

RIJKSINSTITUUT VOOR VOLKSGEZONDHEID EN MILIEU
BILTHOVEN

STOWA rapport nr. 98-24

RIVM Rapport 733007 004

**Prognose van de metaalgehalten in de landbodem
onder invloed van het verspreiden van baggerspecie**

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

juni 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
 6. P.J.R. de Vries, Unie van Waterschappen
 7. D. Vonk, VROM-DGM/DWL
 8. T. Bakker, RIZA Lelystad
 9. A.J. Baks, Provincie Gelderland
 10. B van der Wal, STOWA
 11. J. van der Plicht, Waterschap Rijn en IJssel
 12. R. Schuiling, Zuiveringsschap Drenthe
 13. R. Kampf, Hoogheemraadschap van Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier.
 14. C. van Bladeren, Unie van Waterschappen
 15. J. Harmsen, DLO-Staring Centrum
 16. W. van der Pol, Provincie Noord-Holland, Haarlem
 17. P.J. den Besten, RIZA, Lelystad
 18. P.H. Hotsma, IKC-Landbouw, Ede
 19. J.T.M. Huinink, IKC-Landbouw, Ede
 20. L. Apon, Zuiveringsschap van Hollandse Eilanden en Waarden
 21. J.M. Roels, VROM, DGM/Bodem
 22. J.S. Raad, VROM, DGM/Bodem, IPC625
 23. J.W. Corver, VROM, DGM/Bodem, Technische Werkgroep Waterbodem
 24. G.J. Arbouw, VROM, DGM/Bodem
 25. H. Walthaus, VROM, DGM/Bodem
 26. C.A.J. Denneman, VROM, DGM/Bodem
 27. J.Th. Weisscher, VROM, DGM/Afvalstoffen
 28. I.W.G. Burger, VROM, DGM/SVS
 29. J.J. Vegter, VROM, TCB
 30. G.C. Wijland, VROM, TCB
 31. M.F.A. Cerutti, RWS Hoofddirectie
 32. P.J.G. Scherders, Vereniging van Nederlandse Riviergemeenten
 33. H.D.M.R. Versteegde, Landinrichtingsdienst
 34. F.G.M. Hoogenboom, RIZA
 35. H. van Laar, Prov. Drenthe, IPO-AAW
 36. B. Driever, Prov. Utrecht, IPO-ABO
 37. J.W. van der Breggen, Prov. Drenthe, IPO-AGA
 38. R. de Klerk, Prov. Zeeland, vakberaad Waterbodems
 39. D. ten Hoven, Prov. Gelderland, vakberaad Integraal Waterbeheer
 40. H.J. van Veen, PGBo
 41. G. de Nooy, Waterschap Groot Haarlemmermeer
 42. G. Oolbekkink, Provincie Flevoland
 43. E.K. van Mourik, Provincie Overijssel
 44. W.F. Keijzer, Heemraadschap Fleverwaard
 45. P.H.M. Nelissen, Hoogheemraadschap van Delfland
 46. J. Boschloo, Zuiveringsschap Drenthe
 47. J.J.G. Zwolsman, RIZA Dordrecht, CUWVO 5
 48. C. van der Guchte, RIZA Lelystad
-

-
49. A.J. Hendriks, RIZA Lelystad
 50. A. van den Toorn, DLO-Staring Centrum
 51. N.M. van Straalen, VU Amsterdam
 52. C.A.M. van Gestel, VU Amsterdam
 53. N.M. de Rooij, Waterloopkundig Laboratorium
 54. R. van Zoest, Grontmij
 55. M.C. van Rossenberg, IWACO
 56. G.A. Pak, Centrum voor Landbouw en Milieu
 57. M. Gorree, Centrum voor Milieukunde
 - 58-250 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 Duijvenbouden
 - 307-350 Auteurs
 351. SBD/Voorlichting en Public Relations
 352. Bibliotheek RIVM
 353. Bureau Rapporten Registratie
 - 354-400 Reserve t.b.v. Bureau Rapportenbeheer
-

VERZENDLIJST.....	3
ABSTRACT	7
SAMENVATTING.....	9
1. INLEIDING	13
1.1. Aanleiding en doelstelling	13
1.2. Achtergronden	15
1.2.1. Zware metalen	15
1.2.2. Normering en klassenindeling.....	15
1.3. Leeswijzer	16
2. LOT EN VERSPREIDING VAN METALEN IN HET LANDELIJK GEBIED.....	17
2.1. Emissie van metalen naar de landbodem in het landelijk gebied.....	17
2.2. Afvoer van metalen uit de bovenste bodemlaag	20
2.3. Partitie van metalen in bodem-bodemwater systeem.....	21
2.4. Huidige gehalten in cultuurgrond	22
3. MODEL CONCEPT EN INVOERGEGEVENS	25
3.1. Probabilistische modellering en niet uniforme ranges van parameterwaarden	25
3.2. Definitie van de model-bodem	27
3.3. Processen en invoergegevens	29
3.3.1. Metaalgehalte in de bovengrond.....	30
3.3.2. Partitie van metaal over vaste fase en bodemwater	30
3.3.3. Input uit baggerspecie.....	32
3.3.4. Atmosferische depositie en input van lood uit jacht.....	33
3.3.5. Aanvoer van metalen via meststoffen	34
3.3.6. Afvoer door opname in gewassen.....	34
3.3.7. Uitspoeling	36
3.3.8. Begraving	37
4. MODELANALYSE.....	39
4.1. Modelgedrag.....	39
4.2. Gevoeligheidsanalyse	42
4.2.1 Indeling van parameters naar invloed en onzekerheid	42
4.2.2. Uitvoering van de gevoeligheidsanalyse.....	42
4.3. Kalibratie	45
4.4. Validatie	48

5. RESULTATEN	49
5.1. Cadmiumgehalten na opbrengen specie met verschillende verontreinigingsniveaus.....	49
5.2. Kopergehalten na opbrengen specie met verschillende verontreinigingsniveaus	51
5.3. Loodgehalten na opbrengen specie met verschillende verontreinigingsniveaus	53
5.4. Zinkgehalten na opbrengen specie met verschillende verontreinigingsniveaus.....	55
5.5. Kritische gehalten in baggerspecie waarbij de streefwaarde landbodem niet wordt overschreden..	56
6. DISCUSSIE & CONCLUSIES	61
6.1. Discussie.....	61
6.2. Conclusies:	65
DANKWOORD	69
REFERENTIES	71
BIJLAGEN	79
Bijlage 1.1. leden van de begeleidingscommissie.....	81
Bijlage 1.2. formules voor omrekening naar standaardbodemsamenstelling	83
Bijlage 2.1. interpretatie van een boxplot	85
Bijlage 3.1. uniforme, gamma en lognormale trekking van parameterswaarden.....	87
Bijlage 3.2. aandeel van veen, klei en zand gronden aan het totale landbouw-areaal en het grondgebruik op deze grondsoorten	89
Bijlage 3.3. parameterlijst	91
systeemspecifieke en algemene parameters	92
bouwland, type specifieke parameters	93
grasland, type specifieke parameters	94
bouwland op klei, categoriespecifieke parameters	95
bouwland op zand, categoriespecifieke parameters.....	97
grasland op klei categoriespecifieke parameters.....	99
grasland op zand categoriespecifieke parameters.....	100
grasland op veen categoriespecifieke parameters.....	101
Bijlage 3.4. regressievergelijkingen voor de berekening van de partiticoëfficiënt (kp) van metalen over bodem-bodemwater janssen et al. (1996)	103
Bijlage 4.1. vergelijk tussen gegevens van lagas & groot en bobokwal met betrekking tot gehalten cadmium, koper, lood en zink in landbodem (standaardbodemsamenstelling).....	105

ABSTRACT

Regional waters are being dredged once every 5 to 20 years to maintain the water discharge. This study contributes to the determination of the quality objectives which are to be met by the dredged material if it is to be disposed of in the adjacent soil. In a preceding study the present and future sediment quality with respect to the concentration of PAH (polycyclic aromatic hydrocarbons) and heavy metals are investigated. In this study a probabilistic model was developed to investigate the accumulation of cadmium, copper, lead and zinc in the adjacent soil by repeatedly distributing contaminated sediments on different categories of landuse and soiltype. By interpreting the model results one must bear in mind that the model represents a simplification of the complex reality, in which the results are affected by the modeldefinitions which have a regional variation.

The model predicts (within a period of 50 years in which sediment is distributed four times) a strong effect on the concentrations of cadmium, copper, lead and zinc in the soil if sediments of the so called pollution-level of "class 1" and "class 2" are distributed. Only the regular deposition of sediment with the pollution-level of "klasse 0" does not increase the probability of exceeding the target values of soils. The current metal concentrations of sediments from ditches which are not additionally loaded are found to be below the pollution level of "klasse 0" in most cases (based on data of 552 sites). Therefore the number of cases in which the regular distribution of sediment exceeds the Dutch target value of soils within a period of 50 years is presumably limited.

SAMENVATTING

Aanleiding en doelstelling

Een groot deel van de watergangen in het landelijk gebied wordt eens in de vijf tot twintig jaar gebaggerd. Hierbij komen jaarlijks enkele miljoenen m³ baggerspecie vrij die grotendeels op het aangrenzende land worden verspreid. Aangezien verontreinigde baggerspecie een diffuse belasting kan vormen voor de landbodem is voor het verspreiden specifiek beleid geformuleerd. In het beleidsstandpunt “verwijdering baggerspecie” is geformuleerd dat in principe het verspreiden van klasse 2 specie na het jaar 2000, en na 2010 het op de kant zetten van klasse 1 specie niet meer is toegestaan. Onlangs is echter een evaluatierapportage verschenen (VROM, 1997) 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. 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 kwaliteitsontwikkeling van de landbodem bij verspreiding van verontreinigde baggerspecie met betrekking tot de vier metalen cadmium, koper, lood en zink. Bovengenoemde prognose vindt plaats voor drie grondsoorten: zand, klei en veen gecombineerd met het mogelijke grondgebruik van bouwland of grasland (met uitzondering van bouwland op veen).* 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 een vervolgtraject zal een eerste verkenning van de mogelijke (eco)toxicologische risico's tengevolge van het verspreiden van met metalen en PAK verontreinigde baggerspecie worden uitgevoerd.

Modelconcept en uitgangspunten

De landbodemmodule van het model IRIS-soil (Integraal Risico Instrumentarium Sloten) beschrijft een bodemlaag waar eens in de 10 jaar baggerspecie met een bepaald metaalgehalte wordt opgebracht. Per strekkende meter sloot (modelsloot van 2 meter breed) wordt de aangroei aan specie aan één zijde van de sloot over een strook land van 20m breed verspreid en (instantaan) gemengd over een diepte van 30cm voor bouwland en 5cm voor grasland. De bodemsamenstelling (bestaande uit humus, lutum en een anorganische fractie groter dan 2 µm) wordt door het opbrengen van baggerspecie niet beïnvloed. De volgende processen en aan- en afvoerroutes zijn in het model opgenomen: partitie van de metalen over de vaste fase en het bodemwater, aanvoer van metalen uit baggerspecie, depositie, de aanvoer van metalen via mest, afvoer door opname in gewassen, uitspoeling en begraving. Er is een ‘steady-state’ verondersteld van de aan- en afvoer van metalen in de tijd.

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 parameterwaarden 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.

Bagger-scenario's

De modeluitkomsten in een situatie zonder opbrengen van verontreinigde specie bleken goed overeen te komen met veldmetingen. Vervolgens zijn verschillende baggersituaties gesimuleerd. Baggerspecie met metaalgehalten gelijk aan de bovengrens van klasse 0, klasse 1 en klasse 2 is op het land gebracht. Daarnaast zijn simulaties uitgevoerd voor het op de kant zetten van 'midden klasse 2 specie'. Alleen voor koper is een scenario van "bovengrens klasse 3 specie" opgenomen.

Interpretatie van de resultaten

Bij de interpretatie van de modelresultaten dient men zich ervan bewust te zijn dat het model een vereenvoudigde en gemiddelde situatie voor de Nederlandse regionale wateren beschrijft waarbij de modeldefinities invloed op het uiteindelijke resultaat hebben. Met name de dimensies van de modelsloot, de mengdiepte en breedte van de belendende strook land waarover specie verspreid wordt en de hoeveelheden en samenstelling van de baggerspecie zijn grootheden die van invloed zijn op het modelresultaat en in de praktijk per locatie kunnen verschillen. Daarnaast is een 'steady-state' verondersteld van de aan- en afvoer van metalen in de tijd, waardoor het model de toe- of afname van het metaalgehalte als gevolg van specieverspreiding beschrijft. In dit rapport zijn de voorspelde metaalgehalten getoetst aan de huidige normen met betrekking tot de landbodemkwaliteit (streefwaarde). De streefwaarde is echter geen (eco)toxicologisch onderbouwde norm. Voor een goede onderbouwing van de kwaliteitseisen waaraan baggerspecie bij verspreiding moet voldoen dient aanpalend onderzoek naar de metaalbelasting van de landbodem door andere bronnen dan specie verspreiding en een schatting van de (eco)toxicologische risico's van het verspreiden van verontreinigde baggerspecie in ogenschouw genomen te worden.

Resultaten

Het model voorspelt (binnen een periode van 50 jaar waarin vier keer baggerspecie wordt verspreid) een sterke beïnvloeding van de gehalten aan cadmium, koper, lood en zink in de landbodem indien klasse 1, 'midden klasse 2' of klasse 2 specie op land wordt verspreid. Het verspreiden van 'midden klasse 2 baggerspecie', leidt in vrijwel alle gevallen tot een grove overschrijding van de streefwaarde voor landbodems. De voorspelde kans op overschrijding van de streefwaarde als gevolg van het opbrengen van 'midden klasse 2 specie' ligt over het algemeen tussen de 52 en 100%, waarbij het merendeel van de overschrijdingskansen zelfs tussen de 90 en 100% ligt. Met name de metaalgehalten in graslanden nemen sterk toe.

Enkel het op de kant zetten van klasse 0 specie levert binnen een periode van 50 jaar geen sterk verhoogde kans op overschrijding van de streefwaarde op. Bij het opbrengen van klasse 0 specie over een langere periode dan 50 jaar neemt het metaalgehalte in de landbodem echter toe tot de streefwaarde.

De huidige metaalgehalten van slootbodems in het landelijk gebied waarop geen additionele belasting plaatsvindt, blijken (uit een analyse van een dataset van 552 monsters) veelal ruim onder de streefwaarde te liggen. Met uitzondering van grasland op veen komt klasse 1 en 2 specie niet veelvuldig voor (minder dan 10% van de monsters). In gebieden zonder additionele bronnen is de kans op overschrijding van de streefwaarde voor landbodems als gevolg van specieverbreiding hierdoor wellicht gering.

1. Inleiding

1.1. Aanleiding en doelstelling

Een groot deel van de watergangen in het landelijk gebied wordt eens in de vijf tot twintig jaar gebaggerd om voldoende waterdiepte te behouden en daarmee de af- en aanvoer van water te borgen. Hierbij komen jaarlijks enkele miljoenen m³ baggerspecie vrij die grotendeels op het aangrenzende land worden verspreid (Unie van Waterschappen, 1996). Aangezien deze baggerspecie een diffuse belasting kan vormen voor de landbodem is voor het verspreiden specifiek beleid geformuleerd (Beleidsstandpunt Verwijdering Baggerspecie, 1993).

Er worden op basis van vier milieukwaliteitsnormen (Min. V&W, Evaluatienota Water, 1993) vijf kwaliteitsklassen baggerspecie onderscheiden waarbij klasse 0 de beste kwaliteit aangeeft. De vrijkomende specie mag op de aangrenzende landbodem verspreid worden indien het de kwaliteitsklasse 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. Als beleidsstandpunt is geformuleerd dat in principe het verspreiden van klasse 2 specie na het jaar 2000, en na 2010 het op de kant zetten van klasse 1 specie niet meer is toegestaan. De mogelijkheid om deze beleidlijn te realiseren is afhankelijk gesteld van:

- a) 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;
- b) de capaciteit 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 klassenindeling te ongenueanceerd is voor de beoordeling van verspreiding, gelet op de milieurisico's en kosteneffectiviteit. In de 4^e Nota Waterhuishouding (Min. V&W, 1997) wordt nader onderzoek aangekondigd waaruit moet blijken aan welke eisen de samenstelling van 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).

Ter onderbouwing van bovengenoemd naderonderzoek is in november 1995 bij het Laboratorium voor Water en Drinkwateronderzoek van het RIVM het project 'Regionale waterbodempkwaliteit en beïnvloeding van de landbodem door specie op de kant' gestart. De reeds afgeronde eerste fase van deze studie bevat een prognose van de gehalten van Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen (PAK) in waterbodem en landbodem van regionale wateren.

Binnen het deel dat betrekking heeft op het waterbodemonderzoek (Kramer *et al.*, 1997) is op basis van kwantitatieve relaties tussen bronnen en waterbodem een beter inzicht verkregen in de kwaliteitsontwikkeling van waterbodems in zand- klei- en veengebieden op de middellange termijn. Het onderzoek aan de landbodem omvat de voorspelling van de kwaliteitsontwikkeling van de slootkant onder invloed van het verspreiden van baggerspecie (Huiting *et al.*, 1997). Analooq aan het PAK onderzoek zijn de toekomstige gehalten van vier zware metalen in de waterbodem gemodelleerd (Kramer *et al.*, 1998). *Als vervolg hierop komt in het onderhavige rapport een prognose van de metaalgehalten van de landbodem onder invloed van het verspreiden van baggerspecie aan de orde. Daarbij worden beelden geschetst van de kwaliteitsontwikkeling van de landbodem met betrekking tot de vier metalen cadmium, koper, lood en zink bij verspreiding van baggerspecie met diverse metaalgehalten. Bovengenoemde prognose vindt plaats voor drie grondsoorten: zand, klei en veen gecombineerd met het mogelijke grondgebruik van bouwland of grasland.*

Het onderzoek levert informatie over de mogelijke accumulatie van metalen als gevolg van het op land verspreiden van baggerspecie. De voorspelde gehalten worden getoetst aan normen en daarnaast vergeleken met de gehalten in landbodem indien deze niet met metalen uit baggerspecie wordt belast. In een vervolgtraject zal een eerste verkenning van de mogelijke (eco)toxicologische risico's ten gevolge van het verspreiden van met PAK en metalen verontreinigde baggerspecie worden uitgevoerd.

Aangezien er weinig onderzoek wordt gedaan naar de praktijk van het verspreiden van baggerspecie is het van belang contacten te hebben met mensen uit de praktijk. De leden van de begeleidingscommissie voor dit project komen zowel uit de waterschappen als uit de wetenschappelijke- en beleids-wereld. Zij hebben een nuttige bijdrage geleverd aan de informatievoorziening van de uitvoerders van dit project. De samenstelling van de begeleidingscommissie is weergegeven in Bijlage 1.1.

1.2. Achtergronden

1.2.1. Zware metalen

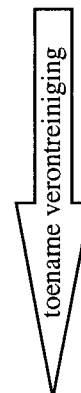
Hoewel een eenduidige definitie van zware metalen ontbreekt worden in het algemeen metalen met een soortelijke massa van $4.5 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ of meer tot de zware metalen gerekend (Nieboer & Richardson, 1980). Binnen onderhavige studie worden de vier zware metalen cadmium (Cd), koper (Cu), lood (Pb) en zink (Zn) beschouwd. Enkele metalen (waaronder zink en koper) zijn voor mens, dier en plant onmisbare spoorelementen. In hogere concentraties zijn metalen echter toxisch en staan dan ook op de lijst van prioritare stoffen. Door de persistentie en sterke binding aan organische stof en kleideeltjes vindt accumulatie van metalen in de landbodem plaats. Bioconcentratie in plant en dier en bioaccumulatie in de voedselketen is eveneens een gevolg van de grote persistentie van metalen en is daarnaast te wijten aan de slechte wateroplosbaarheid.

1.2.2. Normering en klassenindeling

De normen voor metaalgehalten in landbodem en waterbodem zijn grotendeels op elkaar afgestemd. Voor waterbodems (en dus baggerspecie) worden echter op basis van vier milieukwaliteitsnormen vijf kwaliteitsklassen afgeleid (Evaluatienota Water, 1993). Voor de landbodem bestaan slechts twee milieukwaliteitsnormen, de streef- en de interventiewaarde, die overigens gelijk zijn aan de streef- en de interventiewaarde voor waterbodem (MILBOWA, 1991; Circulaire Interventiewaarden bodemsanering, 1994). In principe wordt aangenomen dat de streefwaarden het niveau is 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 (eco)toxicologisch risico. Bij normering moet gedifferentieerd worden naar grondsoort. Bij de toetsing van gemeten metaalgehalten 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. De invloed van de zuurgraad wordt in deze formele omrekening naar standaardbodemsamenstelling buiten beschouwing gelaten. Formules ter differentiatie (van de norm of van de gemeten gehalten) naar grondsoort zijn gegeven in Bijlage 1.2. De milieukwaliteitsnormen voor land- en waterbodem en de kwaliteitsklassen van waterbodems zijn (voor standaard bodemsamenstelling) weergegeven in Tabel 1.1.

Tabel 1.1.**Normen voor waterbodem en bodem in mg·kg-droge stof⁻¹ (standaardbodem)**

<i>Norm</i>	<i>Risico niveau</i>	<i>Landbodem</i>				<i>Waterbodem (Bagger)</i>				<i>klasse</i>
		<i>Cd</i>	<i>Cu</i>	<i>Pb</i>	<i>Zn</i>	<i>Cd</i>	<i>Cu</i>	<i>Pb</i>	<i>Zn</i>	
Streefsw.	Verwaarloosbaar	0.8	35	85	140	0.8	35	85	140	0
Grensw.	Max. toelaatbaar	-	-	-	-	2	35	530	480	1
Toetsw.		-	-	-	-	7.5	90	530	720	2
Intervw.	Ernstig	12	190	530	720	12	190	530	720	3
										4



1.3. Leeswijzer

In de inleiding van dit rapport wordt achtergrondinformatie verschaft over onder andere de normering en klassenindeling van water- en landbodems. Hoofdstuk 2 besteedt aandacht aan het lot en de verspreiding van metalen in het landelijk gebied. De verschillende aan- en afvoerroutes van metalen worden besproken. Kort wordt stilgestaan bij de huidige gehalten van metalen in de bovenste bodemlaag. Hoe de in hoofdstuk 2 beschreven processen en aan- en afvoertermen van metalen in het model zijn vervat staat beschreven in hoofdstuk 3. Tevens zijn hierin de aannamen en gebruikte gegevens beschreven. Het modelgedrag, een gevoeligheidsanalyse, kalibratie en validatie van het modelsysteem worden in hoofdstuk 4 behandeld. Hoofdstuk 5 bevat de modelresultaten met betrekking tot het verloop van de metaalgehalten onder invloed van het verspreiden van baggerspecie. Daarnaast worden hierin de kritische gehalten aan metalen in baggerspecie besproken waarbij de kans op overschrijding van de streefwaarde voor de landbodem niet noemenswaardig toeneemt ten opzichte van een situatie zonder specieverspreiding. Om een verband te leggen tussen de modelresultaten en de werkelijke situatie in het veld, is in de discussie (§6.1.) een grove analyse van de werkelijk te verwachten metaalgehalten in slootbodems gemaakt. Zoals gebruikelijk wordt afgesloten met de hoofdconclusies (§6.2.), referenties en bijlagen.

2. LOT EN VERSPREIDING VAN METALEN IN HET LANDELIJK GEBIED

2.1. Emissie van metalen naar de landbodem in het landelijk gebied

Metalen komen van nature voor in de aardkorst. De verhoogde gehalten metalen in de bodem van het landelijk gebied zijn echter voornamelijk toe te schrijven aan antropogene invloeden (zie §2.4.). Het landelijk gebied beslaat iets meer dan de helft van de Nederlandse bodem. De voornaamste aanvoerroutes van zware metalen naar de landbodem in het landelijk gebied zijn:

- ◆ Dierlijke mest en kunstmest
- ◆ Atmosferische depositie
- ◆ Loodhagel uit jacht
- ◆ Opbrengen van zuiveringslib en compost
- ◆ Opbrengen van baggerspecie
- ◆ Bestrijdingsmiddelen
- ◆ Weg- en treinverkeer

Er bestaat een grote spreiding in de verschillende schattingen van emissies naar landbouwgronden. De verschillende emissieroutes van metalen worden in deze paragraaf afzonderlijk besproken. Hoe de verschillende emissies in het model gekwantificeerd zijn is beschreven in hoofdstuk 3 (modelconcept en invoergegevens).

Mest

De hoeveelheden cadmium en koper, die jaarlijks met dierlijke mest en kunstmest op landbouwgrond terecht komen, zijn gedaald met respectievelijk 50% en ruim 25% in het decennium 1980-1990. Toch is aanvoer van dierlijke mest en kunstmest (voornamelijk fosfaatmeststof) nog altijd de dominante aanvoerroute voor koper en cadmium. Het gebruik van koper in meststoffen is verantwoordelijk voor 75 tot 80% van de totale belasting. Voor cadmium wordt de bijdrage uit mest geschat op 32 tot 55% van het totaal (Van Eerd & Stiggelbout, 1992; Fraters, 1991; Annema *et al.*, 1995; Provincie Zuid-Holland, 1997). Ook het zinkgehalte in dierlijke mest is afgenomen, maar deze route blijft met circa 73% van de totale belasting de belangrijkste bron in het landelijk gebied (Van Eerd & Stiggelbout, 1992; Fraters, 1991).

Gezien de grote aanvoer van metalen via bemesting is het niet verwonderlijk dat de (oppervlakspecifieke) belasting van met name cadmium, koper en zink afhangt van de grondsoort en het grondgebruik. Bouwland op zandgrond en met name maïs op zandgrond wordt het zwaarst belast met uit mest afkomstige zware metalen (Hoogervorst, 1991).

Atmosferische depositie en loodhagel uit jacht

Tal van menselijke activiteiten leiden tot emissies van metalen naar de atmosfeer.

Verbrandingsprocessen in industrieën, huishoudens en verkeer resulteren in aanzienlijke emissies. Ook de metaalindustrie levert een substantiële bijdrage aan de metaalverontreiniging van de atmosfeer. De metaalconcentraties in de lucht zijn niet homogeen verdeeld over Nederland. Ruimtelijke spreiding is het gevolg van opeenhoping van industrie in bepaalde gebieden (Rijnmond, Ruhrgebied) en de heersende windrichting. Metalen kunnen vervolgens via droge en natte depositie op de bodem en in het oppervlaktewater terechtkomen.

De seizoensvariatie in atmosferische depositie van metalen is nauwelijks aantoonbaar. Meer dan 90% van de depositie in Nederland is afkomstig van emissies uit Nederland zelf en de omliggende landen België, Luxemburg, Duitsland, Groot-Brittannië en Frankrijk. Over de periode 1985-1990 is behalve voor cadmium een daling van de metaalemissie waargenomen. Voor de periode 1990-2000 wordt geen verdere daling voorzien (Baart *et al.*, 1995).

Een groot deel van de lood depositie komt in de vorm van aërosolgebonden lood en als loodhagel uit de jacht op landbouwgrond terecht. Samen zijn deze bronnen verantwoordelijk voor circa 75% van de totale input (Van Eerd & Stiggelbout, 1992). Door een afname van de loodbelasting door wegverkeer met meer dan een factor drie als gevolg van de invoering van loodvrije benzine neemt sinds dien de belasting door loodhagel een steeds belangrijkere plaats in (Lagas en Groot, 1996). Sinds 1993 is het gebruik van loodhagel verboden (LNV, 1991b) en vervangen door staal, zink, bismut en wolfram waardoor ook deze loodbelasting de komende jaren zal afnemen (Coppoolse *et al.*, 1993).

Belasting uit zuiveringsslib en compost

De belasting met metalen door het opbrengen van zuiveringsslib en compost is ten opzichte van de overige bronnen relatief gering. In de periode voor 1986 dragen de metalen in zuiveringsslib landelijk gezien slechts voor 8-13 % bij aan de belasting van de bodem in Nederland. Omtrent de metaalbelasting van de bodem als gevolg van bemesting met compost is weinig bekend. Vermoedelijk is het gebruik van compost gering (Hoogervorst, 1991). Op percelen waar zuiveringsslib of compost wordt toegepast is de bijdrage aan de totale belasting uiteraard veel hoger. Voor zuiveringsslib is bekend dat in deze situatie metalen voor 49 tot zelfs 95% afkomstig kunnen zijn uit zuiveringsslib (Stora, 1986). Sinds 1993 is het in 1995 nogmaals aangescherpte BOOM-besluit van kracht (Besluit kwaliteit en gebruik overige organische meststoffen). Hierin worden regels gesteld voor de kwaliteit en de dosering van zuiveringsslib en compost, waarbij in de ontvangende gronden de referentiewaarden voor de bodemkwaliteit (volgens de Wet bodembescherming) niet mogen worden overschreden (LNV, 1991). De afzet van zuiveringsslib en compost in de landbouw is als gevolg van de aangescherpte regelgeving sterk afgenomen (NVA Slibcommissie, 1994).

Lijzen & Franken (1996) schatten voor 1990 de bijdrage van zuiveringsslib aan de totale belasting van de Nederlandse bodem voor respectievelijk cadmium, koper lood en zink op 1, 0.7, 0.7 en 2 (gewichts)procent.

Annema et al. (1995) schat deze bijdrage voor cadmium op 3%. Momenteel wordt zuiveringsslib nauwelijks of niet meer toegepast in de landbouw (persoonlijke mededeling S. Klapwijk, 1997). De belasting van de bodem via zuiveringsslib en compost is in het model opgenomen als onderdeel van de totale aanvoer via meststoffen (§3.3.5).

