0437

Ministerie van Verkeer en Waterstaat

Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat

RIZA Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling

Behandeling afstromend wegwater van snelwegen

RIZA Nota nr.: 96.017
ISBN: 9036945488
Auteurs: R.P.M. Berbee
G.B.J. Rijs
M.W. de Brouwer

RIZA
Lelystad, februari 1996

Ministerie van Verkeer en Waterstaat

Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat

RIZA Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling

Behandeling afstromend wegwater van snelwegen

RIZA Nota nr.: 96.017
ISBN: 9036945488
Auteurs: R.P.M. Berbee
G.B.J. Rijs
M.W. de Brouwer

RIZA
Lelystad, februari 1996

Voorwoord

Door het RIZA is onderzoek uitgevoerd naar de aanwezigheid van verontreinigingen in het afstromend wegwater van snelwegen en naar technieken om dit water te behandelen.
Bij de uitvoering van dit onderzoek zijn mensen van een groot aantal afdelingen van het RIZA betrokken geweest. Dit betrof werkzaamheden ten behoeve van de bemonsteringen, dagelijkse registratie van neerslag, werkzaamheden op het laboratorium etc. Medewerkers van de Rijkswaterstaat Directie Noord Holland, de Directie Dienst Weg en Waterbouw en het Ingenieursbureau MTI hebben eveneens hun bijdrage geleverd bij de uitvoering en uitwerking van dit onderzoek.
Het is mij daarbij opgevallen dat dit onderwerp niet alleen binnen het RIZA maar ook daarbuiten heel erg leeft en aanspreekt. Dit heeft er waarschijnlijk mede toe bijgedragen dat dit project erg gemakkelijk is verlopen.
Zonder specifiek mensen te noemen wil ik iedereen die heeft meegewerkt daarvoor heel hartelijk danken.

Rob Berbee
februari 1996

Inhoudsopgave

Voorwoord *3*

Samenvatting *5*

Summary *11*

1 Inleiding *15*
1.1 Algemeen *15*
1.2 Probleemstelling *17*
1.3 Doel van het onderzoek*17*

2 Onderzoeksopzet *19*
2.1 Fasering *19*
2.2 Bemonsteringslokaties *19*
2.3 Vervuilingsgraad van het wegwater *20*
2.4 Bezinkingsexperimenten *21*
2.4.1 Gebruik van de pipetmethode *21*
2.4.2 Gebruik van de rondpompmethode *23*
2.5 Deeltjesgrootte verdeling *24*

3 Resultaten *24*
3.1 Gehalten in wegwater *25*
3.1.1 Verdeling metalen over zwevend stof en waterfase *25*
3.2 First flush effect *26*
3.3 Percentage run off en gehalten in regenwater *26*
3.3.1 Percentage run off *27*
3.3.2 Gehalten in het opgevangen regenwater *27*
3.4 Vergelijking meetresultaten van wegwater met literatuurgegevens *29*
3.5 Bezinkings- en filtratie-experimenten *32*
3.5.1 Resultaten bezinkingsexperimenten met de pipetmethode *32*
3.5.2 Resultaten bezinktesten met de rondpompmethode *32*
3.5.3 Filtratieexperimenten *33*

4 Interpretatie meetgegevens voor praktijk; Case-study *35*
4.1 Basisgegevens *35*
4.2 Case studie A1 *37*
4.2.1 Lokatie *37*
4.2.2 Capaciteit van de voorzieningen *38*
4.2.3 Dimensionering *39*
4.2.4 Kosten *39*

5 Vergelijking onderzoeksresultaten met literatuurgegevens *41*

6 Betekenis van de onderzoeksresultaten *43*
6.1 Effect van technische voorzieningen *43*
6.2 Lozing (behandelde) wegwater van wegen *48*
6.3 Alternatieve zuiveringtechnische voorzieningen *49*

7 **Concusies en aanbevelingen** *51*

8 **Referenties** *51*

Bijlagen

Bijlage 1 **Bemonsteringsvoorzieningen** *59*

Bijlage 2 **Intensiteit neerslag** *61*

Bijlage 3 **Analysegegevens weg- en regenwatermonsters** *65*
Bijlage 3.1 Gehalten in wegwater en de hoeveelheden opgevangen weg- en regenwater *66*
Bijlage 3.2 Metaalgehalten in de regenwatermonsters *67*

Bijlage 4 **Resultaten Bezinking- en filtratietesten** *69*

Bijlage 5 **Experimentele gegevens** *77*
Bijlage 5.1 Monstername en verwerking *77*
Bijlage 5.2 Filtratieproeven *77*
Bijlage 5.3 Bezinkingsproeven volgens pipetmethode *77*
Bijlage 5.4 Analysemethoden *78*

Bijlage 6 **Behandeling van Run Off van snelwegen (MTI-rapport)** *79*

Samenvatting

Door het RIZA is in de periode juli 1994 tot september 1995 een onderzoek uitgevoerd naar de gehalten van verontreinigingen in afstromend wegwater van snelwegen. Tevens is onderzocht of dit wegwater door middel van bezinking en of zandfiltratie op effectieve wijze kan worden behandeld. De belangrijkste reden voor uitvoering van dit onderzoek waren vragen aan het RIZA van regionale waterkwaliteitsbeheerders en regionale directies van Rijkswaterstaat hoe om te gaan met verontreinigd wegwater van snelwegen in kwetsbare gebieden.

Bemonsterde lokaties

Afstromend water van twee snelwegen is door middel van een kunststofmeetgoot bemonsterd. Één bemonsteringslokatie was gelegen aan de A7 in de omgeving van Purmerend. Deze snelweg heeft een wegdek van DAB (dicht asfaltbeton). De andere meetlokatie was aan de A9 in de omgeving van Spaarnwoude. Op deze snelweg is een verharding van ZOAB (zeer open asfaltbeton) aanwezig. De bemonsterde snelwegen kunnen worden gekwalificeerd als 'standaard' vierstrookssnelwegen met een verzinkte geleiderail in de middenberm.

Gehalten in het wegwater

Overeenkomstig eerdere metingen door RWS/DWW (Rijkswaterstaat/Dienst Weg- en Waterbouw) lagen de gehalten van zware metalen in wegwater van ZOAB op een veel lager niveau dan in wegwater van DAB. In toenemend gehalte zijn de drie belangrijkste zware metalen Pb (lood), Cu (koper) en Zn (zink). Uit de onderzoeksresultaten bleek dat de zware metalen Cu en Zn in wegwater van ZOAB voor een groter deel in opgeloste vorm voorkomen dan in wegwater van DAB. Lood is in zowel wegwater van DAB als van ZOAB grotendeels gebonden aan deeltjes.

Het zwevend stof gehalte ligt bij wegwater van ZOAB ongeveer een factor tien lager dan bij DAB. Voor olie, PAK (polycyclische aromatische koolwaterstoffen), chemisch en biologisch zuurstofverbruik werden in wegwater van ZOAB eveneens duidelijk lagere waarden aangetroffen dan bij DAB.

De lagere gehalten in ZOAB wegwater worden naar alle waarschijnlijkheid veroorzaakt door de filterwerking van ZOAB. Het zwevend stof en andere verontreinigingen hopen zich daarbij op in de holten van het wegdek (met name in onbereden stukken wegdek). Dit is dan ook de reden dat vluchtstroken van ZOAB-wegen periodiek gereinigd dienen te worden.

De bevinding dat wegwater van ZOAB minder verontreinigd is dan van DAB komt in grote lijnen overeen met onderzoeksresultaten in binnen- en buitenland. Alleen voor zink worden in andere onderzoeken hogere gehalten in ZOAB-wegwater aangetroffen dan in het RIZA- en DWW-onderzoek. Recent is gebleken dat dit verschil waarschijnlijk wordt veroorzaakt door corrosie van verzinkte geleiderails die op het verharde wegdek zelf staat. Opgelost zink in het van de geleiderails afkomende water, stroomt in die situatie direct af.

Op de bemonsteringslokaties van het RIZA en DWW speelde corrosie van geleiderails geen rol van betekenis.

Mate van afstroming

De hoeveelheid neerslag die daadwerkelijk tot afstroming komt lag op de ZOAB-lokatie in de range van 5-56% (gem. 24%). De hoeveelheid neerslag die bij DAB tot afstroming komt ligt rond de 75%. De lagere afstroming bij ZOAB wordt veroorzaakt doordat water in het wegdek zakt en vervolgens voor een groter deel verdampt.

Behandeling van wegwater

Behandeling van het wegwater door middel van bezinking of zandfiltratie is op laboratoriumschaal onderzocht. Meetmethoden hiervoor zijn in dit onderzoek ontwikkeld. In onderstaande tabel zijn enkele resultaten van het zuiveringstechnische onderzoek samengevat.

Tabel
Gehalten in ruw wegwater en rendement van bezinking en filtratie[a,b]

verharding	Cu run off µg/l	rendement (%) bezinking	rendement (%) filtratie	Pb run off µg/l	rendement (%) bezinking	rendement (%) filtratie	Zn run off µg/l	rendement (%) bezinking	rendement (%) filtratie	zwev. stof run off mg/l	rendement (%) bezinking	rendement (%) filtratie
DAB A7	91-163	50	70	51-106	70	83	225-493	42	60	153-354	85	n.b.
ZOAB A9	14-107	20	32	2-22	58	51	18-133	18	14	2-70	40-80	n.b.

[a] oppervlaktebelasting bezinking 0.5 m/hr
[b] - bij filtratie met een zandfilter uitgaande van verwijdering deeltjes >20 µm;
- bij wegwater van DAB dient zandfiltratie te worden vooraf gegaan door bezinking

Uit de onderzoeksresultaten blijkt dat het rendement van bezinking en zandfiltratie bij wegwater van ZOAB lager ligt dan bij DAB. De reden hiervan is het veel lagere zwevend stofgehalte in wegwater van ZOAB. Voor lood en zink liggen de gemiddelde gehalten in **ongezuiverd** ZOAB-wegwater zelfs lager dan in **gezuiverd** wegwater van een DAB-weg.

Verwijdering van PAK en olie is niet onderzocht. PAK zijn gebonden aan zwevend stof en worden waarschijnlijk daardoor bij bezinking grotendeels verwijderd. Het oliegehalte ligt bij wegwater van DAB in de range van 3-8 mg/l. In geval van ZOAB-wegwater is het gehalte <0.2 mg olie/l. Het verder terugbrengen van dergelijke gehaltes met behulp van eenvoudige technieken is bijzonder moeilijk en zal naar verwachting weinig rendement opleveren.

Verontreinigd wegwater kan in principe ook naar een RWZI (rioolwaterzuiveringsinrichting) worden afgevoerd. De waarden van het chemisch en biologisch zuurstofverbruik en het Kjeldahl-stikstofgehalte zijn in wegwater van snelwegen echter laag. Door sterke verdunning bij aansluiting van dit wegwater moet een negatief effect op de werking van een RWZI niet uitgesloten worden geacht. Aansluiten op een RWZI lijkt daarom geen zinvol alternatief te zijn.

Kosten van behandeling

Voor een grondwaterbeschermingsgebied (A1; omgeving Hilversum) zijn bij wijze van voorbeeld de effectiviteit van maatregelen en de daarbij

behorende kosten berekend. Door overschakeling van DAB naar ZOAB neemt de gezamenlijke run off-vracht van de drie belangrijkste zware metalen (Cu, Pb en Zn) af met een factor vijf. De kostenstijging is daarbij relatief beperkt. Doordat bij ZOAB verwaaiing van verontreinigingen slechts een fractie is van de verwaaiing bij DAB is dit nog een duidelijk extra voordeel.

Het is inzichtelijk om een beeld te hebben van de kosten voor riolering en zuivering. In de investeringskosten voor het betreffende vijf kilometer lange wegvak (mfl. 64) bedraagt het aandeel voor de aanleg van riolering ca. 4% en voor zuivering ca. 1%.

Door het inzamelen van wegwater van het ZOAB en nabehandelen van dit wegwater (bezinken of zandfiltratie) neemt de totale vracht van de drie metalen Cu, Pb en Zn met ca. 20% af. De kosten per kg verwijderde metalen liggen daarbij op een bijzonder hoog niveau (enkele tienduizenden guldens/kg metalen). Bij wegwater van DAB ligt het rendement van bezinking op de totale vracht van de hiervoor genoemde zware metalen duidelijk hoger (46%). De kosten per kg verwijderde metalen liggen daarbij eveneens op een hoog niveau (f 5800/kg metalen). In vergelijking met wegwater van ZOAB zijn deze kosten ongeveer een factor 4 lager.

Betekenis van de onderzoeksresultaten

Overschakeling van DAB naar ZOAB leidt tot een grote vermindering van de belasting door verwaaiing en run off. Aanvullende maatregelen als bezinking of zandfiltratie gaan bij ZOAB-wegwater gepaard met hoge kosten en hebben een beperkt rendement.

De resultaten van dit onderzoek werden niet beïnvloed door corrosie van verzinkte geleiderails. Uit recente onderzoeksresultaten van een Zuiveringschap is afgeleid dat verzinkte geleiderails, direct geplaatst op het verharde wegdek, waarschijnlijk de oorzaak was van duidelijk hoge zinkgehalten in het afstromend wegwater van een ZOAB-weg.
Dit geeft aan dat bij het nemen van emissiebeperkende maatregelen de lokale situatie altijd goed beoordeeld moet worden. Tevens maakt het voorbeeld van geleiderails duidelijk dat voortdurende aandacht voor aanpak van emissies bij de bron van groot belang is. Daarmee wordt niet alleen de belasting van het water verminderd, maar ook die van de bodem.

Tenslotte zullen bij gladheidsbestrijding op gerioleerde wegen lozingen met een aanzienlijk chloridegehalte plaatsvinden (indicatie 4 g/l. in wegwater van ZOAB). Dergelijke puntlozingen kunnen mogelijk negatieve effecten hebben op organismen in het oppervlaktewater. Indien riolering afwezig is zal deze emissie via de bodem plaatsvinden en sterk worden afgevlakt. In deze situatie zal echter ook het grondwater door chloride worden beïnvloed.
Bij het maken van keuzes voor het nemen van maatregelen (rioleren en zuiveren) in onder meer grondwaterbeschermingsgebieden is dit ook een aspect waarmee rekening dient te worden gehouden.

Summary

In the period July 1994 to September 1995, the Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment (RIZA) carried out an investigation into the concentrations of a number of pollutants in run-off from highways. Furthermore the effectiveness of two simple treatment methods, i.e. sedimentation and sand filtration, was examined.
The most important reason for performing this investigation was that waterboards and regional directorates of the Ministry of Transport and Public Works asked RIZA how to deal with polluted water in sensitive areas.

Sampling sites

Run-off water from two highways was sampled by means of a plastic gutter. One location was situated close to the city of Purmerend (A7). The surface of this highway is of **impervious** asphalt. The other location was at the A9 close to the village of Spaarnwoude. This highway is surfaced with **pervious** asphalt.
The sampled highways can be classified as standard four-lane roads with a hard shoulder and a central zinc-protected crash barrier.

Concentration of pollutants in run-off

In line with earlier measurements by the Road and Hydraulic Engineering Division of the Ministry of Transport and Public Works, concentrations of heavy metals in run-off from pervious asphalt were considerably lower than from impervious asphalt. In terms of increasing concentration the most important heavy metals appear to be Pb (lead), Cu (copper) and Zn (zinc).
Furthermore the metals Cu and Zn are more present in the soluble phase in run-off from pervious asphalt than in run-off from impervious asphalt. In both cases Pb mainly appears to be present in an insoluble form (particle-bound).

Compared to impervious asphalt, the run-off from pervious asphalt contained much lower concentrations of oil and PAH (polycyclic aromatic hydrocarbons), as well as lower values for COD (chemical oxygen demand) and BOD (biological oxygen demand).

Compared to impervious asphalt, the concentration of suspended solids in run-off from pervious asphalt is a factor ten lower. The solids and other pollutants appear to concentrate in the cavities of the pervious asphalt. In those parts of the road surface where no traffic passes (hard shoulders), this leads to plugging of the pervious asphalt. To improve the resulting poor drainage the soiled parts of the pervious asphalt are periodically cleaned by means of a high-pressure sprayer.

The observation that run-off from pervious pavements is less polluted than that of impervious pavements corresponds with results from other investigations in the Netherlands and elsewhere.
Other publications only mention clearly higher concentrations for zinc in run-off from pervious asphalt than this investigation. Recently it turned out that the higher concentrations are probably caused by corrosion of zinc-protected crash barriers on the pavement. In this situation dissolved zinc in

the run-off directly flows into the sewer and the surface water. At the sampling locations used in this investigation corrosion of zinc-protected crash barriers was hardly of any importance.

Percentage of run-off

At the location with pervious asphalt, the amount of deposition which resulted in run-off lies in the range of 5-56% (average 24%). In the case of impervious asphalt the run-off factor is normally around 75%. The much lower run-off in the case of pervious asphalt is caused by a higher evaporation of the water in the cavities. Evaporation is clearly favoured by an increase in residence time.

Treatment of the run-off

Purification of run-off from both types of pavement by means of sedimentation or sand filtration was studied on a laboratory scale. In the case of sedimentation a generally known pipette method was applied. The effect of sand filtration was approximated by filtration of the run-off over various filters with different mesh widths (100 µm, 63 µm, 20 µm and 0.45 µm). Finally the results of the laboratory experiments were translated into the effectiveness of a sedimentation tank and a sandfilter. The results are summarised in the table below.

Table
Concentrations of pollutants and effectiveness of sedimentation and filtration [a,b].

asphalt type	Cu:			Pb:			Zn:			suspended solids:		
	run off (µg/l)	effectiveness (%) sedimentation	effectiveness (%) filtration	run off (µg/l)	effectiveness (%) sedimentation	effectiveness (%) filtration	run off (µg/l)	effectiveness (%) sedimentation	effectiveness (%) filtration	run off (mg/l)	effectiveness (%) sedimentation	effectiveness (%) filtration
DAB A7	91-163	50	70	51-106	70	83	225-493	42	60	153-354	85	n.b.
ZOAB A9	14-107	20	32	2-22	58	51	18-133	18	14	2-70	40-80	n.b.

[a] suface load sedimentation tank set at 0.5 m/hr
[b] - sand filter removes particles with a size >20 µm;
- in the case of impervious asphalt sand filtration has to be preceded by a sedimentation tank.

The results show that the effectiveness of sedimentation and sand filtration for treatment of run-off from pervious asphalt is lower than for impervious pavements. The most plausible explanation is the much lower concentration of suspended solids in run-off from pervious asphalt.
For lead and zinc the average concentrations in **unpurified** run-off from pervious asphalt is even lower than in **purified** water from a road with an impervious surface.

Removal of PAH and oil was not investigated. Since PAH's are mostly bound to suspended solids, it can be expected that sedimentation also removes a large part of PAH. Mineral oil concentration in run-off from impervious asphalt is in the range of 3-8 mg/l., and in run-off from pervious asphalt it is less than 0.2 mg/l. Further reduction of mineral oil concentration in these ranges by means of simple practical techniques is very difficult and will probably have hardly any effect.

Polluted run-off can be treated in a sewage treatment plant. As the COD, BOD and N-Kj values are very low this is not efficient. Due to dilution effects connection of run-off may even result in poor functioning of the sewage treatment plant.

Treatment costs

As an example the effectiveness and treatment costs were calculated for a highway crossing a groundwater protection area close to the Dutch city of Hilversum.

Due to switching from impervious to a pervious type of asphalt the total run-off load for the most important metals (Cu, Pb and Zn) diminishes by a factor five. The increase in the investment costs by replacing the type of asphalt is limited.
Since in the case of pervious asphalt the amount of contaminants blown away to the verges is very small compared to impervious asphalt, this is an important environmental advantage as well.

It is important to have an idea of the investment costs for road sewerage and treatment. In the total investment costs for this four-lane highway of 5 kilometers (64 million Dutch guilders) the construction of sewerage and treatment facility amounts to 4% and 1% respectively.

Due to collection of run-off from pervious asphalt in a sewerage and subsequent treatment of the collected water, the total annual load (Cu, Pb and Zn) is reduced by 20%. Divided over the metals removed, the costs are extremely high (some tens of thousands of guilders per kilogram of removed metal).
In the case of run-off from the road with an impervious asphalt the effectiveness on the total annual load of these three metals is clearly higher (46%). However, the costs for sedimentation are on a high level as well (Dfl. 5800/kilogram removed metals). Compared to pervious asphalt these costs are approximately a factor four lower.

Meaning of the research results

Switching from an impervious type of asphalt to a pervious type for highway surfaces leads to an important reduction of the run-off load of pollutants and the pollutants blown away towards the verges. Additional treatment of highway run-off from pervious asphalt by sedimentation or sand filtration has only a limited purification efficiency and is very expensive.

The results of this investigation were not influenced by corrosion of zinc crash barriers. However, from results of an investigation by a Dutch Waterboard can be derived that zinc-protected crash barriers placed directly on the pavement are probably the most important reason for high concentrations of zinc in the run-off water of a road surfaced with pervious asphalt. This shows that when deciding whether or not to take emission limiting measures, the authorities should look very closely at the specific situation. It clearly requires a tailor made solution. Furthermore this example of zinc-protected crash barriers shows that measures to limit emission at the source are of great importance. In this way not only limitation of emissions to water is achieved but also to soil.

The distribution of salt on icy roads which are provided with a sewerage, causes discharges with a considerable chloride concentration (indication 4 gr. chloride/l. in run-off from pervious asphalt). This kind of point discharges may negatively affect organisms in the surface water.
When the road is not provided with a sewerage the chloride emission to surface water will take place over the soil and will be strongly flattened out. In this situation, however, the chloride emission will also affect the

In this situation, however, the chloride emission will also affect the groundwater.
Therefore, chloride is also an important aspect to be considered when discussing emission limiting measures in groundwater protection areas.

1 Inleiding

1.1 Algemeen

In de verkenningennota over diffuse bronnen getiteld "Vele kleintjes ....." [1] is vastgesteld dat de bijdrage van het wegverkeer - landelijk gezien - aan de totale directe belasting van het oppervlaktewater beperkt van omvang is. Hierbij wordt onder directe belasting verstaan de belasting door van het wegdek afstromend regenwater, dat al dan niet via een wegrioleering wordt geloosd op oppervlaktewater.
Opgemerkt moet worden dat de indirecte belasting van het oppervlaktewater door het verkeer via atmosferische depositie wel belangrijk is (bijvoorbeeld voor lood 67%) [1].

De emissies door het wegverkeer hebben een negatieve invloed op de kwaliteit van bodem en oppervlaktewater in de nabijheid van wegen. Verschillende routes zijn daarbij te onderscheiden: de verontreiniging ten gevolge van a) afstromend wegwater, dat rechtstreeks infiltreert in de berm, b) gerioleerd wegwater en c) verwaaiing. De emissies kunnen zowel plaatsvinden binnen als buiten de bebouwde kom. In dit rapport wordt ingegaan op de emissies vanaf snelwegen.

Afstromend wegwater

Afstromend wegwater leidt tot verhoogde concentraties aan verontreinigingen in de bermen en sloten langs snelwegen. In vergelijking tot regenwater worden in afstromend wegwater van snelwegen verhoogde gehalten van zink, lood, koper, cadmium, PAK en olie aangetroffen. In tabel 1 zijn enkele gegevens van twee typen wegdek te weten DAB (dicht asfalt beton) en ZOAB (zeer open asfalt beton) in Nederland gegeven. Deze gegevens zijn in hoofdzaak gebaseerd op metingen van ECN en het Instituut voor Milieuvraagstukken in opdracht van Rijkswaterstaat/ Dienst Weg- en Waterbouw [2-10].

Tabel 1
Gehalten aan verontreinigingen in afstromend wegwater en regenwater [2-18].

parameter	wegwater DAB (µg/l)[a]	wegwater ZOAB (µg/l)[b]	regenwater (µg/l)
Zn	200-530	68/53	15
Pb	40-195	34/28	4,6
Cu	11-78	30/14	2
Ni	4-15	9/1	0,6
Cr	3-10	3/3	0,5
Cd	1-5	1/1	0,2
PAK	2	<1	0,4
olie	2-14 mg/l	< 1 mg/l	< 0,1 mg/l
zwevend stof	56 mg/l	40/60 mg/l	n.b

[a] metingen bij 3 snelwegen
[b] metingen bij 2 snelwegen

Het gehalte van de zware metalen Zn en Pb in afstromend wegwater van DAB en ZOAB is duidelijk verschillend. Als mogelijke oorzaak voor de lagere gehalten in ZOAB-wegwater wordt veelal genoemd het feit dat zwevende stof met daaraan verontreinigingen zich ophoopt in de open ruimten van het wegdek. Dit wordt bevestigd door het feit dat de vluchtstroken en

andere slecht bereden gedeelten van een ZOAB-wegdek verstopt raken. Deze onbereden stukken dienen dan ook periodiek te worden gereinigd met 'hoge druk water'. Bij de goed bereden rijstroken treedt deze verstopping van de poriën niet op door de zuigende en pompende werking van het verkeer.
Niet alleen de vervuilingsgraad verschilt, ook de hoeveelheid water die van het wegdek afstroomt is duidelijk anders. Uit metingen is gebleken dat bij een DAB-wegdek meer dan 75% van de op het wegdek gevallen neerslag afstroomt, terwijl dit voor een ZOAB-wegdek minder dan 25% is. De waarde van deze getallen moeten vooralsnog als indicatief worden gezien, omdat deze gebaseerd zijn op slechts enkele meetgegevens. Ook ontbreekt momenteel nog inzicht in de relatie tussen de neerslagintensiteit, de hoeveelheid afstromend regenwater en de vervuilingsgraad van dit water in de tijd.
De oorzaken van de aanwezigheid van microverontreinigingen in wegwater zijn tot op zekere hoogte bekend: onder meer slijtage van banden en wegdek, corrosie van geleiderails, uitlaatgassen, lekkages e.d..

Gerioleerd wegwater

Naast afstromend wegwater naar de berm wordt bij tunnels, bruggen, viaducten, verdiepte liggingen en in speciale gebieden, zoals grondwaterbeschermingsgebieden, het afstromend wegwater ingezameld en afgevoerd via een afwateringssysteem. Dit gerioleerde wegwater kan alvorens te worden geloosd al dan niet een behandeling ondergaan ter vermindering van de vuiluitworp. Voor de hand liggende behandelingsmethoden zijn bezinking en zandfiltratie. Het inzicht in het rendement van dergelijke voorzieningen is zeer beperkt.

Verwaaiing

Door natte of droge verwaaiing raken bermen en sloten langs snelwegen verontreinigd met zware metalen en PAK. Uit metingen langs snelwegen is gebleken dat tot dertig meter vanaf de snelweg sprake is van verhoogde concentraties aan zware metalen en PAK met maximumwaarden bij enkele meters vanaf het wegdek. De verwaaiing van PAK reikt zelfs verder dan de genoemde dertig meter.
De bijdrage van de verwaaiing aan de totale emissie van zware metalen is bij een DAB-wegdek - zowel absoluut als relatief gezien - veel groter dan bij een ZOAB-wegdek. In tabel 2 staan enige gegevens vermeld.

Tabel 2
Afstroming en verwaaiing bij DAB- en ZOAB wegdek (afgeleid uit [9,10]).

stofgroep	Akersloot A9; 1990 47.000 vpe[c] DAB	Badhoevedorp A9; 1991 74.000 vpe DAB	Krabbendijke A58; 1992 21.000 vpe DAB	Nijkerk A28; 1993 39.000 vpe ZOAB	Spaarnwoude A9; 1994 78.000 vpe ZOAB
zware metalen[a]	**(mg/week.m weglengte.weghelft)**				
totaal afstroming + verwaaiing	97	158	126	5,8	7,4
aandeel verwaaiing	83 (83%)	91 (57%)	76 (61%)	0 (0%)	2,6 (36%)
PAK[b]	**(mg/week.m weglengte.weghelft)**				
totaal afstroming + verwaaiing	3,4	3,8	2,2	1,8	0,6
aandeel verwaaiing	3,3 (96%)	3,0 (79%)	1,1 (50%)	1,77 (98%)	0,5 (88%)

[a] som van de zware metalen Cr, Zn, Pb, Cd, Ni, Cu (aandeel Zn 54-71%, Pb 14-18%, Cu 9-20%)
[b] VROM-PAK (ca. 2% naftaleen, 1% anthraceen, 25% phenanthreen, 30% fluorantheen)
[c] voertuigen per etmaal

1.2 Probleemstelling

Waterkwaliteitsbeheerders, provincies en Regionale Directies van Rijkswaterstaat stellen geregeld de vraag hoe de emissie van het wegverkeer naar oppervlaktewater en bodem gereduceerd kan worden. Redenen voor de waterkwaliteitsbeheerders zijn de na te streven waterkwaliteitsdoelstellingen. De provincies stellen deze vraag naar aanleiding van de opgestelde provinciale milieubeleidsplannen ter bescherming van bepaalde regio's, zoals drinkwaterwingebieden en gebieden met bijzondere natuurwaarden. De Regionale Directies stellen deze vraag in verband met de aanleg en het beheer van Rijkswegen.

Mogelijkheden om de directe emissie door het verkeer te reduceren, zijn te onderscheiden in maatregelen te treffen bij de bron en maatregelen die gericht zijn op de korte termijn door het aanbrengen van aanvullende voorzieningen.
Bij bronaanpak moet gedacht worden aan minder slijtage door banden, alternatieve materialen voor geleiderails, minder lekverliezen (bijv. olie), etcetera. Naar verwachting zal aanpak bij de bron moeilijk zijn en veel tijd vergen. Het reeds in gang gezette beleid van Rijkswaterstaat om DAB-wegdek van snelwegen te vervangen door ZOAB-wegdek mag vanuit milieuoogpunt als een gunstige ontwikkeling worden gezien (zie ook tabel 2).

De aanvullende voorzieningen kennen een kortere effectueringstijd, maar gaan gepaard met hoge investeringskosten, terwijl er eigenlijk nog weinig inzicht bestaat in de zuiveringsefficiency van dergelijke maatregelen. Genoemd kunnen worden de mogelijke invloed van het plaatsen van geluidschermen om het effect van verwaaiing te beperken, en het aanbrengen van een riolering voor de afvoer van afstromend wegwater, al dan niet gevolgd door een behandeling van het ingezamelde wegwater.

Om een indruk te krijgen van het rendement van enkele eenvoudig toe te passen behandelingstechnieken voor afstromend wegwater, zoals bezinking of filtratie is in 1994/1995 door het RIZA hiernaar onderzoek verricht. De resultaten van dit onderzoek zijn beschreven in dit rapport.

1.3 Doel van het onderzoek

Het verkrijgen van een beter inzicht in de emissie van milieubelastende stoffen door afstromend wegwater van snelwegen, die voorzien zijn van een DAB- of ZOAB wegdek; alsmede het vaststellen van het milieurendement (verwijderingsefficiency versus kosten) van twee in de praktijk eenvoudig in te passen behandelingstechnieken; te weten bezinken en zandfiltratie of een combinatie van beide.

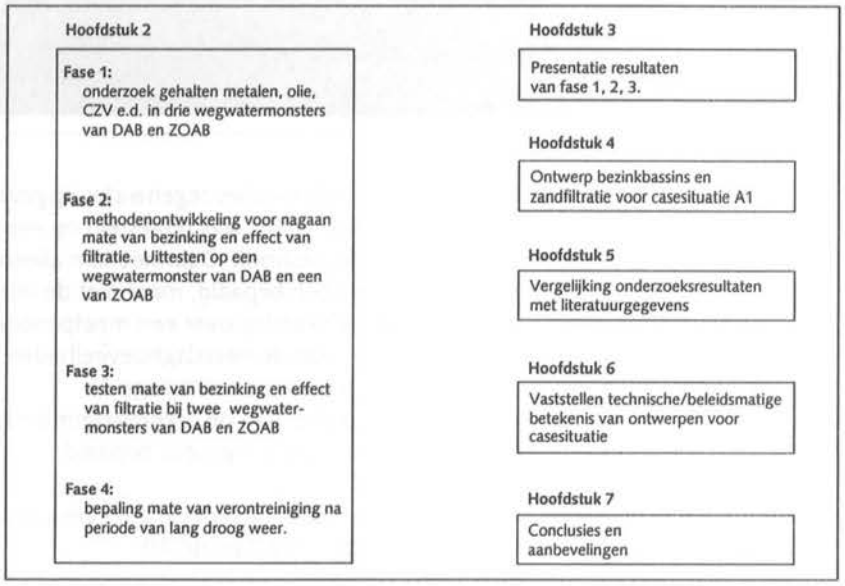
2 Onderzoeksopzet

2.1 Fasering

Het onderzoek is in vier fases uitgevoerd. In de eerste fase zijn gehalten van verschillende stoffen in wegwater onderzocht (juli t/m oktober 1994). In de tweede fase zijn methoden ontwikkeld om het zuiveringseffect van bezinking en filtratie in beeld te kunnen brengen (januari t/m maart 1995). Tijdens de derde fase zijn de in fase 2 ontwikkelde methoden op wegwatermonsters van een DAB- en een ZOAB-wegdek toegepast (mei 1995 t/m juni 1995). Na afronding van fase 3 deed zich in de zomer van '95 een zeer lange droogteperiode voor (ca. zeven weken). Om een beeld te krijgen van de vervuiling van wegwater na een lange periode van droog weer is nog een bemonstering van zowel een DAB- als een ZOAB-wegdek uitgevoerd (augustus 1995; fase 4).

