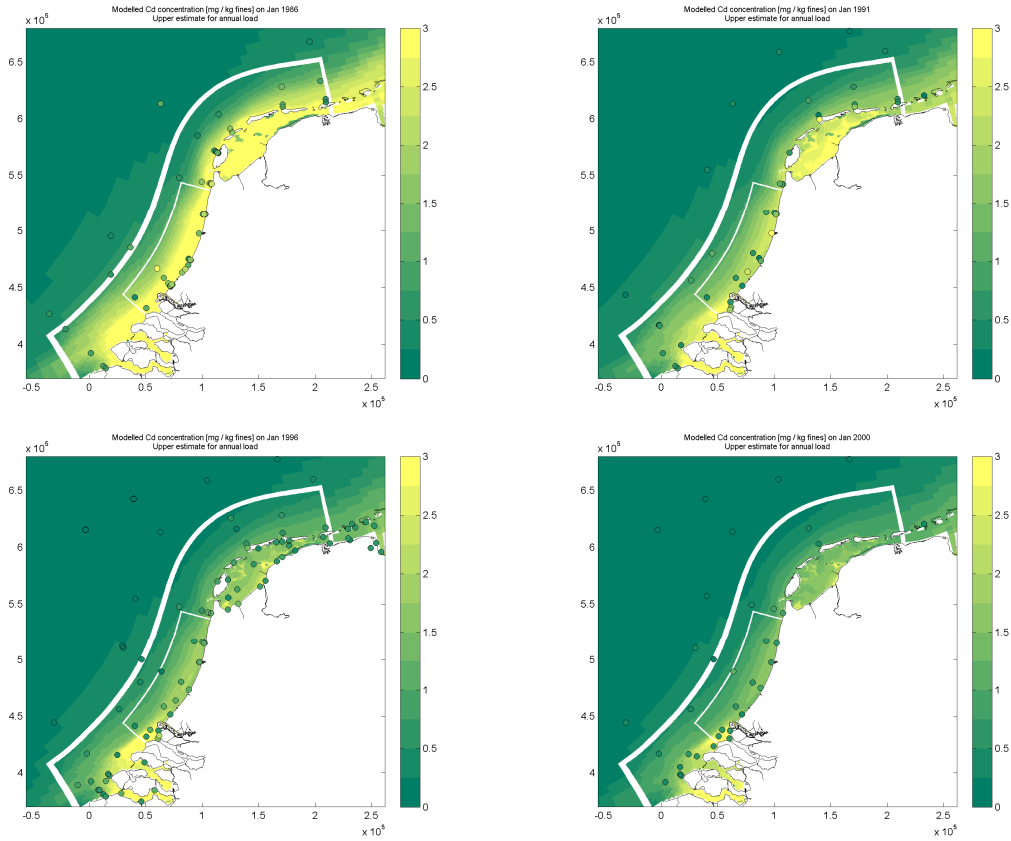
Referentie, bovengrens cadmiumlozing. Concentratieschaal cadmium 0 – 3 mg/kg slib.  
Linksboven: 1986; rechtsboven: 1991; linksonder: 1996; rechtsonder: 2000.



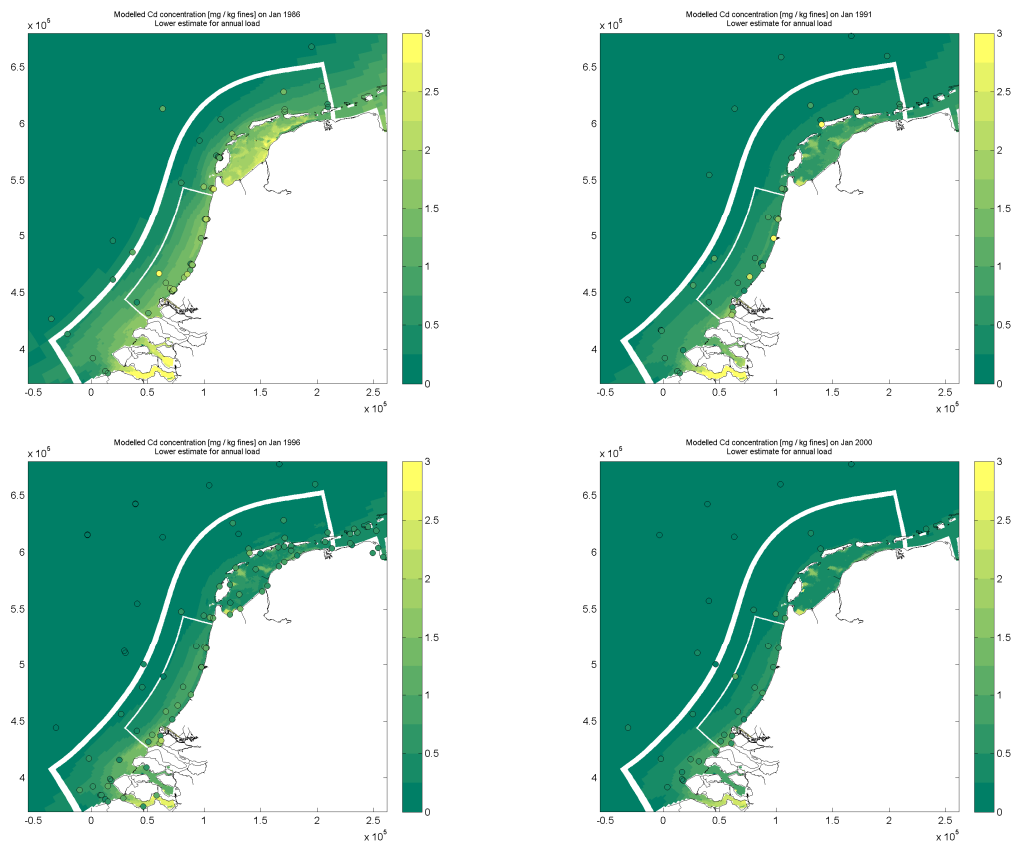
BufH, ondergrens cadmiumlozing. Concentratieschaal cadmium 0 – 3 mg/kg slib. Linksboven: 1986; rechtsboven: 1991; linksonder: 1996; rechtsonder: 2000.



