

**Aansluitingen van 'dun-waterbronnen'
op riolering en rwzi**

Doelmatigheidsonderzoek

Aansluiting van 'dun-waterbronnen' op riolering en rwzi



Doelmatigheidsonderzoek

INHOUD	I
Ten geleide	IV
SAMENVATTING	1
1 INLEIDING	5
2 INVLOED VAN DUN WATER OP HET OVERSTORTEN VAN RIOOLWATER UIT EEN GEMENGD RIOOLSTELSEL	7
2.1 Percentage overstortend rioolwater bij verhoging van de pompcapaciteit	7
2.2 Percentage overstortend rioolwater zonder verhoging van de pompcapaciteit	8
3 GEDRAG VAN MILIEUBEZWAARLIJKE STOFFEN IN EEN RWZI	10
3.1 Inleiding	10
3.2 Nutriënten, zuurstofbindende stoffen en zwevendestof	10
3.2.1 N-verwijdering	10
3.2.2 P-verwijdering	13
3.2.3 Verwijdering van zuurstofbindende stoffen	14
3.2.4 Zwevendestofverwijdering	14
3.3 Organische microverontreinigingen en zware metalen	16
3.3.1 Gedrag in rwzi's	16
3.3.2 Praktijkervaring met modellen	19
4 INVENTARISATIE VAN DUN-WATERSTROMEN	21
4.1 Inleiding	21
4.2 Verontreinigd grondwater	21
4.3 Afvalwater van de glastuinbouw	22
4.4 Te beschouwen stoffengroepen	22
5 SELECTIE VAN STOFFEN EN/OF STOFFENGROEPEN	25
5.1 Inleiding	25
5.2 Modelberekeningen	25
5.2.1 Stofeigenschappen voor modellering	25
5.2.2 Resultaten van de modelberekeningen LUW	26
5.3 Indeling van de organische microverontreinigingen in stoffengroepen	30
5.4 Selectie van stoffen en/of stoffengroepen	34
6 CASE-STUDY	35
6.1 Inleiding	35
6.2 Keuze van een rwzi voor de case-study	35
6.3 Beschrijving van de rwzi Haaksbergen	36
6.4 Wijze van modelleren	37
6.4.1 Modelling van de N-verwijdering	37
6.4.2 Modelling van de organische microverontreinigingen en zware metalen	38
6.5 Effect van dun water op verwijderingsrendementen	42
6.5.1 N-verwijdering	42
6.5.2 Verwijdering van zware metalen	43
6.5.3 Verwijdering van organische microverontreinigingen	46

6.6	Maatregelen en kosten om verwijderingsrendementen te handhaven	48
6.6.1	Handhaving van de verwijderingsrendementen voor N en P	48
6.6.2	Behandeling van de extra lozingsvrachten van zware metalen en organische microverontreinigingen	51
7	EVALUATIE EN CONCLUSIES VAN DE CASE-STUDY	53
7.1	Hoeveelheid en herkomst van dun water	53
7.2	Effecten van dun water op de rwzi Haaksbergen	53
7.2.1	Inleiding	53
7.2.2	N-verwijdering	53
7.2.3	P-verwijdering	55
7.2.4	Verwijdering van zware metalen en organische microverontreinigingen	55
7.3	Doelmatigheid van de dun-waterbehandeling	57
8	METHODE VOOR BEOORDELING VAN DE DOELMATIGHEID VAN BEHANDELING VAN DUN WATER OP RWZI'S	58
8.1	Algemeen	58
8.2	Effecten van dun water op het overstorten via een gemengd rioolstelsel	58
8.3	Effecten van dun water op de verwijderingsrendementen van rwzi's	59
8.3.1	Te verwachten effecten	59
8.3.2	Hydraulische effecten	59
8.3.3	N-verwijdering	59
8.3.4	P-verwijdering	62
8.3.5	Verwijdering van zuurstofbindende stoffen	62
8.3.6	Zwevendestofverwijdering	63
8.3.7	Verwijdering van zware metalen	63
8.3.8	Verwijdering van organische microverontreinigingen	64
9	LITERATUUR	67
	BIJLAGEN	69
1	Uitgangspunten en berekeningsresultaten van oriënterende simulatieberekeningen met het SIMBA-model	70
2	Zwevendestofconcentraties voor effluenten van rwzi's van HHR West-Brabant voor DWA- en voor RWA-condities	75
3	Beschrijving van stofoverdrachtsprocessen in een rwzi	77
4	Beschouwing van simuleringsmodellen voor het gedrag van organische microverontreinigingen op een rwzi	85
5	Beschrijving van het simulatiemodel OMPTreat voor zware metalen en organische microverontreinigingen	91
6	Modelberekeningen van LUW met DynTreat	95
7	Stoffengroepen met beschouwde prioritaire organische microverontreinigingen	99
8	Gedrag van organische microverontreinigingen ingedeeld naar stoffengroepen	103
9	Aandeel dun water op rwzi's van HWB, Delfland en Regge en Dinkel. Verwerking van enquête-gegevens	112
10	Identificatie dun-waterbronnen op rwzi's van HWB, Delfland en Regge en Dinkel. Keuze van case-study	119
11	Technische gegevens van de rwzi Haaksbergen	121

12	Parameterinstelling van het SIMBA-model	124
13	Meetprogramma op de rwzi Haaksbergen voor het vaststellen van invoergegevens van het SIMBA-model	126
14	Beschrijving van de modellering van de rwzi Haaksbergen	129
15	Invloed van dun water op de jaarlijkse lozingsvrachten van organische microverontreinigingen op de rwzi Haaksbergen	133
16	Dimensionering van de rwzi Haaksbergen met en zonder dun water	135
17	Specificatie van de extra energiekosten voor de rwzi Haaksbergen ten gevolge van dun water	142
18	Kostenberekening voor de waterzuivering van organische microverontreinigingen en zware metalen	144
19	Nomogrammen om de emissieverdeling van organische microverontreinigingen op een rwzi vast te stellen	148

Ten geleide

De waterkwaliteitsbeheerders worden in toenemende mate geconfronteerd met vergunningaanvragen voor de lozing van relatief grote hoeveelheden afvalwater met lage concentraties aan zuurstofbindende stoffen ("dun water"). Deze afvalwaterstromen bevatten vaak relatief grote hoeveelheden prioritaire stoffen en bestrijdingsmiddelen, zodat niet direct op het oppervlaktewater kan worden geloosd. Voorbeelden van dit soort water zijn voorgezuiverd industrieel afvalwater, afvalwater van de glastuinbouw en van bodemsaneringsprojecten.

Het beleid voor dergelijke afvalwaterstromen is primair gericht op een brongerichte aanpak. Desondanks worden deze afvalwaterstromen, al dan niet na voorzuivering, vaak toevertrouwd aan de riolering en dus aan de rioolwaterzuiveringsinrichting, aangezien zuivering aan de bron met vervolgens lozing op het oppervlaktewater (economisch) 'niet haalbaar' wordt geacht.

In hoeverre het lozen op het riool en naar de rwzi uit het oogpunt van milieurendement en kosten wel doelmatig en toelaatbaar zou zijn, was onvoldoende bekend. Het onderhavige rapport gaat in op de doelmatigheid van de behandeling van 'dun water', met daarin een scala van mogelijke verbindingen, in een rwzi, op de nadelige gevolgen voor de processen in de rwzi en voor het ontvangend oppervlaktewater, en op de kosten die deze behandeling met zich mee brengt.

Aan de hand van een case-study is een methode opgesteld, waarmee de doelmatigheid van de behandeling van 'dun water' via de riolering en de rwzi kan worden beoordeeld.

De werkzaamheden werden door het bestuur van de STOWA opgedragen aan BKH Adviesbureau te Delft (projectteam bestaande uit ir. H.L. Dorussen, drs. W.B.A. Wassenberg en mw. ir. E.G. Wypkema). Het project werd namens de STOWA begeleid door een commissie bestaande uit ing. J.J. Jonk (voorzitter), mw. ir. D.M.E. Anink, ing. H.J. Ellenbroek, ir. J. Rienks en ir. P.C. Stamperius.

Essentiële informatie voor deze studie werd aangeleverd door het Waterschap Regge en Dinkel en de hoogheemraadschappen van Delfland en West-Brabant. De STOWA is deze waterkwaliteitsbeheerders daar zeer erkentelijk voor.

Utrecht, juli 1996

De directeur van de STOWA

drs. J.F. Noorthoorn van der Kruijff

SAMENVATTING

De waterkwaliteitsbeheerders worden in toenemende mate geconfronteerd met de aanvoer van dun water op rioolwaterzuiveringsinrichtingen (rwzi's). Dun water kan worden omschreven als afvalwater met lage concentraties aan zuurstofbindende stoffen en vaak zekere hoeveelheden milieubezwaarlijke stoffen, zoals nutriënten, zware metalen, PAK en bestrijdingsmiddelen. Voorbeelden zijn voorgezuiverd industrieel afvalwater, afvalwater van de glastuinbouw en bodemsaneringsprojecten.

Het beleid voor dergelijke afvalwaterstromen is primair gericht op een brongerichte aanpak. Desondanks vindt in veel gevallen, al dan niet na voorzuivering, lozing plaats op de riolering en daarmee uiteindelijk op de rwzi's. De doelmatigheid hiervan is uit het oogpunt van milieurendement en kosten onvoldoende bekend en het door de waterkwaliteitsbeheerders te volgen beleid is onduidelijk.

In het onderhavige onderzoek is mede aan de hand van een case-study een methode opgesteld, waarmee de doelmatigheid van behandeling van dun water op de riolering en op rwzi's kan worden beoordeeld.

Overstorten via de riolering

Dun-waterlozingen geven een hogere hydraulische belasting van het rioolstelsel en daarmee een verhoogde kans op overstorten.

De effecten van een continue dun-waterlozing op het overstorten van een gemiddeld Nederlands gemengd stelsel zijn doorgerekend voor de volgende gevallen:

- 1 De pompcapaciteit van het gemaal wordt verhoogd overeenkomstig de dun-waterlozing en het stelsel bevat een bergbezinkbassin overeenkomstig de CUWVO-aanbevelingen 1992.
- 2 De pompcapaciteit van het gemaal wordt niet verhoogd en het stelsel bevat een bergbezinkbassin.

Voor beide gevallen zijn ook de situaties zonder bergbezinkbassin doorgerekend.

Samenvattend kan het volgende worden geconcludeerd:

- * Bij een verhoogde pompcapaciteit van het gemaal overeenkomstig de dun-waterlozing zullen de overstortingsduur per jaar en de overstortfrequentie uiteraard niet toenemen.
- * Wanneer de pompcapaciteit van het gemaal niet wordt verhoogd nemen de overstortingsduur en de overstortfrequentie toe. Bij een verdubbeling van de DWA neemt de totale overstortingsduur per jaar toe met circa 30%.
- * Bij afwezigheid van een bergbezinkbassin neemt de totale overstortingsduur per jaar toe met circa 35% ten opzichte van de situatie met bergbezinkbassin.

Effecten van dun water op rwzi's

Effecten van dun water op rwzi's zijn beschouwd voor de verwijdering van nutriënten, zuurstofbindende stoffen, zwevende stof, organische microverontreinigingen en zware metalen, voor een standaard-rwzi onder Pasveercondities. Vervolgens zijn de bevindingen voor deze standaard rwzi getoetst aan een case-study.

Voor de case-study werd de rwzi Haaksbergen van het Waterschap Regge en Dinkel geselecteerd op basis van de kengetallen liters afvalwater per ie of per gram BZV. Het aandeel dun water van deze rwzi bedraagt 50% van de totale DWA en bestaat voornamelijk uit drainage-water en bodemsaneringswater. Het bodemsaneringswater bevat vluchtige organochloorverbindingen.

De rwzi behoort tot het type oxydatiesloot (Ladox-systeem) en de ontwerpcapaciteit bedraagt 25.000 ie.

Ten aanzien van de effecten van dun water op rwzi's kan uit de resultaten van de standaard-rwzi en de case-study het volgende worden geconcludeerd:

- * Een derde deel van de rwzi's die werden onderzocht ten behoeve van de selectie van de case-study, had een niet te verwaarlozen aanvoer van dun water. De dun-waterbronnen konden in de meeste gevallen slechts voor 50 to 75 % worden geïdentificeerd.
- * Uit modelberekeningen voor de standaard rwzi blijkt dat voor zowel voorgeschakelde denitrificatie als intermitterende nitrificatie/denitrificatie de aanvoer van dun water een aanmerkelijke daling van de N-totaal verwijdering geeft. Voor een dun-wateraan deel van 50% van de totale DWA wordt een rendementsdaling van 90 naar 85% berekend. Voor de case-study wordt aan de hand van modelberekeningen voor een gelijk aandeel dun water een overeenkomende rendementsdaling vastgesteld. Om het N-verwijderingsrendement volledig te handhaven zou circa 75% beluchtingsruimte moeten worden bijgebouwd. De jaarlijkse kosten hiervoor bedragen voor de case-study f 16,- per ie, wanneer ervan wordt uitgegaan dat bij nieuwbouw rekening kan worden gehouden met deze uitbreiding, en f 21,- per ie, wanneer wordt uitgegaan van uitbreiding van de rwzi achteraf.
- * Dun water zal een daling van het P-verwijderingsrendement geven. Hoewel dit niet kan worden gekwantificeerd, zal een rendementsdaling in het algemeen op eenvoudige wijze kunnen worden voorkomen door een hogere chemicaliëndosering. Hierbij dient rekening te worden gehouden met nadelige effecten van een hogere chemicaliëndosering zoals een hogere slibproductie, een hogere zoutbelasting van het oppervlaktewater en eventueel een afname van de N-verwijdering.
- * Uit modelberekeningen voor de standaard-rwzi blijkt dat door dun water de vracht aan zuurstofbindende stoffen in het effluent toeneemt. De N-Kjeldahlvracht neemt sterker toe dan de CZV-vracht. Bij een verhoging van de DWA met 50% neemt de N-Kjeldahlvracht ruwweg met 40% toe en de CZV-vracht met circa 20%.
- * Bij aanvoer van dun water zal de zwevendestofconcentratie van het effluent gelijk blijven. Dit betekent evenwel dat de vracht zal toenemen met als gevolg hogere lozingsvrachten van N, P en zuurstofbindende stoffen.
- * Organische microverontreinigingen die veelvuldig in dun water voorkomen én een sterke emissie geven naar de waterfase en/of de luchtfase dienen bijzondere aandacht te krijgen. Vaak voorkomende organische microverontreinigingen in dun water zijn op basis van een inventarisatie vastgesteld. Aan de hand van modelberekeningen is de verdeling van deze stoffen over water, lucht en slib vastgesteld voor de standaard-rwzi. De stoffen worden hierbij gekarakteriseerd door vluchtigheid, hydrofobiteit en afbreekbaarheid. De goed oplosbare stoffen zoals niet-vluchtige zuurstofhoudende alifaten, zuurstofhoudende aromaten, chloorfenolen, chloornitro-aromaten en niet-vluchtige pesticiden zullen in hoge mate via het effluent naar het oppervlaktewater worden afgevoerd. Stoffen die in sterke mate naar de lucht ontwijken, zijn vluchtige pesticiden, PCB en alifatische chloorverbindingen.
Simulatieberekeningen voor de de rwzi Haaksbergen geven aan dat de in het bodemsaneringswater voorkomende VOCL vrijwel volledig naar de lucht ontwijken. Daarnaast geeft het dun water voor de normaal voorkomende organische microverontreinigingen en zware metalen een verschuiving van de aan het slib geadsorbeerde fractie naar het effluent. Volgens de simulatieberekeningen neemt de effluentvracht hierdoor met 25 tot 50% toe, afhankelijk van de soort stof.

De zuiveringskosten om de extra lozingsvrachten naar het effluent of de lucht terug te dringen zijn dermate hoog dat behandeling op de rwzi niet realistisch is.

Doelmatigheid

De doelmatigheid van behandeling van dun water op een rwzi wordt beoordeeld op basis van het milieurendement en de kosten. Ten aanzien van deze aspecten kan het volgende worden geconcludeerd:

- * Afvoer van niet-verontreinigd dun water, zoals water van grondwaterbemaling en koelwater, naar een rwzi heeft geen enkel milieuvoordeel. Er treedt zelfs een verslechtering op van het verwijderingsrendement van normaal voorkomende milieubezwaarlijke stoffen zoals nutriënten, zuurstofbindende stoffen, organische microverontreinigingen en zware metalen. Afvoer van dit soort dun water naar een rwzi dient dan ook zoveel mogelijk te worden voorkomen.

Verontreinigd dun water, zoals bodemsaneringswater en afvalwater uit de glastuinbouw, geeft evenals niet-verontreinigd dun water een verslechtering van het verwijderingsrendement van de normaal voorkomende milieubezwaarlijke stoffen. Voorts kunnen verhoogde emissies optreden van de in het dun water voorkomende verontreinigingen naar het oppervlaktewater en de lucht.

Voor verontreinigd dun water dient in eerste instantie te worden gezocht naar behandeling bij de bron en directe lozing op oppervlaktewater.

- * De jaarlijkse kosten om de extra lozingsvrachten van nutriënten en zuurstofbindende stoffen terug te dringen kunnen oplopen tot enkele tientallen guldens per ie. De jaarlijkse kosten om extra lozingsvrachten van organische microverontreinigingen en zware metalen met het effluent terug te dringen kunnen tot boven f 400,- per ie stijgen. Het terugdringen van deze extra lozingsvrachten is vanwege de zeer hoge kosten niet realistisch.

Behandeling van niet-verontreinigd dun water op een rwzi is niet doelmatig.

Voor verontreinigd dun water is dit minder eenduidig. De doelmatigheid wordt in belangrijke mate bepaald door de volgende factoren:

- * Het aandeel dun water en de soort verontreinigingen en het gedrag van de verontreinigingen op de rwzi. In het algemeen zal voor relatief kleine hoeveelheden dun water met goed afbreekbare niet-vluchtige verontreinigingen sprake zijn van doelmatigheid van behandeling op rwzi's.
- * De mate waarin verwijderingsrendementen voor nutriënten, zuurstofbindende stoffen, organische microverontreinigingen en zware metalen verslechteren. Wanneer ontoelaatbare extra emissies van organische microverontreinigingen en/of zware metalen optreden, zal veelal vanwege de zeer hoge kosten om deze emissies terug te dringen, behandeling op een rwzi niet doelmatig zijn.

Op basis van de bevindingen uit het onderzoek is aangegeven op welke wijze de doelmatigheid van behandeling van dun water op rwzi's kan worden beoordeeld. Hierbij zijn hulpschema's gegeven van de werkwijze voor het vaststellen van:

- * Het effect van dun water op de N-verwijdering.
- * De emissieverdeling van organische microverontreinigingen over slib, effluent en lucht.

Voor een ruwe schatting van de effecten van dun water op de N-verwijdering kan gebruik worden gemaakt van de figuren 1 t/m 3 uit hoofdstuk 3 waarin de effecten zijn gegeven voor verschillende zuiveringssystemen en procesregelingen.

Voor een meer nauwkeurige voorspelling van de effecten kan gebruik worden gemaakt van het IAWQ-model, geprogrammeerd in SIMBA. Belangrijke stappen om met SIMBA te komen tot de effectvoorspelling zijn:

- * Karakterisering van het influent aan de hand van de CZV- en N-fracties.
- * Samenstelling van het simulatiemodel van de rwzi met de modules uit SIMBA. Belangrijke aspecten hierbij zijn de mengkarakteristiek van het systeem, de procesregeling en het al of niet optreden van biologische defosfatering.
- * Calibratie en validatie van het model aan de hand van meetgegevens in het geval van een bestaande rwzi.
- * Het simuleren van situaties zonder en met dun water.

Een afname van de N-verwijdering kan als volgt worden vertaald naar kosten:

- * De extra N-lozingsvracht wordt vermenigvuldigd met de verwijderingskosten per kg N.
- * De kosten voor voorzieningen om de extra lozingsvracht terug te dringen. Deze voorzieningen kunnen bestaan uit een aangepaste procesregeling zonodig gecombineerd met een uitbreiding van de rwzi.

Voor organische microverontreinigingen kan voor de situaties zonder en met dun water de volgende werkwijze worden gevolgd om de emissieverdeling over effluent, slib en lucht vast te stellen.

Wanneer de stofeigenschappen goed bekend zijn kan gebruik worden gemaakt van simulatiemodellen waarvan in Nederland vier versies in omloop zijn.

Voor organische microverontreinigingen, waarvan de chemische samenstelling en/of essentiële stofeigenschappen niet eenduidig bekend zijn, kan een ruwe schatting worden gemaakt van de emissieverdeling op basis van het gedrag van de stoffengroep waartoe deze verontreinigingen behoren. In bijlage 8 zijn diagrammen gegeven voor de emissieverdeling van de stoffengroepen alifatische, aromatische en polycyclische aromatische koolwaterstoffen en van pesticiden.

Wanneer de stofeigenschappen bekend zijn, kan een nauwkeuriger schatting van de emissieverdeling worden gemaakt aan de hand van de emissieverdelingsdiagrammen van figuren 10 t/m 12. Voor stoffen waarvan de emissieverdeling slecht of niet uit deze figuren kan worden afgelezen, kan gebruik worden gemaakt van nomogrammen welke zijn gegeven in bijlage 19.

INLEIDING

De waterkwaliteitsbeheerders worden in toenemende mate geconfronteerd met vergunning-aanvragen voor de lozing van relatief grote hoeveelheden afvalwater met lage concentraties van zuurstofbindende stoffen (dun water). Deze afvalwaterstromen bevatten vaak zekere hoeveelheden milieubezwaarlijke stoffen zoals nutriënten, zware metalen, PAK en bestrijdingsmiddelen, waardoor directe lozing op oppervlaktewater niet (meer) mogelijk is. Voorbeelden hiervan zijn voorgezuiverd industrieel afvalwater, afvalwater van de glastuinbouw en van bodemsaneringsprojecten.

Het beleid voor dergelijke afvalwaterstromen is primair gericht op een brongerichte aanpak. Desondanks vindt in veel gevallen, al dan niet na voorzuivering, lozing plaats op de riolering en daarmee uiteindelijk op de rioolwaterzuiveringsinrichtingen (rwzi's). In hoeverre dit uit het oogpunt van milieurendement en kosten doelmatig is, is onvoldoende bekend. Het door de waterkwaliteitsbeheerders te volgen beleid is dan ook niet duidelijk. Om hierin meer inzicht te verkrijgen, dienen de milieu-effecten en kosten te worden vastgesteld voor enerzijds bestrijding aan de bron en directe lozing op oppervlaktewater en anderzijds voor lozing op de riolering en vervolgens behandeling op een rwzi.

Het onderhavige onderzoek gaat nader in op de vraag of behandeling van dun water op een rwzi uit oogpunt van milieurendement en kosten doelmatig is.

De doelmatigheid van behandeling van dit type afvalwater op een rwzi staat om de volgende redenen ter discussie:

- * de hydraulische belasting neemt toe, zodat uitbreiding van de rwzi is noodzakelijk is;
- * door de verdunning kunnen verwijderingsrendementen van milieubezwaarlijke stoffen afnemen;
- * door de aanvoer van dun water met relatief veel N en P moeten mogelijk aanvullende maatregelen worden getroffen om aan de stikstof- en fosfaateis te voldoen;
- * door de extra aanvoer van milieubezwaarlijke stoffen neemt de uitstoot van deze stoffen via overstorten, het effluent en het slib toe. De meeste milieubezwaarlijke stoffen worden slecht of niet afgebroken in een rwzi, waardoor het effluent mogelijk met een extra zuiveringstrap moet worden nabehandeld. Door adsorptie aan het slib bestaat de mogelijkheid dat het slib als chemisch afval moet worden gekwalificeerd.

Aan de hand van een case-study voor een geselecteerde rwzi is een aantal instrumenten geselecteerd, waarmee de doelmatigheid van een dun-waterlozing op een rwzi kan worden beoordeeld. Vervolgens is aangegeven hoe deze instrumenten dienen te worden gebruikt om in zijn algemeenheid te komen tot een beoordeling van de doelmatigheid van behandeling van dun water op een rwzi.

Voordat met de case-study werd begonnen is een algemene beschouwing gegeven over het effect van dun water op het overstorten van milieubezwaarlijke stoffen via de riolering (hoofdstuk 2) en het gedrag van deze stoffen in een rwzi (hoofdstuk 3).

In hoofdstuk 4 is een inventarisatie gemaakt van dun-waterstromen en milieubezwaarlijke stoffen, en zijn stoffengroepen en stoffen geselecteerd die vanwege een te verwachten hoge emissie naar het effluent en de lucht bijzondere aandacht verdienen.

In hoofdstuk 5 zijn voor deze stoffengroepen en stoffen modelberekeningen gegeven en is een methode beschreven waarmee een ruwe schatting kan worden gemaakt van het stoffengedrag op een rwzi.

In hoofdstuk 6 is de case-study beschreven. De effecten van het dun water op de verwijdering van stikstof, fosfor, zware metalen en microverontreinigingen voor een geselecteerde rwzi zijn berekend en de maatregelen en kosten om hogere emissievrachten terug te dringen zijn vastgesteld.

In hoofdstuk 7 is de case-study geëvalueerd en zijn conclusies gegeven, ook voor rwzi's in het algemeen.

Hoofdstuk 8 geeft een methode om de doelmatigheid van behandeling van dun water op een rwzi te beoordelen.

INVLOED VAN DUN WATER OP HET OVERSTORTEN VAN RIOOLWATER UIT EEN GEMENGD RIOOLSTELSEL

De lozing van dun water in een gemengd rioolstelsel kan tot gevolg hebben dat de overstort-frequentie en -duur toenemen. Dit wordt mede bepaald door de locatie van de lozing ten opzichte van het rioolgemaal en de overstorten. Het rioolgemaal transporteert het afvalwater verder naar de zuiveringsinrichting of naar een ander rioolstelsel.

Navolgend is nagegaan in hoeverre dun water het overstorten van rioolwater uit een gemengd stelsel beïnvloedt.

Hierbij is voor de milieubezwaarlijke stoffen in het dun water uitgegaan van opgeloste en niet-bezinkbare verontreinigingen. Indien de verontreinigingen zich vasthechten aan slib of zand of zelf bezinken, zal accumulatie van verontreinigingen in rioolslib optreden. De dikte van de sliblaag is afhankelijk van zeer specifieke omstandigheden, zoals stroomsnelheden bij droogweer en bij regen, afschot van de rioolbuis en de grootte en dichtheid van de slibdeeltjes. Tijdens hevige regenval wordt het slib opgewoeld en gedeeltelijk geloosd op het oppervlaktewater via de overstort. Navolgend wordt ervan uitgegaan dat geen bezinking en accumulatie van de verontreinigingen optreden in het rioolslib.

In de paragrafen 2.1 en 2.2 wordt voor de volgende situaties een schatting gegeven van het gedeelte van het rioolwater en daarmee ook van het dun water dat overstort naar het oppervlaktewater:

- De pompcapaciteit van het gemaal wordt verhoogd met het dun-waterdebiet.
- De pompcapaciteit van het gemaal wordt niet verhoogd.

2.1 Percentage overstortend rioolwater bij verhoging van de pompcapaciteit

Bij de bepaling van het percentage overstortend rioolwater zijn de volgende uitgangspunten gehanteerd:

- 1 De lozing van dun water vindt continu plaats.
- 2 Het rioolstelsel is een gemiddeld Nederlands gemengd stelsel dat voldoet aan de CUWVO-aanbevelingen voor bestaande gemengde stelsels [1].
De kenmerken zijn als volgt:

berging	7	mm
pompovercapaciteit	0,7	mm/uur
bergbezinkbassin	2	mm
- 3 De verontreinigingen bezinken niet in het rioolstelsel en in het bergbezinkbassin.
- 4 Neerslagverlies op straat 1 mm
- 5 Neerslaggegevens 37-jarige stippengrafiek volgens Kuipers
- 6 De overstorting is gemiddeld genomen afgelopen bij het einde van een regenbui.
- 7 Vermindering van de berging in het rioolstelsel door de lozing is ter vereenvoudiging niet in de berekening opgenomen, omdat dit sterk afhankelijk is van de grootte van de lozing ten opzichte van de transportcapaciteit van de buizen en de afstand tussen de lozing en het rioolgemaal. Dit is geoorloofd omdat over het algemeen de orde van grootte van de lozing overeenkomt met de droogweerafvoer (circa 0,2 mm/uur), terwijl de riolering wordt ontworpen op de afvoer van hemelwater (circa 20 mm/uur).
- 8 De hoeveelheid geloosd dun water bij een overstorting komt overeen met de geloosde hoeveelheid dun water tijdens de regenbui. Dit houdt in dat de tijd waarin het dun water wordt getransporteerd van het lozingspunt naar het rioolgemaal (gemiddeld circa 15 minuten voor het beschouwde standaardstelsel) even lang is als de tijd waarin de berging van het stelsel gevuld wordt met regenwater.

In een globale hydraulische berekening wordt het rioolstelsel geschematiseerd door een bak met een inhoud van 9 mm. Het rioolstelsel wordt belast met de regenbuien van 37 jaar, waarvan de duur en de regenhoogte bekend zijn. De eerste mm regenval blijft achter op het verhard oppervlak en komt niet in het rioolstelsel. In de bak is een pomp aanwezig met een pompovercapaciteit van 0,7 mm/uur. Deze voert het regenwater af. Bij hogere regenintensiteiten zal de capaciteit van de pomp tekort schieten en wordt de berging gevuld. Het water, dat niet kan worden afgepompt of kan worden geborgen, stort over. De overstortingsduur wordt berekend uit de regenduur verminderd met de duur waarin de berging van het rioolstelsel wordt gevuld.

Op bovenstaande wijze kan berekend worden dat gemiddeld 23,3 uur per jaar ofwel 0,27% van de tijd overstorting plaatsvindt. Dit percentage is onafhankelijk van de verhouding tussen de droogweerafvoer en lozing van dun water omdat de pompovercapaciteit van het rioolstelsel gelijk blijft.

In het voorgaande is aangenomen dat eerst een bergbezinkbassin (2 mm berging) wordt gepasseerd alvorens overstorting plaatsvindt. Zonder bergbezinkbassin bedraagt het percentage overstortend rioolwater 0,41%.

De volgende maatregelen kunnen het overstorten van dun water voorkomen of beperken:

- 1 Het lozen van dun water in het rioolgemaal. De pompcapaciteit van het gemaal dient hierop berekend te zijn.
- 2 Lozing 's nachts doen plaatsvinden waardoor de kans op een overstorting kleiner is. Als gevolg van het geringe aanbod van droogweerafvoer is een hogere pompovercapaciteit beschikbaar.
- 3 Door middel van meet- en regeltechniek de lozing te stoppen als een overstorting dreigt.

Voor de mogelijkheden 2 en 3 is een aanzienlijke buffer bij de bron noodzakelijk.

2.2 Percentage overstortend rioolwater zonder verhoging van de pompcapaciteit

Bij de bepaling van het percentage overstortend rioolwater zijn de volgende extra uitgangspunten gehanteerd boven de uitgangspunten in paragraaf 2.1.

- | | | |
|---|----|----------------|
| 1 Aangesloten verhard oppervlak per inwoner | 60 | m ² |
| 2 Droogweerafvoer per inwoner | 12 | l/inw/uur |
- Het aantal inwoners per ha bedraagt $10.000/60 = 167$. De droogweerafvoer per ha bedraagt $2 \text{ m}^3/\text{uur}$ ($167 \times 0,012 \text{ m}^3/\text{inw/uur}$). Dit komt overeen met $0,2 \text{ mm/uur}$ ($2 \text{ m}^3/\text{uur}/10.000 \text{ m}^2$).
- 3 De hoeveelheid dun water is gelijk aan 20%, 50% respectievelijk 100% van de onverdunde droogweeraanvoer.

Afhankelijk van de verhouding tussen de lozing van dun water en de droogweerafvoer wordt overeenkomstig de berekeningswijze in paragraaf 2.1 een overstortingsduur berekend. In tabel 1 zijn de resultaten weergegeven voor een stelsel met bergbezinkbassin.

Tabel 1 Percentage overstortend rioolwater bij toenemende hoeveelheden dun water voor een stelsel met een bergbezinkbassin

$\frac{(\text{lozing} + \text{dwa})}{\text{dwa}}$	dwa	lozing dun water	totale duur overstorting	percentage overstortend rioolwater van aanvoer	overstort- frequentie
100%	0,2 mm/uur	0,00 mm/uur	23,3 uur/jaar	0,27%	4,5
120%	0,2 mm/uur	0,04 mm/uur	25,3 uur/jaar	0,29%	4,7
150%	0,2 mm/uur	0,10 mm/uur	26,6 uur/jaar	0,30%	4,9
200%	0,2 mm/uur	0,20 mm/uur	31,4 uur/jaar	0,36%	5,7

Uit tabel 1 blijkt dat bij een groter aandeel dun water de overstortfrequentie en de totale overstortingsduur per jaar toenemen.

In tabel 2 zijn de overstortfrequentie en de totale overstortingsduur gegeven voor een stelsel zonder bergbezinkbassin.

Tabel 2 Percentage overstortend rioolwater bij toenemende hoeveelheden dun water voor een stelsel zonder bergbezinkbassin

$\frac{(\text{lozing} + \text{dwa})}{\text{dwa}}$	dwa	lozing dun wwater	totale duur overstorting	percentage overstortend rioolwater van aanvoer	overstort- frequentie
100%	0,2 mm/uur	0,00 mm/uur	36,0 uur/jaar	0,41%	7,4
120%	0,2 mm/uur	0,04 mm/uur	37,8 uur/jaar	0,43%	7,7
150%	0,2 mm/uur	0,10 mm/uur	42,3 uur/jaar	0,48%	8,3
200%	0,2 mm/uur	0,20 mm/uur	46,7 uur/jaar	0,53%	9,2

Uit tabel 2 blijkt dat bij afwezigheid van een bergbezinkbassin de hoeveelheid overstortend rioolwater en de overstortfrequentie aanzienlijk toenemen, respectievelijk met circa 55% en 65%.

3 GEDRAG VAN MILIEUBEZWAARLIJKE STOFFEN IN EEN RWZI

3.1 Inleiding

Aan de hand van een case-study over een geselecteerde rwzi wordt de doelmatigheid van het zuiveren van een dun-waterlozing in de navolgende hoofdstukken onderzocht.

Ten behoeve van die case-study wordt eerst duidelijkheid verschaft over onderstaande aspecten:

- Welke milieubezwaarlijke stoffen zijn relevant en zijn deze stoffen naar gedrag in een rwzi te groeperen?

Voor de verwijdering van zuurstofbindende stoffen, nutriënten, zwevende stof en zware metalen is de keuze duidelijk. Voor organische microverontreinigingen en zware metalen is de keuze voor stoffen/stoffengroepen mede gebaseerd op het gedrag van deze stoffen op een standaard-rwzi.

- Welke modellen zijn het meest geschikt om het gedrag van de milieubezwaarlijke stoffen in een rwzi te voorspellen en wat is globaal het effect van dun water op de verwijderingsrendementen?

Voor N-verwijdering is gekozen voor het model SIMBA. Deze keuze lag voor de hand omdat door de waterkwaliteitsbeheerders in Nederland reeds gekozen is voor dit model. Met dit model zijn simulatieberekeningen verricht voor de N-verwijdering op een standaard rwzi. Effecten op de P-verwijdering zijn ingeschat op basis van literatuurgegevens, effecten op de zwevendestofverwijdering aan de hand van literatuurgegevens en praktijkgegevens van het Hoogheemraadschap van West-Brabant en het Waterschap Regge en Dinkel.

Voor het voorspellen van het gedrag van organische micro-verontreinigingen en zware metalen zijn drie modellen beschouwd waarvan er één is geselecteerd voor verdere modelberekeningen.

3.2 Nutriënten, zuurstofbindende stoffen en zwevende stof

3.2.1 N-verwijdering

Met het model SIMBA zijn de N_{tot} -effluentconcentraties berekend voor een standaard rwzi voor de volgende situaties:

- door het aandeel dun water wordt de volumestroom verhoogd met 25, 50 en 100%, waarbij de influentvrachten gelijk worden verondersteld. Dit betreft situaties, waarbij alleen sprake is van verdunning van het influent;
- de volumestroom blijft gelijk, doch:
 - * de CZV-vracht neemt af met 20 en 35%; dit betreft situaties, waarbij door bijvoorbeeld voorzuivering bij industrieën de CZV-vracht in het influent wordt verlaagd;
 - * de stikstof- of fosforvrachten in het influent nemen toe met 25 en 50%. Dit betreft situaties, waarbij afvalwaterstromen worden aangevoerd die relatief hoge stikstof- of fosforconcentraties bevatten.

Modelberekeningen zijn uitgevoerd voor voorgeschakelde denitrificatie en intermitterende nitrificatie/denitrificatie. Bij voordenenitrificatie wordt een denitrificatietank met een vast volume gevolgd door een nitrificatietank met een zuurstofregeling. Hierbij is ook een regeling beschouwd waarbij de interne recirculatie wordt gestuurd op basis van de nitraatconcentratie van de denitrificatietank.

Bij intermitterende nitrificatie/denitrificatie vinden nitrificatie en denitrificatie afwisselend plaats in dezelfde tank door aan/uitschakeling van de beluchting op basis van een nitraatregeling.

De uitgangspunten voor de berekeningen zijn weergegeven in bijlage 1. Voor de ontwerp-temperatuur is 10°C aangehouden.

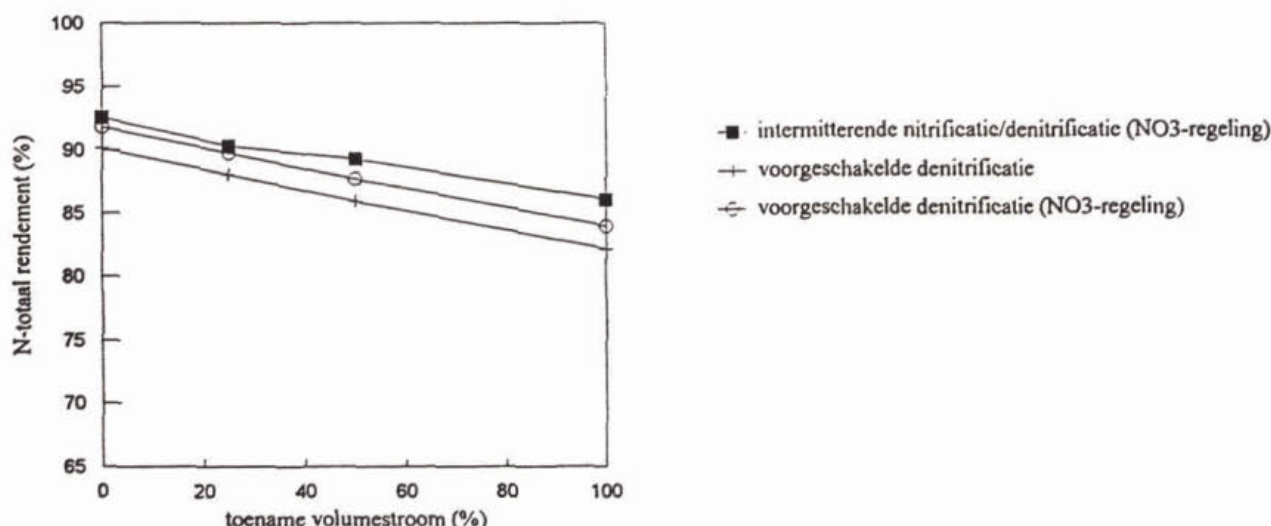
Voor de in bijlage 1 gegeven standaard rwzi is, ter verkorting van de rekentijd, uitgegaan van een constant debiet. Met deze vereenvoudigde aannamen kon een afdoende schatting van de effecten worden verkregen.

De resultaten van de simulatieberekeningen zijn in tabelvorm in bijlage 1 gegeven.

Uit de simulatieberekeningen blijkt het volgende:

* Het N_{tot} -verwijderingsrendement neemt af bij toenemende verdunning (zie figuur 1).

Voorgeschakelde denitrificatie en intermitterende nitrificatie/denitrificatie geven een overeenkomstig beeld.



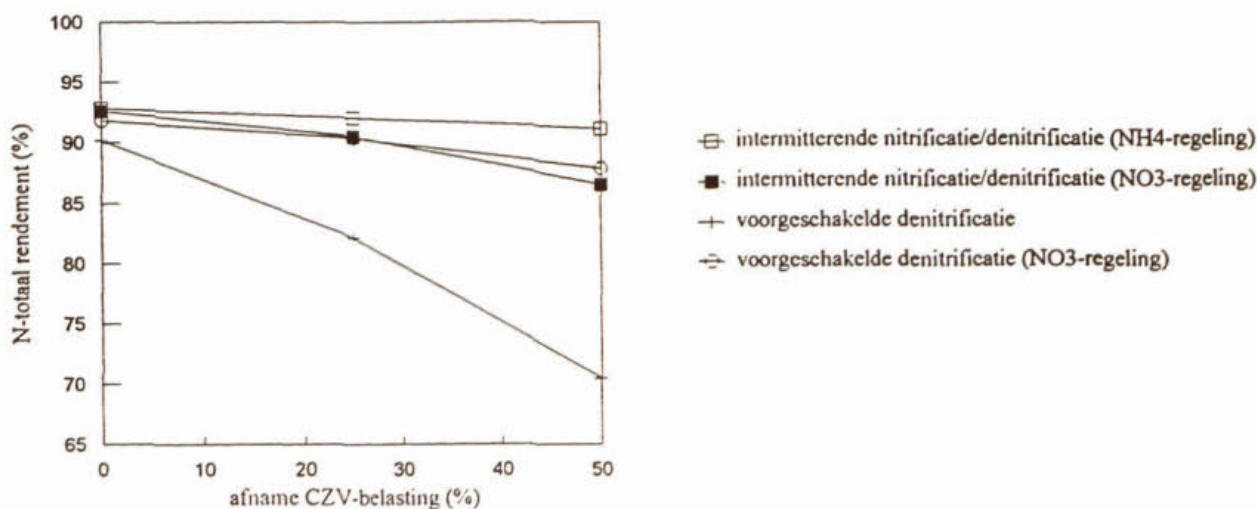
Figuur 1 N_{tot} -verwijderingsrendement als functie van de volumestroom

* Afname van de CZV-vracht geeft een afname van het N_{tot} -verwijderingsrendement (zie figuur 2).

De afname van het verwijderingsrendement is sterker voor voorgeschakelde denitrificatie dan voor intermitterende nitrificatie/denitrificatie. Reden hiervoor is dat bij voorgeschakelde denitrificatie de denitrificatiesnelheid sterk afneemt als gevolg van de afname van snel afbreekbaar substraat en van heterotrofe biomassa.

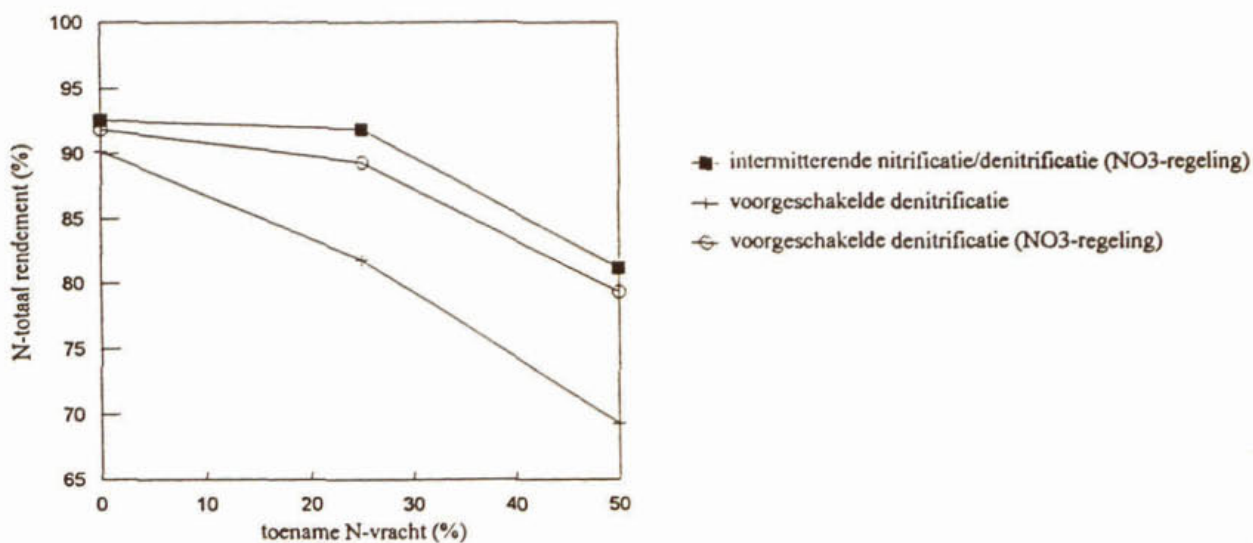
Voordenitrificatie met NO_3 -regeling komt sterk overeen met intermitterende nitrificatie/denitrificatie omdat door de NO_3 -regeling extra ruimte voor denitrificatie wordt gecreëerd.

In geval van intermitterende nitrificatie/denitrificatie geven een ammoniumregeling en een nitraatregeling een overeenkomstig beeld.



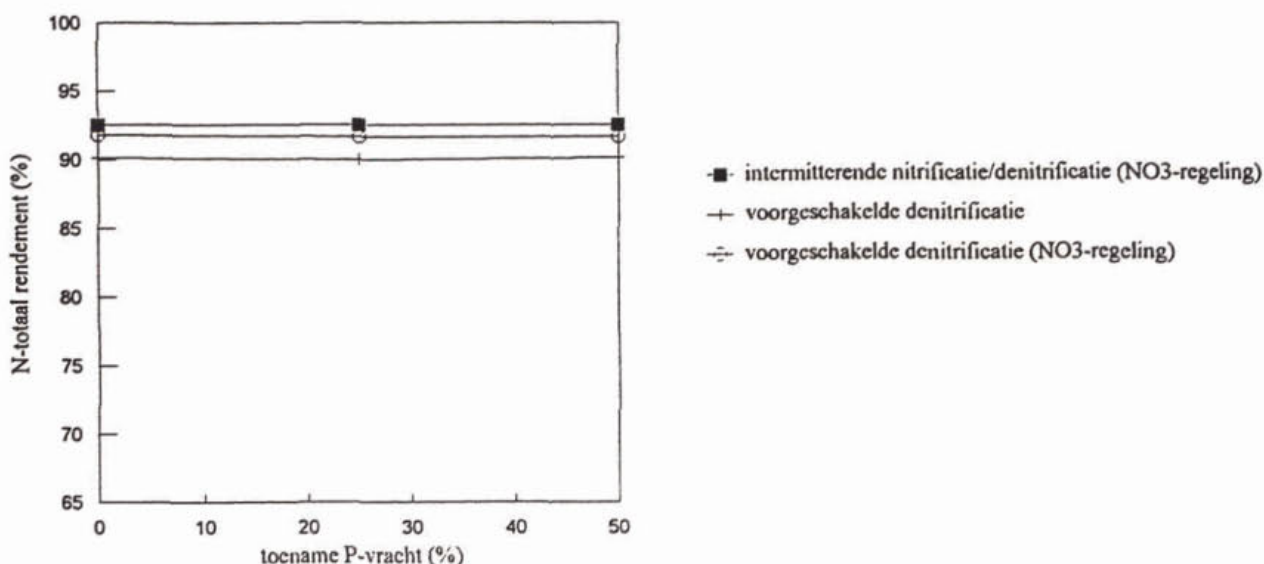
Figuur 2 N_{tot} -verwijderingsrendement als functie van de CZV-vracht

- * Het effect van de toename van de N-vracht op het N_{tot} -verwijderingsrendement komt sterk overeen met het effect van verlaging van de CZV-vracht (vergelijk figuur 3 met figuur 2). In beide gevallen wordt de CZV/N-verhouding ongunstiger, waardoor de effecten vergelijkbaar zijn.



Figuur 3 N_{tot} -verwijderingsrendement als functie van de N-vracht

- * Verhoging van de fosfaatvracht met 50% heeft geen invloed op de stikstofverwijdering (zie figuur 4). Voorwaarde hierbij is dat de slibleeftijd gelijk blijft.



Figuur 4 N_{tot} -verwijderingsrendement als functie van de P-vracht

Samenvattend kan worden geconcludeerd, dat:

- * dun water een verlaging van het N_{tot} -verwijderingsrendement geeft. Dit effect is vergelijkbaar voor voorgeschakelde denitrificatie en intermitterende nitrificatie/denitrificatie;
- * verlaging van de CZV-vracht en verhoging van de N-vracht eveneens een verlaging van het N_{tot} -verwijderingsrendement geven;
- * verhoging van de fosfaatvracht geen effect heeft op het N_{tot} -verwijderingsrendement.

3.2.2 P-verwijdering

Door de lagere P-concentratie in het influent ten gevolge van de verdunning kan het rendement van de chemische P-verwijdering enigszins afnemen. Door aanpassing van de ijzerchloridedosering kan hiervoor zonodig worden gecompenseerd.

Bij biologische defosfatering zijn de volgende effecten te verwachten.

Volgens de Monod-kinetiek is de snelheid, waarmee de anaërobe fosfaatafgifte verloopt afhankelijk van de fosfaat- en substraatconcentraties. Bij afname van deze concentraties kunnen de snelheid van de anaërobe substraatopname, verzuring van de substraten en de snelheid van fosfaatafgifte afnemen. Te zamen met een verlaging van de anaërobe verblijftijd leidt dit tot een afname van de biologische fosfaatverwijdering.

Ook de terugvoer van nitraat naar de anaërobe tank als gevolg van onvoldoende denitrificatie kan de biologische defosfatering remmen.