In figuur 1 is kort de opbouw van het onderzoek en deze rapportage geschetst.

Figuur 1
Opbouw van de rapportage.



In het vervolg van dit hoofdstuk wordt nu in detail ingegaan op de achtergronden van het onderzoek.

2.2 Bemonsteringslokaties

Het onderzoek is uitgevoerd met wegwater afkomstig van twee snelwegen in Noord Holland welke voorzien zijn van een DAB-wegdek (A7) en een ZOAB-wegdek (A9). In bijlage 1 is de positie van de bemonsteringslokaties aangegeven. Op de betreffende lokaties was geleiderails opgesteld in de grond van de middenberm. Het afstromend wegwater van één weghelft werd in een goot met een lengte van één meter ingezameld. De goot was onderverdeeld in tien compartimenten. Het wegwater van elk compartiment werd opgevangen in een vijfentwintig liter polyethyleen-vat.

Figuur 2
Opvangvoorziening bij de (A9).

Ook werd op beide lokaties regenwater opgevangen met een standaard KNMI-regenmeter. Deze was opgesteld op een afstand van circa dertig meter van de vluchtstrook. Daarmee kon alleen de totale neerslag over een meetperiode worden bepaald, maar niet de intensiteit. Een indruk van de verdeling van de neerslag over een meetperiode werd verkregen uit de "24 uurs-registratie" van de neerslaghoeveelheden op de nabij gelegen KNMI-meetlokatie Schiphol (zie ook bijlage 2).
In een beperkt aantal van de regenwatermonsters zijn tevens de gehalten van een aantal verontreinigingen bepaald.

In onderstaande tabel zijn enkele gegevens opgenomen van de bemonsteringslokaties langs de A7 en de A9.

Tabel 3
Gegevens bemonsteringslokaties (1994/1995).

lokatie	wegdek (voert./etm)	verkeersintensiteit ZOAB	tijdstippen reiniging
A7 (km 20.7) omgeving Purmerend	DAB	53.000	n.v.t.
A9 (km 44.9) omgeving Spaarnwoude	ZOAB (aangelegd in 1991)	86.000	- mei (1994) - februari (1995)

2.3 Vervuilingsgraad van het wegwater

Fase 1 had tot doel de bemonsteringslokaties uit te testen en een indruk te krijgen van de mate van verontreiniging van het wegwater. Daarbij zijn enkele parameters gemeten die in eerdere onderzoeken van Rijkswaterstaat

niet uitvoerig zijn meegenomen zoals bijvoorbeeld olie. In totaal is elke lokatie in deze fase drie keer bemonsterd.

Het totale analysepakket omvatte de volgende parameters:

zware metalen:
cadmium, koper, lood, nikkel, chroom, zink (voor en na filtratie over 0.45 µm)

macroparameters:

zwevend stof	CZV	pH
NOx-N	BZV	
N-Kj	Chloride	

organische microverontreinigingen:
PAK (16 EPA)
olie

In het opgevangen regenwater zijn eveneens de zware metalen geanalyseerd (ongefiltreerd) en incidenteel PAK.

Bij de samenstelling van het pakket van macroparameters is geanticipeerd op de mogelijkheid/zinvolheid van afvoer van ingezameld wegwater naar communale rioolwaterzuiveringsinrichtingen.

2.4 Bezinkingsexperimenten

2.4.1 Gebruik van de pipetmethode

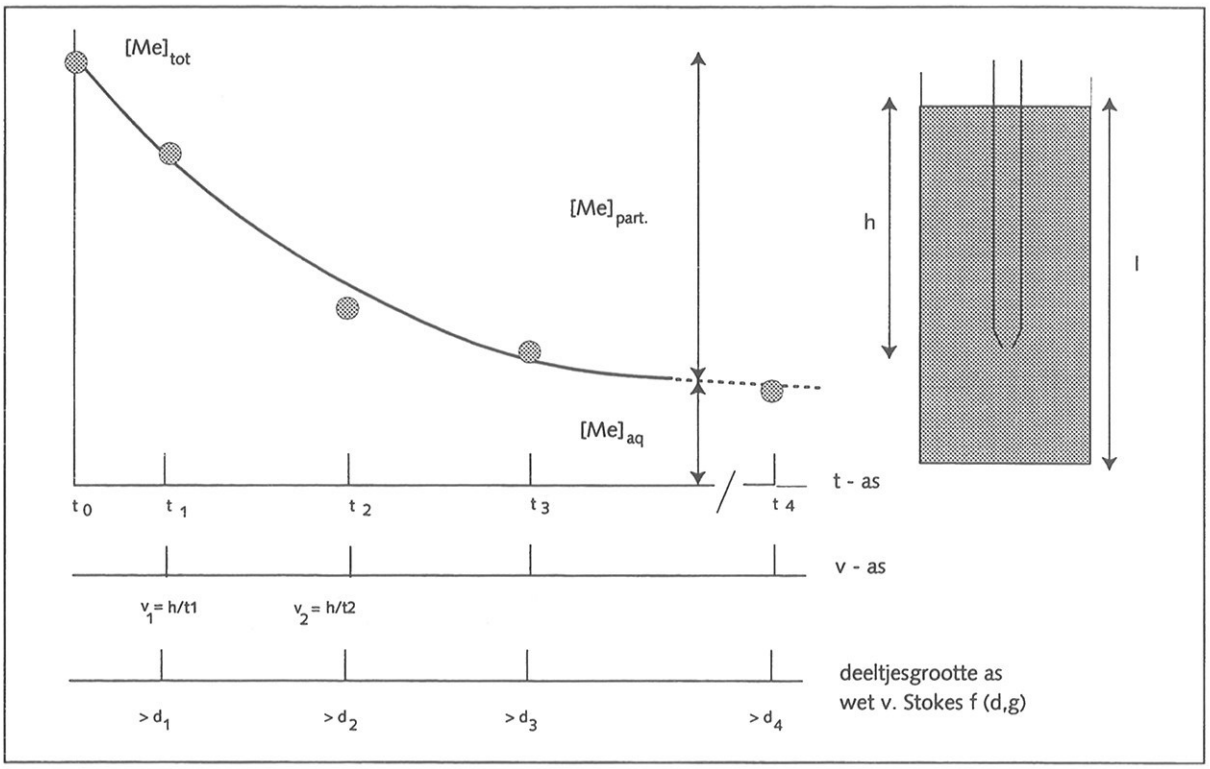
In de tweede fase van het onderzoek is een methodiek voor vaststelling van de mate van bezinking ontwikkeld. Wegwater bevat deeltjes met een zeer kleine korrelgrootte. De bezinking van kleine deeltjes wordt in het algemeen beschreven met behulp van de Wet van Stokes. Voor lage stroomsnelheden zijn diameter van een bolvormig deeltje en snelheid volgens deze wet op de volgende wijze met elkaar verbonden:

$$D = \sqrt{\frac{18\eta.v.10^8}{(\rho_s - \rho_f)\, g}}$$

D	:	diameter deeltje	(m)
v	:	snelheid	(m/sec)
η	:	dynamische viscositeit	(N.sec/m²)
ρ_s	:	dichtheid deeltje	(kg/m³)
ρ_f	:	dichtheid vloeistof	(kg/m³)
g	:	valversnelling	(m/sec²)

In figuur 3 en de toelichting daarbij is aangegeven hoe in deze fase de relatie tussen valsnelheid en deeltjesgrootte experimenteel is benaderd. De daarin gebruikte methodiek is afgeleid van NEN 5753 (bepaling lutumgehalte en korrelgrootte van grondmonsters met behulp van zeef en pipet) [19].

Figuur 3
Principe bezinkingsmetingen met pipetmethode (Me is een fictief metaal).



Een goed opgemengd monster bevindt zich in een maatcylinder. Aangenomen is dat alle verontreinigingen als bolvormige deeltjes aanwezig zijn en dezelfde dichtheid hebben. Op t_1 zijn de deeltjes uitgezakt die een grootte hebben >d1 en wordt met de pipet (14 ml) een monster genomen. Deze deeltjes hebben een valsnelheid die groter of gelijk is aan de max. weglengte 'h'/t_1.
Op t_2 zijn kleinere deeltjes bezonken met diameter >d_2. Deze kleinere deeltjes hebben dus een lagere valsnelheid v_2=h/t_2.
Na oneindige tijd t_4 zijn alle deeltjes bezonken en blijft de opgeloste fractie over.
Bij de meetpunten kan dus naast een t-as ook een v-as en een bijbehorende d-as worden getekend. Daarbij hoort echter de kanttekening dat op de v-as de snelheid van links naar rechts afneemt. Ditzelfde geldt ook voor de d-as.

Indien de dichtheid van de deeltjes bekend is kan op basis van de wet van Stokes in feite de deeltjesgrootte-as zo worden ingetekend. De dichtheid is echter niet bekend. Wel de mogelijke variatie daarin (ca. 1.1-3 kg/l). Dit betekent dat in principe voor de beide uiterste dichtheden een deeltjesgrootte-as zou kunnen worden ingetekend.

De bezinkingssnelheid wordt beïnvloed door de temperatuur. De viscositeit van water neemt immers af met de temperatuur. Zo zal voor dezelfde deeltjes de valsnelheid bij 25°C 30% hoger zijn dan bij 15°C. Het is daarom van belang de bezinkingsexperimenten bij dezelfde temperatuur uit te voeren.

De meting met de pipetmethode geeft inzicht in de bezinkingssnelheid en de effectiviteit van bezinking.

De resultaten van de bezinktesten kunnen direct worden gebruikt voor het ontwerp van bezinkbassins.

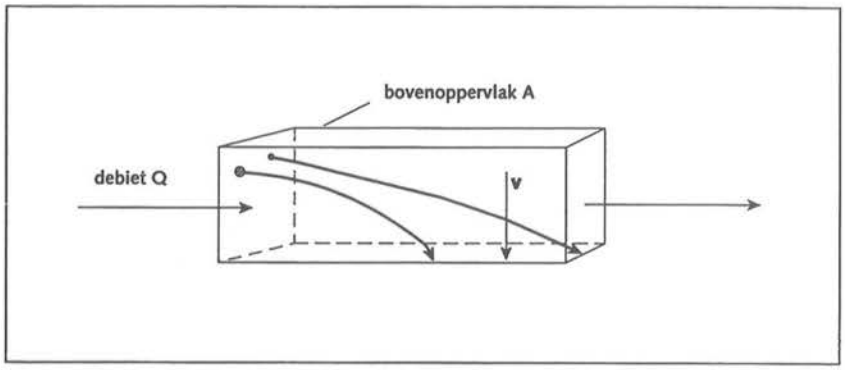
Voor een bezinkbassin geldt immers:

$v = Q/A$

Hierin is:

v : bezinkingssnelheid (oppervlaktebelasting) (m/s)
Q : debiet van het te bezinken water (m^3/s)
A : het bovenoppervlak van de bezinkvoorziening (m^2)

Figuur 4
Werkingsprincipe van een bezinkbassin.



Kleine moeilijk bezinkbare deeltjes moeten voldoende tijd krijgen om de weg af te kunnen leggen van de bovenzijde naar de bodem van de bezinkbak. Bezinkbakken worden op deze minimaal noodzakelijke bezinkingssnelheid (v) ontworpen. Deze bezinkingssnelheid wordt ook wel oppervlaktebelasting genoemd.

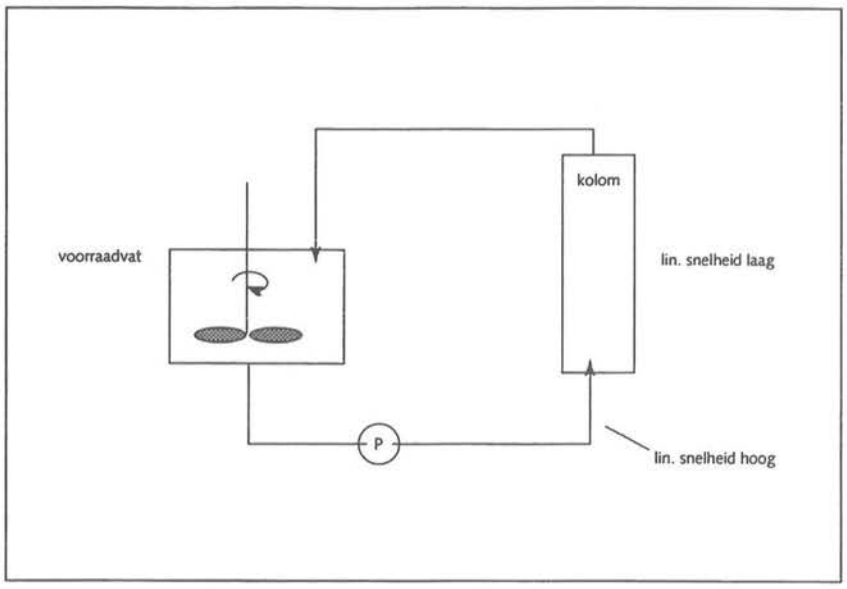
De pipetmethode is in fase 2 toegepast op één wegwatermonster van DAB en één van ZOAB. De chemische analyses hebben zich daarbij beperkt tot de metalen koper, lood en zink. Deze metalen komen doorgaans in de hoogste gehalten in het wegwater voor. In fase 3 is deze methode op nog twee DAB- en ZOAB-wegwatermonsters toegepast.

Doordat de watervolumina bij de pipetmethode erg klein zijn is analyse van macroparameters en organische microverontreinigingen in het water niet mogelijk. Het is echter bekend dat PAK zich sterk hechten aan het zwevend stof [10]. Verwijdering van het zwevend stof door bezinking zal daarom in ieder geval voor PAK ook een aanzienlijke reductie te zien geven. Voor olie geldt dit misschien eveneens. Het alleen kunnen meten van de bezinking van metalen is echter een beperking van de pipetmethode.

2.4.2 Gebruik van de rondpompmethode

In fase 3 heeft als aanvulling op de meting van bezinking met de pipetmethode, ook een simulatie van bezinking op wat grotere schaal plaatsgevonden. Deze methode is uitgevoerd bij het Milieutechnologisch Instituut (MTI) in Nijmegen. In figuur 5 en bijbehorende tekst wordt deze methode nader toegelicht.

Figuur 5
Bepaling mate van bezinking met rondpompmethode.



Water uit een geroerd voorraadvat (ca. 20 l) wordt met een zeer lage snelheid door een perspex kolom gepompt. Het water uit de top van de kolom (diameter ca. 11.5 cm; lengte ca. 1 m) gaat weer terug in het voorraadvat. Na enkele keren verpompen van de inhoud van het voorraadvat is een steady state bereikt. Deeltjes met een valsnelheid groter dan de stroomsnelheid van het water blijven in de kolom achter. Na het bereiken van de steady state wordt de toevoer en de afvoer van de kolom afgesloten. In het voorraadvat is dan water aanwezig dat door 'een bezinkinstallatie' is gestroomd. Het verschil tussen het gehalte van verontreinigingen in het voorraadvat voorafgaand en na afloop van het experiment geeft inzicht in het rendement dat met bezinking kan worden gerealiseerd.

2.5 Deeltjesgrootte verdeling

Voor bepaling van de effectiviteit van zandfilters is het belangrijk inzicht te hebben in de verdeling van de deeltjesgrootte. Om daar inzicht in te krijgen zijn filtratietesten uitgevoerd. Wegwater is door teflonfilters met achtereenvolgens maasgrootten van 100 µm, 63 µm, 20 µm en 0.45 µm geleid. De filtraten zijn daarna geanalyseerd op de metalen Cu, Pb en Zn. De reductie in het metaalgehalte bij de verschillende filtratiestappen geeft een beeld in welk deeltjesgrootte-intervallen de zware metalen voorkomen.

3 Resultaten

3.1 Gehalten in wegwater

In tabel 4-6 zijn de in het afgestroomde wegwater gemeten gehalten van de macroparameters, de zware metalen en de organische microverontreinigingen samengevat. Deze tabellen hebben betrekking op de metingen in fase 1 tot en met 3. Gemiddelde waarden zijn alleen vermeld indien er van meer dan drie monsters analysegegevens beschikbaar waren.

De bemonsteringsperioden, gegevens over de intensiteit van de neerslag en de bemonsteringsdata zijn vermeld in bijlage 2. De gemeten gehalten in de afzonderlijke monsters zijn opgenomen in bijlage 3.

Uit de gegevens in deze tabellen blijkt dat voor vrijwel alle stoffen in het wegwater van ZOAB lagere gehalten aanwezig zijn dan in het wegwater van DAB. In paragraaf 5 worden de verkregen resultaten uit dit onderzoek vergeleken met die van andere studies.

Tabel 4
Macroparameters in wegwater (fase 1 t/m 3 RIZA-onderzoek).

macro parameters	aantal monsters	gehalte wegwater DAB (A7) mg/l		gehalte wegwater ZOAB (A9) mg/l	
		range	gem.	range	gem.
zwev. stof	5	153-354	232	2-70	23
NOx-N	2	0.5-0.9		1-2	
N-Kj	2	2-3		0.3-0.5	
chloride[a]	2	<1		<1	
CZV	2	143-149		16-18	
BZV	2	6		1	
pH	3	6.9-7.5		6.9-7.5	

[a] er is niet gemeten in perioden dat er gepekeld werd

Tabel 5
Metalen in wegwater (fase 1 t/m 3 RIZA-onderzoek).

metalen	aantal monsters	gehalte wegwater DAB (A7) µg/l			gehalte wegwater ZOAB (A9) µg/l		
		range	gem.	med.	range	gem.	med.
Cd	3	0.8-0.9		0.8	0.1	0.1	
Cr	3	3-26		5	0.4-2	1	
Cu	6[a]	91-163	125	121	14-107	51	40
Ni	3	4-10		5	1-6	1	
Pb	6[a]	51-106	85	93	2-22	8	7
Zn	6[a]	225-493	393	452	18-133	60	47

[a] gegevens hebben in geval van DAB betrekking op 5 monsters

Tabel 6
Olie en PAK in wegwater (fase 1 RIZA-onderzoek).

overig	aantal monsters	gehalte wegwater DAB (A7)	gehalte wegwater ZOAB (A9)
olie	3	3-8 mg/l	<0.1-0.2 mg/l
arom.index		<0.01	<0.01
PAK Borneff	2	2.8-3.2 µg/l	<0.1 µg/l
PAK VROM	2	3.7-4.3 µg/l	<0.2-0.2 µg/l
PAK EPA	2	5.2-5.8 µg/l	<0.3 µg/l

3.1.1 Verdeling metalen over zwevend stof en waterfase

Verontreinigingen binden zich vaak voor een aanzienlijk deel aan zwevend stof. Omdat bij bezinking of zandfiltratie juist deze fractie wordt verwijderd, is het belangrijk inzicht te hebben in de verdeling over zwevend stof en waterfase.
De opgeloste gehalten van de metalen zijn bepaald door de wegwatermonsters te filtreren over een membraanfilter (0.45 µm) en de filtraten te analyseren. Uit een vergelijking met het totale gehalte van de metalen is het aandeel van de metalen dat gebonden is aan zwevend stof berekend. Deze wijze van berekenen is echter duidelijk een benadering. Metaalionen hebben immers diameters die een factor 10.000 kleiner zijn dan 0.45 µm [20]. Deze benadering sluit echter goed aan bij de gangbare praktijk. In tabel 7 zijn de resultaten van de verdelingsberekeningen samengevat.

Tabel 7
Aandeel van metalen dat gebonden is aan het zwevende stof (fase 1 t/m 3 RIZA-onderzoek).

metalen	aantal monsters	wegwater DAB (A7) binding aan zwevend stof (%) [b]			wegwater ZOAB (A9) binding aan zwevend stof (%) [c]		
		range	gem.	med.	range	gem.	med.
Cd	3	73-87		76	14-100		100
Cr	3	84-93		85	-50-59		
Cu	6[a]	69-92	80	74	10-46	26	24
Ni	3	5-82		80	0-13		11
Pb	6[a]	95-100	98	98	48-99	87	95
Zn	6[a]	43-86	71	76	11-75	39	30

[a] in geval van DAB berekend met gegevens van 5 monsters
[b] bij wegwater DAB gemiddeld zwevend stof gehalte 232 mg/l
[c] bij wegwater ZOAB gemiddeld zwevend stof gehalte 23 mg/l

De gegevens uit tabel 7 zijn voor Cu, Pb en Zn betrouwbaarder dan voor de overige metalen. Het aantal monsters waarin deze verdeling is bepaald, is voor deze metalen namelijk groter. De spreiding in de berekeningsresultaten wordt daardoor verminderd.

Voor wegwater van ZOAB zijn de gegevens in tabel 7 wat minder nauwkeurig dan voor wegwater van DAB. De gehalten in ZOAB-water liggen veel lager. De onnauwkeurigheid in de analyses werkt daardoor in de berekening van de verdeling over zwevend stof en waterfase sterker door.

Uit tabel 7 blijkt dat in wegwater van DAB de metalen Cr, Cu, Ni en Zn voor een groter deel aan deeltjes gebonden zijn dan in het wegwater van ZOAB. Lood komt in beide typen wegwater overwegend voor in gebonden vorm.

3.2 First flush effect

In zijn algemeenheid wordt verwacht dat in een periode van (lange) droogte de verontreinigingen zich ophopen. Dit zou dan moeten leiden tot hogere gehalten van verontreinigingen in het eerste deel van een bui na een droogteperiode (zogenaamd first flush effect). Het zwevend stof gehalte in het wegwater kan hiervoor in principe een goede indicator zijn.

De onderzoeksresultaten zullen slechts een indicatief beeld van dit 'first flush-effect' kunnen geven. Het wegwater werd immers niet continu op de bemonsteringslokaties bemonsterd. Verwacht wordt namelijk dat juist het eerste deel van een bui na een droge periode wat hogere gehalten aan verontreiniging te zien zal geven.

Vergelijking van de analyseresultaten van de afzonderlijke watermonsters uit fase 1 tot en met 3 gaf in het geval van wegwater van DAB geen duidelijke aanwijzingen van first flush effecten. In het geval van ZOAB was er bij één watermonster een duidelijk sterk verhoogd gehalte aan zwevend stof en metalen in het wegwater (monster ZOAB fase 3b). In dit geval was er na een lange droge periode en één dag met een hoge regenintensiteit (17 mm) van een verhoogd zwevend stofgehalte (70 mg/l). Het gemiddelde zwevend stofgehalte bedroeg in ZOAB-wegwater 23 mg/l.

Na de zeer lange droge periode in de zomer van 1995 (ca. zeven weken) is het wegwater van beide snelwegen nogmaals bemonsterd (fase 4). De analyseresultaten van deze bemonstering zijn in tabel 8 samengevat. Tevens zijn de gemeten gehalten uit fase 1 tot en met 3 opgenomen.

Tabel 8
Gehalten in wegwater na een droge periode en het gemiddelde over fase 1 t/m 3.

stof	wegwater DAB (A7) na 7 weken droogte	wegwater DAB (A7) gem. (A9) fase 1 t/m 3	wegwater ZOAB na 7 weken droogte	wegwater ZOAB (A9) gem. fase 1 t/m 3
zwev. stof (mg/l)	181	153-354	53	2-70
N-Kj (mg/l)	6.5	2-3	4	0.3-0.5
CZV (mg/l)	200	146-149	89	16-18
BZV (mg/l)	8.2	6	2	1
olie (mg/l)	2.7	3-8	0.8	<0.1-0.2
Cd (µg/l)	0.9	0.8-0.9	0.2	0.1
Cr (µg/l)	11	3-26	2	0.4-2
Cu (µg/l)	129	91-163	53	14-107
Ni (µg/l)	11	4-10	3	1-6
Pb (µg/l)	86	51-106	18	2-22
Zn (µg/l)	590	225-493	49	18-133

Uit tabel 8 blijkt dat bij wegwater van DAB na de lange droge periode het gehalte aan zink duidelijk hoger ligt dan in fase 1 t/m 3. Voor CZV en N-Kj geldt dit eveneens.

In geval van ZOAB lag het zinkgehalte niet hoger na een langdurige droogteperiode. Wel lag het CZV- en N-Kj gehalte op een wat hoger niveau dan in fase 1 t/m 3.

Geconcludeerd kan worden dat een lange periode van droogte niet leidt tot een veel sterkere verontreiniging van het wegwater in vergelijking tot perioden met een normale neerslagintensiteit.

3.3 Percentage run off en gehalten in regenwater

3.3.1 Percentage run off

De neerslag die op een wegdek valt zal ten dele verdampen. Het overige deel zal naar de zijkant van de weg afstromen. Uit de hoeveelheid neerslag die is gemeten met een regenmeter en het bemonsterde wegoppervlak (11.4 m^2) is de theoretisch maximale run off bepaald.

Bij de DAB-lokatie aan de A7 bedroeg het percentage van de neerslag dat in de monstervaten terechtkwam meer dan 100%. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt doordat de bemonsteringslokatie op het laagste punt tussen twee viaducten ligt. Daardoor wordt mogelijk een wat te groot wegoppervlak bemonsterd. De maximale hoeveelheid run off bedroeg 123%. Onderzoek naar de omvang van emissies (vrachten) zou hierdoor sterk worden beïnvloed. Voor het onderzoek naar behandelingsmogelijkheden van het wegwater was dit echter niet van belang.

Het run off percentage van ZOAB lag in de range van 5-56% (fase 1 t/m 4). Het gemiddelde over vijf bemonsteringen bedroeg 24%. Tijdens eerdere onderzoeken van Rijkswaterstaat/DWW op deze lokatie lag dit percentage op 15% [9,10]. Dit lage percentage wordt veroorzaakt doordat een groot deel van het wegwater verdampt. Het veel grotere effectieve verdampingsoppervlak van ZOAB draagt hier waarschijnlijk aan bij. Bandenslijpsel, zand en andere verontreinigingen hopen zich met name op in de vluchtstrook (dichtslibben). Deze fysieke barrière voorkomt in enige mate vrije afstroming van water naar de zijkant van de weg. Deze theoretische verklaring is mogelijk ook een reden dat bij ZOAB sprake is van een lager percentage run off.

Tijdens de bemonsteringen aan de ZOAB-weg is gebleken dat in de opvanggoot die verdeeld was in tien compartimenten, in het ene compartiment nauwelijks iets werd opgevangen en in het andere juist heel veel. Oorzaak hiervan zijn waarschijnlijk verschillen in de doorlaatbaarheid van ZOAB over de lengte van de meetgoot. Dit is mogelijk ook een verklaring voor het gegeven dat de totale hoeveelheid afstromend wegwater bij een ZOAB-wegdek variaties vertoont.

Van verschillen tussen de opgevangen hoeveelheden water per compartiment was bij de DAB-lokatie nauwelijks sprake. Porositeit van het wegdek speelt daar geen rol van betekenis. Tijdens eerdere onderzoeken van Rijkswaterstaat is gebleken dat het percentage run off van DAB-wegdek ca. 75% bedroeg [3-6].

3.3.2 Gehalten in het opgevangen regenwater

In fase 1 is tijdens elke wegwaterbemonstering eveneens het regenwater geanalyseerd. In tabel 9 zijn de resultaten van de analyses samengevat. De afzonderlijke gehalten per regenwatermonster zijn opgenomen in bijlage 3.2.

Tabel 9
Gehalte metalen in de regenwatermonsters[a].

metalen	gehalte (µg/l) in regenwater meetlokatie DAB (A7)		gehalte (µg/l) in regenwater meetlokatie ZOAB (A9)	
	range	gem.	range	gem.
Cd	0.2-0.7	0.4	0.1-0.3	0.2
Cr	0.1-1	1	0.3-1	1
Cu	24-105	62	8-35	25
Ni	1-3	2	1-2	2
Pb	2-15	8	1-27	10
Zn	50-194	102	12-73	34

a) - drie monsters op beide meetlokaties
- regenmeter op ca. 30 m in de berm

De gehalten in het regenwater kunnen worden vergeleken met die in afstromend wegwater (zie hiervoor bijlage 3.1). Meestal zijn de gehalten van metalen in het regenwater lager dan in het afgestroomde wegwater. Niet in alle gevallen was dit echter het geval. De oorzaken hiervan zijn onbekend.

De gehalten van de meeste stoffen lagen hoger dan de meetgegevens in het KNMI-RIVM-regenwatermeetnet (zie ook hoofdstuk 6.1). Een belangrijke oorzaak hiervan is waarschijnlijk het verschil in type regenvanger. Bij de metingen in dit onderzoek is een open regenvanger gebruikt. Daarmee wordt naast neerslag ook droge depositie opgevangen. In de metingen bin-

nen het regenwatermeetnet wordt gebruikt gemaakt van 'wet only regenmeters' waarmee de droge depositie wordt uitgesloten. Daarnaast kunnen lokale emissiebronnen naar de lucht, maar ook verwaaiing vanaf de snelweg tot hogere gehalten leiden.

3.4 Vergelijking meetresultaten van wegwater met literatuurgegevens

In tabel 10-12 zijn de meetresultaten van dit onderzoek (DAB A7 en ZOAB A9) en gegevens uit de literatuur naast elkaar gezet. Ook worden deze gegevens vergeleken met gegevens van effluenten van rioolwaterzuiveringsinrichtingen (RZWI's).

De literatuurgegevens hebben betrekking op de volgende situaties:
- Meetgegevens van Rijkswaterstaat/Dienst Weg en Waterbouw (DWW) aan drie snelwegen voorzien van DAB [3-6].
- Meetgegevens van Rijkswaterstaat/Dienst Weg en Waterbouw aan twee snelwegen voorzien van ZOAB [7-10].
- Gegevens van Zuiveringschap Amstel en Gooiland (ZAG) over run off bij afslagen van twee gerioleerde wegvakken van snelwegen in de omgeving van Amsterdam [21, 22, 23]. Een lokatie was gelegen bij de A2 en was voorzien van DAB (Knooppunt Holendrecht; 2 rijstroken, code Ho01). De andere meetlokatie was gelegen aan de A1 bij Diemen/ kruising met de A9 en had een ZOAB-wegdek (code D101 en D102).
- Review van 31 Amerikaanse run off studies aan voornamelijk wegen voorzien van DAB [24].
- Franse studie aan grote gerioleerde stedelijke binnenwegen voorzien van respectievelijk een klinkerverharding en ZOAB [25];
- Duitse studie aan een experimenteel wegvak met ZOAB (betonnen meetgoot van 70 m) [26].

Vergelijking gehalten in wegwater van DAB

De meetgegevens van het RIZA onderzoek en andere onderzoeken lopen niet ver uiteen. Bij de meeste studies liggen de gehalten van zwevend stof, CZV, zware metalen en olie op een vergelijkbaar niveau. Bij de zware metalen wordt alleen bij lood een sterke variatie aangetroffen. Dit hangt waarschijnlijk samen met het jaar van meten in relatie tot de afname van het gebruik van lood in benzine.
De gehalten van zwevend stof en olie uit het onderzoek van Amstel en Gooiland liggen op een lager niveau dan in de overige onderzoeken aan snelwegen voorzien van DAB.

Vergelijking gehalten in wegwater van ZOAB

De analyseresultaten voor wegwater van ZOAB voor de verschillende stoffen liggen over het algemeen redelijk met elkaar in lijn. Uitzondering vormen de metingen van zink. In de buitenlandse onderzoeken en in die van het Zuiveringschap liggen de gehalten van zink duidelijk op een hoger niveau dan in de onderzoeken van Dienst Weg en Waterbouw en die van het RIZA.

De verklaring van het verschil in zinkgehalte is mogelijk gelegen in verschillende opvangmethoden of corrosie van lokaal aanwezig wegmeubilair (verzinkte geleiderails, portalen en dergelijke).
In het RIZA-onderzoek werd het direct afgestroomde water van één meter van een horizontale weg opgevangen. Verzinkte geleiderails was alleen in de middenberm aanwezig. De geleiderails stond in de grond, zodat het afdruipwater in de bodem terecht kwam.

