

RIJKSINSTITUUT VOOR VOLKSGEZONDHEID EN MILIEU
BILTHOVEN

STOWA rapport nr. 98-23

Rapport nr. 733007003

Verkenning bodemkwaliteit regionale wateren

Huidige en toekomstige gehalten van zware metalen in
slootbodems

P.R.G. Kramer¹, S. van Dijk & J.E.M. Beurskens²

mei 1998

¹ Thans Rijkswaterstaat, Directie Limburg

² Thans Waterschap De Maaskant

Dit onderzoek werd verricht in opdracht en ten laste van de Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer met medefinanciering door het Directoraat Generaal Milieubeheer, Directie Bodem, in het kader van het project Waterbodems, projectnr. 733007.

Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Postbus 1, 3720 BA Bilthoven,
telefoon: 030 - 274 91 11, fax: 030 - 274 29 71

Verzendlijst

1. Directoraat-Generaal voor Milieubeheer, Directie Bodem
2. Directoraat-Generaal voor Milieubeheer, Directie Water en Lucht
3. Directoraat-Generaal voor Milieubeheer, Directie Stoffen, Veiligheid en Straling
4. Directeur-Generaal voor Milieubeheer, B.C.J. Zoeteman
5. W. Munters, VROM-DGM/Bodem
7. P.J.R. de Vries, Unie van Waterschappen
8. D. Vonk, VROM-DGM/DWL
9. T. Bakker, RIZA Lelystad
10. A.J. Baks, Provincie Gelderland
11. B. van der Wal, STOWA
12. J. van der Plicht, Waterschap Rijn en IJssel
13. R. Schuiling, Zuiveringsschap Drenthe
14. R. Kampf, USHN
15. C. van Bladeren, Unie van Waterschappen
16. J. Harmsen, DLO-Staring Centrum
17. W. van der Pol, Provincie Noord-Holland, Haarlem
18. P.J. den Besten, RIZA, Lelystad
19. P.H. Hotsma, IKC-Landbouw, Ede
20. J.T.M. Huinink, IKC-Landbouw, Ede
21. L. Apon, Zuiveringsschap van Hollandse Eilanden en Waarden
22. J.M. Roels, VROM, DGM/Bodem
23. J.S. Raad, VROM, DGM/Bodem
24. J.W. Corver, VROM, DGM/Bodem, Technische Werkgroep Waterbodem
25. G.J. Arbouw, VROM, DGM/Bodem
26. H. Walthaus, VROM, DGM/Bodem
27. C.A.J. Denneman, VROM, DGM/Bodem
28. J.Th. Weisscher, VROM, DGM/Afvalstoffen
29. I.W.G. Burger, VROM, DGM/SVS
30. J.J. Vegter, VROM, TCB
31. G.C. Wijland, VROM, TCB
32. M.F.A. Cerutti, RWS Hoofddirectie
33. P.J.G. Scherders, Vereniging van Nederlandse Riviergemeenten
34. H.D.M.R. Versteegde, Landinrichtingsdienst
35. F.G.M. Hoogenboom, RIZA
36. H. van Laar, Prov. Drenthe, IPO-AAW
37. B. Driever, Prov. Utrecht, IPO-ABO
38. J.W. van der Breggen, Prov. Drenthe, IPO-AGA
39. R. de Klerk, Prov. Zeeland, vakberaad Waterbodems
40. D. ten Hoven, Prov. Gelderland, vakberaad Integraal Waterbeheer
41. H.J. van Veen, PGBo

42. G. de Nooy, Waterschap Groot Haarlemmermeer
43. G. Oolbekkink, Provincie Flevoland
44. E.K. van Mourik, Provincie Overijssel
45. W.F. Keijzer, Heemraadschap Fleverwaard
46. P.H.M. Nelissen, Hoogheemraadschap van Delfland
47. J. Boschloo, Zuiveringsschap Drenthe
48. J.J.G. Zwolsman, RIZA Dordrecht, CUWVO 5
49. C. van der Guchte, RIZA Lelystad
50. A.J. Hendriks, RIZA Lelystad
51. A. van den Toorn, DLO-Staring Centrum
52. N.M. van Straalen, VU Amsterdam
53. C.A.M. van Gestel, VU Amsterdam
54. N.M. de Rooij, Waterloopkundig Laboratorium
55. R. van Zoest, Grontmij
56. M.C. van Rossenberg, IWACO
57. G.A. Pak, Centrum voor Landbouw en Milieu
58. M. Gorree, Centrum voor Milieukunde
- 59-250 Verzendlijst STOWA
- 251-275 Leden vakberaad Waterbodems
276. Bibliotheek Staring Centrum - DLO Wageningen
277. Depôt van Nederlandse Publicaties en Nederlandse Bibliografie
278. Directie Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu
279. N.D. van Egmond
280. F. Langeweg
281. L.H.M. Kohsiek
282. G. de Mik
283. A.H.M. Bresser
284. H.J.P. Eijsackers
285. R. van den Berg
286. L.C. Braat
287. D. van Lith
288. R.J.M. Maas
289. L. van Liere
290. P.G.M. van Puijenbroek
291. G. van Drecht
292. F.J. Kragt
293. J.M. Knoop
294. M.J. 't Hart
295. A.C.M. de Nijs
296. J.A. van Jaarsveld
297. J.B.H.J. Linders
298. F.A. Swartjes

-
- 299. M.S.M. Groot
 - 300 J.P.A. Lijzen
 - 301. T.P. Traas
 - 302. O. Klepper
 - 303. R.O.G. Franken
 - 304. C. Versluis
 - 305. J. Willems
 - 306. W. van Duijvenbooden
 - 307-350 Auteurs
 - 351. SBD/Voorlichting en Public Relations
 - 352. Bibliotheek RIVM
 - 353. Bureau Rapporten Registratie
 - 354-400 Reserve t.b.v. Bureau Rapportenbeheer

INHOUDSOPGAVE

| | |
|--|----|
| VERZENDLIJST | 3 |
| INHOUDSOPGAVE | 7 |
| ABSTRACT | 11 |
| SAMENVATTING | 13 |
| 1. INLEIDING | 17 |
| 1.1. Aanleiding en doelstellingen | 17 |
| 1.2. Achtergrond | 19 |
| 1.2.1. Zware metalen in het milieu | 19 |
| 1.2.1.1. <i>Achtergrondgehalten</i> | 19 |
| 1.2.1.2. <i>Antropogene invloed</i> | 20 |
| 1.2.2. Zware metalen: normering en klasse-indeling | 21 |
| 1.3. Leeswijzer | 22 |
| 2. WATERBODEMS IN REGIONALE WATEREN | 23 |
| 2.1. Vorming van waterbodem in regionale wateren | 23 |
| 2.2. Metaalgehalten in land- en waterbodem | 24 |
| 2.3. Het baggeren van regionale wateren | 25 |
| 2.4. Samenvatting | 25 |
| 3. BELASTING REGIONALE OPPERVLAKTEWATEREN | 27 |
| 3.1. Inleiding | 27 |
| 3.2. Achtergrondbelasting | 27 |
| 3.2.1. Atmosferische depositie | 28 |
| 3.2.2. Omgevingsbelasting | 28 |
| 3.2.3. Via waterfase | 30 |
| 3.3. Additionele bronnen | 30 |
| 3.3.1. Inlaat van gebiedsvreemd water | 32 |
| 3.3.2. RWZI | 33 |
| 3.3.3. Riooloverstorten | 33 |
| 3.3.4. Wegen (verwaaiing/runoff en wegiolering) | 34 |
| 3.4. Samenvatting | 35 |

| | |
|--|----|
| 4. MODELSTRUCTUUR | 37 |
| 4.1. Variabelen | 37 |
| 4.2. Processen | 38 |
| 4.2.1 Invoer | 38 |
| 4.2.2 Adsorptie | 39 |
| 4.2.3 Sedimentatie | 40 |
| 4.2.4 Baggeren | 40 |
| 4.2.5 Afbraak van organisch materiaal | 40 |
| 4.2.6 Afvoer via waterfase | 41 |
| 4.3. Samenvatting | 41 |
| | |
| 5. MODELANALYSE | 43 |
| 5.1. Gevoeligheidsanalyse | 44 |
| 5.2. Kalibratie en validatie | 44 |
| 5.3. Samenvatting | 49 |
| | |
| 6. RESULTATEN | 51 |
| 6.1. Cadmium | 51 |
| 6.2. Koper | 53 |
| 6.3. Lood | 54 |
| 6.4. Zink | 55 |
| 6.5. Validatie | 56 |
| 6.6. Hoge scenario's | 59 |
| 6.7. Samenvatting | 62 |
| | |
| 7. DISCUSSIE & CONCLUSIES: | 65 |
| 7.1. Discussie | 65 |
| 7.2. Conclusies | 67 |
| | |
| DANKWOORD | 69 |
| | |
| REFERENTIES | 71 |
| | |
| BIJLAGEN | |
| Bijlage 1: Samenstelling begeleidingscommissie | |
| Bijlage 2: Formules voor omrekening naar standaardbodemsamenstelling | |
| Bijlage 3: Interpretatie van een boxplot | |
| Bijlage 4: Uniforme, Gamma en Lognormale verdeling | |
| Bijlage 5: Uitwerking additionele bronnen: Gebiedsvreemd water | |
| Bijlage 6: Uitwerking additionele bronnen: RWZI | |
| Bijlage 7: Uitwerking additionele bronnen: Riooloverstort | |
| Bijlage 8: Uitwerking additionele bronnen: Wegen | |

Bijlage 9: Lijst van parameters

ABSTRACT

Sediment dredging is a major activity in the Netherlands, not only in the main rivers but also in ditches. The dredged material must meet certain objectives if it is to be disposed of in the adjacent soil. The IRIS (Integrated Risk Instrument for ditches) model has been developed to evaluate whether future levels of heavy metals will meet this standard. It describes the behaviour of organic and inorganic material as well as cadmium, copper, lead and zinc. A probabilistic approach dealt with the uncertainty of process parameters and emission fluxes. For uncertain and sensitive parameters Monte Carlo simulations were performed on values taken from a range. The simulations resulted in distributions for the model output variables. The model was calibrated and validated on field data in the 1990-1995 period and results showed the model to give an accurate fit to the data.

Model results show that, at present, background loading, mainly consisting of fluxes from adjacent land, does not cause a reasonable chance of exceedance of the standards in sand- or clayditches. However, chances are very high that in peatditches concentrations will not meet standards especially in case of copper. In the latter case, additional sources will not change the probability of exceedance very much, whereas in clay and sand this particularly is the case. Again for copper, concentrations show the highest exceedance of standards. Most likely only a minor improvement might be possible the upcoming decades, because of the historical and present loading with fertilizers and/or manure and the substantial contribution from land in newly formed sediment.

SAMENVATTING

Aanleiding en doelstellingen

Sloten en vaarten in het landelijk gebied worden met een regelmaat van eens in de 5 tot 20 jaar gebaggerd om de aan- en afvoer van water te waarborgen. Een groot deel van de vrijkomende baggerspecie wordt op het land verspreid. Verontreinigingen in de baggerspecie kunnen bijdragen aan een diffuse belasting van de landbodem. In het Beleidsstandpunt Verwijdering Baggerspecie (1993) is het voornemen verwoord om in principe na het jaar 2000 geen klasse 2, en vanaf 2010 geen klasse 1 baggerspecie meer op het land te verspreiden. Onlangs is echter een evaluatierapportage (1997) verschenen die aangeeft dat de huidige klassenindeling te ongenueanceerd is voor de beoordeling van verspreiding, gelet op de milieurisico's en kosteneffectiviteit. Uit nader onderzoek moet blijken aan welke eisen met betrekking tot de samenstelling, baggerspecie bij verspreiding moet voldoen. De voorliggende rapportage bevat de resultaten van de tweede fase van een modelleringsproject dat een bijdrage levert aan voornoemd nader onderzoek. *Er worden beelden geschetst van de kwaliteit van de waterbodem met betrekking tot de vier metalen cadmium, koper, lood en zink in afhankelijkheid van diverse emissiebronnen in zand-, klei en veensloten.* De reeds afgeronde eerste fase van deze studie bevat een prognose van de gehalten van Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen (PAK) in waterbodem en landbodem in het landelijk gebied. In het vervoltraject zal een eerste verkenning van de actuele risico's tengevolge van het verspreiden van met metalen en PAK verontreinigde baggerspecie worden uitgevoerd.

Metalen in regionale waterbodems

De gelijkheid van waterbodem qua gehalte organisch stof en lutum op de omringende landbodem duidt op het belang van de aanvoer van landbodem materiaal voor de vorming van de waterbodem in het landelijk gebied. In de landbodem van het landelijk gebied worden verhoogde metaalgehalten aangetroffen door historische belasting vanuit de atmosfeer en via de mestgift. Het bewerken van land, verwaaien, uit- en afspoelen en afkalven vormen een bron van metalen voor de waterbodem. Baggeren wordt verricht om waterdiepte te handhaven en hoeft niet per definitie synoniem te zijn met het effectief verwijderen van metalen. Er zal altijd slib achterblijven, waardoor in watergangen een metaalniveau vanuit het verleden in stand kan blijven en doorwerken in de toekomstige ontwikkeling van de waterbodemkwaliteit. Kortom, metaalbelasting vanuit de landbodem en specie die achterblijft uit het verleden vormen een 'bron' die van betekenis is in de huidige gehalten die in waterbodems in het landelijk gebied worden aangetroffen. Kwantitatief zijn deze aspecten moeilijk in te vullen, er zal rekening moeten worden gehouden met een grote onzekerheid. Daarnaast zal er in regionale watergangen ook een belasting optreden via de waterfase, hetzij opgelost hetzij via zwevend stof verontreinigd met zware metalen. In veel gevallen liggen de concentraties ruim boven de grenswaarden. Belasting van regionale wateren vindt behalve door directe atmosferische

depositie, aanvoer van bodemmateriaal en de aanvoer van water ook plaats door verschillende additionele bronnen, zoals afspoeling en verwaaiing van wegen, RWZI-effluenten, overstorten en aanvoer van gebiedsvreemd water.

Modelconcept en uitgangspunten

Het voor dit project ontwikkelde model IRIS (Integraal Risico Instrumentarium Sloten) beschrijft een 'gemiddeld' slootsysteem. Deze modelsloot is 300 meter lang, 2 meter breed (waterbreedte) en heeft een totaaldiepte (water + sediment) van 0,75 meter. Deze modelsloot is opgebouwd uit een waterkolom (met een variabele diepte) met onderliggend sediment, welke wordt onderverdeeld in een aërobe toplaag met een vaste dikte en een variabele anaërobe laag die aangroeit. In deze 3 compartimenten worden de variabelen organisch materiaal (OM), lutum, grof zandig materiaal, en de afzonderlijke metalen (cadmium, koper, lood en zink) doorgerekend als functie van de verschillende processen. Processen als invoer, adsorptie, sedimentatie, baggeren, afbraakprocessen en dergelijke zijn in de IRIS-sedimentmodule opgenomen.

Voor het model is gebruik gemaakt van probabilistische modellering. In tegenstelling tot modellen die één antwoord op een bepaald moment leveren, nemen probabilistische modellen de onzekerheden mee in de modeluitkomsten. Voor elke onzekere parameter wordt per simulatie één waarde uit een kansverdeling van de parameterwaarde getrokken. De uitkomst van het model als gevolg van één enkele simulatie (waarin met de getrokken set parameters éénmaal een periode van 50 jaar wordt doorgerekend) wordt weggeschreven. Door veel simulaties uit te voeren ontstaat een kansverdeling van mogelijke modeluitkomsten waarmee een risicoanalyse uitgevoerd kan worden.

Achtergrondbelasting in zand en klei grote kans op klasse 0, in veen voor koper klasse 2 en overige metalen vooral klasse 1 specie

Achtergrondbelasting blijkt voor alle metalen in zandsloten een grote kans op klasse 0 specie te veroorzaken. In kleislotten geldt dat ook met uitzondering van zink waarbij 48% kans op klasse 1 specie aanwezig is. Alleen in het geval van koper blijkt, bij ontbreken van klasse 1, een klein percentage kans op klasse 2 te bestaan (15% in zand en 7% in klei). Voor veensloten geldt echter een heel ander verhaal. Daarin wordt voor cadmium en lood nog ongeveer evenveel kans op klasse 0 als klasse 1 specie berekend, maar voor zink geldt dat het merendeel van het gevormde sediment in klasse 1 zal vallen. Voor koper blijkt 71% kans te zijn op klasse 2 sediment en zelfs 3% kans op klasse 3. Dit lijkt, gezien de beschikbare meetgegevens, een redelijke uitkomst van het model.

Additionele belasting zorgt in veen voor geringe verschuiving in klasseverdeling, in klei- en zandsloten ontstaat echter voor koper klasse 2 en voor de andere metalen voornamelijk klasse 1 specie

Additionele bronnen veroorzaken bij veen slechts een kleine verschuiving in klasseindeling, aangezien al een grote kans op klasse 1 specie bij achtergrondbelasting bestond en voor koper klasse 2. Bij zand- en kleislotten is dat echter anders. Voor lood en in iets mindere mate voor cadmium geldt dat er nog maar een kleine toename van de kans op klasse 1 is bij additionele bronnen. Voor zink neemt deze kans daarentegen behoorlijk toe afhankelijk van type belasting. Bij zink zorgen RWZI-effluent en inlaat van gebiedsvreemd water voor de grootste toename in kans op overschrijding van de streefwaarde. Riooloverstorten en afspoeling van wegen laten dit in mindere mate zien. Voor koper geldt dat in zand voornamelijk kans op klasse 2 specie ontstaat. In kleislotten geldt dat wat minder, alleen RWZI-effluent laat een grote kans op klasse 2 specie zien. Deze laatste veroorzaakt een zeer grote kans op klasse 2 specie in alle typen sloot en zelfs een kleine kans op klasse 3. Deze resultaten blijken redelijk goed overeen te komen met de schaarse veldgegevens. Wanneer scenario's met een worst-case belasting worden doorgerekend, ontstaat een grote spreiding in de resultaten waarbij ook klasse 3 en 4 specie kan ontstaan. Deze scenario's zullen in werkelijkheid echter weinig voorkomen, mede gezien de klasseindeling zoals deze gegeven is door de CIW/CUWVO. Validatie van de modelresultaten bleek gecompliceerd te zijn, omdat in het veld veelal sprake is van combinaties van additionele bronnen en achtergrondbelasting. Gegeven de onzekerheid in emissies en de vereenvoudigingen in het model worden de modelresultaten niet tegengesproken door veldgegevens.

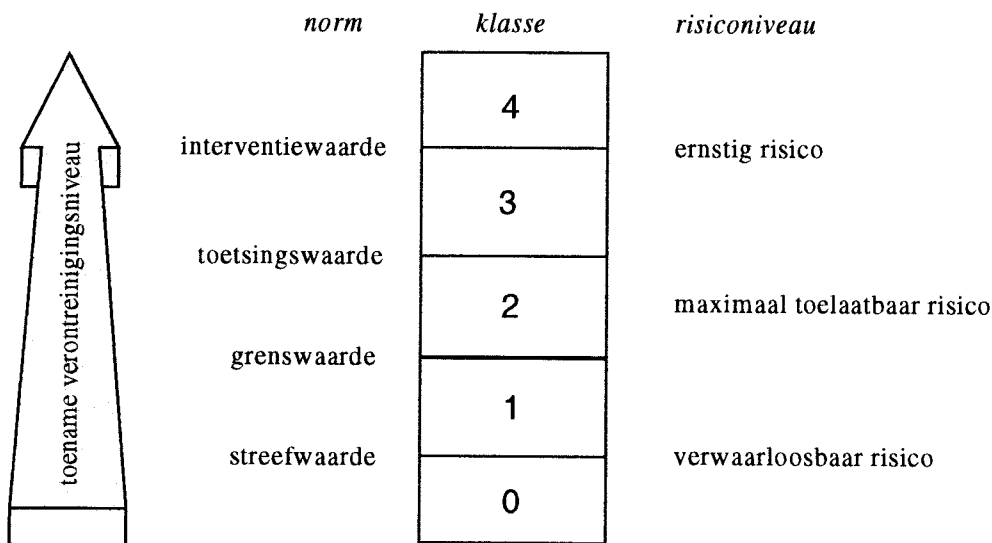
In de komende decennia vermoedelijk weinig kans op verbetering van de kwaliteit

Bij de aanwas van waterbodem is het aandeel vanuit de landbodem groot. Voor de belasting in het model is gebruik gemaakt van gemeten gehalten. Een trend in bodemgehalten blijft onduidelijk. Bij de metalen cadmium, koper en zink is de mestgift de belangrijkste belasting. Deze term is opgenomen in de gemeten bodemgehalten waarop de achtergrondbelasting is gebaseerd en uitwerking naar toekomstscenario's blijkt niet kwantificeerbaar. Doordat het aandeel van de landbodem bij de vorming van sediment groot is en het waarschijnlijk is dat de landbodemgehalten de komende jaren niet sterk zullen verbeteren (van Drecht, 1998), is het aannemelijk dat een verbetering van de kwaliteit van nieuw te vormen sedimenten in regionale wateren met achtergrondbelasting de komende jaren niet zal optreden.

1. INLEIDING

1.1 Aanleiding en doelstellingen

Een groot deel van de watergangen in het landelijk gebied wordt éénmaal per 5 tot 10 jaar gebaggerd om voldoende waterdiepte te behouden en daarmee de af- en aanvoer van water te borgen. Jaarlijks komen hierbij enkele miljoenen m³ baggerspecie vrij die grotendeels op het aangrenzende land worden verspreid (Unie van Waterschappen, 1996). Op basis van vier milieukwaliteitsnormen worden 5 klassen baggerspecie onderscheiden (figuur 1.1). De (eco-)toxicologische risicogrenzen ter onderbouwing van de streef-, grens- en interventiewaarden zijn tevens globaal weergegeven. De niveaus waarop de risicogrenzen in figuur 1.1 zijn geplaatst ten opzichte van de normen kunnen tussen stoffen en milieucompartimenten (b.v. landbodem en sediment) verschillen (Beek, 1995), vandaar dat dit alleen globaal weergegeven kan worden.



Figuur 1.1 Relatie tussen verontreinigingsgraad, normen en klasse-indeling van waterbodems.

De vrijkomende specie mag op de aangrenzende landbodem verspreid worden indien het klasse 0, 1 of 2 specie betreft. Voor klasse 2 specie geldt de beperking dat verspreiding alleen in een strook van 20 meter aan weerszijden van de watergang is toegestaan (Beleidsstandpunt Verwijdering Baggerspecie, 1993). Het verspreiden van klasse 1 en 2 specie kan bijdragen aan een diffuse belasting van de landbodem en wordt in principe na het jaar 2000 voor klasse 2, en na 2010 voor klasse 1, niet meer toegestaan. De mogelijkheid om deze beleidslijn te realiseren is afhankelijk gesteld van:

- voldoende voortgang van het preventieve beleid; m.a.w. is het haalbaar dat de nieuw af te zetten waterbodem na 2000 voornamelijk in klasse 1 valt;
- de beschikbaarheid van de mogelijkheid voor het toepassen, storten en verwerken van vrijkomende specie.

Aanvankelijk werd een definitief besluit over afbouw van de verspreiding van klasse 1 en 2 specie op basis van een evaluatie van het beleidsstandpunt verwijdering baggerspecie in 1997 verwacht. De onlangs verschenen evaluatierapportage (Min. VROM, 1997) gaat nader in op de verwachting dat ook na het jaar 2000 nog klasse 2 specie zal blijven ontstaan. De rapportage gaat tevens in op het feit dat de huidige klasse-indeling te ongenueanceerd is voor de beoordeling van verspreiding, gelet op de milieurisico's en kosteneffectiviteit. In het ontwerp van de 4^e Nota Waterhuishouding (Min. V&W, 1997) wordt nader onderzoek aangekondigd waaruit moet blijken aan welke eisen met betrekking tot de samenstelling baggerspecie bij verspreiding moet voldoen opdat zowel op korte als op lange termijn schade aan de landbodemkwaliteit wordt uitgesloten en duurzaam gebruik van de bodem kan worden veilig gesteld. Vóór het jaar 2000 wordt besloten welke kwaliteit baggerspecie in dit kader kan blijven worden verspreid (4^e Nota Waterhuishouding, Min V&W, regeringsvoornemen 1997).

In november 1995 is bij het Laboratorium voor Water en Drinkwateronderzoek van het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu een project gestart dat op basis van kwantitatieve relaties tussen bronnen en waterbodem een beter inzicht dient te geven in de kwaliteitsontwikkeling van waterbodem en landbodem (waar baggerspecie op wordt verspreid) op de middellange termijn (prognose voor het jaar 2040) en bovendien een generiek beeld schetst voor de situaties in klei-, veen- en zandgebieden. De prognose over een langere periode doet recht aan de intrinsieke eigenschappen van het milieucompartiment waterbodem, dat immers een historische belasting bevat. De waterbodemkwaliteit volgt met een zekere vertraging de kwaliteitsontwikkeling in zwevend stof. Met een baggerfrequentie van bijvoorbeeld eens per 10 jaar duurt het enkele decennia voordat een goed beeld ontstaat van de uitwerking van b.v. emissiereducerende maatregelen op de bodemkwaliteit. De studie wordt in twee fasen uitgevoerd; de eerste fase omvat de prognose van de waterbodemkwaliteit in regionale wateren, de tweede fase de prognose van de landbodemkwaliteit onder invloed van het verspreiden van baggerspecie (Beurskens, 1995). Gekozen is voor een modelmatige aanpak met het accent op sloten in het landelijk gebied.

Voor PAK zijn de resultaten van het modelonderzoek reeds gepubliceerd in twee rapporten (Kramer et al., 1997; Huiting et al., 1997). In dit rapport zal op een identieke wijze als bij PAK worden ingegaan op huidige en toekomstige gehalten van de zware metalen cadmium, koper, lood en zink in regionale waterbodems en de effecten van verspreiding daarvan op het aangrenzende land. De huidige rapportage heeft betrekking op de eerste fase waarin de volgende concrete doelstellingen worden onderscheiden:

1. Simulatie van de huidige waterbodemkwaliteit in sloten (klei, veen en zand) in afhankelijkheid van de diverse emissie-routes en karakteristieken van de watergang.
2. Prognose van de toekomstige waterbodemkwaliteit in afhankelijkheid van emissie-routes, karakteristieken van de watergang en scenario's voor de toekomstige ontwikkeling van de diverse emissiebronnen.

Deze eerste fase levert informatie ten behoeve van de bovenvermelde evaluatie, in het bijzonder voor het onder "a" genoemde aspect (voortgang preventie) en geeft daarmee mede invulling aan actiepunten 17 van het Beleidsstandpunt Verwijdering Baggerspecie (1993). De studie wordt in nauwe samenwerking met enkele waterschappen uitgevoerd. De samenstelling van de begeleidingscommissie is weergegeven in Bijlage I.

De tweede fase van het project, die grotendeels parallel aan fase 1 is uitgevoerd en waarover gerapporteerd wordt in van Dijk et al. (1998), zal een beeld schetsen van de mogelijke milieubezwaarlijkheid van het op land verspreiden van slootspecie op de lange termijn (2040).

1.2 Achtergrond

1.2.1 Zware metalen in het milieu

1.2.1.1 Achtergrondgehalten

Van nature komen zware metalen al in het milieu voor. Dergelijke natuurlijke achtergrondgehalten zijn moeilijk te bepalen. Van den Hoop (1995) heeft een literatuurstudie uitgevoerd naar metingen van metaalgehalten in niet verontreinigde sedimenten. Deze geven een idee van het natuurlijke achtergrondgehalte in waterbodems (tabel 1.2). Gebrek aan gegevens van Nederlandse sedimenten maakt het echter moeilijk om natuurlijke achtergrondgehalten af te leiden voor regionale waterbodems (van den Hoop, 1995a). In Nederland worden derhalve de zogeheten referentielijnen gebruikt (TCB, 1990; 1992). Deze referentielijnen zijn gebaseerd op de 90 percentiel waarden van de regressielijnen voor organische materiaal en lutum en concentraties zware metalen op min of meer niet verontreinigde plaatsen in Nederland. Dit betekent dat deze waarden een achtergrondgehalte representeren aan de bovengrens van wat als niet verontreinigd mag worden beschouwd en dat deze waarden zeker niet als natuurlijke achtergrondgehalte kunnen gelden (Crommentuijn et al., 1997). Voor sedimenten omgerekend naar standaardbodem betekent dit dat de achtergrondgehalten gelijk zijn aan de grenswaarden voor de verschillende metalen (tabel 1.2).