Mogelijke maatregelen zijn:

- * vergroting van het volume van de anaërobe tank;
- * toepassing van voorverzuring, bijvoorbeeld in de voorbezinking;
- * verhoging van de chemicaliëndosering bij de aanvullende chemische defosfatering.

Verhoging van de chemicaliëndosering bij chemische defosfatering en aanvullende biologische defosfatering heeft tot gevolg dat meer slib wordt gevormd en dat de zoutbelasting van het oppervlaktewater toeneemt. Voorts kan de N-verwijdering afnemen als gevolg van het grotere aandeel chemisch slib.

3.2.3 Zuurstofbindende stoffen

In tabel 3 zijn voor 10.000, 25.000 en 100.000 ie's de vrachten zuurstofbindende stoffen (CZV en N_{Kj}) in het effluent gegeven voor 25, 50 en 100% toename van de DWA door dun water. De uitgangspunten voor de berekeningen zijn gegeven in bijlage 1.

Tabel 3 Vrachten van zuurstofbindende stoffen in het effluent als functie van de dunwateraanvoer voor verschillende grootten van rwzi's

	N_{Kj} -effluent (kg N/d)			CZV-effluent (kg/d)		
	intermit. nitrif./denitr. NO_3 -reg.	voorgesch. denitrif.	voorgesch. denitrif. NO_3 -reg.	intermit. nitrif./denitr. NO_3 -reg.	voorgesch. denitrif.	voorgesch. denitrif. NO_3 -reg.
10.000 i.e.						
Onverdunde DWA	3,2	2,5	3,5	99	100	100
1.25*hydr	4,4	3,2	4,2	110	120	110
1.5*hydr	4,4	4	4,8	120	130	120
2*hydr	5,6	5,3	6,2	140	160	140
25.000 i.e.						
Onverdunde DWA	8	6,3	8,8	250	250	250
1.25*hydr	11	7,9	11	270	300	270
1.5*hydr	11	10	12	300	340	300
2*hydr	14	13	15	350	410	350
100.000 i.e.						
Onverdunde DWA	32	25	35	990	1000	1000
1.25*hydr	44	32	42	1100	1200	1100
1.5*hydr	44	40	48	1200	1300	1200
2*hydr	56	53	62	1400	1600	1400

Uit tabel 3 blijkt dat bij aanvoer van dun water de N_{Kj} -vracht van het effluent sterker toeneemt dan de CZV-vracht. Bij een verhoging van de DWA door dun water met 50% neemt de N_{Kj} -vracht ruwweg toe met 40% terwijl de CZV-vracht met circa 20% toeneemt; deze percentages verschillen weinig voor de beschouwde systemen.

Op basis van interpolatie van de gegevens van tabel 3 kan een schatting worden gemaakt van de extra verontreinigingsvracht van het effluent in ie ten gevolge van de toegenomen vracht aan zuurstofbindende stoffen.

3.2.4 Zwevendestofverwijdering

Door Billmeier [2, 3] wordt het volgende verband gegeven voor het zwevendestofgehalte (G_e) van het effluent:

$$G_e = 3,15 * 10^{-4} * \left[\frac{VS_A * (1 + R)}{h_{gem}} \right]^2 \quad (1)$$

waarin:

G_e = zwevendestofgehalte in effluent in kg/m^3

VS_A = slibvolumebelasting in $l/m^2 \cdot h$

R = retourslibverhouding

h_{gem} = gemiddelde diepte van de nabezinktank in m

$$VS_A = q_A * G_A * I_{sv} \quad (2)$$

waarin:

- q_A = oppervlaktebelasting van de nabezinktank in $m^3/m^2.h$
 G_A = drogestofgehalte in de beluchtingstank in kg/m^3
 I_{sv} = verdunde slibindex in l/kg

Volgens deze formule neemt het zwevendestofgehalte van het effluent kwadratisch toe met de volumestroom.

Ook in onderzoeken van Pflanz wordt een toename van het zwevendestofgehalte bij toenemende oppervlaktebelasting geconstateerd [4].

In het praktijkonderzoek van STORA aan ronde nabezinktanks werd een dergelijk verband niet aangetoond [5]. In dit onderzoek waren de zwevendestofgehalten van het effluent steeds laag, zolang de slibspiegel meer dan 0,2 m onder de bodem van de effluentgoot bleef. Bij sliboverstort steeg het zwevendestofgehalte binnen enkele minuten naar waarden van enkele honderden mg/l .

Het model SIMBA kent een aantal mogelijkheden voor simulatie van het nabezinkproces. In alle gevallen wordt ervan uitgegaan dat de zwevendestofconcentratie in het effluent een bepaald percentage is van de ingaande zwevendestofconcentratie, totdat de slibspiegel gaat overstorten. Deze benadering komt overeen met de bevindingen uit het praktijkonderzoek van STORA aan ronde nabezinktanks [5].

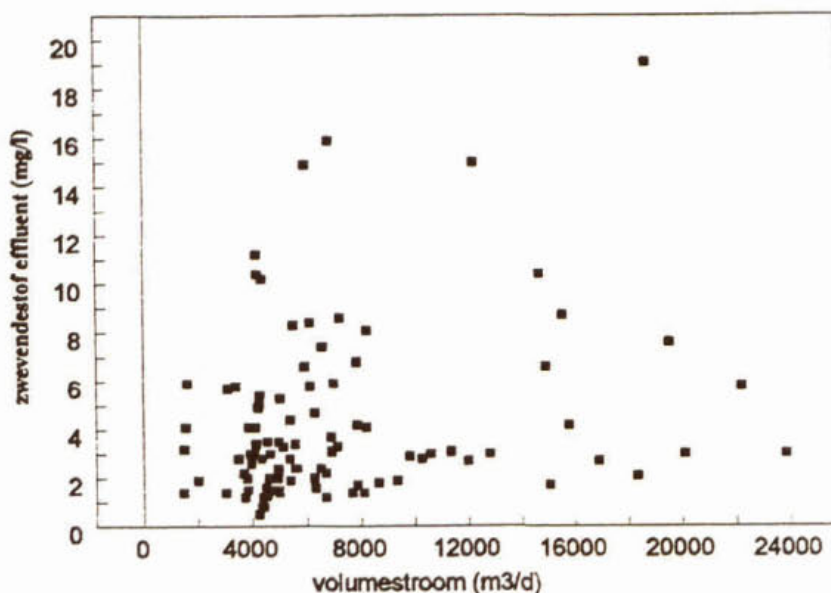
Bij slechte dekenfiltratie kan sprake zijn van een toenemende zwevendestofconcentratie in het effluent bij een toenemende volumestroom. STORA geeft in de ontwerprichtlijn voor ronde nabezinktanks een minimaal drogestofgehalte in de beluchtingstank van $2 kg/m^3$ onder DWA-omstandigheden [5]. In rwzi's voor huishoudelijk afvalwater worden zelden problemen ondervonden met dekenfiltratie.

In de onderhavige studie zijn voor een aantal rwzi's van het Hoogheemraadschap van West-Brabant gemiddelde zwevendestofconcentraties gegeven voor DWA- en voor RWA-dagen van 1994. De gegevens zijn opgenomen in bijlage 2.

Het gemiddelde van de zwevendestofconcentraties voor RWA ($9,0 mg/l$) was enigszins hoger dan het gemiddelde voor DWA ($7,6 mg/l$).

Voor de rwzi Haaksbergen zijn in figuur 5 de zwevendestofconcentraties in het effluent gegeven als functie van het dagdebiet voor het jaar 1994.

Gezien de ervaringen uit het praktijkonderzoek van STORA aan nabezinktanks en de gegevens van rwzi's van het Hoogheemraadschap van West-Brabant en de rwzi Haaksbergen wordt ervan uitgegaan dat voor DWA-omstandigheden de zwevendestofconcentratie in het effluent gelijk blijft bij toenemend debiet. Dit betekent dat bij toenemend debiet de lozingsvracht toeneemt en het verwijderingsrendement overeenkomstig afneemt.



Figuur 5 Zwevendestofconcentratie in het effluent versus het dagdebiet voor de rwzi Haaksbergen (jaar 1994)

3.3 Organische microverontreinigingen en zware metalen

3.3.1 Gedrag in rwzi's

De verdeling van organische microverontreinigingen over de water-, lucht- en slibfase wordt bepaald door de volgende processen:

- * adsorptie;
- * vervluchtiging;
- * afbraak.

Voor zware metalen is alleen het adsorptieproces van toepassing.

In zijn algemeenheid geldt dat, naarmate het zwevendestofgehalte en de mate van voorbezinking hoger zijn, de goed-adsorbeerbare verontreinigingen in hogere mate afgescheiden zullen worden met het primair slib.

Het actief-slibgehalte in de beluchtingstank is een maat voor de beschikbare massa voor hechting van resterende adsorbeerbare verontreinigingen, terwijl de lucht/water-verhouding in de beluchtingstank ruwweg aangeeft in welke mate lucht beschikbaar is voor het strippen van vluchtige verontreinigingen.

De hydraulische verblijftijd is vervolgens een maat voor de tijdsduur waarin opgeloste verontreinigingen onderhevig zullen zijn aan afbraak- en overdrachtsprocessen tussen water en lucht (strippen) en tussen water en slib (adsorptie).

De slibbelasting geeft tenslotte in grote lijnen weer in welke verhouding verontreinigingen in het al dan niet voorbezonden afvalwater in contact komen met het actief slib. Bij een hoge slibbelasting wordt door de relatief hoge slibproductie de afvoer van verontreinigingen met het slib bevorderd. Door de relatief korte verblijftijd worden afbraak en vervluchtiging beperkt.

Bij de behandeling van afvalwater verlopen verwijderingsprocessen zoals adsorptie, vervluchtiging en afbraak gelijktijdig en deze processen worden sterk beïnvloed door de onderlinge verhouding tussen de verschillende water-, lucht- en slibstromen. Voorts vertonen de verontreinigingen sterk uiteenlopende stoffeigenschappen. Voor een eenduidige beschrijving van het stoffengedrag is het dan ook van belang dat de onderlinge samenhang tussen de verschillende processtromen navolgbaar wordt gemaakt.

Stofoverdrachtsprocessen in een rwzi zijn beschreven in bijlage 3.

Samenvattend kan het volgende worden gesteld ten aanzien van de overdrachtsprocessen.

Adsorptie

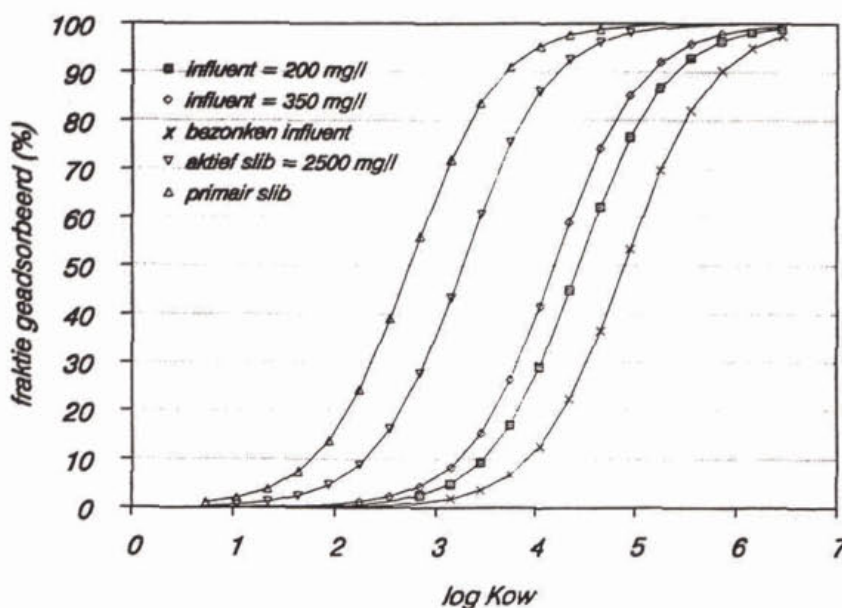
De specifieke voorkeur van een stof voor adsorptie aan de vaste fase (slib) kan gerelateerd worden aan de hydrofobiteit c.q. de octanol/water-verdelingscoëfficiënt (K_{ow}) van een stof, waarbij de K_{ow} -coëfficiënt gedefinieerd is als de verhouding tussen de concentratie in de octanolfase en de waterfase. Een lage K_{ow} -waarde geeft aan dat een stof zich hoofdzakelijk in de waterfase zal bevinden. Deze stoffen kunnen als goed oplosbaar gekwalificeerd worden. Stoffen met een hoge K_{ow} -waarde zullen voorkeur hebben voor de hyfrobe fase, hetgeen overeen komt met een hoge affiniteit voor slib.

In figuur 6 is de geadsorbeerde fractie gegeven voor verschillende $\log K_{ow}$ -waarden en verschillende zwevendestofgehalten. De geadsorbeerde fractie is berekend volgens de formule:

$$X_{ss} = K_p * C_{ss} / (1 + K_p * C_{ss}) * 100 \quad (3)$$

Waarbij:

- X_{ss} = geadsorbeerde fractie (%)
- K_p = adsorptiecoëfficiënt (l/kg)
- C_{ss} = zwevendestofgehalte (kg/l)



Figuur 6 Invloed van het zwevendestofgehalte op de geadsorbeerde fractie

Uit figuur 6 blijkt dat voor een gegeven K_{ow} -waarde de geadsorbeerde fractie toeneemt bij toename van het zwevendestofgehalte.

Wanneer influent in de beluchtingstank wordt geleid, zal als gevolg van het hoge slibgehalte een verschuiving optreden van de opgeloste fase naar de geadsorbeerde fase. Afscheiding van slib in de nabezinktank geeft een verschuiving van de geadsorbeerde fase naar de opgeloste fase.

Uit figuur 6 kan worden afgelezen dat een stof met $K_{ow} = 10.000$ in de beluchtingstank voor circa 85% aan het slib is geadsorbeerd. Door afscheiding van het slib in de nabezinking daalt het zwevendestofgehalte in het effluent tot waarden beneden enkele tientallen milligrammen per liter. Bij dit gehalte bedraagt de geadsorbeerde fractie volgens formule 3 circa 3%. De stof zal dan ook voornamelijk in opgeloste vorm in het effluent voorkomen.

Vervluchting

Voor voorbezinktanks en nabezinktanks geldt, dat voor niet vluchtige stoffen (dus met een lage Henry-coëfficiënt) de overdracht bepaald wordt door de mate van luchtverversing c.q. de windsnelheid.

Voor stoffen met een hoge Henry-coëfficiënt geldt daarentegen, dat hun transport hoofdzakelijk bepaald wordt door de overdrachtsnelheid in de waterfase (diffusie).

Voor het strippen van een stof in de beluchtingstank is door Roberts [6] voor de overdrachtscoëfficiënt voor **oppervlaktebeluchting** afgeleid, dat:

$$K_s = 0,6 * R_o / (HRT * dO_2) \quad (4)$$

waarbij:

K_s = overdrachtscoëfficiënt in water (1/hr);

R_o = O_2 -behoefte per m^3 afvalwater (kg/m^3);

HRT = hydraulische verblijftijd (hr);

dO_2 = verschil tussen het actuele O_2 -gehalte en het O_2 -verzadigingsgehalte in de beluchtingstank (kg/m^3).

Voor **bellenbeluchting** is door Blackburn [7] voor de overdrachtscoëfficiënt naar de lucht afgeleid dat:

$$K_b = 0,0005 * Q_g / (Q_1 * HRT) * H^{1.045} \quad (5)$$

waarbij:

K_b = overdrachtscoëfficiënt in water (1/hr);

Q_g = beluchtingsdebiet (m^3/h);

Q_1 = afvalwaterdebiet (m^3/h);

HRT = hydraulische verblijftijd (hr).

H = Henry-coëfficiënt.

Afbraak

Voor beschrijving van eventueel optredende afbraak wordt doorgaans uitgegaan van de volgende aannamen:

- 1 Voor de stof dient aan de hand van praktijkresultaten danwel met behulp van laboratoriumtesten te zijn aangetoond dat vergaande afbraak ($> 50\%$) kan plaatsvinden onder procesomstandigheden zoals op een rwzi. Hierbij zij opgemerkt dat afbraakgegevens voor microverontreinigingen veelal zuiveringsinstallaties betreffen, die specifiek ontworpen zijn voor verwijdering van organische microverontreinigingen.
In de meeste gevallen betreft het afvalwater- of grondwaterzuiveringsinstallaties die qua ontwerp en procesvoering aanzienlijk verschillen van rwzi's. Voorts zijn de influentconcentraties op rwzi's doorgaans aanzienlijk lager. Afbraakgegevens dienen dan ook met de nodige voorzichtigheid te worden gehanteerd.
- 2 Voor de afbraak wordt op basis van de hydraulische verblijftijd en de slibverblijftijd aangenomen dat afbraak grotendeels zal plaatsvinden in de beluchtingstank.
- 3 Voor de totale afbraak wordt uitgegaan van zowel de bijdrage in de waterfase als in de slibfase van het slib/water-mengsel. Voor beide fasen wordt uitgegaan van een eerste-ordeproces waarbij voor de slib- en waterfase een gelijke specifieke afbraakactiviteit wordt verondersteld.

3.3.2 *Praktijkervaring met modellen*

Voor het beschrijven van het gedrag van organische microverontreinigingen op een rwzi zijn in Nederland momenteel drie modellen beschikbaar:

- SimpleTreat (RIVM; steady state model);
- WWTreat (RIVM & AIS/CESIO; steady state model);
- DynTreat (LUW; dynamisch model).

SimpleTreat en DynTreat zijn door de LUW in opdracht van VROM en RIZA geëvalueerd op hun doelmatigheid voor het voorspellen van het stoffengedrag op een rwzi [8].

In bijlage 4 zijn bovengenoemde programma's nader beschouwd.

Navolgend is in het kort de essentie van de programma's aangegeven en vindt vergelijking plaats op een aantal aspecten.

SimpleTreat

SimpleTreat is een steady state box-model. Bij het berekenen van de emissieverdeling en concentraties wordt uitgegaan van de thermodynamische begrippen fugaciteit en fugaciteitscapaciteit en niet van concentratietermen [9]. Dit maakt de modelresultaten minder inzichtelijk. Afbraak in het slib wordt niet in de berekeningen betrokken. De afbraakconstante is in het model vastgelegd en komt overeen met die van goed afbreekbare BZV. Afbraakconstanten voor microverontreinigingen liggen doorgaans echter aanzienlijk lager.

Het model kan alleen worden toegepast voor rwzi's met voorbezinking. Uit validatie van het model bleek dat het gedrag voor vluchtige persistente stoffen goed kon worden voorspeld. Voor bestrijdingsmiddelen werd de afbraak soms overschat.

WWTreat

WWTreat (Waste Water Treat) is evenals SimpleTreat een steady state box-model.

Dit programma houdt evenwel meer rekening met de afzonderlijke rwzi-onderdelen; de voorbezinking kan geëlimineerd worden, zodat ook emissieberekeningen mogelijk zijn voor niet-bezonken influent.

Het slib wordt in de afbraak betrokken en afbraakconstanten zijn vrij te kiezen. Hierdoor worden voor afbreekbare microverontreinigingen betere validatieresultaten verkregen.

DynTreat

DynTreat is een dynamisch model waarmee het stoffengedrag tijdens pieklozingen kan worden beschreven.

De afbraak is op dezelfde manier gemodelleerd als in WWTreat.

Nagenoeg alle influent- en rwzi-parameters zijn vrij te kiezen, zodat een zeer uitgebreid bereik van procesinvloeden kan worden doorgerekend.

De simulatietaal waarin DynTreat is geschreven, is evenwel geen gangbare applicatiesoftware, waardoor het niet mogelijk was om het gebruik van het programma in het onderhavige onderzoek te beoordelen.

In tabel 4 zijn de voornoemde programma's beoordeeld op een aantal aspecten.

Tabel 4 Beoordeling van in Nederland gebruikte modellen voor stoffengedrag in rwzi's

	SimpleTreat	WWTreat	DynTreat
1 Procesdynamiek	steady state	steady state	dynamisch
2 Inzichtelijkheid	matig	goed	goed
3 Modelleringsbiodegradatie	matig	goed	goed
4 Flexibiliteit van model-input/output	matig	goed	goed
5 Betrouwbaarheid modelresultaten	matig voor biodegradatie	goed	goed
6 Toegankelijkheid van het model	goed	goed	matig

Voor het onderhavige onderzoek wordt ervan uitgegaan dat een continue aanvoer van microverontreinigingen in dun water plaatsvindt. Derhalve kan worden volstaan met een steady state-model, waarvan de berekeningstijden aanzienlijk korter zijn dan voor een dynamisch model. Voorts wordt een goede toegankelijkheid van de applicatie-software belangrijk geacht om eventueel benodigde (kleine) aanpassingen mogelijk te maken. Om deze redenen werd voor simulatieberekeningen van organische microverontreinigingen in eerste instantie gekozen voor het model WWTreat.

Voor simulatie van het gedrag van zware metalen werd in het kader van het onderhavige onderzoek een eigen simulatiemodel voor adsorptie ontwikkeld. Uit berekeningen met dit model bleek, dat afvoer met het spuislib door WWTreat (veel) te hoog werd berekend omdat retourslibrecirculatie ontbrak. Derhalve is in het kader van dit onderzoek het model OMPTreat (Organic Micropollutants Treat) ontwikkeld, waarbij gebruik is gemaakt van de WWTreat-modules voor vervluchtiging en biodegradatie. Voor adsorptie werd de voor zware metalen ontwikkelde module toegepast.

Voor simulatieberekeningen van organische microverontreinigingen en zware metalen is dus uiteindelijk OMPTreat gebruikt. In bijlage 5 is een beschrijving van OMPTreat gegeven en zijn enkele modelberekeningen vergeleken met WWTreat en DynTreat.

4 INVENTARISATIE VAN DUN-WATERSTROMEN

4.1 Inleiding

Tot de belangrijkste dun-waterbronnen behoren:

- voorgezuiverd afvalwater van industriële bedrijfstakken;
- (voorgezuiverd) water van bodemsaneringen;
- drainage- en condenswater uit de glastuinbouw;
- lekwater van de riolering, grondwaterbemaling en drainage.

Biologisch voorgezuiverd industrieel afvalwater heeft vaak een ongunstige CVZ/N-verhouding. Voorgezuiverd afvalwater van de metaalindustrie bevat nog zekere hoeveelheden zware metalen. Al dan niet voorgezuiverd afvalwater van de chemische industrie kan een grote diversiteit aan milieubezwaarlijke stoffen bevatten.

De hoeveelheid en samenstelling van dun water van industrieën is in het algemeen goed bekend via de vergunningverlening en -controle.

Dit geldt vaak niet voor afvalwater uit de bodemsanering en de glastuinbouw.

Aantal en soort te verwachten bodemsaneringen en bestrijdingsmiddelen in recirculatiewater van de glastuinbouw zijn geïnventariseerd om een indruk te krijgen van aantal en omvang van mogelijke microverontreinigingen die naar rwzi's worden afgevoerd. Voor beide categorieën wordt in 4.2 en 4.3 aangegeven welke soort verontreinigingen te verwachten zijn.

4.2 Verontreinigd grondwater

Om na te gaan welke soort verontreinigd grondwater te verwachten is van bodemsaneringsprojecten, zijn de bodemsaneringsprogramma's voor 1995-1998 van de provincies Noord-Holland, Zuid-Holland, Gelderland en Noord-Brabant geïnventariseerd op potentiële saneringslocaties. Een overzicht van het aantal en soort te verwachten bodemsaneringsgevallen is gegeven in figuur 7. In deze provincies wordt ca. 60% van het landelijke aantal bodemsaneringen uitgevoerd, zodat verwacht mag worden dat de resultaten representatief zijn voor Nederland.

Uit figuur 7 blijkt dat de sanering van benzinestations (inclusief garages en olie-opslag) het grootste aantal saneringslocaties betreft. Voormalige gasfabrieksterreinen en verontreinigde bodems bij (voormalige) metaalindustrieterreinen vormen evenzeer een belangrijk aandeel in te verwachten bodem- en grondwatersanering.

Navraag bij RIZA inzake recente praktijkgegevens omtrent te verwachten lozingsdebieten en verontreinigingsgehalten wees uit dat sinds 1990 geen grondwatersaneringsgegevens meer verzameld worden. Op basis van steekproeven door RIZA blijkt evenwel dat het huidige afvalwateraanbod alsmede de verdeling over de soorten verontreinigingslocaties nog in redelijke mate overeenstemmen met de tot 1988 verzamelde gegevens.

Op grond hiervan mag het voor de periode 1995-1998 geschetste beeld van bodemsaneringsprojecten representatief worden geacht voor de samenstelling van toekomstig afvalwater uit de bodemsanering. Hierbij wordt opgemerkt dat de in figuur 7 gepresenteerde verdeling een gemiddeld beeld weergeeft en dat lokaal sterk afwijkende lozingspatronen kunnen voorkomen.

In tabel 5 zijn de maatgevende verontreinigingen per type bodemsaneringslocatie gegeven.

Tabel 5 Overzicht van maatgevende verontreinigingen

	ZM	CN	Alifaten			Aromaten			PAK		Pesticiden
			A	B	C	A	B	C	A	C	
Benzinestations			X	X		X			X		
Gasfabrieken		X				X	X		X		
Metaalindustrie	X	X					X	X			
Chemische industrie	X		X	X	X	X	X	X	X	X	
Chemische wasserijen					X	X		X			
Stortplaatsen	X				X	X	X	X	X		(X)
Houtveredeling	X					X	X	X	X	X	
Glastuinbouw	(X)										X

ZM: zware metalen

A: ongesubstitueerd

C: gechloreerd

CN: cyaniden

B: zuurstofhoudend

Voor benzinestations c.a. geldt dat hoofdzakelijk alifaten, aromaten en lichtere PAK in het verontreinigde saneringswater zijn te verwachten.

Voor gasfabrieksterreinen zijn naast bovengenoemde verbindingen eveneens cyaniden en zuurstofhoudende aromaten te verwachten. Voor de overige saneringslocaties blijkt dat de samenstelling van het te lozen saneringswater sterk uiteenloopt. Uitgaande van het totale beeld kan echter vastgesteld worden dat aromaten en PAK vaker voorkomen dan zware metalen, cyaniden en alifaten.

In welke mate dit zich tevens zal vertalen in de samenstelling van het rwzi-influent hangt sterk af van de lokale lozingssituatie (aantal en soort aangesloten saneringslocaties alsmede reeds bestaande industriële lozingen) en is zonder verdere achtergrondinformatie niet nader aan te geven.

4.3 Afvalwater van de glastuinbouw

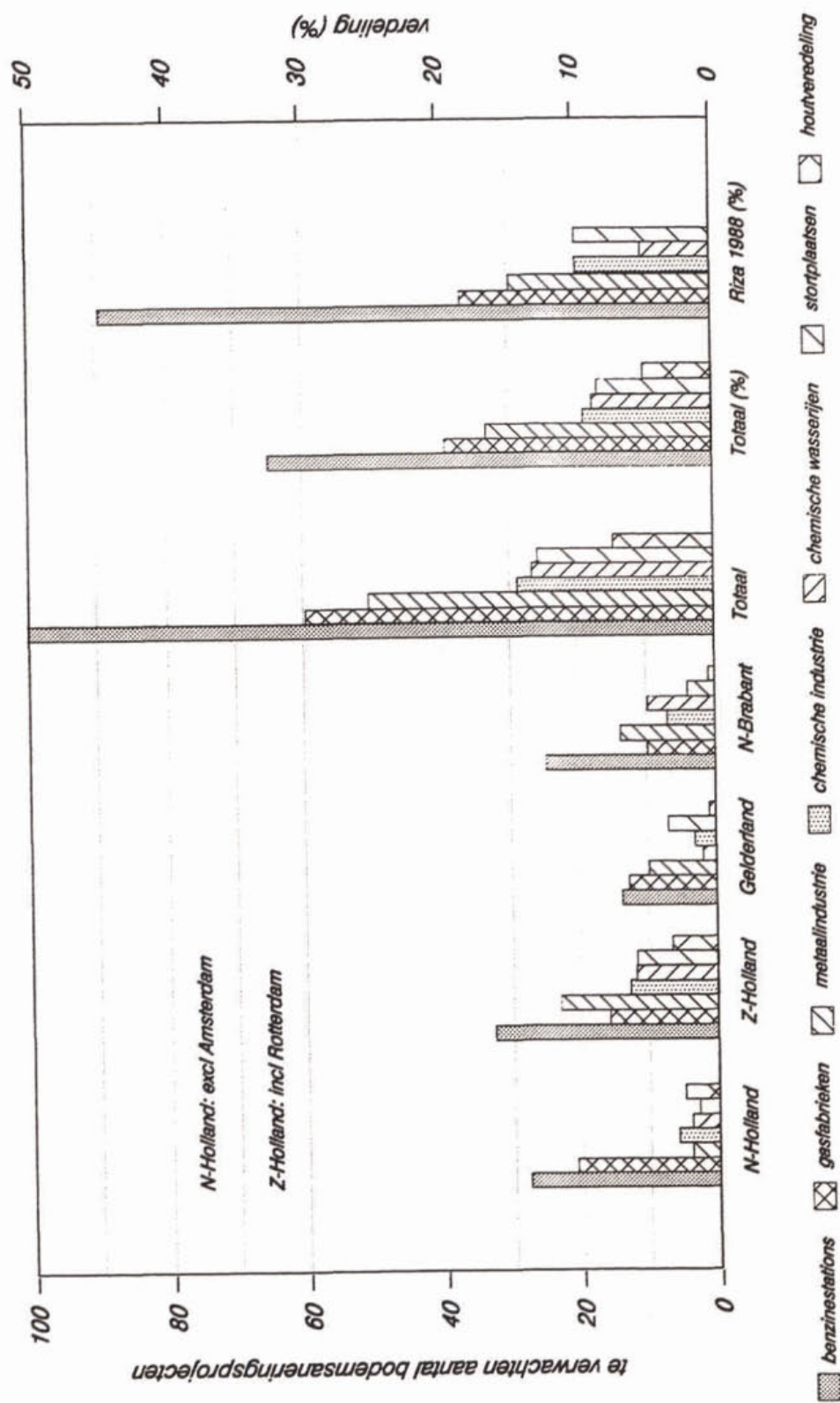
Het bestrijdingsmiddelengebruik is de laatste jaren onderhevig aan sterke veranderingen zowel qua soort stoffen als dosering.

Recente gegevens over soort en samenstelling van afvalwater dat op het oppervlaktewater geloosd wordt, waren niet beschikbaar. Om toch een indruk te krijgen van de soort toegepaste bestrijdingsmiddelen is in figuur 8 een overzicht gegeven van door het Hoogheemraadschap van Schieland in 1993 aangetroffen bestrijdingsmiddelen in recirculatiewater voor tomaten- en paprikakwekerijen in zijn gebied [10].

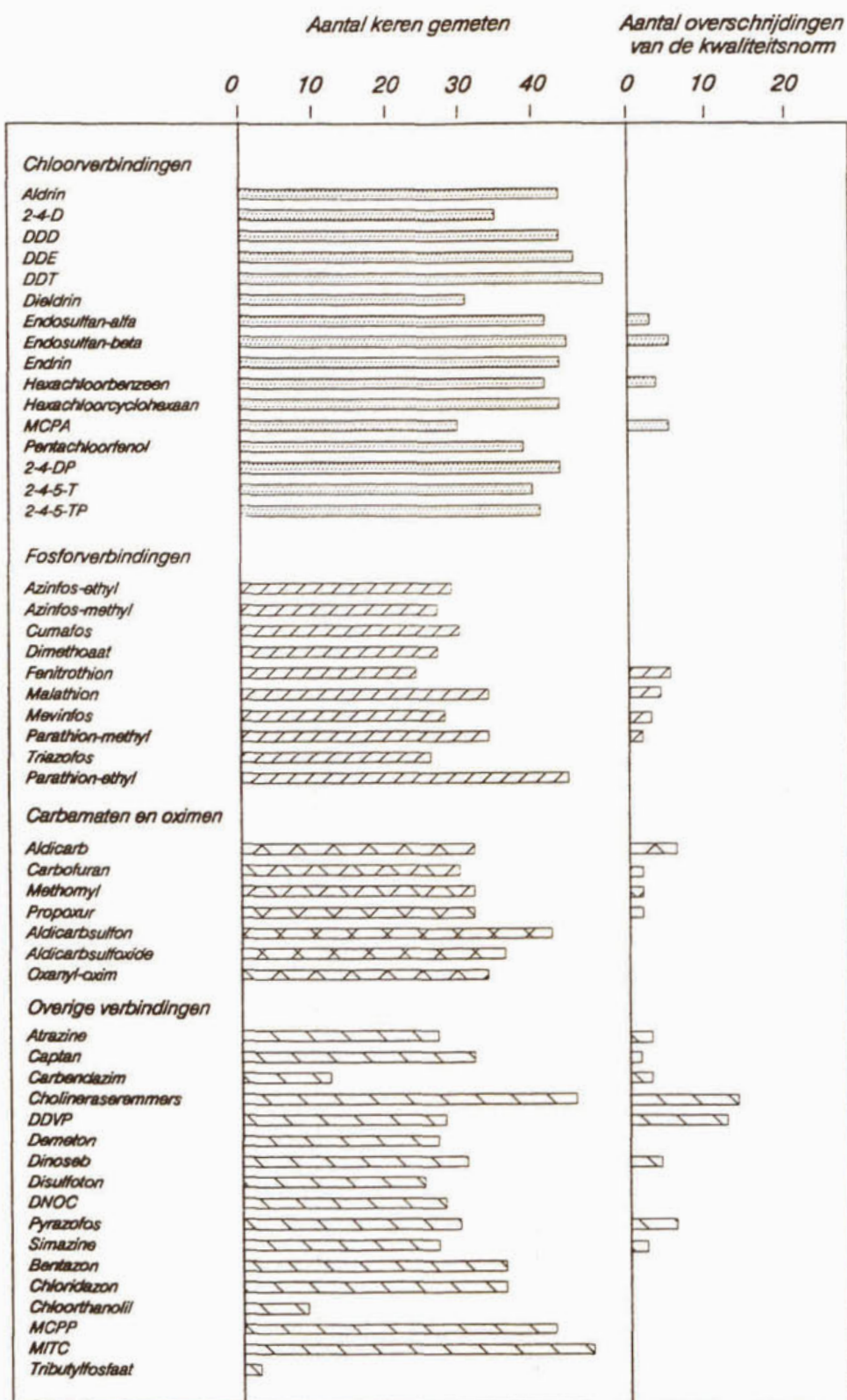
Uit figuur 8 blijkt dat de verschillende bedrijven een breed scala aan bestrijdingsmiddelen toepassen en dat de waterkwaliteitsnorm in een aantal gevallen wordt overschreden.

4.4 Te beschouwen stoffengroepen

Uit 4.2 en 4.3 blijkt dat in dun-waterstromen van bodemsaneringen en de glastuinbouw naast zware metalen de stoffengroepen alifaten, aromaten, polycyclische aromaten en pesticiden maatgevende verontreinigingen zijn.



Figuur 7 Prognose van aantallen bodemsaneringsprojecten in de periode 1995-1998



Figuur 8 Overzicht van bestrijdingsmiddelen in recirculatiewater van tomaten- en paprikakwekerijen [10]

5 SELECTIE VAN STOFFEN EN/OF STOFFENGROEPEN

5.1 Inleiding

Voor nutriënten, zuurstofbindende stoffen, zwevendestof en zware metalen ligt het voor de hand om deze in het onderzoek te betrekken.

Voor organische microverontreinigingen bestaat een zeer grote diversiteit aan stoffen en stoffeigenschappen zodat een verstandige selectie noodzakelijk is.

In hoofdstuk 4 is reeds aangegeven dat voor bodemsaneringen en de glastuinbouw de stoffengroepen alifaten, aromaten, polycyclische aromaten en pesticiden maatgevende verontreinigingen zijn. Binnen deze stoffengroepen dienen stoffen, die een sterke emissie geven naar de waterfase of de luchtfase bijzondere aandacht te krijgen.

Op basis van modelberekeningen van de LUW met Dyntreat en aanvullende modelberekeningen met OMPTreat is in 5.2 de emissieverdeling gegeven voor een standaard rwzi volgens Pasveercondities. De stoffen zijn hierbij gekarakteriseerd door de vluchtigheid, hydrofobiteit en afbreekbaarheid.

In 5.3 zijn voor de voormelde stoffengroepen voor een aantal (prioritaire) stoffen de emissieverdelingen gegeven. Hierbij is aangegeven in hoeverre de voormelde stoffengroepen, danwel subgroepen hiervan, een min of meer uniform emissiegedrag hebben.

In 5.4 zijn tenslotte stoffengroepen en subgroepen geselecteerd die vanwege het frequente voorkomen en de sterke emissie naar de luchtfase en de waterfase bijzondere aandacht verdienen.

5.2 Modelberekeningen

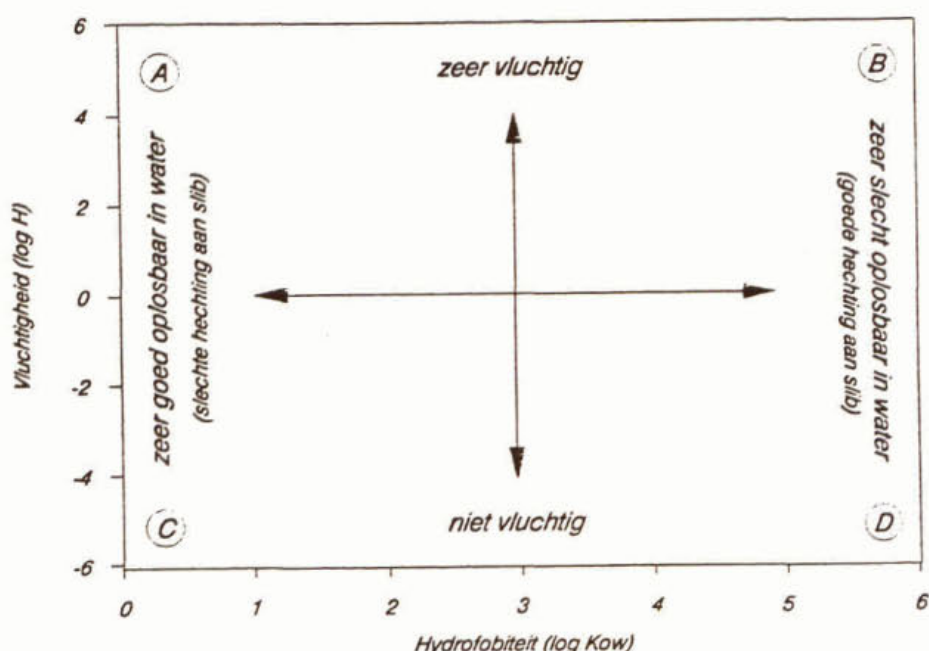
5.2.1 *Stoffeigenschappen voor modellering*

Het gedrag van zware metalen en organische microverontreinigingen in een rwzi wordt enerzijds bepaald door de intrinsieke affiniteit die een bepaalde stof vertoont voor de verschillende fasen (slib, water en lucht) en anderzijds door de mate waarin deze affiniteit bevordert danwel belemmert wordt door de procescondities. Daarnaast speelt de biologische afbreekbaarheid van de stoffen een rol.

De intrinsieke voorkeur van een stof voor verblijf in de luchtfase kan gerelateerd worden aan de specifieke vluchtigheid c.q. de Henry-coëfficiënt (H) van een stof. De Henry-coëfficiënt is gedefinieerd als het quotiënt van de concentraties in de gasfase en de waterfase. Een hoge H -waarde van een stof houdt een hoge vluchtigheid in.

De specifieke voorkeur van een stof voor adsorptie aan de vaste fase (slib) kan gerelateerd worden aan de hydrofobiteit c.q. de octanol/water-verdelingscoëfficiënt (K_{ow}) van de stof.

Een schematische indeling op basis van bovenstaande stoffenkwalificatie is gegeven in fig. 9. Op grond van de stoffenkaracterisering in figuur 9 kunnen de stoffen A en B als zeer vluchtig aangemerkt worden, hetgeen betekent dat deze stoffen nagenoeg volledig naar de lucht zullen ontwijken. Bij het ontbreken van de luchtfase zal stof A hoofdzakelijk voorkomen als opgeloste stof terwijl stof B grotendeels geadsorbeerd zal zijn aan slib. Stoffen C en D zijn daarentegen nagenoeg niet vluchtig en zullen zelfs onder extreme beluchtingscondities nauwelijks naar de luchtfase ontwijken. Stof C zal hierbij bijna volledig in de opgeloste fase voorkomen, terwijl stof D grotendeels aan het slib geadsorbeerd zal zijn. Stoffen met tussenliggende H - en K_{ow} -waarden zullen zich, afhankelijk van de mate waarin hun specifieke gedrag (vluchtig/niet vluchtig, goed oplosbaar/hydrofoob) in het zuiveringsproces bevordert wordt, verdelen over de verschillende fasen van het proces.



Figuur 9 Schematische stoffenindeling op basis van vluchtigheid en hydrofobiteit

Navolgend is voor het $\log H/\log K_{ow}$ -bereik uit figuur 9 aangegeven in welke mate stoffen zich over de verschillende compartimenten van een rwzi (slib, lucht, effluent) zullen verdelen.

5.2.2 Resultaten van de modelberekeningen LUW

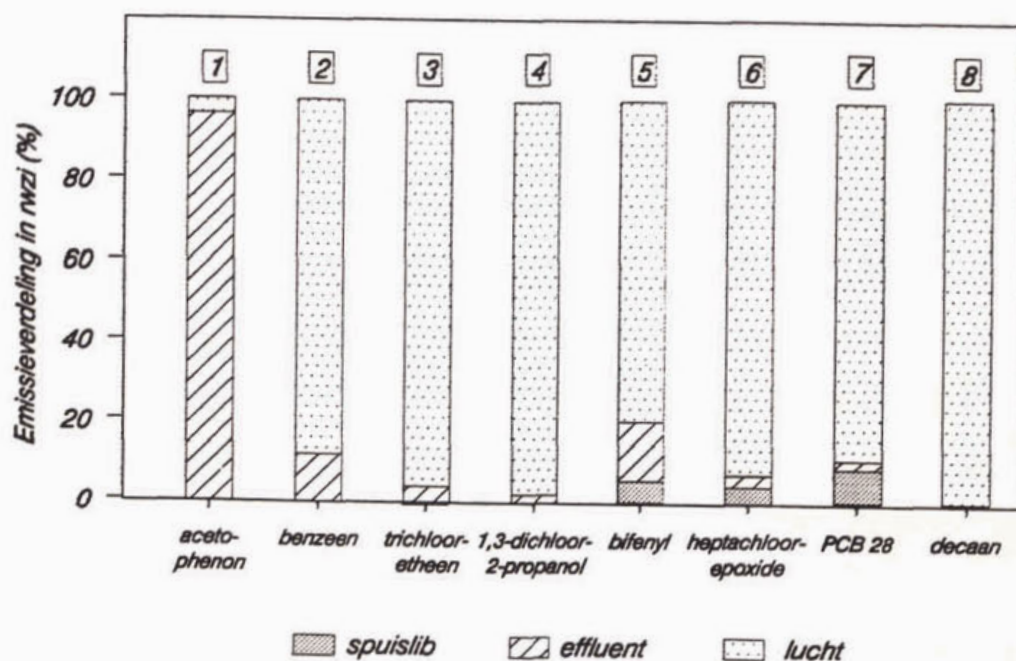
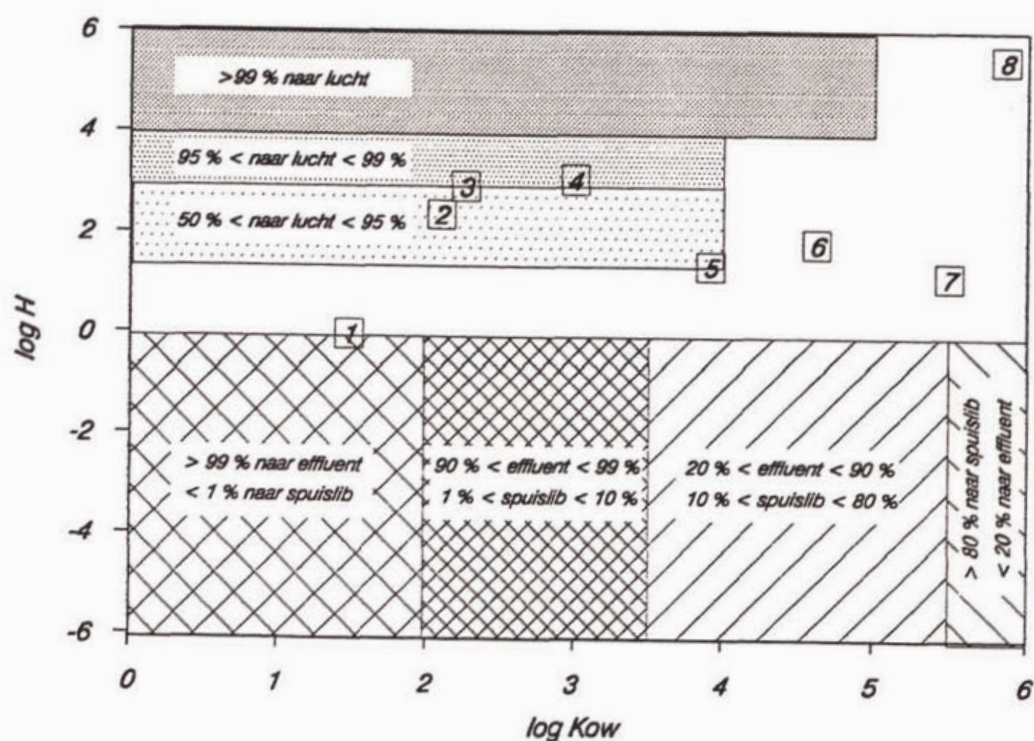
Door de LUW zijn met DynTreat modelberekeningen uitgevoerd voor onder meer een rwzi zonder voorbezinking met een slibbelasting van 0,05 kg BZV/kg ds.d. De hydraulische verblijftijd bedroeg 40 uur, de slibleeftijd 24 dagen.

Modelberekeningen zijn uitgevoerd voor verschillende waarden van de Henry-coëfficiënt (vluchtigheid) en de K_{ow} (hydrofobiteit).

Om vast te stellen in welke mate dissociatie invloed heeft op de adsorptie van een stof aan slib zijn modelberekeningen uitgevoerd voor de volgende gevallen:

- de stof is nagenoeg niet gedissocieerd en is volledig beschikbaar voor adsorptie (1% dissociatie);
- * de stof is nagenoeg volledig gedissocieerd (99% dissociatie), overeenkomend met een 100 maal lagere beschikbaarheid voor adsorptie aan actief-slib.

De oorspronkelijke berekeningsresultaten zijn gegeven in bijlage 6. Voor de modellering van de afbraak is uitgegaan van een eerste orde afbraakconstante met een waarde van 0,1/h, overeenkomend met een verwijderingspercentage van circa 80% bij een verblijftijd van 40 uur. Uitgaande van de driedimensionale weergaven in bijlage 6 zijn in de figuren 10 t/m 12 tweedimensionale indelingen gegeven van gebieden met minimale en maximale emissie naar het betreffende compartiment. Figuren 10 en 11 betreffen de laagbelaste systemen zonder afbraak en 1% respectievelijk 99% dissociatie van de microverontreinigingen. Figuur 12 betreft het laagbelaste systeem met afbraak en 1% dissociatie.



Figuur 10 Verdeling van de emissies in een laagbelast actief-slibstelsysteem zonder afbraak (1% dissociatie)

Uit figuur 10 blijkt, dat voor zeer vluchtige stoffen met $\log H > 4$ en $\log K_{ow} < 5$ meer dan 99% van de ingaande vracht wordt geëmitteerd naar de lucht. Indien $\log H$ afneemt tot 3 daalt de emissie naar de lucht tot circa 95%.

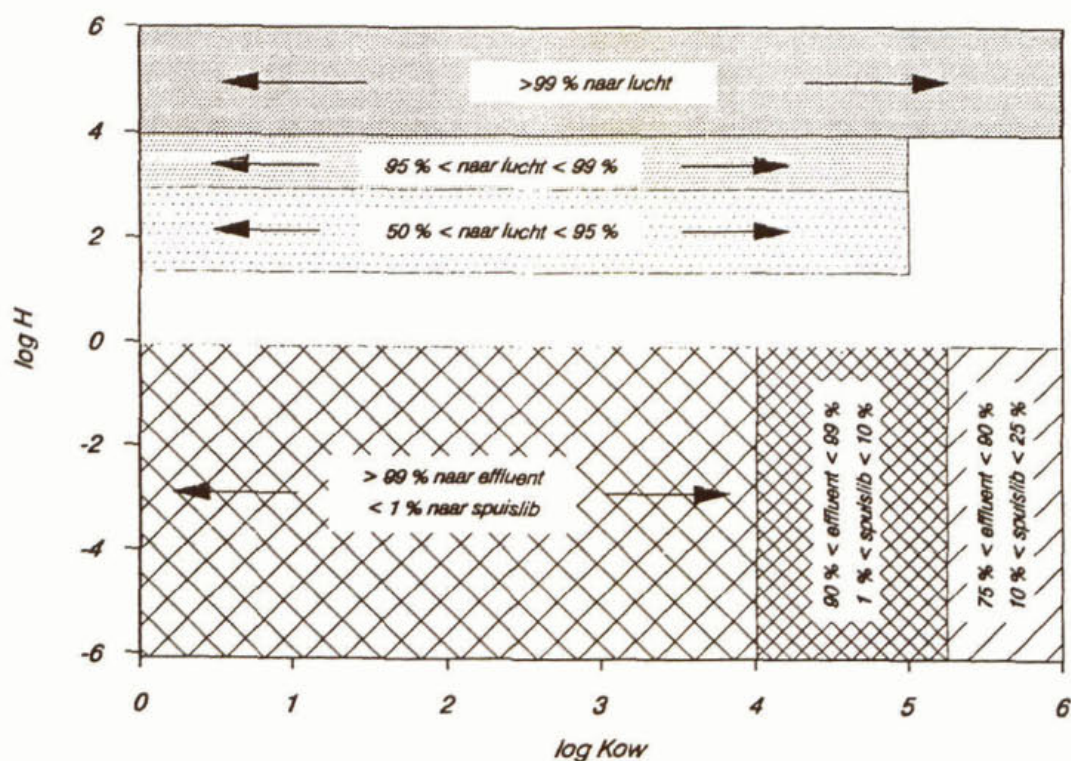
Bij $\log H < 1$ is de emissie naar de lucht te verwaarlozen en zal de stof afhankelijk van de K_{ow} -waarde (hydrofobiteit) zich verdelen over de water- en slibfase.

