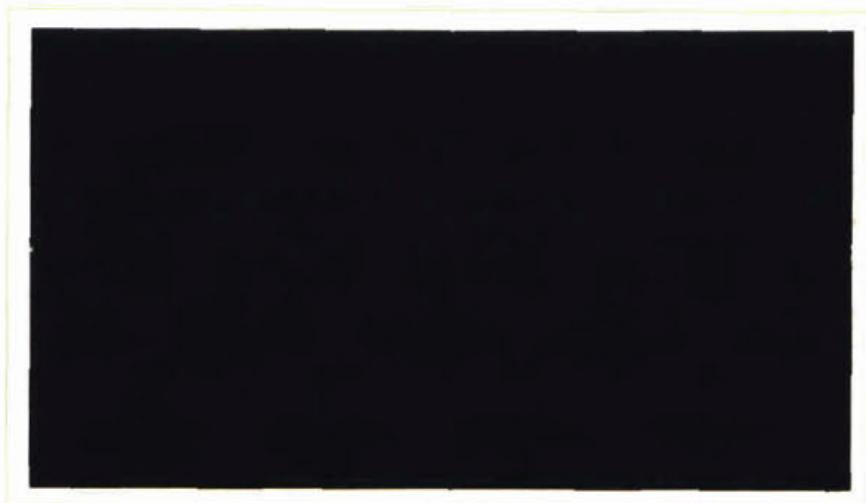




RIJKSINSTITUUT VOOR VOLKSGEZONDHEID EN MILIEU
BILTHOVEN

Rapport nr. 733 007 001

Verkenning bodemkwaliteit regionale wateren

Huidige en toekomstige gehalten van PAK in sloot-
bodems

P.R.G. Kramer, A.M. Huiting, J.E.M. Beurskens,
T. Aldenberg

januari 1997

STOWA rapport nr. 96-28

Dit onderzoek werd verricht in opdracht en ten laste van de Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer met medefinanciering van het Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Bodem.

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. W. Munters, VROM-DGM/Bodem
5. S.P. Klapwijk, STOWA
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, Hoogheemraadschap van Delfland
11. J. van der Plicht, Zuiveringsschap Oostelijk Gelderland
12. R. Schuiling, Zuiveringsschap Drenthe
13. R. Kampf, Hoogheemraadschap van Uitwaterende Sluizen..
14. L. Apon, Zuiveringsschap van Hollandse Eilanden en Waarden
15. J. Harmsen, DLO-Staring Centrum
16. J.M. Roels, VROM, DGM/Bodem
17. J.G. Robberse, VROM, DGM/Bodem, Technische Werkgroep Waterbodern
18. J.W. Corver, VROM, DGM/Bodem, Technische Werkgroep Waterbodern
19. G.J. Arbouw, VROM, DGM/Bodem
20. H. Walthaus, VROM, DGM/Bodem
21. C.A.J. Denneman, VROM, DGM/Bodem
22. J.Th. Weisscher, VROM, DGM/Afvalstoffen
23. I.W.G. Burger, VROM, DGM/SVS
24. J.J. Vegter, VROM, TCB
25. G.C. Wijland, VROM, TCB
26. C. van Bladeren, Unie van Waterschappen
27. M.F.A. Cerutti, RWS Hoofddirectie
28. P.J.G. Scherders, Vereniging van Nederlandse Riviergemeenten
29. H.D.M.R. Versteegde, Landinrichtingsdienst
30. F.G.M. Hoogenboom, RIZA
31. H. van Laar, Prov. Drenthe, IPO-AAW
32. B. Driever, Prov. Utrecht, IPO-ABO
33. J.W. van der Breggen, Prov. Drenthe, IPO-AGA
34. R. de Klerk, Prov. Zeeland, vakberaad Waterboderns
35. D. ten Hoven, Prov. Gelderland, vakberaad Integraal Waterbeheer
36. H.J. van Veen, PGBo
37. G. de Nooy, Waterschap Groot Haarlemmermeer
38. G. Oolbekkink, Provincie Flevoland
39. W.F. Keijzer, Heemraadschap Fleverwaard

40. P.H.M. Nelissen, Hoogheemraadschap van Delfland
41. J. Boschloo, Zuiveringsschap Drenthe
42. J.J.G. Zwolsman, RIZA Dordrecht, CUWVO 5
43. C. van der Guchte, RIZA Lelystad
44. A.J. Hendriks, RIZA Lelystad
45. A. van den Toorn, DLO-Staring Centrum
46. N.M. van Straalen, VU Amsterdam
47. C.A.M. van Gestel, VU Amsterdam
48. N.M. de Rooij, Waterloopkundig Laboratorium
49. R. van Zoest, Grontmij
50. M.C. van Rossenberg, IWACO
51. G.A. Pak, Centrum voor Landbouw en Milieu
52. M. Gorree, Centrum voor Milieukunde
- 53-250 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. Onderdelinden
288. R.J.M. Maas
289. J.H. Janse
290. L. van Liere
291. J van der Vlugt
292. P.G.M. van Puijenbroek
293. C.J. Bartels
294. F.J. Kragt
295. J.M. Knoop
296. F.G. Wortelboer
297. M.J. 't Hart
298. A. van der Linden
299. A.C.M. de Nijs
300. J.A. van Jaarsveld
301. J.B.H.J. Linders
302. F.A. Swartjes

- 303. P. Lagas
- 304. J.P.A. Lijzen
- 305. T.P. Traas
- 306. O. Klepper
- 307-314 Auteurs
- 315. SBD/Voorlichting en Public Relations
- 316-317 Bibliotheek RIVM
- 318. Bureau Rapporten Registratie
- 319-400 Reserve Exemplaren t.b.v. Bureau Rapportenbeheer

INHOUDSOPGAVE

	Abstract	xi
	Samenvatting	xiii
1	Inleiding	1
1.1	Aanleiding en doelstellingen	1
1.2	Achtergrond	3
1.2.1	Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen in het milieu	3
1.2.2	PAK: normering en klasse-indeling voor waterbodems	3
1.2.3	Leeswijzer	4
2	Waterbodems in regionale wateren	7
2.1	Vorming van de waterbodem in regionale wateren	7
2.2	Slootbodem als bezinkputje voor PAK	12
2.3	PAK-gehalten in land- en waterbodem	12
2.4	Het baggeren van regionale wateren	13
2.5	Samenvatting	14
3	Belasting regionale oppervlaktewateren	15
3.1	Inleiding	15
3.2	Achtergrondbelasting	15
3.2.1	Atmosferische depositie	16
3.2.2.	Omgevingsbelasting	18
3.3	Additionele bronnen	19
3.3.1	Aanvoer van water	19
3.3.2	RWZI	19
3.3.3	Riooloverstorten	20
3.3.4	Wegen (verwaaiing, runoff en wegriolering)	20
3.3.5	Oeverbescherming	21
3.3.6	Kassen	21
3.3.7	Huishoudelijke lozingen	22
3.3.8	Bagger op de kant: uit- en afspoeling	22
3.4	Samenvatting	22
4	Modelstructuur	25
4.1	Variabelen	25
4.2	Processen	27
4.2.1	Invoer	27
4.2.2	Adsorptie	28

4.2.3	Sedimentatie	29
4.2.4	Baggeren	29
4.2.5	Afbraakprocessen	29
4.2.6	Andere verliestermen	30
4.3	Samenvatting	30
5	Modelanalyse	33
5.1	Gevoeligheidsanalyse	35
5.2	Kalibratie	41
5.3	Samenvatting	47
6	Huidige situatie	49
6.1	Emissies	49
6.1.1	Achtergrondbelasting	49
6.1.2	Additionele bronnen	53
6.2	Zand	60
6.3	Klei	62
6.4	Veen	64
6.5	Validatie	66
6.6	Samenvatting	69
7	Toekomstscenario's	71
7.1	Emissiescenario's 25%	71
7.2	Terugrekenscenario's naar klasse 0 specie	78
7.3	Samenvatting	78
8	Discussie en conclusies	81
8.1	Aannames voor een modelmatige aanpak	81
8.2	Emissie-routes en de huidige kwaliteit van slootbodems	81
8.3	Emissiereductiedoelstellingen en realisatie van reducties	82
8.4	Prognoses van de kwaliteitsontwikkeling	83
8.5	Benodigde emissiereducties om klasse 0 specie te verkrijgen; relatie met Watersysteemverkenningen	84
8.6	Conclusies	86
8.7	Voortzetting van het onderzoek	87
	Dankwoord	88
	Referenties	89
Bijlage I	Samenstelling van de begeleidingscommissie	95
Bijlage II	Gebruikte afkortingen voor de 10 PAK van VROM	97

Bijlage III	Boxplots	99
Bijlage IV	Parameterlijst	101
Bijlage V	Emissiefluxen door verschillende bronnen	109

ABSTRACT

Sediment dredging is a major activity in the Netherlands, not only in the main rivers but also in ditches. The dredged material must meet certain objectives if it is to be disposed of in the adjacent soil. PAH levels exceed the sediment quality standard in 60% of the ditches. The IRIS (Integrated Risk Instrument for ditchES) model has been developed to evaluate whether future PAH levels will meet this standard. It describes the behaviour of organic and inorganic material as well as 10 different PAHs. A probabilistic approach dealt with the uncertainty of process parameters and emission fluxes. For uncertain and sensitive parameters Monte Carlo simulations were performed on values taken from a range. The simulations resulted in distributions for the model output variables. The model was calibrated and validated on field data in the 1990-1995 period. Results showed the model to give an accurate fit to the data and, at present, a high probability of exceeding the standard. To meet the standard in future, substantial emission reductions will be necessary. However, background loading through atmospheric deposition will remain a significant source of PAH in the near future. This pathway alone will make exceedance of quality standards highly likely in the next 50 years. Dredging measures (a higher frequency of dredging or dredging with a higher efficiency) were shown to substantially improve the sediment quality. Also, increasing the aerobic layer of the sediment by improving the water quality will positively affect the sediment quality.

SAMENVATTING

PAK in regionale waterbodems

Sloten en vaarten in het landelijk gebied worden met een regelmaat van eens in de 5 tot 20 jaar gebaggerd om de aan- en afvoer van water te waarborgen. Een groot deel van de vrijkomende baggerspecie wordt op het land verspreid. Verontreinigingen in de baggerspecie kunnen bijdragen aan een diffuse belasting van de landbodem. Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen (PAK) zijn vaak de klassebepalende verontreiniging in waterbodems van regionale wateren. In meer dan 50% van de regionale wateren wordt momenteel de grenswaarde voor PAK overschreden en wordt de waterbodem ingedeeld in klasse 2. Door gelijke getalswaarden voor streef- en grenswaarden voor de som van 10 PAK (VROM) bestaat er voor PAK geen klasse 1. In het Beleidsstandpunt Verwijdering Baggerspecie (1993) is het voornemen verwoord om na het jaar 2000 geen klasse 2, en vanaf 2010 geen klasse 1 baggerspecie meer op het land te verspreiden. Een definitieve beslissing hierover is onder andere afhankelijk gesteld van de voortgang in emissiereducties.

Het doel van deze studie is het simuleren van de bodemkwaliteit van sloten in zand-, klei- en veengebieden in afhankelijkheid van diverse emissiebronnen. Zowel de huidige als de toekomstige kwaliteitsontwikkeling bij diverse emissiereductiescenario's voor PAK (richtjaar 2040) zijn berekend met het voor deze studie ontwikkelde model. De ontwikkeling van de sliblaag en de achtergrondbelasting van regionale wateren met PAK zijn een belangrijk aandachtspunt van dit onderzoek. De overeenkomst in organisch stof- en lutumgehalte van de sliblaag en de landbodem duiden op het belang van de landbodem als aanvoerroute voor de sliblaag. Door verwaaiing, afkalven, het bewerken van land en uit- en afspoeling blijkt de landbodem een substantiële bijdrage te leveren aan de opbouw van de sliblaag in sloten. De snelheid waarmee de sliblaag aangroeit is niet gemeten, maar algemeen wordt aangenomen dat deze 2 tot 5 cm per jaar bedraagt.

Atmosferische depositie is een belangrijke diffuse bron van PAK voor het landelijk gebied. Door de historische belasting vanuit de atmosfeer is het bodemmateriaal niet uitsluitend als een input van schone grond te beschouwen. Belasting van regionale wateren vindt behalve door directe atmosferische depositie, aanvoer van bodemmateriaal en de aanvoer van water ook plaats door verschillende additionele bronnen, zoals afspoeling en verwaaiing van wegen, RWZI-effluenten, overstorten, uitloging van beschoeiingen en de afspoeling van kassen. De achtergrondbelasting is voor alle wateren van belang, de genoemde additionele bronnen verwijzen naar vrij specifieke situaties.

Probabilistische modellering: onzekerheden meenemen

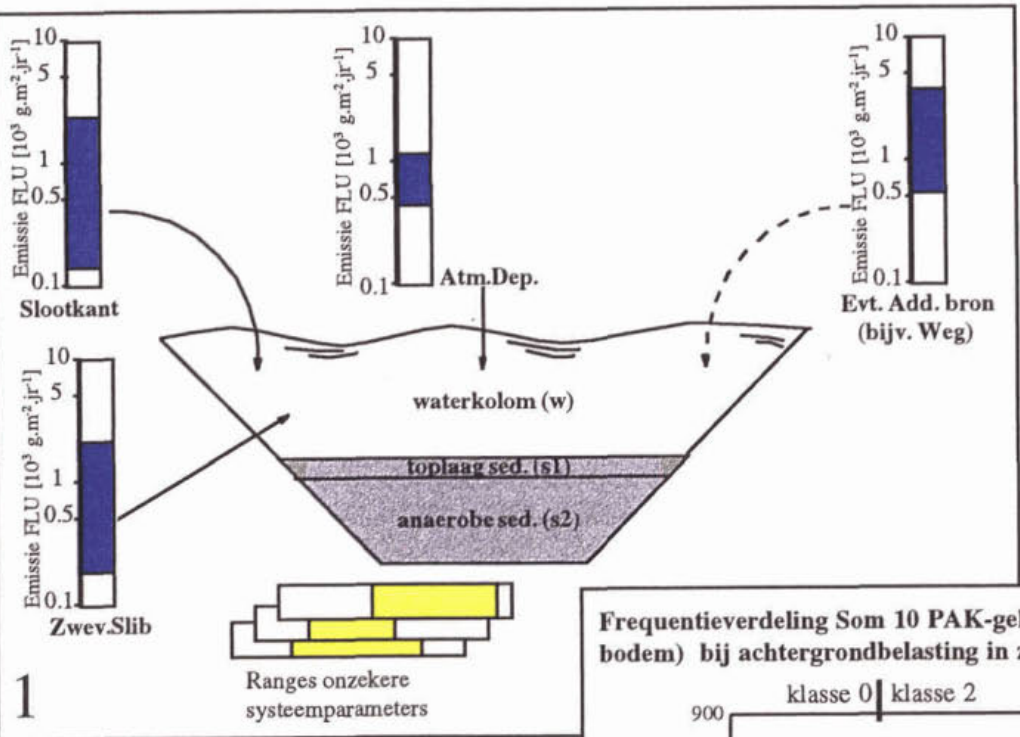
Het voor dit project ontwikkelde model IRIS (Integraal Risico Instrumentarium Sloten) beschrijft een 'gemiddeld' slootsysteem. Deze modelsloot is 300 meter lang, 2 meter breed (waterbreedte) en heeft een totaaldiepte (water + sediment) van 0,75 meter. Deze modelsloot is opgebouwd uit een waterkolom (met een variabele diepte) met onderliggend sediment, welke wordt onderverdeeld in een aërobe toplaag met een vaste dikte en een variabele anaërobe laag die aangroeit. In deze 3 compartimenten worden de variabelen organisch materiaal (OM), lutum, grof zandig materiaal, en de afzonderlijke PAK (10 van VROM) doorgerekend als functie van de verschillende processen. Processen als invoer, adsorptie, sedimentatie, baggeren, afbraakprocessen en dergelijke zijn in de IRIS-sedimentmodule opgenomen.

Vanwege de onzekerheid bij het gebruik van modellen in het algemeen en specifieke onzekerheden m.b.t. de IRIS-sedimentmodule is een uitgebreide modelanalyse uitgevoerd om de onzekerheden te kunnen kwantificeren, en is voor een probabilistische benadering gekozen. Bij deze benadering worden de onzekere parameters gedefinieerd en worden er in zogeheten Monte-Carlo simulaties waarden voor deze parameters uit een range getrokken waarna het model een groot aantal malen wordt doorgerekend met verschillende parametersets. Hierdoor ontstaan uiteindelijk verdelingen van de modeluitkomsten (zie intermezzo). De modelanalyse bestaat uit een gevoeligheidsanalyse en een kalibratie.

Bij de gevoeligheidsanalyse is naar voren gekomen dat slechts enkele parameters sturend zijn voor de variabelen dikte en samenstelling van het sediment, het absolute som-10 PAK gehalte en indirect het som-10 PAK gehalte omgerekend naar standaardbodemsamenstelling. De verblijftijd, de fractie met PAK verontreinigd organisch materiaal die via de slootkant of de waterfase binnenkomt, de baggerefficiëntie en de baggerfrequentie zijn parameters die in belangrijke mate de genoemde variabelen beïnvloeden. Natuurlijk zijn ook de PAK emissiefluxen direct sturend voor de PAK-gehalten in het sediment. De dikte van de aërobe laag speelt pas een rol voor de afbraak van vooral de lichtere PAK wanneer deze boven de 1cm komt. Uiteindelijk zijn alleen de fractie water in het sediment, de fractie met PAK verontreinigd organisch materiaal dat via de slootkant of de waterfase binnenkomt, de hoeveelheden organisch materiaal en lutum die via de slootkant binnenkomen, organisch materiaal ontstaan door primaire productie en de emissieparameters als onzekere parameters meegenomen. Andere gevoelige parameters worden niet als onzeker meegenomen omdat ze het slootsysteem veranderen, systeemspecifiek zijn of min of meer correcte waarden hebben.

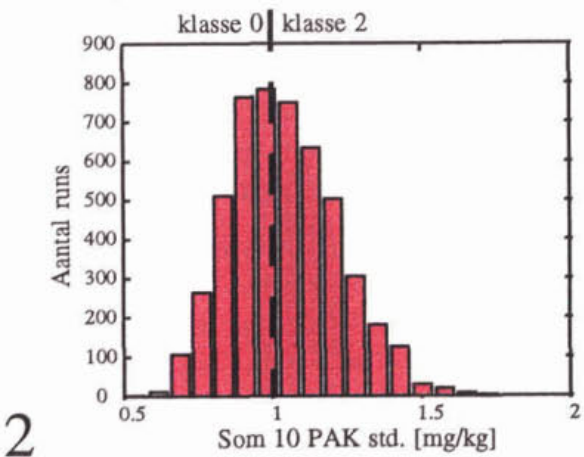
INTERMEZZO

Probabilistische modellering: onzekerheden in de modelparameters tot uiting laten komen in de uitkomsten.



- Voor parameters die onzeker zijn en waar het model gevoelig voor is, wordt een range opgesteld (blauwe en gele zones in de balken, zie 1). Dit resulteert in een range voor enkele systeemparameters en de emissieparameters voor alle 10 PAK van VROM.
- Er wordt een groot aantal runs uitgevoerd waarbij per run voor de onzekere en gevoelige parameters een waarde uit de range wordt getrokken.
- Al deze runs kunnen als een verdeling van de modeluitkomsten worden weergegeven (zie 2).
- De kans op een bepaalde klasse is eenvoudig uit de frequentieverdeling af te leiden (zie 3). In een zandsloot is bijvoorbeeld bij achtergrondbelasting 44% kans op klasse 0, en 56% kans op klasse 2.

Frequentieverdeling Som 10 PAK-gehalte (standaard bodem) bij achtergrondbelasting in zandsloot



Klasse-indeling voor enkele emissiescenario's op zandsloten

Emissiescenario	Percentage van het aantal runs			
	klasse 0	klasse 2	klasse 3	klasse 4
achtergrond	44	56	0	0
gebiedsvreemd water	38	62	0	0
+ creosoot	0	14	86	0
+ overstort	0	100	0	0
+ effluent RWZI	0	92	8	0
+ weg	0	100	0	0
+ wegriolering	0	93	7	0
+ weg en wegriolering	0	82	19	0

3

Bij de kalibratie is in eerste instantie een nominale parameterset gegenereerd waarbij de modeluitkomsten overeenkomen met de laagste waarden voor de som-10 PAK gehalten die in het veld worden gevonden, aangenomen dat er bij die meetgegevens alleen sprake is van achtergrondbelasting. Dit is gedaan voor een zand-, een klei- en een veensloot. Daarna zijn er 10.000 simulaties uitgevoerd waarbij voor de onzekere parameters en de emissiefluxen waarden uit een range zijn getrokken (zie het intermezzo). De uitkomsten zijn vergeleken met een meer uitgebreide set van veldgegevens. De berekende gehalten blijken binnen de range van in het veld gevonden gehalten te liggen. Hieruit mag geconcludeerd worden dat het model de situatie bij achtergrondbelasting voldoende beschrijft om er andere emissiebronnen mee door te rekenen en de veranderingen in de emissies te kunnen doorrekenen naar de toekomstige waterbodemkwaliteit.

Nu en in de toekomst een grote kans op klasse 2 in regionale waterbodems

In de praktijk kan de grootte van een bepaalde emissie van een bepaalde bron uiteraard zeer variabel zijn. Aangezien tevens de meetgegevens omtrent deze emissies zeer beperkt zijn, moet rekening worden gehouden met grote onzekerheden. In hoeverre de gehanteerde ranges voor de emissiefluxen aansluiten bij de feitelijke belasting door verschillende bronnen, blijft ten dele onduidelijk. In enkele gevallen moeten vergaande aannamen worden gedaan om een emissie te kunnen berekenen, bijvoorbeeld voor de grootte van een afspoelend verhard oppervlak. De achtergrondbelasting is gedefinieerd als de directe belasting door atmosferische depositie (waarvoor alleen berekende gegevens zijn) en een belasting door het afkalven, afspoelen, verwaaien en bewerken van aangrenzend land en een belasting door het zwevend stof dat via de waterfase binnenkomt. Additionele bronnen worden naast deze achtergrondbelasting opgelegd. Met de gedefinieerde achtergrondbelasting geeft het model bij zowel een zand-, klei- en veensloot een kans van ruim 50% of hoger op klasse 2 slib. Veldgegevens duiden eveneens op een grote kans op klasse 2 slib, ook op plaatsen waar geen duidelijke emissiebron aan te wijzen is. Het verschil in PAK-gehalten tussen zand-, klei- en veensloten zoals deze in het veld wordt gevonden komt ook uit de modelberekeningen naar voren. Bij een kortere verblijftijd (dus een snellere doorstroming) is de kans op hogere PAK-gehalten groter. De meeste additionele emissies leiden tot klasse 2 specie, met uitzondering van de bronnen waarvan de belasting afkomstig is van een groot verhard afspoelend oppervlak en bij een gecreosoteerde beschoeiing. Bij de laatstgenoemde bronnen is de kans op klasse 3 slib vrij groot en de kans op klasse 4 aanwezig. De modeluitkomsten bij een combinatie van additionele emissiebronnen verschillen niet erg van de modeluitkomsten met de hoogste van één van de emissiebronnen van een dergelijke combinatie. Een dergelijke combinatie leidt dus niet direct tot een hogere klasse. Vooral in zand geeft een additionele bron een zeer grote kans op klasse 2 en 3 slib, wat gedeeltelijk ook wordt veroorzaakt door de omrekening naar standaardbodem. In veen blijkt dat het sediment bij de achtergrondbelasting in 94% van de gevallen al in klasse 2 terechtkomt. Additionele bronnen veranderen daar weinig aan.

Vervolgens is het model gebruikt om prognoses te maken van de waterbodembodemkwaliteit in de komende decennia (tot het jaar 2040). Met een baggerfrequentie van bijvoorbeeld eens per 10 jaar duurt het enkele decennia voordat de uitwerking van in gang gezette emissiereducerende maatregelen merkbaar effect hebben op de kwaliteit van de waterbodem. Er is gekozen voor het doorrekenen van beperkte emissiereducties in de orde van 25% tot het jaar 2040, aangezien er in beleidsstukken geen of slechts een geringe verbetering is geconstateerd (Watersysteemverkenningen, 1996). Dit emissiereductiescenario is beslist onvoldoende om het aandeel klasse 0 baggerspecie substantieel te doen toenemen. Alleen in een zandsloot blijkt de kans op klasse 2 bij een dergelijke emissiereductie kleiner te worden dan 50%. Een emissiereductie van 25% op een additionele bron leidt bij de meeste bronnen nog steeds grotendeels tot klasse 2 specie, de kans op klasse 4 specie is bij de gedefinieerde additionele bronnen niet meer aanwezig. Wel blijkt dat een verbetering in de baggerefficiëntie (het zo goed mogelijk verwijderen van de liggende verontreiniging geadsorbeerd aan het organisch materiaal) soms nog effectiever kan zijn dan emissiereducerende maatregelen. Tot slot zijn berekeningen uitgevoerd om een beeld te krijgen tot welk niveau emissies dienen te worden gereduceerd om een klasse 0 op basis van PAK te laten ontstaan. In zandsloten met uitsluitend achtergrondbelasting is een emissiereductie van 13% nodig om 100% kans op klasse 0 sediment te krijgen, voor klei- en veensloten is dat respectievelijk 38% en 57%. Bij additionele belasting is een reductie van meer dan 90% van deze emissies nodig om 100% kans op klasse 0 te bereiken. In bepaalde gevallen (gecreosoteerde beschoeiing, overstorten van gescheiden stelsels en RWZI-effluenten) dient naast een reductie van de bron van 99%, de achtergrondbelasting verder te worden gereduceerd dan de hierboven genoemde reducties van 13%, 38% en 57%.

Vertaling van de berekende emissiereducties in termen van haalbaarheid van klasse 0 specie in 2040 wordt bemoeilijkt door:

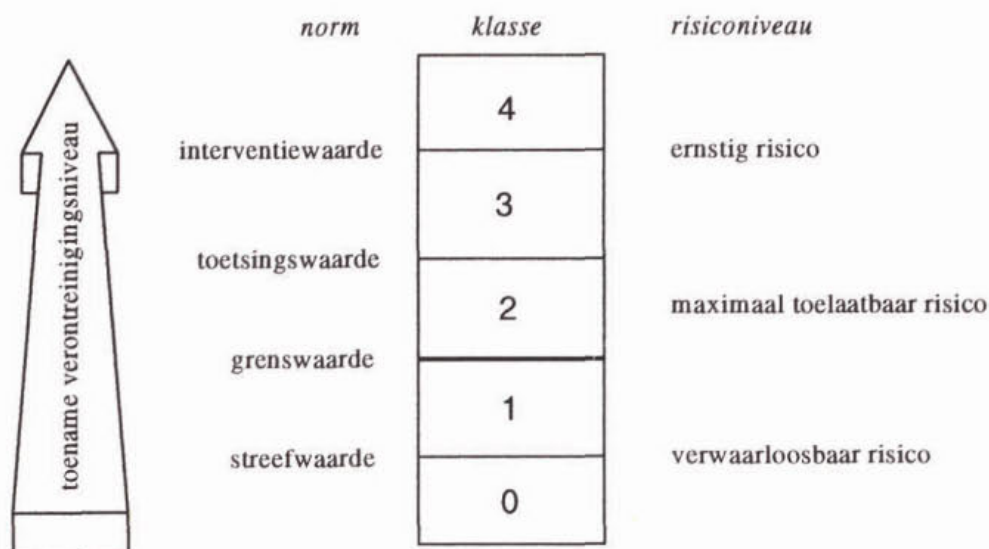
1. onzekerheid over de realisatie van emissiereducties en
2. onduidelijkheid over de ontwikkeling van PAK-gehalten in de landbodem.

Als we aannemen dat emissiereducties van bijvoorbeeld 60% realiseerbaar zijn tot het jaar 2040 en de landbodem ook een afname van PAK zal vertonen als gevolg van verminderde atmosferische depositie, dan zijn grotendeels klasse 0 waterbodems te verwachten voor gebieden met uitsluitend achtergrondbelasting. Voor sloten waar gecreosoteerde beschoeiing de belangrijke additionele bron is zal volledige vervanging leiden tot een toename van klasse 0 specie. Voor sloten waar alleen additionele bronnen een rol spelen (weg-emissies, RWZI-effluent, overstorten, grote verharde afspoelende oppervlakken, etc.) zal het buitengewoon moeilijk zijn om het aandeel klasse 0 waterbodem te laten toenemen doordat de benodigde emissiereducties voor de additionele bronnen zeer hoog zijn.

1. INLEIDING

1.1 Aanleiding en doelstellingen

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



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

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

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

Een definitief besluit over de afbouw van de verspreiding van klasse 1 en 2 wordt op basis van een evaluatie in 1997 genomen (Beleidsstandpunt Verwijdering Baggerspecie, 1993).

Een analyse van bodemkwaliteitgegevens van regionale wateren ten behoeve van het projectplan van de onderhavige studie (Beurskens, 1995) gaf aan dat circa 50% van de onderzochte monsters in klasse 2 valt en dat Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen (PAK) veelal de klasse-bepalende verontreinigingen zijn. Inmiddels zijn deze gegevens bevestigd en verder onderbouwd (de Rooij, 1995; Kampf persoonlijke mededeling, 1996b). Kwalitatieve inschattingen van de kwaliteitsontwikkeling van de regionale waterbodem maken aannemelijk dat voor PAK in het jaar 2000 niet de grenswaarde zal worden bereikt (de Rooij, 1995; van Steenwijk en Mol, 1996).

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

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

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

De tweede fase van het project, waarover begin 1997 wordt gerapporteerd, zal een beeld schetsen van de mogelijke milieubezwaarlijkheid van het op land verspreiden van slootspecie op de lange termijn (2040).

1.2 Achtergrond

1.2.1 Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen in het milieu

Binnen de stofgroep van Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen (PAK) kunnen enige honderden verbindingen worden onderscheiden die als gemeenschappelijk kenmerk tenminste twee gefuseerde aromatische ringen bezitten. Van een aantal PAK is bekend dat zij van nature gevormd kunnen worden in sediment, zoals bijvoorbeeld peryleen. De natuurlijke achtergrondniveaus van dergelijke PAK zijn echter zeer laag (Wakeham et al., 1980). De gehalten van PAK in het milieu zijn sterk verhoogd sinds midden vorige eeuw als gevolg van de toegenomen verbranding van fossiele brandstoffen (Jones et al., 1989). Naast deze vorming van PAK als ongewenst bijproduct bij onvolledige verbranding van fossiele brandstoffen kunnen PAK ook in het milieu terecht komen door de toepassing van olie- en teerhoudende produkten, zoals bijvoorbeeld creosoot dat lange tijd is gebruikt voor de verduurzaming van hout.

Aan het einde van de tachtiger jaren zijn 10 verbindingen uit deze stofgroep geselecteerd teneinde de veelheid aan componenten voor evaluatie en normering in te perken (Basisdocument PAK, 1989). Op deze 10 componenten wordt de aandacht in het beleid toegespitst en veelal worden in monitoringsprogramma's deze 10 PAK bestudeerd (zie tabel 1.1).

1.2.2 PAK: normering en klasse-indeling voor waterbodems

De milieukwaliteitsnormen voor PAK zijn in de afgelopen jaren aan veranderingen onderhevig geweest. De recente normen voor waterbodems zijn weergegeven in tabel 1.1 (MILBOWA, 1991; Evaluatie Nota Water, 1993). De normen gepubliceerd in de Evaluatie Nota Water, welke nu van kracht zijn, hebben uitsluitend betrekking op de som van 10 PAK. In een eerdere notitie zijn wel streef- en grenswaarden voor de individuele PAK weergegeven (MILBOWA, 1991). De streefwaarde en grenswaarde voor de som 10-PAK hebben gelijke getalswaarden, namelijk 1. Dit heeft tot gevolg dat er op basis van PAK geen klasse 1 waterbodems kan worden onderscheiden (zie ook fig. 1.1).

Onlangs heeft een herwaardering plaatsgevonden van de Maximaal Toelaatbare Risico (MTR) en Verwaarloosbare Risico (VR) niveaus voor de individuele PAK (Kalf et al., 1996). Momenteel wordt op basis hiervan gediscussieerd over een mogelijke bijstelling van de PAK-normen.

Tabel 1.1 De 10 PAK met bijbehorende streef- en grenswaarden en de kwaliteitsnormen voor de som 10 PAK (in mg. kg⁻¹ d.s.) voor het compartiment waterbodembodem met standaard samenstelling (10% organische stof). De waarden voor de individuele PAK zijn afkomstig uit MILBOWA (1991), voor de som 10 PAK uit Evaluatie Nota Water (1993).

PAK	streefwaarde	grenswaarde	toetsingswaarde	interventiewaarde
naftaleen	0.015	0.015		
antraceen	0.05	0.05		
fenantreen	0.045	0.05		
fluoranteen	0.015	0.3		
benzo[a]antraceen	0.02	0.05		
chryseen	0.02	0.05		
benzo[k]fluoranteen	0.025	0.2		
benzo[a]pyreen	0.025	0.05		
benzo[ghi]peryleen	0.02	0.05		
indeno [123cd]pyreen	0.025	0.05		
som 10 PAK	1	1	10	40

1.2.3 Leeswijzer

Recentelijk is door verschillende onderzoekers getracht de kwaliteitsontwikkeling in regionale waterbodems te simuleren (de Rooij et al. 1996; BKH, 1994). Hierbij is geconstateerd dat uitsluitend op basis van geïdentificeerde bronnen van PAK niet de gehalten konden worden bereikt die veelal in het landelijk gebied worden gemeten. Dit betekent dat een diffuse achtergrondbelasting een cruciale rol speelt in de totale belasting van regionale wateren. Deze diffuse belasting kan tot stand komen door atmosferische depositie, landbewerking, verwaaiing, afkalving, en afspoeling van de landbodem die ook een zeker verontreinigingsniveau bezit. In de hoofdstukken 2 en 3 zal derhalve eerst aandacht worden besteed aan deze achtergrondbelasting die onderscheiden wordt van additionele bronnen zoals RWZI-effluent, gecreosoteerde beschoeiing e.d. Dit onderscheid is tevens van belang voor de waterbeheerder, immers de achtergrondbelasting ligt voor een groot deel buiten de invloedssfeer van waterschappen. In de hoofdstukken 4 en 5 staan achtereenvolgens de modelstructuur en de modelanalyse centraal. Deze twee hoofdstukken vormen de minimaal benodigde technische informatie om het model kort te karakteriseren. De overige technische informatie zal in een afzonderlijke modeldocumentatie met alle toegepaste procesformuleringen e.d. worden weergegeven. In hoofdstuk 6 wordt het model toegepast om de huidige situatie te simuleren in afhankelijkheid van de diverse emissiebronnen. De toekomstige ontwikkeling van PAK-gehalten in waterbodems in relatie tot emissie-scenario's wordt gepresenteerd in hoofdstuk 7. De hoofdstukken 2

tot en met 7 worden telkens afgesloten met een samenvattende paragraaf waarin de essentie van dat hoofdstuk kort wordt weergegeven. Na een algemene discussie waarin de resultaten in relatie met de huidige beleidsontwikkelingen worden gebracht, worden de conclusies en opties voor vervolg-activiteiten t.a.v. de modellering gegeven in hoofdstuk 8.

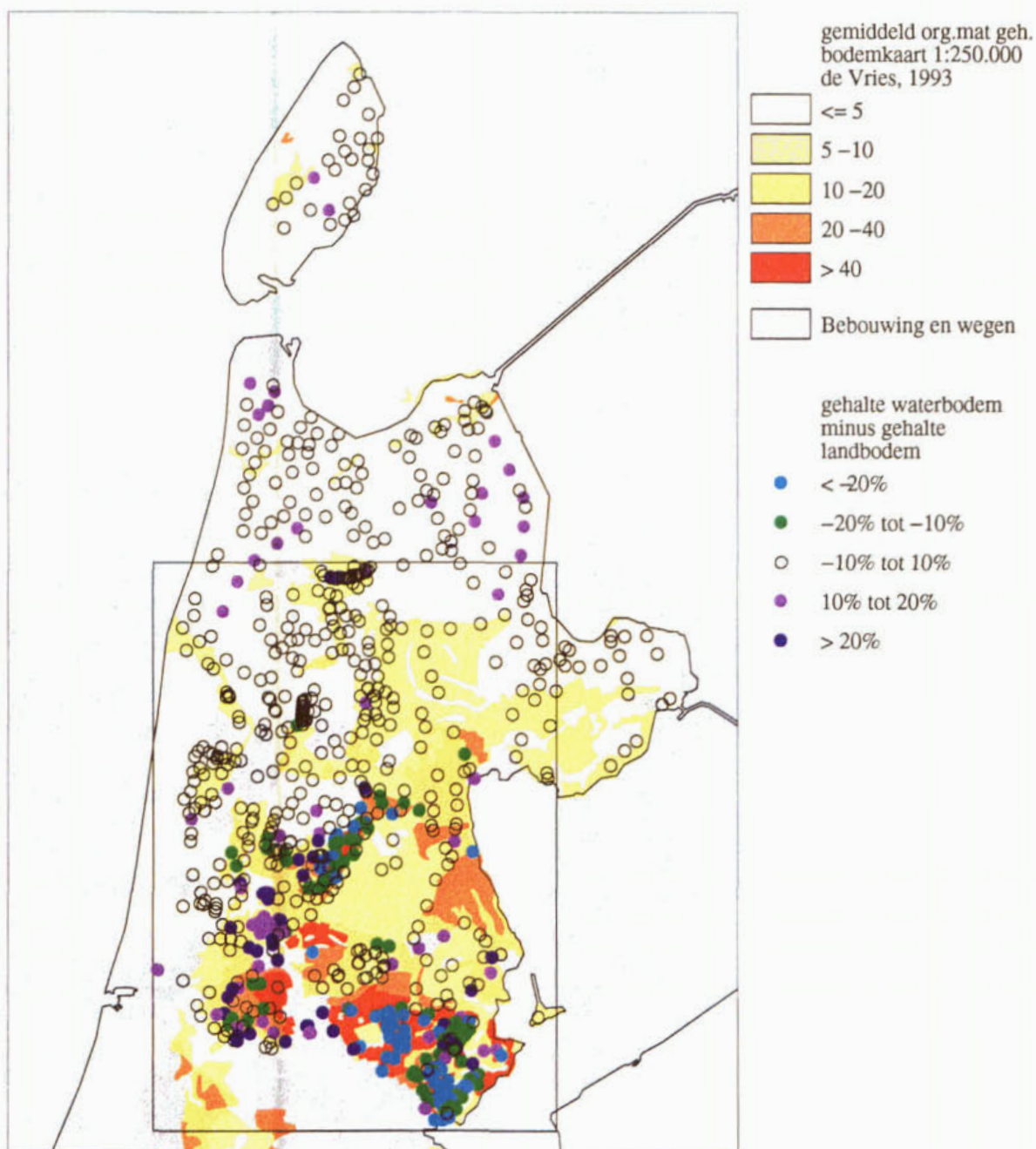
2. WATERBODEMS IN REGIONALE WATEREN

2.1 Vorming van waterbodem in regionale wateren

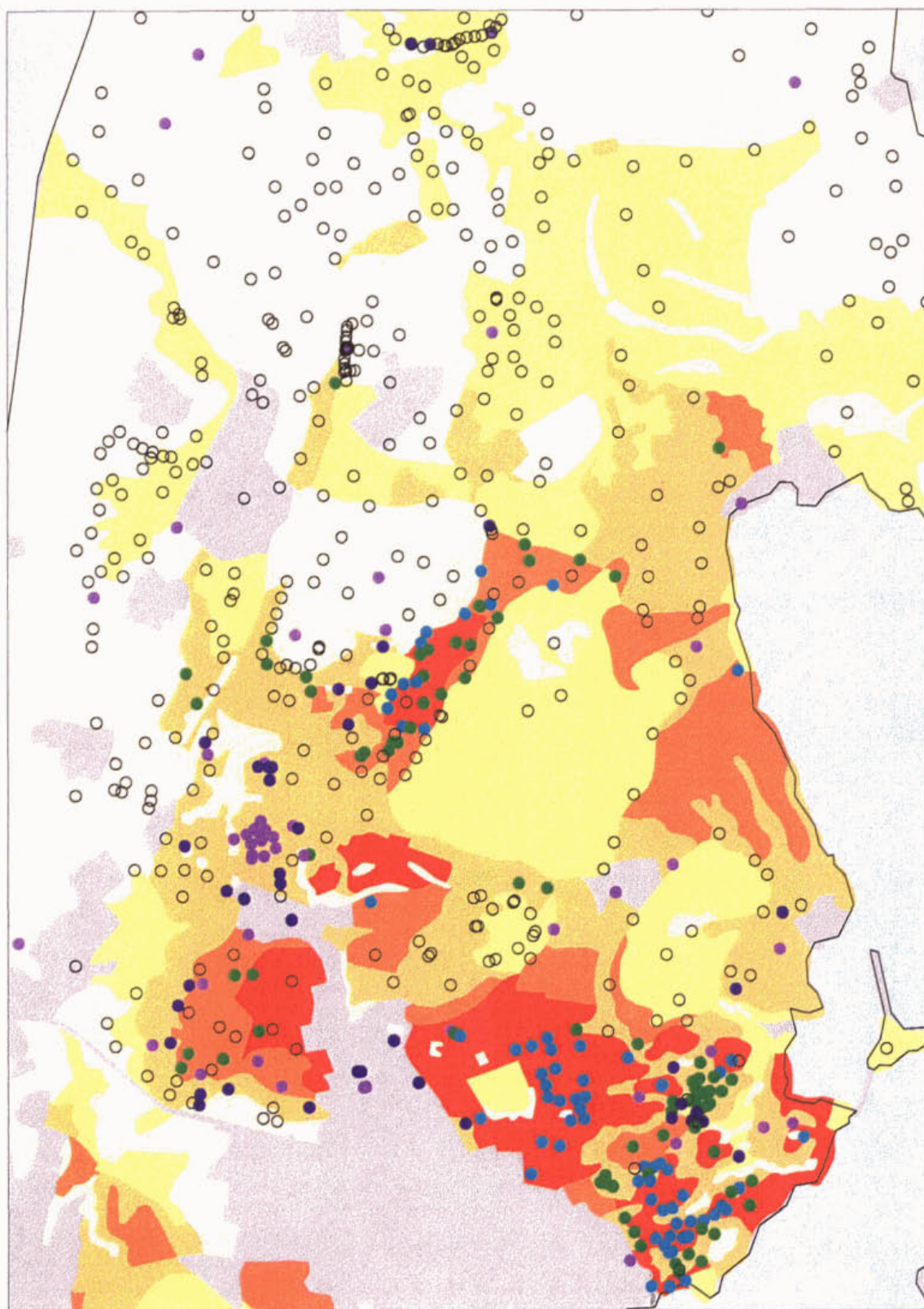
De veelal eutrofe sloten in het landelijk gebied worden gekenmerkt door een weelderige plantengroei. Om een snelle verlanding te voorkomen wordt er ten minste éénmaal per jaar geschoond, d.w.z. dat het overgrote deel van de waterplanten en oeverbegroeiing wordt verwijderd dan wel gemaaid en op de kant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

Met behulp van gegevens voor Noord-Holland (waterbodemgegevens beschikbaar gesteld door R. Kampf (1996a)) is een vergelijking gemaakt waaruit blijkt dat het gehalte organisch stof van de sliblaag slechts in beperkte mate afwijkt van het gehalte organisch stof van de omringende landbodem (Fig. 2.1). In gebieden met organisch stof-arme landbodems (zand en klei) blijkt de sliblaag een vergelijkbaar laag gehalte organisch stof te hebben of in beperkte mate te zijn aangerijkt met organisch stof. Door het frequent schonen van de watergang en de mineralisatie van organische stof in de waterbodem blijkt de aanrijking van organische stof in de sliblaag beperkt te blijven. In veengebieden daarentegen blijkt de sliblaag systematisch lagere gehalten organisch stof te hebben dan de landbodem. Ook voor het lutumgehalte (=minerale delen $< 2 \mu\text{m}$) blijkt de afwijking beperkt te zijn indien de toplaag van de landbodem minder dan 40% lutum bevat (Fig. 2.2).