Tabel 1.1 Metingen van natuurlijke achtergrondgehalten (uit Van den Hoop, 1995) in mg. kg⁻¹ en de in Nederland gebruikte referentiewaarden (TCB, 1990; 1992)

| | Cd | Cu | Pb | Zn | referentie |
|--|-----------|----------|----------|---------|-----------------------------|
| Yangtze ^a | 0.123 | 17.37 | 10.90 | 61.50 | Licheng en Kezhun (1992) |
| Lune (GB) | | 17-19 | 37-53 | 123-130 | Eyers en Pugh-Thomas (1978) |
| Brett&Chelmer (GB) | 0.12-2.62 | | 17.4-128 | | Barak en Mason (1989) |
| Maarsseveense meer ^b | 0.06-0.65 | 1.7-20.8 | 2.5-28.8 | 12-62 | Timmermans et al. (1991) |
| Rijn | 0.25 | 13 | 21 | 68 | Salomons (1983) |
| in Nederland gebruikte referentiewaarden | 0.8 | 36 | 85 | 140 | TCB (1990;1992) |

^a: gemiddelde gehalte uit 12 metingen.

^b: omgerekend naar standaardbodem.

1.2.1.2 Antropogene invloed

Door tal van menselijke activiteiten zijn zware metalen, die uit ertsen worden gewonnen, zodanig verspreid dat er op een groot aantal lokaties gehalten ver boven de achtergrond te vinden zijn. Voor lood gaat deze verspreiding zelfs terug tot de tijd van de Griekse en Romeinse oudheid. Met name sinds de industriële revolutie is deze verspreiding sterk toegenomen. In het onderhavige onderzoek ligt de nadruk op de diffuse belasting in het landelijke gebied. De belangrijkste emissieroutes voor de vier in dit rapport onderzochte metalen worden in hoofdstuk 3 opgesomd. Voor het landelijke gebied is het echter duidelijk dat in het geval van cadmium, koper en zink de mestgift voor ongeveer 75-80% bijdraagt aan de diffuse belasting van landbouwgronden, terwijl de loodbelasting voor ongeveer 75% uit atmosferische depositie bestaat (Fraters, 1991; Van Drecht et al., 1996; van Dijk et al., 1998).

Uit de Landelijke Watersysteemrapportage 1996 (Commissie Integraal Waterbeheer, CUWVO, werkgroep VII, 1996) blijkt dat waterbodemplgehalten van regionale wateren voor een groot deel in klasse 2 of hoger geclassificeerd kunnen worden (zie tabel 1.1). Dit is echter het gehele regionale bestand, waarin ook door stedelijke gebieden beïnvloede monsterpunten opgenomen zijn. Overall blijkt in 71.3% de grenswaarde te worden overschreden. Daarbij zijn Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen (PAK) veelal de klasse-bepalende verontreiniging. Toch blijken zware metalen ook hun steentje bij te dragen. Bij het analyseren van de effecten van het op de kant afzetten van klasse 2 verontreinigd baggerspecie zal daarom ook aandacht aan deze categorie stoffen moeten worden geschonken.

Tabel 1.2 Percentage waterbodems in regionale wateren in klasse 2 of hoger als gevolg van verontreiniging met PAK en/of zware metalen.

| | % waterbodems klasse 2 of hoger | % waterbodems in klasse 2 |
|------------|---------------------------------|---------------------------|
| Som 10 PAK | 70 | 54 |
| Cadmium | 11 | 8 |
| Koper | 32 | 24 |
| Lood | 1 | n.v.t. |
| Zink | 13 | 6 |

1.2.2 Zware metalen: normering en klasse-indeling voor waterbodems

De milieukwaliteitsnormen voor waterbodems zijn weergegeven in tabel 1.3 (MILBOWA, 1991; Evaluatie Nota Water, 1993). Streefwaarden zijn gebaseerd op het niveau waarop het ecotoxicologische risico van de aanwezigheid van een stof verwaarloosbaar is. De interventiewaarde geeft aan dat er sprake is van ernstige verontreiniging met een ecotoxicologisch risico voor het ecosysteem. Gezien de ecotoxicologische basis van de normen dient rekening gehouden te worden met de biologische beschikbaarheid van de metalen in verschillende omstandigheden. Deze hangt onder andere af van het gehalte organische stof en lutum in de waterbodem. Bij normering dient dan ook gedifferentieerd te worden naar grondsoort. Bij de toetsing van aangetroffen metaalgehalten aan de normen dient ofwel deze norm gecorrigeerd te worden voor de aangetroffen gehalten organische stof en lutum ofwel de aangetroffen gehalten omgerekend te worden naar de standaardbodemsamenstelling waarop de norm gebaseerd is. Het organische stof en lutum gehalte is bij de zogenaamde standaardbodemsamenstelling respectievelijk 10 en 25%.

Bij enkele metalen ontbreken sommige waarden, hiervoor geldt dat de waarde daarvoor gelijk is aan de norm daaronder. Bij koper bv. zijn de streefwaarde en de grenswaarde identiek. Dit houdt in dat er geen klasse 2 baggerspecie bestaat, maar dat er van klasse 1 meteen naar klasse 3 wordt overgegaan.

*

Tabel 1.3 De kwaliteitsnormen voor de onderzochte metalen (in mg. kg⁻¹ d.s.) voor het compartiment waterbodem met standaard samenstelling (10% organische stof en 25% lutum).

| metaal | streefwaarde | grenswaarde | toetsingswaarde | interventiewaarde |
|---------|--------------|-------------|-----------------|-------------------|
| cadmium | 0.8 | 2.0 | 7.5 | 12.0 |
| koper | 35 | - | 90 | 190 |
| lood | 85 | 530 | - | - |
| zink | 140 | 480 | - | 720 |

Onlangs heeft een herziening plaatsgevonden van de Maximaal Toelaatbare Risico (MTR) en Verwaarloosbare Risico (VR) niveaus voor de metalen in het kader van de integrale normstelling van stoffen (Crommentuijn et al., 1997). Hierbij is uitgegaan van achtergrondgehalten zoals in §1.4.1.1 beschreven. In tabel 1.4 staan de oude en nieuwe MTR waarden en de nieuwe VR waarden. Momenteel wordt op basis hiervan gediscussieerd over een mogelijke bijstelling van de normen.

Tabel 1.4 Oude en nieuwe MTR waarden en nieuwe VR waarden voor metalen in mg. kg⁻¹ d.s. geldend voor standaardbodem.

| metaal | MTR (oud) ^a | MTR (nieuw) | VR (nieuw) |
|---------|------------------------|-------------|------------|
| cadmium | 14 | 30 | 1.1 |
| koper | 60 | 73 | 36 |
| lood | 860 | 4800 | 132 |
| zink | 120 | 620 | 145 |

^a: Van de Meent et al., 1990.

1.2.3 Leeswijzer

In hoofdstuk 2 zal eerst kort worden ingegaan op een aantal aspecten met betrekking tot waterbodems in regionale wateren. Vervolgens zal in hoofdstuk 3 uitgebreid worden ingegaan op de diffuse belasting van regionale wateren met de vier gekozen zware metalen. In de hoofdstukken 4 en 5 staan achtereenvolgens de modelstructuur en de modelanalyse centraal. Deze twee hoofdstukken vormen de minimaal benodigde technische informatie om het model kort te karakteriseren. In hoofdstuk 6 worden de resultaten van de toepassing van het model getoond, waarbij de huidige situatie wordt gekarakteriseerd in afhankelijkheid van de diverse emissiebronnen. De hoofdstukken 2 tot en met 6 worden telkens afgesloten met een samenvattende paragraaf waarin de essentie van dat hoofdstuk kort wordt weergegeven. Na een algemene discussie waarin de resultaten in relatie met de huidige beleidsontwikkelingen worden gebracht, worden de conclusies en opties voor vervolg-activiteiten gegeven in hoofdstuk 7.

2. WATERBODEMS IN REGIONALE WATEREN

2.1 Vorming van waterbodem in regionale wateren

De veelal eutrofe sloten in het landelijk gebied worden gekenmerkt door een weelderige plantengroei. Om een snelle verlanding te voorkomen wordt er ten minste éénmaal per jaar geschoond, d.w.z. dat het overgrote deel van de waterplanten en oeverbegroeiing wordt verwijderd dan wel gemaaid en op de kant gelegd. Hiermee wordt een groot deel van de plantenmassa uit de watergang verwijderd. Een deel van de biomassa productie in de watergang zal afsterven en bezinken en op deze wijze bijdragen aan de vorming van de sliblaag. In hoeverre de sliblagen in klei-, veen- en zandgebieden zich onderling onderscheiden qua organisch stof en lutum samenstelling of juist op elkaar gaan lijken door de aanvoer van organisch stof vanuit de primaire productie, is grotendeels onbekend.

In het onderzoek m.b.t. PAK is naar voren gekomen dat er een sterke gelijkenis bestaat tussen de samenstelling van de landbodem en de waterbodem (Kramer et al., 1997). Deze gelijkenis van de sliblaag, qua organisch stof en lutum gehalte met de omringende landbodem duidt op het belang van de aanvoerroute van de landbodem als matrix voor de sliblaag. De snelheid waarmee de sliblaag aangroeit is zelden een onderwerp van nauwgezette metingen geweest. De beperkte gegevens die beschikbaar zijn duiden op een aangroei van 5 tot 8 cm/jr (Boeyen, 1991); uiteraard kan er een sterke variatie tussen lokaties bestaan. Veelal wordt aangenomen dat de sliblaag in regionale wateren met 2 tot 5 cm per jaar toeneemt. Na een periode van 5 tot 15 jaar wordt de ontstane sliblaag van enkele decimeters verwijderd. Dit baggeren dient overigens beslist onderscheiden te worden van het hierboven beschreven schonen.

Door tal van emissieroutes kunnen verontreinigingen direct en indirect (via uit- en afspoeling) in het oppervlaktewater belanden. Met de afvoer van overtollig regenwater worden ook verontreinigingen (opgelost en gebonden aan deeltjes) meegevoerd naar het oppervlaktewater. Door het hydrofobe karakter van zware metalen zullen zij in hoge mate binden aan met name zwevende stof en sediment. Eenmaal aangeland in de waterbodem zullen metalen verder accumuleren doordat organisch stof in de zuurstofloze sliblaag wel afbreekbaar is in tegenstelling tot de metalen onder deze condities. Sedimenten met AVS (Acid Volatile Sulfide) zijn in staat om grote hoeveelheden zware metalen te binden (Ankley et al., 1996; Mahony et al., 1996). In deze sedimentlaag zal het grootste deel van de metalen niet biologisch beschikbaar zijn (Berry et al., 1996; Hansen et al., 1996) aangezien zij als sulfide precipitaat slecht oplosbaar zijn en AVS in slootsediment in hoge concentraties voorkomt (Van den Hoop, 1995b).

2.2 Metaalgehalten in land- en waterbodem

Net als bij organisch materiaal, lutum en PAK (Kramer et al., 1997) is het zeer aannemelijk dat een grote invoerroute van metalen in regionale watergangen via uit- en afspoeling, afkalving en verwaaiing van de aangrenzende landbodem plaatsvindt. Onlangs zijn door het RIVM de metaalgehalten in diverse typen landbouwbodems in Nederland gerapporteerd (Lagas en Groot, 1996; Groot et al., 1996; Van Drecht et al., 1996). Hierbij gaat het om bodems die primair vanuit de atmosfeer en via de mestgift zijn belast. De resultaten maken duidelijk dat de gehalten in de toplaag van de bodem in het landelijk gebied, omgerekend naar een standaard bodemsamenstelling, al richting streefwaarde gaan en soms zelfs daarboven (zie Van Dijk et al., 1998). Dit betekent dat het bewerken van land, verwaaien en afkalven van landbodem niet uitsluitend als een bron van schone grond naar het watersysteem is te beschouwen, maar tevens een emissie-route voor metalen vormt. In feite is een beperkte additionele emissie van metalen in het watersysteem voldoende om in de waterbodem de streefwaarde te doen overschrijden. In principe is het zelfs mogelijk dat door de afbraak van het organisch materiaal in de waterbodem terwijl de metalen niet afgebroken worden, na standaardisatie voor het gehalte organisch stof, een overschrijding van de streefwaarde ontstaat zonder de invloed van additionele bronnen. De hoeveelheid grond die door landbewerking, verwaaien en afkalven uiteindelijk bijdragen aan de waterbodemvorming is moeilijk te kwantificeren. In gebieden waar weinig gebiedsvreemd water (met zwevend stof) wordt ingelaten, lijken de genoemde processen echter substantieel bij te dragen aan de opbouw van de sliblaag, naast de aanvoer van afstervend organisch materiaal uit de waterkolom.

Naast invoer vanaf de slootkant zal een deel van de belasting via de waterfase plaatsvinden. Sinds 1970 zijn reductiemaatregelen uitgevoerd die tot eind '80 in regionale wateren tot lagere metaalconcentraties in de waterfase hebben geleid, waarna een stabilisatie is opgetreden (CIW/ CUWVO, 1996). Voor cadmium blijkt dat het gemiddelde van de metingen nog ruim een factor 2 boven de grenswaarde blijft schommelen zonder dat er sprake is van enige trend. Ook voor koper geldt dat de concentraties ruim boven de grenswaarde blijven steken. De loodconcentraties voldoen daarentegen al geruime tijd aan de grenswaarde, hoewel ook daarin geen verbetering sinds 1985 optreedt. Hierdoor blijven de concentraties ruim een factor 2 boven de streefwaarde. Voor zink tenslotte geldt hetzelfde als voor koper: de concentraties liggen al enige jaren ruim boven de grenswaarde zonder dat er sprake is van enige verbetering.

2.3 Het baggeren van regionale wateren

Het baggeren van watergangen in het landelijk gebied wordt primair verricht om een minimale waterdiepte in stand te houden. Dit betekent dat de frequentie van baggeren en de hoeveelheid specie die verwijderd wordt sterk afhankelijk is van het systeem. In zanderige gebieden kunnen de perioden tussen baggeren oplopen tot 15 of 20 jaar. In veengebieden wordt veelal eens in de 10 jaar gebaggerd. Hoeveel specie er verwijderd wordt kan sterk wisselen. Doordat het doel het behalen van een zekere waterdiepte is, is het goed mogelijk dat een deel van de sliblaag achterblijft in de watergang. Ook de baggertechniek kan sterk verschillen en van invloed zijn op de hoeveelheid specie die verwijderd wordt. In zand- en kleigebieden wordt veel gebruik gemaakt van een gesloten bak aan een kraan. In veengebieden wordt ook gebruik gemaakt van een zuiger die de specie vervolgens op de kant spuit. Om beschadiging van de oever en eventuele beschoeiing te voorkomen wordt juist in het midden van de watergang de specie gebaggerd. Achterblijvende specie zal zich na het baggeren waarschijnlijk herverdelen. Ook is het mogelijk dat doelbewust slechts tot een bepaalde profiel-diepte wordt gebaggerd en er enkele decimeters slib achterblijven. Tijdens het baggeren zal een deel van de specie opwervelen en juist aan deze fijne deeltjes zitten vaak de hoogste gehalten van verontreinigingen. Na het baggeren zullen deze deeltjes weer bezinken ("spoelbagger"). Kortom, er blijft altijd een deel van de verontreinigde specie in de watergang achter. Indien dit sterk verontreinigd is, dan zal deze erfenis mede bepalend zijn voor de kwaliteit van de zich vervolgens afzettende specie.

2.4 Samenvatting

De gelijkheid van waterbodem qua gehalte organisch stof en lutum op de omringende landbodem duidt op het belang van de aanvoer van landbodem materiaal voor de vorming van de waterbodem in het landelijk gebied. In de landbodem van het landelijk gebied worden verhoogde metaalgehalten aangetroffen door historische belasting vanuit de atmosfeer en via de mestgift. Het bewerken van land, verwaaien, uit- en afspoelen en afkalven vormen een bron van metalen voor de waterbodem. Baggeren wordt verricht om waterdiepte te handhaven en hoeft niet per definitie synoniem te zijn met het effectief verwijderen van metalen. Er zal altijd slib achterblijven, waardoor in watergangen een metaalniveau vanuit het verleden in stand kan blijven en doorwerken in de toekomstige ontwikkeling van de waterbodemkwaliteit. Kortom, metaalbelasting vanuit de landbodem en specie die achterblijft uit het verleden vormen een 'bron' die van betekenis is in de huidige gehalten die in waterbodems in het landelijk gebied worden aangetroffen. Kwantitatief zijn deze aspecten moeilijk in te vullen, er zal rekening moeten worden gehouden met een grote onzekerheid.

Daarnaast zal er in regionale watergangen ook een belasting optreden via de waterfase, hetzij opgelost hetzij via zwevend stof verontreinigd met zware metalen. In veel gevallen liggen de concentraties ruim boven de grenswaarden.

3. BELASTING REGIONALE OPPERVLAKTEWATEREN

3.1 Inleiding

Recentelijk is door verschillende onderzoekers getracht de kwaliteitsontwikkeling in regionale waterbodems te simuleren (de Rooij et al., 1995; BKH, 1994). Hierbij is geconstateerd dat uitsluitend op basis van geïdentificeerde bronnen van metalen niet de gehalten konden worden bereikt die veelal in het landelijk gebied worden gemeten. Dit betekent dat een diffuse achtergrondbelasting een cruciale rol speelt in de totale belasting van regionale wateren. Deze diffuse belasting kan tot stand komen door atmosferische depositie, landbewerking, verwaaiing, afkalving, en afspoeling van de landbodem die ook een zeker verontreinigingsniveau bezit. In §2.2 is al uiteengezet dat deze achtergrondbelasting verantwoordelijk kan zijn voor overschrijding van de streefwaarde in de slootbodems. In dit hoofdstuk zal derhalve eerst aandacht worden besteed aan deze achtergrondbelasting die onderscheiden wordt van additionele bronnen zoals RWZI-effluent of overstorten. Dit onderscheid is tevens van belang voor de waterbeheerder, immers de achtergrondbelasting ligt voor een groot deel buiten de invloedssfeer van waterschappen.

3.2 Achtergrondbelasting

Achtergrondbelasting van regionale wateren vindt plaats via drie verschillende routes:

- atmosferische depositie
- verwaaiing, afkalving en uit- en afspoeling vanaf de aangrenzende landbodem
- aanvoer van water

De achtergrondbelasting via atmosferische depositie van regionale wateren is op te delen in twee componenten, namelijk de directe en de indirecte belasting door atmosferische depositie. Indirecte belasting vindt plaats door atmosferische depositie op land waarna een metaalflux naar het aangrenzende water optreedt. Daarnaast is er een flux van landbodem doordat hierover metaalhoudende kunstmest en/of dierlijke mest wordt verspreid. Behalve deze routes is er ook nog de aanvoer van metalen via de waterfase. Afhankelijk van waterhuishouding zal deze aanvoer voor een deel uit gebiedsvreemd water kunnen bestaan; deze flux wordt echter als additionele bron behandeld. Wel als achtergrondbelasting wordt de aanvoer van gebiedseigen water beschouwd. De bronnen worden in de volgende paragrafen verder toegelicht.

Bij alle scenario's is er een onderscheid gemaakt naar type bodem waarbij de verschillen in landgebruik niet zijn meegenomen. Dit onderscheid wordt gemaakt aangezien bij de omrekening naar standaardbodem het percentage organisch materiaal en lutum meegenomen wordt. In de modelberekeningen worden zand-, klei- en

veensloten onderscheiden, waarbij de verschillen in %OM en %IM ontstaan door een verschil in invoer (zie §4.2.1).

3.2.1 Atmosferische depositie

Tal van menselijke activiteiten leiden tot emissies van metalen naar de atmosfeer. Met name verbranding door industrieën, huishoudens en verkeer alsook emissies vanuit de metaalindustrie leveren de belangrijkste bijdrage aan de verontreiniging van de atmosfeer. De concentraties in de lucht van verontreinigingen zijn niet homogeen verdeeld over Nederland door de concentratie van industrie in bepaalde gebieden (Rijnmond, Ruhrgebied) en de heersende windrichting. Metalen kunnen vervolgens via droge en natte depositie op de bodem en het oppervlaktewater terecht komen. Meer dan 90% van de depositie in Nederland komt van emissies uit Nederland zelf en de omliggende landen, nl. de andere Benelux landen, Duitsland, Groot-Brittannië en Frankrijk (Baart et al., 1995).

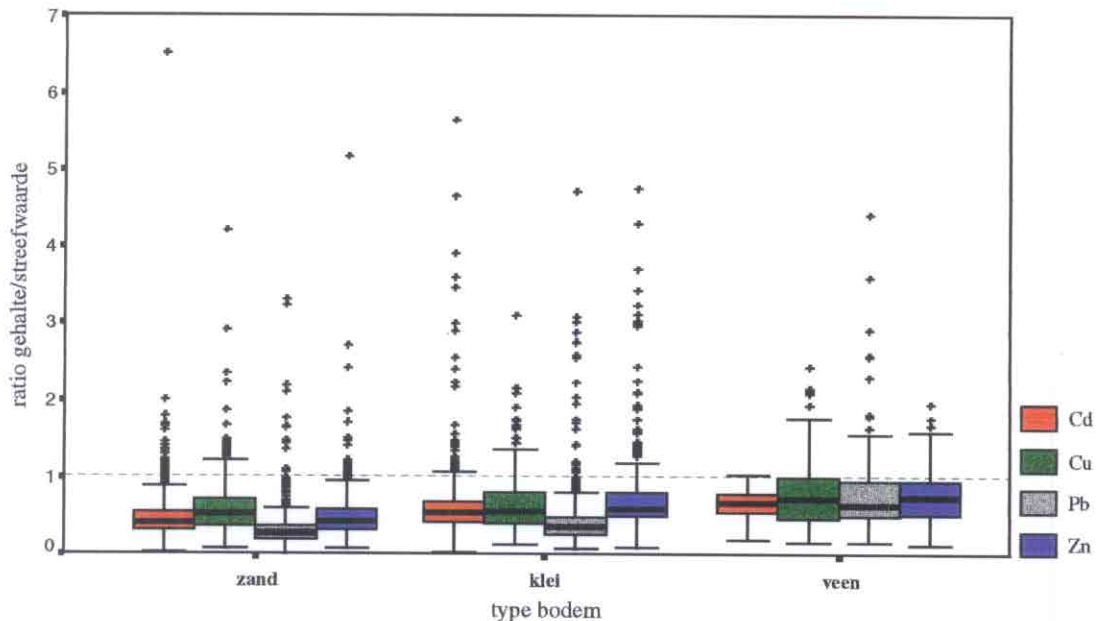
Uitgebreide metingen van atmosferische depositie van metalen in Nederland zijn helaas schaars (Coppoolse et al., 1993). Schattingen van atmosferische depositie met behulp van modellen zijn wel recentelijk beschikbaar gekomen. Op basis van industriële productiviteit en andere emitterende activiteiten wordt met behulp van emissiefactoren een schatting van de emissie verkregen. Vervolgens wordt het transport en de reactiviteit in de atmosfeer gesimuleerd. Door TNO en het RIVM is op basis van deze gegevens m.b.v. het model EUTREND de atmosferische depositie van metalen in Nederland berekend (Baart et al., 1995). Uiteraard zitten hier grote onzekerheden in en is validatie van de uitkomsten slechts ten dele mogelijk door het gebrek aan meetgegevens.

Door de ruimtelijke inhomogeniteit en de onzekerheden voortkomend uit het gebruik van het model EUTREND is het noodzakelijk om de gegevens op een probabilistische wijze te benaderen. Deze werkwijze zal in hoofdstuk 5 uitgebreid aan de orde komen. Van belang hier is dat de atmosferische depositie berekend is voor Europa, verdeeld in vakken van 50 bij 50 km. Het deel waarin Nederland ligt is geselecteerd en daarvan is de ruimtelijke verdeling in $g_{\text{metaal}} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jaar}^{-1}$ gebruikt om een verdeling te genereren van de directe invoer in de modelsloot in $g_{\text{metaal}} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{sloot} \cdot \text{jaar}^{-1}$. Daarbij blijkt voor cadmium en zink een lognormale verdeling goed de verdeling van atmosferische depositie uit EUTREND te beschrijven, voor koper en lood is dit een gammaverdeling. Voor meer informatie m.b.t. de genoemde verdelingen zie bijlage 4. In bijlage 9 staan vervolgens de parameterwaarden bij deze verdelingen opgesomd.

3.2.2 Omgevingsbelasting

Zoals in hoofdstuk 2 aangegeven kan de landbodem, vooral in het geval van de regionale wateren, als een bron van metalen worden beschouwd. Door afkalving,

verwaaiing en landbewerking komt er bodemmateriaal in de watergangen terecht. Hoewel het merendeel van de door Lagas en Groot (1996) en Van Drecht et al. (1996) geanalyseerde monsters in klasse 0 ingedeeld kan worden op basis van metaalgehalte, kan deze bodem zeker niet vrij van zware metalen worden gezien. Voor alle metalen geldt namelijk dat de verhouding gehalte/streefwaarde voor het grootste deel tussen 0.5 en 1.0 ligt (zie fig. 3.2). Deze verhouding is afhankelijk van bodemtype en bodemgebruik. Aangezien bodemgebruik in dit kader niet van toepassing is, is deze factor buiten beschouwing gelaten.



Figuur 3.1 Ratio gehalte/streefwaarde bij achtergrondbelasting voor de verschillende typen bodem en metalen.

Door jarenlange atmosferische depositie en mestgift is in de landbouwgrond een historie van zware metalen in de bodem opgebouwd. Strikt genomen gaat het hierbij niet om een uitsluitend door achtergrondbelasting beïnvloed gebied, aangezien kunstmest en dierlijke mest in de hoeveelheden waarin zij worden verspreid meer een additionele belasting vormen. In hoeverre de gevonden waarden boven de natuurlijke achtergrondgehalten liggen is moeilijk te zeggen, mede door de grote spreiding in deze natuurlijke achtergrondgehalten. Vanwege de genoemde historie en de metingen is er hier echter voor gekozen om landbouwgronden zonder duidelijke additionele bronnen maar inclusief mestgift als achtergrondbelaste gebieden te beschouwen.

Zware metalen kunnen, geadsorbeerd aan het organisch materiaal en lutumdeeltjes in de bodem, in de watergang belanden. De gegevens van Lagas en Groot (1996) zijn van standaardbodemgehalten m.b.v. de gemeten percentages organisch materiaal (OM) en lutum (IM) omgerekend naar absolute gehalten. Hierbij is een onderscheid gemaakt naar de bodemtypen zand, klei en veen, maar geen onderscheid naar het landgebruik.

Vervolgens zijn de absolute gehalten omgerekend naar $g_{\text{metaal}} \cdot g_{\text{OM+IM}}^{-1}$, waarna de invoer van metalen in de sloot uitgerekend kan worden als functie van de hoeveelheid OM + IM die afspoelt e.d. Deze flux is afhankelijk van het genoemde type bodem en gekalibreerd in de eerste fase (Kramer et al., 1997). Ook deze gegevens m.b.t. de gehalten zijn gebruikt om een verdeling te genereren. Daarbij wordt de verdeling van de loodflux m.b.v. een lognormaal beschreven, de fluxen van de andere metalen worden door middel van een gammaverdeling gesampled (zie bijlage 9 voor de parameterwaarden die verschillend zijn naar gelang het type bodem).

3.2.3 Via waterfase

Via transport van gebiedseigen water door regionale watersystemen vindt aan- en afvoer plaats van zware metalen. Deze bevinden zich deels in opgeloste vorm maar vooral gebonden aan zwevend stof. Voor gebiedseigen water is daarom een belasting opgelegd waarbij aan een deel van het organisch materiaal (OM) en lutum (IM) zware metalen zijn geadsorbeerd. Ook hierbij bestaan er verschillen tussen de bodemtypen. Om deze belasting te kwantificeren zijn verdelingen van de gehalten in $g_{\text{metaal}} \cdot g_{\text{OM+IM}}^{-1}$ voor zand, klei en veengebieden gebruikt, zoals uitgerekend voor de belasting via de slootkant. De kwaliteit van het organisch materiaal en het lutum dat via de waterfase binnenkomt is dus identiek aan de kwaliteit van het OM en IM dat via verwaaiing, afkalving, afspoeling en landbewerking het systeem binnenkomt. Daarbij is aangenomen dat het organische en anorganische materiaal binnen een slootsysteem in een achtergrondsituatie voornamelijk afkomstig is uit het slootsysteem zelf (polder of stroomgebied). De hoeveelheid OM en IM verschilt echter bij die van de flux afkomstig vanaf de slootkant. Hierbij is uitgegaan van een concentratie zwevend stof in het water van $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, onderverdeeld in $30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ organisch materiaal en $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ lutum. De betreffende verdelingen van gehalten zijn uiteraard identiek aan die van de omgevingsbelasting. In bijlage 9 staan de parameterwaarden opgesomd.