In de overige onderzoeken werd een gerioleerd stuk wegdek bemonsterd. Op de ZOAB-meetlokatie van het Zuiveringschap Amstel en Gooiland is zeer veel verzinkt wegmeubilair aanwezig direct op de verharding. Corrosie van verzinkte vangrail en de directe afvoer van het zink met de neerslag via het verharde oppervlak is een aannemelijke verklaring voor de hoge zinkgehalten op deze meetlokatie.
Door het ontbreken van informatie over het al dan niet aanwezig zijn van verzinkte vangrails op de Duitse en Franse meetlokaties kan voor de hogere zinkgehalten daar geen verklaring worden gegeven.

Vergelijking gehalten tussen wegwater van DAB en ZOAB

De resultaten van ZOAB en DAB laten zien dat de gehalten in het wegwater van ZOAB over het algemeen lager liggen (zie gegevens RIZA, DWW en het Franse onderzoek). Ook in de Duitse studie en andere onderzoeken wordt gesteld dat wegwater van ZOAB minder sterk verontreinigd is dan wegwater van DAB [2].
Alleen voor zink is deze lijn niet helemaal duidelijk. De mogelijk verklaring is wederom het verschil in plaatsing van de verzinkte vangrails. Op de ZOAB-lokaties van het Zuiveringschap Amstel en Gooiland stond deze direct op de verharding. Bij de onderzochte Nederlandse DAB-lokaties stond de verzinkte vangrails voor het grootste deel of zelfs helemaal in de berm. Het afdruipende water komt in die situatie slechts voor een zeer beperkt deel terecht op het verharde oppervlak.
Dit voorbeeld van 'het effect van de precieze plaatsing van vangrails' maakt duidelijk dat bij de beoordeling en aanpak van lozingen van wegwater het nodig zal zijn om kritisch te kijken naar de situatie ter plekke (beoordeling type wegdek, de plaats van wegmeubilair, aanwezigheid van riolering etcetera).

Vergelijking met effluentgehalten van RWZI's

De gehalten van stikstofverbindingen en de BZV zijn in het afstromend wegwater beduidend lager dan in effluenten van RWZI's [28, 29]. De CZV ligt op een vergelijkbaar niveau als dat van effluenten van RWZI's. De gehalten van de metalen Cu en Pb in wegwater liggen hoger dan in effluenten van RWZI's. Voor zink lopen de gemeten gehalten in run off te ver uiteen en kan deze vergelijking nog niet worden gemaakt. Gezien de lage BZV en CZV-waarden, en de geringe hoeveelheid stikstofhoudende verbindingen in wegwater van snelwegen zal aansluiting op RWZI's slechts een zeer beperkt zuiveringsrendement tot gevolg hebben. Nadelig effect van het aansluiten van snelwegwater voor de werking van de RWZI's is verder de forse verhoging van de hydraulische belasting. Juist op momenten van regenval ontvangen de RWZI's toch al veel extra water.

Tabel 10-12 Vergelijking gemeten gehalten in wegwater (range en mediaan) met literatuurgegevens en effluenten RWZI's

Tabel 10 : Gehalte macroparameters

stof	gehalte in afstromend wegwater van (snel)wegen (mg/l)									RWZI's
	DAB A7 (RIZA)	DAB A2 ZAG Ho01	drukke snelwegen (V.S.)[a]	klinkerverharding Parijs sted. weg[b]	ZOAB A9 (RIZA)	ZOAB A1 (D101) (ZAG)	ZOAB A1 (D102) (ZAG)	ZOAB Duitsland (A6)[c]	ZOAB Parijs sted. weg[b]	effluent
zwev. stof	153-354 (187)	28-77 (61)	68-295 (142)	270-288 (275)	2-70 (19)	4-140 (9)	0-140 (47)	64	38-124 (91)	14
NOx-N.	0.5-0.9	-	0.4-1.5 (0.8)	-	1-2	-	-	1	-	
N-Kj	1-2	-	1-3 (1.8)	-	0.3-0.5	-	-	1 (NH_4)	-	12
CZV	143-149	-	57-227 (114)	161-447 (216)	16-18	-	-	84	-	75
BZV	6	-		28-83 (30)	1	-	-	-	-	13
pH	6.9-7.5	-	7.5	-	7.1	-	-	7-8.3	-	7

Tabel 11: Metaalgehalten

metalen	gehalten in afstromend wegwater van (snel)wegen (µg/l)												RWZI's
	DAB A7 (RIZA)	DAB 3 snelwegen (DWW)	DAB A2 (Ho-01) (ZAG)	drukke snelwegen V.S.[a]	klinkerver - hardingParijs sted. weg[b]	ZOAB A9 (RIZA)	ZOAB A28 (DWW)	ZOAB A9 (DWW)	ZOAB A1 (D101) (ZAG)	ZOAB A1 (D102) (ZAG)	ZOAB Duitsland (A6)[c]	ZOAB Parijs sted. weg[b]	effluent
Cd	0.8-0.9	1-5	0-6.9	-	-	0.1	1	1	0-3	0-2	0.9	-	0.3
Cr	3-26	3-10	0-9	-	-	0.4-2	3	3	0-2	0-2	11	-	3
Cu	91-163 (121)	11-78	0-120 (53)	25-119 (54)	-	14-107 (40)	30	14	10-51 (25)	18-46 (24)	49	-	5
Ni	4-10	4-15	0-10	-	-	1-6	9	1	0-4	0-5	-	-	5
Pb	51-106 (93)	40-195	0-43(19)	102-1562 (400)	200-400 (200)	2-22 (7)	34	28	0-83 (10)	0-34 (17)	137	22-100 (40)	2
Zn	225-493 (452)	200-530	90-860 (390)	192-564 (329)	320-620 (430)	18-133 (47)	68	53	120-1500 (730)	300-900 (400)	441	110-630 (200)	85

Tabel 12 : Olie- en PAK-gehalte

stof	gehalten afstromend wegwater van (snel)wegen										
	DAB A7 (RIZA)	DAB 5 snelwegen (DWW)	DAB A2 (Ho-01) (ZAG)	V.S snelwegen[a]	klinkerverharding Parijs sted. weg[b]	ZOAB A9 (RIZA)	ZOAB A28 en A9 (DWW)	ZOAB A1 (D101) (ZAG)	ZOAB A1 (D102) (ZAG)	ZOAB A6 Duitsland[c]	ZOAB Parijs sted. weg[b]
olie (mg/l)	3-8	-	0-0.8 (0.3)	1-27	9-18 (11)	<0.1-0.2	-	0-0.8 (0.2)	0.2-0.7 (0.4)	0.2	0.9-10 (6)
PAK Borneff (µg/l)	2.8-3.2	2	1.5 (gem.)	-	-	<0.1	<1	<1 (gem.)	2 (gem.)	0.1	-

a gegevens uit 31 run off studies aan in hoofdzaak DAB-wegen
b metingen aan een grote stedelijke weg
c metingen hebben betrekking op zomerperiode (in winterperiode hogere gehalten)

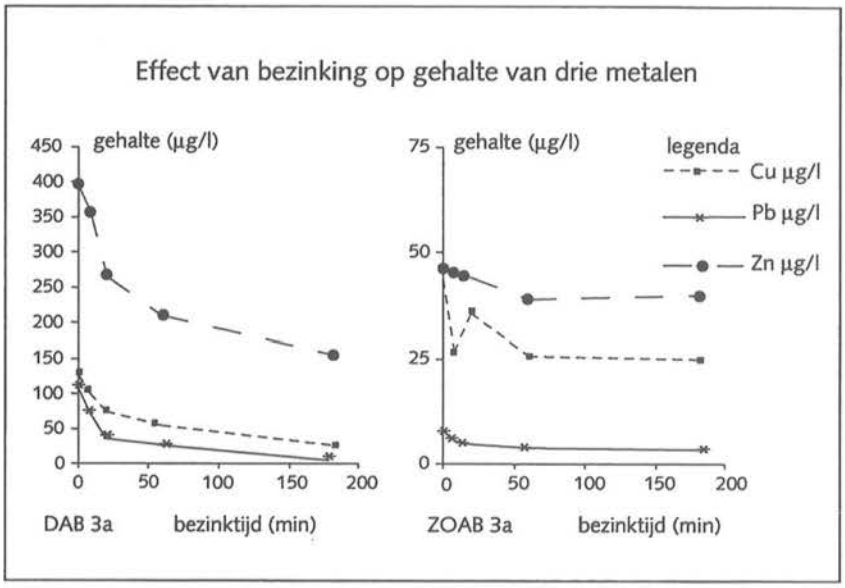
3.5 Bezinkings- en filtratie-experimenten

In fase 2 zijn de eerste bezinkings- en filtratieproeven uitgevoerd aan één monster van DAB en één van ZOAB. In fase 3 is bij nog eens twee DAB-wegwatermonsters en twee van ZOAB de bezinking en filtratie onderzocht. Ten opzichte van fase 2 zijn daarbij enkele kleine experimentele verbeteringen doorgevoerd.

3.5.1 Resultaten bezinkingsexperimenten met de pipetmethode

In figuur 6 zijn de resultaten weergegeven van bezinkingsexperimenten aan wegwater. Hieruit blijkt dat bezinking bij wegwater afkomstig van DAB een sterker reducerend effect heeft dan bij ZOAB. Dit hangt duidelijk samen met het hogere gehalte aan zwevend stof. De hier afgebeelde monsters hadden zwevend stofgehalten van 194 mg/l (DAB 3a) en 21 mg/l (ZOAB 3a).

Figuur 6
Effect van bezinking op het metaalgehalte in wegwater.



In bijlage 4 zijn de resultaten van alle bezinkingsexperimenten met de verschillende wegwatermonsters opgenomen.

3.5.2 Resultaten bezinktesten met de rondpompmethode

Het principe van deze methode is uiteengezet in hoofdstuk 2.4.2. Deze methode is in fase 3 toegepast op twee wegwatermonster afkomstig van DAB en twee van ZOAB. De belangrijkste resultaten zijn samengevat in tabel 13.

Tabel 13
Rendement bezinking met rondpomp-methode.

monster	bezink-snelheid (m/hr)	Rendement (%)[a] Cu	Pb	Zn	zwev. stof
DAB 3a	0.93	50	80	60	90
DAB 3a	0.41	41	69	56	90
DAB 3b	0.97	40	65	50	91
DAB 3b	0.52	43	72	45	94
ZOAB 3a	0.16	-1.0	80	28	90
ZOAB 3a	0.38	-21	76	-10	90
ZOAB 3b	0.15	-1	94	28	73
ZOAB 3b	0.31	26	74	10	69

[a] - voor de metalen is het rendement berekend op basis van totale gehalten voor en na zuivering; berekening op basis van vrachten was door spreiding in de analyses niet zinvol.
- voor zwevend stof is het rendement hier vastgesteld op basis van vrachten.

Uit deze tabel volgt dat bij wegwater van DAB het rendement voor lood hoger was dan voor de andere beide metalen. Dit is op zich niet verrassend omdat lood voornamelijk in deeltjes gebonden vorm aanwezig is.
Bij deze rondpomp-experimenten zou verlaging van de ingestelde bezinksnelheid tot hogere rendementen moeten leiden. Uit de gegevens in de tabel komt het effect hiervan echter niet duidelijk naar voren.
Zwevend stof blijkt bij de ingestelde bezinksnelheden met een behoorlijk hoog rendement te worden verwijderd (>90%).

Bij de rondpompexperimenten bij wegwater van vooral ZOAB werkte de grote relatieve fout in de analyses sterk door in de berekende verwijderingsrendementen van metalen. Voor koper en zink bleken zelfs negatieve rendementen op te treden. Deze negatieve waarden zijn bij de vertaalslag van meetresultaten naar het ontwerp van bezinkbassins niet betrokken.

In het geval van ZOAB wordt lood door bezinking ook behoorlijk goed verwijderd. Het beeld daarbij is vergelijkbaar met wegwater van DAB. Zwevend stof wordt bij de ingestelde bezinksnelheden met een rendement van 69-90% verwijderd.

3.5.3 Filtratieexperimenten

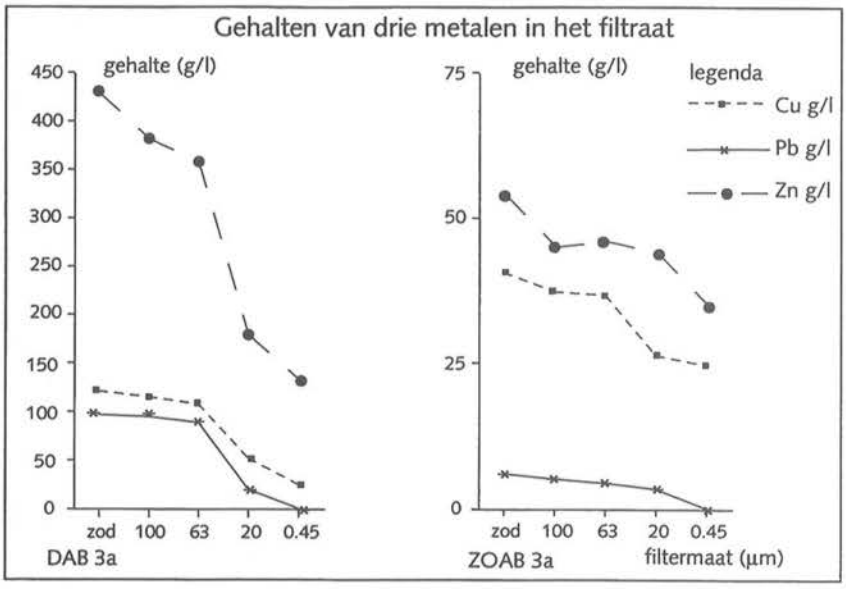
Het uitgangsmonster is bij de filtratie-experimenten geleid door een teflonfilter met maaswijdte van 100 µm. Ook is het uitgangsmonster gefiltreerd over een teflonfilter met maaswijdte van 63 µm, een filter van 20 µm en over een cellulose-nitraat filter met maaswijdte 0.45 µm. In de filtraten zijn de gehalten van de drie zware metalen Cu, Pb en Zn bepaald. Opgemerkt wordt dat er bij elke filtratie is uitgegaan van het onbehandelde wegwater.

In onderstaande figuur is voor twee wegwatermonsters aangegeven wat het effect van filtratie is.

In het voorbeeld van DAB in figuur 7 blijkt de grootste reductie te worden gerealiseerd bij de filtratiestappen over 63 µm en 20 µm. Dit betekent dat een groot deel van de verontreiniging zich bevindt aan de deeltjes die groter zijn dan 20 µm en kleiner dan 63 µm.

Bij het ZOAB-monster leidt filtratie ook tot een afname van het gehalte. In vergelijking tot het DAB-water nemen de gehalten bij filtratie echter minder sterk af. De afname van het gehalte is ook in relatieve zin minder groot dan bij DAB.

Figuur 7
Voorbeeld van het effect van filtratie op de metaalgehalten in wegwater.



De resultaten van alle filtratie-experimenten zijn opgenomen in bijlage 4. Bij de overige monsters was sprake van een redelijk vergelijkbaar effect van filtratie op de gehaltes in het wegwater. Bij wegwater van DAB wordt een grotere verbetering aangetroffen dan bij ZOAB. Door het veel hogere zwevend stofgehalte is dit niet verrassend.

4 Interpretatie meetgegevens voor praktijk; Casestudy

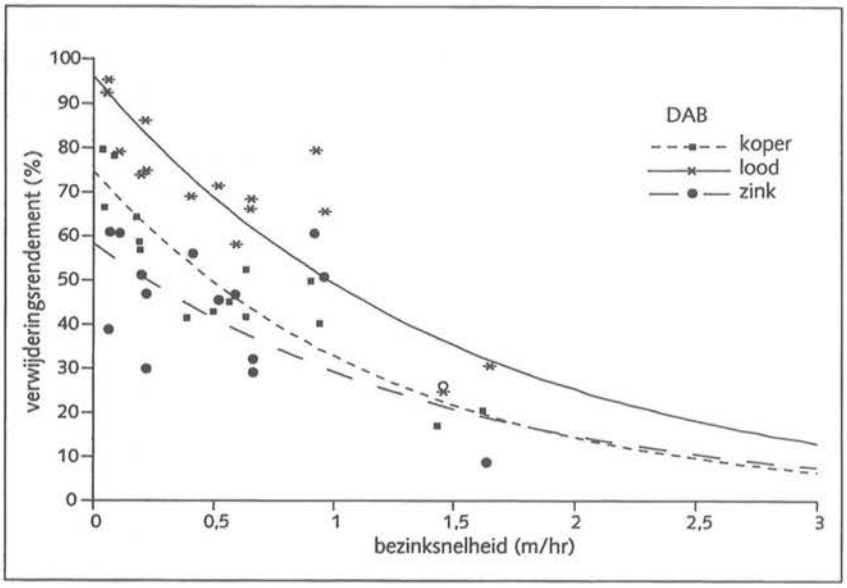
4.1 Basisgegevens

De meetgegevens uit het praktisch onderzoek zijn door het Ingenieursburo MTI verder verwerkt tot een set basisgegevens die bij wijze van voorbeeld op een wegvak van de snelweg A1 nabij Hilversum is toegepast [30]. De wijze van de gegevensverwerking is voor beide behandelingstechnieken, bezinking en filtratie verschillend. Voor een uitgebreide beschrijving van de gegevensverwerking wordt verwezen naar bijlage 6.

Bezinking

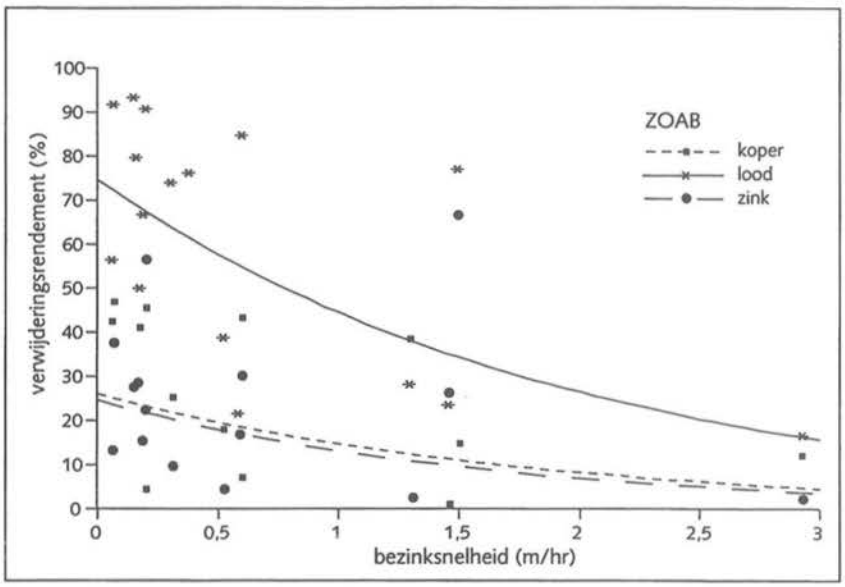
Voor het afstromend wegwater van het DAB- en ZOAB-wegdek zijn de verwijderingsrendementen voor de metalen Zn, Cu en Pb van de afzonderlijke bezinktesten, waaronder ook de rondpomptesten, uitgezet tegen de bezinksnelheden. Bij de (statistische) verwerking is gebruik gemaakt van een exponentiële relatie tussen het verwijderingsrendement en de bezinksnelheden. In figuur 8 is deze relatie weergegeven voor wegwater van een DAB-weg en in figuur 9 voor dat van een ZOAB-weg.

Figuur 8
Het verwijderingsrendement van de metalen Cu, Pb en Zn in wegwater van DAB als functie van de bezinksnelheid.



Uit de meetgegevens en de rendementslijnen in beide figuren blijkt dat de DAB-resultaten beter gecorreleerd zijn dan bij ZOAB. De gevonden correlatiecoëfficiënten voor DAB zijn Cu (0,86), Pb (0,90) en Zn (0,74); voor ZOAB respectievelijk Cu (0,36), Pb (0,69) en Zn (0,48). De gehalten aan verontreinigingen in DAB-wegwater zijn hoger dan in ZOAB-wegwater. Onnauwkeurigheden in de meetmethode en analyses werken hierdoor bij de ZOAB-meetgegevens sterker door. Dit leidt tot lagere correlatiecoëfficiënten.

Figuur 9
Het verwijderingsrendement van de metalen Cu, Pb en Zn in wegwater van ZOAB als functie van de bezinksnelheid.



Voor het bepalen van het rendement van bezinking bij de dimensioneringsberekeningen wordt gebruik gemaakt van de exponentiële curves in figuur 8 en 9. In vergelijking met ZOAB is het verwijderingsrendement bij DAB-wegwater door bezinking hoger. Desondanks is bij wegwater van DAB door de hogere beginconcentraties de uiteindelijk te verwachten concentratie van de metalen Pb en Zn in het behandelde run off-water hoger dan bij ZOAB.
In tabel 14 zijn de gehalten aan verontreinigingen in DAB- en ZOAB-wegwater gegeven zowel voor als na bezinking bij bezinksnelheden van bijvoorbeeld 0,2 en 0,5 m/hr. Nogmaals moet benadrukt worden dat de spreiding in de meetresultaten per type wegdek wordt beïnvloed door een groot aantal parameters zoals regenintensiteit, voorafgaande periode van droogte, verkeersintensiteit, periodieke reiniging van wegdek, etc.

Tabel 14
De gehalten in run off van wegen en het te verwachten zuiveringsrendement bij bezinking met bezinksnelheden van 0.2 en 0.5 m/hr.

Stof	gehalte run off				rendement en gehalte run off na bezinking[a]							
	DAB		ZOAB		DAB				ZOAB			
	range	gem.	range	gem.	v 0.2 m/hr		v 0.5 m/hr		v 0.2 m/hr		v 0.5 m/hr	
metalen	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	restgehalte (µg/l)	rend. (%)	restgehalte (µg/l)	rend. (%)	restgehalte (µg/l)	rend. (%)	restgehalte (µg/l)	rend. (%)
Cu	91-163	125	14-107	51	48	62	62	50	39	23	41	20
Pb	51-106	85	2-22	8	16	82	26	70	3	67	3	58
Zn	225-493	393	18-133	60	202	49	230	42	47	22	49	18
zwevend stof[b]	153-354	232	2-70	23			35	85	10	60		

[a] restgehalte ten opzichte van de gemiddelde gehalten
[b] zwevend stof in mg/l

De zwevend stof-verwijdering is vastgesteld op basis van de rondpompbezinktesten. Bij opstroomsnelheden van 0,5-1,0 m/hr voor DAB-wegwater bedroeg de verwijdering van zwevend stof tussen 80-90%. Afhankelijk van het monster ZOAB-wegwater lag het verwijderingsrendement voor zwevend stof tussen 40-80% bij opstroomsnelheden van 0,15-0,3 m/hr.

Filtratie

Met behulp van filtratietesten met filterdiameters van 100, 63, 20 en 0,45 µm is een inschatting gemaakt van het verwijderingsrendement voor DAB- en ZOAB-wegwater bij behandeling in een filter. In tabel 15 zijn de verwijderingsrendementen van de drie metalen gegeven en de beginconcentratie van het oorspronkelijke afstromend wegwater (zonder voorafgaande bezinking). Het verwijderingsrendement van zwevend stof is in de filtratietesten niet onderzocht.

Tabel 15
Effect van filtratie op de gehalten van zware metalen in afstromend wegwater.

monster	effect van filtratie					
	Cu		Pb		Zn	
	restgehalte (µg/l)	rend. (%)	restgehalte (µg/l)	rend. (%)	restgehalte (µg/l)	rend. (%)
DAB ongez.	125	n.v.t.	85	n.v.t	393	n.v.t.
na filtratie:						
100 µm	100	20	75	12	346	12
63 µm	70	44	71	16	318	19
20 µm	38	70	14	83	157	60
0.45 µm	23	82	2	98	141	64
ZOAB ongez.	51	n.v.t.	8	n.v.t.	60	n.v.t.
na filtratie:						
100 µm	43	15	6	21	59	1
63 µm	43	14	5	34	55	9
20 µm	35	32	4	51	52	14
0.45 µm	31	40	0.3	96	43	28

Effect van bezinking en filtratie op PAK- en olie-gehalte

Om onderzoekstechnische redenen is verwijdering van PAK en olie niet onderzocht. PAK binden zich sterk aan zwevend stof [10]. Naar verwachting zal PAK daarom voor een behoorlijk deel worden verwijderd bij bezinking en filtratie. Volledige zekerheid is hier echter niet over.

Met betrekking tot olie valt nog minder te zeggen over het effect van bezinking en filtratie. Olie vormt immers drijflagen. Bij bezinkinstallaties kan een combinatie met een skimmer mogelijk voordelen bieden. De oliegehaltes in het wegwater van DAB (3-8 mg/l.) liggen al op een bijzonder laag niveau. Een nuttig effect van bijvoorbeeld olieafscheiders is op dit gehalteniveau twijfelachtig te noemen. Voor wegwater van ZOAB (oliegehalten <0.1-0.2 mg/l) geldt dit in nog sterkere mate.

4.2 Case studie A1

4.2.1 Lokatie

Om een beter inzicht te krijgen in de kosteneffectiviteit van bezinking en filtratie van run off van DAB- en ZOAB-wegen, is er een kostenraming gemaakt voor een case-situatie van een gedeelte van de snelweg A1 (zie figuur 10). Dit gedeelte van de A1 nabij Hilversum loopt over een traject van vijf kilometer door een bodembeschermingsgebied. Het afstromend verhard oppervlak is door de Regionale Direktie Noord-Holland berekend op 12,65 ha [31, 32].

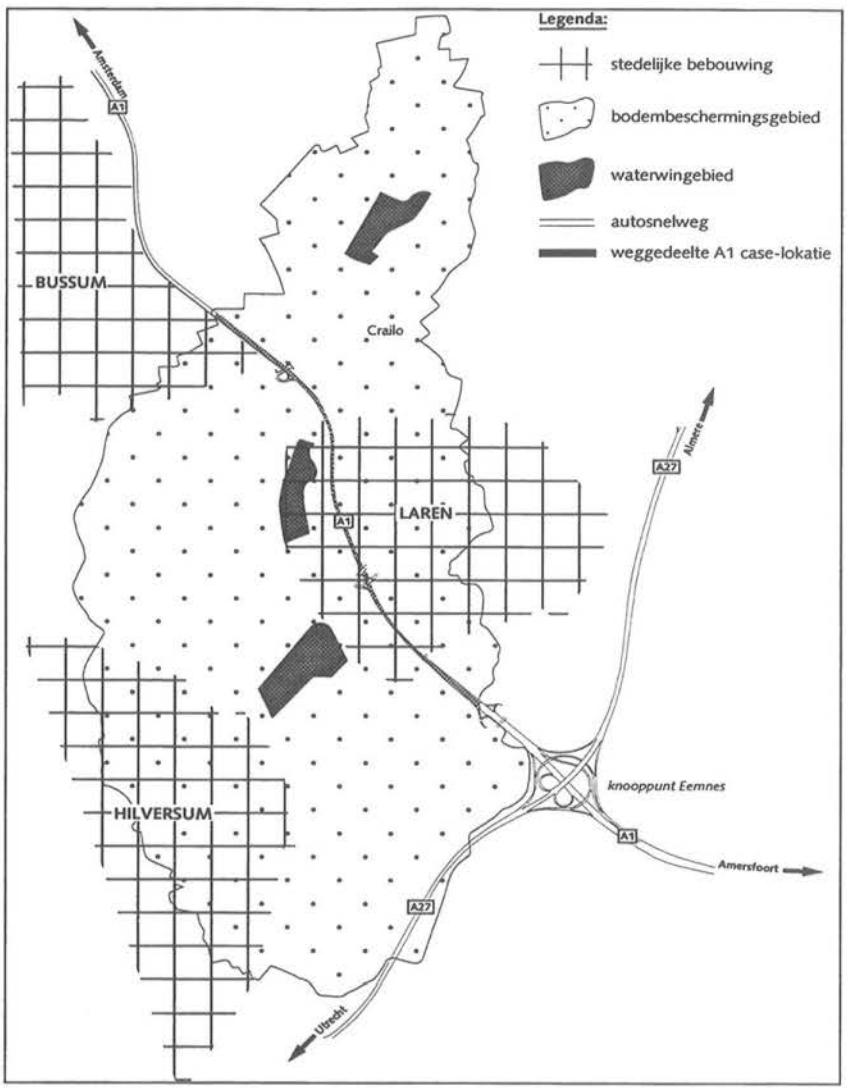
Figuur 10
Praktijkvoorbeeld van gedeelte snelweg A1.

UITGANGSPUNTEN [31, 32]

Snelweg A1:
verhard oppervlak: 12,65 ha
afstroming wegwater: 100%

afwateringssysteem
berging riool: 8 mm
maximale afvoer: 167 l/(s.ha)

voorzieningen
percentage overstort: 2 en 5%
geen 'first flush'-effect
oppervl.bel.bezinking: 0,2/0,5 m/hr
snelle zandfiltratie: 20 µm afscheiding



Voor het verkrijgen van een eenduidige berekeningswijze van de dimensioneringsgrondslagen, is aangenomen dat alle regenwater dat op het verharde oppervlak van de DAB- of de ZOAB-weg valt, volledig wordt afgevoerd via de riolering (worst case). In werkelijkheid zal dit niet gebeuren, omdat doorgaans ook een gedeelte van de neerslag zal verwaaien of verdampen vanaf het wegdek. Op basis van de huidige inzichten bedraagt de afvoer van een DAB-wegdek meer dan 75% en voor een ZOAB-wegdek circa 25%. Bij een ZOAB-wegdek is dit percentage sterk afhankelijk van de regenintensiteit en de helling van het wegvak. Het hele traject is voorzien van een riolering. De dimensioneringsgrondslagen van de riolering zijn vastgesteld door TAUW [32]. De berging in het riool is 8 mm; de bergingscapaciteit van de riolering bedraagt 1012 m^3. Voor het desbetreffende gebied wordt uitgegaan van een gemiddelde jaarlijkse neerslag van 815 mm. De maximale afvoer van het wegwater door de riolering is vastgesteld op 167 l/(s.ha). Dit betekent dat deze riolering een bui met een frequentie van 1 maal in de 50 jaar zou kunnen verwerken.

4.2.2 Capaciteit van de voorzieningen

Bij de berekening van de capaciteit van de voorzieningen wordt uitgegaan van het feit dat voldoende berging aanwezig is. Er is gekozen voor de be-

handeling van tenminste 95% en 98% van de totale (en ook maximale) hoeveelheid afstromend wegwater. Omdat voor ZOAB-wegdek geen informatie beschikbaar is over het concentratieverloop van verontreinigingen in de run off in relatie tot de neerslagintensiteit, is verondersteld dat het gehalte aan verontreinigingen op constant niveau ligt. Hierdoor wordt geen rekening gehouden met het mogelijke 'first flush'-effect. Geconcludeerd kan worden dat op grond van bovenstaande aannamen gekozen is voor de "worst-case" voor de dimensioneringsberekeningen. Voor de "case"-situatie van de A1 komt dit neer op een voorziening met een capaciteit van 70 m^3/h voor de behandeling van 95% van de totale hoeveelheid wegwater en 291 m^3/h voor behandeling van 98% van het wegwater.

4.2.3 Dimensionering

Bezinking

Voor de dimensionering van de bezinkvoorziening is uitgegaan van een bezinksnelheid (oppervlaktebelasting) van 0,5 en 0,2 m/h. Voor de schatting van de slibproduktie is uitgegaan van een verwijdering van 85% van het zwevend stof in het te behandelen afvalwater. Opgemerkt moet worden dat dit percentage voor ZOAB-wegwater in het algemeen wat lager zal liggen. Het percentage droge stof voor het te verwijderen slib wordt gesteld op 2%. Het verwijderingsrendement is vermeld in tabel 14.

Filtratie

Voor de dimensionering van het zandfilter is uitgegaan van een snelle filtratie met een oppervlaktebelasting van 8 $m^3/(m^2.h)$. Het zandfilter wordt "dubbel" uitgevoerd. Het terugspoelen gebeurt met behandeld wegwater. Het verwijderingsrendement van een snel zandfilter met vulmateriaal met een korrelgrootte van 0,8-1,2 mm kan worden gelijk gesteld aan het rendement dat wordt verkregen met filtratie over een 20 µm filter. Voor de gerealiseerde verwijderingsrendementen bij DAB-en ZOAB-wegwater wordt verwezen naar tabel 15.