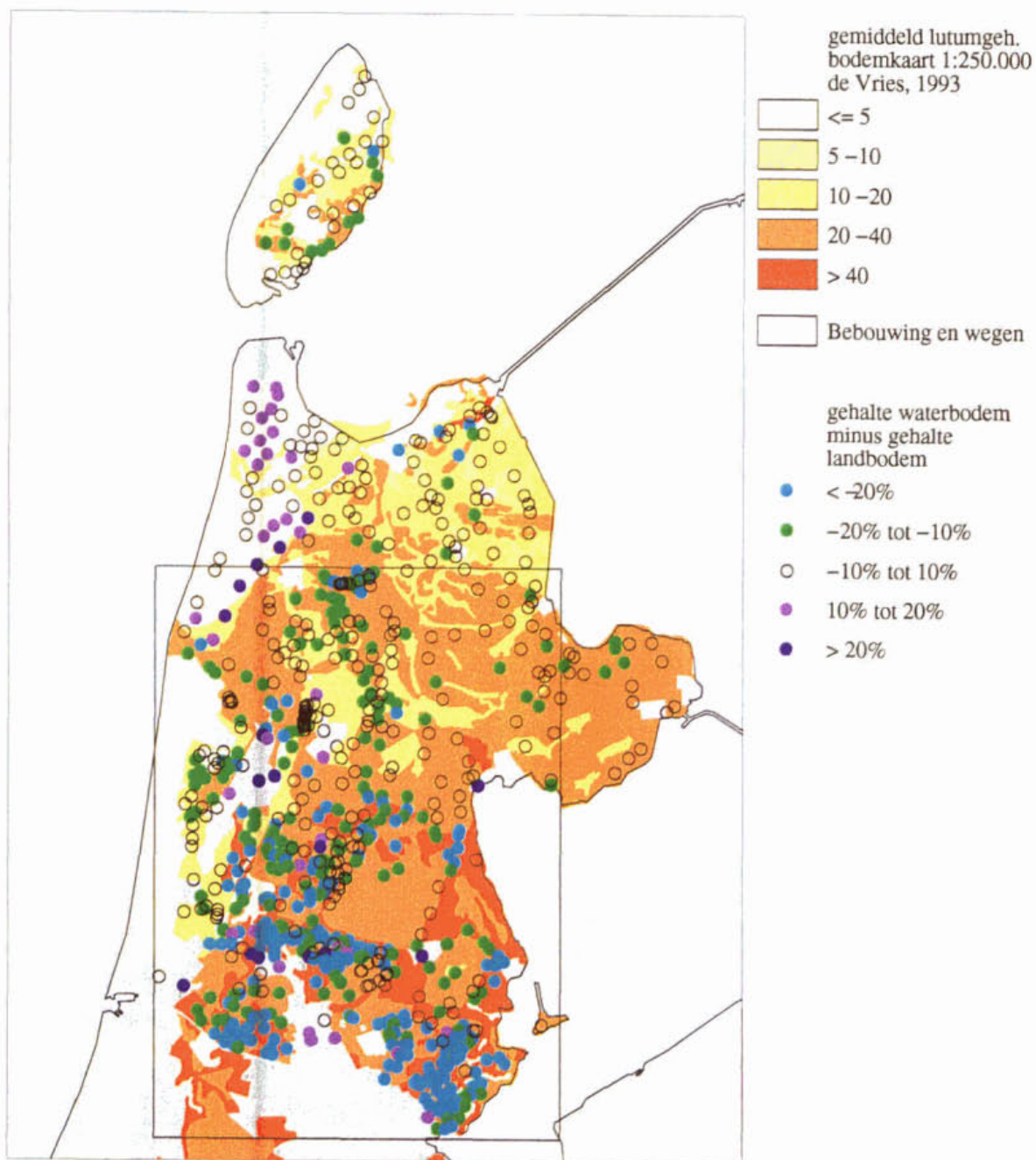
De gelijkenis van de sliblaag, qua organisch stof en lutum gehalte met de omringende landbodem duidt op het belang van de aanvoerroute van de landbodem als matrix voor de sliblaag. De snelheid waarmee de sliblaag aangroeit is zelden een onderwerp van nauwgezette metingen geweest. De beperkte gegevens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



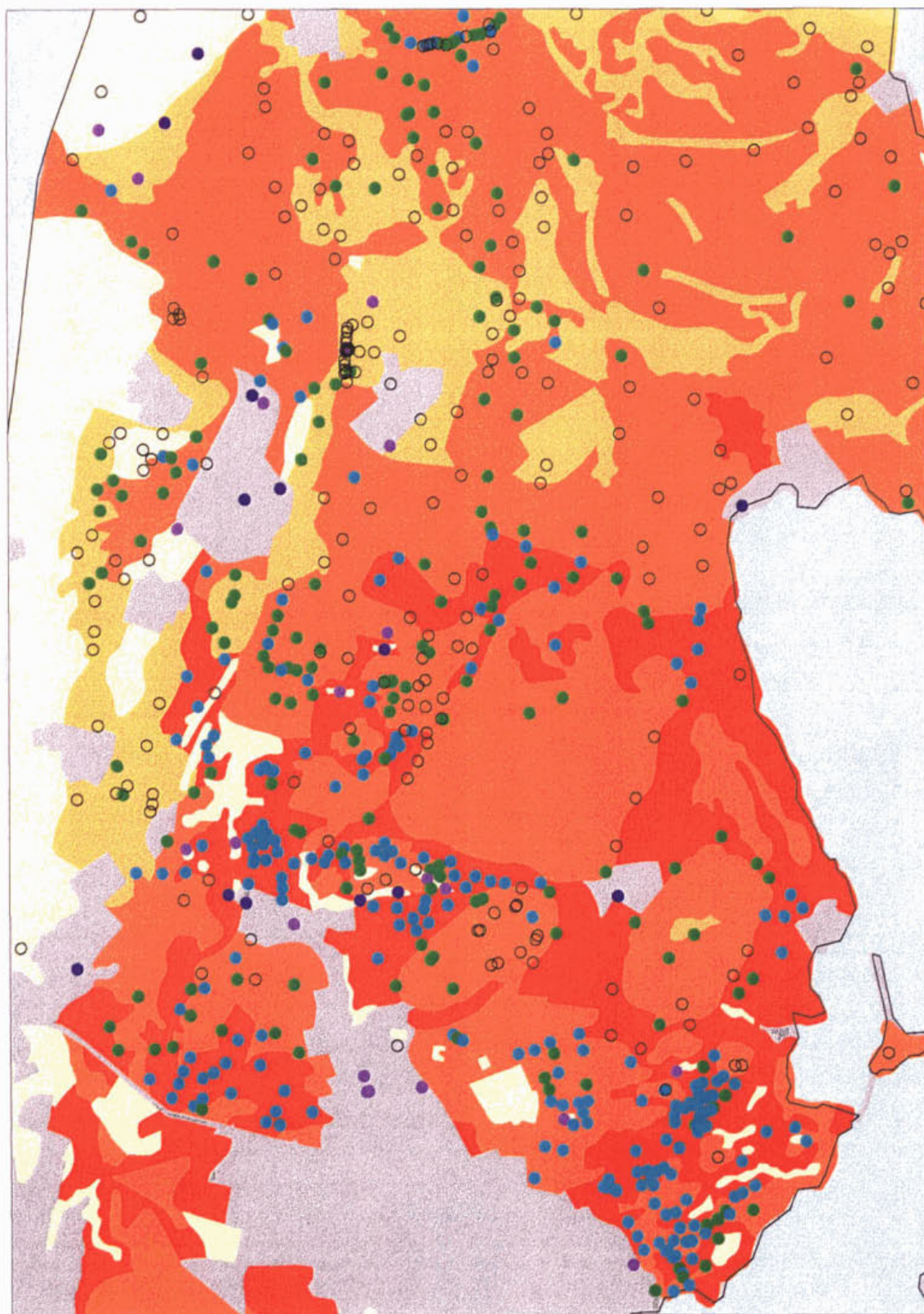
Figuur 2.1a Organisch stof gehalte in de toplaag van de landbodem in N.-Holland weergegeven in vijf klassen (geel –oranje vakken) met daarin het verschil tussen het organisch stof gehalte in water- en landbodem, aangegeven met cirkels en bollen.



Figuur 2.1b Uitsnede van figuur 2.1a, organisch stof gehalte.



Figuur 2.2a Lutum gehalte in de toplaag van de landbodem in N.-Holland weergegeven in vijf klassen (geel –oranje vakken) met daarin het verschil tussen het lutum gehalte in water- en landbodem, aangegeven met cirkels en bollen.



Figuur 2.2b Uitsnede van figuur 2.2a, lutum gehalte.

2.2 Sloopbodem als bezinkputje voor PAK

Door tal van emissieroutes kunnen verontreinigingen direct en indirect (via uit- en afspoeling) in het oppervlaktewater belanden. Met de afvoer van overtollig regenwater worden ook verontreinigingen (opgelost en gebonden aan deeltjes) meegevoerd naar het oppervlaktewater. Door het hydrofobe karakter van PAK zullen zij in hoge mate binden aan zwevende stof, planten en sediment. Eenmaal aangeland in de waterbodem zullen PAK verder accumuleren doordat organisch stof in de zuurstofloze sliblaag wel afbreekbaar is in tegenstelling tot de PAK onder deze condities.

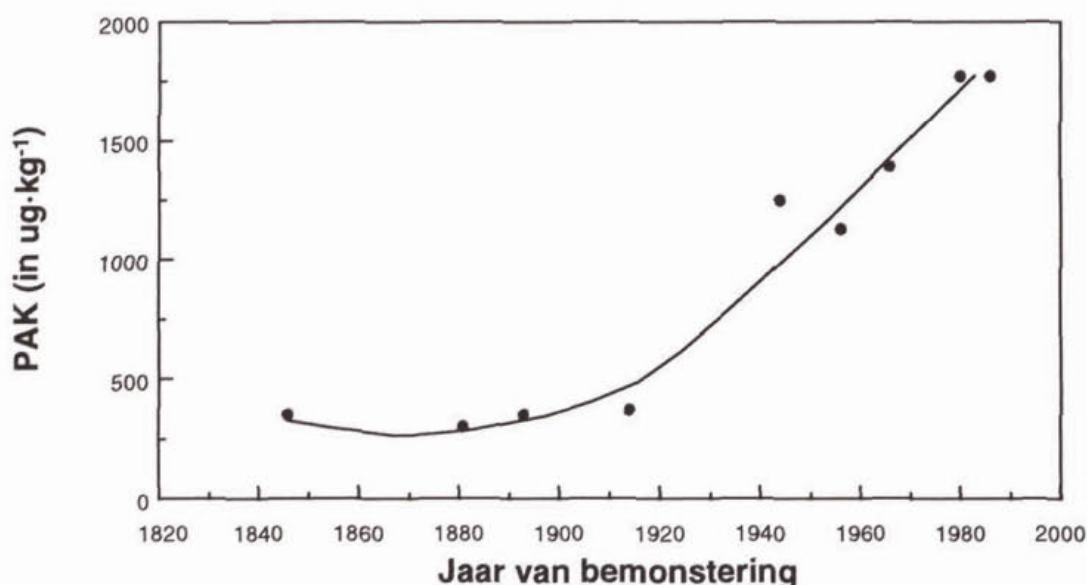
2.3 PAK-gehalten in land- en waterbodem

Onlangs zijn door het RIVM de PAK-gehalten in diverse typen landbouwbodems in Nederland gerapporteerd. In totaal zijn enkele honderden monsters geanalyseerd (Lagas en Groot, 1996; Groot et al., 1996). Hierbij gaat het om bodems die primair vanuit de atmosfeer zijn belast. In een studie uitgevoerd door het Staring Centrum worden ook PAK-gehalten in landbouwbodems op Goeree-Overflakkee gerapporteerd (van den Toorn et al., 1996). De resultaten van beide studies maken duidelijk dat de gehalten van de som van 10 PAK in de toplaag van de bodem in het landelijk gebied, omgerekend naar een standaard bodemsamenstelling, zich op een niveau van 0.5 tot 1 mg·kg⁻¹ d.s. bevinden. Dit betekent dat het bewerken van land, verwaaien en afkalven van landbodem niet uitsluitend als een bron van schone grond naar het watersysteem is te beschouwen, maar tevens een emissie-route voor PAK vormt. In feite is een beperkte additionele emissie van PAK in het watersysteem voldoende om in de waterbodem de streefwaarde (=grenswaarde) te doen overschrijden en een klasse 2 waterbodem te laten ontstaan. In principe is het zelfs mogelijk dat door de afbraak van het organisch materiaal in de waterbodem terwijl de PAK niet afgebroken worden, na standaardisatie voor het gehalte organisch stof, een overschrijding van de streefwaarde ontstaat zonder de invloed van additionele bronnen. De hoeveelheid grond die door landbewerking, verwaaien en afkalven uiteindelijk bijdragen aan de waterbodenvorming is moeilijk te kwantificeren. In gebieden waar weinig gebiedsvreemd water (met zwevend stof) wordt ingelaten, lijken de genoemde processen echter substantieel bij te dragen aan de opbouw van de sliblaag, naast de aanvoer van afstervend organisch materiaal uit de waterkolom.

De geconstateerde aanwezigheid van PAK in de landbodem roept de vraag op waar deze stoffen vandaan komen en hoe dit concentratieniveau zich heeft opgebouwd. Is het een resultante van hoge atmosferische depositie in het verleden en/of accumulatie door geringe afbraak? Met behulp van gearchiveerde bodemonsters van semi-rurale gebieden die primair vanuit de atmosfeer met PAK zijn belast, is in Engeland de

verontreinigingshistorie van de landbodem gereconstrueerd (Fig. 2.3, Jones et al., 1989). Hieruit blijkt dat de PAK-gehalten in de landbodem al sinds de vorige eeuw toenemen. Ondanks een afnemende atmosferische depositie (zie paragraaf 3.2.1) blijkt de input in het landelijk gebied nog altijd hoger te zijn dan de output (door vervluchtiging, afbraak, e.d.). Ofschoon er geen gegevens voor Nederland beschikbaar zijn, is het aannemelijk dat zich een vergelijkbare opbouw van PAK in de Nederlandse landbodem heeft voorgedaan, resulterend in de gehalten die in de recente monitoringsstudies naar voren zijn gekomen.

Kortom, in de landbodem bevinden zich PAK, die waarschijnlijk door een historische belasting zijn opgebouwd, en door landbewerking, verwaaien, afspoeling en afkalven een bijdrage aan de PAK belasting van watersystemen leveren.



Figuur 2.3 Historische reconstructie van de PAK-gehalten (som van 21 PAK verbindingen) in de bouwvoor van de landbodem uit landbouwgebieden in Engeland (uit Jones et al., 1989).

2.4 Het baggeren van regionale wateren

Het baggeren van watergangen in het landelijk gebied wordt primair verricht om een minimale waterdiepte in stand te houden. Dit betekent dat de frequentie van baggeren en de hoeveelheid specie die verwijderd wordt sterk afhankelijk is van het systeem. In zanderige gebieden kunnen de perioden tussen baggeren oplopen tot 15 of 20 jaar. In veengebieden wordt veelal eens in de 10 jaar gebaggerd. Hoeveel specie er verwijderd wordt kan sterk wisselen. Doordat het doel het behalen van een zekere waterdiepte is, is het goed mogelijk dat een deel van de sliblaag achterblijft in de watergang. Ook de baggertechniek kan sterk verschillen en van invloed zijn op de hoeveelheid specie die

verwijderd wordt. In zand- en kleigebieden wordt veel gebruik gemaakt van een gesloten bak aan een kraan. In veengebieden wordt ook gebruik gemaakt van een zuiger die de specie vervolgens op de kant spuit. Om beschadiging van de oever en eventuele beschoeiing te voorkomen wordt juist in het midden van de watergang de specie gebaggerd. Achterblijvende specie zal zich na het baggeren waarschijnlijk herverdelen. Ook is het mogelijk dat doelbewust slechts tot een bepaalde profiel-diepte wordt gebaggerd en er enkele decimeters slib achterblijven. Tijdens het baggeren zal een deel van de specie opwervelen en juist aan deze fijne deeltjes zitten vaak de hoogste gehalten van verontreinigingen. Na het baggeren zullen deze deeltjes weer bezinken ("spoelbagger"). Kortom, er blijft altijd een deel van de verontreinigde specie in de watergang achter. Indien dit sterk verontreinigd is, dan zal deze erfenis mede bepalend zijn voor de kwaliteit van de zich vervolgens afzettende specie.

2.5 Samenvatting

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

3. BELASTING REGIONALE OPPERVLAKTEWATEREN

3.1 Inleiding

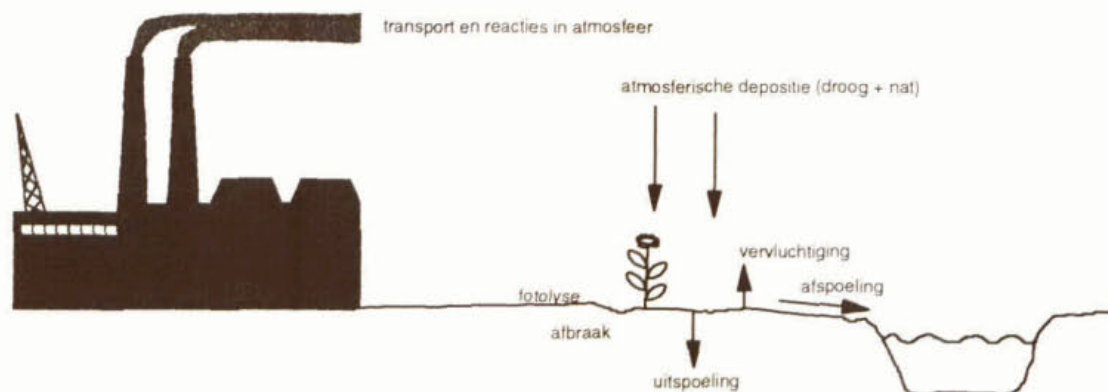
In het projectplan worden al enkele mogelijk belastende bronnen van PAK voor de regionale wateren genoemd (Beurskens, 1995):

- atmosferische depositie
- landbouw: mors, drift, uit- en afspoeling
- aan- en afvoer van water
- RWZI-effluent
- riooloverstorten
- oeverbescherming
- bagger op de kant: uit- en afspoeling

Daarnaast zijn ook de emissies van wegen van belang en wellicht ook lozingen door ongerioleerde, ongezuiverde huishoudelijke lozingen (BKH, 1994). Deze opsomming is een combinatie van duidelijke punt- en diffuse bronnen. De belasting door een aantal van deze bronnen is niet per systeem duidelijk af te bakenen, daarom worden de emissiebronnen opgedeeld in achtergrondbelasting (opgedeeld naar omgeving) en additionele bronnen. Bij het hoogheemraadschap van Delfland is een onderzoek gedaan naar de relatie tussen grondgebruik en baggerspeciekwiteit (Broer, 1995). Hieruit is op te maken dat vooral in de buurt van glastuinbouwgebieden en wegen verhoogde concentraties PAK in de waterbodem worden gevonden. Aangezien het hier wel om redelijk specifieke situaties gaat, worden deze laatste twee bronnen bij de additionele bronnen meegenomen.

3.2 Achtergrondbelasting

De achtergrondbelasting van regionale wateren is op te delen in twee componenten, namelijk de directe en de indirecte belasting door atmosferische depositie. In figuur 3.1 staat de relatie tussen die componenten schematisch weergegeven. De bronnen worden in de volgende paragrafen verder toegelicht.



Figuur 3.1 Vereenvoudigde schematische weergave van PAK-routes in het milieu.

3.2.1 Atmosferische depositie

Tal van activiteiten leiden tot emissies van PAK naar de atmosfeer. In de atmosfeer kunnen PAK zowel gasvormig als gebonden aan kleine deeltjes voorkomen. De concentraties in de lucht van verontreinigingen is niet homogeen verdeeld over Nederland door de concentratie van industrie in bepaalde gebieden (Rijnmond, Ruhrgebied) en de heersende windrichting. PAK kunnen via droge en natte depositie op de bodem en het oppervlaktewater terecht komen.

Uitgebreide metingen van atmosferische depositie van PAK in Nederland zijn helaas schaars. Schattingen van atmosferische depositie met behulp van modellen zijn wel recentelijk beschikbaar gekomen. Op basis van industriële productiviteit en andere emitterende activiteiten wordt met behulp van emissiefactoren een schatting van de emissie verkregen. Vervolgens wordt het transport en de reactiviteit in de atmosfeer gesimuleerd en de depositie afgeleid. Met behulp van bewaard gebleven gewas- en bodemonsters, of boorkernen in sedimenten van watersystemen die primair vanuit de atmosfeer zijn belast, kan een beeld van de trend in de afgelopen decennia worden gereconstrueerd (zie fig. 2.3). De drie genoemde invalshoeken zullen hieronder worden toegelicht.

Directe meting van atmosferische depositie

Uit de jaarrapportage luchtkwaliteit van 1993 (RIVM, 1994) blijkt dat er slechts summier metingen worden verricht naar PAK. Gegevens over gehalten in de lucht worden wel met enige regelmaat gegenereerd op diverse locaties, metingen van atmosferische depositie worden daarentegen niet regulier uitgevoerd en zijn zeer schaars. Wel wordt op basis van emissieschattingen en het gedrag in de lucht een depositie berekend voor benzo[a]pyreen ($0.1 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{jr}^{-1}$). Op basis van de beperkte meetcijfers is een indicatie verkregen dat de gehalten van PAK in lucht in de afgelopen 10 jaar dalen. In de nabijheid van wegen is ook een duidelijk dalend gehalte van benzo[a]pyreen in de lucht vastgesteld (Milieubalans, 1995). Door de

Provincie Zuid-Holland zijn gegevens van atmosferische depositie voor de jaren 1985, 1992 en 1995 gepresenteerd (Provincie Zuid-Holland, 1995). Bij nadere analyse van deze gegevens blijken het schattingen en modelleringsgegevens van TNO te zijn (Hulskotte, 1995). Gezien het feit dat door TNO expliciet wordt aangegeven dat het schattingen betreft en onvoldoende inzichtelijk wordt hoe de emissiereducties worden bereikt, is afgezien van het gebruik van deze gegevens.

In 1992/1993 is door het Hoogheemraadschap van Rijnland op drie locaties in Zuid-Holland de atmosferische depositie gemeten op twaalf perioden verspreid door het jaar (Hoogheemraadschap van Rijnland, 1993). Ofschoon drie locaties waren gekozen die, op basis van hun ligging ten opzichte van potentiële PAK-bronnen, sterk van elkaar verschillen, is dit niet tot uiting gekomen in de gemeten gehalten. Gezien het geringe verschil tussen locaties is het gemiddelde van de gemeten gehalten op alle drie de locaties bepaald en weergegeven in tabel 3.1 (derde kolom). De toegepaste methodiek zou zowel droge als natte depositie opvangen. De gemeten depositieflux is beduidend lager dan de gegevens voor de 3 PAK zoals door de Provincie Zuid-Holland is gerapporteerd. Door toepassing van een onjuiste monsterbehandeling is dit ook wel verklaarbaar (persoonlijke mededeling Klapwijk, 1996).

Modellering van atmosferische depositie van PAK in Nederland

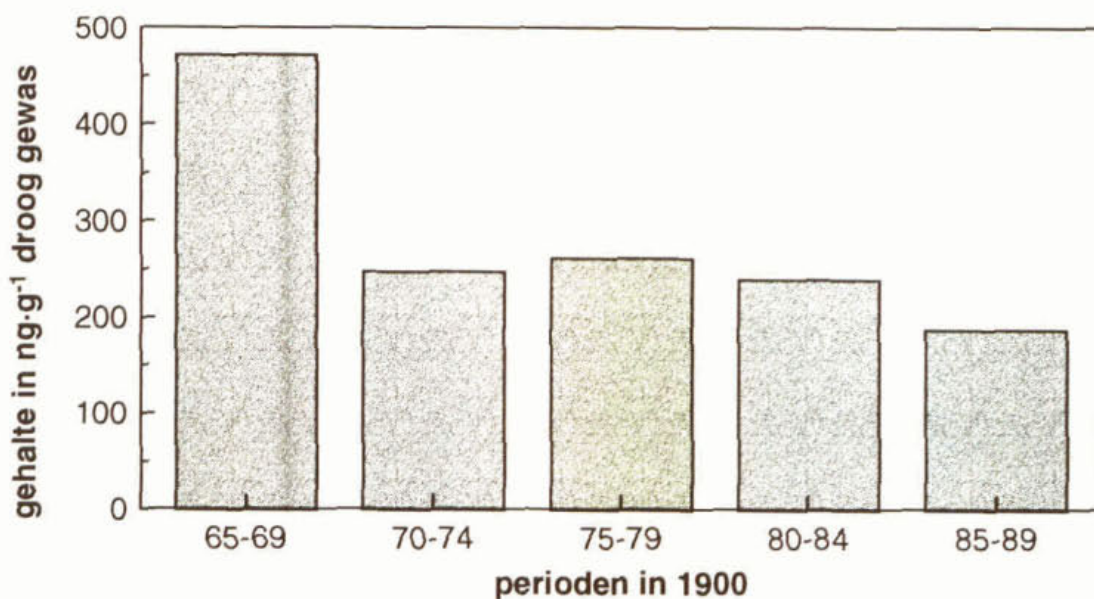
Door TNO en het RIVM is op basis van emissiebronnen, emissiefactoren en gedrag in de atmosfeer, de atmosferische depositie van PAK in Nederland berekend (Baart et al., 1995). Uiteraard zitten hier grote onzekerheden in en is validatie van de uitkomsten slechts ten dele mogelijk door het gebrek aan meetgegevens. Uit deze studie is de gemiddelde depositie van PAK samengevat in tabel 3.2 en vergeleken met de gegevens van Zuid-Holland en Rijnland (metingen). Hieruit blijkt nogmaals dat de gemeten gehalten door Rijnland wel erg laag zijn.

Tabel 3.1 Berekende, gemiddelde atmosferische depositie in Nederland rond 1990 (TNO/RIVM) en vergelijking met gegevens van Zuid-Holland en Rijnland (in $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{jr}^{-1}$).

	TNO/RIVM	Zuid-Holland	Rijnland
naftaleen	0.26		0.03
fenantreen	0.63	0.7	0.06
antraceen	0.06		0
fluoranteen	0.73	0.24	0.05
benzo[a]antraceen	0.15		0.003
chryseen	0.28		0.012
benzo[k]fluoranteen	0.1		0.003
benzo[a]pyreen	0.11		0.004
benzo[ghi]peryleen	0.08	0.03	0.003
indeno[1,2,3]pyreen	0.12		0.007

Reconstructie van trends in atmosferische depositie met behulp van bewaard gebleven gewasmonsters

De cuticula op bladeren van planten is een belangrijke verzamelplaats van hydrofobe verontreinigingen die via atmosferische depositie op planten belanden (Simonich & Hites, 1995). In Engeland zijn gewasmonsters bewaard gebleven sinds midden zestiger jaren. Deze monsters zijn met de hedendaagse technieken geanalyseerd op PAK-gehalten en de resultaten duiden op een halvering van de atmosferische depositie tussen einde 60-er jaren en einde 90-er jaren (fig. 3.2; Jones et al., 1992).



Figuur 3.2 Reconstructie van de belasting van planten met PAK vanuit de atmosfeer.

3.2.2 Omgevingsbelasting

De landbodem kan, vooral in het geval van de regionale wateren, als een bron van PAK opgevat worden. Door afkalving, verwaaiing en landbewerking komt er bodemmateriaal in de watergangen terecht. Hoewel het merendeel van de door Lagas en Groot (1996) geanalyseerde monsters in klasse 0 ingedeeld kan worden op basis van PAK gehalte, kan deze bodem zeker niet vrij van PAK worden beschouwd. Polyaromatische koolwaterstoffen kunnen, geadsorbeerd aan het organisch materiaal in de bodem, in de watergang belanden. Voor dit project worden voornamelijk de verschillen tussen gebieden met een verschillende bodemsoort onder de loep genomen, aangezien de gehalten aan contaminanten bij deze bodemsoorten van elkaar verschillen (Lagas en Groot, 1996).

3.3 Additionele bronnen

De verschillende additionele bronnen die voor regionale wateren van belang kunnen zijn zullen hieronder eerst nog even worden genoemd:

- Aanvoer van water
- RWZI
- Riooloverstorten
- Wegen (verwaaiing/ runoff en wegriolering)
- Oeverbescherming
- Kassen
- Huishoudelijke lozingen
- Bagger op de kant: uit- en afspoeling

3.3.1 Aanvoer van water

Met de inlaat van water (vanuit provinciale en rijkswateren) kunnen aanzienlijke hoeveelheden verontreinigingen meekomen. De lozingen van industrie en de aanzienlijke belasting door de scheepvaart kunnen zo wellicht indirect de regionale wateren beïnvloeden. Voor de kleinere regionale wateren is een directe belasting door scheepvaart waarschijnlijk niet van toepassing. De scheepvaart draagt bij aan een aanzienlijke belasting van PAK, afkomstig van koolteer en de verbranding van benzine en diesel. In sommige gevallen kan wellicht de verplaatsing van gebiedseigen water van belang zijn (persoonlijke mededeling van der Plicht, 1996a).

3.3.2 RWZI

De rioolwaterzuiveringsinstallaties zijn te beschouwen als een vergaarbak van verschillende verontreinigingsbronnen. De RWZI's lozen gereinigd huishoudelijk en eventueel industrieel afvalwater op oppervlaktewater. Sloten kunnen direct of indirect met RWZI-effluent belast kunnen worden. De meeste RWZI's lozen op zo groot mogelijke wateren, waardoor een indirecte belasting plaats kan vinden via de inlaat van water. Somers et al. (1994) noemt een gemiddelde voor de Σ -6-PAK van Borneff van 55 μg per inwoner per etmaal. Dit is het gemiddelde van 5 RWZI's in Noord-Brabant die hoofdzakelijk huishoudelijk afvalwater ontvangen. In deze studie wordt gerefereerd aan een studie van het RIZA, waar de concentraties van PAK in huishoudelijk afvalwater hoger liggen. In dit onderzoek zullen uitgebreide datasets van het Zuiveringsschap Oostelijk Gelderland worden gebruikt om de emissie door RWZI's uit te rekenen. Ter vergelijking zijn ook datasets van het Hoogheemraadschap van Rijnland en het Zuiveringsschap Drenthe geraadpleegd.

3.3.3 Riooloverstorten

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

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

3.3.4 Wegen (verwaaiing/ runoff en wegriolering)

Bij de verbranding van brandstoffen bij het wegverkeer komt PAK en (in afnemende mate) lood vrij. Slijtage van wegen kan in het geval van oud asphalt een bron van PAK vormen, evenals de slijtage van autobanden. De verspreiding van deze verontreinigingen vindt plaats door vervluchtiging (voornamelijk bij de laagmoleculaire PAK) en door adsorptie aan stofdeeltjes. Kleine stofdeeltjes worden over een groter gebied verspreid dan de grotere, die direct op het wegdek of in de wegberm neerslaan. Via runoff kunnen de verontreinigingen die geadsorbeerd zijn aan deze zwaardere stofdeeltjes het oppervlaktewater direct belasten (wegsloten). De kleine stofdeeltjes kunnen het oppervlaktewater direct belasten via depositie, of over een groter gebied worden verspreid door droge en natte verwaaiing. Wegen beïnvloeden de bodem- en waterbodemkwaliteit tot enkele tientallen meters van de weg (Nelissen, 1990; Boland, 1995). Volgens Wild en Jones (1995) gaat het bij het wegverkeer om een aanzienlijke emissie van met name fenantreen. Uit data van Wegener et al. (1994) blijkt de emissie van fluorantreen op de vijf in Nederland bemonsterde locaties het hoogst te zijn..

De verontreinigde runoff van wegen kan het oppervlaktewater via verschillende wegen belasten. Buiten de bebouwde kom infiltreert een deel van de runoff direct in de

wegberm en de rest van de runoff komt op oppervlaktewater terecht dat binnen enkele tientallen meters van de weg ligt. Binnen de bebouwde kom verdwijnt ongeveer de helft van de runoff naar de RWZI (BKH, 1994). Daar waar slib van wegen wordt opgevangen, wordt dit afgevoerd naar een depôt, aangezien dit in klasse 3 of 4 valt.

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

3.3.5 Oeverbescherming

Om afkalving van de slootkant tegen te gaan wordt onder andere gecreosoteerde beschoeiing toegepast. Creosoot bestaat ongeveer voor de helft uit PAK (Montforts en Linders, 1995). De uitloging per oeverlengte-eenheid voor verschillende soorten wateren en verschillende soorten oeverbeschermingsmiddelen wordt uitgebreid uiteengezet in BKH (1994). Deze uitloging per oeverlengte-eenheid is sterk afhankelijk van de constructie van de beschoeiing. In regionale wateren komen beschoeiingen voor die bestaan uit gecreosoteerde paaltjes in combinatie met andere materialen; ook worden bijvoorbeeld damwanden gebruikt. Damwanden en dergelijke logen meer uit doordat er een groter oppervlak beschoeiing in contact staat met het water.

Het gebruik van gecreosoteerde oeverbeschoeiingen is door veel waterschappen reeds aan banden gelegd door middel van WVO-vergunningen. Er vindt daarnaast veel onderzoek plaats naar alternatieven, zoals gecreosoteerd hout dat door een stoombehandeling minder uitloogt (Heijnis et al., 1992).

3.3.6 Kassen

Het afgevoerde regenwater van kassen is ernstig vervuild met PAK. Voor een deel wordt het regenwater van kassen opgevangen in bassins, waarvan het bezonken slib apart wordt afgevoerd. Broer (1995) meldt metingen aan bassinslib van afgevoerd regenwater van glastuinbouw die kan worden ingedeeld in klasse 3 of 4 op basis van PAK-gehalte. Regenwater dat niet wordt opgevangen komt waarschijnlijk, door het

grote verharde oppervlak in dergelijke gebieden, voor het grootste deel direct in het oppervlaktewater terecht. Waarschijnlijk zijn deze hoeveelheden PAK afkomstig van natte en droge atmosferische depositie.

3.3.7 Huishoudelijke lozingen

Een klein deel van de huishoudens in Nederland is ongerioleerd. Deze huishoudens lozen hun afvalwater direct op het oppervlaktewater of op de bodem. Het aandeel ongerioleerde huishoudens kan per regio nogal verschillen, en het zijn voor een groot deel bodemlozers en slechts voor een klein deel oppervlaktewaterlozers (persoonlijke mededeling Vonk). Volgens BKH (1994) wordt door ongeveer de helft van deze huishoudens in Zuid-Holland geloosd op niet-rijkswateren. Daarnaast lozen de scheepvaart en de woonboten huishoudelijk afvalwater op het oppervlaktewater. Een klein percentage ongerioleerd afvalwater is afkomstig van recreatie. Wegens gebrek aan gegevens is deze emissiebron verder niet in het onderzoek meegenomen.

3.3.8 Bagger op de kant: uit- en afspoeling

Slootspecie die verontreinigd is met PAK kan zelf weer een bron van belasting vormen voor een naburige sloot indien de specie wordt afgezet op de belendende slootkant. Door van den Toorn en Harmsen (1996) is reeds onderzoek gedaan naar de accumulatie van de slootkant door het opbrengen van specie. In hoeverre de slootkant weer als bron kan dienen zal in een later stadium van dit onderzoek worden meegenomen.

3.4 Samenvatting

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

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

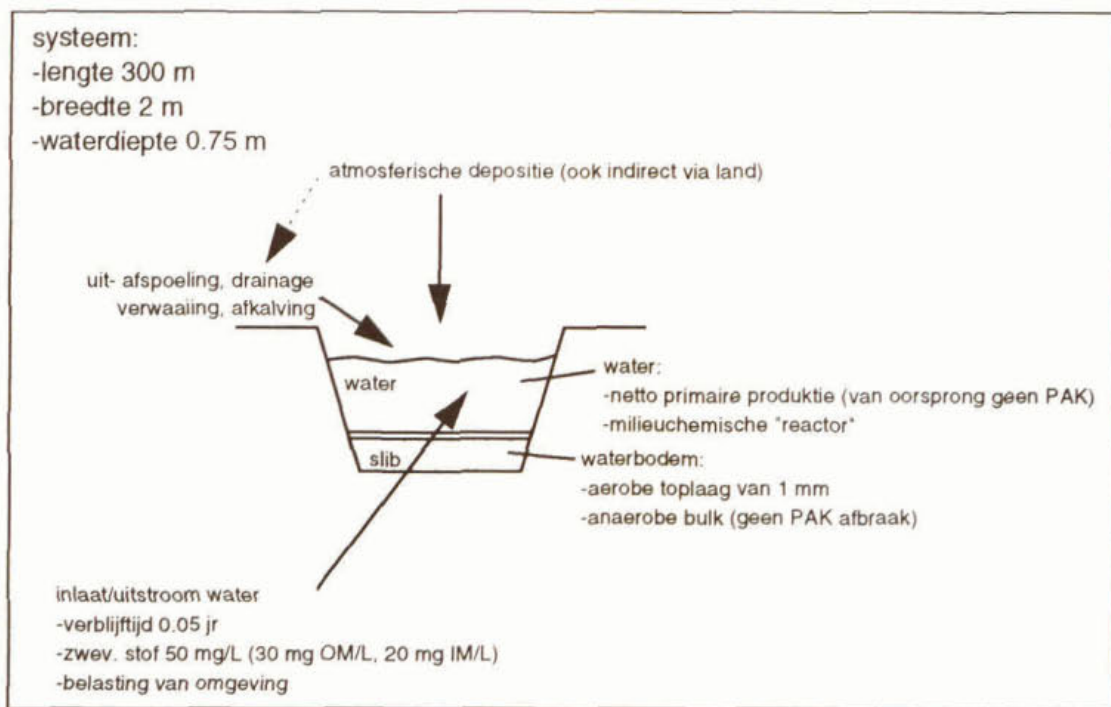
- Wegen: belasting via verwaaiing, runoff en eventuele wegriolering.
- RWZI-effluent: gezuiverd huishoudelijk en industrieel afvalwater en eventueel regenwater.
- Overstorten van zowel gemengde als gescheiden stelsels, die afhankelijk van verschillende factoren ongezuiverd huishoudelijk en industrieel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

4. MODELSTRUCTUUR

Zoals is beschreven in § 1.1 zijn er twee doelstellingen binnen dit onderzoek. Ten eerste een kwantitatieve beschrijving van de huidige waterbodempkwaliteit afhankelijk van de in hoofdstuk 3 genoemde emissieroutes en specifieke eigenschappen van de sloot. Ten tweede een prognose van de waterbodempkwaliteit waarbij scenario's voor de toekomstige emissies worden doorgerekend. Hierbij is gekozen voor een modelmatige aanpak waarin relaties en processen op kwantitatieve wijze worden uitgedrukt. Vanwege de onzekerheid inherent aan het gebruik van modellen is een probabilistische aanpak gekozen (zie hoofdstuk 5). Hierdoor is het mogelijk om gewogen uitspraken met het model te geven. In § 4.1 wordt de opzet van het model met de variabelen besproken, waarna in § 4.2 alle processen op summiere wijze worden beschreven. In § 4.3 volgt een korte samenvatting.

4.1 Variabelen

Het model IRIS (Integraal Risico Instrument voor Sloten of Integrated Risk Instrument for small Streams) beschrijft een slootsysteem typerend voor de regionale watergangen die éénmaal per 5 tot 20 jaar gebaggerd worden. De modelsloot is 300 meter lang, 2 meter breed en heeft een totaaldiepte (water + sediment) van 75 cm. Deze modelsloot is opgebouwd uit een waterkolom met onderliggend sediment (fig. 4.1). Het sediment is beschreven als twee lagen, waarbij de bovenste laag (s_1) een constante dikte heeft en aëroob wordt verondersteld. De dikte van de tweede laag (s_2) is variabel en anoxisch. De diepte van de waterkolom varieert afhankelijk van de sedimentdikte zodanig dat de totaaldiepte van de sloot gelijk blijft. Een onderscheid is gemaakt naar zand- klei- en veensloot, waarbij het sediment min of meer als een afspiegeling wordt beschouwd van de landbodem (zie § 2.1). In de 3 compartimenten wordt een set van toestandsvariabelen doorgerekend. Deze set bestaat uit variabelen voor organisch materiaal (OM), lutum (IM), grof anorganisch materiaal (SM) en de afzonderlijke PAK (de 10 van VROM genoemd in bijlage II). Er wordt gerekend in gram drooggewicht per m^2 (verder aangeduid als $g_{DW} \cdot m^{-2}$) en $g_{PAK} \cdot m^{-2}$. Voor de uiteindelijke presentatie wordt omgerekend naar concentraties en naar gehalten. Voor alle variabelen geldt dat de massabalans gesloten is. Als huidige situatie geldt de periode van 1990 tot 1995 omdat daar gegevens van zijn verzameld.