3.3 Additionele bronnen

Naast de achtergrondbelasting zijn een groot aantal additionele diffuse bronnen te onderscheiden (Coppoolse et al., 1993; BKH, 1994; de Rooij et al., 1995; Annema et al., 1995; Lijzen en Franken, 1996; CUWVO/CIW, 1997). Daarbij geldt dat bemesting met dierlijke mest en kunstmest als onderdeel van de achtergrondbelasting wordt beschouwd. In tabel 3.1 staan de belangrijkste bronnen per metaal opgesomd zoals deze in het rapport "Handreiking Regionale aanpak diffuse bronnen" van de werkgroep VI van de CUWVO/CIW (1997) staan vermeld. In het rapport is de belasting van wateren met metalen vanuit de aangrenzende landbodem niet opgenomen, hoewel deze term wel voor stikstof en fosfaat is meegenomen. Duidelijk is dat RWZI's en overstorten voor een aanzienlijke aandeel in de belasting zorgen.

Op basis van twee criteria is vervolgens bepaald of een bron bij de modelberekeningen wordt meegenomen. Ten eerste moet de betreffende belasting een significant aandeel hebben in de totale belasting van de regionale watergangen. Ten tweede dient de belasting van de diffuse bron kwantificeerbaar te zijn, indien noodzakelijk met grote onzekerheidsgrenzen. Indien een bepaalde bron aan deze criteria voldoet, zal net als bij de achtergrondbelasting de genoemde onzekerheid worden meegenomen door te werken met verdelingen op basis van berekende en/of gemeten gehalten of fluxen.

Tabel 3.1 Emissies van de belangrijkste diffuse bronnen van zware metalen (in ton/jaar) en het aandeel in de totale belasting (naar: CUWVO/CIW, 1997)

| metaal | bron | belangrijkste component(en) | emissie (ton/jr) | fractie van totaal netto belasting opp. water |
|--------|-------------------------|---|------------------|---|
| Cd | | | 1.83 totaal | |
| | Industrie | fosfaatkunstmest | 0.9 | 49.2% |
| | RWZI | onbekende lozingen, huishoudelijk afvalwater & corrosie waterleidingen | 0.49 | 26.8% |
| Cu | | | 99.4 totaal | |
| | Industrie | scheepswerven, fosfaaterts | 19.9 | 20.0% |
| | Vervoer | antifouling, uitloging | 31.9 | 32.1% |
| | RWZI | corrosie waterleidingen, huishoudelijk afvalwater, vuurwerk & industrie | 32.7 | 32.9% |
| Pb | | | 132.5 totaal | |
| | Vervoer | schroefasvet & uitlaatgassen | 11.4 | 8.6% |
| | RWZI | corrosie loden stroken en waterleidingen & uitlaatgassen | 29.8 | 22.5% |
| | Overstort, Regenw.riool | zie RWZI | 37.1 | 28.0% |
| | Diversen | hengelsport & jacht | 35.2 | 26.6% |
| Zn | | | 489.4 totaal | |
| | Industrie | verf, chemische industrie & metaalindustrie | 38.8 | 7.9% |
| | Vervoer | corrosie zinkanodes en vangrails | 74.6 | 15.2% |
| | RWZI | huishoudelijk afvalwater, corrosie zinken daken, waterleidingen en lantaarnpalen & bandenstof | 145.9 | 29.8% |
| | Overstort, Regenw.riool | zie RWZI | 149.9 | 30.6% |
| | Landbouw | corrosie kassen | 35.3 | 7.2% |

Voor de in tabel 3.1 omschreven diffuse bronnen betekent dit dat de termen RWZI, overstort en inlaat gebiedsvreemd water (o.a. in verband met belasting door industriële bronnen, havens, e.d.) in ieder geval gedefinieerd zullen moeten worden. Bronnen als hengelsport, jacht en kassen zullen niet worden beschouwd aangezien deze niet voldoende gekwantificeerd kunnen worden.

In de volgende paragrafen wordt omschreven hoe de belasting door individuele bronnen op het gedefinieerde slootstelsel is bepaald. Deze specifieke belasting wordt naast de achtergrondbelasting opgelegd. De additionele bronnen worden als een flux op het wateroppervlak gedefinieerd ($\text{g}_{\text{metaal}} \cdot \text{m}^{-2}_{\text{sloot}} \cdot \text{jaar}^{-1}$).

3.3.1 Inlaat van gebiedsvreemd water

Met de inlaat van water (vanuit provinciale en rijkswateren) kunnen aanzienlijke hoeveelheden verontreinigingen meekomen. Met name vlakbij inlaatpunten zal hierdoor een verslechtering in de bodemkwaliteit kunnen optreden. Door inlaat van gebiedsvreemd water kunnen lozingen van industrie (cadmium, koper en zink) en de belasting door de scheepvaart (koper en zink) wellicht indirect de regionale wateren beïnvloeden. Ook kan op deze manier een indirecte belasting met RWZI effluent ontstaan, aangezien dit effluent veelal op boezemwater wordt geloosd. Dit kan dan weer een aanzienlijke belasting met alle vier de zware metalen opleveren. De belasting met RWZI komt apart in §3.2.2 aan de orde. Bij het onderzoek zijn twee scenario's beschouwd: een standaardscenario (waarden berekend zoals bij PAK) en een scenario waarbij een worst-case benadering is berekend.

Met betrekking tot het standaardscenario wordt de kwaliteit berekend indien het ingelaten water afkomstig is van rijkswateren. Daarbij worden de metingen van metaalgehalten van zwevend stof gebruikt, zoals gemeten door RIZA (data Rijkswateren 1996). Aangenomen mag worden dat hierin, behalve de invloed van aanvoer vanuit het buitenland, ook de belasting vanuit industrie en scheepvaart is opgenomen. Het blijkt dat de meeste metalen bij lange na niet voldoen aan de grenswaarde (CIW/ CUWVO, 1996). Voor een uitwerking van de belasting zie bijlage 5.

Voor het worst-case scenario is niet uitgegaan van de kwaliteit van de rijkswateren zoals hierboven, maar van een geschatte kwaliteit van zwevend stof in de regionale wateren. Hiervoor zijn gegevens zoals weergegeven in de Landelijke Watersysteemrapportage 1996 (CIW/CUWVO, 1996) m.b.t. zwevend stof en oppervlaktewater in rijkswateren en oppervlaktewater in regionale wateren gebruikt. De gehalten zware metalen in deze regionale wateren zijn hoger dan bij rijkswateren, waarbij ervan mag worden uitgegaan dat de metingen aan zwevend stof met name in de boezemwateren en andere grotere regionale watergangen hebben plaatsgevonden. In bijlage 5 wordt dit nader uitgewerkt.

3.3.2 RWZI

De rioolwaterzuiveringsinstallaties zijn te beschouwen als een vergaarbak van verschillende verontreinigingsbronnen. De RWZI's lozen gereinigd huishoudelijk en eventueel industrieel afvalwater op oppervlaktewater. Sloten kunnen direct of indirect met RWZI-effluent belast kunnen worden. De meeste RWZI's lozen zoals gezegd op zo groot mogelijke wateren, waardoor een indirecte belasting plaats kan vinden via de inlaat van water. Toch is een apart scenario uitgewerkt voor lozing van RWZI-effluent op de modelsloot, aangezien volgens cijfers van het CBS zo'n 60-70% op regionale wateren wordt geloosd. Polderwater is in 10-15% van de gevallen het ontvangende water en 30-45% wordt geloosd op stromend regionaal water.

Er is uitgegaan van gegevens m.b.t. gehalten in zuiveringsslib van het CBS (CBS, Waterkwaliteitsbeheer deel b, 1994), waarbij de data vóór 1990 niet zijn gebruikt omdat de gehalten na 1990 sterk verbeterd zijn volgens NWRW rapporten. Deze gehalten zijn gebruikt omdat metingen van concentraties in effluentwater ontbraken. Het effluent bevat echter altijd een bepaald gehalte zwevend stof, en er mag van worden uitgegaan dat er metalen aan het zwevend stof zijn geadsorbeerd. Voor de berekening van de emissie is aangenomen dat het zwevend stof van dezelfde kwaliteit is als het zuiveringsslib. De kwaliteit van het effluent kan dan berekend worden op basis van de schattingen van het zwevend stof gehalte bij verschillende soorten afvoer. In bijlage 6 wordt de rekenwijze beschreven.

3.3.3 Rioloverstorten

Bij rioloverstorten, die voorkomen bij een periode van hevige regenval, vindt een extra belasting plaats door verontreinigde runoff. Het hangt af van de tijd tussen twee regenperiodes, hoe ernstig deze runoff verontreinigd is. Bij rioloverstorten vindt een belasting van watergangen plaats door afvalwater, dat normaal naar een RWZI zou gaan. Het influent van deze RWZI's wordt daardoor, verdund door het regenwater en inclusief een extra belasting door runoff, voor een deel direct op het oppervlaktewater geloosd.

In het geval van gescheiden rioolstelsels wordt al het regenwater op het oppervlaktewater geloosd. Voor een dergelijke overstort is soms een bezinkbassin aanwezig (verbeterd gescheiden stelsel), zodat het particuliere materiaal, waaraan veel verontreinigingen zijn geadsorbeerd, bezinkt en niet op het oppervlaktewater geloosd wordt. Afhankelijk van de mate van verharding van het afspoelend oppervlak, komt er meer of minder verontreinigde runoff in de riolering. Hoewel dit een bron lijkt die vooral in het stedelijk gebied voorkomt, is bijvoorbeeld erfafvoer, zoals deze voorkomt bij plattelandsbebouwing die ouder is dan 30 jaar, een vergelijkbare bron van metalen. Hierbij zal het afstromend oppervlak veel kleiner zijn.

Bij de modelsloot wordt uitgegaan van een jaardebiet t.g.v. overstort van 900 m³/jr, wat 10% is van het totale jaardebiet, wat een realistische worst-case situatie is (persoonlijke mededeling Schuiling, 1997). Om de gehalten aan zware metalen in het overstortwater te bepalen zijn de vuilgehalten in zowel gemengde overstorten (NWRW 5.2) als gescheiden stelsels (NWRW 5.3) gebruikt. Er zijn twee scenario's opgesteld: één waarin als range het gemiddelde minus tot plus 3 maal de standaarddeviatie is genomen, en één waarin de minimale en maximale warden gekozen zijn. De laatste geeft door de grote spreiding zowel lage als zeer hoge gehalten (zie voor een uitwerking bijlage 7).

3.3.4 Wegen (verwaaiing/ runoff en wegriolering)

Verwaaiing en runoff

Bij de verbranding van brandstoffen bij het wegverkeer komt (in afnemende mate) lood vrij. Slijtage van wegen kan in het geval van oud asfalt een bron van metalen vormen, evenals de slijtage van autobanden. De verspreiding van deze verontreinigingen vindt plaats door verwaaiing of afspoeling van stofdeeltjes geadsorbeerd. Kleine stofdeeltjes worden over een groter gebied verspreid dan de grotere, die direct op het wegdek of in de wegberm neerslaan. Via runoff kunnen de verontreinigingen die geadsorbeerd zijn aan deze zwaardere stof-deeltjes het oppervlaktewater direct belasten (wegsloten). De kleine stofdeeltjes kunnen het oppervlaktewater direct belasten via depositie, of over een groter gebied worden verspreid door droge en natte verwaaiing. Wegen beïnvloeden de bodem- en waterbodempkwaliteit tot enkele tientallen meters van de weg (Nelissen, 1990; Boland, 1995).

De belasting van de omgeving van snelwegen door verwaaiing en runoff is afhankelijk van het type asfalt (Boland, 1995), waar bij Zeer Open Asfalt Beton (ZOAB) de massastroom een factor 10 lager ligt dan bij Dicht Asfalt Beton (DAB). Dit wordt veroorzaakt door de filterwerking van ZOAB. De verontreinigingen hopen zich bij ZOAB op in de holten van het wegdek, voornamelijk in onbereden stukken weg (Berbee et al., 1996). Bij ZOAB vindt de verspreiding voornamelijk plaats door verwaaiing, terwijl bij DAB runoff relatief belangrijker is. Een relatie met de verkeersintensiteit kan niet gelegd worden (Boland, 1995). De depositie die langs de snelweg terechtkomt is slechts 0.2% van de totale emissie door het autoverkeer (Boland, 1995). Voor een kwantitatieve uitwerking zie bijlage 8.

Wegriolering

Bij kunstwerken (bruggen, viaducten e.d.) is vaak een riolering aanwezig die het runoffwater verzamelt. Dit runoffwater wordt vaak geloosd in naburige slootjes. De emissie door runoff is voor de verschillende wegdektypen ook verschillend, maar dit verschil wordt hier ook niet in beschouwing genomen. Voor de IRIS-runs wordt uitgegaan van 2 km weg die via wegriolering afwatert op een slootje die behalve de

lozing van wegriolering verder buiten de invloedssfeer van de weg ligt. In bijlage 8 wordt dit verder uiteengezet.

3.4 Samenvatting

De belasting van regionale wateren met zware metalen is grofweg in te delen in twee groepen: achtergrondbelasting en belasting door additionele bronnen. De achtergrondbelasting bestaat uit atmosferische depositie, de instroom van met metalen verontreinigd zwevend stof en de input van bodemmateriaal door verwaaiing, afkalving, uit- en afspoeling en landbewerking. Deze laatste is niet langer uitsluitend als input van schone grond te beschouwen door de historische belasting van zware metalen vanuit de atmosfeer en door jarenlange mestgift.

Additionele bronnen die van belang zijn voor de regionale wateren zijn verschillende puntbronnen evenals enkele vrij specifieke diffuse bronnen. Via de aanvoer van water kunnen verschillende bronnen, die niet direct voor regionale wateren van belang zijn, toch invloed hebben op deze systemen (zoals bijvoorbeeld scheepvaart). Andere bronnen waarvan het min of meer mogelijk is de invloed op een slootsysteem te bepalen zijn:

- RWZI-effluent: gezuiverd huishoudelijk en industrieel afvalwater en eventueel regenwater.
- Overstorten van zowel gemengde als gescheiden stelsels, die afhankelijk van verschillende factoren ongezuiverd huishoudelijk en industrieel afvalwater evenals regenwater kan bevatten.
- Wegen: belasting via verwaaiing, runoff en eventuele wegriolering.

4. MODELSTRUCTUUR

Zoals is beschreven in §1.3 zijn er twee doelstellingen binnen dit onderzoek. Ten eerste een kwantitatieve beschrijving van de huidige waterbodempkwaliteit afhankelijk van de in hoofdstuk 3 genoemde emissieroutes en de specifieke eigenschappen van de sloot. Ten tweede een prognose van de toekomstige waterbodempkwaliteit in afhankelijkheid van emissiescenario's en kwaliteitsdoelstellingen. Hierbij is gekozen voor een modelmatige aanpak waarin relaties en processen op kwantitatieve wijze worden uitgedrukt. Vanwege de onzekerheid inherent aan het gebruik van modellen is een probabilistische aanpak gekozen (zie hoofdstuk 5). Hierdoor is het mogelijk om gewogen uitspraken met het model te geven. In §4.1 wordt de opzet van het model met de variabelen besproken, waarna in §4.2 alle processen op summere wijze worden beschreven. In §4.3 volgt een korte samenvatting.

4.1 Variabelen

Het model IRIS (Integraal Risico Instrument voor Sloten of Integrated Risk Instrument for small Streams) beschrijft een slootsysteem typerend voor de regionale watergangen die éénmaal per 5 tot 20 jaar gebaggerd worden. De modelsloot is 300 meter lang, 2 meter breed en heeft een totaaldiepte (water + sediment) van 75 cm. Deze modelsloot is opgebouwd uit een waterkolom met onderliggend sediment (fig. 4.1). Het sediment is beschreven als twee lagen, waarbij de bovenste laag (s_1) een constante dikte heeft en aëroob wordt verondersteld. De dikte van de tweede laag (s_2) is variabel en anoxisch. De diepte van de waterkolom varieert afhankelijk van de sedimentdikte zodanig dat de totaaldiepte van de sloot gelijk blijft. Een onderscheid is gemaakt naar zand- klei- en veensloot, waarbij het sediment min of meer als een afspiegeling wordt beschouwd van de landbodem (zie §2.1). In de 3 compartimenten wordt een set van toestandsvariabelen doorgerekend. Deze set bestaat uit variabelen voor organisch materiaal (OM), lutum (IM), grof anorganisch materiaal (SM) en de vier gekozen zware metalen cadmium, koper, lood en zink. Er wordt gerekend in gram drooggewicht per m^2 (verder aangeduid als $g_{DW} \cdot m^{-2}$) en $g_{metaal} \cdot m^{-2}$. Voor de uiteindelijke presentatie wordt omgerekend naar concentraties en naar gehalten. Voor alle variabelen geldt dat de massabalans gesloten is. Als huidige situatie geldt de periode van 1990 tot 1995 omdat daar gegevens van zijn verzameld.

Omdat in de klassebepaling t.a.v. zware metalen het lutumgehalte mede bepalend is, wordt een onderscheid van particulier anorganisch materiaal in lutum en grof anorganisch materiaal gemaakt. IM beschrijft de lutumfractie met deeltjes kleiner dan $2 \mu m$ en SM de fractie groter dan $2 \mu m$. Ook is dit belangrijk voor de typering van de watergang in zand- klei of veensloot. OM staat voor organisch materiaal en bevat zowel het opgeloste als het particuliere organische materiaal. Hiervoor is gekozen aangezien het particulier (POM) en het opgelost (DOM) organisch materiaal moeilijk

te onderscheiden is en de partiticoëfficiënten van zware metalen naar POM en DOM niet onderscheiden kunnen worden. Organisch materiaal en lutum zijn een belangrijk adsorbens voor zware metalen. Ook voor organisch materiaal geldt dat dit het type sloot bepaalt, alswel dat dit van invloed is op de klassebepaling..

Het gehalte metaal bij een bepaalde sedimentsamenstelling wordt omgerekend naar standaardbodemsamenstelling zoals beschreven in LAWABO (RIZA, 1994). Deze methode leidt tot de bepaling van de klasse van een waterbodeme.. Dit is een andere berekeningswijze dan in de Evaluatienota Water (1993) wordt gepresenteerd, waarin beschreven wordt hoe voor een bepaalde sedimentsamenstelling de systeemspecifieke interventiewaarde moet worden bepaald.

4.2 Processen

Hieronder worden alle processen in het model op korte wijze beschreven. Veel procesbeschrijvingen of delen daarvan, evenals parameterwaarden zijn gebaseerd op Traas et al. (1994), Janse et al. (1992) en Mills et al. (1985). Er wordt gerekend in jaren, waarbij seizoensgevoelige processen over een jaar gemiddeld worden. In bijlage 9 staat een opsomming van de gebruikte parameterwaarden.

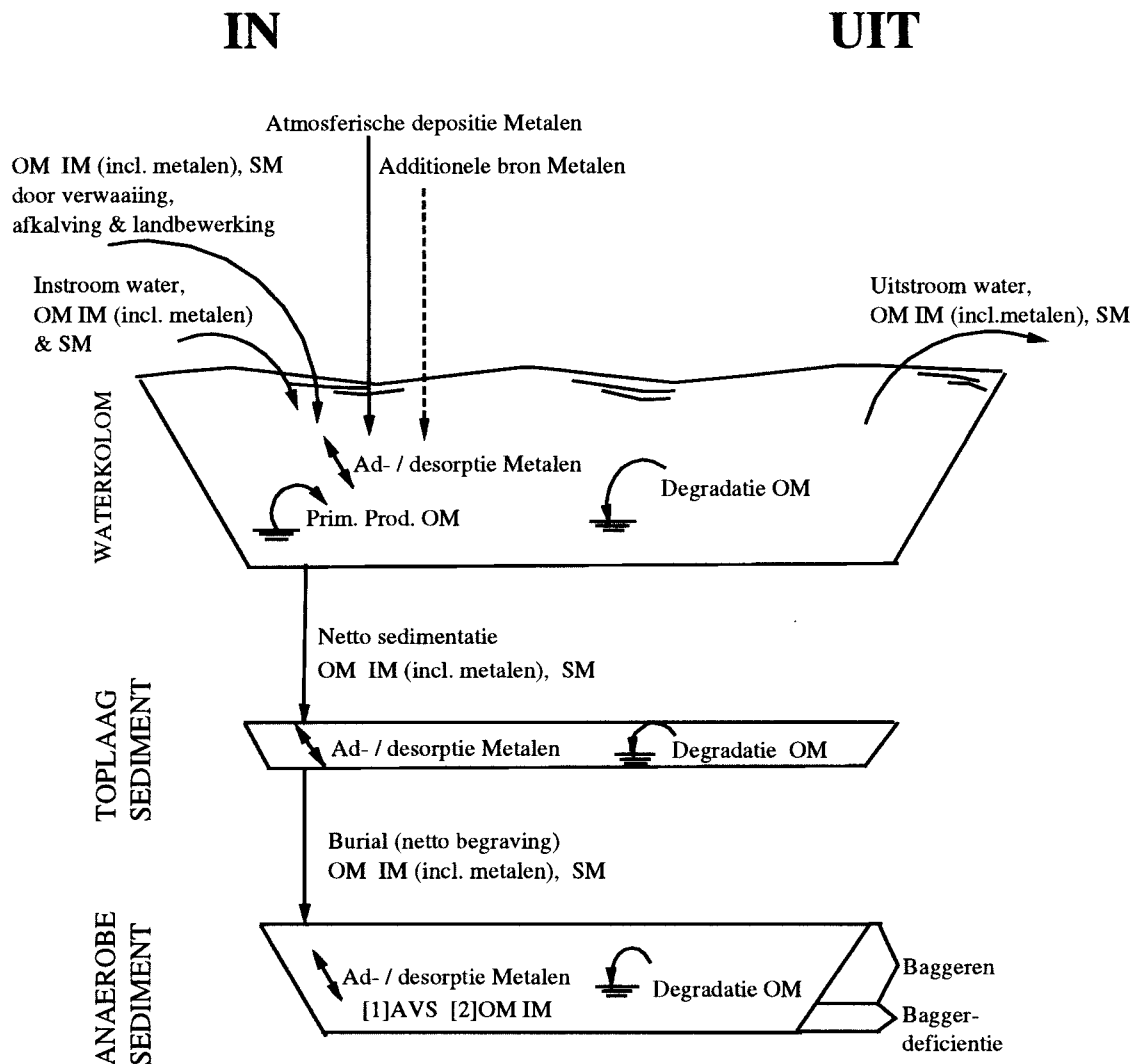
4.2.1 Invoer

Organisch materiaal komt het slootsysteem op 3 verschillende wijzen binnen (fig. 4.2). Allereerst is primaire productie een grote bron van "schoon" organisch materiaal. Deze is gemodelleerd als een netto productieterm ($g_{DW} \cdot m^{-2} \cdot j^{-1}$), waarin de bruto primaire productie met verliestermen als afbraak en het jaarlijks schonen van een sloot verrekend is. Daarnaast is er de invoer van zwevend stof dat binnenkomt via de waterfase (stroming). Deze invoer hangt af van de verblijftijd van de modelsloot. Tenslotte is de toevoer vanaf de slootkant een belangrijke flux. Deze toevoer wordt bepaald door afkalving, verwaaiing, drainage en uit- en afspoeling van de aangrenzende percelen. In het model zijn deze termen niet afzonderlijk opgenomen maar als een totale invoerflux vanaf de slootkant. Afhankelijk van het type sloot (zand, klei of veen) variëren de primaire productieterm en de invoerflux vanaf de slootkant.

Voor lutum geldt ook dat dit via instromend water het systeem binnenkomt. Aangenomen is dat grof anorganisch materiaal al bezonken is voordat het water het slootsysteem bereikt heeft. Overeenkomstig met het OM is er invoer vanaf de slootkant van zowel lutum als grof anorganisch materiaal. Zowel IM als SM zijn bij deze invoer vanaf de slootkant variabel per type sloot.

De achtergrondbelasting van zware metalen komt behalve uit rechtstreekse atmosferische depositie (§3.2.1) ook geadsorbeerd aan organisch materiaal binnen, dus via de waterfase (§3.2.3) en via invoer vanaf de slootkant (§3.2.2). Daarnaast zijn er

een groot aantal additionele bronnen, vermeld in tabel 3.1, die een extra belasting van het slootstelsel geven (§3.3).



Figuur 4.1 Schematische weergave van de processen in het model

4.2.2 Adsorptie

Zware metalen adsorberen sterk aan het organisch materiaal en lutum in het gehele systeem. Daarnaast zijn in het anaerobe sediment sulfides aanwezig, aangeduid in de vorm van de parameter Acid Volatile Sulfide (AVS), die zorgen voor een verminderde beschikbaarheid van de metalen (van den Hoop et al., 1995b; Janssen et al., 1996a en 1996b; Ankley et al., 1996). De adsorptie is als volgt gemodelleerd: voor elke metaal wordt iedere tijdsstap de totale massa in de 3 compartimenten berekend. Eerst wordt de binding van metalen aan AVS berekend (Mahony et al., 1996). Vervolgens wordt de resterende metaalconcentraties m.b.v. een lineaire partitie-coëfficiënt (uit Stortelder et al., 1989) onderverdeeld in metaal geadsorbeerd aan OM+IM en metaal opgelost,

waarop sedimentatie en afbraakprocessen worden uitgerekend. Daarbij wordt uitgegaan van een instantaan evenwicht op de tijdschaal die gehanteerd wordt.

4.2.3 Sedimentatie

Sedimentatie is in het model opgenomen als een eerste-orde nettoflux van het water naar het sediment. Deze flux is de resultante van de sedimentatie/resuspensie fluxen. Aangenomen mag worden dat in een watergang waar de stroming laag is de resuspensie een relatief onbelangrijk proces is. Daarnaast is bioturbatie als proces verwaarloosbaar verondersteld. Het gesedimenteerde materiaal komt eerst in de bovenste aërobe sedimentlaag. Afhankelijk van de van tevoren gedefinieerde dikte van deze laag, de hoeveelheid gesedimenteerde materiaal en de dichtheid daarvan wordt een zogeheten begravingsflux berekend naar de tweede laag. Deze is variabel van dikte en dichtheid. Uit deze laag vindt geen verdere begraving plaats. Wel wordt eens in de 5 tot 20 jaar het sediment voor een groot gedeelte weggebaggerd zoals beschreven is in de volgende paragraaf.

4.2.4 Baggeren

Voor de beschreven watergangen is aangenomen dat deze eens in de 5 tot 20 jaar worden gebaggerd. In het model wordt standaard uitgegaan van eens in de 10 jaar. Daarbij wordt de onderste sedimentlaag (s2) verwijderd met een bepaalde efficiëntie. Deze baggerefficiëntie zorgt voor een achterblijvend laagje sediment. Hierbij is de efficiëntie voor grof anorganisch materiaal groter dan voor lutum en organisch materiaal. Dit betekent dat vlak na het baggeren de samenstelling van het sediment anders is dan ervoor. De eerste aërobe sedimentlaag wordt in het model bij het baggeren niet verwijderd. Omdat in de dagen daarna het door baggeren opgewerveld materiaal vrij snel zal uitzakken is dat realistisch. Alleen als een aërobe laag van meer dan een centimeter wordt gekozen, zal deze aanname niet gelden. Metalen geadsorbeerd aan OM en IM worden bij het baggeren verwijderd met dezelfde efficiëntie als het OM en IM zelf. Een deel van de opgeloste metalen kan adsorberen aan geresuspendeerd organisch materiaal en lutum. Er wordt aangenomen dat zich na het baggeren een instantaan evenwicht instelt volgens de partitionering zoals die voor het baggeren is verondersteld. Duidelijk is dat het baggerproces een schok geeft aan het systeem, zoals ook te zien is de tijdplots (fig. 5.1).

4.2.5 Afbraak van organisch materiaal

In het model is mineralisatie van organisch materiaal door micro-organismen opgenomen. Het is gemodelleerd als een eerste-orde proces. In de waterfase is mineralisatie 10 maal hoger verondersteld dan in het sediment. De afbraak van organisch materiaal vindt ook in anaeroob sediment plaats. Door deze afbraak

verandert de sedimentsamenstelling in de tijd. Vlak na baggeren zal het percentage organisch materiaal hoger zijn dan wanneer het sediment al jaren heeft gelegen. Dit heeft effect op de metaalgehalten omgerekend naar standaardbodem, een meer uitgebreide behandeling hiervan is beschreven in het hoofdstuk modelanalyse in het PAK rapport (Kramer et al., 1997).

4.2.6 Afvoer via waterfase

In het model bestaat nog een verliesterm doordat stroming behalve voor invoer van materiaal ook zorgt voor het verdwijnen ervan. Daarbij is de uitstroom van metalen gerelateerd aan die van het organisch materiaal en het lutum. Aangezien het overgrote deel van de metalen geadsorbeerd is aan OM en IM is de invoer van opgelost metaal via debiet gelijk verondersteld aan de uitvoer en dus niet als flux meegenomen.