Belasting door het verspreiden van baggerspecie

De waterbodem in sloten groeit jaarlijks 1 tot 4 centimeter aan. Het baggeren van sloten gebeurt, afhankelijk van hoe snel de waterbodem aangroeit, eens in de vijf tot twintig jaar (Kramer *et al.*, 1997). De hoeveelheid te verwijderen baggerspecie in kleine watergangen en plassen is enorm. Het gemiddelde jaarlijkse specieaanbod uit sloten (regionale wateren smaller dan 6m) is geschat op 24 miljoen m³ met een minimum van 7 en een maximum van 50 miljoen m³ (MER, 1993). Na het op de kant zetten of spuiten van de specie (over een deel van het perceel) wordt deze afhankelijk van het type landgebruik op verschillende manieren ondergewerkt. Bij bouwland wordt de specie ondergeploegd en daardoor vermengd met de rest van de bouwvoor. Bij grasland wordt de baggerspecie uitgeslept of wordt het perceel gefreesd, waardoor het met de bovenste 5 tot 10 centimeter mengt. In sommige gebieden wordt het grasland vrij regelmatig geploegd en kan de specie op die manier worden ondergewerkt. Om conflicten met de eigenaren van de percelen te voorkomen bestaan allerlei, meestal niet op schrift gestelde, gedragsregels. Zo wordt er in Zuid-Holland per strekkende meter (van een perceel van 30 meter breed) circa 1 m³ baggerspecie verspreid (persoonlijke mededeling Van der Wal, 1996). In het verleden was baggerspecie, en bijvoorbeeld ook zuiveringsslib, vrij gewild omdat het de structuur van het land kan verbeteren en het land vruchtbaarder maakt. Onderlinge afspraken tussen boeren en waterschappen waarbij een perceel tijdelijk fungeerde als depot waren vrij gebruikelijk. Boeren bieden hiervoor meestal hun laagste perceel aan, dat door de specie wordt opgehoogd. Na ongeveer een jaar is de specie voldoende ingeklonken en kan het perceel opnieuw worden ingezaaid. Tegenwoordig moet baggerspecie die niet aan de normen voldoet worden verwerkt of worden opgeslagen in een depot. Alleen baggerspecie van klasse 2 of lager wordt nog verspreid op land, waarbij voor klasse 2 specie geldt dat het tot maximaal 20 meter uit de kant verspreid mag worden. Klasse 3 wordt veelal gestort in een depot. Het Braassemermeer fungeerde tot voor kort bijvoorbeeld als een dergelijk depot voor regionale baggerspecie in Zuid-Holland. Indien er bij baggerwerkzaamheden teveel specie is om op het aangrenzende perceel te verspreiden, wordt het overschot eveneens gestort in een depot.

Het opbrengen van baggerspecie levert niet de grootste bijdrage aan de totale belasting van zware metalen in het landelijk gebied. De relatieve bijdrage van het op de kant zetten van baggerspecie wordt door Lijzen en Franken (1996) voor respectievelijk cadmium, koper lood en zink geschat op 18, 4, 14, 43 (gewichts)procent van de totale belasting van Nederland. Evenals bij het opbrengen van zuiveringsslib en compost kan de relatieve bijdrage van baggerspecie aan de totale belasting echter zeer hoog oplopen voor de plaatsen waar baggerspecie daadwerkelijk wordt opgebracht.

Bestrijdingsmiddelen

Bestrijdingsmiddelen vormen voor koper en cadmium een geringe bron van circa één tot twee gewichtsprocent (Lijzen en Franken, 1996). Voor de overige metalen is de bijdrage van bestrijdingsmiddelen nog kleiner. De emissie van metalen naar de landbodem als gevolg het gebruik van bestrijdingsmiddelen is dus verwaarloosbaar.

Weg en treinverkeer

Er vindt emissie van zink en koper langs wegen en spoorlijnen plaats als gevolg van corrosie van vangrails, slijtage van autobanden en slijtage van bovenleidingen (RIVM, 1997). Annema *et al.* (1995) schat de cadmium emissie naar landbouwgrond uit verkeer op 1%. Vermoedelijk bereikt ook slechts een verwaarloosbaar deel van de emissies aan overige metalen de landbouwgronden.

2.2. Afvoer van metalen uit de bovenste bodemlaag

Metalen worden in de landbodem niet afgebroken. De voornaamste verdwijntermen voor zware metalen uit de bovenlaag van de landbodem zijn:

- ◆ Uitspoeling met percolerend bodemwater
- ◆ Begraving door aangroei van de toplaag van de bodem
- ◆ Opname door gewassen en afvoer via tarra grond
- ◆ Afkalving en verwaaiing naar sloten en watergangen
- ◆ Migratie of afvoer van organismen

De hoeveelheden metaal die door bovengenoemde routes uit de bovenste bodemlaag verdwijnen zijn moeilijk te meten en als gevolg daarvan schaars gekwantificeerd (Zuiveringsschap Drenthe, 1996; Heidemij, 1994). Naast begraving van metalen is de afvoer via oogst een belangrijke afvoerpost. De overige afvoerroutes zijn van minder groot belang (Traas & Aldenberg, 1992). Hoe opname door planten en begraving in het model gekwantificeerd zijn is beschreven in hoofdstuk 3. De afvoer van metalen via de aanhangende grond bij oogst (tarra grond) kan in het geval van bijvoorbeeld bieten aanzienlijk zijn. Het effect op de metaalgehalten in de bodem is vermoedelijk echter klein doordat dit enkel veroorzaakt wordt door het opploegen van minder vervuilde grond ter compensatie van de

massa van de afgevoerde grond. De afvoer van metalen via tarra grond wordt in het model buiten beschouwing gelaten. Afkalving en verwaaiing naar sloten en watergangen is niet in het model opgenomen. Schattingen van de hoeveelheden drogestof die vanuit de landbodem als gevolg van afkalven en verwaaien in de sloot terecht komen zijn te vinden in Kramer, 1996 en 1998. Indien deze schattingen gehanteerd worden gaat het grofweg om twee gewichtsprocent van de totale massa drogestof in de toplaag van de landbodem die via genoemde afvoerroute het systeem verlaat. Daarbij komt nog dat waarschijnlijk een klein deel van het afkalvende materiaal uit de toplaag afkomstig is. Van een rondpomp effect tussen het opbrengen van bagger en het afkalven is door het buitenbeschouwing laten van deze afvoerroute geen sprake.

2.3. Partitie van metalen in bodem-bodemwater systeem

Doordat metalen persistent en niet vluchtig zijn hangt het lot van metalen in de bovenste bodemlaag voornamelijk af van de verdeling van het metaal tussen de vaste en vloeibare fase van de bodem. Deze partitie tussen bodem en bodemwater is afhankelijk van het soort metaal. Daarnaast zijn grondgebruik en de fysisch-chemische eigenschappen van de bodem van belang. In deze paragraaf zal kort worden aangegeven welke factoren een belangrijke rol spelen bij de partitie van metalen.

In de vaste fase zijn vier verschillende fracties metaal te onderscheiden: het metaal ingebouwd in de minerale bodemmatrix, metaal ingebouwd in de organische bodemmatrix, metaal vastgelegd in precipitaten en tot slot metaal geadsorbeerd aan de vaste fase. Elk van deze fracties streeft naar evenwicht met het metaal dat organisch gecomplexeerd, anorganisch gecomplexeerd of niet gecomplexeerd in de vloeibare fase aanwezig is (Elzinga *et al.*, 1997). De ligging van de evenwichten (en dus de verdeling van metaal over vaste of vloeibare fase) wordt, naast de invloed van de zuurgraad (pH) en microbiologische processen, voornamelijk bepaald door de processen adsorptie, complexvorming en precipitatie.

Binnen de *adsorptie* is een elektrostatische adsorptie (ion binding) te onderscheiden welke reversibel is en afhangt van de valentie van het kation (het metaal). Naast deze op coulombische interacties gebaseerde elektrostatische aantrekkingskrachten vindt er ook specifieke adsorptie plaats waarbij metalen chemische (co-valente) bindingen vormen met liganden op het oppervlak van bodembestanddelen. De totale adsorptie wordt voor een deel bepaald door de aanwezige hoeveelheid organische stof, dat door zijn hoge soortelijke oppervlak en negatieve elektrische lading metalen sterk adsorbeert. Naast organische stof is de hoeveelheid silicaatmineralen (en dus kleimineralen) in de bodem van belang voor adsorptie van metalen. Kleimineralen hebben een groot soortelijk oppervlak en een negatieve oppervlaktelading waaraan kationen (metalen) adsorberen. Bovendien binden bepaalde kleimineralen metalen irreversibel door ze min of meer in de kristalstructuur op te nemen.

Het lutumgehalte van een grond is een maat voor de hoeveelheid kleimineralen. IJzer, aluminium en mangaan(hydr)oxiden die vaak als coating van kleimineralen en zandkorrels voorkomen spelen (eveneens door een groot soortelijk oppervlak) een rol als specifieke binders (liganden) van metaal aan bodemmateriaal. Adsorptie is verder afhankelijk van de voorkomende concentraties metaal en fractie vocht in de bodem.

De concentratie opgelost anorganisch en organische stof in het bodemvocht is bepalend voor de mate van *complexvorming*. Complexvorming van metalen beïnvloedt (door verandering van speciatie) de adsorptie en precipitatie van metalen.

Precipitatie van metalen hangt onder aërobe omstandigheden af van het betreffende metaal, de pH en de aanwezigheid van anionen als carbonaten, hydroxiden, sulfaten en fosfaten. Onder anaërobe omstandigheden wordt de mobiliteit van metalen drastisch verlaagd door de vorming van slecht oplosbare metaalsulfiden uit tot S^{2-} gereduceerd SO_4^{2-} . Onder aërobe omstandigheden kan de mobiliteit weer toenemen. Indien precipitaten gevormd worden geldt dat de mobiliteit van het metaal mede wordt bepaald door de oplosbaarheid van mineralen.

Micro-organismen hebben door onder andere de afbraak en productie van organische verbindingen en de invloed op de bodem-pH een indirect effect op het gedrag van metalen in de bodem (Stora, 1986).

De invloed van de *zuurgraad* (pH) op de partitionering van metalen wordt naast de invloed van pH op alle bindingsvormen van zware metalen tevens veroorzaakt door de concurrentie van het H^+ -ion met de metaal ionen om de beschikbare bindingsplaatsen (Stora, 1986). Hoe lager de pH (meer H^+ -ionen) hoe minder bindingsplaatsen voor het metaal beschikbaar zijn. Dit geldt met name voor gronden waarin organische stof bepalend is voor de ionen-uitwisselings-capaciteit (CEC).

2.4. Huidige gehalten in cultuurgrond

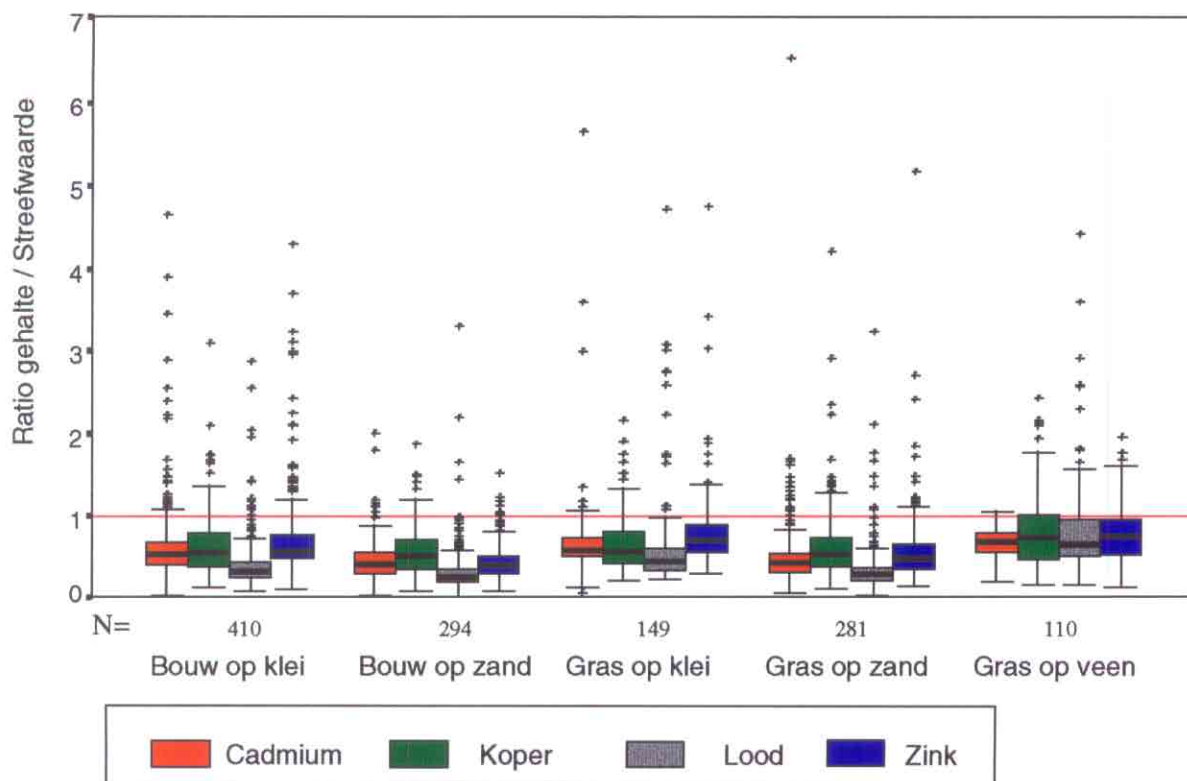
Door jarenlange aanvoer van metalen als gevolg van atmosferische depositie en bemesting is in de landbouwgrond een voorraad aan zware metalen opgebouwd. Strikt genomen gaat het hierbij dan ook niet om een gebied dat uitsluitend door achtergrondbelasting beïnvloed is. In Witteveen+Bos (1998 in prep.) zal een uitgebreide studie naar achtergrondgehalten van zware metalen beschreven worden. Kunstmest en dierlijke mest hebben in de hoeveelheden waarin zij worden verspreid het karakter van een additionele belasting. 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 in de

metingen is er voor gekozen om landbouwgronden zonder duidelijke additionele bronnen maar inclusief mestgift als achtergrondbelaste gebieden te beschouwen.

Het laboratorium voor bodem en grondwater (LBG) van het RIVM onderhoudt een landsdekkend gegevensbestand van door onder andere AB-DLO/RIKILT-DLO en BLGG geanalyseerde bodemmonsters (het zogenaamde BOBOKWAL bestand). Een selectie hieruit (uitsluitend de gegevens van AB-DLO, RIKILT-DLO en BLGG zoals tevens beschreven in Drecht et al., 1996) is gebruikt om de huidige metaalgehalten in de landbodem te beschrijven. In het merendeel van deze monsters ligt het metaalgehalte onder het verwaarloosbaar risico niveau (streefwaarde). Landbouwgronden bevatten echter wel degelijk behoorlijke hoeveelheden zware metalen. Voor alle metalen geldt namelijk dat de verhouding gehalte/streefwaarde voor het grootste deel tussen 0.5 en 1.0 ligt (zie Figuur 2.1.).

In het geval van bodems waarbij de ratio van metaalgehalte/streefwaarde groter is dan één wordt de streefwaarde overschreden. De streefwaarde is zo opgesteld dat 90 percentiel van de monsters uit veldwaarnemingen in onbeïnvloede situaties zich onder de streefwaarde bevindt (Edelman, 1983). Het is dan ook niet verwonderlijk dat 10 percentiel of meer van de in landbouwgronden aangetroffen monsters boven deze grens ligt.

Uit Figuur 2.1 blijken vooral de gehalten koper en zink hoog te zijn ten opzichte van de streefwaarde. Hoewel de meest extreme overschrijdingen van de streefwaarde waargenomen worden in zand- en kleigronden, liggen de metaalgehalten in veengronden over het algemeen het dichtst tegen de norm. Dit ondanks de nivellering van de verschillen tussen zand-, klei- en veenbodem als gevolg van de omrekening van de waargenomen metaalgehalten naar standaardbodemsamenstelling.



Figuur 2.1.

Huidige ratio gehalte landbodem/streefwaarde (data BOBOKWAL). In Bijlage 2.1. is een korte beschrijving opgenomen van de karakteristieken en interpretatie van een boxplot.

3. MODEL CONCEPT EN INVOERGEGEVENS

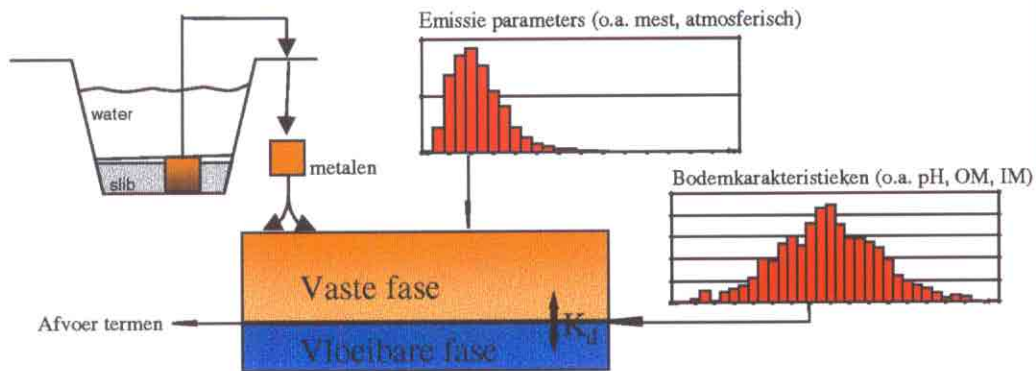
3.1. Probabilistische modellering en niet uniforme ranges van parameterwaarden

Door lacunes in kennis met betrekking tot processen en de daarbij benodigde parameters, de initiële condities, de historie van het systeem en een gebrek aan gegevens ontstaat onzekerheid in modellen. Stochastisch gedrag in het veld en de fouten in meten en rekenen zijn ook factoren die de onzekerheid beïnvloeden. In het model IRIS-soil (Integraal Risico Instrumentarium Sloten) is uitgegaan van probabilistische modellering (zie intermezzo). In tegenstelling tot modellen die één antwoord op een bepaald moment leveren, nemen probabilistische modellen de onzekerheden mee in de modeluitkomsten. Met behulp van Monte-Carlo simulaties wordt voor elke onzekere parameter per simulatie één waarde uit een range getrokken. De door trekking bepaalde set parameters geeft de initiële conditie (tijdstip 0) van de modelbodem weer. De uitkomst van het model als gevolg van één enkele modelrun (waarin met de getrokken set parameters éénmaal een periode van 50 jaar wordt doorgerekend) wordt weggeschreven. Door vele simulaties uit te voeren ontstaat een range van mogelijke modeluitkomsten. Met de verdelingen van de modeluitkomsten kan een risicoanalyse worden uitgevoerd (Traas *et al.*, 1994; Kramer *et al.*, 1994).

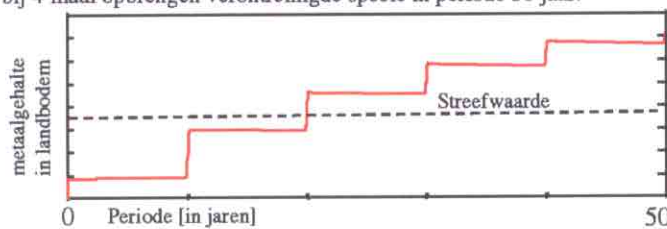
De range ofwel kansverdeling waaruit parameterwaarden getrokken worden is uniform, lognormaal of gamma verdeeld. De kansverdeling van de parameterwaarden wordt afgeleid uit de beschikbare data. Een uniforme range houdt in dat elke waarde binnen een bepaald minimum en maximum evenveel kans heeft om voor te komen. Dit minimum en maximum bestaat veelal uit de grenzen van het 95% betrouwbaarheidsinterval van de parameter. 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 (Zie bijlage 3.1.)

INTERMEZZO

1 Probabilistische modellering: onzekerheden meenemen in de modelberekening

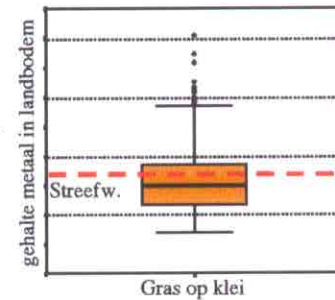
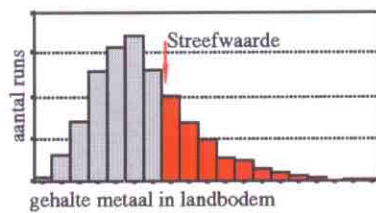


Verloop metaalgehalte bij 4-maal opbrengen verontreinigde specie in periode 50 jaar:
Enkele modelrun



2 Frequentieverdeling berekende gehalten metaal in landbodem na verspreiden baggerspecie gedurende 50 jaar.

1. Voor parameters die onzeker zijn en waar het model gevoelig voor is, wordt een range (en een kansverdeling daarbinnen) opgesteld (rode histogrammen).



Voor elke onzekere parameter wordt per modelsimulatie één waarde uit de range 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.

2. Door veel simulaties uit te voeren ontstaat een verdeling van mogelijke modeluitkomsten. Met deze kansverdeling op bepaalde modeluitkomsten kan een risicoanalyse worden uitgevoerd.

3 Tabel. Procentuele kans op overschrijding van de streefwaarde bij het op de kant zetten van specie met weergegeven verontreinigingsklasse

Categorie	Verontreinigingsklasse van afgezette specie			
	Geen specie	Klasse 0	Klasse 1	Klasse 2
Bouwland op klei	10	10	17	97
Bouwland op zand	0	0	0	51
Gras op klei	16	20	75	100
Gras op zand	5	5	29	97
Gras op veen	17	20	87	100

3. De kans op overschrijding van de streefwaarde kan eenvoudig uit de frequentieverdeling van de modeluitkomsten worden afgelezen.

3.2. Definitie van de model-bodem

Grondsoort- en grondgebruikscategorieën

Onderhavig onderzoek is gericht op de metaalgehalten in de bodem van slootkanten in het landelijk gebied. Het landelijk gebied beslaat circa 60% van het totaal gemeentelijk ingedeeld oppervlak van Nederland. (CBS, 1994).

De metaalbalans voor de verschillende bodems in het landelijk gebied is sterk afhankelijk van grondsoort en regio. De analyses zijn gericht op een zestal combinaties van grondgebruik en grondsoort. De vijf geselecteerde categorieën zijn:

- ◆ Bouwland op klei
- ◆ Bouwland op zand
- ◆ Grasland op klei
- ◆ Grasland op zand
- ◆ Grasland op (laag)veen

Bouwland op (laag)veen komt niet vaak voor en is derhalve niet als aparte categorie opgenomen (Duijvenbooden *et al.*, 1985). De vijf beschouwde grondsoort- en grondgebruikscategorieën geven qua oppervlak en metaalbalansen een representatief beeld van de Nederlandse cultuurgrond (Bakker & van den Hout 1993; Lagas & Groot, 1996). Met een aandeel van circa 43 % is zandgrond de voornaamste grondsoort binnen het landelijk gebied. Circa 40 en 13% van het landelijk gebied is respectievelijk klei en veengrond. De schattingen van het areaal aan grasland liggen tussen 50-65% van het totaal aan landbouwgrond. Circa 40% van het landelijk gebied in Nederland is in gebruik als bouwland (Lijzen & Franken, 1996; Duijvenbooden *et al.*, 1985; LEI-DLO/CBS, 1995).

In bouwland zijn maïs, graan, aardappelen, bieten, overige gewassen en braakliggend land betrokken. Voor de berekening van onder andere: de afvoer van metalen via gewas, het potentieel neerslagoverschot en de aanvoer van metalen via bemesting, zijn gegevens omtrent grondgebruik nodig. In Lijzen & Franken (1996) en Van Drecht *et al.* (1996) wordt per grondsoort het areaal aan verschillende gewassen berekend op basis van Landsat Thematic Mapper opnamen (Thunnissen *et al.*, 1992) en de bodemkaart van Nederland 1:50000. Het CBS (1996) publiceert recente data met betrekking tot landgebruik maar met onvoldoende detail. Uit een vergelijk van de data uit beide bronnen blijkt het verschil marginaal. In het model wordt gebruik gemaakt van data met betrekking tot landgebruik op basis van Van Drecht *et al.* (1996). Zie Bijlage 3.2.

Dimensies van de modelbodem

De bodemmodule van het model IRIS (IRIS-soil) beschrijft een volledig gemengde bodemlaag waar met een bepaalde regelmaat baggerspecie wordt opgebracht. Daarbij wordt uitgegaan van de resultaten van de in de vorige fase van het onderzoek ontwikkelde sedimentmodule van het model IRIS, zonder een directe koppeling te leggen. In de sedimentmodule wordt uitgegaan van een modelsloot van 2 m breed, 0.75 m diep en 300m lang. De in het model gebruikte perceelbreedte waar baggerspecie op wordt verspreid is vastgesteld op 20 meter, ofwel de maximum breedte waarop klasse 2 specie vanaf de kant van de sloot verspreid mag worden (Beleidsstandpunt Verwijdering Baggerspecie, 1993). Aangenomen wordt dat baggerspecie over de gehele lengte van de slootkant wordt opgebracht (300m). De mengdiepte van de bodemlaag in de bodemmodule is afhankelijk van het landgebruik. De mengdiepte bedraagt 30cm voor bouwland en 5cm voor grasland. De categorie grasland op zand is een uitzondering, aangezien dit eens in de 4 tot 20 jaar (gemiddeld eens in de 10 jaar) wordt gescheurd (persoonlijke mededeling Van der Plicht, 1997). Hierbij wordt de landbodem gemengd over een diepte van 10 tot 20 cm. In het model is de voor grasland normale mengdiepte van 5 cm genomen. Vergelijking met veldwaarneming blijft hierdoor mogelijk. Een nadeel is echter dat de berekende metaalgehalten mogelijk hoger zijn dan de veldwaarnemingen. De mengdiepte blijft constant doordat er een verdwijnterm is voor bodemmateriaal, die per definitie gelijk is aan de aanvoerterm voor bodemmateriaal.

Bodemsamenstelling

De vaste fase in de bodem bestaat uit humus (OM), fijn anorganisch materiaal kleiner dan 2 μm (IM ofwel lutum) en een grovere anorganische fractie (SM). De dichtheden van OM, IM en SM zijn overgenomen uit Locher en Bakker (1987). De gebruikte range van gehalten aan OM en IM, bij de verschillende combinaties van grondgebruik en grondsoort, zijn even als de pH afgeleid uit metingen zoals beschreven in Lagas & Groot (1996). De dataset is afkomstig van een landsdekkende kartering waarin 3024 percelen uit 13 LEI-landbouwgebieden zijn bemonsterd. Het gehalte aan grof anorganisch materiaal (SM) wordt in het model berekend door de som van de gewichtfracties OM, IM en SM op 100% te stellen.

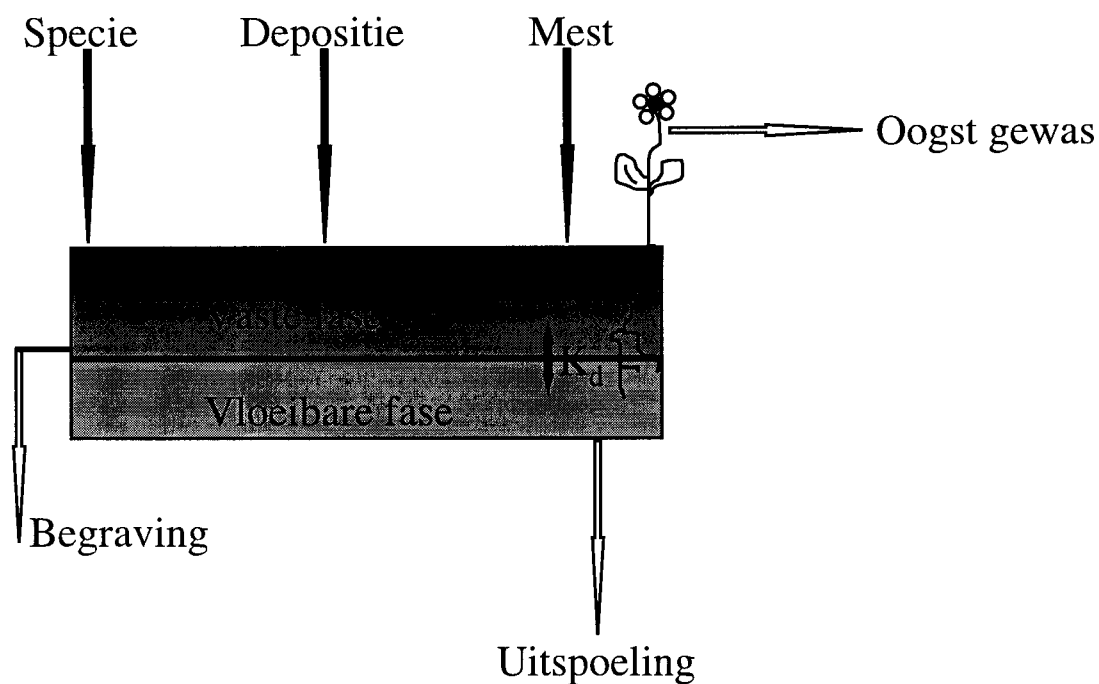
Porositeit is onder andere afhankelijk van het gehalte organisch stof. De in het model gebruikte porositeit voor de verschillende grondsoorten is afkomstig uit Locher en de Bakker (1987). De ranges omtrent de beschreven bodemsamenstelling en verdelingen van de data binnen de ranges zijn weergegeven in Bijlage 3.3.