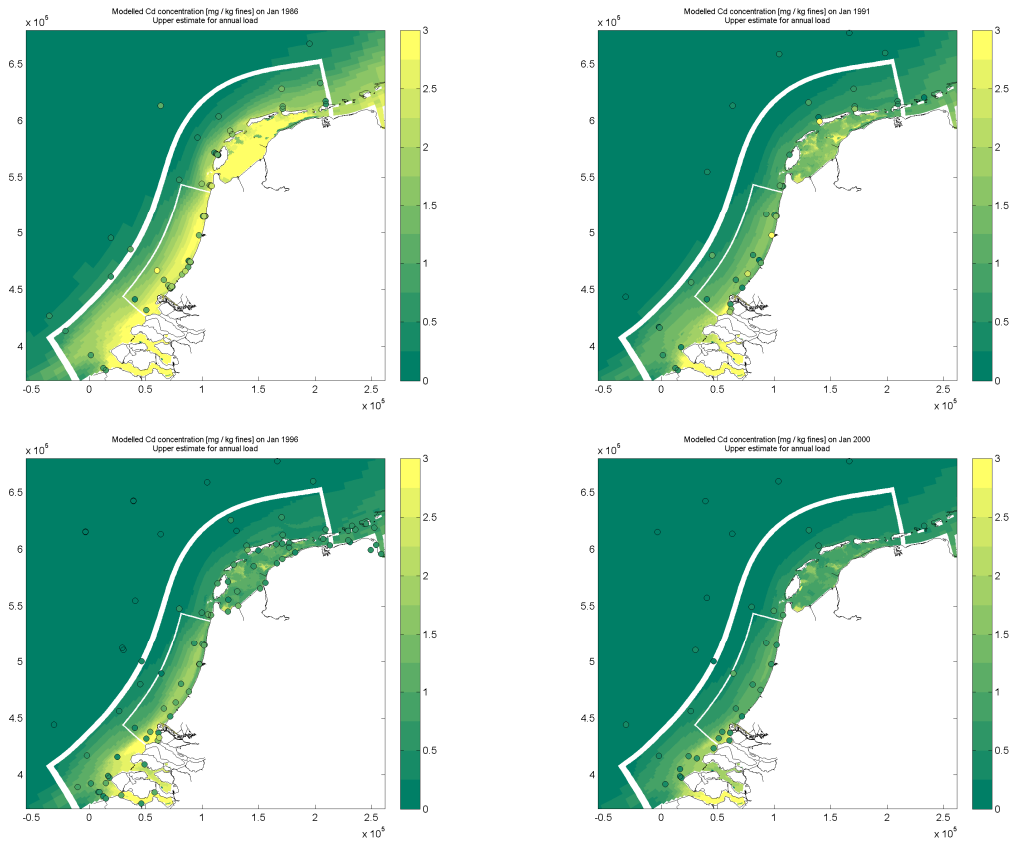
BufH, bovengrens cadmiumlozing. Concentratieschaal cadmium 0 – 3 mg/kg slib.  
Linksboven: 1986; rechtsboven: 1991; linksonder: 1996; rechtsonder: 2000.



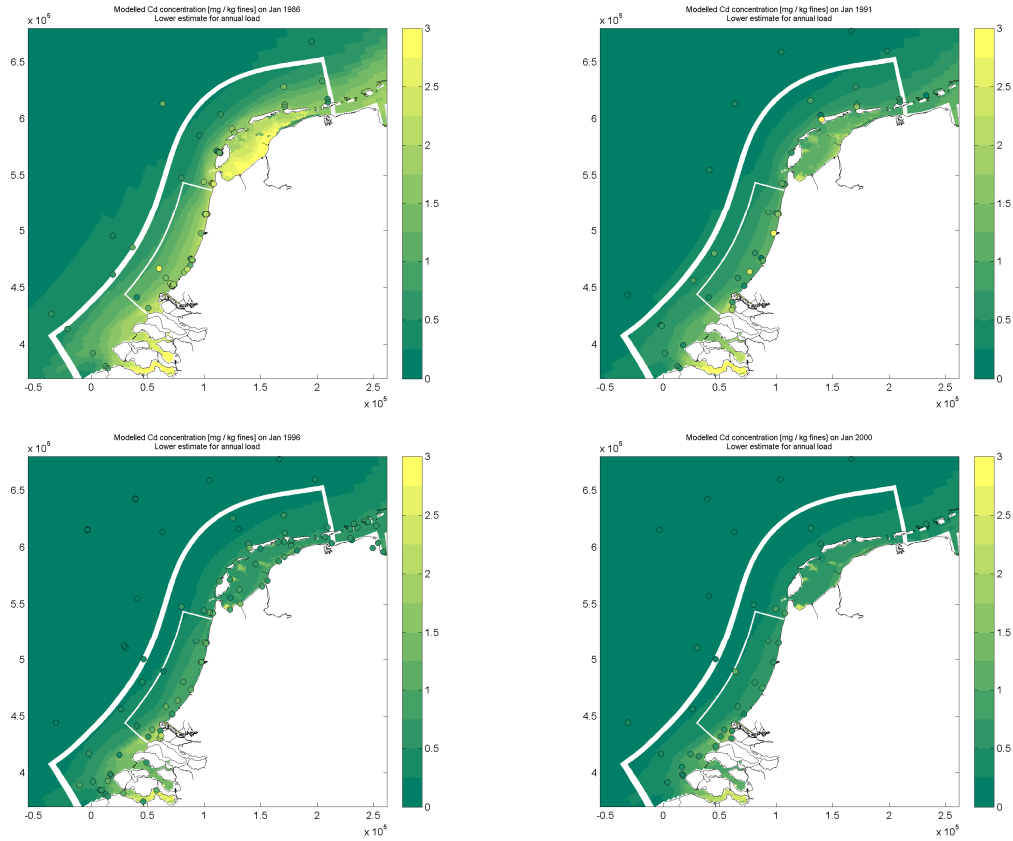
BufL, ondergrens cadmiumlozing. Concentratieschaal cadmium 0 – 3 mg/kg slib. Linksboven: 1986; rechtsboven: 1991; linksonder: 1996; rechtsonder: 2000.



BufL, bovengrens cadmiumlozing. Concentratieschaal cadmium 0 – 3 mg/kg slib. Linksboven: 1986; rechtsboven: 1991; linksonder: 1996; rechtsonder: 2000.

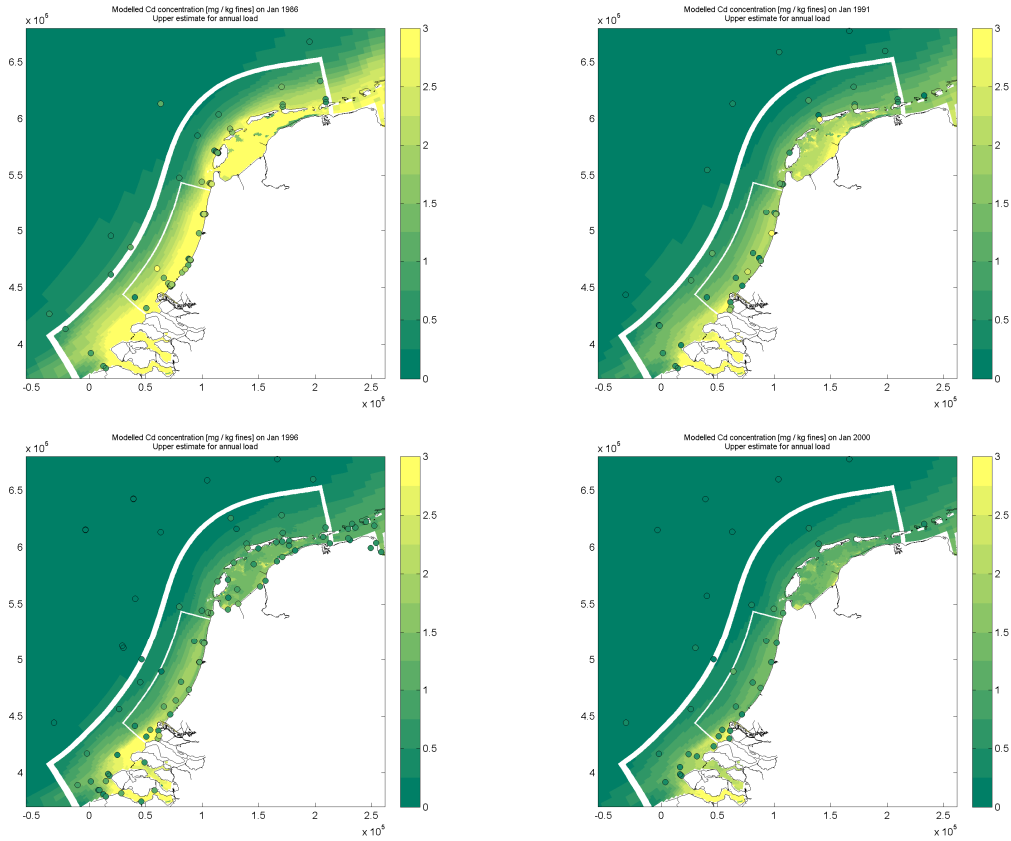


RtdH, ondergrens cadmiumlozing. Concentratieschaal cadmium 0 – 3 mg/kg slib. Linksboven: 1986; rechtsboven: 1991; linksonder: 1996; rechtsonder: 2000.