4.3 Samenvatting

Het model IRIS beschrijft een slootsysteem typerend voor de regionale watergangen welke éénmaal per 5 tot 20 jaar gebaggerd worden. De modelsloot is 300 meter lang, 2 meter breed en heeft een totaaldiepte (water + sediment) van 75 cm. Deze modelsloot is opgebouwd uit een waterkolom met onderliggend sediment, welke wordt onderverdeeld in een aërobe toplaag en een anaërobe laag. In deze 3 compartimenten worden de variabelen organisch materiaal, lutum, grof zandig materiaal en de afzonderlijke zware metalen (cadmium, koper, lood en zink) doorgerekend als functie van verschillende processen. Invoer, adsorptie, sedimentatie, baggeren, afbraak van organisch materiaal en afvoer via waterstroming zijn als processen in IRIS opgenomen. Uiteindelijk worden samenstelling en dikte van het sediment, absolute metaalgehalten alswel metaalgehalten gecorrigeerd naar standaardbodem berekend. Vanwege de onzekerheid bij het gebruik van modellen in het algemeen en specifieke onzekerheden m.b.t. IRIS is een uitgebreide modelanalyse uitgevoerd en is een probabilistische benadering gekozen (zie volgend hoofdstuk).

5. MODELANALYSE

Aan het gebruik van een model zitten onzekerheden vast. Met name door lacunes in de kennis m.b.t. processen en de daarbij benodigde parameters, de initiële condities, de historie van het systeem en een gebrek aan gegevens, maar ook door stochastisch gedrag in het veld en de fouten in meten en rekenen ontstaat onzekerheid in modellen. Vandaar dat in dit onderzoek gebruik gemaakt wordt van zogeheten probabilistische modellen. Deze nemen de onzekerheid wel mee in de uitkomsten in de vorm van verdelingen van parameters en variabelen. Dit onderwerp is in de vorige 2 rapporten uitvoerig behandeld (hoofdstuk 5 in Kramer et al., 1997; hoofdstuk 4 in Huiting et al., 1997). Anders t.o.v. de werkwijze in de modellen m.b.t. PAK is dat een aantal invoerparameters niet meer uit een uniforme verdeling getrokken worden, maar uit een gegenereerde lognormaal of gamma verdeling verkregen na analyse van de beschikbare gegevens (zie hoofdstuk 3 en bijlagen ?).

Er bestaat een grote overeenkomst tussen het model wat gebruikt is voor de PAK en het model waarmee de zware metalen worden doorgerekend. Met betrekking tot de systeemdefinitie zal het duidelijk zijn dat daarin geen verschillen zijn in modelgedrag en gevoeligheden. De onderverdeling in de drie typen zand-, klei- en veensloot geldt nu ook, en de processen en model- en invoerparameters m.b.t. organisch materiaal, lutum en grof anorganisch materiaal zijn gelijk gehouden. De gevoeligheid van het model voor deze parameters kan daarom gelijk worden verondersteld aan de gevoeligheid zoals berekend voor PAK. Desondanks zal in §5.1 kort worden ingegaan op de gevoeligheid van zowel metaalgehalten als systeemvariabelen. Voor een uitgebreide behandeling van de aanpak van modelanalyse, de gevoeligheidsanalyse en het modelgedrag in een standaardsituatie willen wij volstaan met verwijzen naar de vorige twee rapporten (hoofdstuk 5 in Kramer et al., 1997; hoofdstuk 4 in Huiting et al., 1997).

Met behulp van Monte-Carlo simulaties worden verdelingen voor de variabelen verkregen. Hiermee wordt indien noodzakelijk een kalibratie verricht, waarbij berekende verdelingen vergeleken worden met ranges van metingen. Daarna is validatie mogelijk, waarbij de na de kalibratie verkregen resultaten worden vergeleken met ranges van gegevens, die niet hetzelfde zijn als bij de kalibratie. De resultaten van deze kalibratie en validatie worden getoond in § 5.2.

Zowel bij de gevoeligheidsanalyse als bij de kalibratie zijn simulaties van 50 jaar gedraaid, maar dit moet niet gezien worden als een berekening van 1990-2040. De 50 jaar zijn gebruikt om van initiële condities te komen tot de huidige situatie: de periode 1990 tot 1995, waarvan gegevens gebruikt zijn bij de kalibratie. Aan het einde van een dergelijke simulatie worden vlak voor het baggeren de modeluitkomsten gebruikt als resultaat, als ware het een veldmonster m.b.v. een steekbuis.

5.1 Gevoeligheidsanalyse

Een gevoeligheidsanalyse dient om in te schatten welke parameters in belangrijke mate het modelsysteem sturen en daarmee van grote invloed zijn op de modeluitkomsten. Daarbij dient een parameter wel onzeker te zijn en het gedefinieerde modelsysteem niet te sterk te veranderen. Aangezien er een grote overeenkomst bestaat tussen het model gebruikt voor PAK en het model voor de zware metalen, geldt een groot deel van de voor het PAK model uitgevoerde gevoeligheidsanalyse hier ook. Uit die analyse bleek een klein aantal parameters sturend te zijn voor het model. Een aantal van deze parameters zal bij metalen niet van belang zijn, zoals parameters van invloed op biologische afbraak. De invloed van de resterende parameters op de samenstelling van het sediment, de dikte daarvan en het gehalte aan metalen in een zandsloot met een gemiddelde achtergrondbelasting is vrijwel identiek aan zoals uitgerekend in het PAK-model. Er wordt hier daarom uitsluitend samengevat wat er uit de analyse naar voren is gekomen, voor een meer uitgebreide behandeling van deze materie wordt verwezen naar hoofdstuk 5 in Kramer et al. (1997).

Zoals gezegd komt naar voren dat de meeste parameters niet bijzonder sturend zijn voor belangrijke variabelen als dikte en samenstelling van het sediment en absolute en gecorrigeerde metaalgehalten. Een klein aantal parameters echter veroorzaakt bij een kleine wijziging wel een aanzienlijke verandering. De verblijftijd, de baggerefficiëntie en de baggerfrequentie blijken in hoge mate sturend voor de genoemde variabelen. Vanzelfsprekend zijn ook de emissiefluxen m.b.t. de zware metalen direct sturend voor de gehalten in het sediment.

De baggerparameters en de verblijftijd worden niet als onzeker gekozen, want ze veranderen het modelslootstelsel of zijn systeemspecifiek. Bovendien zijn deze parameters vrij zeker vast te stellen of is het effect duidelijk aan te geven. Uiteindelijk zijn als onzeker, waarbij de waarden uit een range worden getrokken, de volgende parameters gekozen: alle emissiefluxen van zware metalen, de fractie water in het sediment, OM en IM die via de slootkant het systeem binnenkomen en OM dat ontstaat door primaire productie.

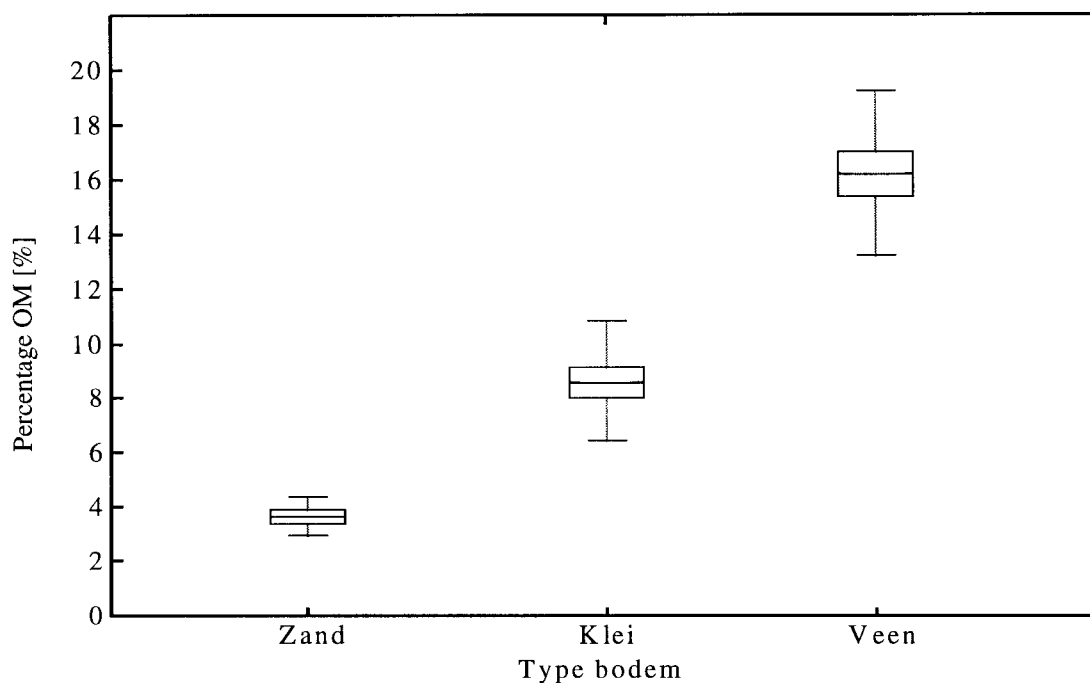
5.2 Kalibratie en validatie

Bij de kalibratie op achtergrondbelasting is uitgegaan van een deel van de veldgegevens aangeleverd door Van der Plicht (Zuiveringsschap Oostelijk Gelderland, 1996) en Van der Wal (Hoogheemraadschap van Delfland, 1996). Daarnaast is een grote LAWABO-dataset gebruikt, aangeleverd door Kampf (Hoogheemraadschap Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier, 1996). In deze datasets is gezocht naar metingen van sedimenten die in theorie uitsluitend door achtergrondbelasting beïnvloed worden. Daarvoor zijn in de USHN-set als type water zand-, klei- en veensloten geselecteerd met als gebruik landbouw of veeteelt.

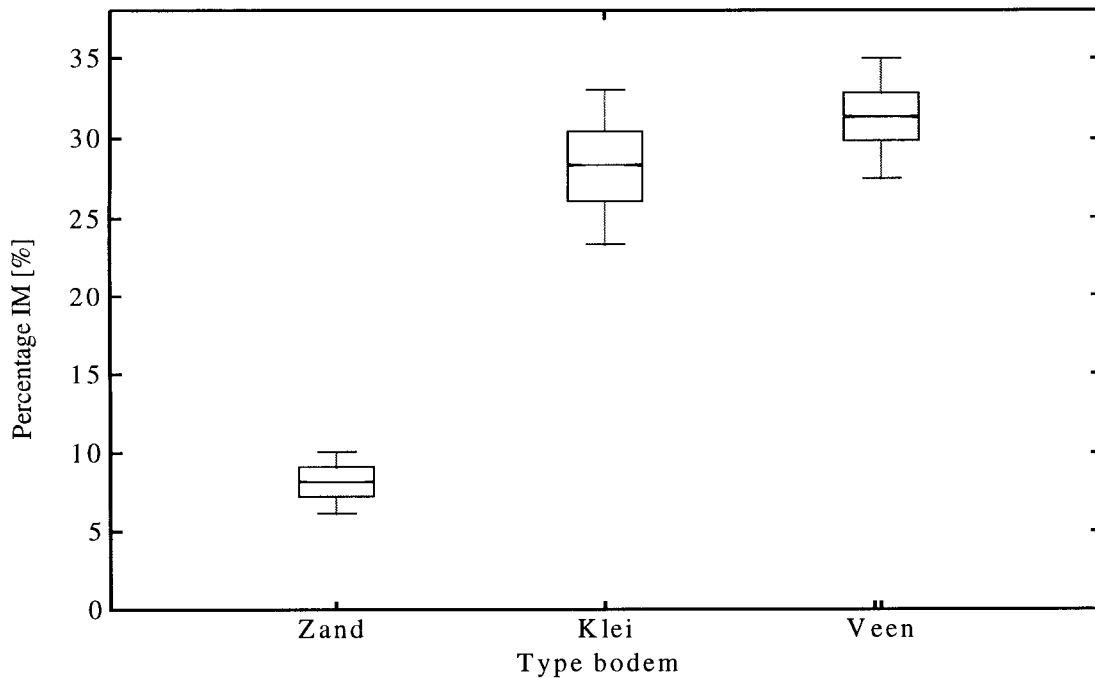
Aangezien de procesfluxen en de parameters m.b.t. OM, IM en SM gelijk zijn aan het model voor PAK, is bij deze parameters uitgegaan van de kalibratie die in dat kader verricht is. Dat betekent dat, variërend per type slootbodem, dezelfde ranges gelden als bij het PAK-model voor de fractie water in het sediment (θ), de hoeveelheid OM en IM wat van de slootkant de modelsloot binnenkomt en de hoeveelheid organisch materiaal die jaarlijks door primaire productie in de modelsloot ontstaat. Ook zijn dezelfde ranges van veldwaarden gehanteerd voor dikte en dichtheid van het sediment en de percentages organisch materiaal en lutum als in deze eerste studie. In tabel 5.1 staan de ranges van de gemeten waarden voor %OM en %IM en te zien is in fig. 5.1 en fig. 5.2 dat het overgrote deel van de met het model berekende waarden binnen de genoemde ranges valt. Voor een overzicht van de gebruikte waarden, zie bijlage 9.

Tabel 5.1 Range van gemeten variabelen in de verschillende typen sloot uitgaande van minimale belasting

| | %OM | %IM (=lutum) |
|------|---------|--------------|
| zand | 1 - 5 | 3 - 7 |
| klei | 5 - 10 | 15 - 30 |
| veen | 15 - 25 | 20 - 30 |



Figuur 5.1 Percentage organisch materiaal in sediment in de verschillende typen sloot

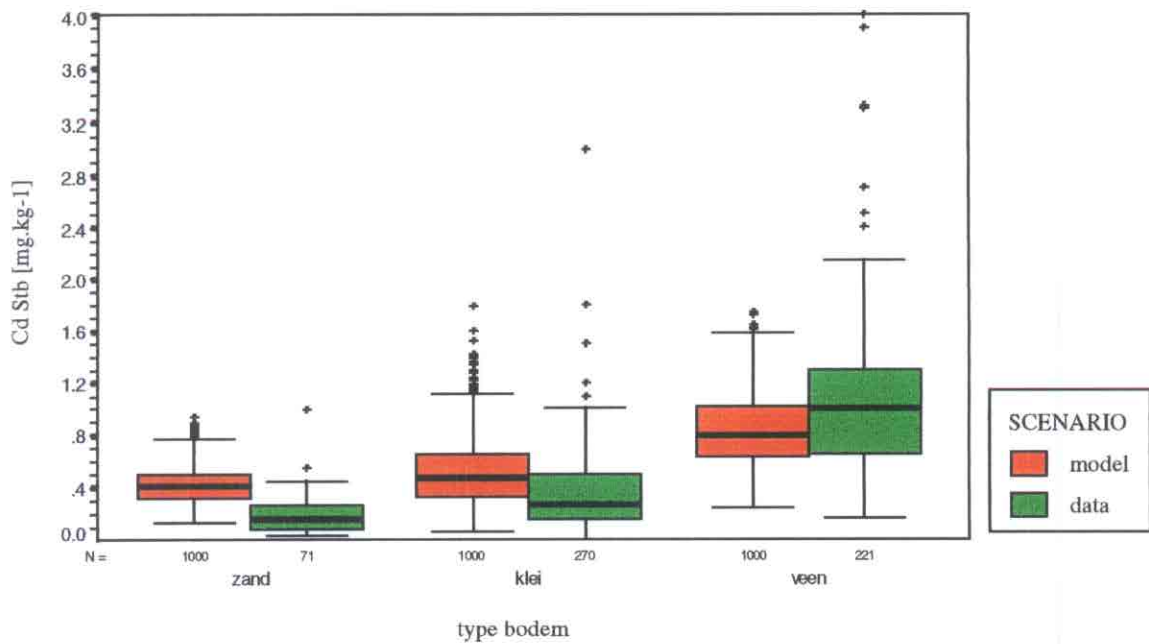


Figuur 5.2 Percentage lutum in sediment in de verschillende typen sloot

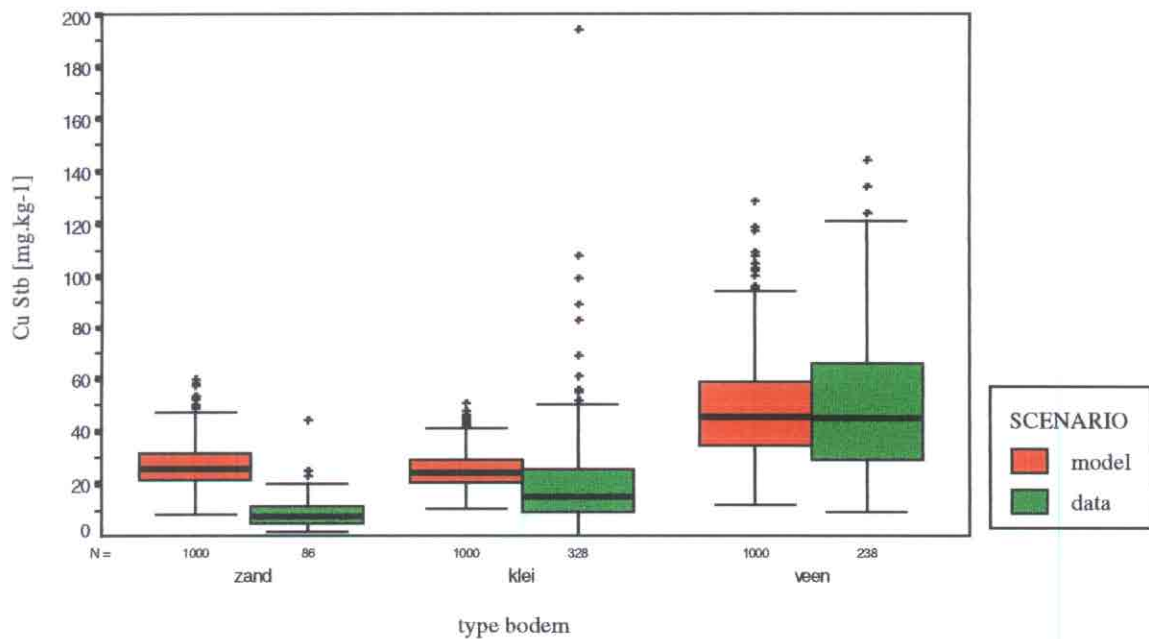
De invoer van metalen in een situatie met alleen achtergrondbelasting is gebaseerd op verdelingen van de gegevens zoals in §3.2 zijn uitgewerkt. Om modeluitkomsten te analyseren zijn 1000 simulaties uitgevoerd met combinaties van uit de verdelingen getrokken parameterwaarden (ook voor OM en IM). De berekende waarden zijn vervolgens vergeleken met de hierboven genoemde data. De periode 1990 - 1995 geldt daarbij als huidige situatie, waarbij aangenomen wordt dat de variatie binnen een zo korte periode niet groot zal zijn in zowel belasting als gemeten gehalten. De resultaten hiervan staan weergegeven in fig. 5.3 t/m fig. 5.6.

De bij PAK reeds gekalibreerde systeemparameters bepalen voor een zeer groot deel ook de metaalgehalten. Enkele parameters die specifiek van toepassing zijn op de metalen zijn goed beschreven in de literatuur (bv. m.b.t. de partitionering), andere zijn invoerparameters (gehalten in landbodem). Dit betekent dat de kalibratie zoals deze is verricht ook geldt voor de zware metalen met één verschil, nl. dat de invoerparameters niet meer uit een uniforme verdeling getrokken worden.

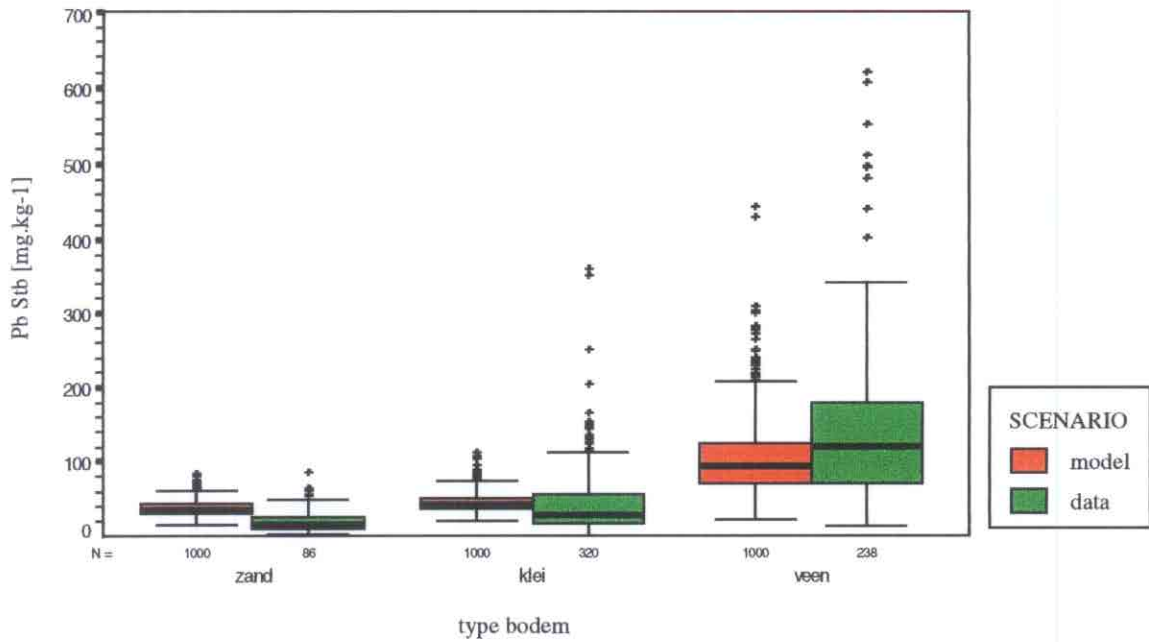
Voor alle metalen, maar met name voor cadmium (fig. 5.3) en koper (fig. 5.4) goed zichtbaar, is te zien dat in zandsloten de metaalgehalten met het model te hoog uitkomen. Dit wordt veroorzaakt doordat bij de metingen een hoger percentage organisch materiaal aanwezig is, gemiddeld 6% terwijl in het model gemiddeld 3% is gekozen. Toch is geen hernieuwde kalibratie uitgevoerd, aangezien deze de systeemdefinitie zou verstoren. Een worst-case benadering is aangenomen, waarbij de modelsloot met een laag %OM als uitgangspunt is gekozen voor zand. Zandsloten met een hoger %OM geven omgerekend naar standaardbodem een lager gehalte.



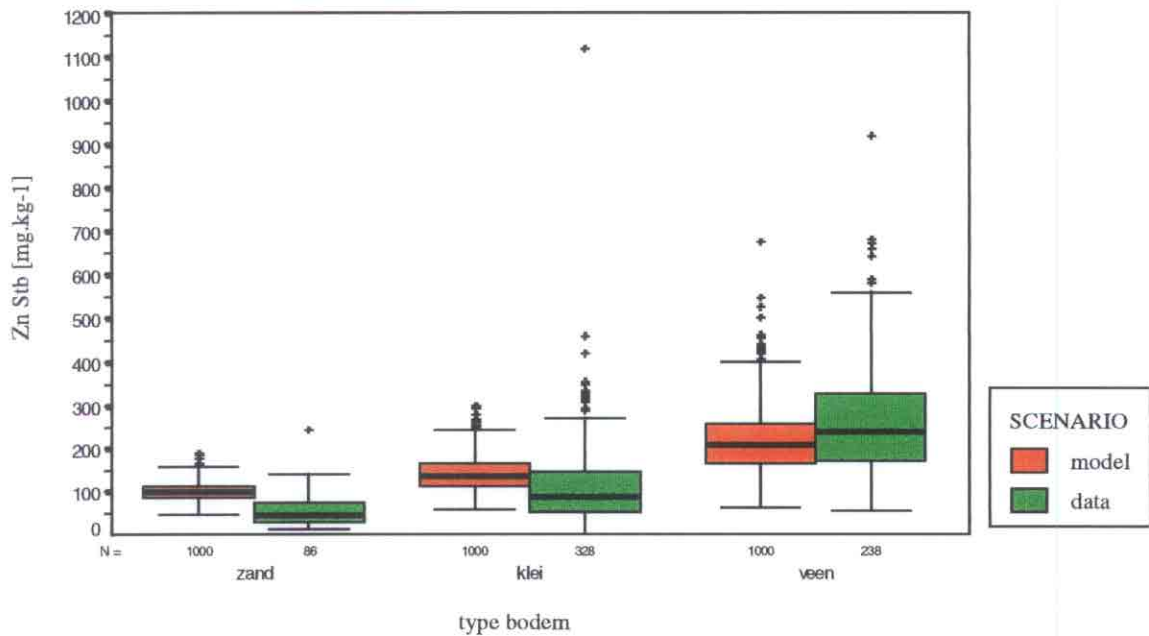
Figuur 5.3 Vergelijking van berekende en gemeten gehalten cadmium omgerekend naar standaardbodem in zand-, klei- en veensloten



Figuur 5.4 Vergelijking van berekende en gemeten gehalten koper omgerekend naar standaardbodem in zand-, klei- en veensloten



Figuur 5.5 Vergelijking van berekende en gemeten gehalten lood omgerekend naar standaardbodem in zand-, klei- en veensloten



Figuur 5.6 Vergelijking van berekende en gemeten gehalten zink omgerekend naar standaardbodem in zand-, klei- en veensloten

Voor klei geldt m.b.t. de mediaan in mindere mate hetzelfde als voor zand, de gemeten gehalten lager dan bij de uitkomsten van het model. De verschillen zijn vergeleken met zand niet alleen kleiner, ook de spreiding van berekende gehalten, weergegeven door

de 50% boxen en de horizontale lijnen in de boxplot, komt overeen met de spreiding in de metingen. Voor veen geldt dat ook, waarbij de berekende mediaanwaarden juist net iets hoger liggen dan de metingen. De spreiding komt hierbij goed overeen. Al met al geldt dat, met inachtneming van de iets verhoogde gehalten bij zand, het model de achtergrondsituatie goed beschrijft en dat verdere kalibratie niet noodzakelijk is.

5.3 Samenvatting

Om de onzekerheid die aan het gebruik van modellen in het algemeen en specifiek aan het gebruik van IRIS gekoppeld is te kwantificeren, wordt gebruik gemaakt van zogeheten probabilistische modellen. Deze nemen de genoemde onzekerheid mee in de uitkomsten in de vorm van verdelingen van parameters en variabelen. Daarbij wordt eerst een modelanalyse uitgevoerd, bestaande uit een gevoeligheidsanalyse, kalibratie en validatie. Bij de eerste wordt de gevoeligheid van bepaalde variabelen voor parameters geanalyseerd. Bij kalibratie zijn veldgegevens gebruikt om waarden voor een aantal parameters in te stellen, waarna bij validatie de ingestelde waarden worden gebruikt om uitkomsten met een andere set data te vergelijken.

De gevoeligheidsanalyse geeft min of meer dezelfde resultaten als bij het model m.b.t. PAK. Hieruit komt naar voren dat de meeste parameters niet bijzonder sturend zijn voor belangrijke variabelen als dikte en samenstelling van het sediment en absolute en gecorrigeerde metaalgehalten. Een klein aantal parameters echter veroorzaakt bij een kleine wijziging wel een aanzienlijke verandering. De verblijftijd, de baggerefficiëntie en de baggerfrequentie blijken in hoge mate sturend voor de genoemde variabelen. Vanzelfsprekend zijn ook de emissiefluxen m.b.t. de zware metalen direct sturend voor de gehalten in het sediment.

De baggerparameters en de verblijftijd worden niet als onzeker gekozen, want ze veranderen het modelslootstelsel of zijn systeemspecifiek. Bovendien zijn deze parameters vrij zeker vast te stellen of is het effect duidelijk aan te geven. Uiteindelijk zijn als onzeker, waarbij de waarden uit een range worden getrokken, de volgende parameters gekozen: alle emissiefluxen van zware metalen, de fractie water in het sediment, OM en IM die via de slootkant het systeem binnenkomen en OM dat ontstaat door primaire productie.

Een kalibratie was in het model m.b.t. PAK al uitgevoerd en deze bleek voor de zware metalen ook voldoende te zijn. De resultaten van het model wat betreft het percentage OM en IM en de metaalgehalten vielen binnen de grenzen van de set veldgegevens. Ter validatie zijn vervolgens 1000 simulaties uitgevoerd met uit ranges getrokken waarden voor de onzekere parameters en de emissiefluxen, waarna de resultaten zijn vergeleken met een meer uitgebreide set van veldgegevens. De berekende gehalten blijken binnen de range van in het veld gevonden gehalten te liggen. Alleen voor zandsloten blijkt dat de met het model berekende gehalten te hoog uitvallen. Dit komt door een lager percentage organisch materiaal in de modelaannamen t.o.v. de veldpercentages zodat

bij de omrekening naar standaardbodem dit verschil ontstaat. Er wordt daarom bij zand uitgegaan van een worst-case scenario wat betreft %OM. Geconcludeerd mag worden dat het model de huidige situatie met uitsluitend achtergrondbelasting voldoende beschrijft om er andere emissiebronnen mee te analyseren.