Voor het emissiepatroon van deze niet-vluchtige stoffen zijn ruwweg vier gebieden aan te wijzen:

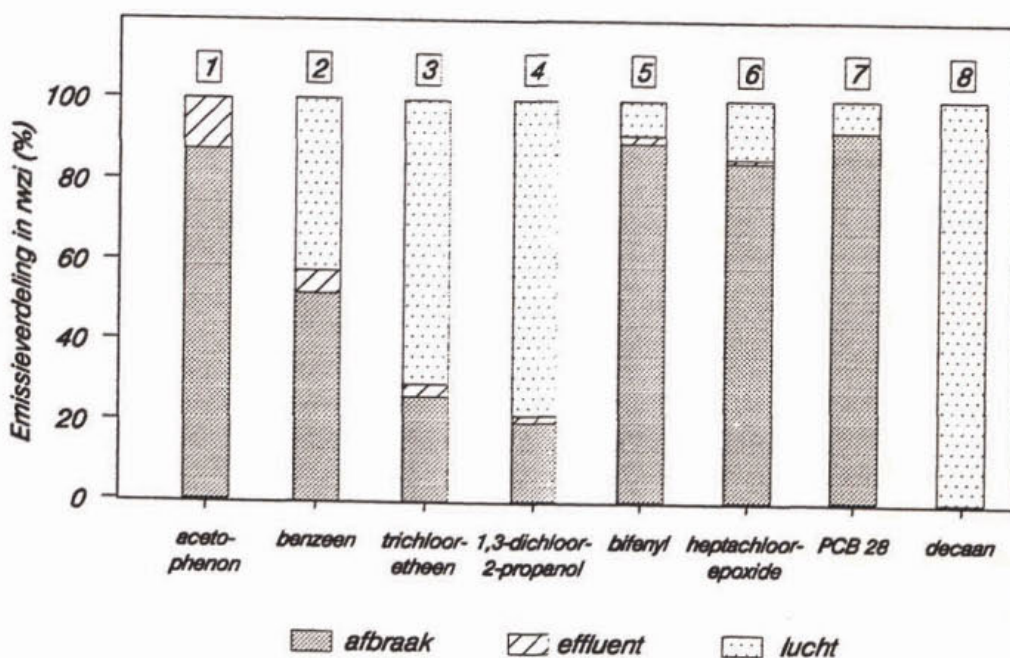
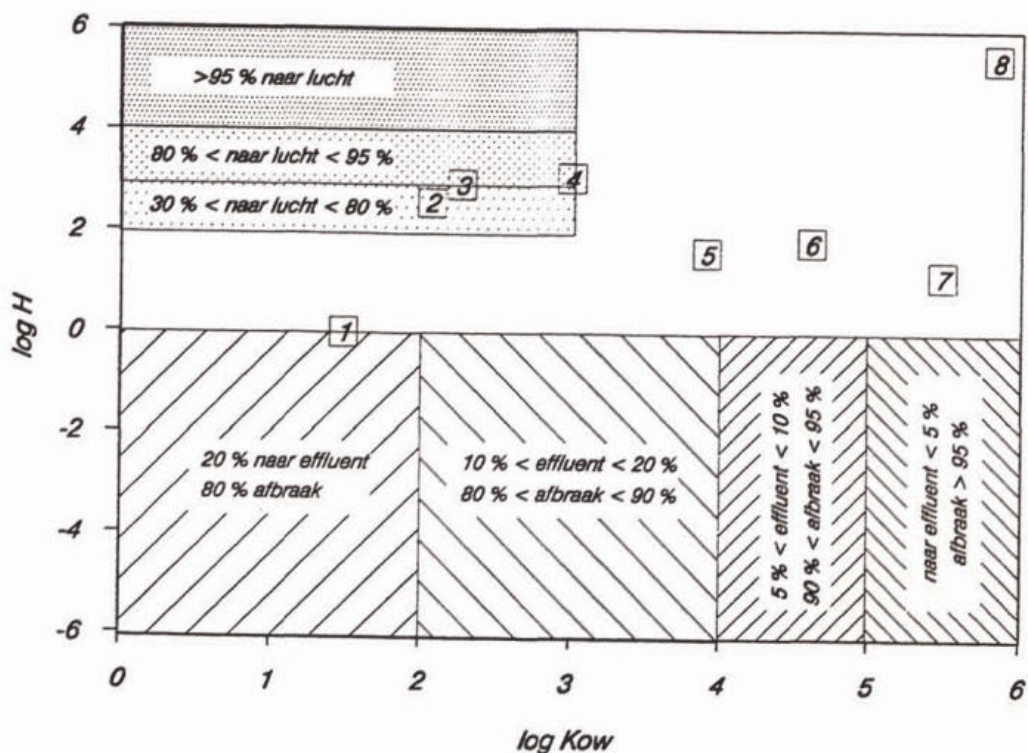
$\log K_{ow} < 2$	99% naar effluent	< 1% naar spuislib
$2 < \log K_{ow} < 5,5$	90-99% naar effluent	1-10% naar spuislib
$3,5 < \log K_{ow} < 5,5$	20-90% naar effluent	10-80% naar spuislib
$\log K_{ow} > 5,5$	< 20% naar effluent	> 80% naar spuislib

In figuur 10 is een gedeelte niet gearceerd. Voor dit gebied waren de gradiënten in de drie-dimensionale weergaven dermate steil (zie bijlage 6), dat een twee-dimensionale weergave niet meer mogelijk was. Voor dit gebied zijn met OMP Treat voor een aantal stoffen berekeningen uitgevoerd voor de verdeling over effluent, spuislib en lucht. Deze verdeling is onder figuur 10 opgenomen; de nummers van de stoffen zijn in figuur 10 aangegeven.

Uit figuur 11 blijkt dat de emissies naar lucht en water aanzienlijk zijn toegenomen ten opzichte van figuur 10, hetgeen terug te voeren is op de sterke afname van de adsorbeerbare fractie ten gevolge van dissociatie (zie ook bijlage 3).



Figuur 11 Verdeling van de emissies in een laagbelast actief-slibstelsysteem zonder afbraak (99% dissociatie)



Figuur 12 Verdeling van de emissies in een laagbelast actief-slibstelsysteem met afbraak (1% dissociatie)

Uit figuur 12 blijkt dat, als gevolg van de afbraak in de water- en slibfase, voor stoffen met $\log H < 1$ de emissie naar het effluent sterk is teruggedrongen ten opzichte van niet-afbreekbare stoffen (zie figuur 10). Bijvoorbeeld stoffen met een $\log K_{ow} = 2$ worden voor 80% afgebroken en voor 20% met het effluent geloosd, terwijl voor niet-afbreekbare stoffen 99% met het effluent wordt geloosd.

Onder figuur 12 is evenals in figuur 10 de verdeling van een aantal stoffen over effluent, spuislib en lucht gegeven, waarbij in dit geval is uitgegaan van afbraak van de betreffende stoffen.

5.3 Indeling van de organische microverontreinigingen in stoffengroepen

Het emissiegedrag van een organische microverontreiniging op een rwzi kan voorspeld worden met behulp van modelberekeningen.

In het geval van bedrijfsafvalwater of verontreinigd grondwater van bedrijfsterreinen is dikwijls sprake van meerdere verontreinigingen, waardoor het kwantificeren van het stoffengedrag zeer arbeidsintensief wordt. Bovendien dient van iedere individuele stof de H-coëfficiënt en de K_{ow} -waarde voor handen te zijn.

Voor de verschillende bedrijfscategoriën is echter vaak wel bekend welke soort stoffen toegepast wordt en welke stoffen in het afvalwater te verwachten zijn. Dikwijls betreft het stoffen met min of meer gelijksoortige eigenschappen.

Voor een eerste schatting van het emissiegedrag van een bepaalde categorie stoffen is het derhalve zinvol vast te stellen hoe groot de spreiding van de H-coëfficiënt en de K_{ow} -waarde binnen een bepaalde stoffencategorie is.

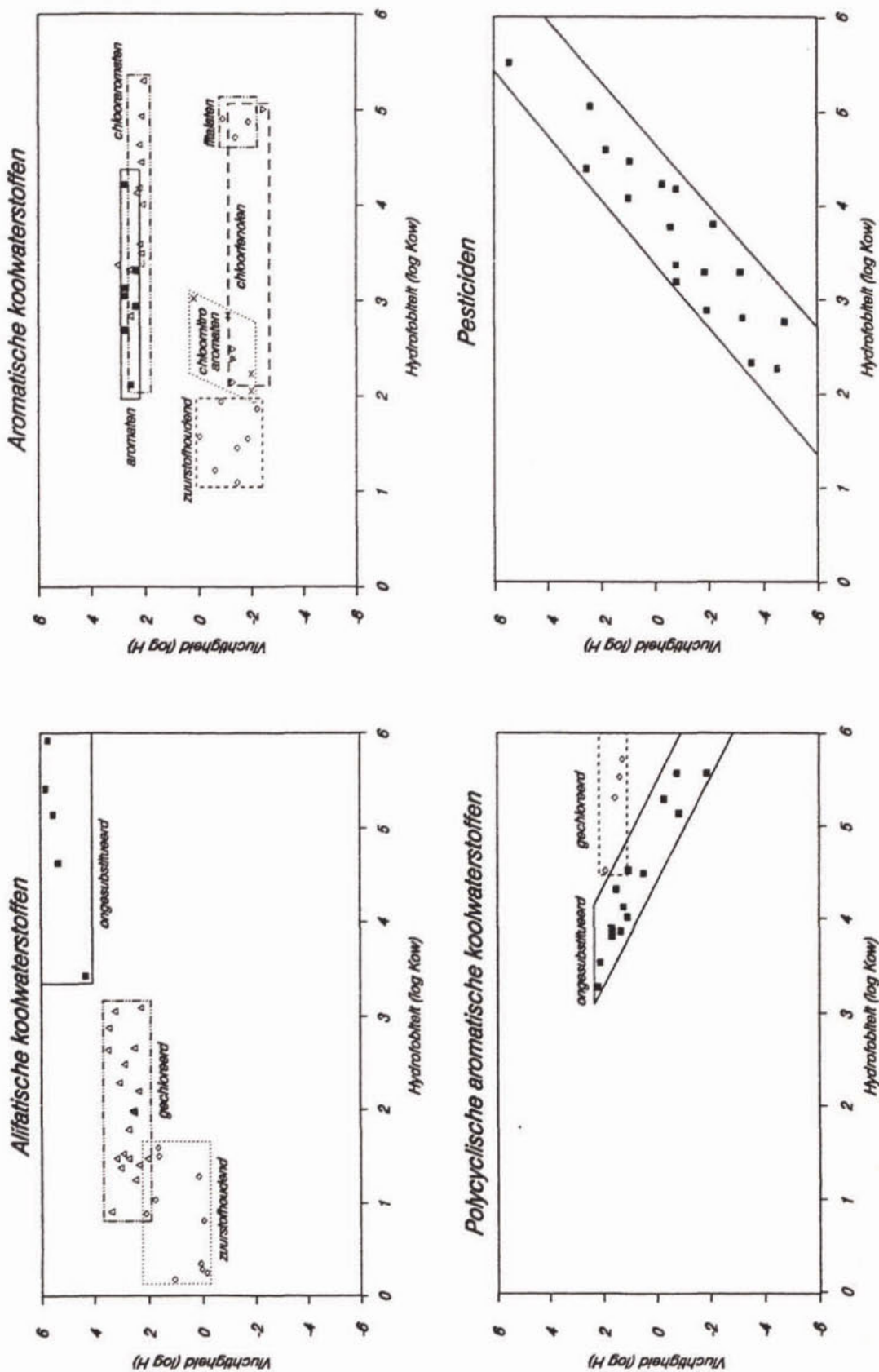
In figuur 13 is voor een aantal prioritaire organische stoffen de H-coëfficiënt uitgezet als functie van de K_{ow} -waarde, waarbij een hoofdingeling is gemaakt naar alifatische, aromatische en polycyclische aromatische koolwaterstoffen en pesticiden.

In bijlage 7 zijn de namen van deze organische stoffen met bijbehorende stoffeigenschappen gegeven.

Voor de alifatische koolwaterstoffen blijkt dat op basis van het verband tussen de H-coëfficiënt en de K_{ow} -waarde een duidelijk onderscheid gemaakt kan worden tussen zuurstofhoudende, gechlloreerde en ongesubstitueerde verbindingen.

Voor de aromatische koolwaterstoffen blijkt dat de ongesubstitueerde en gechlloreerde aromaten als vluchtig aangemerkt kunnen worden alsmede dat hun vluchtigheid weinig uiteenloopt. Zuurstofhoudende aromaten, chloor-nitro-aromaten, chloorfenolen en ftalaten kunnen als niet-vluchtig beschouwd worden ($\log H < 0$) en zullen tijdens verblijf in een rwzi nagenoeg volledig in de slib- en waterfase verkeren, waarbij de voorkeur voor de water- dan wel de slibfase sterk uiteenloopt.

Polycyclische aromatische koolwaterstoffen kunnen onderverdeeld worden in vluchtige laagmoleculaire en gechlloreerde PAK met $\log H$ -waarden tussen 1 en 2 en nagenoeg niet-vluchtige hoogmoleculaire PAK met $\log H < 0$.



Figuur 13 Indeling van organische microverontreinigingen naar stoffengedrag

Voor het gedrag van de beschouwde groep pesticiden geldt dat de vluchtigheid lineair toeneemt met de K_{ow} -waarde. Door het grote bereik van de H-waarde is eenduidige classificatie niet mogelijk. In algemene termen kan echter gesteld worden dat stoffen met $\log K_{ow} < 3.5$ als niet-vluchtig beschouwd kunnen worden, aangezien in dit geval $\log H < 0$. Voor stoffen met $\log K_{ow} > 3.5$ geldt dat spreiding in de vluchtigheid dermate groot is dat zowel sprake kan zijn van vluchtige stoffen ($\log H > 1.5$) als niet-vluchtige stoffen ($\log H < 0$).

Aan de hand van projectie van de stoffengroepen-indelingen van figuur 13 op de emissieverdelingen voor de $\log K_{ow}/\log H$ -diagrammen (figuren 10 t/m 12) kan een schatting worden gemaakt van de emissieverdeling voor de stoffengroep. Voor de aromatische en polycyclische aromatische koolwaterstoffen en pesticiden is een nadere uitwerking gegeven in bijlage 8.

In figuur 14 is een voorbeeld hiervan gegeven voor alifatische koolwaterstoffen. Omdat voor een aantal stoffen geen eenduidige afbraakgegevens bekend zijn, zijn zowel de emissieverdelingen met als zonder afbraak gegeven.

Uit figuur 14 blijkt het volgende.

Zuurstofhoudende alifaten

Voor de zuurstofhoudende koolwaterstoffen geldt doorgaans dat deze goed afbreekbaar zijn en derhalve wordt aangenomen dat voor deze stoffen figuur 14b de meest waarschijnlijke weergave van het stoffengedrag zal zijn.

Op grond van de positie in figuur 14b kan geconcludeerd worden dat de minder vluchtige stoffen ($\log H \approx 0$) voor ca. 80% zullen worden afgebroken. De resterende 20% wordt met het effluent afgevoerd. Voor de vluchtige zuurstofhoudende koolwaterstoffen ($\log H \approx 2.0$) geldt dat 50% naar de lucht wordt geëmitteerd, 40% wordt afgebroken en 10% in het effluent terecht zal komen.

Gechloreerde alifaten

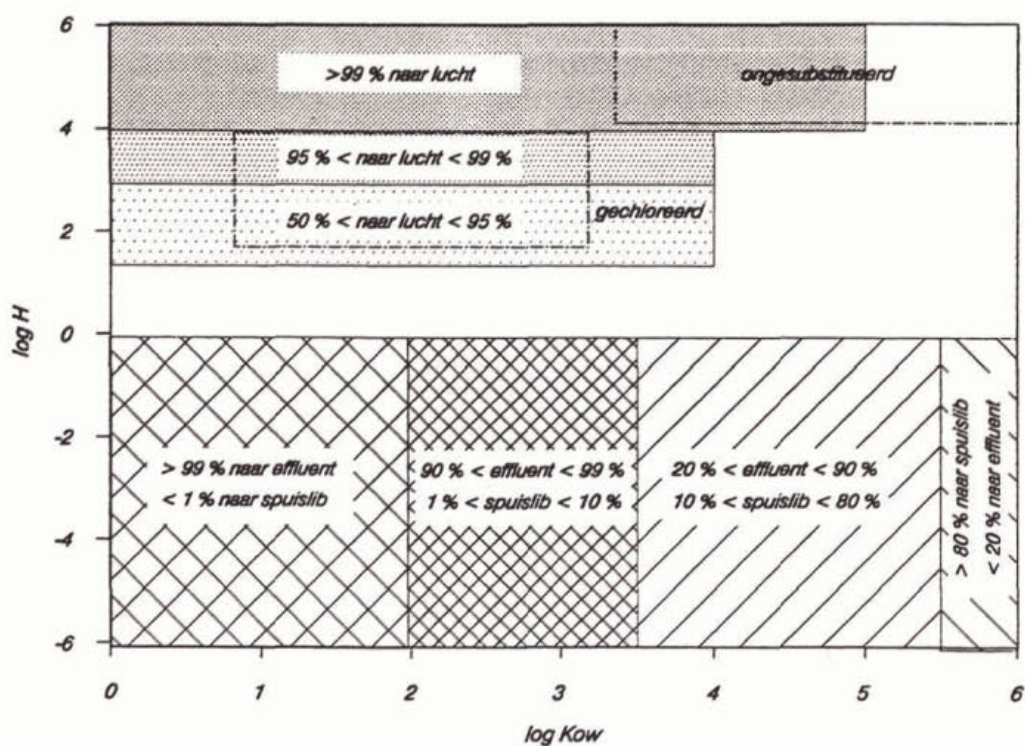
Voor de gechloreerde alifatische koolwaterstoffen geldt dat deze in het algemeen niet of nauwelijks worden afgebroken in een rwzi. Derhalve is de verwachting dat figuur 14a het meest waarschijnlijke emissiegedrag van deze stoffengroep zal weergeven.

Op grond van de positie in figuur 14a geldt voor alle stoffen dat $\log H > 2$. Bij deze waarde kan berekend worden dat $> 80\%$ naar de lucht wordt geëmitteerd. Het resterende deel zal vervolgens grotendeels met het effluent worden afgevoerd.

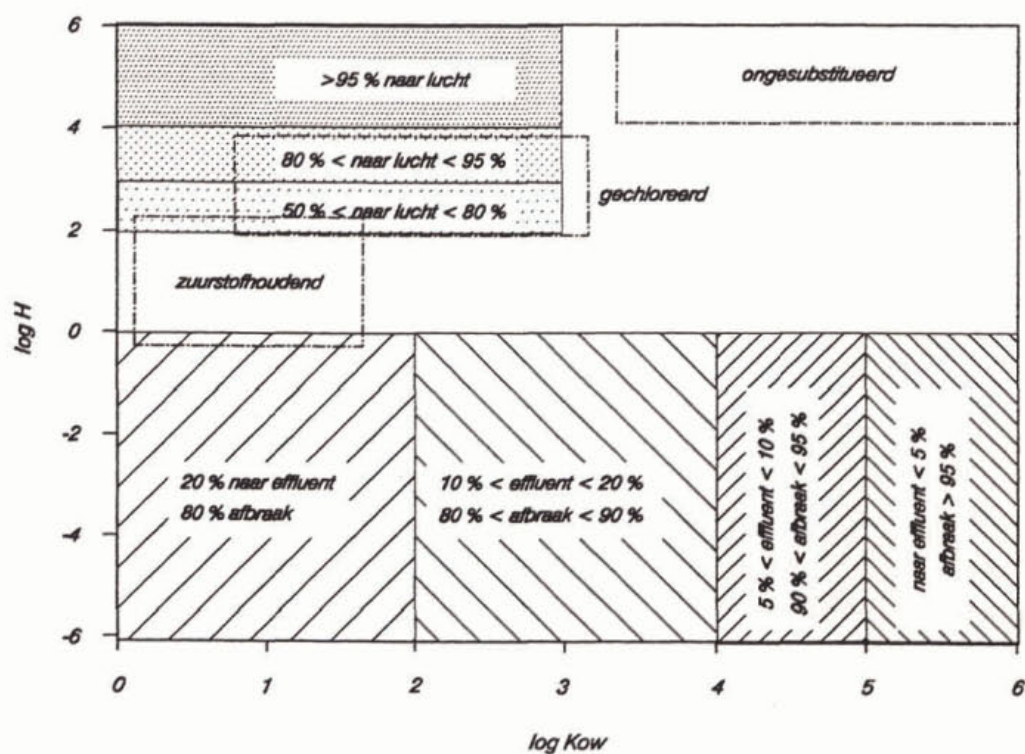
Ongesubstitueerde alifaten

Voor deze categorie stoffen geldt op grond van figuur 14b dat de vluchtigheid dermate groot is dat deze stoffen voor $> 95\%$ naar de lucht gestript zullen worden. Van het resterende deel zal $> 85\%$ afgebroken worden zodat de emissie in het effluent minder dan 1% van de ingaande vracht zal bedragen.

Figuur 14 Gedrag van alifatische koolwaterstoffen in een rwzi



Figuur 14a Laagbelaste rwzi zonder afbraak



Figuur 14b Laagbelaste rwzi met afbraak

5.4 Selectie van stoffen en/of stoffengroepen

Bij de keuze van nader te beschouwen microverontreinigingen in het onderzoek dient vanuit waterkwaliteitsoverwegingen de nadruk te liggen op stoffen die op grond van het beschreven emissiegedrag in hoofdstuk 3 in hoge mate naar het oppervlaktewater of de lucht geloosd zullen worden.

Voor veel verbindingen zijn geen eenduidige en representatieve praktijkgegevens beschikbaar die de gemodelleerde resultaten kunnen bevestigen. Veelal gaat het om geëxtrapoleerde praktijkresultaten van doorgaans industriële- en/of grondwaterzuiveringen die qua procesvoering ontworpen zijn op het specifieke verwijderingsgedrag van microverontreinigingen.

Rwzi's verschillen qua ontwerp en procesvoering aanzienlijk van afvalwater- of grondwaterzuiveringsinstallaties. Door andere verblijftijden geeft extrapolatie naar rwzi-condities lagere verwijderingsrendementen. Om die redenen dient de invloed van afbraak vooralsnog conservatief te worden ingeschat.

Als worst-case benadering voor de oppervlaktewaterkwaliteit is uitgegaan van het niet optreden van afbraak. Uitgaande van deze benadering kan op basis van de emissiepatronen uit 5.3 geconcludeerd worden dat de volgende stoffen in hoge mate via het effluent naar het oppervlaktewater zullen worden afgevoerd:

- 1 niet-vluchtige zuurstofhoudende alifaten;
- 2 zuurstofhoudende aromaten, chloorfenolen en chloornitro-aromaten;
- 3 niet-vluchtige pesticiden met $\log K_{ow} < 4.0$.

Voor deze stoffengroepen is het van belang na te gaan in welke mate zij voorkomen in afvalwaterlozingen en aan welke oppervlaktewaterkwaliteitseisen zij moeten voldoen.

Stoffen die in sterke mate naar de lucht zullen ontwijken, zijn vluchtige pesticiden, laagmoleculaire PCB en VOC's. Afvoer van deze stoffen naar een rwzi dient zoveel mogelijk te worden voorkomen omdat deze stoffen slechts worden gestript en geen daadwerkelijke behandeling plaatsvindt.

6 CASE-STUDY

6.1 Inleiding

Om inzicht te verkrijgen in de doelmatigheid van behandeling van dun water is een rwzi doorgelicht. Op basis van deze case-study is de doelmatigheid van dit soort lozingen nagegaan en is een standaardmethode hiervoor ontwikkeld.

Uit de rwzi's van het Hoogheemraadschap van West-Brabant, het Hoogheemraadschap van Delfland en het Waterschap Regge en Dinkel is de rwzi voor de case-study geselecteerd. Voor deze rwzi is het effect van dun water op zowel de CZV-, N- en P-verwijdering als op de uitstoot van zware metalen en organische microverontreinigingen naar het oppervlaktewater vastgesteld met behulp van simulatiemodellen.

Bij verhoging van de lozingsvracht ten gevolge van dun water is aangegeven met welke maatregelen en tegen welke kosten deze verhoging kan worden voorkomen.

6.2 Keuze van een rwzi voor de case-study

Op basis van de DWA-volumestroom per jaargemiddelde aanvoervracht kan informatie worden verkregen over het aandeel en het type dun water van een specifieke rwzi. In bijlage 9, tabel 25, zijn deze kengetallen l/ie (136), l/g BZV, l/g N en l/g P voor de betrokken rwzi's weergegeven. In bijlage 9, figuren 36 t/m 39, is de verdeling van deze getallen gegeven. Het kengetal l/ie (136) heeft een duidelijk zwaartepunt tussen 120 en 130 l/ie; de andere kengetallen hebben geen duidelijke middenwaarde.

Uitgaande van een standaard afvalwatersamenstelling van 125 l/ie (136), 3,0 l/g BZV, 15 l/g N en 90 l/g P kan de verdunningsgraad van het aangevoerde afvalwater vastgesteld worden (zie bijlage 9, figuur 40). Uit figuur 40 van bijlage 9 blijkt het volgende:

- * daar waar alle verdunningsgraden bij elkaar liggen, is sprake van zuiver hydraulische verdunning (b.v. Lage Zwaluwe);
- * in een aantal gevallen is sprake van een geconcentreerde aanvoer door lozing van geconcentreerd niet huishoudelijk afvalwater (b.v. Putte en Baarle-Nassau);
- * in een aantal gevallen is het BZV meer afgenomen dan de andere aanvoerparameters (b.v. Nieuwe Waterweg, Houtrust, Waspik, Groote Lucht en Almelo-Sumpel);
- in één geval zijn alleen de N- en P-concentraties laag (Rijen).

Voor de keuze van de rwzi zijn de volgende selectiecriteria aangehouden:

- * de kengetallen l/ie en l/g BZV moeten duidelijk verhoogd zijn: >135 l/ie en >3,3 l/g BZV (zie bijlage 9, figuur 40);
- * de dun-waterbronnen zijn bekend en bestaan niet overwegend uit lekwater;
- * het aantal ie's ligt tussen 10.000 en 200.000;
- * een laagbelaste rwzi met vergaande N-verwijdering bestaande uit één trap.

In bijlage 10, tabel 26 zijn rwzi's met kengetallen l/ie >135 en l/g BZV >3,3 gegeven. In deze tabel is tevens het procentuele aandeel van dun waterbronnen in de totale dun-watervolumestroom opgenomen.

In tabel 6 zijn de rwzi's gegeven, die voldoen aan alle voornoemde criteria.

Tabel 6 rwzi's in aanmerking komend voor de case-study

rwzi	DWA m ³ /d	Aandeel dun water		Geïdent. bronnen in m ³ /d					Geïdent. bronnen	Gegevens rwzi	
		m ³ /d	%	ind.	bs	lw	dw	tot		Slibb.	Type
Waspik	3415	2569	75	1595	0	337	-	1932	75	0,020	oxydatiesloot
Haaksbergen	5504	2664	48	-	653	165	1211	2029	76	0,036	Ladox
Delden	2053	814	40	-	204	62	452	718	88	0,034	actief-slib
Almelo/Sumpel	17716	8008	45	-	312	480	3898	4690	59	0,024	Carrousel

ind = industrie

bs = bodemsanering

lw = lekwater riolering

dw = drainagewater

Uit een schatting van het Waterschap Regge en Dinkel voor de rwzi Almelo/Sumpel bleek, dat de hoeveelheid lekwater gering was (<3% van DWA) in vergelijking met de hoeveelheid drainagewater (gemiddeld 22%).

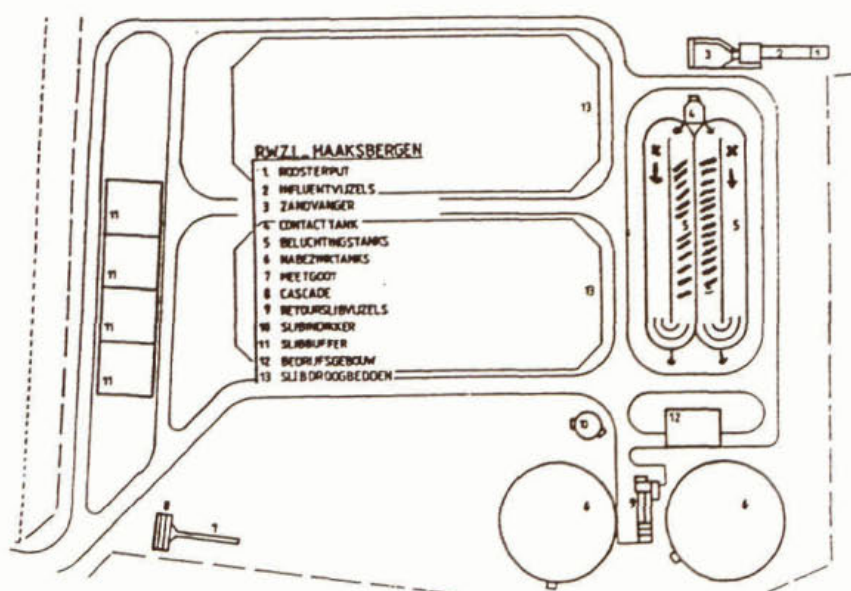
Voor de rwzi's Haaksbergen en Delden zijn dezelfde percentages aangehouden.

De rwzi Almelo/Sumpel is niet geselecteerd vanwege het relatief laag aandeel geïdentificeerd dun water, de rwzi Waspik niet vanwege een niet representatieve hoge verdunningsgraad.

Van de overige twee rwzi's is de rwzi Haaksbergen gekozen. De schatting van de hoeveelheid lekwater voor de rwzi Delden is onzeker, vanwege geaccidenteerd terrein.

6.3 Beschrijving van de rwzi Haaksbergen

De rwzi Haaksbergen behoort tot het type oxydatiesloot volgens het systeem "Ladox". In figuur 15 is de opzet van de installatie gegeven. De ontwerpcapaciteit bedraagt 25.000 ie, waarvan 8.000 ie van industrieel afvalwater. De huidige belasting bedraagt 17.531 ie (54 g BZV/ie). De technische gegevens van de installatie zijn gegeven in bijlage 11.



Figuur 15 Opzet rwzi Haaksbergen

///: beluchtingselementen; x = locatie zuurstofmeting

De installatie omvat de volgende hoofdonderdelen:

1 Het influentgemaal

Het influentgemaal bestaat uit twee vijzels elk op twee toerentallen regelbaar (370 en 800 m³/h), hetgeen overeenkomt met de ontwerp DWA en RWA. De huidige DWA bedraagt 5.500 m³/d.

2 De contacttank

De anaërobe contacttank is uitgelegd voor de ontwerp DWA plus de retourslibstroom. Het slib wordt door mixers in suspensie gehouden. De verblijftijd bij DWA bedraagt 10 minuten.

3 De beluchtingstanks

Het beluchtingsgedeelte bestaat uit twee beluchtingstanks met een totaal-inhoud van 6.250 m³. De tanks hebben een diepte van 3,5 m. De keramische beluchtingselementen bedekken ca. 40% van het oppervlak van de beluchtingstanks (zie figuur 15). De luchttoevoer vindt plaats met twee compressoren per beluchtingstank. Deze compressoren hebben vaste capaciteiten van 700 en 1.400 m³/h.

De zuurstofconcentratie wordt benedenstrooms van het pakket beluchtingselementen gemeten (zie figuur 15). De luchttoevoer wordt verhoogd bij een ondergrens van 0,1 mg O₂/l en verlaagd bij een bovengrens van 0,5 mg/l.

Verlaging en verhoging van de luchttoevoer vinden plaats op basis van een tijdsvertraging van een half uur. De set-points worden bijgesteld op basis van de gemeten ammonium- en nitraatconcentraties.

In verband met het voorkomen van vervuiling van de keramische elementen wordt de luchttoevoer nooit uitgeschakeld. Bij een extreem lage zuurstofvraag wordt de luchttoevoer van één compressor met een capaciteit van 700 m³/h verdeeld over beide beluchtingstanks. Het slibwatermengsel in de beluchtingstanks wordt met een gemiddelde snelheid van 0,3 m/s voortgestuwd.

4 De nabezinktanks

Er zijn twee nabezinktanks aanwezig, elk met een volume van 2.130 m³. De oppervlaktebelasting bedraagt 0,75 m³/m².h.

5 De retourslibvijzels

Per beluchtingstank is een retourslibvijzel aanwezig. De retourslibvijzels zijn op twee toeren regelbaar. Bij DWA wordt 5.880 m³/d retourslib verpompt. Bij RWA boven 28.800 m³/d bedraagt het retourslibdebiet 13.080 m³/d.

6.4 Wijze van modelleren

6.4.1 Modellering van de N-verwijdering

De modellering is uitgevoerd met het IAWQ-model nr 1 geprogrammeerd in SIMBA. In het IAWQ model worden nitrificatie en denitrificatie beschreven met behulp van een groot aantal kinetische parameters (zie bijlage 12). Voorts moet de influentsamenstelling bekend zijn.

De volgende CZV-fracties zijn in het IAWQ-model gedefinieerd:

- S_i = biologisch inert CZV dat oplosbaar is in water;
- S_s = biologisch afbreekbaar CZV dat oplosbaar is in water, waardoor het materiaal als snel afbreekbaar beschouwd wordt;
- X_i = biologisch inert CZV dat als deeltjes wordt aangevoerd;
- X_s = biologisch afbreekbaar CZV dat als deeltjes wordt aangevoerd, waardoor het materiaal slechts langzaam door bacteriën wordt afgebroken;
- X_{BA} = autotrofe biomassa-CZV;
- X_{BH} = heterotrofe biomassa-CZV;
- X_p = CZV dat na afsterving van bacteriën gevormd wordt en inert blijft voor verdere biologische afbraak. Vorming van deze CZV-fractie symboliseert de afname van de levensvatbaarheid van de bacteriën in het systeem. Aangenomen wordt dat deze fractie in het influent niet voorkomt.

De stikstofverwijdering op de rwzi Haaksbergen is gesimuleerd met influentmeetgegevens van de rwzi. Het meetprogramma is gegeven in bijlage 13.

De gemeten influentsamenstelling is gegeven in tabel 7.

Tabel 7 Influentamenstelling van de rwzi Haaksbergen

Meetdag 4/8/1995	mg/l
CZV-FRACTIES	
S_i : inert opgelost	46
S_s : snel afbreekbaar opgelost	224
X_i : inerte deeltjes	66
X_s : langzaam afbreekbare deeltjes	46
X_{BH} : zeer langzaam afbreekbare biomassa	126
Totaal CZV	508
N-FRACTIES	
Ammonium-N	43
Kjeldahl-N	63
Nitraat-N	0
Totaal N	63

De wijze waarop de rwzi Haaksbergen in SIMBA is gemodelleerd is beschreven in bijlage 14.

6.4.2 *Modellering van de organische microverontreinigingen en zware metalen*

Met het in bijlage 5 beschreven verspreidingsmodel OMPTreat zijn berekeningen uitgevoerd met als doel:

- Het vaststellen van de invloed van het influentdebiet op de verwijdering van regulier in het influent voorkomende zware metalen en organische microverontreinigingen.
- Het voorspellen van het gedrag van vluchtige organische chloorverbindingen in op het riool geloosd bodemsaneringswater.

Voor de keuze van zware metalen is uitgegaan van de slib- en effluentgegevens van de rwzi Haaksbergen, terwijl voor de organische microverontreinigingen gekozen is voor de meest voorkomende componenten in zuiveringsslib van de rwzi Haaksbergen. Vluchtige verbindingen zijn niet in beschouwing genomen, omdat hierover te weinig meetgegevens voorhanden waren. Voort is het niet zinvol om vluchtige verbindingen naar een rwzi af te voeren zoals blijkt uit paragraaf 5.4. In tabel 8 zijn voor de beschouwde stoffen de stoffeigenschappen en verontreinigingsgehalten van het slib gegeven. De adsorptiecoëfficiënt K_p voor de organische microverontreinigingen is berekend aan de hand van formule (8) uit bijlage 3, terwijl de afbraakconstante K_d afgeleid is uit de afgebroken fractie uit laboratorium- en pilot-plantproeven volgens formule (17) uit bijlage 5.

Tabel 8 Stoffeigenschappen en verontreinigingsgehalten in slib

	adsorptie aan slib		K_p (l/kg)	H (Pa.m ³ /mol)	K_d (dag-1)	Ref.	Schaal
	(mg/kg ds)	(%)					
Cu	847	93,4	-	-	-	-	-
Cd	2,1	90,0	-	-	-	-	-
Pb	143	87,6	-	-	-	-	-
Hg	1,0	80,0	-	-	-	-	-
Zn	942	74,2	-	-	-	-	-
Cr	23	65,3	-	-	-	-	-
As	7,4	47,0	-	-	-	-	-
Ni	25	30,9	-	-	-	-	-
1,2-Dichlooretheen	-	-	5,6	537	0,670300	[12]	batch
Trichlooretheen	-	-	36,5	1186	0,255700	[12]	batch
Tetrachlooretheen	-	-	141,9	2908	0,200000	[9]	rwzi
Fenantheen	0,810	-	6498	11	0,296000	[13]	pilot-plant
Pyreen	1,350	-	28304	0,13	0,145000	[13]	pilot-plant
Fluorantheen	1,480	-	39981	0,48	0,028200	[13]	pilot-plant
Chryseen	0,960	-	76182	0,15	0,002360	[13]	pilot-plant
g-HCH (lindaan)	0,0123	-	1324	26750	0,067000	[14]	pilot-plant
HCB	0,0324	-	38182	127	0,000985	*	-
Aldrin	0,0312	-	61923	273578	0,000534	*	-
PCB 28	0,0130	-	60514	34	0,000720	[15]	batch
PCB 101	0,0130	-	15544	18	0,000130	[15]	batch
PCB 138	0,0180	-	648415	48	0,000025	[15]	batch
PCB 153	0,0180	-	148543	23	0,000011	[15]	batch

*: K_d -waarde geïnterpoleerd

De vier polycyclische aromatische koolwaterstoffen vertegenwoordigen circa 50% van de totale PAK in het slib. De vermelde pesticiden vormen circa 80% van het totale pesticidengehalte, en de PCB te zamen circa 70% van het PCB-totaalgehalte [11].

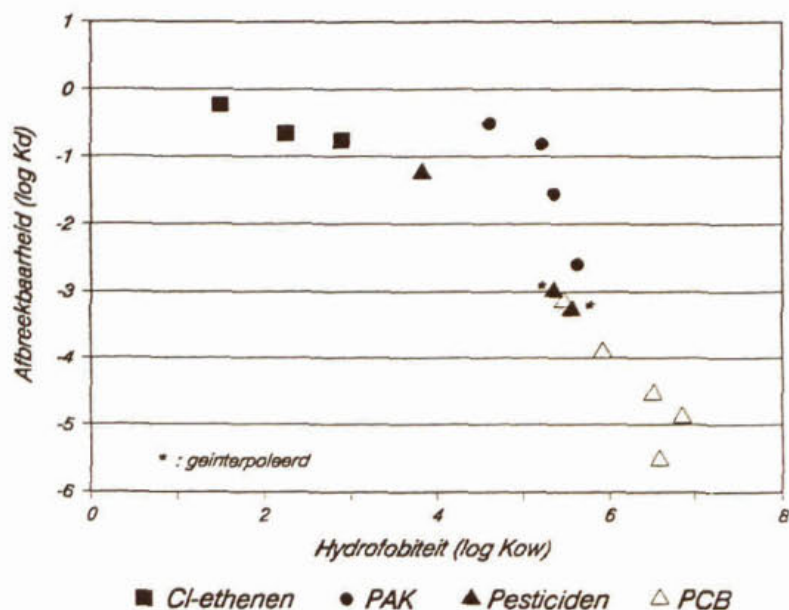
Van de vluchtige organochloorverbindingen, die in het bodemsaneringswater voorkomen, zijn geen gehalten in influent of slib bekend. Momenteel is één bodemsanering gaande met een maximaal toegestaan onttrekkingsdebiet van 144 m³/d. Het saneringswater is verontreinigd met ca. 200 µg/l gechloreerde koolwaterstoffen (di-, tri- en tetrachlooretheen). Gegevens inzake onderverdeling naar afzonderlijke componenten ontbreken, zodat bij de modelberekeningen is uitgegaan van een gelijke bijdrage van bovengenoemde stoffen in het geloosde saneringswater.

Waarden voor de water/slibpartitiecoëfficiënt zijn berekend op basis van de K_{ow} -waarde, terwijl de specifieke afbraakconstante K_d berekend is uit afbraakrendementen in laboratorium- of pilot-plantproeven [9, 12, 13, 14, 15].

K_d -waarden hebben betrekking op afbraakcondities, waarbij de betrokken microverontreinigingen of vergelijkbare verbindingen doorgaans als enige voedingsbron aanwezig waren.

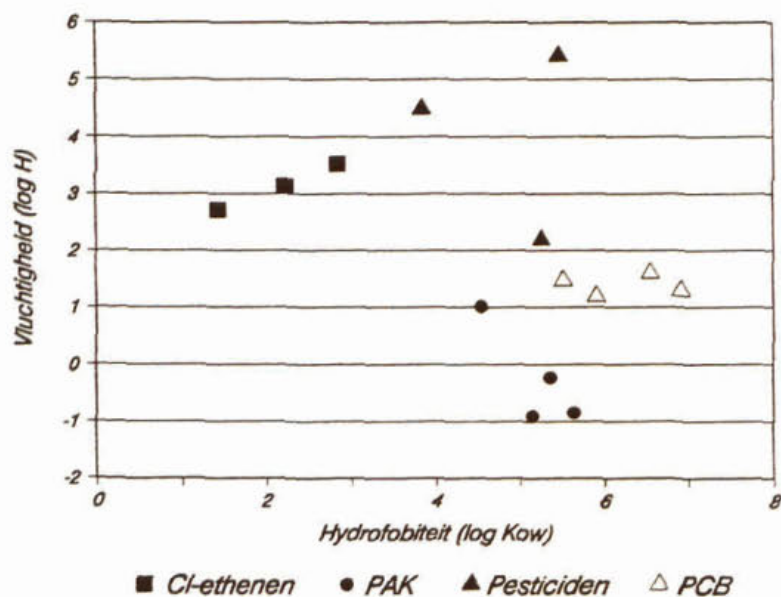
Door afwijkende procesomstandigheden kan de afbraak in een rwzi (aanzienlijk) lager liggen, dan de in tabel 8 gegeven waarden.

Voor de pesticiden HCB en aldrin konden geen eenduidige afbraakgegevens achterhaald worden. Op grond van de chemische overeenkomst met gechloteerde bifenylen is de K_d -waarde van deze stoffen geïnterpoleerd uit het log K_d -verloop van de PCB (zie figuur 16).



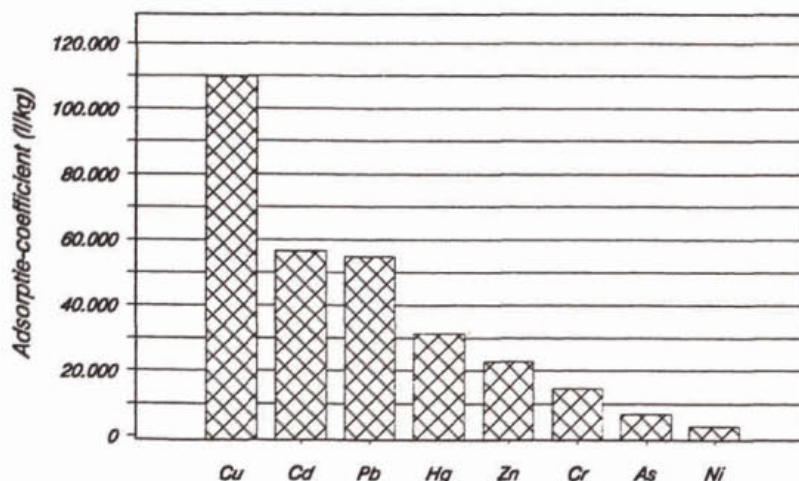
Figuur 16 Afbreekbaarheid versus hydrofobiteit van de beschouwde organische microverontreinigingen

Hydrofobiteit en vluchtigheid van de beschouwde organische microverontreinigingen zijn gegeven in figuur 17.

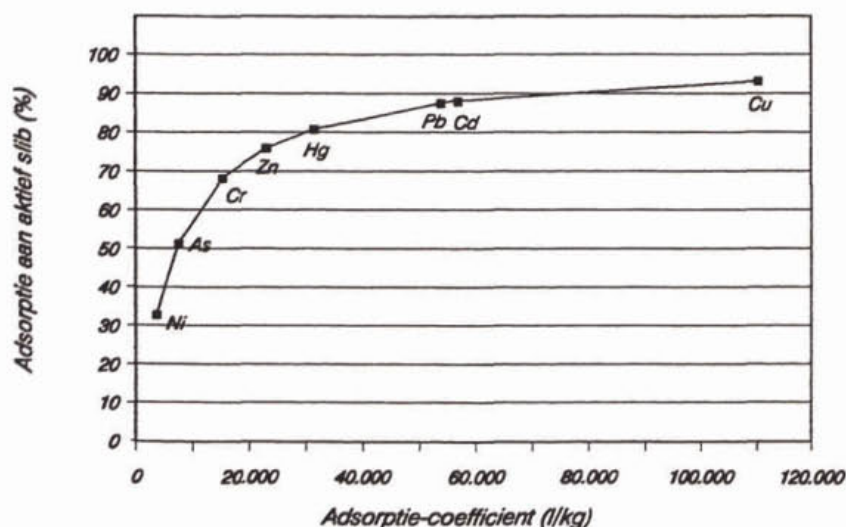


Figuur 17 Vluchtigheid versus hydrofobiteit van beschouwde organische microverontreinigingen

Om het adsorptiegedrag van zware metalen aan actief slib te kunnen voorspellen onder verschillende hydraulische condities, is uit het verwijderingsrendement op de rwzi Haaksbergen de K_p -waarde voor de verschillende metalen berekend. Een overzicht van de berekende waarden is gegeven in figuur 18. De berekeningen zijn uitgevoerd met het model OMPreat, dat is beschreven in bijlage 5. Het verloop van het verwijderingsrendement als functie van de adsorptiecoëfficiënt (K_p -waarde) is gegeven in figuur 19.



Figuur 18 Adsorptiecoëfficiënt van zware metalen voor actief-slib op de rwzi Haaksbergen



Figuur 19 Verwijderingsrendementen van zware metalen als functie van de adsorptiecoëfficiënt voor actief-slib op de rwzi Haaksbergen

In tabel 9 is een overzicht gegeven van de rwzi-parameters voor DWA met en zonder dun water. Om vergelijking van jaarlijkse lozingsvrachten mogelijk te maken zijn tevens berekeningen uitgevoerd voor het stoffengedrag tijdens RWA.

Tabel 9 rwzi-parameters voor modelberekeningen

	DWA-verdond	DWA-onverdond	RWA	Eenheid
Influentdebiet	5500	2900	38400	m ³ /d
Luchtdebiet	16,4	31,8	2,3	m ³ /m ³ influent
Verblijftijd AT	27,3	52,8	3,9	uur
Actief-slibgehalte	4,2	4,2	3,7	kg/m ³
Slibleeftijd	22,6	22,6	20,3	dag

6.5 Effect van dun water op verwijderingsrendementen

6.5.1 N-verwijdering

Voor de calibratie van het model voor de rwzi Haaksbergen is gekozen voor de beschikbare influent- en effluentgegevens over 1994. In deze periode zijn echter geen temperatuurmetingen verricht. Uit een berekeningsvoorbeeld in het Handboek stikstofverwijdering [16] en een rekenvoorbeeld voor de rwzi Rijen [17] is gebleken dat voor een temperatuurreeks over een jaar met een gemiddelde van 13 à 14°C de jaargemiddelde N-concentratie van 10 mg/l het beste wordt benaderd door een ontwerp temperatuur van 9 à 10°C. Overschrijding van het gewenste gemiddelde stikstofgehalte (10 mg/l) beneden 10°C wordt hierbij juist gecompenseerd door de onderschrijding van het gewenste gehalte bij temperaturen boven 10°C.

Op grond van deze waarnemingen is voor de modelberekeningen voor de rwzi Haaksbergen aangenomen dat de onbekende jaargemiddelde temperatuur vermoedelijk circa 13°C zal hebben bedragen. Hierbij is gezien het hiervoor gestelde gekozen voor een initiële ontwerptemperatuur van 10°C. Vanuit de aldus naar 10°C omgerekende standaard SIMBA-parameterset is vervolgens de verdere calibratie uitgevoerd. Zowel de initiële SIMBA-parameterset bij 10°C als de aangepaste set na verdere calibratie zijn weergegeven in bijlage 12.

De aldus gesimuleerde en de berekende jaargemiddelde N_{tot} -concentratie van het effluent komen goed overeen (tabel 10).