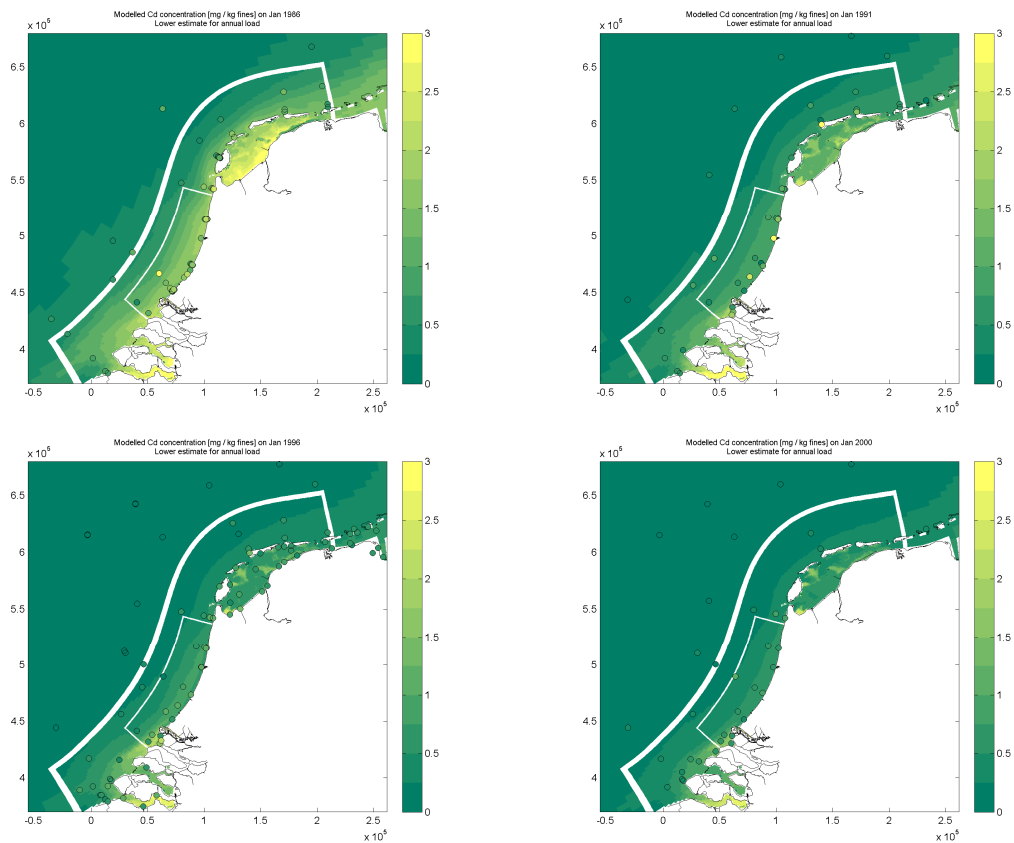




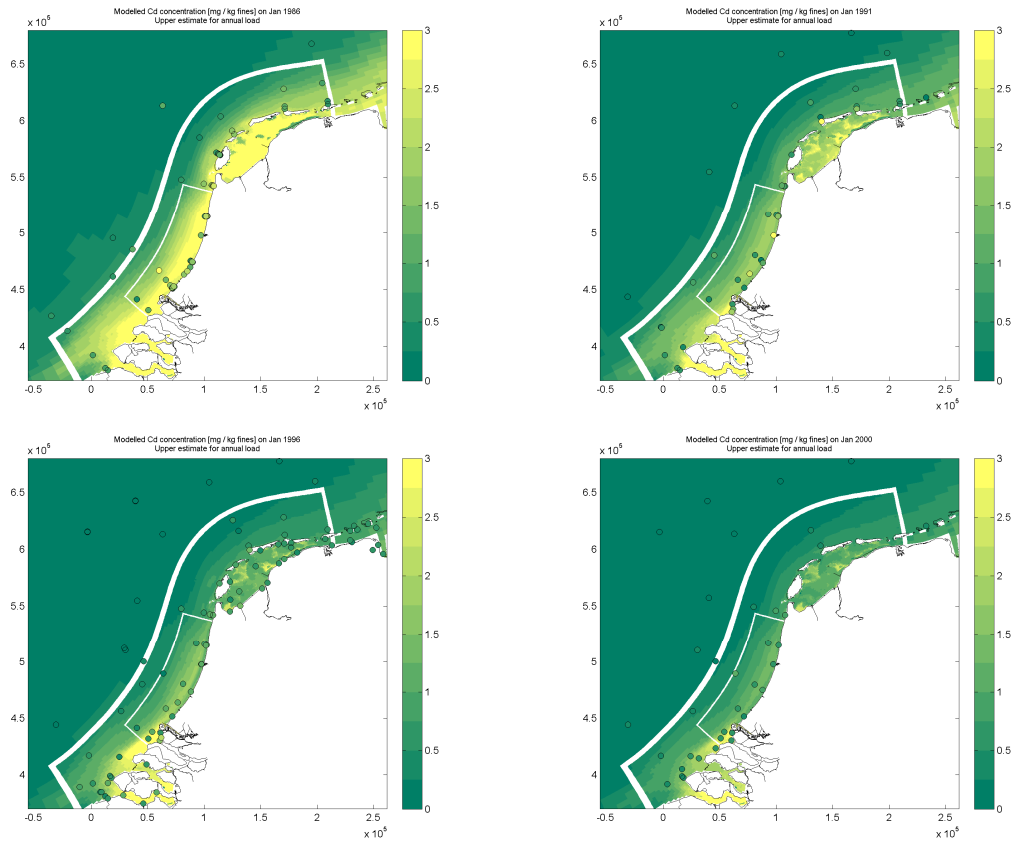
RtdH, bovengrens cadmiumlozing. Concentratieschaal cadmium 0 – 3 mg/kg slib.  
Linksboven: 1986; rechtsboven: 1991; linksonder: 1996; rechtsonder: 2000.