6. RESULTATEN

In dit hoofdstuk volgen de resultaten met het in hoofdstuk 4 beschreven model. Per metaal worden voor de verschillende bodemtypen de gehalten berekend bij achtergrondbelasting en verschillende additionele bronnen. Resultaten worden gepresenteerd als metaalgehalte, omgerekend naar standaardbodemsamenstelling en als kans op overschrijding van een klassegrens. Daarnaast zal in §6.5 worden ingegaan op de validatie van het model m.b.t de additionele bronnen. De validatie m.b.t. de achtergrondbelasting is al aan de orde geweest in §5.2. Een aantal zeer hoge scenario's zijn uitgewerkt in §6.6. Toekomstscenario's bleken bij zware metalen niet goed in te schatten en zijn derhalve niet uitgevoerd. Oorzaak hiervoor is dat bij de aanwas van waterbodem het aandeel vanuit de landbodem groot is en dat dit aandeel door het ontbreken van enige informatie m.b.t. de toekomstige ontwikkeling niet te kwantificeren valt (zie discussie in hoofdstuk 7). Een samenvatting volgt in §6.7.

6.1 Cadmium

In tabel 6.1 staat de klasseverdeling weergegeven van de afzonderlijke metalen bij de verschillende typen belasting en typen slootbodem.

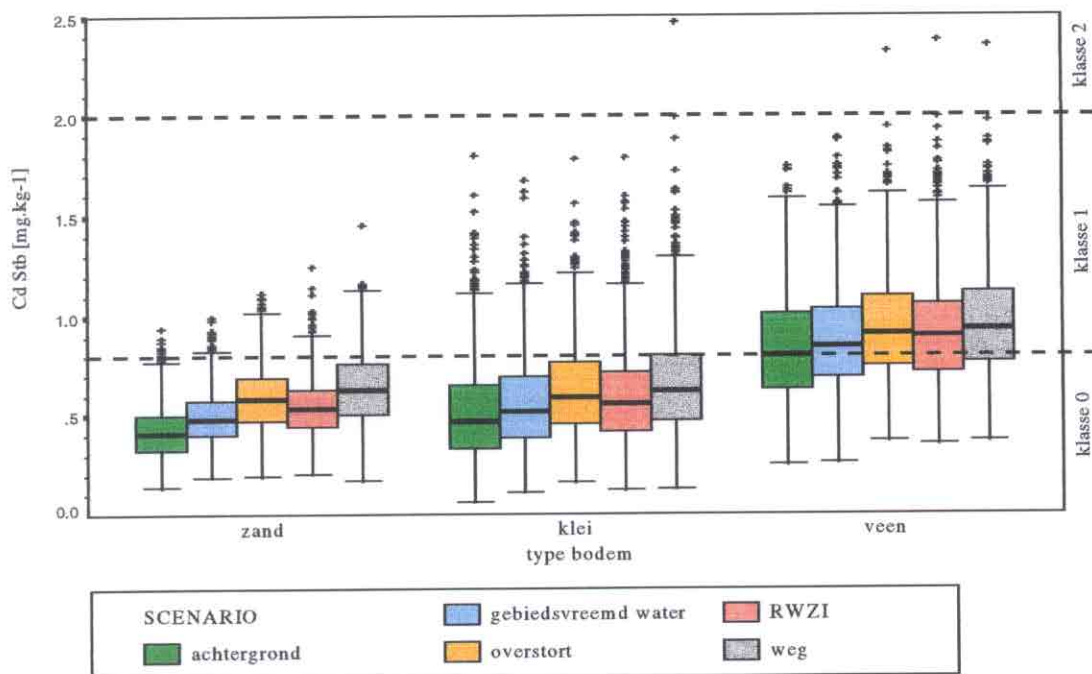
Tabel 6.1. Klasse-indeling op basis van risico-analyse voor belasting met cadmium, koper, lood en zink op a) zandsloten, b) kleislotten en c) veensloten.

| (a) | | | | | | | | | | | |
|------------------|----|----|---|----|----|---|-----|---|----|----|---|
| ZAND | | | | | | | | | | | |
| klasse=> | Cd | | | Cu | | | Pb | | Zn | | |
| | 0 | 1 | 2 | 0 | 2 | 3 | 0 | 1 | 0 | 1 | 2 |
| achtergrond | 99 | 1 | 0 | 85 | 15 | 0 | 100 | 0 | 95 | 5 | 0 |
| gebiedsvr. water | 97 | 3 | 0 | 29 | 71 | 0 | 99 | 1 | 1 | 99 | 0 |
| overstort | 89 | 11 | 0 | 49 | 51 | 0 | 99 | 1 | 43 | 57 | 0 |
| RWZI | 95 | 5 | 0 | 0 | 97 | 3 | 100 | 0 | 16 | 84 | 0 |
| weg | 80 | 20 | 0 | 63 | 37 | 0 | 100 | 0 | 59 | 41 | 0 |

| (b) | | | | | | | | | | | |
|------------------|----|----|---|----|----|---|-----|---|----|----|---|
| KLEI | | | | | | | | | | | |
| klasse=> | Cd | | | Cu | | | Pb | | Zn | | |
| | 0 | 1 | 2 | 0 | 2 | 3 | 0 | 1 | 0 | 1 | 2 |
| achtergrond | 88 | 12 | 0 | 93 | 7 | 0 | 100 | 0 | 52 | 48 | 0 |
| gebiedsvr. water | 85 | 15 | 0 | 65 | 35 | 0 | 98 | 2 | 8 | 92 | 0 |
| overstort | 79 | 21 | 0 | 76 | 24 | 0 | 99 | 1 | 25 | 75 | 0 |
| RWZI | 82 | 18 | 0 | 6 | 94 | 0 | 99 | 1 | 14 | 86 | 0 |
| weg | 75 | 25 | 0 | 83 | 27 | 0 | 98 | 2 | 32 | 68 | 0 |

| (c) | | | | | | | | | | | |
|------------------|----|----|---|----|----|----|----|----|----|----|---|
| VEEN | | | | | | | | | | | |
| klasse=> | Cd | | | Cu | | | Pb | | Zn | | |
| | 0 | 1 | 2 | 0 | 2 | 3 | 0 | 1 | 0 | 1 | 2 |
| achtergrond | 49 | 51 | 0 | 26 | 71 | 3 | 41 | 59 | 12 | 88 | 0 |
| gebiedsvr. water | 42 | 58 | 0 | 11 | 84 | 5 | 31 | 69 | 2 | 97 | 1 |
| overstort | 33 | 67 | 0 | 18 | 78 | 4 | 34 | 66 | 7 | 93 | 0 |
| RWZI | 37 | 63 | 0 | 2 | 85 | 13 | 35 | 65 | 3 | 96 | 1 |
| weg | 29 | 71 | 0 | 20 | 76 | 4 | 33 | 67 | 8 | 92 | 0 |

In Fig. 6.1. zijn de boxplots afgebeeld van de cadmiumgehalten in het sediment van de verschillende typen sloot bij zowel achtergrondbelasting als additionele belasting. Achtergrondbelasting geeft in zand en klei slechts een geringe kans op overschrijding van de streefwaarde. In veen echter zorgt de achtergrondbelasting voor 51% kans op specie in klasse 1 (zie ook tabel 6.1). De additionele bronnen geven slechts een kleine verhoging van de kans op klasse 1 specie in vergelijking met de achtergrondbelasting. Geen enkele belasting zorgt voor het ontstaan van klasse 2 specie op grond van cadmium.

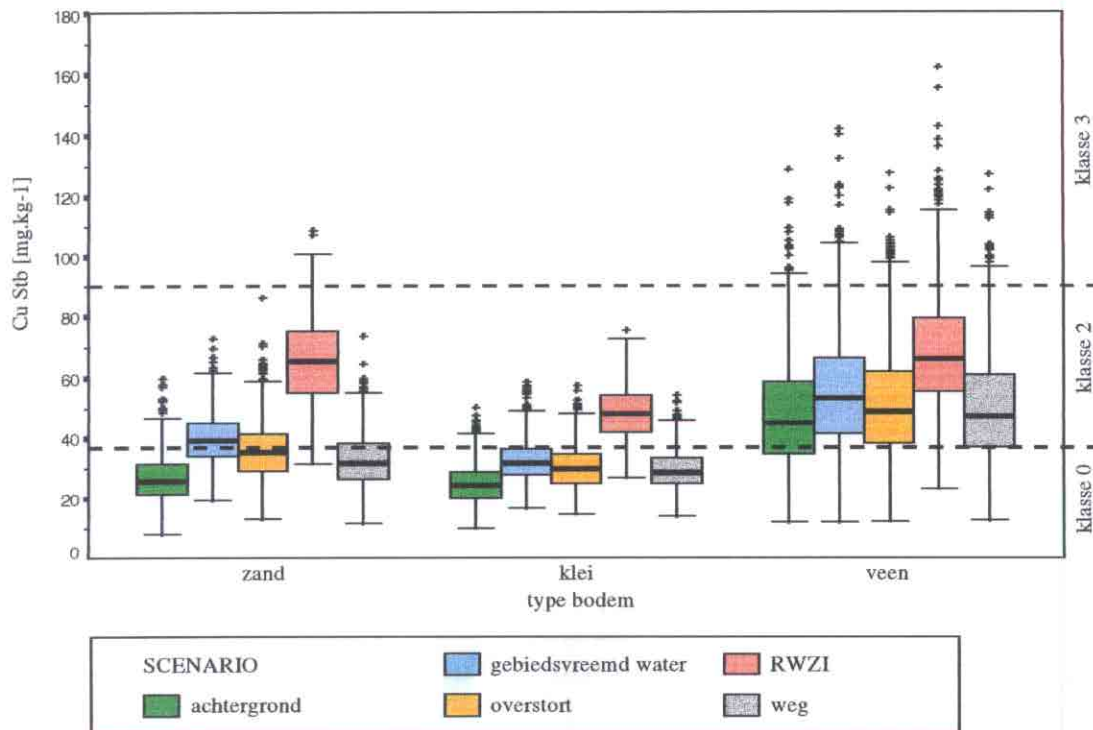


Figuur 6.1 Gehalten cadmium omgerekend naar standaardbodem in zand-, klei- en veensloten bij verschillende typen belasting.

6.2 Koper

Bij koper is er geen klasse 1 specie gedefinieerd doordat streefwaarde en grenswaarde gelijk zijn. Uit Fig. 6.2 blijkt dat bij achtergrondbelasting in alle typen sloot al een kans bestaat op klasse 2 waterbodem. De kans op klasse 2 specie is nog niet zo groot bij zand- en kleislotten, respectievelijk 15% en 7%, maar bij veensloten is deze kans daarentegen aanzienlijk groter, nl. 71% (zie tabel 6.1). Bij alleen achtergrondbelasting is er zelfs een kleine kans op klasse 3 specie in veensloten.

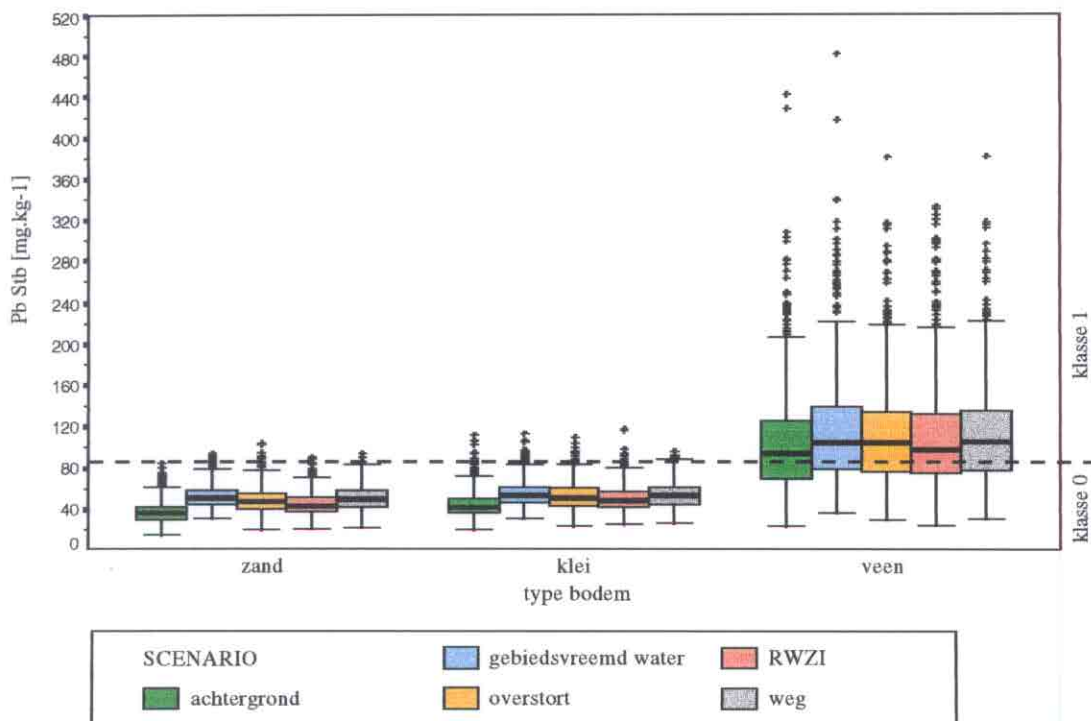
Additionele bronnen geven met name in zand een sterke verhoging van de kans op klasse 2 specie, aangezien daar de gehalten vaak net over de streefwaarde worden getild. Ook bij klei is een dergelijke verhoging van de kans te zien, alleen niet zo sterk als bij zand. Deze grotere kans op klasse 2 specie treedt niet op bij veen, aangezien deze al bij achtergrondbelasting hoog is. Uitzondering vormt het gehalte koper in de bodem van wateren beïnvloed door RWZI-effluent, waarin zich over het algemeen hoge gehalten koper bevinden. Daardoor vindt een zeer sterke toename van de gehalten plaats, zodanig dat in de meeste gevallen klasse 2 specie zal ontstaan, maar klasse 3 is ook mogelijk (3% in zandsloten en 13% in veen).



Figuur 6.2 Gehalten koper omgerekend naar standaardbodem in zand-, klei- en veensloten bij verschillende typen belasting.

6.3 Lood

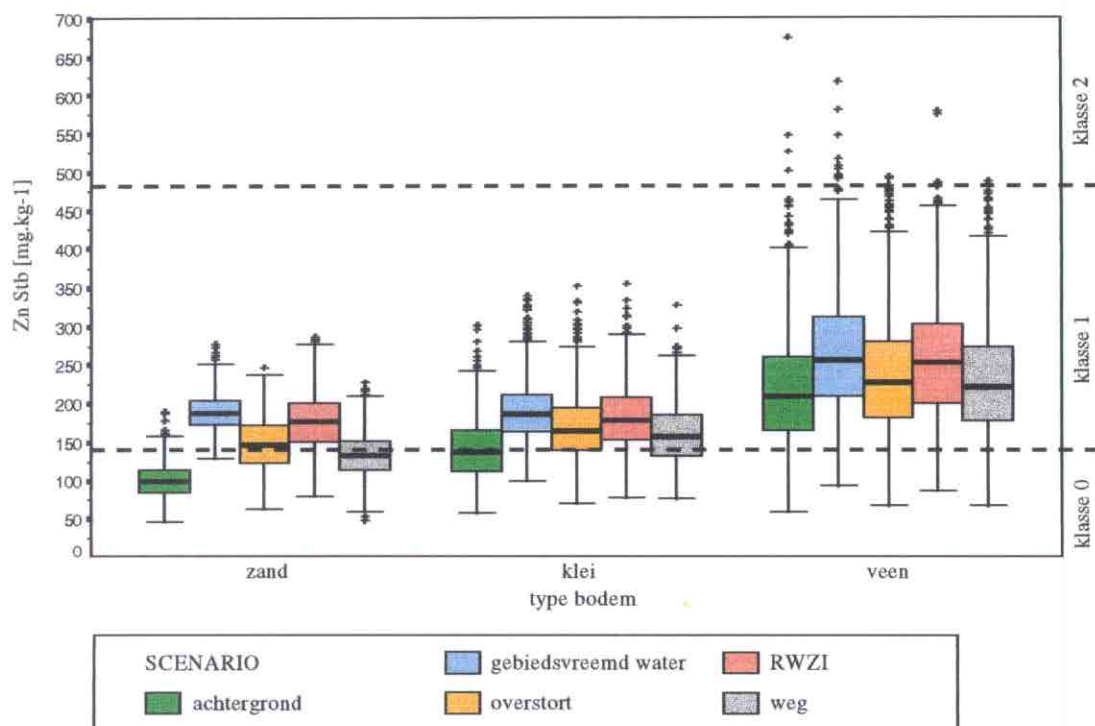
Voor lood geldt dat er geen klasse 2 of 3 specie bestaat, aangezien de grens-, toetsings- en interventiewaarden identiek zijn. In Fig. 6.3 is duidelijk dat overschrijding van de streefwaarde in zand- en kleislotten niet of nauwelijks zal optreden. Additionele belasting geeft geen sterke verhoging van de loodgehalten ten opzichte van de achtergrondbelasting, aangezien de loodbelasting voornamelijk veroorzaakt wordt door atmosferische depositie. Belasting door uit- en afspoeling vanaf de weg levert geen hogere gehalten op. In veensloten is lood een heel ander verhaal. Daar is een grote kans op overschrijding van de streefwaarde, bijna 60% kans op klasse 1 specie bij uitsluitend achtergrondbelasting (tabel 6.1). Dit wordt veroorzaakt door hoge gehalten lood in de landbodem (Lagas & Groot, 1996), zodat afkalving, verwaaiing, uit- en afspoeling hiervan een grote invoer van lood naar de sloot betekenen. Additionele bronnen geven slechts een kleine verhoging van de gehalten en de kans op klasse 1 specie.



Figuur 6.3 Gehalten lood omgerekend naar standaardbodem in zand-, klei- en veensloten bij verschillende typen belasting.

6.4 Zink

Voor zink geldt dat er geen klasse 3 specie bestaat, de toetsingswaarde en de interventiewaarde zijn identiek. Waar dat bij de andere metalen minder goed te zien is, geldt voor zink dat er bij achtergrondbelasting een duidelijk stijging in gehalten van zand naar klei naar veen is waar te nemen (Fig. 6.4). Daarbij is de kans op overschrijding van de streefwaarde in kleislotten 48% en in veensloten 88% (tabel 6.1). Additionele bronnen leveren bij zink een duidelijke verhoging van de gehalten en overschrijdingspercentages op. Met name in zand is een grote toename van de kans op klasse 1 specie te zien. Bij inlaat van gebiedsvreemd water stijgt de overschrijdingskans van 5% naar 99% en bij beïnvloeding door RWZI-effluent van 5% naar 84%. Voor klei- en veensloten is deze stijging door additionele belasting minder sterk. Desondanks geldt dat voor alle typen bodem er een zeer grote kans op klasse 1 specie bestaat, maar dat de kans op klasse 2 uiterst gering is.



Figuur 6.4 Gehalten zink omgerekend naar standaardbodem in zand-, klei- en veensloten bij verschillende typen belasting.

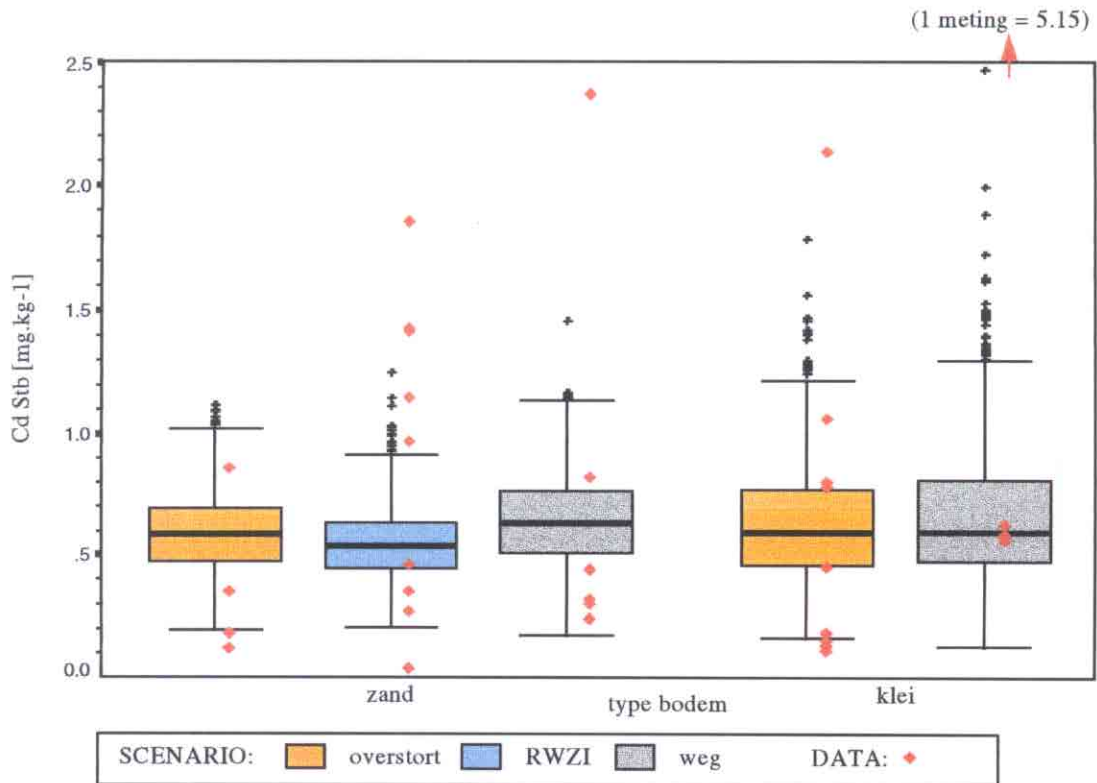
6.5 Validatie

Validatie van het model m.b.t. de achtergrondbelaste situatie is uitvoerig besproken in §5.2. Wanneer voor de additionele bronnen de resultaten vergeleken worden met de beschikbare meetgegevens (zie Fig. 6.5 t/m 6.8) blijkt dat de met het model berekende waarden in de meeste gevallen in de buurt van de gemeten gehalten liggen. Helaas zijn er slechts weinig metingen waar met een grote mate van zekerheid de invloed van een bepaalde additionele bron verondersteld kan worden. Meetgegevens uit talloze datasets zijn onderzocht, maar er bleken er weinig toepasbaar voor de metalen (Nelissen, 1990; Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden, 1990; de Jong, 1991; Oranjewoud, 1994; Broer, 1995; Zuiveringsschap Oostelijk Gelderland, 1996; Hoogheemraadschap van Delfland, 1996). Zo zijn er geen cijfers beschikbaar m.b.t. veensloten. Wel zijn er een aantal gegevens m.b.t. overstort, RWZI-effluent en beïnvloeding door uit- en afspoeling van wegen op zand en klei.

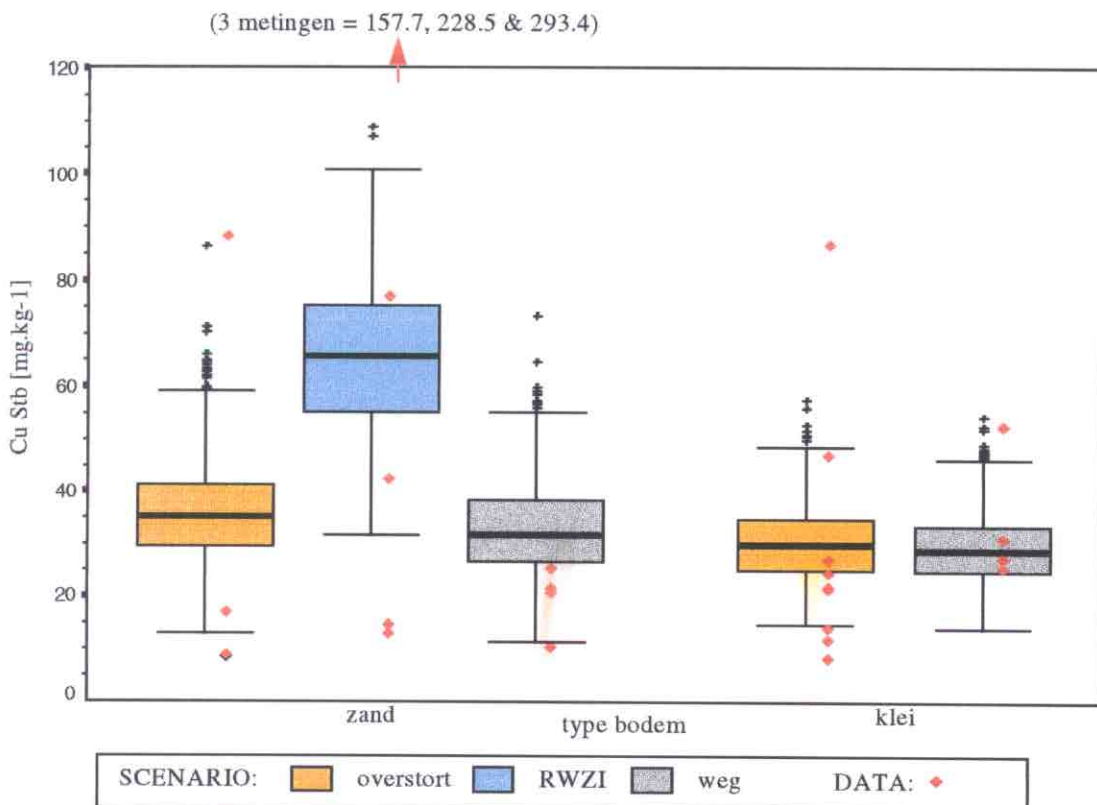
Voor cadmium (Fig. 6.5) blijkt dat de met het model berekende gehalten in dezelfde orde van grootte liggen als de metingen. Bij de data m.b.t. de invloed van wegen zijn er uitschieters, maar deze kunnen veroorzaakt worden door hetzij een vorm van riolering van de weg waardoor er een hogere belasting op zal treden, hetzij een andere niet definieerbare additionele bron. Ook bij de data is het duidelijk dat, uitzonderingen daargelaten, vooral klasse 0 en 1 specie gevormd zal worden; dit is consistent met de modeluitkomsten. Er zijn bij de meetgegevens geen grote verschillen tussen zand en klei te bespeuren, wat ook in de modelresultaten naar voren komt.

Net als bij cadmium stemmen de berekende gehalten en de klasse-indeling bij koper goed overeen met de gemeten waarden. Alleen bij het scenario m.b.t. de invloed van RWZI-effluent is het duidelijk dat in de gemeten gehalten een veel grotere spreiding wordt aangetroffen dan dat er met het model berekend wordt. In de dataset is zelfs tweemaal klasse 4 specie aangetroffen, terwijl met het model geen kans op klasse 4 wordt berekend en slechts een zeer kleine kans (3%) op klasse 3 specie. Tegelijkertijd zijn er echter ook 2 metingen die in klasse 0 vallen, terwijl het model daar ook 0% kans aan toedicht. Al met al is het duidelijk dat gehalten koper in RWZI-effluent behoorlijk variëren en dat deze variatie niet geheel in het model kan worden gedekt.

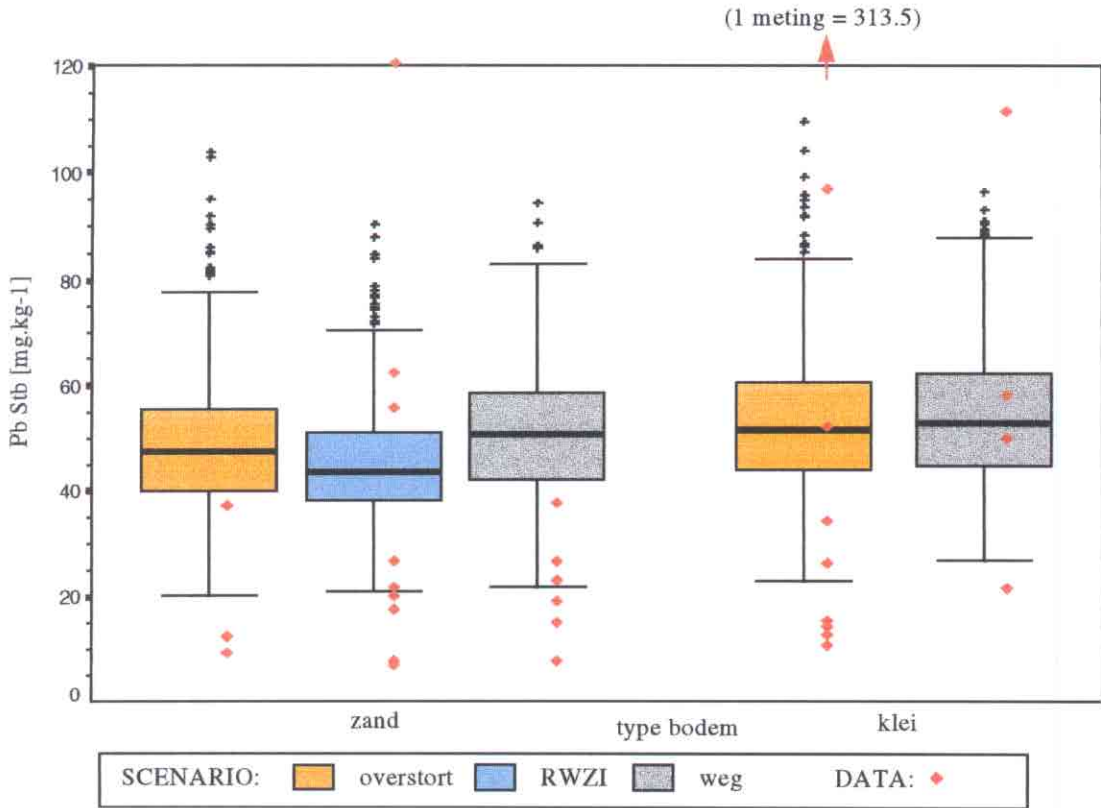
Voor lood blijkt het model de gehalten in alle scenario's m.b.t. additionele bronnen iets te overschatten, wat zou kunnen duiden op een iets te hoog gedefinieerde achtergrondbelasting (zie Fig. 5.5 in § 5.2). Desondanks liggen de gehalten wel in de goede orde van grootte en ook wat betreft de klasse-indeling is de overeenkomst groot.