Tabel 10 Gemeten en gesimuleerde N_{tot} -effluentconcentraties voor de rwzi Haaksbergen

component	jaargemiddeld 1994		DWA 1994		
	gemeten	simulatie	gemeten	simulatie	
Ammonium-N	2,6	2,3	1,9	2,4	mg N/l
Kjeldahl-N	4,9	4,7	4,5	4,9	mg N/l
Nitraat-N	3,2	3,2	2,3	3,6	mg N/l
Totaal N	8,1	7,9	6,8	8,5	mg N/l

Uit tabel 10 blijkt voorts dat verificatie voor de DWA-situatie van 1994 een niet te verwaarlozen verschil tussen de gesimuleerde en de gemeten N_{tot} -concentratie laat zien. Voor het doel van de modelsimulaties, het vergelijken van toestanden, werd dit verschil toelaatbaar geacht.

In tabel 11 zijn voor de jaargemiddelde aanvoer en de DWA-aanvoer voor 1994 simulatieberekeningen gegeven voor situaties met en zonder dun water.

Uit de simulatieberekeningen blijkt dat door dun water de N_{tot} -effluentconcentratie weliswaar afneemt, doch de vracht toeneemt. Door het aandeel dun water, dat circa 40% bedraagt van het jaargemiddelde dagdebiet, daalt het N-verwijderingsrendement voor de jaargemiddelde situatie van 90% naar 85%.

Tabel 11 Gesimuleerde N_{tot} -effluentgehalten voor de rwzi Haaksbergen met en zonder dun water

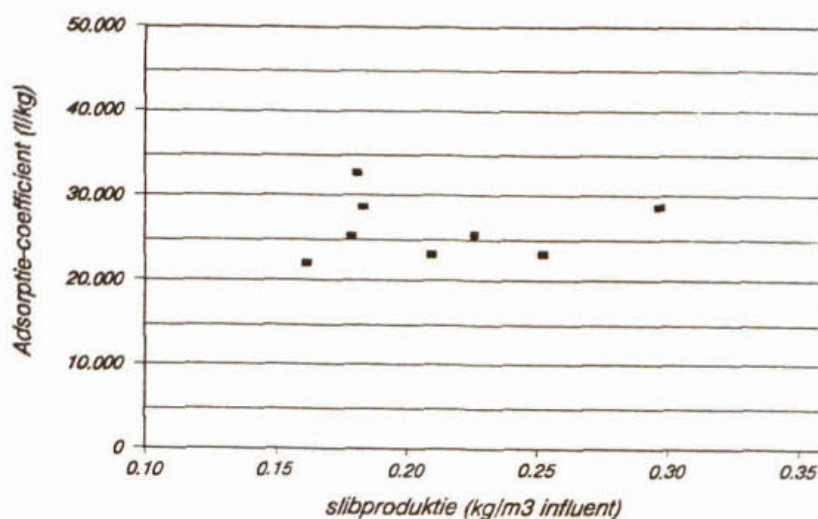
	jaargemiddeld 1994		DWA 1994		
	met dun water	zonder dun water	met dun water	zonder dun water	
INFLUENT					
Volumestroom	6.800	4.200	5.500	2.900	m³/d
Totaal N	45,7	73,9	56,6	107,1	mg N/l
	311	311	311	311	kg N/d
EFFLUENT					
Ammonium-N	2,3	3,2	2,4	4,5	mg N/l
Kjeldahl-N	4,7	5,6	4,9	7,0	mg N/l
Nitraat-N	3,2	3,6	3,6	3,8	mg N/l
Totaal N	7,9	9,2	8,5	10,8	mg N/l
Totaal N vracht	53,9	38,8	46,5	31,2	kg N/d

6.5.2 Verwijdering van zware metalen

Met behulp van de in paragraaf 6.4.2 berekende K_p -waarden is voor DWA met en zonder dun water en voor RWA het verwijderingsrendement berekend. Teneinde vast te stellen in hoeverre de K_p -waarde afhankelijk is van de influentverdunding of de specifieke slibproductie, zijn de K_p -waarden voor zeven met de rwzi Haaksbergen vergelijkbare rwzi's berekend en is nagegaan in welke mate de K_p -waarde varieert als functie van de specifieke slibproductie.

In figuur 20 zijn de K_p -waarden voor Zn-adsorptie aan actief-slib uitgezet als functie van de specifieke slibproductie. Uit het verloop van de K_p -waarden in figuur 20 is af te leiden dat de adsorptiecoëfficiënt van zink nagenoeg onafhankelijk is van de specifieke slibproductie. Een overzicht van de gemiddelde K_p -waarden voor de overige metalen is gegeven in tabel 12.

De grote spreiding in de gemiddelde K_p -waarden voor Pb, Cd en Hg kan grotendeels verklaard worden door de grote spreiding in de gemeten effluentconcentraties, die 50 tot 100% bedroeg. Voor de overige metalen bedroeg deze spreiding 20 tot 30%.



Figuur 20 K_p -waarden voor Zn-adsorptie aan actief-slib als functie van de specifieke slibproductie

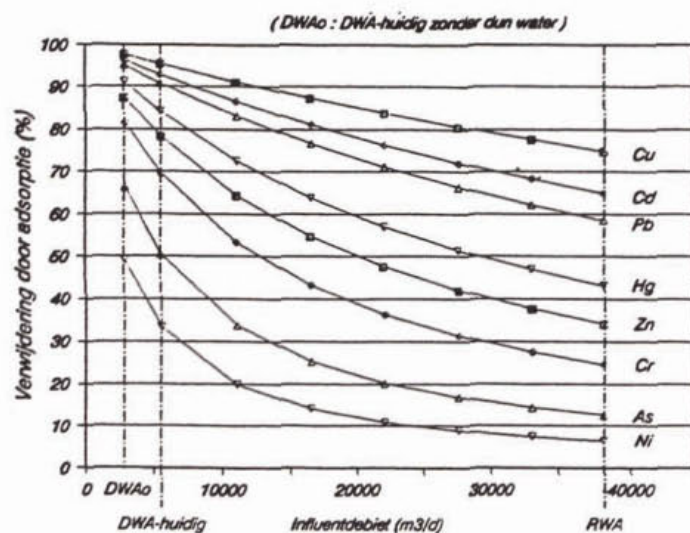
Tabel 12 Adsorptiecoëfficiënten van zware metalen voor actief-slib op acht laagbelaste rwzi's zonder voorbezinking

	adsorptiecoëfficiënt K_p		rwzi Haaksbergen l/kg
	gemiddeld l/kg	spreiding %	
zink	24.600	8,9	23.000
chrom	18.200	9,8	15.300
arsen	6.600	11,6	7.750
koper	60.000	14,9	110.000*
lood	70.900	22,9	55.000
cadmium	25.300	32,8	56.000*
kwik	35.600	22,0	31.500
nikkel	6.800	10,4	3.700*

*: sterk afwijkend van het gemiddelde, waarvoor geen verklaring kon worden gevonden

Geconcludeerd kan worden dat voor de beschouwde acht laagbelaste rwzi's de adsorptiecoëfficiënten van zware metalen niet afhankelijk zijn van de influentverdunding of van de specifieke slibproductie.

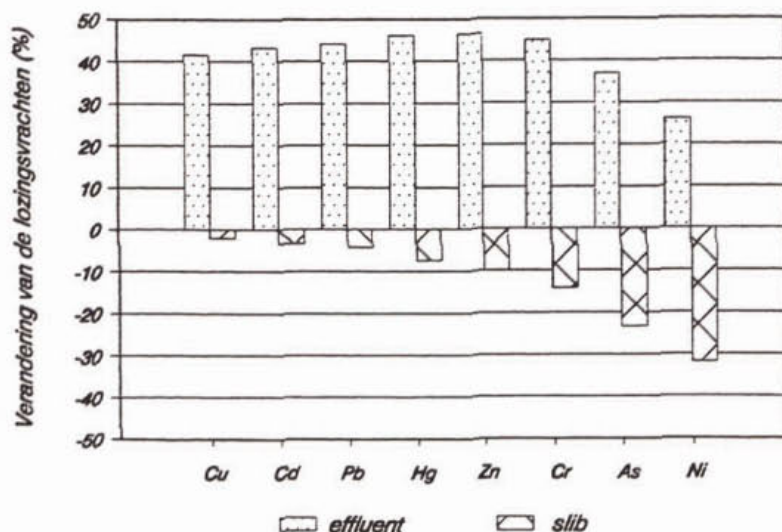
In figuur 21 is voor de rwzi Haaksbergen het verloop van het verwijderingsrendement als functie van het influentdebiet voor de verschillende metalen gegeven.



Figuur 21 Invloed van influentverdunding op zware-metalenverwijdering op de rwzi Haaksbergen

Uit figuur 21 blijkt dat de debiettoename door dun-waterlozingen vooral voor Ni en voor As een aanzienlijke afname van het verwijderingsrendement door adsorptie tot gevolg heeft. Het effect van het dun water neemt sterk af bij toenemende influentverdunding door regenwater.

In figuur 22 is voor de rwzi Haaksbergen de invloed van dun water op de lozingsvracht in het effluent en het slib gegeven. Een verhoging van de lozingsvracht met het effluent gaat uiteraard gepaard met een gelijke verlaging van de lozingsvracht met het slib. Zo is voor Cu te zien dat als gevolg van de debiettoename door dun-wateraanvoer de adsorptie aan slib slechts met enkele procenten afneemt (van 97% naar 95,8%). Deze afname heeft voor de lozing naar het effluent echter een stijging van 3% naar 4,2% tot gevolg, overeenkomend met een relatieve toename van ca. 40%.



Figuur 22 Invloed van dun water op lozingsvrachten van zware metalen voor de rwzi Haaksbergen

Uit figuur 22 blijkt, dat voor alle metalen een aanzienlijke toename in de effluentvracht optreedt (25-45%). De verwijderde vrachten met het slib nemen af met een waarde van 2% voor Cu tot 30% voor Ni.

6.5.3 Verwijdering van organische microverontreinigingen

Voor de in tabel 13 vermelde organische microverontreinigingen is voor de rwzi Haaksbergen aan de hand van modelberekeningen de verdeling over slib, lucht en effluent vastgesteld. Om de invloed van biologische afbraak op deze verdeling na te gaan zijn berekeningen met en zonder afbraak uitgevoerd. De resultaten zijn samengevat in tabel 13.

Tabel 13 Modelberekeningsresultaten voor organische microverontreinigingen

	Aanvoer zonder dun water				Aanvoer met dun water				Regenweeraanvoer			
	af- braak %	slib %	lucht %	effl. %	af- braak %	slib %	lucht %	effl. %	af- braak %	slib %	lucht %	effl. %
MET AFBRAAK												
PAK												
Fenanthreen	96,9	0,7	2,2	0,26	98,2	0,4	1,1	0,26	99,4	0,1	0,2	0,33
Pyreen	98,3	1,5	0,1	0,15	99,1	0,8	0,0	0,15	99,7	0,1	0,0	0,18
Fluorantheen	91,6	7,0	0,9	0,52	95,2	3,7	0,5	0,54	98,5	0,7	0,1	0,70
Chryseen	50,3	45,8	1,9	2,07	63,7	32,1	1,3	2,82	87,9	7,4	0,3	4,51
Pesticiden												
g-HCH	0,4	0,0	99,6	0,02	0,7	0,7	99,2	0,04	4,1	0,0	95,5	0,31
HCB	1,3	2,8	95,8	0,21	2,4	2,7	94,5	0,41	13,0	2,6	81,6	2,74
Aldrin	0,0	0,0	100,0	0,00	0,0	0,0	100,0	0,00	0,0	0,0	100,0	0,00
PCB												
PCB 28	3,1	9,3	87,1	0,49	5,8	9,0	84,3	0,93	16,4	7,3	61,1	5,26
PCB 101	1,0	16,6	81,9	0,47	1,9	16,4	80,8	0,91	10,2	15,5	68,4	6,00
PCB 138	0,1	7,1	92,7	0,12	0,2	7,1	92,5	0,23	1,0	7,7	89,7	1,72
PCB 153	0,1	14,0	85,7	0,20	0,1	14,0	85,5	0,39	0,8	14,8	81,4	2,91
VOCL												
1,2-Dichlooretheen	-	-	-	-	20,8	0,1	69,9	9,24	27,6	0,0	37,5	34,87
Trichlooretheen	-	-	-	-	10,6	0,1	84,8	4,51	29,1	0,0	51,4	19,47
Tetrachlooretheen	-	-	-	-	8,3	0,1	90,2	1,42	31,0	0,0	61,9	7,10
ZONDER AFBRAAK												
PAK												
Fenanthreen	-	22,6	69,2	8,2	-	21,0	64,3	14,8	-	11,5	31,7	56,8
Pyreen	-	88,2	3,2	8,7	-	81,4	2,9	15,7	-	42,0	1,4	56,7
Fluorantheen	-	83,0	10,9	6,1	-	78,4	10,3	11,3	-	47,0	5,6	47,4
Chryseen	-	92,1	3,8	4,1	-	88,6	3,7	7,7	-	60,7	2,3	37,1
Pesticiden												
g-HCH	-	0,0	100,0	0,02	-	0,01	99,9	0,04	-	0,01	99,7	0,32
HCB	-	2,8	97,0	0,21	-	2,8	96,8	0,4	-	3,0	93,8	3,2
Aldrin	-	0,0	100,0	0,00	-	0,0	100,0	0,0	-	0,0	100,0	0,0
PCB												
PCB 28	-	9,6	89,9	0,51	-	9,5	89,5	0,98	-	9,9	83,0	7,1
PCB 101	-	16,8	82,7	0,47	-	16,7	82,4	0,92	-	17,2	76,1	6,7
PCB 138	-	7,1	92,8	0,12	-	7,1	92,7	0,23	-	7,7	90,5	1,7
PCB 153	-	14,0	85,8	0,20	-	14,0	85,6	0,39	-	15,0	82,1	2,9
VOCL												
1,2-Dichlooretheen	-	-	-	-	-	0,1	88,2	11,7	-	0,1	51,8	48,2
Trichlooretheen	-	-	-	-	-	0,1	94,9	5,0	-	0,1	72,5	27,5
Tetrachlooretheen	-	-	-	-	-	0,1	98,4	1,5	-	0,1	89,7	10,3

Uit tabel 13 blijkt dat, uitgaande van biodegradatie:

- lagere PAK vergaand worden afgebroken, terwijl de pesticiden, PCB en VOCL grotendeels naar de lucht worden afgevoerd;
- bij toenemende influentiaanvoer de afvoer naar de lucht afneemt, hetgeen een gevolg is van

Uit tabel 13 blijkt dat, uitgaande van biodegradatie:

- * lagere PAK vergaand worden afgebroken, terwijl de pesticiden, PCB en VOCI grotendeels naar de lucht worden afgevoerd;
- bij toenemende influent aanvoer de afvoer naar de lucht afneemt, hetgeen een gevolg is van de afnemende lucht/waterverhouding;
- * bij toenemende influent aanvoer het afbraakpercentage toeneemt.

Het toenemende afbraakpercentage kan als volgt verklaard worden. Bij een groter debiet wordt meer slib gerecirculeerd waardoor meer verontreinigingen aan het slib worden gebonden. Hierdoor komt meer geadsorbeerd materiaal ter beschikking voor vervluchtiging en afbraak. Vervluchtiging zal per saldo niet toenemen, omdat de lucht/waterverhouding afneemt. Derhalve zal alleen het afbraakpercentage toenemen.

Wanneer geen biodegradatie wordt aangenomen, blijkt dat:

- * in verdund afvalwater meer PAK met het effluent en minder PAK met het slib worden afgevoerd dan in onverdund afvalwater. Dit is het gevolg van de lagere specifieke spuislib-productie (kg per m³ afvalwater) in verdund afvalwater;
- * pesticiden, PCB en VOCI grotendeels naar de lucht ontwijken.

Uit tabel 13 blijkt voorts dat voor PAK de afbraak een belangrijk verwijderingsmechanisme vormt. Derhalve is het voor deze groep van stoffen van belang vast te stellen in welke mate de op pilot-plantschaal verkregen K_d -waarden representatief zijn voor afbraak onder rwzi-condities.

Maatgevende factor voor afbraak van PAK is dat de PAK-afbrekende bacteriën zich kunnen handhaven in het actief-slib van een rwzi. Uit onderzoek in een actief-slibproefinstallatie naar de verwijdering van PAK uit verontreinigd grondwater bleek dat vergaande afbraak van PAK optreedt bij een CZV-aanvoer die voor 40% bestaat uit huishoudelijk afvalwater [18]. De bij dit onderzoek aangehouden slibbelasting en slibleeftijd komen goed overeen met de thans toegepaste slibbelasting en slibleeftijd voor vergaande N-verwijdering.

In tabel 14 is de invloed van dun water op de totaallosingsvracht van microverontreinigingen naar effluent, slib en lucht gegeven. Een nadere specificatie van de losingsvrachten voor de rwzi Haaksbergen is gegeven in bijlage 15.

Tabel 14 Invloed van dun water op de jaarlijkse totaalvrachten van organische microverontreinigingen voor de rwzi Haaksbergen

Stoffengroepen	Emissievrachten in kg/jaar											
	Effluent			Slib			Lucht			Afbraak		
	on-verd.	verd.	verschil	on-verd.	verd.	verschil	onverd.	verd.	verschil	on-verd.	verd.	verschil
PAK-totaal	0,52	0,54	0,02	3,44	1,93	-1,51	2,19	1,16	-1,03	195	198	2,52
Pesticiden-totaal	0,56	0,58	0,02	0,03	0,03	-0,00	498	497	-0,38	0,89	1,25	0,36
PCB-totaal	0,00	0,00	0,00	0,03	0,03	-0,00	0,22	0,22	-0,00	0,004	0,006	0,00
Normaal-totaal	0,58	0,62	0,04	3,50	1,99	-1,51	500,3	498,9	-1,41	196,3	199,2	2,88
VOCi-bodemsanering	-	0,69	0,69	-	0,01	0,01	-	8,25	8,25	-	1,56	1,56
Normaal + VOCi	0,58	1,32	0,73	3,50	2,00	-1,50	500,3	507,1	6,84	196,3	200,8	4,44
Verschil (%)	-	-	126	-	-	-43	-	-	1,4	-	-	2,3

Uit tabel 14 blijkt dat in het geval van dun water voor de reguliere verontreinigingen:

- * een toename van de lozingsvracht naar het effluent optreedt;
- * minder adsorptie aan actief-slib plaatsvindt;
- * de emissie naar de lucht afneemt;
- * extra afbraak plaatsvindt.

De gelijktijdige daling van de emissie naar de lucht en de toename van afbraak onder verdunde afvalwatercondities is het gevolg van het feit dat het specifieke beluchtingsdebiet (m^3 lucht/ m^3 influent) bij dun-wateraanvoer ca. een factor twee lager is dan bij onverdunde aanvoer. Daardoor zal de emissie naar de lucht lager zijn en zal meer stof beschikbaar komen voor afbraak.

Als gevolg van het VOCI-houdend bodemsaneringswater en overig dun water neemt de totale vracht van organische microverontreinigingen in het effluent toe met circa 120%. Deze toename wordt voornamelijk bepaald door het bodemsaneringswater (113%) en slechts voor een klein deel (7%) door een toename van de lozingsvracht van normale microverontreinigingen (PAK, pesticiden en PCB).

Verontreinigingsvrachten in spuislib zullen ten gevolge van dun water met 43% afnemen, nagenoeg volledig veroorzaakt door verminderde PAK-adsorptie.

De verminderde afvoer van PAK en pesticiden naar de lucht wordt teniet gedaan door strippen van VOCI, resulterend in een toename van de totale verontreinigingsvracht met 1,4%.

6.6 **Maatregelen en kosten om verwijderingsrendementen te handhaven**

6.6.1 *Handhaving van de verwijderingsrendementen voor N en P*

Het extra debiet ten gevolge van dunwaterlozingen bedraagt voor de rwzi Haaksbergen 2.600 m^3 /dag. Uitgaande van continue aanvoer bedraagt de extra hydraulische belasting 110 m^3 /h.

Aanpassing van de setpoints van de huidige zuurstofregeling in de simulatieberekeningen gaf geen verlaging van de extra N_{tot} -lozingsvracht ten gevolge van het dun water. Ook invoering van een automatische ammonium- of nitraatregeling in de simulatieberekeningen gaf geen wezenlijke verbetering.

In figuur 23 is voor de DWA-situatie met dun water de gesimuleerde N_{tot} -lozingsvracht in het effluent gegeven als functie van het volume van de beluchtingstank. Op de verticale as zijn de N_{tot} -lozingsvrachten gegeven voor de DWA-situatie met en zonder dun water bij het bestaande beluchtingsvolume. Ten gevolge van het dun water neemt bij het bestaande beluchtingsvolume de N_{tot} -lozingsvracht toe met 15 kg per dag. Uit figuur 23 blijkt, dat 4.750 m^3 beluchtingsvolume moet worden bijgebouwd teneinde te voorkomen dat deze toename optreedt. Dit is circa 75% van het bestaande beluchtingsvolume.

Voor de P-verwijdering waren te weinig gegevens voorhanden om het effect van dun water te kunnen schatten. Rekening dient te worden gehouden met een lager verwijderingsrendement en daarmee hogere kosten voor chemicaliëndosering om deze daling van het verwijderingsrendement te voorkomen.

I Extra kosten ten gevolge van dun water, uitgaande van nieuwbouw van de rwzi Haaksbergen

In bijlage 16 zijn voor de rwzi Haaksbergen dimensioneringen gegeven voor nieuwbouwsituaties met en zonder dun water. Alleen de dimensionering van de waterlijn verandert; de sliblijn blijft gelijk.

In tabel 15 is het verschil in bouwkosten gegeven, onderverdeeld naar bouwkundige en mechanisch/elektrische kosten

Omgerekend per ie bedragen de extra investeringskosten $f\ 3.029.000,-/25.000 = f\ 121,-$ per ie.

Navolgend zijn de extra jaarlijkse kosten als gevolg van dun water gegeven. De extra energiekosten zijn gespecificeerd in bijlage 17.

Extra jaarlijkse kosten:

* kapitaallasten:	
civiel	f 233.200,--
mechanisch/elektrisch	f 47.000,--
* onderhoud	f 21.200,--
* energie	f 39.600,--
• bediening	f 60.600,--
Totaal extra jaarlijkse kosten	f 401.600,--

Omgerekend per ie bedragen de extra jaarlijkse kosten (ten gevolge van dun water)
 $f\ 401.600,-/25.000 = f\ 16,-$ /ie.

Tabel 15 Extra investeringskosten voor de rwzi Haaksbergen als gevolg van dun water, uitgaande van nieuwbouwsituaties

Onderdeel van de rwzi	Dimensionering				Verschil investeringskosten	
	zonder dun water		met dun water			
Bouwkundig						
• influentgemaal	1.600	m ³ /h	1.710	m ³ /h	f	10.000,--
• contacttank	135	m ³	161	m ³	f	39.000,--
• beluchtingstanks	2x3.125	m ³	2x5.500	m ³	f	1.188.000,--
• nabezinktanks	2xØ 36,8	m	2xØ 38,6	m	f	140.000,--
• retourslibgemaal					f	5.000,--
Mechanisch/elektrisch						
* influentvijzels	2x370/800	m ³ /h	2x480/855	m ³ /h	f	12.000,--
* mixers contacttank					f	3.000,--
* beluchtingstanks						
compressoren + leidingen	2x660	m ³ /h	2x830	m ³ /h	f	51.000,--
keramische beluchtingsbuizen	2x1320	m ³ /h	2x1.660	m ³ /h		
voortstuwers (max. ingebracht)	440	m	525	m	f	15.000,--
* nabezinktanks	2x4	kW	4x4	kW	f	75.000,--
brug c.a.	2x18,4	m	2x19,2	m	f	50.000,--
* retourslibvijzels	2x245/545		2x245/570		f	6.000,--
	Totaal extra bouwkosten				f	1.594.000,--
	Overhead x 1,9				f	1.435.000,--
Totaal extra investeringskosten					f	3.029.000,--

II Extra kosten ten gevolge van dun water, uitgaande van uitbreiding van de huidige rwzi Haaksbergen

In bijlage 16 is de dimensionering gegeven van de benodigde uitbreiding van de huidige rwzi Haaksbergen om de effecten van het dun water op de N-verwijdering te voorkomen. Alleen de dimensionering van de waterlijn verandert; de sliblijn blijft gelijk. In tabel 16 zijn de geraamde kosten voor de uitbreiding gegeven, onderverdeeld naar bouwkundige en mechanisch/elektrische kosten.

Tabel 16 Extra investeringskosten voor de rwzi Haaksbergen als gevolg van dun water, uitgaande van uitbreiding van de bestaande rwzi

Onderdeel van de rwzi	Uitbreiding/aanpassing als gevolg van dun water	Investeringskosten
Bouwkundig * verdeelwerk na zandvanger * contacttank * beluchtingstank	aanpassing verdeling van 2 naar 3 beluchtingstanks 105 m ³ 4.750 m ³	f 30.000,-- f 158.000,-- f 1.425.000,--
Mechanisch/elektrisch * influentvijzels * mixer contacttank * beluchtingstank . compressoren+leidingen . keramische beluchtingsbuizen . voortstuwers	aanpassing tandwielkast+motor 1,5 kW 3x1.000 m ³ /h 220 m 2x5 kW	f 30.000,-- f 25.000,-- f 309.000,-- f 40.000,-- f 80.000,--
	Totaal bouwkosten Overhead x1,9	f 2.097.000,-- f 1.887.000,--
Totaal investeringskosten		f 3.984.000,--

Omgerekend per ie bedragen de kosten voor uitbreiding $f\ 3.984.000,--/25.000 = f\ 160,--$ per ie.

Navolgend zijn de jaarlijkse kosten voor de uitbreiding gegeven. De extra energiekosten zijn gespecificeerd in bijlage 17.

Extra jaarlijkse kosten:

* kapitaallasten:	
civiel	f 272.100,--
mechanisch/elektrisch	f 107.500,--
* onderhoud	f 33.700,--
* energie	f 39.600,--
* bediening	f 79.700,--

Totaal extra jaarlijkse kosten f 532.600,--

Omgerekend per ie bedragen de jaarlijkse kosten voor de uitbreiding ter voorkoming van de effecten van dun water $f\ 532.600,--/25.000 = f\ 21,--/ie$.

6.6.2 Behandeling van de extra lozingsvrachten van zware metalen en organische microverontreinigingen

Als gevolg van de aanvoer van dun water zullen op jaarbasis de in tabel 17 gegeven hoeveelheden zware metalen en organische microverontreinigingen extra geëmitteerd worden naar oppervlaktewater en lucht.

Tabel 17 Extra lozingsvracht als gevolg van dun-waterlozingen

	lozingsvracht naar effluent			lucht kg/j	gehalten in effluent µg/l	
	zonder dun water kg/j	met dun water kg/j	verschil kg/j		zonder dun water	met dun water
zink	94,8	138,4	43,6	-	56,8	35,1
koper	17,6	25,0	7,4	-	8,6	4,9
nikkel	18,8	23,7	4,9	-	11,2	8,8
lood	5,9	8,5	2,6	-	3,1	1,8
chroom	3,5	5,1	1,6	-	2,2	1,4
arseen	2,4	3,3	0,9	-	1,6	1,1
	g/j	g/j	g/j	g/j		
kwik	67,0	98,5	31,5	-	0,040	0,024
cadmium	70,2	100,4	30,2	-	0,040	0,025
PAK-tot	519	536	17,0	-	0,260	0,252
Pesticiden-tot	62	85	23	-	0,026	0,015
PCB-tot	1,2	1,7	0,5	-	<0,001	-
VOCI-tot	-	694	694	8250	0,265	0

Navolgend is aangegeven op welke wijze de in tabel 17 gegeven extra vrachten teruggehouden kunnen worden.

Voor het terugdringen van de VOCI-emissies naar de lucht kan in principe gekozen worden voor het behandelen van de beluchtingslucht met actief-koolfiltratie. Echter vanwege het zeer grote luchtdebiet, de noodzaak tot overkapping en het zeer hoge actief-koolverbruik wordt luchtbehandeling als niet realistisch gezien.

De extra terug te houden lozingsvrachten in het effluent kunnen volgens de RIZA-studie naar polishing van effluent verwijderd worden door middel van een aantal combinaties van zuiveringstechnieken [19]. Op grond van de te behalen effluentconcentraties ten behoeve van het terugdringen van de extra lozingsvrachten en de laagste behandelingskosten is daar gekozen voor de volgende aaneenschakeling van technieken:

- 1 Beluchte vlokfiltratie.
- 2 Nanofiltratie.
- 3 Actief-koolfiltratie voor de VOCI-verwijdering.

Voor een beschrijving en ontwerpgrondslagen van deze technieken wordt verwezen naar het hieromtrent gestelde in deze RIZA-publikatie.

Voor de ontwerpcapaciteit van de effluentbehandeling is uitgegaan van een daggemiddelde dun-wateraanvoer van 6.000 m³, overeenkomend met een zuiveringsdebiet van 250 m³/hr.

Om pieken in de DWA-aanvoer op te vangen wordt uitgegaan van een buffer van 2.000 m³, overeenkomend met de situatie dat de volledige DWA-dagaanvoer in 14 uur wordt aangevoerd.

Met bovengenoemde combinatie van technieken worden effluentgehalten verwacht die lager liggen dan de in tabel 17 gegeven restconcentraties voor de rwzi zonder dun water. De jaarlijkse behandelingskosten bedragen ca. f 12.000.000,- (± 30%). Een nadere specificatie van de kosten is gegeven in bijlage 18. Omgerekend naar het volume behandeld effluent bedragen de kosten f 6,60/m³. Uitgaande van 25.000 i. bedragen de extra jaarlijkse kosten ca.

f 480,-/ie. De kosten per ie zijn dermate hoog, dat het toepassen van deze effluent-polishing-technieken om de extra lozingsvrachten terug te dringen, niet realistisch is.

7 EVALUATIE EN CONCLUSIES VAN DE CASE-STUDY

Voor de in hoofdstuk 6 beschreven case-study op de rwzi Haaksbergen zijn navolgend de resultaten geëvalueerd, worden samenvattende conclusies gegeven en wordt de doelmatigheid van de dun-waterlozingen beschouwd. Hierbij is nagegaan in hoeverre uitspraken over deze doelmatigheid voor de rwzi Haaksbergen kunnen worden herleid tot meer algemene uitspraken voor rwzi's in Nederland.

7.1 Hoeveelheid en herkomst van dun water

Bij drie waterkwaliteitsbeheerders zijn dertig rwzi's onderzocht op de aanwezigheid van dun water. De kengetallen liters afvalwater per *ie* of per gram BZV bleken geschikte maatstaven om het aandeel dun water vast te stellen. Voor onverdund afvalwater werd uitgegaan van 125 l/*ie* en 3 l/g BZV voor DWA-omstandigheden.

Van de dertig beschouwde rwzi's bleken negen rwzi's een dun-wateraanvoer te hebben, variërend van 20 tot 50% van de DWA. De bronnen van het dun water waren niet geheel te achterhalen en konden in de meeste gevallen slechts voor 50 tot 75% worden geïdentificeerd. Veelal moest hierbij gebruik worden gemaakt van schattingen. Belangrijke dun-waterbronnen waren de industrie, bodemsanering, drainage en lekwater.

Voor industriële lozingen van dun water is de samenstelling doorgaans goed bekend. Voor lozingen uit de glastuinbouw en de bodemsanering is de samenstelling vaak onvoldoende bekend om effecten te kunnen inschatten.

7.2 Effecten van dun water op de rwzi Haaksbergen

7.2.1 Inleiding

Voor de case-study werd de rwzi Haaksbergen geselecteerd, een laagbelaste rwzi volgens Pasveercondities. Het aandeel dun water bedraagt 50% van de DWA en bestaat voornamelijk uit drainagewater en bodemsaneringswater. Het bodemsaneringswater bevat vluchtige organochloorverbindingen. Op de rwzi vindt vergaande N-verwijdering plaats. Door spontane biologische P-verwijdering ligt het P_{tot} -gehalte van het effluent beneden 1 mg/l.

7.2.2 N-verwijdering

De effecten van het dun water op de N-verwijdering zijn gesimuleerd met het IAWQ-model, geprogrammeerd in SIMBA. Het proces werd gemodelleerd aan de hand van gegevens over de samenstelling van het influent en het effluent, de aanvoercharacteristiek van het afvalwater, proceskenmerken (processtappen, afmetingen), de procesregeling en de slibleeftijd.

De aanvoercharacteristiek over de dag, de CZV-fracties en N-fracties van het influent zijn in een apart meetprogramma vastgesteld. Het model werd gecalibreerd aan de hand van de jaargemiddelde concentraties van de N-fracties in het effluent over 1994. Verificatie vond plaats op basis van de concentraties van de N-fracties in het effluent voor de DWA-situatie in 1994.

Uit de modelverificatie voor de DWA-situatie van 1994 bleek, dat de voorspelde waarden redelijk overeenkwamen met de gemeten waarden. Dit neemt niet weg dat voorzichtig moet worden omgegaan met het toekennen van een absolute waarde aan de voorspelde concentraties.

De modelvoorspellingen zijn eerder bedoeld voor het signaleren van de grootte van trends dan voor het nauwkeurig voorspellen van de concentraties van de N-fracties, vanwege enkele voorbehouden:

- * de gehanteerde CZV- en N-fracties van het influent zijn gebaseerd op slechts één meetdag;
- * het model is gecalibreerd en gevalideerd aan de hand van de jaargemiddelde effluentgegevens voor 1994. Het temperatuurprofiel van het zuiveringsproces was niet bekend en er werd aangenomen dat dit profiel overeenkomt met het bekende profiel van enkele andere rwzi's. Het temperatuurprofiel kan van rwzi tot rwzi en van jaar tot jaar (sterk) verschillen;
- * het zuurstofprofiel in de beluchtingstank was niet bekend, waardoor onzekerheid bestond omtrent het aantal te modelleren beluchte en onbeluchte compartimenten;
- het model houdt geen rekening met alkaliteitsverhoging door strippen van kooldioxide. Door dun water kan de alkaliteit sterk worden verhoogd.

Uit de simulatieberekeningen van de hoofdstukken 2 en 6 blijkt het volgende.

Behandeling van dun water leidt voor zowel voorgeschakelde denitrificatie als intermitterende nitrificatie/denitrificatie tot verslechtering van de stikstofverwijdering. Eenzelfde beeld wordt verkregen wanneer de CVZ-vracht wordt verlaagd.

Voor de rwzi Haaksbergen (25.000 ie's) wordt voor een dun-wateraanvoer, die 50% bedraagt van de totale DWA-aanvoer, een daling van het N-verwijderingsrendement van 90% naar 85% berekend voor de jaargemiddelde situatie.

Voorts bleek voor deze rwzi dat door aanpassing van de bestaande O₂-regeling en het installeren van een ammonium- of nitraatregeling geen wezenlijke verbetering van de N-verwijdering mag worden verwacht. Om het N-verwijderingsrendement volledig te handhaven moet het bestaande beluchtingsvolume van 6.250 m³ met 4.750 m³ worden uitgebreid. De geraamde investeringskosten voor uitbreiding van de hydraulische capaciteit en het beluchtingsvolume bedragen f 121,- per ie, uitgaande van vergelijking van nieuwbouwsituaties, en f 160,- per ie, uitgaande van uitbreiding van de bestaande rwzi. De extra jaarlijkse kosten ten gevolge van het dun water worden voor deze gevallen geraamd op f 16,- respectievelijk f 21,- per ie.

Samenvattend kan het volgende worden geconcludeerd:

- wanneer voor een rwzi nog onzekerheden bestaan over de waarden van de modelparameters dienen de modelsimulaties te worden gebruikt voor het signaleren van de grootte van trends en niet voor het nauwkeurig voorspellen van concentraties;
- * de aanvoer van dun water heeft voor alle beschouwde actief-slibinstallaties met vergaande N-verwijdering een daling van het N-verwijderingsrendement tot gevolg;
- voor de rwzi Haaksbergen (25.000 ie) werd voor een dun-wateraanvoer van 50% van de totale DWA een rendementsdaling van 90% naar 85% berekend.

Een aangepaste zuurstofregeling en installatie van een ammonium- of nitraatregeling geven volgens de simulaties geen verbetering.

De extra jaarlijkse kosten om het N-verwijderingsrendement te handhaven bedragen voor deze rwzi f 16,- per ie, wanneer ervan wordt uitgegaan dat bij nieuwbouw rekening kan worden gehouden met deze uitbreiding, en f 21,- per ie, wanneer wordt uitgegaan van uitbreiding van de rwzi achteraf.

7.2.3 *P-verwijdering*

Op de rwzi Haaksbergen treedt spontane biologische defosfatering op. De aanvoer van dun water op de rwzi heeft de volgende effecten:

- * een hogere belasting van de nabezinking;
- * verlaging van de substraatconcentratie voor de fosfaatophopende bacteriën in het influent;
- verlaging van de fosfaatconcentratie in het influent;
- * verkorting van de anaërobe en de aërobe verblijftijd in de rwzi.

Uit paragraaf 3.2.4 blijkt dat door een hogere belasting van de nabezinking de zwevendestofvracht van het effluent toeneemt. In zwevendestof zijn bacteriën aanwezig, die in geval van biologische defosfatering een verhoogd P-gehalte hebben. De lozingsvracht van fosfaat neemt hierdoor toe. Verlaging van de fosfaat- en substraatconcentraties in het influent geven tezamen met een verlaging van de anaërobe verblijftijd een afname van de biologische fosfaatafgifte. Ook de snelheid van aërobe fosfaatopname kan door de lagere fosfaatconcentratie afnemen. Hierdoor neemt de fosfaatverwijdering af.

Er zijn te weinig gegevens voorhanden over de snelheden van voornoemde processen om deze effecten te kwantificeren.

In het algemeen kan worden gesteld dat afname van de biologische defosfatering door dun water kan worden voorkomen door het vergroten van het anaërobe volume en/of verhoging van de aanvullende chemicaliëndosering. Bij chemische defosfatering kan de ijzerchloridedosering zo nodig worden aangepast. Hierdoor wordt echter het aandeel inert slib groter, waardoor de N-verwijdering kan afnemen.

7.2.4 *Verwijdering van zware metalen en organische microverontreinigingen*

De modellen SimpleTreat, WWTreat en DynTreat zijn beoordeeld op hun geschiktheid voor het voorspellen van het stoffengedrag op een rwzi. SimpleTreat en WWTreat werden als minder geschikt aangemerkt vanwege de geringe flexibiliteit voor de modelinput/output en de onvolledige procesbeschrijvingen.

DynTreat geeft een eenduidige voorspelling van het stoffengedrag; een aantal berekeningen van de LUW voor organische microverontreinigingen met dit model zijn in het onderhavige onderzoek bewerkt. Voor verdere berekeningen is afgezien van DynTreat vanwege de slecht toegankelijke software en is gebruik gemaakt van het model OMPTreat, dat in het kader van het onderzoek werd ontwikkeld uit WWTreat. OMPTreat geeft een goed inzicht in het stoffengedrag en in principe is berekening van massabalansen mogelijk. Er dient evenwel voorzichtig te worden omgegaan met het toekennen van absolute waarden aan de voorspelde concentraties. De modelberekeningen zijn eerder bedoeld voor het signaleren van trends dan voor het nauwkeurig voorspellen van concentraties, vanwege de volgende restricties:

- * afbraakgegevens van de stoffen zijn vaak gebaseerd op laboratorium- of pilot-plantproeven met een eenzijdige voedingsbron. De praktijksituatie kan (sterk) afwijken;
- * voor een aantal stoffen bestaan twijfels over de juiste afleiding van de Henry-coëfficiënt. Voor stoffen waarvan de Henry-coëfficiënt niet bekend is, wordt deze doorgaans afgeleid door de dampspanning te delen door de oplosbaarheid in water. Voor pesticiden bestaat de indruk dat hierdoor de vervluchtiging wordt overschat.

Met OMPTreat zijn voor de rwzi Haaksbergen de effecten van dun water doorgerekend voor:

- * het gedrag van de vluchtige organische chloorverbindingen in het op het riool geloosde bodemsaneringswater;
- de invloed van het dun water op het gedrag van regulier in het influent voorkomende organische microverontreinigingen en zware metalen.

Uit de berekeningen blijkt dat PAK worden afgebroken danwel aan het slib worden geadsorbeerd, terwijl de pesticiden, PCB en VOCl grotendeels naar de lucht ontwijken.

Door het dun water neemt de totale lozingsvracht van de microverontreinigingen in het effluent met circa 120% toe, waarvan het merendeel (circa 700 g/jaar) door de VOCl uit het bodemsaneringswater en de rest (circa 40 g/jaar) door toename van de normale verontreinigingen (PAK, pesticiden, PCB).

De toename van de reguliere microverontreinigingen in het effluent is het gevolg van een verschuiving van de aan het slib geadsorbeerde fractie naar het effluent.

Voor de reguliere zware metalen treedt eveneens een dergelijke verschuiving op. In tabel 18 zijn voor de reguliere organische microverontreinigingen en zware metalen de extra lozingsvrachten naar het effluent ten gevolge van het dun water gegeven.

Tabel 18 Extra lozingsvrachten van reguliere organische microverontreinigingen en zware metalen op de rwzi Haaksbergen door dun water

Component	Toename effluent		Toename lucht	
	kg/jaar	%	kg/jaar	%
Zink	44	46	-	-
Koper	7,4	42	-	-
Nikkel	4,9	26	-	-
Lood	2,6	44	-	-
Chroom	1,6	46	-	-
Arseen	0,9	37	-	-
	g/jaar	%	g/jaar	%
Kwik	32	47	-	-
Cadmium	30	43	-	-
PAK	17	3	-	-
Pesticiden	23	37	-	-
PCB	0,5	40	-	-
VOCl	694	-	8250	-

- : niet van toepassing

Uit tabel 18 blijkt dat door het dun water de lozingsvrachten van de normale organische microverontreinigingen en zware metalen met het effluent aanzienlijk toenemen (25% tot 50%), met uitzondering van PAK (3%).

Terugdringing van de VOCl-emissie uit het bodemsaneringswater naar de lucht ligt niet voor de hand vanwege het onrealistisch hoge actief-koolverbruik.

Terugdringing van de extra lozingsvrachten van VOCl en zware metalen met het effluent is mogelijk met de volgende technieken:

- beluchte vlokfiltratie;
- * nanofiltratie;
- * actief-koolfiltratie voor VOCl-verwijdering.

Voor de rwzi Haaksbergen zouden hiervoor de jaarlijkse behandelingskosten f 6,60 per m³ afvalwater of f 480-- per ie bedragen.

Samenvattend kan het volgende worden geconcludeerd:

- met de modellen voor het stoffengedrag kunnen trends worden gesignaleerd. Voor het nauwkeurig voorspellen van concentraties bestaan nog te veel onzekerheden in de modelparameters;
- * dun water geeft voor de reguliere organische microverontreinigingen en zware metalen een verschuiving van de aan het slib geadsorbeerde fractie naar het effluent. De effluentvracht neemt hierdoor met 25% tot 50% toe, afhankelijk van de soort stof;
- de kosten om de extra lozingsvrachten naar de lucht of naar het effluent terug te dringen zijn dermate hoog, dat behandeling op de rwzi niet realistisch is.

7.3 Doelmatigheid van de dunwaterbehandeling

Op basis van modelberekeningen kan voor de rwzi Haaksbergen worden geconcludeerd dat door de dun-wateraanvoer:

- * het N-verwijderingsrendement afneemt van 90 naar 85%. De geraamde jaarlijkse kosten om deze afname terug te dringen bedragen f 16,-- per ie, uitgaande van vergelijking van nieuwbouw, en f 21,-- per ie, uitgaande van uitbreiding van de bestaande rwzi;
- * het fosfaatverwijderingsrendement naar verwachting zal afnemen;
- * de lozingsvracht van de reguliere organische microverontreinigingen en zware metalen in het effluent met 25 tot 50% toeneemt. De zuiveringskosten om deze extra lozingsvracht terug te dringen zijn dermate hoog, dat behandeling op de rwzi niet realistisch is.

Door het dun water nemen de lozingsvrachten van stikstof, organische microverontreinigingen en zware metalen met het effluent sterk toe. Voorts vindt een sterk verhoogde emissie van microverontreinigingen naar de lucht plaats. De kosten om de extra lozingsvrachten terug te dringen zijn dermate hoog, dat behandeling van het dun water op de rwzi niet doelmatig wordt geacht.

In het algemeen kan worden gesteld, dat alleen voor relatief kleine hoeveelheden dun water met goed afbreekbare niet-vluchtige verontreinigingen behandeling op een rwzi doelmatig kan zijn. Voor de overige gevallen dient in eerste instantie te worden gezocht naar behandeling bij de bron en lozing op oppervlaktewater.

8 METHODE VOOR BEOORDELING VAN DE DOELMATIGHEID VAN BEHANDELING VAN DUN WATER OP RWZI'S

8.1 Algemeen

De volgende dun-waterstromen kunnen worden onderscheiden:

- 1 Niet verontreinigd dun water, zoals drainagewater en lekwater van de riolering.
- 2 Licht verontreinigd afvalwater met zuurstofbindende stoffen, zoals voorgezuiverd industrieel afvalwater.
- 3 Dun water met zware metalen en organische microverontreinigingen zoals bodemsaneringswater.
- 4 Drainage- en condenswater uit de glastuinbouw.

Afvoer van niet verontreinigd dun water naar een rwzi heeft geen enkel milieuvoordeel. Er treedt zelfs een verslechtering op van de verwijderingsrendementen van milieubezwaarlijke stoffen op de rwzi. Afvoer van dit dun water naar een rwzi dient dan ook zoveel mogelijk te worden voorkomen.

Mogelijkheden zijn onder meer de volgende:

- * directe afvoer van niet-verontreinigd dun water naar het oppervlaktewater;
- * het zoveel mogelijk beperken van lekwater op de riolering en instroming van oppervlaktewater via overstorten;
- * het voorkomen van koelwaterlozingen op de riolering.

Voor de onder 2 t/m 4 genoemde dun-waterstromen dient steeds te worden nagegaan in hoeverre behandeling op een rwzi zinvol is en (verdergaande) behandeling bij de bron gewenst is. Navolgend is aangegeven op welke wijze de benodigde gegevens kunnen worden verkregen op basis waarvan de doelmatigheid van de dun-waterlozing op de riolering kan worden beoordeeld. In paragraaf 8.2 zijn enkele kanttekeningen geplaatst bij de effecten van dun water op het overstorten via een gemengd stelsel. In paragraaf 8.3 is aangegeven op welke wijze de doelmatigheid van behandeling van dun water op een rwzi kan worden beoordeeld.

8.2 Effecten van dun water op het overstorten via een gemengd rioolstelsel

Aan de hand van een globale hydraulische berekening voor een standaardstelsel kan een schatting worden gemaakt van de hoeveelheid rioolwater die overstort naar het oppervlaktewater. Hierbij dient onderscheid te worden gemaakt tussen de volgende situaties:

- * De pompcapaciteit van het gemaal wordt evenredig verhoogd met de dun-waterlozing.
- * De pompcapaciteit van het gemaal wordt niet verhoogd.

Bij een aangepaste pompcapaciteit van het gemaal zal bij aanwezigheid van een bergbezinkbassin circa 0,3% van het rioolwater overstorten; bij afwezigheid van een bergbezinkbassin circa 0,4%. Bij een niet-verhoogde pompcapaciteit van het gemaal zullen bij een verhoging van de DWA met 50% respectievelijk 100% dun water deze lozingsvrachten toenemen met globaal 15% respectievelijk 30%.

8.3 Effecten van dun water op de verwijderingsrendementen van rwzi's

8.3.1 *Te verwachten effecten*

Bij de beoordeling van de doelmatigheid van een dun-waterlozing op een rwzi dienen de effecten op de volgende processen te worden beschouwd;

- het hydraulische proces;
- de N-verwijdering;
- de P-verwijdering;
- de verwijdering van zuurstofbindende stoffen;
- de zwevendestofverwijdering;
- de verwijdering van organische microverontreinigingen;
- de verwijdering van zware metalen.

Navolgend zijn voor deze processen de aandachtspunten aangegeven en zijn waar mogelijk methoden aangegeven om de doelmatigheid van dun-waterbehandeling met betrekking tot deze processen vast te stellen.

8.3.2 *Hydraulische effecten*

Bij verhoging van de capaciteit van de toevoerende gemalen vanwege dun water dient ook de hydraulische capaciteit van de rwzi te worden verhoogd.

Rekening dient te worden gehouden met hogere kosten voor:

- pompen en leidingwerk;
- de anaërobe tank bij biologische defosfatering vanwege de minimaal benodigde verblijftijd;
- de nabezinking vanwege de minimaal benodigde oppervlaktebelasting.

Voor de slibverwerking worden geen extra kosten verwacht. De benodigde verwerkingscapaciteit blijft gelijk.

8.3.3 *N-verwijdering*

Voor een ruwe schatting van de effecten van dun water op de N-verwijdering van rwzi's kan gebruik worden gemaakt van de figuren 1 t/m 3 uit hoofdstuk 3.

Deze figuren geven voor een standaard rwzi het effect van dun water voor voorgeschakelde denitrificatie en voor intermitterende nitrificatie/denitrificatie. In veel gevallen zal op rwzi's evenwel sprake zijn van tussenvormen van deze systemen. In die gevallen kan tot op zekere hoogte worden geïnterpoleerd.