Figuur 4.1 Schematische weergave van de opbouw van het model met achtergrondbelasting

Hoewel in dit onderzoek alleen naar PAK is gekeken is er bij de opzet van IRIS wel rekening gehouden met het berekenen van gehalten van zware metalen. Omdat in de klassebepaling t.a.v. zware metalen het lutumgehalte mede bepalend is, wordt daarom een onderscheid van particulier anorganisch materiaal in lutum en grof anorganisch materiaal gemaakt. IM beschrijft de lutumfractie met deeltjes kleiner dan 2 μm en SM de fractie groter dan 2 μm . Ook is dit belangrijk voor de typering van de watergang in zand- klei of veensloot. OM staat voor organisch materiaal en bevat zowel het opgeloste als het particuliere organische materiaal. Hiervoor is gekozen aangezien het particulier (POM) en het opgelost (DOM) organisch materiaal moeilijk te onderscheiden is en de partiticoëfficiënten van PAK naar POM en DOM niet voldoende van elkaar verschillen om apart te worden meegenomen. OM is een belangrijk adsorbens voor zowel PAK als zware metalen. Ook voor organisch materiaal geldt dat dit het type sloot bepaalt, alswel dat dit van invloed is op de klassebepaling. Behalve voor zware metalen wordt de klassebepaling van sediment m.b.t. PAK alleen door OM beïnvloed.

De PAK worden opgeteld tot een som 10 PAK. Het gehalte som 10 PAK bij een bepaalde sedimentsamenstelling wordt omgerekend naar standaardbodemsamenstelling zoals beschreven in LAWABO (RIZA, 1994). Deze methode leidt tot de bepaling van de klasse van een waterbodemo. Dit is een andere berekeningswijze dan in de Evaluatienota Water (1993) wordt gepresenteerd, waarin beschreven wordt hoe voor een bepaalde sedimentsamenstelling de systeemspecifieke interventiewaarde moet worden bepaald.

4.2 Processen

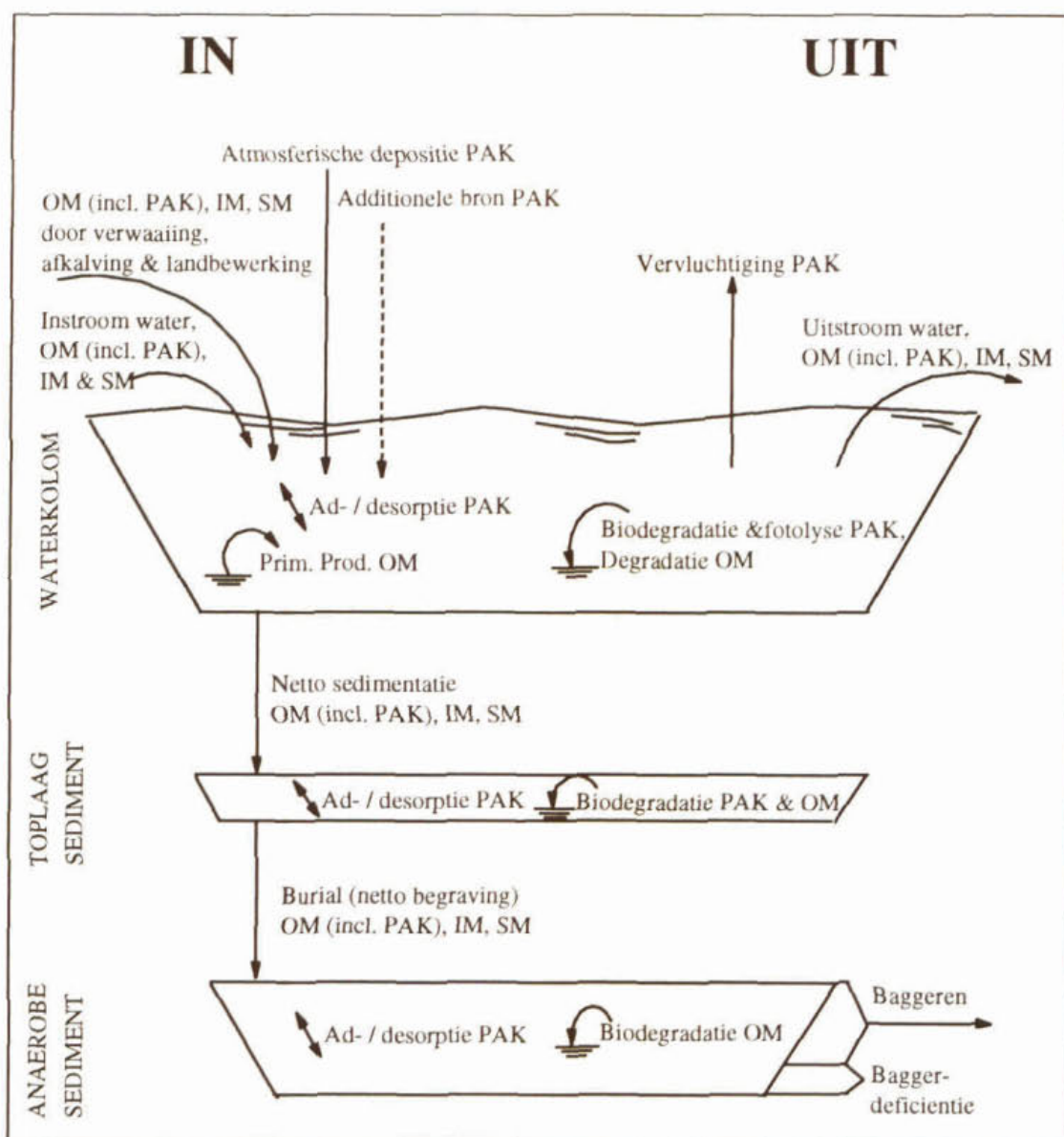
Hieronder worden alle processen in het model op korte wijze beschreven. Veel procesbeschrijvingen of delen daarvan, evenals parameterwaarden zijn gebaseerd op Traas et al. (1994), Janse et al. (1992) en Mills et al. (1985). Er wordt gerekend in jaren, waarbij seizoensgevoelige processen over een jaar gemiddeld worden. Een complete beschrijving van de gebruikte versie van het model IRIS (sediment module versie 1.0) zal volgen in een modeldocumentatie. In bijlage IV staat een opsomming van de gebruikte parameterwaarden.

4.2.1 Invoer

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

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

De achtergrondbelasting van PAK komt behalve uit rechtstreekse atmosferische depositie ook geadsorbeerd aan organisch materiaal binnen, dus via de waterfase en via invoer vanaf de slootkant. De beschrijving van de hoeveelheid PAK geadsorbeerd aan OM is verder uitgewerkt in § 6.1.1. Bij de achtergrondbelasting speelt verder atmosferische depositie een grote rol (zie tabel 6.1). Daarnaast zijn er een groot aantal additionele bronnen, vermeld in tabel 6.4, die een extra belasting van het slootsysteem geven (§ 6.1.2).



Figuur 4.2 Schematische weergave van de processen in het model

4.2.2 Adsorptie

Omdat PAK sterk hydrofobe verbindingen zijn, adsorberen ze sterk aan het organisch materiaal in het systeem. Over het algemeen geldt dat bij meer aromatische ringen een sterkere adsorptie aan organisch materiaal plaatsvindt. De adsorptie is als volgt gemodelleerd: voor elke afzonderlijke PAK wordt iedere tijdsstap de totale massa in de 3 compartimenten berekend. Vervolgens worden deze m.b.v. een lineaire partitie-coëfficiënt onderverdeeld in PAK geadsorbeerd aan OM en PAK opgelost, waarop sedimentatie en afbraakprocessen worden uitgerekend. Daarbij wordt uitgegaan van een instantaan evenwicht op de tijdsschaal die gehanteerd wordt.

4.2.3 Sedimentatie

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

4.2.4 Baggeren

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

4.2.5 Afbraakprocessen

In het model is mineralisatie van organisch materiaal door micro-organismen opgenomen. Het is gemodelleerd als een eerste-orde proces. In de waterfase is mineralisatie 10 maal hoger verondersteld dan in het sediment. De invloed van mineralisatie op het OM is te zien in fig. 5.2.

Biodegradatie van PAK is ook gemodelleerd als een eerste-orde proces, waarbij is aangenomen dat de temperatuur 9 maanden van het jaar hoog genoeg is om dit te laten plaatsvinden. Onder anaërobe en denitrificerende omstandigheden is biodegradatie vrijwel nihil en wordt daarom in het model in de anaërobe bodemlaag verwaarloosd. In zowel het water als de bovenste sedimentlaag wordt de snelheid van PAK degradatie gelijk verondersteld. Hierbij geldt dat de PAK met meer ringen minder snel afgebroken worden dan PAK met weinig ringen (zie waarden voor de afbraakconstanten in bijlage IV). Er wordt uitgegaan van de totale hoeveelheid PAK, dus zowel opgelost als geadsorbeerd PAK telt mee bij degradatie.

Bij fotolyse zijn de PAK met meer ringen over het algemeen gevoeliger dan kleinere PAK. De halfwaardetijden voor fotolyse zijn veelal afgeleid vlak onder het wateroppervlak. De degradatie door fotolyse hangt in het model af van de mate van eutrofiëring van de sloot, waarbij ervan wordt uitgegaan dat de sloten matig tot sterk eutroof zijn. Daarnaast zijn lichtintensiteit en daglengte gemiddeld over een jaar meegenomen als factoren (zie bijlage IV voor de parameterwaarden). Fotolyse speelt echter een beperkte rol aangezien de concentraties van opgeloste PAK erg laag zijn door hun sterk hydrofobe karakter. Hydrolyse is voor PAK niet of nauwelijks van belang en is daarom niet opgenomen in het model.

4.2.6 Andere verliestermen

Allereerst is er een verliespost doordat stroming behalve voor invoer van materiaal ook zorgt voor het verdwijnen ervan. Daarbij is de uitstroom van PAK gerelateerd aan die van het organisch materiaal. Aangezien het overgrote deel van de PAK geadsorbeerd is aan OM is de invoer van opgelost PAK via debiet gelijk verondersteld aan de uitvoer en dus niet als flux meegenomen.

Voor een aantal PAK is vervluchtiging van belang. Dit proces hangt af van de eigenschappen van de PAK (Henry coëfficiënt en molecuulair gewicht) en van karakteristieken van de watergang (diepte, temperatuur en reaeratie onder invloed van de wind). Daarbij is uitgegaan van een jaargemiddelde watertemperatuur en windsnelheid. Met uitzondering van benzo(a)anthraceen en benzo(a)pyreen is vervluchtiging voor PAK met vier of meer aromatische ringen niet meer van belang.

4.3 Samenvatting

Het model IRIS beschrijft een slootsysteem typerend voor de regionale watergangen welke éénmaal per 5 tot 20 jaar gebaggerd worden. De modelsloot is 300 meter lang, 2 meter breed en heeft een totaaldiepte (water + sediment) van 75 cm. Deze

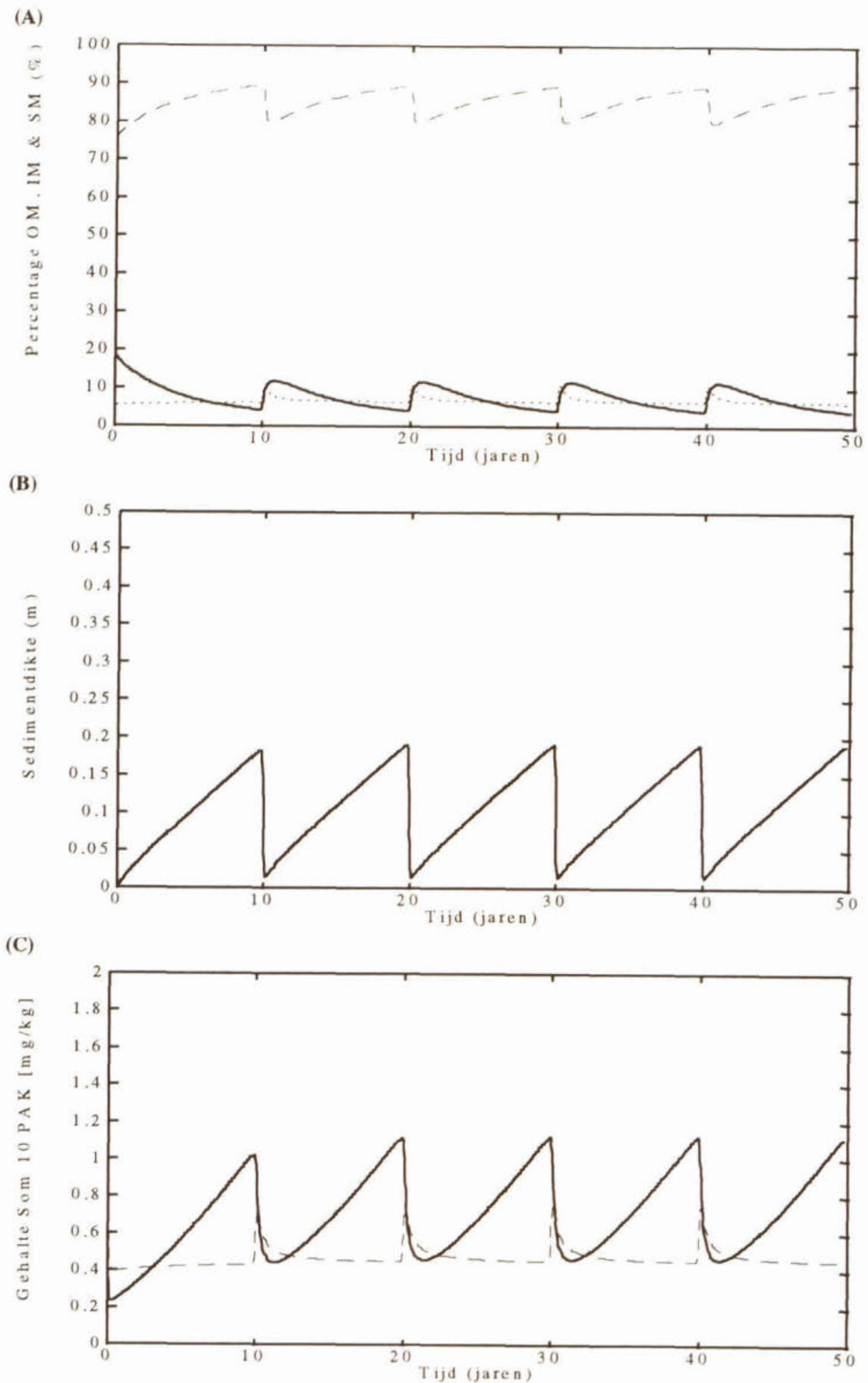
modelsloot is opgebouwd uit een waterkolom met onderliggend sediment, welke wordt onderverdeeld in een aërobe toplaag en een anaërobe laag. In deze 3 compartimenten worden de variabelen organisch materiaal, lutum, grof zandig materiaal en de afzonderlijke PAK (de 10 van VROM) doorgerekend als functie van verschillende processen. Invoer, adsorptie, sedimentatie, baggeren, afbraakprocessen en nog een aantal andere verliestermen zijn als processen in IRIS opgenomen. Uiteindelijk worden samenstelling en dikte van het sediment, absolute PAK gehalten als wel PAK gehalten gecorrigeerd naar standaardbodem berekend. Vanwege de onzekerheid bij het gebruik van modellen in het algemeen en specifieke onzekerheden m.b.t. IRIS is een uitgebreide modelanalyse uitgevoerd en is een probabilistische benadering gekozen (zie volgend hoofdstuk).

5. MODELANALYSE

Aan het gebruik van een model zitten onzekerheden vast. Met name door lacunes in de kennis m.b.t. processen en de daarbij benodigde parameters, de initiële condities, de historie van het systeem en een gebrek aan gegevens, maar ook door stochastisch gedrag in het veld en de fouten in meten en rekenen ontstaat onzekerheid in modellen. De deterministische modellen, waar meestal mee wordt gerekend, gaan aan deze onzekerheid voorbij: ze leveren één antwoord op een bepaald moment, de uitkomst is één punt of één lijn. Probabilistische modellen nemen de onzekerheid wel mee in de uitkomsten in de vorm van verdelingen van parameters en variabelen. Op deze manier kunnen ook risicoanalyses worden uitgevoerd (Traas et al., 1994; Kramer et al., 1994). Om niet meteen alle parameters in een model onzeker te nemen is een inperking noodzakelijk tot parameters waar de belangrijke modelvariabelen gevoelig voor zijn. Deze inperking wordt verkregen door een gevoeligheidsanalyse (§ 5.1). Daarna kan er met behulp van de Monte-Carlo techniek een groot aantal simulaties met verschillende waarden voor de parameters worden doorgerekend, waarna er verdelingen voor de variabelen verkregen worden. Deze verdelingen worden vervolgens vergeleken met data en indien nodig worden de parameterranges of waarden bijgestuurd. De resultaten van deze kalibratie worden getoond in § 5.2.

Na kalibratie van het model op één bepaalde situatie, is het mogelijk om een validatie uit te voeren op een andere (meer uitgebreide) set metingen. Daarbij worden de resultaten van de Monte-Carlo simulaties vergeleken met de ranges van gevonden waarden (§ 5.2 en § 6.5). Zowel bij de gevoeligheidsanalyse als bij de kalibratie zijn simulaties van 50 jaar gedraaid, maar dit moet niet gezien worden als een berekening van 1990-2040. De 50 jaar zijn gebruikt om van initiële condities te komen tot de huidige situatie: de periode 1990 tot 1995, waarvan gegevens gebruikt zijn bij de kalibratie. Aan het einde van een dergelijke simulatie worden vlak voor het baggeren de modeluitkomsten gebruikt als resultaat, als ware het een veldmonster m.b.v. een steekbuis.

Fig. 5.1 geeft een beeld van het gedrag van een aantal variabelen bij de gekozen standaardwaarden voor de parameters (= nominale waarden) in een zandsloot. De zaagtanden ontstaan door het baggeren met een baggerfrequentie van éénmaal in de tien jaar. De dikte van het sediment (fig. 5.1 b) neemt af omdat een groot deel van het gesedimenteerde materiaal wordt weggehaald. Als gevolg van verschillende verwijderingsrendementen van organisch materiaal (OM), lutum (IM) en grof, zandig materiaal (SM) verandert de samenstelling van het sediment (fig. 5.1 a). OM en IM worden minder efficiënt weggebaggerd dan SM; vandaar dat het percentage SM daalt bij baggeren. Doordat na het baggeren de samenstelling van het binnenkomend materiaal anders is als in het sediment en doordat org. materiaal wordt gemineraliseerd,



Figuur 5.1 (A) samenstelling sediment OM (—), IM (---) en SM (---), (B) dikte en (C) gehalte som 10 PAK absoluut (---) en omgerekend naar standaardbodem (—) in nominale run.

verandert de samenstelling van het sediment in de tijd (zie ook fig 5.2). Het aandeel SM neemt toe terwijl het aandeel OM afneemt. Als gevolg van de afbraak van OM en de persistentie van PAK loopt het gestandaardiseerde gehalte som 10 PAK op (fig. 5.1 c), omdat in de berekening gecorrigeerd wordt voor het percentage OM. Het kan daardoor zelfs de grenswaarde overschrijden. Aan het absolute PAK gehalte is te zien dat dit inderdaad wordt veroorzaakt door de omrekening naar standaardbodem. Het absolute gehalte neemt namelijk alleen maar even toe wanneer bij het baggeren de SM fractie beter wordt verwijderd dan de PAK. Daarna neemt het absolute gehalte af door de hogere aanvoer van SM (verdunding), totdat een evenwicht is bereikt.

5.1 Gevoeligheidsanalyse

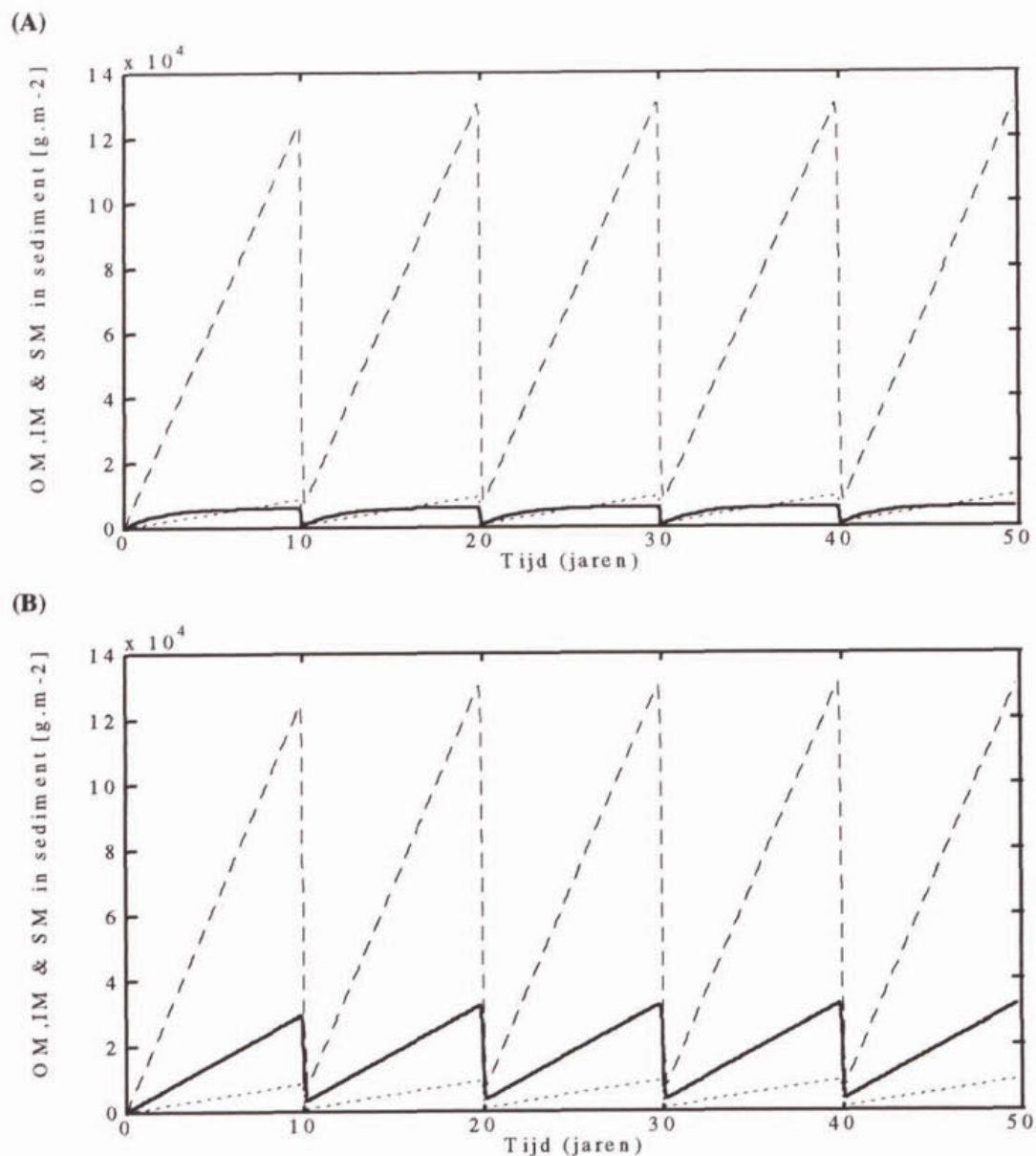
Om in te schatten welke parameters in belangrijke mate het modelsysteem sturen en dus van grote invloed zijn op de resultaten moet een gevoeligheidsanalyse worden uitgevoerd. In een eerdere versie van het model is een dergelijke gevoeligheidsanalyse op alle parameters uitgevoerd. Uit deze analyse bleek een klein aantal parameters sturend te zijn voor het model. In de uiteindelijke versie van het model is vervolgens nog eens gekeken naar de invloed van deze parameters op de samenstelling van het sediment, de dikte daarvan en het gehalte aan PAK in een zandsloot met een gemiddelde achtergrondbelasting. De resultaten van de genoemde gevoeligheidsanalyse staan weergegeven in tabel 5.1. Hierbij staan de waarden van de variabelen (% organisch materiaal, % lutum, % zandig materiaal, dikte van het sediment, absolute PAK gehalte, PAK gehalte omgerekend naar standaardbodem) bij de nominale set parameters boven de horizontale stippellijn. Daaronder volgen waarden voor deze variabelen bij andere waarden voor de verschillende parameters. Als de waarde van één van de variabelen afwijkt t.o.v. de nominale waarde, is het model gevoelig voor de gewijzigde parameter m.b.t. die variabele. Als voorbeeld geldt dat het absolute PAK gehalte gevoelig is voor de verblijftijd: het gehalte is $1.97 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ bij een verblijftijd van 0.005 jaar, terwijl in de nominale situatie met een verblijftijd van 0.05 jaar het absolute PAK gehalte $0.45 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ is.

De Som 10 PAK absoluut is ook opgenomen naast de Som 10 PAK omgerekend naar standaardbodem om aan te geven in welke gevallen er meer of minder PAK in het sediment terechtkomen. Dit in tegenstelling tot de gevallen waarin de verandering in PAK gehalten veroorzaakt wordt door een andere waarde voor het percentage OM d.m.v. de correctie naar standaardbodem. Als de absolute gehalten vergelijkbaar zijn met de nominale dan is een optredend verschil in omgerekende gehalten het resultaat van een verandering in het percentage OM. Wanneer er bv. gekeken wordt naar de invloed van de baggerfrequentie, dan blijkt dat de bovengenoemde verandering in % OM de reden is voor de verandering in de PAK gehalten omgerekend naar standaardbodem, aangezien het absolute PAK gehalte niet verandert.

Tabel 5.1 Gevoeligheid van modelvariabelen voor verschillende systeemp parameters. Bij elke parameter staat tussen haakjes de nominale waarde weergegeven.

	% OM	% IM	% SM	dikte sed. [cm]	PAK abs. [mg·kg ⁻¹]	PAK stb. [mg·kg ⁻¹]
nominaal	4.07	6.47	89.46	19.02	0.45	1.11
-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
totaal diepte (0.75 m)						
0.5	3.92	5.85	90.23	18.83	0.41	1.04
1.0	4.21	7.09	88.70	19.20	0.50	1.18
theta sediment (0.7 l·l ⁻¹) ^a						
0.9	3.88	5.96	90.16	56.28	0.42	1.07
0.5	4.11	6.58	89.32	11.47	0.46	1.12
verblijftijd (0.05 j)						
0.5	3.74	5.00	91.26	20.30	0.30	0.81
0.005	6.94	19.03	74.03	12.95	1.97	2.84
fractie OM met PAK verontreinigd vanaf slootkant (0.25)						
0.5	4.06	6.48	89.46	19.04	0.66	1.63
0.1	4.06	6.47	89.47	19.07	0.33	0.81
fractie OM met PAK verontreinigd via waterfase (0.25)						
0.5	4.06	6.47	89.47	19.05	0.61	1.51
0.1	4.07	6.47	89.46	19.01	0.36	0.88
invoer OM vanaf slootkant (500 g·m ⁻² ·j ⁻¹)						
250	3.78	6.50	89.73	18.92	0.34	0.90
750	4.36	6.45	89.19	19.12	0.57	1.31
OM primaire productie (2500 g·m ⁻² ·j ⁻¹)						
2000	3.48	6.52	90.00	18.82	0.43	1.23
3000	4.63	6.43	88.94	19.26	0.47	1.02
invoer IM vanaf slootkant (700 g·m ⁻² ·j ⁻¹)						
500	4.13	5.20	90.68	18.77	0.46	1.12
1000	3.98	8.33	87.69	19.39	0.44	1.11
aërobe laag (1 mm)						
0.1 mm	4.07	6.48	89.45	18.92	0.45	1.11
1.0 cm	3.90	6.45	89.65	19.68	0.40	1.03
10.0 cm	2.68	6.22	91.10	27.97	0.20	0.74
windsnelheid (1.5 m·s ⁻¹)						
4.0	4.06	6.47	89.47	19.05	0.41	1.01
baggerefficiëntie OM IM (0.9), SM (0.95)						
OM IM 0.5, SM 0.75	3.13	8.64	88.23	24.35	0.61	1.93
OM IM 0.7, SM 0.85	3.60	7.34	89.06	21.32	0.51	1.43
OM IM 0.99, SM 0.995	4.28	6.19	89.53	18.12	0.43	1.01
baggerfrequentie (10j)						
5	7.53	6.38	86.09	9.91	0.45	0.59
20 ^b	2.00	6.36	91.64	36.94	0.44	2.22

^a theta sediment geeft de hoeveelheid water in het sediment aan in liter water / liter sediment^b bij een run over 60 j



Figuur 5.2 Samenstelling sediment in g/m^2 OM (—), IM (---) en SM (···), bij (A) nominale waarde en bij (B) afwezigheid van mineralisatie van OM in het sediment

Zoals vermeld speelt het percentage organisch materiaal een grote rol bij de omrekening naar standaardbodem. Dit was al duidelijk te zien in fig. 5.1. Zoals uiteengezet verandert de samenstelling van het sediment in de tijd (zie ook de toelichting bij fig. 5.1). Het aandeel lutum en grof anorganisch materiaal in het sediment wordt per jaar steeds hoger doordat organisch materiaal naar een plafond stijgt. Het plafond wordt veroorzaakt doordat er een evenwicht ontstaat tussen sedimentatie van OM en mineralisatie hiervan in het sediment (vergelijk fig. 5.2a met fig. 5.2b). Sommige parameters hebben invloed op de samenstelling en dus op het gecorrigeerde PAK gehalte. In tabel 5.1 is bijvoorbeeld te zien dat bij verlaging van de baggerfrequentie naar eens in de 20 jaar niet alleen de dikte van het sediment

verandert, maar ook het % OM. In deze situatie verandert de hoeveelheid sedimentdrooggewicht en daaraan gekoppeld de dikte van het sediment. De samenstelling van het sediment voor het baggeren is anders dan bij een baggerfrequentie van 10 jaar. Er is relatief minder OM door de langere periode verdunning met IM en SM. Ondanks dat het absolute PAK gehalte niet verandert ($0.45 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), geeft het veranderd % OM via de omrekening naar standaardbodem een ander gecorrigeerd PAK gehalte ($0.59 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$).

Uit tabel 5.1 valt op te maken dat van de systeembepalende parameters, de dimensies van de sloot er niet veel toe doen (zie totaaldiepte) en dat de theta (de fractie water in het sediment) uitsluitend van invloed is op de dikte van het sediment. Bij een theta van $0.9 \text{ l}_{\text{water}}\cdot\text{l}_{\text{sediment}}^{-1}$ is er sprake van een slurrie waarin geen verandering in samenstelling te zien is. Hierbij geldt dat dikte van het sediment niet gekoppeld is aan hoeveelheid sedimentdrooggewicht. De totale hoeveelheid drooggewicht blijft gelijk. Ook in het PAK gehalte is weinig verschil te zien. Desondanks is voor theta wel een range opgesteld, specifiek voor ieder type sloot (bijlage IV), omdat er in het veld ook veel variatie te verwachten valt.

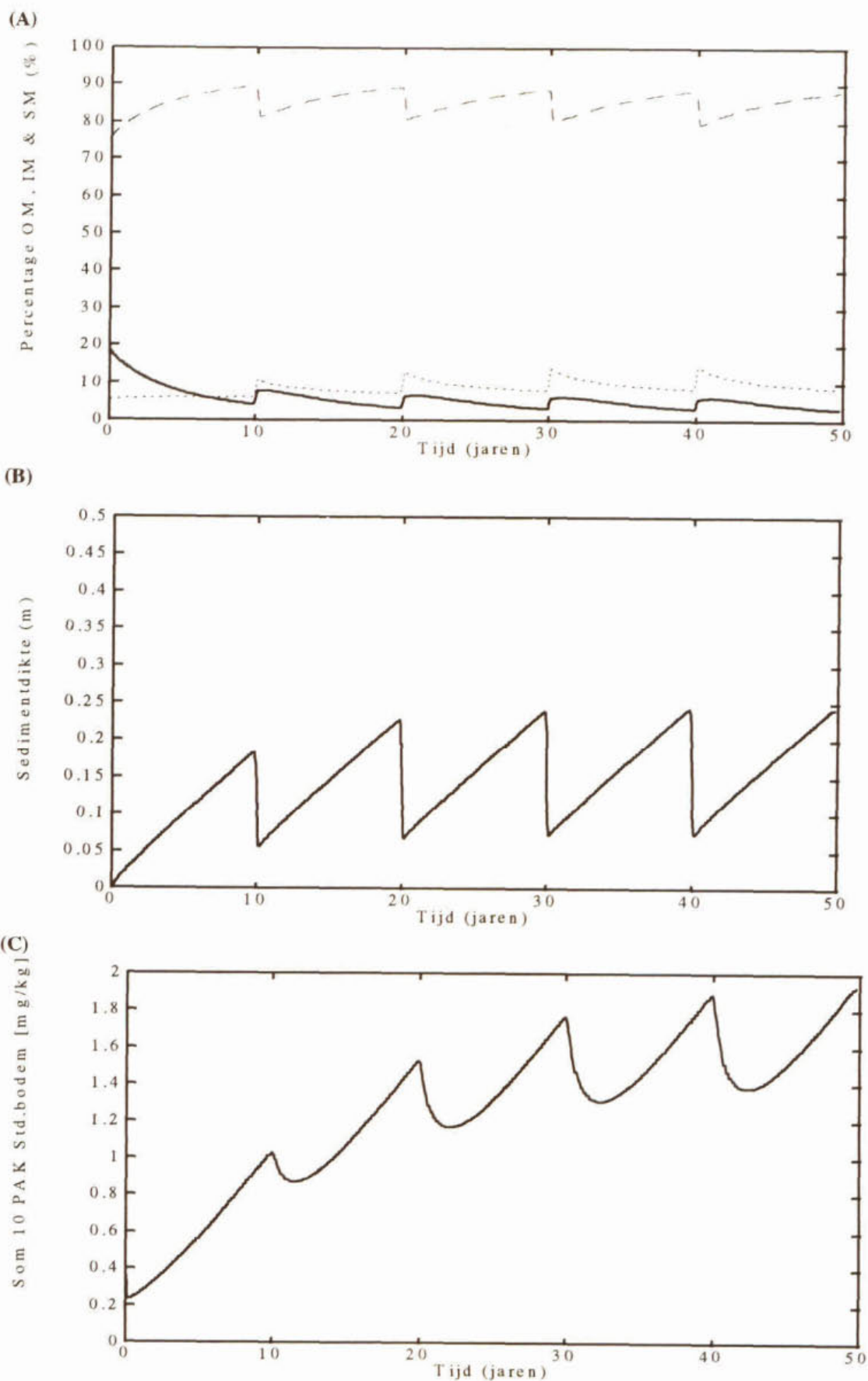
Van de systeembepalende parameters blijkt de verblijftijd een heel belangrijke parameter te zijn waarvoor alle variabelen gevoelig zijn. Bij een lage verblijftijd van nog geen 2 dagen blijkt het absolute PAK gehalte toe te nemen, wat o.a. veroorzaakt wordt door een verhoogde invoer van PAK geadsorbeerd aan zwevend stof. Een hogere aanvoer van organisch materiaal en lutum samen met een afname van sedimentmateriaal door verhoogde uitvoer van alle stoffen (dus ook grof zandig materiaal wat via de slootkant in de sloot terecht is gekomen) geven een hoger percentage OM, wat bij omrekening van gehalten naar standaardbodem weer een wat minder forse toename in het gecorrigeerde PAK gehalte tot gevolg heeft. Desondanks is bij deze verblijftijd een stevige stijging in de som 10 PAK standaardbodem te zien. Het omgekeerde gebeurt bij een langere verblijftijd. Het effect op de samenstelling is de reden waarom de verblijftijd niet als een onzekere parameter in de simulaties is gekozen: het onderscheid naar zand-, klei- en veensloot (tabel 5.2) wordt erdoor onmogelijk gemaakt. Daarnaast is een verblijftijd van $\pm 2\frac{1}{2}$ week heel aannemelijk (persoonlijke mededeling begeleidingscommissie, juli 1996).

De fractie met PAK verontreinigd OM die via de slootkant of via de waterfase het systeem binnenkomt is natuurlijk van invloed op de gehalten in het sediment. Aangezien hier weinig van bekend is en het geen verandering in sedimentsamenstelling veroorzaakt, worden deze parameters uit een range (bijlage IV) getrokken bij de simulaties. De hoeveelheid organisch materiaal die vanaf de slootkant in de sloot terechtkomt is door de daaraan geadsorbeerde PAK ook van invloed op het PAK gehalte in het sediment. Natuurlijk blijkt het percentage OM hiervoor ook gevoelig te

zijn. Datzelfde geldt voor organisch materiaal dat via primaire productie in het systeem ontstaat. De invoer van IM heeft alleen maar een lichte invloed op de dikte en samenstelling, maar niet op de PAK gehalten. Al deze invoerparameters worden als onzeker beschouwd. Aan de hand van de in § 5.2 beschreven wijze zijn deze parameters eerst gekalibreerd, waarna verkregen ranges gebruikt worden bij verdere simulaties.

Bij de parameters die betrekking hebben op de afbraak van PAK blijkt dat de windsnelheid nauwelijks effect heeft. Vervluchting speelt dan ook bij de meeste PAK geen rol van betekenis. Fotolyse is eveneens geen belangrijk proces, zo bleek al uit de eerste gevoeligheidsanalyse. Biodegradatie kan daarentegen wel een belangrijk proces zijn, mits er een aërobe laag aanwezig is. Uit tabel 5.1 wordt duidelijk dat bij een aërobe laag van 1 mm of minder degradatie onbelangrijk is. Bij een sedimentatie van ± 2 cm per jaar en halfwaardetijden voor degradatie voor de meeste PAK tussen 1.5 en 7 jaar is het duidelijk dat afbraak in een dergelijke aërobe laag zo goed als afwezig is. Bij 1 cm is er een lichte vermindering van het PAK gehalte te zien, zowel absoluut als gecorrigeerd. Deze is echter zo gering dat een aanname, dat het model de sloten beschrijft met een aërobe laag van 1 cm of minder gerechtvaardigd is. Daarom wordt deze parameter niet als onzeker in de simulaties gekozen. Wel wordt de kwaliteit van het sediment sterk verbeterd als er een aërobe laag van 10 cm is. Te zien is dat er hierbij twee tegengestelde factoren van belang zijn. Doordat biodegradatie hoger is in de dikkere oxische laag is het absolute gehalte PAK in het slib lager (0.20 vs. $0.45 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} = 55\%$ vermindering). Er blijft bij een dikkere aërobe laag meer sediment bij het baggeren liggen met de samenstelling van vlak voor het baggeren, dus relatief meer SM en IM. Het lagere percentage OM leidt tot een minder drastische verlaging van de gecorrigeerde PAK gehalten door de omrekening (0.74 vs. $1.11 \text{ mg/kg} = 33\%$ vermindering).

PAK gehalten blijken gevoelig te zijn voor de baggerparameters (tabel 5.1). Bij verkorting van de baggerfrequentie verbetert de sedimentkwaliteit. Dit valt te verklaren doordat het percentage organisch materiaal in deze situatie hoog is bij de kleinere dikte van het sediment waarin het aandeel SM nog niet zo groot is, terwijl de PAK invoer gelijk blijft (de absolute PAK gehalten zijn gelijk aan nominaal). Dat verklaart dan ook de hoge waarde voor de som 10 PAK omgerekend naar standaardbodem bij baggeren om de 20 jaar. In tegenstelling hiermee is het effect van een verandering van de baggerefficiëntie. Deze laat wel degelijk een reactie zien in de absolute PAK gehalten. Duidelijk zal zijn dat bij een verminderde baggerefficiëntie de hoeveelheid PAK in het sediment zal toenemen (fig. 5.3). Daarnaast blijkt bij minder efficiënt baggeren ook de totale hoeveelheid sedimentdrooggewicht en de dikte van het sediment toe te nemen. Er blijft ook meer materiaal liggen met relatief meer lutum en grof, anorganisch materiaal ('oude' samenstelling) en dat veroorzaakt de verlaging van het % OM. Dit zorgt voor een versterking van het verhogende effect op de omgerekende PAK gehalten. Bij de keuze van de te variëren parameters is de baggerfrequentie niet



Figuur 5.3 (A) samenstelling sediment OM (—), IM (---) en SM (---), (B) dikte en (C) som 10 PAK bij een baggerefficiëntie van 50% voor OM en IM, 75% voor SM

gekozen, omdat deze het systeem zodanig verandert dat de typering zand-, klei- of veensloot wordt verstoord. Bovendien zijn er nogal wat vraagtekens wat betreft het gedrag van de variabelen tijdens en vlak na het baggeren. Men kan echter wel aannemen dat de mogelijke invloed van het interval van baggeren in alle doorgerkende scenario's dezelfde is als geconstateerd. Dus bij een vergelijking met een situatie waarin vaker gebaggerd wordt zal men rekening moeten houden met een mogelijke verlaging van de gehalten. Voor de baggerefficiëntie zal ook niet uit een range worden getrokken bij de simulaties, aangezien dit in veen- en kleislotten de samenstelling sterk verandert. Hiervoor geldt ook dat de invloed in alle scenario's dezelfde zal zijn. Met het mogelijke effect van een andere baggerefficiëntie kan op een kwalitatieve wijze rekening worden gehouden.