4.2.4 Kosten

Op basis van de uit het onderzoek verkregen experimentele gegevens en het praktijkvoorbeeld van de A1 is door Haskoning B.V. een kostenraming opgesteld voor de behandeling van 95% en 98% van het run off-water van DAB- en ZOAB-wegen door bezinking (bij 0,2 en 0,5 m/h), zandfiltratie en een combinatie van beide technieken [30]. De optie voor de behandeling van DAB-wegwater met alleen zandfiltratie zal naar verwachting vanwege het hoge zwevend stofgehalte op technische problemen stuiten. Voor de rioleringskosten is gebruik gemaakt van de door TAUW voor Rijkswaterstaat, Direktie Noord-Holland berekende waarden [32]. De andere uitgangspunten voor de kostenraming zijn weergegeven in bijlage 6.

In tabel 16 zijn de investeringskosten en de exploitatiekosten voor de verschillende behandelingsopties voor respectievelijk DAB- en ZOAB-wegwater weergegeven. Dit betreft alleen de kosten voor de voorzieningen van bezinking en filtratie en dus niet de kosten voor de aanleg van het wegdek en het afwateringssysteem. Bij de exploitatiekosten zijn de rente en aflossing voor de aanleg van de installatie inbegrepen.

Tabel 16
Investeringskosten en exploitatiekosten voor de behandelingsopties bezinking en filtratie van 95% en 98% van het run off-water van DAB- en ZOAB-wegen (excl. riolering).

zuiveringsoptie	behandeling van 95% van het wegwater		behandeling van 98% van het wegwater	
	investeringskosten (f)	exploitatiekosten (f)	investeringskosten (f)	exploitatiekosten (f)
DAB				
bezinking 0,2 m/h	785.000	204.000	2.482.000	372.000
bezinking 0,5 m/h	437.000	167.000	1.299.000	255.000
zandfiltratie	825.000	267.000	1.456.000	374.000
bezinking 0,5 m/h en zandfiltratie	1.049.000	298.000	2.377.000	463.000
ZOAB				
bezinking 0,2 m/h	747.000	101.000	2.402.000	265.000
bezinking 0,5 m/h	414.000	65.000	1.251.000	150.000
zandfiltratie	589.000	103.000	1.221.000	208.000
bezinking 0,5 m/h en	806.000	135.000	2.108.000	300.000

5 Vergelijking onderzoeksresultaten met literatuurgegevens

De gegevens van het laboratoriumonderzoek naar effectiviteit van bezinking of filtratie kunnen worden vergeleken met gegevens uit de literatuur. Deze vergelijking beperkt zich tot wegwater van dicht asfalt beton. Voor zover bekend is er elders naar het rendement van methoden om wegwater van ZOAB te behandelen nog geen onderzoek gedaan.

In tabel 17 en 18 zijn naast gegevens van het RIZA-onderzoek praktijkgegevens opgenomen van de effectiviteit van bezinkinrichtingen en die van zandfiltratie [33].

Tabel 17
Vergelijking effectiviteit van bezinkinrichtingen voor behandeling wegwater van DAB.

stof	verwijderingsrendement range en gem. (%)							
	onderzoek (RIZA)	M1 Londen U.K.	A26 St Quentin Fr.	A26 Lille Fr.	A10 Bordaux Fr.	A8/B10 Ulm D.	A81 Pleidelsheim D.	A7 Obereisesheim D.
zwev. stof	85	14-80 (52)	0-73 (34)	80	33	54	85	50
Pb	70	2-76 (40)	1-67 (41)	63	44	29	50	37
Zn	42	47	0-48 (45)	53	26	52	79	39
bezinksnelheid	0.5	1.1 (?)	?	?	?	0.7[a]	0.2[a]	11.5[a]

[a] gegevens hebben betrekking op de 50 percentielwaarde van de bezinksnelheid (oppervlaktebelasting).

Tabel 18
Vergelijking effectiviteit van zandfiltratie voor behandeling van wegwater van DAB.

stof	verwijderingsrendement range en gem. (%)			
	onderzoek RIZA	RN 60 Bionne Ouest Fr.	A71 l'Anche Fr.	A71 Lille Fr.
zwev. stof	-	64-91	71-98	77-97 (92)
Pb	83		70-96	69-95 (85)
Zn	60			2-93 (80).
oppervlaktebelasting m/hr	8	5	5	

Vergelijking van de resultaten in deze tabellen is slechts tot op zekere hoogte mogelijk. De buitenlandse onderzoeken geven namelijk een gemiddeld beeld dat sterk wordt beïnvloed door de intensiteit van de neerslag tijdens de metingen. Ook verschillen in ontwerp zullen sterk doorwerken in de rendementen van de onderzochte installaties.
De bezinkingsrendementen die door het RIZA worden verwacht liggen voor zwevend stof en lood op een wat hoger niveau dan in sommige van de andere onderzoeken. Voor zink zijn de rendementen wat beter vergelijkbaar.

Over de effectiviteit van filtratie is alleen voor lood en zink een vergelijking te maken. Het rendement lag voor beide metalen op een vergelijkbaar niveau.

6 Betekenis van de onderzoeksresultaten

Bij het aanleggen van nieuwe wegen, reconstructies van bestaande wegen, bouw van kunstwerken (bruggen, tunnels) vinden discussies plaats tussen verantwoordelijke overheden voor wegenbouw, provincies en waterschappen. Deze spitsen zich toe op onder meer de bescherming van de bodem, het al dan niet rioleren van de weg, het zuiveren van het afstromend water en de acceptatie van de restlozing in bodem of het oppervlaktewater.

In het kader van dit onderzoek is het niet mogelijk om alle mogelijke situaties te beschouwen. We beperken ons tot de beschrijving van de problematiek en oplossingsrichtingen voor de case-situatie van de A1. Dit gebied is in hoofdstuk 4 reeds beschreven.

6.1 Effect van technische voorzieningen

In onderstaande tabel zijn voor de case-situatie van de A1 de gehalten in wegwater en in de neerslag samengevat. Ook zijn de gehalten in het diepe grondwater in het bodembeschermingsgebied opgenomen. De gehalten in het wegwater maar ook in de neerslag liggen op een hoger niveau dan in het diepe grondwater. Bij de percolatie van wegwater in de bodem zullen metalen adsorberen aan bodemdeeltjes, waardoor de concentratie zal afnemen.

Tabel 19
Gehalten van metalen in neerslag, wegwater en het diepere grondwater.

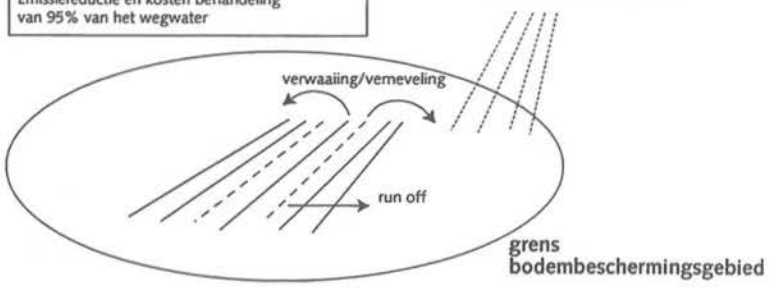
metaal	gehalte wegwater DAB µg/l	gehalte wegwater ZOAB µg/l	neerslag[a] µg/l	grondwater[b] 9 m diepte µg/l	grondwater[b] 24 m diepte µg/l
Cd	0.8	0.1	0.2	0.5	< 0.02
Cr	11	1	0.5	n.b.	n.b.
Cu	125	51	2.2	< 0.64	< 0.64
Ni	6	2	0.6	1.9	0.8
Pb	85	8	4.6	0.2	0.1
Zn	393	60	15.0	< 6.54	< 6.54

a gemiddelde gehalten in de natte depositie in Nederland [11-18]
b meetpunt Crailo-Hilversum in het gebied van A1 [34]

In figuur 11 is voor het beschouwde grondwaterbeschermingsgebied een mogelijke aanpak van de afvalwatersituatie geschetst. Tevens is in de tekst daarnaast een verdere toelichting gegeven.

Figuur 11
Effecten en kosten van maatregelen.

Emissies bodembeschermingsgebied A1
Emissiereductie en kosten behandeling
van 95% van het wegwater



bodembeschermingsgebied:	2140 ha
verhard oppervlak:	12.6 ha
lengte weg:	5 km
wegdek:	DAB of ZOAB

Wegdek DAB

	Gehalte (µg/l)		
	Cu	Pb	Zn
Neerslag bodembesch.geb.	2.2	4.6	15
run off begin gehalte:	125	85	393
- na bezinking (v = 0,5 m/hr)	62	26	230
- na zandfiltratie*	37	15	158

	Vracht (kg.jr)				Onkosten:	
	Cu	Pb	Zn		Investering	Exploitatie
Neerslag bodembesch.geb.	38	79	258			
verwaaiing/verneveling berm	5	17	22			
run off begin vracht:	13	8.8	40.5			
- na bezinking (v = 0,5 m/hr)	6.8	2.2	24.3		f 437.00	f 167.000
- na zandfiltratie*	4.3	3.4	17.4		f 825.000	f 267.000
				riolering	f 2.526.000	f 183.070
				wegaanleg	f 55.000.000	f 3.990.000
				totaal	f 58.788.000	f 4.607.070

* alleen zandfiltratie is echter niet goed uitvoerbaar

Wegdek ZOAB

	Gehalte (µg/l)		
	Cu	Pb	Zn
Neerslag bodembesch.geb.	2.2	4.6	15
run off: begin gehalte	51	8	60
- na bezinking (v = 0,5 m/hr)	41	3	49
- na zandfiltratie	34	4	52

	Vracht (kg.jr)				Onkosten:	
	Cu	Pb	Zn		Investering	Exploitatie
Neerslag bodembesch.geb.	38	79	258			
verwaaiing/verneveling berm	0.3	0.3	0.7			
run off begin vracht:	5.3	0.8	6.2			
- na bezinking (v = 0,5 m/hr)	4.3	0.4	5.1		f 414.00	f 65.000
- na zandfiltratie	3.7	0.4	5.4		f 589.000	f 103.000
				riolering	f 2.526.000	f 183.070
				wegaanleg	f 60.500.000	f 4.380.000
				zoab-clean		f 48.000
				totaal	f 64.029.000	f 4.779.070

Toelichting bij figuur 11
In het bovenste schema zijn de voornaamste verontreinigingsroutes aangegeven. De run off van de weg naar de bermen is één route. Daarnaast zal door verwaaiïng en verneveling van neerslag de berm aan beide zijden worden belast. Depositie op de bodem van het bodembeschermingsgebied is de derde belastingroute.

In de twee schema's daaronder zijn voor de beide typen wegdek (DAB en ZOAB) de gehalten aangegeven in het wegwater. Tevens zijn de gehalten na bezinking of zandfiltratie vermeld. Ook zijn de emissies berekend welke jaarlijks via de verschillende belastingroutes in het bodembeschermingsgebied vrijkomen. De kosten van inzameling en behandeling van het wegwater, van de wegaanleg, en de reiniging van de weg zijn ook vermeld [30, 31, 32].

Bij de berekeningen is uitgegaan van de resultaten van dit onderzoek en behandeling van 95% van het wegwater. De overige 5% van het wegwater wordt ongezuiverd afgevoerd. Aangenomen is dat first flush effecten niet optreden. Dit betekent dat een constant gehalte in het wegwater wordt verondersteld. Verder is aangenomen dat alle gevallen neerslag op de weg daadwerkelijk tot afstroming komt (geen verdampingsverliezen). Dit betekent duidelijk een worst case benadering.
Voor de berekening van de jaarlijkse belasting door verwaaiïng en verneveling is uitgegaan van gegevens van Rijkswaterstaat/DWW op ondermeer de A9-lokatie [9]. Deze gegevens hebben betrekking op de verontreiniging van de vegetatie rond de weg.
Voor de berekening van de belasting van het bodembeschermingsgebied door neerslag is uitgegaan van gemiddelde gehalten van stoffen in de neerslag in Nederland [11-18]. Droge depositie is niet meegenomen. Dit betekent dat de feitelijke depositie op het bodembeschermingsgebied waarschijnlijk hoger ligt.

Bij de berekening van het effect van bezinking is uitgegaan van een toe te passen bezinksnelheid van 0.5 m/hr. Indien een lagere snelheid wordt gekozen (0.2 m/hr) stijgen de kosten sterk. Er is hier dus gekozen voor de "goedkoopste" oplossing. Ook andere sets van maatregelen kunnen worden doorberekend (98% behandeling en 0.2 m/hr bezinksnelheid). De kosten voor zuivering vallen dan veel hoger uit (zie hoofdstuk 4-tabel 16).

Uit de vrachtgegevens in figuur 11 blijkt dat de achtergronddepositie de belangrijkste belastingsbron is in dit gebied. De omvang van deze bron wordt echter in sterke mate bepaald door de grote omvang van het gebied (2.107 ha). Voor zowel DAB als ZOAB is daarna het afstromend wegwater de belangrijkste bron. De bijdrage van verneveling en verwaaiïng vanaf de weg naar de bermen is het kleinst.

De gehalten van de drie metalen liggen in het afstromend wegwater van ZOAB veel lager dan in dat van DAB. Voor de drie metalen samen betekent overschakeling van DAB naar ZOAB een reductie van de jaarvracht met een factor vijf terwijl bij deze maatregel de kostenstijging relatief beperkt is. Overschakeling naar ZOAB lijkt daarom milieuhygienisch gezien aantrekkelijk te zijn.
Indien wegwater van DAB wordt nabehandeld liggen de gehalten in het vrijkomende water zelfs nog hoger dan in het onbehandelde wegwater van ZOAB.

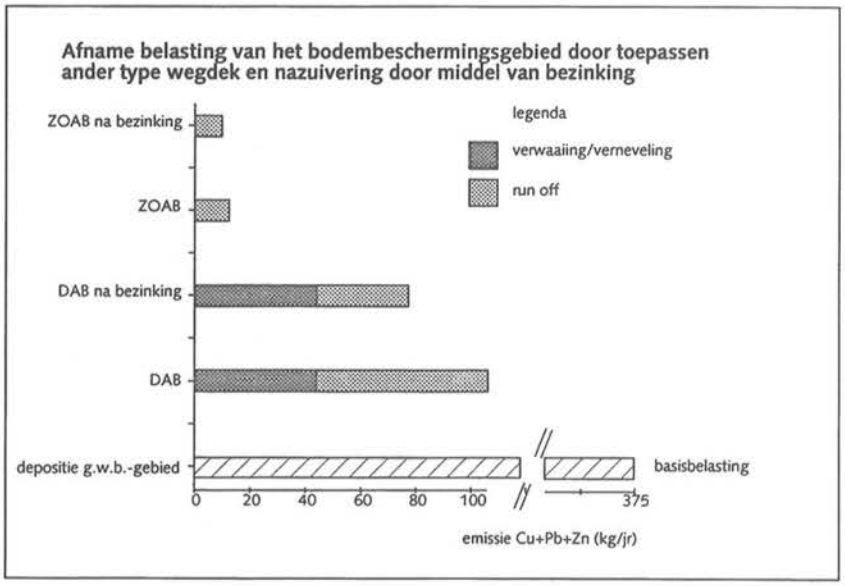
De beleidslijn binnen Rijkswaterstaat is dat steeds meer wegen worden voorzien van een ZOAB-wegdek. Nageschakelde technieken als bezinking of zandfiltratie leiden voor zowel zink als koper bij ZOAB-water slechts tot een beperkte verbetering van de afvalwaterkwaliteit. Lood wordt met bezinking of zandfiltratie met een wat hoger rendement verwijderd dan koper en zink , omdat lood meer in deeltjesvorm aanwezig is. Door de gestage overschakeling op loodvrije benzine zal naar verwachting het loodgehalte in het wegwater nog verder afnemen.

Het aandeel van de kosten van de riolering bedraagt in dit voorbeeld voor zowel DAB als ZOAB ca. 4% van de totale investeringskosten van dit wegvak.
Het aandeel in de investeringskosten van de nabehandelingstechnieken als bezinking of zandfiltratie bedraagt voor wegwater van ZOAB ca. 1%.
De exploitatiekosten berekend per kg verwijderde metalen liggen voor afvalwaterbehandeling op een bijzonder hoog niveau f 26.000/kg metalen voor bezinking en f 37.000/kg metalen voor zandfiltratie. Voor bijvoorbeeld verwijdering van metalen in de galvano bedragen deze kosten f 100 - f 400/kg metalen [35].
Doordat de metaalgehalten in wegwater van DAB veel hoger liggen en het verwijderingsrendement hoger is dan bij behandeling van ZOAB-wegwater zijn de exploitatiekosten per verwijderde kg metalen bij toepassing van bezinking lager (f 5800/kg metalen).

De kosten voor behandeling van wegwater van ZOAB kunnen ook worden uitgedrukt in kostprijs per m3 behandeld afvalwater. Deze kosten zijn dan vergelijkbaar met die worden gemaakt voor de zuivering van communaal afvalwater (f 1,--/m^3).

In figuur 12 is het effect van de keuze van het type wegdek en de behandeling door middel van bezinking uitgewerkt.

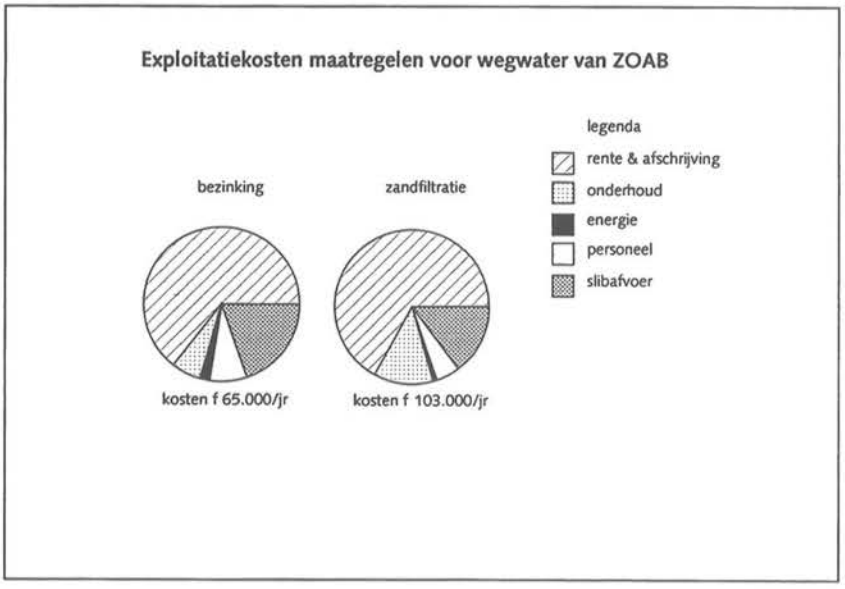
Figuur 12
Effect van maatregelen op de jaarlijkse belasting.



Duidelijk komt hier naar voren dat de bijdrage door de achtergronddepositie veel groter is dan de belasting door verwaaiing en run off vanaf de weg. Ten aanzien van de belasting van de weg wordt de grootste verbetering gerealiseerd door het gebruik van ZOAB in plaats van DAB. Het aandeel verwaaiing valt weg en ook de emissie ten gevolge van run off neemt af. De vermindering van de emissies door toepassing van bezinking is met name in geval van ZOAB uiterst beperkt. De vraag kan daarom worden gesteld of het wel zinvol is om over te gaan tot rioleren van wegen met een ZOAB-wegdek.

In figuur 13 is de verdeling van de exploitatiekosten uitgewerkt voor ZOAB.

Figuur 13
Verdeling exploitatiekosten bij 95% behandeling case situatie (excl. rioleringskosten).



Het aandeel van rente & afschrijving blijkt het grootst te zijn. Het investeringsdeel (rente & afschrijving) zal meestal in de kosten worden meegenomen voor de wegaanleg c.q. de reconstructie van een weg. Voor het overige deel (onderhoud, personeel e.d.) is extra ruimte in de beheersbudgetten nodig bij het zuiveren van wegwater.

Indien er wordt gekozen voor nabehandeling resteert de keuze van of bezinking of zandfiltratie bij wegwater afkomstig van ZOAB. Beide technieken hebben een beperkt zuiveringsrendement. De combinatie van beiden lijkt op basis van de onderzoeksresultaten in dit rapport bij wegwater van ZOAB niet veel extra voordelen te bieden.
Voor het aanpakken van calamiteiten (bijvoorbeeld het omvallen en leeglopen van een tankauto) heeft een bezinkbak de voorkeur. Daarmee kan in principe met behulp van bijvoorbeeld een skimmer de opdrijvende verontreiniging uit een bezinkbak worden verwijderd.

6.2 Lozing (behandelde) wegwater van wegen

Voor de lozing van het behandelde water in beschermde gebieden zijn drie mogelijkheden te onderscheiden:

- infiltratie in de bodem binnen- of buiten het bodembeschermingsgebied;
- aansluiten op rioolwaterzuiveringsinrichting (RWZI);
- lozen op oppervlaktewater.

Infiltratie in de bodem binnen of buiten het gebied zal slechts mogelijk zijn met toestemming van de provincie. Aandachtspunt daarbij is of infiltratie van een dergelijke afvalwaterstroom het grondwater in sterk negatieve zin zal benvloeden.
De tweede mogelijkheid is minder aantrekkelijk. Het wegwater bevat dermate weinig oxideerbare organische stof en nutriënten (zie tabel 10) dat verdere behandeling in een RWZI om deze reden niet zinvol is. Het aansluiten van wegwater heeft ook een aanmerkelijke verhoging van de hydraulische belasting tot gevolg. Dit kan zelfs de werking van de RWZI in negatieve zin beïnvloeden.

Voor het lozen van behandeld wegwater van ZOAB op oppervlaktewater is het zinvol om de gehalten na zuivering te vergelijken met de gemiddelde gehalten in oppervlaktewater, en de streef- en grenswaarden.

Tabel 20
Gehalten behandeld wegwater regionaal oppervlaktewater.

stof	behandeld wegwater µg/l		oppervlaktewater gehalte µg/l[a]	normen voor oppervlaktewater	
	DAB	ZOAB		grenwaarde µg/l	streefwaarde µg/l
zink	158-230	49-52	30	30	9
lood	15-26	4	4	25	4
koper	37-62	34-41	5	3	3

[a] gemiddeld gehalte in regionaal oppervlaktewater (1992) [2]

Uit deze vergelijking blijkt dat in het behandelde wegwater van DAB en ZOAB de gehalten van zink en koper boven de grenswaarde voor oppervlaktewater uitkomen. Het gehalte aan lood overschrijdt in het geval van DAB de streefwaarde en komt bij ZOAB-wegwater overeen met de streefwaarde.

In vergelijking met de gemiddelde gehalten in regionaal oppervlaktewater liggen de gehalten in behandeld wegwater voor zink en koper op een hoger niveau. Met verdunningseffecten bij lozing van ingezameld wegwater is bij deze vergelijking echter nog geen rekening gehouden. Voorts moet bij lozing op oppervlaktewater nog rekening worden gehouden met extra kosten in verband met de aanleg van een effluentleiding naar het ontvangend oppervlaktewater.

Effecten van gebruik van strooizout

Naast lozingen van microverontreinigingen zijn er door het gebruik van strooizout in de winter ook emissies van chloride. Per strooibeurt wordt bij DAB 7 gram strooizout gebruikt per vierkante meter wegdek, hetgeen overeenkomt met 3.4 g. chloride. In geval van ZOAB dient er twee keer achtereen gestrooid te worden (totaal 14 g strooizout per vierkante meter wegdek; ofwel 6.9 g. chloride) [36]. In het smeltwater en tijdens regenbuien na afloop van een vorstperiode zullen zeer hoge gehalten chloride in het afstromende wegwater kunnen voorkomen. Tijdens metingen aan een ZOAB-weg in Duitsland zijn in de winter gehalten geconstateerd van 4 g/l chloride [26]. Bij gerioleerde snelwegen betekent dit dat er in winterse perioden sprake zal kunnen zijn van vrij geconcentreerde pieklozingen van chloride op oppervlaktewater. Bij buien van voldoende tijdsduur en intensiteit zal het chloridegehalte echter weer snel afnemen. Hoge chloridegehalten kunnen effecten hebben op organismen in het oppervlaktewater (daphnia's, muggelarven). Bij de lage temperaturen in de winter zal het aantal organismen dat in het water voorkomt echter vrij beperkt zijn. Indien riolering ontbreekt zal het chloride via de bodem langzaam richting het oppervlaktewater percoleren. De pieklozing zal daardoor zeer sterk worden afgevlakt. Wel zal een deel van het chloride tot een belasting van het (diepere) grondwater kunnen leiden.

Een duidelijke aanbeveling welke combinatie van zuiveringstechnische voorzieningen nu in de praktijk het meest aantrekkelijk is, is moeilijk te geven. In samenspraak tussen de wegbeheerder, provincie en waterkwaliteitsbeheerder zal de besluitvorming omtrent de te kiezen technieken moeten plaatsvinden. De onderzoeksresultaten geven daarbij echter wel de nodige ondersteuning.

6.3 Alternatieve zuiveringtechnische voorzieningen

Uit paragraaf 6.1 en 6.2 blijkt dat de gehalten van koper en zink in gezuiverd wegwater van ZOAB nog verhoogd zijn ten opzichte van de gehalten in grondwater en oppervlaktewater. In het behandelde wegwater zijn de metalen grotendeels in opgeloste vorm aanwezig. Indien opgeloste metalen verwijderd moeten worden zullen andere fysisch chemische methoden nodig zijn, zoals bijvoorbeeld ionenwisseling en membraanfiltratie. Dergelijke systemen vereisen echter toezicht, zijn zeer kostbaar en moeilijk inpasbaar langs wegen. Voorts moet rekening worden gehouden met storingen door het gebruik van strooizout in de winter.

Een alternatief voor complexe zuiveringsystemen zal nazuivering in een rietveld (helofytenfilter) kunnen zijn. Uit enkele onderzoeken is gebleken dat planten in een rietveld in staat zijn in enige mate opgeloste metalen te kunnen vastleggen (vooral in het wortelsysteem en stengels) [33, 37]. Nader (literatuur)onderzoek is hier echter noodzakelijk. Aandacht daarbij is nodig voor het rendement van metaalverwijdering bij een rietveld, inpasbaarheid in het landschap, effecten van strooizout etcetera.

7 Conclusies en aanbevelingen

Wegwater van een snelweg met een DAB-verharding en van een snelweg met een ZOAB-verharding is in een meetgoot opgevangen. Het betrof hier 'standaard' vlakke vierstrookssnelwegen met een vangrails in de middenberm. Naast meting van de gehalten van een aantal verontreinigingen zijn op laboratoriumschaal de behandelingsmogelijkheden van wegwater door middel van bezinking of zandfiltratie onderzocht.

Uit dit onderzoek kunnen de volgende onderzoekstechnische conclusies worden getrokken:

1 De gehalten van zware metalen en PAK bleken in het wegwater van ZOAB in veel lagere gehalten aanwezig dan in het wegwater van DAB. Dit is in lijn met eerdere bevindingen van Rijkswaterstaat/DWW. In aanvulling op het eerdere onderzoek van DWW is ook het zwevend stof- en olie-gehalte, en de vervuilingswaarde (CZV, BZV en N-Kj) bepaald. De gemeten waarden lagen bij het wegwater van ZOAB ook voor deze parameters op een veel lager niveau.

2 In wegwater van zowel ZOAB als DAB komen de metalen koper, lood en zink in de hoogste gehalten voor. Bij wegwater van ZOAB zijn deze metalen voor een groter deel in de opgeloste vorm aanwezig dan bij wegwater van DAB. De pH lag daarbij voor beide soorten wegwater op ca. 7.

3 De oorzaak van het verschil in verontreiniging tussen wegwater van DAB- en ZOAB is waarschijnlijk gelegen in het 'filtereffect' van een ZOAB-wegdek. Dit wordt bevestigd door het zwevend stof gehalte, dat voor wegwater van ZOAB ongeveer een factor 10 lager ligt dan bij DAB. Een groot deel van de zwevend stof hoopt zich op in de poriën van het ZOAB, dat daarom periodiek moet worden gereinigd (vooral de onbereden stukken).

4 De hoeveelheid neerslag die tot afstroming komt bij een ZOAB-wegdek (5-56%) is aanzienlijk lager dan bij een DAB-wegdek (75%). Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt doordat het water in het ZOAB-wegdek zakt en voor een groter deel verdampt.

5 In onderstaande tabel zijn de resultaten van het laboratoriumonderzoek met betrekking tot de effectiviteit van bezinking en filtratie samengevat. Uit deze tabel kan worden geconcludeerd dat bezinking en zandfiltratie bij wegwater van DAB efficiëntere zuiveringstechnieken zijn dan bij wegwater van ZOAB. Dit hangt samen met het hogere zwevend stof gehalte in DAB-water en het grotere deel van de metalen dat gebonden is aan het zwevend stof.

Tabel 21
Gehalten in ruw wegwater en rendement van bezinking en zandfiltratie[a],[b].

verharding	Cu:			Pb:			Zn:			zwev. stof:		
		rendement (%)			rendement (%)			rendement (%)			rendement (%)	
	run off (µg/l)	bezin-king	filtra-tie	run off (µg/l)	bezin-king	filtra-tie	run off (µg/l)	bezin-king	filtra-tie	run off (mg/l)	bezin-king	filtra-tie
DAB A7	91-163	50	70	51-106	70	83	225-493	42	60	153-354	85	?
ZOAB A9	14-107	20	32	2-22	58	51	18-133	18	14	2-70	40-80	?

[a] oppervlaktebelasting bezinking 0.5 m/hr
[b] - bij filtratie met zandfilter uitgaande van verwijdering deeltjes >20 µm;
- bij wegwater van DAB dient om technische redenen zandfiltratie te worden voorafgegaan door bezinking

6 Het verwijderingsrendement van PAK en olie door bezinking of zandfiltratie kon om onderzoekstechnische redenen niet worden bepaald. Omdat PAK voorkomt in gebonden vorm aan deeltjes zal deze stofgroep bij bezinking en zandfiltratie naar verwachting eveneens met een hoog rendement worden verwijderd.
Het oliegehalte bedraagt in wegwater van snelwegen met DAB ongeveer 3-8 mg/l. en voor ZOAB-wegwater <0.1 - 0.2 mg/l. Dergelijke gehalten zijn met gangbare technieken als olieafscheiders moeilijk verder te behandelen.

7 De CZV- en BZV-waarde en het stikstofgehalte van afstromend wegwater van snelwegen liggen op een laag niveau. Om deze reden is aansluiting op een communale zuiveringsinrichting (RWZI) niet zinvol. Door een forse verhoging van de hydraulische belasting bij aansluiting op RWZI's zal een negatief effect op de werking van deze installaties niet uitgesloten moeten worden geacht.

De resultaten van het onderzoek zijn gebruikt om onder meer de kosten verbonden aan behandeling van wegwater vast te stellen. De onderstaande conclusies hebben betrekking op een situatie in een voorbeeldgrondwaterbeschermingsgebied in de omgeving van Hilversum (A1; traject van 5 km van een vierstrookssnelweg). Als kanttekening moet worden gesteld dat bepaalde aannamen in de berekeningen sterk doorwerken: 100% afstroming van regenwater van het wegdek, 95% van dit water wordt behandeld, geen first flush effecten etcetera. Het effect van deze aannamen is dat de voorzieningen voor behandeling overgedimensioneerd zijn (worst case situatie).

8 Door overschakeling van DAB naar ZOAB neemt de totale jaarlijkse vracht door afstromend wegwater van de drie meest relevante zware metalen koper, lood en zink met het afstromend wegwater af met een factor 5. Voorts valt bij ZOAB de belasting van de bermen door verwaaiing van verontreinigingen grotendeels weg. Deze emissiereducties gaan gepaard met een beperkte stijging van de kosten voor de wegaanleg.

9 In gezuiverd water (bezinking en zandfiltratie) van een wegdek met DAB liggen de gehalten voor lood en zink op een hoger niveau dan in onbehandeld wegwater van een ZOAB-wegdek. Voor koper ligt in die situatie het gehalte op een vergelijkbaar niveau.

10 In het voorbeeld-bodembeschermingsgebied is de vracht van metalen door afstromend wegwater van een wegdek met een ZOAB-verharding beperkt in vergelijking tot de bijdrage via neerslag (3% voor koper, zink en lood samen). Dit geeft nog eens aan dat op nationaal niveau aandacht vereist is om de luchtemissies van dergelijke stoffen terug te dringen.

11 De investeringskosten voor het aanleggen van riolering bedraagt voor dit traject circa tweeëneenhalf miljoen gulden. Voor het behandelen van wegwater van ZOAB door bezinking of zandfiltratie komt daar nog ongeveer 0.5 miljoen gulden bij. In de totale investeringskosten voor dit traject bedraagt het aandeel van rioleren en behandeling van het wegwater ongeveer 5%. Kosten voor verdere afvoer van het effluent uit de zuiveringsvoorziening zijn hierin niet verdisconteerd.