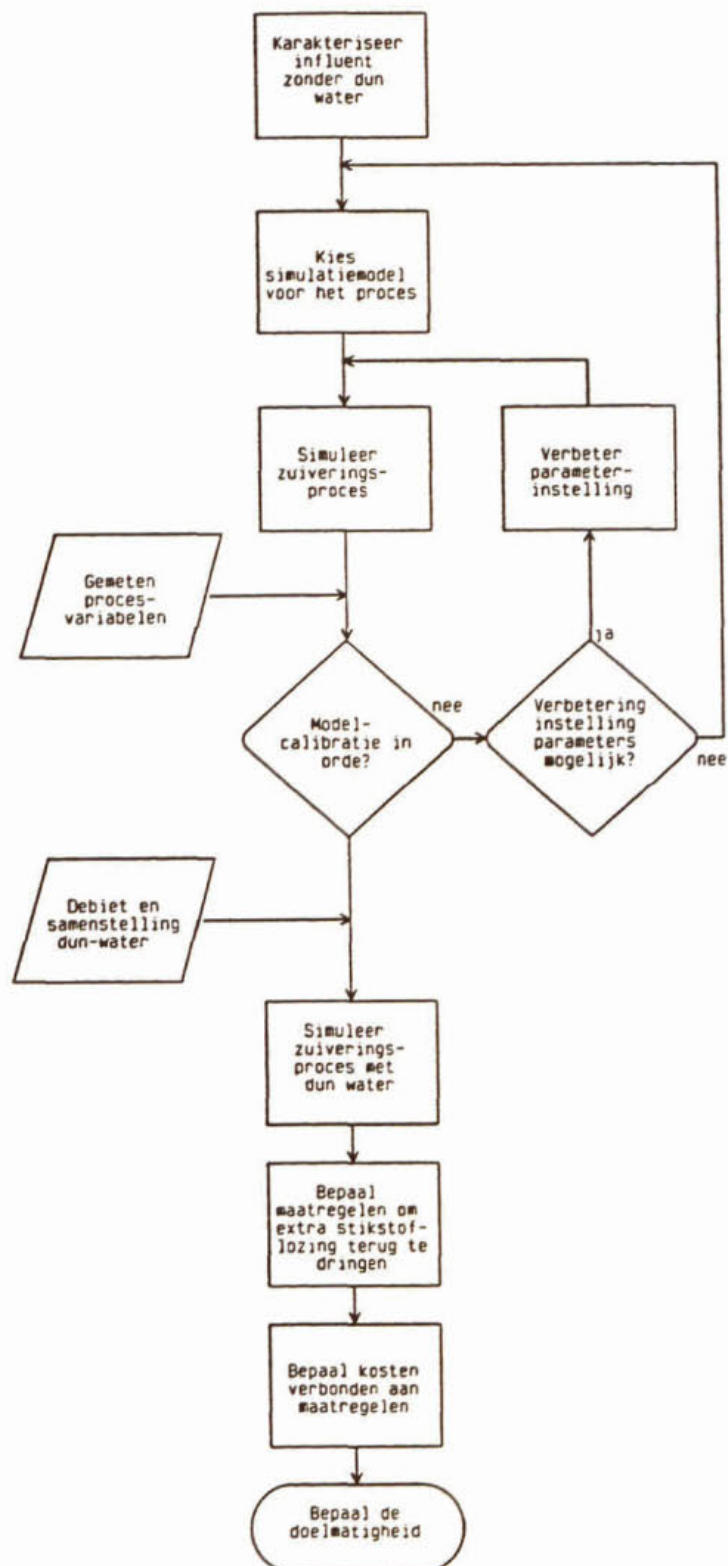
Voor een meer nauwkeurige voorspelling van de effecten van dun water op de N-verwijdering kan gebruik worden gemaakt van het IAWQ-model, geprogrammeerd in SIMBA.

In figuur 24 is aangegeven op welke wijze met dit model voor een bepaalde rwzi de effecten van dun water op de N-verwijdering kunnen worden voorspeld.

Belangrijke stappen om te komen tot de effectvoorspelling zijn de volgende:

- * karakterisering van het influent van de rwzi;
- * het opbouwen van een simulatiemodel voor de rwzi aan de hand van modules uit SIMBA;
- het testen van het model;
- * het simuleren van situaties zonder en met dun water.

Navolgend zijn deze stappen uitgewerkt.



Figuur 24 Geschematiseerde werkwijze voor het vaststellen van het effect van dun water op de N-verwijdering

Karakterisering van het influent

Belangrijke invoerparameters van het SIMBA-model zijn de CZV- en de N-fracties. Er bestaan verschillende voorschriften voor het bepalen van deze fracties [20, 21]. Door de STOWA wordt een uniforme methode voor Nederland ontwikkeld (gereed voorjaar 1996). Welke methode van influentkarakterisering wordt gebruikt, zal afhangen van de gewenste nauwkeurigheid en de beschikbare tijd en middelen.

Keuze van het simulatiemodel voor de rwzi

Bij het samenstellen van het simulatiemodel uit de modules van SIMBA zijn de volgende aspecten van belang:

- * de mengkarakteristiek van het systeem.
Het proces moet worden opgedeeld in een aantal ideaal gemengde processtappen. Hierbij dient te worden gestreefd naar een zo klein mogelijk aantal processtappen waarmee de substraatverwijdering nog goed kan worden beschreven. Er dient voldoende plug-flowkarakter te worden ingebouwd om de zuurstofconcentraties in de beluchtingstank goed te kunnen beschrijven;
- * het optreden van biologische defosfatering.
SIMBA biedt de mogelijkheid om te corrigeren voor de opname van makkelijk afbreekbaar substraat door defosfaterend slib;
- * de wijze waarop het proces wordt gestuurd.

Testen van het model

In principe is het mogelijk om met het gekozen simulatiemodel, de influentkarakteristiek en uit de literatuur verkregen parameterwaarden de simulatieberekeningen uit te voeren. Het gekozen simulatiemodel zal echter niet in alle gevallen het proces in eerste instantie naar tevredenheid beschrijven. In dat geval dienen waarden van modelparameters en/of het simulatiemodel van de rwzi te worden aangepast.

Aanpassing van de modelparameters dient aan de hand van itererende berekeningen plaats te vinden (zie figuur 24).

Hierbij zijn de volgende aspecten van belang:

- * de jaargemiddelde N_{tot} -effluentconcentratie bij een jaargemiddelde effluenttemperatuur van 13-14°C wordt in het algemeen het beste benaderd wanneer voor de ontwerp temperatuur 10°C wordt gekozen. De initiële parameterset voor 10°C wordt vervolgens aan de hand van itererende berekeningen zodanig aangepast dat de voorspelde concentratie overeenkomt met de jaargemiddelde concentratie.
- * de parameterinstelling dient bij voorkeur binnen het in de literatuur aangegeven bereik te liggen [20, 22];
- * door analyse van de simulatieresultaten kan meer gericht worden gezocht naar parameterinstellingen. Hierbij kan gebruik worden gemaakt van eerder uitgevoerde gevoeligheidsanalyses van het model. Wanneer geen geschikte parameterinstelling kan worden gevonden, dient het simulatiemodel van de rwzi te worden aangepast. De informatie, die eerder werd verkregen uit de parameteroptimalisatie, kan belangrijke aanwijzingen geven voor de gewenste aanpassingen.

Het simuleren van situaties zonder en met dun water

De N-verwijdering zonder dun water wordt gesimuleerd op basis van de gemeten of uit de literatuur verkregen influentsamenstelling en het vastgestelde debietprofiel over de dag.

Het debiet van het dun water wordt vastgesteld en de samenstelling wordt bepaald volgens één van de eerder genoemde methoden voor influentkarakterisering, waarbij de fractieverdelingen van het CZV en de N_{tot} worden vastgesteld.

Afhankelijk van de gewenste nauwkeurigheid kunnen in bepaalde gevallen de fractieverdelingen voor het CZV en N_{tot} van het dun water gelijk worden verondersteld aan de gemeten fractieverdelingen van het influent.

Wanneer uit de simulatieberekening blijkt dat door het dun water verbetering van de N-verwijdering optreedt, is behandeling van dun water uit oogpunt van N-verwijdering doelmatig. Wanneer de N-verwijdering afneemt, kan deze afname als volgt worden vertaald naar kosten:

- * de extra lozingsvracht aan N wordt vermenigvuldigd met de verwijderingskosten per kg N;
- de kosten voor extra voorzieningen, die moeten worden getroffen om de extra lozingsvracht terug te dringen. Deze voorzieningen kunnen bestaan uit een aangepaste procesregeling zonodig gecombineerd met een uitbreiding van de rwzi. (In de case-study bleek een aangepaste procesregeling weinig effect te sorteren.)

8.3.4 *P-verwijdering*

Bij biologische defosfatering dient te worden nagegaan of bij dun-wateraanvoer nog kan worden voldaan aan de minimaal benodigde verblijftijd in de anaërobe tank. Bij een acetaatgehalte van meer dan 50 mg/l kan een minimale verblijftijd van 1 uur worden aangehouden, voor lagere gehalten 1 à 2 uur [23].

Voor het effect van de verblijftijd in de anaërobe tank op de biologische P-verwijdering dient onderscheid te worden gemaakt tussen ruw afvalwater en voorbezonden afvalwater. Verkorting van de verblijftijd zal meer effect geven voor ruw afvalwater dan voor voorbezonden afvalwater. In voorbezonden afvalwater wordt het organisch materiaal relatief snel omgezet in vetzuren, terwijl in ruw afvalwater het primair slib een minder snelle, in de tijd gespreide, vorming van vetzuren geeft. Wanneer de biologische fosfaatverwijdering met dun water onvoldoende is, zal de extra P-vracht meestal kunnen worden teruggedrongen door een aanvullende chemische defosfatering. Wanneer de kritische grens duidelijk wordt overschreden, dient uitbreiding van het anaërobe volume of toepassing van voorverzuring, bijvoorbeeld in de voorbezinking, te worden overwogen.

Bij chemische defosfatering kan een eventuele extra P-vracht in het effluent worden teruggedrongen door een hogere chemicaliëndosering. Door het grotere aandeel inert slib kan het N-verwijderingsrendement afnemen.

8.3.5 *Verwijdering van zuurstofbindende stoffen*

Voor een ruwe schatting van het effect van dun water op de verwijdering van zuurstofbindende stoffen kan gebruik worden gemaakt van tabel 3 uit hoofdstuk 3. Door interpolatie van de gegevens uit tabel 3 kan voorts een schatting worden gemaakt van de extra verontreinigingsvracht van het effluent in ie. Voor een meer nauwkeurige voorspelling van het effect van dun water kan het IAWQ-model worden gebruikt. De hierbij te volgen procedure is gegeven onder 8.3.3 "N-verwijdering". Met de onder 8.3.3 gegeven maatregelen om het N-verwijderingsrendement te handhaven wordt tevens bereikt dat het verwijderingsrendement voor zuurstofbindende stoffen niet afneemt.

8.3.6 *Zwevendestofverwijdering*

Op basis van literatuuronderzoek en praktijkervaring op een aantal rwzi's wordt aangenomen dat de zwevendestofconcentratie in het effluent gelijk blijft bij toenemende DWA. Dit betekent dat door dun water de lozingsvracht toeneemt en het verwijderingsrendement overeenkomstig afneemt. De extra lozingsvracht van zwevendestof kan worden vertaald naar extra lozingsvrachten van N en P.

8.3.7 *Verwijdering van zware metalen*

Voor een schatting van het effect van dun water op de adsorptie van zware metalen dient de specifieke adsorptieconstante van de afzonderlijke zware metalen bekend te zijn. De K_p -waarde is systeemspecifiek, hetgeen inhoudt dat voor de betreffende rwzi de K_p -waarde met behulp van de navolgende formule (6) moet worden vastgesteld op basis van het actuele verwijderingsrendement.

$$K_p = \frac{R^o}{(100 - R^o) * X_{DS}^o} \quad (6)$$

waarbij:

- K_p = specifieke adsorptieconstante aan actief-slib (l/kg)
- R^o = verwijderingsrendement van het zware metaal zonder dun water (%)
- X_{DS}^o = specifieke actief-slibproductie per volume-eenheid influent zonder dun water (kg/l)

Wanneer voor het betreffende metaal bijvoorbeeld een verwijderingsrendement van 95% is vastgesteld bij een slibproductie van 1.000 kg ds/dag en een influentdebiet van 2.500 m³/dag, kan met behulp van (6) voor K_p een waarde van 47.500 l/kg worden berekend.

Bij een constante actief-slibproductie zal in geval van dun water de specifieke slibproductie als gevolg van de influenttoename afnemen. Het verwijderingsrendement bij aanvoer van dun water kan dan berekend worden met:

$$R = \frac{K_p * X_{DS}}{(1 + K_p * X_{DS})} * 100 \quad (7)$$

- R = verwijderingsrendement zware metalen met dun water [%]
- X_{DS} = specifieke actief-slibproductie per volume-eenheid influent met dun water [kg/l]

In geval van 10% dun-wateraanvoer bedraagt het verwijderingsrendement 94,53%. De toename van de effluentvracht bedraagt in dat geval $(5,47 - 5,00) / 5,00 * 100 = 9,45\%$.

8.3.8 Verwijdering van organische microverontreinigingen

De emissieverdeling van organische microverontreinigingen op een rwzi kan als volgt worden vastgesteld:

- 1 Op basis van een schatting van de emissieverdeling op een rwzi zoals beschreven in hoofdstuk 5.
- 2 Aan de hand van een meer nauwkeurige vaststelling van de emissieverdeling door gebruik te maken van nomogrammen.

Beide methoden zijn aan de hand van voorbeelden nader uitgewerkt. De te volgen werkwijze is in schema gegeven in figuur 25.

1 Schatting van de emissieverdeling

Een eerste indruk van de emissieverdeling kan worden verkregen uit de globale diagrammen voor de emissieverdeling uit hoofdstuk 5, paragraaf 5.3, en bijlage 8.

Voor het vaststellen van de uiteindelijke emissieverdeling kan de volgende procedure worden gevolgd.

a *Beoordeling op basis van stoffengroepclassificatie*

Wanneer van de microverontreiniging(en) alleen een globale classificatie bekend is, kan aan de hand van de plaats van de betreffende stoffengroep in de emissieverdelingsdiagrammen van figuren 32 t/m 35 van bijlage 8 het globale emissiegedrag worden afgeleid. Voor een stoffengroep die zich hoofdzakelijk in de waterlijn bevindt, is het van belang of de stoffen afbreekbaar zijn of niet. Wanneer hieromtrent geen eenduidige gegevens bekend zijn, dient vooralsnog uitgegaan te worden van de emissieverdelingsdiagrammen zonder afbraak (worst-casebenadering). Een nadere toelichting op het gedrag van de betreffende stoffengroep kan worden opgezocht in bijlage 8.

b *Schatting van het stoffengedrag van specifieke microverontreinigingen*

Wanneer de chemische samenstelling van de microverontreiniging(en) bekend is, kan van deze stof(fen) de log H- en de log K_{ow} -waarde worden opgezocht in bijlage 7. Indien de betreffende stof niet voorkomt in de stoffenlijst dient uitgegaan te worden van het globale gedrag van de stoffengroep waaronder de desbetreffende stof geclassificeerd wordt. Voor stoffen met een bekende log K_{ow} - en log H-waarde kan vervolgens aan de hand van de ligging in de emissieverdelingsdiagrammen van figuren 10 t/m 12 de globale emissieverdeling worden afgelezen. Wanneer niet bekend is in hoeverre de desbetreffende stof afbreekbaar is, dient uitgegaan te worden van het emissieverdelingsdiagram zonder afbraak.

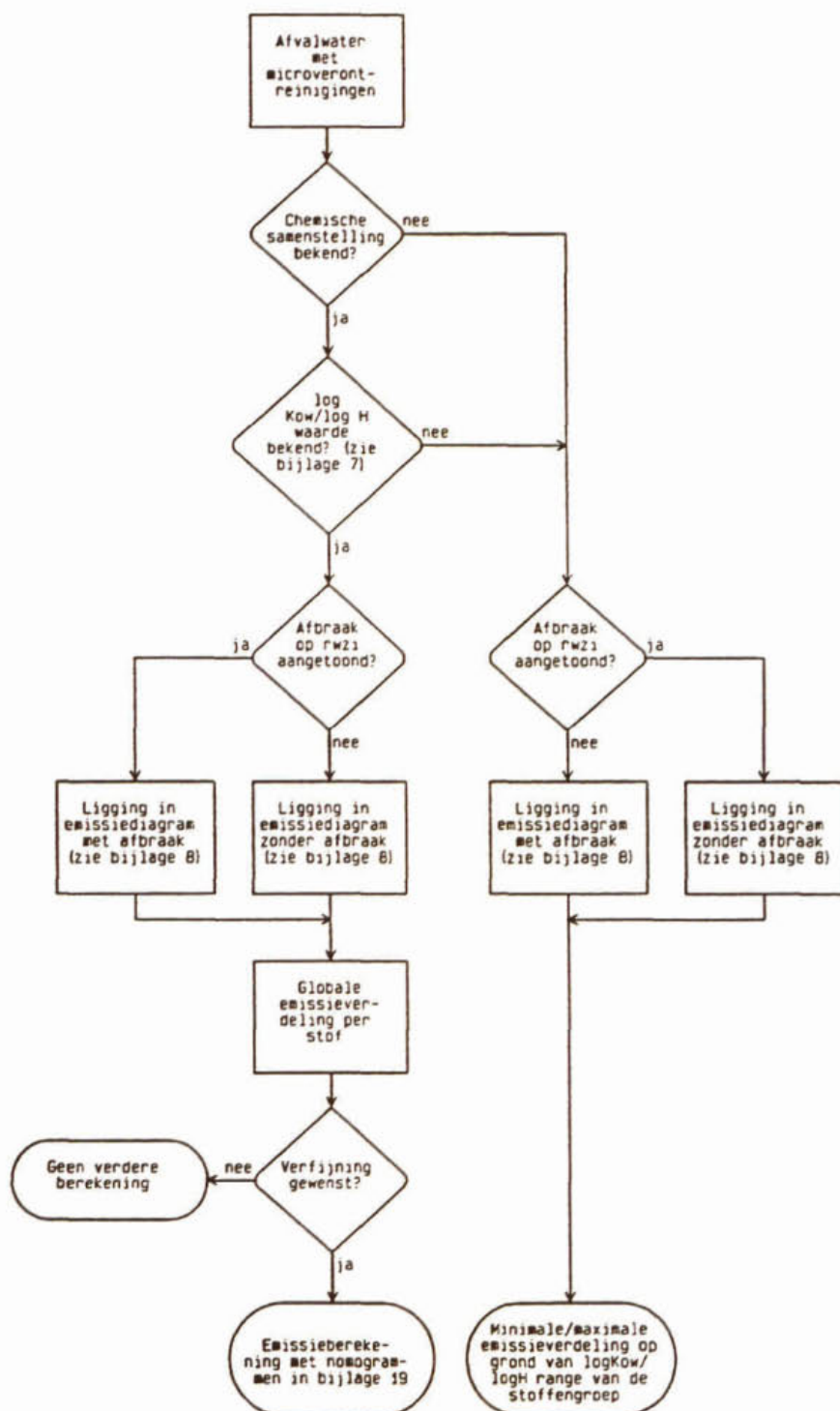
Zo kan bijvoorbeeld aan de hand van de ligging van trichlooretheen (log K_{ow} = 2,3; log H = 3,1) in figuur 10 worden afgelezen dat deze stof in een laagbelaste rwzi zonder afbraak hoofdzakelijk naar de lucht zal ontwijken (ca. 90%).

Voor pyreen geldt op grond van de ligging in deze figuur (log K_{ow} = 5,2; log H = -0,9) dat deze stof voor circa 80% met het slib en voor circa 20% met het effluent wordt afgevoerd indien afbraak achterwege blijft. Uit het emissieverdelingsdiagram met afbraak (figuur 12) is voor pyreen af te lezen dat meer dan 95% van de ingaande vracht wordt afgebroken en 5% via het effluent wordt geloosd.

2 Vaststelling van de emissieverdeling met nomogrammen

Uitgaande van de emissieverdelingen in figuren 10 t/m 12 kan voor een groot aantal stoffen een schatting worden gemaakt zolang de $\log K_{ow}$ - $\log H$ -positie van deze stoffen zich bevindt in een emissieverdelingsvlak. Voor stoffen die zich op grond van de $\log K_{ow}$ - $\log H$ -positie in het gebied tussen de vlakken bevinden, is niet eenduidig vast te stellen hoe deze stof zich tussen de verschillende compartimenten zal verdelen. Voor deze stoffen kan gebruik worden gemaakt van nomogrammen, die in bijlage 19 zijn gegeven.

In bijlage 19 is aan de hand van een aantal voorbeelden het gebruik van de nomogrammen toegelicht.



Figuur 25 Geschematiseerde werkwijze om de emissieverdeling van organische microverontreinigingen op een rwzi vast te stellen

- [1] CUWVO VI. Overstortingen uit rioolstelsels en regenwaterlozingen, april 1992.
- [2] E. Billmeier. Einfluss der Rücklaufführung auf das Absetzverhalten belebter Schlämme GWF-Wasser/Abwasser 127 (1986) H5, 239-245.
- [3] E. Billmeier. Verbesserte Bemessungsvorschläge für horizontal durchströmte Nachklärbecken von Belebungsanlagen. Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen, München 1978, Heft 21.
- [4] STORA. Hydraulische en technologische aspecten van het nabezinkproces 1. Literatuur, 1981.
- [5] STORA. Hydraulische en technologische aspecten van het nabezinkproces 2. Ronde nabezinktanks (praktijkonderzoek), 1981.
- [6] P. Roberts et al. Modelling volatile organic solute removal by surface and bubble aeration. J. Wat. Pollut. Control Fed. (1984), 56, 156-163.
- [7] J. Blackburn et al. Prediction of the fate of organic chemicals in a biological treatment process - an overview. Environ.Progr. (1984), 3, 163-175.
- [8] Landbouw Universiteit Wageningen. Vakgroep Milieutechnologie. Evaluatie van de computermodellen SimpleTreat en Tunas. Januari 1993.
- [9] J. Struys, D. van de Meent and J. Stoltenkamp. SimpleTreat: a spreadsheet-based box model tot predict the fate of xenobiotics in a municipal waste water treatment plant. Rapport nr. 670208002. March 1991.
- [10] Hoogheemraadschap van Schieland. Spuiwater-onderzoek. Schieland 1994.
- [11] Waterschap Regge en Dinkel. Bureau Zuiveringstechnologie rwzi Haaksbergen, Jaarcijfers 1994.
- [12] H.H. Tabak et al. Biodegradability studies with organic priority pollutant compounds. J.W.P.C.F., Vol. 53, October 1981, 1503-1518.
- [13] Rijkswaterstaat-Dienst Binnenwateren/RIZA en Ministerie van VROM. Verwijdering van aromaten en PAK uit verontreinigd grondwater in een aeroob biologische zuivering - Fase 2.
- [14] Rijkswaterstaat-Dienst Binnenwateren/RIZA en Ministerie van VROM. Literatuurstudie naar het gedrag van bestrijdingsmiddelen in een rwzi. Rapport nr. 320 6416. Mei 1992.

- [15] E. Tucker, V. Saeger and O. Hicks. Activated Sludge Primary Biodegradation of Polychlorinated Biphenyls. *Bulletin of Environmental Contamination Toxicology*, 14, no. 6, (1975), 705-713.
- [16] STOWA. Handboek stikstofverwijdering. Programma PN-1992, rapport 93-07, september 1993.
- [17] BKH Adviesbureau. Voorontwerp rwzi Rijen. Studie in opdracht van Hoogheemraadschap van West-Brabant, februari 1994.
- [18] RIZA. Grondwaterreiniging by bodemsanering, fase 2. Pilot-plant onderzoek 1990.
- [19] K. Meinema en J. Rienks. Inventarisatie en evaluatie van technieken voor het polijsten van effluent van rwzi's. RIZA-nota 95.033, mei 1995.
- [20] STOWA. Methode van eenvoudige influentkarakterisering voor het IAWQ-model. 1995.
- [21] M. Henze et al. Wastewater and biomass characterization for the activated sludge model no. 2: biological phosphorus removal, *Wat Sci Tech.*, (1995), vol. 31, 13-23.
- [22] IAWPRC Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation of Biological Wastewater Treatment (1987), *Activated sludge Model No. 1*.
- [23] STORA. Handleiding biologische fosfaatverwijdering. Programma PN-1992, Oktober 1991.
- [24] S.W. Karickhoff et al. Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments. *Water Res.* (1979), 241-248.
- [25] D. Marais et al. A rapid physical chemical method for the determination of ready biodegradable soluble COD in municipal wastewater. *Water Research* 1993, 27, 195-197.
- [26] N.W.F. Kossen. *Systeemtechniek* 1984, TU Delft.
- [27] STORA. Sturing en regeling van de zuurstofinbreng in het actief-slibproces. *Literatuur en inventarisatie* 1981.

Bijlagen

Bijlage 1

Uitgangspunten en berekeningsresultaten van oriënterende simulatieberekeningen met het SIMBA-model

Modelsimulatie met SIMBA voor het effect van dun water op de stikstofverwijdering

Om een eerste indruk te krijgen van het effect van dun water op de stikstofverwijdering zijn enkele modelberekeningen uitgevoerd met het model SIMBA voor een standaard rwzi. Hierbij zijn de volgende configuraties en uitgangspunten aangehouden:

- geen voorbezinking;
- slibbelasting 0,05 kg BZV/kg ds.d;
- slibconcentratie 4 kg ds/m³;
- een ontwerp temperatuur van 10°C;
- slibretourverhouding 1;
- chemische defosfatering met een Fe/P-verhouding van 1;
- voor de aërobe tijd een zuurstofconcentratie van 2 mg/l.

Er zijn twee rwzi-configuraties voor de berekeningen gebruikt:

- voorgeschakelde denitrificatie (zie figuur 26):
 - . anoxisch volume 30 %;
 - . interne recirculatie 8 maal de standaard-influentvolumestroom;
- compleet gemengd met intermitterende beluchting (zie figuur 27):
 - . sturing van de intermitterende beluchting op basis van de nitraatconcentratie (boven 4 mg N/l beluchting uit, beneden 1 mg N/l beluchting aan).

Voor de standaard-influentsamenstelling is uitgegaan van:

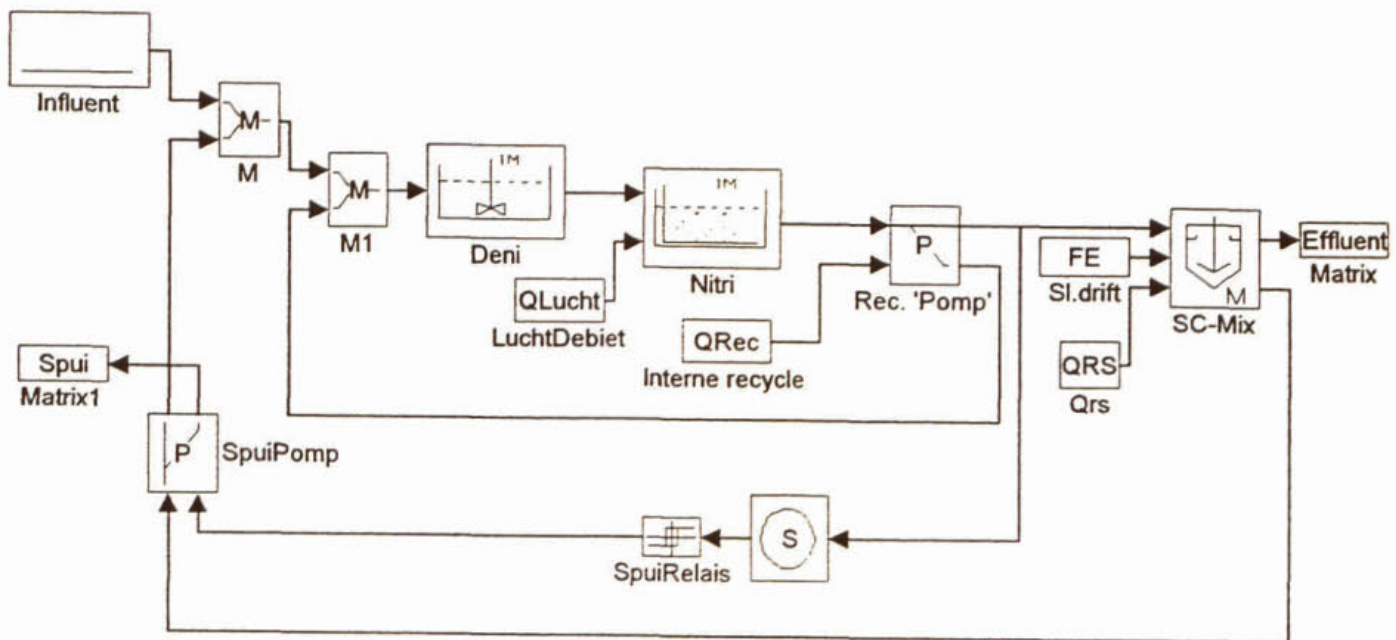
BZV	330 mg/l
CZV (op basis van CZV/BZV=2,14)	693 mg/l
fractie snel afbreekbare CZV	0,15
zwevende stof (op basis van zwevende stof/BZV=1)	330 mg/l
N	66 mg/l
P	11 mg/l

In het model SIMBA is chemische defosfatering niet ingebouwd. Dit effect moet worden gemodelleerd door de inerte fractie van het influent te verhogen met het te verwachten neerslag van ijzerfosfaat. Bij een Fe/P-verhouding van 1 bedraagt de hoeveelheid precipitaat in het influent 51 mg/l.

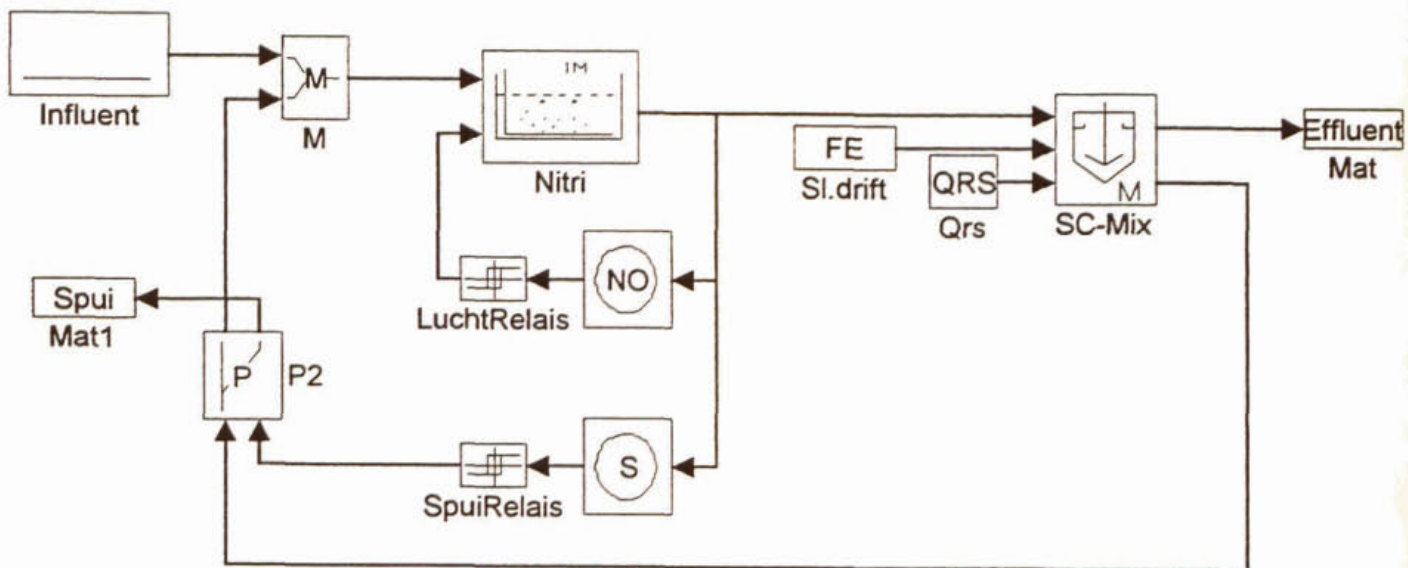
De op basis van bovengenoemde uitgangspunten berekende influentsamenstelling is weergegeven in tabel 19. De parameterset is gegeven in tabel 20.

De berekeningsresultaten zijn gegeven in tabel 21.

Om de berekeningstijd te verkorten is er voor gekozen geen influentvariatie over de dag toe te passen.



Figuur 26 Configuratie voor de modelsimulatie van de rwzi met voorgeschakelde denitrificatie



Figuur 27 Configuratie voor de modelsimulatie van de compleet gemengde rwzi met intermitterende nitrificatie/denitrificatie

Tabel 19 Gebruikte influentsamenstellingen voor de modelsimulaties

	std	hydraulisch *			(BZV + SS) *		N *		P *	
		1.25	1.5	2	0.8	0.67	1.25	1.5	1.25	1.5
SI	55	44	37	28	44	37	55	55	55	55
SS	104	83	69	52	83	70	104	104	104	104
XI	121	97	81	61	107	98	121	121	134	147
XS	450	360	300	225	360	302	450	450	450	450
XBH	7	6	5	4	6	5	7	7	7	7
XBA	7	6	5	4	6	5	7	7	7	7
XP	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
SO	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
SNO	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
SNH	42	34	28	21	42	33.6	53	63	42	42
SND	4	3	3	2	4	3.2	5	6	4	4
XND	20	16	13	10	20	16	25	30	20	20
SALK	10	8	7	5	8	7	10	10	10	10

Tabel 20 Gebruikte parameterset voor de modelsimulatie

```

0.67;          % YH
0.24;          % YA
0.086;         % iXB
0.06;          % iXP
0.08;          % fp
6*exp(-0.069*(20-T)); % muH
20;            % KS
0.2;           % KOH
0.5;           % KNO
0.62*exp(-0.11*(20-T)); % bH
0.15*exp(-0.098*(20-T)); % bA
0.8;           % nug
0.4;           % nuh
3.0*exp(-0.11*(20-T)); % kh
0.03*exp(-0.11*(20-T)); % KX
0.8*exp(-0.098*(20-T)); % muA
1.0;           % KNH
0.4;           % KOA
0.08*exp(-0.069*(20-T)); % ka
0.1;           % KalkH [mol/m^3]
0.25;          % KalkA [mol/m^3]
0.2;           % KOan [g CSB/m^3]
0.65;          % nuHA [-]
0.1;           % KNHNO [g NH-N/m^3]

```


Tabel 21 Resultaten van de simulaties met de standaardzuivering voor de verschillende influentsamenstellingen, met de effluentconcentraties en de verwijderingsrendementen

	Intermitterend NH ₄ -regeling				Intermitterend NO ₃ -regeling			
	Effluentconcentraties (mg N/l)			Rende- ment	Effluentconcentraties (mg N/l)			Rende- ment
	N _{tot}	NH ₃ -N	NO ₃ -N	%	N _{tot}	NH ₃ -N	NO ₃ -N	%
standaard	4.7	3.1	0.8	93	4.9	1.6	2.6	93
hydr * 1.25	-	-	-	-	5.1	1.8	2.6	90
hydr • 1.5	5.0	3.1	0.9	92	4.7	1.4	2.6	89
hydr * 2	5.3	3.1	1.3	91	4.6	1.3	2.6	86
CZV * 0.80	-	-	-	-	5.9	2.6	2.6	91
CZV * 0.65	-	-	-	-	8.0	4.5	2.8	87
N * 1.25	-	-	-	-	6.7	3.4	2.8	92
N * 1.5	-	-	-	-	18.6	15.1	2.7	81
P * 1.25	-	-	-	-	4.9	1.6	2.6	93
P * 1.5	-	-	-	-	4.9	1.6	2.6	93
	Voorgeschakeld NO ₃ -regeling				Voorgeschakeld O ₂ -regeling			
	Effluentconcentraties (mg N/l)			Rende- ment	Effluentconcentraties (mg N/l)			Rende- ment
	N _{tot}	NH ₃ -N	NO ₃ -N	%	N _{tot}	NH ₃ -N	NO ₃ -N	%
standaard	5.4	1.6	2.9	92	6.5	0.8	4.7	90
hydr * 1.25	5.4	1.5	3.0	90	6.3	0.8	4.5	88
hydr * 1.5	5.4	1.4	3.1	88	6.2	0.9	4.3	86
hydr • 2	5.3	1.3	3.1	84	5.9	0.9	4.0	82
CZV * 0.80	6.4	2.6	2.8	90	11.8	0.8	9.9	82
CZV • 0.65	8.0	4.2	2.8	88	19.5	0.8	17.6	71
N * 1.25	8.8	5.2	2.6	89	15.0	1.0	12.9	82
N * 1.5	20.5	16.9	2.6	79	30.4	1.2	28.1	69
P * 1.25	5.5	1.9	2.7	92	6.6	0.9	4.7	90
P * 1.5	5.5	1.7	2.9	92	6.5	0.9	4.6	90

Bijlage 2

Zwevendestofconcentraties voor effluenten van
rwzi's van HHR West-Brabant voor DWA- en voor
RWA-condities

Jaar 1994

	EFFLUENT, jaargemiddelde				EFFLUENT, DWA aanvoer				EFFLUENT, RWA aanvoer			
	waarn.	debiet	ds	ds	waarn.	debiet	ds	ds	waarn.	debiet	ds	ds
	n =	m³/d	mg/l	kg/d	n =	m³/d	mg/l	kg/d	n =	m³/d	mg/l	kg/d
Alphen	13	893	7	6	7	620	7	4.4	6	1212	7	8
Baarle-Nassau	26	2553	9	23	4	1455	8	11.1	22	2753	9	25
Bath	360	107064	7	749	121	79055	5	371.9	239	121244	8	943
Chaan	28	1501	7	11	10	1064	5	5.1	18	1744	8	14
Dinteloord	25	2609	9	23	7	1299	9	12.2	18	3138	9	28
Dongemond	365	29212	10	292	123	10862	6	117.7	242	34473	11	381
Halsteren	25	3226	8	26	10	1775	6	10.9	15	4191	9	36
Kaatsheuvel	56	9234	5	46	20	6089	5	30.8	36	10981	5	55
Lage Zwaluwe	24	1943	6	12	7	1604	4	6.8	17	2083	7	14
Loon op Zand	7	1357	18	24	3	941	31	29.6	4	1669	12	21
Nieuwveer	361	79538	12	954	119	56005	12	614.1	2424	91110	12	1122
NwVossemeer	14	756	7	5	5	417	8	3.3	9	944	7	6
Ossendrecht	28	1441	6	9	6	1010	4	3.8	22	1559	6	10
Putte	28	1176	17	20	6	533	10	5.2	22	1351	18	24
Riel	13	876	7	6	4	409	6	2.5	9	1084	7	8
Rijen	68	16369	6	98	21	12131	5	63.5	47	18263	6	114
Waalwijk	138	14182	15	213	41	8134	4	34.6	77	17402	18	308
Waspik	28	4126	5	21	10	3456	4	13.0	18	4483	6	25
Willemstad	12	1049	7	7	5	655	6	3.9	7	1330	7	10

n = aantal waarnemingsdagen

DWA = droogweeraanvoer op dagen waarvan de voorgaande 2 dagen minder dan 1 mm regen per dag hadden

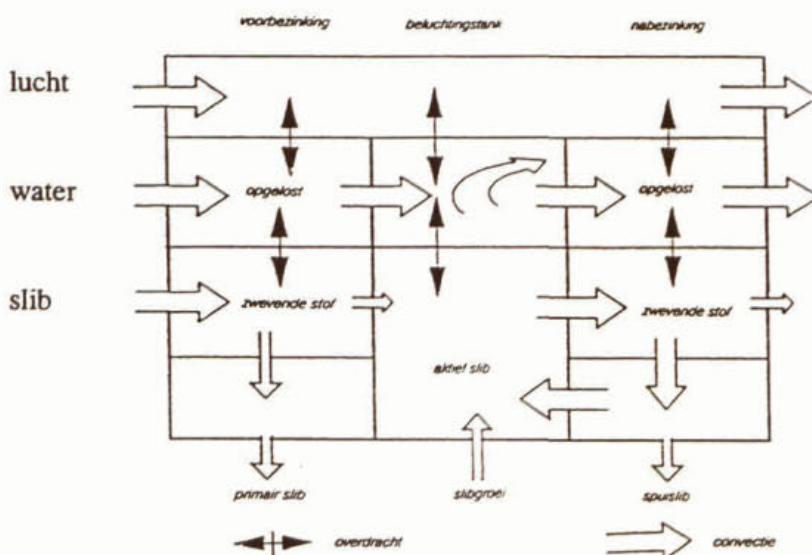
RWA = overige dagen

Bijlage 3

Beschrijving van stofoverdrachtsprocessen in een rwzi

1 Beschrijving van de processtromen

Voor beschrijving van de onderlinge samenhang tussen de verschillende processtromen op een rwzi wordt uitgegaan van een algemeen toegepast steady state box-model zoals weergegeven in figuur 28. In dit model wordt per compartiment van de rwzi (voorbezinking-beluchting-nabezinking) uitgegaan van drie in evenwicht verkerende fasen (slib, water en lucht).



Figuur 28 Schematische weergave van de rwzi (box-model)

Binnen de slibfase van de voor- en nabezinking is onderscheid gemaakt tussen de zwevende stof en de bezonken fase, terwijl voor de luchtfase boven de rwzi uitgegaan wordt van één integraal gemengde luchtlaag. Voor de actief-slibfase van de beluchtingstank is uitgegaan van volledige menging tussen de ingaande zwevende stof uit de voorbezinktank en de retourslibfractie uit de nabezinktank.

Voor het stoffentransport tussen de verschillende compartimenten van de rwzi wordt onderscheid gemaakt tussen aan- en afvoer binnen één en hetzelfde compartiment (convectie) en overdracht tussen verschillende fasen (adsorptie en vervluchtiging). Transport door convectie wordt hierbij bepaald door de intrinsieke procesvoeringsparameters van de rwzi (water, slib- en luchtdebieten) en is onafhankelijk van de stoffeigenschappen.

Stofoverdracht tussen de verschillende fasen is daarentegen afhankelijk van:

- de onderlinge verhouding tussen lucht-, water- en slibstromen (lucht/waterverhouding, actief-slibgehalte, hydraulische verblijftijd, slibverblijftijd);
- de stoffeigenschappen van de verontreiniging;
- de wijze van stofoverdracht (laminair/turbulent);
- de temperatuur van lucht- en waterstromen.

De invloed van de temperatuur wordt hierbij doorgaans verdisconteerd door de overdrachtscoëfficiënten en stoffeigenschappen te definiëren als temperatuurafhankelijke grootheden.

Daarnaast kan de verdeling van een stof over de verschillende compartimenten beïnvloed worden door enerzijds de afbraak/productie van de stof zelf en anderzijds door de toename/afname van het medium waarin de stof zich bevindt zoals bijvoorbeeld slibgroei of afbraak.

Voor de overdracht van verontreinigingen tussen de verschillende fasen in één van de compartimenten van een rwzi wordt er vanuit gegaan dat binnen één en dezelfde fase volledige menging plaatsvindt, alsmede dat tussen twee verschillende fasen voortdurend evenwicht heerst. Dit laatste betekent dat wanneer zich in de ene fase een verandering voordoet, dit zich via snelle evenwichtinstelling vertaalt in een evenredige verandering in de andere fase.

Navolgend is voor de overdracht tussen de verschillende fasen aangegeven op welke wijze de stofeigenschappen en de onderlinge verhouding tussen processtromen de evenwichtinstelling tussen twee fasen beïnvloeden. Hierdoor wordt bepaald in welke mate een verontreiniging zich over beide fasen zal verdelen alvorens deze via convectief transport wordt afgevoerd naar een volgend compartiment.

2 Beschrijving van de stofoverdrachtsprocessen

2.1 In het influent

Adsorptie

Voor de verontreinigingen wordt ervan uitgegaan dat deze zich na lozing op het riool via het adsorptie-evenwicht uitsluitend verdelen over de waterfase en de zwevende stoffase. De verdeling wordt hierbij bepaald door:

- de mate waarin de stof zich van nature hecht aan de vaste stof danwel oplosbaar blijft in de waterfase;
- de verhouding waarin beide fasen in het influent voor handen zijn.

Voor de mate van adsorbeerbaarheid van een stof is door Karickhoff [24] afgeleid dat voor organische stoffen, die primair aan de organische stof gebonden worden, de adsorptie-evenwichtsconstante (K_p) evenredig is met de verhouding tussen de oplosbaarheid in octanol en water (K_{ow}) en de fractie organische koolstof in de vaste stof volgens (8):

$$K_p = 0,411 * SG_{ds} * F_{oc} * K_{ow} \quad (8)$$

waarbij:

- K_p = adsorptie-evenwichtsconstante (l/kg);
- SG_{ds} = soortelijk gewicht van de droge stof (kg/l)
- F_{oc} = organisch-koolstofgehalte van de droge stof (fractie)
- K_{ow} = verhouding van de oplosbaarheden in octanol en water

Bij bovenstaande vergelijking is ervan uitgegaan dat de stof volledig beschikbaar is en dat adsorberend medium in overmaat aanwezig is. In geval van stoffen die zich als zwak zuur of zwakke base gedragen geldt dat gecorrigeerd dient te worden voor de fractie die door dissociatie niet beschikbaar is voor adsorptie aan de organische stof.

Voor de beschikbare fractie kan afgeleid worden dat:

$$\% - \text{ongedissocieerd} = 1/(1 + K_{a,b} * 10^{pH}) \quad (9)$$

Waarbij:

$K_{a,b}$ = dissociatieconstante (mol/l);
pH = zuurgraad van het influent (-)

Voor een zuur of een base met een $K_{a,b}$ -waarde van ca 10^{-5} mol/l kan met behulp van (9) berekend worden dat bij een neutrale zuurgraad van het influent (pH=7) meer dan 99% van beide stoffen gedissocieerd zal zijn, en derhalve de beschikbaarheid voor adsorptie een factor 100 kleiner is dan wanneer dissociatie achterwege blijft.

Voor de invloed van de vaste stof/water-verhouding in het influent kan afgeleid worden dat de verontreiniging zich na adsorptie als volgt zal verdelen:

$$X_{ss} = K_p * C_{ss} / (1 + K_p * C_{ss}) \quad (10)$$

waarbij:

X_{ss} = geadsorbeerde fractie (%)
 K_p = adsorptie-evenwichtsconstante (l/kg)
 C_{ss} = zwevendestofgehalte (kg/l)

Op grond van (10) kan berekend worden dat bij reguliere zwevendestofgehalten van 200-350 mg/l met K_p -waarden < 30 meer dan 99% zal voorkomen in de waterfase, terwijl voor stoffen met K_p -waarden > 3000 adsorptie aan de zwevende stof zal overheersen.

Omdat de K_p -waarde van een stof via (8) gerelateerd kan worden aan de meer voorhanden zijnde K_{ow} -waarde, kan X_{ss} tevens berekend worden als functie van de K_{ow} . Een rekenvoorbeeld van X_{ss} voor 200 en 350 mg/l zwevende stof is gegeven in figuur 29.

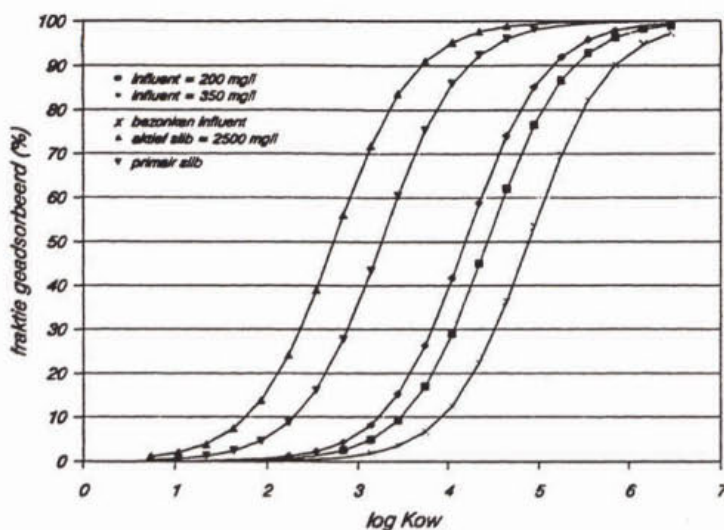
Uit het verloop van beide curven blijkt dat voor verbindingen met $K_{ow} < 1000$ de stof zich hoofdzakelijk in de waterfase zal bevinden, terwijl voor stoffen met $K_{ow} > 100.000$ de zwevende stof de overwegende bindingsvorm zal zijn.

2.2 In de voorbezinking

Adsorptie

In de voorbezinktank treedt een scheiding op tussen een fase met een hoog drogestofgehalte, die vervolgens als primair-slib wordt afgevoerd, en een fase met een laag zwevendestofgehalte die in de beluchtingstank wordt geleid.

Uitgaande van 65% zwevendestofverwijdering zal het stofgehalte in het bovenstaande water dalen tot 70-100 mg/l, waardoor de verdeling tussen de slibfase en de waterfase verschuift naar de waterfase. Voor het primair slib geldt daarentegen dat als gevolg van de aanzienlijke toename van het slibgehalte de verdeling over slib en water sterk opschuift naar de slibfase (zie figuur 29).



Figuur 29 Invloed van hydrofobiteit op adsorptie aan zwevende stof

Vervluchting

Voor de vervluchting van een stof vanuit het wateroppervlak van de voorbezinking geldt dat overdracht plaats kan vinden door middel van laminair transport (diffusie) en turbulent transport. De mate waarin laminair danwel turbulent transport maatgevend is voor de overall-overdracht wordt bepaald door de stromingscondities van het voorbezinken afvalwater en de windsnelheid in de bovenstaande luchtlaag. Voor de overall-stofoverdracht kan afgeleid worden dat:

$$K\text{-overall} = 1 / (1/K_{la} + 1/H * K_g) \quad (11)$$

waarbij:

K_{la} = overdrachtscoëfficiënt in de waterfase (1/sec);

K_g = overdrachtscoëfficiënt in de gasfase (1/sec);

H = Henry-coëfficiënt van de stof (-).