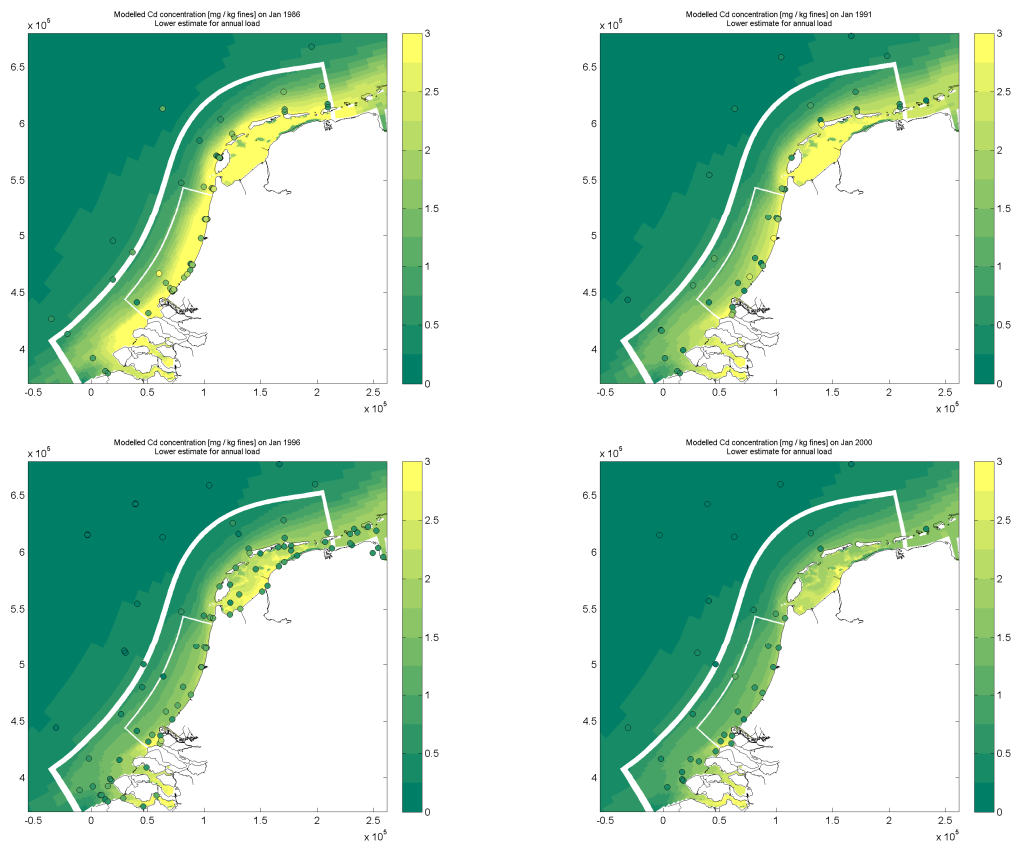
RtdL, ondergrens cadmiumlozing. Concentratieschaal cadmium 0 – 3 mg/kg slib. Linksboven: 1986; rechtsboven: 1991; linksonder: 1996; rechtsonder: 2000.



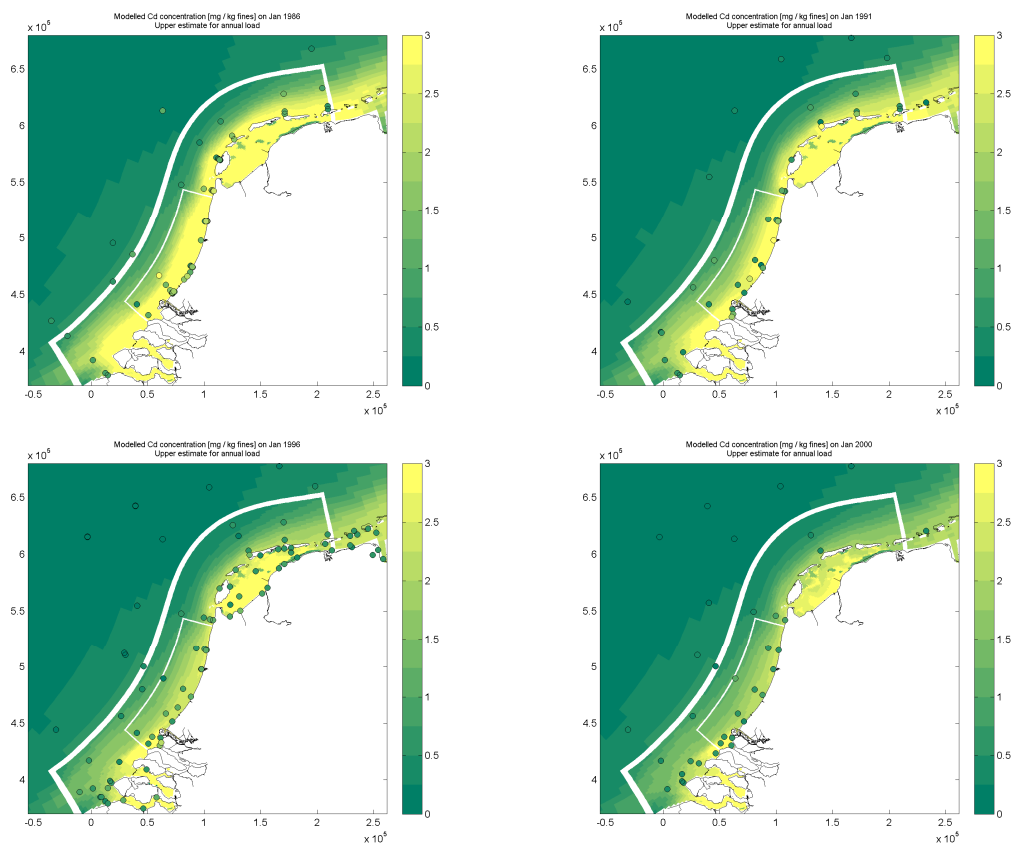
RtdL, ondergrens cadmiumlozing. Concentratieschaal cadmium 0 – 3 mg/kg slib. Linksboven: 1986; rechtsboven: 1991; linksonder: 1996; rechtsonder: 2000.



Vorige MER-suppletiezandwinning, ondergrens cadmiumlozing. Concentratieschaal cadmium 0 – 3 mg/kg slib. Linksboven: 1986; rechtsboven: 1991; linksonder: 1996; rechtsonder: 2000.



Vorige MER-suppletiezandwinning, bovengrens cadmiumlozing. Concentratieschaal cadmium 0 – 3 mg/kg slib. Linksboven: 1986; rechtsboven: 1991; linksonder: 1996; rechtsonder: 2000.