Door zuivering van het afstromend wegwater van ZOAB neemt de gezamenlijke vracht van koper, lood en zink slechts in beperkte mate af (ca. 20%). De kosten voor behandeling van dit water zijn zeer hoog. Toegerekend naar verwijderde zware metalen bedragen deze enkele tienduizenden guldens per kilogram.
Op de totale belasting van het bodembeschermingsgebied met deze drie metalen zal behandeling van ZOAB-wegwater slechts leiden tot een marginale verbetering (<1%).
Omdat de metaalgehalten in wegwater van DAB veel hoger liggen en het verwijderingsrendement bij bezinking hoger is dan bij ZOAB-wegwater liggen de kosten per kg verwijderde metalen bij wegwater van DAB lager (f 5800,-/kg metalen). Ook in geval van DAB liggen de behandelingskosten echter nog steeds op een hoog niveau.

12 De gehalten van koper en zink in wegwater van een ZOAB-weg zijn ook na zuivering door bezinking of zandfiltratie nog enigszins hoger dan de gemiddelde gehalten in regionaal oppervlaktewater.

13 Na gladheidbestrijding in de winter zullen hoge chloridegehalten in het wegwater kunnen voorkomen. Bij metingen in het buitenland zijn bij een ZOAB-wegdek gehalten van 4 gram chloride/l water geconstateerd. Bij dergelijke chloridelozingen zijn negatieve effecten op de organismen in klein ontvangend oppervlaktewater niet geheel uit te sluiten. Indien riolering afwezig is zal het chloride via de bodem vertraagd richting grondwater en oppervlaktewater percoleren. Daardoor treden er minder hoge pieklozingen op.

Aanbevelingen

Tijdens dit onderzoek is een groot aantal onderwerpen naar voren gekomen welke nader kunnen worden bekeken. Enkele belangrijke aanbevelingen worden kort genoemd.

1 De zuiveringstechnische resultaten van dit onderzoek zijn gebaseerd op laboratoriumexperimenten. Indien voorzieningen voor behandeling van bijvoorbeeld ZOAB-wegwater worden gebouwd kan daarna worden onderzocht of de hier vastgestelde rendementen voor bezinking en voor zandfiltratie in de praktijk kunnen worden bevestigd.

2 Het onderzoek van het RIZA is uitgevoerd met wegwater van wegen die niet direct werden belast door corrosie van bijvoorbeeld verzinkte geleiderails. Uit onderzoek van een Zuiveringschap bleek dat in weg-

water van ZOAB alleen voor zink hogere gehalten voorkwamen dan op de RIZA-lokatie met ZOAB .Waarschijnlijk is corrosie van verzinkte vangrails die op het wegdek zelf staat de oorzaak van de hogere zink-gehalten . Dit geeft aan dat bij beoordeling en aanpak van lozing-situaties altijd zorgvuldig moet worden gekeken naar de lokale situatie (maatwerk!).

3 Uit dit onderzoek is gebleken dat de gehalten van verontreinigingen in wegwater duidelijk verhoogd zijn ten opzichte van regenwater (vooral bij DAB). Verontreinigd wegwater komt niet alleen vrij bij autosnel-wegen, maar eveneens bij provinciale wegen die voorzien zijn van een DAB-verharding. Bij de verdere beleidsdiscussie rond verontreinigd wegwater is aandacht voor provinciale wegen daarom eveneens belangrijk.

4 Gehalten van sommige metalen in behandeld wegwater liggen nog boven de gemiddelde gehalten in regionaal oppervlaktewater. Het strekt tot aanbeveling om door middel van een literatuurstudie na te gaan of door combinatie van bijvoorbeeld bezinking en nazuivering in een rietveld (helofytenfilter) een verdere verbetering kan worden gerealiseerd.

5 Tijdens wegaanleg wordt veel aandacht besteed aan het type wegdek, riolering en het al dan niet toepassen van aanvullende zuivering. Het rendement van de onderzochte zuiveringstechnische technieken blijkt vooral bij ZOAB-wegwater beperkt te zijn en gaat gepaard met hoge kosten.
Het is daarom belangrijk dat initiatieven worden genomen om te komen tot aanpak bij de bron (corrosie vangrails, emissies door slijtage van banden en remmen e.d.).

8 Referenties

1 Rijkswaterstaat/RIZA, Watersysteemverkenningen, Vele kleintjes..., RIZA-notanr. 94.034, Lelystad, april 1994.

2 Rijkswaterstaat/RIZA, Berbee R.P.M., Leemans N., Notitie 'Problematiek run off van wegen' ten behoeve van de interne Rijkswaterstaatwerkgroep FWVO, Lelystad, 7 februari 1994.

3 Rijkswaterstaat Dienst Weg en Waterbouwkunde, Meting van massastromen van zware metalen en PAK door natte en droge verwaaiing van een snelweg, lokatie Velzen, Keuken M.P. e.a., rapportnr. MI-OW-89-66, september 1989.

4 Rijkswaterstaat Dienst Weg en Waterbouwkunde, Wyers G.P. e.a., Meting van massastromen van zware metalen door run-off, natte en droge verwaaïng van een snelweg naar de berm, rapportnr. MI-OW-91-45, juni 1991.

5 Rijkswaterstaat Dienst Weg en Waterbouwkunde, Meting massastromen van zware metalen van de weg naar de directe omgeving (III), lokatie Krabbendijke, Wyers G.P. e.a., rapport nr. W-DWW-92-712, september 1992.

6 Rijkswaterstaat Dienst Weg en Waterbouwkunde, Meting massastromen van polycyclische aromatische koolwaterstoffen naar de directe omgeving van de weg (III), lokatie Krabbendijke, Wegener J.W.M. e.a., rapportnr. W-DWW-92-713, september 1992.

7 Rijkswaterstaat Dienst Weg en Waterbouwkunde, Meting van massastromen van zware metalen van de weg naar de directe omgeving (IV), lokatie Nijkerk, Weyers G.P. e.a., notanr. W-DWW-93-718, juli 1993.

8 Rijkswaterstaat Dienst Weg en Waterbouwkunde, Meting van massastromen van PAK van de weg naar de directe omgeving, Wegener J.W.M. e.a., lokatie Nijkerk, rapportnr., W-DWW-93-717, juli 1993.

9 Rijkswaterstaat Dienst Weg en Waterbouwkunde, Meting van massastromen van zware metalen van de weg naar de directe omgeving (V), lokatie Spaarnwoude, Weyers G.P. e.a., notanr. W-DWW-94-721, juli 1994.

10 Rijkswaterstaat Dienst Weg en Waterbouwkunde, Meting van massastromen van PAK van de weg naar de directe omgeving, Wegener J.W.M. e.a., lokatie Spaarnwoude, rapportnr., W-DWW-94-722, juli 1994.

11 KNMI/RIVM, Chemische samenstelling van de neerslag over Nederland, Jaarrapport 1987, rapportnr. KNMI 156-10, RIVM 228703005, de Bilt 1988.

12 KNMI/RIVM, Landelijk Meetnet Regenwatersamenstelling, Meetresultaten 1988, rapportnr. KNMI 156-11, RIVM 228703012, de Bilt 1990.

13 Rijkswaterstaat RIZA, MT/TNO, Verzendbrief bij rapport Atmosferische depositie van organische microverontreinigingen op binnenlands oppervlaktewater in Nederland, rapportnr. R89/484.

14 TAUW, onderzoek in opdracht van RIZA, Onderzoek naar de verontreiniging van hemelwater op bedrijfsterreinen.

15 RIVM, Luchtkwaliteit Jaaroverzicht 1990, rapportnr. 222101015, augustus 1991.

16 RIVM, Milieudiagnose 1991 II Luchtkwaliteit, rapportnr. 222101022, december 1992.

17 RIVM, Milieurapportage 1993 III, Jaaroverzicht luchtkwaliteit 1992, rapportnr. 722101006, januari 1994.

18 RIVM, Luchtkwaliteit, Jaaroverzicht 1993, rapportnr. 722101014, december 1994.

19 Nederlands Normalisatie Instituut, NEN 5753, bepaling lutumgehalte en korrelgrootte van grondmonsters met behulp van zeef en pipet.

20 CRC, Handbook of Chemistry and Physics, 73rd edition (1992-1993).

21 Zuiveringschap Amstel- en Gooiland, Wever M.H.J., Massastromen microverontreinigingen via run off van een rijksweg, mei 1995.

22 Zuiveringschap Amstel- en Gooiland, Wever M.H.J., Massastromen microverontreinigingen via run off van een rijksweg-deel II, juli 1995.

23 Zuiveringschap Amstel- en Gooiland, Wever M.H.J., Waterbodemkwaliteit bij lozingspunten van run off, juli 1995.

24 Science of the total Environment, The U.S. Federal Highway Administration's receiving water impact methodology, Strecker E.W., Driscoll E.D., Shelley D.R., Gaboury D.R., Sartor J.D., 93, Elsevier 1990, pag.489-499.

25 Ranchet J. e.a., Bulletin de liaison des Laboratoires des Ponts et Chausses, p. 67, 188, (1993).

26 Science of the total Environment, Stotz. G., Krauth K., The pollution of pervious pavements of an experimental highway section: first results, 1146/147, Elsevier 1994, pag. 465-470.

27 Symposiumbundel, Fifth International Symposium, Highway and Urban Pollution, Copenhagen, May 1995; bijdrage James W., Porous Conrete vs Asphalt Pavement: Pollutant and Thermal Enrichment of Runoff; Stotz G., Water pollution caused by highway surface run-off from noise reducing pavements.

28 Centraal Bureau van de Statistiek, Milieustatistieken, Waterkwaliteitsbeheer, deel B Zuivering van afvalwater-1993, Voorburg 1995.

29 Informatie hr. P. Baars/RIZA over gehalten van metalen in effluenten van een aantal RWZI's in Amsterdam en in Beverwijk.

30 Behandeling van run off water van snelwegen, Milieutechnologisch Instituut MTI in opdracht van Rijkswaterstaat/RIZA, december 1995.

31 Informatie met betrekking tot de A1 van Rijkswaterstaat Directie Noord Holland, Flapper P., Schelling J., juli 1995.

32 TAUW Civiel en Bouw in opdracht van Rijkswaterstaat/Directie Noord Holland, Run off voorziening A1, , februari 1994.

33 Ellis J.B., Revitt D.M., Drainage from Roads: Control and treatment off Highway run off, Middlesex Polytechnic, Report NRA 43804/MID.012, september 1991.

34 RIVM, Landelijk meetnet grondwaterkwaliteit, analyse resultaten bemonstering 1992, rapportnr. 714810009.

35 Informatie L. Teurlinckx/RIZA over kosten van behandeling van metalen in de galvanische industrie.

36 v.d. Zaan, H., Rijkswaterstaat/Dienst Weg en Waterbouw, telefonische informatie, december 1995.

37 Martin, H. Effectiveness of an Urban Runoff Detention Pond-Wedlands System, Journal of Evironmental Engineering, 114, 810-827.

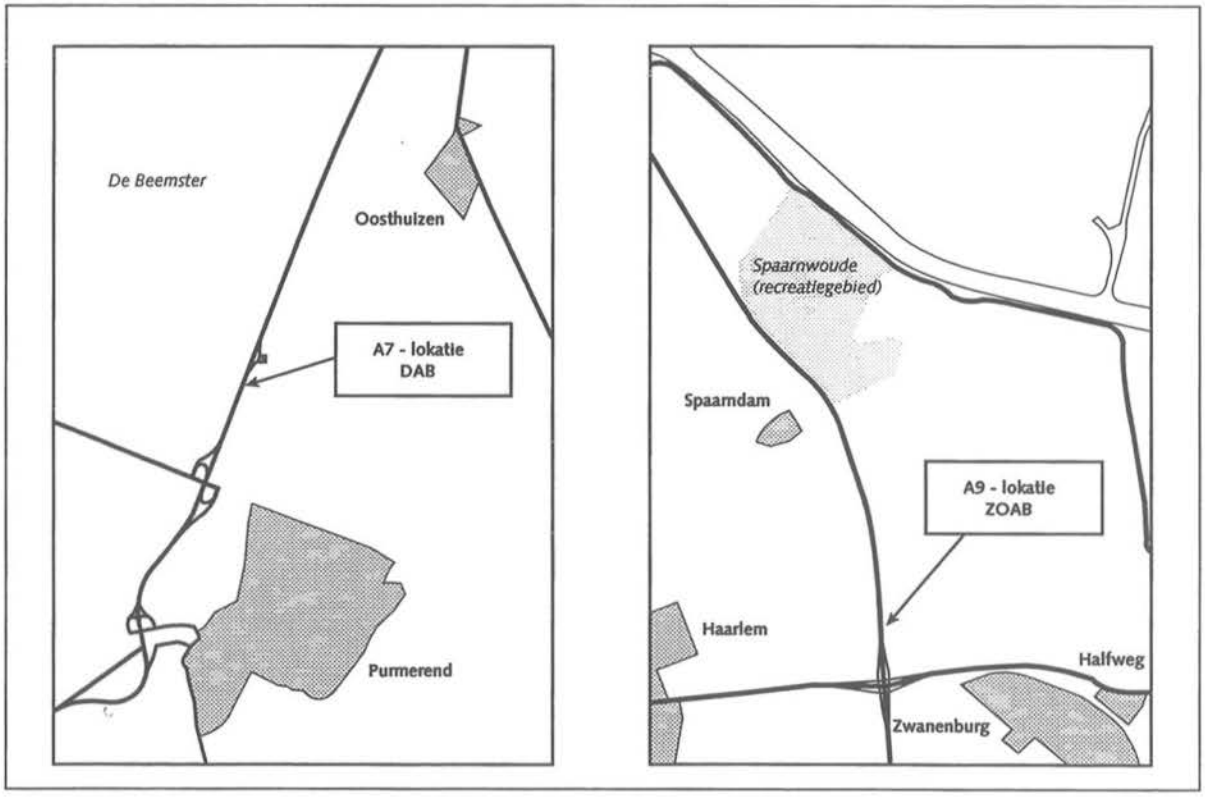
Bijlagen

Bijlage 1 Bemonsteringsvoorzieningen

De bemonsteringslokatie aan de snelweg met DAB was gelegen aan de oostzijde van de snelweg A-7 iets ten noorden van Purmerend (km-paal 20.7). De bemonsteringsvoorziening is aangelegd door Energie Centrum Petten. Voor de bemonstering van een wegdek voorzien van ZOAB is een opvangvoorziening gebruikt die tijdens eerder onderzoek van Rijkswaterstaat/Dienst Weg en Waterbouw is gebruikt [9, 10]. Deze lokatie is aan de oostzijde van de A9 gelegen ter hoogte van Spaarnwoude (km-paal 44.9). Deze voorziening is indertijd eveneens door Energie Centrum Petten aangelegd.
In alle onderzoeken van Rijkswaterstaat wordt de voorkeur gegeven aan een oostligging van bemonsteringsvoorzieningen om metingen zoveel mogelijk vergelijkbaar te kunnen maken en om rekening te houden met meest voorkomende windrichting in Nederland (ZW). De preciese lokaties van de bemonsteringsvoorzieningen zijn hieronder aangegeven.

Figuur 1
Bemonsteringsvoorziening A7.

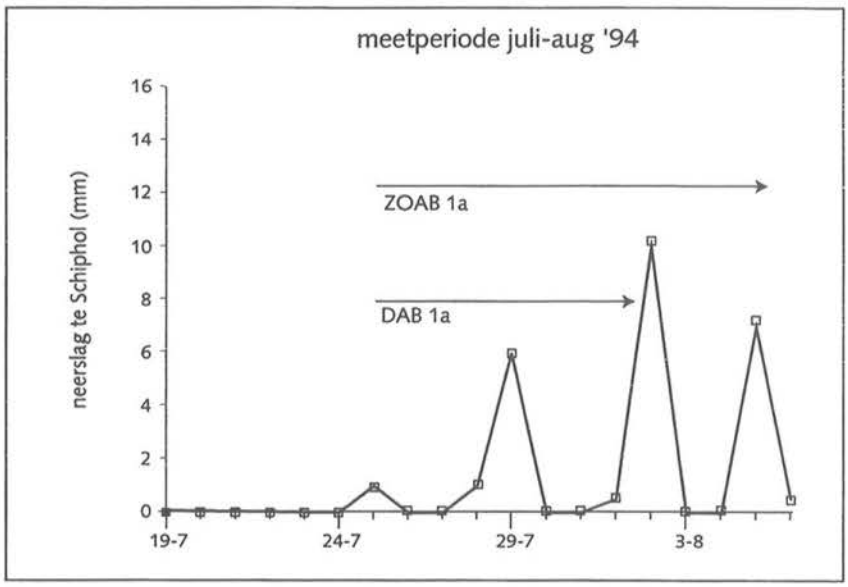
Figuur 2
Bemonsteringsvoorziening A9.



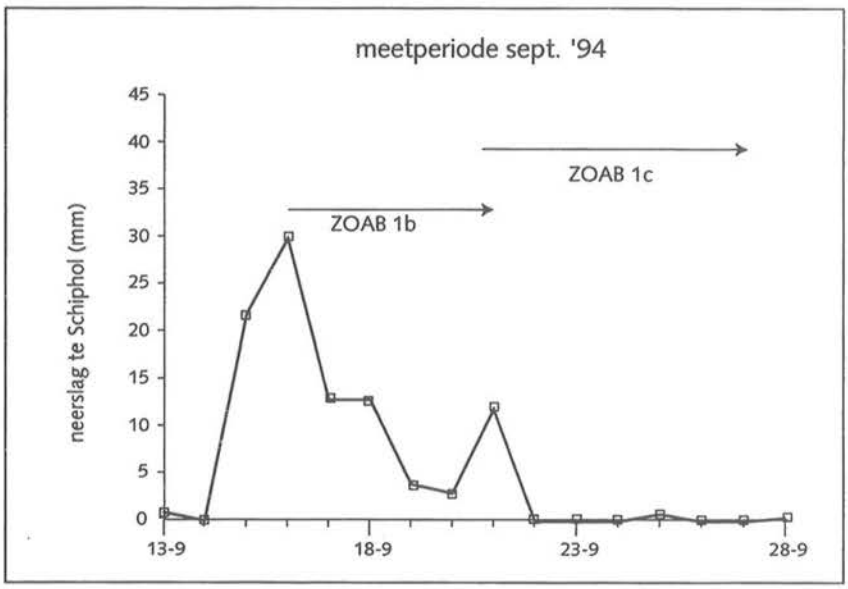
Bijlage 2 Intensiteit neerslag

In de figuren in deze bijlage is aangegeven de regenval zoals die is waargenomen op Schiphol (Teletekst pag. 705). Deze geeft een indicatie van de verdeling van de neerslag op de meetlokaties. De regenintensiteit tijdens de bemonstering vindt men terug door de intensiteit te nemen één dag na het begin van een bemonsteringsperiode tot en met één dag na de bemonstering.

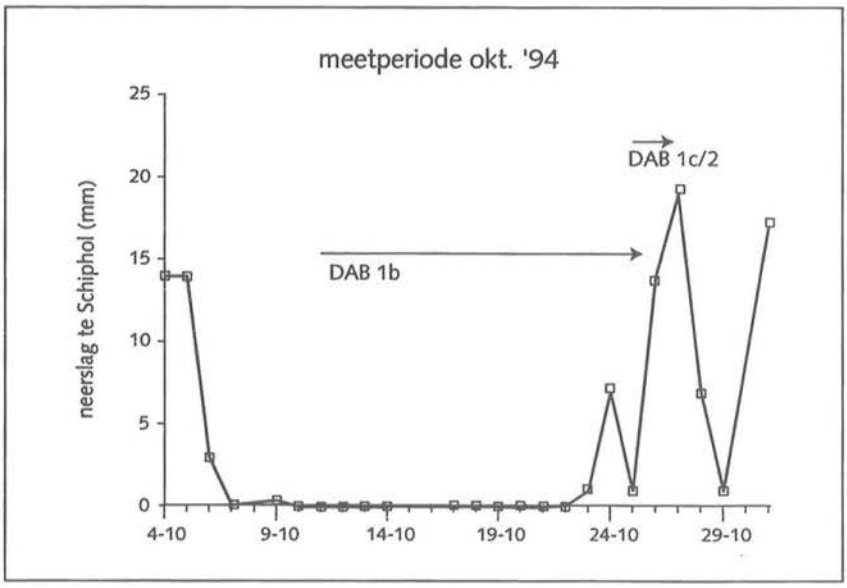
Figuur 3
Periode van bemonstering-1.



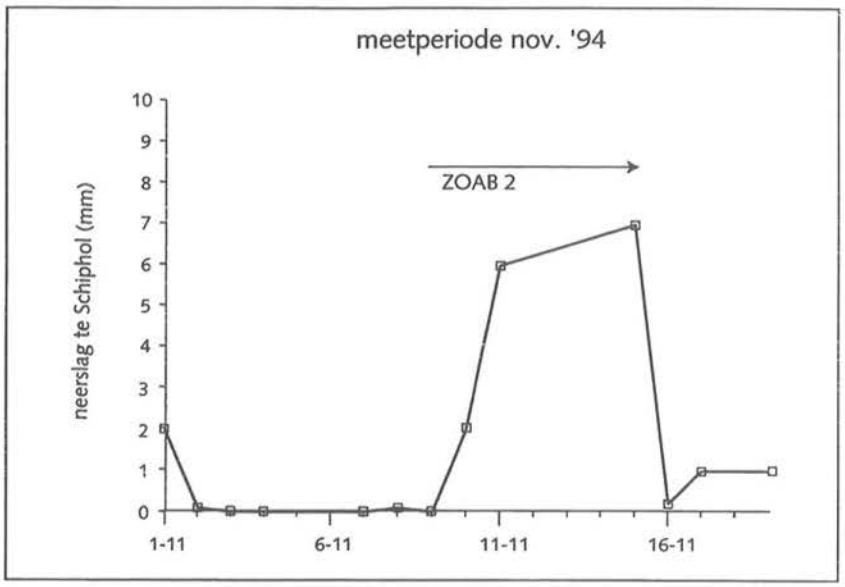
Figuur 4
Periode van bemonstering-1.



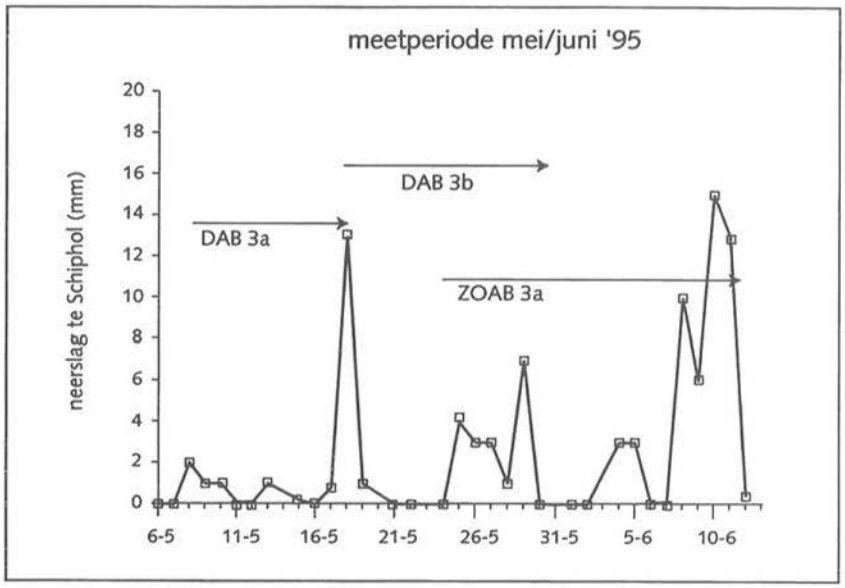
Figuur 5
Periode van bemonstering-1.



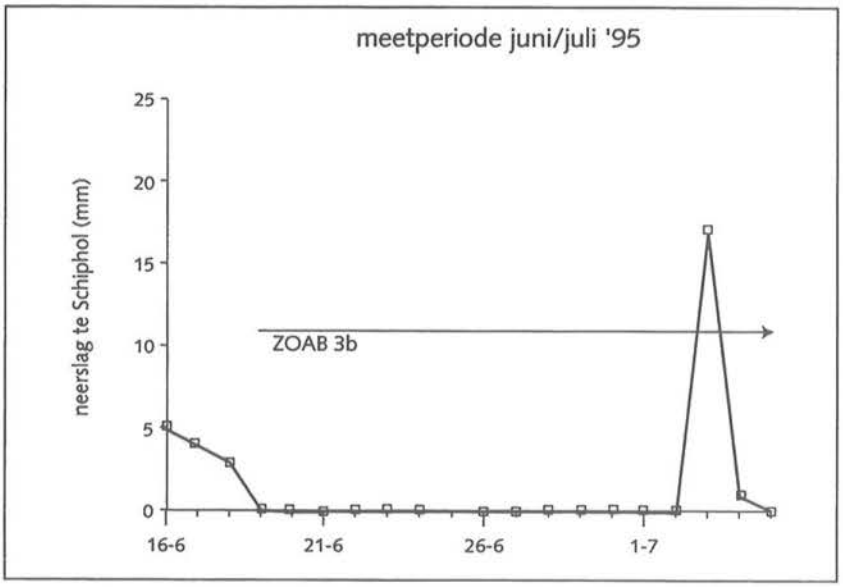
Figuur 6
Periode van bemonstering-2.



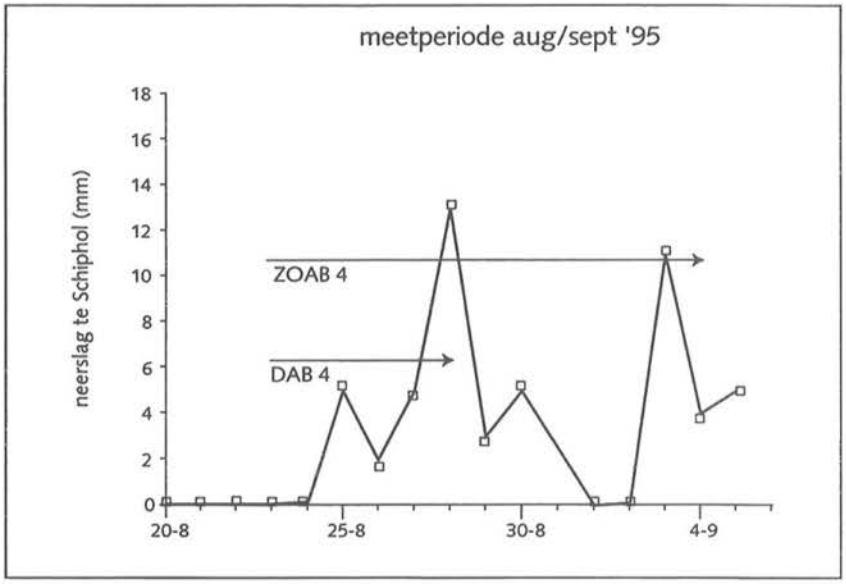
Figuur 7
Periode van bemonstering-2.



Figuur 8
Periode van bemonstering-2.



Figuur 9
Periode van bemonstering-3.



Bijlage 3 Analysegegevens weg- en regenwatermonsters

In bijlage 3.1 zijn de gegevens opgenomen van de analyses van de diverse watermonsters (voor en na filtratie). Voorts zijn de gegevens met betrekking tot de opgevangen hoeveelheden weg- en regenwater opgenomen. In bijlage 3.2 zijn de resultaten opgenomen van de analyses in de opgevangen neerslag.

Bijlage 3.1 Gehalten in wegwater en de hoeveelheden opgevangen weg- en regenwater

monstercode	DAB 1a	DAB 1b	DAB 1c/2	DAB 3a	DAB 3b	DAB 4	ZOAB 1a	ZOAB 1b	ZOAB 1c	ZOAB 2	ZOAB 3a	ZOAB 3b	ZOAB 4
Cd µg/l	0.9	0.8	0.9			0.9	0.1	0.1	0.1				0.2
Cr µg/l	26.0	4.9	3.2			11	2.2	0.4	1.1				2
Cu µg/l	162.7	90.5	112.9	120.5	140.6	129	107.1	14.3	15.9	86.7	46	33.3	53
Ni µg/l	9.7	5.0	4.4			11	5.5	1	0.9				3
Pb µg/l	106.0	50.6	79.4	93.3	97.3	86	6.1	2.5	2.2	8.7	7	22	18
Zn µg/l	452.0	330.0	224.7	466	492.8	590	133	25	18	44.5	48.8	92.9	49
zwev.stof mg/l	281.0	153.0	354	194	177	181	17	2	6		21	70	53
NOx-N mg/l		0.9	0.5				1.1	1.8					
N-Kj mg/l		3.1	1.9			6.5	0.3	0.5					4
Chloride mg/l		<1	<1				<1	<1					
CZV mg/l		149.0	143			200	16	18					89
BZV mg/l		6.0	6			8.2	1	1					2
olie mg/l	8.1	3.1	4.4			2.7	<0.1	<0.1	0.1			0.2	0.8
arom. index	0.0	<0.01	<0.01				<0.01	<0.01	<0.01				
PAK Borneff µg/l		2.8	3.2					<0.1	<0.1				
PAK VROM µg/l		3.7	4.3					<0.2	0.2				
PAK EPA µg/l		5.2	5.8					<0.3	<0.3				
pH		7.2	7.5	6.9		7.7			7.5		7	6.9	7.5
run off kg	300.0	127.0	270	260	290	210	26	115	54		70	140	22
regenmeter kg	1.7	0.4	0.8	1.1	0.9	1.3	0.8	1.1	0.4		2.7	2.2	1.7
neerslag mm	40.0	9.0	19.9	26.5	22.3	30.1	18.5	26.5	8.4		63.8	53	41.4
% run off	>72%	123.4	119.2	86.1	114.2	61.2	12.3	38.1	56.2		9.6	23.2	4.7

Bijlage 3.1 vervolg Metaalgehalten in wegwatermonsters na filtratie over 0.45 µm

metaal	DAB 1a n.f.	DAB 1b n.f.	DAB 1c/2 n.f.	DAB 3a n.f.	DAB 3b n.f.	DAB 4	ZOAB 1a n.f.	ZOAB 1b n.f.	ZOAB 1c n.f.	ZOAB 2 n.f.	ZOAB 3a n.f.	ZOAB 3b n.f.	ZOAB 4 n.f.
Cd µg/l	0.2	0.2	0.1			0.4			0.1				
Cr µg/l	1.7	0.8	0.5			2.2	0.9	0.6	0.6				0.4
Cu µg/l	25.8	23.9	8.9	24.7	44.1	63	93.2	12.5	14.3	55.6	24.7	20.1	42
Ni µg/l	1.9	2.5	0.8			4.5	4.8	1	0.8				2
Pb µg/l	5.2	1.1	1.7	0.1	1.9	2.7	0.7	1.3	0.1	0.4	0.1	1.4	1.3
Zn µg/l	97	81	31	133	283	280	33	17	16	36	35	30	35

Bijlage 3.2 Metaalgehalten in de regenwatermonsters

Metaal	DAB 1a regenw.	DAB 1b regenw.	DAB 1c/2 regenw.	DAB 4 regenw.	ZOAB 1a regenw.	ZOAB 1b regenw.	ZOAB 1c regenw.	ZOAB 4 regenw.
Cd µg/l	0.2	0.7	0.2	0.2	0.3	0.1	0.1	< 0.04
Cr µg/l	1.4	0.8	0.1	0.2	1.3	0.3	0.3	< 0.1
Cu µg/l	24.2	104.9	57.8	7.9	32	8.1	35	5.3
Ni µg/l	1.2	2.5	0.9	1.7	2.4	1.7	1.6	< 0.01
Pb µg/l	14.6	8.1	1.8	1.3	27.2	2.8	0.9	1.6
Zn µg/l	62	194	50	27	73	12	16	16

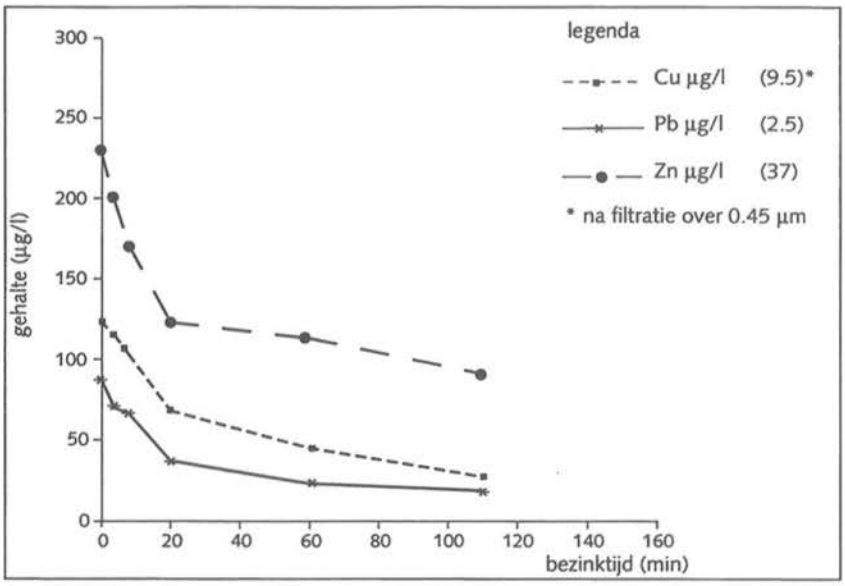
Bijlage 4 Resultaten bezinking- en filtratietesten

In deze bijlage zijn per monster de gegevens van de verschillende bezinkingsexperimenten met de pipetmethode in figuren weergegeven.