De mate waarin ofwel het transport in de waterfase danwel het transport in de gasfase maatgevend is voor de overall-overdracht hangt af van de onderlinge verhouding tussen de overdrachtssnelheid in de waterfase ($K_{la} * V_l$) en de overdrachtssnelheid in de gasfase ($K_g * H * V_g$) waarbij:

$K_{la} * V_l$ = de frequentie waarin de waterfase aan het water/luchtvlak wordt ververs;

$K_g * H$ = de frequentie waarin de luchtfase aan het water/luchtvlak wordt ververs.

Voor condities waarbij $(K_{la} * V_l / (K_g * H * V_g)) < 0,01$ geldt dat de overdracht voor 99% bepaald wordt door transportcondities in de waterfase, terwijl bij waarden > 100 de verversingsgraad van de luchtlaag maatgevend wordt voor de stofoverdracht.

Uitgaande van vaste stromingscondities voor water en lucht aan het wateroppervlak kan gesteld worden dat voor niet-vluchtige stoffen met een lage H -coëfficiënt de overdracht bepaald wordt door de mate van luchtverversing c.q. de windsnelheid. Voor stoffen met een hoge H -coëfficiënt geldt daarentegen dat hun transport hoofdzakelijk bepaald wordt door de overdrachtsnelheid in de waterfase (diffusie).

2.3 In de beluchtingstank

Adsorptie

Analoog aan het gestelde voor de verandering van het aandeel geadsorbeerde stof in de voorbezinking, kan voor de beluchtingstank gesteld worden dat als gevolg van het hoge actief-slibgehalte een verschuiving zal optreden van opgeloste fase naar geadsorbeerde fase wanneer het voorbezonden influent in de beluchtingstank wordt geleid (zie figuur 28). De snelheid waarmee de overdracht vanuit de waterfase naar de slibfase plaatsvindt, is hierbij afhankelijk van de slib/wateroverdrachtscoëfficiënt K_{sw} , welke als volgt gedefinieerd is:

$$K_{sw} = \ln 2 / t_{as} * 1 / [1/V_1 + 1/(K_p * M_{as})] \quad (12)$$

waarbij:

- t_{as} = halfwaardetijd voor slib/water-overdracht in de beluchtingstank (hr);
- V_1 = watervolume in de beluchtingstank (m^3);
- K_p = adsorptie-evenwichtsconstante (l/kg);
- M_{as} = gewicht actief-slib (kg ds).

Voor waarden van $K_p = 10 * V_1 / M_{as}$ geldt dat de adsorptiesnelheid 10 maal de diffusiesnelheid in de waterfase bedraagt. Uitgaande van 3-4 kg/m^3 actief-slib betekent dit dat voor hoogmoleculaire stoffen met $K_p > 4000$ l/kg diffusie in water maatgevend is voor het stoftransport, terwijl voor waarden van $K_p < 40$ de adsorptiesnelheid zelf bepalend is voor de stofoverdracht tussen water en slib.

Vervluchting

Voor de vervluchting van een stof tijdens het verblijf in de beluchtingstank kan in geval van oppervlaktebeluchting voor de overdrachtscoëfficiënt tussen water en lucht afgeleid worden dat:

$$K_s = 0,6 * R_o / (HRT * dO_2) \quad (13)$$

waarbij:

- K_s = overdrachtcoëfficiënt in water (1/hr);
- R_o = O_2 -behoefte per m^3 afvalwater (kg/m^3);
- HRT = hydraulische verblijftijd (hr);
- dO_2 = verschil tussen het actuele O_2 -gehalte en het O_2 -verzadigingsgehalte in de beluchtingstank (kg/m^3).

Voor bellenbeluchting kan voor de overall-stofoverdrachtcoëfficiënt naar de lucht afgeleid worden dat:

$$K_b = 0,0005 * Q_g / (Q_1 * HRT) * H^{1.045} \quad (14)$$

waarbij:

K_b = overdrachtscoëfficiënt in water (1/hr);

Q_g = beluchtingsdebiet (m³/h);

Q_1 = afvalwaterdebiet (m³/h);

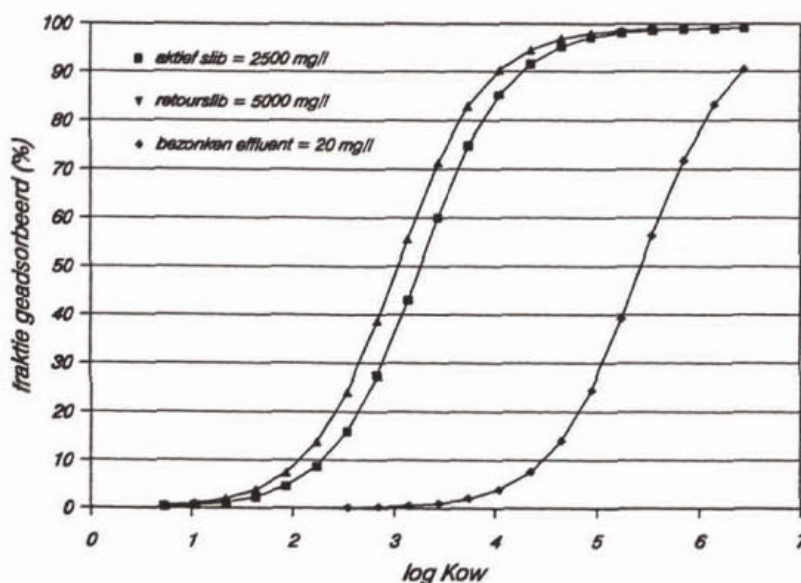
HRT = hydraulische verblijftijd (hr).

H = Henry-coëfficiënt.

2.4 In de nabezinktank

Adsorptie

Analoog aan het gestelde voor adsorptie in de voorbezinktank kan voor het nabezinkproces opgemerkt worden dat als gevolg van het verwijderen van actief-slib uit de waterfase het aandeel geadsorbeerd materiaal in het effluent sterk zal afnemen, alsmede dat de geadsorbeerde fractie in de retourslibstroom sterk zal toenemen. Voor een vergelijking van de geadsorbeerde fracties in ingaand en uitgaand water, alsmede in de retourslibstroom wordt verwezen naar figuur 30.



Figuur 30 Invloed van de nabezinking op de geadsorbeerde fractie

Vervluchtiging

Voor het vervluchtigingsgedrag in de nabezinktank wordt verwezen naar het hieromtrent gestelde voor de voorbezinktank.

2.5 Beschrijving van de afbraak

Voor beschrijving van eventueel optredende afbraak wordt in het steady state box-model uitgegaan van de volgende aannamen:

- * voor de stof dient aan de hand van praktijkresultaten danwel met behulp van laboratoriumtesten te zijn aangetoond dat vergaande afbraak ($> 50\%$) kan plaatsvinden onder procesomstandigheden zoals op een rwzi;
- * voor de eventuele afbraak wordt op basis van de hydraulische verblijftijd en de slibverblijftijd aangenomen dat afbraak grotendeels zal plaatsvinden in de beluchtingstank;
- * voor de totale afbraak wordt uitgegaan van zowel de bijdrage in de waterfase als in de slibfase. Voor beide fasen wordt uitgegaan van een eerste-ordeproces waarbij voor de slib- en waterfase een gelijke afbraakactiviteit wordt verondersteld.

Bijlage 4

**Beschouwing van simuleringsmodellen voor het
gedrag van organische microverontreinigingen op
een rwzi**

1 Inleiding

Voor het beschrijven van het gedrag van organische microverontreinigingen op een rwzi zijn in Nederland momenteel drie modellen in omloop:

- * SimpleTreat (RIVM; steady state model);
- * WWTreat (RIVM & AIS/CESIO; steady state model);
- * DynTreat (LUW; dynamisch model)

SimpleTreat en DynTreat zijn door de LUW in opdracht van VROM en RIZA geëvalueerd op hun doelmatigheid voor het voorspellen van het stoffengedrag op een rwzi. Navolgend wordt in het kort de essentie van bovengenoemde programma's weergegeven.

2 SimpleTreat

SimpleTreat is door het RIVM ontwikkeld in de vorm van een spreadsheet-programma in LOTUSTM123.

Opzet

Het model beschrijft aan de hand van een steady state box-model het gedrag van organische microverontreinigingen in een rwzi op basis van adsorptie, vervluchtiging en afbraak in de waterfase. Gehanteerde procesvergelijkingen zijn nagenoeg identiek aan de vergelijkingen beschreven in bijlage 3.

SimpleTreat gaat bij het berekenen van de emissieverdeling en concentraties uit van de thermodynamische begrippen fugaciteit en fugaciteitscapaciteit. Deze termen zijn in principe correct voor het beschrijven van het stoffengedrag, maar maken de modelberekeningen minder inzichtelijk dan wanneer uitgegaan wordt van concentratietermen.

Ook de geprogrammeerde dimensioneringsgrondslagen voor de "standaard-rwzi's" (hoog-, middel- en laagbelast) kunnen afwijken van in praktijk toegepaste procescondities, waardoor het toepassingsbereik, met name voor sterk uiteenlopende industriële afvalwaterzuiveringen, beperkt wordt.

Voor de afbraak van microverontreinigingen wordt uitgegaan van afbraak in de waterfase. Indien een stof afbreekbaar is, wordt door SimpleTreat een waarde aan de afbraakconstante toegekend die gelijk is aan de waarde voor makkelijk afbreekbaar BZV. Onderzoek naar afbreekbaarheid van (moeilijk) afbreekbare microverontreinigingen heeft aangetoond dat:

- afbraak niet alleen in de waterfase plaatsvindt, doch ook geadsorbeerd aan slib;
- de afbraakconstante voor makkelijk afbreekbaar BZV (3/hr) aanzienlijk afwijkt van de op praktijkresultaten gebaseerde waarden (0,01-0,1/hr).

In SimpleTreat wordt standaard uitgegaan van voorbezinking, waardoor berekeningen aan laagbelaste systemen zonder voorbezinking niet mogelijk zijn.

Praktisch gebruik

Het computerprogramma bestaat uit een stoffen-georiënteerd gedeelte waarin gegevens van vervluchtiging, adsorptie en afbraak ingevoerd kunnen worden, een invoergedeelte voor de influentsamenstelling, alsmede een gedeelte waarin de rwzi-specifieke procesparameters ondergebracht zijn.

In tabel 22 is een overzicht van de parameters gegeven, die afhankelijk van de te beschouwen stof, influentsamenstelling en rwzi-type naar keuze kunnen worden ingevoerd.

Tabel 22 Invoerparameters voor het SimpleTreat-model

Stofeigenschappen	Influentsamenstelling	RWZI-ontwerpparameters	Procesvoeringsparameters
H-coëfficiënt	Verontreinigingsvracht	Voorbezinking	Laag-/middel-/hoogbelast
Wateroplosbaarheid	Lozingsvolume per i.e.	Beluchtingstank	O ₂ -behoefte afvalwater
Dampspanning	Zwevendestofgehalte	Nabezinktank	O ₂ -gehalte beluchtingstank
Molecuulgewicht			Slibproductie
Kow-waarde			Beluchtingsdebiet
Ka,b (zuur/baseconstante)			
Afbreekbaarheid (ja/nee)			

Berekeningsresultaten

In tabel 23 wordt een overzicht gegeven van de door SimpleTreat geproduceerde berekeningsresultaten waarbij onderscheid wordt gemaakt tussen massabalansen over het influent en de rwzi als geheel.

Tabel 23 Berekeningsresultaten van SimpleTreat

Emissieverdeling in influent	
Geadsorbeerd	mg/l; %
Opgelost	mg/l; %
Emissieverdeling over de rwzi	
Primair slib	mg/kg; mg/d; %
Spuislib	mg/kg; mg/d; %
Afbraak	%
Effluent	mg/l; mg/d; %
Opgelost	%
Geadsorbeerd	%
Beluchtingslucht	mg/m ³ ; mg/d; %

Alle door SimpleTreat gegenereerde berekeningsresultaten bevatten de benodigde gegevens voor het beoordelen van het emissiepatroon naar de verschillende compartimenten.

Validatie en evaluatie

Door de LUW zijn voor een aantal uiteenlopende stoffen de berekeningsresultaten van SimpleTreat getoetst aan praktijkresultaten uit de literatuur.

Vergelijking van berekenings- en praktijkresultaten voor een vijftal vluchtige persistente stoffen wees uit dat de gemodelleerde emissies goed overeenkwamen met de praktijk. Vergelijking van modelberekeningen en praktijkresultaten voor emissies van lineaire alkylbenzeensulfonaten (LAS) gaf daarentegen aan dat, vanwege ontbrekende gegevens inzake biodegradatie van LAS, de meetgegevens en berekende resultaten niet in overeenstemming konden worden gebracht.

Voor elf bestrijdingsmiddelen zijn de berekeningsresultaten vergeleken met de praktijkgegevens uit een literatuurstudie naar het gedrag van bestrijdingsmiddelen op rwzi's.

Voor zeven van de elf bestrijdingsmiddelen bleken de met SimpleTreat berekende resultaten binnen het bereik van de praktijkgegevens te vallen. Voor de overige vier stoffen bleek dat in twee gevallen met SimpleTreat een aanzienlijke overschatting van de biodegradatie optrad. Indien hiervoor gecorrigeerd werd, bleek het berekende gedrag van deze stoffen overeen te komen met de in de praktijk waargenomen waarden. Voor de resterende twee bestrijdingsmiddelen was in één geval de door SimpleTreat voorspelde adsorptie aanzienlijk groter dan de praktijkwaarde, terwijl in het andere geval een dermate hoge vervluchtiging werd berekend dat het overall-verwijderingsrendement 2 tot 3 maal hoger was dan in praktijk waargenomen.

Op grond van de validatie-experimenten met bestrijdingsmiddelen kan worden geconcludeerd dat in negen van de elf gevallen het door SimpleTreat berekende overall verwijderingsrendement binnen de spreiding van de praktijkresultaten ($\pm 25\%$) valt. Er zijn echter onvoldoende praktijkgegevens beschikbaar om vast te kunnen stellen in hoeverre SimpleTreat een correcte voorspelling geeft van de afzonderlijke bijdragen in het totale verwijderingsrendement. Hierdoor is validatie van de afzonderlijke verwijderingsmechanismen vooralsnog niet mogelijk.

3 WWTreat

Opzet

Analoog aan de opzet van het model SimpleTreat is door het RIVM en AIS/CESIO het verspreidingsprogramma WWTreat ontwikkeld. Dit programma houdt meer rekening met de dimensioneringsgrondslagen van de afzonderlijke rwzi-onderdelen en kan de voorbezinking elimineren zodat ook emissieberekeningen mogelijk zijn voor niet-bezonken influent. Een ander maatgevend verschil met SimpleTreat is dat voor afbraak tevens een term is opgenomen voor de geadsorbeerde fase.

Modelberekeningen voor een aantal niet-vluchtige stoffen hebben aangetoond dat met gecombineerde afbraak in de water- en slibfase, praktijkresultaten binnen een kleine spreiding gesimuleerd kunnen worden. De in te voeren afbraakconstante is vrij te kiezen waardoor het mogelijk wordt om ook afbraak van stoffen met een van BZV afwijkende afbreekbaarheid te modelleren.

Praktisch gebruik

Het invoergedeelte van het programma bestaat uit een stofeigenschappen-georiënteerd gedeelte waarin parameters zoals de H-coëfficiënt, de K_p -constante en de afbraakconstante ingebracht kunnen worden. Het invoergedeelte waarin de rwzi-specifieke parameters zijn ondergebracht, omvat een aantal fysische grootheden die overeenkomen met vergelijkingen in bijlage 3. In dat opzicht is WWTreat beduidend inzichtelijker dan SimpleTreat.

Voor de rwzi-onderdelen kunnen procesgrootheden zoals de hydraulische verblijftijd, de slibverblijftijd, het beluchtingsdebiet en het verwijderingsrendement van de voor- en nabezinking naar keuze worden ingesteld, waardoor het mogelijk wordt de invloed van de verschillende procesparameters afzonderlijk vast te stellen. Deze laatste mogelijkheid bevordert de inzichtelijkheid van het programma.

Berekeningsresultaten

Bij de uitvoer van de berekeningsresultaten is onderscheid gemaakt tussen de massabalansresultaten van de voorbezinking, de beluchtingstank en de rwzi als geheel. Voor ieder onderdeel kan een apart scherm worden opgeroepen waar de resultaten overzichtelijk gerangschikt zijn. De specificatie van de berekeningsresultaten in WWTreat komt overeen met die van SimpleTreat.

Per modelberekening kan een rapport uitgeprint worden met daarin een overzicht van alle invoer- en uitvoerparameters. Indien gewenst kan tevens een beknopte weergave uitgeprint worden van de gehanteerde berekeningsformules.

Validatie en evaluatie

WWTreat is voor zover bekend niet door een onafhankelijke instantie getoetst op representatieve modelberekeningsresultaten. Bij de LUW is een integraal validatie-onderzoek gaande waarbij praktijkresultaten op pilot-plantschaal vergeleken worden met de berekeningsresultaten van een aantal modellen waarvan WW-Treat deel uitmaakt (gereed voorjaar 1996).

Door de ontwerpers van WWTreat zijn berekeningsresultaten voor een aantal niet-vluchtige stoffen vergeleken met praktijkresultaten op rwzi's. Uit deze vergelijking volgt dat met name door de aangepaste afbraakmodellering zeer representatieve resultaten verkregen worden. In hoeverre dit eveneens het geval is voor vluchtige stoffen is niet bekend. Op grond van de grote gelijkenis met de opzet van SimpleTreat kan evenwel aangenomen worden dat WW-Treat daarmee vergelijkbare validatieresultaten zal opleveren. Door de aangepaste afbraakmodellering is de tekortkoming van SimpleTreat, het incorrect voorspellen van biodegradatie, wellicht ondervangen.

4 **DynTreat**

In het kader van het evalueren en valideren van modellen voor het beschrijven van het emissiegedrag van organische microverontreinigingen is door LUW het model DynTreat ontwikkeld met als doel de in SimpleTreat gesignaleerde tekortkomingen te elimineren.

Door incidentele lozingen kunnen sterk fluctuerende influentgehalten ontstaan. Het emissiegedrag van de verontreinigingen kan dan niet meer met een statisch model zoals SimpleTreat worden beschreven. DynTreat is een dynamisch model, waarmee het stoffengedrag tijdens pieklozingen kan worden beschreven.

Opzet

Het model is opgezet volgens de fundamentele overdrachtsprocessen zoals beschreven in voorgaande paragrafen, waarbij tevens de mogelijkheid bestaat om influentgegevens en procescondities in de tijd te variëren waardoor het dynamisch stoffengedrag tijdens een pieklozing kan worden gesimuleerd.

Voor modellering van afbraak is in DynTreat uitgegaan van dezelfde uitgangspunten als in WWTreat.

Praktisch gebruik

DynTreat is een in de continue simulatietaal SIMNON™ geschreven programma. SIMNON™ is echter geen gangbare applicatiesoftware zoals LOTUS™123, waardoor het niet mogelijk was om het gebruik van het programma in het onderhavige onderzoek te beoordelen.

Afgaande op de rapportage in het kader van het voornoemd evaluatie-/validatie-onderzoek kan evenwel gesteld worden dat DynTreat een zeer inzichtelijke weergave is van alle relevante overdrachtsprocessen op een rwzi. Bovendien zijn nagenoeg alle influent- en rwzi-parameters vrij te kiezen zodat een zeer uitgebreid bereik van procesinvloeden kan worden doorgerekend.

Berekeningsresultaten

Voor de berekeningsresultaten geldt dat in principe alle gewenste informatie over de afbraak en emissie naar de verschillende compartimenten beschikbaar is.

Validatie en evaluatie

Bij LUW is een praktijkgericht validatie-onderzoek gaande naar de representativiteit van verschillende modellen waaronder DynTreat (gereed voorjaar 1996).

Berekeningsresultaten van DynTreat zijn in het verleden wel vergeleken met die van SimpleTreat. Uit deze vergelijking kwam naar voren dat gelijkwaardige resultaten verkregen werden, zodat gesteld kan worden dat de validatieresultaten van SimpleTreat minimaal van toepassing zijn op DynTreat. Vanwege de met WWTreat analoge opzet van de afbraakmodule kan voorts worden opgemerkt dat de validatieresultaten van WWTreat tevens op zullen gaan voor DynTreat.

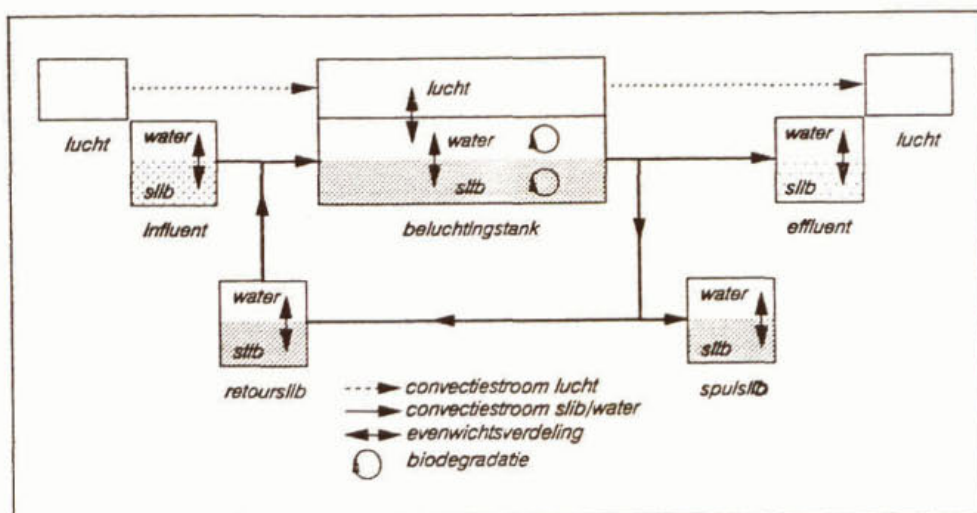
In hoeverre DynTreat geschikt is voor gebruik door derden is op grond van de beschikbare achtergrondinformatie niet te beoordelen. Met name de uitgebreidheid van de berekeningen, alsmede het weinig gangbare applicatieprogramma SIMNONTM kunnen voor niet-specialisten een belemmering zijn om het programma te gebruiken voor het voorspellen van het emissiegedrag van microverontreinigingen op een rwzi.

Bijlage 5

Beschrijving van het simulatiemodel OMPTreat voor zware metalen en organische micro- verontreinigingen

1 Beschrijving van de opzet van OMPTreat

Een schematisch overzicht van de processtromen is gegeven in figuur 31.



Figuur 31 Overzicht processtromen in het simulatiemodel OMPTreat

Bij de stofoverdracht tussen de verschillende slib-, water- en luchtstromen is in OMPTreat uitgegaan van de volgende aannamen:

- 1 Momentele evenwichtinstelling tussen slib- en waterstromen conform de slib/water-partiticoëfficiënt K_p en de onderlinge verhouding tussen de water- en slibstromen. Berekening van aan- en afvoer van opgelost danwel aan slib gebonden stof vindt plaats aan de hand van de massastromen van betreffende media en de opgeloste en geadsorbeerde fracties.
- 2 Momentele evenwichtinstelling tussen water en lucht in de beluchtingstank conform de lucht/water-partiticoëfficiënt H . Berekening van aan- en afvoer van opgeloste danwel gasvormige stof geschiedt op basis van de onderlinge verhouding tussen het beluchtingsdebiet en het influentdebiet.
- 3 Voor de verwijdering door middel van biodegradatie wordt uitgegaan van een eerste orde afbraakproces in zowel de water- als slibfase. Voor de specifieke afbraakactiviteit in beide fasen wordt een uniforme afbraakconstante K_d verondersteld. Afbraak in de waterfase is voorts evenredig met de hydraulische verblijftijd en de opgeloste fractie. Afbraak in de slibfase is evenredig met de slibleeftijd en de geadsorbeerde fractie.
- 4 Berekening van de concentratie-afname in de slib/waterfase van de beluchtingstank als gevolg van afbraak en afvoer naar de lucht geschiedt volgens (15):

$$\frac{C_e}{C_o} = \frac{1}{1 + K_v + K_b} \quad (15)$$

waarbij:

C_e = totale concentratie in uitgaande slib/waterstroom
 C_o = totale concentratie in ingaande slib/waterstroom
 K_v = naar de lucht afgevoerde fractie [-]
 K_b = door afbraak verwijderde fractie [-]

De naar de lucht afgevoerde fractie K_v en de door afbraak verwijderde fractie K_b worden berekend volgens (16) en (17):

$$K_v = Q_g \cdot H/Q_L \cdot R \cdot T \quad (16)$$

waarbij:

Q_g = beluchtingsdebiet	[m ³ /dag]
Q_L = influentdebiet	[m ³ /dag]
H = Henri-coëfficiënt	[Pa.m ³ /mol]
R = gasconstante	[Pa.m ³ /mol K]
T = absolute temperatuur	[K]

$$K_d = K_p (HRT \cdot X_{aq} + SRT \cdot X_{sol}) \quad (17)$$

waarbij:

K_d = specifieke afbraakconstante	[1/dag]
HRT = hydraulische verblijftijd	[dag]
SRT = slibleeftijd	[dag]
X_{aq} = $1/(1 + k_p \cdot C_{as})$ = opgeloste fractie	[-]
X_{sol} = $1 - X_{aq}$ = geadsorbeerde fractie	[-]
K_p = slib/water-partitiecoëfficiënt	[l/kg]
C_{as} = actief-slibgehalte	[kg/m ³]

2 Vergelijking met DynTreat en WWTreat

OMPTreat is qua opzet van massastromen identiek aan het door de LUW opgestelde dynamische verspreidingsmodel DynTreat. Verschillen met DynTreat zijn:

- * OMPTreat is een stationair model.
- * In OMPTreat wordt uitgegaan van momentane evenwichtsinstelling en afvoer van de door evenwicht verkregen gehalten door middel van convectie. Aanname hierbij is dat binnen de contacttijd tussen de twee uitwisselende fasen zich een evenwicht heeft ingesteld. DynTreat gaat voor de stofoverdracht tussen twee fasen uit van een dynamisch proces waarbij eventuele overdrachtsbelemmering verdisconteerd wordt aan de hand van stofoverdrachtscoëfficiënten, volumina en halfwaardetijden van de betrokken compartimenten.
- * DynTreat gaat in de afvoer van water naar lucht uit van overdracht in de beluchtingstank en de nabezinktank. In OMPTreat wordt de overdracht tussen water en lucht beperkt tot de beluchtingstank.

Om na te gaan in hoeverre de vereenvoudiging van overdrachtsprocessen in OMPTreat tot aanvaardbare berekeningsresultaten leidt, zijn voor twee stoffen met uiteenlopende eigenschappen de berekeningsresultaten van OMPTreat vergeleken met DynTreat.

Lindaan is een matig hydrofobe ($\log K_{ow} = 3,85$) en vluchtige stof ($H = 26.700 \text{ Pa.m}^3/\text{mol}$), waarvan verondersteld wordt dat tijdens verblijf in een rwzi afbraak optreedt. Endosulfan is daarentegen een hydrofobe en niet-vluchtige stof ($\log K_{ow} = 4.48$; $H = 1.2 \text{ Pa.m}^3/\text{mol}$) waarvan afbraak onder rwzi-condities niet eenduidig bekend is. Voor Lindaan wordt uitgegaan van een K_d -waarde van 3 hr^{-1} , terwijl bij de berekeningen voor endosulfan afbraak buiten beschouwing wordt gelaten.

Uitgegaan is van een laagbelaste rwzi met bellenbeluchting. De berekeningsresultaten zijn gegeven in tabel 24. Ter illustratie zijn tevens de volgens WWTreat berekende resultaten bijgevoegd.

Tabel 24 Vergelijking van de berekeningsresultaten met OMPTreat, DynTreat en WWTreat

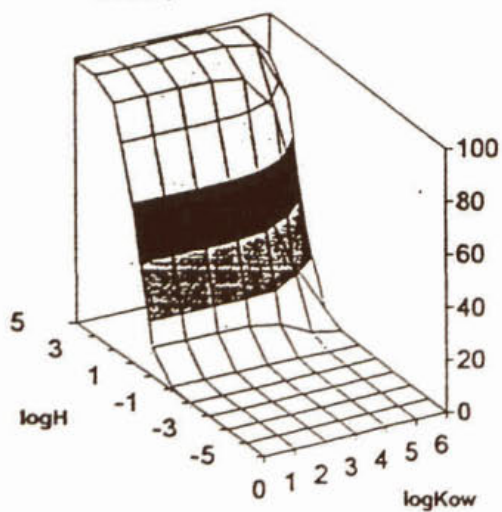
%	Lindaan-verwijdering			Endosulfan-verwijdering		
	OMPTreat	DynTreat	WWTreat	OMPTreat	DynTreat	WWTreat
secundair slib	0,04	0,52	0,89	46,86	47,49	89,40
lucht	94,33	93,07	93,60	0,32	0,28	2,56
biodegradatie	5,52	5,75	5,29	-	-	-
effluent	0,11	0,65	0,22	52,82	52,23	8,04

Uit vergelijking van de berekeningsresultaten volgt dat OMPTreat voor beide stoffen een hogere afvoer naar de lucht voorspelt dan DynTreat. Deze hogere afvoer naar de lucht heeft tot gevolg dat voor Lindaan de afvoer via slib en effluent lager zijn dan bij DynTreat, terwijl voor endosulfan de afvoer naar effluent en slib nagenoeg gelijk zijn aan de door DynTreat berekende waarde. De berekeningsresultaten voor WWTreat laten voorts zien dat in beide gevallen de afvoer via het slib aanzienlijk hoger is dan bij OMPTreat en DynTreat. Bij Lindaan is dit verschil als gevolg van de hoge vervluchtiging nog gering. Voor endosulfan wordt evenwel een volledig afwijkende waarde voor de afvoer naar slib en effluent berekend.

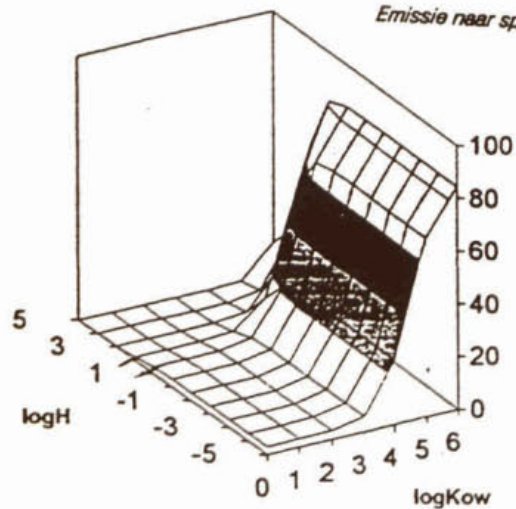
Bijlage 6

Modelberekeningen van LUW met DynTreat

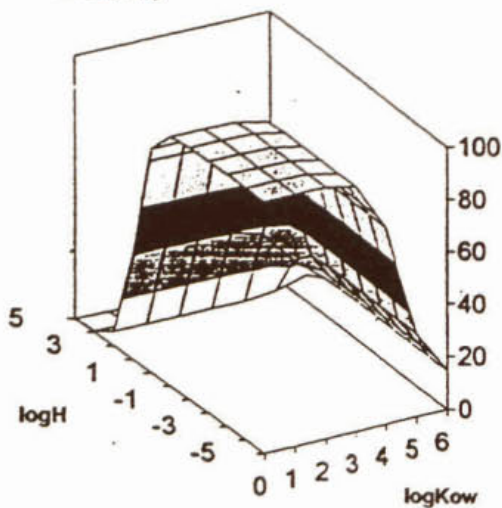
Emissie naar lucht (%)



Emissie naar spuislib (%)



Emissie naar effluent (%)



Slibbelasting

Zuurdissociatieconstante

K_{bw}

K_{bs}

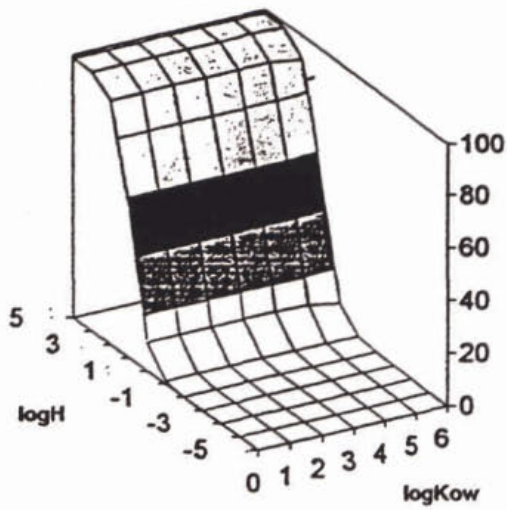
= 0,05 kg BZV/kg ds.d

= 10^{-9}

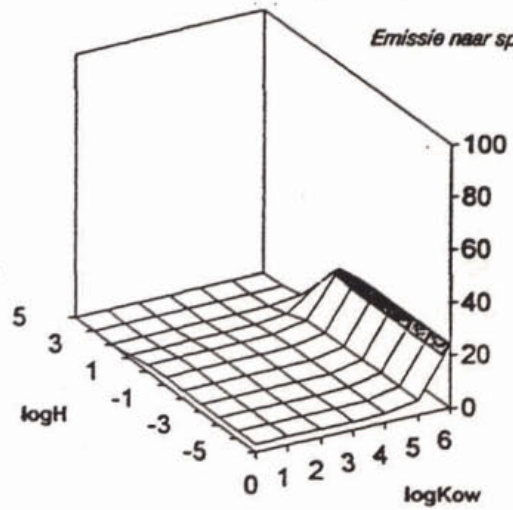
= afbraakconstante water = 0/h

= afbraakconstante slib = 0/h

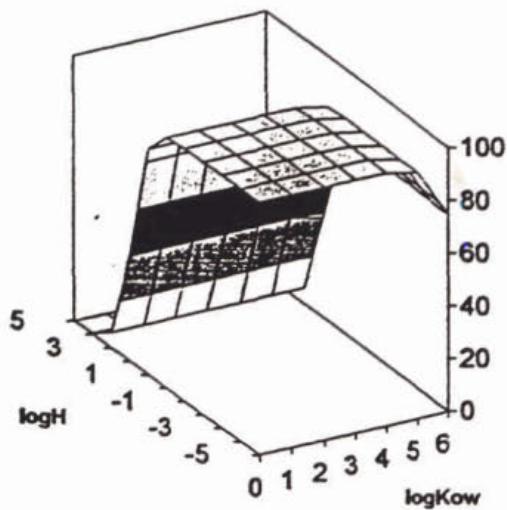
Emissie naar lucht (%)



Emissie naar spuislib (%)



Emissie naar effluent (%)



Slibbelasting

Zuurdissociatieconstante

K_{bw}

K_{bs}

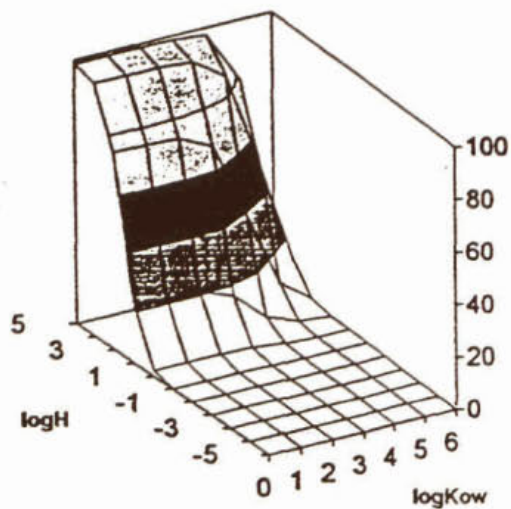
= 0,05 kg BZV/kg ds.d

= 10^{-5}

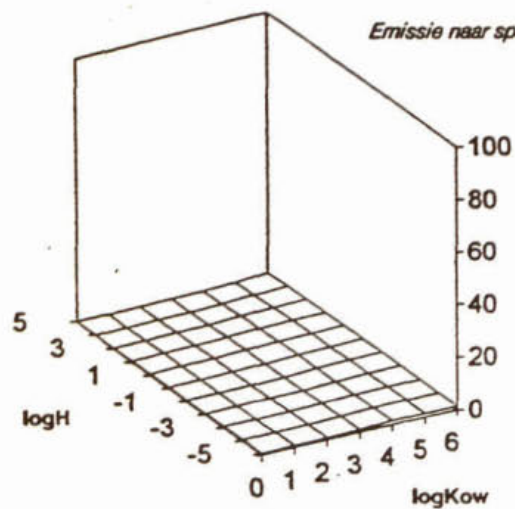
= afbraakconstante water = 0/h

= afbraakconstante slib = 0/h

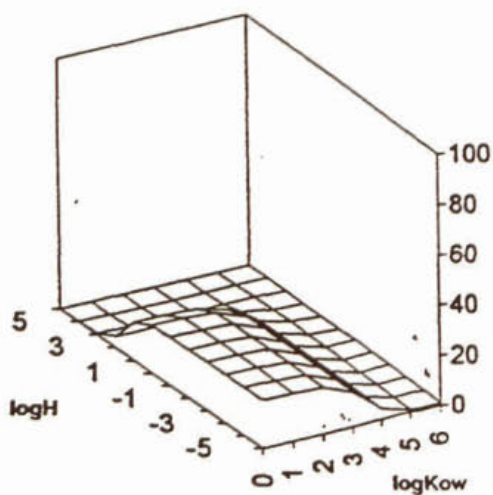
Emissie naar lucht (%)



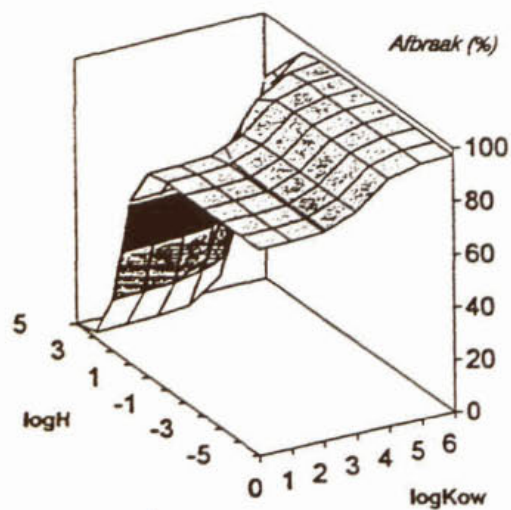
Emissie naar spuislib (%)



Emissie naar effluent (%)



Afbraak (%)



Slibbelasting

Zuurdissociatieconstante

K_{bw}

K_{bs}

= 0,05 kg BZV/kg ds.d

= 10^{-9}

= afbraakconstante water = 0,1/h

= afbraakconstante slib = 0,1/h

Bijlage 7

Stoffengroepen met beschouwde prioritaire organische microverontreinigingen

STOFEIGENSCHAPPEN ORGANISCHE MICROVERONTREINIGINGEN

A. ALIFATISCHE KOOLWATERSTOFFEN log K_{ow} K_p H (atm) H (Pa) log H (Pa.m³/mol)

1. Ongesubstitueerd

-nonaan	5.46	53933	6.16	624162	5.80
-decaan	5.98	178588	5.15	521824	5.72
-octaan	5.18	28304	3.21	325253	5.51
-heptaan	4.66	8548	2.06	208730	5.32
-cyclohexaan	3.44	515	0.19	19556	4.29

2. Zuurstofhoudend

-propylether	2.03	20.0	3.39E-03	343.5	2.54
-di-ethylether	0.89	1.5	1.28E-03	129.7	2.11
-methyl-t-butylether	1.04	2.1	5.95E-04	60.3	1.78
-iso-butylacetaat	1.60	7.4	4.47E-04	45.3	1.66
-sec-butylacetaat	1.51	6.1	4.20E-04	42.6	1.63
-methylacetaat	0.18	0.3	1.15E-04	11.7	1.07
-methylbutanol	1.29	3.6	1.41E-05	1.4	0.15
-tert-butanol	0.35	0.4	1.18E-05	1.2	0.08
-butanon	0.29	0.4	1.05E-05	1.1	0.03
-sec-butylalcohol	0.81	1.2	9.10E-06	0.9	-0.04
-propanol	0.25	0.3	6.85E-06	0.7	-0.16

3. Gehalogeneerd

-tetrachloormethaan	2.64	81.6	3.03E-02	3070	3.49
-tetrachlooretheen	2.88	142	2.87E-02	2908	3.46
-methylchloride	0.91	1.5	2.40E-02	2432	3.39
-1,3-dichloor-2-propanol	3.06	215	1.69E-02	1716	3.23
-1,1-dichlooretheen	1.48	5.6	1.50E-02	1520	3.18
-trichlooretheen	2.29	36.5	1.17E-02	1186	3.07
-vinylchloride	1.38	4.5	1.07E-02	1084	3.04
-3-chloorpropeen	1.53	6.3	8.20E-03	831	2.92
-1,1,1-trichloorethaan	2.49	57.8	7.19E-03	729	2.86
-1,1-dichloorethaan	1.79	11.5	5.45E-03	552	2.74
-1,2-dichlooretheen	1.48	5.6	5.30E-03	537	2.73
-2,3-dichloorpropeen	1.99	18.3	3.57E-03	362	2.56
-1,1,2,2-tetrachloorethaan	2.66	85.5	3.40E-03	344	2.54
-trichloormethaan	1.97	17.5	3.39E-03	343	2.54
-dichloormethaan	1.25	3.3	3.19E-03	323	2.51
-hexachloorethaan	4.62	7796	2.47E-03	250	2.40
-1,3-dichloorpropeen	1.41	4.8	2.31E-03	234	2.37
-1,2-dichloorpropaan	2.20	29.6	2.31E-03	234	2.37
-pentachloorethaan	3.10	235	1.88E-03	190	2.28
-1,2-dichloorethaan	1.48	5.6	1.10E-03	111	2.05
-1,1,2-trichloorethaan	2.65	83.5	7.73E-04	78	1.89

B. AROMATISCHE KOOLWATERSTOFFEN	log K _{ow}	K _p	H (atm)	H (Pa)	log H (Pa.m ³ /mol)
1. Ongesubstitueerd					
-ethylbenzeen	3.14	258	6.44E-03	653	2.81
-1-propylmethylbenzeen	4.23	3176	6.14E-03	622	2.79
-xyleen	3.06	215	6.12E-03	620	2.79
-tolueen	2.70	94	5.93E-03	601	2.78
-benzeen	2.13	25	3.77E-03	382	2.58
-styreen	2.95	167	2.61E-03	264	2.42
-indaan	3.33	400	2.28E-03	231	2.36
2. Zuurstofhoudend					
-acetophenone	1.58	7.1	1.07E-05	1.1E+00	0.04
-cyclohexanol	1.23	3.2	2.77E-06	2.8E-01	-0.55
-o-cresol	1.95	16.7	1.60E-06	1.6E-01	-0.79
-buthylbenzylftalaat	4.91	15200	1.30E-06	1.3E-01	-0.88
-2,4-dimethylfenol	2.30	37.3	6.30E-07	6.4E-02	-1.19
-dibuthylftalaat	4.72	9814	4.60E-07	4.7E-02	-1.33
-fenol	1.46	5.4	4.00E-07	4.1E-02	-1.39
-benzylalcohol	1.10	2.4	3.91E-07	4.0E-02	-1.40
-dimethylftalaat	1.56	6.8	1.56E-07	1.6E-02	-1.80
-diethylhexylftalaat	4.88	14186	1.45E-07	1.5E-02	-1.83
-benzoezuur	1.87	13.9	7.00E-08	7.1E-03	-2.15
3. Chloorbenzenen					
-vinylideenchloride	2.13	25	3.00E-02	3040	3.48
-1,2-dichloorbenzeen	3.38	449	1.20E-02	1216	3.08
-4-chloortolueen	3.33	400	4.10E-03	415	2.62
-chloorbenzeen	2.84	129	3.77E-03	382	2.58
-1,2,3-trichloorbenzeen	4.14	2581	2.36E-03	239	2.38
-3-chloortolueen	3.31	382	2.29E-03	232	2.37
-1,3,5-trichloorbenzeen	4.19	2896	1.90E-03	193	2.28
-1,2,3,4-tetrachloorbenzeen	4.64	8163	1.88E-03	190	2.28
-1,3-dichloorbenzeen	3.60	744	1.80E-03	182	2.26
-2-chloortolueen	3.50	591	1.58E-03	160	2.20
-1,2,3,5-tetrachloorbenzeen	4.46	5393	1.57E-03	159	2.20
-1,4-dichloorbenzeen	3.39	459	1.50E-03	152	2.18
-pentachloorbenzeen	4.94	16287	1.45E-03	147	2.17
-1,2,4-trichloorbenzeen	4.02	1958	1.42E-03	144	2.16
-hexachloorbenzeen	5.31	38182	1.25E-03	127	2.10
-benzylchloride	2.30	37	3.40E-04	34	1.54
-4-chloor-2-nitrotolueen	3.03	200	1.69E-05	1.7E+00	0.23
-2-chlooraniline	1.89	15	6.81E-06	6.9E-01	-0.16
-3-chlooraniline	1.88	14	1.52E-06	1.5E-01	-0.81
-4-chlooraniline	1.83	13	1.25E-06	1.3E-01	-0.90
-2,3-dichloornitrobenzeen	2.85	132	8.43E-07	8.5E-02	-1.07
-1-chloor-3-nitrobenzeen	2.41	48	5.30E-07	5.4E-02	-1.27
-1-chloor-2-nitrobenzeen	2.24	32	1.14E-07	1.2E-02	-1.94
-1-chloor-2,4-dinitrobenzeen	2.06	21	1.14E-07	1.2E-02	-1.94
-4-chloor-2-nitroaniline	2.50	59	7.47E-08	7.6E-03	-2.12
4. Chloorfenolen					
-pentachloorfenol	5.01	19136	3.58E-06	3.6E-01	-0.44
-2-chloorfenol	2.15	26	5.60E-07	5.7E-02	-1.25
-4-chloorfenol	2.39	46	5.60E-07	5.7E-02	-1.25
-3-chloorfenol	2.50	59	5.60E-07	5.7E-02	-1.25

C. POLYAROMATISCHE KOOLWATERSTOFFEN log Kow Kp H (atm) H (Pa) log H (Pa.m3/mol)

1. Ongesubstitueerd

-indaan	3.33	400	2.30E-03	233	2.37
-naftaleen	3.59	728	1.21E-03	123	2.09
-bifeny1	3.95	1667	4.44E-04	45	1.65
-1-methylnaftaleen	3.87	1386	4.43E-04	45	1.65
-1,4-dimethylnaftaleen	4.37	4384	3.07E-04	31	1.49
-acenaftheen	3.92	1555	2.12E-04	21	1.33
-fluoreen	4.18	2830	1.64E-04	17	1.22
-acenafthyleen	4.07	2197	1.14E-04	12	1.06
-fenanthreen	4.57	6948	1.08E-04	11	1.04
-anthraceen	4.54	6484	2.88E-05	2.9	0.47
-fluorantheen	5.33	39981	4.75E-06	0.48	-0.32
-chryseen	5.61	76182	1.50E-06	0.15	-0.82
-pyreen	5.18	28304	1.30E-06	0.13	-0.88
-benzo(a)pyreen	6.04	205047	4.54E-07	0.05	-1.34
-benzo(a)anthraceen	5.61	76182	1.20E-07	0.01	-1.92

2. Gehalogeneerd

-2-chloorbifeny1	4.54	6484	7.36E-04	75	1.87
-PCB 138 Cl-6	6.54	648415	4.74E-04	48	1.68
-PCB 118 Cl-5	6.40	469735	3.95E-04	40	1.60
-PCB 28 Cl-3	5.51	60514	3.39E-04	34	1.54
-PCB 153 Cl-6	6.90	1485434	2.22E-04	23	1.35
-PCB 52 Cl-4	5.73	100428	2.20E-04	22	1.35
-PCB 101 Cl-5	5.92	155544	1.79E-04	18	1.26

D. BESTRIJDINGSMIDDELEN log Kow Kp H (atm) H (Pa) log H (Pa.m3/mol)

1. WMS-lijst + EG-lijst

-aldrin	5.52	61923	2.7E+00	2.7E+05	5.44
-heptachloor	4.40	4697	3.5E-03	3.5E+02	2.55
-DDT	6.19	289636	2.9E-03	3.0E+02	2.47
-chloordaan	5.06	21471	2.5E-03	2.5E+02	2.40
-heptachloor-epoxide	4.60	7445	6.8E-04	6.9E+01	1.84
-endrin	4.09	2301	1.0E-04	1.0E+01	1.01
-endosulfan	4.48	5647	8.9E-05	9.0E+00	0.96
-fenthion	4.24	3250	5.5E-06	5.6E-01	-0.25
-disulfoton	3.78	1127	2.6E-06	2.6E-01	-0.58
-fenitrothion	3.38	449	1.6E-06	1.7E-01	-0.78
-demeton	3.20	296	1.6E-06	1.6E-01	-0.79
-dieldrin	4.41	4807	4.6E-07	4.6E-02	-1.34
-trifeny1tinhydroxide	3.30	373	1.4E-07	1.4E-02	-1.84
-malathion	2.89	145	1.2E-07	1.2E-02	-1.92
-parathion	3.81	1207	6.9E-08	7.0E-03	-2.15
-diazinon	3.30	373	6.8E-09	6.8E-04	-3.16
-2,4-dichloorfenoxiazijnzuur	2.81	121	5.8E-09	5.9E-04	-3.23
-atrazine	2.33	40	2.8E-09	2.9E-04	-3.54
-simazine	2.27	35	3.2E-10	3.3E-05	-4.49
-diuron	2.77	110	1.7E-10	1.7E-05	-4.76

Bijlage 8

Gedrag van organische microverontreinigingen ingedeeld naar stoffengroepen

1 Stoffengedrag per stoffengroep

Aan de hand van de in hoofdstuk 5, paragraaf 5.3 verkregen stofgroepen-indeling en de emissievlakken uit de DynTreat-berekeningen in hoofdstuk 5, paragraaf 5.2, is in de figuren 32 t/m 35 het globale stoffengedrag op een laagbelaste rwzi zonder voorbezinking gegeven. Omdat voor een groot aantal stoffen geen eenduidige afbraakgegevens bekend zijn, zijn de emissievlakken zowel met als zonder afbraak gegeven. Voor de afbraakconstante is uitgegaan van 0,1/uur.