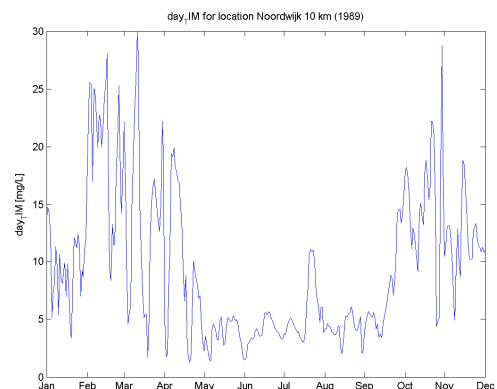
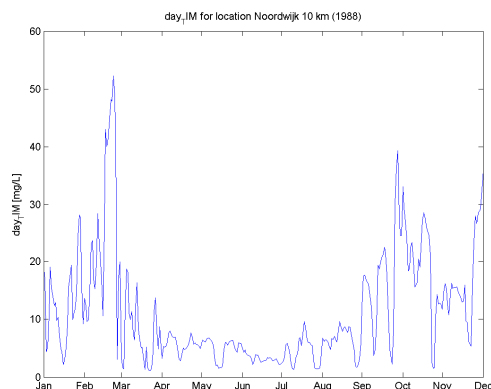
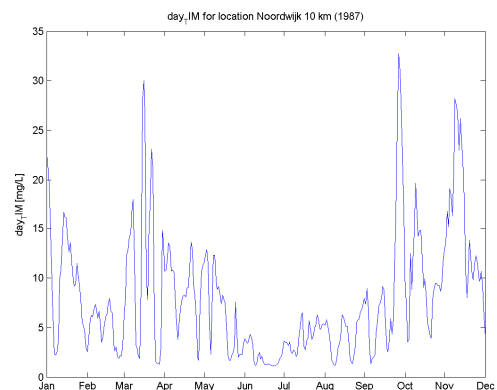
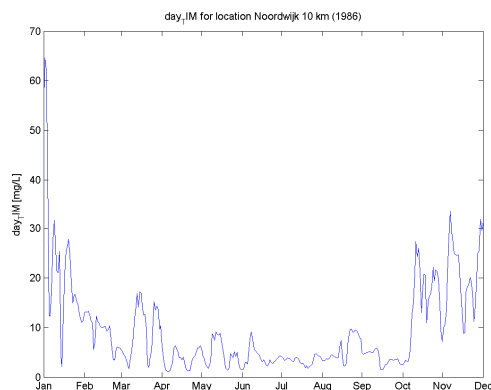
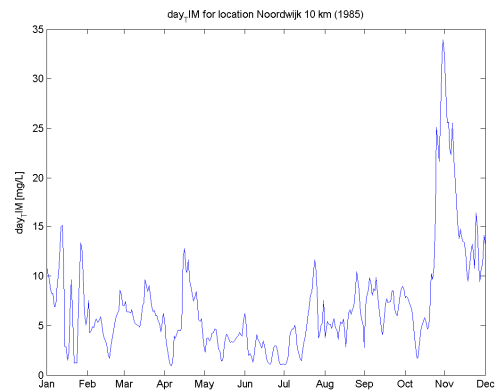
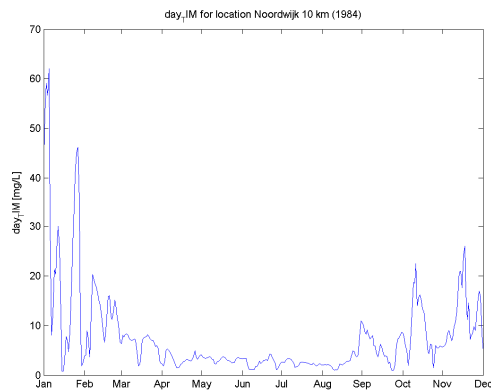


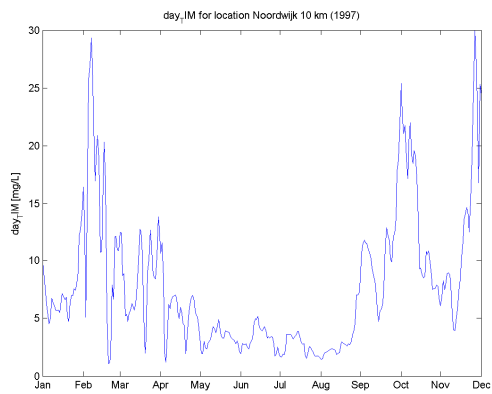
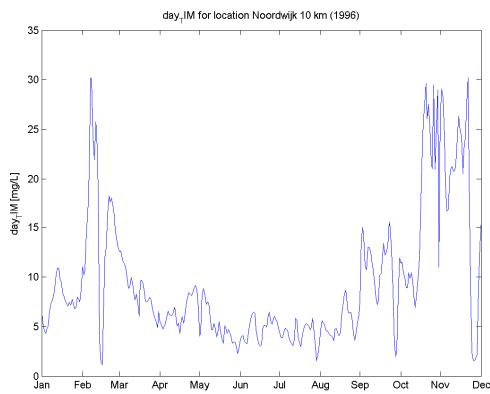
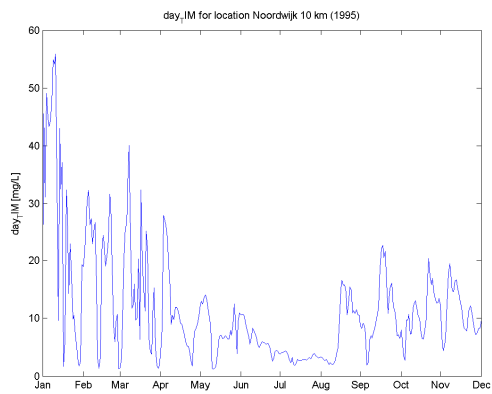
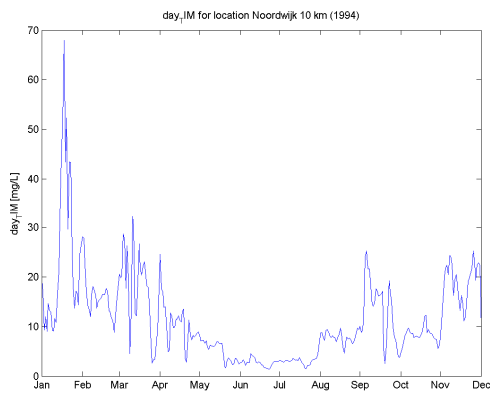
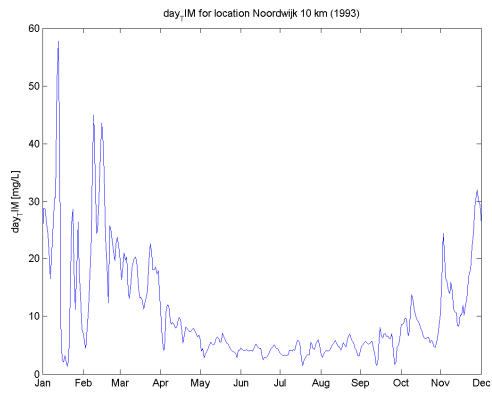
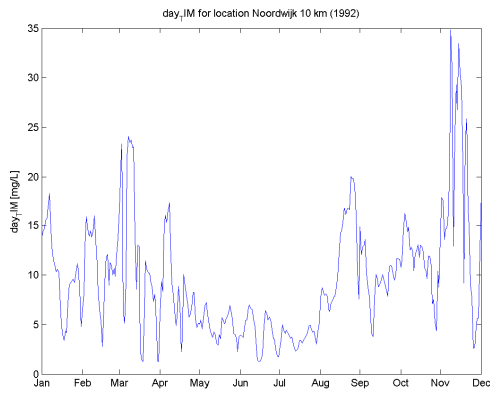
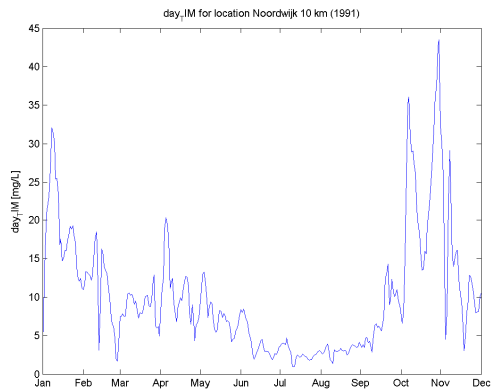
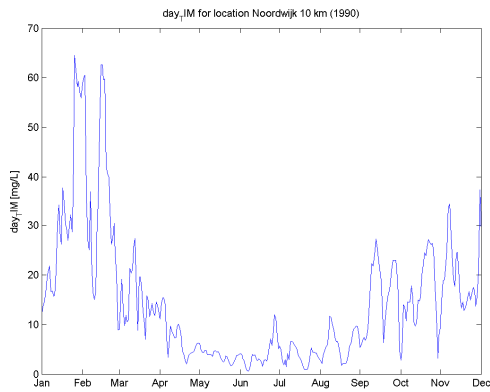