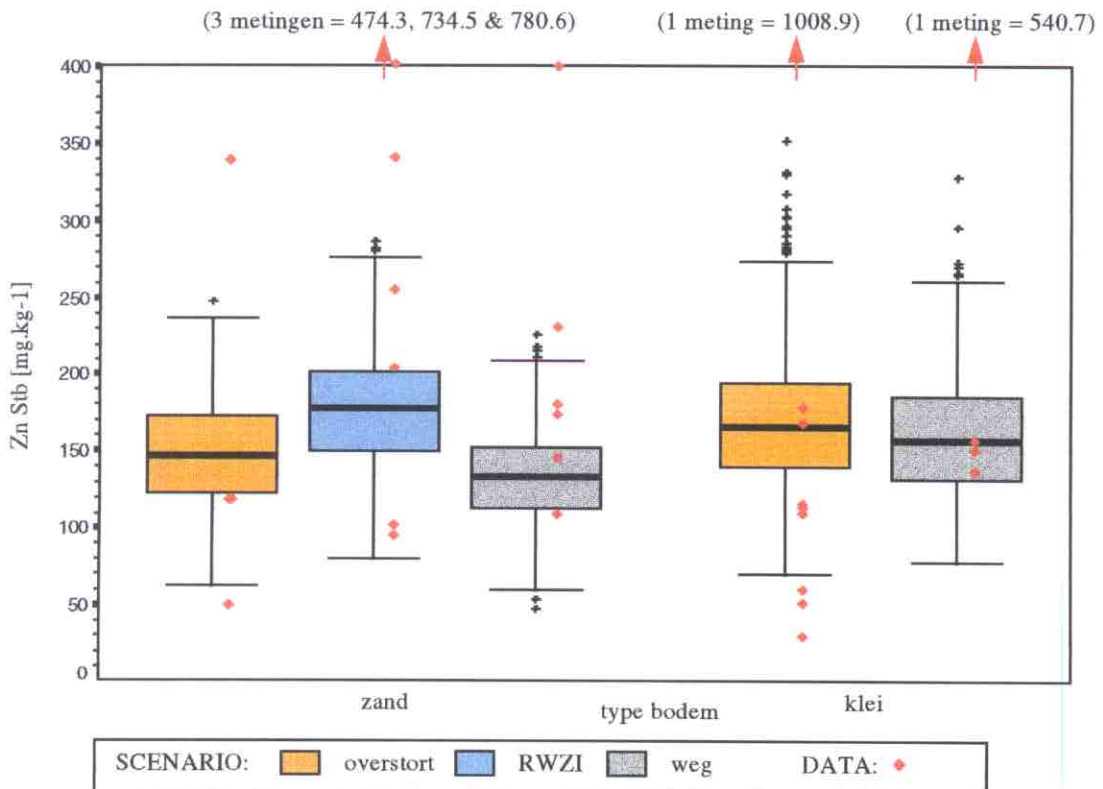
Figuur 6.5 Vergelijking van uitkomsten van gehalten berekend met het model en gemeten gehalten (zie tekst) voor cadmium bij verschillende additionele bronnen



Figuur 6.6 Vergelijking van uitkomsten van gehalten berekend met het model en gemeten gehalten (zie tekst) voor koper bij verschillende additionele bronnen



Figuur 6.7 Vergelijking van uitkomsten van gehalten berekend met het model en gemeten gehalten (zie tekst) voor lood bij verschillende additionele bronnen



Figuur 6.8 Vergelijking van uitkomsten van gehalten berekend met het model en gemeten gehalten (zie tekst) voor zink bij verschillende additionele bronnen

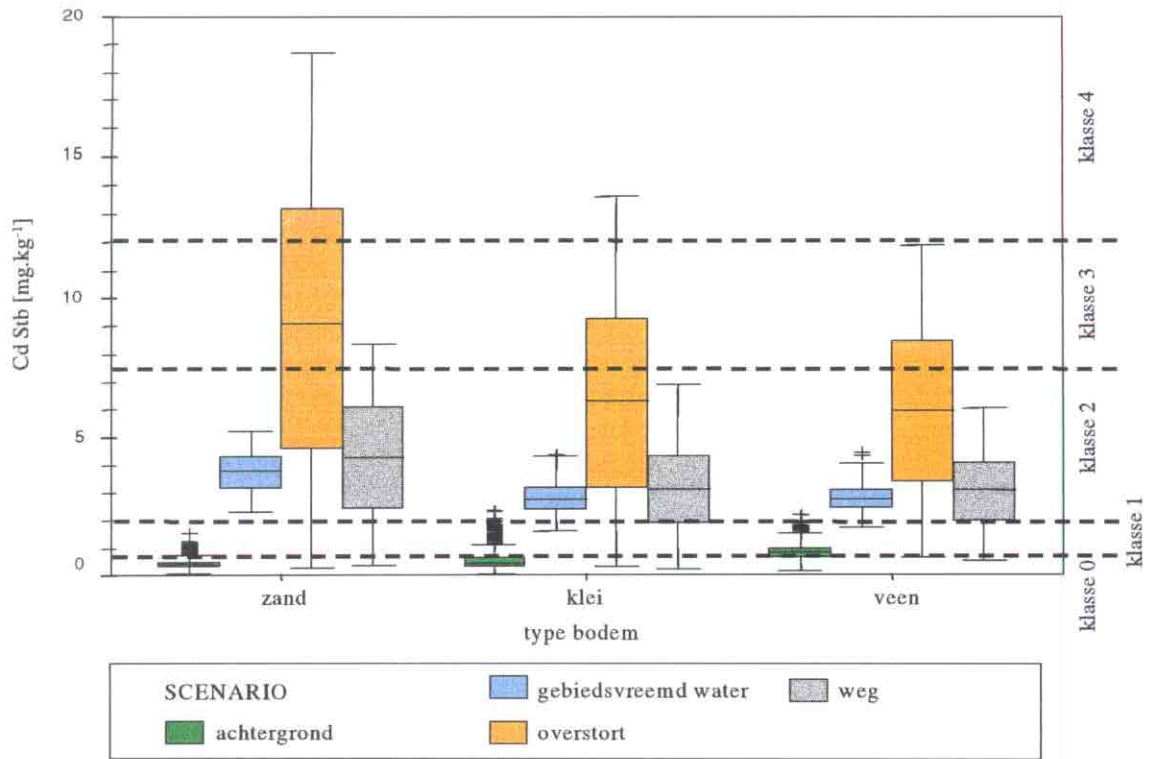
Met betrekking tot zink valt op dat de gehalten in het algemeen goed overeenstemmen, maar dat er een aantal metingen zijn waar de zinkgehalten bijzonder hoog zijn. Met name bij RWZI-effluent in zandsloten is de spreiding van gehalten groot. De hoge zinkwaarden worden overigens op dezelfde plaats gemeten als de hoge koperwaarden. Ook bij de andere hoge waarden voor zink worden hoge waarden voor de meeste andere metalen gevonden. Zo is er bij de overstort in kleislotten een zinkgehalte van 1008.92 mg/kg, waar ook een loodgehalte van 313.52 mg/kg wordt gemeten. Voor het wegscenario in klei wordt bij het meetpunt waar het gehalte zink 540.66 mg/kg is, 5.15 mg/kg cadmium aangetroffen. Mogelijk spelen bij deze meetpunten andere bronnen een rol. Desondanks kan geconcludeerd worden dat het model de gehalten in deze situaties goed beschrijft.

6.6 Hoge scenario's

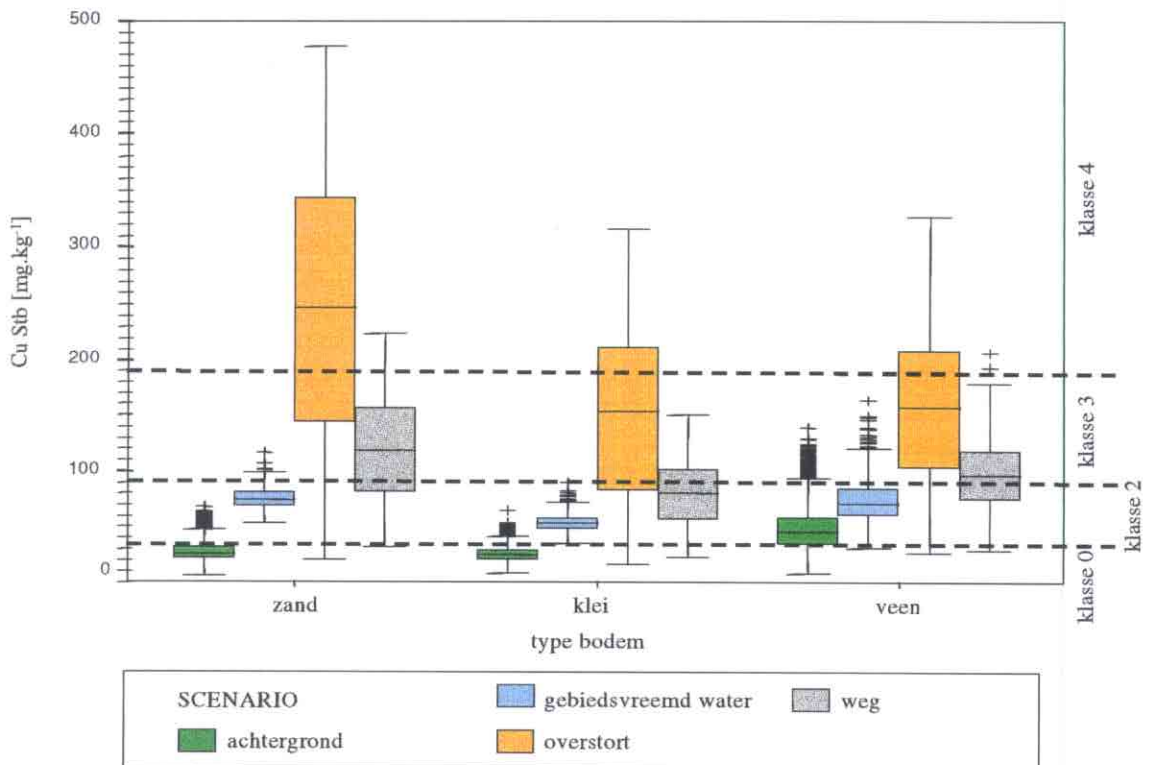
Met het model zijn een aantal scenario's doorgerekend, waarin een hoge belasting is opgelegd. Voor het scenario m.b.t. gebiedsvreemd water betekent dit dat 100% van het de modelsloot binnenkomende water als zodanig wordt beschouwd, waarbij de kwaliteit gelijk aan boezemwater wordt verondersteld berekend a.h.v. CIW/CUWVO gegevens (zie bijlage 5). Voor overstort houdt dit in dat de gehalten gebaseerd zijn op minimum en maximum vuilgehalten i.p.v. het gemiddelde plus en min 3 maal de standaarddeviatie. Bij de hoge spreiding betekent dit ook zeer hoge en lage gehalten (zie bijlage 7). Wat betreft de belasting vanaf de weg is er gerekend met waarden voor beïnvloeding via riolering van een weggedeelte van 2km afwaterend op de modelsloot met een lengte van 300m. Het laatste scenario is niet uitgesloten, maar de andere situaties zullen niet of nauwelijks voorkomen. Op specifieke plaatsen is een hoge belasting echter niet ondenkbaar. Door middel van de berekening van het gehalte metalen in een worst-case situatie is een idee te krijgen van de meest slechte kwaliteit baggerspecie die in dergelijke omstandigheden te verwachten is. In figuur 6.9 t/m 6.12 staan de berekende gehalten weergegeven.

Wat betreft cadmium veroorzaakt een hoge belasting met gebiedsvreemd water met zeer grote waarschijnlijkheid klasse 2 specie (Fig. 6.9). Voor belasting vanuit wegriolering geldt hetzelfde. Overstort geeft zelfs een grote kans op klasse 3 en zelfs kans op klasse 4 in zandsloten, terwijl dat bij klei- en veensloten veel minder het geval is. Duidelijk is dat de spreiding bijzonder groot is bij dit scenario.

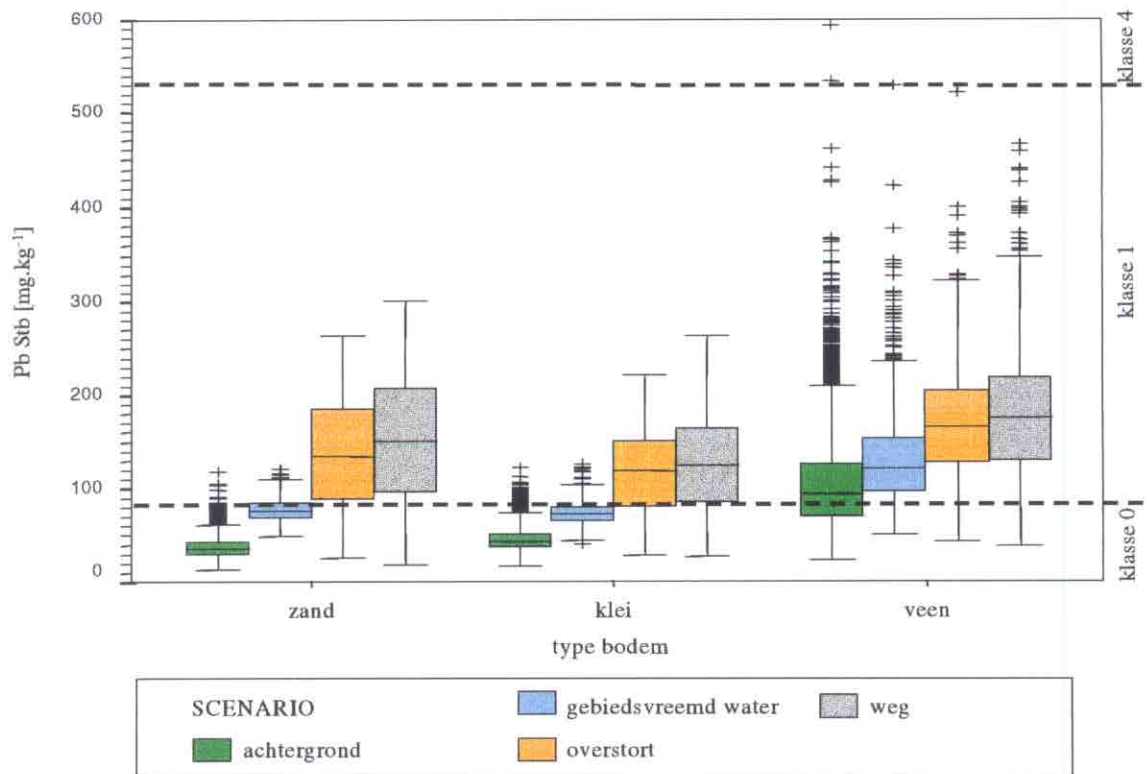
Voor koper geldt m.b.t. het gebiedsvreemd water scenario hetzelfde als bij cadmium, een grote kans op klasse 2 (Fig. 6.10). In veen is er zelfs kans op klasse 3. Het effect van overstort is echter groter, daar ontstaat in zandsloten met grote waarschijnlijkheid klasse 4 specie. In klei en veen is dit voornamelijk klasse 3. Bij beïnvloeding door wegriolering is de kans op klasse 3 specie groot in zand- en veensloten, waar dat bij klei vooral klasse 2 zal veroorzaken.



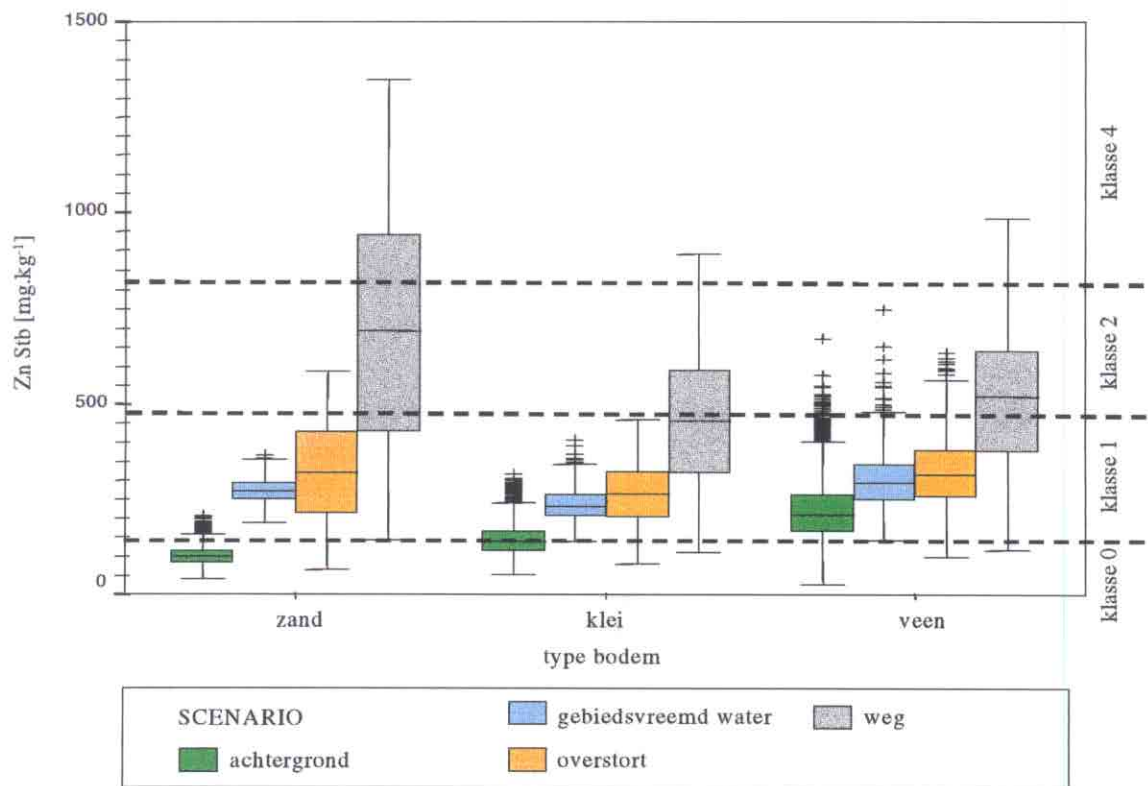
Figuur 6.9 Gehalten cadmium omgerekend naar standaardbodem in zand-, klei- en veensloten bij verschillende typen hoge belasting.



Figuur 6.10 Gehalten koper omgerekend naar standaardbodem in zand-, klei- en veensloten bij verschillende typen hoge belasting.



Figuur 6.11 Gehalten lood omgerekend naar standaardbodem in zand-, klei- en veensloten bij verschillende typen hoge belasting.



Figuur 6.12 Gehalten zink omgerekend naar standaardbodem in zand-, klei- en veensloten bij verschillende typen hoge belasting.

Ook bij hoge belasting is het duidelijk dat bij lood additionele bronnen minder van belang zijn dan bij de andere metalen. Alle hoge scenario's zorgen voor een verhoging van de kans op klasse 1 in vergelijking met de achtergrondbelasting, maar de gehalten nemen niet zo sterk toe (Fig. 6.11). Wel blijkt dat de wegriolering voor de hoogste gehalten zorgt in tegenstelling tot cadmium en koper waar dat overstort is.

Evenals bij lood zorgen hoge scenario's bij gebiedsvreemd water en overstort in het geval van zink niet voor sterke toename van de gehalten. Bij deze scenario's is de kans op klasse 1 specie wel zeer groot, maar de kans op klasse 2 is gering. Bij het wegrioleringsscenario echter is het zeer waarschijnlijk dat klasse 2 specie gevormd wordt. In zand en in mindere mate in veen en klei is er zelfs kans op klasse 4.

Gezien de klasseindeling in de CIW/CUWVO gegevens (Cd 3% hoger dan klasse 2, Cu 8% en Zn 7%) komen de hoge gehalten t.g.v. deze scenario's niet zo vaak voor. Zeker als hierbij in gedachte wordt gehouden dat bij de cijfers van de CIW/CUWVO de grotere regionale wateren zijn opgenomen, waar ook andere bronnen een rol kunnen spelen.

6.7 Samenvatting

Aangezien gegevens omtrent emissies zeer beperkt zijn, moet rekening worden gehouden met grote onzekerheden. Deze onzekerheden worden in de modelberekeningen meegenomen door ranges te berekenen voor deze emissies. Daarnaast zijn er een aantal worst-case scenario's doorgerekend om effecten van hoge ranges voor een aantal bronnen te analyseren. Toekomstscenario's bleken bij zware metalen niet goed in te schatten en zijn derhalve niet uitgevoerd. Oorzaak hiervoor is dat bij de aanwas van waterbodem het aandeel vanuit de landbodem groot is en dat dit aandeel door het ontbreken van enige informatie m.b.t. de toekomstige ontwikkeling van de bodemkwaliteit niet te kwantificeren valt (zie ook discussie in hoofdstuk 7).

Met de gedefinieerde achtergrondbelasting geeft het model in zandsloten voor alle metalen voor het grootste deel klasse 0 specie. In kleislotten geldt dat ook met uitzondering van zink waarbij 48% kans op klasse 1 specie aanwezig is. Alleen in het geval van koper blijkt, bij ontbreken van klasse 1, een klein percentage kans op klasse 2 te bestaan (15% in zand en 7% in klei). Voor veensloten geldt echter een heel ander verhaal. Daarin wordt voor cadmium en lood nog ongeveer evenveel kans op klasse 0 als klasse 1 specie berekend, maar voor zink geldt dat het merendeel van het gevormde sediment in klasse 1 zal vallen. Voor koper blijkt 71% kans te zijn op klasse 2 sediment en zelfs 3% kans op klasse 3. Dit lijkt, gezien de beschikbare meetgegevens, een redelijke uitkomst van het model (zie hoofdstuk 5 bij validatie). Een verschil tussen zand-, klei- en veensloten zoals deze in het veld wordt gevonden komt ook uit de modelberekeningen naar voren.

Additionele bronnen veroorzaken bij veen slechts een kleine verschuiving in klasseindeling, aangezien al een grote kans op klasse 1 specie bij achtergrondbelasting bestond en voor koper klasse 2. Bij zand- en kleislotten is dat echter anders. Voor lood en in iets mindere mate voor cadmium geldt dat er nog maar een kleine toename van de kans op klasse 1 is bij additionele bronnen. Voor zink neemt deze kans daarentegen behoorlijk toe afhankelijk van type belasting. Bij zink zorgen RWZI-effluent en inlaat van gebiedsvreemd water voor de grootste toename in kans op overschrijding van de streefwaarde. Voor koper geldt dat in zand voornamelijk kans op klasse 2 specie ontstaat. In kleislotten geldt dat wat minder, alleen RWZI-effluent laat een grote kans op klasse 2 specie zien. Deze laatste veroorzaakt een zeer grote kans op klasse 2 specie in alle typen sloot en zelfs een kleine kans op klasse 3. Deze resultaten blijken redelijk goed overeen te komen met de schaarse veldgegevens. Wanneer scenario's met een worst-case belasting worden doorgerekend, ontstaat een grote spreiding in de resultaten waarbij ook klasse 3 en 4 specie kan ontstaan. Deze scenario's zullen in werkelijkheid echter weinig voorkomen, mede gezien de klasseindeling zoals deze gegeven is door de CIW/CUWVO.

7. DISCUSSIE EN CONCLUSIES

7.1 Discussie

Met behulp van een modelmatige aanpak is getracht de in de inleiding genoemde doelstellingen te realiseren, te weten:

1. Simulatie van de huidige waterbodemkwaliteit in sloten (klei, veen en zand) in afhankelijkheid van de diverse emissie-routes en karakteristieken van de watergang.
2. Prognose van de toekomstige waterbodemkwaliteit in afhankelijkheid van emissie-routes, karakteristieken van de watergang en scenario's voor de toekomstige ontwikkeling van de diverse emissiebronnen.

Ten aanzien van het modelonderzoek en de doelstellingen dienen de volgende punten in overweging te worden genomen.

Consequenties van een modelmatige aanpak

Modellering betekent altijd een vereenvoudiging van de werkelijkheid; zo is er in deze studie uitgegaan van een watergang met een enkelvoudige, vaste dimensionering (breedte x diepte = 2 x 0.75m) waarbinnen slib wordt afgezet. Het slib is opgebouwd uit twee lagen, een dunne aërobe toplaag en een aangroeiende tweede anaërobe laag. Er is gerekend met tijdstappen van een jaar, hetgeen betekent dat voor tal van processen een gemiddelde waarde is gehanteerd en geen rekening is gehouden met seizoenen. Voor een aantal systeemparameters is een vaste waarde gekozen om de typerende samenstelling van veen-, klei- en zandsloten tot uiting te laten komen (b.v. baggerefficiëntie, verblijftijd). Voor diverse procesparameters zijn vaste waarden gehanteerd, ofschoon in de praktijk grote variaties zullen bestaan.

Voor de achtergrondbelasting en de additionele emissies zijn altijd ranges gehanteerd, tegemoetkomend aan de grote onzekerheid rond getalswaarden voor emissies en de variatie die er in werkelijkheid bestaat. Alle ranges voor de emissies zijn op verdelingen van meetgegevens gebaseerd, met uitzondering van atmosferische depositie. Voor atmosferische depositie is gebruik gemaakt van verdelingen van de uitkomsten van een model van het Laboratorium voor Luchtonderzoek van het RIVM. Na kalibratie met meetgegevens is op deze wijze een slootmodel verkregen dat de kwaliteit van waterbodems beschrijft en inzicht geeft in de variatie in metaalgehalten die op kan treden als gevolg van diverse emissies. Bij vergelijkingen met veldgegevens blijken de modeluitkomsten goed overeen te komen met gemeten gehalten. Hoewel er specifieke situaties worden doorgerekend met het model, bijvoorbeeld zandsloot met achtergrondbelasting en belasting door RWZI-effluent, dient men zich te realiseren dat het om een gemiddeld beeld gaat dat hier wordt gepresenteerd en dit kan nog altijd afwijken van concrete situaties in de praktijk.

Toekomstige ontwikkeling

Toekomstscenario's bleken bij zware metalen niet goed in te schatten en zijn derhalve niet uitgevoerd. Oorzaak hiervoor is dat bij de aanwas van waterbodems het aandeel vanuit de landbodem groot is en dat dit aandeel door het ontbreken van enige informatie m.b.t. de toekomstige ontwikkeling van de kwaliteit niet te kwantificeren valt. Voor de huidige belasting is gebruik gemaakt van gehalten zoals deze zijn gemeten door Lagas en Groot (1996). Dit is echter een momentopname en het blijft onduidelijk welke trend in bodemgehalten aangenomen kan worden. In tegenstelling tot de toekomstscenario's bij PAK, waar atmosferische depositie (direct en indirect) de grootste term in de achtergrondbelasting was, is bij de metalen cadmium, koper en zink de mestgift de belangrijkste belasting. Deze term is opgenomen in de gemeten bodemgehalten waarop de achtergrondbelasting is gebaseerd en uitwerking naar toekomstscenario's blijkt niet kwantificeerbaar. Doordat het aandeel van de landbodem bij de vorming van sediment groot is en het waarschijnlijk is dat de landbodemgehalten de komende jaren niet sterk zullen verbeteren (van Drecht, 1998), is het aannemelijk dat een verbetering van de kwaliteit van nieuw te vormen sedimenten in achtergrondbelaste systemen de komende jaren niet zal optreden. In toekomstig onderzoek zal echter een analyse van de ontwikkeling van samenstelling en kwaliteit van de landbodem in samenhang met de invloed van de landbodem op waterbodems moeten plaatsvinden om hierover meer uitspraken te kunnen doen.