Uit Kramer *et al.* (1997) blijkt de samenstelling van de waterbodem sterk gerelateerd te zijn aan de samenstelling van de landbodem in de omgeving. Uit meetgegevens van Van den Toorn *et al.* (1996) blijkt dat het percentage organisch materiaal na het opbrengen van baggerspecie niet substantieel toe- of afneemt. In het model is er dan ook van uitgegaan dat de bodemsamenstelling door het opbrengen van baggerspecie niet verandert.

De constante samenstelling van de modelbodem (gedurende een enkele modelrun) impliceert tevens de aanname dat ook organismen de bodemsamenstelling niet beïnvloeden.

3.3. Processen en invoergegevens

De in het model gedefinieerde processen hebben betrekking op het lot en de aan- en afvoer van metalen in de landbodem. De algemene aan- en afvoerroutes van metalen die zijn opgenomen in het model zijn weergegeven in Figuur 3.1. Als stofspecifieke aanvulling wordt voor lood rekening gehouden met de aanvoer via loodhagel uit de lucht. De gedefinieerde processen en gebruikte data die aan het model ten grondslag liggen worden in deze paragraaf aan de hand van de aan- en afvoerroutes besproken.



Figuur 3.1.
Schematische weergave aan- en afvoerroutes van metaal in het model.

3.3.1. Metaalgehalte in de bovengrond

Als initieel metaalgehalte in de bodem is uitgegaan van metingen zoals beschreven in Lagas & Groot (1996). De data zijn afkomstig van een landsdekkende kartering waarin 3024 percelen uit 13 LEI-landbouwgebieden zijn geselecteerd. Mengmonsters van 20 percelen waarbij van elk perceel 20 steken zijn genomen zijn geanalyseerd door het BLGG (Bedrijfslaboratorium voor grond en gewas onderzoek, Oosterbeek). De steekproef bestaat uit monsters uit 1992. Indeling van de monsters naar grondsoort is hierin gebaseerd op de grondsoort zoals aangetroffen in de te bemonsteren bodemlaag. De waarnemingen van het initiële metaalgehalte zijn lognormaal verdeeld. Het gemiddelde en de standaarddeviatie van deze verdelingen zijn voor de verschillende modelbodems gegeven in Bijlage 3.3.

In het model wordt uitgegaan van een steady-state van het metaalgehalte in de bovenste bodemlaag. Het constante metaalgehalte houdt in dat de aan- en afvoer van metalen in een onbelaste situatie in evenwicht zijn. Ondanks de veranderingen in aanvoer van metalen, is een snelle verandering in het metaalgehalte in de bodem niet aannemelijk (mondelinge mededeling Van Drecht, 1998). Hoogstens zouden de meer mobiele metalen cadmium en zink onder invloed van verlaging van de zuurgraad versneld kunnen uitloggen. Er zijn nog geen metingen beschikbaar waaruit een eventuele trend in metaalgehalten afgeleid zou kunnen worden. In het kader van het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit (LMB) zullen door het RIVM waarschijnlijk in 1998 trendanalyses worden uitgevoerd. Uit balansberekeningen voor graslanden van melkveebedrijven blijkt dat er in de bovengrond accumulatie moet plaatsvinden van cadmium, koper, lood en zink (Groot *et al.*, 1996; Smilde, 1989; Heidemij, 1994; Westhoek *et al.*, 1996). Balansberekeningen voor de bovenste bodemlaag van bossen voorspellen juist een daling van het metaalgehalte (Groot *et al.*, 1998). De keuze voor een steady-state van het metaalgehalte van de landbodem heeft ook een pragmatische reden. Het effect van het op de kant zetten van metalen uit baggerspecie kan zonder versturende invloeden worden weergegeven.

3.3.2. Partitie van metaal over vaste fase en bodemwater

Naar aanleiding van §2.3. is het duidelijk dat de partitionering van metalen in de landbodem sterk afhankelijk is van lokale omstandigheden zoals grondsoort en bodemgebruik. Afhankelijk van het onderhavige metaal dient rekening gehouden te worden met de verschillen in fysisch-chemische eigenschappen van de verschillende grondsoorten en grondgebruikcategorïën. Er is momenteel nog geen algemeen aanvaard partitiemodel voor zware metalen (Janssen *et al.*, 1996_b). Een eerste benadering voor differentiatie naar verschillende bodemsamenstellingen is gebaseerd op verschillen in humus- en lutum-gehalte.

Dit geschiedt door omrekening van de aangetroffen metaalgehalten naar standaardbodemsamenstelling (MILBOWA, 1991). Door Van den Hoop (1995) is echter aangetoond dat deze aangenomen correctie op basis van klei en organisch stofgehalte niet volmaakt is. In Elzinga *et al.* (1996) wordt voor de metalen cadmium, koper en lood een partitiemodel afgeleid op basis van in literatuur gegeven verdelingsconstanten. Doordat deze constanten veelal verkregen zijn uit laboratoriumexperimenten zijn de waarden niet zonder meer te vertalen naar een veldsituatie. Van den Hoop (1995) beschrijft een K_p correctie naar bodemeigenschappen op basis van elektronen uitwisselingscapaciteit (CEC) van de bodem die sterk gecorreleerd is met vrijwel alle bodemeigenschappen en een maat is voor het aantal beschikbare bindingsplaatsen van een bodem.

In onderhavige studie is de differentiatie van verdelingsconstanten, naar verschillende fysisch-chemische eigenschappen van verschillende grondsoorten en bodemgebruikcategorïën, gebaseerd op regressievergelijkingen voor veldgemeten verdelingscoëfficiënten zoals beschreven in Janssen *et al.* (1996). Afhankelijk van het soort metaal wordt hierbij de partitionering beschreven op basis van de gehalten organisch stof, lutum, ijzer(hydr)oxiden en de zuurgraad (pH) (Bijlage 3.3.). De partiticoëfficiënt van de metalen heeft hierdoor geen constante waarde. Afhankelijk van de getrokken parameterwaarden (voor het gehalte organische stof, lutum, ijzer(hydr)oxiden en de zuurgraad) worden per modelsimulatie nieuwe partiticoëfficiënten van de vier metalen berekend. De partitie is zodoende steeds afhankelijk van de heersende fysisch-chemische condities van de bodem op het betreffende tijdstip. De toegepaste regressievergelijkingen zijn afgeleid uit een studie naar de relaties tussen chemische bodemkarakteristieken en veldgemeten partiticoëfficiënten van licht vervuilde en vervuilde landbouwgronden in Nederland. De aangenomen lineariteit tussen de metaalconcentratie in oplossing en de hoeveelheid metaal geadsorbeerd blijkt bij de voorkomende metaalconcentraties slechts geringe afwijkingen te veroorzaken. De variatie in partiticoëfficiënten wordt grotendeels bepaald door variatie in bodemkarakteristieken en nauwelijks door verschillen in metaalconcentraties in het poriewater (Janssen *et al.*, 1996). Een niet-lineair partitiemodel zoals de veelgebruikte Langmuir-isoterm en Freundlich-vergelijking blijkt voor de onderhavige toepassing dus overbodig.

De in de regressies benodigde bodemkarakteristieken worden, met uitzondering van het gehalte amorf ijzer(hydr)oxide, reeds in het model gebruikt. Gegevens omtrent het ijzer(hydr)oxide-gehalte zijn zeer schaars. Deze coëfficiënt bepaalt echter slechts een gering deel van de variatie in loodgehalten van de bodem. Als range waarbinnen het gehalte amorf ijzerhydroxide kan liggen is de minimale en maximale waarde uit de data zoals beschreven in Janssen *et al.* (1996_b) genomen.

3.3.3. Input uit baggerspecie

Zoals beschreven in §2.1. worden regionale wateren gemiddeld eens in de 10 jaar gebaggerd. Zo wordt in de doorgerekende 50 jaar vier keer baggerspecie opgebracht. De hoeveelheden baggerspecie die per keer worden opgebracht zijn berekend aan de hand van de gemiddelde aangroei van de waterbodem van de modelsloot (3 cm per jaar voor een sloot van 2m breed en 300m lang; Kramer *et al.*, 1997). De gewichtsfractie organisch materiaal (OM), fijn anorganisch materiaal (IM), grof anorganisch materiaal (SM), en het porievolume van bagger voor het desbetreffende sloottype (zand, klei en veen) is daarbij in beschouwing genomen. De gewichtsfracties OM en IM van de baggerspecie zijn berekend op basis van data van Bakker (1997) en Kampf (1996). Het gehalte aan grof anorganisch materiaal (SM) wordt in het model berekend door de som van de gewichtfracties OM, IM en SM op 100% te stellen. De ranges en verdeling van de data binnen de range is weergegeven in Bijlage 3.3. Er is vanuit gegaan dat de baggerspecie aan één kant van de sloot wordt verspreid.

In het model wordt uitgegaan van een instantane en volledige menging van de uit bagger specie afkomstige metalen met de bodemlaag. De metaalconcentraties van de baggerspecie die opgebracht wordt is vastgesteld met het oog op werkelijk voorkomende gehalten metalen in baggerspecie van regionale waterbodems (Tabel 3.1., CUWVO, 1996) en de huidige klassengrenzen (Tabel 1.1.). De metaalgehalten die in de verschillende scenario's zijn gehanteerd zijn weergegeven in Tabel 3.2. De bovengrenzen van klasse 0, 1, 2 en 3 specie zijn als uitgangspunt genomen. Hoewel klasse 3 specie momenteel al niet op de slootkant afgezet wordt is deze hoge verontreinigingsgraad in het geval van koper in de scenario's betrokken om het effect van het opbrengen van hoge metaalgehalten inzichtelijk te maken. Baggerspecie blijkt slechts in 1% van de regionale waterbodems in klasse 3 te vallen als gevolg van verontreiniging met cadmium. Om deze reden is dan ook geen "klasse 3 scenario" voor cadmium uitgewerkt. In verband met het beleidsvoornemen om het verspreiden van klasse 2 specie niet meer toe te staan, is een extra scenario gewijd aan de gemiddelde concentratie binnen deze verontreinigingsklasse ("midden klasse 2"). Niet voor iedere combinatie van verontreiniging en verontreinigingsklasse is een norm aanwezig. In een aantal gevallen is de klassengrens namelijk gelijk aan die van de voorgaande klasse. Indien een norm ontbreekt is de onderhavige combinatie niet als scenario uitgewerkt.

Tabel 3.1.

Percentage monsters van waterbodems per verontreinigingsklasse (Cuwvo, 1996).

	Klasse 0	Klasse 1	Klasse 2	Klasse 3	Klasse 4
Cd	58	20	8	1	1
Cu	68	-	24	6	2
Pb	76	23	-	-	1
Zn	46	41	6	-	7

- geen norm aanwezig

Tabel 3.2.

Gehalten zware metalen (standaard waterbodem) die in de verschillende bagger-scenario's opgebracht worden (bovengrens van de verontreinigingsklasse) in mg·kg-ds⁻¹

	Klasse 0	Klasse 1	Midden Klasse 2	Klasse 2	Klasse 3
Cd	0.8	2	4.75	7.5	*12
Cu	35	-	62.5	90	190
Pb	85	530	-	-	-
Zn	140	480	600	720	-

- geen scenario door ontbreken norm; *slechts 1% van de regionale waterbodems in klasse 3 op basis van Cd, niet als scenario meegenomen.

3.3.4. Atmosferische depositie en input van lood uit jacht

Er is slechts weinig kwantitatieve informatie over de totale atmosferische depositie van zware metalen. Met name gegevens over de depositie van koper zijn schaars (Coppoolse *et al.*, 1993; CCRX, 1995). Als invoer voor het slootkant-model zijn depositiegegevens gebruikt zoals beschreven in Baart *et al.* (1995). Hierin worden voor Nederland emissies met een resolutie van 5 x 5 km² berekend. De emissieschattingen zijn gebaseerd op data uit 1990 met betrekking tot emitterende activiteiten (o.a. industriële productiviteit) en emissiefactoren. Om een landsdekkend beeld van de depositie te genereren wordt in Baart *et al.* (1995) gebruik gemaakt van het model EUTREND (ontwikkeld door TNO en het RIVM). Hierbij wordt transport en reactiviteit in de atmosfeer gesimuleerd. Schatting van de atmosferische depositie op arealen van 50 x 50 km is het resultaat. Uit de data zijn de verdelingen en ranges zoals weergegeven in Bijlage 3.3. afgeleid.

De meetgegevens van loodgehalten in de bovengrond waarop het model gevalideerd is, zijn (ongeacht hun recentheid) beïnvloed door emissie van lood uit de jacht. Ondanks de te verwachten daling van deze vorm van loodemissie dient deze dus in het model opgenomen te worden. Input van lood uit jacht is overeenkomstig met de schattingen van Van Eerdt & Stiggelbout (1992) op circa 50% van het totaal genomen. Dit betekent een emissie die ongeveer gelijk is aan de atmosferische depositie. De ranges en waarden zijn weergegeven in Bijlage 3.3.

3.3.5. Aanvoer van metalen via meststoffen

Bemesting van landbouwgronden is sterk afhankelijk van grondsoort en gewas. Aangezien mest een dominante bron van metalen is, dient de input van metalen als gevolg van bemesting zeker op het detailniveau van de combinatie grondsoort en gewas beschouwd te worden (Heidemij 1994; Westhoek *et al.*, 1996). Op het grovere niveau van grondsoort en gebruikscategorie (bouwland of grasland) zijn meerdere recente onderzoeken voorhanden (o.a. Heidemij, 1994; Lijzen & Ekelenkamp, 1995; Fraters, 1991). Het probleem hierbij is echter dat veelal niet exact dezelfde gewassen in de definitie van bouwland betrokken zijn. De meest recente data met betrekking tot metaalinput als gevolg van mestgift bij verschillende combinaties van gewas en grondsoort staat beschreven in Hoogervorst (1991). De input van metalen wordt hierin berekend op basis van metaalgehalten in verschillende soorten kunst- en dierlijke mest, compost en zuiveringsslib. Daarbij wordt gebruik gemaakt van data en modellen van het LEI (Landbouw Economisch Instituut). Op basis van de data zoals beschreven in Hoogervorst (1991) worden in het landbodemmodel voor de verschillende categorieën van grondsoort en landgebruik de metaalbelasting berekend. Hierbij wordt gebruik gemaakt van de gegevens met betrekking tot grondgebruik zoals beschreven in §3.2. Voor de input van metaal op graan en bieten is gebruik gemaakt van mestgift voor respectievelijk tarwe en suikerbieten. De gebruikte metaalbelastingen per combinatie van grondgebruik en gewas zijn weergegeven in Bijlage 3.3.

3.3.6. Afvoer door opname in gewassen.

De afvoer van metalen als gevolg van oogst wordt in het model berekend op basis van gegevens omtrent:

- ◆ Gehalte metalen in het afgevoerde gewas;
- ◆ Oogst of productiviteit;
- ◆ Grondgebruik (§3.2.)

Concentratie metaal in gewas

Hoewel de concentratie metalen in het bodemvocht zeker een rol speelt bij de metaalopname door planten (Gerritse *et al.*, 1983), vormt de wortel geen open systeem waar ionen zomaar binnen kunnen dringen. Specifieke transportmechanismen van de plant die min of meer elementspecifiek zijn spelen een belangrijke rol. De opname hangt naast de metaaleigenschappen en de metaalconcentratie van het bodemvocht af van vele andere plant, tijd en milieufactoren (Stora, 1986) zoals onder andere: plantensoort en ras, het groeistadium van de plant, het onderdeel van de plant, metaal-interacties, aard van de verontreiniging en de samenstelling van het bodemvocht in de wortelzone (Bockting & van den Berg, 1992). In geval van cadmium, koper en zink vertoont de metaalconcentratie van het bodemwater een duidelijke maar niet eenduidig kwantificeerbare relatie met de metaalopname door verschillende landbouwgewassen (Gerritse *et al.*, 1983).

Zoals uit bovenstaande blijkt is het gehalte metaal in gewassen afhankelijk van vele omgevings- en behandelings-factoren. Door metaalgehalten in de werkelijke oogst te beschouwen worden factoren als soort gewas, ras, en groeistadium verdisconteerd. Een andere invloedrijke factor op de metaalconcentraties in gewassen is de concentratie metaal in het bodemvocht. Om rekenschap te houden met deze afhankelijkheid wordt vaak gebruik gemaakt van zogenaamde bioconcentratiefactoren (BCF) (Traas & Aldenberg 1992; Van de Meent, 1993; Vissenberg & Van Grinsven, 1995.) Een bioconcentratiefactor voor planten wordt voorgesteld door de ratio van het metaalgehalte in het gewas en de metaalconcentratie van het bodemwater. De BCF geeft zodoende een ordegrrootte indicatie van de te verwachten metaalgehalten in planten onder de omstandigheden waarbij gemeten is (Bockting & van den Berg, 1992). Bioconcentratiefactoren voor de benodigde akkerbouwgewassen zijn schaars. Daarbij komt nog dat de omstandigheden waarin de BCF's bepaald zijn vergelijkbaar moeten zijn met de omstandigheden van de modelbodem. De eis van modelomstandigheden geldt eveneens voor kant en klare data met betrekking tot afvoer van metalen door oogst van gewassen zoals bijvoorbeeld beschreven in Berdowski (1996). Gegevens over metaalgehalten in akkerbouwgewassen afkomstig van Nederlandse landbouwgronden zijn wel voorhanden. Uniforme ranges van gehalten tussen de minimaal en maximaal berekende waarden zijn hieruit opgesteld op basis van voornamelijk (Wiersma, 1985; Westhoek, 1996; COBA databank RIKILT-DLO, 1998).

In het bodem-model worden, met behulp van deze ranges aan metaalgehalten, BCF berekend (zie Bijlage 3.3.). Daarbij gebruikmakend van de concentraties in het bodemwater zoals berekend in de initiële condities van het model. Initiële condities zijn de condities zoals die aan het begin van elke run (tijdstip 0) worden bepaald (door trekking van één set parameters uit de verschillende ranges van parameterwaarden, zie §3.1.). De initiële metaalconcentratie in het bodemwater is afhankelijk van de fysisch-chemische bodemeigenschappen van de modelbodem en het initiële metaalgehalte van de totale bodem (vóór het opbrengen van baggerspecie). De bodemkarakteristieken worden hiermee in de BCF verdisconteerd.

De bioconcentratiefactor heeft een vaste waarde gedurende één enkele modelrun, waarin met de getrokken set parameters eenmaal de tijdsperiode van 50 jaar wordt doorgerekend. De initieel berekende BCF wordt dus niet beïnvloed door veranderingen in de concentratie van het bodemvocht gedurende de modelrun (als gevolg van het opbrengen van baggerspecie e.d.).

De metaalopname door gewassen is echter wél afhankelijk van het heersende metaalgehalte in de bodem. Het metaalgehalte in het gewas is namelijk gedefinieerd als het product van de (initieel vastgestelde) BCF en de op een bepaald tijdstip heersende (variabele) metaalconcentraties van het bodemvocht.

Oogst of productiviteit

Oogst (oppervlak specifiek) wordt normaliter weergegeven als de hoeveelheid drogestof die per oppervlakteenheid is afgevoerd. In het geval van grasland dient ook het gras dat door directe beweiding wordt gegeten te worden betrokken in de afvoerschattingen. Bij de input van metalen vanuit mest is namelijk ook geen onderscheid gemaakt tussen bemesting als gevolg van beweiding en overige bemesting. Drogestofafvoeren van gras kunnen in dit geval het beste berekend worden uit productiegegevens van graslanden (gemiddelden van beweid en onbeweid). De geschatte range van drogestofproductie van graslanden is te vinden in Bijlage 3.3. De berekende drogestofafvoer voor de overige gewassen is eveneens weergegeven in Bijlage 3.3. De afvoer aan drogestof is gegeven als een uniforme range tussen de minimaal en maximaal berekende waarden op basis van voornamelijk Van der Meer, 1991; Traas & Aldenberg, 1992; CBS, 1997_a; CBS, 1997_b en Wiersma, 1985.

3.3.7. Uitspoeling

De hoeveelheid metaal die met het percolerende regenwater de bovenste bodemlaag verlaat wordt in het model berekend op basis van het potentieel neerslagoverschot en de heersende concentratie aan metaal in het bodemvocht (welke afhangt van de bodemkarakteristieken en het metaalgehalte van de totale grond op het betreffende tijdstip). Hiermee wordt aangenomen dat de volumefractie water in de modelbodem constant is in de tijd.

Het potentiële neerslagoverschot is gelijk aan de neerslag verminderd met de potentiële verdamping. Men kan op basis van gemiddelde neerslag en de potentiële verdamping (Penmanverdamping) het potentiële neerslagoverschot voor een bepaald gewas berekenen. Het werkelijke neerslagoverschot is de neerslag verminderd met de actuele verdamping. Het werkelijke neerslagoverschot is dus moeilijk vast te stellen. Over het algemeen is de werkelijke verdamping kleiner dan de potentiële waardoor het potentiële neerslagoverschot een onderschatting van de werkelijkheid geeft. In met name zandgebieden zorgt het buiten beschouwing laten van beregening voor een extra onderschatting van de metaaluitspoeling. Het jaargemiddelde neerslagoverschot vertoont een zekere variatie in ruimte (tussen de verschillende landbouwgebieden in Nederland) en vooral tijd (Buishand & Velds, 1990; Van Beuzekom *et al.*, 1990; Bouwmans *et al.*, 1997). In Van Drecht & Scheper (1998) worden voor verschillende landbouwgewassen berekeningen gegeven van het gemiddelde potentiële neerslagoverschot over de periode 1973-1994.

Hoewel de Bilt ten opzichte van andere delen van Nederland een relatief hoog neerslagoverschot heeft zijn de data uit Van Drecht & Scheper (1998) gebruikt in de modelberekeningen. De relatief hogere neerslagoverschotten in de Bilt zijn vermoedelijk geen bezwaar gezien de reeds beschreven verwachting tot onderschattingen van het werkelijke neerslagoverschot bij de toegepaste berekeningsmethode. De neerslagoverschotten per modelbodem zijn gewogen naar het aandeel van de verschillende gewassen op de modelbodem (data grondgebruik zoals beschreven in §3.2.). De waarden zijn te vinden in Bijlage 3.3.

3.3.8. Begraving

De hoeveelheid metaal die door begraving wordt afgevoerd is het product van het metaalgehalte in de vaste fase van de bodem en de massa drogestof die verdwijnt. Het metaalgehalte van de vaste fase van de bodem is variabel en wordt met name bepaald door de heersende bodemkarakteristieken en het metaalgehalte van de totale bodem op het betreffende tijdstip. De begravingsterm van drogestof is per definitie gelijk aan de massa drogestof die met baggerspecie wordt opgebracht. De dimensies van de modelbodem blijven hierdoor constant.

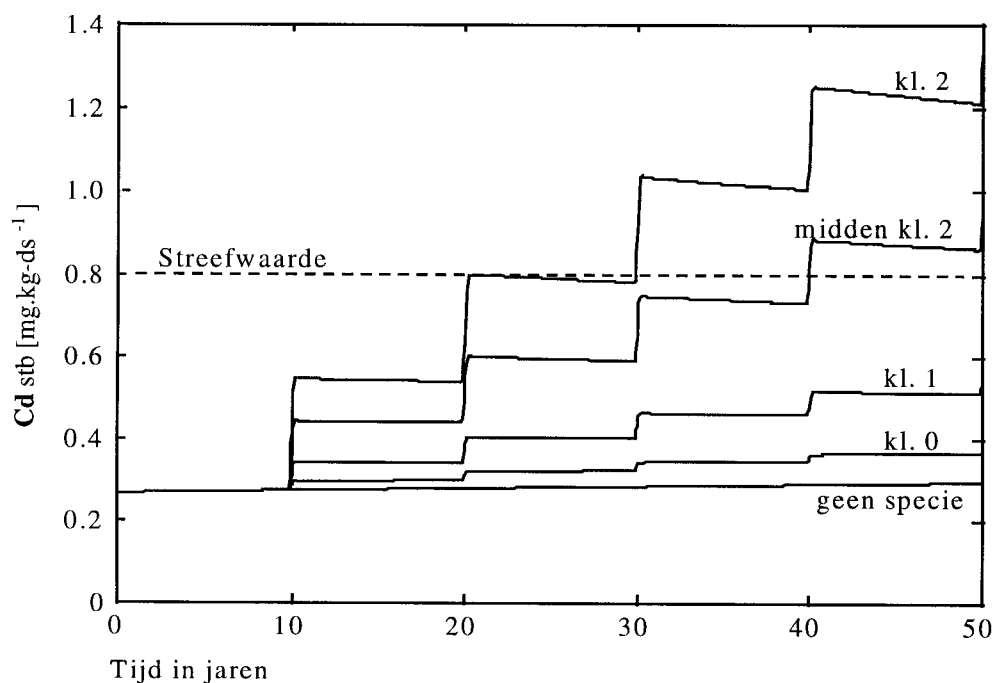
4. MODELANALYSE

De modelanalyse bestaat uit een beschrijving van het modelgedrag, een gevoeligheidsanalyse, kalibratie en validatie van het model. De gevoeligheidsanalyse heeft tot doel de meest sturende parameters op de modeluitkomsten in kaart te brengen. In de kalibratie wordt de stabiliteit van het systeem getoetst en zonedig verbeterd. De validatie bestaat uit het toetsen van de voorspelde metaalgehalten in de bodem aan veldwaarnemingen. De drie onderdelen van de modelanalyse zullen in de hierop volgende paragrafen behandeld worden.

4.1. Modelgedrag

De simulaties die ter illustratie van het modelgedrag zijn weergegeven in deze paragraaf betreffen slechts enkelvoudige modelruns. Hierbij wordt met één (uit gemiddelden of medianen bestaande) parameterset éénmaal de periode van 50 jaar gesimuleerd.

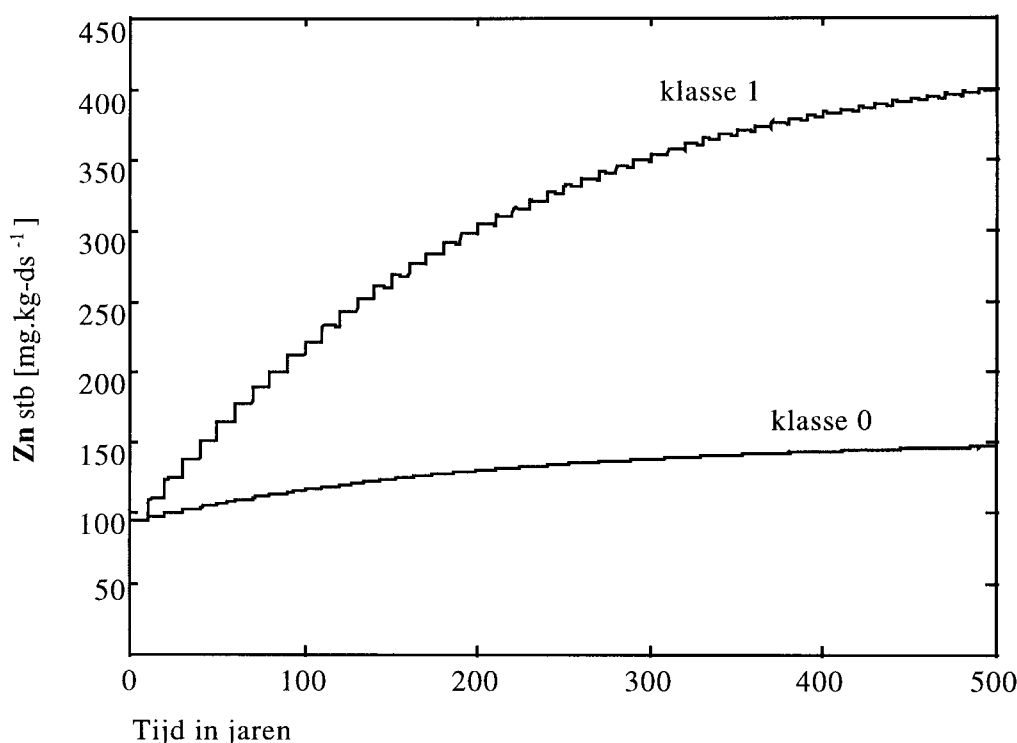
Als verontreinigde baggerspecie op de landbodem wordt verspreid neemt het metaalgehalte in de landbodem in het algemeen toe na elke bagger-exercitie. In Figuur 4.1. is het verloop van het metaalgehalte in de landbodem weergegeven voor een periode van 50 jaar. Daarbij is baggerspecie opgebracht met steeds verschillende gehalten aan cadmium.



Figuur 4.1. Verloop gehalte Cd in landbodem (bouwland op klei) na opbrengen van specie met verschillende kwaliteit. Kwaliteiten specie (stb) [mg Cd · kg-ds⁻¹] : kl.0 = 0.8; kl.1=2; midden kl.2=4.75; kl.2=7.5.

Gedurende de 50 jaar accumuleert cadmium in de landbodem. Bij het opbrengen van klasse 2 specie is te zien dat in de periode tussen twee bagger-exercities de afvoertermen uitspoeling en opname door planten een bescheiden rol spelen. Opname door planten heeft hierin het grootste aandeel. Het metaalgehalte dat na 50 jaar wordt bereikt is nog zeker niet zo hoog als de metaalgehalten in de opgebrachte specie. De geringe afvoer van metalen heeft echter tot gevolg dat oplading van de landbodem slechts een kwestie van tijd is.