## B Figuren gevoeligheidsonderzoek

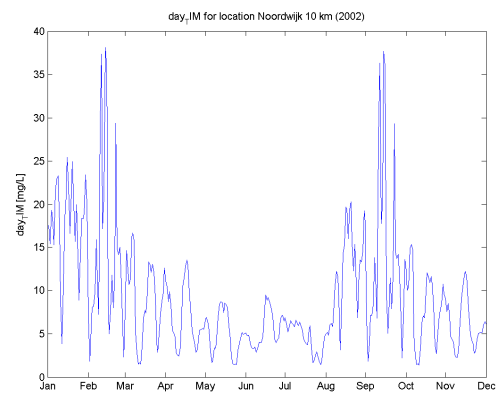
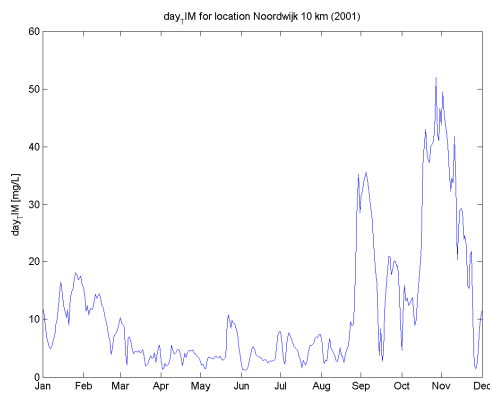
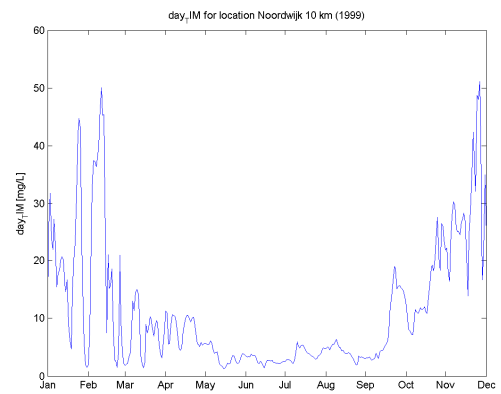
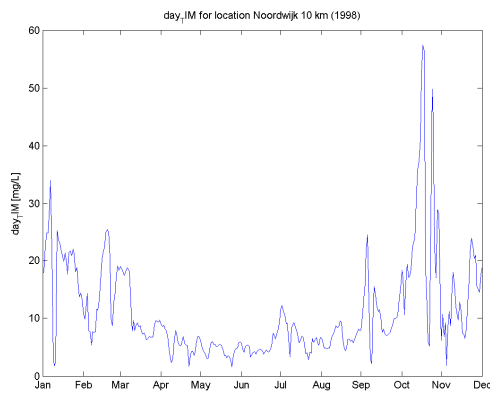
### B.1 Tijdsreeksen ZUNO-grof slibconcentratie

Daggemiddelde slibconcentratie in station Noordwijk-10km nabij oppervlakte (mg/l) voor de periode 1984-2002.







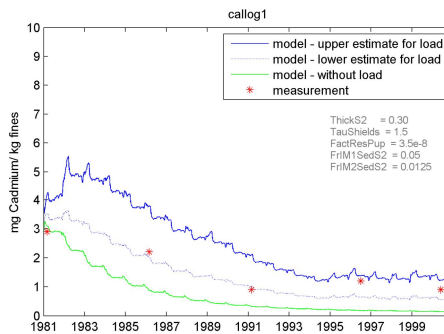
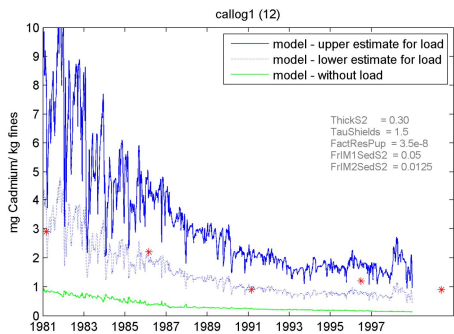


## B.2 Vergelijking tijdreeksen ZUNO-grof en ZUNO-DD cadmiumgehalte in de bodem

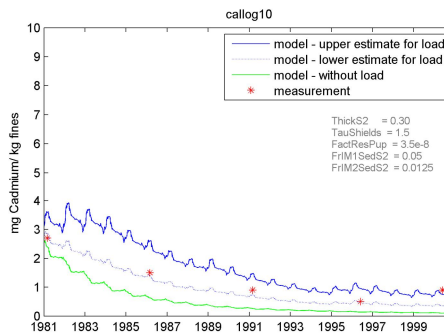
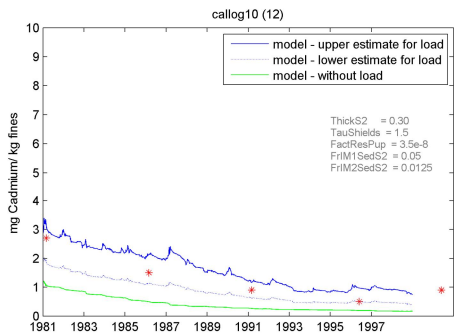
18 verschillende hydrodynamische jaren

18 maal hydrodynamisch jaar 2007

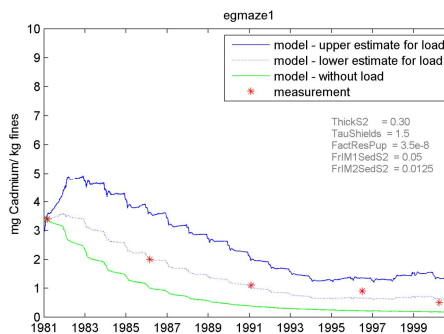
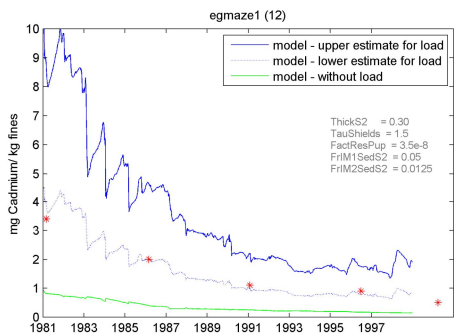
Callantsoog 1 km