De mythe van het rondpompen

Bovenstaande opmerking dat de landbodem voor een belangrijk deel bijdraagt aan de vorming en kwaliteit van het sediment in de regionale watergangen zou aanleiding kunnen geven tot het idee dat baggeren uitsluitend het rondpompen is van al dan niet verontreinigd materiaal. Dat is echter niet waar wanneer uitsluitend naar effecten wordt gekeken van "grote" baggerexercities, die eens in de 5 à 20 jaar plaatsvinden om de aan- en afvoer van water te garanderen. Wanneer jaarlijkse schoning in beschouwing wordt genomen kan het verhaal anders uitpakken, aangezien bij deze schoning vaak ook sediment wordt meegenomen. Bij de "grote" baggerexercities geldt echter dat, hoewel de samenstelling van de waterbodem en de kwaliteit daarvan voor een groot deel bepaald worden door de aangrenzende landbodem, het aandeel van waterbodem in kwantitatieve zin op de landbodem gering is (zie van Dijk et al., 1998). Bij éénmaal verspreiden van baggerspecie (in de modelsituatie dus in tien jaar) groeit de landbodem met 2 tot 4 centimeter aan als natte specie wordt beschouwd. Deze schattingen zijn gebaseerd op de situatie in Zuid-Holland (persoonlijke mededeling Van der Wal, 1996) en modelberekeningen met IRIS. Op basis van droge stof zal dat nog minder zijn. Als nu één kubieke meter grond als uitgangssituatie wordt gekozen van waaruit beïnvloeding van de sloot plaatsvindt, dan is deze term klein. Bij afkalving, verwaaing, uit- en afspoeling vanaf de kant komt bij het model variërend per type bodem tussen 5% en 15% van deze aan de watergang grenzende kubieke meter

landbodem daarin in 10 jaar tijd als sediment terecht. Duidelijk mag zij dat bij 1 à 4% heen en 5 à 15% terug er geen sprake kan zijn van een rondpompeffect. Desondanks zou een balansstudie naar herkomst en verspreiding van baggerspecie in regionale wateren een beeld kunnen verschaffen omtrent de relatie landbodem en waterbodem.

7.2 Conclusies

Achtergrondbelasting in zand en klei grote kans op klasse 0, in veen voor koper klasse 2 en overige metalen vooral klasse 1 specie.

Achtergrondbelasting, bestaande uit atmosferische depositie, zwevende stof invoer en aanvoer van landbodem (als gevolg van afkalven, verwaaien, bewerken van land, uit- en afspoeling) blijkt voor alle metalen in zandsloten een grote kans op klasse 0 specie te veroorzaken. In kleislotten geldt dat ook met uitzondering van zink waarbij 48% kans op klasse 1 specie aanwezig is. Alleen in het geval van koper blijkt, bij ontbreken van klasse 1, een klein percentage kans op klasse 2 te bestaan (15% in zand en 7% in klei). Voor veensloten geldt echter een heel ander verhaal. Daarin wordt voor cadmium en lood nog ongeveer evenveel kans op klasse 0 als klasse 1 specie berekend, maar voor zink geldt dat het merendeel van het gevormde sediment in klasse 1 zal vallen. Voor koper blijkt 71% kans te zijn op klasse 2 sediment en zelfs 3% kans op klasse 3. Dit lijkt, gezien de beschikbare meetgegevens, een redelijke uitkomst van het model (zie hoofdstuk 5 bij validatie). Een verschil tussen zand-, klei- en veensloten zoals deze in het veld wordt gevonden komt ook uit de modelberekeningen naar voren.

Additionele belasting zorgt in veen voor geringe verschuiving in klasseverdeling, in klei- en zandsloten ontstaat echter voor koper klasse 2 en voor de andere metalen voornamelijk klasse 1 specie.

Additionele bronnen veroorzaken bij veen slechts een kleine verschuiving in klasseindeling, aangezien al een grote kans op klasse 1 specie bij achtergrondbelasting bestond en voor koper klasse 2. Bij zand- en kleislotten is dat echter anders. Voor lood en in iets mindere mate voor cadmium geldt dat er nog maar een kleine toename van de kans op klasse 1 is bij additionele bronnen. Voor zink neemt deze kans daarentegen behoorlijk toe afhankelijk van type belasting. Bij zink zorgen RWZI-effluent en inlaat van gebiedsvreemd water voor de grootste toename in kans op overschrijding van de streefwaarde. Voor koper geldt dat in zand voornamelijk kans op klasse 2 specie ontstaat. In kleislotten geldt dat wat minder, alleen RWZI-effluent laat een grote kans op klasse 2 specie zien. Deze laatste veroorzaakt een zeer grote kans op klasse 2 specie in alle typen sloot en zelfs een kleine kans op klasse 3. Deze resultaten blijken redelijk goed overeen te komen met de schaarse veldgegevens. Wanneer scenario's met een worst-case belasting worden doorgerekend, ontstaat een grote spreiding in de resultaten waarbij ook klasse 3 en 4 specie kan ontstaan. Deze scenario's zullen in werkelijkheid echter weinig voorkomen, mede gezien de klasseindeling zoals deze

gegeven is door de CIW/CUWVO. Validatie van de modelresultaten bleek gecompliceerd te zijn, omdat in het veld veelal sprake is van combinaties van additionele bronnen en achtergrondbelasting. Gegeven de onzekerheid in emissies en de vereenvoudigingen in het model worden de modelresultaten niet tegengesproken door veldgegevens.

In de komende decennia vermoedelijk weinig kans op verbetering van de kwaliteit van nieuw te vormen waterbodems in regionale wateren onder invloed van uitsluitend achtergrondbelasting

Bij de aanwas van waterbodem is het aandeel vanuit de landbodem groot. Voor de belasting in het model is gebruik gemaakt van gemeten gehalten. Een trend in bodemgehalten blijft onduidelijk. Bij de metalen cadmium, koper en zink is de mestgift de belangrijkste belasting. Deze term is opgenomen in de gemeten bodemgehalten waarop de achtergrondbelasting is gebaseerd en uitwerking naar toekomstscenario's blijkt niet kwantificeerbaar. Doordat het aandeel van de landbodem bij de vorming van sediment groot is en het waarschijnlijk is dat de landbodemgehalten de komende jaren niet sterk zullen verbeteren (van Drecht, 1998), is het aannemelijk dat een verbetering van de nieuw te vormen sedimenten in regionale wateren zonder additionele belasting de komende jaren niet zal optreden.

DANKWOORD

De auteurs zijn dank verschuldigd aan al diegenen die aan dit rapport hebben bijgedragen in de vorm van het leveren van gegevens of het uitbrengen van adviezen. De volgende personen worden dan ook hartelijk bedankt: M. 't Hart en R. Lammers (RIVM-LWD) voor de ondersteuning bij hard- en software. T. Bakker (RIZA), J. van der Plicht (thans Waterschap Rijn en IJssel), Bas van der Wal (Hoogheemraadschap van Delfland), R. Kampf (Hoogheemraadschap van Uitwaterende Sluizen Hollands Noorderkwartier), J. Harmsen (Staring Centrum-DLO) en P. van Puijenbroek (RIVM-LWD) voor het beschikbaar stellen van gegevens. W.J. Willems (RIVM-LBG) voor het kritisch lezen van het rapport.. De leden van de begeleidingscommissie (zie Bijlage 1) voor de goede samenwerking en constructieve bijdrage aan dit onderzoek.

REFERENTIES

Ankley, G.T., Di Toro, D.M., Hansen, D.J. & Berry, W.J., 1996. Technical basis and proposal for deriving sediment quality criteria for metals. *Env. Tox. Chem.* 15(12) 2056-2066.

Annema, J.A., Paardekooper, E.M., Booij, H., van Oers L.F.C.M., van der Voet, E. & Mulder, P.A.A., 1995. Stofstroomanalyse van zes zware metalen; Gevolgen van autonome ontwikkeling en maatregelen. RIVM rapport nr. 601014010, Bilthoven.

Baart, A.C., Berdowski, J.J.M. & van Jaarsveld, J.A., 1995. Calculation of atmospheric deposition of contaminants on the North Sea. TNO-MEP-R 95/138.

Barak, N.A.-E. & Mason, C.F., 1989. Heavy metals in water, sediment and invertebrates from rivers in eastern England. *Chemosphere*, 10/11 (1989) 1709.

Beek, M.A., 1995. De risico's van normen, RIZA werkdokument 95.097X, Lelystad.

Berbee, R.P.M., 1989. Onderzoek naar uitloging in oppervlaktewater van PAK en koper, chroom, arseen uit geïmpregneerd hout., DBW- RIZA, notanr 89.049, Lelystad

Berry, W.J., Hansen, D.J., Mahony, J.D, Robson, D.L., Di Toro, D.M., Shipley, B.P., Rogers, B, Corbin, J.M. & Boothman, W.S., 1996. Predicting the toxicity of metal-spiked laboratory sediments using acid-volatile sulfide and interstitial water normalizations. *Env. Tox. Chem.* 15(12) 2067-2079.

Beurskens, J.E.M., 1995. Projectplan "Regionale waterbodempkwaliteit en beïnvloeding van de landbodem door specie op de kant", RIVM-LWD, Bilthoven.

BKH, 1994. Diffuse bronnen, berekening van de waterbodempverontreiniging. in opdracht van de Provincie Zuid-Holland.

Boeyen, J.H., C.N. Beljaars, J.Th.F. Heijs, R. van Gerve, 1991. Baggeren in poldergebieden, relatie met waterkwaliteit. Rapport Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden, Dordrecht.

Boland, M., 1995. Microverontreinigingen langs rijkswegen: een evaluatie. V&W-DGR/ DWW, Rapportnr. W-DWW-95-734.

CBS, 1994. Waterkwaliteitsbeheer deel b.

Coppoolse, J., van Bentum, F., Schwartz, M., Annema, J. & Quarles van Ufford, C., 1993. Samenwerkings-Project Effectieve Emissiereductie Diffuse Bronnen (SPEED document). RIZA nota 93.012. RIVM rapport 773003001. ISBN 90 3690 3424.

Crommentuijn, T., Polder, M.D. & van de Plassche, E.J., 1997. Maximum Permissible Concentrations and Negligible Concentrations for metals, taking background concentrations into account. RIVM rapport nr. 601501001, Bilthoven.

CIW/CUWVO, 1996. Landelijke Watersysteemrapportage 1996. Werkgroep VII.

CIW/CUWVO, 1997. Handreiking regionale aanpak diffuse bronnen. Werkgroep VI.

de Jong, J., 1991. Diffuse lozing oeverbeschermingsmateriaal. Verslag stage bij Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden, Dordrecht.

De Rooij, N.M., Gerrits, H.J. & van der Heijdt, L.M., 1995. De (regionale) baggerspecieproblematiek en het stoffenbeleid. Rapport T1464, Waterloopkundig laboratorium (WL).

Eyers, J.P. & Pugh-Thomas, 1978. Heavy metal pollution of the river Irwell (Lancashire, UK) demonstrated by analysis of substrate material and macroinvertebrate tissue. *Environ. Pollut.*, 16 (1978) 129.

Fraters, B.J.G., 1991. Verontreiniging door zware metalen. In: Nationale Milieuverkenning 2 1990-2010, hoofdstuk 7.4, pp 331-346, RIVM Bilthoven.

Groot, M.S.M., Bronswijk, J.J.B., Willems, W.J., de Haan, T. & del Castillo, P., (1996). Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit; resultaten 1993. RIVM rapport nr. 714801007, Bilthoven.

Hansen, D.J., Berry, W.J., Mahony, J.D, Boothman, W.S., Di Toro, D.M., Robson, D.L., Ankley, G.T., Ma, D., Yan, Q. & Pesch, C.E., 1996. Predicting the toxicity of metal-contaminated field sediments using interstitial concentration of metals and acid-volatile sulfide normalizations. *Env. Tox. Chem.* 15(12) 2080-2094.

Hoogheemraadschap van Delfland, Delft, 1996. Meetgegevens waterbodems 1995/1996.

Hoogheemraadschap van Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier, 1996, ongepubliceerde data waterbodems R. Kampf, Edam.

Huiting, A.M., Kramer, P.R.G. & Beurskens, J.E.M., 1997. Prognose van de PAK-gehalten in de landbodem onder invloed van het verspreiden van baggerspecie. RIVM rapport nr. 733007002, Bilthoven.

Janse, J.H., Aldenberg, T., Kramer, P.R.G., 1992. A Mathematical Model of the Phosphorus Cycle in Lake Loosdrecht and Simulation of Additional Measures. *Hydrobiol.*,233, 119-136.

Janssen, R.P.T., Swartjes, F.A., van den Hoop, M.A.G.T., & Peijnenburg, W.J.G.M., 1996a. Evaluatie van het evenwichtspartitieconcept voor zware metalen in bodems en sedimenten. RIVM rapport nr. 719101027.

Janssen, R.P.T., Pretorius, P.J., Peijnenburg, W.J.G.M. & van den Hoop, M.A.G.T., 1996b. Determination of field-based partition coefficients for heavy metals in Dutch soils and the relationships of these coefficients with soil characteristics. RIVM Rapport nr. 719101023, Bilthoven.

Kampf, 1996, Hoogheemraadschap van Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier, Edam. Persoonlijke mededeling.

Kramer, P.R.G., A.M. Huiting, J.E.M. Beurskens, T. Aldenberg, 1997. Verkenning bodemkwaliteit regionale wateren. Huidige en toekomstige gehalten van PAK in slootbodems. RIVM rapport nr. 733007001, STOWA rapport nr.96-28, Bilthoven.

Lagas, P. & Groot, M.S.M., 1996. Bodemkwaliteitskartering van de Nederlandse landbouwgronden. RIVM-rapportnr. 714801003, Bilthoven.

Licheng, Z. & Kezhun, Z., 1992. Background values of trace elements in the source area of the Yangtze River. *Sci. Total Environm.*, 125 (1992) 391.

Locher, W.P. & de Bakker, 1987. Bodemkunde van Nederland; deel 1: Algemene bodemkunde. Den Bosch.

Lijzen, J.P.A. & Franken, R.O.G., 1996. Kritische bodembelasting voor prioritair stoffen; afleiding en toepassing. Deel 2. Afleiding emissiereductiedoelstellingen voor bodem met behulp van modelsituaties. RIVM rap. nr. 715810017, Bilthoven.

Mahony, J.D, Di Toro, D.M., Gonzalez, A.M., Curto, M., Dilg, M., De Rosa, L.D. & Sparrow, L.A., 1996. Partitioning of metals to sediment organic carbon. *Env. Tox. Chem.* 15(12) 2187-2197.

Mills, W.B., D.B. Porcella, M.J. Unga, S.A. Gherini, K.V. Summers, Lingfung Mok, G.L. Rupp, G.L. Bowie, and D.A. Haith, 1985. *Water Quality Assessment: A Screening Procedure for Toxic and Conventional Pollutants in Surface and Ground Water-Part I*, EPA report no. EPA/600/6-85/002a, Athens, USA.

Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1993. Evaluatienota Water, Aanvullende beleidsmaatregelen en financiering., Tweede Kamer 21 250, nrs. 27-28.

Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1997. Vierde Nota Waterhuishouding, Regeringsvoornemen.

Ministerie van Volkshuisvesting Ruimtelijke Ordening en Milieu (VROM), 1993. Beleidsstandpunt Verwijdering Baggerspecie, Kamerstukken II, 1993-1994, 23 450, nr.1.

Ministerie van Volkshuisvesting Ruimtelijke Ordening en Milieu (VROM), 1997. Evaluatie beleidsstandpunt verwijdering baggerspecie.

Ministerie van Volkshuisvesting Ruimtelijke Ordening en Milieu (VROM), 1991. MILBOWA, Notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water.

Nelissen, P.H.M., 1990. Onderzoek naar kwaliteit van bermslootbodems en bermslootoevers in de directie Zuid-Holland. Rijkswaterstaat Directie Zuid-Holland, rapport nr. 90.6.

Oranjewoud, 1994. Waterbodemonderzoek waterschap Groot-Haarlemmermeer 1994. In opdracht van het Waterschap Groot-Haarlemmermeer, Projectnr. 60125697, Almere.

RIZA, 1994. LAWABO versie 3.0. Gebruikershandleiding (voorlopige uitgave)., Min. V&W - DGR, Lelystad.

RIZA, 1996. Data Rijkswateren 1996, Lelystad.

Salomons, W., 1983. Voorlopige base-line voor Cd, Zn, Ni, Pb, Cu en Cr in Nederlandse sedimenten. WL rapport R1703, Delft.

Schuilings, R., 1997. Persoonlijke mededeling. Zuiveringsschap Drenthe.

Stortelder, P.B.M., Van der Gaag, M.A. & Van der Kooij, L.A., 1989. Kansen voor waterorganismen. Directie Binnenwateren, Rijkswaterstaat, RIZA, notanr. 89.016a en 89.016b.

TCB, 1990. Advies concept voorontwerp Bouwstoffenbesluit. TCB A89/13.

TCB, 1992. Advies herziening Leidraad Bodembescherming I. C-toetsingswaarden en urgentiebeoordeling. TCB A01

Timmermans, K.T., Van Hattum, B., Peeters, W. & Davids, K., 1991. Trace metals in the benthic habitat of Maarsseveen lakes system, the Netherlands. Hydrobiol. Bull., 24 (1991) 153.

Traas, Th.P., P.R.G. Kramer, T. Aldenberg, M.J. t Hart, 1994. CATS-2: een model ter voorspelling van accumulatie van microverontreinigingen in sedimentatiegebieden van rivieren. RIVM Report 719102032, Bilthoven.

Unie van Waterschappen, 1996. Concept-rapportage Unie-enquete waterbodems 1994. Den Haag.

Van Dijk, S., Kramer, P.R.G. & Beurskens, J.E.M., 1998. Prognose van de metaalgehalten in de landbodem onder invloed van het verspreiden van baggerspecie. RIVM rapport nr. 733007004, Bilthoven.

Van Drecht, G., Bouwmans, L.J.M., Fraters, D., Reijnders, H.F.R. & van Duijvenbouden, W., 1996. Landelijke beelden van de diffuse metaalbelasting van de bodem en de metaalgehalten in de bovengrond, alsmede de relatie tussen gehalten en belasting. RIVM rapport nr. 714801006, Bilthoven.

Van Drecht, G., 1998. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Laboratorium voor water en drinkwater (RIVM-LWD), Bilthoven, persoonlijke mededeling.

Van den Hoop, M.A.G.T., 1995a. Literatuurstudie naar achtergrondgehalten van zware metalen en arseen in bodem, sediment, oppervlaktewater en grondwater. RIVM rapport nr. 719101019, Bilthoven.

Van den Hoop, M.A.G.T., Den Hollander, H.A., Kerdijk, H.N., 1995b. Spatial and seasonal variations of Acid Volatile Sulfide (AVS) and Simultaneously Extracted Metals (SEM) in Dutch marine and freshwater sediments. RIVM rapport nr. 719101022, Bilthoven.

Van de Meent, D., Aldenberg, T., Canton, J.H., Van Gestel, C.A.M. & Slooff, W., 1990. Streven naar waarden, achtergrondstudie t.b.v. de nota Milieukwaliteitsdoelstellingen Bodem en Water. RIVM rapport nr. 670101001, Bilthoven.

Van der Wal, B., 1996. Hoogheemraadschap van Delfland (thans Stichting Toegepast Onderzoek Water; STOWA), persoonlijke mededeling.

Zuiveringsschap Oostelijk Gelderland, 1996. Meetgegevens waterbodem Onder invloed van specifieke bronnen (1992/1993). Doetinchem.

Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden, 1990. Meetgegevens waterbodem o.i.v. oeverbeschermingsmateriaal.

BIJLAGE 1.

Leden van de begeleidingscommissie.

Drs. T. Bakker, RIZA

Ir. A.J. Baks, Provincie Gelderland

Dr. P. Den Besten, RIZA

Drs. C. van Bladeren, Unie van Waterschappen

Drs. J. Harmsen, SC-DLO

Ing. P.H. Hotsma, IKC-Landbouw

J.T.M. Huinink MSc, IKC-Landbouw

Ing. R. Kampf, Hoogheemraadschap Uitwaterende Sluizen in Hollands
Noorderkwartier

Dr. S.P. Klapwijk, STOWA (voorzitter)

Ing. J. van der Plicht, Waterschap Rijn en IJssel

Drs. W. van der Pol, Provincie Noord-Holland

Drs. J.S. Raad, VROM-DGM/Bo

R. Schuiling MSc., Zuiveringsschap Drenthe

Drs. B van der Wal, STOWA (vervangend voorzitter)

BIJLAGE 2.**Formules voor omrekening naar standaardbodemsamenstelling**

Bij de toetsing van gemeten gehalten aan anorganische stoffen (waaronder metalen) aan de streef- of interventiewaarde dient ofwel de norm gecorrigeerd te worden voor de aangetroffen gehalten organische stof en lutum ofwel de aangetroffen gehalten omgerekend te worden naar de standaardbodemsamenstelling (stb) waarop de norm gebaseerd is. Het gehalte organische stof en lutum is bij de zogenaamde standaardbodemsamenstelling respectievelijk 10 en 25 (droog-)gewichtspcent.

Formule voor omrekening van gemeten/absolute metaalgehalten (C_{abs}) naar gehalte in geval van standaardbodemsamenstelling (C_{std}):

$$C_{std} = C_{abs} \times \frac{A + B \times 25 + C \times 10}{A + B \times L + C \times H}$$

Formule voor omrekening van norm bij standaardbodemsamenstelling (N_{stb}) naar norm voor aangetroffen gehalten humus en lutum (N_{abs}):

$$N_{abs} = N_{stb} \times \frac{A + B \times L + C \times H}{A + B \times 25 + C \times 10}$$

waarin

C_{stb} = gehalte in standaardbodem

C_{abs} = gemeten/absoluut gehalte

N_{abs} = norm voor aangetroffen gehalten humus en lutum

N_{stb} = norm bij standaardbodemsamenstelling

L = (droog)gewichtspcentage lutum

H = (droog)gewichtspcentage humus

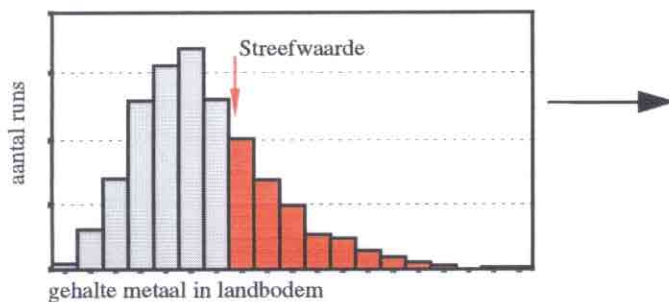
A,B,C = stofafhankelijke constanten (zie tabel)

Stofafhankelijke constanten

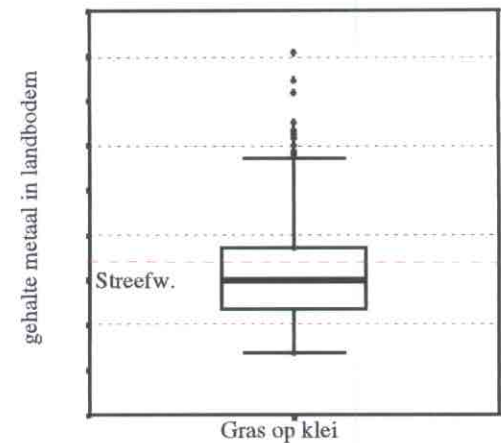
| Stof | A | B | C |
|------|-----|-------|-------|
| Cd | 0.4 | 0.007 | 0.021 |
| Cu | 15 | 0.6 | 0.6 |
| Pb | 50 | 1 | 1 |
| Zn | 50 | 3 | 1.5 |

BIJLAGE 3.**Interpretatie van een boxplot**

Een boxplot is een weergave van een set waarden, zoals bijvoorbeeld de berekende verdeling van metaal gehalten in de landbodem. In plaats van het weergegeven van een histogram van de hele verdeling (Figuur A), laat een boxplots enkele karakteristieke kenmerken van de verdeling (zie Figuur B).



Figuur A
Histogram

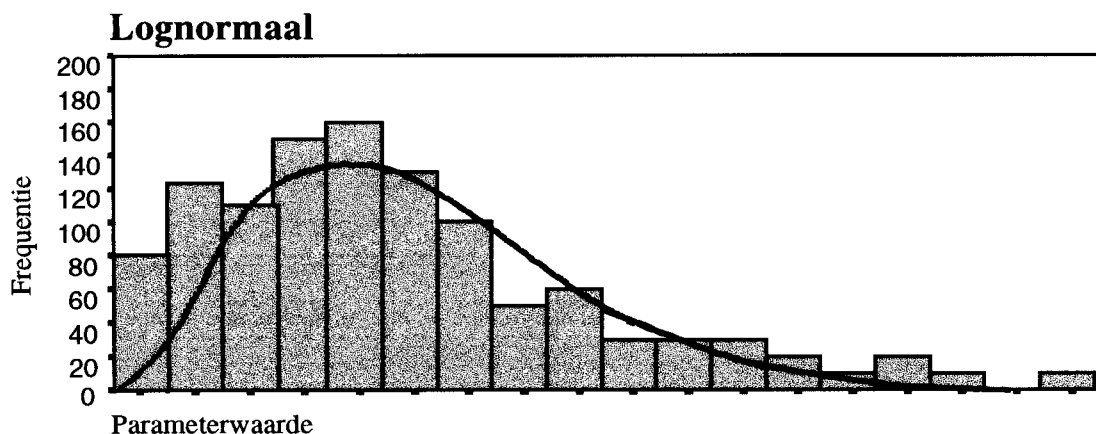
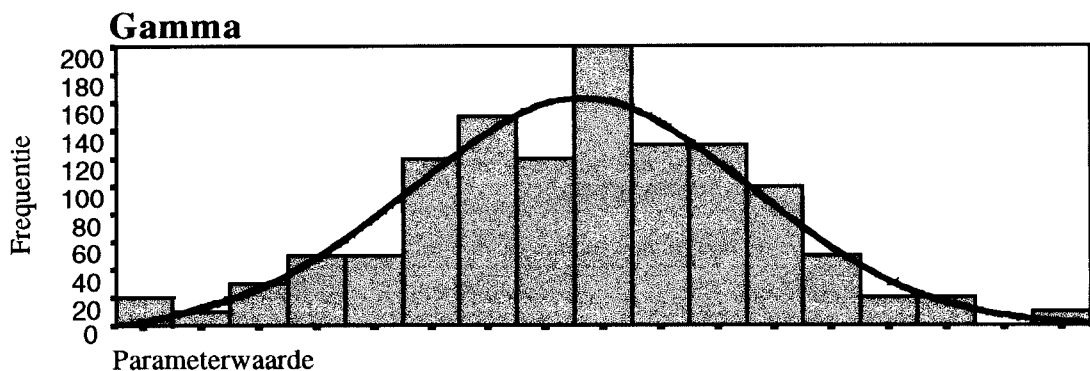
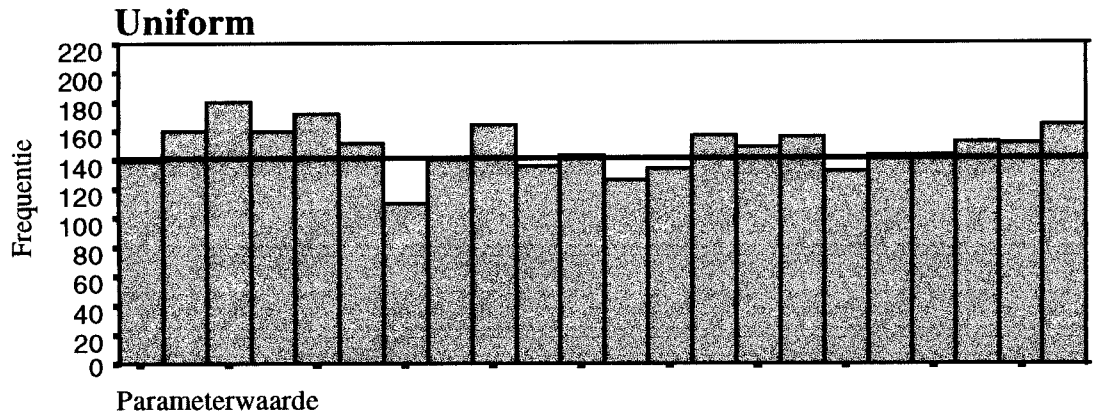


Figuur B
Boxplot

De box van de boxplot, weergegeven door het grijze vlak, bevat 50% van alle voorkomende waarden. De grenzen van de box (hinges genoemd) markeren de 25^e en 75^e percentiel. De horizontale lijn in ongeveer het midden van de box is de mediaan. De mediaan deelt het aantal berekende waarden in tweeën, terwijl de hinges op hun beurt weer de overgebleven delen in tweeën delen. De verticale lijnen met een horizontale rand (whiskers) laten de range van waarden zien die binnen de grens van 1.5 maal de lengte van de box (hspread) liggen. Waarden die daarbuiten vallen zijn outliers en worden weergegeven met open cirkels. Als de mediaan meer naar een van de grenzen van de box ligt, betekent dit dat de waarden niet normaal verdeeld zijn. Dit is eveneens het geval wanneer er naar één kant van de box veel outliers worden waargenomen. Deze staart van outliers zegt dus niet noodzakelijkerwijs iets over de betrouwbaarheid van de metingen. In het hier weergegeven geval heeft het te maken met het niet normaal maar lognormaal verdeeld zijn van de data.