Uiteindelijk zijn de volgende systeemp parameters als onzeker opgenomen in het model: de fracties met PAK verontreinigd OM welke via de slootkant en via zwevend stof in de waterfase het systeem binnenkomen, de fractie water in het sediment (θ), OM en IM die via de slootkant het systeem binnenkomen en OM dat ontstaat door primaire productie. Bij verdere modelsimulaties zullen trekkingen worden verricht uit ranges voor deze parameters (zie bijlage IV).

5.2 Kalibratie

Bij de kalibratie is uitgegaan van een deel van de veldgegevens aangeleverd door van der Plicht (Zuiveringsschap Oostelijk Gelderland, 1996) en van der Wal (Hoogheemraadschap van Delfland, 1996) en verder is het rapport van Broer (1995) gebruikt. De kalibratie is in twee delen opgesplitst. Een eerste slag bestond uit het genereren van een nominale parameterset waarmee op een beperkte set gegevens werd gekalibreerd. In de tweede ronde werd vervolgens met deze parameterset en met trekkingen uit de range van waarden voor de geselecteerde onzekere parameters (§ 5.1 en bijlage IV) een groot aantal Monte-Carlo simulaties gedraaid. Daarna zijn de verdelingen van een aantal variabelen vergeleken met een meer uitgebreide set data. Op basis van de resultaten hiervan zijn de ranges van de onzekere parameters waar nodig bijgesteld. Met de uiteindelijk verkregen set van parameters en ranges van waarden voor de onzekere parameters zijn alle verdere simulaties uitgevoerd.

In eerste instantie zijn uit de dataset alleen de situaties met lage waarden voor de absolute som 10 PAK gehalten gekozen waarbij het zeer waarschijnlijk zou zijn dat er geen andere bronnen dan de gedefinieerde achtergrondbelasting aanwezig waren (atmosferische depositie, invoer vanaf de slootkant en invoer via zwevend stof). Er is daarbij uitgegaan van de minimale waarden voor deze belasting (de laagste waarden in de ranges voor deze emissies gegeven in bijlage V). Deze situaties zijn vertaald in een

range voor sedimentsamenstelling en som 10 PAK absoluut (tabel 5.2). Behalve met de in § 5.1 genoemde onzekere parameters is er vervolgens ook naar de mineralisatie van organisch materiaal in het sediment gekeken om het percentage OM overeenkomstig de gemeten range van waarden te krijgen. Bovendien moest met de sedimentdikte aan de aanname van ± 2 cm sedimentatie per jaar in zand- en kleislotten worden voldaan, terwijl het in veen 3-4 cm per jaar zou moeten zijn (§ 4.2). Dit heeft geleid tot een nominale set parameters. Voor een overzicht van de gebruikte waarden, zie bijlage IV. Deze set van parameters heeft daarbij tot de in tabel 5.3 weergegeven waarden geleid. Alle uitkomsten vallen binnen de in tabel 5.2 gegeven range van veldwaarden.

Tabel 5.2 Range van gemeten variabelen in de verschillende typen sloot uitgaande van minimale belasting

	% OM	% IM (=lutum)	som 10 PAK absoluut [mg/kg]
zand	1 - 5	3 - 7	0.1 - 0.3
klei	5 - 10	15 - 30	0.4 - 0.8
veen	15 - 25	20 - 30	0.8 - 2.0

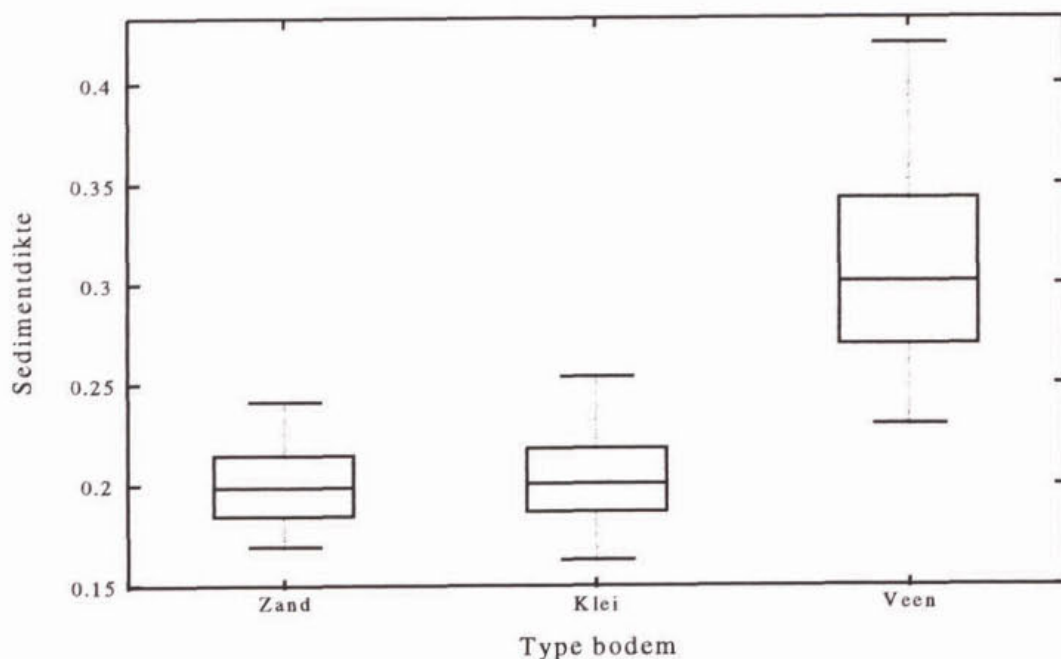
Tabel 5.3 Waarden van modelvariabelen in de verschillende typen sloot bij nominale parameters

	% OM	% IM (=lutum)	som 10 PAK absoluut [mg/kg]
zand	4.07	6.47	0.27
klei	9.08	25.87	0.68
veen	19.19	24.17	1.08

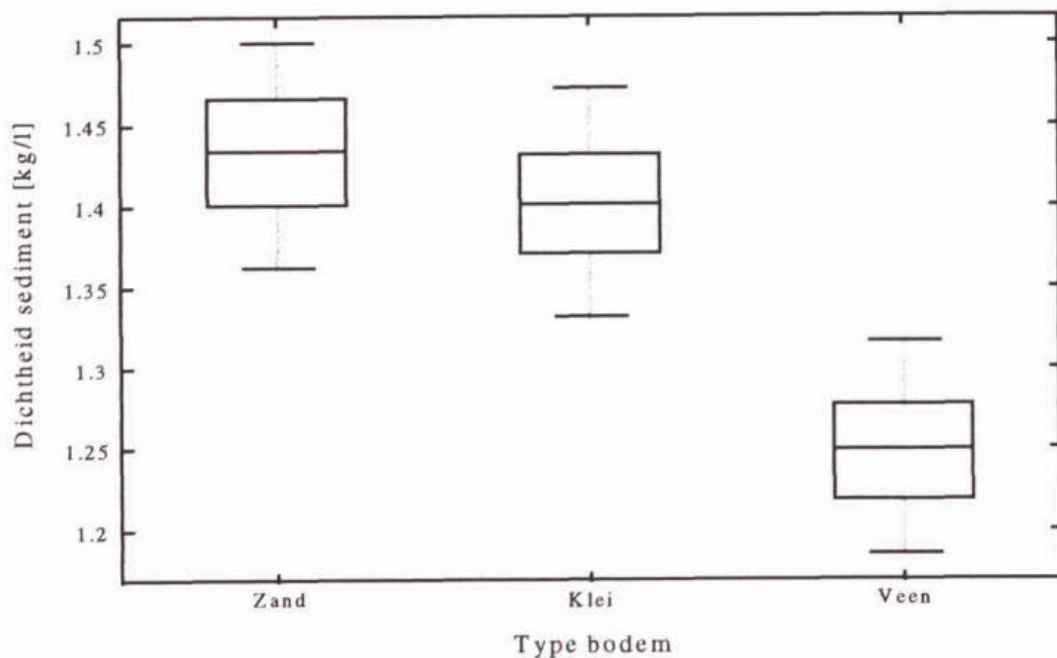
Vervolgens zijn 10000 simulaties uitgevoerd met combinaties van parameters, waarbij voor sommige parameters waarden getrokken worden uit een range weergegeven in bijlage IV. Hierbij is uitgegaan van uitsluitend atmosferische depositie en invoer vanaf de slootkant en via zwevend stof, waarbij ook deze waarden uit ranges gekozen zijn (zie § 6.1). De periode 1990 - 1995 geldt als huidige situatie, waarbij aangenomen wordt dat de variatie binnen een zo korte periode niet groot zal zijn in zowel belasting als gemeten gehalten. De resultaten hiervan staan weergegeven in fig. 5.4 t/m fig. 5.10.

De sedimentdikte varieert van ± 17 tot ± 25 cm in zand- en kleislotten, terwijl in veen meer dan 40 cm slib kan voorkomen. In een zogenaamde boxplot is dat nog eens weergegeven (fig. 5.4). Zie bijlage III voor een toelichting op boxplots. De hogere sedimentdikte in veen wordt veroorzaakt door een grotere fractie water in het sediment. Veensediment heeft een lagere dichtheid dan zandsediment door de grotere hoeveelheid water, maar ook door het hoge percentage organisch materiaal (fig 5.5). De dichtheid van lutum is gelijk verondersteld aan zand (de Bakker & Locher, 1989), waardoor dichtheid van kleisediment in dezelfde orde van grootte ligt als zandsediment. De berekende waarden komen goed overeen met metingen, recent door

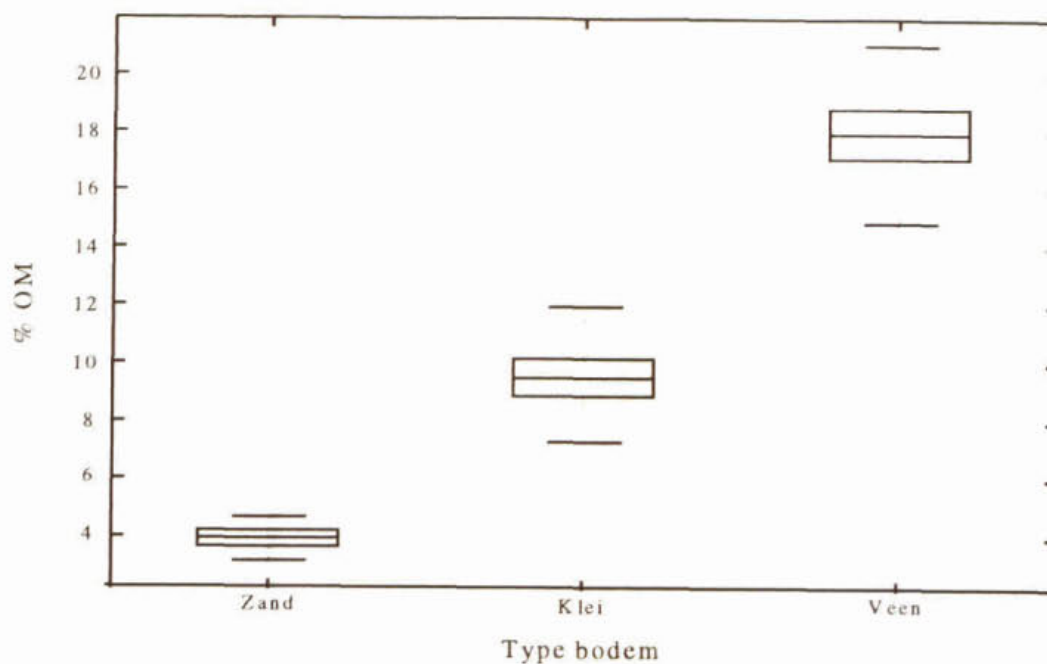
ons verricht in de verschillende typen sloot in waterschap Het Lange Rond. Na kalibratie blijken het percentage OM en IM (fig. 5.6 en 5.7) nog steeds te voldoen aan de eisen, zelfs met ranges op de onzekere parameters die in sterke mate de samenstelling beïnvloeden. Het overgrote deel van de berekende waarden valt binnen de grenzen genoemd in tabel 5.2.



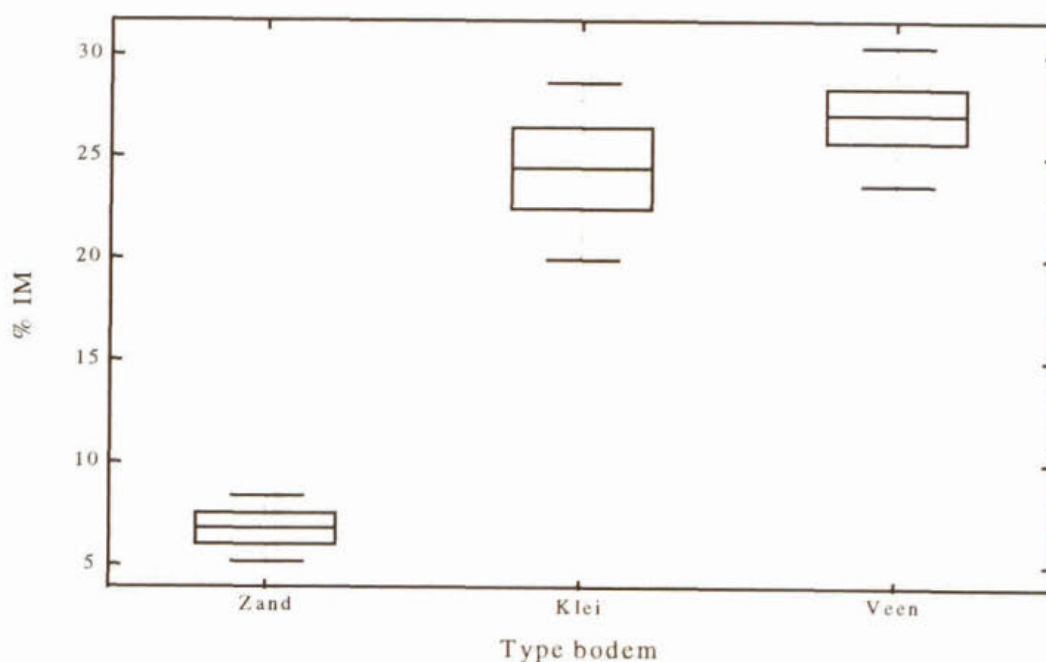
Figuur 5.4 Dikte van het sediment in de verschillende typen sloot.



Figuur 5.5 Sedimentdichtheid in de verschillende typen sloot



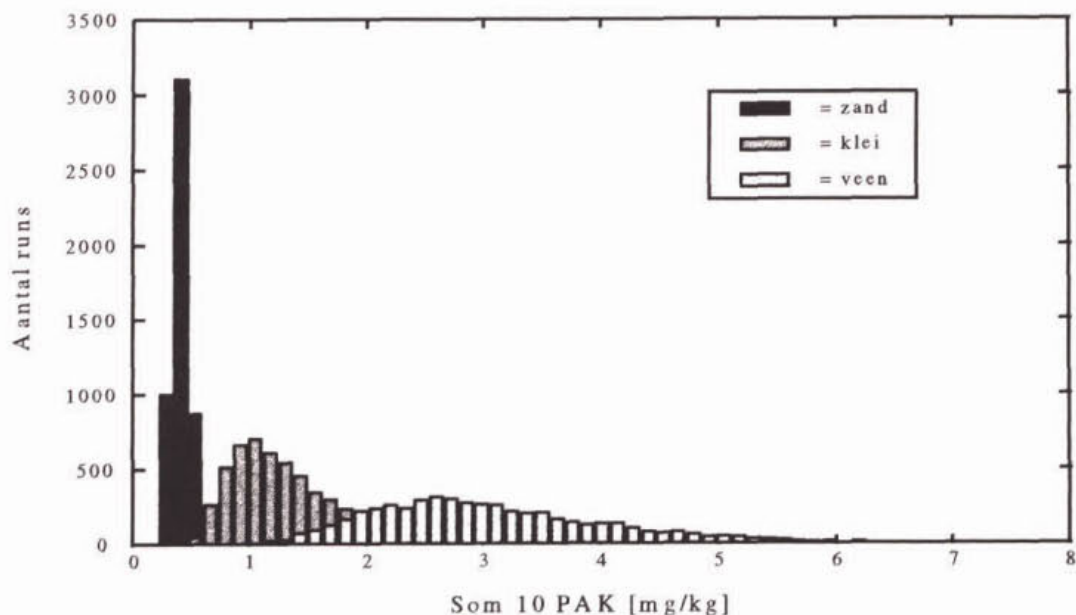
Figuur 5.6 Percentage organisch materiaal in sediment in de verschillende typen sloot



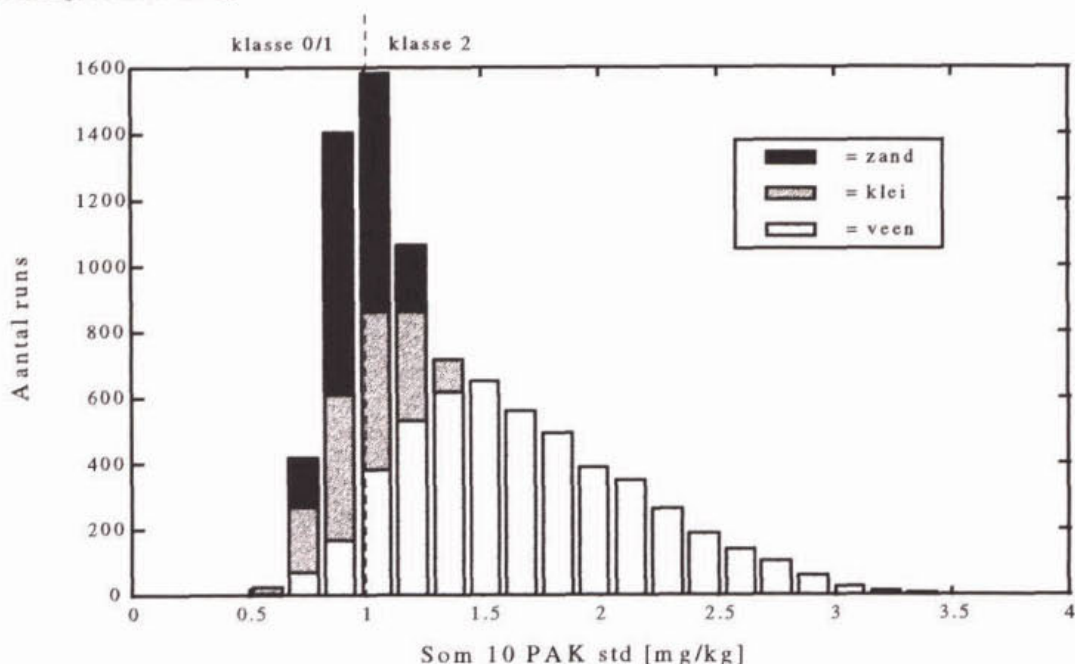
Figuur 5.7 Percentage lutum in sediment in de verschillende typen sloot

Fig. 5.8 toont de verdeling van het absolute PAK gehalte in het sediment in de verschillende typen sloot. De gehalten in veensediment zijn hoger dan in klei welke weer hoger zijn dan de gehalten in zand. In deze berekening is ook met waarden voor atmosferische depositie, invoer vanaf de slootkant en invoer via zwevend stof gerekend, die hoger zijn dan de laagst mogelijke waarden. Daarom liggen de waarden voor de absolute PAK gehalten in tabel 5.3 in de lage staart van de verdeling. Bij de gehalten omgerekend naar standaardbodem schuiven de verdelingen voor de

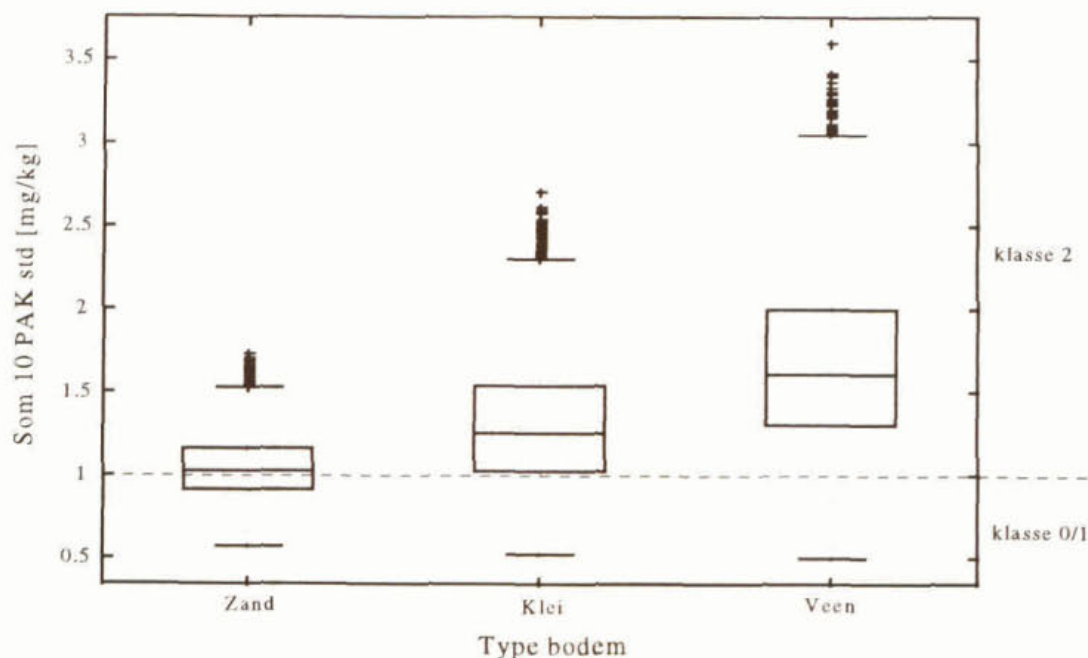
verschillende sloottypen in elkaar (fig. 5.9). Desondanks heeft veensediment de hoogste gehalten en zand de laagste. Dit komt doordat er in veen meer organisch materiaal vanaf de slootkant binnenkomt. De fractie met PAK verontreinigd OM is in alle typen sloot gelijk dus komt er in veensloten in totaal meer PAK binnen geadsorbeerd aan dat OM. Hetzelfde, maar dan in mindere mate, geldt voor klei. Duidelijk is dat in veen in de meeste gevallen achtergrondbelasting al tot klasse 2 leidt waar dat bij klei iets minder het geval is. In zand ligt een groot deel van de berekende PAK gehalten nog in klasse 0. In een boxplot is dit nog eens weergegeven (fig. 5.10).



Figuur 5.8 Som 10 PAK absoluut in zand, klei en veen (huidige situatie) bij achtergrondbelasting



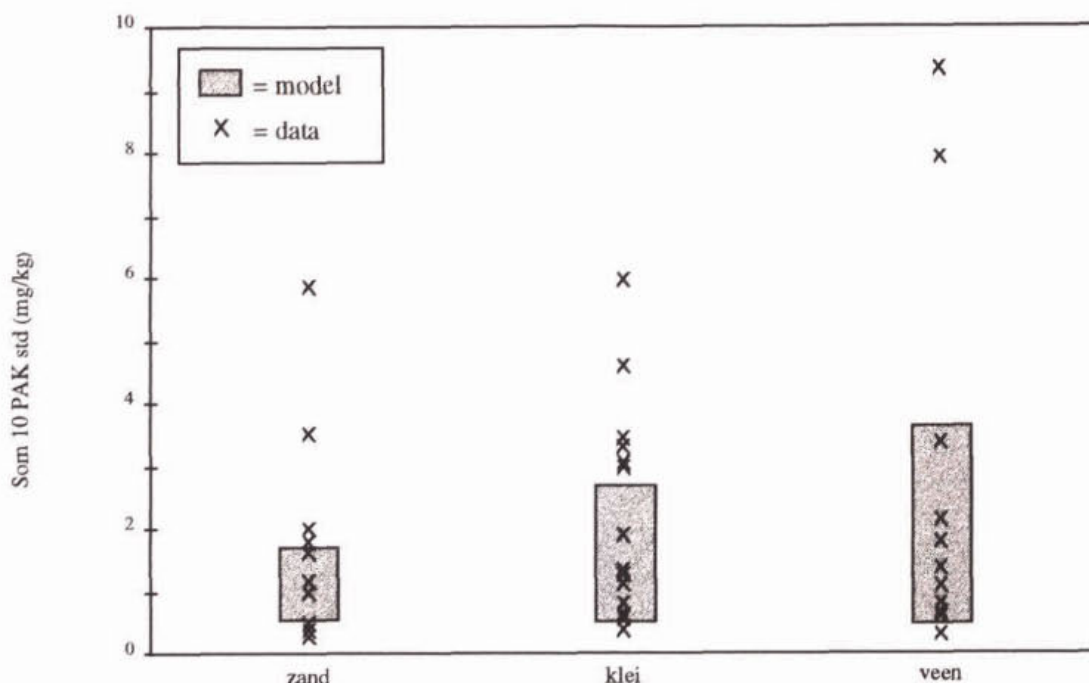
Figuur 5.9 Verdelingen van Som 10 PAK omgerekend naar standaardbodem in zand, klei en veen (huidige situatie) bij achtergrondbelasting



Figuur 5.10 Som 10 PAK (standaardbodem) met achtergrondbelasting in zand, klei en veen

De berekende gehalten blijken binnen de range van gevonden gehalten in het veld (tabel 5.4) te vallen, hoewel ze aan de lage kant van die range liggen (zie ook fig. 5.11). Deze waarden voor gemeten gehalten zijn niet dezelfde als die gebruikt zijn bij kalibratie van de nominale parameters. Hier zijn alle beschikbare data gebruikt, dus ook die waarvan niet met zekerheid valt te zeggen of er nog een andere bron is. Het laatste zou de hoge maximale waarden als bovengrens voor de achtergrondbelasting kunnen verklaren. Uit fig 5.11 blijkt ook dat het merendeel van de datapunten in het lage gedeelte van de range ligt. Vooral bij zand en veen is goed te zien dat met uitzondering van twee hoge waarden alle gemeten gehalten binnen de berekende range vallen of in de buurt liggen van de range van berekende gehalten. Alleen bij klei is er een groepje van 4 metingen die boven de range van berekende gehalten liggen, als de 2 hoogste waarden tenminste als outliers mogen worden beschouwd.

Het model met de parameterset (inclusief ranges) beschrijft de huidige situatie met alleen achtergrondbelasting voldoende om hiermee andere emissiebronnen te analyseren. Bovendien zijn er in de gegevens bij een aantal emissiebronnen gehalten in slootbodems bekend (Zuiveringsschap Oostelijk Gelderland, 1996, Hoogheemraadschap van Delfland, 1996 en Broer, 1995). Daarmee zou het mogelijk zijn om de emissies op deze data te kalibreren en/of het model met additionele bronnen te valideren.



Figuur 5.11 Met het model berekende ranges van Som 10 PAK Standaardbodem in de verschillende typen sloot versus in het veld waargenomen ranges. (Broer, 1995; Zuiveringsschap Oostelijk Gelderland, 1996; Hoogheemraadschap van Delfland, 1996)

5.3 Samenvatting

Een modelanalyse is uitgevoerd om de onzekerheden te kwantificeren die aan het gebruik van modellen in het algemeen en specifiek aan het gebruik van IRIS gekoppeld zijn. Deze modelanalyse omvat een gevoeligheidsanalyse en een kalibratie. Bij de eerste wordt de gevoeligheid van bepaalde variabelen voor parameters geanalyseerd. Bij kalibratie zijn veldgegevens gebruikt om waarden voor een aantal parameters in te stellen.

Uit de gevoeligheidsanalyse komt naar voren dat de meeste parameters niet bijzonder sturend zijn voor de variabelen dikte en samenstelling van het sediment, absolute PAK gehalten en gecorrigeerde PAK gehalten. Een klein aantal parameters zijn echter wel belangrijk. De verblijftijd, de fractie met PAK verontreinigd OM die via de slootkant binnenkomt, de fractie met PAK verontreinigd OM die via zwevend stof via de waterfase binnenkomt, de baggerefficiëntie en de baggerfrequentie zijn in belangrijke mate sturend voor de genoemde variabelen. Natuurlijk zijn ook de PAK emissiefluxen direct sturend voor de PAK gehalten in het sediment. De dikte van de aërobe laag speelt pas een rol als deze boven 1 cm komt.

Sommige parameters waar het model wel gevoelig voor is, worden niet als onzeker gekozen. Ze veranderen het slootsysteem of zijn systeemspecifiek zoals de baggerparameters en de verblijftijd. Daarnaast zijn sommige parameterwaarden min of

meer correct te noemen (dikte van de aërobe laag, verblijftijd en mineralisatie). Uiteindelijk zijn de volgende parameters als onzeker gekozen waarbij waarden uit een range worden getrokken: de fractie met PAK verontreinigd OM dat binnenkomt via slootkant en via de waterfase, de fractie water in het sediment, OM en IM die via de slootkant het systeem binnenkomen en OM dat ontstaat door primaire productie.

Bij de kalibratie is in eerste instantie een nominale parameterset gegenereerd waarbij lage waarden voor PAK gehalten uit het veld zijn gebruikt, aangenomen dat er hier sprake was van alleen achtergrondbelasting. Daarbij was het mogelijk om een set parameterwaarden te vinden, waarbij de resultaten van het model binnen de grenzen van de set veldgegevens vielen. Daarna zijn er 10000 simulaties uitgevoerd met uit ranges getrokken waarden voor de onzekere parameters en de emissiefluxen. De resultaten hiervan zijn vergeleken met een meer uitgebreide set van veldgegevens. De berekende gehalten blijken binnen de range van in het veld gevonden gehalten te liggen. Geconcludeerd mag worden dat het model de huidige situatie met uitsluitend achtergrondbelasting voldoende beschrijft om er andere emissiebronnen mee te analyseren (zie hoofdstuk 6 & 7).

6. HUIDIGE SITUATIE

In dit hoofdstuk volgen de resultaten met het in hoofdstuk 4 beschreven model. Allereerst zal worden uitgewerkt hoe de emissies van de in hoofdstuk 3 genoemde bronnen zijn berekend.

6.1 Emissies

Zoals eerder vermeld wordt het model IRIS doorgerekend voor de individuele 10 PAK van VROM (zie bijlage II). Resultaten worden gepresenteerd als de som van deze 10 PAK, omgerekend naar standaardbodemsamenstelling. Voor vrijwel alle hieronder gepresenteerde emissiebronnen geldt dat fluoranteen en fenantreen het grootste aandeel in de belasting van de som-10 PAK van VROM vormen (zie bijlage V). Alleen bij uitloging van creosoot is fenantreen belangrijker dan fluoranteen. Naast deze twee elementen zijn vaak chryseen of benzo[a]antraceen van belang. Bijvoorbeeld bij een wegriolering kan het echter heel variabel zijn welke PAK naast fluoranteen het grootste aandeel vormt (zie bijlage V, tabel 8). Bij andere bronnen, zoals uitloging door een gecreosoteerde beschoeiing, kunnen ook andere PAK dan de 10 van VROM van belang zijn, zoals pyreen (Berbee, 1989; HHS Rijnland, 1994). Plaatselijk kan dit wellicht ook het geval zijn. Uit meetgegevens van het Zuiveringsschap Oostelijk Gelderland (1996) blijkt dat het gehalte som-6 PAK van Borneff vaak weinig verschilt van het gehalte som-10 PAK van VROM. Het gehalte benzo[b]fluoranteen is dan meestal ongeveer even hoog als de som van de gehalten naftaleen, antraceen, fenantreen, benzo[a]antraceen en chryseen. Onder andere door een gebrek aan parameters voor andere PAK dan de 10 van VROM, die nodig zijn om de processen voor deze PAK in het model door te rekenen (zie bijlage IV), zijn ze verder niet in de berekeningen meegenomen.

6.1.1 Achtergrondbelasting

Het gaat bij de belasting van regionale wateren door PAK vooral om de belasting door diffuse bronnen. Het definiëren van de achtergrondbelasting is dan ook essentieel. De atmosferische belasting met PAK wordt als een belangrijke diffuse bron gezien. Bij regionale waterbodems, waar de bodem in een aantal jaren sterk aangroeit, is ook de belasting van de landbodem niet te verwaarlozen. Het materiaal waardoor het sediment in regionale wateren aangroeit is waarschijnlijk voor een groot deel afkomstig van de landbodem, wat door verwaaiing, afkalving, landbewerking en afspoeling ('omgevingsbelasting') in de watergangen terecht komt (zie Hfst.2). Deze bodem is ook in landbouwgebieden niet vrij van PAK (Lagas en Groot, 1996). De belasting door de omgeving zijn voor verschillende bodemsoorten bepaald (zand, veen, klei). Naast een belasting door verwaaiing, afkalving, landbewerking en afspoeling is er ook PAK

geadsorbeerd aan organisch materiaal dat via de waterfase binnenkomt ('gebiedseigen water').

Atmosferische depositie

Het Laboratorium voor Luchtonderzoek (RIVM) heeft de gegevens aangeleverd voor de atmosferische depositie. Deze gegevens waren gegenereerd ten behoeve van een onderzoek van TNO (Baart et al., 1995) naar de atmosferische depositie op de Noordzee. De atmosferische depositiecijfers in de aangeleverde dataset zijn berekend op basis van geschatte emissies van PAK (persoonlijke mededeling van Jaarsveld). De depositiegegevens zijn niet gekalibreerd met meetgegevens. Er is alleen gekalibreerd aan schaarse metingen van concentraties van een aantal PAK in lucht, vnl. benzo[a]pyreen en fluoranteen.

De gegevens zijn aangeleverd als atmosferische depositie in $\text{g}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{jaar}^{-1}$ per vlak van een halve lengtegraad bij een kwart breedtegraad (grotweg vlakken van 50 bij 50 km.), voor het gehele Noordzee-gebied. De atmosferische depositie is allereerst voor alle vlakken in het gehele gebied omgerekend naar $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{jaar}^{-1}$. Voor dit onderzoek zijn alleen de gegevens gebruikt voor het gebied waar Nederland in ligt: 50.75-53.5 NB, 3.5-7.5 OL. Voor dit gebied zijn voor de verschillende PAK de gemiddelde atmosferische depositie, de standaardafwijking hierin en de minimale en maximale berekende waarden bepaald (Zie bijlage V, tabel 1) De atmosferische depositie, gesommeerd voor de 10 PAK van VROM is weergegeven in tabel 6.1.

Als bovengrens zijn in het model de gemiddelden vermeerderd met de standaardafwijking gebruikt. Als ondergrens zijn zoveel mogelijk de gemiddelden verminderd met de standaardafwijking gebruikt. Daar waar deze waarden kleiner dan of gelijk aan 0 waren, zijn de minimale berekende waarden gebruikt.

Tabel 6.1 Belasting door atmosferische depositie (in $10^{-3} \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}_{\text{slootoppervlak}}\cdot\text{jaar}^{-1}$), gesommeerd voor de 10 PAK van VROM. Zie ook bijlage V, tabel 1.

PAK	Gemiddelde	Ondergrens	Bovengrens
Σ -10	2.77	1.07	4.72

Omgevingsbelasting

Het Laboratorium voor Bodem en Grondwater heeft data aangeleverd die hebben gediend als bron voor het berekenen van de belasting van een slootsysteem door verwaaiing, afspoeling, erosie van de slootkant, of door bewerking van een aangrenzende akker. De oorspronkelijke gegevens zijn gegenereerd in het kader van het bodemmeetnet, waarover o.m. is gepubliceerd in Lagas en Groot (1996). De metingen zijn geordend voor verschillende bodemsoorten en landgebruik. Op naftaleen

na zijn alle 10-PAK van VROM gemeten. De concentraties naftaleen in de bodem liggen vrijwel altijd onder de detectielimiet en zijn daarom niet meegenomen. Tevens is voor de monsters de gloeirest bepaald, waarmee het gewichtspercentage organisch materiaal berekend kan worden. Fluoranteen en fenantreen veroorzaken de hoogste gehalten in de bodem.

Ten behoeve van verdere berekeningen zijn alle meetwaarden onder de detectielimiet veranderd in de detectielimiet, waardoor een overschatting zal ontstaan ('worstcase-aanpak'). De concentraties zijn met behulp van het percentage organisch materiaal omgerekend naar standaardbodem. Deze omgerekende concentraties kunnen iets afwijken van de in Lagas en Groot (1996) gepubliceerde omgerekende concentraties, aangezien de methode om om te rekenen naar standaardbodem iets van elkaar verschilt. Per type bodem/ grondgebruik waarvoor meer dan één meetwaarde is, zijn het gemiddelde, de maximale en minimale meetwaarden bepaald, evenals de standaardafwijking hierin. De data zijn vervolgens geordend naar soort PAK, waarna de concentraties in $\mu\text{g PAK}\cdot\text{kg}^{-1}\text{d.s. bodem}$ zijn omgerekend naar een achtergrondbelasting in $\text{g}_{\text{PAK}}\cdot\text{g}_{\text{OM}}^{-1}\text{ bodem}$. Voor zand is gemiddeld over de typen landgebruik 'Bouwland op zand' en 'Gras op zand', voor klei over de typen 'Bouwland op Zeeklei', 'Gras op rivierklei' en 'Gras op Zeeklei' en voor veen was alleen 'Gras op veen' beschikbaar. De andere combinaties bodemtype/landgebruik zijn niet meegenomen omdat er per combinatie maar één meting beschikbaar was.

Als ondergrens voor de onzekerheidsranges is het gemiddelde verminderd met de standaardafwijking (als input voor het model) gebruikt. Daar waar deze waarde negatief of op 0 uitkomt, is de waarde gebruikt die op basis van de laagste meetwaarde is uitgerekend. Als bovengrens is het gemiddelde vermeerderd met de standaardafwijking als input voor het model gebruikt. De gebruikte waarden worden gepresenteerd in bijlage V, tabel 2. De gesommeerde emissie voor de 10 PAK van VROM staat weergegeven in tabel 6.2. Bij deze bron wordt ervan uitgegaan dat een deel van het door verwaaiing, afkalving en landbewerking binnenkomend organisch materiaal vervuild is met PAK. Zie voor de fracties vervuild organisch materiaal bijlage IV.

Tabel 6.2 Gesommeerde gehalten PAK (uitgedrukt in $g_{PAK} \cdot g_{OM}^{-1}$) in organisch materiaal van zand, klei en veen dat door verwaaiing/ afkalving en landbewerking in watergangen terecht kan komen.

Bron	Σ -10 PAK in $10^{-6} g_{PAK} \cdot g_{OM}^{-1}$			Gemiddelde +Standaard- afwijking	Gemiddelde -Standaard- afwijking
	Gemiddelde	Maximaal	Minimaal		
Zand	48.2	92.4	22.6	75.3	21.2
Klei	63.4	115.0	31.1	98.5	30.7
Veen	34.1	83.2	9.2	66.8	1.9
Gebiedsvreemd water	54.4	0	0	80.6	28.1

Gebiedseigen water

Naast een belasting door verwaaiing, afkalving en landbewerking is het ook vrij waarschijnlijk dat het organisch materiaal dat via de waterfase binnenkomt niet geheel vrij van PAK is. Voor gebiedseigen water is daarom een belasting opgelegd waarbij aan een deel van dat organisch materiaal PAK is geadsorbeerd. Hiervoor zijn de gehalten in $g_{PAK} \cdot g_{OM}^{-1}$ voor zand, klei en veengebieden gebruikt (zie bijlage V, tabel 2, of tabel 6.2. voor de gesommeerde gehalten). De kwaliteit van het organisch materiaal dat via de waterfase binnenkomt is dus identiek aan de kwaliteit van het organisch materiaal dat via verwaaiing, afkalving, afspoeling en landbewerking het systeem binnenkomt. Zie voor de fracties vervuild organisch materiaal bijlage IV.

Gebiedsvreemd water

Voor het berekenen van de invloed van de aanvoer van water, waren alleen data beschikbaar van de kwaliteit van zwevend stof in enkele rijkswateren. Van enkele monsterpunten (Lobith, Kampen, Ketelmeer) waren van een aantal jaren gemiddelden beschikbaar, van het Haringvliet de gemiddelden over 29 metingen van 1988 tot 1992 en van de Oude Maas de gemiddelden over 6 metingen in 1992. Van deze kleine dataset (17 series van gemiddelden) zijn de gemiddelden en de standaardafwijking bepaald, nadat alle metingen kleiner dan de detectielimiet in de detectielimiet waren veranderd, waardoor een overschatting zal ontstaan. De gehalten voor de verschillende monsterpunten liepen niet bijzonder sterk uiteen. Aangezien de gehalten PAK aan zwevend stof waren omgerekend naar standaardbodem samenstelling, kon ook hier het gehalte worden omgerekend naar gram PAK per gram OM.

Na het omrekenen van een $g_{PAK} \cdot kg \text{ d.s.}^{-1}$ naar $g_{PAK} \cdot g_{OM}^{-1}$, was deze bron vergelijkbaar met de belasting door gebiedseigen zwevend stof. De flux die via deze bron binnenkomt is afhankelijk van de hoeveelheid organisch materiaal dat via de waterfase

binnenkomt. Aangezien de gehalten $g_{PAK} \cdot g_{OM}^{-1}$ van gebiedsvreemd zwevend stof niet erg verschilde van 'gebiedseigen' zwevend stof, is er voor gekozen het via de waterfase binnenkomend vervuild organisch materiaal voor 100% gebiedsvreemd te beschouwen. (Zie voor de fracties vervuild organisch materiaal bijlage IV) Bij een deel gebiedseigen en een deel gebiedsvreemd organisch materiaal, werd het verschil tussen de basisbelasting en deze bron te klein om überhaupt een verschil waar te kunnen nemen. Deze bron is niet opgenomen bij de additionele bronnen omdat het niet als een flux op een wateroppervlak is gedefinieerd, maar in plaats van een onderdeel van de basisbelasting is opgelegd.

Voor de bovengrens is het gemiddelde vermeerderd met de standaardafwijking genomen, en voor de ondergrens het gemiddelde de standaardafwijking vermindert met de standaardafwijking. De berekende waarden staan voor de individuele PAK in bijlage V, tabel 3. De voor de 10 PAK van VROM gesommeerde gehalten zijn tevens te vinden tabel 6.2.