1.1 Alifatische koolwaterstoffen

Zuurstofhoudende alifaten

Voor de zuurstofhoudende koolwaterstoffen geldt doorgaans dat deze goed afbreekbaar zijn en derhalve wordt aangenomen dat voor deze stoffen figuur 32b de meest waarschijnlijke weergave van het stoffengedrag zal zijn.

Op grond van de positie in figuur 32b kan geconcludeerd worden dat de minder vluchtige stoffen ($\log H \approx 0$) voor circa 80% zullen worden afgebroken. De resterende 20% wordt met het effluent afgevoerd. Voor de vluchtige zuurstofhoudende koolwaterstoffen ($\log H \approx 2.0$) geldt dat 50% naar de lucht wordt geëmitteerd, 40% wordt afgebroken en 10% in het effluent terecht zal komen.

Gechloreerde alifaten

Voor de gechloreerde alifatische koolwaterstoffen geldt dat deze in het algemeen niet of nauwelijks worden afgebroken in een rwzi. Derhalve is de verwachting dat figuur 32a het meest waarschijnlijke emissiegedrag van deze stoffengroep zal weergeven.

Op grond van de positie in figuur 32a geldt voor alle stoffen dat $\log H > 2$. Bij deze waarde kan berekend worden dat $> 80\%$ naar de lucht wordt geëmitteerd. Het resterende deel zal vervolgens grotendeels met het effluent worden afgevoerd.

Ongesubstitueerde alifaten

Voor deze categorie stoffen geldt op grond van figuur 32b dat de vluchtigheid dermate groot is dat deze stoffen voor $> 95\%$ naar de lucht gestript zullen worden. Van het resterende deel zal $> 85\%$ afgebroken worden zodat de emissie in het effluent minder dan 1% van de ingaande vracht zal bedragen.

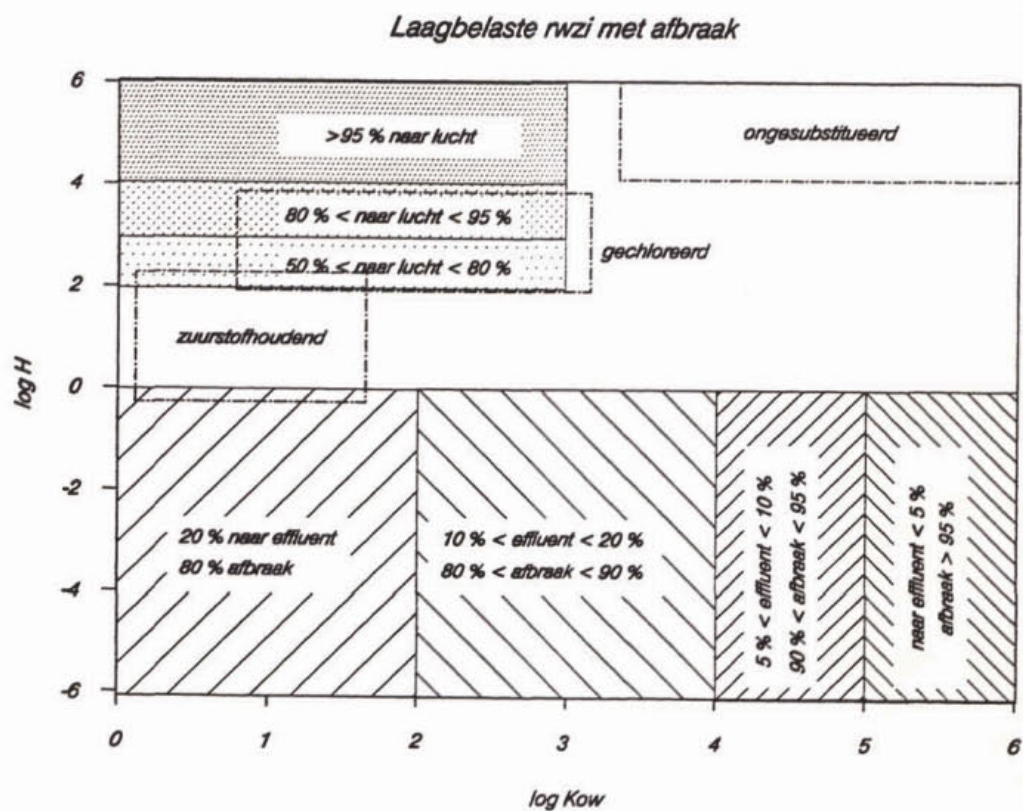
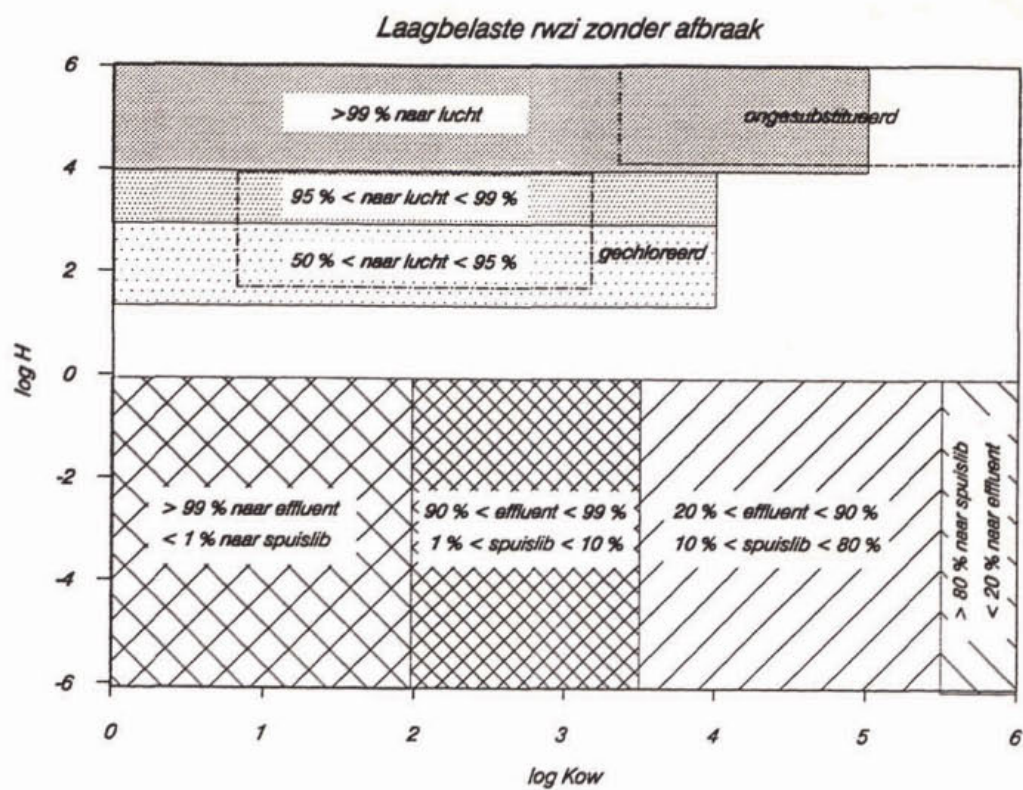
2 Aromatische koolwaterstoffen

Aromaten en chlooraromaten

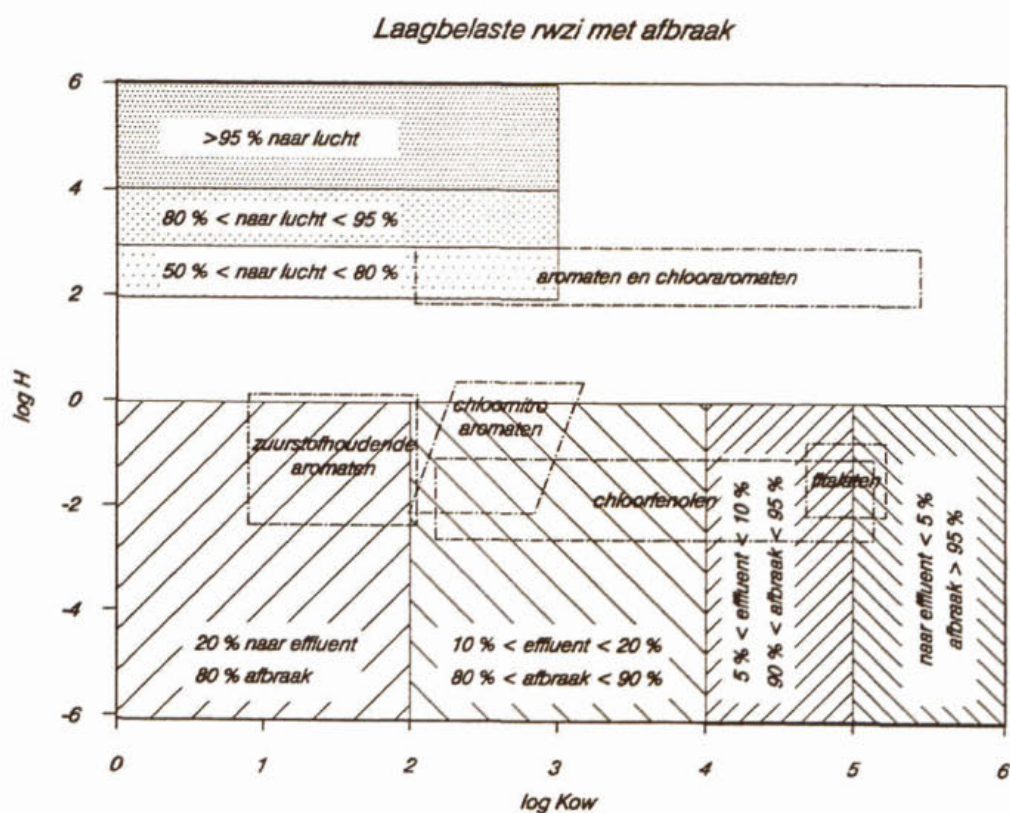
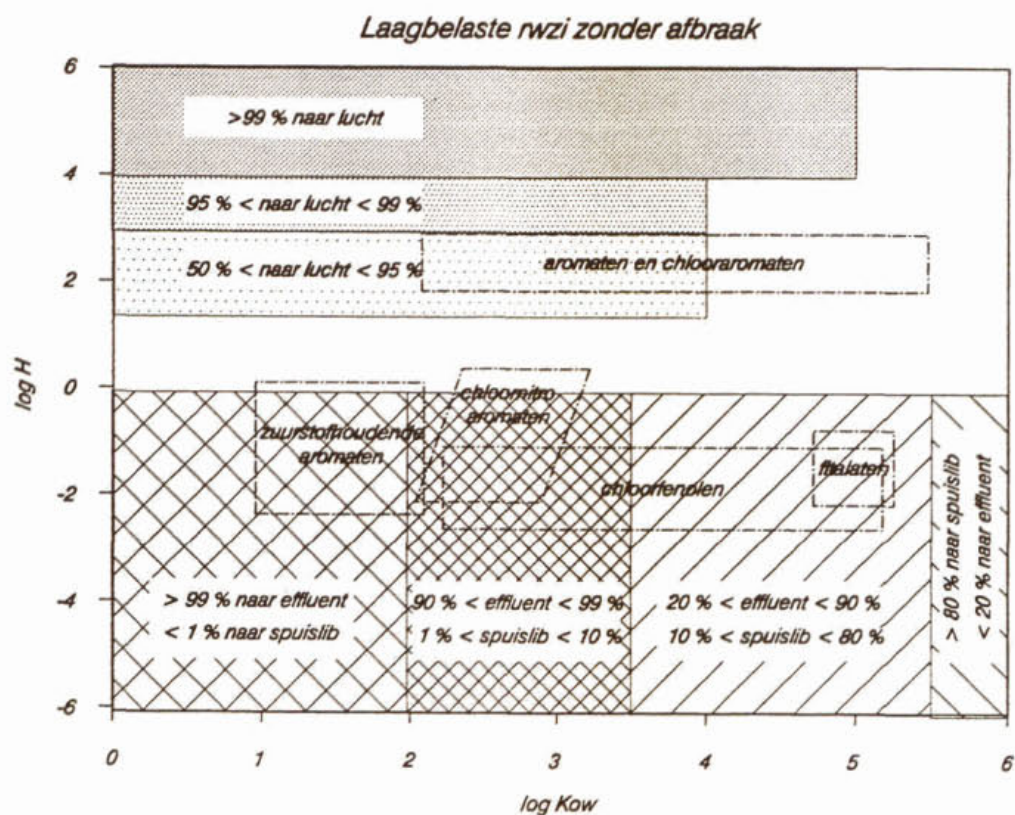
Voor de verwijdering van ongesubstitueerde aromaten kan op basis van de reguliere praktijkresultaten gesteld worden dat deze stoffen goed afbreekbaar zijn. Op basis van de ligging in figuur 33b geldt voor de vluchtige aromaten derhalve dat onder de gegeven rwzi-omstandigheden circa 80% naar de lucht zal worden gestript. Het restant in de waterfase zal voor $> 80\%$ worden afgebroken zodat $< 5\%$ met het effluent op het oppervlaktewater zal worden geloosd.

Het aldus verkregen overall verwijderingsrendement van 95% stemt in goede mate overeen met in de praktijk waargenomen waarden voor bijvoorbeeld benzeen en toluen.

Minder vluchtige aromaten worden voor 50% naar de lucht afgevoerd en voor $> 40\%$ afgebroken zodat uiteindelijk $< 10\%$ emissie via het effluent te verwachten is.



Figuur 32 Gedrag van alifatische koolwaterstoffen in een rwzi



Figuur 33 Gedrag van aromatische koolwaterstoffen in een rwzi

Van gechloreerde aromaten is op basis van uiteenlopend afbraakgedrag niet aan te geven welk emissiepatroon (figuur 33a of 33b) overheersend zal zijn. Van chloorbenzeen is bijvoorbeeld bekend dat deze stof in biorotoren met zeer lange slibverblijftijden vergaand wordt afgebroken. De verwachting is echter dat de specifieke afbraakconstante aanzienlijk lager zal zijn dan de in figuur 33b aangenomen waarde van 0,1/uur.

Op grond van dit gegeven wordt er vooralsnog van uitgegaan dat in normale laagbelaste rwzi's afbraak van dit soort stoffen een ondergeschikte rol zal spelen, en derhalve figuur 33a het meest representatief is voor het emissiegedrag. Uitgaande van de ligging in deze figuur kan voor de vluchtige componenten gesteld worden dat 80-95% naar de lucht afgevoerd zal worden. De resterende 15-20% zal grotendeels met het effluent naar het oppervlaktewater worden afgevoerd ($\log K_{ow} < 3,5$) of hoofdzakelijk in het spuislib terecht komen ($\log K_{ow} > 4,5$).

Zuurstofhoudende aromaten

Voor stoffen als fenolen, cresolen, benzoëzuur- en salicylzuurverbindingen wordt in de praktijk doorgaans vergaande afbraak waargenomen. Op grond hiervan wordt aangenomen dat figuur 33b maatgevend is voor het te verwachten emissiegedrag. Gezien de ligging in figuur 33b zullen deze stoffen voor 80% afgebroken worden en voor 20% met het effluent geloosd worden.

Chlooraromaten

Eenduidige afbraakegevens voor deze stoffen zijn niet bekend zodat vooralsnog uitgegaan wordt van het emissiepatroon in figuur 33a. Op grond van deze figuur kan gesteld worden dat deze stoffen voor het merendeel de rwzi opgezuiverd zullen passeren en diensgevolge in het oppervlaktewater terecht zullen komen.

Chloorfenolen

Op grond van het $\log K_{ow}$ -bereik kan gesteld worden dat voor deze stoffengroep een zeer uiteenlopend adsorptiegedrag te verwachten is. Eenduidige gegevens van de afbreekbaarheid van de verschillende chloorfenolen ontbreken, zodat niet eenduidig aangegeven kan worden of figuur 33a danwel 33b maatgevend is voor het emissiegedrag van deze stoffen.

Uitgaande van een worst-case voor de effluentkwaliteit wordt uitgegaan van het achterwege blijven van afbraak. Op grond van de ligging in figuur 33a kan dan gesteld worden dat de slecht adsorbeerbare chloorfenolen ($\log K_{ow} < 3$) nagenoeg volledig met het effluent afgevoerd zullen worden. Matig tot sterk hydrofobe chloorfenolen ($\log K_{ow} > 4$) zullen maximaal voor 70% met het effluent geloosd worden. Het resterende gedeelte zal met het spuislib onttrokken worden.

Ftalaten

Van ftalaten en hoogmoleculaire detergentachtige stoffen als lineaire alkylbenzeensulfonaten geldt dat deze voornamelijk aan het slib gebonden zullen worden. Afhankelijk van de afbreekbaarheid zal voor goed afbreekbare stoffen maximaal 10% naar het effluent verdwijnen. In het geval van niet of matig afbreekbare verbindingen is een emissie naar het effluent van 40% te verwachten (zie figuur 33a).

Invloed van dissociatie

Een aantal niet-vluchtige aromatische koolwaterstoffen kan een hoge dissociatie vertonen, die de veronderstelde waarde van 1% te boven kan gaan. In dat geval zal met name voor stoffen met een hoge K_{ow} -waarde een belangrijke afname van de adsorptie optreden.

Voor niet-afbreekbare stoffen zal daarmee de fractie in het effluent toenemen, terwijl voor afbreekbare stoffen geldt dat als gevolg van de aanzienlijk verminderde adsorptie de bijdrage van het slib in de totale afbraak aanzienlijk verminderd wordt.

3 Polycyclische aromatische koolwaterstoffen

Voor afbreekbaarheid van PAK met een uiteenlopend aantal aromatische ringen kan op basis van praktijkonderzoek ruwweg de volgende indeling gemaakt worden:

Ringen	$\log K_{ow}$	Afbraak	Soort verbindingen
2	3-4,5	redelijk	naftaleen, acenafteen, fluoreen
3	4,5-5,5	matig	anthraceen, fenantreen
> 4	> 5,5	slecht	pyreen, chryseen, benz(a)-pyreen

Voor de matig tot goed afbreekbare componenten geldt dat de afbraakconstante varieert tussen waarden van 0,001-0,005 voor matig afbreekbare stoffen (3 ringen) en 0,01-0,05/hr voor verbindingen zoals naftaleen en acenafteen (2 ringen). Op grond van dit gegeven zal de potentiële afbraak lager zijn dan op grond van figuur 34b voorspeld wordt.

Uitgaande van het vooralsnog achterwege blijven van afbraak kan op basis van figuur 34a geconcludeerd worden dat de vluchtige en goed oplosbare PAK met $\log K_{ow} < 4.0$ voor meer dan 50% gestript zullen worden. Van de resterende vracht zal ongeveer 70% met het effluent geloosd worden zodat ruwweg de volgende verdeling tot stand komt: lucht > 50%, effluent < 35% en slib < 15%.

Voor niet-vluchtige PAK met $\log K_{ow} > 5.5$ vindt de verdeling als volgt plaats: ruwweg 20% naar het effluent en 80% naar het slib.

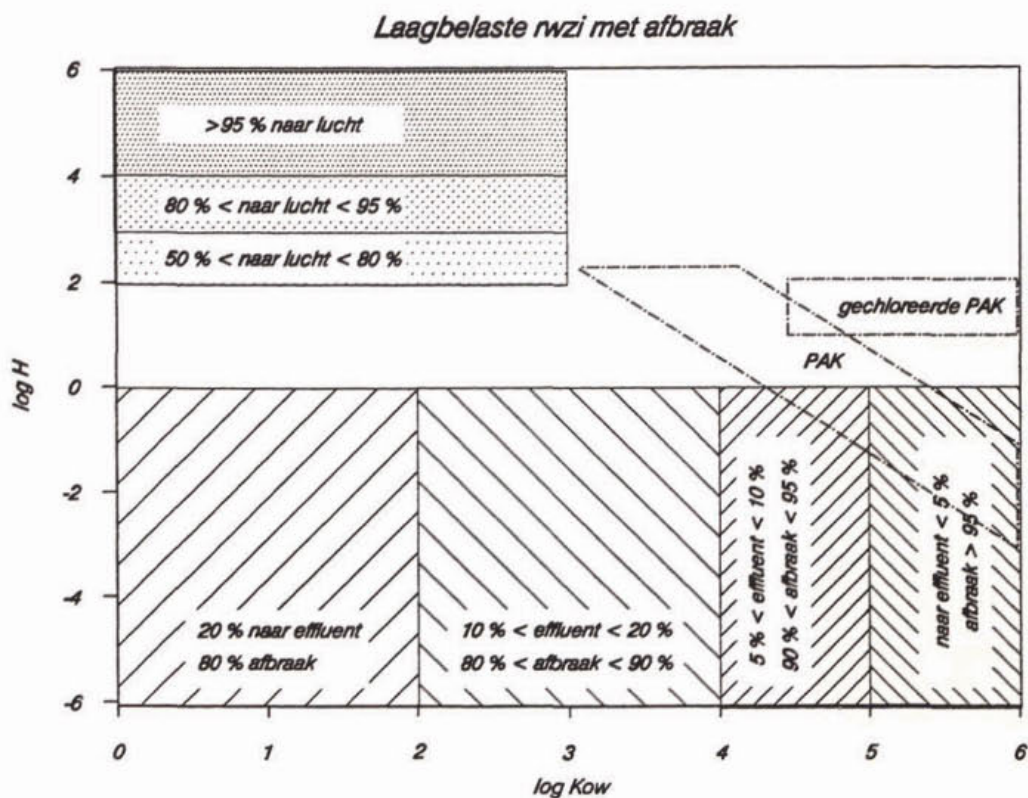
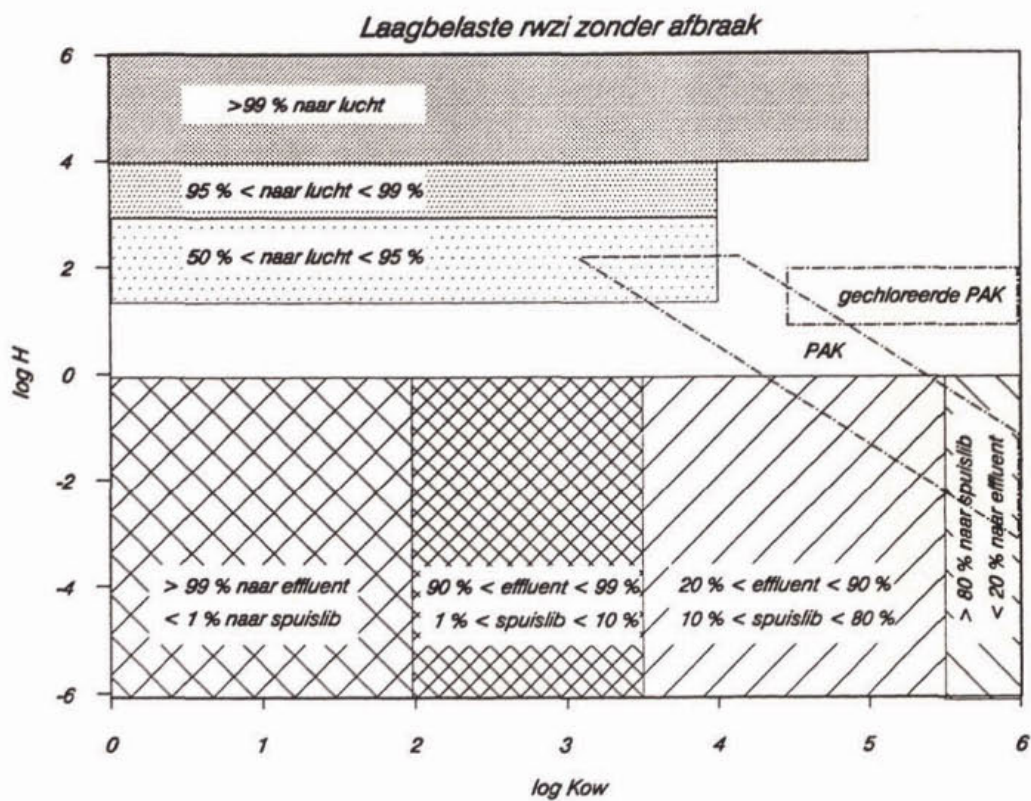
Voor niet-vluchtige stoffen met $\log K_{ow} = 5$ geldt dat globaal 35% naar het effluent gaat, terwijl voor de vluchtige componenten met $\log K_{ow} = 5$, ruwweg 15% naar de lucht, 30% naar het effluent en 55% met het slib afgevoerd wordt.

4 Pesticiden

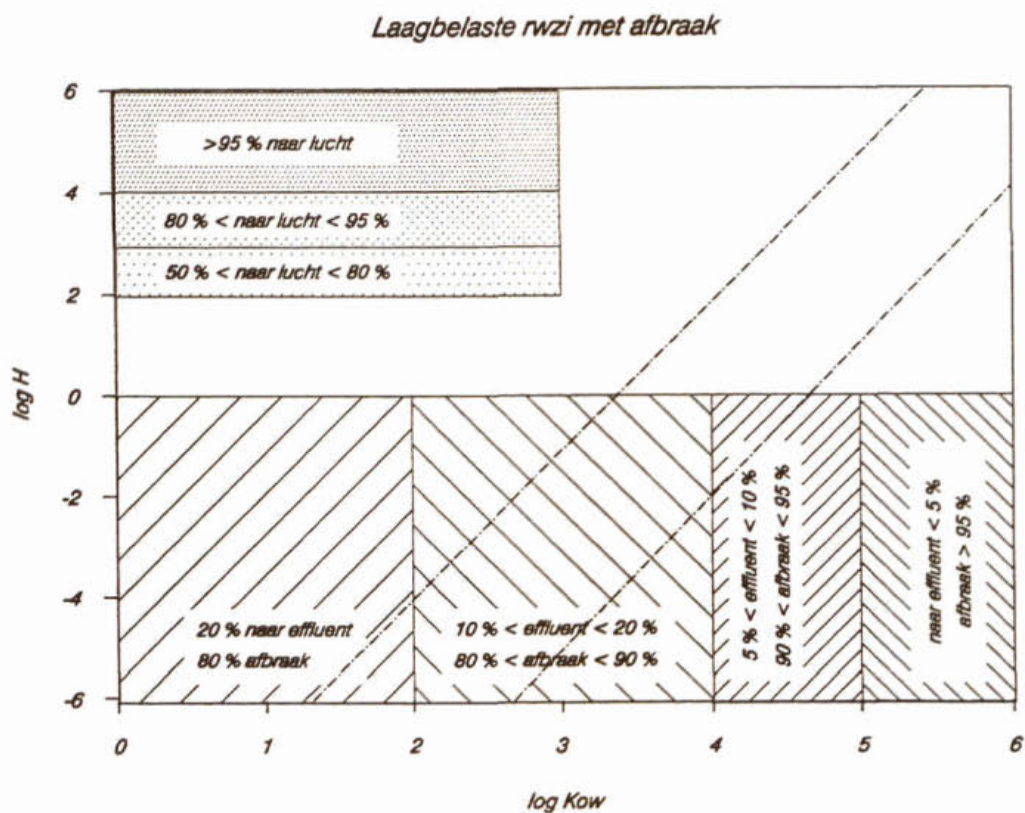
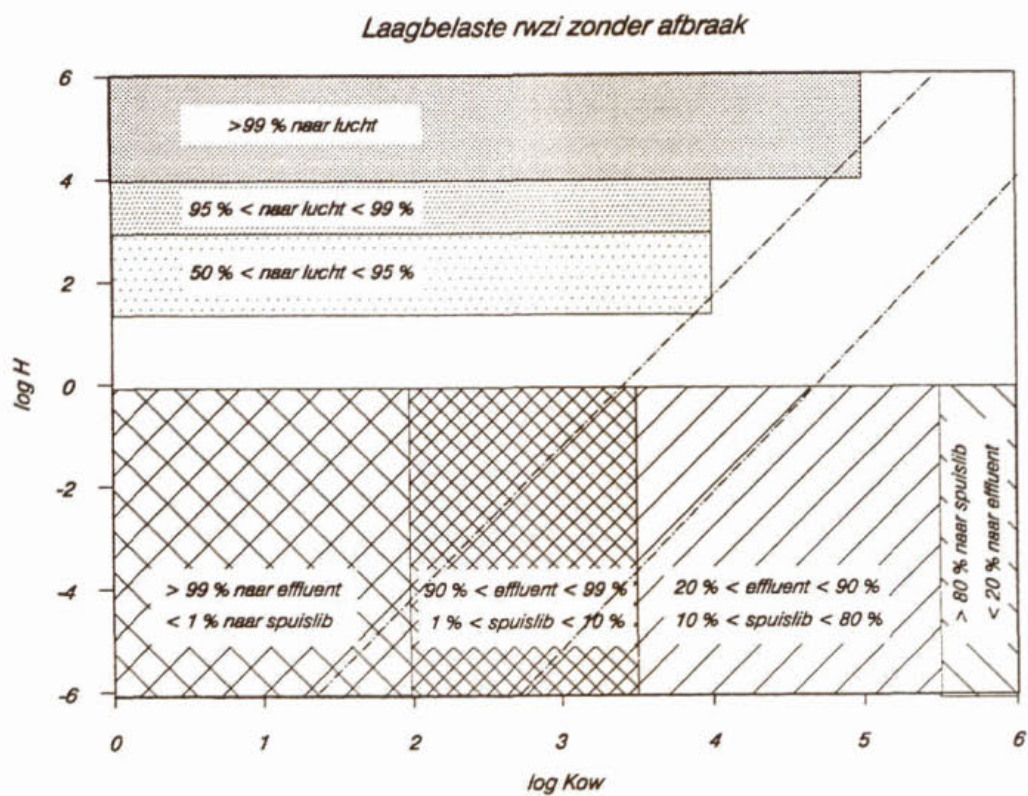
Voor het afbraakgedrag van pesticiden worden afhankelijk van de soort verbindingen uiteenlopende praktijkresultaten gemeld. Het betreft hier zowel het gegeven of een stof afbreekbaar is als de mate waarin afbraak onder rwzi-condities zal optreden.

Voor het beoordelen van het emissiegedrag wordt vooralsnog uitgegaan van het achterwege blijven van afbraak. Op basis van figuur 35a kan vervolgens geconcludeerd worden dat voor niet-vluchtige stoffen met $\log K_{ow} < 3.5$ meer dan 90% met het effluent zal worden afgevoerd.

Voor de persistente chloorhoudende pesticiden ($\log K_{ow} > 4.0$ $\log H > 1.0$) geldt dat op basis van figuur 35a meer dan 50% naar de lucht wordt gestript. Het resterende deel in de waterfase zal bij $\log K_{ow} = 4.0$ voor 70% en bij $\log K_{ow} = 5$ voor 30% met het effluent afgevoerd worden.



Figuur 34 Gedrag van polycyclische aromatische koolwaterstoffen in een rwzi



Figuur 35 Gedrag van pesticiden in een rwzi

5 Evaluatie

5.1 Invloed van dissociatie op het emissiegedrag

De invloed van mogelijke dissociatie van niet-afbreekbare chloorfenolen en pesticiden uit zich in het geval van goed adsorbeerbare verbindingen ($\log K_{ow} > 3.0$) in een sterke verhoging van de emissie naar het effluent.

Voor goed afbreekbare stoffen zal het effect van dissociatie reeds invloed hebben vanaf $\log K_{ow} = 1.0$ zodat de emissie naar het effluent van nagenoeg alle niet-vluchtige verbindingen negatief beïnvloed wordt.

In hoeverre dit effect gecompenseerd wordt door elektrostatische adsorptie aan de geladen fractie van het actief-slib is niet bekend.

5.2 Invloed van afbraak op het emissiegedrag

De afbraak wordt sterk bepaald door de totale (hydraulisch+slib) verblijftijd. Voor veel potentieel afbreekbare microverontreinigingen wordt vaak vergaande afbraak ($> 90\%$) verkregen in laagbelaste installaties met lange sibleeftijden (> 24 dagen).

Voor een hydraulische verblijftijd van 40 hr en een sibleeftijd van 24 dagen kan berekend worden dat de bijbehorende afbraakconstanten variëren van 0,1/hr bij $\log K_{ow} = 2$ tot 0,0002/hr bij $\log K_{ow} = 5$. Voor de meeste stoffen zullen de afbraakconstanten derhalve lager zijn dan de veronderstelde waarde van 0,1/hr, waardoor de bijdrage van afbraak lager zal zijn dan in paragraaf 5.2 is gesteld. Bovendien kan bij een sibleeftijd van 24 dagen als gevolg van de lage groeisnelheid van specifieke bacteriën, uitspoeling optreden waardoor afbraak van microverontreinigingen nagenoeg volledig achterwege zal blijven.

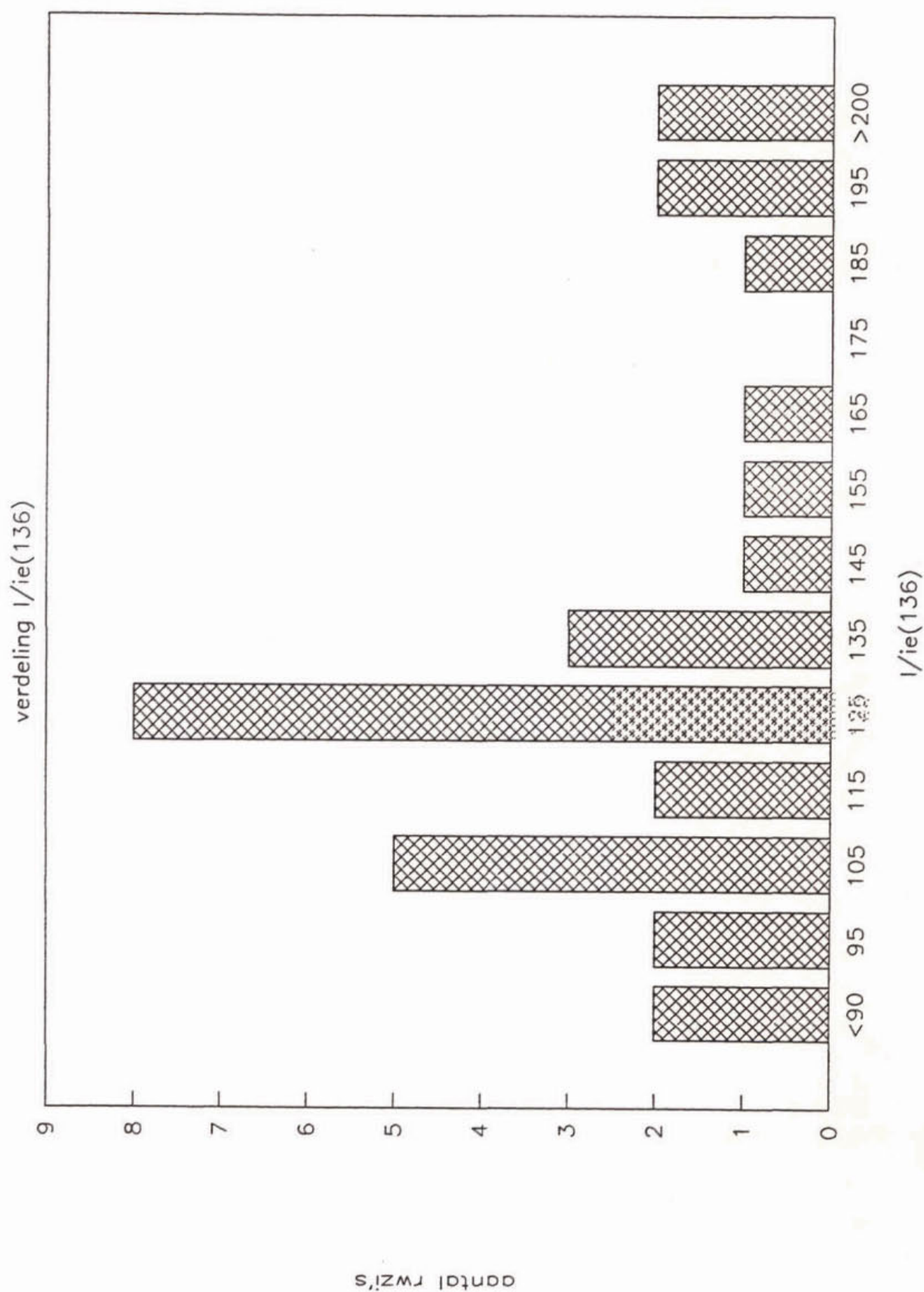
Bijlage 9

Aandeel dun water op rwzi's van HWB, Delfland en
Regge en Dinkel

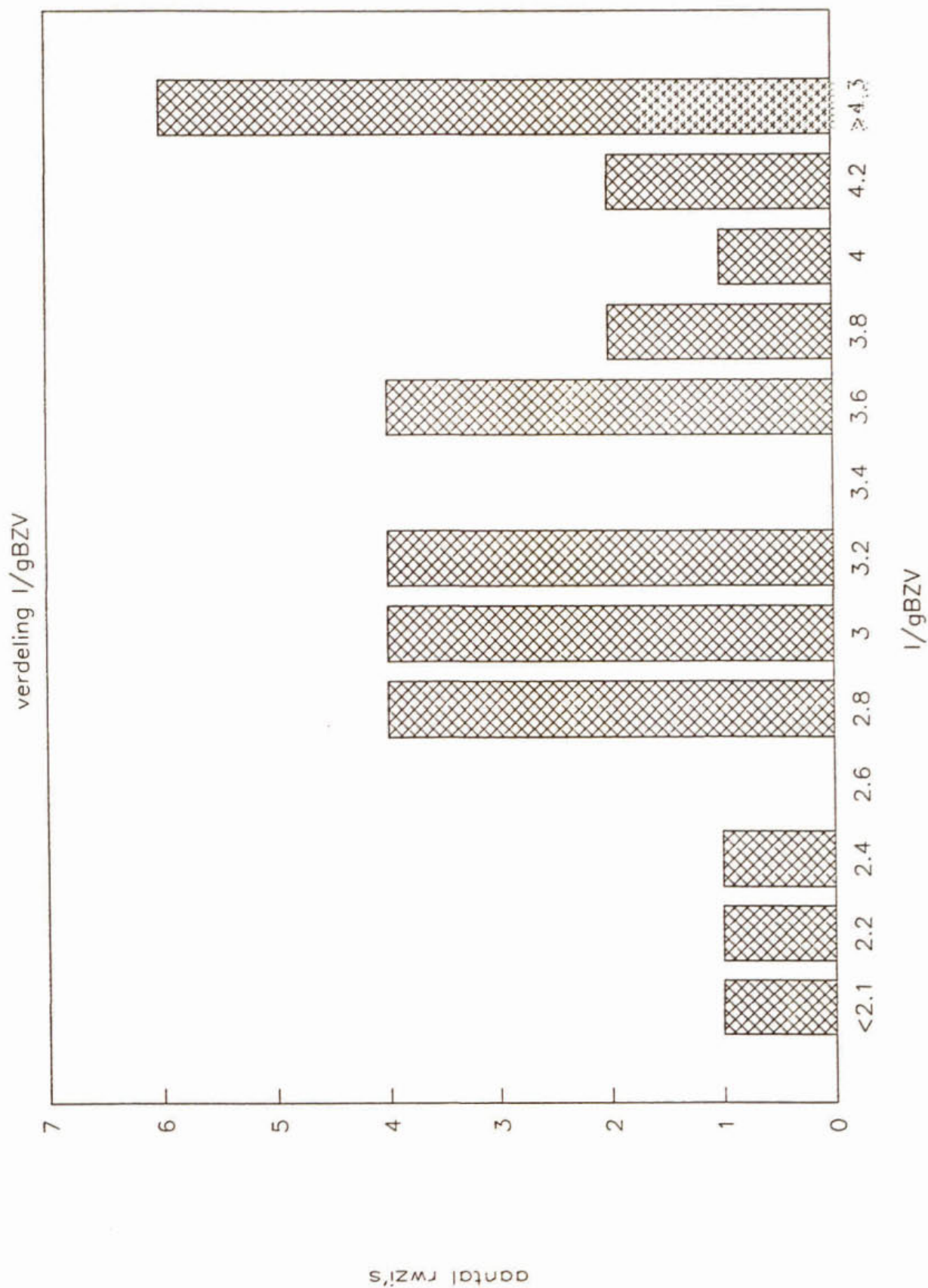
Verwerking van enquête-gegevens

Tabel 25 Verwerking van enquêtegegevens van de rwzi's van HWB, Delfland en Regge en Dinkel

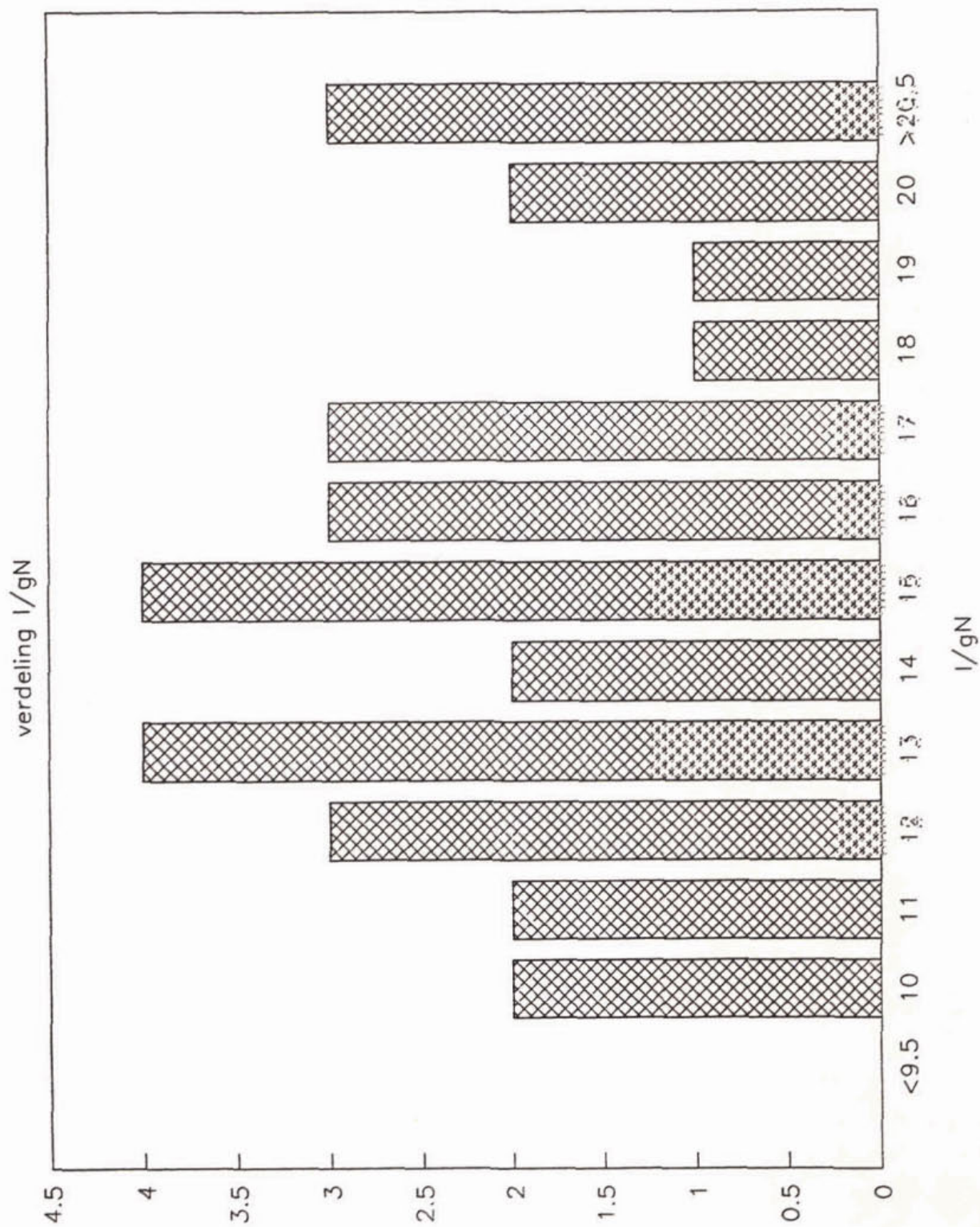
zuivering	belasting				volumestroom		kengetal			
	jaargem				dwa	jaargem	dwa/jaargem.			
HWB	ie136/d	kgBZV/d	kgN/d	kgP/d	m3/d	m3/d	l/ie	l/gBZV	l/gN	l/gP
Waspik	9433	282	77	28	3415	4547	362	12.1	44	122
lageZ	8400	301	68	11	1604	1941	191	5.3	24	146
n.Voss	3346	112	28	4	416	756	124	3.7	15	104
Bath	578253	19802	4637	927	75779	110407	131	3.8	16	82
N'veer	375699	15816	2929	443	58209	83678	155	3.7	20	131
W'wijk	63676	2198	465	70	7980	14091	125	3.6	17	114
D'mond	137794	5234	1080	179	18961	25912	138	3.6	18	106
Kaatsh	45250	1699	406	56	6238	9234	138	3.7	15	111
Chaar	8299	285	66	12	884	1476	107	3.1	13	74
O'drecht	8669	340	64	10	1064	1494	123	3.1	17	106
w'stad	5294	205	44	7	655	1049	124	3.2	15	94
D'oort	11941	464	83	14	1299	2609	109	2.8	16	93
Rijen	109227	4129	624	89	12344	16346	113	3.0	20	139
Riel	4007	150	33	5	409	843	102	2.7	12	82
Halstr	16868	626	128	20	1759	3211	104	2.8	14	88
Putte	6449	235	53	7	581	1222	90	2.5	11	83
Baarle-N	19846	982	129	25	1643	2481	83	1.7	13	66
Alphen	5654	242	44	7	728	907	129	3.0	17	104
Delfland										
Nieuwe waterweg	90000	2450	843	116	10200	15942	113	4.2	12	88
de grote lucht	280000	8807	2514	395	53592	73511	191	6.1	21	136
berkel	14000	485	141	20	1992	2779	142	4.1	14	100
roderijs	3946	135	39	5	408	729	103	3.0	10	82
houtrust	2E+06	46980	14360	2100	186000	247000	124	4.0	13	89
Regge en Dinkel										
Haaksbergen	32485	947	338	33	5504	8784	169	5.8	16	167
Delden	9931	413	172	24	2053	3672	207	5.0	12	86
Alm-S	96815	3236	916	145	17716	25200	183	5.5	19	122
Rijssen	34246	1463	317	43	4256	7560	124	2.9	13	99
Losser	44897	1390	394	68	4356	6168	97	3.1	11	64
Denekamp	30106	1168	257	33	2681	4800	89	2.3	10	81
Alm-v	96312	4386	797	118	12222	17256	127	2.8	15	104



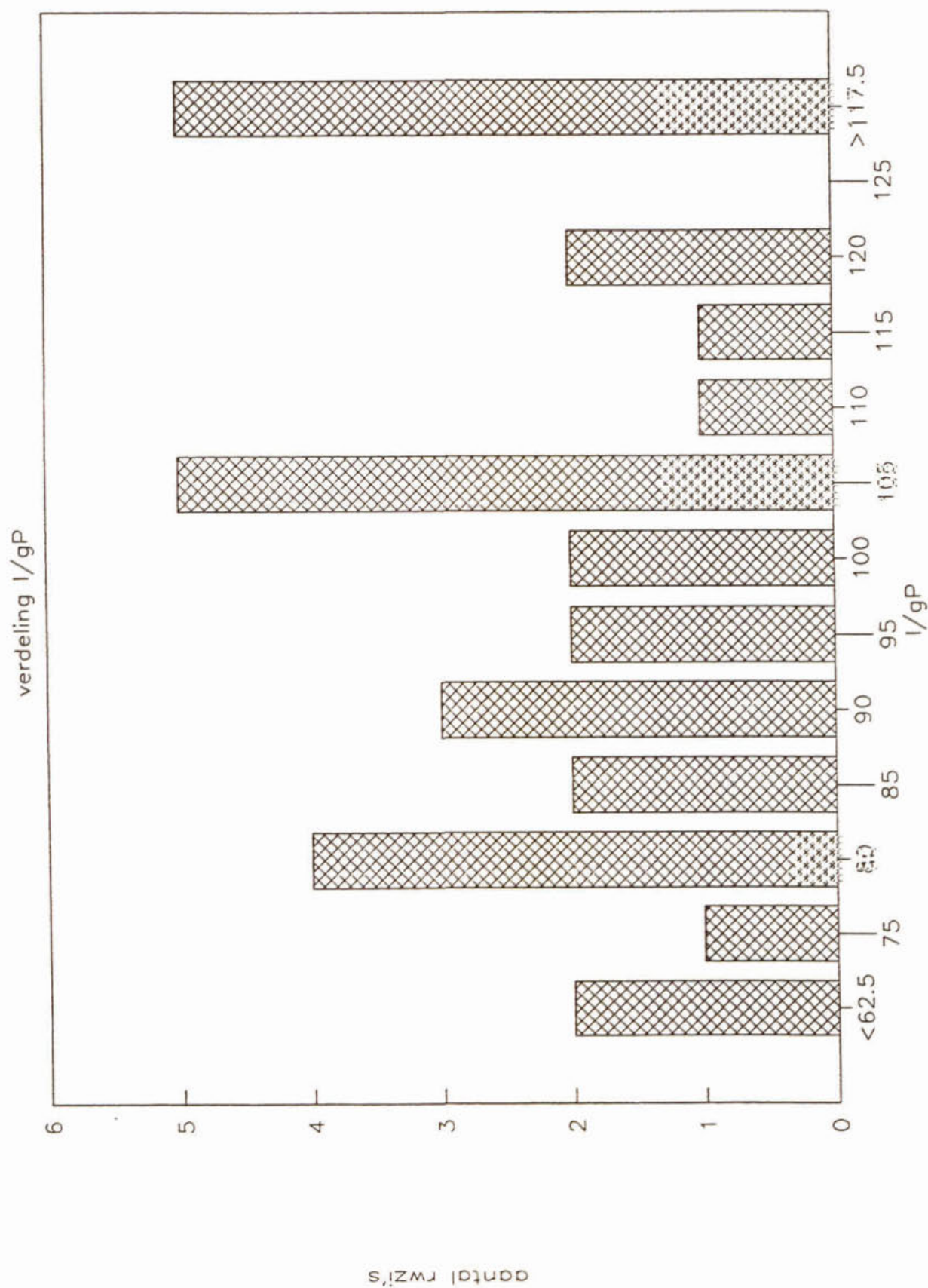
Figuur 36 Verdeling kengetal l/ie voor rwzi's van HWB, Delfland en Regge en Dinkel



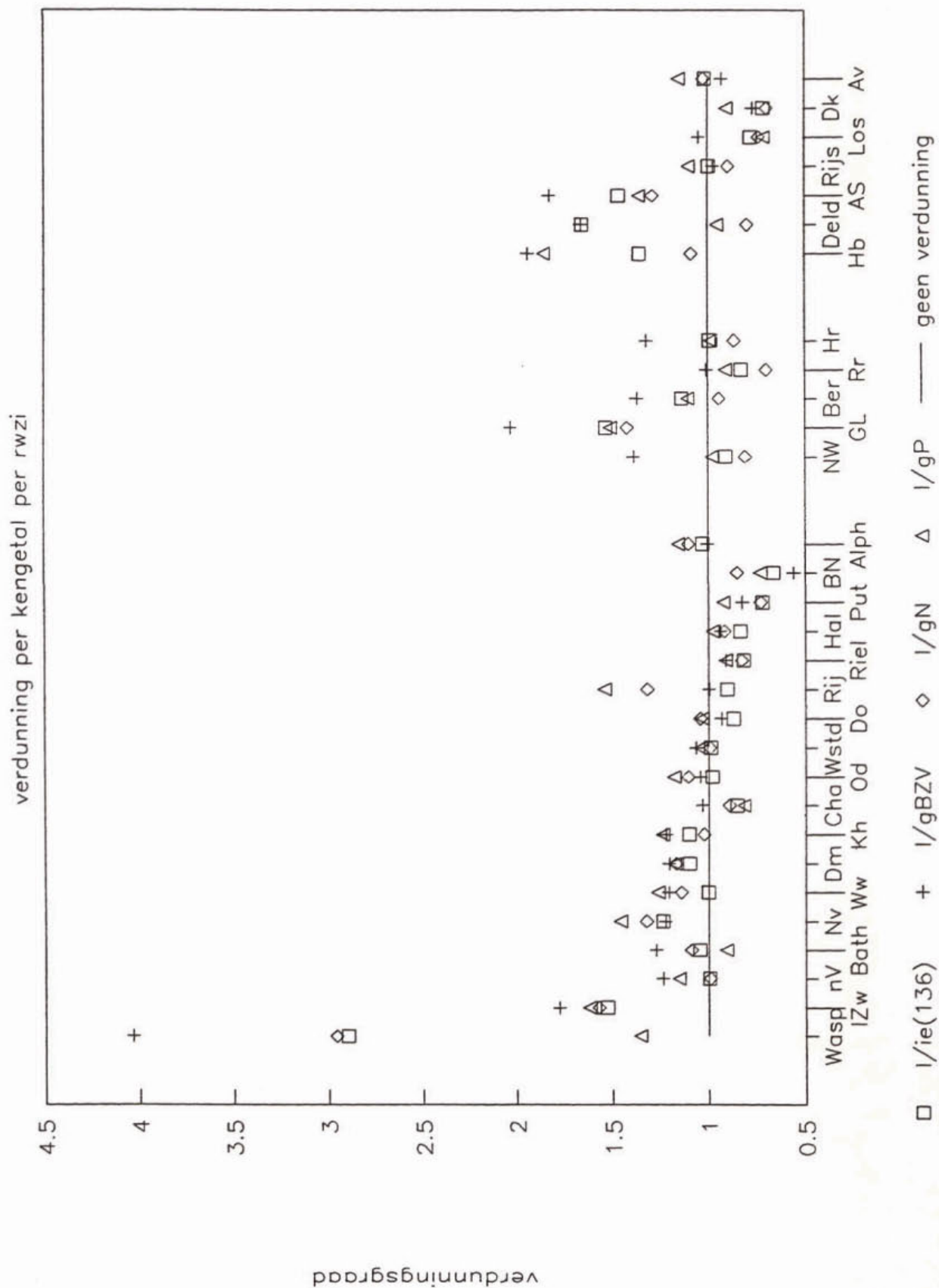
Figuur 37 Verdeling van het kengetal 1/g BZV voor rwzi's van HWB, Delfland en Regge en Dinkel



Figuur 38 Verdeling van het kengetal I/g N voor rwzi's van HWB, Delfland en Regge en Dinkel



Figuur 39 Verdeling van het kengetal I/g P voor rwzi's van HWB, Delfland en Regge en Dinkel



Figuur 40 Verdunning per kengetal voor rwzi's van HWB, Delfland en Regge en Dinkel

Bijlage 10

Identificatie van de dun-waterbronnen op rwzi's van
HWB, Delfland en Regge en Dinkel

Keuze van case-study

Tabel 26 Verdunningsgraad en identificatie van dun-waterbronnen

Selectiecriteria: l/ie > 135

l/g BZV > 3,3

RWZI	DWA	Aandeel dun water		Geïdentificeerde bronnen in m³/d				Geïdent. bronnen
		m³/d	%	ind.	bs	lek	tot	% van tot
HWB								
Waspik	3415	2569	75	1595	0	337	1932	75
Lage Zwaluwe	1604	701	44	0	0	320	320	46
Nieuwveer	58209	10761	18	784	96	2506	3386	31
Dongemond	18961	3259	17	0	0	3179	3179	98
Kaatsheuvel	6238	1141	18	0	0	1146	1146	100
Delfland								
Grote Lucht	53592	27171	51	1712	400	12862	14974	55
Berkel	1992	537	27	-	-	-	-	-
Regge/Dinkel								
Haaksbergen	5504	2664	48	0	653	ng		
Delden	2053	814	40	0	204	ng		
Almelo-Sumpel	17716	8008	45	0	312	ng		

ind. = industrie

bs = bodemsanering

lek = lekwater

ng = niet gegeven. Uit een inventarisatie van Regge en Dinkel voor de rwzi Almelo-Sumpel is evenwel gebleken dat het aandeel lekwater relatief klein is in vergelijking met drainagewater.