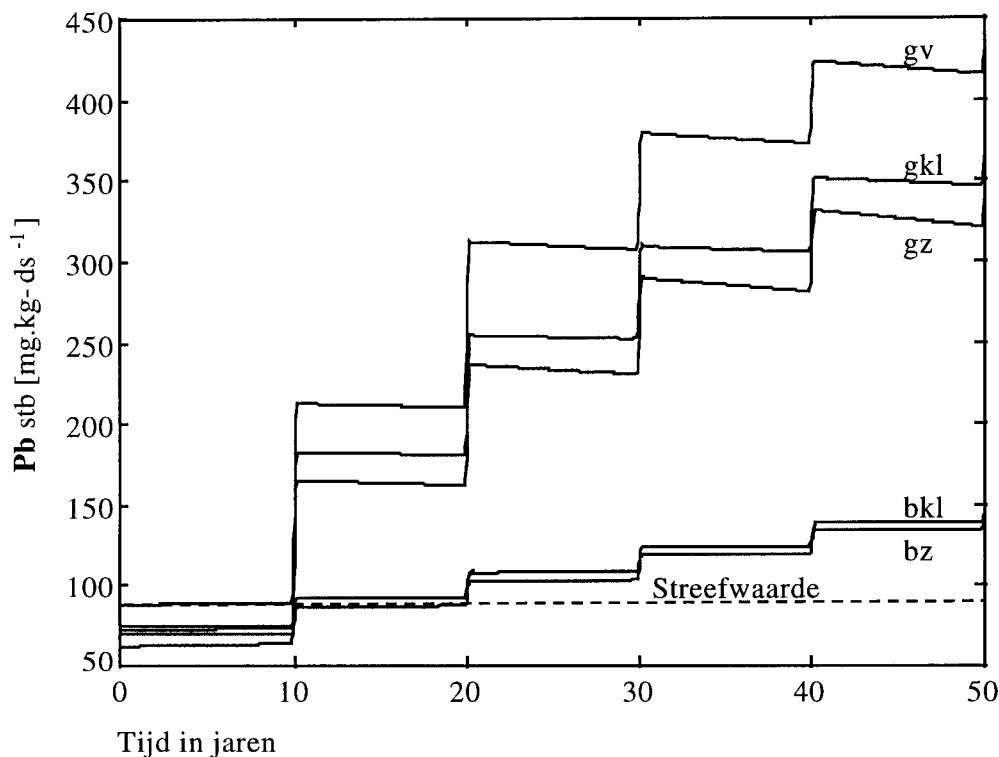
Accumulatie tot een metaalgehalte in de landbodem dat ongeveer gelijk is aan het gehalte in de opgebrachte specie is weergegeven in Figuur 4.2. Hierbij is voor het mobiele metaal zink een simulatie voor een periode van 500 jaar uitgevoerd. De weergegeven situatie betreft bouwland op klei na opbrengen van klasse 0 en klasse 1 specie op basis van zink (standaardbodem gehalten van respectievelijk 140 en 480 mg · kg-ds⁻¹).



Figuur 4.2.
Verloop gehalte Zn in landbodem (bouwland op klei) na opbrengen van klasse 0 en 1 specie gedurende 500 jaar. Kwaliteit specie (stb) [mg Zn · kg-ds⁻¹] : klasse 0 = 140; klasse 1= 480.

De verschillende combinaties van grondsoort en grondgebruik (categorieën) reageren niet identiek op het opbrengen van verontreinigde specie. Als voorbeeld is in Figuur 4.3. het verloop van het metaalgehalte in de landbodem van verschillende categorieën weergegeven na opbrengen van klasse 1 specie op basis van lood. De opgebrachte absolute hoeveelheden lood zijn niet identiek voor alle combinaties van grondsoort en grondgebruik. Dit is het gevolg van het gebruik van gehalten die gecorrigeerd zijn naar standaardbodemsamenstelling

van 10% organisch materiaal en 25% lutum. De uiteindelijke gehalten in de landbodem zijn echter ook gecorrigeerd naar standaardbodem. De omrekening naar standaardbodemsamenstelling is vermoedelijk dan ook slechts voor een deel debet aan het grote verschil in de gevolgen van het opbrengen van baggerspecie voor de verschillende grondsoorten. Algemeen wordt aangenomen dat de omrekening van metaalgehalten de verschillen tussen zand, klei en veenbodems nivelleert. De verschillen in het verloop van de metaalgehalten tussen de grondsoorten worden door een samenspel van een groot aantal factoren zoals emissie, afvoer en bodemeigenschappen veroorzaakt. In de gevoeligheidsanalyse (§ 4.2.) wordt nader uitgewerkt welke factoren een belangrijke invloed hebben op het modelresultaat.



Figuur 4.3.

Verloop gehalte Pb in landbodem na opbrengen klasse 1 specie (stb-gehalte 530 [mg Pb· kg-ds⁻¹]).

Categorieën: bz= bouwland op zand; bkl= bouwland op klei; gz= gras op zand; gkl= gras op klei; gv= gras op veen.

4.2. 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. Afhankelijk van de invloed van parameters op het modelresultaat kan een ruimere of smallere onzekerheidsmarge gehanteerd worden. De onzekerheid van parameters wordt daarnaast grotendeels bepaald door de hoeveelheid en kwaliteit van beschikbare data of beschrijving in literatuur.

4.2.1 Indeling van parameters naar invloed en onzekerheid

De in het model gebruikte parameters kunnen qua invloed en onzekerheid worden ingedeeld in verschillende categorieën zoals weergegeven in Tabel 4.1. Er wordt onderscheid gemaakt tussen de invloed van een parameter direct op de modeluitkomst enerzijds en invloed op het gedefinieerde modelsysteem/bodemsysteem anderzijds. De kolom "range" geeft aan hoe groot de marge rond een parameter kan of zelfs moet zijn. Met name de ranges van parameterwaarden die onzeker zijn, het resultaat sterk beïnvloeden maar een geringe invloed op het gedefinieerde modelsysteem hebben (categorie D) kunnen indien nodig tijdens de modelkalibratie worden bijgesteld.

Tabel 4.1.

Indeling van parameters naar onzekerheid en invloed op resultaten/modelsysteem.

Categorie	Onzeker	Beïnvloeding resultaat	Beïnvloeding systeem	Range
A	-	+/-	+/-	geen
B	+	-	-	groot
C	+	-	+	klein of geen
D	+	+	-	afhankelijk onzekerheid
E	+	+	+	klein of geen

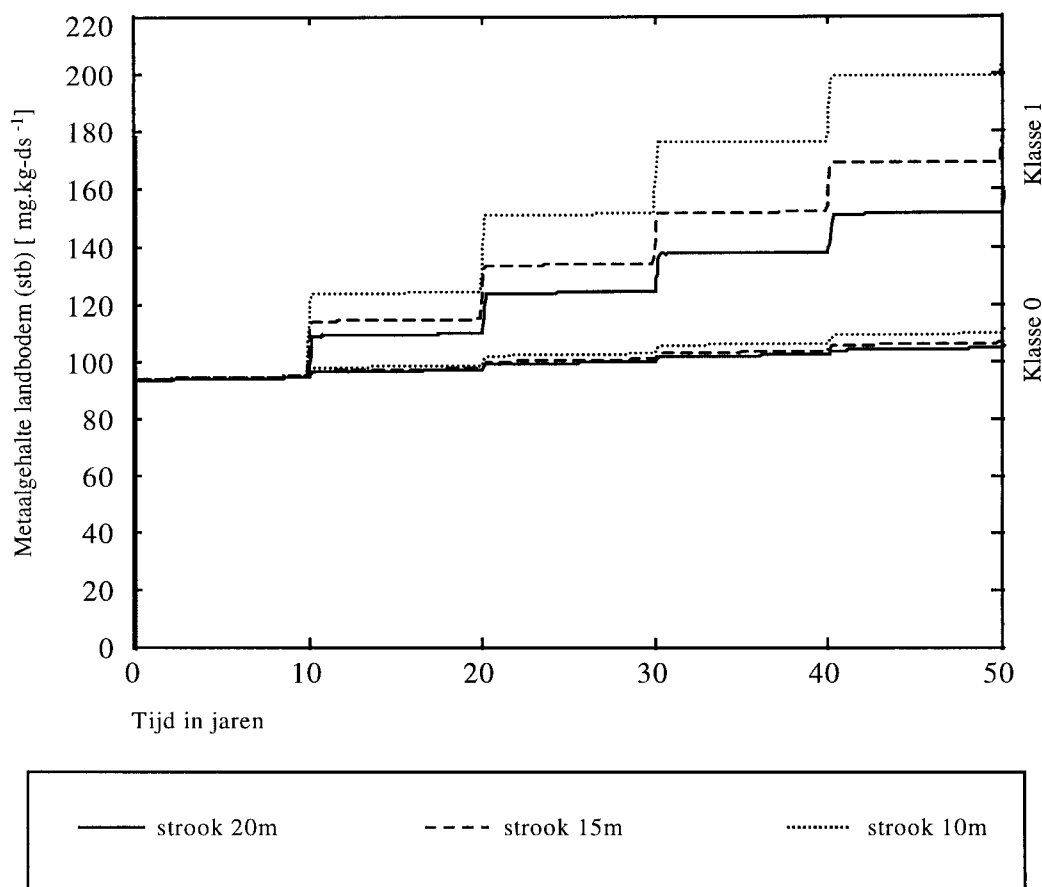
4.2.2. Uitvoering van de gevoeligheidsanalyse

Voor de bepaling van de invloed van een parameter op het modelresultaat wordt deze met een bepaald percentage verhoogd of verlaagd. Uit de verandering van de modelresultaten is af te leiden hoe gevoelig het metaalgehalte is voor de aangepaste modelparameter. Met name de processen en parameters die invloed hebben op de belangrijkste aan- en afvoerroutes van metalen zullen worden besproken.

In een situatie waarin geen baggerspecie verspreid wordt is de aanvoer van metalen uit mest een belangrijke aanvoerroute, de afvoer wordt voornamelijk gedomineerd door oogst van gewassen. Voorgaande geldt met name voor cadmium, koper en zink. Voor lood zijn atmosferische depositie en aanvoer van lood uit de jacht de bepalende aanvoerroutes. Het

initiële metaalgehalte van de bodem heeft in een situatie zonder specieverspreiding ook een grote invloed op het voorspelde metaalgehalte in de landbodem na 50 jaar. Indien verontreinigde baggerspecie op de landbodem wordt verspreid wordt de aanvoer van metalen hierdoor gedomineerd, begraving is in deze situatie de grootste afvoerterm.

De gevoeligheid van het model voor bepaalde parameters is niet gelijk in de verschillende scenario's. Zo zal bijvoorbeeld de gevoeligheid van het model voor de parameter "porositeit van de opgebrachte specie" groter zijn indien klasse 2 specie op de kant wordt gezet dan in het geval van opbrengen van klasse 0 specie. De initiële metaalgehalten in de ontvangende landbodem spelen procentueel gezien juist een grotere rol indien slechts klasse 0 specie op de kant wordt afgezet. Als voorbeeld van deze "situatie afhankelijke" gevoeligheid is in Figuur 4.4. het metaalgehalte weergegeven indien specie over een strook van 20 (nominaal), 15 of 10 meter wordt verspreid. De metaalgehalten zijn duidelijk gevoeliger voor deze verandering in het areaal waarop specie verspreid wordt als klasse 1 wordt opgebracht dan wanneer klasse 0 specie wordt verspreid.



Figuur 4.4. Verloop van metaalgehalten in landbodem als gevolg van verspreiding van klasse 0 en klasse 1 specie over een strook van 20, 15 en 10m belendende landbodem.

Voor het uitvoeren van de gevoeligheidsanalyse is gekozen voor de situatie waarin klasse 0 specie wordt opgebracht op bouwland op klei en grasland op klei. Indien de gevoeligheidsanalyse wordt uitgevoerd voor situaties waarin klasse 1 of klasse 2 specie op de kant wordt afgezet zou het model zeker het meest gevoelig zijn voor de parameters met betrekking tot de hoeveelheid drogestof die met de baggerspecie op het land terecht komt en de verontreinigingsgraad van de specie. Alle parameters zijn één voor één met 10 % verhoogd. Het effect hiervan op het voorspelde metaalgehalte in de landbodem na 50 jaar kan als gevoeligheid van het model voor de verschillende parameters in de specifieke situatie van het verspreiden van klasse 0 specie worden gezien. De resultaten van deze gevoeligheidsanalyse worden niet voor iedere parameter of aanname apart besproken. Per groep van parameters met een soortgelijk effect op het modelresultaat worden de gevoeligheden beschouwd. Gezien de (in het voorgaande beschreven) situatie afhankelijke gevoeligheid is een verdere detaillering niet zinvol.

De modeluitkomsten blijken in het geval van bouwland op klei het meest gevoelig voor de initiële metaalgehalten van de landbodem. Daarnaast zijn met name parameters met betrekking tot de hoeveelheden drogestof in de specie en de landbodem (o.a. perceel breedte, dikte van het sediment, breedte van de sloot) bepalend voor de modeluitkomsten. Ook de concentratie van metalen in de baggerspecie speelt zelfs bij het verspreiden van klasse 0 specie al een belangrijke rol. Minder bepalend zijn de parameters met betrekking tot de bodem en sediment samenstelling (percentage organische stof en lutum in bodem en sediment). Ook pH, neerslagoverschot, concentratie metalen in gewassen en emissies uit mest spelen een ondergeschikte rol. In geval van bouwland is voorzichtigheid echter geboden bij de parameters met betrekking tot de afvoer van metaal via gewas en de emissie van metalen via bemesting. Elk van deze parameters (bijvoorbeeld de concentratie cadmium in maïs of de emissie van koper op maïsland) draagt voor een klein deel bij aan de totale aan- of afvoer van metalen via genoemde routes. De totale aanvoer van metalen via bemesting of afvoer via oogst van gewassen heeft echter in een situatie zonder specieverspreiding een substantiële invloed op het metaalgehalte in de bodem. De invloed van deze parameters is duidelijker in geval van graslanden. Hierbij is immers sprake van slechts één type gewas.

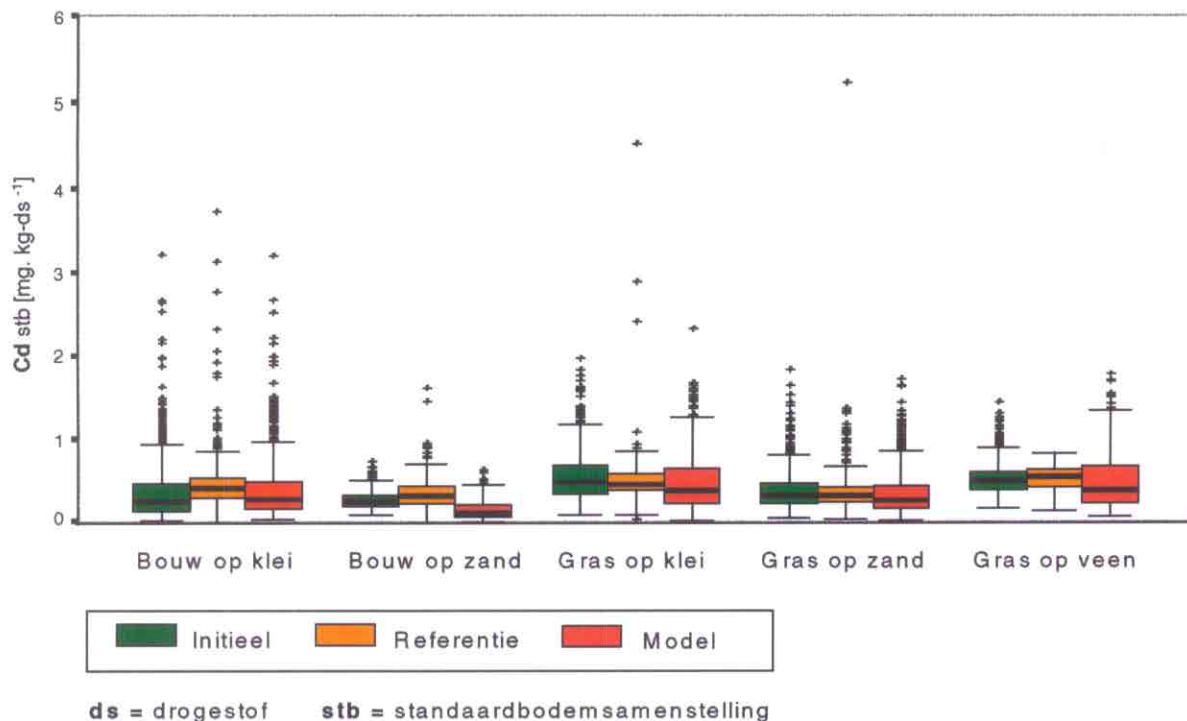
Uit de gevoeligheidsanalyse voor grasland op klei blijkt inderdaad dat de aan afvoer van metalen via oogst en invoer via mest gerelateerde parameters een redelijk grote invloed hebben op het modelresultaat. De invloed van genoemde parameters is ongeveer gelijk aan de invloed van parameters met betrekking tot de hoeveelheden drogestof in de specie en de landbodem (o.a. perceel breedte, dikte van het sediment, breedte van de sloot). De metaalgehalten die reeds voor het opbrengen van specie in de landbodem aanwezig zijn en de metaalgehalten van de specie zelf hebben duidelijk de grootste invloed op het uiteindelijke modelresultaat.

4.3 Kalibratie

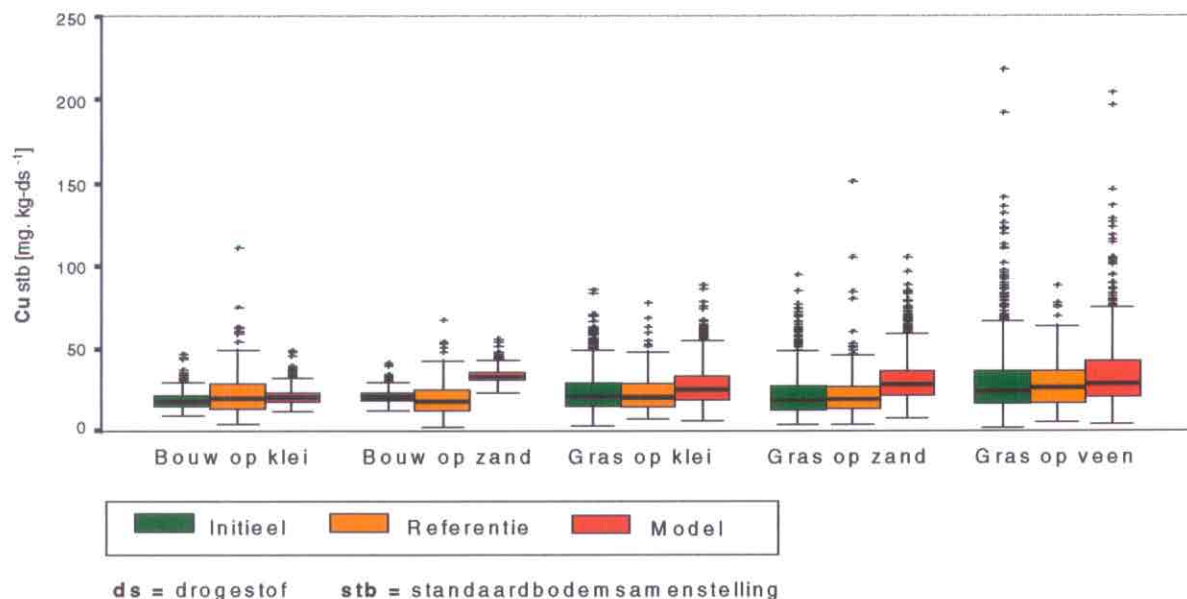
Indien kalibratie nodig blijkt, wordt hierbij uitgegaan van een evenwichtssituatie van het metaalgehalte in de bovenste bodemlaag (steady-state). De aanname betekent een constant metaalgehalte in de tijd indien uitsluitend “achtergrondbelasting” plaatsvindt (geen verspreiding baggerspecie). Dit impliceert de veronderstelling dat aan- en afvoer-termen van metaal die niet in het model opgenomen zijn geen significant effect op het metaalgehalte hebben. Het effect van het opbrengen van baggerspecie dat wordt gemodelleerd is dus de extra stijging van de metaalgehalten ten opzichte van de achtergrondgehalten.

In steady-state voor een situatie zonder specieverspreiding is de range van (1000 getrokken) initiële metaalgehalten gelijk aan de range van (1000) modeluitkomsten na de door te rekenen periode van 50 jaar. Indien dit niet het geval blijkt te zijn zal het model aangepast moeten worden (kalibratie). In de Figuren 4.5 tot en met 4.8. zijn de initiële gehalten vergeleken met de modelresultaten na een periode van 50 jaar waarin geen baggerspecie opgebracht is. Voor het grootste deel van de categorieën is duidelijk sprake van een steady-state (de modeluitkomsten wijken niet duidelijk af van de initiële gehalten). In het merendeel van de modelbodems is een lichte accumulatie waar te nemen voor het sterk bindende koper en lood. De mobiele metalen cadmium en zink laten bij een onbelaste situatie juist een daling in gehalte zien. De voorspelde afname of accumulatie staat in geen verhouding tot de grote metaalbelasting die optreedt indien verontreinigde baggerspecie wordt opgebracht. Voor de geringe afwijkingen van het modelresultaat ten opzichte van de initiële condities is kalibratie dan ook niet nodig.

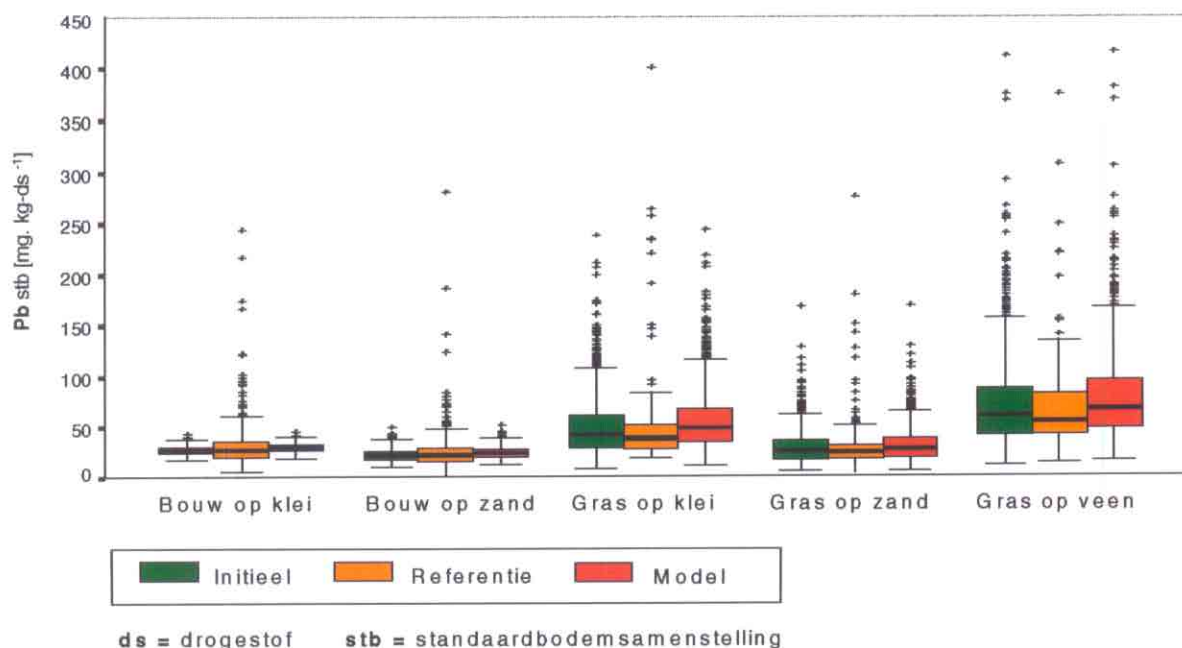
Enkel in het geval van cadmium en koper in bouwland op zand en koper in grasland op zand is duidelijk geen steady-state aanwezig. Cadmiumgehalten nemen te sterk af en koper accumuleert te sterk ten opzichte van de initiële condities om als constant te worden beschouwd. In bovengenoemde gevallen kan het effect van het opbrengen van verontreinigde baggerspecie op de metaalgehalten in de bodem niet van de reeds aanwezige accumulatie of afname onderscheiden worden. De initiële waarden van de modelparameters zijn alle gebaseerd op literatuuronderzoek of veldwaarnemingen. Er is dan ook, evenals voor de gering afwijkende categorieën, geen reden tot kalibratie of herziening van de gebruikte parameterwaarden. Temeer omdat hiermee tevens de resultaten van de overige modelbodems beïnvloed worden. De modelresultaten van cadmium en koper in bouwland op zand en koper in grasland op zand worden wel weergegeven maar er worden in deze gevallen geen uitspraken gedaan met betrekking tot de bijdrage van het opbrengen van baggerspecie aan de accumulatie van metalen in de bovengrond.



Figuur 4.5.
 Cadmiumgehalten in de bovengrond: vergelijk van initiële, referentie (BOBOKWAL) en modelwaarden indien geen baggerspecie is opgebracht. Aantal mengmonsters (N) in referentie: bouw op klei 410; bouw op zand 294; gras op klei 149; gras op zand 281 en gras op veen 110. Aantal modelsimulaties: 1000.

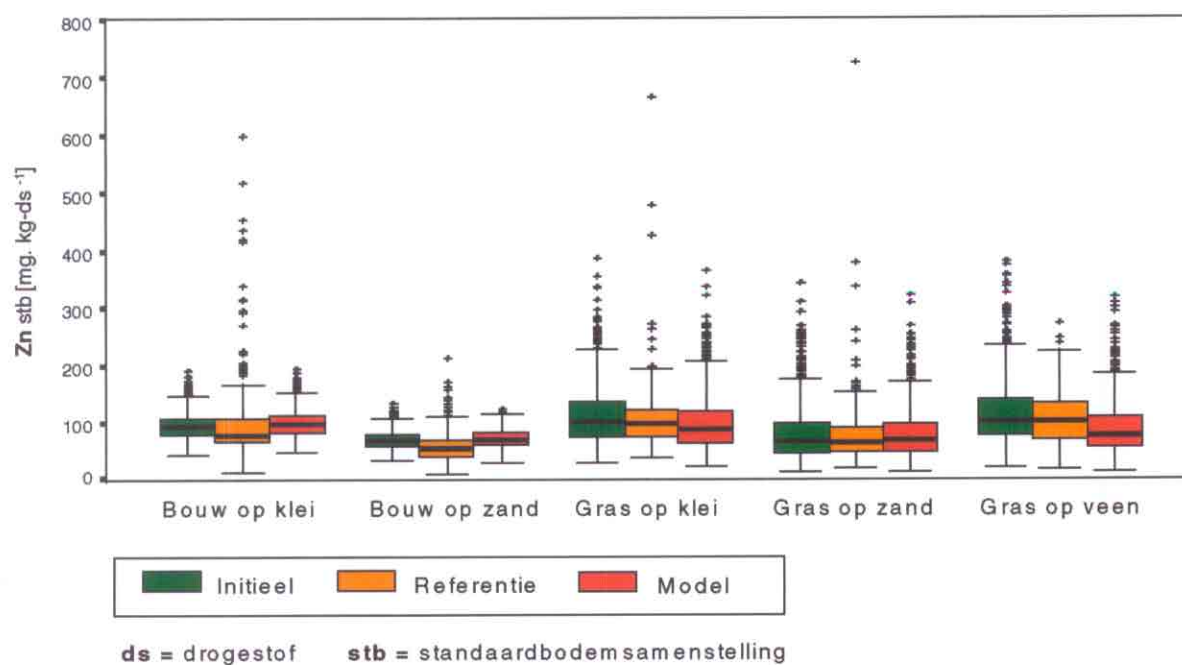


Figuur 4.6.
 Kopergehalten in de bovengrond: vergelijk van initiële, referentie (BOBOKWAL) en modelwaarden indien geen baggerspecie is opgebracht. Aantal mengmonsters (N) in referentie: bouw op klei 410; bouw op zand 294; gras op klei 149; gras op zand 281 en gras op veen 110. Aantal modelsimulaties: 1000.



Figuur 4.7.

Lood gehalten in de bovengrond: vergelijk van initiële, referentie (BOBOKWAL) en modelwaarden indien geen baggerspecie is opgebracht. Aantal mengmonsters (N) in referentie: bouw op klei 410; bouw op zand 294; gras op klei 149; gras op zand 281 en gras op veen 110. Aantal modelsimulaties: 1000.



Figuur 4.8.

Zink gehalten in de bovengrond: vergelijk van initiële, referentie (BOBOKWAL) en modelwaarden indien geen baggerspecie is opgebracht. Aantal mengmonsters (N) in referentie: bouw op klei 410; bouw op zand 294; gras op klei 149; gras op zand 281 en gras op veen 110. Aantal modelsimulaties: 1000.

4.4. Validatie

De modeluitkomsten (1000 simulaties per categorie van grondsoort en grondgebruik) zijn gevalideerd door de resultaten van de ‘geen specie’ scenario’s te vergelijken met een selectie uit de veldmetingen zoals opgeslagen in het gegevensbestand BOBOKWAL (RIVM-LBG, tevens beschreven in Van Drecht et al., 1996). De selectie voor de gebruikte ‘referentiemetingen’ bestaat uit twee landsdekkende sets waarnemingen afkomstig van het AB-DLO/RIKILT-DLO (Van Driel & Smilde, 1981, Wiersma *et al.*, 1985, 1986) en BLGG (van Toor & van der Vleuten, 1990).