6.1.2 Additionele bronnen

Naast de achtergrondbelasting zijn een aantal duidelijke diffuse en puntbronnen te onderscheiden. Hieronder wordt omschreven hoe de belasting door individuele bronnen op het gedefinieerde systeem is bepaald. Deze specifieke belasting wordt naast de achtergrondbelasting opgelegd. De additionele bronnen worden als een flux op het wateroppervlak gedefinieerd ($g \cdot m^{-2} \cdot jaar^{-1}$). Daarvoor wordt de belasting door zo'n bron zonodig gemiddeld over het wateroppervlak van de standaardsloot, zodat de belasting in $g \cdot m^{-2} \cdot slootoppervlak \cdot jaar^{-1}$ uitgedrukt kan worden. Bij sommige additionele bronnen is het daarom wel van belang wat de dimensies zijn van de standaardsloot. Bij een bredere sloot zal de emissie bijvoorbeeld lager uitvallen omdat dan over een groter slootoppervlak gemiddeld wordt.

RWZI-effluent

Voor het uitrekenen van de PAK-emissies van RWZI-effluenten waren verschillende datasets beschikbaar, waarvan uiteindelijk alleen de dataset van het Zuiveringschap Oostelijk Gelderland (ZOG) gebruikt is omdat deze de grootste spreiding opleverde in de berekening van de emissie door RWZI-effluent. Deze dataset bevatte gegevens over concentraties PAK in zuiveringsslib (van der Plicht, 1996b). Bij deze data zijn schattingen aangeleverd van ranges van concentraties zwevend stof in effluent bij droog weer afvoer (DWA) en regenwater afvoer (RWA). Extreme waarden voor de mogelijke concentraties zwevend stof in effluent zijn gebruikt bij het berekenen van de emissie door overstorten.

De dataset van het Zuiveringschap Oostelijk Gelderland bevatte een lange dataset van de concentraties PAK in zuiveringsslib van RWZI's. Er waren hier geen gegevens beschikbaar van concentratie PAK in effluentwater, omdat de concentraties meestal beneden de detectielimiet lagen (persoonlijke mededeling van der Plicht, 1996a). Het effluent bevat echter altijd een bepaald gehalte zwevend stof, en het is vrij waarschijnlijk dat er PAK aan het zwevend stof is geadsorbeerd. Voor de berekening van de emissie is aangenomen dat het zwevend stof van dezelfde kwaliteit is als het zuiveringsslib. De kwaliteit van het effluent kan dan berekend worden op basis van de schattingen van het zwevend stof gehalte bij verschillende soorten afvoer. Voor de ondergrens is gerekend met een zwevend stof gehalte van $5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ en voor de bovengrens met een zwevend stof gehalte van $50 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$.

Uitgaande van een effluentdebiet tussen 500 en $5000 \text{ m}^3 \cdot \text{dag}^{-1}$ (van der Plicht, 1996b; persoonlijke mededeling Boschloo) is een totaal debiet van $660000 \text{ m}^3 \cdot \text{jaar}^{-1}$ (ongeveer 1800 m^3 per dag) geschat. Met dit totale debiet is de totale minimale en maximale vracht op het systeem te berekenen. Deze wordt voor gebruik in IRIS gemiddeld per m^2 van het systeem (300m lang * 2m breed = 600 m^2 wateroppervlak). De gebruikte waarden worden voor de individuele PAK gepresenteerd in bijlage V, tabel 4 en voor de som van de 10 PAK in tabel 6.3. Een verblijftijd van ongeveer 18 dagen is voor een dergelijk systeem waarschijnlijk niet erg realistisch. Daarom is voor een systeem onder invloed van een effluent een verblijftijd van 0.0005 jaar genomen, ondanks het feit dat de gedefinieerde systemen daardoor sterk veranderen (zie tabel 5.1).

Overstorten gemengde rioolstelsels

Voor het berekenen van de emissie door overstorten is de dataset van Zuiveringschap Oostelijk Gelderland (van der Plicht, 1996b) gebruikt. Een verschil met de berekening van de belasting door RWZI-effluent is dat in de berekening van de belasting door overstorten de uitschieters in de zwevend stof concentraties zijn gebruikt ($100\text{-}300 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$). Door de gegevens van zuiveringsslib te gebruiken wordt wellicht een benadering gemaakt van het feit dat een overstort meestal plaatsvindt tijdens een periode van hevige regenval, waarbij het ergste vuil van de straten, opgehoopt tijdens de droogweer periode, al via de riolering naar de RWZI is gegaan voordat de overstort daadwerkelijk plaatsvindt. Met de ranges in zwevend stof gehalte zijn ranges voor concentraties van verschillende PAK in een overstort berekend.

Uitgaande van een overstortfrequentie van 6 keer per jaar, en een gemiddeld overstortdebiet van 750 m^3 per gebeurtenis, is een totale vracht aan PAK door overstorten berekend (zie bijlage V, tabel 3 of voor de gesommeerde emissie tabel 6.3). Een schatting voor deze overstortfrequentie en het gemiddelde debiet is gedaan op basis van een publicatie van de Zwart en Luttik (1989). Hiervan wordt aangenomen

dat de overstorten op de IRIS-standaardsloot geloosd worden, en daarvoor wordt gemiddeld per m^2 van het slootoppervlak (600m^2). Bij de aannamen voor het overstortdebiet en de overstortfrequentie is het niet nodig de standaard verblijftijd van 18 dagen aan te passen.

Overstorten gescheiden rioolstelsels

Bij een gescheiden rioolstelsel wordt het regenwater niet afgevoerd naar een rioolwaterzuiveringsinstallatie, maar direct naar het oppervlaktewater. Alleen het regenwater dat op verhard oppervlak valt, komt ook daadwerkelijk in de riolering terecht, de rest zijgt in de bodem in. Met behulp van de data van de atmosferische depositie (van Jaarsveld t.b.v. van de Baart et al., 1995) is de belasting door natte depositie en afspoeling van droge depositie op een bepaald oppervlak te berekenen.

Uitgaande van bijvoorbeeld een woonwijk van 2 km^2 , waar 50% van het oppervlak verhard is en daadwerkelijk afspoelt naar de riolering, welke weer via 4 afwaterpunten loost op het oppervlaktewater, kan er berekend worden wat er door depositie via een van de lozingspunten op het oppervlaktewater terecht kan komen. Bij deze aannamen gaat het om de totale depositie op 250000 m^2 , welke gemiddeld wordt per m^2 slootoppervlak. Een eventuele extra belasting door autoverkeer wordt daarbij verwaarloosd. Aangezien er zo een aanzienlijke hoeveelheid regenwater zou afspoelen, is de standaard verblijftijd van 0.05 jaar niet langer realistisch. Voor het rekenen met dit emissiescenario is daarom een verblijftijd van 0.0015 jaar gebruikt, ondanks het feit dat de gedefinieerde systemen daardoor sterk veranderen (zie tabel 5.1). Analoog aan de berekening van de belasting door atmosferische depositie, is voor de ondergrens zoveel mogelijk het gemiddelde verminderd met de standaardafwijking gebruikt. Bij negatieve waarden is de minimale waarde gebruikt. Voor de bovengrens is het gemiddelde vermeerderd met de standaardafwijking gebruikt. In bijlage V, tabel 6 staat de berekende belasting door deze bron voor de individuele PAK. In tabel 6.4 is de gesommeerde emissie voor de 10 PAK van VROM weergegeven.

Er komen in Nederland ook steeds vaker verbeterd gescheiden rioolstelsels voor, waarbij een bezinkbassin voor de overstort gemaakt is. Hierbij bezinkt een groot deel van het slib, waaraan veel verontreinigingen (zoals PAK) geadsorbeerd zijn. Deze optie is wegens gebrek aan gegevens niet meegenomen. Het is echter vrij waarschijnlijk dat de emissie door een overstort van een gescheiden stelsel met een bezinkbassin aanzienlijk kleiner is.

Verkeer

In Wegener et al. (1994) worden emissiecijfers gegeven van de 10-PAK van VROM op basis van metingen langs 5 snelwegen in Nederland. Hierin wordt tevens

aangegeven welk aandeel verspreid wordt door verwaaiing en welk deel door runoff. Deze cijfers voor de totale emissie (in $\text{mg} \cdot \text{m}_{\text{weg}}^{-1} \cdot 2 \text{ weken}^{-1}$) zijn allereerst omgerekend naar $\text{g} \cdot \text{m}_{\text{weg}}^{-1} \cdot \text{jaar}^{-1}$.

Verwaaiing en runoff

Met behulp van de totale emissie (verwaaiing en runoff), is de emissie berekend als functie van de afstand tot de weg. Uit onderzoek (Nelissen, 1991) is naar voren gekomen dat de invloed van een snelweg op een sloot vanaf 15 meter van de weg niet meer significant is. Daarom is aangenomen dat het overgrote deel van de genoemde totale emissie tussen 0 en 15 meter van de weg terecht komt. De belasting neemt ongeveer exponentieel af als functie van de afstand tot de weg (Boland, 1995). Een dergelijke ontwikkeling in de afname van de belasting is in een worksheet gegenereerd. Aangenomen wordt dat de afname van meter tot meter de vracht is die daar terecht komt.

Voor de IRIS-runs is uitgegaan van een sloot die op ongeveer 3.5 meter van de weg ligt. Uit het onderzoek van Boland (1995) is naar voren gekomen dat de belasting door wegen met een wegdek bestaande uit dicht asfaltbeton (DAB) en wegen met een wegdek van zeer open asfaltbeton (ZOAB) duidelijk van elkaar verschilt. Daarbij ligt de belasting door ZOAB-wegen naar de omgeving duidelijk lager. Aangezien echter bij de validatiegegevens voor de belasting van de waterbodems geen onderscheid was gemaakt in sloten in de nabijheid van wegen met een DAB, dan wel ZOAB-wegdek, is dit onderscheid verder ook niet gemaakt voor het berekenen van de emissie als input voor het model. Deze emissies zijn berekend voor alle vijf monsterpunten waar metingen zijn gedaan. Voor de ondergrens is steeds de laagste waarde voor de emissie genomen, voor de bovengrens steeds de hoogste. De gebruikte ranges worden voor de som van de 10 PAK van VROM gepresenteerd in tabel 6.3. De berekende emissie voor de individuele PAK op alle monsterpunten, evenals de gekozen onder- en bovengrenzen zijn te vinden in bijlage V, tabel 7.

Wegriolering

Bij kunstwerken (bruggen, viaducten e.d.) is vaak een riolering aanwezig die het runoffwater verzamelt. Dit runoffwater wordt vaak geloosd in naburige slootjes. De emissie door runoff is voor de verschillende wegdektypen ook verschillend, maar dit verschil wordt hier niet in beschouwing genomen. Voor de IRIS-runs wordt uitgegaan van 2 km weg die via wegriolering afwatert op een slootje die behalve de lozing van wegriolering verder buiten de invloedssfeer van de weg ligt. Hoewel de wegen in het onderzoek van Wegener et al. (1994) niet op een wegriolering zijn aangesloten, zijn die data wel gebruikt voor het berekenen van de emissie door wegriolering. De vracht is berekend door de lengte weg met de emissie door runoff per m weg per jaar te

vermenigvuldigen. Vervolgens wordt gemiddeld over het oppervlak van het slootsysteem (600m^2). De ondergrens is de kleinste berekende waarde, de bovengrens de hoogste berekende waarde. Deze ranges worden voor de som van de 10 PAK van VROM gepresenteerd in tabel 6.3, voor de individuele PAK zijn ze te vinden in bijlage V, tabel 8.

Gecreosoteerde beschoeiing

De emissie door uitloging van gecreosoteerde beschoeiing is door verschillende onderzoekers gemeten of berekend. BKH heeft in een onderzoek voor de Provincie Zuid-Holland een aantal ervan op een rijtje gezet, maar de spreiding in die gegevens is vrij groot (BKH, 1994). Er zijn twee onderzoeken bekend waarbij de uitloging van PAK naar water uit gecreosoteerd hout is gemeten (HHS Rijnland, 1993 en Berbee, 1989). De resultaten van deze onderzoeken verschillen onderling, waarschijnlijk omdat HHS Rijnland met stoom voorbehandeld hout heeft gebruikt voor de uitloogexperimenten, wat duidelijk minder uitloogt. Andere door BKH (1994) genoemde schattingen zijn gebaseerd op schattingen van de totale emissie van PAK uit gecreosoteerd hout en een schatting van het totale contactoppervlak in Nederland van gecreosoteerd hout met water.

Voor de IRIS-runs zijn zoveel mogelijk de resultaten van de metingen gebruikt van HHS Rijnland (1993) en Berbee (1989). Hiermee is de totale emissie voor het IRIS-slootsysteem met een bepaald zijoppervlak berekend, waarbij ervan wordt uitgegaan dat er slechts aan één zijde een gecreosoteerde beschoeiing aanwezig is. Deze totale emissie is gemiddeld over het wateroppervlak van de sloot. Er is ervan uitgegaan dat de zijde van de beschoeiing niet afkalft. Er komt daarom dus minder materiaal het systeem binnen waardoor de bodem minder snel aangroeit. Voor de verschillende PAK waar niet door Berbee (1989) aan gemeten was, is een range gekozen rond de meting van HHS Rijnland (1993). Voor de PAK waarvoor alleen op basis van de berekeningen emissiefactoren bekend zijn, zijn de laagst berekende waarden gebruikt, waaromheen een range gekozen is. De laagste waarden zijn steeds gebruikt omdat de metingen en de berekende emissiefactoren zijn gebaseerd op damwanden e.d. Bij regionale wateren komen echter vaak beschoeiingen voor waarbij gecreosoteerde paaltjes in combinatie met andere materialen worden gebruikt. Daarnaast is bij de metingen vooral nieuw gecreosoteerd hout gebruikt, wat altijd sterker uitloogt dan oud gecreosoteerd hout. De gesommeerde emissie voor de som van de 10 PAK van VROM staat vermeld in tabel 6.3, en voor de individuele PAK zijn ze te vinden in bijlage V, tabel 9.

Kassen

Doordat er in een gebied met kassen een extreem groot percentage verhard oppervlak is, spoelt er waarschijnlijk bijzonder veel van de atmosferische belasting die in het betreffende gebied neerkomt in de sloten, indien het hemelwater direct op de sloten

wordt geloosd. Voor de IRIS-runs is uitgegaan van 100 meter kassen aan weerszijden van de sloot. In totaal gaat het dan om $100\text{m (ene kant)} + 100\text{m (andere kant)} = 200\text{ m} * 300\text{ meter lengte van de sloot}$. Aangenomen is dat 95% van dit oppervlak (60000m^2) verhard is. De totale vracht die op dit verharde oppervlak aan PAK neerkomt wordt gemiddeld per m^2 slootoppervlak. Voor de bovengrens is de waarde genomen die berekend is op basis van de gemiddelde atmosferische depositie vermeerderd met de standaardafwijking, en voor de ondergrens is de waarde genomen die berekend is op basis van de gemiddelde atmosferische depositie verminderd met de standaardafwijking. Daar waar de ondergrens kleiner dan of gelijk aan 0 zou zijn, is de waarde genomen die berekend is op basis van de minimale berekende waarden voor de atmosferische depositie. Uiteraard is op deze wijze een range verkregen die nog altijd vrij hoog ligt, immers in de praktijk wordt veelal een groot deel van het hemelwater opgevangen in een spaarbekken. Voor de som van de 10 PAK van VROM is deze emissie te vinden in tabel 6.3, en voor de individuele PAK in bijlage V, tabel 10.

Combinatiescenario's

In het onderzoek zijn ook een aantal gecombineerde emissiescenario's berekend. Hiervoor zijn de fluxen van verschillende bronnen eenvoudig opgeteld. Deze combinatiescenario's zijn:

- Effluent RWZI, weg en wegriolering, waarbij ervan uit is gegaan dat het systeem met deze belasting dezelfde verblijftijd heeft als een systeem met alleen belasting door RWZI-effluent.
- Weg en overstort gemengde rioolstelsels
- Weg en wegriolering

De fluxen van de gecombineerde emissies zijn voor de individuele PAK opgenomen in bijlage 5, respectievelijk tabel 11, 12 en 13. De gesommeerde flux voor de 10 PAK van VROM is te vinden in tabel 6.3.

Tabel 6.3 Gebruikte afkortingen voor de verschillende typen belasting. '+' staat voor de typering additionele bron.

Bron	Afkorting
Achtergrondbelasting (atm. dep. + omgevingsbelasting)	BASIS
Achtergrondbelasting, korte verblijftijd (0.0005 jr.)	KORT V.T.
Gebiedsvreemd water (zwevend stof =gebiedsvreemd i.p.v. 'omgeving', rest =achtergrond)	GVWA
Effluent rioolwaterzuiveringsinstallaties	+RWZI
Overstort gemengde rioolstelsels	+OVST
Overstort gescheiden rioolstelsels	+OVGS
Verwaaiing en runoff van een weg	+WEG
Riolering van een weg	+WRIO
Gecreosoteerde beschoeiingen	+CREO
Afspoeling kassen	+GLAS
Effluent RWZI+Weg+Overstort gemengde rioolstelsels	+RWWO
Weg + Overstort gemengde rioolstelsels	+WEOV
Weg + Riolering van een weg	+WEWR

Tabel 6.4 Additionele bronnen ($10^{-3} \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \text{ slootoppervlak} \cdot \text{jaar}^{-1}$). De hier gepresenteerde data zijn de gesommeerde fluxen voor de som-10 PAK van VROM. In het model wordt gerekend met de individuele PAK. Zie voor deze fluxen bijlage 5. De berekende emissies zijn afhankelijk van de aannamen die gedaan zijn.

Additionele bron	Gemiddelde	Ondergrens	Bovengrens
+RWZI	168	56.1	561
+OVST	15.3	7.66	23.0
+OVGS	1150	935	1970
+WEG	6.34	1.71	10.1
+WRIO	36.7	2.77	97.2
+CREO	216	1.41	304
+GLAS	263	1.01	448
+RWWO	192	65.5	573
+WEOV	23.7	9.31	34.2
+WEWR	66.5	4.44	115

6.2 Zand

Zoals blijkt uit § 6.1 bestaan er grote onzekerheden met betrekking tot emissiecijfers en wat daarvan uiteindelijk in de slootbodem terecht komt. Deze onzekerheden worden gedeeltelijk meegenomen bij het trekken uit een range van mogelijke emissiecijfers. Dit leidt in sommige gevallen tot grote ranges in resulterende gehalten, zoals bijvoorbeeld bij het doorrekenen van de effecten van het gebruik van gecreosoteerde beschoeiing. De helft van de gevonden gehalten ligt tussen 12 en 18 mg·kg⁻¹ terwijl de uiterste waarden, welke geen outliers opleveren, 8 en 22 mg·kg⁻¹ zijn (fig. 6.1 en zie voor de uitleg van boxplots bijlage III). Toch kan met behulp van deze Monte-Carlo techniek een risico-analyse worden uitgevoerd. Het risico is dan gedefinieerd als de kans op overschrijding van een bepaalde klassegrens. In het geval van gecreosoteerde beschoeiing leidt meer dan 86% van de berekeningen tot klasse 3 slib. De kans dat bijvoorbeeld bij de belasting door een weg in combinatie met een riolering van een weg klasse 3 sediment gevonden wordt, is 19%.

Tabel 6.5 Klasse-indeling op basis van risico-analyse voor emissies op zandsloten

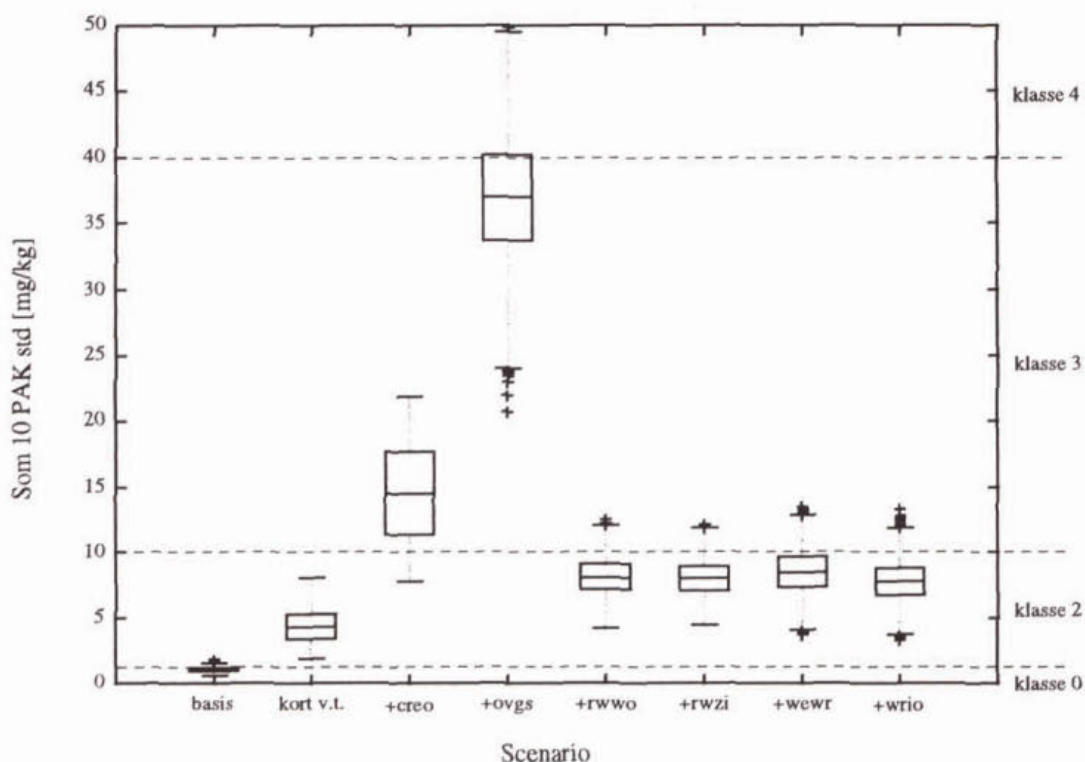
	klasse 0	klasse 2	klasse 3	klasse 4
achtergrond	44	56	0	0
verblijftijd = 0.0005 jr.	0	100	0	0
gebiedsvreemd water	38	62	0	0
+ creosoot	0	14	86	0
+ overstort gesch. stelsel	0	0	74	26
+ overstort	0	100	0	0
+ effluent RWZI	0	92	8	0
+ weg	0	100	0	0
+ wegriolering	0	93	7	0
+ rwoo	0	90	10	0
+ weov	0	100	0	0
+ wewr	0	82	19	0

De boxplots van de meest belastende bronnen zijn te vinden in fig. 6.1. De boxplots van de achtergrondbelasting (met de standaard en de korte verblijftijd) zijn ter vergelijking in dezelfde figuur opgenomen. De boxplots van de belasting door RWZI-effluent en de gecombineerde bron 'rwoo' hebben dezelfde verblijftijd als het scenario 'korte verblijftijd', namelijk 0.0005 jr. in plaats van 0.05 jr. Bij het doorrekenen van de belasting door een overstort van een gescheiden stelsel is een verblijftijd gekozen die tussen de standaard en de korte verblijftijd in zit (namelijk 0.0015 jaar). Het resulterende achtergrondgehalte voor dat scenario ligt daarom ergens tussen de berekende gehalten voor de twee achtergrondscenario's met een verschillende

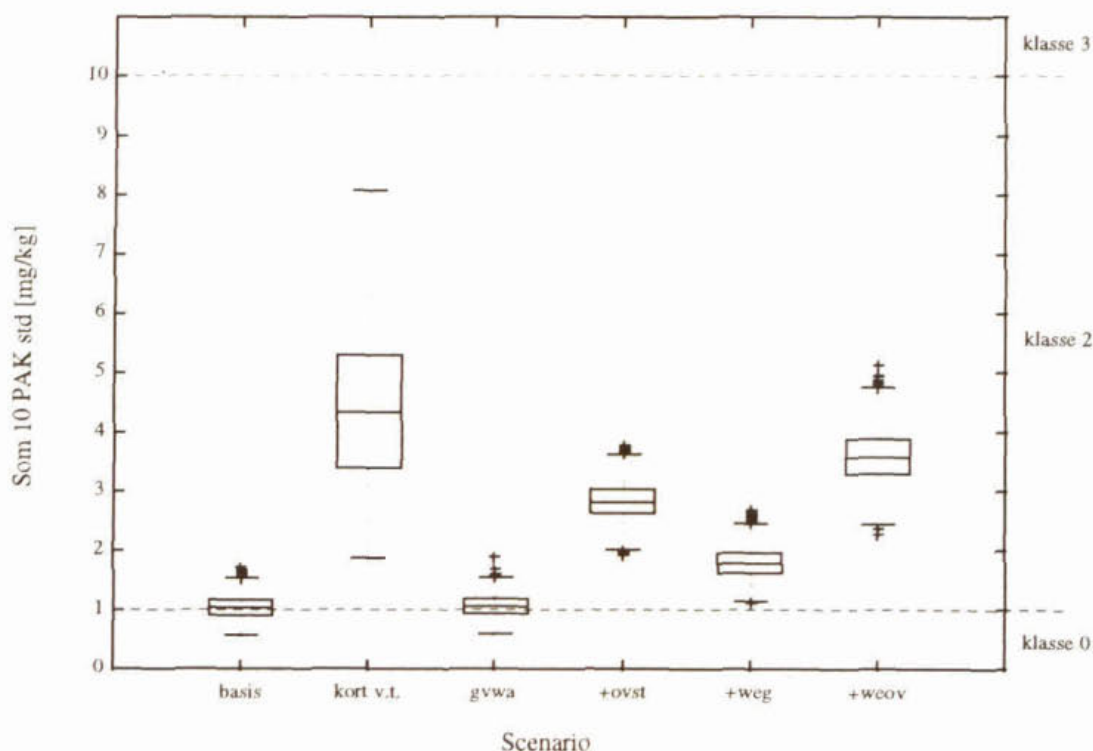
verblijftijd in. De hoge gehalten bij een korte verblijftijd kunnen grotendeels worden verklaard door een verandering in samenstelling en dikte van het sediment (zie tabel 5.1).

Het scenario 'overstort gescheiden stelsel' levert hogere gehalten op dan 'overstort gemengd stelsel'. Hieruit blijkt het belang van de gedane aannamen voor het berekenen van de emissies. Wanneer bij een gemengd stelsel jaarlijks meer overstorten plaatsvinden, waarbij het aandeel afspoelend regenwater (inclusief straatvuil) groter is, zullen de gehalten aanzienlijk hoger liggen. Bij een grotere overstortfrequentie/overstortdebiet is de standaard verblijftijd ook niet langer realistisch. In §6.1 is reeds aangegeven dat voor een overstort van een gescheiden stelsel soms een bergbezinkbassin is geplaatst, wat natuurlijk de belasting sterk doet afnemen. Bij een kleiner afspoelend oppervlak is de belasting ook lager, en kan de verblijftijd groter zijn.

In fig. 6.2 staan de boxplots van de minder hoge gehalten veroorzakende emissiescenario's weergegeven. Zie voor een overzicht van de klasseverdeling bij de verschillende bronnen tabel 6.5. Uit deze tabel blijkt dat bijna alle additionele bronnen klasse 2 specie geven, en dat er twee vooral resulteren in klasse 3 specie, namelijk gecreosoteerde beschoeiing en een overstort van een gescheiden stelsel. Bij deze laatste is de kans op klasse 4 specie zelfs 26%. Combinatiescenario's leveren geen extra hoge gehalten op.



Figuur 6.1 Som 10 PAK gehalte omgerekend naar standaardbodem bij verschillende emissiebronnen in een zandsloot (huidige situatie)



Figuur 6.2 Som 10 PAK gehalte omgerekend naar standaardbodem bij verschillende emissiebronnen in een zandsloot (huidige situatie)

6.3 Klei

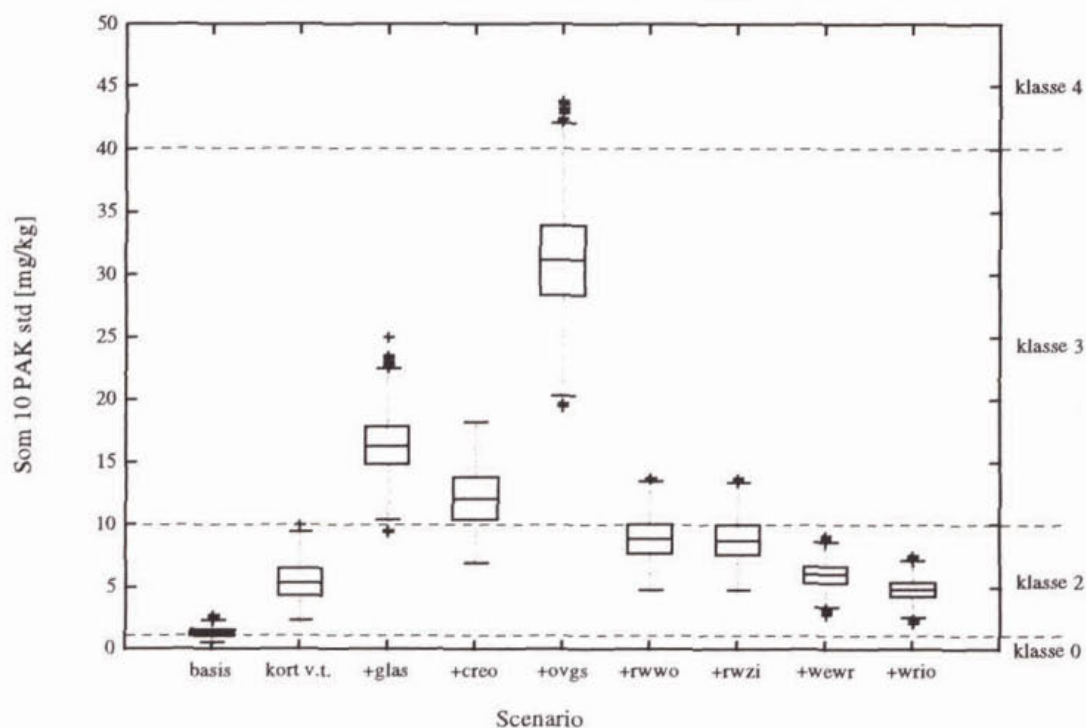
Bij een kleisloot valt ten opzichte van zand minder stijging in de voor standaardbodem gecorrigeerde gehalten te constateren ten gevolge van de emissies (zie fig. 6.3). Zo leveren de berekeningen met de emissie van een gecreosoteerde beschoeiing in kleisloot een deel klasse 3 op, maar dat is 79 % in plaats van 99% bij zand (tabel 6.6). De gecombineerde belasting door weg en wegriolering levert 100% klasse 2 op. Ook bij emissies welke minder hoge gehalten in slib veroorzaken, is te zien dat de meeste berekende waarden beneden het niveau van zand liggen (fig. 6.4). De spreiding in resultaten is echter groter. Dat wordt veroorzaakt door meer spreiding in de aan- en afvoerterm van OM met daaraan PAK geadsorbeerd. De absolute gehalten liggen echter niet lager dan in een zandsloot.

Verder is ongeveer dezelfde trend in gehalten bij de verschillende bronnen te zien. Het systeem lijkt echter gevoeliger dan een zand- of een veensloot voor emissies waarbij de verblijftijd korter is dan de standaard verblijftijd. De resulterende gehalten, omgerekend naar standaardbodem, door een belasting door verwaaiing en afspoeling van een weg liggen lager dan de resulterende gestandaardiseerde gehalten door belasting met een RWZI-effluent. Bij een zandsloot liggen de resulterende gehalten van deze scenario's ten opzichte van elkaar andersom. Dit verschil tussen de twee

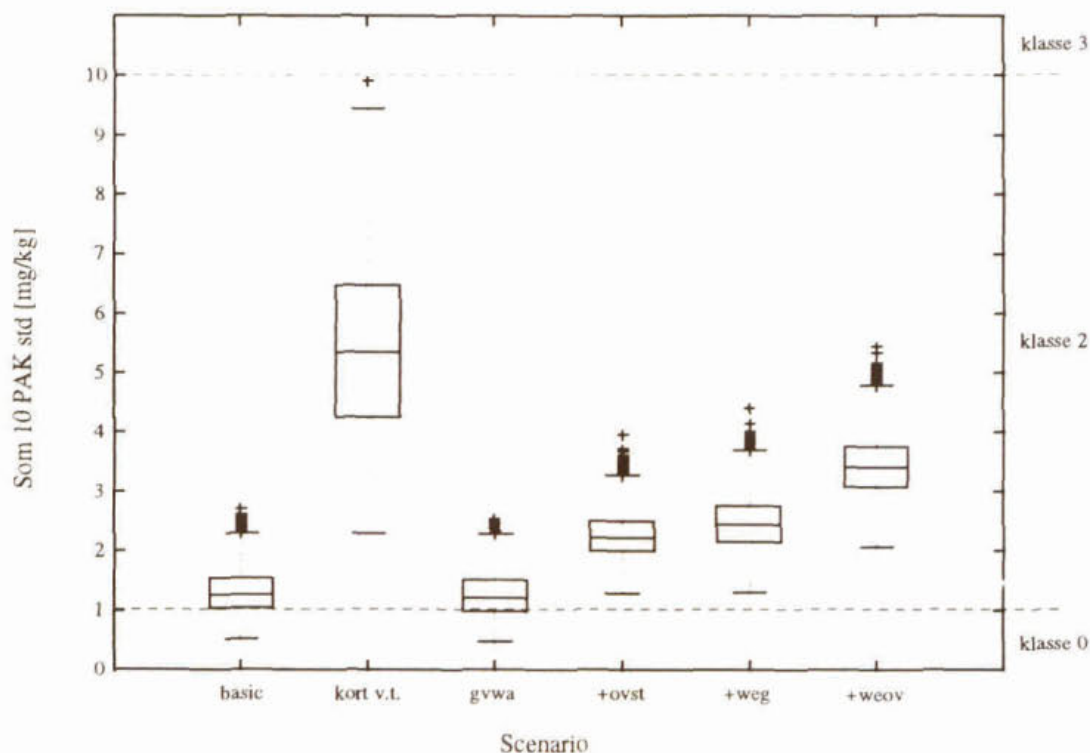
systemen bij de wegriolering-scenario's wordt veroorzaakt doordat het percentage organisch materiaal in een zandsloot lager is, zodat het gehalte in een zandsloot na omrekening naar standaardbodem hoger uitkomt. Bij een kleisloot is de kwaliteit van het gebiedseigen zwevend stof slechter dan bij een zand- en een veensloot. Dit komt naar voren bij een kortere verblijftijd, waarbij het debiet groter is en er dus meer zwevend stof binnenkomt. Vergelijk hiervoor ook het scenario 'kort v.t.' bij de verschillende systemen.

Tabel 6.6 Klasse-indeling op basis van risico-analyse voor emissies op kleislotten

	klasse 0	klasse 2	klasse 3	klasse 4
achtergrond	22	78	0	0
verblijftijd = 0.0005 jr.	0	100	0	0
gebiedsvreemd water	28	72	0	0
+ creosoot	0	21	79	0
+ afspoeling kassen	0	0	100	0
+ overstort gesch. stelsel	0	0	99	1
+ overstort	0	100	0	0
+ effluent RWZI	0	77	23	0
+ weg	0	100	0	0
+ wegriolering	0	100	0	0
+ rwwo	0	75	25	0
+ weov	0	100	0	0
+ wewr	0	100	0	0



Figuur 6.3 Som 10 PAK gehalte omgerekend naar standaardbodem bij verschillende emissiebronnen in een kleisloot (huidige situatie)



Figuur 6.4 Som 10 PAK gehalte omgerekend naar standaardbodem bij verschillende emissiebronnen in een kleisluit (huidige situatie)

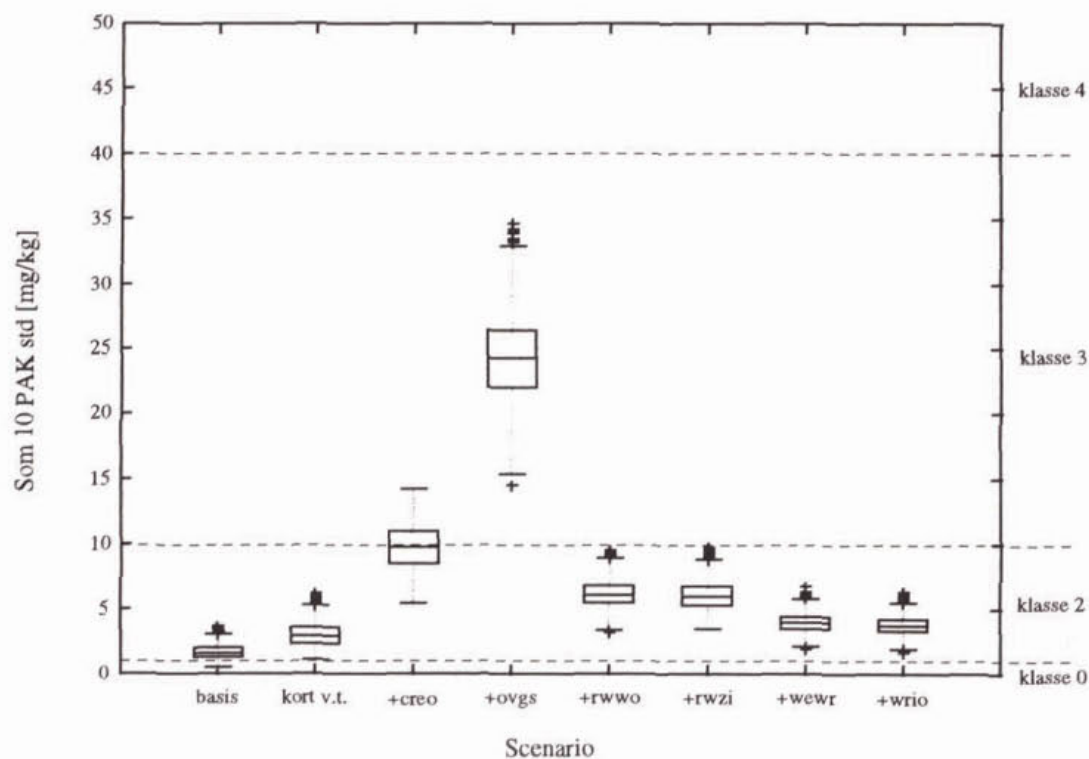
De twee scenario's waar de emissie feitelijk veroorzaakt wordt door de afspoeling van een vrij groot verhard oppervlak (overstort van een gescheiden stelsel en kassen), leveren de hoogste gehalten op. De kans op klasse 4 specie in een kleisluit bij een overstort van een gescheiden stelsel is echter nog maar 1%, vergeleken met 26% kans op klasse 4 bij een zandsluit.

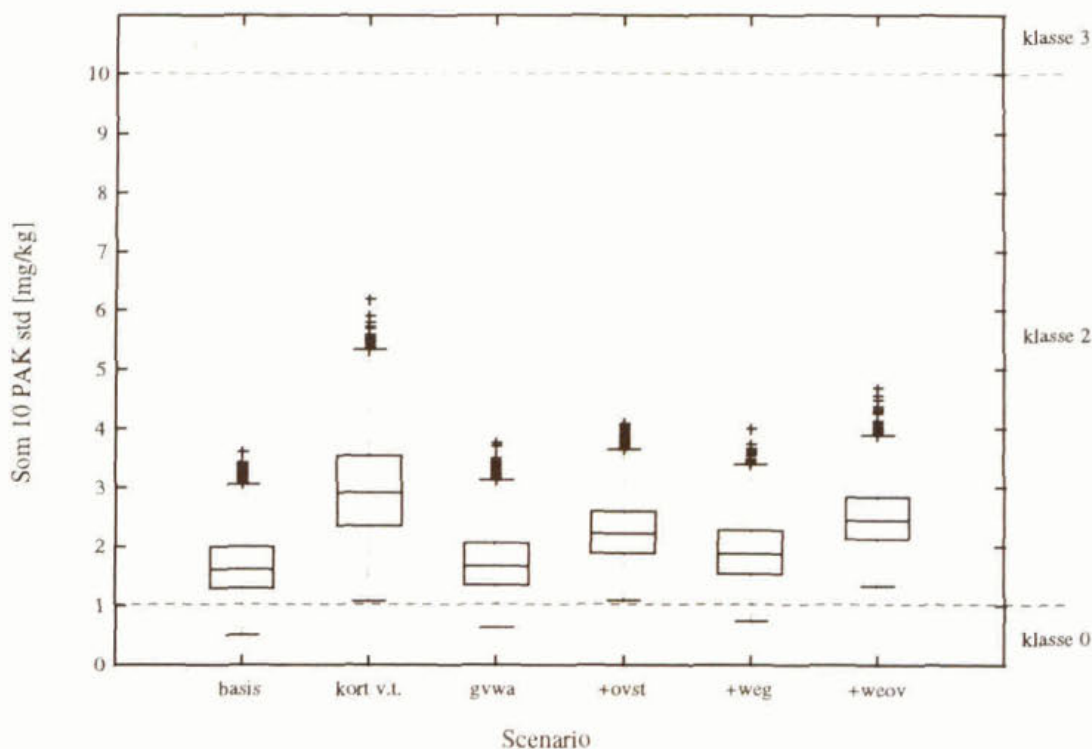
6.4 Veen

In veensloten blijkt de achtergrondbelasting al zo hoog te zijn dat de meeste additionele bronnen daar bovenop weinig verhoging in de gecorrigeerde gehalten veroorzaken (fig. 6.6). Voor veensloten geldt dat de voor standaardbodem gecorrigeerde gehalten t.o.v. klei- en zandsloten lager liggen bij alle additionele emissies (fig. 6.5 en 6.6). Dit wordt veroorzaakt doordat een veensluit een veel hoger percentage organisch materiaal heeft dan een zand- of een kleisluit (zie § 5.2, tabel 5.2). Bij gecreosoteerde beschoeiing in veensloten resulteert het merendeel van de berekeningen (55%) zelfs in klasse 2 in plaats van klasse 3 zoals bij zand of klei (zie tabel 6.7). Geen enkele berekening resulteert in klasse 4 slib, en bij de scenario's met een effluent van een RWZI is er geen kans op klasse 3 specie.