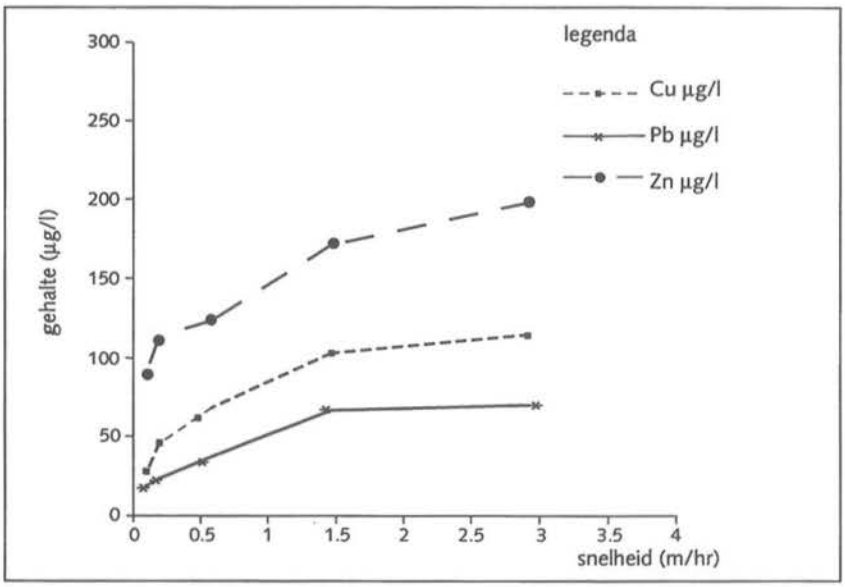
De resultaten van de bezinkingsexperimenten zijn in twee figuren afgebeeld. In de bovenste figuur is het totaal gemeten gehalte uitgezet tegen de bezinkingstijd. In de tweede figuur is het gemeten gehalte uitgezet tegen de bezinkingssnelheid. Deze snelheid is berekend door de weglengte waarover de bezinking plaatsvindt (insteek-diepte van de pipet) te delen door de bezinkingstijd. Zie hiervoor ook hoofdstuk 2.4.1 in de hoofdtekst.

De gegevens van de filtratietesten aan het betreffende monster zijn telkens onder de tweede figuur opgenomen.

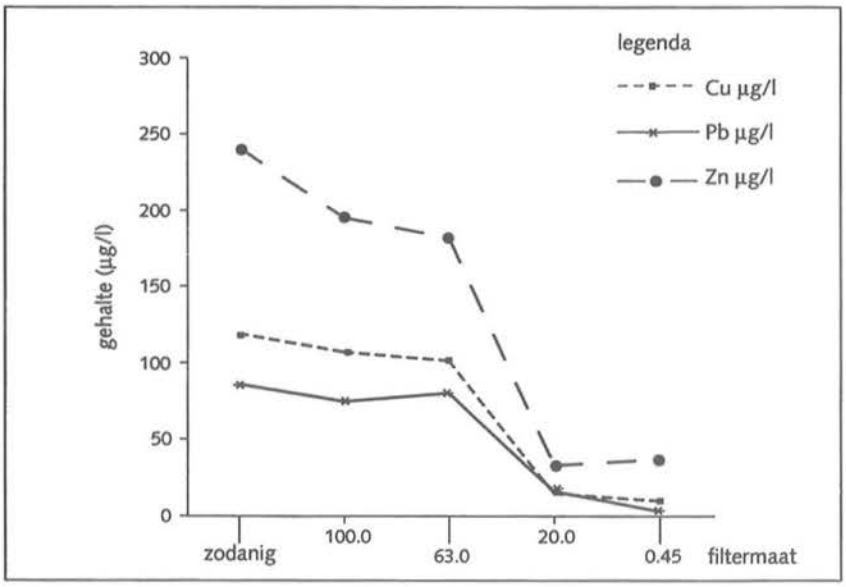
Figuur 10
Bezinking-DAB 2.



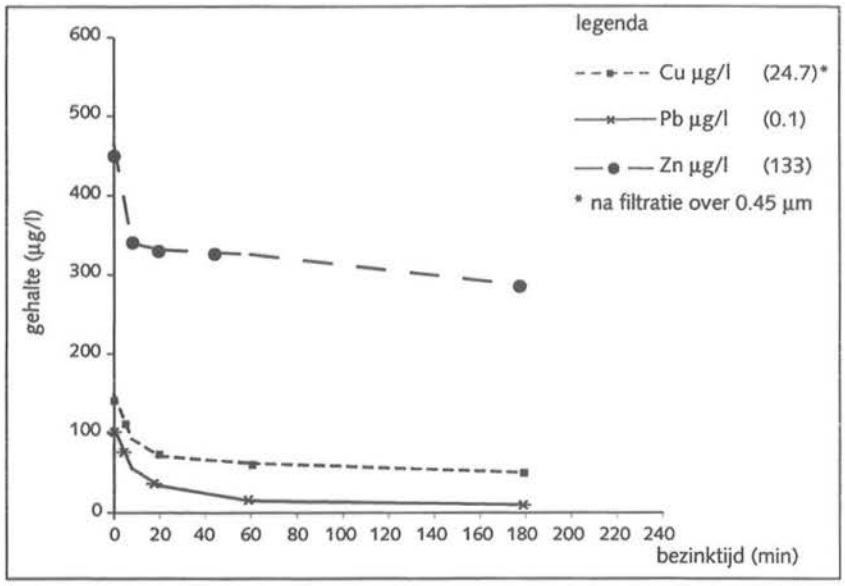
Figuur 11
Bezinksnelheid-DAB 2.



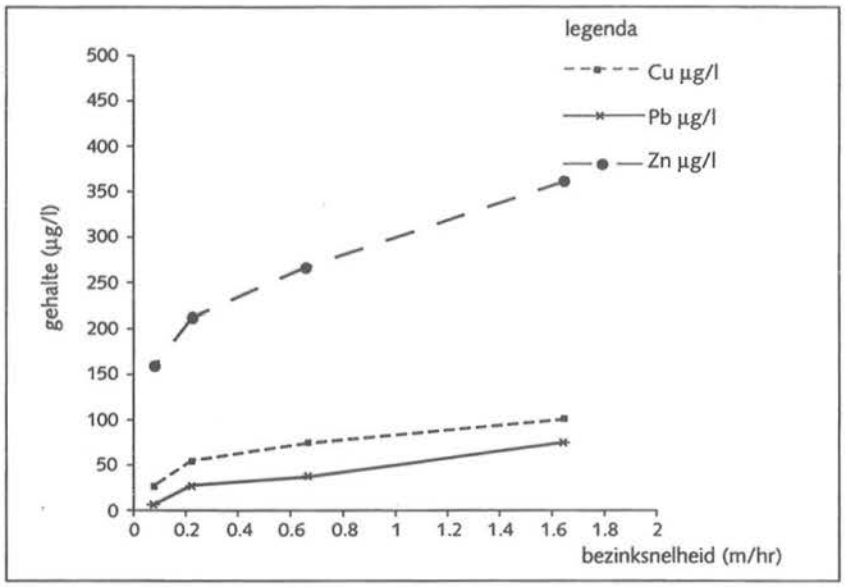
Figuur 12
Gehalte filtraat-DAB 2.



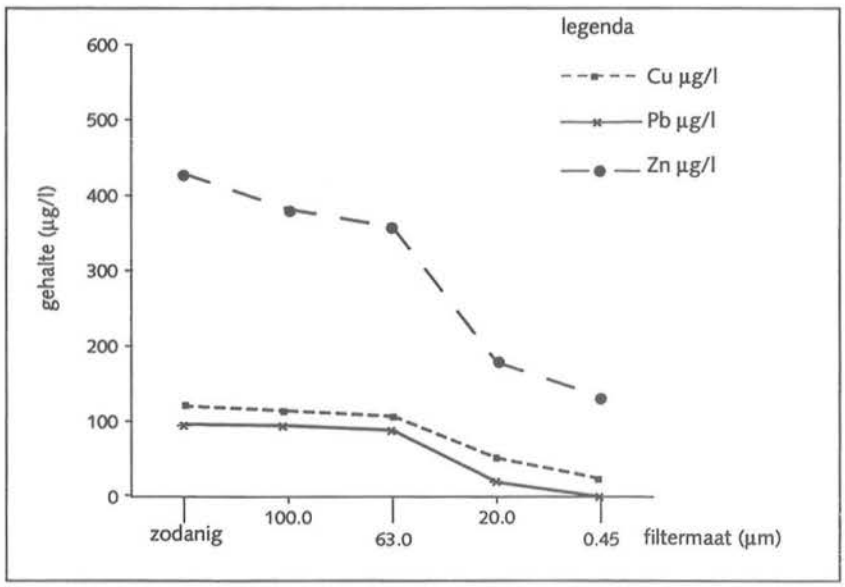
Figuur 13
Bezinking-DAB 3a.



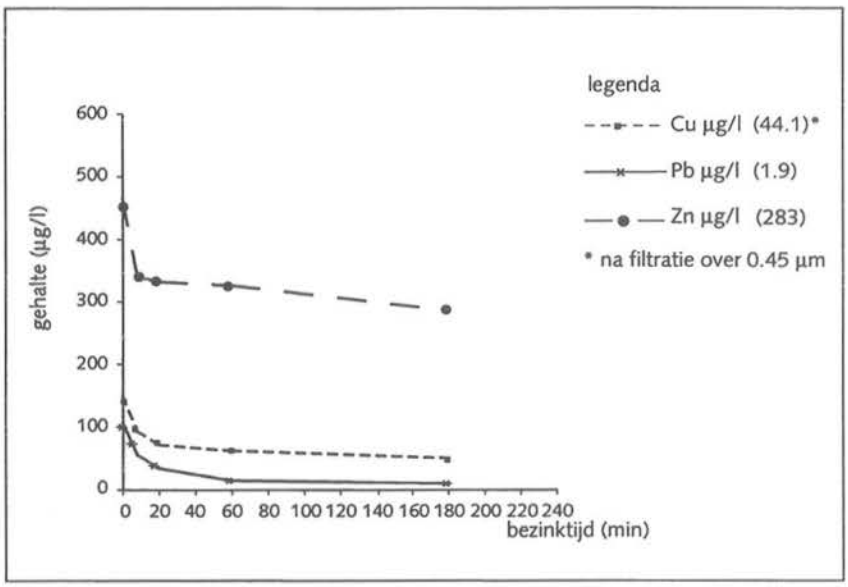
Figuur 14
Bezinksnelheid-DAB 3a.



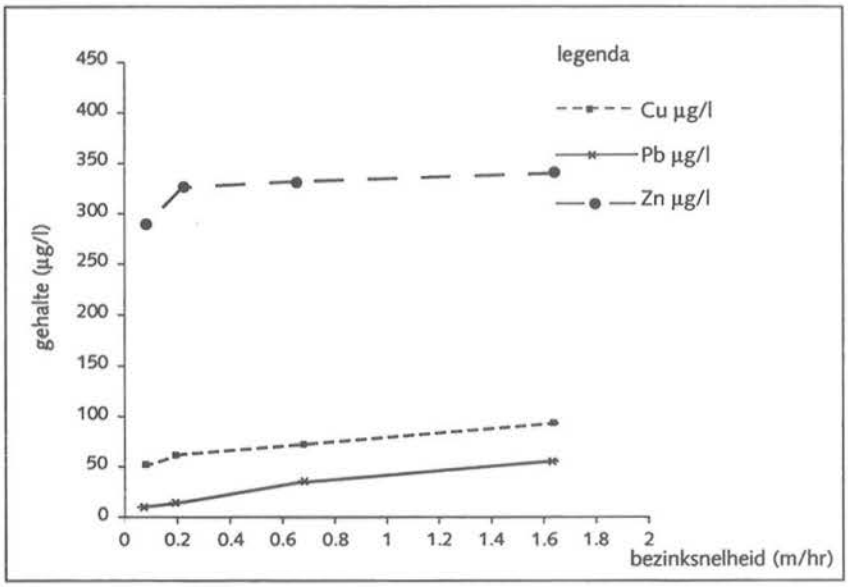
Figuur 15
Gehalten filtraat-DAB 3a.



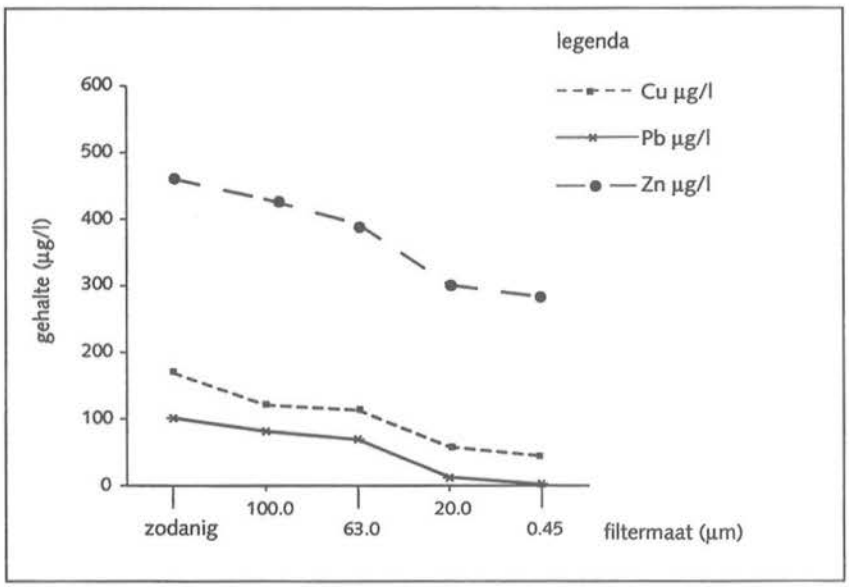
Figuur 16
Bezinking-DAB 3b.



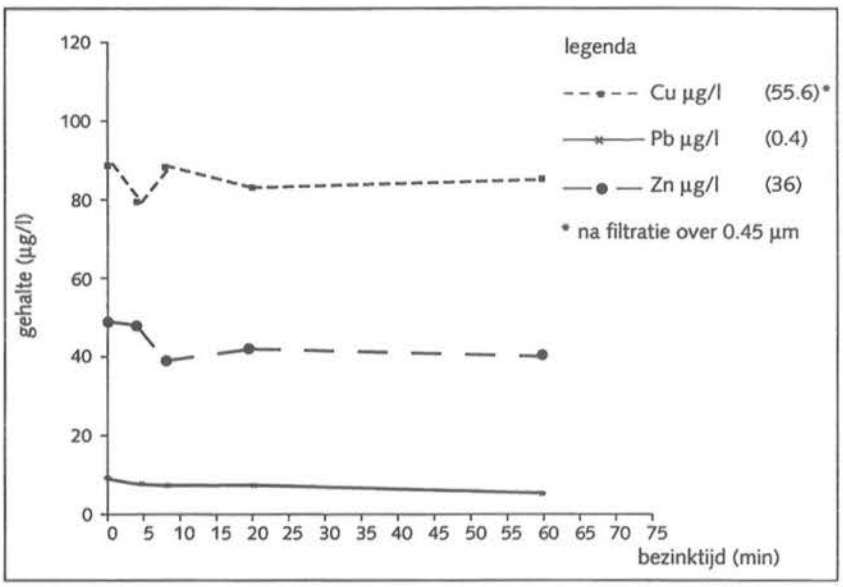
Figuur 17
Bezinksnelheid-DAB 3b.



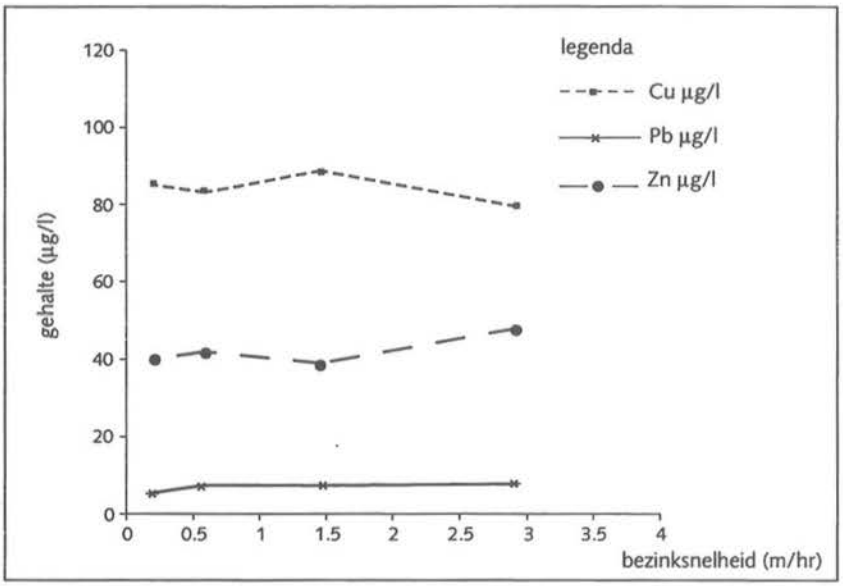
Figuur 18
Gehalten filtraat-DAB 3b.



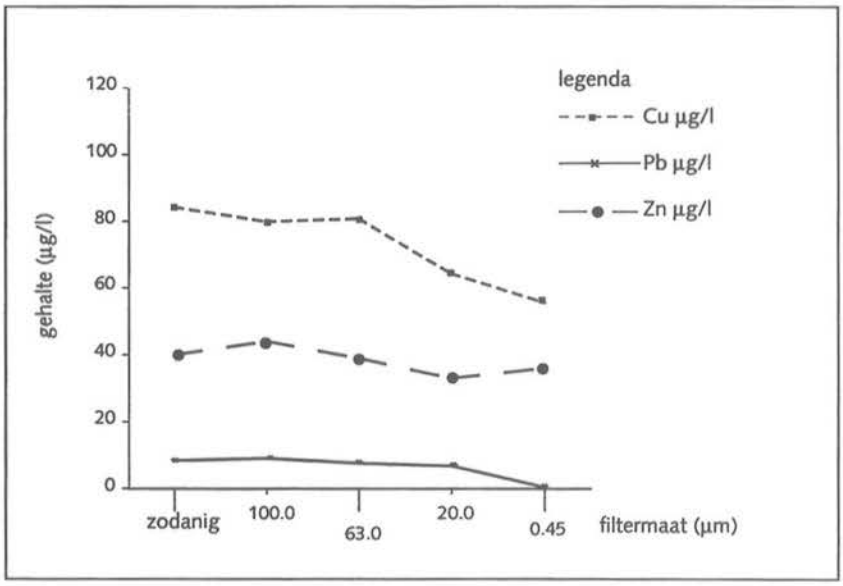
Figuur 19
Bezinking-ZOAB 2.



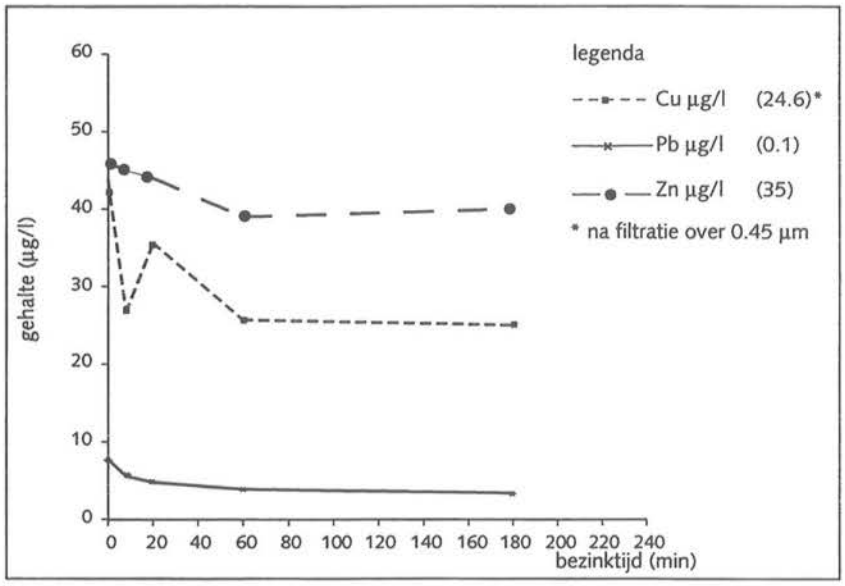
Figuur 20
Bezinksnelheid-ZOAB 2.



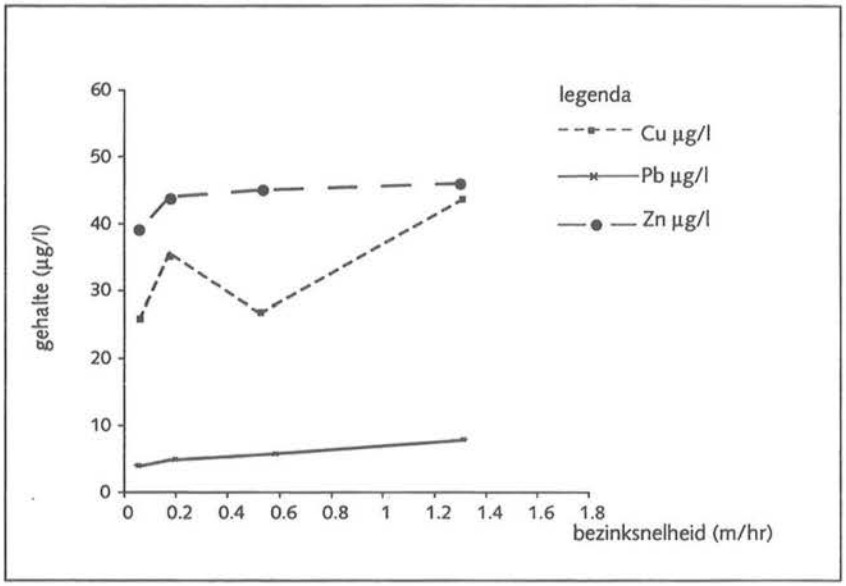
Figuur 21
Gehalten filtraat-ZOAB 2.



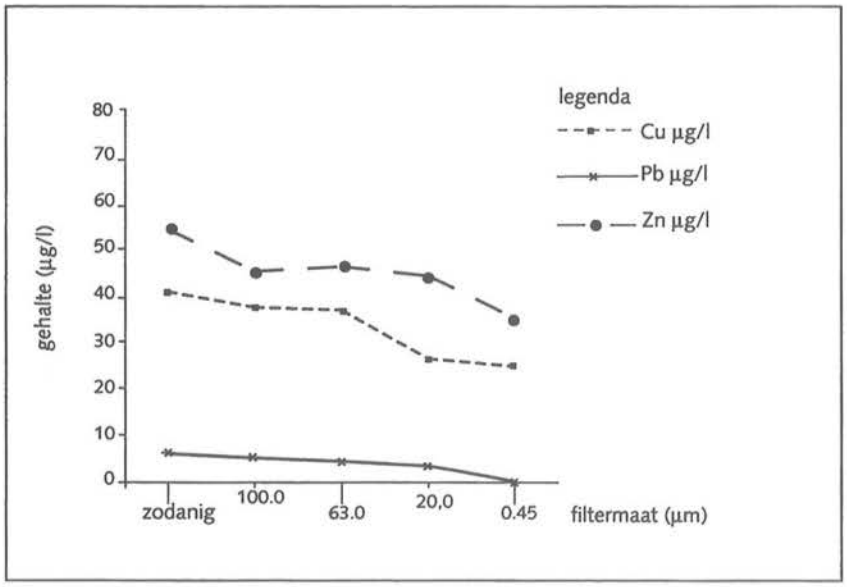
Figuur 22
Bezinking-ZOAB 3a



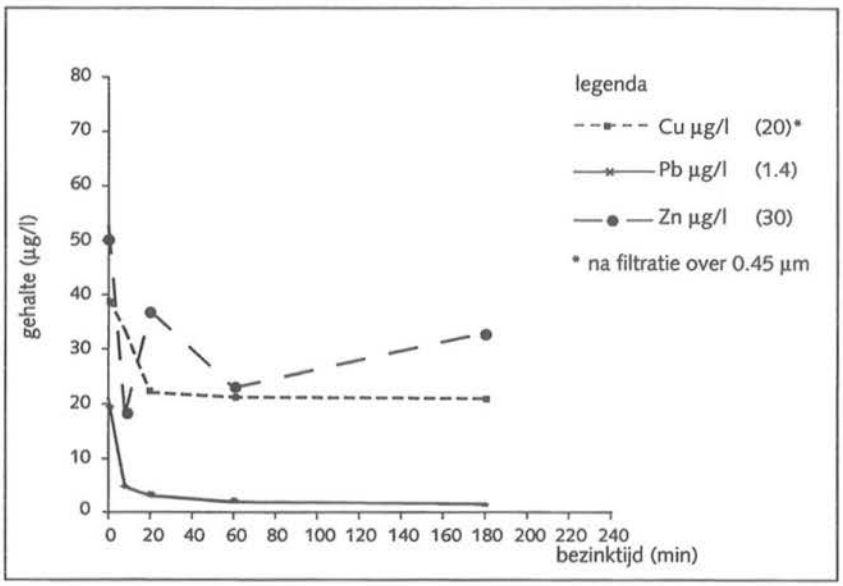
Figuur 23
Bezinksnelheid-ZOAB 3a



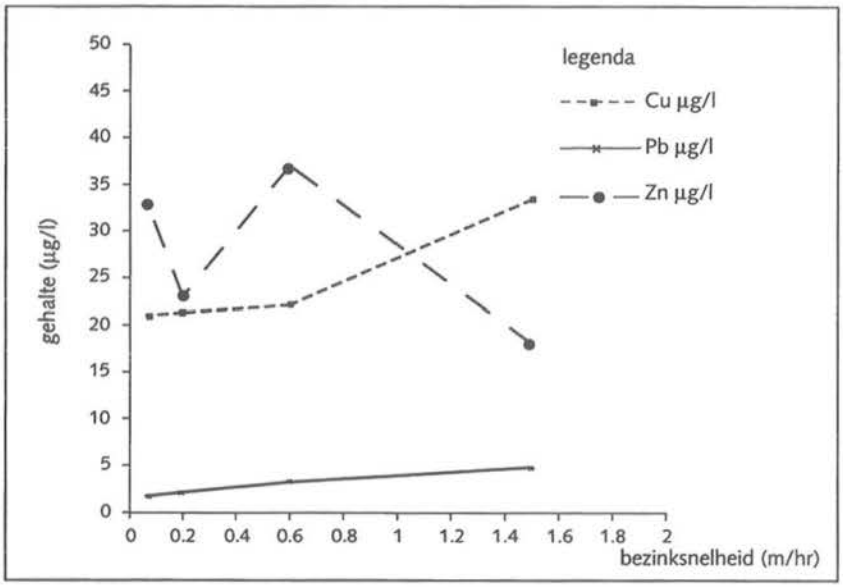
Figuur 24
Gehalten filtraat-ZOAB 3a.



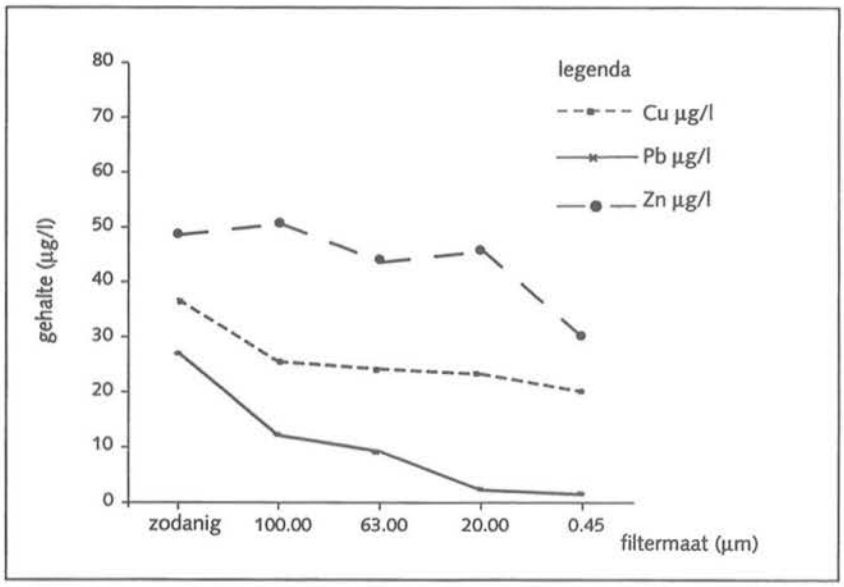
Figuur 25
Bezinking-ZOAB 3b.



Figuur 26
Bezinksnelheid-ZOAB 3b.



Figuur 27
Gehalten filtraat-ZOAB 3b.



Bijlage 5.1 Monstername en verwerking

Wegwater werd door middel van met nylon gewapende polyethyleenslangen ingezameld in ongekoelde 25 l polyethyleen vaten. Vooraf waren de meetgoot, slangen en opvangvaten gereinigd met demiwater. Bij de bemonstering werden de vaten uit de ingegraven ruimte verwijderd en zonodig werden nieuwe vaten geplaatst.

Na ontvangst op het RIZA-Laboratorium werden de monsters bewaard onder donkere omstandigheden (4°C). Omdat niet alle vaten dezelfde hoeveelheid water bevatten werd vanuit elk vat een representatief watermonster genomen. De omvang van dit monster was naar evenredigheid van het volume in het vat. De afzonderlijke watermonsters uit de tien vaten werden bij elkaar in een vat gevoegd en goed geroerd. Uit dit goed geroerde vat werden goed vergelijkbare steekmonsters genomen. Deze steekmonsters werden bewaard in glazen flessen (4°C). De inhoud van elk van de flessen was vergelijkbaar en vormde het uitgangspunt voor de filtratie- en bezinkproeven.

Bijlage 5.2 Filtratieproeven

Teflonfilters met maaswijdten (100 µm, 63 µm en 20 µm) en alle overige materialen werden voorgespoeld met aangezuurd dubbel gedestilleerd water (pH 2; HNO_3). De filters en alle andere materialen werden vervolgens drie maal nagespoeld met dubbel gedestilleerd water.

Alle filtratie-experimenten werden uitgevoerd bij kamertemperatuur (ca. 20°C) en met één representatieve fles wegwater. Een deel van het wegwatermonster werd onder goed schudden uitgegoten op één van de filters en het filtraat werd met een polyethyleen trechter rechtstreeks opgevangen in 100 ml polyethyleenflesjes. Aan de flesjes was vooraf één ml. HNO_3 (pH 2) toegevoegd.
Bij de filtraties werd telkens uitgegaan van 'vers' wegwater. Het filtraat van bijvoorbeeld het 100 µm-filter werd dus niet geleid door het filter van 63 µm.

Het wegwater werd onder vacuüm gefiltreerd door een cellulose-nitraatfilter (0.45 µm) (merk Sartorius). Dit filter werd vooraf gespoeld met 6 molair HCl en daarna nagespoeld met dubbel gedestilleerd water.

Bijlage 5.3 Bezinkingsproeven volgens pipetmethode

De gebruikte methodiek is afgeleid van NEN 5743 [19]. Een schets van de achtergronden van de methodiek is opgenomen in hoofdstuk 2.4.1 van de hoofdtekst.