Uit de vergelijking van modeluitkomsten en veldmetingen (Figuren 4.5. tot en met 4.8.) blijkt dat het model de “achtergrondsituatie” (situatie zonder het opbrengen van baggerspecie) goed voorspelt. Niet alleen de range waarbinnen de waarnemingen vallen is goed voorspeld maar ook de kansverdeling van de waarden binnen deze grenzen (met name de “staarten” van de lognormaal verdeelde waarden) komt in de meeste gevallen zeer goed overeen. Het resultaat is zeker goed te noemen omdat zelfs tussen twee landsdekkende sets veldwaarnemingen aanzienlijke verschillen kunnen optreden (zie Bijlage 4.1.).

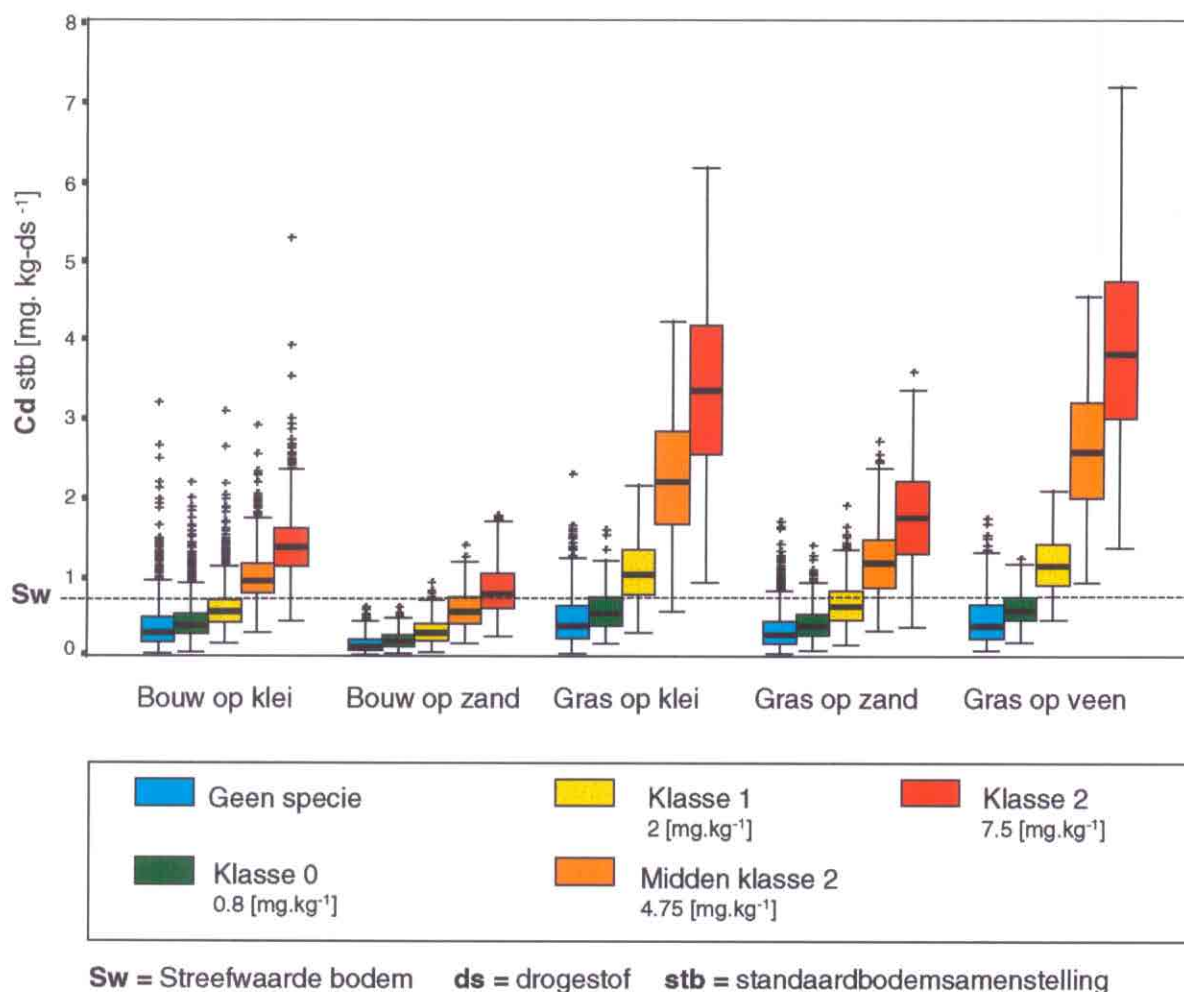
5. RESULTATEN

In hoofdstuk 4 is gebleken dat het model de metaalgehalten in situaties zonder invloed van baggerspecie goed kan simuleren. In dit hoofdstuk worden de effecten van het opbrengen van verontreinigde baggerspecie besproken. Hierbij wordt uitgegaan van de verschillende baggerscenario's zoals beschreven in §3.3.3. De resultaten van de baggerscenario's worden per metaal besproken. In paragraaf 5.5. worden de kritische verontreinigingsniveaus van baggerspecie besproken. Dit zijn de metaalgehalten in baggerspecie waarbij na herhaaldelijk verspreiden de kans op het overschrijden van de streefwaarde voor landbodemp niet noemenswaardig toeneemt ten opzichte van de onbelaste situatie.

In alle modelberekeningen zijn per scenario voor elke combinatie van grondsoort en grondgebruik simulaties van 50 jaar uitgevoerd. Aan het einde van een dergelijke simulatie worden vlak voor het opbrengen van nieuwe specie de modeluitkomsten gebruikt, als ware het een veldmonster. Elke simulatie van 50 jaar is 1000 keer herhaald met verschillende parameterwaarden (door Monte-Carlo trekking bepaald uit de opgestelde ranges).

5.1. Cadmiumgehalten na opbrengen specie met verschillende verontreinigingsniveaus

De berekende gehalten cadmium in de bovengrond van de verschillende modelbodems na het herhaaldelijk opbrengen van baggerspecie zijn weergegeven in Figuur 5.1. Tabel 5.1. geeft bijbehorende kans op overschrijding van de streefwaarde voor de landbodem (in procenten), indien specie met de weergegeven verontreinigingsniveaus op de kant wordt afgezet. De modelberekeningen voor bouwland op zand worden buiten beschouwing gelaten. Het effect van het opbrengen van verontreinigde specie op de metaalgehalten van de landbodem kan namelijk niet worden onderscheiden van de reeds aanwezige afname van het gehalte in de situatie zonder specieverspreiding (zie §4.3.). Ondanks het feit dat het model mogelijk lage cadmiumgehalten voorspelt in bouwland op zand is de kans op overschrijding van de streefwaarde bij het opbrengen van klasse 2 specie aanzienlijk (51%).



Figuur 5.1.
 Cadmiumgehalten (standaardbodemsamenstelling) na 4 maal opbrengen van specie met verschillende verontreinigingsniveaus binnen een periode van 50 jaar.

Tabel 5.1.
 Procentuele kans op overschrijding van de streefwaarde voor Cd als gevolg van 4 maal op de kant zetten van specie met weergegeven verontreinigingsklasse in een periode van 50 jaar.

Categorie	Verontreiniging van afgezette specie [mg.kg-ds ⁻¹] (stb)					
	Geen specie: 0	Klasse 0: 0.8	Klasse 1: 2	Midden klasse 2: 4.75	Klasse 2: 7.5	Klasse 3 -
Bouwland op klei	10	10	17	76	97	-
Bouwland op zand	0	0	0	20	51	-
Gras op klei	16	20	75	100	100	-
Gras op zand	5	5	29	81	97	-
Gras op veen	17	20	87	100	100	-

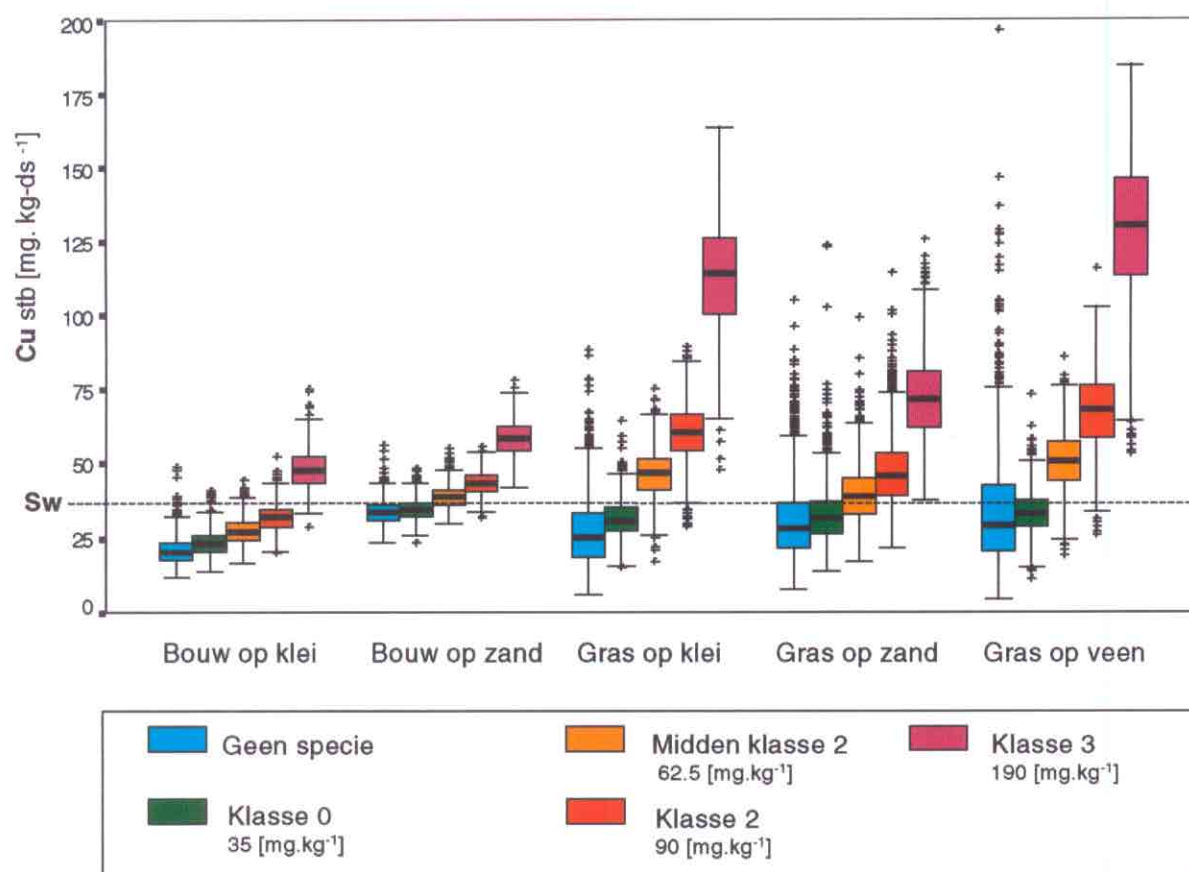
Zoals reeds uit de analyse van veldwaarnemingen blijkt (§2.4.) vindt met betrekking tot cadmium voor alle beschouwde combinaties van grondsoort en grondgebruik in een aanzienlijk aantal gevallen reeds zonder het opbrengen van baggerspecie een overschrijding van de streefwaarde plaats. Het opbrengen van baggerspecie met (naar standaardbodem gecorrigeerde) metaalgehalten die gelijk zijn aan de streefwaarde (klasse 0 = $0.8 \text{ mg}\cdot\text{kg}\cdot\text{ds}^{-1}$) heeft een lichte verhoging van het metaalgehalte in de landbodem tot gevolg. Hierdoor neemt de kans op overschrijding van de streefwaarde in de landbodem echter nauwelijks toe (0 tot 4%).

In een aantal gevallen treedt door verdunning na het opbrengen van klasse 0 specie zelfs een daling op van de metaalgehalten in de landbodem, waardoor minder zeer hoge gehalten worden voorspeld. Dit in tegenstelling tot het effect van het opbrengen van klasse 1 specie ($2 \text{ mg}\cdot\text{kg}\cdot\text{ds}^{-1}$). Hierbij overschrijdt een fors deel van de berekende gehalten de streefwaarde voor de landbodem (17-87%). Met name de metaalgehalten in grasland op klei en veen zijn hoog. Door het opbrengen van 'midden klasse 2 specie' (midden klasse 2 = $4.75 \text{ mg}\cdot\text{kg}\cdot\text{ds}^{-1}$) overschrijdt ook het grootste deel van de berekende gehalten voor bouwland op klei de streefwaarde (76%). Het opbrengen van specie met een gehalte gelijk aan de bovengrens van klasse 2 specie ($7.5 \text{ mg}\cdot\text{kg}\cdot\text{ds}^{-1}$) leidt dan ook in alle categorieën tot een overschrijding van de streefwaarde voor bijna 100% van de gevallen. Er zijn geen berekeningen uitgevoerd met betrekking tot het opbrengen van klasse 3 specie op basis van cadmium (zie §3.3.3.).

Resumerend kan opgemerkt worden dat reeds na 50 jaar de cadmiumgehalten in de landbodem sterk bepaald worden door de verontreinigingsgraad van de baggerspecie die op het land verspreid wordt. Het verspreiden van baggerspecie met cadmiumgehalten die gelijk zijn aan de bovengrens van klasse 2 specie leidt in alle gevallen tot een grove overschrijding van de streefwaarde voor landbodems. Met name in graslanden nemen de cadmiumgehalten sterk toe. Alleen het op de kant zetten van tot de streefwaarde verontreinigde specie (klasse 0) levert nauwelijks een verhoogde kans op overschrijding van de streefwaarde op (0-4%).

5.2. Kopergehalten na opbrengen specie met verschillende verontreinigingsniveaus

Resultaten van de prognose van de toekomstige gehalten aan koper in de landbodem zijn weergegeven in Figuur 5.2. Bijbehorende kans op overschrijding van de streefwaarde voor de landbodem (in procenten), indien specie met de weergegeven verontreinigingsniveaus aan koper wordt verspreid is weergegeven in Tabel 5.2. Het effect van het opbrengen van verontreinigde specie op de kopergehalten in de landbodem kan in het geval van de scenarioberekeningen met betrekking tot koper in bouwland op zand niet van de reeds aanwezige accumulatie van koper onderscheiden worden (§4.3.). De resultaten van grasland op zand zijn waarschijnlijk aan de hoge kant (§4.3.), deze worden echter wel besproken.



Sw = Streefwaarde bodem ds = drogestof stb = standaardbodemsamenstelling

Figuur 5.2.

Kopergehalten (standaardbodemsamenstelling) na 4 maal opbrengen van specie met verschillende verontreinigingsniveaus binnen een periode van 50 jaar.

Tabel 5.2.

Procentuele kans op overschrijding van de streefwaarde voor Cu als gevolg van 4 maal op de kant zetten van specie met weergegeven verontreinigingsklasse in een periode van 50 jaar.

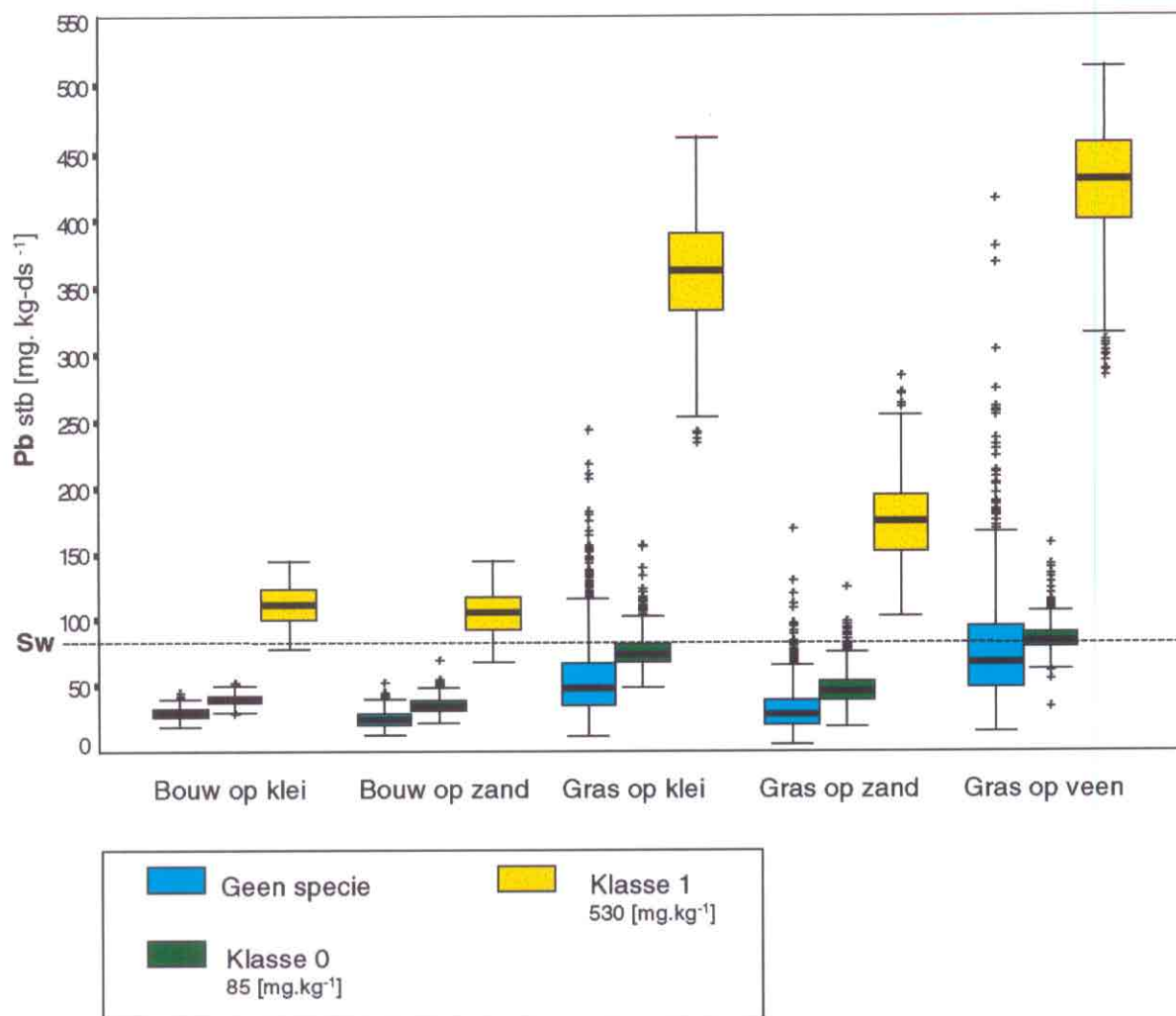
Categorie	Verontreiniging van afgezette specie [$\text{mg} \cdot \text{kg} \cdot \text{ds}^{-1}$] (stb)					
	Geen specie: 0	Klasse 0: 35	Klasse 1: -	Midden klasse 2: 62.5	Klasse 2: 90	Klasse 3: 190
Bouwland op klei	1	1	-	4	20	98
Bouwland op zand	27	34	-	80	97	100
Gras op klei	21	21	-	91	99	100
Gras op zand	28	30	-	65	84	100
Gras op veen	35	35	-	91	99	100

Het percentage van de modelberekeningen dat bij het scenario “geen specie” reeds de streefwaarde in de landbodem overschrijdt is, in vergelijking met de overige drie metalen, het hoogst voor koper. De gehalten aan koper in bouwland op klei zijn hierop de enige uitzondering. Ook na het opbrengen van klasse 0 en “midden klasse 2” specie (respectievelijk 35 en 62.5 mg·kg-ds⁻¹) is de kans op overschrijding van de streefwaarde voor koper in bouwland op klei nog zeer klein (1-4%). Bij het verspreiden van klasse 2 en 3 specie nemen echter ook hier de overschrijdingskansen snel toe tot respectievelijk 20 en 98%.

Voor graslanden op alle beschouwde grondsoorten vindt in de meeste gevallen een forse overschrijding van de streefwaarde reeds plaats bij het opbrengen van ‘midden klasse 2 specie’. Indien slechts een geringe toename in de overschrijdingskans van de streefwaarde in graslanden aanvaardbaar wordt geacht kan alleen klasse 0 specie op de kant worden afgezet. Hierbij dient opgemerkt te worden dat voor grasland op zand de voorspelde waarden aan de hoge kant kunnen zijn (zie §4.4.). Voor de overige graslanden geldt mogelijk een zeer geringe overschatting van de metaalgehalten in de landbodem. In vergelijking met de grote belasting vanuit baggerspecie is dit echter verwaarloosbaar. Evenals voor cadmium kan dus ook voor koper worden geconcludeerd dat de metaalgehalten in de bovengrond sterk worden beïnvloed door het opbrengen van verontreinigde baggerspecie. Hoewel met name graslanden gevoelig zijn, is de kans op overschrijding van de streefwaarde voor bouwland op klei ook 20% indien gedurende 50 jaar klasse 2 specie op het land wordt gebracht.

5.3. Loodgehalten na opbrengen specie met verschillende verontreinigingsniveaus

Met betrekking tot het op de kant afzetten van met lood verontreinigde baggerspecie zijn drie scenario's beschikbaar. Het verschil in mate van verontreiniging tussen het loodgehalte van klasse 0 en klasse 1 specie is groot. Het effect op de landbodem van het herhaaldelijk op de kant brengen van klasse 1 specie is dan ook duidelijk groter dan dat van klasse 0 specie (Figuur 5.3. en Tabel 5.3). Indien geen baggerspecie op de kant wordt gebracht is de overschrijding beperkt tot een gering aantal gevallen in grasland. Op bouwland vindt in het geheel geen overschrijding plaats. Bij het herhaaldelijk opbrengen van tot de streefwaarde verontreinigde specie (klasse 0) neemt het metaalgehalte toe maar dit leidt in veel gevallen niet tot een substantieel grotere kans op overschrijding van de streefwaarde. In een aantal gevallen (bij graslanden) treedt evenals bij cadmium en koper door opbrengen van klasse 0 baggerspecie daling van de metaalgehalten in de landbodem op door verdunning, waardoor minder zeer hoge gehalten worden voorspeld. Het afzetten van klasse 1 specie leidt in bijna 100% van de berekeningen (ten aanzien van alle combinaties van grondsoort en grondgebruik) tot een overschrijding van de streefwaarde voor lood in de landbodem.



Figuur 5.3.

Loodgehalten (standaardbodemsamenstelling) na 4 maal opbrengen van specie met verschillende verontreinigingsniveaus binnen een periode van 50 jaar.

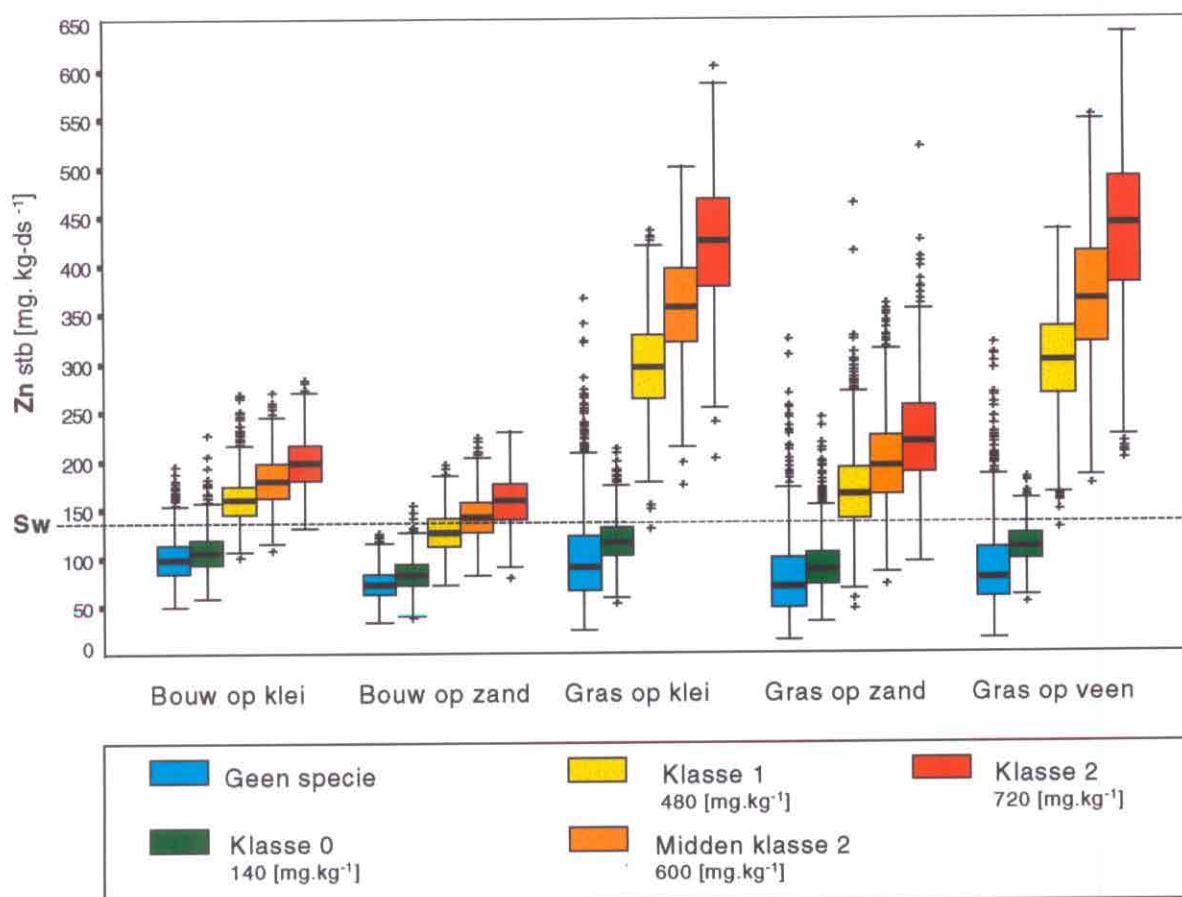
Tabel 5.3.

Procentuele kans op overschrijding van de streefwaarde voor Pb als gevolg van 4 maal op de kant zetten van specie met weergegeven verontreinigingsklasse in een periode van 50 jaar.

Categorie	Verontreiniging van afgezette specie [mg.kg-ds ⁻¹] (stb)					
	Geen specie: 0	Klasse 0: 85	Klasse 1: 530	Midden klasse 2: -	Klasse 2: -	Klasse 3: -
Bouwland op klei	0	0	98	-	-	-
Bouwland op zand	0	0	90	-	-	-
Gras op klei	13	17	100	-	-	-
Gras op zand	1	1	100	-	-	-
Gras op veen	33	42	100	-	-	-

5.4. Zinkgehalten na opbrengen specie met verschillende verontreinigingsniveaus

Evenals bij lood zijn de achtergrondgehalten (geen baggerspecie) van zink in de landbodem niet vaak boven de streefwaarde (Figuur 5.4. en Tabel 5.4.). Opbrengen van klasse 0 specie leidt niet tot grotere overschrijdingskans van de streefwaarde. Het gehalte in de landbodem neemt echter wel toe. Voor grasland op klei is de overschrijdingskans bij het opbrengen van klasse 0 specie lager dan in de situatie zonder baggerspecie. Dit is het gevolg van verdunning van zeer hoge initiële metaalgehalten in de landbodem. Zoals ook bij de overige metalen naar voren komt, neemt het gehalte zink in de landbodem sterk toe bij het opbrengen van baggerspecie met metaalgehalten die hoger zijn dan de bovengrens van klasse 1 specie. De graslanden blijken ook voor zink het meest gevoelig. Specie met een zinkgehalte dat gelijk is aan de bovengrens van klasse 2 specie ($720 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) kan in geen van de categorieën op de slootkant verspreid worden zonder een zeer grote kans op overschrijding van de streefwaarde.



Sw = Streefwaarde bodem ds = drogestof stb = standaardbodemsamenstelling

Figuur 5.4.
Zinkgehalten (standaardbodemsamenstelling) na 4 maal opbrengen van specie met verschillende verontreinigingsniveaus binnen een periode van 50 jaar.

Tabel 5.4.

Procentuele kans op overschrijding van de streefwaarde voor Zn als gevolg van 4 maal op de kant zetten van specie met weergegeven verontreinigingsklasse in een periode van 50 jaar.