Tabel 6.7 Klasse-indeling op basis van risico-analyse voor emissies op veensloten

	klasse 0	klasse 2	klasse 3	klasse 4
achtergrond	6	94	0	0
verblijftijd = 0.0005 jr.	0	100	0	0
gebiedsvreemd water	5	95	0	0
+ creosoot	0	55	45	0
+ overstort gesch. stelsel	0	0	100	0
+ overstort	0	100	0	0
+ effluent RWZI	0	100	0	0
+ weg	1	99	0	0
+ wegiolering	0	100	0	0
+ rwwo	0	100	0	0
+ weov	0	100	0	0
+ wewr	0	100	0	0

**Figuur 6.5 Som 10 PAK gehalte omgerekend naar standaardbodem bij verschillende emissiebronnen in een veensloot (huidige situatie)**



Figuur 6.6 Som 10 PAK gehalte omgerekend naar standaardbodem bij verschillende emissiebronnen in een veensloot (huidige situatie)

6.5 Validatie

Wanneer de resultaten vergeleken worden met de meetgegevens (zie figuur 6.7 of vergelijk tabel 6.8 met tabel 6.9B) blijkt dat de berekende waarden in de meeste gevallen binnen of in de buurt van de range liggen. Bij de achtergrondbelasting liggen de berekende gehalten in het lage gedeelte van de range. Het is mogelijk dat bij de gemeten gehalten additionele bronnen niet zijn meegerekend, omdat deze in veel gevallen moeilijk te identificeren waren met de beschikbare meetgegevens. Dat zou ook de grote spreiding in deze waarden kunnen veroorzaken (tabel 6.8 en fig. 6.9).

De breedte van de range van de meetwaarden bij overstort in kleislotten is mogelijk veroorzaakt doordat bij enkele monsterpunten sprake was van een overstort van een gescheiden stelsel, of dat de overstortfrequentie veel hoger was dan waar bij de berekening van de emissie door overstorten van is uitgegaan. De berekening met het wegs scenario blijkt bij alle sloottypen tot iets te hoge waarden te leiden. Voor een deel kan dit verschil zijn ontstaan omdat voor het berekenen van de emissie gebruik is gemaakt van de belasting van een weg op een sloot die ongeveer 3.5 meter van de weg ligt, terwijl de range bij de metingen een verzameling is van gehalten in waterbodems in sloten tussen 0 en 15 meter van de weg. In het geval van belasting door wegriolering op een veensloot is niet echt sprake van een range, aangezien het maar om 2 metingen gaat.

Tabel 6.8 Ranges van minimale en maximale meetwaarden voor de gehalten som 10 PAK bij verschillende emissiescenario's op de verschillende typen sloot, opgesteld uit beschikbare datasets (Nelissen, 1990; Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden, 1990; de Jong, 1991; Oranjewoud, 1994; Broer, 1995; Zuiveringsschap Oostelijk Gelderland, 1996; Hoogheemraadschap van Delfland, 1996; Apon, 1996). (A) Ranges voor de absolute gehalten en (B) ranges van de gehalten gecorrigeerd naar standaardbodemsamenstelling. 'n' is het aantal beschikbare meetwaarden.

A Som 10 PAK abs.

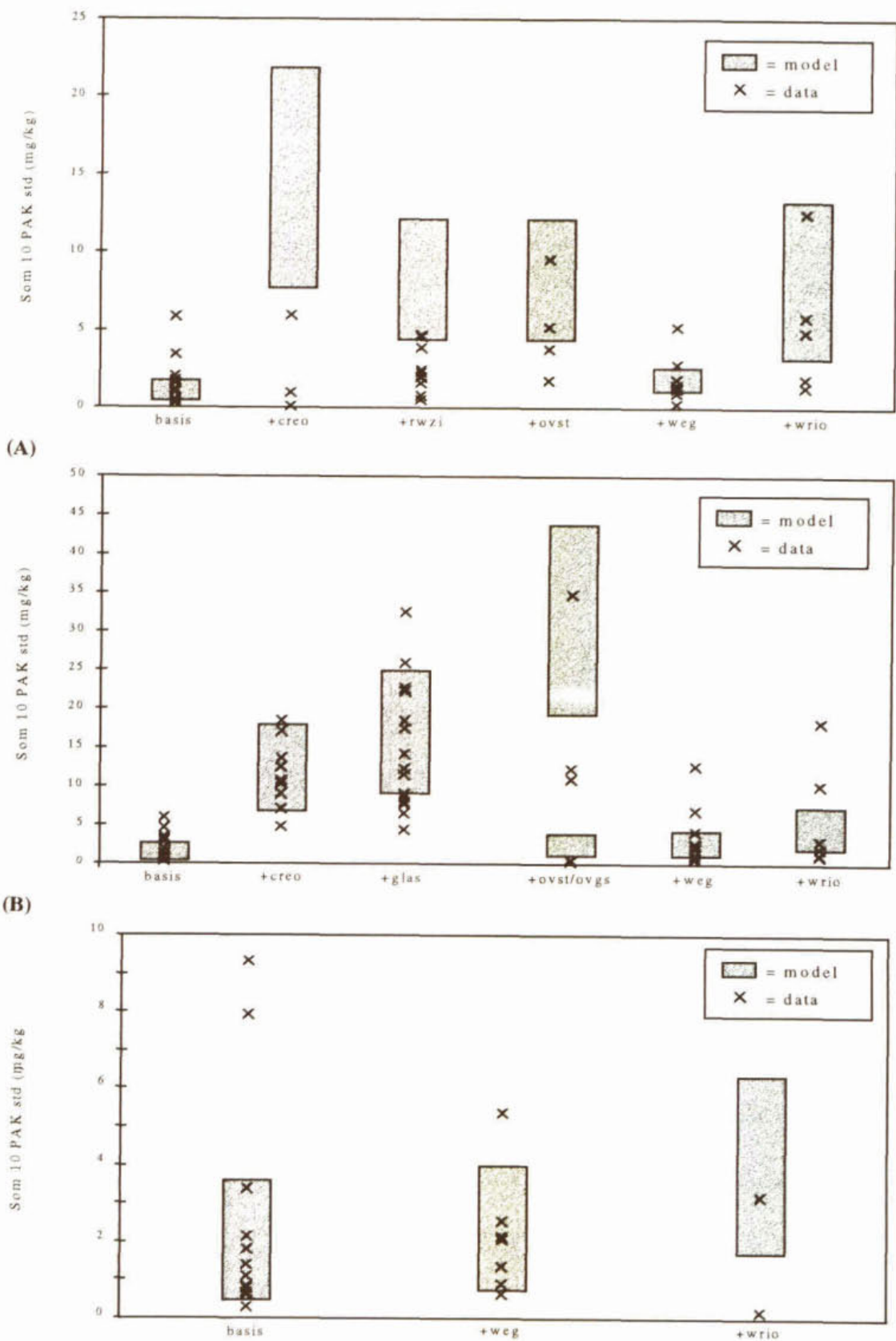
	n	zand		n	klei		n	veen	
achtergrond	15	0.10 -	1.17	15	0.28 -	3.31	16	0.59 -	17.63
+ gecreosoteerde beschoeiing	3	0.02 -	1.19	11	0.15 -	16.53		-	
+ afspoeling kassen		-		15	4.03 -	21.06		-	
+ overstort ? stelsel	4	0.35 -	2.04	8	0.11 -	15.78		-	
+ RWZI effluent	10	0.18 -	4.12		-			-	
+ weg	8	0.21 -	1.93	12	0.49 -	5.22	9	1.03 -	4.47
+ wegriolering	5	0.26 -	11.27	6	0.70 -	13.32	2	0.31 -	3.18

B Som 10 PAK std.

	n	zand		n	klei		n	veen	
achtergrond	15	0.27 -	5.85	15	0.39 -	5.79	16	0.31 -	9.33
+ gecreosoteerde beschoeiing	3	0.09 -	5.95	11	4.81 -	18.42		-	
+ afspoeling kassen		-		15	6.61 -	32.46		-	
+ overstort ? stelsel	4	1.75 -	9.60	8	0.30 -	34.85		-	
+ RWZI effluent	10	0.50 -	4.69		-			-	
+ weg	8	0.23 -	5.23	12	0.65 -	12.75	9	0.90 -	5.36
+ wegriolering	5	1.30 -	12.52	6	1.20 -	18.42	2	0.19 -	3.18

Tabel 6.9 Berekende ranges (minimale en maximale waarden) voor de gehalten som 10 PAK omgerekend naar standaardbodem bij verschillende emissiescenario's op de verschillende typen sloot.

	zand		klei		veen	
achtergrond	0.57 -	1.73	0.53 -	2.71	0.50 -	3.60
korte verblijftijd	0.87 -	8.07	2.29 -	9.90	1.08 -	6.18
gebiedsvreemd water	0.59 -	1.89	0.48 -	2.54	0.63 -	3.67
+ gecreosoteerde beschoeiing	7.74 -	21.9	6.94 -	18.2	5.42 -	14.3
+ afspoeling kassen	n.v.t.		9.32 -	25.0	n.v.t.	
+ overstort gescheiden stelsel	20.7 -	51.1	19.5 -	43.9	14.5 -	34.6
+ overstort	1.93 -	3.78	1.27 -	3.97	1.10 -	4.09
+ RWZI effluent	4.46 -	12.2	4.69 -	13.7	3.48 -	9.74
+ weg	1.13 -	2.69	1.30 -	4.41	0.75 -	4.00
+ wegriolering	3.29 -	13.3	2.12 -	7.48	1.72 -	6.34
+ rwwo	4.23 -	2.50	4.72 -	13.7	3.22 -	9.54
+ weov	2.28 -	5.14	2.07 -	5.45	1.33 -	4.68
+ wewr	3.69 -	13.5	2.79 -	9.08	1.96 -	6.71



(C)

Figuur 6.7 Model versus data in (A) zand (B) klei en (C) veen. (Nelissen, 1990; Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden, 1990; de Jong, 1991; Oranjewoud, 1994; Broer, 1995; Zuiveringsschap Oostelijk Gelderland, 1996; Hoogheemraadschap van Delfland, 1996; Apon, 1996)

Over het algemeen komen de modeluitkomsten redelijk overeen met de data. De berekende waarden bij belasting door afspoeling van kassen vallen heel goed binnen de range van gemeten waarden. Bij gecreosoteerde beschoeiing in een kleisloot vallen de berekende waarden binnen de range van gemeten waarden. Het is opvallend dat de berekende waarden in een zandsloot bij dezelfde emissie geheel buiten de range van gemeten waarden ligt. Wanneer de meetwaarden bij gecreosoteerde beschoeiing bij een zand- en kleisloot onderling worden vergeleken, blijkt dat de beschikbare meetwaarden voor een zandsloot erg laag liggen. De grootste discrepantie tussen gemeten en berekende waarden is te vinden bij de belasting door RWZI-effluent op een zandsloot. De reden hiervan is onduidelijk, hoewel berekeningen met een langere verblijftijd betere modeluitkomsten geven, die volledig binnen de range van de gemeten waarden vallen. In hoeverre de verblijftijd bij de gepresenteerde meetwaarden lager ligt dan de gebruikte verblijftijd bij het doorrekenen van het scenario, is onduidelijk.

6.6 Samenvatting

Aangezien gegevens omtrent emissies zeer beperkt zijn, moet rekening worden gehouden met grote onzekerheden. Deze onzekerheden worden in de modelberekeningen meegenomen door ranges te berekenen voor deze emissies. Met het model worden vervolgens een groot aantal runs gedraaid waarbij voor elke nieuwe run een nieuwe set van emissieparameters uit die berekende range wordt getrokken. In hoeverre deze ranges een juiste indicatie geven van de feitelijke belasting door verschillende bronnen, is nog onduidelijk. Bij enkele emissiebronnen moesten vergaande aannamen worden gedaan om een emissie te kunnen berekenen. De aangeleverde data van de atmosferische depositie zijn gegenereerd op basis van emissieschattingen en niet gekalibreerd met meetgegevens. Enkele additionele emissies zijn tevens berekend op basis van deze berekende waarden voor de atmosferische depositie.

Met de gedefinieerde achtergrondbelasting geeft het model bij zand-, klei- en veensloten een kans van ruim 50% of hoger op klasse 2 slib. Dit lijkt, gezien de beschikbare meetgegevens, een redelijke uitkomst van het model. Er wordt vaak klasse 2 slib gevonden, ook op plaatsen waar geen duidelijke emissiebron aan te wijzen is. Een verschil tussen zand-, klei- en veensloten zoals deze in het veld wordt gevonden komt ook uit de modelberekeningen naar voren. Bij een kortere verblijftijd is de kans op hogere gehalten groter. De meeste additionele emissies leiden tot klasse 2 specie, met uitzondering van de bronnen waarvan de belasting afkomstig is van een groot afspoelend oppervlak en bij een gecreosoteerde beschoeiing. Bij de laatstgenoemde bronnen is de kans op klasse 3 slib vrij groot en de kans op klasse 4 aanwezig. Vooral in zand geeft een additionele bron een zeer grote kans op klasse 2 en 3 slib, wat gedeeltelijk ook wordt veroorzaakt door de omrekening naar standaardbodem. In veen

blijkt dat het sediment bij de achtergrondbelasting in 94% van de gevallen al in klasse 2 terechtkomt. Extra bronnen veranderen daar overigens weinig aan.

De modeluitkomsten bij een gecombineerde additionele emissiebron verschillen niet erg van de modeluitkomsten met de hoogste van één van de emissiebronnen die in een dergelijke combinatie is opgenomen. Hierin komt het belang van de achtergrondbelasting weer sterk naar voren, bij een gecombineerde emissiebron wordt de achtergrondbelasting immers maar één keer meegenomen. Een tweede of derde bron resulteert daarom nauwelijks in hogere gehalten. De onzekerheid met betrekking tot een gecombineerd scenario is echter groot aangezien onzekerheid op onzekerheid in de belasting wordt gestapeld.

7. TOEKOMSTSCENARIO'S

Om de ontwikkeling van de waterbodembodemkwaliteit met betrekking tot PAK te analyseren voor de komende jaren zijn er twee emissiescenario's met het model doorberekend. Ten eerste is er een scenario gebruikt waarbij emissies de komende 50 jaar niet of met maximaal 25% veranderen (§ 7.1). Daarnaast is er gekeken naar de reductie die nodig is om klasse 0 specie te verkrijgen (§ 7.2). Tot slot wordt in § 7.3 een samenvatting gegeven.

7.1 Emissiescenario's 25%

Om toekomstscenario's door te rekenen is er uitgegaan van de ranges die gebruikt zijn bij het berekenen van de huidige situatie (zie § 6.1). Deze emissieranges zijn gebruikt voor het draaien van de = -optie, de situatie waarin de belasting de komende 50 jaar niet verandert. Daarnaast zijn er een - 25% en een + 25% scenario uitgerekend. Bij de 25% reductie is uitgegaan van een gemiddelde waarde tussen huidig en aangescherpt beleid over 50 jaar (tabel 7.1).

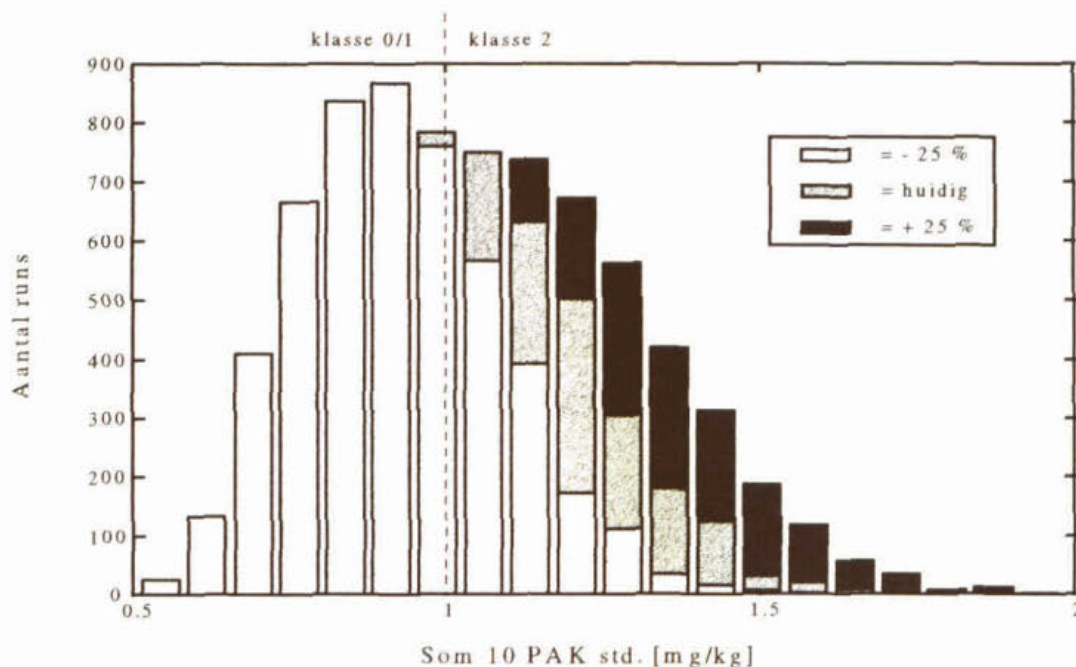
Tabel 7.1 Beleidsdoelstellingen en realisatie van PAK emissiereducties naar oppervlaktewater

beleidsdocument	richtjaar	emissiereductiedoelstelling (vermindering t.o.v. 1985)	prognose- realisatie
3e Nota Waterhuishouding (1989)	2010	90%	
Nat. Milieubeleidsplan (1989)	2010	90%	
Beleidsstandpunt PAK (1994)	2010	>75%	
Evaluatienota Water (1993)	1995	50%	
Watersysteem Verkenningen (1996)	1995		0%
SPEED PAK (1991), vaststaand beleid	2010		-50%
SPEED PAK (1991), extra maatregelen	2010		45%

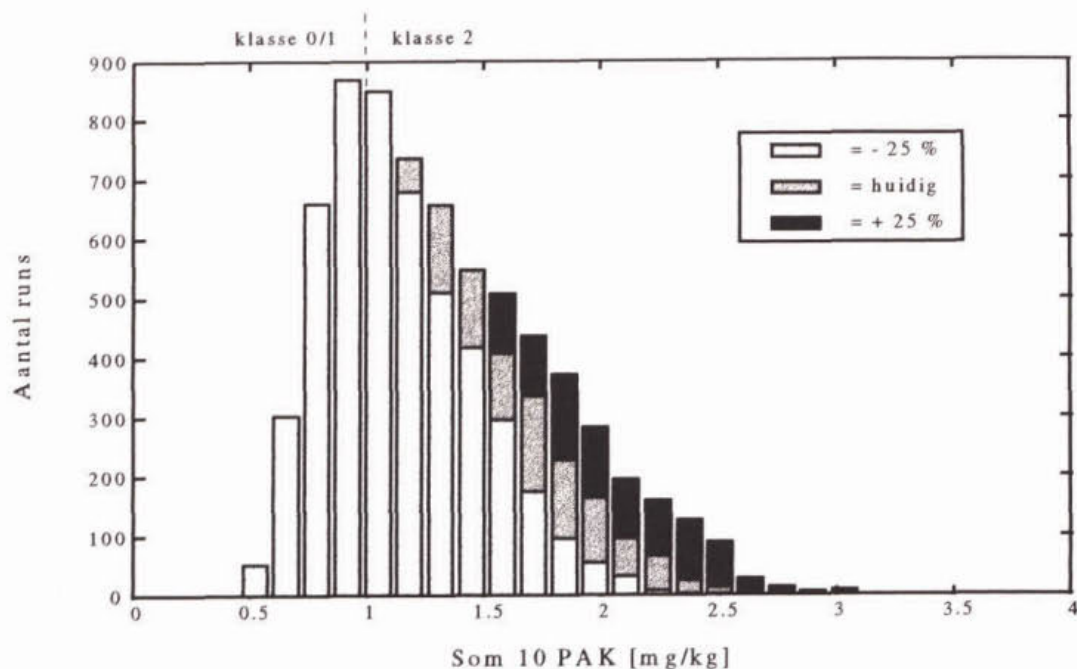
Deze 25% verandering is in het model doorberekend als 0.5% verandering in de emissies per jaar. Bij de achtergrondbelasting is naast de afname van 0.5% per jaar in de atmosferische depositie ook op de invoertermen vanaf de slootkant een vertraagde reactie meegenomen. Er is daarbij aangenomen dat de verandering in slootkantkwaliteit 10 jaar achterloopt. Na 10 jaar begint de bodembodemkwaliteit met 0.5% per jaar te veranderen. Bij het berekenen van de invloed van emissiereducties in de verschillende additionele bronnen is de achtergrondbelasting niet gevarieerd om neveneffecten te

vermijden. Het resultaat is een indicatie van de invloed van reductie of toename per individuele bron. Als huidige toestand en uitgangssituatie is uitgegaan van de periode 1990-1995 terwijl de scenarioruns lopen van 1990 tot 2040.

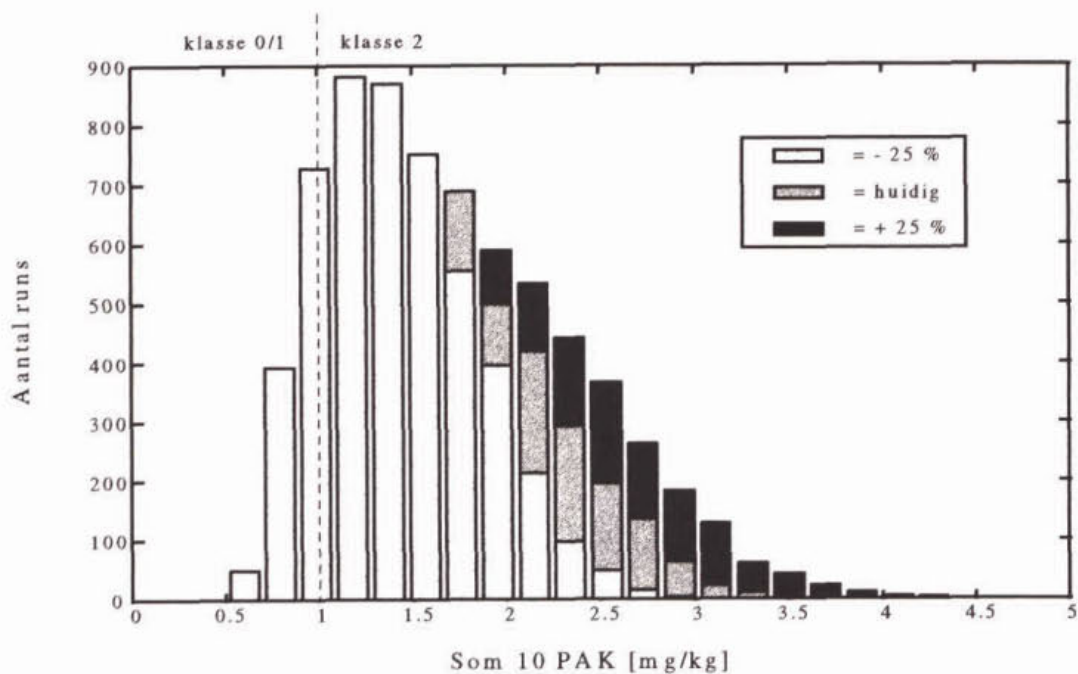
Bij gelijkblijvende achtergrondbelasting blijft de verdeling logischerwijze gelijk aan die van de huidige situatie (fig. 7.1 t/m 7.3). Bij zand laat een reductie in belasting de staart van de verdeling verder beneden de grenswaarde zakken. Bij klei en veen is dat veel minder het geval. Dit is ook te zien in de klasseindeling in fig 7.4. Bij een 25% verhoging van de achtergrondbelasting stijgt de kans dat klasse 2 slib wordt gevonden van minder dan 60% naar 80% in zand. Voor klei stijgt de kans van bijna 80% naar bijna 90%, terwijl dat bij veen bijna 100% wordt. Bij de laatste valt op dat 25% reductie van achtergrondbelasting slechts een kleine kans op klasse 0 biedt. Er blijkt in veen bij een dergelijke reductie van de achtergrondbelasting nog meer dan 80% kans op klasse 2 sediment te zijn, terwijl dat bij klei en zand respectievelijk een kans van 60% en 30% is.



Figuur 7.1 Verdeling van Som 10 PAK omgerekend naar standaardbodem in 2040 bij verschillende achtergrondbelasting in zand



Figuur 7.2 Verdeling van Som 10 PAK omgerekend naar standaardbodem in 2040 bij verschillende achtergrondbelasting in klei



Figuur 7.3 Verdeling van Som 10 PAK omgerekend naar standaardbodem in 2040 bij verschillende achtergrondbelasting in veen

Fig. 7.4 laat verder de resultaten zien van emissiescenario's bij de additionele bronnen. Het scenario met gebiedsvreemd water toont in alle typen sloot minder verandering in klasseindeling dan het basisscenario (= achtergrondbelasting). Dat komt doordat de reductie in de emissie alleen op de invoer van met PAK verontreinigd zwevend stof is gezet. In tegenstelling tot het basisscenario is er dus geen reductie op de atmosferische depositie en geen kwaliteitsverbetering van het binnenkomend bodemmateriaal.

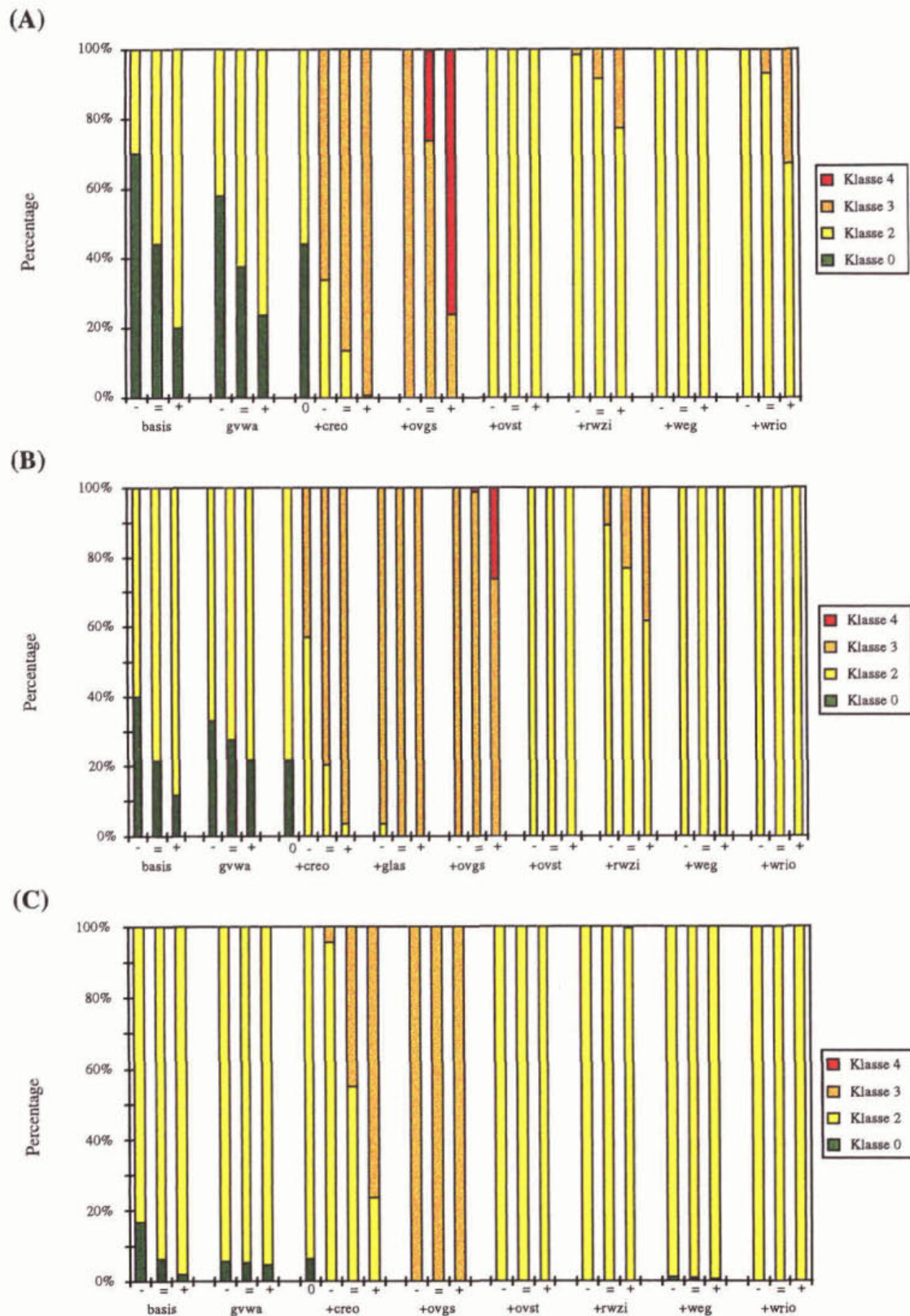
Bij additionele bronnen blijkt dat overstort, RWZI, weg en wegriolering ongeacht het scenario van de emissies in alle typen sloot bijna altijd 100% kans op klasse 2 specie geven. RWZI effluent scenario's geven in zand- en kleislotten daarnaast een kans op klasse 3 sediment; bij een 25% reductie van deze emissie in kleislotten is er nog een kans van meer dan 10% op klasse 3 slib. Daarnaast geven de huidige emissie van wegriolering en 25% toename daarvan respectievelijk minder dan 10% en meer dan 30% kans op klasse 3 sediment (fig. 7.4 A).

Bij scenario's m.b.t. gecreosoteerde beschoeiing blijkt dat een 25% reductie van de emissie in 50 jaar in veen bijna 100% kans op klasse 2 oplevert, waar dat bij huidige belasting nog meer dan 40% kans op klasse 3 geeft. Bij klei geeft een dergelijke verbetering nog geen 60% kans op klasse 2 sediment, terwijl dat in zand maar iets meer dan 30% kans is. Bij volledig verdwijnen van PAK emissie uit creosoten geldt dat de klasseindeling hiervan gelijk is aan die van de achtergrondbelasting.

Bij de emissie van overstort van een gescheiden stelsel resulteert 25% reductie in alle typen sloot in 100% kans op klasse 3 slib. Bij gelijkblijvende belasting is er daarentegen in zandsloten een kans van bijna 30% op klasse 4, waar dat bij 25% toename van de emissie een kans van bijna 80% wordt. In kleislotten wordt de kans op klasse 4 slib bij 25% toename nog geen 30%. In veensloten is er in alle scenario's 100% kans op klasse 3 sediment.

De afspoeling van kassen op kleigrond tenslotte laat bij het reductiescenario 95% kans op klasse 3 zien, waar dat bij de andere scenario's 100% is. Bij afspoeling van verharde oppervlakken zoals dat bij zowel kassen als overstort van een gescheiden stelsel plaatsvindt, moet er voor alle duidelijkheid wel terdege rekening worden gehouden met de aannamen m.b.t de grootte van dat verharde oppervlak. Zie hiervoor § 6.1.

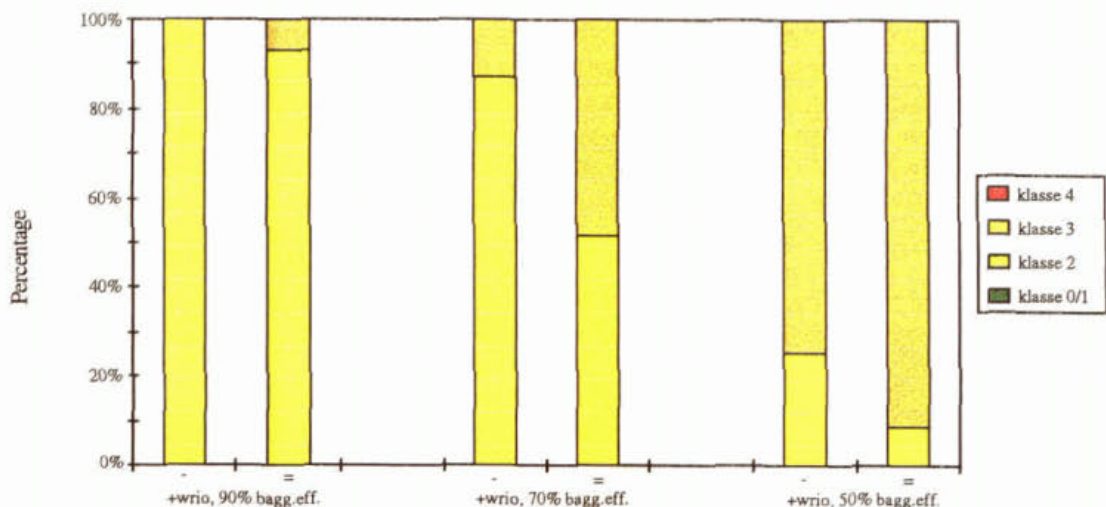
Bij de drie verschillende scenario's geldt dat bij achtergrondbelasting door een hogere invoer van met PAK verontreinigd organisch materiaal en ondanks omrekening naar standaardbodem, de PAK gehalten in veen hoger zijn dan in klei, welke op hun beurt weer hoger zijn dan de gehalten in zand. Additionele bronnen geven daarentegen het tegenovergestelde te zien: de gehalten in zand zijn het hoogst, terwijl in veen de laagste waarden gevonden worden. Dit komt door een lager aandeel van de



Figuur 7.4 Klasseverdeling van waterbodembij verschillende emissiescenario's (- : 25% emissiereductie, = : gelijkblijvende emissie, + : 25% emissietoename) op (A) zand, (B) klei en (C) veen. Voor afkortingen m.b.t. emissiebronnen zie tabel 6.3.

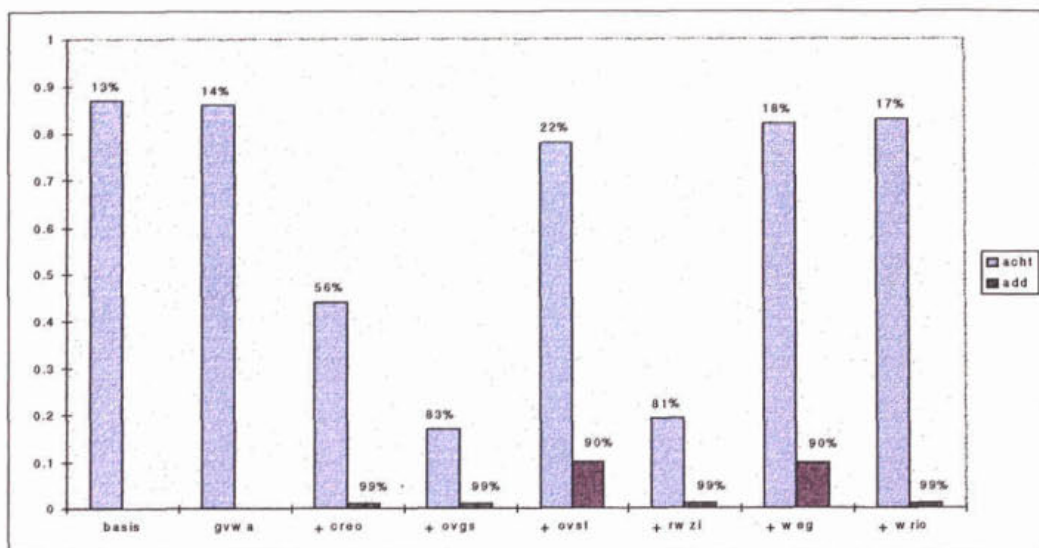
achtergrondbelasting in de totale belasting met PAK, waardoor de omrekening naar standaardbodem zwaarder meetelt. Dit wordt geïllustreerd door de hogere kans op klasse 3 of klasse 4 slib veroorzaakt door additionele bronnen in zandsloten (fig. 7.4). Reductie van additionele emissies op zandsloten geven dan ook de minste verbetering te zien.

De reductie van additionele emissies met 25% sorteert weinig effect, omdat de achtergrondbelasting al een grote kans op klasse 2 slib geeft m.n. in veen- en kleisloten. Door regionale waterbeheerders valt aan deze achtergrondbelasting weinig te veranderen. Wel kunnen een aantal systeemsturende parameters veranderd worden, die van invloed zijn op de PAK gehalten (zie tabel 5.1). Verandering in de baggerfrequentie, de baggerefficiëntie en eventueel de dikte van de aerobe laag door een verbetering van de totale kwaliteit van een sloot, zijn mogelijk wel te realiseren. Wanneer bijvoorbeeld de baggerefficiëntie van 50% naar 70% of zelfs 90% wordt opgetrokken zal bij 25% reductie van emissie van wegriolering afwaterend op een zandsloot de kans op klasse 3 aanzienlijk kleiner worden (fig. 7.5). Verhoogde baggerefficiëntie blijkt zelfs meer verbetering in slibkwaliteit te veroorzaken dan een emissiereductie. Bij bv. 25% emissiereductie van wegriolering bij een baggerefficiëntie van 50% neemt de kans op klasseverbetering met ongeveer 20% toe. Wanneer echter bij gelijkblijvende emissie de baggerefficiëntie wordt verhoogd naar 90%, dan neemt de kans op een klasseverbetering met maar liefst 80% toe (fig 7.5).

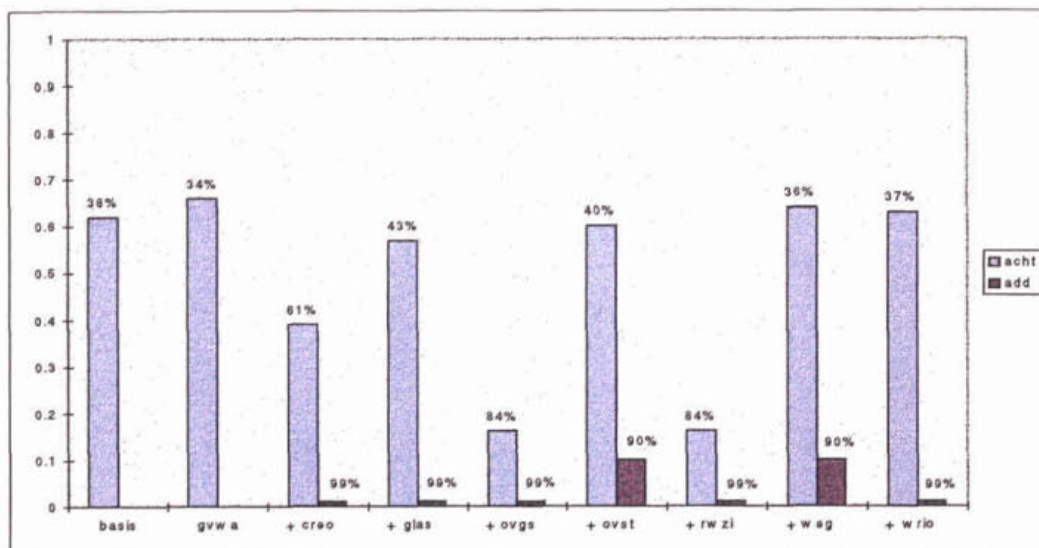


Figuur 7.5 Invloed van baggerefficiëntie op de verdeling van Som 10 PAK gehalten bij 25% emissiereductie van weg afwaterend via een riolering in een zandsloot

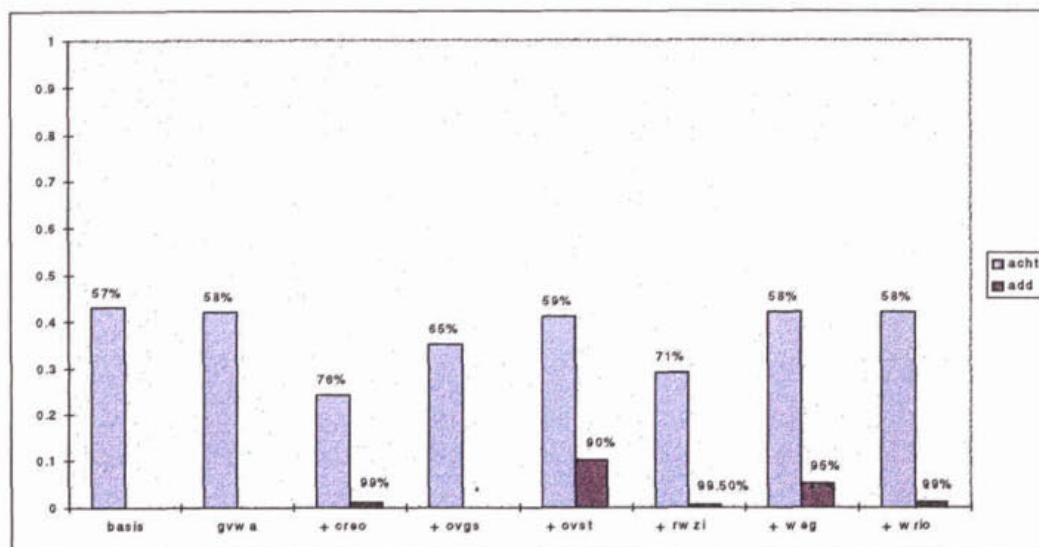
(A)



(B)



(C)



Figuur 7.6 Emissiereductiefactoren om 100% kans op klasse 0 specie te krijgen in (A) zand, (B) klei en (C) veensloot (boven de balken staan reductiepercentages weergegeven) bij de verschillende emissies

7.2 Terugrekeningscenario's naar klasse 0 specie

Om de reductie te berekenen die nodig is om 100% kans op klasse 0 specie te verkrijgen zijn per scenario 5000 runs gedraaid met een brede en lage range van emissies. Daarbij zijn alle runs waarbij het PAK gehalte onder de grenswaarde kwam als geslaagd beschouwd. Uiteindelijk resulteerden alle geslaagde runs in emissieverdelingen. De gemiddelden van de emissieverdelingen zijn gebruikt om de in fig 7.6 weergegeven reductiefactoren of percentages te bepalen. Bij deze terugrekeningscenario's is er uitgegaan van een instantane emissiereductie op zowel atmosferische depositie als op de uit- en afspoeling en zwevend stof flux. Dit is anders dan bij de geleidelijke emissiereductie van 25% zoals in § 7.1.