De bezinkingsexperimenten werden uitgevoerd in glazen buizen. Deze werden vooraf gespoeld met aangezuurd water (HNO_3; pH 2). De buizen werden daarna drie maal gespoeld met dubbel gedestilleerd water.
Een glazen buis werd tot aan de maatstreep gevuld met ca. 0.5 liter geho-

mogeniseerd wegwater. De buis werd vervolgens afgesloten met parafilm om contaminatie te voorkomen en daarna op een vaste diepte geplaatst in een thermostaatbak. Nadat het water in deze buis de temperatuur van de thermostaatbak had bereikt (18-19°C) werd de buis uit de thermostaatbak gehaald, zeer goed geschud en teruggeplaatst. Nadat de gewenste bezinkingstijd was bereikt werd op voorzichtige wijze op een vaste diepte (ca. 19 cm) met een goed gereinigde speciale pipet op een schuifconstructie een monster genomen. Het 14 ml. grote monster werd vervolgens opgevangen in een polyethyleenflesje, aangezuurd met HNO_3 tot pH 2 en vervolgens geanalyseerd.
De buis werd vervolgens leeg gegoten, gereinigd met aangezuurd water en drie maal nagespoeld met dubbel gedestilleerd water. Desgewenst kon daarna een volgende proef worden uitgevoerd.
Voor elke bezinkingsproef werd een nieuwe fles met wegwater gebruikt.

In fase 2 zijn de bezinkingsproeven in duplo uitgevoerd. Van grote verschillen in de analyseresultaten was geen sprake.

Bijlage 5.4 Analysesmethoden

Fase 1 en 4

De volgende analysemethoden werden gebruikt:

Tabel
Overzicht analysemethoden.

Component	Analyse NEN
Cd	6458
Cr	6444
Cu	6454
Ni	6430
Pb	6429
Zn	6443
zwev. stof	6484
nitraat/nitriet	6652
N-Kjeldahl	6481
chloride	6476
CZV	6633
BZV5	6634
olie/aromatenindex	6675
PAK Borneff	HPLC uitgevoerd bij TAUW
PAK VROM	HPLC uitgevoerd bij TAUW
PAK EPA	HPLC uitgevoerd bij TAUW
pH	NPR 6616

Fase 2 en 3

In de afzonderlijke monsters van de filtratie- en bezinkingsexperimenten zijn de gehalten van de metalen Cu, Zn en Pb bepaald (fase 2 en 3). Door het beperkte volume zijn de monsters voor zinkanalyse niet gedestrueerd met koningswater.

De volgende analysemethodieken werden toegepast:
Cu-analyses volgens NEN 6454 (grafietoven)
Pb-analyses volgens NEN 6429 (grafietoven)
Zn-analyses volgens NEN 6443 (vlam) en NEN 6426 (ICP)

De zwevend stof analyses werden uitgevoerd volgens NEN 6484.

Bijlage 6 Behandeling van Run Off water van snelwegen (MTI-rapport)

Uitvoering	MilieuTechnologisch Instituut C.V. (MTI) Postbus 444 6500 AK Nijmegen

MTI

MILIEUTECHNOLOGIE

Opdrachtgever	RIZA Postbus 17 8200 AA Lelystad
Projektnummer	684.MO268.AO
Datum	oktober 1995

Inhoudsopgave

1 Inleiding *83*

2 Doorloopbezinktesten *85*
2.1 Materiaal en methodes *85*
2.1.1 De gebruikte testopstelling *86*
2.1.2 Materialen *86*
2.1.3 Monstername *86*
2.1.4 Testprocedure *86*
2.2 Resultaten bezinking DAB-wegwater *87*
2.3 Resultaten bezinking ZOAB-wegwater *88*

3 Verwijderingsrendement behandeling afstromend wegwater van snelwegen *91*
3.1 Basisgegevens *91*
3.2 Methodiek verwerking gegevens *91*
3.3 Bezinking of filtratie van DAB-wegwater *92*
3.3.1 Verwijdering van zware metalen *92*
3.3.2 Verwijdering zwevende stof *94*
3.3.3 Verwijdering van zware metalen uit DAB-wegwater door filtratie *94*
3.4 Bezinking of filtratie van ZOAB-wegwater *94*
3.4.1 Verwijdering van zware metalen *94*
3.4.2 Verwijdering zwevende stof *95*
3.4.3 Verwijdering van zware metalen uit ZOAB-wegwater door filtratie *96*

4 Kostenraming behandeling afstromend wegwater *97*
4.1 Uitgangspunten *97*
4.1.1 Basisgegevens *97*
4.1.2 Capaciteit van de voorzieningen *97*
4.1.3 Dimensionering *98*
4.1.4 Verwijderingsrendement *101*
4.2 Kosten *102*
4.2.1 Uitgangspunten *102*
4.2.2 Kostenberekening *103*

5 Referenties *105*

Bijlage I Regenlijnen Grontmij *107*

Bijlage II Kostenberekening *109*

1 Inleiding

Het RIZA voert een beleidsonderbouwende studie uit naar de samenstelling van wegwater afkomstig van wegen met Dicht AsfaltBeton (DAB) en met Zeer Open AsfaltBeton (ZOAB) en naar de mogelijkheden om de milieubelasting van het afstromende wegwater te beperken. Hierbij wordt in eerste instantie gedacht aan inzameling van het afstromend wegwater, gevolgd door een behandeling van het water door bezinking en/of filtratie. In het kader van deze studie heeft het RIZA aan MTI Milieutechnologie gevraagd om onderzoek uit te voeren met behulp van doorloopbezinktesten en een kostenraming op te stellen van de behandeling van het wegwater in bezinkbekkens, zandfilters of een combinatie van beide. De uitgangsgegevens voor deze studie zijn afkomstig van testen uitgevoerd bij het RIZA en uit resultaten van de doorloopbezinktesten.

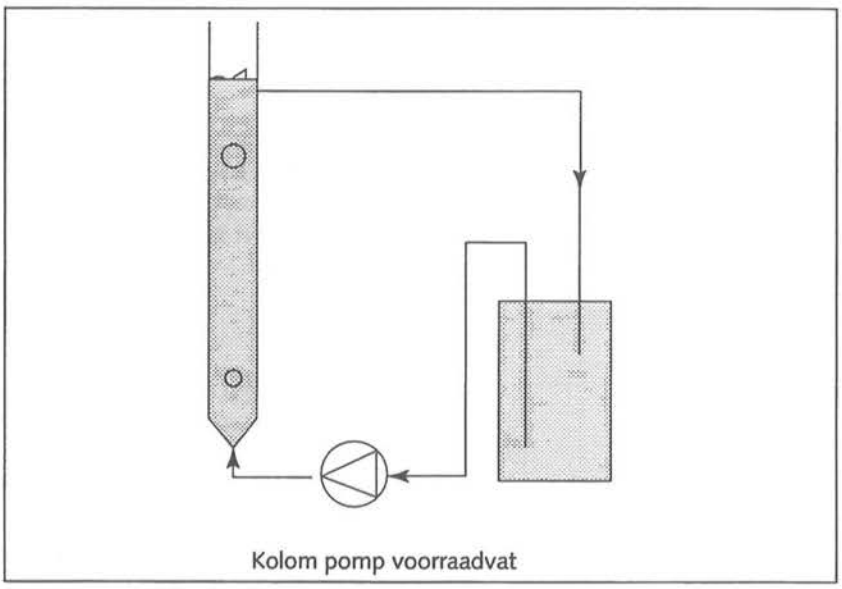
De doorloopbezinktesten en de verdere verwerking van de gegevens zijn uitgevoerd door MTI Milieutechnologie. De kostenberekeningen zijn opgesteld door HASKONING B.V.

2 Doorloopbezinktesten

2.1 Materiaal en methodes

2.1.1 De gebruikte testopstelling

De testopstelling voor het uitvoeren van de doorloopbezinktesten bij MTI Milieutechnologie is weergegeven in figuur 1.



Figuur 1
Testopstelling doorloopbezinktest.

Het te onderzoeken water wordt continu uit een geroerd voorraadvat onder in de bezinkkolom gepompt met behulp van een slangenpomp. Het bezonken water boven uit de kolom, wordt teruggeleid in het voorraadvat. Wanneer het water op deze manier voldoende vaak wordt rondgepompt, ontstaan twee waterfracties, namelijk "gezuiverd" water in het voorraadvat en water uit de kolom. In deze laatste fractie hebben zich alle deeltjes opgehoopt, die een hogere bezinksnelheid hebben dan de aangelegde opwaartse snelheid. De bodem van de kolom is conisch (45°) uitgevoerd om een zo gelijkmatige mogelijke instroming in de bezinkkolom te bereiken. Tijdens de test is de bezinkkolom omwikkeld met aluminiumfolie om lichtinval te voorkomen. De afmetingen en overige gegevens van de testopstelling zijn samengevat in tabel 1.

Tabel 1
Afmetingen en gegevens testopstelling voor doorloopbezinktesten bij MTI Milieutechnologie.

omschrijving	afmetingen	eenheid
inw. diameter kolom	115	mm
inw. diameter voorraadvat	300	mm
hoogte inlaat kolom tot uitlaat kolom	980	mm
diameter aan en afvoer slangen (inw. x uitw.)	3 x 7	mm
type roerder	blad	-
roersnelheid	80	rpm
afmetingen blad	150 x 150	mm
afstand midden roerder tot bodem voorraadvat	125	mm

Boven in de bezinkkolom wordt door middel van een Pt 1000 elektrode en een datalogger de temperatuur tijdens de testen geregistreerd. De temperatuurmeting in de kolom wordt gestart zodra de kolom gevuld is met water. Na afloop van de test wordt de datalogger uitgelezen en het temperatuurverloop tijdens de test grafisch uitgezet.

2.1.2 Materialen

De te onderzoeken monsters afstroomwater van DAB- en ZOAB- wegen zijn aangeleverd door het RIZA. De monsters zijn bij 4°C en in het donker opgeslagen. De maximale bewaarduur van de monsters bedroeg twee weken. Circa 24 uur voordat de test begint wordt het monster uit de koelkast gehaald en in het donker bij kamertemperatuur geplaatst.

2.1.3 Monstername

Alle monsters zijn genomen uit het voorraadvat. In dit vat wordt het water minimaal 10 minuten geroerd. Vervolgens wordt, onder voortdurend roeren, uit het vat een monster genomen. De monsters zijn bij 4°C opgeslagen en vervolgens door het RIZA geanalyseerd.

2.1.4 Testprocedure

Bij aanvang van een test wordt het afstromen wegwater in de jerrycan, waarin het is aangeleverd, goed gehomogeniseerd. Circa 20 liter water wordt overgebracht in het voorraadvat. Na circa 10 minuten roeren wordt uit dit vat een monster genomen. Het monster krijgt de code "als zodanig".
Vervolgens wordt de pomp gestart en het water vanuit het voorraadvat in de bezinkkolom gepompt. Voor aanvang van de test is het pompdebiet ingesteld op de gewenste opstroomsnelheid in de kolom.
De test wordt zolang voortgezet, dat de inhoud van het voorraadvat zes maal wordt rondgepompt. Op deze manier is gegarandeerd, dat al het water minimaal 1 x door de kolom is gevoerd.
Tijdens de test worden regelmatig de volgende werkzaamheden verricht:
- leidingen controleren op eventuele verstoppingen;
- controleren temperatuurmeting ;
- handmatig temperatuur en pH meten;
- vaststellen debiet met behulp van een maatcylinder en een stopwatch.

Tijdens de test kunnen geringe afwijkingen voorkomen in het ingestelde

$$\upsilon = \frac{Q}{(\pi/4) * (0{,}0115)^2}$$

debiet. Uit de debietmetingen tijdens de test wordt een gemiddelde waarde berekend. De opstroomsnelheid wordt als volgt berekend uit het debiet.

Hierin is:
υ = opstroomsnelheid (m/hr)
Q = debiet (m^3/hr)
0,0115 = diameter van de kolom (m)

De test wordt beëindigd door de pomp uit te zetten en de leidingen af te sluiten. De inhoud van het voorraadvat wordt bemonsterd. De code van dit monster is: "voorraadvat". Hierna wordt het voorraadvat geleegd in een vat, gereinigd met leidingwater en nagespoeld met gedemineraliseerd water. Nu wordt de inhoud van de kolom overgebracht in het voorraadvat. Hierbij wordt een gedeelte van de inhoud van de kolom gebruikt om de kolom goed na te spoelen. Uit het voorraadvat wordt een monster genomen, de code van dit monster is "kolom".

Teneinde de massabalans te kunnen opstellen is de massa van het beginmonster en van de twee waterfracties na de test bepaald. Hiertoe zijn zowel de monstername- flessen als de vaten met het resterende water voor en na vulling gewogen.

Na afloop van de test wordt de opstelling gespoeld met respectievelijk leidingwater, aangezuurd gedemineraliseerd water en gedemineraliseerd water.

2.2 Resultaten bezinking DAB-wegwater

Van het afstromend wegwater van DAB-wegen zijn twee monsters aangeleverd, DAB 3a en DAB 3b. Van beide afvalwatermonsters zijn bij twee verschillende opstroomsnelheden testen uitgevoerd. In eerste instantie was uitgegaan van een opwaartse snelheid van 0,15 m/hr en 0,5 m/hr. De test bij een opwaartse snelheid van 0,5 m/hr is als eerste uitgevoerd. Uit visuele waarnemingen bleek dat er een efficiënte bezinking in de kolom optrad. Het was de verwachting dat het rendement van bezinking bij 0,15 m/hr nauwelijks hoger zal zijn dan bij 0,5 m/hr. In overleg met het RIZA is daarom besloten om de tweede test uit te voeren met een hogere opstroomsnelheid, namelijk 1,0 m/hr.

Tabel 2
Meetresultaten doorloopbezinktesten met DAB-wegwater.

Monstercode	opstroomsnelheid (m/hr)	massa (g)		
		zodanig	voorraadvat	kolom
DAB 3a mti v1	0,93	19843	10526	9317
DAB 3a mti v2	0,41	19586	10355	9251
DAB 3b mti v1	0,97	19643	10244	9399
DAB 3b mti v2	0,52	19867	10455	9412

Door het RIZA zijn de monsters geanalyseerd op koper, lood, zink en onopgeloste bestanddelen. De analyseresultaten zijn weergegeven in de tabellen 3 t/m 6.

Tabel 3
Resultaten zwevende stof analyses doorloopbezinktesten DAB-wegwater.

Monstercode	opstroomsnelheid (m/hr)	gehalte zwevende stof (mg/l)		
		zodanig	voorraadvat	kolom
DAB 3a mti v1	0,93	200	38	381
DAB 3a mti v2	0,41	188	37	386
DAB 3b mti v1	0,97	185	33	355
DAB 3b mti v2	0,52	169	20	336

Tabel 4
Resultaten koper analyses doorloopbezinktesten DAB-wegwater.

Monstercode	opstroomsnelheid (m/hr)	gehalte Cu (µg/l)		
		zodanig	voorraadvat	kolom
DAB 3a mti v1	0,93	121,8	61,5	218,5
DAB 3a mti v2	0,41	113,7	66,9	234,9
DAB 3b mti v1	0,97	123,1	74,1	233,4
DAB 3b mti v2	0,52	121,1	69,3	223,6

Tabel 5
Resultaten lood analyses doorloopbezinktesten DAB-wegwater.

Monstercode	opstroomsneheid (m/hr)	gehalte Pb (µg/l)		
		zodanig	voorraadvat	kolom
DAB 3a mti v1	0,93	97,6	20	196,2
DAB 3a mti v2	0,41	90,8	28,2	206,2
DAB 3b mti v1	0,97	89,9	31,4	181,4
DAB 3b mti v2	0,52	90,8	26	188,3

Tabel 6
Resultaten zink analyses doorloopbezinktesten DAB-wegwater.

Monstercode	opstroomsnelheid (m/hr)	gehalte Zn (µg/l)		
		zodanig	voorraadvat	kolom
DAB 3a mti v1	0,93	490	194	810
DAB 3a mti v2	0,41	480	212	780
DAB 3b mti v1	0,97	510	256	845
DAB 3b mti v2	0,52	535	292	930

2.3 Resultaten bezinking ZOAB-wegwater

Van het afstromend wegwater van ZOAB wegen zijn twee monsters aangeleverd, gecodeerd ZOAB 3a en ZOAB 3b. Uit een visuele waarneming blijkt dat monster ZOAB 3b meer vervuild is dan monster ZOAB 3a.
Met beide afvalwatermonsters is er een doorloopbezinktest uitgevoerd bij een opstroomsnelheid van 0,15 m/hr en 0,3 m/hr. In tabel 7 zijn de meetresultaten van de uitgevoerde testen weergegeven.

Tabel 7
Meetresultaten doorloopbezinktesten met ZOAB-wegwater.

Monstercode	opstroomsnelheid (m/hr)	massa (g)		
		zodanig	voorraadvat	kolom
ZOAB 3a mti v1	0,16	19338	9948	9390
ZOAB 3a mti v2	0,38	18007	8619	9389
ZOAB 3b mti v1	0,15	17465	8083	9382
ZOAB 3b mti v2	0,31	18577	9687	8891

Door het RIZA zijn de monsters geanalyseerd op onopgeloste bestanddelen, koper, lood en zink. De resultaten van deze analyses zijn weergegeven in de tabellen 8 t/m 11.

Tabel 8
Resultaten zwevende stof analyses doorloopbezinktesten ZOAB-wegwater.

Monstercode	opstroomsnelheid (m/hr)	gehalte zwevende stof (mg/l)		
		zodanig	voorraadvat	kolom
ZOAB 3a mti v1	0,16	20	4	38
ZOAB 3a mti v2	0,38	22	5	32
ZOAB 3b mti v1	0,15	74	44	130
ZOAB 3b mti v2	0,31	66	39	155

Tabel 9
Resultaten koper analyses doorloop-bezinktesten ZOAB-wegwater.

Monstercode	opstroomsnelheid (m/hr)	gehalte Cu (µg/l)		
		zodanig	voorraadvat	kolom
ZOAB 3a mti v1	0,16	57,4	57,8	85,4
ZOAB 3a mti v2	0,38	42,4	51,2	71,1
ZOAB 3b mti v1	0,15	27,9	28,3	71,5
ZOAB 3b mti v2	0,31	29	21,6	74

Tabel 10
Resultaten lood analyses doorloop-bezinktesten ZOAB-wegwater.

Monstercode	opstroomsnelheid (m/hr)	gehalte Pb (µg/l)		
		zodanig	voorraadvat	kolom
ZOAB 3a mti v1	0,16	7,4	1,5	16,2
ZOAB 3a mti v2	0,38	6,6	1,6	11,8
ZOAB 3b mti v1	0,15	20	1,3	67,9
ZOAB 3b mti v2	0,31	19,8	5,2	106,1

Tabel 11
Resultaten zink analyses doorloop-bezinktesten ZOAB-wegwater.

Monstercode	opstroomsnelheid (m/hr)	gehalte Zn (µg/l)		
		zodanig	voorraadvat	kolom
ZOAB 3a mti v1	0,16	50	36	79
ZOAB 3a mti v2	0,38	45	50	68
ZOAB 3b mti v1	0,15	123	89	192
ZOAB 3b mti v2	0,31	147	133	196

3 Verwijderingsrendement behandeling afstromend wegwater snelwegen

3.1 Basisgegevens

Het verwijderingsrendement van behandeling van afstromend wegwater in bezinkbassins en/of zandfilters is vastgesteld op basis van de volgende gegevens:
- resultaten bezinktesten uitgevoerd door het RIZA;
- resultaten doorloopbezinktesten MTI Milieutechnologie;
- resultaten filtratietesten, uitgevoerd door het RIZA.

Bij alle bovengenoemde testen zijn de chemische analyses uitgevoerd door het RIZA. De parameters waarop is geanalyseerd zijn koper, lood en zink. Voor de doorloopbezinktesten van MTI Milieutechnologie is ook het zwevende stof gehalte bepaald. Dit was voor de bezinktesten van het RIZA niet mogelijk als gevolg van een te klein monstervolume.

3.2 Methodiek verwerking gegevens

Voor afstromend wegwater van zowel DAB-wegen als van ZOAB-wegen zijn drie afvalwatermonsters bij de testen gebruikt. (DAB 2, DAB 3a, DAB 3b, resp. ZOAB 2, ZOAB 3a, ZOAB 3b). Met het DAB-wegwater zijn 17 bezinktesten uitgevoerd, met het wegwater van de ZOAB-weg 16.

De verschillende afvalwatermonsters afstroomwater van DAB-wegen en ZOAB-wegen zijn op verschillende tijdstippen genomen van hetzelfde bemonsteringspunt. Desondanks blijken er grote verschillen te bestaan tussen de drie monsters per type asfaltbeton. Als gevolg hiervan is het niet betrouwbaar bij de statistische verwerking van de resultaten uit te gaan van een gemiddelde samenstelling van het afstromend wegwater. De relatie tussen de bezinksnelheid en het verwijderingsrendement is daarom afgeleid van het verwijderingsrendement per test. Het verwijderingsrendement is als volgt berekend:

$$\textit{verwijderingsrendement} = \frac{\textit{conc. zodanig-conc.behandeld}}{\textit{conc. zodanig}} * 100\%$$

Hierin is:

conc. zodanig: gehalte metalen en zwevende stof in het uitgangsmonster.

conc. behandeld: gehalte metalen en zwevende stof in het behandelde water (na bezinking of filtratie).

Het verwijderingsrendement van koper, lood en zink zijn per test uitgezet tegen de bezinksnelheid tijdens de test. De relatie tussen het verwijderingsrendement en de bezinksnelheid is vervolgens vastgesteld door een curvefitting met behulp van de methode van de kleinste kwadraten uit te voeren op de verkregen resultaten. Daarbij bleek dat de relatie het beste wordt

benaderd door een exponentiële functie, dat wil zeggen het verwijderingsrendement neemt exponentieel toe met afnemende bezinksnelheid. Voor de exponentiële relatie tussen het verwijderingsrendement en de bezinksnelheid kan geen wetenschappelijke onderbouwing worden gegeven, omdat er te weinig bekend is over de deeltjes in het wegwater (deeltjesvorm, deeltjesdiameter, soortelijke massa en variaties in deze deeltjeskarakteristieken).

Voor statistische verwerking is uitgegaan van het onderstaande exponentiële verwijdering-relatie:

$$Rendement\ (\%) = e^{(k1)} * e^{(k2 * v)}$$

De bovenstaande relatie is met behulp van de methode der kleinste kwadraten aan de experimentele resultaten gefit. Hiervoor is de exponentiële relatie gelineariseerd door de natuurlijke logaritme van linker en rechter zijde te nemen volgens:

$$ln\ (Rendement) = k1 + (k2 * v)$$

Dit betekent dat alleen verwijderingsrendementen groter dan 0 in de berekeningprocedure zijn meegenomen. Met behulp van de kleinste kwadraten methode zijn de verwachtingswaarden voor k1 en k2 berekend.
Voor elke relatie is de correlatiecoëfficiënt I R I berekend. De correlatiecoëfficiënt R geeft aan in hoeverre het exponentiële model de experimentele resultaten kan verklaren. Bij een correlatiecoëfficiënt van I R I = 1 verklaart het model de resultaten exact. Naarmate de correlatiecoëfficiënt I R I lager wordt neemt de mate waarin het model de experimentele resultaten kan verklaren af.

Voor de verwijdering van zwevende stof en de verwijdering van koper, lood en zink door filtratie is geen statische verwerking uitgevoerd, aangezien de experimentele resultaten zich hiervoor onvoldoende lenen.
Het verwijderingsrendement van zwevende stof bij verschillende bezinksnelheden en het verwijderingsrendement van zware metalen door filtratie is daarom in tabelvorm weergegeven.

3.3 Bezinking of filtratie van DAB-wegwater

3.3.1 Verwijdering van zware metalen

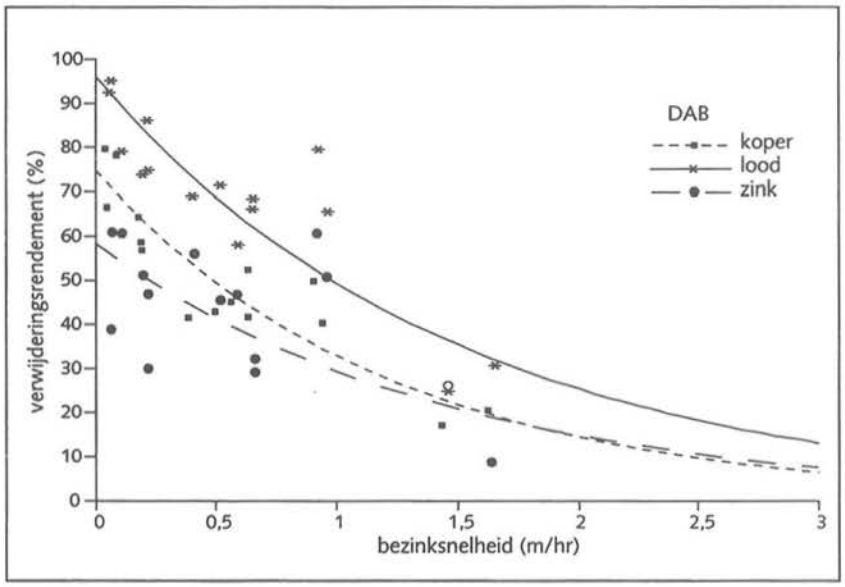
Het verwijderingsrendement van zware metalen bij bezinking van DAB-wegwater is per test weergegeven in tabel 12.

Tabel 12
Verwijderingsrendement van zware metalen bij bezinking van DAB-wegwater.

Monstercode	bezinksnelheid (m/hr)	verwijderingsrendement (%)		
		koper	lood	zink
DAB 3a	0,07	79	95	61
DAB 3b	0,07	66	91	39
DAB 2	0,11	78	79	60
DAB 2	0,2	63	74	51
DAB 3a	0,22	57	75	47
DAB 3b	0,22	58	86	30
DAB 3a mti v2	0,41	41	69	56
DAB 3b mti v2	0,52	43	71	45
DAB 2	0,59	45	58	47
DAB 3b	0,66	52	68	29
DAB 3a	0,66	41	66	32
DAB 3a mti v1	0,93	50	80	60
DAB 3b mti v1	0,97	40	65	50
DAB 2	1,46	17	25	26
DAB 3a	1,65	20	31	9
DAB 3b	1,65	37	48	27
DAB 2	2,93	7	21	14

De experimentele resultaten zijn in figuur 2 grafisch weergegeven. In figuur 2 is voor koper, lood en zink tevens de relatie aangegeven tussen het verwijderingsrendement en de bezinksnelheid. Het blijkt dat het verwijderingsrendement verkregen met de doorloopbezinktesten iets hoger ligt dan bij de overige bezinktesten, die door het RIZA zijn uitgevoerd.

Figuur 2
Relatie tussen het verwijderingsrendement voor koper, lood en zink in DAB-wegwater en de bezinksnelheid.



Per element is de correlatiecoëfficiënt berekend tussen de gevonden relatie en de experimentele resultaten.

Tabel 13
Curvefitting-constanten (k1 en k2) en correlatiecoëfficiënten (R) bij bezinktesten DAB-wegwater.

parameter	e^{k1}	k2	R[a]
koper	70,66	-0,673	0,85
lood	90,83	-0,533	0,90
zink	53,96	-0,521	0,73

[a] Correlatiecoëfficiënt heeft betrekking op de getransponeerde waarden welke volgens de kleinste kwardratenmethode is gefit.

3.3.2 Verwijdering zwevende stof

Het rendement van verwijdering van zwevende stof tijdens bezinking is uitsluitend vastgesteld in de doorloopbezinktesten. De analyseresultaten van die testen zijn weergegeven in tabel 3. Op basis van de gegevens van tabel 3 is in tabel 14 het verwijderingsrendement voor zwevende stof weergegeven bij verschillende bezinksnelheden.

Tabel 14
Verwijderingsrendement van zwevende stof bij bezinking van DAB-wegwater.

Monstercode	opstroomsnelheid (m/hr)	verwijderingsrendement zwevende stof (%)
DAB 3a mti v1	0,93	81
DAB 3a mti v2	0,41	80
DAB 3b mti v1	0,97	82
DAB 3b mti v2	0,52	88

3.3.3 Verwijdering van zware metalen uit DAB-wegwater door filtratie

Door het RIZA zijn filtratietesten uitgevoerd met afstromend wegwater van DAB-wegen. De testen zijn uitgevoerd met de monsters DAB 2, DAB 3a en DAB 3b. De resultaten van deze testen zijn gemiddeld en samengevat in tabel 15.

Tabel 15
Gemiddelde verwijdering van zware metalen bij filtratie van DAB-wegwater.

filter diameter (µm)	verwijderingspercentage (%)		
	koper	lood	zink
100,0	15	12	12
63,0	20	16	19
20,0	70	83	60
0,45	82	98	64

3.4 Bezinking of filtratie van ZOAB-wegwater

3.4.1 Verwijdering van zware metalen

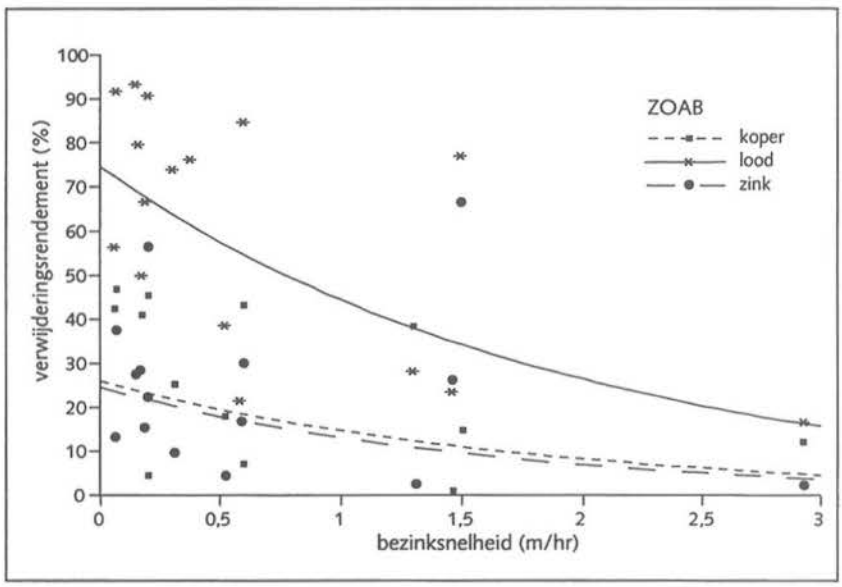
Het verwijderingsrendement van zware metalen bij bezinking van ZOAB-wegwater is per test weergegeven in tabel 16.

Tabel 16
Verwijderingsrendement van zware metalen bij bezinking van ZOAB-wegwater.

Monstercode	bezinksnelheid (m/hr)	verwijderingsrendement (%)		
		koper	lood	zink
ZOAB 3a	0,06	43	56	13
ZOAB 3b	0,07	47	92	37
ZOAB 3b mti v1	0,15	- 1	94	28
ZOAB 3a mti v1	0,16	- 1	80	28
ZOAB 3a	0,18	42	50	15
ZOAB 2	0,2	5	67	23
ZOAB 3b	0,2	46	91	56
ZOAB 3b mti v2	0,31	26	74	10
ZOAB 3a mti v2	0,38	-21	76	-10
ZOAB 3a	0,53	19	39	4
ZOAB 2	0,59	7	22	17
ZOAB 3b	0,60	44	85	30
ZOAB 3a	1,31	39	28	2
ZOAB 2	1,46	1	23	26
ZOAB 3b	1,50	15	77	66
ZOAB 2	2,39	12	17	2

De experimentele resultaten zijn in figuur 3 grafisch weergegeven. In figuur 3 is voor koper, lood en zink tevens de relatie aangegeven tussen het verwijderingsrendement en de bezinksnelheid. De verwijderingsrendementen kleiner dan nul zijn niet in de berekeningsmethode meegenomen.

Figuur 3
Relatie tussen het verwijderingsrendement van koper, lood en zink in ZOAB-wegwater en de bezinksnelheid.



Per element is de correlatiecoëfficiënt berekend tussen de gevonden relatie en de experimentele resultaten[a].

Tabel 17
Curvefitting-constanten (k1 en k2) en correlatiecoëfficiënten (R) bij bezinktesten ZOAB-wegwater.

parameter	e^{k1}	k2	R[a]
koper	26,20	-0,570	0,36
lood	74,83	-0,518	0,69
zink	24,66	-0,634	0,48

3.4.2 Verwijdering zwevende stof

Het rendement van verwijdering van zwevende stof tijdens bezinking is uitsluitend vastgesteld in de doorloopbezinktesten. Op basis van de gegevens van tabel 8 is in tabel 18 het verwijderingsrendement voor zwevende stof weergegeven bij verschillende bezinksnelheden.

Tabel 18
Verwijderingsrendement voor zwevende stof bij bezinking van ZOAB-wegwater.