Categorie	Verontreiniging van afgezette specie [$\text{mg}\cdot\text{kg}\cdot\text{ds}^{-1}$] (stb)					
	Geen specie: 0	Klasse 0: 140	Klasse 1: 480	Midden klasse 2: 600	Klasse 2: 720	Klasse 3 -
Bouwland op klei	6	6	83	94	100	-
Bouwland op zand	0	0	27	52	75	-
Gras op klei	18	14	100	100	100	-
Gras op zand	8	7	75	90	97	-
Gras op veen	12	7	100	100	100	-

5.5. Kritische gehalten in baggerspecie waarbij de streefwaarde landbodem niet wordt overschreden.

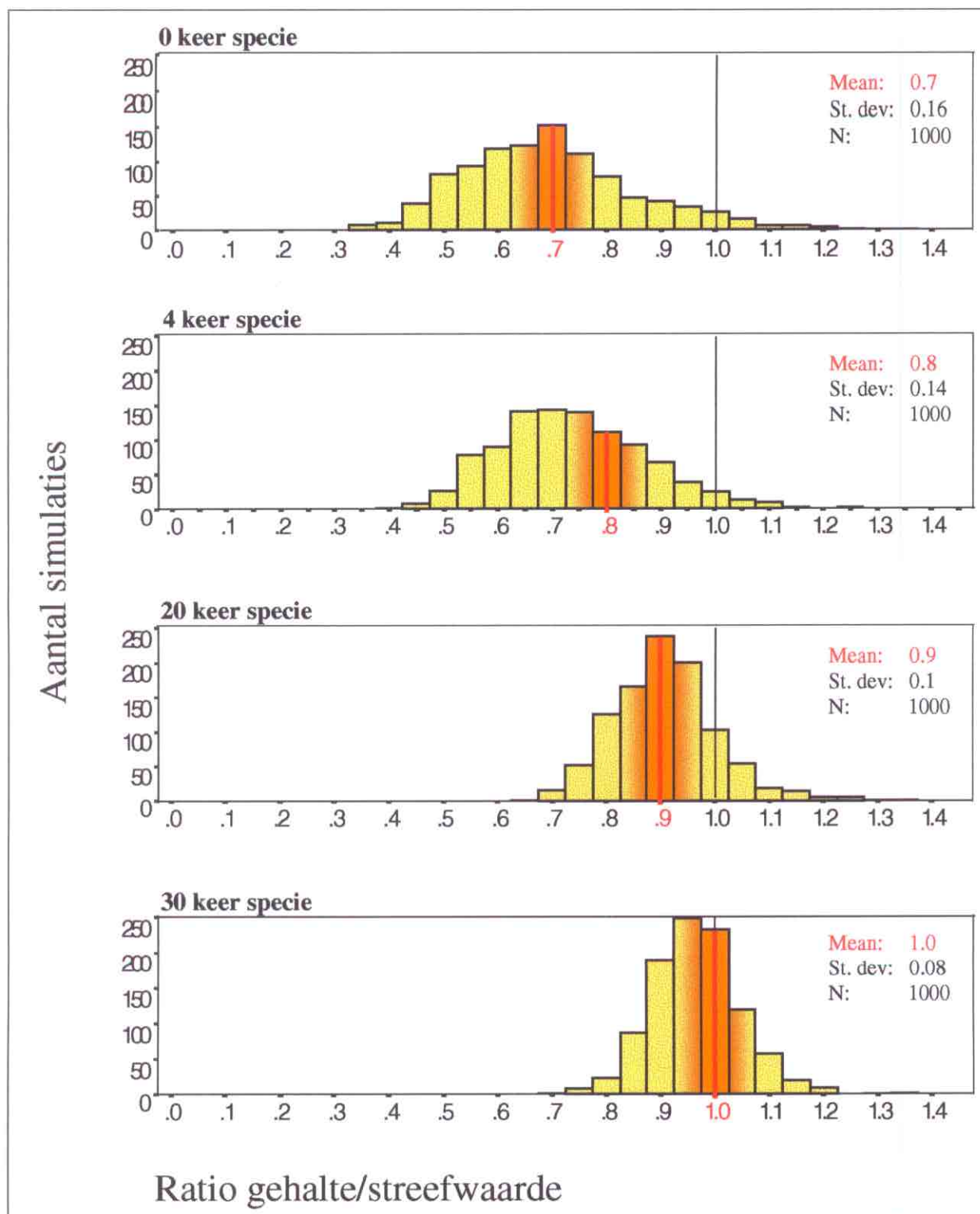
Onder het kritische gehalte wordt het metaalgehalte in de opgebrachte baggerspecie verstaan dat na herhaald opbrengen niet tot een substantiële toename van de kans op overschrijding van de streefwaarde leidt (ten opzichte van de situatie waarbij geen specie opgebracht wordt). Uit de in voorgaande paragrafen beschreven resultaten blijkt reeds dat er voor metalen (in tegenstelling tot PAK) een veel directere relatie tussen baggerspecie en landbodemkwaliteit bestaat. De verdwijntermen van metalen zijn slechts gering, en in een situatie zonder specie is evenwicht verondersteld met de achtergrondbelasting. Bij herhaaldelijk opbrengen van klasse 0 specie gaan de metaalgehalten in de landbodem richting streefwaarde. Figuur 5.5. geeft weer hoe het metaalgehalte in bouwland op klei zich ontwikkelt bij herhaaldelijk opbrengen van baggerspecie van kwaliteitsklasse 0 met betrekking tot zink (op de x-as weergegeven als de ratio van het gemiddelde metaalgehalte en de streefwaarde). De ratio begeeft zich duidelijk richting één (gehalte landbodem gelijk aan streefwaarde). De spreiding van de modeluitkomsten wordt daarbij kleiner. In plaats van een kritisch gehalte is er bij metalen eerder sprake van een 'kritische opvulsnelheid' ofwel een 'kritisch aantal keren baggeren' (Hoe lang/vaak kan bijvoorbeeld klasse 0 specie op het land worden afgezet voordat de streefwaarde wordt bereikt). Het aantal keren dat specie verspreid kan worden, voor de streefwaarde in 100% van de modelberekeningen bereikt is, hangt voornamelijk af van het metaalgehalte in de landbodem dat bij aanvang aanwezig is. Ook de grootte van de aan- en afvoertermen hebben effect op de snelheid waarmee de streefwaarde wordt bereikt. Een grof beeld van deze "opvulsnelheid" voor alle metalen en combinaties van grondsoort en grondgebruik is gegeven in Figuur 5.6. De bijhorende getalswaarden voor de berekende ratio's van (gemiddeld)metaalgehalte/streefwaarde zijn weergegeven in Tabel 5.5.

Het is duidelijk te zien hoe in vrijwel alle gevallen de gemiddelde ratio's bij herhaald opbrengen van klasse 0 specie de 1 naderen. Resultaten van bouwland op zand zijn niet weergegeven omdat het effect van het opbrengen van verontreinigde baggerspecie op de metaalgehalten in de bodem niet van de reeds aanwezige accumulatie of afname onderscheiden kan worden (zie §4.3.). In een klein aantal gevallen neemt het metaalgehalte in de bodem niet toe of zelfs iets af bij het vaker verspreiden van verontreinigde specie. Hierbij gaat het om niet significante afnamen die veroorzaakt worden door de probabilistische modelopzet (het rekenen met uit kansverdelingen getrokken parameterwaarden, zie §3.1.) of verdunning (§5.1.).

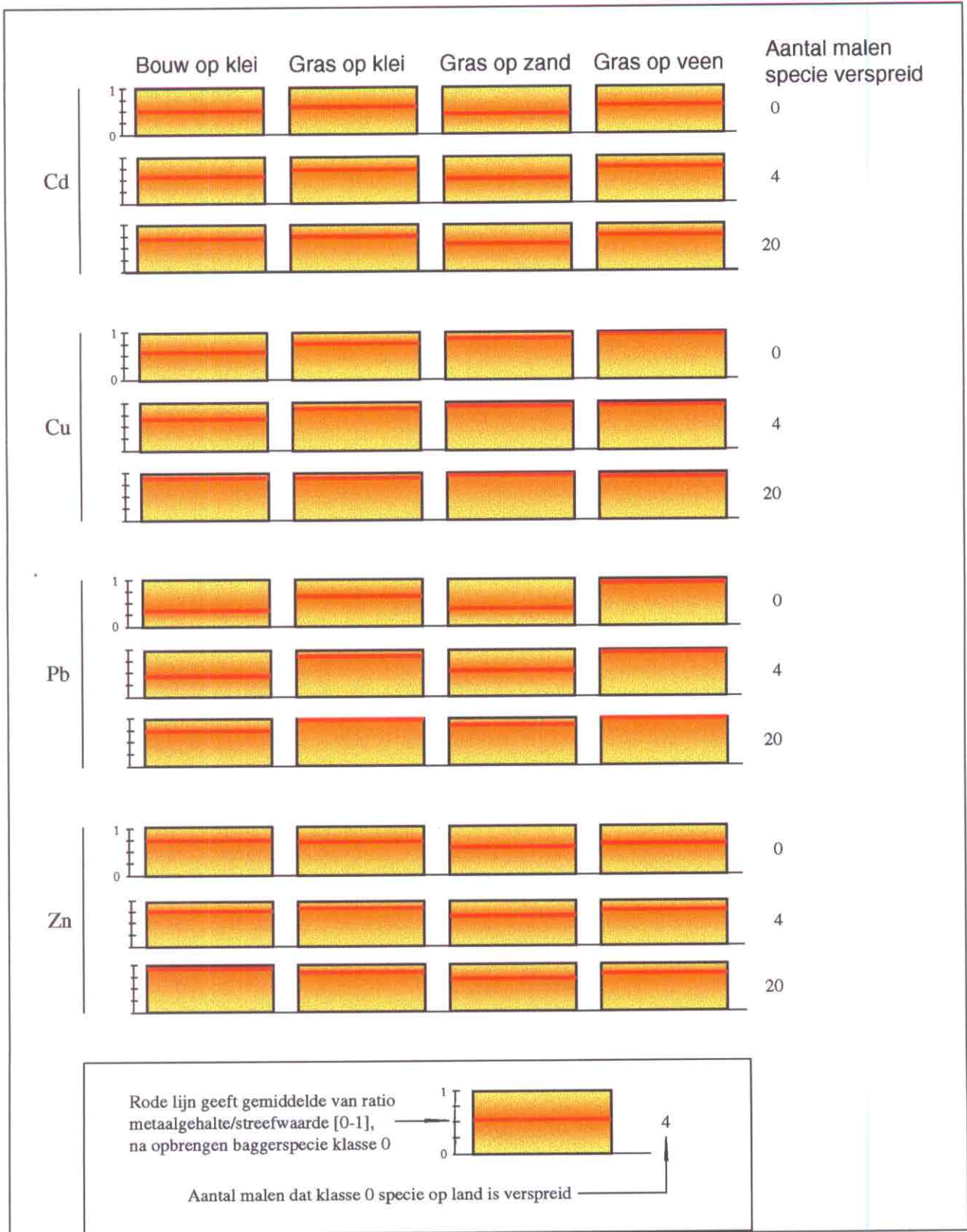
Tabel 5.5.

Ratio (gemiddeld) metaalgehalte/streefwaarde na het 0, 4 en 20 keer opbrengen van bovengrens klasse 0 specie

Specieverspreiding	categorie	Cadmium	Koper	Lood	Zink
Geen specie	Bouwland op klei	0.50	0.59	0.35	0.72
	Grasland op klei	0.60	0.77	0.65	0.71
	Grasland op zand	0.43	0.87	0.37	0.56
	Grasland op veen	0.61	0.96	0.92	0.63
Vier maal	Bouwland op klei	0.59	0.66	0.46	0.77
	Grasland op klei	0.72	0.88	0.89	0.84
	Grasland op zand	0.53	0.92	0.55	0.65
	Grasland op veen	0.78	0.93	0.99	0.79
Twintig maal	Bouwland op klei	0.70	0.91	0.74	0.93
	Grasland op klei	0.75	0.91	1.00	0.83
	Grasland op zand	0.59	1.00	0.85	0.70
	Grasland op veen	0.77	0.94	1.00	0.79



Figuur 5.5.
Ontwikkeling metaalgehalte in landbodem na 0, 4, 20 en 30 keer opbrengen bovengrens klasse 0 specie met betrekking tot zink ($140 \text{ mg}\cdot\text{kg}\cdot\text{ds}^{-1}$ standaard bodem) op bouwland op klei.



Figuur 5.6.
Ratio metaalgehalte/streefwaarde na 0, 4 en 20 keer opbrengen van klasse 0 specie op de landbodem.

In aanvulling op het BOOM-besluit (Besluit kwaliteit en gebruik overige organische meststoffen, LNV, 1991; LNV, 1995) zijn een aantal balansstudies verricht waarin gekeken is naar kritische metaalgehalten (uit andere bronnen dan de in het BOOM behandelde compost en zuiveringsslib) die op de landbodem kunnen worden gebracht zonder aantasting van de multifunctionaliteit van de bodem (Heidemij, 1994; Westhoek *et al.*, 1996). De balansen zijn echter zuiver op landbouw gericht en zijn exclusief atmosferische depositie en uitspoeling van metalen naar grondwater. Hierdoor zijn de uitkomsten niet geheel vergelijkbaar met onderhavig onderzoek. Heidemij (1994) en Westhoek *et al.* (1996) baseren de metaalbalansen voor de landbouwgronden op metaalgehalten in meststoffen en gewassen (zoals weergegeven in Driessen & Roos, 1996 en Hotsma, 1996). Bij toepassing van fosfor-evenwichtsbemesting blijkt dat in een groot aantal scenario's accumulatie van metalen in de landbodem plaatsvindt. Volgens Westhoek *et al.* (1996) zal bij een onveranderd beleid (dus zuiver door de invloed van bemesting) de multifunctionaliteit en de landbouwkundige kwaliteit van de bodem in geval van cadmium en koper sterk onder druk komen te staan. Volgens De Rooij *et al.* (1995) zijn de hoeveelheden metaal die volgens het BOOM-besluit op de landbodem mogen worden verspreid veel geringer dan de hoeveelheden die door het opbrengen van baggerspecie (volgens de huidige en toekomstige normen) op de landbodem terecht zullen komen. Indien dezelfde norm van "aanvoer=afvoer" uit het BOOM besluit op het verspreiden van specie van toepassing zou zijn, wordt gesteld dat zelfs klasse 0 specie niet op het land kan worden afgezet. Hierbij dient opgemerkt te worden dat in de balansstudie uitspoeling naar het grondwater niet is inbegrepen. De uitspoeling naar het grondwater is echter slechts een zeer beperkte afvoerroute van metalen uit de landbodem en zal de metaalbalans niet sterk beïnvloeden.

6. DISCUSSIE & CONCLUSIES

6.1. Discussie

Interpretatie van de modelresultaten

Bij de interpretatie van de modelresultaten mag niet uit het oog verloren worden dat het model een vereenvoudigde en gemiddelde situatie voor de Nederlandse regionale wateren beschrijft. Zoals in de gevoeligheidsanalyse naar voren komt hebben de verschillende aannamen en modeldefinities invloed op de modeluitkomsten. Met name de dimensies van de modelsloot, de mengdiepte en breedte van de belendende strook land waarover specie verspreid wordt en de hoeveelheden en samenstelling van de baggerspecie zijn grootheden die van invloed zijn op het modelresultaat en in de praktijk per locatie kunnen verschillen. In het model is een 'steady-state' verondersteld van de aan- en afvoer van metalen in de tijd, waardoor het model de additionele toe- of afname van het metaalgehalte als gevolg van specieverspreiding beschrijft. Ook processen zoals de partitie van metalen over bodem en bodemwater en de metaalopname door planten zijn veelal locatiespecifiek. Bij de interpretatie van de modelresultaten dient men zich er tevens van bewust te zijn dat in dit rapport de voorspelde metaalgehalten als gevolg van het op de slootkant verspreiden van verontreinigde baggerspecie getoetst zijn aan de huidige normen met betrekking tot de landbodempkwaliteit (streefwaarde). De streefwaarde voor metalen is echter geen (eco)toxicologisch onderbouwde norm (Bakker *et al.*, 1994; Klepper & van de Meent, 1997).

Het onderhavige onderzoek is niet op zichzelf staand. Er zijn onderzoeken gaande naar de invloed van andere metaalbelastingen van de landbodem als gevolg van bijvoorbeeld bemesting (zie §5.5.). Daarnaast wordt momenteel veel onderzoek gedaan naar de toepasbaarheid van meer ecotoxicologisch onderbouwde referentieniveaus voor metalen in de landbodem. In een vervolgtraject van onderhavig onderzoek wordt aandacht besteed aan de toetsing van de voorspelde metaalgehalten aan huidige en toekomstige (eco)toxicologische risiconiveaus of signaalwaarden (zoals bijvoorbeeld de nieuw voorgestelde Maximaal Toelaatbare Risiconiveaus uit Crommentuijn *et al.*, 1997). Een indicatie van de (eco)toxicologische risico's van metaalgehalten in de landbodem onder invloed van de verspreiding van baggerspecie wordt gegeven in Van Dijk *et al.* (1998b). Binnen het RIVM (Laboratorium voor ecotoxicologie) is een beperkt veld- of laboratorium-experiment in voorbereiding waarin de kwantitatieve uitkomsten van de huidige modellen voor PAK en metalen (zoals bijvoorbeeld de van grondsoort en grondgebruik afhankelijke accumulatie van de stoffen) kwalitatief worden getoetst. In een eventueel vervolg hierop wordt mogelijk aandacht besteed aan de ecotoxicologische risico's van het op land verspreiden van verontreinigde baggerspecie (mondelijke mededeling L. Posthuma, 1998). Daarnaast zou eventueel nader onderzoek gericht kunnen zijn op een locatiespecifieke uitwerking of toetsing

van een aantal specifieke modelsituaties. Een landsdekkend beeld van de huidige metaalgehalten in baggerspecie uit sloten zou de inschatting van de omvang van het specie probleem mogelijk maken.

Regionale waterbodems vallen zonder additionele bronnen veelal in klasse 0 op basis van metalen

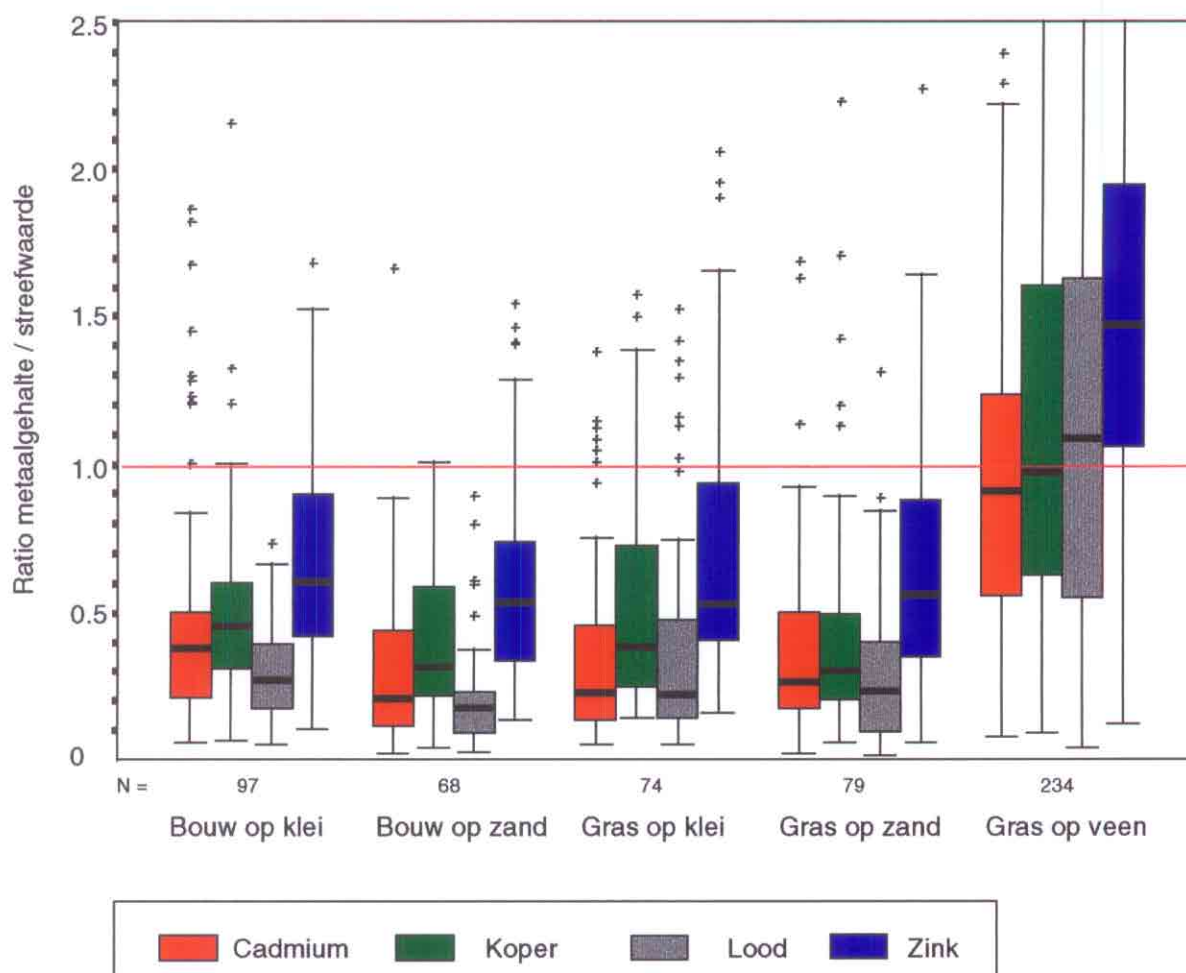
Een aantal veldgegevens (552 monsters) met betrekking tot metaalgehalten in slootbodems is geanalyseerd. Hierbij zijn locaties geselecteerd waarbij geen additionele bronnen aanwezig zijn en de metaalbelasting dus wordt bepaald door het grondgebruik (bouwland of grasland). Op basis van de beschikbare data is nagegaan in hoeveel procent van de veldwaarnemingen klasse 0, 1 en 2 wordt aangetroffen. Tezamen met de modelresultaten is hiermee een schatting gemaakt van de omvang van de regionale waterbodemproblematiek met betrekking tot zware metalen. Voor bovengenoemde beschouwing is gebruik gemaakt van meerdere sets gegevens (Bakker, 1997; Kampf, 1997; Nelissen, 1990; Oranjewoud, 1994; Broer, 1995; ZOG, 1996; Hoogheemraadschap van Delfland, 1996). Alleen gegevens van sloten zijn hierin betrokken. Dit in tegenstelling tot de eerder genoemde gegevens van CUWVO (1996) waarin alle regionale wateren (o.a. boezemwateren) betrokken zijn (Tabel 3.1.). In Tabel 6.1. is weergegeven in hoeveel procent van de waarnemingen in baggerspecie op één locatie géén, 1, 2, 3 of 4 van de aanwezige metalen boven een bepaalde klassengrens voorkomt.

Klasse 2 specie blijkt in de veldgegevens nauwelijks in niet additioneel belaste sloten voor te komen. In bouwland op klei en zand en in gras op klei overschrijdt géén van de monsters de bovengrens van klasse 1. In gras op zand en veen is de kans dat 2 metalen (op één locatie) in gehalten hoger dan de bovengrens van klasse 1 voorkomen 2 tot 3%. In deze 2-3% van alle sloten wordt de baggerspecie dus als klasse 2 of meer bestempeld. Hoewel het herhaald opbrengen van klasse 2 specie volgens de modelberekeningen voor een probleem kan zorgen blijkt klasse 2 specie op basis van de beperkte set veldwaarnemingen zonder additionele belasting niet veelvuldig aangetroffen te worden in sloten. Hetzelfde geldt voor klasse 1 specie. In 29% van de gevallen van gras op veen overschrijden alle vier de metalen echter de bovengrens van klasse 0. Voor de overige combinaties van grondsoort en grondgebruik komt een overschrijding van de bovengrens van klasse 0 voor 2 of meer metalen in één monster in enkele gevallen voor (1 tot 10% van het totaal aantal beschikbare monsters). Het metaalgehalte ligt in de meeste gevallen ruim onder de streefwaarde (bovengrens klasse 0).

In Figuur 6.1. zijn de beschikbare gegevens weergegeven als ratio van het metaalgehalte in de baggerspecie ten opzichte van de streefwaarde (bovengrens klasse 0). Tabel 6.2. geeft, voor de verschillende metalen en combinaties van grondsoort en grondgebruik, weer welk percentage van de monsters de streefwaarde overschrijdt.

Tabel 6.1.
Percentage van de waarnemingen in niet additioneel belaste sloten waarbij (op één locatie) één, 1, 2, 3 of 4 van de metalen in baggerspecie qua gehalte het weergegeven verontreinigingsniveau overschrijdt.

Aantal metalen hoger dan weergegeven verontreinigingsniveau	Bouwland op klei	Bouwland op zand	Gras op klei	Gras op zand	Gras op veen
Bovengrens klasse 0 (Cd, Cu, Pb, Zn)					
0 metalen	76	85	73	74	17
1 metaal	15	13	14	12	21
2 metalen	5	1	5	9	15
3 metalen	3	0	7	0	19
4 metalen	0	0	1	5	29
Bovengrens klasse 1 (Cd, Pb, Zn)					
0 metalen	100	100	100	95	91
1 metaal	0	0	0	2	7
2 metalen	0	0	0	2	3
3 metalen	0	0	0	0	0
Midden klasse 2 (Cd, Cu, Zn)					
0 metalen	98	100	100	98	77
1 metaal	2	0	0	2	19
2 metalen	0	0	0	0	3
3 metalen	0	0	0	0	0
Bovengrens klasse 2 (Cd, Cu, Zn)					
0 metalen	100	100	100	100	95
1 metaal	0	0	0	0	4
2 metalen	0	0	0	0	1
3 metalen	0	0	0	0	0



Figuur 6.1.
Gemeten vervuilingsgraad in waterbodems van sloten zonder additionele belasting, weergegeven als de ratio van het metaalgehalte en de streefwaarde (Bakker, 1997; Kampf, 1997; Nelissen, 1990; Oranjewoud, 1994; Broer, J.M., 1995; ZOG, 1996; Hoogheemraadschap van Delfland, 1996).

Tabel 6.2.
Percentage van slootbodems zonder additionele belasting dat streefwaarde overschrijdt (Bakker, 1997; Kampf, 1997; Nelissen, 1990; Oranjewoud, 1994; Broer, J. M., 1995; ZOG, 1996; Hoogheemraadschap van Delfland, 1996).

Categorie	Cadmium	Koper	Lood	Zink
Bouwland op klei	13	4	0	18
Bouwland op zand	1	1	0	13
Gras op klei	8	9	9	23
Gras op zand	4	6	3	19
Gras op veen	41	48	55	80

6.2. Conclusies:

Het opbrengen van klasse 1 en 2 specie leidt tot overschrijding streefwaarde

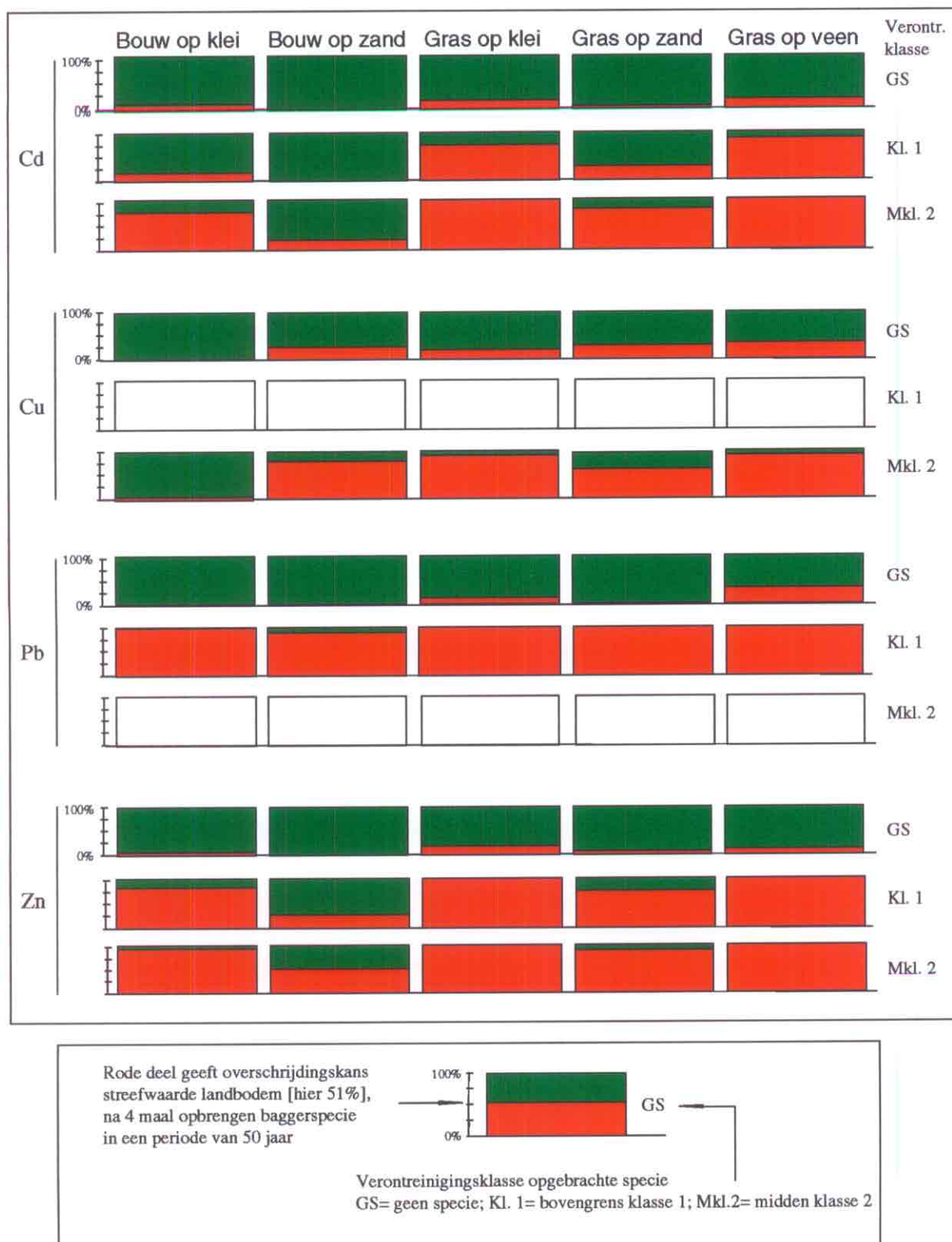
Het model voorspelt (reeds binnen een periode van 50 jaar waarin vier keer specie wordt verspreid) een sterke beïnvloeding van de gehalten aan cadmium, koper, lood en zink in de landbodem indien klasse 1, 'midden klasse 2' of klasse 2 specie op land wordt verspreid. Ter illustratie is in Figuur C1 de kans op overschrijding van de streefwaarde weergegeven als gevolg van het opbrengen van klasse 1 en 'midden klasse 2' specie. Het verspreiden van 'midden klasse 2 specie', leidt reeds in vrijwel alle gevallen tot een grove overschrijding van de streefwaarde voor landbodems. Met name de metaalgehalten in graslanden nemen sterk toe. De voorspelde kans op overschrijding van de streefwaarde als gevolg van het opbrengen van "midden klasse 2 specie" ligt tussen de 52 en 100%, waarbij het merendeel van de overschrijdingskansen zelfs tussen de 90 en 100% ligt. Met een overschrijdingskans van 4% vormt bouwland op klei met betrekking tot koper hierop de enige uitzondering. Het effect van het opbrengen van verontreinigde specie op de metaalgehalten kan (door het niet voldoen aan de aanname van 'steady-state' van het metaalgehalte, indien geen specie op de landbodem wordt afgezet) voor cadmium en koper in bouwland op zand niet worden onderscheiden van de reeds aanwezige toe- of afname van het metaalgehalte in de situatie zonder specieverspreiding.