In zandsloten blijkt met een geringe reductie van achtergrondbelasting al 100% kans op klasse 0 te ontstaan. Klei vraagt daarbij meer terugdringing, terwijl in veen de PAK gehalten pas beneden de grenswaarde kunnen komen als de achtergrondbelasting met bijna 60% wordt gereduceerd. Bij de scenario's m.b.t. gebiedsvreemd water blijkt dat deze ongeveer dezelfde reductie als achtergrondbelasting vragen; alleen bij klei is er iets minder reductie nodig omdat de kwaliteit van het zwevend stof beter is dan de kwaliteit van 'gebiedseigen' zwevend stof (zie ook § 6.3). Bij het analyseren van additionele bronnen moet de achtergrondbelasting in alle typen sloot gereduceerd worden met de betreffende factor om de kans te bieden om 100% kans op klasse 0 slib te verkrijgen. Belangrijk hierbij is wel dat de berekende reducties niet alleen de atmosferische depositie betreffen, maar dat het hier gaat om een combinatie van atmosferische depositie, uit- en afspoeling vanaf de slootkant, verwaaiing, afkalving en materiaal binnenkomend via zwevend stof.

Het is duidelijk dat additionele bronnen ver moeten worden teruggedrongen in alle typen sloot om PAK gehalten beneden de grenswaarde te krijgen. Vooral in de scenario's m.b.t. gecreosoteerde beschoeiing, overstort gescheiden stelsel en RWZI effluent kan niet meer worden volstaan met een emissiereductie van 99% of meer. Een extra reductie van de achtergrondbelasting is daarbij noodzakelijk om 100% kans op klasse 0 specie te kunnen verkrijgen.

7.3 Samenvatting

Er zijn twee typen emissiereductiescenario's met het model doorgerekend. Ten eerste is er een scenario gebruikt waarbij emissies de komende 50 jaar met 25% veranderen. Daarbij blijkt de achtergrondbelasting al vaak een grote kans op klasse 2 slib te geven zelfs bij een 25% reductie. Veensloten blijken de hoogste gehalten PAK te bevatten en zandsloten de laagste. Bij additionele bronnen verandert dat. Zandsloten krijgen de

hoogste gehalten PAK en veen de laagste. Additionele bronnen geven in alle gevallen klasse 2 sediment. Bij gebruik van gecreosoteerde beschoeiing, het gebruik van kassen, overstort gescheiden stelsel en in mindere mate RWZI effluent en wegriolering scenario's is er kans op klasse 3 en soms zelfs klasse 4 slib. Reductie met 25% geeft weinig verbetering te zien bij alle additionele bronnen. Daarnaast valt te constateren dat bv. een verhoging van de baggerefficiëntie een grotere verbetering geeft dan een reductie met 25% van de emissies.

Als tweede type emissiereductiescenario is er gekeken naar de reductie die nodig is om klasse 0 specie te verkrijgen. Daaruit blijkt dat om 100% kans op klasse 0 sediment in zandsloten te krijgen, de achtergrondbelasting met minimaal 13% moet worden teruggedrongen. Voor klei is een reductie met 38% nodig, terwijl dat voor veensloten 57% is. Bij alle additionele bronnen is een reductie met minimaal 90% nodig. In sommige gevallen (gecreosoteerde beschoeiing, overstort gescheiden stelsel en RWZI) is er behalve een reductie met 99% of meer, een extra reductie in de achtergrondbelasting nodig om 100% kans op klasse 0 slib te hebben.

8. DISCUSSIE EN CONCLUSIES

8.1 Aannames voor een modelmatige aanpak

Met behulp van een modelmatige aanpak is getracht de beide doelstellingen te realiseren:

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

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

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

8.2 Emissie-routes en de huidige kwaliteit van slootbodems

Alvorens wordt overgegaan tot het noemen van klasse-indelingen in relatie tot emissies is het van belang te weten dat de getalswaarden voor de streef- en grenswaarden voor de som

10 PAK identiek zijn (1 mg/kg). Hierdoor kan er geen klasse 1 op basis van PAK worden onderscheiden.

Door onderscheid te maken in een achtergrondbelasting, bestaande uit atmosferische depositie, zwevende stof invoer en aanvoer van landbodem (als gevolg van afkalven, verwaaien, bewerken van land, uit- en afspoeling) en additionele bronnen zijn de volgende karakteristieken voor de drie typen sloten naar voren gekomen. Indien uitsluitend achtergrondbelasting plaatsvindt, worden in zandsloten de laagste PAK gehalten in het slib aangetroffen (45% klasse 0, 55% klasse 2). In klei- en veensloten leidt uitsluitend achtergrondbelasting tot respectievelijk 75 en 95% kans op klasse 2 (zie tabellen 6.5, 6.6 en 6.7). Het is opmerkelijk dat uitsluitend achtergrondbelasting al leidt tot dergelijke hoge percentages klasse 2 specie. Een kortere verblijftijd (dus hoge stroomsnelheid) van het water kan de kwaliteit van het slib, bij uitsluitend achtergrondbelasting, al sterk doen verslechteren. Additionele emissies leiden juist in zandsloten tot de sterkste verslechtering van de kwaliteit ten opzichte van klei- en veensloten. Overstorten vanuit stelsels die water van een groot verhard oppervlak ontvangen kunnen zelfs leiden tot klasse 3 en 4 specie in zandsloten. In klei- en veensloten wordt hierbij uitsluitend klasse 3 specie gevonden. Daarnaast komt gecreosoteerde beschoeiing naar voren als één van de emissiebronnen die kan leiden tot klasse 3 specie, met name in zand- en kleisloten.

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

8.3 Emissiereductiedoelstellingen en realisatie van reducties

Na de constatering van verhoogde gehalten van PAK in het milieu zijn aan het einde van de tachtiger jaren doelstellingen geformuleerd voor reducties van de PAK-emissies. Tabel 7.1 geeft de emissiereductiedoelstellingen weer die in de verschillende beleidsdocumenten zijn gepubliceerd. Tevens zijn prognoses weergegeven voor de realisatie van emissiereducties. Alle cijfers zijn gebaseerd op 1985 als referentiejaar. Uit dit overzicht blijkt dat de doelstellingen in de oudste beleidsdocumenten het hoogste waren (90%). Daarnaast is te zien dat inschattingen over realiseerbare maximale reducties (45%) beduidend lager liggen dan de meest recente reductiedoelstelling voor 2010 (>75%). De gegevens in tabel 7.1 zijn overigens in hoge mate georiënteerd op PAK-emissies naar rijkswateren. Rijkswateren wijken qua dominante emissieroutes van PAK duidelijk af van regionale wateren. Voor rijkswateren vormen scheepsteer en (industriële) puntbronnen belangrijke bronnen, in regionale wateren wordt de PAK-belasting in hoge mate veroorzaakt door diffuse bronnen. De inlaat van water uit de grote rivieren in regionale wateren vormt uiteraard een schakel tussen de beide systemen.

De uitvoering van het beleid om tot verlaagde PAK-emissies te komen vergt jaren. Vanaf medio 1997 is het gebruik van PAK-houdende scheepsteer in de binnenvaart niet meer toegestaan. Voor de vervanging van scheepsteer zijn alternatieven voor handen en kan vervanging op een termijn van circa 5 jaar zijn gerealiseerd (Verfkroniek, 1995). Dit zal echter voor de kleine regionale wateren (sloten) minder van belang zijn, aangezien daar weinig scheepvaart voorkomt. Gebruik van gecreosoteerde beschoeiing wordt daarentegen wel in belangrijke mate toegepast. Het gebruik van gecreosoteerd hout in de waterbouw is vergunningplichtig gemaakt en tot nu toe zijn geen vergunningen verleend. Door de lange gemiddelde levensduur van gecreosoteerde beschoeiingen (circa 25 jaar), zal volledige vervanging van bestaande gecreosoteerde beschoeiingen een lange periode vergen. Schattingen van de gerealiseerde emissiereductie van PAK in rijkswateren tussen 1985 en 1995 duiden op 0% emissiereductie (Watersysteem Verkenningen concept, 1996).

De mate waarin atmosferische depositie op termijnen van decennia kan verminderen is moeilijker in te schatten. De atmosferische depositie hangt direct samen met de ontwikkeling van gehalten in de lucht. Metingen van benzo[a]pyreen laten zien dat met name eind 80-er jaren de gehalten zijn gedaald met circa 40% t.o.v. 1986 (Jaaroverzicht luchtkwaliteit 1993). Vanaf het begin van de 90-er jaren lijken de gehalten vrij constant te blijven. Directe atmosferische depositie op het wateroppervlak van een sloot is slechts een beperkte bron. Daarentegen is de aanvoer van PAK met landbodem die door afkalven en verwaaien in de watergang terecht kan komen veel groter. Juist in de bodem zit een PAK-erfenis die is ontstaan door een atmosferische belasting van vele decennia. Of er sprake is van afnemende PAK-gehalten in de landbodem, danwel de termijn waarop dit zal gebeuren t.g.v. een verminderde atmosferische depositie, is onbekend.

Het is buitengewoon moeilijk om een realistisch emissiereductie-tempo af te leiden uit de beschikbare gegevens. Voor de aansluiting van de modelberekeningen bij de genoemde ontwikkelingen in de praktijk is gekozen voor een constant percentage emissiereductie per jaar en een vertraagde reactie van de landbodem. Voor enkele bronnen zou een 100% emissiereductie op termijn behaald kunnen worden (b.v. vervanging gecreosoteerde beschoeiing); deze opties kunnen ook zichtbaar worden m.b.v. het model. In het model is gekozen voor een tempo van 0.5% emissiereductie per jaar.

8.4 Prognoses van de kwaliteitsontwikkeling

Om een beeld te schetsen van mogelijke toekomstige ontwikkelingen in de bodemkwaliteit van sloten is gebruik gemaakt van scenario's in de emissies. Zoals hierboven uiteengezet is gekozen voor een geleidelijke verandering in emissies: 0,5% toename of afname per jaar over een periode van 50 jaar. Er is gekozen voor een periode van 50 jaar (1990/1995 - 2040/2045) omdat een kortere periode onvoldoende tijd biedt om veranderingen in emissies te laten doorwerken in de bodemkwaliteit als gevolg van het najen van de bodemkwaliteit

t.o.v. de waterkwaliteit én een baggerfrequentie van eens in de circa 10 jaar. De gekozen emissiereductie van 25% in 50 jaar lijkt gering ten opzichte van de beleidsdoelstellingen (tabel 7.1), maar is goed te plaatsen als tussenoptie, als de gerealiseerde reductie in de periode 1985-1995 (0%) mee in ogenschouw wordt genomen. Een toename van emissies stemt niet overeen met het huidige milieubeleid, echter de uitvoering van het beleid vereist vaak een prioritering en in dat kader is het zinvol om de consequenties van een toenemende emissie te kennen. Zo leiden emissietoenames door overstorten van gemengde stelsels niet tot een andere klasse-indeling.

Emissiereducties van 25% leiden tot een bodemkwaliteit die uitsluitend voor zand- en kleislotten het aandeel klasse 0 specie bij achtergrondbelasting en inlaat gebiedsvreemd water aanzienlijk doen stijgen. In geen enkele situatie leidt 25% emissiereductie tot 100% kans op klasse 0 voor PAK, slechts een beperkte afname van het aandeel klasse 2 waterbodems wordt bereikt. Er zullen dus grotere emissiereducties gerealiseerd moeten worden om aan de impliciete milieudoelstelling van klasse 0 voor het jaar 2010 te voldoen.

Een reductie van de PAK-emissies door het geleidelijk vervangen van gecreosoteerde beschoeiing kan tot een belangrijke afname van klasse 3 specie leiden. Volledige vervanging (= 100% emissiereductie) leidt zelfs tot het ontstaan van een gering aandeel klasse 0. Het terugdringen van PAK-emissies uit overstorten heeft gezien het aandeel klasse 4 specie dat hierdoor ontstaat prioriteit. Echter een emissiereductie van 25% is onvoldoende om het niveau van klasse 2 specie te halen.

Tevens is inzichtelijk gemaakt dat emissiereducerende maatregelen vele malen meer effectief zijn als er sprake is van een hoge baggerefficiëntie. Voor een waterbeheerder kan het zelfs veel effectiever zijn om de baggerefficiëntie te verhogen in plaats van een emissiereducerende maatregel door te voeren, om op termijn een verbetering in de speciekwaliteit te verkrijgen.

8.5 Benodigde emissiereducties om klasse 0 specie te verkrijgen; relatie met Watersysteemverkenningen

In plaats van het verhogen van emissiereductiepercentages van 0,5 naar 1, 2% etc. per jaar is een omgekeerde benadering gekozen, namelijk hoeveel emissiereductie noodzakelijk is om 100% kans op klasse 0 specie in 2040 te bereiken. Uit deze berekeningen blijkt dat naast zeer sterke reducties in de additionele emissies (90% en meer) er ook een reductie in de achtergrondbelasting nodig is. De benodigde reductie in de achtergrondbelasting schommelt bij zandsloten in de meeste gevallen rond de 20%, voor klei- en veensloten respectievelijk rond de 40 en 60%. Dit betekent dat atmosferische depositie substantieel verlaagd dient te worden om een klasse 0 waterbodem voor PAK te verkrijgen, naast een rigoreuze aanpak van de additionele bronnen. De benodigde emissiereductiepercentages

voor de additionele bronnen zijn dermate hoog dat op basis van de modelleringsresultaten de indruk ontstaat dat het bereiken van klasse 0 bodems m.b.t. PAK in regionale wateren die door meer dan alleen achtergrondbelasting worden beïnvloed, een moeilijk te realiseren doel lijkt.

Een kwantitatieve analyse van de kwaliteitsontwikkeling van regionale waterbodems is niet opgenomen in de Watersysteemverkenningen (Toekomst voor water, 1996). De in onderhavige studie verkregen modelleringsresultaten zouden gebruikt kunnen worden voor een analoge weergave van prognoses als in WSV en daarmee voor de regionale waterbodempromblematiek een kwantitatieve onderbouwing geven voor de 4e Nota Waterhuishouding, die in voorbereiding is. Om deze reden zal hier een vertaling worden gegeven van relevante scenario's voor regionale wateren naar de ontwikkelingsrichtingen binnen de WSV. In de WSV worden de volgende richtingen onderscheiden, met een korte typering:

- HUIDIG: bestaande situatie, maatregelenpakket omvat maatregelen waarvan de besluitvorming is afgerond en waarvan vaststaat dat ze worden uitgevoerd.
- GEBRUIK: prioriteit voor economische groei; maatregelen zijn afgestemd op gebruiksfuncties scheepvaart, recreatie, industrie, landbouw.
- SYSTEEM: prioriteit voor herstel en ontwikkeling van natuurwaarden in het watersysteem. Maatregelen worden hierop afgestemd; dat betekent vergaande emissiereducties naar het watersysteem.
- TRENDBREUK: structurele verandering in de vraag naar en productie van goederen en diensten. De waterhuishouding wordt zoveel mogelijk gericht op het realiseren van de streefbeeld van de derde Nota Waterhuishouding. Er is niet meer sprake van een optimalisatie van het beheer richting het gebruik of richting het watersysteem, maar van een integrale optimalisatie.

Om deze vier richtingen uit te werken is allereerst een tentatieve invulling met betrekking tot emissiereducerende maatregelen specifiek voor elke richting vorm worden gegeven. Vervolgens kunnen de verkregen modelleringsresultaten (die betrekking hebben op het jaar 2040) geplaatst worden bij elke richting.

- HUIDIG: De atmosferische depositie zal mogelijk in beperkte mate toenemen, enkele additionele bronnen worden wel effectief aangepakt: gecreosoteerde beschoeiing wordt volledig vervangen, overstorten worden in hoge mate tegengegaan, gebruik van scheepsteer wordt gestopt. De kwaliteit van de regionale waterbodem zal verbeteren in die zin dat er minder klasse 3 en 4 specie op basis van PAK ontstaat, echter het aandeel klasse 2 specie blijft zeer hoog. De doelstelling van klasse 0 in 2010 wordt niet gehaald.
- GEBRUIK: De atmosferische depositie zal door toenemende mobiliteit en bevolkingsgroei verder stijgen. Slechts in beperkte mate zullen additionele bronnen aangepakt worden. De kwaliteit van de regionale waterbodem zal op termijn overal klasse 2 en hoger zijn m.b.t. PAK gehalten.
- SYSTEEM: niet te onderscheiden van HUIDIG.

-TRENDBREUK: De aanpak van atmosferische depositie leidt tot een substantiële vermindering van de achtergrondbelasting en het waterbeheer wordt zo ingericht dat de additionele bronnen ook sterk verminderen. In deze ontwikkelingsrichting wordt op termijn klasse 0 specie op basis van PAK haalbaar. Gezien de grote inspanningen die gepleegd dienen te worden zal deze invulling zeer hoge kosten met zich meebrengen.

8.6 Conclusies

- De processen afkalven, verwaaien, bewerken van land, uit- en afspoeling dragen in belangrijke mate bij aan de vorming van de sliblaag in sloten.
- Door de aanwezigheid van PAK in de landbodem vormen de bovenstaande processen een betekenisvolle emissieroute van PAK naar slootbodems.
- De achtergrondbelasting met PAK (directe atmosferische depositie, aanvoer van landbodem en aanvoer van zwevend stof) in het landelijk gebied is momenteel dermate hoog dat uitsluitend op basis van deze achtergrondbelasting een kleine kans bestaat dat waterbodems in klasse 0 belanden. In zandsloten is deze kans 44%, in kleisloten 22% en in veensloten 6%. Voor klasse 2 zijn deze percentages achtereenvolgens 56%, 78% en 94%.
- Additionele bronnen (gecreosoteerde beschoeiing, overstorten, wegen, etc.) leiden al snel tot een grotere kans op klasse 2 en 3 specie. Bij additionele emissies treedt juist in zandsloten de sterkste verslechtering op in termen van klasseverdeling, voornamelijk veroorzaakt door de omrekening naar standaard bodemsamenstelling.
- PAK emissiereducerende maatregelen in de grootteorde van 25% emissiereductie in 50 jaar tijd resulteren in geen of slechts een geringe toename in de kans op klasseverbetering in 2040.
- In zandsloten met uitsluitend achtergrondbelasting is een emissiereductie van 13% nodig om 100% kans op klasse 0 sediment te krijgen; voor klei- en veensloten is dat respectievelijk 38% en 57%.
- Bij additionele belasting is een reductie van meer dan 90% van deze additionele emissies nodig om 100% kans op klasse 0 te bereiken. In sommige gevallen (gecreosoteerde beschoeiing, overstorten van gescheiden stelsels en RWZI-effluenten) dient in aanvulling ook de achtergrondbelasting verder te worden gereduceerd dan de hiervoor genoemde reducties van 13%, 38% en 57%.
- De modellering maakt het mogelijk om naast de invloed van emissiereducties, ook beheerstechnische maatregelen te verkennen. Hieruit blijkt dat verbeteringen in de baggerefficiëntie met 20 tot 40% kunnen leiden tot een grotere verbetering van de waterbodemkwaliteit dan emissiereducerende maatregelen van 25%. Ook baggeren met een hogere frequentie heeft een dergelijk effect.

Vertaling van deze cijfers in termen van haalbaarheid van klasse 0 specie in 2040 wordt bemoeilijkt door:

1. onzekerheid over de feitelijke realisatie van emissiereducties en
2. onduidelijkheid over de ontwikkeling van PAK-gehalten in de landbodem.

Als we aannemen dat emissiereducties van 60% realiseerbaar zijn tot het jaar 2040 en de landbodem ook een afname van PAK zal vertonen als gevolg van verminderde atmosferische depositie, dan zijn klasse 0 waterbodems te verwachten voor gebieden met uitsluitend achtergrondbelasting. Voor sloten waar gecreosoteerde beschoeiing de belangrijke additionele bron is, zal volledige vervanging leiden tot een toename van klasse 0 specie. Voor sloten waar andere additionele bronnen (of combinaties) een rol spelen (weg-emissies, RWZI-effluent, overstorten, grote verharde afspoelende oppervlakken, etc.) zal het buitengewoon moeilijk zijn om het aandeel klasse 0 waterbodem te laten toenemen doordat de benodigde emissiereducties voor de additionele bronnen zeer hoog zijn (90% en meer).

8.7 Voortzetting van het onderzoek

De hier gepresenteerde resultaten vormen een goede basis om vervolgens het model uit te breiden met een module die het gedrag en lot van PAK beschrijft in de landbodem, nadat de specie op het land is verspreid. Een dergelijke module zal in 1996 nog worden ontwikkeld. Door rekening te houden met de afbraak van PAK in de aërobe bouwvoor kan een beeld worden verkregen van de gehalten van PAK in de landbodem op de lange termijn. Tevens kan de betekenis van het verspreiden van slootspecie op land als bron van PAK worden afgezet tegen de langetermijnontwikkeling van de landbodem onder invloed van atmosferische depositie e.d.

De hierboven omschreven activiteiten resulteren uitsluitend in PAK-gehalten in water- en landbodem die gerelateerd kunnen worden aan normen. Hieruit volgt het beeld dat in een aanzienlijk deel van de sloten het PAK-gehalte in de komende decennia op klasse 2 niveau blijft. Een uitwerking van de mogelijke milieubezwaarlijkheid (in termen van effecten) van het verspreiden van klasse 2 specie op het land is gewenst. Het voornemen bestaat om de modelmatige aanpak in 1997 ook uit te breiden met de mogelijke risico's van PAK in landbodem t.g.v. het verspreiden van baggerspecie. Risico's die veroorzaakt kunnen worden door ecotoxicologische effecten, humane effecten (via opname in gewassen) en verspreiding van PAK naar diepere bodemlagen en grondwater. Hiermee kan de keuze voor het wel of niet voortzetten van het verspreiden van klasse 2 specie op land ook vanuit het oogpunt van (land-) bodembescherming worden onderbouwd en niet alleen op basis van de haalbaarheid van adequate emissiereducties.

DANKWOORD

De auteurs willen de volgende mensen bedanken: Peter van Puijenbroek en Carol Bartels (RIVM-LWD) voor de GIS benadering m.b.t. de relatie sediment - landbodem voor OM en lutum, Maarten 't Hart en Werner Klarenbeek (RIVM-LWD) voor de ondersteuning bij hard- en software, Joost van der Plicht (Zuiveringsschap Oostelijk Gelderland), Bas van der Wal (Hoogheemraadschap van Delfland), Ruud Kampf (Hoogheemraadschap van Uitwaterende Sluizen Hollands Noorderkwartier), Leo Apon (Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden) en Joop Harmsen (Staring Centrum-DLO) voor discussies en gegevens vanuit het veld en de (andere) leden van de begeleidingscommissie voor de constructieve bijdrage aan dit onderzoek.

REFERENTIES

- Apon, L. 1996, Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden, Dordrecht, persoonlijke mededelingen.
- Baart, A.C., J.J.M. Berdowski, J.A. van Jaarsveld, 1995. Calculation of atmospheric deposition of contaminants on the North Sea. TNO-MW report R95/138.
- Baks, A., 1996. Provincie Gelderland, Arnhem, persoonlijke mededelingen.
- Basisdocument PAK, 1989. RIVM/ Min. VROM.
- Beek, M.A., 1995. De risico's van normen, RIZA werkdokument 95.097X, Lelystad.
- Beleidsstandpunt PAK in het milieu, 1994. Ministerie van VROM-DGM.
- Beleidsstandpunt Verwijdering Baggerspecie, Kamerstukken II, 1993-1994, 23 450, nr.1.
- Berbee, R.P.M., 1989. Onderzoek naar uitloging in oppervlaktewater van PAK en koper, chroom, arseen uit geïmpregneerd hout., DBW- RIZA, notanr 89.049, Lelystad
- Berbee, R.P.M., G.B.J. Rijs, M.W. de Brouwer, 1996. Behandeling afstromend wegwater van snelwegen., RIZA, nota nr. 96.017, Lelystad.
- Beurskens, J.E.M., 1995. Projectplan "Regionale waterbodemkwaliteit en beïnvloeding van de landbodem door specie op de kant", RIVM-LWD, Bilthoven.
- Beurskens, J.E.M., 1996, Laboratorium voor Water en Drinkwater, RIVM, Bilthoven, persoonlijke mededelingen
- BKH, 1994. Diffuse bronnen, berekening van de waterbodemverontreiniging. in opdracht van de Provincie Zuid-Holland.
- Boeyen, J.H., C.N. Beljaars, J.Th.F. Heijs, R. van Gerve, 1991. Baggeren in poldergebieden, relatie met waterkwaliteit. Rapport Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden, Dordrecht
- Boland, M., 1995. Microverontreinigingen langs rijkswegen: een evaluatie. V&W-DGR/ DWW, Rapportnr. W-DWW-95-734.
- Boschloo, J., 1996, Zuiveringsschap Drenthe, Assen, persoonlijke mededelingen.
- Broer, J.M., 1995. Onderzoek naar de relatie tussen grondgebruik en baggerspecie-kwaliteit. Stageverslag, Hoogheemraadschap van Delfland.

- de Jong, J., 1991. Diffuse lozing oeverbeschermingsmateriaal. Verslag stage bij Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden, Dordrecht.
- de Maagd, G. J., D.T.H.M Sijm, 1995. PAK's: Milieuchemische en milieutoxicologische eigenschappen in het aquatisch milieu. RITOX, Utrecht University, Project RI-900, Utrecht.
- de Rooij, N.M., H.J. Gerrits, L.M. van der Heijdt, 1995. De (regionale) baggerspecieproblematiek en het stoffenbeleid. Waterloopkundig Laboratorium, Rapport nr. T1464, Delft.
- de Vries, F., 1993. Een fysisch-chemische karakterisering van de eenheden van de Bodemkaart van Nederland. schaal 1:250.000, SC-DLO, Rapport 265, Wageningen.
- de Zwart, D., R. Luttik, 1989. De gevolgen van overstortingen uit een gemengd rioolstelsel voor de kwaliteit van het oppervlaktewater. *H₂O* 22 nr. 1, p. 13-18.
- Derde Nota Waterhuishouding, Water voor nu en later, 1989. Min. van V & W.
- Evaluatienota Water, 1993. Aanvullende beleidsmaatregelen en financiering. Min. van V & W, Tweede Kamer 21 250, nrs. 27-28.
- Groot, M.S.M., J.J.B. Bronswijk, W.J. Willems, T. de Haan, P. del Castilho, 1996. Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit, resultaten 1993. RIVM rapport nr. 714801007, Bilthoven.
- Heijnis, J.D., W.F. Keijzer, 1992. Waterbodemonverontreiniging door toepassen gecreosoteerd hout., *Landinrichting* 32 4, p 2-7.
- Hoogheemraadschap van Delfland, 1996, Delft, Meetgegevens waterbodems 1995/1996
- Hoogheemraadschap van Rijnland, 1993. Onderzoek naar de samenstelling van atmosferische depositie in het gebied van Rijnland. Hoogheemraadschap van Rijnland, Leiden.
- Hoogheemraadschap van Rijnland, 1994. Beleidsstandpunt toepassing geïmpregneerd hout in de waterbouw. Hoogheemraadschap van Rijnland, Leiden.
- Hulskotte, J.H.J., 1995. Diffuse bodembelasting met PAK in de provincie Zuid-Holland. TNO-rapport R95-036.

- Janse, J.H., T.Aldenberg, P.R.G. Kramer, 1992. A Mathematical Model of the Phosphorus Cycle in Lake Loosdrecht and Simulation of Additional Measures. *Hydrobiol.*, 233, 119-136.
- Jones, K.C., J.A. Stratford, K.S. Waterhouse, E.T. Furlong, W. Giger, R.A. Hites, C. Schaffner, A.E. Johnston, 1989. Increases in the Polynuclear Hydrocarbon Content of a Agricultural Soil over the Last Century. *Environ. Sci. Technol.*, 23, 95-101.
- Jones, K.C., G. Sanders, S.R. Wild, V. Burnett, A.E. Johnston, 1992. Evidence for a Decline of PCBs and PAHs in Rural Vegetation and Air in the United Kingdom. *Nature*, 356, 137-140.
- Kalf, D.F., G.H. Crommentuijn, R. Postumus, E.J. van de Plassche, 1995. Integrated Environmental Quality Objectives for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. RIVM report no. 679101018, Bilthoven.
- Kampf, R., 1996, Hoogheemraadschap van Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier, Edam, ongepubliceerde data waterbodems.
- Kampf, R., 1996, Hoogheemraadschap van Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier, Edam, persoonlijke mededelingen.
- Karickhoff, S.W., D.S. Brown, T.A. Scott, 1979. Sorption of Hydrophobic Pollutants on Natural Sediments. *Water Res.* 13, p 241-248.
- Klapwijk, S., 1996. Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Utrecht persoonlijke mededelingen.
- 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.
- Lagas, P., M.S.M. Groot, 1996 Bodemkwaliteitskartering van de Nederlandse landbouwgronden., RIVM rapport nr. 714801003, Bilthoven.
- Locher, W.P., H. de Bakker, 1987. Bodemkunde van Nederland. deel 1: Algemene bodemkunde. Den Bosch.
- MILBOWA, 1991. Notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water. Min. VROM.
- Milieubalans 1995. RIVM, Bilthoven.

- Mills, W.B., D.B. Porcella, M.J. Unga, S.A. Gherini, K.V. Summers, Lingfung Mok, G.L. Rupp, G.L. Bowie, and D.A. Haith, 1985. Water Quality Assessment: A Screening Procedure for Toxic and Conventional Pollutants in Surface and Ground Water-Part I., EPA report no. EPA/600/6-85/002a, Athens, USA.
- Montforts, M., J. Linders, 1995. Creosoot. RIVM, Adviescentrum Toxicologie, Adviesrapport 3903, Bilthoven.
- Nationaal Milieubeleidsplan, kiezen of verliezen, 1989. VROM.
- Nelissen, P.H.M., 1990. Onderzoek naar de kwaliteit van bermslootbodems en bermslootoevers in de directie Zuid-Holland. Rijkswaterstaat Directie Zuid-Holland, rapport nr. 90.6.
- Oranjewoud, 1994. Waterbodemonderzoek waterschap Groot-Haarlemmermeer 1994., In opdracht van het Waterschap Groot-Haarlemmermeer, Projectnr. 601-25697, Almere.
- Provincie Z-Holland, 1995. Beleidsindicatoren Water en Milieu 1994/1995. Dienst Water en Milieu Provincie Zuid-Holland.
- RIVM, 1994. Luchtkwaliteit. Jaaroverzicht 1993., RIVM/LLO, Rapportnummer 722101014, Bilthoven.
- RIZA, 1994. LAWABO versie 3.0. Gebruikershandleiding (voorlopige uitgave)., Min. V&W - DGR, Lelystad.
- Simonich, S.L., R.A. Hites, 1995. Organic Pollutant Accumulation in Vegetation. *Environ. Sci. Technol.*, 29,2905-2914.
- Somers, J.B.M., H. van der Loo, F.M. Schotel, 1994. Zwarte-lijststoffen in communaal afvalwater in Noord-Brabant (Zwals-2)., Hoogheemraadschap West-Brabant, GTD Oost-Brabant, RWS/RIZA.
- SPEED-werkplan PAK, 1991. Samenwerkingsproject Effectieve Emissiereductie Diffuse Bronnen. Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen. Rijkswaterstaat, VROM, RIZA-nota nr. 91.029.
- 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 den Toorn, A., J. Harmsen, O.M. van Dijk-Hooijer, 1996. Effecten op het milieu van direct op de kant brengen van bagger, verontreinigd met PAK, op Goeree-Overflakkee. Concept eindrapportage, SC-DLO, Wageningen.
- van der Plicht, J. 1996, Zuiveringsschap Oostelijk Gelderland, Doetinchem, persoonlijke mededelingen.
- van der Plicht, J. 1996, Zuiveringsschap Oostelijk Gelderland, Doetinchem, gehalten PAK in zuiveringsslib, dataset 1985- 1995.
- van Jaarsveld, 1996. Laboratorium voor Luchtonderzoek, RIVM, Bilthoven, persoonlijke mededelingen.
- van Steenwijk, J.M., G.A.J. Mol, 1996. Toetsing huidige en verwachte water(bodem)-kwaliteit aan de grenswaarden. RIZA nota nr. 95.063, Lelystad.
- Verfkroniek, 1995. Alternatieven voor teer beschikbaar. *Verfkroniek*, nr. 12.
- Vonk, D., 1996, Min. VROM, Directie DWL, Den Haag, persoonlijke mededelingen.
- Wakeham, S.G., C. Schaffner, W. Giger, 1980. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Recent Lake Sediments. II Compounds Derived from Biogenic Precursors during Early Diagenesis. *Geochim. Cosmochim.*, 44, 415-429.
- Watersysteemverkenningen 1996. Achtergrondnota Toekomst voor water. Rijkswaterstaat.
- Wegener, J.W.M., G.J. Kesteren, I.C.B. Burgers, A van der Horst, 1994. Metingen massastromen van PAK van de weg naar de directe omgeving, DWW.
- Wild, S.R., K.C. Jones, 1995. Polynuclear Aromatic Hydrocarbons in the United Kingdom Environment: A Preliminary Source Inventory and Budget., *Environmental Pollution* 88: 91-108.
- Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden, 1990. Meetgegevens waterbodem o.i.v. oeverbeschermingsmateriaal.
- Zuiveringsschap Oostelijk Gelderland, 1996, Meetgegevens waterbodem o.i.v. specifieke bronnen (1992/1993). Doetinchem

Bijlage I. Samenstelling van de begeleidingscommissie.

Dr. P.J.R. de Vries, Unie van Waterschappen (voorzitter)

Dr. S.P. Klapwijk, STOWA

Drs. M. van Rossenberg, VROM-DGM/Bo tot juli 1996

Drs. W. Munters, VROM-DGM/Bo vanaf juli 1996

Ing. D. Vonk, VROM-DGM/DWL

Drs. T. Bakker, RIZA

Ir. A.J. Baks, Provincie Gelderland

Drs. B van der Wal, Hoogheemraadschap van Delfland

Ing. J. van der Plicht, Zuiveringsschap Oostelijk Gelderland

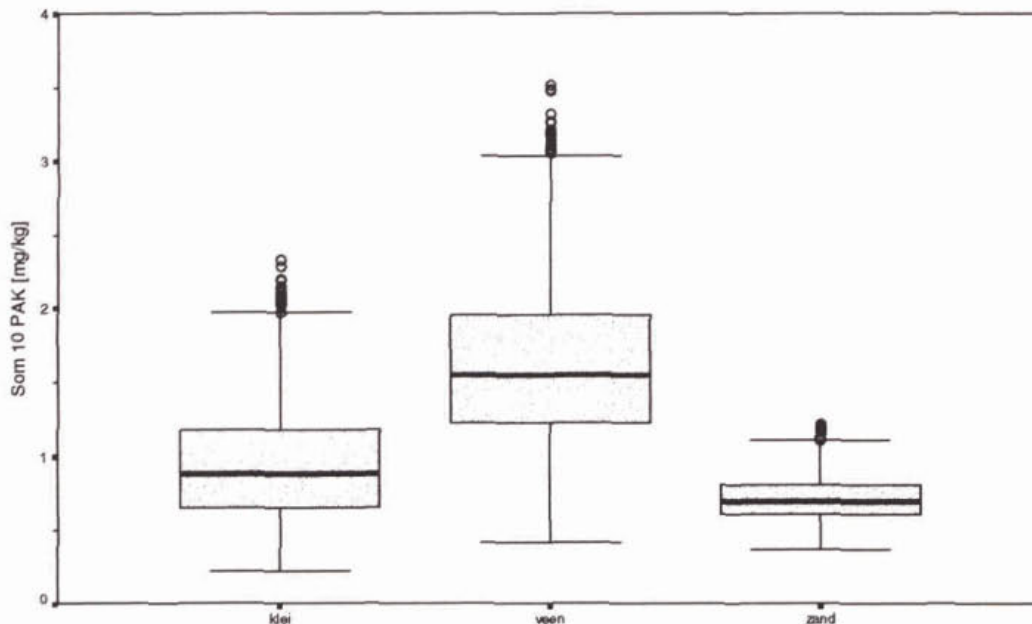
Ing. R. Schuiling MSc., Zuiveringsschap Drenthe

Bijlage II Gebruikte afkortingen voor de 10-PAK van VROM

Naam	Afkorting
Naftaleen	NAF
Antraceen	ANT
Fenantreen	FEN
Fluoranteen	FLU
Benzo(a)antraceen	BAA
Chryseen	CHR
Benzo(k)fluoranteen	BKF
Benzo(a)pyreen	BAP
Benzo(g,h,i)peryleen	BGP
Indeno(1,2,3)pyreen	INP

Bijlage III Boxplots

Een boxplot is een weergave van een verdeling van een set waarden, zoals bv. de berekende verdeling van PAK gehalten in het sediment (fig. III.1). In plaats van het weergeven van een histogram van de hele verdeling zoals in figs. 5.8 en 5.9, laat een boxplots enkele karakteristieke kenmerken van de verdeling zien.



Figuur III.1 Voorbeeld van boxplot: Som 10 PAK absoluut in zand-, klei- en veensloten met achtergrondbelasting

De box van de boxplot, weergegeven door het grijze vlak, bevat 50% van alle berekende 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. Als de mediaan meer naar een van de grenzen ligt, betekent dit dat de verdeling scheef is. 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 (hsread) liggen. Waarden die daarbuiten vallen zijn outliers en worden weergegeven met open cirkels. Veel van deze outliers aan een zijde, zoals in fig. III.1, geven samen met de ligging van de mediaan aan dat de verdeling scheef is, dus een staart heeft naar de zijde van de outliers.

Bijlage IV Parameterlijst

Hieronder volgt de parameterlijst voor de sedimentmodule van het model IRIS, opgesplitst naar de verschillende soorten parameters. Onderscheiden worden:

- Systeemspecifieke parameters (algemene procesparameters en slootparameters).
- Typespecifieke parameters, (parameters die voor zand- klei- en veensloten verschillend zijn).
- PAK-specifieke parameters, (parameters voor verschillende PAK of de SOM-10 PAK van VROM).

De namen van de parameters zijn niet de in het model gebruikte namen. Voor de onzekere parameters zijn steeds twee waarden aangegeven. Het eerstgenoemde getal geeft dan de ondergrens aan, het tweede getal de bovengrens voor die parameter.