BIJLAGE 4.**Uniforme, gamma en lognormale trekking van parameterwaarden**

Uit een kansverdeling van parameterwaarden wordt uniform, gamma of lognormaal één waarde getrokken. De kansverdeling waaruit getrokken wordt (de zwarte lijnen in de figuren) wordt bepaald op basis van beschikbare data (histogrammen).



Een uniforme range houdt in dat elke waarde binnen een bepaald minimum en maximum evenveel kans heeft om voor te komen. Dit minimum en maximum bestaat veelal uit de grenzen van het 95% betrouwbaarheidsinterval van de parameter, maar

kan bv. ook worden vastgesteld uit gemiddelde plus en min één of driemaal de standaarddeviatie of op basis van expert judgement. Een gamma verdeling kan voorgesteld worden als een normale verdeling waarbij negatieve waarden uitgesloten zijn. Bij een gamma verdeling is de kans op het voorkomen van waarden rond het gemiddelde beduidend groter dan de kans op waarden die verder van het gemiddelde verwijderd zijn. Ook een lognormale verdeling bevat geen negatieve waarden en heeft een grotere kans op voorkomen van waarden rond het gemiddelde. Hierbij is de kans op voorkomen van waarden ver boven het gemiddelde echter groter dan de kans op het voorkomen van waarden ver beneden het gemiddelde.

BIJLAGE 5.**Uitwerking additionele bronnen: Inlaat gebiedsvreemd water***standaard scenario*

Metingen van zwevend stofgehalten (in $\text{mg}_{\text{metaal}}/\text{kg}_{\text{drogestof}}$) door RIZA (data Rijkswateren 1996) bij of in Lobith, Kampen, Ketelmeer, Haringvliet en Oude Maas over de jaren 1988-1995 zijn gebruikt. Onderstaande tabel geeft de laagste en hoogste waarde voor deze gehalten in mg/kg:

| | min | max |
|----|--------|---------|
| Cd | 0.5 | 23.05 |
| Cu | 36.63 | 876.93 |
| Pb | 36.44 | 345.06 |
| Zn | 155.52 | 2837.14 |

Aangezien de spreiding zeer groot is, is van de gehele reeks het gemiddelde en de standaarddeviatie berekend en worden deze waarden gebruikt om de grenzen van de uniforme verdeling te bepalen. Deze waarden zijn vervolgens omgerekend naar de belasting op de modelsloot uitgedrukt in $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{jr}^{-1}$ op de volgende wijze: er wordt vermenigvuldigd met het jaardebiet (= $9000 \text{ m}^3\cdot\text{jr}^{-1}$), vermenigvuldigd met de concentratie droge stof (= $15 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1} = 0.015 \text{ kgDS}\cdot\text{m}^{-3}$) en gedeeld door de oppervlakte van de modelsloot (= 600 m^2)

Vervolgens is er uniform gesampled uit de range [gem.-stdev, gem.+stdev].

Dit levert de volgende waarden op in $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{jr}^{-1}$:

| | gemiddelde | gem-stdev | gem+stdev |
|----|------------|-----------|-----------|
| Cd | 5.58E-04 | 4.46E-04 | 8.75E-04 |
| Cu | 1.56E-02 | 1.05E-02 | 2.06E-02 |
| Pb | 2.04E-02 | 1.60E-02 | 2.48E-02 |
| Zn | 9.72E-02 | 7.73E-02 | 1.17E-01 |

worst-case scenario

Voor het worst-case scenario is niet uitgegaan van de kwaliteit van de rijkswateren zoals hierboven, maar van een geschatte kwaliteit van zwevend stof in de regionale wateren. Hiervoor zijn gegevens zoals weergegeven in de Landelijke Watersysteemrapportage 1996 (CIW/CUWVO, 1996) op de volgende wijze:

Aangenomen is dat de verhouding zwevend stof gehalte (in $\text{mg}_{\text{metaal}}\cdot\text{kg}_{\text{drogestof}}^{-1}$) en oppervlaktewaterkwaliteit (in $\text{mg}_{\text{metaal}}\cdot\text{l}^{-1}$) in rijkswateren identiek is aan die in de regionale wateren (uitgaande van gelijke partitionering). Dit maakt het mogelijk om vanuit gegevens m.b.t. oppervlaktewaterkwaliteit in regionale wateren (in $\text{mg}_{\text{metaal}}\cdot\text{kg}_{\text{drogestof}}^{-1}$) een zwevend stof gehalte te schatten. Daar zijn vervolgens minima en maxima van gebruikt om de grenzen van de uniforme verdeling van te bepalen:

| | min | max |
|----|----------|----------|
| Cd | 1.90E-02 | 3.80E-02 |
| Cu | 3.13E-01 | 4.38E-01 |
| Pb | 2.45E-01 | 4.90E-01 |
| Zn | 9.90E-01 | 1.48E+00 |

BIJLAGE 6.**Uitwerking additionele bronnen: RWZI**

Hiervoor zijn data van het CBS gebruikt uit 1994 (CBS, Waterkwaliteitsbeheer deel b, 1994), waarbij de data vóór 1990 niet zijn gebruikt omdat de gehalten na 1990 sterk verbeterd zijn volgens NWRW rapporten. Gemiddelden en standaarddeviaties zijn berekend van gehalten van zware metalen in afgezet zuiveringsslib in $\text{mg}\cdot\text{kgDS}^{-1}$ (tabel 5.6 en staat 5.3, CBS Waterkwaliteitsbeheer):

| Metaal | 1990 | 1991 | 1992 | 1993 | 1994 | AVG | s.d. |
|--------|------|------|------|------|------|-------|-------|
| Cd | 2.4 | 2.3 | 2 | 2.2 | 1.9 | 2.16 | 0.21 |
| Cu | 463 | 455 | 433 | 403 | 380 | 426.8 | 35.00 |
| Pb | 186 | 163 | 170 | 171 | 172 | 172.4 | 8.38 |
| Zn | 1046 | 963 | 1041 | 976 | 979 | 1001 | 39.30 |

Omgerekend naar $\text{g}\cdot\text{kgDS}^{-1}$ zijn deze vermenigvuldigd met de concentratie zwevend slib in effluent bij verschillende afvoerscenario's in $\text{kgDS}\cdot\text{m}^{-3}$, waarbij rekening is gehouden met de fractie metalen gebonden aan zwevend stof. Vervolgens is omgerekend naar $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{jr}^{-1}$. Totaal ziet de berekeningswijze er als volgt uit:

$$\frac{\text{metaalgehalte in effluent [g / kgDS]} \cdot \text{concentratie zwevend stof [kgDS / m}^3\text{]}}{\text{fractie metaal gebonden aan zwevend stof}} \\ \times \text{jaardebiet [m}^3\text{ / jr]} (= 9000) \\ \div \text{oppervlakte mod elsloot [m}^2\text{]} (= 600)$$

Er wordt vervolgens weer uniform gesampled. De minimumwaarde van de range wordt berekend op basis van de minimumwaarde bij droogwaterafvoer en de maximumwaarde op basis van de maximumwaarde bij regenwaterafvoer. Dit levert de volgende belasting op uitgedrukt in $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{jr}^{-1}$:

| Metaal | min | max |
|--------|----------|----------|
| Cd | 4.11E-04 | 1.87E-03 |
| Cu | 1.60E-01 | 4.48E-01 |
| Pb | 1.70E-02 | 1.33E-01 |
| Zn | 2.12E-01 | 8.87E-01 |

BIJLAGE 7.**Uitwerking additionele bronnen: Riooloverstort**

Uitgegaan is van een jaardebiet t.g.v. overstort op de modelsloot van $900 \text{ m}^3 \cdot \text{jr}^{-1}$, wat 10% is van het totale jaardebiet (persoonlijke mededeling Schuiling, 1997). Vuilgehalten in overstortwater in $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ (tabel 20, NWRW 5.2) zijn omgerekend naar $\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ bij de berekening m.b.t. gemengde overstorten. Hierbij zijn waarden voor Loenen, Oosterhout, Bodegraven en Kerkrade gemiddeld en de minimale en maximale waarden zijn gebruikt.

| Vuilgehalte [$\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$] | Min | Avg | Max |
|--|----------|----------|----------|
| Cd | 1.00E-04 | 9.75E-04 | 1.00E-01 |
| Cu | 1.00E-03 | 6.05E-02 | 2.18E+00 |
| Pb | 1.00E-03 | 7.58E-02 | 5.10E-01 |
| Zn | 1.00E-03 | 3.00E-01 | 1.65E+00 |

Deze waarden zijn weer omgerekend naar $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{jr}^{-1}$ door vermenigvuldiging met het jaardebiet van de overstorten ($= 900 \text{ m}^3 \cdot \text{jr}^{-1}$) en te delen door de oppervlakte van de modelsloot ($= 600 \text{ m}^2$).

Voor overstort gescheiden stelsel zijn waarden gebruikt voor vuilgehalten in Heerhugowaarde en Amsterdam (tabel 4, NWRW 5.3):

| Vuilgehalte [$\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$] | Min | Avg | Max |
|--|----------|----------|----------|
| Cd | 1.00E-04 | 8.33E-04 | 5.00E-03 |
| Cu | 3.00E-03 | 2.53E-02 | 2.10E-01 |
| Pb | 5.00E-04 | 4.23E-02 | 1.25E+00 |
| Zn | 3.50E-02 | 2.89E-01 | 2.05E+00 |

Op dezelfde wijze als bij gemengde stelsels zijn deze omgerekend naar $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{jr}^{-1}$. Vervolgens zal uniform gesampled worden uit een tweetal ranges. Deze ranges komen voort uit de twee volgende benaderingen:

standaard scenario

Bij dit scenario zijn de maximum en minimum waarden m.b.t. de uniforme verdeling berekend als gemiddelde plus en min drie maal de standaarddeviatie. Dit levert de volgende belasting op in $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{jr}^{-1}$:

| | Min | Max |
|----|----------|----------|
| Cd | 1.00E-04 | 2.90E-03 |
| Cu | 1.00E-03 | 1.31E-01 |
| Pb | 5.00E-04 | 2.06E-01 |
| Zn | 1.00E-03 | 6.57E-01 |

worst-case scenario

Voor de worst-case benadering is de range opgesteld uit de minimumwaarde en maximumwaarde uit beide sets. Deze waarden geven een zeer grote spreiding in de belasting, in $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{jr}^{-1}$:

| | Min | Max |
|----|----------|----------|
| Cd | 1.50E-04 | 1.50E-01 |
| Cu | 1.50E-03 | 3.26E+00 |
| Pb | 7.50E-04 | 1.88E+00 |
| Zn | 1.50E-03 | 3.08E+00 |

BIJLAGE 8.**Uitwerking additionele bronnen: Wegen**

Aangezien bij de validatiegegevens voor de belasting van de waterbodems geen onderscheid is gemaakt in sloten in de nabijheid van wegen met een DAB, dan wel ZOAB-wegdek, is dit onderscheid verder ook niet gemaakt voor het berekenen van de emissie als input voor het model. Onderscheid is wel gemaakt tussen belasting t.g.v. verwaaiing en/of runoff van wegen enerzijds en lozing van runoffwater via wegriolering.

verwaaiing/runoff

Met behulp van de totale emissie (verwaaiing en runoff), is de emissie berekend als functie van de afstand tot de weg. Uit onderzoek (Nelissen, 1990) is naar voren gekomen dat de invloed van een snelweg op een sloot vanaf 15 meter van de weg niet meer significant is. Daarom is aangenomen dat het overgrote deel van de genoemde totale emissie tussen 0 en 15 meter van de weg terecht komt. De belasting neemt ongeveer exponentieel af als functie van de afstand tot de weg (Boland, 1995). Voor de IRIS-runs is uitgegaan van een sloot die op ongeveer 3.5 meter van de weg ligt. Runoff-massastromen van metalen in $\text{mg-meter}(\text{weglengte})^{-1}\cdot\text{week}^{-1}$ zijn omgerekend naar $\text{g-meter}(\text{weglengte})^{-1}\cdot\text{jaar}^{-1}$, waarvan vervolgens de minimale en maximale waarden in $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{jr}^{-1}$ zijn bepaald:

| | Min | Max |
|----|----------|----------|
| Cd | 5,32E-05 | 3,67E-03 |
| Cu | 6,39E-03 | 9,05E-02 |
| Pb | 4,47E-03 | 2,40E-01 |
| Zn | 1,65E-02 | 4,74E-01 |

wegriolering

Voor de IRIS-runs wordt uitgegaan van 2 km weg die via wegriolering afwatert op een slootje die behalve de lozing van wegriolering verder buiten de invloedssfeer van de weg ligt. Ook hier wordt de massastroom van metalen omgerekend naar $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{jr}^{-1}$, waarbij minimale en maximale waarden zijn vastgesteld:

| | Min | Max |
|----|----------|----------|
| Cd | 1,73E-03 | 6,41E-02 |
| Cu | 1,28E-01 | 1,30E+00 |
| Pb | 3,29E-02 | 2,08E+00 |
| Zn | 5,37E-01 | 7,97E+00 |

BIJLAGE 9.**Lijst van parameters: algemene informatie**

De parameters zijn gesplitst naar differentiatieniveau volgens:

- ◆ Systeemspecifieke en algemene parameters (algemene procesparameters, land- en waterbodempparameters)
- ◆ Typespecifieke parameters (onderscheid tussen zand-, klei- en veenspecifieke parameters)
- ◆ Stofspecifieke parameters (parameters die verschillend zijn voor de verschillende zware metalen)

De waarden uit de kolommen 'Param 1' en 'Param 2' geven voor de betreffende verdeling de kentallen weer waarmee de verdeling vastgelegd is.

Voor parameterwaarden met een vaste waarde is in de kolommen 'verdeling' en 'param 2' niets ingevuld, maar staat de vastgestelde waarde weergegeven in kolom 'param 1'. Uniforme verdelingen (afgekort als **uni**) worden weergegeven met een minimum (param 2) en een maximum (param 1). De minimum en maximum waarde van een parameter wordt veelal bepaald door van een reeks waarnemingen het gemiddelde plus de standaarddeviatie en het gemiddelde min de standaarddeviatie te nemen. In het geval van lognormaal verdeelde ranges van parameterwaarden (afgekort als **lnm**) stelt param 1 het gemiddelde (van de lognormaal getransformeerde waarden) voor en parameter 2 de standaarddeviatie (eveneens van de lognormaal getransformeerde waarden). Een gamma verdeling (afgekort als **gam**) is vastgelegd indien de zogenaamde 'par a' (weergegeven in kolom 'param 1') en 'par b' (gegeven in kolom 'param 2' bekend zijn. Referenties zijn summier weergegeven. Complete referenties zijn te vinden in de referentielijst van dit rapport.

SYSTEEMSPECIEFIEKE EN ALGEMENE PARAMETERS

| Parameter | Verdeling | Param 1 | Param 2 | Dimensie | Referentie |
|--|-----------|----------|---------|--|--|
| Sedimentatiesnelheid OM | | 2.00E+02 | | [m·j ⁻¹] | Traas et al. (1994) |
| Sedimentatiesnelheid IM | | 2.00E+02 | | [m·j ⁻¹] | Traas et al. (1994) |
| Sedimentatiesnelheid SM | | 2.00E+02 | | [m·j ⁻¹] | Traas et al. (1994) |
| Breedte modelsloot | | 2.00E+00 | | [m] | Kramer, 1997, aanname |
| Lengte modelsloot | | 3.00E+02 | | [m] | Kramer, 1997, aanname |
| Totale diepte modelsloot | | 7.50E-01 | | [m] | pers. med. beg.cie, 1996; Apon, 1996 |
| OM dat via waterfase binnenkomt | | 3.00E+01 | | [g·m ⁻³] | schatting |
| IM dat via waterfase binnenkomt | | 2.00E+01 | | [g·m ⁻³] | schatting |
| SM dat via waterfase binnenkomt | | 0.00E+00 | | [g·m ⁻³] | schatting |
| Mineralisatie van OM in Water | | 5.00E+00 | | [j ⁻¹] | Janse et al.,1992 |
| Mineralisatie van OM in Sediment | | 5.00E-01 | | [j ⁻¹] | schatting |
| Dichtheid OM | | 1.47E+00 | | [kg·l ⁻¹] | Locher en de Bakker, 1987 |
| Dichtheid IM | | 2.65E+00 | | [kg·l ⁻¹] | Locher en de Bakker, 1987 |
| Dichtheid SM | | 2.65E+00 | | [kg·l ⁻¹] | Locher en de Bakker, 1987 |
| Verblijftijd | | 5.00E-02 | | [j] | pers. med. beg.cie, 1996; Apon, 1996 |
| Diepte Toplaag | | 1.00E-02 | | [m] | aanname |
| Tortuositeit Sediment | | 1.20E+00 | | [-] | Janse et al.,1992 |
| Gewichtsfractie droge stof in sediment | | 2.00E-01 | | [g _{DW} ·g _{sed} ⁻¹] | Janse et al.,1992 |
| Baggerdeficiëntie OM | | 1.00E-01 | | [-] | schatting |
| Baggerdeficiëntie IM | | 1.00E-01 | | [-] | schatting |
| Baggerdeficiëntie SM | | 5.00E-02 | | [-] | schatting |
| Eerste baggertijdstip | | 1.00E+01 | | [-] | gebaseerd op frequentie |
| Baggerperiode | | 5.00E-01 | | [j] | vastgesteld door Aldenberg en Kramer, 1996 |
| Factor 'puntigheid' baggerpuls | | 8.00E+00 | | [-] | vastgesteld door Aldenberg en Kramer, 1996 |
| Baggerfrequentie | | 1.00E+01 | | [j] | pers. med. beg. cie., 1996 |
| AVS concentratie | | 25.0E+06 | | [μmol·g ⁻¹] | Van den Hoop et al., 1995 |

TYPE SPECIFIEKE PARAMETERS: ZAND

| Parameter | Verdeling | Param 1 | Param 2 | Dimensie | Referentie |
|--|-----------|-----------|----------|---|---|
| Fractie water in het sediment | uni | 6.50E-01 | 7.50E-01 | [-] | pers. med. beg. cie, 1996 |
| Hoeveelheid OM dat via slootkant binnenkomt | uni | 2.500+02 | 5.00E+02 | [g·m ⁻² ·y ⁻¹] | modelkalibratie |
| Hoeveelheid IM dat via slootkant binnenkomt | uni | 5.00E+02 | 1.00E+03 | [g·m ⁻² ·y ⁻¹] | modelkalibratie |
| Hoeveelheid SM dat via slootkant binnenkomt | | 1.40E+04 | | [g·m ⁻² ·y ⁻¹] | modelkalibratie |
| Hoeveelheid OM door primaire productie | uni | 2.00E+03 | 3.00E+03 | [g·m ⁻² ·y ⁻¹] | modelkalibratie, pers. med. Janse, 1996 |
| Cd geadsorbeerd aan OM/IM in zwevend slib | gam | 5.22E+00 | 3.85E-07 | [g _{Cd} ·g _{OMIM} ⁻¹] | Lagas en Groot, 1996 |
| Cd geadsorbeerd aan OM/IM dat via slootkant binnenkomt | gam | 5.22E+00 | 3.85E-07 | [g _{Cd} ·g _{OMIM} ⁻¹] | Lagas en Groot, 1996 |
| Cu geadsorbeerd aan OM/IM in zwevend slib | gam | 6.16E+00 | 1.93E-05 | [g _{Cu} ·g _{OMIM} ⁻¹] | Lagas en Groot, 1996 |
| Cu geadsorbeerd aan OM/IM dat via slootkant binnenkomt | gam | 6.16E+00 | 1.93E-05 | [g _{Cu} ·g _{OMIM} ⁻¹] | Lagas en Groot, 1996 |
| Pb geadsorbeerd aan OM/IM in zwevend slib | lnm | -8.61E-00 | 0.35E-00 | [g _{Pb} ·g _{OMIM} ⁻¹] | Lagas en Groot, 1996 |
| Pb geadsorbeerd aan OM/IM dat via slootkant binnenkomt | lnm | -8.61E-00 | 0.35E-00 | [g _{Pb} ·g _{OMIM} ⁻¹] | Lagas en Groot, 1996 |
| Zn geadsorbeerd aan OM/IM in zwevend slib | gam | 1.14E+01 | 3.60E-05 | [g _{Zn} ·g _{OMIM} ⁻¹] | Lagas en Groot, 1996 |
| Zn geadsorbeerd aan OM/IM dat via slootkant binnenkomt | gam | 1.14E+01 | 3.60E-05 | [g _{Zn} ·g _{OMIM} ⁻¹] | Lagas en Groot, 1996 |

TYPE SPECIFIEKE PARAMETERS: KLEI

| Parameter | Verdeling | Param 1 | Param 2 | Dimensie | Referentie |
|--|-----------|-----------|----------|---|---|
| Fractie water in het sediment | uni | 6.50E-01 | 7.50E-01 | [-] | pers. med. beg. cie, 1996 |
| Hoeveelheid OM dat via slootkant binnenkomt | uni | 5.00E+02 | 2.00E+03 | [g·m ⁻² ·y ⁻¹] | modelkalibratie |
| Hoeveelheid IM dat via slootkant binnenkomt | uni | 2.50E+03 | 4.00E+03 | [g·m ⁻² ·y ⁻¹] | modelkalibratie |
| Hoeveelheid SM dat via slootkant binnenkomt | | 1.00E+04 | | [g·m ⁻² ·y ⁻¹] | modelkalibratie |
| Hoeveelheid OM door primaire productie | uni | 5.00E+03 | 7.00E+03 | [g·m ⁻² ·y ⁻¹] | modelkalibratie, pers. med. Janse, 1996 |
| Cd geadsorbeerd aan OM/IM in zwevend slib | gam | 3.42E+00 | 3.69E-07 | [g _{Cd} ·g _{OMIM} ⁻¹] | Lagas en Groot, 1996 |
| Cd geadsorbeerd aan OM/IM dat via slootkant binnenkomt | gam | 3.42E+00 | 3.69E-07 | [g _{Cd} ·g _{OMIM} ⁻¹] | Lagas en Groot, 1996 |
| Cu geadsorbeerd aan OM/IM in zwevend slib | gam | 1.41E+01 | 4.62E-06 | [g _{Cu} ·g _{OMIM} ⁻¹] | Lagas en Groot, 1996 |
| Cu geadsorbeerd aan OM/IM dat via slootkant binnenkomt | gam | 1.41E+01 | 4.62E-06 | [g _{Cu} ·g _{OMIM} ⁻¹] | Lagas en Groot, 1996 |
| Pb geadsorbeerd aan OM/IM in zwevend slib | lnm | -9.11E-00 | 0.27E-00 | [g _{Pb} ·g _{OMIM} ⁻¹] | Lagas en Groot, 1996 |
| Pb geadsorbeerd aan OM/IM dat via slootkant binnenkomt | lnm | -9.11E-00 | 0.27E-00 | [g _{Pb} ·g _{OMIM} ⁻¹] | Lagas en Groot, 1996 |
| Zn geadsorbeerd aan OM/IM in zwevend slib | gam | 1.23E+01 | 3.07E-05 | [g _{Zn} ·g _{OMIM} ⁻¹] | Lagas en Groot, 1996 |
| Zn geadsorbeerd aan OM/IM dat via slootkant binnenkomt | gam | 1.23E+01 | 3.07E-05 | [g _{Zn} ·g _{OMIM} ⁻¹] | Lagas en Groot, 1996 |

TYPE SPECIFIEKE PARAMETERS: VEEN

| Parameter | Verdeling | Param 1 | Param 2 | Dimensie | Referentie |
|--|-----------|-----------|----------|---|---|
| Fractie water in het sediment | uni | 7.50E-01 | 8.50E-01 | [-] | pers. med. beg. cie, 1996 |
| Hoeveelheid OM dat via slootkant binnenkomt | uni | 5.00E+03 | 8.00E+03 | [g·m ⁻² ·y ⁻¹] | modelkalibratie |
| Hoeveelheid IM dat via slootkant binnenkomt | uni | 3.00E+03 | 4.00E+03 | [g·m ⁻² ·y ⁻¹] | modelkalibratie |
| Hoeveelheid SM dat via slootkant binnenkomt | | 8.00E+03 | | [g·m ⁻² ·y ⁻¹] | modelkalibratie |
| Hoeveelheid OM door primaire productie | uni | 6.00E+03 | 8.00E+03 | [g·m ⁻² ·y ⁻¹] | modelkalibratie, pers. med. Janse, 1996 |
| Cd geadsorbeerd aan OM/IM in zwevend slib | gam | 9.10E+00 | 1.28E-07 | [g _{Cd} ·g _{OMIM} ⁻¹] | Lagas en Groot, 1996 |
| Cd geadsorbeerd aan OM/IM dat via slootkant binnenkomt | gam | 9.10E+00 | 1.28E-07 | [g _{Cd} ·g _{OMIM} ⁻¹] | Lagas en Groot, 1996 |
| Cu geadsorbeerd aan OM/IM in zwevend slib | gam | 6.35E+00 | 1.05E-05 | [g _{Cu} ·g _{OMIM} ⁻¹] | Lagas en Groot, 1996 |
| Cu geadsorbeerd aan OM/IM dat via slootkant binnenkomt | gam | 6.35E+00 | 1.05E-05 | [g _{Cu} ·g _{OMIM} ⁻¹] | Lagas en Groot, 1996 |
| Pb geadsorbeerd aan OM/IM in zwevend slib | lnm | -9.00E-00 | 0.46E-00 | [g _{Pb} ·g _{OMIM} ⁻¹] | Lagas en Groot, 1996 |
| Pb geadsorbeerd aan OM/IM dat via slootkant binnenkomt | lnm | -9.00E-00 | 0.46E-00 | [g _{Pb} ·g _{OMIM} ⁻¹] | Lagas en Groot, 1996 |
| Zn geadsorbeerd aan OM/IM in zwevend slib | gam | 8.61E+00 | 3.50E-05 | [g _{Zn} ·g _{OMIM} ⁻¹] | Lagas en Groot, 1996 |
| Zn geadsorbeerd aan OM/IM dat via slootkant binnenkomt | gam | 8.61E+00 | 3.50E-05 | [g _{Zn} ·g _{OMIM} ⁻¹] | Lagas en Groot, 1996 |

STOFSPECIFIEKE PARAMETERS

| Parameter | Verdeling | Param 1 | Param 2 | Dimensie | Referentie |
|-------------------------------------|-----------|-----------|----------|---------------------------------------|---|
| Kd cadmium | | 0.13 | | [kg.l ⁻¹] | Stortelder et al., 1989 |
| Kd koper | | 0.05 | | [kg.l ⁻¹] | Stortelder et al., 1989 |
| Kd lood | | 0.64 | | [kg.l ⁻¹] | Stortelder et al., 1989 |
| Kd zink | | 0.11 | | [kg.l ⁻¹] | Stortelder et al., 1989 |
| Atmosferische depositie van cadmium | lnm | -9.16E+00 | 0.42E+00 | [g.m ⁻² .y ⁻¹] | Van Jaarsveld, 1995 t.b.v. Baart et al., 1995 |
| Atmosferische depositie van koper | gam | 6.47E+00 | 1.47E-04 | [g.m ⁻² .y ⁻¹] | Van Jaarsveld, 1995 t.b.v. Baart et al., 1995 |
| Atmosferische depositie van lood | gam | 1.17E+01 | 4.01E-04 | [g.m ⁻² .y ⁻¹] | Van Jaarsveld, 1995 t.b.v. Baart et al., 1995 |
| Atmosferische depositie van zink | lnm | -5.06E+00 | 0.43E+00 | [g.m ⁻² .y ⁻¹] | Van Jaarsveld, 1995 t.b.v. Baart et al., 1995 |
| Moleculair gewicht van cadmium | | 112.411 | | [g.mol ⁻¹] | periodiek systeem |
| Moleculair gewicht van koper | | 63.546 | | [g.mol ⁻¹] | periodiek systeem |
| Moleculair gewicht van lood | | 207.2 | | [g.mol ⁻¹] | periodiek systeem |
| Moleculair gewicht van zink | | 65.39 | | [g.mol ⁻¹] | periodiek systeem |