Monstercode	opstroomsnelheid (m/hr)	verwijderingsrendement zwevende stof (%)
ZOAB 3a mti v1	0,16	80
ZOAB 3a mti v2	0,38	77
ZOAB 3b mti v1	0,15	40
ZOAB 3b mti v2	0,31	41

[a] Correlatiecoëfficiënt heeft betrekking op de getransponeerde waarden welke volgens de kleinste kwardratenmethode is gefit.

3.4.3 Verwijdering van zware metalen uit ZOAB-wegwater door filtratie

Door het RIZA zijn filtratietesten uitgevoerd met afstromend wegwater van ZOAB-wegen. De testen zijn uitgevoerd met de monsters ZOAB 2, ZOAB 3a en ZOAB 3b. De resultaten van deze testen zijn gemiddeld en samengevat in tabel 19.

Tabel 19
Gemiddelde verwijdering van zware metalen bij filtratie van ZOAB-wegwater

filter diameter (µm)	verwijderingspercentage (%)		
	koper	lood	zink
100,0	15	21	1
63,0	16	34	9
20,0	32	51	14
0,45	40	96	28

4 Kostenraming behandeling afstromend wegwater

Op basis van een door het RIZA aangeleverd praktijkvoorbeeld is een kostenraming opgesteld voor de behandeling van afstromend wegwater van DAB-wegen en ZOAB-wegen door bezinking en/of zandfiltratie. De kostenraming is uitgevoerd door HASKONING B.V.

4.1 Uitgangspunten

4.1.1 Basisgegevens

Het praktijkvoorbeeld heeft betrekking op een snelweg met een lengte van 5 km. Het afstromend oppervlak bedraagt 12,65 ha. Er wordt aangenomen dat alle regenwater, die op het verharde oppervlak van de snelweg (zowel DAB-wegen als ZOAB-wegen) valt wordt afgevoerd via een afwateringssysteem (riool). Het gehele traject is voorzien van een dergelijk afwateringssysteem. De berging in het riool is 8 mm, de bergingscapaciteit van dit riool bedraagt 1012 m^3.
Voor de aanvoer van regenwater worden de volgende waarden aangenomen:

- maximale afvoer : 167 $l.ha^{-1}.s^{-1}$;
- jaarlijkse afvoer: 815 mm.

4.1.2 Capaciteit van de voorzieningen

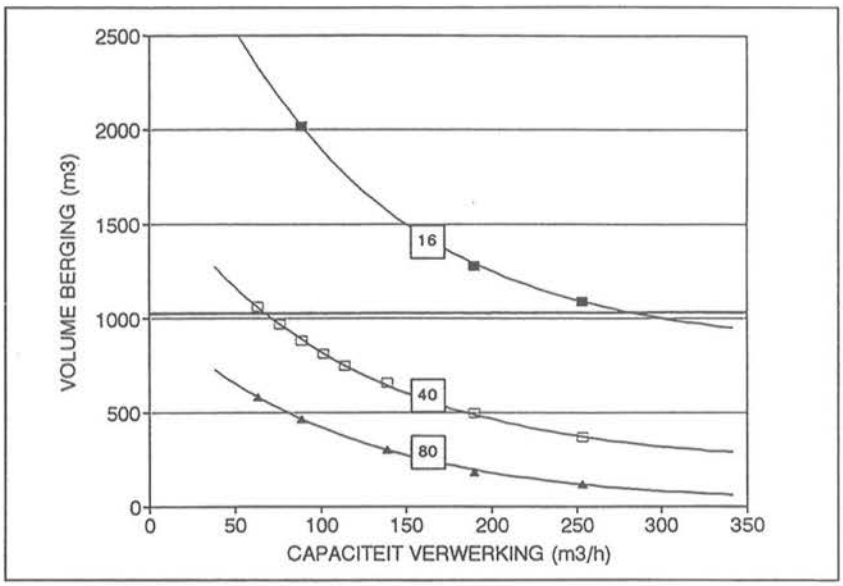
Om de benodigde capaciteit van de voorzieningen vast te stellen is een drietal methodieken denkbaar:

1. op basis van een zekere overstortfrequentie: slechts eenmaal in een aangegeven periode mag de capaciteit van berging en verwerking worden overschreden;
2. op basis van het "first flush"-principe, hierbij is het eerste deel van een willekeurige regenbui maatgevend voor de capaciteit van berging en verwerking;
3. op basis van het toelaten van een maximale hoeveelheid water dat jaarlijks wordt overgestort; dit komt overeen met behandeling van tenminste een van te voren vastgesteld deel van de totale jaarlijkse hoeveelheid hemelwater.

Voor het vaststellen van de benodigde behandelingscapaciteit zijn de drie methodieken met betrekking tot wegwater geëvalueerd.

Omdat nog weinig bekend is over de concentratie van de verontreinigingen in afstromend wegwater van snelwegen in relatie tot de neerslagintensiteit, is verondersteld dat de vervuiling van het wegdek geleidelijk wordt afgevoerd met het regenwater.
Vanwege deze aanname lijkt het toelaten van een zekere totale hoeveelheid overstort per jaar, c.q. het in behandeling nemen van tenminste een vastgesteld deel van de totale hoeveelheid hemelwater per jaar, de meest redelijke grondslag voor het dimensioneren van berging en verwerking van de run-off van snelwegen.
In overleg met het RIZA zijn twee percentages vastgesteld voor de hoeveelheid te behandelen wegwater, Dit zijn 95% en 98% van de totale hoeveelheid wegwater.
Uit figuur 4 blijkt, dat voor een behandeling van 95% van de totale hoeveelheid wegwater de zuiveringsinstallatie een capaciteit moet hebben van

70 m³/hr en voor de behandeling van 98% van de totale hoeveelheid wegwater de installatie een capaciteit moet hebben van 291 m³/hr. Figuur 4 is ontleend aan de regenlijnen van de Grontmij, waarin de overstorthoeveelheden van verhard oppervlak zijn uitgezet als functie van de berging en de pompcapaciteit.



Figuur 4
Relatie tussen het volume van de berging en de verwerkingscapaciteit bij gemiddelde overstort van 16 mm per jaar (circa 2% van het te behandelen water), 40 mm per jaar (circa 5%) en 80 mm (circa 10%). Gegevens ontleend aan overstorthoeveelheden als functie van berging en pompcapaciteit (bijlage: regenlijnen Grontmij).

4.1.3 Dimensionering

Bezinking

Voor de dimensionering van het bezinkbassin wordt uitgegaan van een bezinksnelheid (oppervlaktebelasting) van 0,5 m/hr en 0,2 m/hr. Voor de schatting van de slibproduktie is uitgegaan van een verwijdering van 85% van de zwevende stof in het te behandelen water. Het percentage droge stof voor het te verwijderen slib wordt gesteld op 2%. De op basis van de dimensionerings-grondslagen berekende dimensies zijn gegeven in tabel 20.

Tabel 20
Dimensies van de bezinkvoorzieningen.

parameter					eenheid
behandeling	95	95	98	98	%
oppervlaktebelasting	0,2	0,5	0,2	0,2	$m^3.m^{-2}.h^{-1}$
debiet	70	70	291	291	m³/h
oppervlak	350	140	1455	582	m²
lengte 44,8	28,0	45,5	58,2	m	
breedte	8,0	4,0	8,0	10,0	m
diepte			(4 stuks)		
- DAB	2,5	2,5	2,5	2,5	m
- ZOAB	2,0	2,0	2,0	2,0	m
slibproduktie					
- DAB	19900	19900	19900	19900	kg/j
- ZOAB	1980	1980	1980	1980	kg/j
slibvolume					
- DAB	1000	1000	1000	1000	m³/j
- ZOAB	100	100	100	100	m³/j

Het bezinkbassin wordt uitgevoerd in beton, met wanddikte 0,30 m en bodemdikte 0,30, voorzien van een slibruimer en van afdekking. Bij naschake-

ling van een zandfilter wordt het bezinkbassin tevens gebruikt als spoelwaterbuffer.

Zandfiltratie

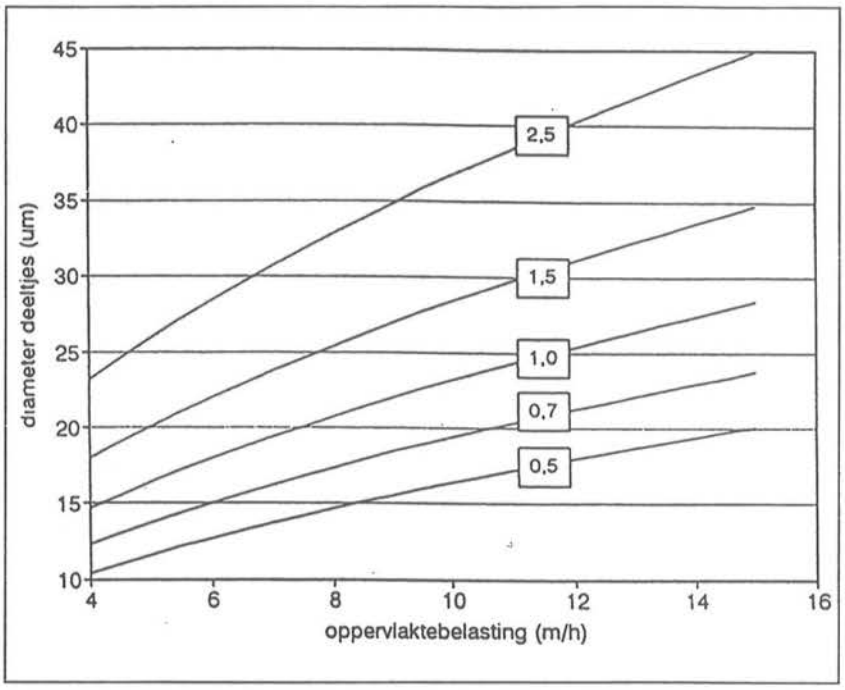
Bij zandfiltratie is uitgegaan van snelle filtratie met een stroomsnelheid van 8-10 m/h en een korrelgrootte D van 0,8-1,2 mm.
De verwijdering van particulair materiaal in een zandfilter is het gevolg van een aantal processen, zoals mechanische filtratie, bezinking, adsorptie en chemische/biologische activiteit. Als gevolg van bezinking wordt gesuspendeerd materiaal afgezet op de zijden van de zandkorreltjes. Deze bezinking in een zandbed vindt vergelijkbaar plaats als in een bezinktank. Het voordeel is dat het totale oppervlak van alle zanddeeltjes in een zandfilter vele malen groter is als de bodem van een bezinktank.
In theorie (ref. 1) heeft 1 m^3 filterzand met een specifieke diameter D en een porositeit p een totaal oppervlak van 6/D (1-p)m^2. Bij een porositeit van 38% en een diameter van een zanddeeltje van 1 mm is het totale oppervlak 3.720 m^2 per m^3 filtermateriaal. Bij een hoogte van het filter van 2 m betekent dit een totaal oppervlak van 7.440 m^2 filter. Slechts een gedeelte van het totale oppervlak is beschikbaar als oppervlak voor de afzetting van het gesupendeerd materiaal, namelijk het oppervlak dat naar boven wijst en dat geen contact heeft met andere zanddeeltjes. Ervan uitgaande, dat 1/6 van het totale oppervlak van de zanddeeltjes hieraan voldoet kan worden berekend, dat per m^2 filter (2 m hoog) 1.240 m^2 oppervlak beschikbaar is als sedimentatie-oppervlak.
Bij een filtersnelheid van 8-10 m/h wordt de oppervlaktebelasting, gedefinieerd als het quotiënt van watertoevoer en het beschikbare sedimentatie-oppervlak, zeer klein, namelijk 6,5-8,1 mm/h. Het bezinkingsrendement is een functie van de verhouding tussen de oppervlaktebelasting en de bezinksnelheid van de gesuspendeerde deeltjes.
De bezinksnelheid van een deeltje bij laminaire stroming kan worden beschreven met de wet van Stokes:

$$S = g * (Rs-R) * D^2/(18*R*V)$$

waarin:
S = bezinksnelheid (m/s)
g = valversnelling (9,81 m/s^2)
Rs = dichtheid deeltje (1.010 kg/m^3)
R = dichtheid van de vloeistof (1.000 kg/m^3)
D = diameter deeltje (m)
V = kinematische viscositeit (1,31 * 106 m^2/s bij 10°C)

Deeltjes met een bezinksnelheid lager dan de oppervlaktebelasting in het filter kunnen niet in het filter worden afgescheiden.
Met deze theoretische benadering kan worden berekend dat de kleinste deeltjes die nog worden afgescheiden in het beschreven zandfilter een diameter hebben van circa 20 µm. De relatie tussen de oppervlaktebelasting en de deeltjesdiameter is weergegeven in figuur 5.

Figuur 5
Kritieke deeltjesdiameter als functie van de oppervlaktebelasting voor de in de figuur aangegeven diameters van het filtermateriaal.



Het ontwerp van het zandfilter laat zich als volgt beschrijven. Het water wordt vanuit een pompput (beton) naar de zandfilters gevoerd en doorstroomt deze van boven naar beneden. Het zandfilter wordt 'dubbel' uitgevoerd zodat het filtratieproces niet wordt onderbroken voor het terugspoelen.
Voor de installatie van 70 m^3/h (95% behandelen) betekent dit in totaal 2 zandfilters van elk 70 m^3/h, waarvan één filter voor de behandeling van het water en één als reserve. Voor de installatie van 291 m^3/h betekent dit in totaal 5 zandfilters van elk 73 m^3/h; 4 zandfilters voor behandeling van het water en één zandfilter als reserve. Het reserve-filter behandelt het water tijdens het terugspoelen van het andere filter en visa versa. Het terugspoelen geschiedt met behandeld water (effluent) met een terugspoeldebiet van 2 maal de capaciteit van één zandfilter gedurende een half uur. Ten behoeve van mogelijk vastzittend slib is een blower opgenomen in de filterinstallatie, zodat met lucht kan worden gespoeld. Het terugspoelen van de filters geschiedt tijdens de aanvoer van water, zodat de effluentbuffer geminimaliseerd is tot éénmaal het spoelwatervolume minus de aanvoer uit de installatie gedurende een half uur. Voor 95% behandelen is de inhoud van het effluentbuffer 35 m^3. Voor 98% behandelen is dit gelijk aan de inhoud van een pompput (37 m^3), aangezien de aanvoer uit de installatie (291 m^3/h) groter is dan het benodigde spoelwaterdebiet (146 m^3/h).
Het terugspoelwater wordt afgevoerd naar een spoelwaterbuffer, tenzij een bezinkinrichting is voorgeschakeld. In dat geval wordt het terugspoelwater rechtstreeks naar de influentzijde van de bezinker afgevoerd. Na bezinking in de spoelwaterbuffer wordt de bovenstaande waterlaag teruggevoerd naar de influentzijde van de installatie. De inhoud van de spoelwaterbuffer dient gelijk te zijn aan de hoeveelheid spoelwater plus de noodzakelijke slibberging. De slibberging is berekend op basis van een afvoerfrequentie van tenminste 10 maal per jaar en een maximale slibberging van 20 m^3 (inhoud tankwagen). In tabel 21 is de inhoud van de spoelwaterbuffer weergegeven voor DAB en ZOAB bij 95% en 98% behandeling van het afstromend wegwater.
De gehele installatie is volledig geautomatiseerd.

Tabel 21
Inhoud spoelwaterbuffer

parameter behandeling	95		98		eenheid %
type wegdek	DAB	ZOAB	DAB	ZOAB	
spoelwatervolume	70	70	73	73	m^3
slibberging	20	10	20	10	m^3
inhoud spoelwater buffer	90	80	93	83	m^3

4.1.4 Verwijderingsrendement

Bezinking

Voor het bepalen van de gehaltes na behandeling wordt uitgegaan van de gemiddelde samenstelling van DAB- en ZOAB-wegwater, die tijdens de gehele studie zijn verzameld. In tabel 22 is deze gemiddelde samenstelling weergegeven.

Tabel 22
Gemiddelde samenstelling DAB- en ZOAB wegwater over het gehele onderzoek.

parameter	eenheid	gemiddeld gehalte DAB-wegwater	ZOAB-wegwater
zwevende stof	mg/l	231,8	23,2
koper	µg/l	125,4	50,5
lood	µg/l	85,3	8,1
zink	µg/l	393,1	60,4

Voor het bepalen van het rendement bij bezinking (bij 0,5 m/hr en 0,2 m/hr) wordt gebruik gemaakt van de exponentiële curves van het bezinkingsrendement als functie van de bezinksnelheid (zie figuur 2 en figuur 3). Met behulp van de gevonden rendementen en de gemiddelde gehalte over het gehele onderzoek (zie tabel 22) zijn de te verwachten effluent concentraties berekend. In tabel 23 en tabel 24 wordt het rendement en de effluentconcentraties bij bezinking met een bezinksnelheid van 0,2 m/hr en 0,5 m/hr weergegeven respectievelijk voor DAB- en voor ZOAB-wegwater.

Tabel 23
Rendement en effluentconcentraties van DAB-wegwater na bezinking

parameter	bezinksnelheid			
	0,5 m/hr		0,2 m/hr	
	rendement (%)	effluentconcentratie (µg/l)	rendement (%)	effluentconcentratie (µg/l)
koper	50	62	62	48
lood	70	26	82	16
zink	42	230	49	202

Tabel 24
Rendement en effluentconcentraties van ZOAB-wegwater na bezinking

parameter	bezinksnelheid			
	0,5 m/hr		0,2 m/hr	
	rendement (%)	effluentconcentratie (µg/l)	rendement (%)	effluentconcentratie (µg/l)
koper	20	41	23	39
lood	58	3	67	3
zink	8	49	22	47

Zandfiltratie

Het rendement van de zandfiltratie is gelijk gesteld aan het doorgaans gehanteerde verwijderingsrendement van filtratie over een 20 µm filter. De rendementen voor het DAB-wegwater zijn verkregen uit tabel 15, de rendementen voor het ZOAB-wegwater zijn ontleend aan tabel 19. Met behulp van de gemiddelde gehaltes over het gehele onderzoek zijn de te verwachten effluentconcentraties berekend. In tabel 25 zijn het rendement

en de te verwachten effluentconcentratie van DAB-wegwater na zandfiltratie gegeven. In tabel 26 is dit voor ZOAB-wegwater gedaan.

Tabel 25
Rendement en effluentconcentraties van DAB-wegwater na zandfiltratie.

parameter	rendement (%)	effluentconcentratie (µg/l)
koper	70	37
lood	83	15
zink	60	158

Tabel 26
Rendement en effluentconcentraties van ZOAB-wegwater na zandfiltratie.

parameter	rendement (%)	effluentconcentratie (µg/l)
koper	32	34
lood	51	4
zink	14	52

4.2 Kosten

4.2.1 Uitgangspunten

Voor de raming van de kosten van riolering wordt uitgegaan van de door TAUW voor Rijkswaterstaat berekende prijzen. [ref 3]

Voor de kale kosten van bezinkbassins wordt uitgegaan van:
- kosten beton van ƒ 900,--/m³;
- kosten bekisting van ƒ 100,--/m³;
- kosten slibruimer van ƒ 6.000,--/m.

Voor de kale kosten van zandfiltratie wordt uitgegaan van:
- voor de pompput en spoelwaterbuffer:
  * kosten beton van ƒ 900,--/m³;
  * kosten bekisting van ƒ 100,--/m³;
  * kosten slibruimer van ƒ 6.000,--/m.
- kosten zandfiltratie-installatie (zandfilters, pompen en blower):
  * voor 70 m³/h (95% behandelen) van ƒ 220.000,--;
  * voor 291 m³/h (98% behandelen) van ƒ 532.000,--.
- kosten automatiseren van ƒ 150.000,--.

Over de kale kosten worden de volgende opslagpercentages berekend:
- 10% onvoorzien;
- 20% installatiekosten over M/E;
- 25% aannemerskosten over civiel;
- 12% advieskosten;
- 17.5% BTW.

Voor de berekening van de exploitatiekosten zijn de volgende uitgangspunten gehanteerd:
- rente en afschrijving:
  * rente: 7%;
  * afschrijving.
- civiel: 25 j;
- E/M: 10 j.

- onderhoud:
  * 0,5%/j van de investering civiel;
  * 1,5%/j van de investering E/M.

- energie:
  * kosten elektra: ƒ 0,17/kWh;
  * bezinking (slibruimer): 4.400 kWh/j;
  * zandfiltratie.
- bij 95% behandeling 1.473 bedrijfsuren à 2,16 kW plus 215 kWh voor spoelen;
- bij 98% behandeling 356 bedrijfsuren à 8,98 kW plus 860 kWh voor spoelen.

- personeel:
  * kosten per arbeidsjaar ƒ 70.000,--;
  * toezicht voor één zuiveringstechniek, inclusief reistijd, 3 uur per week;
  * toezicht voor twee zuiveringstechnieken, inclusief reistijd, 4 uur per week.

- slibafvoer:
  * verwerkingskosten ƒ 100,--/m³;
  * transportkosten ƒ 250,-- per keer, maximaal 20 m³;
  * afvoerfrequentie minimaal 10 keer of 20 m³/keer;
  * slibhoeveelheid bezinking: 85% van zwevende stof;
  * slibhoeveelheid zandfiltratie: 100% van zwevende stof.

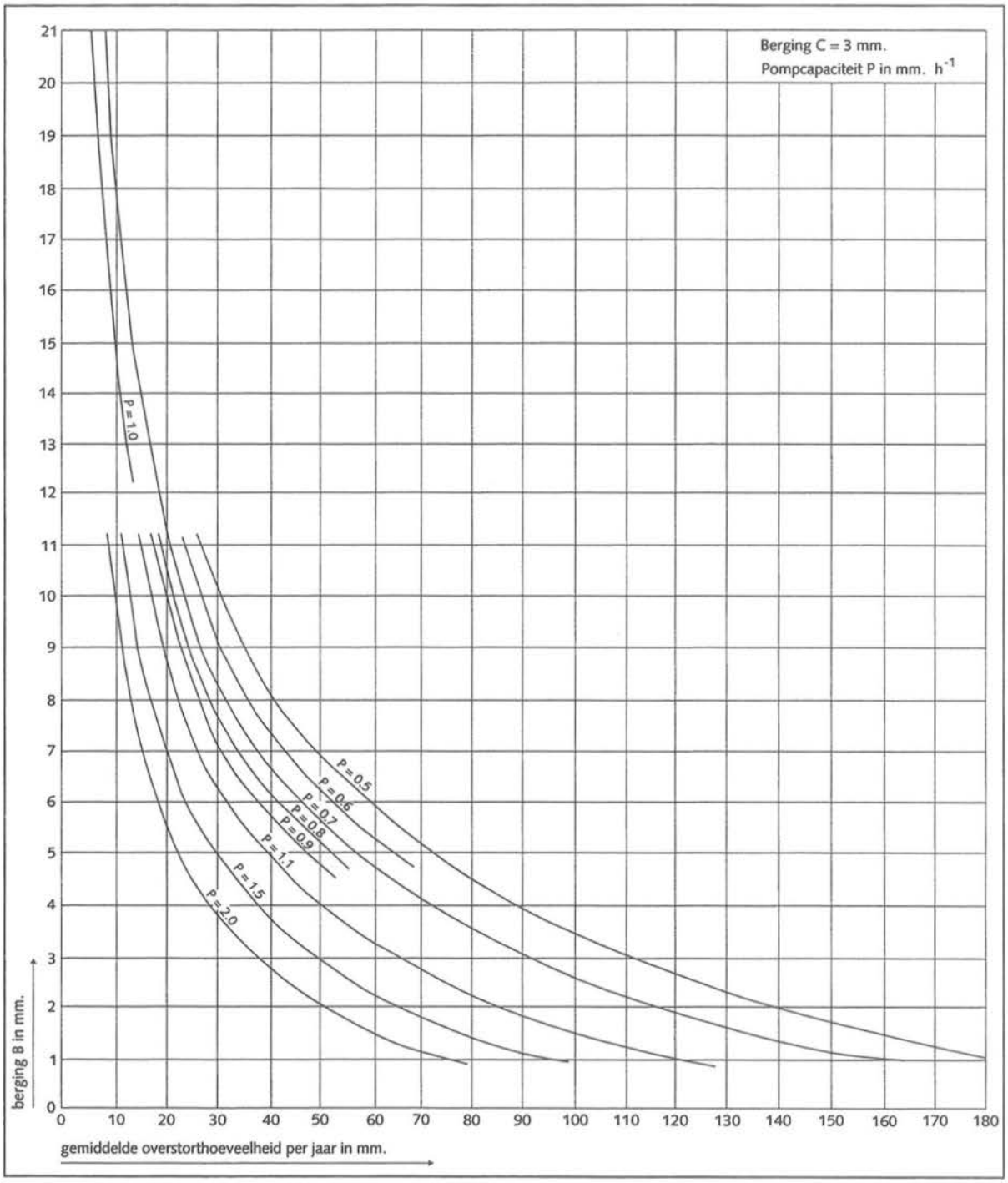
4.2.2 Kostenberekening

Op basis van deze uitgangspunten zijn de investeringskosten en exploitatiekosten voor behandeling van 95% en 98% van het totale wegwater berekend voor de behandelingsvoorzieningen bezinking (bij 0,5 m/hr en 0,2 m/hr), zandfiltratie en een combinatie van beide technieken.
Hierbij moet worden opgemerkt dat het wegwater van DAB-wegen aanzienlijk sterker verontreinigd is dan dat van ZOAB-wegen. Wanneer DAB-wegwater zonder voorbehandeling in een zandfilter wordt behandeld zal dit leiden tot operationele problemen als gevolg van het te hoge gehalte aan zwevende stof.
Een uitgebreide weergave van de kostenberekening is gegeven in de bijlage. In tabel 27 en tabel 28 zijn de investerings- en exploitatiekosten (excl. afwateringssysteem) voor verschillende behandelingsopties van respectievelijk DAB- en ZOAB-wegwater samengevat.

Tabel 27
Investerings- en exploitatiekosten voor verschillende zuiveringsopties van DAB-wegwater (in guldens).

zuiveringsoptie	behandeling van 95%		behandeling van 98%	
	investerings-kosten	exploitatie-kosten	investerings-kosten	exploitatie-kosten
bezinking 0,2 m/hr	785.000	204.000	2.482.000	372.000
bezinking 0,5 m/hr	437.000	167.000	1.299.000	255.000
zandfiltratie	825.000	267.000	1.456.000	374.000
bezinking 0,2 m/hr en zandfiltratie	1.398.000	329.000	3.559.000	572.000
bezinking 0,5 m/hr en zandfiltratie	1.049.000	298.000	2.377.000	463.000

Bijlage I Regenlijnen Grontmij



Gemiddelde totale overstorthoeveelheid per jaar voor verschillende berging B, pompcapaciteitP en berging C=3

Bijlage II Kostenberekening

	ALLEEN BEZINKING							
Type wegdek	DAB				ZOAB			
% water behandeld	95%		98%		95%		98%	
oppervlaktebelasting	0,2m/h	0,5m/h	0,2m/h	0,5m/h	0,2m/h	0,5m/h	0,2m/h	0,5m/h
civiel								
bezinkbassin	345.000	163.000	1.215.000	538.000	321.000	149.000	1.163.000	507.000
pompput	43.000	43.000	148.000	148.000	43.000	43.000	148.000	148.000
spoelbuffer	0	0	0	0	0	0	0	0
effluentbuffer	0	0	0	0	0	0	0	0
onvoorzien	39.000	21.000	136.000	69.000	36.000	19.000	131.000	66.000
SUBTOTAAL civiel	427.000	227.0900	1.499.000	755.000	400.000	211.000	1.442.000	721.000
M/E								
bezinbkbassin	126.000	80.000	259.000	164.000	126.000	80.000	259.000	164.000
zandfilter	0	0	0	0	0	0	0	0
onvoorzien	13.000	8.000	26.000	16.000	13.000	8.000	26.000	16.000
SUBTOTAAL M/E	139.000	88.000	285.000	180.000	139.000	88.000	285.000	180.000
SUBTOTAAL	566.000	315.000	1.784.000	935.000	935.000	299.000	1.727.000	901.000
aannemerskosten	107.000	57.000	375.000	189.000	100.000	53.000	361.000	180.000
installatiekosten	28.000	18.000	57.000	36.000	28.000	18.000	57.000	36.000
advieskosten	84.000	47.000	266.000	147.000	80.000	44.000	257.000	134.000
TOTAAL	785.000	437.000	2.482.000	1.299.000	747.000	414.000	2.402.000	1.251.000
rente & afschrijv ing	78.000	44.000	235.000	136.000	75.000	42.000	229.000	121.000
onderhoud	7.000	4.000	18.000	10.000	7.000	4.000	17.000	10.000
energie	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000
personeel	5.000	5.000	5.000	5.000	5.000	5.000	5.000	5.000
slibafvoer	113.000	113.000	113.000	113.000	13.000	13.000	13.000	13.000
EXPLOITATIE	**204.000**	**167.000**	**372.000**	**255.000**	**101.000**	**65.000**	**265.000**	**150.000**

	BEZINKING GEVOLGD DOOR ZANDFILTRATIE							
KOSTEN	bezinking plus zandfiltratie							
Type wegdek	DAB				ZOAB			
% water behandeld	95%		98%		95%		98%	
oppervlaktebelasting	0,2m/h	0,5m/h	0,2m/h	0,5m/h	0,2m/h	0,5m/h	0,2m/h	0,5m/h
civiel								
bezinkbassin	345.000	163.000	1.215.000	538.000	321.000	149.000	1.163.000	507.000
pompput	43.000	43.000	148.000	148.000	43.000	43.000	148.000	148.000
spoelbuffer	0	0	0	0	0	0	0	0
Effluentbuffer	43.000	43.000	45.000	45.000	43.000	43.000	45.000	45.000
onvoorzien	43.000	25 000	141.000	73.000	41.000	24.000	135.000	70.000
SUBTOTAAL civiel	474.000	274.000	1.549.000	804.000	448.000	259.000	1.492.000	770.000
M/E								
bezinbkbassin	126.000	80.000	259.000	164.000	126.000	80.000	259.000	164.000
zandfilter	370.000	370.000	682.000	682.000	220.000	220.000	532.000	532.000
onvoorzien	50.000	45.000	94.000	85.000	35.000	30.000	79.000	70.000
SUBTOTAAL M/E	546.000	495.000	1.035.000	931.000	381.000	330.000	870.000	766.000
SUBTOTAAL	1.020.000	769.000	2.584.000	1.735.000	829.000	589.000	2.362.000	1.536.000
aannemerskosten	119.000	69.000	387.000	201.000	112.000	65.000	373.000	193.000
installatiekosten	109.000	99.000	207.000	186.000	76.000	66.000	174.000	153.000
advieskosten	150.000	112.000	381.000	255.000	122.000	86.000	349.000	226.000
TOTAAL	1.398.000	1.049.000	3.559.000	2.377.000	1.139.000	806.000	3.258.000	2.108.000
rente & afschrijving	162.000	128.000	386.000	276.000	127.000	95.000	347.000	240.000
onderhoud	27.000	30.000	46.000	47.000	18.000	17.000	39.000	37.000
energie	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000
personeel	7.000	7.000	7.000	7.000	7.000	7.000	7.000	7.000
slibafvoer	132.000	132.000	132.000	132.000	15.000	15.000	15.000	15.000
EXPLOITATIE	**329.000**	**298.000**	**572.000**	**463.000**	**168.000**	**135.000**	**409.000**	**300.000**

	Alleen zandfiltratie			
Type wegdek	DAB		ZOAB	
% water behandeld	95%	98%	95%	98%
civiel				
bezinkbassin	0	0	0	0
pompput	43.000	148.000	43.000	148.000
Spoelbuffer	95.000	98.000	86.000	89.000
effluentbuffer	43.000	45.000	43.000	45.000
onvoorzien	18.000	29.000	17.000	17.000
SUBTOTAAL civiel	199.000	320.000	189.000	189.000
M/E				
bezinkbassin	0	0	0	0
zandfilter	370.000	682.000	220.000	22.000
onvoorzien	37.000	68.000	22.000	22.000
SUBTOTAAL M/E	407.000	750.000	242.000	585.000
SUBTOTAAL	606.000	1.070.000	431.000	431.000
aannemerskosten	50.000	80.000	47.000	47.000
installatiekosten	81.000	150.000	48.000	48.000
advieskosten	88.000	156.000	63.000	63.000
TOTAAL	825.000	1.456.000	589.000	589.000
rente & afschrijving	102.000	183.000	183.000	69.000
onderhoud	27.000	53.000	53.000	13.000
energie	1.000	1.000	1.000	1.000
personeel	5.000	5.000	5.000	5.000
slibafvoer	132.000	132.000	132.000	15.000
EXPLOITATIE	267.000	374.000	374.000	103.000