Systeemspecifieke parameters

Parameter	Waarde	Eenheid	Referentie
Sedimentatiesnelheid OM	2.00E+02	[m·j ⁻¹]	Traas et al. (1994)
Sedimentatiesnelheid IM	2.00E+02	[m·j ⁻¹]	Traas et al. (1994)
Sedimentatiesnelheid SM	2.00E+02	[m·j ⁻¹]	Traas et al. (1994)
Totale diepte sloot	7.50E-01	[m]	pers. med. beg.cie, 1996; Kampf, 1996b en Apon, 1996
OM dat via waterfase binnenkomt	3.00E+01	[g·m ⁻³]	schatting
IM dat via waterfase binnenkomt	2.00E+01	[g·m ⁻³]	schatting
SM dat via waterfase binnenkomt	0.00E+00	[g·m ⁻³]	schatting
Mineralisatie van OM in Water	5.00E+00	[j ⁻¹]	Janse et al., 1992
Mineralisatie van OM in Sediment	5.00E-01	[j ⁻¹]	schatting
Dichtheid OM	1.47E+00	[kg·l ⁻¹]	Locher en de Bakker, 1987
Dichtheid IM	2.65E+00	[kg·l ⁻¹]	Locher en de Bakker, 1987
Dichtheid SM	2.65E+00	[kg·l ⁻¹]	Locher en de Bakker, 1987
Verblijftijd	5.00E-02	[j]	pers. med. beg.cie, 1996; Kampf, 1996b en Apon, 1996
Lengte sloot	3.00E+02	[m]	aanname
Breedte sloot	2.00E+00	[m]	aanname
Diepte Toplaag	1.00E-03	[m]	aanname
Tortuositeit Sediment	1.20E+00	[-]	Janse et al., 1992
Regressieconstante Koc Kow	6.30E-01	[-]	Karickhoff et al., 1979
Gewichtsfractie droge stof in sediment	2.00E-01	[g _{DW} ·g _{sed} ⁻¹]	Janse et al., 1992
ReaerWind1, factor t.b.v. berekening vervluchting	8.43E-06	[m ^{0.5} ·s ^{-0.5}]	Mills et al., 1985
ReaerWind2, factor t.b.v. berekening vervluchting	3.67E-06	[-]	Mills et al., 1985
ReaerWind3, factor t.b.v. berekening vervluchting	4.30E-07	[s·m ⁻¹]	Mills et al., 1985
Gasconstante	8.21E-05	[J·mol ⁻¹ ·K ⁻¹]	Mills et al., 1985
GasTr	1.94E-03	[-]	Mills et al., 1985; Traas et al., 1994
Moleculair gewicht H2O	1.80E+01	[g·mol ⁻¹]	m.b.v. periodiek systeem
Moleculair gewicht O2	3.20E+01	[g·mol ⁻¹]	m.b.v. periodiek systeem
Jaar gemiddelde temperatuur	1.50E+01	[°C]	schatting
Gemiddelde windsnelheid	1.50E+00	[m·s ⁻¹]	schatting
I, totale zonnestraling	5.00E+02	[langleys·d ⁻¹]	Mills et al., 1985

Vervolg systeemspecifieke parameters

Parameter	Waarde	Eenheid	Referentie
cI0, factor t.b.v. berekening fotolyse		[langleys·d ⁻¹]	Mills et al., 1985
D, factor t.b.v. berekening fotolyse	1.20E+00		[-] Mills et al., 1985
cD0, factor t.b.v. berekening fotolyse	1.20E+00		[-] Mills et al., 1985
Lambda, factor t.b.v. berekening fotolyse	1.00E-01		[-] Mills et al., 1985
Deel jaar waarin temp. hoog genoeg voor degradatie	7.50E-01		[-] schatting
Baggerdeficiëntie OM	1.00E-01		[-] schatting
Baggerdeficiëntie IM	1.00E-01		[-] schatting
Baggerdeficiëntie SM	5.00E-02		[-] schatting
Fractie met PAK vervuild OM dat via de slootkant binnenkomt	1.00E-01-2.50E-01		[-] schatting, gecalibreerd
Fractie met PAK vervuild OM dat via de inflow binnenkomt	1.00E-01-2.50E-01		[-] schatting, gecalibreerd
Tijdstip eerste baggerpuls	1.00E+01		[-] gebaseerd op frequentie
Tijd rond baggerperiode waarin integratieroutine met baggerpuls rekening houdt	5.00E-01		[j] vastgesteld door Aldenberg en Kramer, 1996
Factor 'puntigheid' baggerpuls	8.00E+00		[-] vastgesteld door Aldenberg en Kramer, 1996
Baggerfrequentie	1.00E+01		[j] pers. med. beg. cie., 1996

Typespecifieke parameters

Zand

Parameter	Waarde	Eenheid	Referentie
Fractie water in het sediment	6.50E-01-7.50E-01		[-] pers. med. beg. cie en Kampf, 1996
Hoeveelheid OM dat via slootkant binnenkomt	2.500+02-5.00E+02	$[g \cdot m^{-2} \cdot y^{-1}]$	modelkalibratie
Hoeveelheid IM dat via slootkant binnenkomt	5.00E+02-1.00E+03	$[g \cdot m^{-2} \cdot y^{-1}]$	modelkalibratie
Hoeveelheid SM dat via slootkant binnenkomt	1.40E+04	$[g \cdot m^{-2} \cdot y^{-1}]$	modelkalibratie
Hoeveelheid OM door primaire productie	2.00E+03-3.00E+03	$[g \cdot m^{-2} \cdot y^{-1}]$	modelkalibratie, pers. med. Janse, 1996
NAF geadsorbeerd aan OM in zwevend slib	0.00E+00	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
NAF geadsorbeerd aan OM dat via slootkant binnenkomt	0.00E+00	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
ANT geadsorbeerd aan OM in zwevend slib	7.26E-08-1.89E-06	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
ANT geadsorbeerd aan OM dat via slootkant binnenkomt	7.26E-08-1.89E-06	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
FEN geadsorbeerd aan OM in zwevend slib	2.49E-06-1.13E-05	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
FEN geadsorbeerd aan OM dat via slootkant binnenkomt	2.49E-06-1.13E-05	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
FLU geadsorbeerd aan OM in zwevend slib	5.63E-06-1.93E-05	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
FLU geadsorbeerd aan OM dat via slootkant binnenkomt	5.63E-06-1.93E-05	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
BAA geadsorbeerd aan OM in zwevend slib	1.76E-06-7.93E-06	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
BAA geadsorbeerd aan OM dat via slootkant binnenkomt	1.76E-06-7.93E-06	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
CHR geadsorbeerd aan OM in zwevend slib	2.96E-06-9.05E-06	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
CHR geadsorbeerd aan OM dat via slootkant binnenkomt	2.96E-06-9.05E-06	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
BKF geadsorbeerd aan OM in zwevend slib	9.68E-07-3.79E-06	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
BKF geadsorbeerd aan OM dat via slootkant binnenkomt	9.68E-07-3.79E-06	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
BAP geadsorbeerd aan OM in zwevend slib	1.38E-06-6.93E-06	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
BAP geadsorbeerd aan OM dat via slootkant binnenkomt	1.38E-06-6.93E-06	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
BGP geadsorbeerd aan OM in zwevend slib	3.26E-06-7.94E-06	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
BGP geadsorbeerd aan OM dat via slootkant binnenkomt	3.26E-06-7.94E-06	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
INP geadsorbeerd aan OM in zwevend slib	2.71E-06-7.13E-06	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
INP geadsorbeerd aan OM dat via slootkant binnenkomt	2.71E-06-7.13E-06	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996

Klei

Parameter	Waarde	Eenheid	Referentie
Fractie water in het sediment	6.50E-01-7.50E-01		[-] pers. med. beg. cie en Kampf, 1996
Hoeveelheid OM dat via slootkant binnenkomt	5.00E+02-2.00E+03	$[g \cdot m^{-2} \cdot y^{-1}]$	modelkalibratie
Hoeveelheid IM dat via slootkant binnenkomt	2.50E+03-4.00E+03	$[g \cdot m^{-2} \cdot y^{-1}]$	modelkalibratie
Hoeveelheid SM dat via slootkant binnenkomt	1.00E+04	$[g \cdot m^{-2} \cdot y^{-1}]$	modelkalibratie
Hoeveelheid OM door primaire productie	5.00E+03-7.00E+03	$[g \cdot m^{-2} \cdot y^{-1}]$	modelkalibratie, pers. med. Janse, 1996
NAF geadsorbeerd aan OM in zwevend slib	0.00E+00	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
NAF geadsorbeerd aan OM dat via slootkant binnenkomt	0.00E+00	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
ANT geadsorbeerd aan OM in zwevend slib	3.29E-07-2.95E-06	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
ANT geadsorbeerd aan OM dat via slootkant binnenkomt	3.29E-07-2.95E-06	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
FEN geadsorbeerd aan OM in zwevend slib	4.48E-06-1.80E-05	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
FEN geadsorbeerd aan OM dat via slootkant binnenkomt	4.48E-06-1.80E-05	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
FLU geadsorbeerd aan OM in zwevend slib	7.26E-06-2.39E-05	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
FLU geadsorbeerd aan OM dat via slootkant binnenkomt	7.26E-06-2.39E-05	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
BAA geadsorbeerd aan OM in zwevend slib	2.86E-06-9.56E-06	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
BAA geadsorbeerd aan OM dat via slootkant binnenkomt	2.86E-06-9.56E-06	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
CHR geadsorbeerd aan OM in zwevend slib	4.05E-06-1.05E-05	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
CHR geadsorbeerd aan OM dat via slootkant binnenkomt	4.05E-06-1.05E-05	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
BKF geadsorbeerd aan OM in zwevend slib	1.44E-06-4.51E-06	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
BKF geadsorbeerd aan OM dat via slootkant binnenkomt	1.44E-06-4.51E-06	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
BAP geadsorbeerd aan OM in zwevend slib	2.18E-06-8.81E-06	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
BAP geadsorbeerd aan OM dat via slootkant binnenkomt	2.18E-06-8.81E-06	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
BGP geadsorbeerd aan OM in zwevend slib	4.10E-06-1.07E-05	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
BGP geadsorbeerd aan OM dat via slootkant binnenkomt	4.10E-06-1.07E-05	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
INP geadsorbeerd aan OM in zwevend slib	3.92E-06-9.61E-06	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
INP geadsorbeerd aan OM dat via slootkant binnenkomt	3.92E-06-9.61E-06	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996

Veen

Parameter	Waarde	Eenheid	Referentie
Fractie water in het sediment	7.50E-01-8.50E-01		[-] pers. med. beg. cie en Kampf, 1996
Hoeveelheid OM dat via slootkant binnenkomt	5.00E+03-8.00E+03	$[g \cdot m^{-2} \cdot y^{-1}]$	modelkalibratie
Hoeveelheid IM dat via slootkant binnenkomt	3.00E+03-4.00E+03	$[g \cdot m^{-2} \cdot y^{-1}]$	modelkalibratie
Hoeveelheid SM dat via slootkant binnenkomt	8.00E+03	$[g \cdot m^{-2} \cdot y^{-1}]$	modelkalibratie
Hoeveelheid OM door primaire productie	6.00E+03-8.00E+03	$[g \cdot m^{-2} \cdot y^{-1}]$	modelkalibratie, pers. med. Janse, 1996
NAF geadsorbeerd aan OM in zwevend slib	0.00E+00	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
NAF geadsorbeerd aan OM dat via slootkant binnenkomt	0.00E+00	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
ANT geadsorbeerd aan OM in zwevend slib	9.59E-08-2.03E-06	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
ANT geadsorbeerd aan OM dat via slootkant binnenkomt	9.59E-08-2.03E-06	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
FEN geadsorbeerd aan OM in zwevend slib	3.36E-07-8.60E-06	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
FEN geadsorbeerd aan OM dat via slootkant binnenkomt	3.36E-07-8.60E-06	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
FLU geadsorbeerd aan OM in zwevend slib	8.51E-07-1.62E-05	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
FLU geadsorbeerd aan OM dat via slootkant binnenkomt	8.51E-07-1.62E-05	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
BAA geadsorbeerd aan OM in zwevend slib	8.46E-07-7.15E-06	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
BAA geadsorbeerd aan OM dat via slootkant binnenkomt	8.46E-07-7.15E-06	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
CHR geadsorbeerd aan OM in zwevend slib	1.98E-07-8.07E-06	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
CHR geadsorbeerd aan OM dat via slootkant binnenkomt	1.98E-07-8.07E-06	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
BKF geadsorbeerd aan OM in zwevend slib	3.51E-08-3.50E-06	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
BKF geadsorbeerd aan OM dat via slootkant binnenkomt	3.51E-08-3.50E-06	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
BAP geadsorbeerd aan OM in zwevend slib	7.23E-07-6.74E-06	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
BAP geadsorbeerd aan OM dat via slootkant binnenkomt	7.23E-07-6.74E-06	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
BGP geadsorbeerd aan OM in zwevend slib	1.66E-07-7.15E-06	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
BGP geadsorbeerd aan OM dat via slootkant binnenkomt	1.66E-07-7.15E-06	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
INP geadsorbeerd aan OM in zwevend slib	3.26E-07-7.36E-06	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996
INP geadsorbeerd aan OM dat via slootkant binnenkomt	3.26E-07-7.36E-06	$[g_{PAH} \cdot g_{OM}^{-1}]$	Lagas en Groot, 1996

PAK parameters

Parameter	Waarde	Eenheid	Referentie
Partitiecoëff. octanol-water NAF	2.090E+03	[l·kg ⁻¹]	De Maagd en Sijm, 1995
Partitiecoëff. octanol-water ANT	3.715E+04	[l·kg ⁻¹]	De Maagd en Sijm, 1995
Partitiecoëff. octanol-water FEN	4.677E+04	[l·kg ⁻¹]	De Maagd en Sijm, 1995
Partitiecoëff. octanol-water FLU	1.660E+05	[l·kg ⁻¹]	De Maagd en Sijm, 1995
Partitiecoëff. octanol-water BAA	7.944E+05	[l·kg ⁻¹]	De Maagd en Sijm, 1995
Partitiecoëff. octanol-water CHR	6.166E+05	[l·kg ⁻¹]	De Maagd en Sijm, 1995
Partitiecoëff. octanol-water BKF	1.2023E+06	[l·kg ⁻¹]	De Maagd en Sijm, 1995
Partitiecoëff. octanol-water BAP	1.259E+06	[l·kg ⁻¹]	De Maagd en Sijm, 1995
Partitiecoëff. octanol-water BGP	1.5136E+06	[l·kg ⁻¹]	De Maagd en Sijm, 1995
Partitiecoëff. octanol-water INP	2.512E+06	[l·kg ⁻¹]	De Maagd en Sijm, 1995
Henry coëfficiënt NAF	1.70E-02	[-]	Mills et al, 1995
Moleculair gewicht NAF	1.282E+02	[g·mol ⁻¹]	Mills et al, 1995
Henry coëfficiënt ANT	1.60E-03	[-]	Mills et al, 1995
Moleculair gewicht ANT	1.782E+02	[g·mol ⁻¹]	Mills et al, 1995
Henry coëfficiënt FEN	1.30E-03	[-]	Mills et al, 1995
Moleculair gewicht FEN	1.782E+02	[g·mol ⁻¹]	Mills et al, 1995
Henry coëfficiënt FLU	3.90E-04	[-]	Mills et al, 1995
Moleculair gewicht FLU	2.023E+02	[g·mol ⁻¹]	Mills et al, 1995
Henry coëfficiënt BAA	2.30E-04	[-]	Mills et al, 1995
Moleculair gewicht BAA	2.283E+02	[g·mol ⁻¹]	Mills et al, 1995
Henry coëfficiënt CHR	6.00E-06	[-]	Mills et al, 1995
Moleculair gewicht CHR	2.283E+02	[g·mol ⁻¹]	Mills et al, 1995
Henry coëfficiënt BKF	6.60E-06	[-]	Mills et al, 1995
Moleculair gewicht BKF	2.523E+02	[g·mol ⁻¹]	Mills et al, 1995
Henry coëfficiënt BAP	1.90E-05	[-]	Mills et al, 1995
Moleculair gewicht BAP	2.523E+02	[g·mol ⁻¹]	Mills et al, 1995
Henry coëfficiënt BGP	1.10E-06	[-]	Mills et al, 1995
Moleculair gewicht BGP	2.684E+02	[g·mol ⁻¹]	Mills et al, 1995
Henry coëfficiënt INP	5.80E-06	[-]	Mills et al, 1995
Moleculair gewicht INP	2.76E+02	[g·mol ⁻¹]	Mills et al, 1995
NAF Degradatieconstante in Water	2.00E+00	[j ⁻¹]	pers. med. Beurskens, 1996
NAF Degradatieconstante in S1	2.00E+00	[j ⁻¹]	pers. med. Beurskens, 1996
NAF Degradatieconstante in S2	0.00E+00	[j ⁻¹]	pers. med. Beurskens, 1996
ANT Degradatieconstante in Water	9.125E-01	[j ⁻¹]	Mills et al, 1995
ANT Degradatieconstante in S1	9.125E-01	[j ⁻¹]	Mills et al, 1995
ANT Degradatieconstante in S2	0.00E+00	[j ⁻¹]	pers. med. Beurskens, 1996
FEN Degradatieconstante in Water	1.387E+00	[j ⁻¹]	Mills et al, 1995
FEN Degradatieconstante in S1	1.387E+00	[j ⁻¹]	Mills et al, 1995
FEN Degradatieconstante in S2	0.00E+00	[j ⁻¹]	pers. med. Beurskens, 1996
FLU Degradatieconstante in Water	5.00E-01	[j ⁻¹]	pers. med. Beurskens, 1996
FLU Degradatieconstante in S1	5.00E-01	[j ⁻¹]	pers. med. Beurskens, 1996
FLU Degradatieconstante in S2	0.00E+00	[j ⁻¹]	pers. med. Beurskens, 1996
BAA Degradatieconstante in Water	5.00E-01	[j ⁻¹]	Mills et al, 1995
BAA Degradatieconstante in S1	5.00E-01	[j ⁻¹]	Mills et al, 1995
BAA Degradatieconstante in S2	0.00E+00	[j ⁻¹]	pers. med. Beurskens, 1996
CHR Degradatieconstante in Water	5.00E-01	[j ⁻¹]	pers. med. Beurskens, 1996
CHR Degradatieconstante in S1	5.00E-01	[j ⁻¹]	pers. med. Beurskens, 1996
CHR Degradatieconstante in S2	0.00E+00	[j ⁻¹]	pers. med. Beurskens, 1996
BKF Degradatieconstante in Water	5.00E-01	[j ⁻¹]	pers. med. Beurskens, 1996
BKF Degradatieconstante in S1	5.00E-01	[j ⁻¹]	pers. med. Beurskens, 1996
BKF Degradatieconstante in S2	0.00E+00	[j ⁻¹]	pers. med. Beurskens, 1996
BAP Degradatieconstante in Water	1.00E-01	[j ⁻¹]	pers. med. Beurskens, 1996
BAP Degradatieconstante in S1	1.00E-01	[j ⁻¹]	pers. med. Beurskens, 1996
BAP Degradatieconstante in S2	0.000+00	[j ⁻¹]	pers. med. Beurskens, 1996

Vervolg PAK parameters

Parameter	Waarde	Eenheid	Referentie
BGP Degradatieconstante in Water	1.00E-01	[j ⁻¹]	geen info= BAP
BGP Degradatieconstante in S1	1.00E-01	[j ⁻¹]	geen info= BAP
BGP Degradatieconstante in S2	0.00E+00	[j ⁻¹]	geen info= BAP
INP Degradatieconstante in Water	1.00E-01	[j ⁻¹]	pers. med. Beurskens, 1996
INP Degradatieconstante in S1	1.00E-01	[j ⁻¹]	pers. med. Beurskens, 1996
INP Degradatieconstante in S2	0.00E+00	[j ⁻¹]	pers. med. Beurskens, 1996
Snelheidsconstante photolyse NAF	8.3950E+01	[j ⁻¹]	Mills et al., 1985
Snelheidsconstante photolyse ANT	8.0300E+03	[j ⁻¹]	Mills et al., 1985
Snelheidsconstante photolyse FEN	7.3000E+02	[j ⁻¹]	Mills et al., 1985
Snelheidsconstante photolyse FLU	2.8835E+02	[j ⁻¹]	Mills et al., 1985
Snelheidsconstante photolyse BAA	1.0220E+04	[j ⁻¹]	Mills et al., 1985
Snelheidsconstante photolyse CHR	1.3870E+03	[j ⁻¹]	Mills et al., 1985
Snelheidsconstante photolyse BKF	1.5987E+03	[j ⁻¹]	WL, 1994
Snelheidsconstante photolyse BAP	1.1315E+04	[j ⁻¹]	Mills et al., 1985
Snelheidsconstante photolyse BGP	1.1315E+04	[j ⁻¹]	geen info = BAP
Snelheidsconstante photolyse INP	2.0440E+00	[j ⁻¹]	Mills et al., 1985
NAF Depositieflux	5.25E-06-7.24E-04	[g·m ⁻² ·y ⁻¹]	van Jaarsveld, 1995 t.b.v Baart et al., 1995
NAF Flux evt. additionele bron	afhankelijk van bron	[g·m ⁻² ·y ⁻¹]	diversen
ANT Depositieflux	2.88E-06-9.20E-05	[g·m ⁻² ·y ⁻¹]	van Jaarsveld, 1995 t.b.v Baart et al., 1995
ANT Flux evt. additionele bron	afhankelijk van bron	[g·m ⁻² ·y ⁻¹]	diversen
FEN Depositieflux	1.24E-04-9.41E-04	[g·m ⁻² ·y ⁻¹]	van Jaarsveld, 1995 t.b.v Baart et al., 1995
FEN Flux evt. additionele bron	afhankelijk van bron	[g·m ⁻² ·y ⁻¹]	diversen
FLU Depositieflux	4.50E-04-1.18E-03	[g·m ⁻² ·y ⁻¹]	van Jaarsveld, 1995 t.b.v Baart et al., 1995
FLU Flux evt. additionele bron	afhankelijk van bron	[g·m ⁻² ·y ⁻¹]	diversen
BAA Depositieflux	8.02E-05-3.71E-04	[g·m ⁻² ·y ⁻¹]	van Jaarsveld, 1995 t.b.v Baart et al., 1995
BAA Flux evt. additionele bron	afhankelijk van bron	[g·m ⁻² ·y ⁻¹]	diversen
CHR Depositieflux	1.87E-04-4.03E-04	[g·m ⁻² ·y ⁻¹]	van Jaarsveld, 1995 t.b.v Baart et al., 1995
CHR Flux evt. additionele bron	afhankelijk van bron	[g·m ⁻² ·y ⁻¹]	diversen
BKF Depositieflux	5.81E-05-1.83E-04	[g·m ⁻² ·y ⁻¹]	van Jaarsveld, 1995 t.b.v Baart et al., 1995
BKF Flux evt. additionele bron	afhankelijk van bron	[g·m ⁻² ·y ⁻¹]	diversen
BAP Depositieflux	2.48E-05-3.79E-04	[g·m ⁻² ·y ⁻¹]	van Jaarsveld, 1995 t.b.v Baart et al., 1995
BAP Flux evt. additionele bron	afhankelijk van bron	[g·m ⁻² ·y ⁻¹]	diversen
BGP Depositieflux	5.58E-05-1.93E-04	[g·m ⁻² ·y ⁻¹]	van Jaarsveld, 1995 t.b.v Baart et al., 1995
BGP Flux evt. additionele bron	afhankelijk van bron	[g·m ⁻² ·y ⁻¹]	diversen
INP Depositieflux	7.89E-05-2.48E-04	[g·m ⁻² ·y ⁻¹]	van Jaarsveld, 1995 t.b.v Baart et al., 1995
INP Flux evt. additionele bron	afhankelijk van bron	[g·m ⁻² ·y ⁻¹]	diversen
Streefwaarde Som 10 PAK	1.00E+00	[g·mg d.s. ⁻¹]	Evaluatienota Water, 1993
Grenswaarde Som 10 PAK	1.00E+00	[g·mg d.s. ⁻¹]	Evaluatienota Water, 1993
Toetsingswaarde Som 10 PAK	1.00E+01	[g·mg d.s. ⁻¹]	Evaluatienota Water, 1993
Interventiewaarde Som 10 PAK	4.00E+01	[g·mg d.s. ⁻¹]	Evaluatienota Water, 1993

Bijlage V Emissiefluxen door verschillende bronnen

Tabel V.1 Belasting door atmosferische depositie ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2}_{\text{slootoppervlak}} \cdot \text{jaar}^{-1}$). Gebruikte waarden zijn cursief gedrukt. Data berekend m.b.v het databestand van van Jaarsveld, welke de basis was van het rapport van Baart et al. (1995)

PAK	Gemiddelde	Standaard- afwijking	Gemiddelde -	Gemiddelde +	Minimum	Maximum
			Standaard- afwijking	Standaard- afwijking		
NAF	2.39E-4	4.85E-4	<0	7.24E-4	5.25E-6	2.56E-3
ANT	4.75E-5	4.46E-5	2.88E-6	9.20E-5	6.65E-6	2.28E-4
FEN	5.33E-4	4.09E-4	1.24E-4	9.41E-4	8.52E-4	2.04E-3
FLU	8.16E-4	3.67E-4	4.50E-4	1.18E-3	1.97E-4	1.85E-3
BAA	2.26E-4	1.46E-4	8.02E-5	3.71E-4	4.63E-5	6.63E-4
CHR	2.95E-4	1.08E-4	1.87E-4	4.03E-4	9.53E-5	6.04E-4
BKF	1.20E-4	6.22E-5	5.81E-5	1.83E-4	2.67E-5	2.76E-4
BAP	2.02E-4	1.77E-4	2.48E-5	3.79E-4	5.25E-5	1.38E-3
BGP	1.25E-4	6.88E-5	5.58E-5	1.93E-4	2.97E-5	3.04E-4
INP	1.63E-4	8.43E-5	7.89E-5	2.48E-4	4.17E-5	3.75E-4
Σ -10 PAK, berekend	2.77E-3		8.16E-4 (1.07E-3)	4.72E-03	5.86E-4	1.03E-2

Tabel V.2 Gehalten PAK (uitgedrukt in $\text{g}_{\text{PAK}} \cdot \text{g}_{\text{OM}}^{-1}$) in organisch materiaal van zand, klei en veen dat door verwaaiing/ afkalving in watergangen kan belanden. Gebruikte waarden zijn cursief gedrukt. Data berekend met behulp van het databestand van Lagas en Groot (1996)

PAK	Type	Gemiddelde	MIN	MAX	Gemiddelde -Standaard- afwijking	Gemiddelde +Standaard- afwijking
NAF						
ANT	Zand	9.37E-07	2.88E-07	3.01E-06	7.26E-08	1.89E-06
	Klei	1.42E-06	3.28E-07	3.95E-06	3.29E-07	2.95E-06
	Veen	8.86E-07	9.59E-08	2.81E-06	0.00E+00	2.03E-06
FEN	Zand	6.91E-06	2.98E-06	1.45E-05	2.49E-06	1.13E-05
	Klei	1.03E-05	5.06E-06	2.32E-05	4.48E-06	1.80E-05
	Veen	4.47E-06	1.26E-06	1.12E-05	3.36E-07	8.60E-06
FLU	Zand	1.25E-05	5.51E-06	2.30E-05	5.63E-06	1.93E-05
	Klei	1.55E-05	8.03E-06	2.80E-05	7.26E-06	2.39E-05
	Veen	8.52E-06	2.40E-06	1.83E-05	8.51E-07	1.62E-05
BAA	Zand	4.84E-06	2.18E-06	1.02E-05	1.76E-06	7.93E-06
	Klei	6.23E-06	2.83E-06	1.09E-05	2.89E-06	9.56E-06
	Veen	3.56E-06	8.46E-07	8.79E-06	0.00E+00	7.15E-06
CHR	Zand	6.02E-06	3.14E-06	1.11E-05	2.98E-06	9.05E-06
	Klei	7.25E-06	3.76E-06	1.13E-05	4.05E-06	1.05E-05
	Veen	4.13E-06	1.22E-06	9.87E-06	1.98E-07	8.07E-06
BKF	Zand	2.38E-06	1.15E-06	4.75E-06	9.68E-07	3.79E-06
	Klei	2.98E-06	1.33E-06	5.02E-06	1.44E-06	4.51E-06
	Veen	1.77E-06	4.79E-07	4.49E-06	3.51E-08	3.50E-06
BAP	Zand	4.15E-06	1.77E-06	8.98E-06	1.38E-06	6.93E-06
	Klei	5.49E-06	2.36E-06	1.05E-05	2.18E-06	8.81E-06
	Veen	3.27E-06	7.23E-07	8.52E-06	0.00E+00	6.74E-06
BGP	Zand	5.60E-06	3.13E-06	9.11E-06	3.26E-06	7.94E-06
	Klei	7.42E-06	3.81E-06	1.18E-05	4.10E-06	1.07E-05
	Veen	3.66E-06	1.13E-06	9.42E-06	1.66E-07	7.15E-06
INP	Zand	4.92E-06	2.47E-06	7.83E-06	2.71E-06	7.13E-06
	Klei	6.77E-06	3.59E-06	1.05E-05	3.92E-06	9.61E-06
	Veen	3.84E-06	1.07E-06	9.68E-06	3.26E-07	7.36E-06
Σ-10 PAK	Zand	4.82E-05	2.26E-05	9.24E-05	2.12E-05	7.53E-05
	Klei	6.34E-05	3.11E-05	0.000115	3.07E-05	9.85E-05
	Veen	3.41E-05	9.22E-06	8.32E-05	1.91E-06	6.68E-05

Tabel V.3 Gehalten PAK (uitgedrukt in $g_{PAK} \cdot g_{OM}^{-1}$) in organisch materiaal van zwevend slib van rijkswateren, dat door inlaat van water in regionale wateren kan belanden. Gebruikte waarden zijn cursief gedrukt. Data berekend met behulp van kwaliteitsdata van zwevend slib in rijkswateren, gemeten door RIZA.

	Gemiddelde	Gemiddelde -Standaard- afwijking	Gemiddelde +Standaard- afwijking
NAF			
ANT	2.58E-06	1.08E-06	4.09E-06
FEN	1.02E-05	4.50E-06	1.59E-05
FLU	1.15E-05	6.22E-06	1.67E-05
BAA	5.26E-06	2.91E-06	7.61E-06
CHR	5.85E-06	3.41E-06	8.29E-06
BKF	3.26E-06	1.80E-06	4.72E-06
BAP	5.96E-06	3.17E-06	8.76E-06
BGP	5.22E-06	2.79E-06	7.64E-06
INP	4.54E-06	2.20E-06	6.88E-06
Σ -10 PAK	5.44E-05	2.81E-05	8.06E-05

Tabel V.4 Belasting door RWZI effluent ($g \cdot m^{-2}_{\text{slootoppervlak}} \cdot \text{jaar}^{-1}$). Data berekend met behulp van gegevens over de kwaliteit van zuiveringsslib, debieten van RWZI's en zwevend slib gehalten in effluent van van der Plicht (1996). De waarden onder 'Overstort' zijn gebruikt als ondergrens, de waarden onder 'Overstort max' als bovengrens (cursief gedrukt).

PAK	Gemiddelde	MIN	MAX
NAF	6.19E-03	2.06E-03	2.06E-02
ANT	3.12E-03	1.04E-03	1.04E-02
FEN	2.09E-02	6.97E-03	6.97E-02
FLU	4.15E-02	1.38E-02	1.38E-01
BAA	1.77E-02	5.90E-03	5.90E-02
CHR	2.03E-02	6.77E-03	6.77E-02
BKF	9.57E-03	3.19E-03	3.19E-02
BAP	1.85E-02	6.15E-03	6.15E-02
BGP	1.45E-02	4.84E-03	4.84E-02
INP	1.61E-02	5.37E-03	5.37E-02
Σ -10 PAK	1.68E-01	5.61E-02	5.61E-01

Tabel V.5 Belasting door overstort van een gemengd rioolstelsel ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2}_{\text{slootoppervlak}} \cdot \text{jaar}^{-1}$). Data berekend met behulp van gegevens over de kwaliteit van zuiveringsslib, debieten van RWZI's en zwevend slib gehalten in effluent van van der Plicht (1996). De waarden onder 'Overstort' zijn gebruikt als ondergrens, de waarden onder 'Overstort max' als bovengrens (cursief gedrukt).

PAK	Overstort AVG	Overstort	Overstort max
NAF	5.63E-04	<i>2.81E-04</i>	<i>8.44E-04</i>
ANT	2.83E-04	<i>1.42E-04</i>	<i>4.25E-04</i>
FEN	1.90E-03	<i>9.51E-04</i>	<i>2.85E-03</i>
FLU	3.77E-03	<i>1.89E-03</i>	<i>5.66E-03</i>
BAA	1.61E-03	<i>8.04E-04</i>	<i>2.41E-03</i>
CHR	1.85E-03	<i>9.23E-04</i>	<i>2.77E-03</i>
BKF	8.70E-04	<i>4.35E-04</i>	<i>1.31E-03</i>
BAP	1.68E-03	<i>8.39E-04</i>	<i>2.52E-03</i>
BGP	1.32E-03	<i>6.60E-04</i>	<i>1.98E-03</i>
INP	1.46E-03	<i>7.32E-04</i>	<i>2.20E-03</i>
Σ -10 PAK	1.53E-02	<i>7.66E-03</i>	<i>2.30E-02</i>

Tabel V.6 Belasting door overstort van een gescheiden rioolstelsel ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2}_{\text{slootoppervlak}} \cdot \text{jaar}^{-1}$). Data berekend m.b.v het databestand van van Jaarsveld, welke de basis was van het rapport van Baart et al. (1995)

PAK	Gemiddelde	Standaard-	Gemiddelde	Gemiddelde	MIN	MAX
		afwijking	-Standaard-	+Standaard-		
			afwijking	afwijking		
NAF	9.96E-02	2.02E-01	-1.02E-01	<i>3.02E-01</i>	<i>2.19E-03</i>	1.07E+00
ANT	1.98E-02	1.86E-02	<i>1.20E-03</i>	<i>3.84E-02</i>	2.77E-03	9.50E-02
FEN	2.22E-01	1.70E-01	<i>5.16E-02</i>	<i>3.92E-01</i>	3.55E-02	8.50E-01
FLU	3.40E-01	1.53E-01	<i>1.87E-01</i>	<i>4.93E-01</i>	8.21E-02	7.71E-01
BAA	9.41E-02	6.07E-02	<i>3.34E-02</i>	<i>1.55E-01</i>	1.93E-02	2.76E-01
CHR	1.23E-01	4.49E-02	<i>7.80E-02</i>	<i>1.68E-01</i>	3.97E-02	2.52E-01
BKF	5.01E-02	2.59E-02	<i>2.42E-02</i>	<i>7.61E-02</i>	1.11E-02	1.15E-01
BAP	8.41E-02	7.37E-02	<i>1.03E-02</i>	<i>1.58E-01</i>	2.19E-02	5.75E-01
BGP	5.19E-02	2.87E-02	<i>2.32E-02</i>	<i>8.06E-02</i>	1.24E-02	1.27E-01
INP	6.80E-02	3.51E-02	<i>3.29E-02</i>	<i>1.03E-01</i>	1.74E-02	1.56E-01
Σ -10 PAK,	1.15E+00		<i>3.40E-01</i>	<i>1.97E+00</i>	<i>2.44E-01</i>	<i>4.28E+00</i>
berekend			(4.44E-01)			

Tabel V.7 Belasting door verwaaiing en runoff ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2}_{\text{slootoppervlak}} \cdot \text{jaar}^{-1}$).). Cursief gedrukte waarden zijn gebruikt als onder- en bovengrens. Data berekend met behulp van gegevens uit het rapport van Wegener et al. (1994).

PAK	Akersloot	Badhoeve-	Krabbe-	Nijkerk	Spaarn-	Gemid-	MIN	MAX
	dorp	dijk	dijk		woude	delde		
NAF	7.99E-05	1.17E-04	8.52E-05	4.26E-05	5.32E-06	6.60E-05	5.32E-06	1.17E-04
ANT	1.46E-04	1.86E-04	7.99E-05	4.53E-05	5.06E-05	1.02E-04	4.53E-05	1.86E-04
FEN	1.88E-03	1.94E-03	1.02E-03	1.58E-03	3.57E-04	1.36E-03	3.57E-04	1.94E-03
FLU	3.00E-03	3.93E-03	1.54E-03	2.01E-03	5.54E-04	2.21E-03	5.54E-04	3.93E-03
BAA	2.53E-04	2.37E-04	4.69E-04	1.54E-04	6.39E-05	2.35E-04	6.39E-05	4.69E-04
CHR	5.86E-04	3.97E-04	3.97E-04	4.10E-04	1.49E-04	3.88E-04	1.49E-04	5.86E-04
BKF	5.78E-04	1.17E-03	5.99E-04	1.22E-04	1.76E-04	5.28E-04	1.22E-04	1.17E-03
BAP	4.66E-04	3.04E-04	5.03E-04	1.22E-04	9.05E-05	2.97E-04	9.05E-05	5.03E-04
BGP	6.39E-04	8.87E-04	5.86E-04	2.10E-04	1.33E-04	4.91E-04	1.33E-04	8.87E-04
INP	1.47E-03	9.16E-04	5.80E-04	2.66E-04	1.33E-04	6.73E-04	1.33E-04	1.47E-03
Σ -10 PAK	9.10E-03	1.01E-02	5.86E-03	4.96E-03	1.71E-03	6.34E-03	1.71E-03	1.01E-02

Tabel V.8 Belasting door wegriolering ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2}_{\text{slootoppervlak}} \cdot \text{jaar}^{-1}$). Cursief gedrukte waarden zijn gebruikt als onder- en bovengrens. Getallen zijn berekend met behulp van gegevens uit het rapport van Wegener et al. (1994).

PAK	Akersloot	Badhoeve-	Krabbe-	Nijkerk	Spaarn-	Gemid-	MIN	MAX
	dorp	dijk	dijk		woude	delde		
NAF	1.73E-04	5.20E-04	7.80E-04	8.67E-05	8.67E-05	3.29E-04	8.67E-05	7.80E-04
ANT	0.00E+00	8.67E-04	1.13E-03	0.00E+00	1.73E-04	4.33E-04	1.00E-05	1.13E-03
FEN	1.39E-03	4.68E-03	1.13E-02	3.47E-04	8.67E-04	3.71E-03	3.47E-04	1.13E-02
FLU	2.95E-03	1.94E-02	1.46E-02	6.93E-04	1.65E-03	7.85E-03	6.93E-04	1.94E-02
BAA	7.80E-04	1.73E-03	1.32E-02	1.73E-04	3.47E-04	3.24E-03	1.73E-04	1.32E-02
CHR	9.53E-04	5.20E-03	7.89E-03	2.60E-04	5.20E-04	2.96E-03	2.60E-04	7.89E-03
BKF	1.39E-03	8.49E-03	1.08E-02	1.73E-04	6.93E-04	4.32E-03	1.73E-04	1.08E-02
BAP	1.91E-03	5.20E-04	1.43E-02	2.60E-04	6.07E-04	3.52E-03	2.60E-04	1.43E-02
BGP	9.53E-04	8.67E-03	9.53E-03	4.33E-04	9.53E-04	4.11E-03	4.33E-04	9.53E-03
INP	9.53E-04	1.56E-02	1.38E-02	3.47E-04	6.93E-04	6.27E-03	3.47E-04	1.56E-02
Σ -10 PAK	1.14E-02	6.57E-02	9.72E-02	2.77E-03	6.59E-03	3.67E-02	2.77E-03	9.72E-02

Tabel V.9 Berekende belasting voor het REGWABO-slootsysteem door gecreosoteerde beschoeiing ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2}_{\text{slootoppervlak}} \cdot \text{jaar}^{-1}$). De cursief gedrukte waarden zijn beschouwd als gemiddelden. Zo mogelijk zijn meetwaarden gebruikt om de ondergrenzen vast te stellen, anders zijn waarden rond de beschouwde gemiddelden (cursief) gekozen. De gegevens in de eerste 4 kolommen zijn verzameld door BKH (1994)

PAK	Berekend		Gemeten		Gemiddelde (gemeten)	Gekozen ondergrens	Gekozen bovengrens
	CML	VROM	Rijnland	RIZA (Berbee)			
NAF	1.04E+00	1.63E-01	8.21E-03			7.00E-03	9.00E-03
ANT	5.21E-02	9.90E-02	2.74E-03	8.21E-02	4.24E-02	2.74E-03	8.21E-02
FEN	2.50E-01	5.48E-01	9.60E-02	7.91E-02	8.76E-02	9.60E-02	7.91E-02
FLU	1.46E-01	1.99E-01	2.74E-02	1.23E-01	7.54E-02	2.74E-02	1.23E-01
BAA	4.17E-02	2.68E-02	8.25E-04			7.00E-03	9.00E-03
CHR	4.17E-02	5.00E-03	5.63E-04			4.00E-04	7.00E-04
BKF	1.04E-03	1.04E-04				5.00E-05	1.50E-04
BAP	2.08E-03	4.17E-04				2.00E-04	6.00E-04
BGP							
INP	1.04E-03	1.04E-04				5.00E-05	1.50E-04
Σ -10 PAK	1.58E+00	1.04E+00	1.36E-01	2.85E-01		1.41E-01	3.04E-01

Tabel V.10 Belasting door afspoeling glastuinbouw ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2}_{\text{slootoppervlak}} \cdot \text{jaar}^{-1}$). Gebruikte waarden zijn cursief gedrukt. Data berekend m.b.v het databestand van van Jaarsveld, welke de basis was van het rapport van Baart et al. (1995)

PAK	Gemiddelde	Standaard- afwijking	Gemiddelde -Standaard- afwijking	Gemiddelde +Standaard- afwijking	MIN	MAX
NAF	2.27E-02	4.60E-02	-2.33E-02	6.88E-02	4.99E-04	2.43E-01
ANT	4.51E-03	4.24E-03	2.74E-04	8.74E-03	6.32E-04	2.17E-02
FEN	5.06E-02	3.88E-02	1.18E-02	8.94E-02	8.09E-03	1.94E-01
FLU	7.75E-02	3.48E-02	4.27E-02	1.12E-01	1.87E-02	1.76E-01
BAA	2.15E-02	1.38E-02	7.62E-03	3.53E-02	4.40E-03	6.30E-02
CHR	2.80E-02	1.02E-02	1.78E-02	3.83E-02	9.05E-03	5.74E-02
BKF	1.14E-02	5.91E-03	5.52E-03	1.73E-02	2.54E-03	2.62E-02
BAP	1.92E-02	1.68E-02	2.36E-03	3.60E-02	4.99E-03	1.31E-01
BGP	1.18E-02	6.54E-03	5.30E-03	1.84E-02	2.82E-03	2.89E-02
INP	1.55E-02	8.01E-03	7.50E-03	2.35E-02	3.96E-03	3.56E-02
Σ -10 PAK, berekend	2.63E-01		7.75E-02 (1.01E-01)	4.48E-01	5.57E-02	9.77E-01

Tabel V.11 Gebruikte emissiefluxen ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2}_{\text{slootoppervlak}} \cdot \text{jaar}^{-1}$) voor een gecombineerde belasting door effluent van een rioolwaterzuiveringsinstallatie, verwaaiing/afspoeling van een weg en een overstort van een gemengd rioolstelsel. De fluxen van effluent rwzi, een weg en overstort gemengd stelsel zijn hiervoor opgeteld.

PAK	Gemiddelde	Ondergrens	Bovengrens
NAF	6.85E-03	2.35E-03	2.07E-02
ANT	3.54E-03	1.23E-03	1.06E-02
FEN	2.44E-02	8.28E-03	7.17E-02
FLU	4.81E-02	1.63E-02	1.42E-01
BAA	1.96E-02	6.76E-03	5.94E-02
CHR	2.26E-02	7.84E-03	6.83E-02
BKF	1.12E-02	3.75E-03	3.31E-02
BAP	2.06E-02	7.08E-03	6.20E-02
BGP	1.66E-02	5.64E-03	4.93E-02
INP	1.86E-02	6.24E-03	5.52E-02
Σ -10 PAK	1.92E-01	6.55E-02	5.73E-01

Tabel V.12 Gebruikte emissiefluxen ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2}_{\text{slootoppervlak}} \cdot \text{jaar}^{-1}$) voor een gecombineerde belasting door verwaaiing/afspoeling van een weg en een overstort van een gemengd rioolstelsel. De fluxen van weg en overstort gemengd stelsel zijn hiervoor opgeteld.

PAK	Gemiddelde	Ondergrens	Bovengrens
NAF	6.57E-04	2.86E-04	9.61E-04
ANT	4.21E-04	1.87E-04	6.11E-04
FEN	3.52E-03	1.31E-03	4.79E-03
FLU	6.59E-03	2.44E-03	9.59E-03
BAA	1.93E-03	8.68E-04	2.88E-03
CHR	2.31E-03	1.07E-03	3.36E-03
BKF	1.65E-03	5.57E-04	2.48E-03
BAP	2.10E-03	9.30E-04	3.02E-03
BGP	2.02E-03	7.93E-04	2.87E-03
INP	2.45E-03	8.65E-04	3.67E-03
Σ -10 PAK	2.37E-02	9.31E-03	3.42E-02

Tabel V.13 Gebruikte emissiefluxen ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2}_{\text{stootoppervlak}} \cdot \text{jaar}^{-1}$) voor een gecombineerde belasting door verwaaling/afspoeling van een weg en een riolering van een weg. De fluxen van weg en wegriolering zijn hiervoor opgeteld.

PAK	Gemiddelde	Ondergrens	Bovengrens
NAF	5.85E-04	9.20E-05	8.97E-04
ANT	8.02E-04	5.53E-05	1.32E-03
FEN	7.40E-03	7.04E-04	1.32E-02
FLU	1.51E-02	1.25E-03	2.33E-02
BAA	5.55E-03	2.37E-04	1.37E-02
CHR	5.14E-03	4.09E-04	8.48E-03
BKF	7.68E-03	2.95E-04	1.20E-02
BAP	6.00E-03	3.51E-04	1.48E-02
BGP	7.08E-03	5.66E-04	1.04E-02
INP	1.11E-02	4.80E-04	1.71E-02
Σ -10 PAK	6.65E-02	4.44E-03	1.15E-01