Callantsoog 10 km



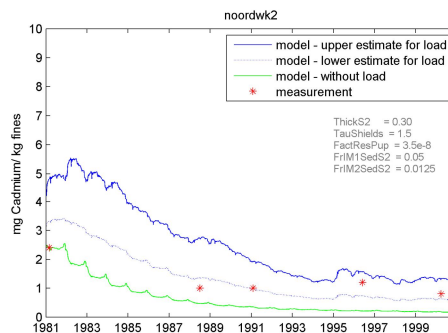
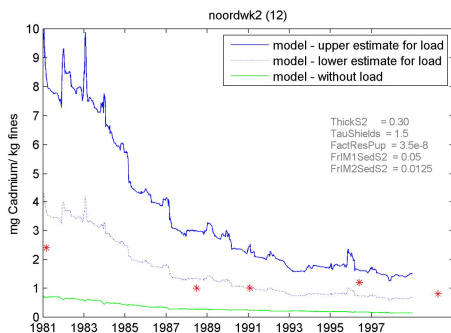
Egmond aan Zee 1 km



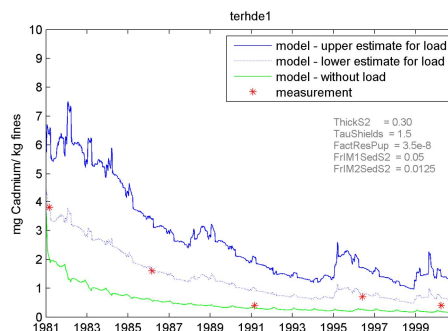
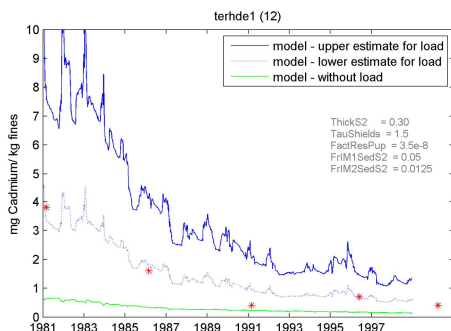
18 verschillende hydrodynamische jaren

18 maal hydrodynamisch jaar 2007

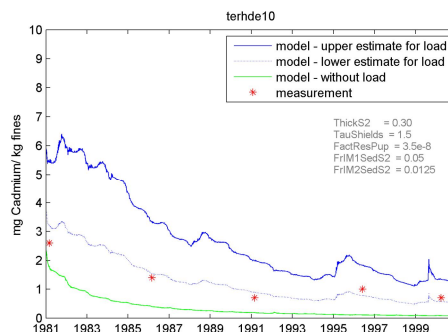
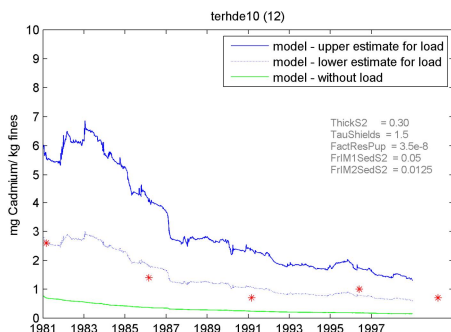
Noordwijk 2 km



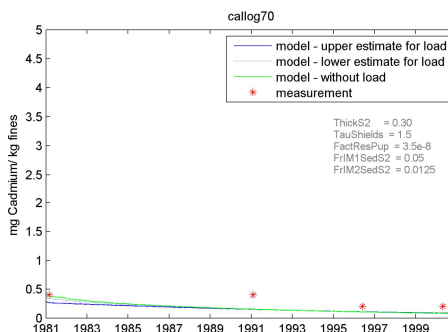
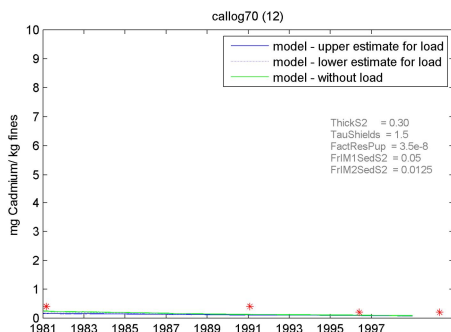
Ter Heijde 1 km