Klasse 0 specie veroorzaakt geen toename van de kans op overschrijding van de streefwaarde

Enkel het op de kant zetten van klasse 0 specie levert binnen een periode van 50 jaar geen sterk verhoogde kans op overschrijding van de streefwaarde op. Bij het opbrengen van klasse 0 specie over een langere periode dan 50 jaar neemt het metaalgehalte in de landbodem echter toe tot de streefwaarde. De snelheid waarmee dit plaatsvindt is onder andere afhankelijk van het metaalgehalten in de landbodem vóór het opbrengen van verontreinigde baggerspecie en de grootte van de aan- en afvoertermen. Met name voor koper wordt in alle combinaties van grondsoort en grondgebruik de streefwaarde snel bereikt. Voor koper ligt voor alle combinaties van grondsoort en grondgebruik de ratio van het (gemiddelde) metaalgehalte/streefwaarde na 20 keer verspreiden van klasse 0 specie reeds tussen 0.9 en 1. De voorspelde ratio's van gehalte/streefwaarde liggen na 20 keer opbrengen van klasse 0 specie op basis van de overige metalen cadmium, lood en zink tussen 0.6 en 1.

Regionale waterbodems zijn zonder additionele belasting niet vaak klasse 1 of 2 op basis van metalen: het aantal gevallen van toename van de overschrijdingskans van de streefwaarde landbodem bij specieverspreiding is daardoor wellicht beperkt

Het herhaald opbrengen van klasse 1 en 2 specie leidt volgens de modelberekeningen tot een overschrijding van de streefwaarde. In sloten zonder additionele belasting komt klasse 1 en 2 specie echter in minder dan 10% van de monsters voor (met uitzondering van specie uit veensloten in grasland). Uit een analyse van een dataset van 552 monsters in sloten zonder additionele belasting blijkt het metaalgehalte gemiddeld ruim 50% onder de streefwaarde te liggen. De waterbodems van sloten in grasland op veen bevatten mediane metaalgehalten rond de streefwaarde. In gebieden zonder additionele bronnen is de kans op overschrijding van de streefwaarde voor landbodems als gevolg van specieverspreiding hierdoor wellicht beperkt.



Figuur C1.

Kans op overschrijding van de streefwaarde [0-100%] zonder het opbrengen van specie en na 4 maal op de kant zetten van klasse 1 of "midden klasse 2" specie binnen een periode van 50 jaar.

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), G. van Donkersgoed (RIKILT-DLO) en P. van Puijenbroek (RIVM-LWD) voor het beschikbaar stellen van gegevens. De leden van de begeleidingscommissie (zie Bijlage 1) voor de goede samenwerking en constructieve bijdrage aan dit onderzoek. W.J. Willems (RIVM-LBG) voor het kritisch lezen van het rapport. Speciale dank gaat uit naar Gerard van Drecht (RIVM-LWD) voor de vele nuttige tips, het beschikbaar maken van gegevens en het grondig 'reviewen' van het rapport.

REFERENTIES

- Annema, J.A., Paardekooper, E.M., Booij, H., van Oers L.F.C.M., van der Voet, E. & Mulder, P.A.A., 1995. Stofsroomanalyse 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.
- Bakker, D.J. & van den Hout, D.D., m.m.v. Berdowski, J.J.M., 1993. De invloed van atmosferische depositie op de kwaliteit van bodem en oppervlaktewater in Nederland; Beschrijving rekenmethode en berekenings resultaten. Delft, TNO, rapport nr IMW-R 93/200.
- Bakker, D.J., Smolders, L. & Palsma, A.J., 1994. De invloed van atmosferische depositie op de kwaliteit van bodem en oppervlaktewater in Nederland; Een nadere beschouwing. Delft, TNO, rapport nr MW-R 94/137.
- Bakker, T. & Venema, R., 1997. Waterbodem BOOS; Waterbodem Beoordeling Ondersteunend Systeem, gebruikers Handleiding. Rijkswaterstaat-RIZA, Lelystad.
- Bakker, T., 1997. RIZA, Lelystad, ongepubliceerde data LAWABO.
- Beleidsstandpunt Verwijdering Baggerspecie, Kamerstukken II, 1993-1994, 23 450, nr.1.
- Berdowski, J.J.M., Auweraert, R.J.K., van der, Blom, J.C., Most, P.F.J., van der, Quarles van Ufford, C.H.A., Vries, D.J., de & Zonneveld, E.A., 1996. Emissies in Nederland; Trends, themas's en doelgroepen; 1994 en ramingen 1995. Publicatierreeks Emissieregistratie Nr. 32, 1996.
- BOBOKWAL, Databestand bodemkwaliteit bovenste bodemlaag van Nederland, in beheer van het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Laboratorium voor bodem en grondwater.
- Bockting, G. & van den Berg, R., 1992. De accumulatie van sporenmetalen in groenten geteeld op verontreinigde bodems. Een literatuurstudie. RIVM, rapport nr. 725201009, Bilthoven.
-

Bouwmans, L.J.M., van Drecht, G., Fraters, B., de Haan, T. & de Hoop, W., 1997. Effect van neerslag op nitraat in het bovenste grondwater onder landbouwbedrijven in de zandgebieden; gevolgen voor de inrichting van het MOnitoringsnetwerk effecten mestbeleid op Landbouwbedrijven (MOL). RIVM rapport nr. 714831002, Bilthoven.

Broer, J.M., 1995. Onderzoek naar de relatie tussen grondgebruik en baggerspeciekwaliteit. Stageverslag, hoogheemraadschap van Delfland.

Buishand, T.A. & Velds, C.A., 1990. Neerslag en verdamping; Klimaat van Nederland 1. Koninklijk Nederlands meteorologisch Instituut (KNMI).

CBS, 1994. Bodemstatistiek 1989.

CBS, 1997_a. Land en tuinbouw cijfers.

CBS, 1997_b. Statistisch jaarboek.

CCRX-rapport, 1995: de Kwaadsteniet, J.W., Bijlage rapport 1: Statistische databewerking bij resultaten van een onderzoek naar de mogelijke opzet van een Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit', Coördinatie-Commissie voor Metingen in het Milieu (CCRX)/ RIVM, Bilthoven, 1995.

Circulaire Interventiewaarden Bodemsanering, 1994. Ministerie voor Volkshuisvesting Ruimtelijke Ordening en Milieu (VROM).

COBA databank Rijks-kwaliteitsinstituut voor land- en tuinbouwproducten; Dienst landbouwkundig onderzoek (RIKILT-DLO), 1998.

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.

CUWVO, 1996. Landelijke Watersysteemrapportage 1996. Werkgroep VII.

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

Driessen, J.J.M. & Roos, A.H. 1996. Zware metalen, organische microverontreinigingen en nutriënten in dierlijke mest, compost, zuiveringslib, grond en kunstmeststoffen. Rapport 96.14. Dienst Landbouwkundig Onderzoek; Rijks-kwaliteitsinstituut voor land- en tuinbouwprodukten (RIKILT-DLO).

Duijvenbooden, W. van, L.F.L. Gast & J. Taat, 1985. Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit: eindrapport van de inrichtingsfase. Reeks Bodembescherming 46A.

Edelman, Th., 1983. Achtergrondgehalten van een aantal anorganische en organische stoffen in de bodem van Nederland. Reeks bodembescherming 34, Staatsuitgeverij, Den Haag.

Elzinga, E.J., van den Berg, B., van Grinsven, J.J.M. & Swartjes, F.A., 1997. Freundlich-adsorptievergelijkingen voor cadmium, koper en zink in de bodem op basis van literatuurgegevens. RIVM rapport nr. 711501001, Bilthoven.

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

Garcia, W.J., Blessin, C.W., Inglett, G.E. & Kwolek, W.F., 1981. Metal accumulation and crop yield for a variety of edible crops grown in diverse soil media amended with edible crops grown in diverse soil media amended with sewage sludge. *Environ. Sci. Technol.* 15(7): 793-804.

Gerritse, R.G., van Driel, W., Smilde, K.W. & van Luit, B., 1983. Uptake of heavy metals by crops in relation to their concentration in the soil solution. *Plant and Soil* 75, 393-404.

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.

Groot M.S.M., Bronswijk, J.J.B., Willems, W.J., de Haan, T. & del Castillo, P., (1998). Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit; resultaten 1994. RIVM rapport nr. 714801017, Bilthoven.

Heidemij, 1994. Invloed van het meststoffengebruik op de zware metalen aanvoer in Nederlandse landbouwgronden. Rapport GB796/001, rapport in opdracht van het Ministerie van VROM.

Hoogervorst, N.J.P., m.m.v. van der Hoek, K.W., 1991. Het landbouw-scenario in de nationale milieuverkenning 2; uitgangspunten en berekeningen. RIVM rapport nr. 251701005, Bilthoven.

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

Hotsma, P.H., Bruins, W.J. & Maathuis, E.J.R. 1996. Gehalten aan zware metalen in meststoffen. Rapport no. 27, Informatie-en KennisCentrum Landbouw (IKC), Ede.

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.

Janssen, R.P.T., Swartjes, F.A., van den Hoop, M.A.G.T., & Peijnenburg, W.J.G.M., 1996. 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., 1996_b. 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, R., 1996, Hoogheemraadschap van Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier, Edam, ongepubliceerde data waterbodems.

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

Klapwijk, S., 1997. Stichting Toegepast Onderzoek Water (STOWA), persoonlijke mededeling.

Klepper, O. & van de Meent, D., 1997. Mapping the Potentially Affected Fraction (PAF) of species as an indicator of generic toxic stress. Report no. 607504001 RIVM, Bilthoven.

Kramer, P.R.G., Th. P. Traas, T.Aldenberg, M.B. de Vries, 1994. Modelling foodweb accumulation of cadmium in sedimentation areas of the Rhine delta. *Water Sci. Technol.* 29(3): 137-139.

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.

Kramer, P.R.G., van Dijk, S. & Beurskens, J.E.M., 1998. Verkenning bodemkwaliteit regionale wateren. Huidige en toekomstige gehalten van zware metalen in slootbodems., RIVM rapport nr. 733007003, STOWA rapport nr.xx, Bilthoven. In prep.

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

LEI-DLO/CBS. Landbouwcijfers 1995. Landbouw-Economisch Instituut Dienst Landbouwkundig Onderzoek (LEI-DLO) en Centraal Bureau voor de Statistiek (CBS) Den Haag/Voorburg, 1995.

LNV, 1991. Besluit Kwaliteit Gebruik Overige Organische Meststoffen.

LNV, 1991-b. Wijziging beschikking verbod op loodhagel. Staatscourant 46, 6-3-1991.

LNV, 1995. Integrale Notitie Mest- en Ammoniakbeleid.

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 prioritaire stoffen; afleiding en toepassing. Deel 2. Afleiding emissiereductiedoelstellingen voor bodem met behulp van modelsituaties. RIVM rap. nr. 715810017, Bilthoven.

Lijzen, J.P.A., & van Ekelenkamp, A., 1995. Bronnen van diffuse bodembelasting. RIVM rapport nr. 950011007, Bilthoven.

MER, 1993. Aanvulling Milieu-effectrapport berging baggerspecie, 1993.

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), 1997. Evaluatie beleidsstandpunt verwijdering baggerspecie.

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

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.

Nieboer, E. & Richardson, D.H.S., 1980. The replacement of the nondescript term 'Heavy metals' by a biologically and chemically significant classification of metal ions. Environ. Pollut. (Series B) 1: 3-26.

NVA, 1994. Slibcommissie Nederlandse vereniging voor afvalwater zuivering (NVA).

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

Provincie Zuid-Holland, 1997. Toekomstverkenning Milieu, Water en Natuur 2000-2010. Samenstelling: Van der Werff, R., Gelderloos, P., Sinke, J. & van der Sluijs, B. Provincie Zuid-Holland, rapport nr. 961373.

RIVM, 1997. Achtergronden bij: Nationale Milieuverkenning 1997-2020. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven. ISBN 90 4220 1363.

Smilde, K.W., 1989. Zware-metalen-balansen zijn niet in evenwicht. Landbouwkundig tijdschrift, 101(1989) Nr. 2.

STORA, 1986. Zware metalen uit zuiveringsslib in grond en gewas; Literatuur-evaluatie. Stichting toegepast onderzoek reiniging afvalwater (STORA), Rijswijk, 1986.

Thunnissen, H., Olthof, R., Getz, P. & Vels, L., 1992. Grondgebruiksdatabank van Nederland vervaardigd met behulp van Landsat Thematic Mapper opnamen. Rapport 168, Staring Centrum, Instituut voor onderzoek van het Landelijk Gebied, DLO, Wageningen.

Traas, Th.P. & Aldenberg, T., 1992. CATS-1: a model for predicting contaminant accumulation in a meadow ecosystem. The case of cadmium. RIVM rapport nr. 719103001, Bilthoven.

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 Beuzekom, C.F., Farjon, J.M.J., Foekema, F., Lammers, B., de Molenaar, J.G. & Zeeman, W.P.C., 1990. Handboek grondwaterbeheer voor natuur, bos en landschap. Studiecommissie water natuur, bos en landschap, Staatsbosbeheer, Driebergen.

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 Dijk, S., Kramer, P.R.G. & Beurskens, J.E.M., 1998b. Indicatie van de (eco)toxicologische risico's van metaalgehalten in de landbodem onder invloed van het verspreiden van baggerspecie. RIVM rapport in prep. nr. 733007005, Bilthoven.

Van Drecht, G. & Scheper, E., 1998. Actualisering van het model NLOAD voor de nitraatuitspoeling van landbouwgronden; beschrijving van model en GIS-omgeving. RIVM rapport nr. 711501002, Bilthoven.

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

Van Driel, W. & Smilde, K.W., 1981. Heavy-Metal Contents of Dutch Arable Soils. Landwirtschaftliche Forschung. Sonderheft 38. Kongressband 1981. pp. 305-313.

Van Eerdt, M.M. & Stiggelbout, C., 1992. Belasting van landbouwgrond met zware metalen, 1980-1990, Kwartaalbericht milieustatistiek, jaargang 9, nr. 3, CBS-publicaties, sdu/uitgeverij, 's-Gravenhage, 1992.

Van den Hoop, M.A.G.T., 1995. Metal speciation in Dutch soils: Field-based partition coefficients for heavy metals at background levels. RIVM rapport nr. 719101013.

Van de Meent, D., 1993. SIMPLEBOX: A generic multimedia fate evaluation model. RIVM rapport nr. 672720001, Bilthoven.

Van der Meer, H.G., 1991. Stikstofbenutting en -verliezen van gras- en maisland; Stand van zaken in het onderzoek naar de stikstofproblematiek van gras-en maisland. Onderzoek inzake de mest- en ammoniakproblematiek in de veehouderij 10. Centrum voor Agrobiologisch Onderzoek, Werkgroep Stikstofproblematiek van gras- en maisland Wageningen.

Van der Plicht, J., 1997. Waterschap Rijn en IJssel, Doetinchem, persoonlijke mededeling.

Van Toor, C.H. & van der Vleuten, 1990. Rapport van onderzoek naar de gehalten aan cadmium, koper, lood en zink in de Nederlandse landbouwgronden. Bedrijfslaboratorium voor Grond en Gewasonderzoek, Oosterbeek.

Van den Toorn, A., Harmsen, J. & van Dijk-Hooijer, O.M., 1996. Natuurlijke afbraak van Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen bij het op de kant brengen van baggerspecie op Goeree-Overflakkee. DLO-Staring Centrum, Rapport 447, Wageningen.

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

Vissenberg H.A. & van Grinsven, J.J.M., 1995. Een eenvoudige rekenmethode voor de schatting van bodemaccumulatie en maximaal toelaatbare bodembelasting van zware metalen en organische stoffen (SOACAS). RIVM rapport nr. 715501006, Bilthoven.

Westhoek, H. J., Beijer, L., Bruins, W.J., Hotsma, P.H., Janssen, J.W.M. & Maathuis, E.J.R., 1996. Aan en afvoerbalansen van zware metalen van Nederlandse landbouwgronden. Rapport no. 28, Informatie-en KennisCentrum Landbouw (IKC), Ede.

Wiersma D., van Goor, G.J. & van der Veen, N.G., 1985. Inventarisatie van Cadmium, Lood, Kwik en Arseen in Nederlandse gewassen en bijbehorende gronden. Instituut voor Bodemvruchtbaarheid, Haren, rapport 8-85.

Witteveen+Bos, 1998 in voorbereiding. Natuurlijke achtergrond gehalten en biobeschikbaarheid van probleemstoffen. Projectcode Sto49.1.

Zuiveringsschap Drenthe, 1996. Baggerspecie in Drenthe; Milieu-effecten van verwerkingsmogelijkheden klasse 1 en 2 in milieubeschermingsgebieden.

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

BIJLAGEN

Bijlage 1.1. Leden van de begeleidingscommissie.....	81
Bijlage 1.2. Formules voor omrekening naar standaardbodemsamenstelling	83
Bijlage 2.1. Interpretatie van een boxplot.....	85
Bijlage 3.1. Uniforme, gamma en lognormale trekking van parameterswaarden.....	87
Bijlage 3.2. Aandeel van veen, klei en zand gronden aan het totale landbouw-areaal en het grondgebruik op deze grondsoorten.....	89
Bijlage 3.3. Parameterlijst.....	91
systeemspecifieke en algemene parameters	92
bouwland, type specifieke parameters	93
grasland, type specifieke parameters	94
bouwland op klei, categoriespecifieke parameters	95
bouwland op zand, categoriespecifieke parameters.....	97
grasland op klei categoriespecifieke parameters.....	99
grasland op zand categoriespecifieke parameters	100
grasland op veen categoriespecifieke parameters	101
Bijlage 3.4. Regressievergelijkingen voor de berekening van de partiticoëfficiënt (K_p) van metalen over bodem-bodemwater Janssen et al. (1996).....	103
Bijlage 4.1. Vergelijk tussen gegevens van Lagas & Groot en BOBOKWAL met betrekking tot gehalten cadmium, koper, lood en zink in landbodem (standaardbodemsamenstelling).....	105

Bijlage 1.1.
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)

* Thans overleden

Bijlage 1.2.**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-)gewichtspercent.

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

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

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

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

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)gewichts percentage lutum

H = (droog)gewichts percentage humus

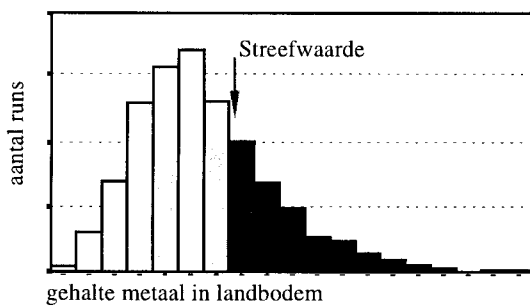
A,B,C = stofafhankelijke constanten (zie tabel)

Stofafhankelijke constanten

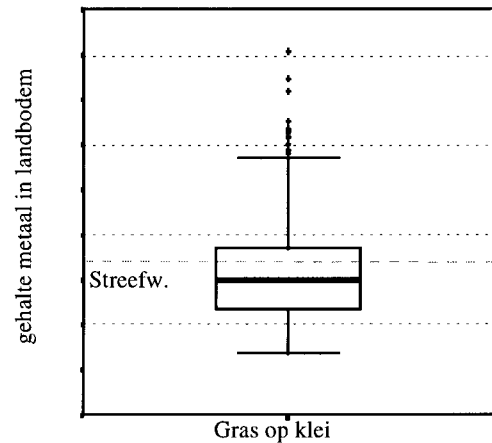
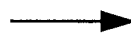
Stof	A	B	C
Cd	0.4	0.007	0.021
Cu	15	0.6	0.6
Pb	50	1	1
Zn	50	3	1.5

Bijlage 2.1. 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 weergeven van een histogram van de hele verdeling (Figuur A), laat een boxplots enkele karakteristieke kenmerken van de verdeling zien (Figuur B).



Figuur A
Histogram

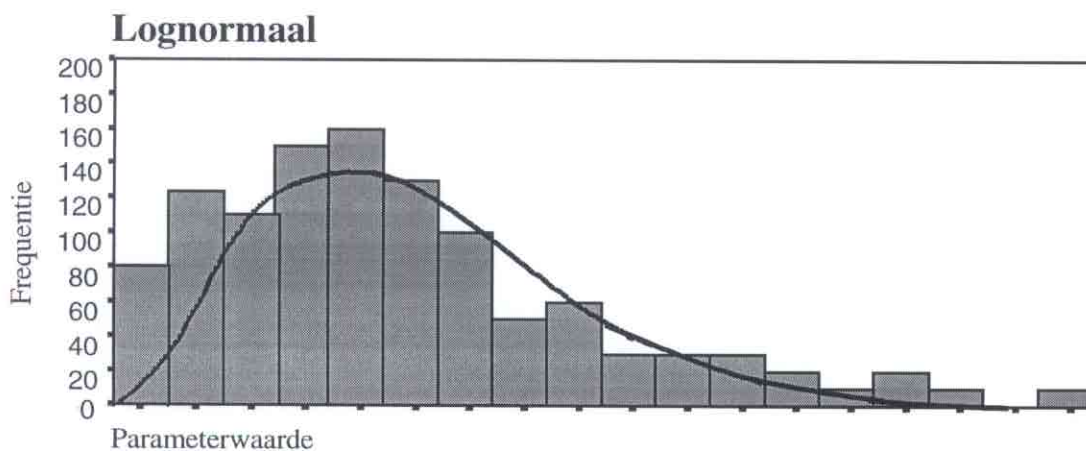
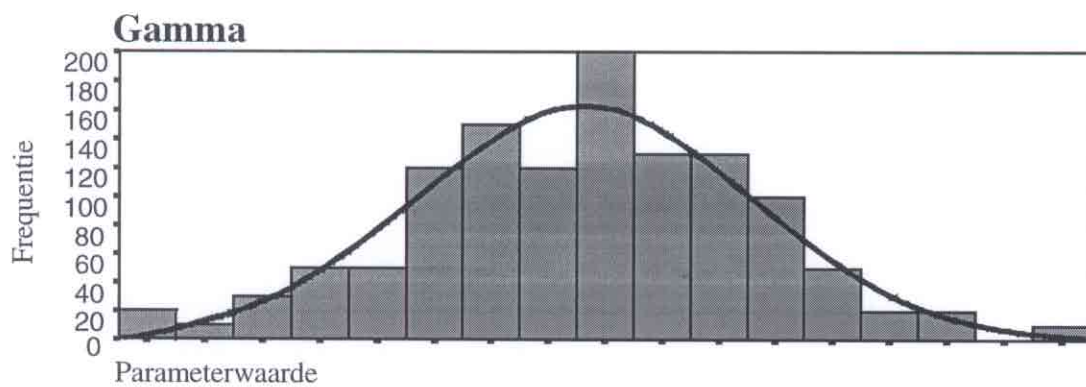
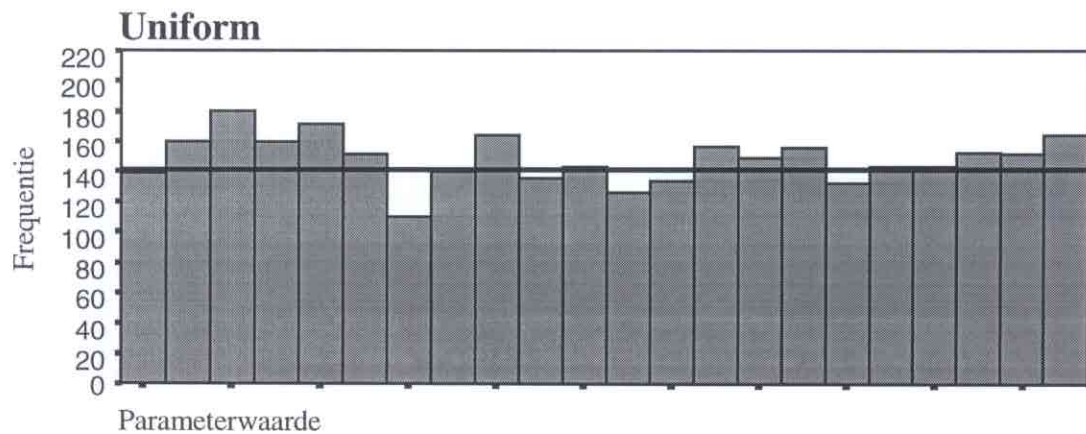


Figuur B
Boxplot

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 3.1.**Uniforme, gamma en lognormale trekking van parameterswaarden**

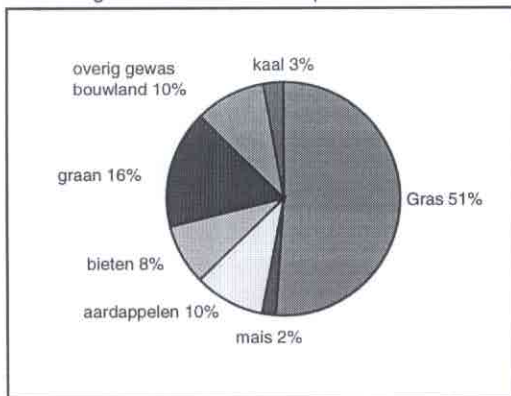
Uit een kansverdeling van parameterwaarden wordt uniform, gamma of lognormaal één waarde getrokken. De kansverdeling waaruit getrokken wordt (de zwarte lijnen in de figuren) wordt bepaald op basis van beschikbare data (histogrammen).



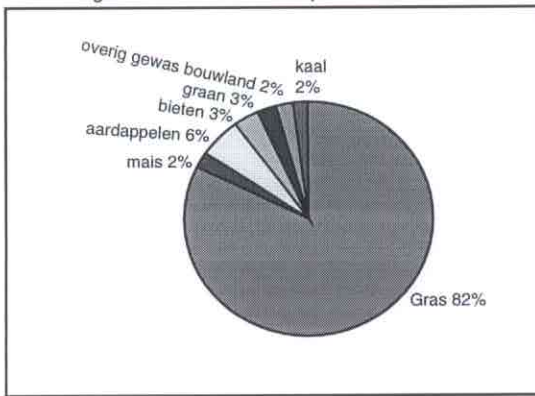
Bijlage 3.2.

Aandeel van veen, klei en zand gronden aan het totale landbouw-areaal en het grondgebruik op deze grondsoorten

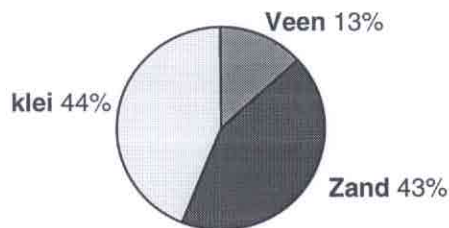
Aandeel gewas aan landbouw op **Klei**



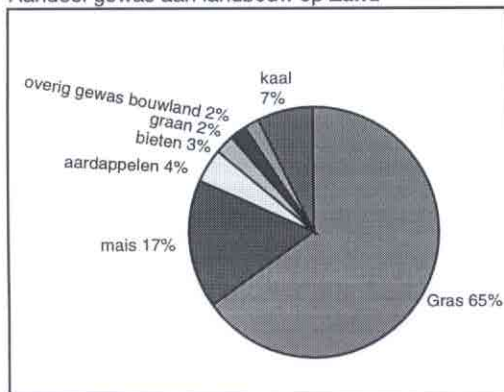
Aandeel gewas aan landbouw op **Veen**



Aandeel Veen, Klei en Zand aan totaal landbouw



Aandeel gewas aan landbouw op **Zand**



Bijlage 3.3.

Parameterlijst

De parameters zijn gesplitst naar differentiatieniveau volgens:

- ◆ Systemspecifieke en algemene parameters (algemene proces parameters, land- en waterbodemparameters)
- ◆ Typespecifieke parameters (onderscheid tussen bouw- en graslandspecifieke parameters)
- ◆ Categoriespecifieke parameters (parameters die verschillend zijn voor de verschillende categorieën van combinaties van grondsoort en grondgebruik)

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 waarbij gemiddelden worden gegeven in plaats van een range (afgekort als **avg**) is het gemiddelde weergegeven in de 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. IKC, 1996 is een afkorting van Westhoek, 1996.

Vervolg van bijlage 3.3.

SYSTEMSPECIEFIEKE EN ALGEMENE PARAMETERS

Parameter	Verdeling	Param 1	Param 2	Dimensie	Referentie
dichtheid org.materiaal	avg	1,47E+06		[g.m ⁻³]	Locher en de Bakker, 1987
dichtheid lutum	avg	2,65E+06		[g.m ⁻³]	Locher en de Bakker, 1988
dichtheid grof anorg. Materiaal	avg	2,65E+06		[g.m ⁻³]	Locher en de Bakker, 1989
breedte modelslot	avg	2,00E+00		[m]	Kramer, 1997, aanname
breedte modelslotkant	avg	2,00E+01		[m]	Kramer, 1997, aanname
Dikte sediment modelslot	avg	3,00E-02		[m]	Kramer, 1997, Kalibratie
amorf Fe-gehalte bodem	uni	1,93E+01	2,19E+02	[mmol.kg ⁻¹]	Janssen, 1996.
tijdstip eerste keer baggeren	avg	1,00E+01		[j]	pers. Med. Beg. Cie., 1996
bagger periode	avg	5,00E-01		[j]	Aldenbergh & Kramer, 1996
puntigheid' baggerpuls	avg	8,00E+00		[-]	Aldenbergh & Kramer, 1997
bagger interval	avg	1,00E+01		[j]	pers. Med. Beg. Cie., 1996
streefwaarde Cd (std)bodem		8,00E-01		[gCd.g ⁻¹ ds ⁻¹]	MILBOWA, 1991
streefwaarde Cu (std)bodem		3,50E+01		[gCu.g ⁻¹ ds ⁻¹]	MILBOWA, 1992
streefwaarde Pb (std)bodem		8,50E+01		[gPb.g ⁻¹ ds ⁻¹]	MILBOWA, 1993
streefwaarde Zn (std)bodem		1,40E+02		[gZn.g ⁻¹ ds ⁻¹]	MILBOWA, 1994
interventiewaarde Cd (std)bodem		1,20E+01		[gCd.g ⁻¹ ds ⁻¹]	MILBOWA, 1995
interventiewaarde Cu (std)bodem		1,90E+02		[gCu.g ⁻¹ ds ⁻¹]	MILBOWA, 1996
interventiewaarde Pb (std)bodem		5,30E+02		[gPb.g ⁻¹ ds ⁻¹]	MILBOWA, 1997
interventiewaarde Zn (std)bodem		7,20E+02		[gZn.g ⁻¹ ds ⁻¹]	MILBOWA, 1998
atmosferische depositie Cd	lnm	-9,16E+00	4,20E-01	[gCd.m ⁻² .jr ⁻¹]	Baart et. al., 1995
atmosferische depositie Cu	gam	6,47E+00	1,47E-01	[gCu.m ⁻² .jr ⁻¹]	Baart et. al., 1996
atmosferische depositie Pb	gam	1,17E+01	4,10E-01	[gPb.m ⁻² .jr ⁻¹]	Baart et. al., 1997
atmosferische depositie Zn	lnm	-5,60E+00	4,30E-01	[gZn.m ⁻² .jr ⁻¹]	Baart et. al., 1998
emissie lood uit jacht	uni	3,66E-01	7,41E-01	[gPb.m ⁻² .jr ⁻¹]	Eerdt, 1990.

Vervolg van bijlage 3.3.

BOUWLAND, TYPE SPECIEFIEKE PARAMETERS

Parameter	Verdeling	Param 1	Param 2	Dimensie	Referentie
fractie mais van totaal oppervlak	avg	4,10E-02		[-]	Drecht et al./1996
fractie aardappels van totaal oppervlak	avg	1,97E-01		[-]	Drecht et al./1996
fractie graan van totaal oppervlak	avg	3,33E-01		[-]	Drecht et al./1996
fractie bieten van totaal oppervlak	avg	1,73E-01		[-]	Drecht et al./1996
fractie overig gewas van totaal oppervlak	avg	1,99E-01		[-]	Drecht et al./1996
fractie braak van totaal oppervlak	avg	5,70E-02		[-]	Drecht et al./1996
Oogst mais	uni	1,15E+04	1,36E+04	[kg_ds.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	CBS, 1997.
Oogst aardappels	uni	7,33E+03	1,25E+04	[kg_ds.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	CBS, 1997; Bockting, 1992; Wiersma, 1985
Oogst graan	uni	6,72E+03	1,14E+04	[kg_ds.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	CBS.; Bockting, 1992; Wiersma, 1985
Oogst bieten	uni	5,82E+03	1,18E+04	[kg_ds.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	CBS, 1997; Heidemij, 1996; Wiersma, 1986
Oogst overig gewas	uni	1,64E+03	4,19E+03	[kg_ds.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	CBS, Statistisch jaarboek, 1997
Cd-gehalte mais	uni	1,40E-01	6,80E+00	[mgCd.kg_ds ⁻¹]	Wiersma, 1985; IKC, 1996
Cd-gehalte aardappels	uni	9,17E-01	2,75E-01	[mgCd.kg_ds ⁻¹]	Wiersma, 1985; Bockting, 1992
Cd-gehalte graan	uni	2,35E-01	2,59E-01	[mgCd.kg_ds ⁻¹]	Wiersma, 1985.
Cd-gehalte bieten	uni	1,10E-01	1,10E+00	[mgCd.kg_ds ⁻¹]	Wiersma, 1985.
Cd-gehalte overig gewas	uni	1,14E-01	1,37E+00	[mgCd.kg_ds ⁻¹]	Wiersma, 1985; IKC, 1996; COBA RIKILT-DLO, 1998
Cu-gehalte mais	uni	4,00E+00	8,10E+00	[mgCu.kg_ds ⁻¹]	IKC, 1996; Heidemij, 1996
Cu-gehalte aardappels	uni	5,17E+00	1,40E+01	[mgCu.kg_ds ⁻¹]	Wiersma, 1985; IKC, 1996; COBA RIKILT-DLO, 1998
Cu-gehalte graan	uni	4,96E+00	1,20E+01	[mgCu.kg_ds ⁻¹]	IKC, 1996; Carcia, 1981; Wiersma, 1985
Cu-gehalte bieten	uni	6,56E+00	1,30E+01	[mgCu.kg_ds ⁻¹]	IKC, 1996; Heidemij, 1996
Cu-gehalte overig gewas	avg	4,12E+00		[mgCu.kg_ds ⁻¹]	Wiersma, 1985; IKC, 1996; COBA RIKILT-DLO, 1998

Vervolg

Parameter	Verdeling	Param 1	Param 2	Dimensie	Referentie
Pb-gehalte mais	uni	1,00E+00	4,10E+00	[mgPb.kg_ds ⁻¹]	Wiersma, 1985.
Pb-gehalte aardappels	uni	4,59E-01	2,75E-01	[mgPb.kg_ds ⁻¹]	Wiersma, 1985.
Pb-gehalte graan	uni	7,84E-01	5,57E-01	[mgPb.kg_ds ⁻¹]	Wiersma, 1985.
Pb-gehalte bieten	uni	1,90E+00	7,20E+00	[mgPb.kg_ds ⁻¹]	IKC, 1996; Heidemij, 1996; Wiersma, 1985
Pb-gehalte overig gewas	uni	2,28E-01	9,16E+00	[mgPb.kg_ds ⁻¹]	Wiersma, 1985; IKC, 1996; COBA RIKILT-DLO, 1998
Zn-gehalte mais	uni	5,00E+00	2,69E+02	[mgZn.kg_ds ⁻¹]	IKC, 1996; Heidemij, 1996
Zn-gehalte aardappels	uni	1,33E+01	5,00E+00	[mgZn.kg_ds ⁻¹]	IKC, 1996; COBA RIKILT-DLO, 1998; Heidemij, 1996
Zn-gehalte graan	avg	2,95E+01		[mgZn.kg_ds ⁻¹]	IKC, 1996; Carcia, 1981; Wiersma, 1985
Zn-gehalte bieten	avg	1,95E+01		[mgZn.kg_ds ⁻¹]	IKC, 1996; Heidemij, 1996
Zn-gehalte overig gewas	avg	2,91E+01		[mgZn.kg_ds ⁻¹]	Wiersma, 1985; IKC, 1996; COBA RIKILT-DLO, 1998

GRASLAND, TYPE SPECIFIEKE PARAMETERS

Parameter	Verdeling	Param 1	Param 2	Dimensie	Referentie
fractie gras van totaal oppervlak	avg	1,00E+00		[-]	Drecht et al. 1996
oogst gras	uni	1,50E+04	1,37E+04	[kg_ds.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Van den Meer, 1991; Traas & Aldenberg, 1992
Cd-gehalte gras	uni	3,00E-01	1,70E+00	[mgCd.kg_ds ⁻¹]	Wiersma, 1985; IKC, 1996; bockting, 1992
Cu-gehalte gras	uni	9,00E+00	1,80E+01	[mgCu.kg_ds ⁻¹]	IKC, 1996; Heidemij, 1996
Pb-gehalte gras	uni	7,00E-01	9,10E+00	[mgPb.kg_ds ⁻¹]	Wiersma, 1985; Heidemij, 1996
Zn-gehalte gras	avg	7,00E+01		[mgZn.kg_ds ⁻¹]	IKC, 1996

Vervolg van bijlage 3.3.

BOUWLAND OP KLEI, CATEGORIE SPECIFIEKE PARAMETERS

Parameter	Verdeling	Param 1	Param 2	Dimensie	Referentie
initieel gehalte Cd (stb)	Inm	-1,51E+01	7,65E-01	[gCd.g _{ds} ⁻¹]	Lagas & Groot, 1996
initieel gehalte Cu (stb)	Inm	-1,88E+00	2,45E-01	[gCu.g _{ds} ⁻¹]	Lagas & Groot, 1996
initieel gehalte Pb (stb)	Inm	-1,52E+00	1,39E-01	[gPb.g _{ds} ⁻¹]	Lagas & Groot, 1996
initieel gehalte Zn (stb)	Inm	-9,28E+00	2,45E-01	[gZn.g _{ds} ⁻¹]	Lagas & Groot, 1996
(massa)fractie org. mat. (in vaste fase)	Inm	-3,61E+00	2,84E-01	[-]	BOBOKWAL, LBG-RIVM
(massa)fractie anorg. mat. (in vaste fase)	Inm	-1,60E+00	1,92E-01	[-]	BOBOKWAL, LBG-RIVM
(volume)fractie porieen in totale bodem	uni	4,40E-01	5,20E-01	[-]	Locher en de Bakker, 1989
(massa)fractie org. mat. in stoofdroog sediment	Inm	-2,50E+00	4,44E-01	[-]	Kampf, 1996.
(massa)fractie anorg. mat. in stoofdroog sediment	Inm	-1,73E+00	4,81E-01	[-]	Kampf, 1996.
Volume fractie porieen in totaal sediment	uni	6,00E-01	8,00E-01	[-]	pers. med. Kampf (Beg. Cie), 1996
dikte bodemlaag	avg	3,00E-01		[m]	Lagas & Groot, 1996
potentieel neerslag overschot	avg	4,36E-01		[m.m ⁻² .jr ⁻¹]	Van Drecht & Scheper, 1997.
bodem pH (1M CaCl ₂ extract)	gam	2,82E+01	2,59E-01	[-]	Lagas & Groot, 1996
Cd uit mest op maisland	avg	9,00E+00		[gCd.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991
Cd uit mest op aardappels	avg	2,10E+00		[gCd.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991
Cd uit mest op graan	avg	7,10E+00		[gCd.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991
Cd uit mest op bieten	avg	1,70E+00		[gCd.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991
Cd uit mest op overig gewas	avg	6,80E+00		[gCd.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991
Cd uit mest op braakland	avg	0,00E+00		[gCd.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991
Cu uit mest op maisland	avg	9,59E+02		[gCu.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991
Cu uit mest op aardappels	avg	4,15E+02		[gCu.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991
Cu uit mest op graan	avg	3,90E+01		[gCu.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991
Cu uit mest op bieten	avg	3,93E+02		[gCu.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991
Cu uit mest op overig gewas	avg	3,40E+01		[gCu.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991

Vervolg

Parameter	Verdeling		Dimensie	Referentie
	Param 1	Param 2		
Cu uit mest op braakland	0,00E+00		[gCu.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991
Pb uit mest op maisland	1,12E+02		[gPb.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991
Pb uit mest op aardappels	3,90E+01		[gPb.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991
Pb uit mest op graan	3,10E+01		[gPb.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991
Pb uit mest op bieten	3,10E+01		[gPb.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991
Pb uit mest op overig gewas	2,30E+01		[gPb.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991
Pb uit mest op braakland	0,00E+00		[gPb.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991
Zn uit mest op maisland	2,05E+03		[gZn.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991
Zn uit mest op aardappels	9,18E+02		[gZn.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991
Zn uit mest op graan	2,64E+02		[gZn.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991
Zn uit mest op bieten	9,03E+02		[gZn.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991
Zn uit mest op overig gewas	2,09E+02		[gZn.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991
Zn uit mest op braakland	0,00E+00		[gZn.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991

Vervolg van bijlage 3.3.

BOUWLAND OP ZAND, CATEGORIE-SPECIEFIEKE PARAMETERS

Parameter	Verdeling	Param 1	Param 2	Dimensie	Referentie
initieel gehalte Cd (stb)	lnm	-1,51E+01	3,08E-01	[gCd.g _{ds} ⁻¹]	Lagas & Groot, 1996
initieel gehalte Cu (stb)	lnm	-1,08E+01	1,83E-01	[gCu.g _{ds} ⁻¹]	Lagas & Groot, 1996
initieel gehalte Pb (stb)	lnm	-1,07E+01	2,55E-01	[gPb.g _{ds} ⁻¹]	Lagas & Groot, 1996
initieel gehalte Zn (stb)	lnm	-9,57E+00	2,24E-01	[gZn.g _{ds} ⁻¹]	Lagas & Groot, 1996
(massa)fractie org. mat.(in vaste fase)	gam	1,29E+01	3,11E-03	[-]	BOBOKWAL, LBG-RIVM
(massa)fractie anorg. mat.(in vaste fase)	lnm	-3,41E+00	1,38E-01	[-]	BOBOKWAL, LBG-RIVM
(volume)fractie porieen in totale bodem	uni	4,00E-01	5,00E-01	[-]	Locher en de Bakker, 1989
(massa)fractie org. mat. in stooftroog sediment	lnm	-3,30E+00	6,07E-01	[-]	Kampf, 1996.
(massa)fractie anorg. mat. in stooftroog sediment	uni	3,38E-02	7,06E-02	[-]	Kampf, 1996.
Volumefractie porieen in totaal sediment	uni	6,00E-01	8,00E-01	[-]	pers. med. Kampf (Beg. Cie), 1996
dikte bodemlaag	avg	3,00E-01		[m]	Lagas & Groot, 1996
potentieel neerslag overschot	avg	4,42E-01		[m.m ² .jr ⁻¹]	Van Drecht & Scheper, 1997.
bodem pH (1M CaCl ₂ extract)	gam	6,10E+02	8,40E-03	[-]	Lagas & Groot, 1996
Cd uit mest op maisland	avg	8,40E+00		[gCd.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991
Cd uit mest op aardappels	avg	2,00E+00		[gCd.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991
Cd uit mest op graan	avg	6,50E+00		[gCd.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991
Cd uit mest op bieten	avg	1,90E+00		[gCd.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991
Cd uit mest op overig gewas	avg	6,30E+00		[gCd.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991
Cd uit mest op braakland	avg	0,00E+00		[gCd.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991
Cu uit mest op maisland	avg	1,23E+03		[gCu.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991
Cu uit mest op aardappels	avg	3,38E+02		[gCu.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991
Cu uit mest op graan	avg	9,50E+01		[gCu.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991
Cu uit mest op bieten	avg	3,56E+02		[gCu.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991

Vervolg

Parameter	Verdeling	Param 1	Param 2	Dimensie	Referentie
Cu uit mest op overig gewas	avg	8,90E+01		[gCu.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991
Cu uit mest op braakland	avg	0,00E+00		[gCu.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991
Pb uit mest op maisland	avg	9,90E+01		[gPb.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991
Pb uit mest op aardappels	avg	3,80E+01		[gPb.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991
Pb uit mest op graan	avg	3,10E+01		[gPb.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991
Pb uit mest op bieten	avg	3,50E+01		[gPb.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991
Pb uit mest op overig gewas	avg	2,40E+01		[gPb.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991
Pb uit mest op braakland	avg	0,00E+00		[gPb.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991
Zn uit mest op maisland	avg	2,24E+03		[gZn.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991
Zn uit mest op aardappels	avg	9,59E+02		[gZn.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991
Zn uit mest op graan	avg	3,37E+02		[gZn.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991
Zn uit mest op bieten	avg	9,09E+02		[gZn.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991
Zn uit mest op overig gewas	avg	2,86E+02		[gZn.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991
Zn uit mest op braakland	avg	1,00E-04		[gZn.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991

Vervolg van bijlage 3.3.

GRASLAND OP KLEI CATEGORIE SPECIFIEKE PARAMETERS

Parameter	Verdeling	Param 1	Param 2	Dimensie	Referentie
initieel gehalte Cd (stb)	lnm	-1,45E+01	4,65E-01	[gCd.g_ds-1]	Lagas & Groot, 1996
initieel gehalte Cu (stb)	lnm	-1,08E+01	4,73E-01	[gCu.g_ds-1]	Lagas & Groot, 1996
initieel gehalte Pb (stb)	lnm	-1,01E+01	5,73E-01	[gPb.g_ds-1]	Lagas & Groot, 1996
initieel gehalte Zn (stb)	lnm	-9,19E+00	4,12E-01	[gZn.g_ds-1]	Lagas & Groot, 1996
(massa)fractie org. mat.(in vaste fase)	gam	5,84E+00	1,95E-02	[-]	BOBOKWAL, LBG-RIVM
(massa)fractie anorg. mat.(in vaste fase)	lnm	-1,53E+00	3,15E-01	[-]	BOBOKWAL, LBG-RIVM
(volume)fractie porieen in totale bodem	uni	4,40E-01	5,20E-01	[-]	Locher en de Bakker, 1987
(massa)fractie org. mat. in stooftroog sediment	lnm	-2,50E+00	4,44E-01	[-]	Kampf, 1996.
(massa)fractie anorg. mat. in stooftroog sediment	lnm	-1,73E+00	4,08E-01	[-]	Kampf, 1996.
Volumefractie porieen in totaal sediment	uni	6,00E-01	8,00E-01	[-]	pers. Med. Beg. Kampf (Beg. Cie), 1996
dikte bodemlaag	avg	5,00E-02		[m]	Lagas & Groot, 1996
potentieel neerslag overschot	avg	3,07E-01		[m.m ⁻² .jr ⁻¹]	Van Drecht & Scheper, 1997.
bodem pH (1M CaCl ₂ extract)	gam	1,23E+02	4,86E-02	[-]	Lagas & Groot, 1996
Cd uit mest op grasland	avg	6,00E+00		[gCd.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991
Cu uit mest op grasland	avg	2,28E+02		[gCu.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991
Pb uit mest op grasland	avg	3,70E+01		[gPb.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991
Zn uit mest op grasland	avg	5,76E+02		[gZn.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991

Vervolg van bijlage 3.3.

GRASLAND OP ZAND CATEGORIE SPECIFIEKE PARAMETERS

Parameter	Verdeling	Param 1	Param 2	Dimentie	Referentie
initieel gehalte Cd (stb)	lnm	-1,49E+01	5,17E-01	[gCd.g_ds ⁻¹]	Lagas & Groot, 1996
initieel gehalte Cu (stb)	lnm	-1,08E+01	5,30E-01	[gCu.g_ds ⁻¹]	Lagas & Groot, 1996
initieel gehalte Pb (stb)	lnm	-1,06E+01	5,29E-01	[gPb.g_ds ⁻¹]	Lagas & Groot, 1996
initieel gehalte Zn (stb)	lnm	-9,58E+00	5,09E-01	[gZn.g_ds ⁻¹]	Lagas & Groot, 1996
(massa)fractie org. mat. (in vaste fase)	lnm	-2,79E+00	3,19E-01	[-]	BOBOKWAL, LBG-RIVM
(massa)fractie anorg. mat. (in vaste fase)	lnm	-3,09E+00	3,75E-01	[-]	BOBOKWAL, LBG-RIVM
(volume)fractie porieen in totale bodem	uni	4,00E-01	5,00E-01	[-]	Locher en de Bakker, 1987
(massa)fractie org. mat. in stooftroog sediment	lnm	-3,30E+00	6,07E-01	[-]	Kampf, 1996.
(massa)fractie anorg. mat. in stooftroog sediment	uni	3,38E-02	7,06E-02	[-]	Kampf, 1996.
Volume fractie porieen in totaal sediment	uni	6,00E-01	8,00E-01	[-]	pers. Med. Beg. Kampf (Beg. Cie), 1996
dikte bodemlaag	avg	3,00E-01		[m]	Lagas & Groot, 1996
potentieel neerslag overschot	avg	3,07E-01		[m.m ² .jr ⁻¹]	Van Drecht & Scheper, 1997.
bodem pH (1M CaCl ₂ extract)	lnm	1,69E+00	8,32E-02	[-]	Lagas & Groot, 1996
Cd uit mest op grasland	avg	6,10E+00		[gCd.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991
Cu uit mest op grasland	avg	4,38E+02		[gCu.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991
Pb uit mest op grasland	avg	3,90E+01		[gPb.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991
Zn uit mest op grasland	avg	8,94E+02		[gZn.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991

Vervolg van bijlage 3.3.

GRASLAND OP VEEN CATEGORIE SPECIEFIEKE PARAMETERS

Parameter	Verdeling	Param 1	Param 2	Dimensie	Referentie
initieel gehalte Cd (stb)	lnm	-1,45E+01	3,14E-01	[gCd.g _{ds} ⁻¹]	Lagas & Groot, 1996
initieel gehalte Cu (stb)	lnm	-1,06E+01	6,19E-01	[gCu.g _{ds} ⁻¹]	Lagas & Groot, 1996
initieel gehalte Pb (stb)	lnm	-9,72E+00	5,90E-01	[gPb.g _{ds} ⁻¹]	Lagas & Groot, 1996
initieel gehalte Zn (stb)	lnm	-9,20E+00	4,37E-01	[gZn.g _{ds} ⁻¹]	Lagas & Groot, 1996
(massa)fractie org. mat.(in vaste fase)	gam	2,14E+01	1,34E-02	[-]	BOBOKWAL, LBG-RIVM
(massa)fractie anorg. mat.(in vaste fase)	uni	6,51E-02	2,05E-01	[-]	BOBOKWAL, LBG-RIVM
(volume)fractie porieen in totale bodem	uni	6,00E-01	7,50E-01	[-]	Locher en de Bakker, 1987
(massa)fractie org. mat. in stoofdroog sediment	lnm	-1,25E+00	3,06E-01	[-]	Kampf, 1996.
(massa)fractie anorg. mat. in stoofdroog sediment	gam	8,68E+00	2,16E-02	[-]	Kampf, 1996.
Volume fractie porieen in totaal sediment	uni	6,00E-01	8,00E-01	[-]	pers. Med. Beg. Kampf (Beg. Cie), 1996
dikte bodemlaag	avg	5,00E-02		[m]	Lagas & Groot, 1996
potentieel neerslag overschot	avg	3,07E-01		[m.m ² .jr ⁻¹]	Van Drecht & Scheper, 1997.
bodem pH (1M CaCl ₂ extract)	gam	7,10E+02	7,15E-03	[-]	Lagas & Groot, 1996
Cd uit mest op grasland	avg	6,10E+00		[gCd.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991
Cu uit mest op grasland	avg	2,26E+02		[gCu.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991
Pb uit mest op grasland	avg	3,60E+01		[gPb.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991
Zn uit mest op grasland	avg	5,63E+02		[gZn.ha ⁻¹ .jr ⁻¹]	Hoogervorst, 1991

Bijlage 3.4.**Regressievergelijkingen voor de berekening van de partiticoëfficiënt (Kp) van metalen over bodem-bodemwater Janssen et al. (1996)**

$$Kp_Cd = 0.48 * pH + 0.71 * \{\log H\} - 0.43$$

$$Kp_Cu = 0.23 * pH + 0.58 * \{\log Fe\} + 0.02$$

$$Kp_Pb = 0.24 * pH - 0.43 * \{\log H\} + 0.59 * \{\log Fe\} + 1.86$$

$$Kp_Zn = 0.45 * pH + 0.60 * \{\log L\} - 0.26$$

Kp = partiticoëfficiënt over bodem-bodemwater [$l \cdot kg^{-1}$]

H = (droog)gewichts percentage humus [%]

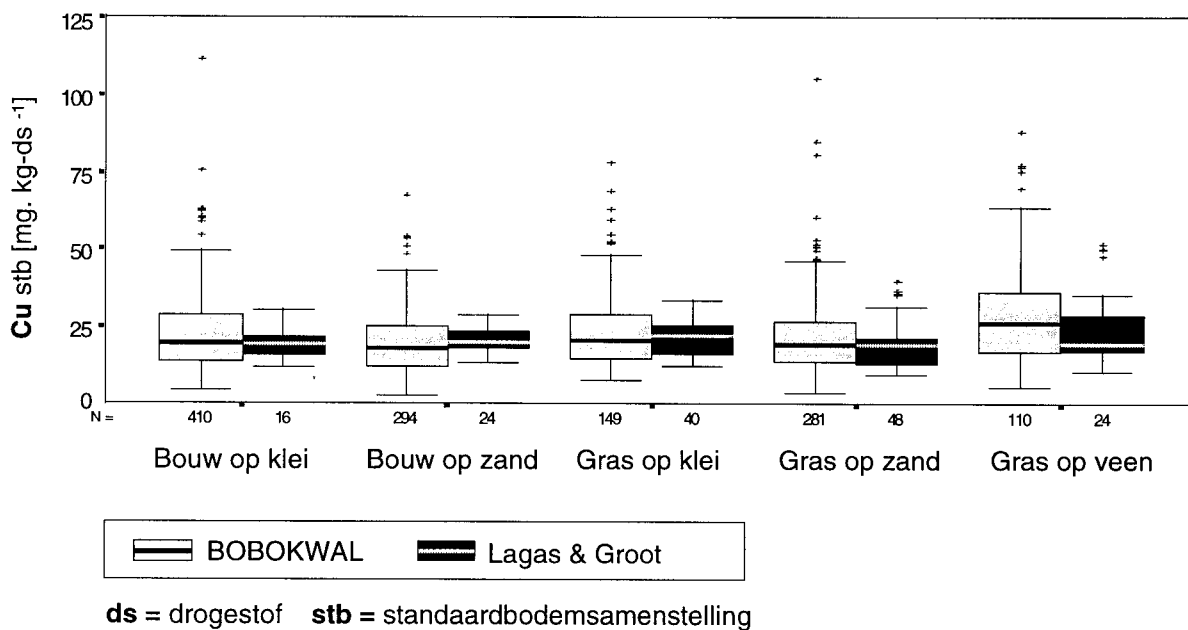
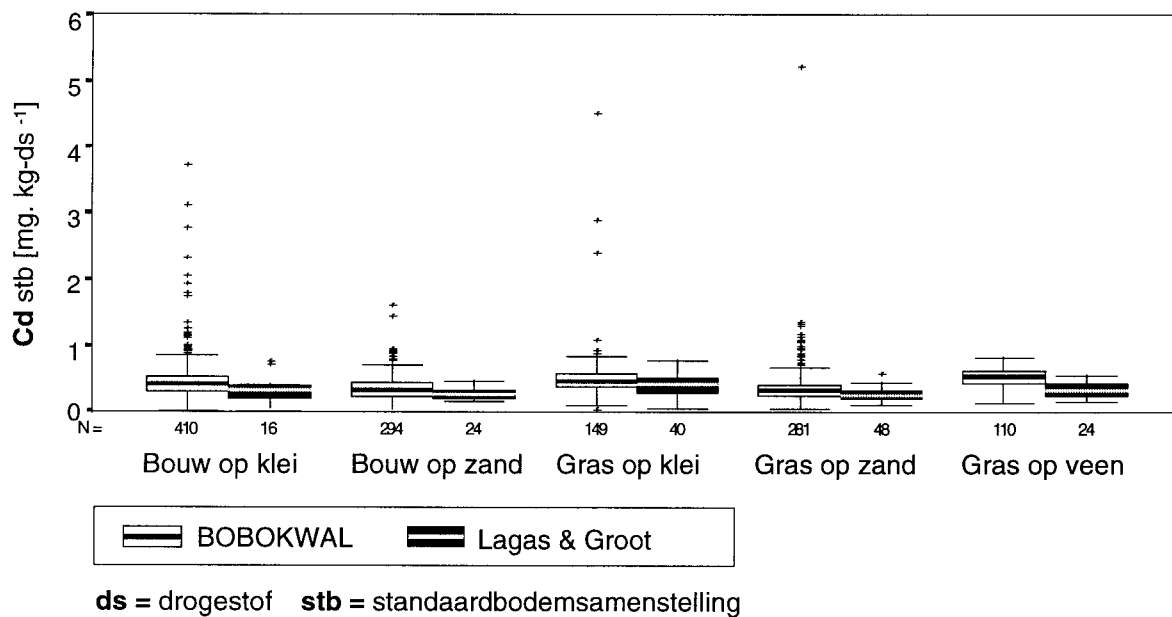
L = (droog)gewichts percentage lutum [%]

Fe = amorf ijzerhydroxide-gehalte [$mmol \cdot kg^{-1}$]

PH = zuurgraad gemeten in 0.01 M CaCl₂ extract

Bijlage 4.1.

Vergelijk tussen gegevens van Lagas & Groot en BOBOKWAL met betrekking tot gehalten cadmium, koper, lood en zink in landbodem (standaardbodemsamenstelling)



Vervolg van bijlage 4.1.