Ter Heijde 10 km

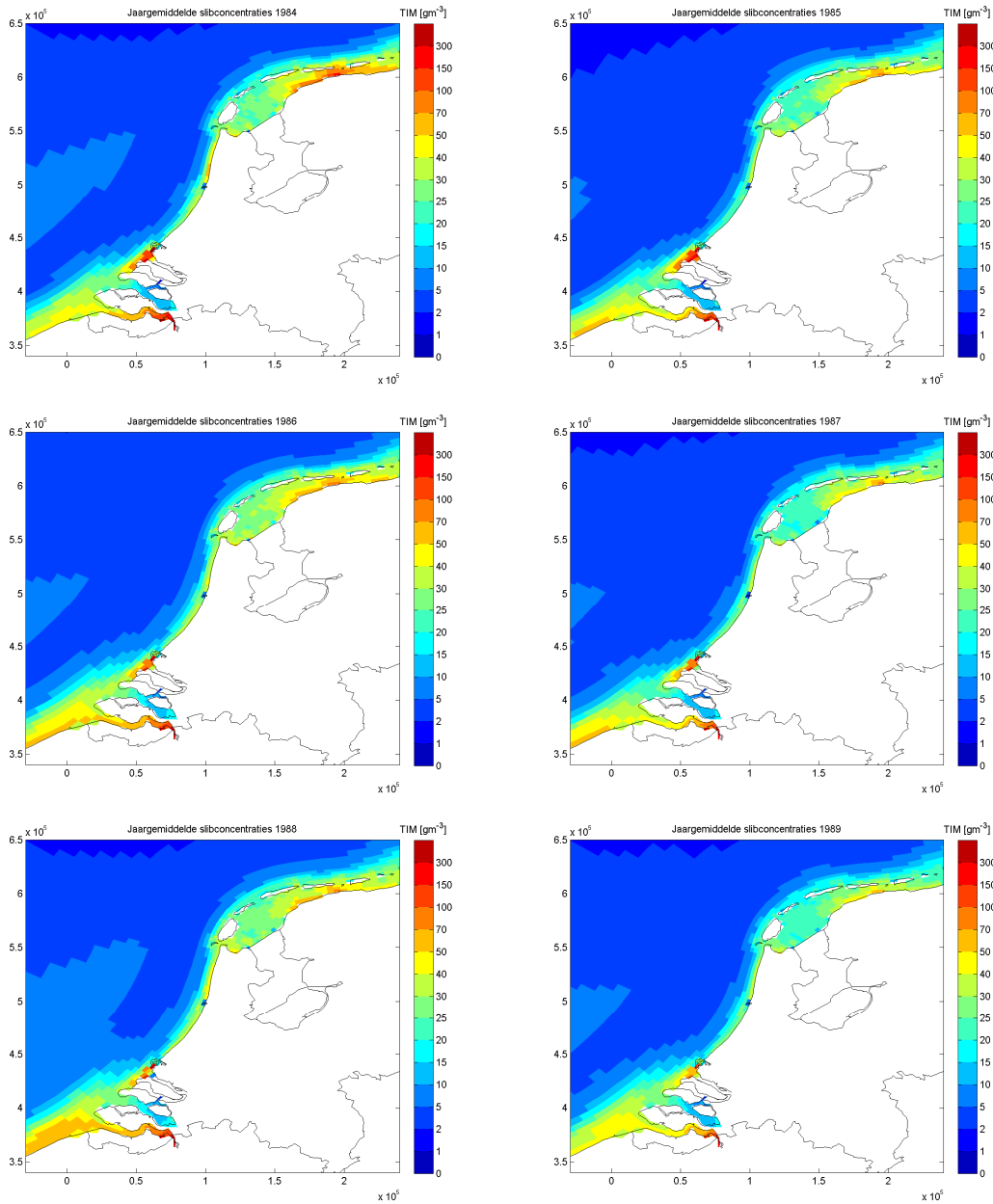


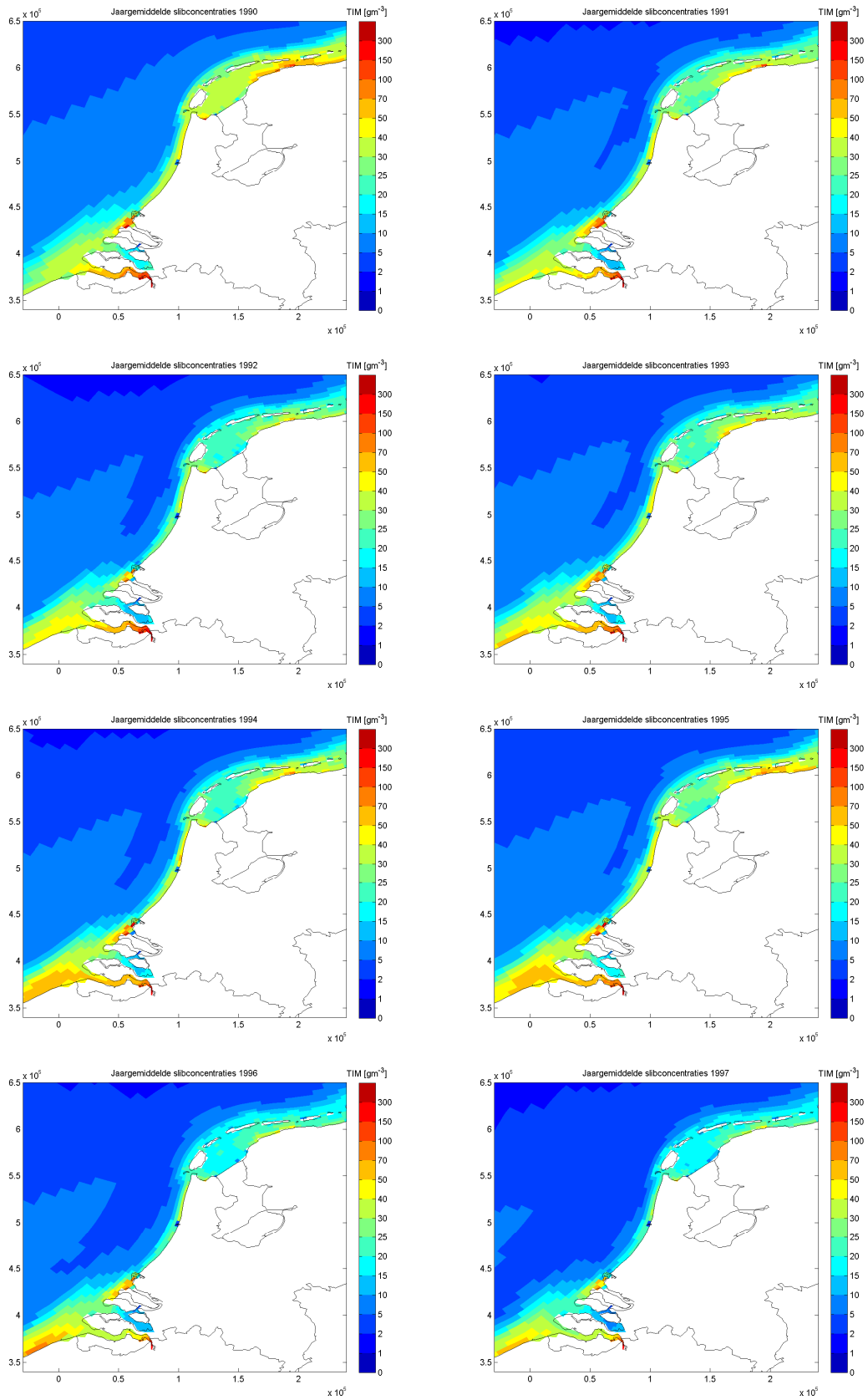
Callantsoog 70 km

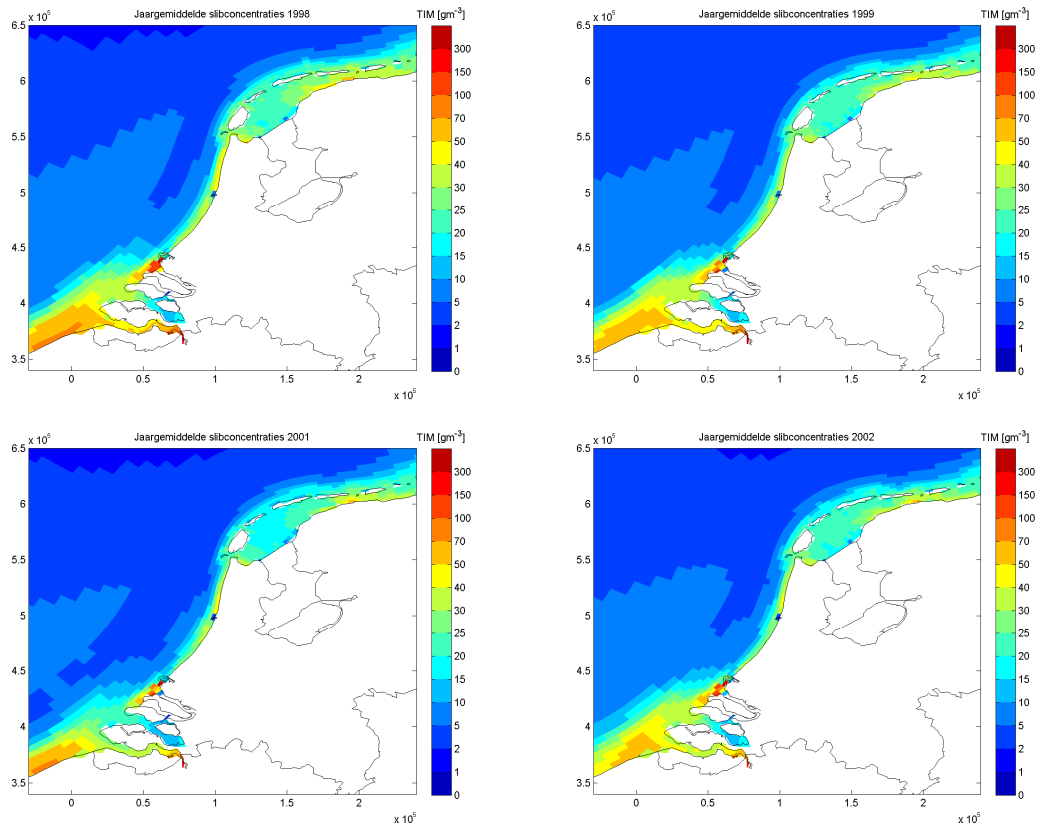


## B.3 Kaartbeelden slibconcentratie ZUNO-grof

Jaargemiddelde slibconcentratie nabij oppervlakte (mg/l) voor de periode 1984-2002.







## C Tijdreeksen Cadmium ZUNO-DD

Instellingen buffercapaciteit conform vorige MER-zandwinning