Bijlage 11

Technische gegevens van de rwzi Haaksbergen

Technische gegevens

Aantal vervuilingseenheden	25.000	(17.000 inw./8.000 ind.)
DWA	370	m ³ /h
RWA	1.600	m ³ /h

Grofvuilrooster

Maximale volumestroom	1.600	m ³ /h
Staafafstand	15	mm

Influentgemaal

Aantal vijzels	2	
Volumestroom per vijzel	370/800	m ³ /h

Zandvanger

Maximale volumestroom	800	m ³ /h (de rest wordt gebypassed)
Oppervlaktebelasting	27	m ³ /m ² .h
Oppervlakte	30	m ²

Contacttank

DWA	370	m ³ /h
Retourslibvolumestroom bij DWA	490	m ³ /h
Totaal debiet bij DWA	860	m ³ /h
Verblijftijd bij DWA	10	minuten
Inhoud	135	m ³

Beluchtingstanks

Aantal	2	
Inhoud totaal	6.250	m ³
Oppervlakte totaal	1.790	m ²
Luchtinbreng totaal	3.950	Nm ³ /h
Slibgehalte	4,0	gr d.s./l

Nabezinktanks

Aantal	2	
Inhoud totaal	4.269	m ³ /h
Diameter	36,80	m
Oppervlaktebelasting	0,75	m ³ /m ² .h

Retourslibgemaal

Aantal vijzels	2	
Volumestroom per vijzel	245/545	m ³ /h

Indikker

Inhoud	126	m ³
Diameter	7,30	m ³
Kantdiepte	3	m

Slibbuffertanks

Aantal	4	
Inhoud totaal	2.800	m ³
Buffertijd (ca.)	90	dagen

Slibdroogbedden

Netto-oppervlakte	10.000	m ²
-------------------	--------	----------------

De slibdroogbedden worden alleen in geval van calamiteiten gebruikt

Bijlage 12

Parameterinstelling van het SIMBA-model

Parameterinstelling van het SIMBA-model voor en na parametercalibratie

In eerste instantie is een simulatie uitgevoerd met de initiële parameterinstelling (SIMBA 2.1: user's guide). Vervolgens zijn de resultaten van deze simulatie vergeleken met metingen van het waterschap Regge en Dinkel, waarna de parameterinstelling van het model zodanig is aangepast, dat de resultaten van de simulatie redelijk overeenkomen met de meetresultaten. In de onderstaande tabel zijn zowel de initiële parameterinstelling voor 10°C als de veranderingen hieraan gespecificeerd.

Tabel 27 Overzicht van parameters voor en na calibratie

reden	initieel voor 10°C	aangepast
Y_h	groeiopbrengst heterotrofen	0.67
Y_s	groeiopbrengst nitrificeerders	0.24
i_{nh}	N-inhoud biomassa	0.086
i_{xp}	N-inhoud van lysisproducten	0.06
f_p	fractie biomassa dat wordt omgezet in X_p	0.08
$\mu_{h,max}$	maximale groeisnelheid heterotrofen	3.01
K_s	verzadigingsconstante snel afbreekbaar substraat	20
K_{OH}	zuurstof verzadigingsconstante voor heterotrofen	0.20
K_{NO}	nitraat verzadigingsconstante voor heterotrofen	0.5
b_h	sterfte coëfficiënt heterotrofen	0.21
b_s	sterfte coëfficiënt autotrofen	0.056
η_s	correctiefactor voor groei onder anoxische condities	0.80
η_h	correctie voor hydrolyse onder anoxische condities	0.40
k_p	maximale hydrolysesnelheid	1.0
K_X	verzadigingsconstante voor hydrolyse van X_s	0.001
$\mu_{max,aut}$	maximale groeisnelheid autotrofen	0.80
K_{NH}	verzadigingsconstante ammonium voor nitrificeerders	1.00
$K_{O,A}$	zuurstof verzadigingsconstante voor nitrificeerders	0.40
k_a	ammonificatiesnelheid	0.040
$K_{alk,H}$	verzadigingsconstante alkaliteit voor heterotrofen	0.10
$K_{alk,A}$	verzadigingsconstante alkaliteit voor nitrificeerders	0.25
$K_{O,an}$	verzadigingsconstante zuurstof voor anaërobe hydrolyse	0.20
$\eta_{H,an}$	correctie voor anaërobe hydrolyse	0.65
K_{NHNO}	verzadigingsconstante voor N-opname voor biomassa-voerming	0.10
1) NV staat voor Niet Veranderd		

Bijlage 13

Meetprogramma op de rwzi Haaksbergen voor het
vaststellen van invoergegevens van het SIMBA-model

Meetprogramma rwzi Haaksbergen

Influentanalyses, etmaal-monsters

Gehomogeniseerde ongefiltreerde etmaal-monsters van het influent van de rwzi worden geanalyseerd op de volgende parameters:

- 1 CZV;
- 2 nitraat;
- 3 nitriet;
- 4 Kjehldahl stikstof;
- 5 ammonia;
- 6 asgehalte;
- 7 drogestof;
- 8 alkaliteit;
- 9 vluchtige vetzuren;
- 10 pH;
- 11 totaal fosfaat en orthofosfaat;
- 12 CZV-fracties en oplosbare organisch gebonden stikstof.

De fracties bezinkbaar CZV, colloidaal CZV en opgelost CZV zijn bepaald volgens het STOWA-voorschrift "Methode van eenvoudige influentkarakterisering voor het IAWQ-model" [20]. Hiernaast is oplosbaar CZV ook op de navolgende wijze gemeten [25]:

Aan 100 ml afvalwater wordt 1 ml zinksulfaat-oplossing (100 g/l) toegevoegd. Na 1 min mengen wordt de pH met 6 M NaOH op 10,5 gesteld. De hoeveelheid toegevoegde NaOH bedraagt x ml.

Nadat de vlokken zijn uitgezakt, worden van het bovenstaande water monsters genomen, waaraan een CZV-bepaling wordt gedaan. De hoeveelheid oplosbaar CZV in het afvalwater bedraagt:

$$\frac{CZV_{\text{gemeten}} \cdot (100 + 1 + x)}{100}$$

Aan het bovenstaande water worden totaal-stikstof en ammonia gemeten. Bij de concentratie stikstof in het afvalwater wordt op dezelfde wijze rekening gehouden met de verdunning als bij de berekening van het oplosbaar CZV.

- 13 De fractie totaal inert onoplosbaar CZV en de fractie totaal biologisch afbreekbaar CZV worden bepaald door middel van een BZV₅ en BZV₁₀ in aanwezigheid van een nitrificatieremmer. De BZV-bepaling wordt in triplo uitgevoerd. Eventueel wordt de BZV₅ opnieuw belucht en de beginzuurstofconcentratie opnieuw vastgesteld.
De fractie totaal inert CZV is totaal CZV minus de geëxtrapoleerde waarde van de BZV₅ en BZV₁₀, waarbij nauwelijks meer zuurstof wordt gebruikt.
- 14 Zuurstofverbruiksnelheden.

Benodigdheden:

- 1 influent (etmaal-monster)
- 2 slib uit de rwzi Haaksbergen
- 3 nitrificatieremmer
- 4 reactievat dat op een constante temperatuur gehouden kan worden
- 5 zuurstofelektrode

Vier delen slib worden gemengd met een deel influent in het reactievat. Hieraan wordt de nitrificatieremmer toegevoegd (allylthioureum 2,5 mg/l). Het reactievat wordt intermitterend belucht. Gedurende de onbeluchte fase wordt de zuurstofverbruiksnelheid bepaald (g zuurstofverbruik/uur.liter).

Analyses van slib uit de beluchtingstanks

Aangenomen wordt dat één beluchtingstank representatief is. Aan het slib van de meetdag worden de volgende metingen gedaan:

- 1 drogestof
- 2 SVI
- 3 asgehalte
- 4 CZV-bepaling volgens standaard voorschriften
- 5 totaal-stikstof in het slib: 10 ml slib wordt gecentrifugeerd en twee keer gewassen met gedemineraliseerd water waardoor ammonium verwijderd wordt. Het slib wordt opgenomen in gedemineraliseerd water tot een concentratie waarbij totaal stikstof meetbaar is. Een drogestofbepaling van dit slib geeft de hoeveelheid slib als g N/g drogestof.
- 6 fosfaatgehalte in het slib en fosfaatafgifte met natriumacetaat (slib in een afgesloten vaatje incuberen met en zonder 1 g/l acetaat gedurende 24 uur).

Analyses van het effluent

Aan homogene etmaal-monsters van het effluent worden de volgende metingen verricht:

- 1 CZV
- 2 BZV (5 en 10 dagen met nitrificatieremmer)
- 3 ammonia
- 4 Kjehldahl stikstof
- 5 nitraat
- 6 nitriet
- 7 drogestof en CZV van de zwevende stof
- 8 alkaliteit
- 9 pH
- 10 fosfaat (totaal plus orthofosfaat).

Overige analyses

Nitraatbepaling aan het effluent van de slibbuffers.

Metingen aan de zuivering

- 1 debietvariatie;
- 2 zuurstof;
- 3 inschatting van interne stikstofstromen (calciumnitraat toevoeging);
- 4 temperatuurvariatie;
- 5 spuislibonttrekking (kg/dag).

Bijlage 14

Beschrijving van de modellering van de rwzi Haakbsergen

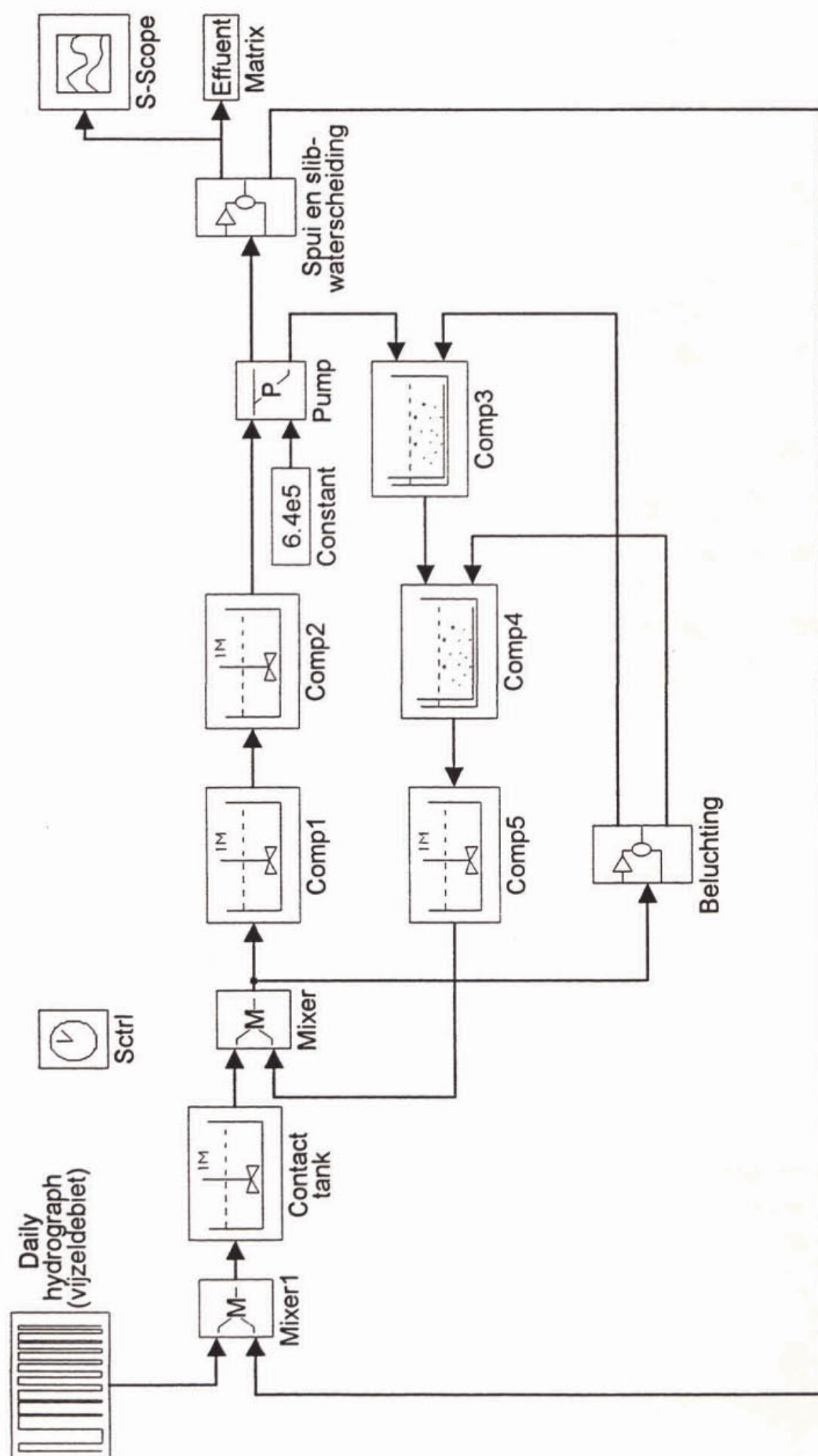
Beschrijving van de modellering van de rwzi Haaksbergen

In figuur 41 is het SIMBA model, waarmee de simulaties zijn uitgevoerd, schematisch weergegeven.

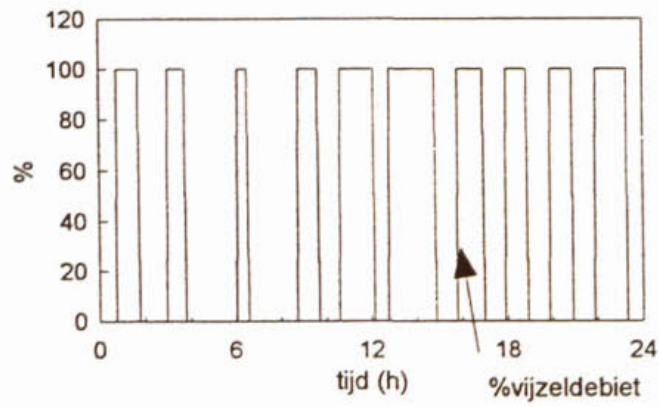
Het influenttoevoerpatroon is gebaseerd op het gemeten effluentdebiet van 4 augustus 1995 (figuur 42). Wijzigingen in het influentpatroon zijn gemodelleerd door het aanpassen van de looptijd van de vizels. De beluchtingstank kan op basis van tijdconstanten van de verschillende processen worden beschouwd als compleet gemengd met uitzondering van de zuurstofconcentratie, waarvoor een duidelijke gradiënt bestaat [26, 27]. Om deze reden is de beluchtingstank gemodelleerd in de vorm van vijf compleet gemengde tanks. In twee van deze tanks wordt de lucht ingebracht. De tanks hebben elk een volume van 650 m^3 , overeenkomend met het gedeelte van de beluchtingstank, waarin zich de beluchtingselementen bevinden. Benedenstrooms van deze tanks volgt een onbeluchte tank met een volume van 269 m^3 , overeenkomend met de bocht van het omloopsysteem. Het influent wordt na deze tank toegevoegd en zuurstof wordt gemeten. Hierna volgen twee anoxische tanks met een volume van 795 m^3 . Vanuit de laatste anoxische tank stroomt het slibwater naar de bezinktank en worden slib en water naar de eerste beluchtingstank gerecirculeerd.

De luchtinbreng is als volgt gemodelleerd. Minimale beluchting treedt altijd op ($8.400 \text{ m}^3/\text{h} = 16,5\%$). Wanneer de zuurstofconcentratie gedurende een half uur lager is dan $0,1 \text{ mg/l}$, wordt met 33% van de geïnstalleerde capaciteit belucht. Blijft de zuurstofconcentratie gedurende het volgende half uur nog steeds beneden $0,1 \text{ mg/l}$, dan wordt de beluchting op $66,7\%$ van de capaciteit geschakeld. Maximale beluchting treedt op wanneer gedurende het volgende half uur nog steeds een zuurstofconcentratie van $0,1 \text{ mg/l}$ gemeten wordt. Verlaging van de luchttoevoer vindt volgens eenzelfde patroon plaats.

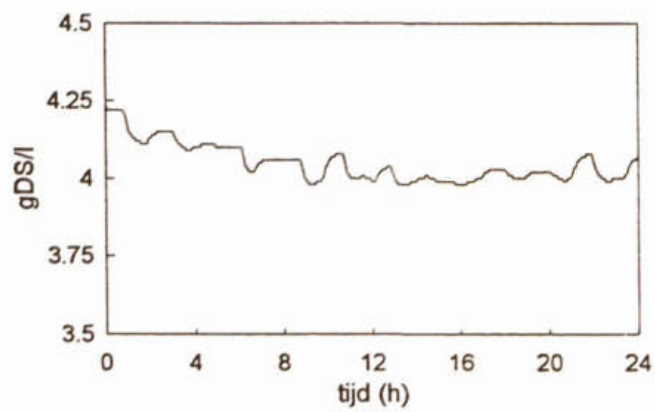
In het SIMBA model wordt de samenstelling van de retourslib- en de effluentstroom berekend in het subsysteem "Slib-waterscheiding". In dit subsysteem wordt in eerste instantie het drogestofgehalte bepaald. Er wordt spuislib onttrokken wanneer dit gehalte boven het setpoint van 4 g/l ligt. Uit figuur 43 blijkt dat het drogestofgehalte inderdaad op 4 g/l wordt geregeld.



Figuur 41 Schema van de SIMBA-modelsimulatie voor de rwzi Haaksbergen



Figuur 42 Voorbeeld van het verloop van het vijzeldebiet gedurende een dag



Figuur 43 Verloop van de drogestofconcentratie gedurende een dag

Bijlage 15

**Invloed van dun water op de jaarlijkse lozingsvrachten
van organische microverontreinigingen op de
rwzi Haaksbergen**

Tabel 28 Invloed van dun water op de jaarlijkse lozingsvrachten van organische microverontreinigingen op de rwzi Haaksbergen

	Afvoer met effluent			Afvoer met slib			Afvoer met lucht			Afbraak		
	onverdund	verdund	verschil	onverdund	verdund	verschil	onverdund	verdund	verschil	onverdund	verdund	verschil
PAK												
Fenanthreen	0.268	0.271	0.004	0.646	0.342	-0.304	1.977	1.045	-0.932	97.8	99.1	1.232
Pyreen	0.122	0.123	0.001	1.080	0.567	-0.513	0.039	0.020	-0.019	80.2	80.7	0.531
Fluorantheen	0.097	0.101	0.003	1.147	0.621	-0.526	0.151	0.082	-0.069	16.7	17.3	0.591
Chryseen	0.031	0.041	0.009	0.570	0.403	-0.167	0.024	0.017	-0.007	0.7	0.9	0.165
Pesticiden												
g-BCH	0.059	0.081	0.021	0.014	0.014	-0.000	116.2	115.8	-0.376	0.871	1.226	0.354
RCB	0.002	0.003	0.001	0.013	0.013	-0.000	0.456	0.451	-0.006	0.012	0.017	0.005
Aldrin	0.001	0.001	0.000	0.005	0.005	-0.000	381.2	381.2	-0.001	0.003	0.004	0.001
PCB												
PCB 28	0.001	0.001	0.000	0.006	0.005	-0.000	0.052	0.051	-0.002	0.003	0.005	0.002
PCB 101	0.000	0.000	0.000	0.006	0.005	-0.000	0.027	0.027	-0.000	0.001	0.001	0.000
PCB 138	0.000	0.000	0.000	0.008	0.008	-0.000	0.098	0.098	-0.000	0.000	0.000	0.000
PCB 153	0.000	0.000	0.000	0.008	0.008	-0.000	0.046	0.046	-0.000	0.000	0.000	0.000
VOC1												
1,2-Dichlooretheen	-	0.41	0.41	-	0.003	0.003	-	2.33	2.33	-	0.75	0.75
Trichlooretheen	-	0.21	0.21	-	0.002	0.002	-	2.85	2.85	-	0.44	0.44
Tetrachlooretheen	-	0.07	0.07	-	0.002	0.002	-	3.06	3.06	-	0.37	0.37

- = niet aanwezig

Bijlage 16

Dimensionering van de rwzi Haaksbergen met en zonder dun water

I DIMENSIONERING VAN DE RWZI HAAKSBERGEN MET EN ZONDER DUN WATER UITGAANDE VAN NIEUWBOUW

Dimensionering procesonderdelen	eenheid	zonder dun water	met dun water
1 Grofvuilrooster			
maximale volumestroom	m ³ /h	1.600	1.710
staafafstand	mm	15	15
mechanisch gereinigd			
2 Influentgemaal			
droogweeraanvoer	m ³ /h	370	480
regenweeraanvoer	m ³ /h	1.600	1.710
aantal vijzels		2	2
volumestroom per vijzel	m ³ /h	370/800	480/855
3 Zandvanger			
maximale volumestroom (50% by-pass)	m ³ /h	800	855
oppervlaktebelasting	m ³ /m ² .h	27	29
oppervlakte	m ²	30	30
4 Contacttank			
droogweeraanvoer	m ³ /h	370	480
retourslibvolumestroom bij d.w.a.	m ³ /h	490	490
totaal debiet bij d.w.a.	m ³ /h	860	970
verblijftijd bij d.w.a	min.	10	10
inhoud m ³	135	161	
5 Beluchtingstanks			
BZV-belasting			
25.000 ie à 0,054 kg/ ie.d =	kg/d	1.350	1.350
BZV-belasting	kg/kg.d	0,054	0,031
slibhoeveelheid	kg	25.000	44.000
slibgehalte	kg/m ³	4	4
inhoud totaal	m ³	6.250	11.000
aantal tanks		2	2
inhoud per tank	m ³	3.125	5.500
kanaaldiepte	m	3,5	4
kanaalbreedte	m	7	8
oppervlakte per tank	m ²	895	1.375
<i>N-balans</i>			
aanvoer:			
25.000 ie à 0,01 kg/N ie.d	kg/d	250	250
opgenomen in spuislib:			
0,06x25.000x0,05	kg/d	75	75
te nitrificeren	kg/d	175	175

Dimensionering procesonderdelen	eenheid	zonder dun water	met dun water
<i>Benodigde zuurstof</i>			
substraatademhaling 0,5x1.350	kg/d	675	675
endogene ademhaling: 0,06x25.000 resp. 0,06x44.000	kg/d	1.500	2.640
nitrificatie 4,57x175	kg/d	<u>800</u>	<u>800</u>
	kg/d	2.975	4.115
correctie drijvende kracht (x10/(10-1))	kg/d	3.305	4.572
piekfactor (x1,1)	kg/d	3.636	5.029
OC	kg/h	152	210
OC/load	kg/kg	2,7	3,7
specifieke zuurstofinbreng in afvalwater	kg/m ³ .m	0,012	0,012
inblaasdiepte	m	3,2	3,7
benodigde luchtvolumestroom	m ³ /h	3.950	4.730
aantal compressoren		4	4
luchtvolumestroom per compressor	m ³ /h	2x660	2x830
		2x1.320	2x1.660
maximale belasting beluchttingsbuizen	m ³ /m.h	9	9
benodigde lengte beluchttingsbuizen	m	440	525

6 Nabezinktanks

Uitgangspunten

totale slibhoeveelheid	kg	25.000	44.000
slibgehalte bij d.w.a	kg/m ³	4	4
slibvolume-index	ml/g	150	150
maximale volumestroom totaal	m ³ /h	1.600	1.710
aantal tanks		2	2
maximale volumestroom per tank	m ³ /h	800	855
vrijwaterhoogte	m	1,7	1,7
kantdiepte	m	2	2

Dimensionering

slibgehalte bij maximale volumestroom	kg/m ³	3,2	3,4
slibvolume	l/m ³	480	504
toelaatbare slibvolumebelasting	l/m ² .h	360	368
oppervlaktebelasting	m ³ /m ² .h	0,75	0,73
oppervlakte per nabezinktank	m ²	1.065	1.171
diameter	m	36,8	38,6
benodigde slibbuffering per nabezinktank	kg	2.500	3.520
beschikbare slibbuffering per nabezinktank	kg	2.765	3.780

Dimensionering procesonderdelen

eenheid	zonder dun water	met dun water
---------	---------------------	------------------

inhoud totaal	m ³	4.260	4.684
minimale verblijftijd	h	2,7	2,7
mesbelasting maximaal	m ³ /m.h	6,9	7,0

8 Retourslibgemaal

retourslibverhoudingen	d.w.a	1x	1x
	r.w.a	2/3x	2/3x
aantal vijzels		2	2
volumestroom per vijzel	m ³ /h	245/545	245/570

II DIMENSIONERING VAN DE UITBREIDING RWZI HAAKSBERGEN UIT- GAANDE VAN DE BESTAANDE SITUATIE

Dimensionering procesonderdelen	eenheid	belasting bestaande installatie	uitbreiding
1 Grofvuilrooster			
maximale volumestroom	m ³ /h	1.710	
staafafstand	mm	15	
mechanisch gereinigd			
2 Influentgemaal			
droogweeraanvoer	m ³ /h	480	
regenweeraanvoer	m ³ /h	1.710	
aantal vijzels		2	
volumestroom per vijzel	m ³ /h	480/855	
3 Zandvanger			
maximale volumestroom (50% by-pass)	m ³ /h	855	
oppervlaktebelasting	m ³ /m ² .h	29	
oppervlakte	m ²	30	
4 Contacttank			
droogweeraanvoer	m ³ /h	270	210
retourslibvolumestroom bij d.w.a.	m ³ /h	280	210
totaal debiet bij d.w.a.	m ³ /h	550	420
verblijftijd bij d.w.a	min.	15	15
inhoud	m ³	135	105
5 Beluchtingstanks			
BZV-belasting			
25.000 ie à 0,054 kg/ ie.d =	kg/d	770	580
BZV-belasting	kg/kg.d	0,031	0,031
slibhoeveelheid	kg	25.000	19.000
slibgehalte	kg/m ³	4	4
inhoud totaal	m ³	6.250	4.750
aantal tanks		2	1
inhoud per tank	m ³	3.125	4.750
kanaaldiepte	m	3,5	4
kanaalbreedte	m	7	8
oppervlakte per tank	m ²	895	1.188
<i>N-balans</i>			
aanvoer:			
25.000 ie à 0,01 kg/N ie.d	kg/d	140	110
opgenomen in spuislib:			
0,06x25.000x0,05	kg/d	42	33
te nitrificeren	kg/d	98	77

Dimensionering procesonderdelen	eenheid	belasting bestaande installatie	uitbreiding
<i>Benodigde zuurstof</i>			
substraatademhaling 0,5xBZV-vracht	kg/d	385	290
endogene ademhaling: 0,06x25.000 resp. 0,06x19.000	kg/d	1.500	1.140
nitrificatie 4,57xN-vracht	kg/d	<u>448</u>	<u>352</u>
	kg/d	2.333	1.782
correctie drijvende kracht (x10/(10-1))	kg/d	2.592	1.980
piekfactor (x1,1)	kg/d	2.851	2.178
OC	kg/h	120	90
specifieke zuurstofinbreng in afvalwater	kg/m ³ .m	0,012	0,012
inblaasdiepte	m	3,2	3,7
benodigde lucht volumestroom	m ³ /h	3.200	2.000
geïnstalleerde lucht volumestroom	m ³ /h	3.950	
aantal compressoren		4	3
lucht volumestroom per compressor	m ³ /h	2x660 2x1.320	1.000
maximale belasting beluchtingsbuizen	m ³ /m.h	9	9
benodigde lengte beluchtingsbuizen	m	440	220

6 Nabezinktanks

Uitgangspunten

totale slibhoeveelheid	kg	25.000	44.000
slibgehalte bij d.w.a	kg/m ³	4	4
slibvolume-index	ml/g	125	125
maximale volumestroom totaal	m ³ /h	1.600	1.710
aantal tanks		2	2
maximale volumestroom per tank	m ³ /h	800	855
vrijwaterhoogte	m	1,7	1,7
kantdiepte	m	2	2

Dimensionering

slibgehalte bij maximale volumestroom	kg/m ³	3,4
slibvolume	l/m ³	425
toelaatbare slibvolumebelasting	l/m ² .h	342
oppervlaktebelasting	m ³ /m ² .h	0,80
oppervlakte per nabezinktank	m ²	1.065
diameter	m	36,8
benodigde slibbuffering per nabezinktank	kg	3.300
beschikbare slibbuffering per nabezinktank	kg	3.364

Dimensionering procesonderdelen		eenheid	belasting bestaande installatie	uitbreiding
inhoud totaal		m ³	4.260	
minimale verblijftijd		h	2,5	
mesbelasting maximaal		m ³ /m.h	7,4	
8 Retourslibgemaal				
retourslibverhoudingen		d.w.a	1x	1x
		r.w.a	2/3x	2/3x
aantal vijzels			2	2
volumestroom per vijzel		m ³ /h	245/545	

Bijlage 17

Specificatie van de extra energiekosten voor de
rwzi Haaksbergen ten gevolge van dun water

Extra energiekosten voor de rwzi Haaksbergen ten gevolge van dun water

- 1 Extra pompkosten
 - * influentvijzels
extra per jaar: $365 \times 2.600 \text{ m}^3/\text{d} = 949.000 \text{ m}^3/\text{jaar}$
verbruik $15 \text{ w}/\text{m}^3$. Totaal extra 14.200 kWh
 - * retourslibvijzels
extra per jaar: $365 \times 2.600 \text{ m}^3/\text{d} = 949.000 \text{ m}^3/\text{jaar}$
verbruik $10 \text{ w}/\text{m}^3$. Totaal extra 9.500 kWh .
- 2 Extra beluchtingskosten
Extra O_2 -behoefte per dag:
 $5029 - 3636 = 1393 \text{ kg O}_2/\text{dag} = 508.600 \text{ kg O}_2/\text{jaar}$
Zuurstofinbrengrendement $2 \text{ kg O}_2/\text{kWh}$
Totaal extra $508.600 \times 0,5 = 254.300 \text{ kWh}$

Totaal benodigde extra energie is 263.800 kWh/j

Bijlage 18

Kostenberekening voor de waterzuivering van organische microverontreinigingen en zware metalen

Kostenberekening van waterzuivering met verwijdering van zware metalen en organische microverontreinigingen

Uitgangspunten

Voor de toe te passen zuiveringstechnieken zijn conform de opzet van de kostenberekening in de RIZA-studie de volgende uitgangspunten gehanteerd [19]:

- een overheadfactor van 1,90 (BTW, onvoorzien, advieskosten en dergelijke berekend over de bouwkosten);
- aankoop van grond is niet bij de berekening in beschouwing genomen.

De exploitatiekosten zijn opgebouwd uit de volgende onderdelen:

- kapitaalslasten;
- onderhoud;
- energie;
- grondstoffen;
- reststoffenverwerking;
- bedienings- en beheerskosten.

De investeringskosten van de toe te passen zuiveringstechnieken zijn vastgesteld door middel van interpolatie van de investeringskosten uit de RIZA-studie, terwijl voor de variabele kosten zoals grondstoffen- en energieverbruik is uitgegaan van evenredigheid met de jaarlijks behandelde hoeveelheid effluent.

Kapitaalslasten en onderhoud

In tabel 29 staan de uitgangspunten voor de kapitaalslasten en de onderhoudskosten vermeld.

Tabel 29 Uitgangspunten voor de kapitaalslasten en onderhoudskosten

Kostenpost	afschrijving (jaar)	onderhoud ¹ (%)
Civiele werken	30	0,5
Mechanische werken	15	2,0
Elektrotechnische werken	15	2,0
Membranen	5	4,0

¹⁾ De onderhoudskosten zijn berekend als percentage van de bouwkosten

Bij de exploitatiekostenberekeningen is uitgegaan van een rente van 8%.

Energie

Bij de berekening van de energiekosten is gerekend met een gemiddeld energieverbruik van de zuiveringstechnieken. Voor de kostprijs is uitgegaan van f 0,15 per kWh (exclusief omzetbelasting).

Grondstoffen

Voor de chemicaliën is uitgegaan van de volgende kosten (exclusief omzetbelasting)

Tabel 30 Grondstofkosten

Grondstof	eenheid	prijs
ijzerchloride (40%)	f/ton	500
actief-kool	f/m ³	900

Reststofverwerkingskosten

Deze kosten bestaan uit de volgende onderdelen:

- Brijnverwerking:
 - . er is uitgegaan van verdamping met behulp van stoom;
 - . de kosten bedragen f 25,— per m³ verdampt water.
- Actief-koolafvoer
 - . er is uitgegaan van een nat soortelijke gewicht van 1.000 kg/m³ actief-kool;
 - . voor verwerking wordt uitgegaan van verbranding;
 - . de verwerkingskosten bedragen f 1.000,— per m³ afgevoerde actief-kool.
- Coagulatieslib van terugspoelen uit vlokfilter
 - . voor de slibproductie wordt uitgegaan van 1 ton ijzerslib per ton gedoseerd ijzerchloride;
 - . het drogestofgehalte bedraagt 35%;
 - . de stortkosten worden geraamd op f 200,—/ton nat slib.

Bedienings- en beheerkosten

De overige kosten zijn opgebouwd uit de volgende onderdelen:

- bedieningskosten (2% van de investeringskosten);
- kwaliteitsbewaking (2% van de investeringskosten);
- administratieve beheerskosten (10% van de overige exploitatiekosten).

De kosten van de verschillende zuiveringsstappen zijn berekend aan de hand van kostprijsbepalende factoren. De onnauwkeurigheid van de investeringskosten is plus of min 30%.

Overzicht van investerings- en exploitatiekosten (gulden)

Zuiveringsstap	Investeringskosten	Kapitaallasten	Onderhoud	Energie	Grondstoffen	Reststoffenverwerking	Bediening en beheer	Exploitatie totaal	Exploitatie (gld/m ³)
Buffer	200000	17731	588	-	-	-	8067	26387	0,01
Beluchte vlokfiltratie	1692140	172034	11986	3220	5944	7000	69378	269562	0,15
Nanofiltratie	9756404	1554999	146346	135729	-	9040320	411345	11288739	6,24
Actiefkoolfiltratie	2019684	207709	15310	2229	66874	44582	86411	423115	0,23
Totaal	13668228	1952474	174230	141178	72818	9091902	575200	12007803	6,63

Bijlage 19

Nomogrammen om de emissieverdeling van
organische microverontreinigingen op een rwzi
vast te stellen

Nomogrammen om de emissieverdeling van organische microverontreinigingen op een rwzi vast te stellen

1 Emissieverdeling zonder afbraak

Het stoffengedrag van microverontreinigingen kan gemodelleerd worden aan de hand van twee elementaire overdrachtsprocessen:

- De vervluchtiging van een stof ten opzichte van de afvoer via de water- en slibfase.
- * De verdeling van een stof in de waterlijn over de spuislibfase en het effluent.

De emissieverdelingen in figuren 10 t/m 12 kunnen herleid worden tot een nomogram waarin de vervluchtiging ten opzichte van de afvoer in de waterlijn is gegeven (zie figuur 44) en een nomogram waarin de verdeling is gegeven tussen de afvoer via het spuislib en de afvoer via het effluent (zie figuur 45).

Voor de overall-verdeling over lucht, effluent en slib kan afgeleid worden dat:

E = afvoer naar het effluent =

$$\frac{1}{[1 + L/(E+S) * (1 + E/S) + S/E]} * 100\% \quad (18)$$

$$S = \text{afvoer naar spuislib} = S/E * E \% \quad (19)$$

$$L = \text{afvoer naar lucht} = L/(E+S) * (E+S) \% \quad (20)$$

Aan de hand van de waarden van $L/(E+S)$ en S/E uit figuren 44 en 45 kan de afvoer via lucht, slib en effluent voor een stof berekend worden.

Navolgend zijn vier voorbeelden gegeven.

Benzeen

$$\begin{aligned} \text{a } \log H &= 2,58 \rightarrow \text{figuur 44} \rightarrow \log L/(E+S) = 0,87 \\ \log K_{ow} &= 2,12 \quad (\log K_{ow} = 2) \quad L/(E+S) = 7,44 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{b } \log K_{ow} &= 2,13 \rightarrow \text{figuur 45} \rightarrow S/E \sim 0 \\ S &\sim 0 \end{aligned}$$

c berekening E , S en L , zie (18), (19), en (20)

$$E = \frac{1}{[1 + 7,44 * (1 + 0) + 0]} * 100\% = 11,85\%$$

$$S = 0 * 11,85 = 0\%$$

$$L = 7,44 * (11,85 + 0) = 88,15\%.$$

Uit bovenstaande berekeningen volgt dat benzeen zonder afbraak voornamelijk naar de lucht ontwijkt en dat het restant in de waterlijn nagenoeg volledig met het effluent wordt afgevoerd.

Heptachloorepoxide

$$\begin{aligned} \text{a } \log H &= 1,84 \rightarrow \text{figuur 44} \rightarrow \log L/(E+S) = 1,07 \\ \log K_{ow} &= 4,60 \quad (\log K_{ow} = 2) \quad L/(E+S) = 11,75 \end{aligned}$$

$$\text{b } \log K_{ow} = 4,60 \rightarrow \text{figuur 45} \rightarrow S/E = 1,4$$

c berekening E, S en L, zie (18), (19), en (20)

$$E = \frac{1}{[1 + 11,75 * (1 + 1,4) + 1,4]} * 100\% = 3,27\%$$

$$S = 1,4 * 3,27 = 4,58\%$$

$$L = 11,75 * (3,27 + 4,58) = 92,15\%.$$

2 Emissieverdeling met afbraak

Analoog aan de verdeling van een stof over de luchtfase en de waterlijn is voor de verhouding tussen de fractie afbraak en de afvoer via de waterlijn een nomogram berekend (zie figuur 46). Voor de overall-verdeling over lucht, afbraak, effluent en slib kan afgeleid worden dat :

E = afvoer naar effluent =

$$\frac{1}{[1 + A/(E+S) * (1 + S/E) + L/(E+S) * (1 + S/E) + S/E]} * 100\% \quad (21)$$

$$S = \text{afvoer naar spuislib} = S/E * E \% \quad (22)$$

$$L = \text{afvoer naar lucht} = L/(E+S) * (E+S) \% \quad (23)$$

$$A = \text{afbraak} = A/(E+S) * (E+S) \% \quad (24)$$

Benzeen

- a $L/(E+S) = 7,44$ (zie bovenstaand voorbeeld)
- b $S/E \sim 0$ (zie bovenstaand voorbeeld)
- c $\log K_{ow} = 2,13 \rightarrow$ figuur 46 $\rightarrow A/(E+S) = 9$
- d berekening E, S, L en A zie (21), (22), (23) en (24)
- c berekening E, S en L, zie (18), (19), en (20)

$$E = \frac{1}{[1 + 9 \cdot (1+0) + 7,44 \cdot (1+0)]} * 100\% = 5,73\%$$

$$S = 0 \cdot 5,73 = 0\%$$

$$L = 7,44 \cdot (5,73 + 0) = 42,7\%$$

$$A = 9 \cdot (5,73 + 0) = 51,6\%$$

Heptachloorepoxide

- a $L/(E+S) = 11,75$ (zie voorbeeld zonder afbraak)
- b $S/E = 1,4$ (zie voorbeeld zonder afbraak)
- c $\log K_{ow} = 4,60 \rightarrow$ figuur 46 $\rightarrow A/(E+S) = 77$
- d berekening E, S, L en A, zie (21), (22), (23) en (24)
- c berekening E, S en L, zie (18), (19), en (20)

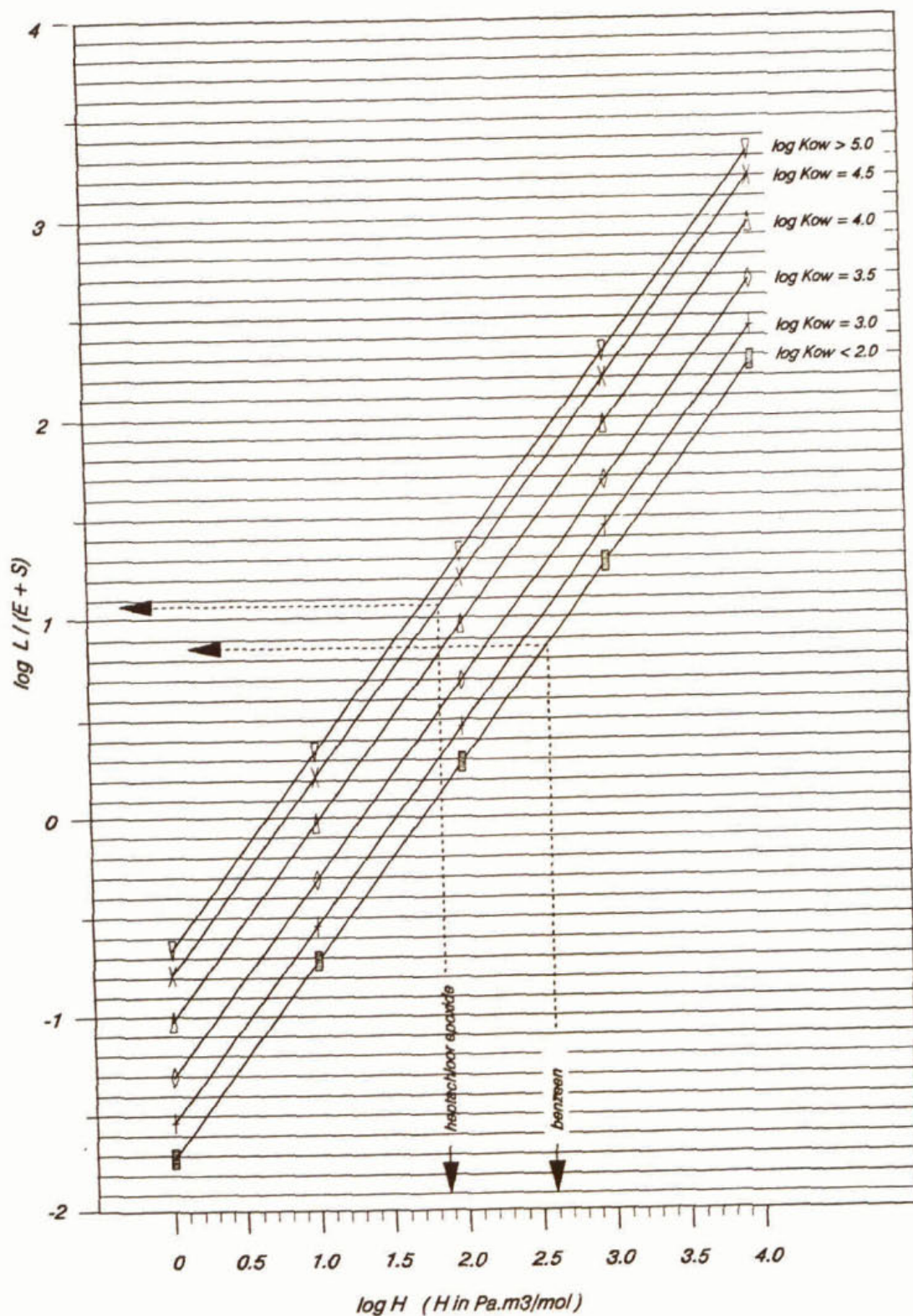
$$E = \frac{1}{[1 + 77 \cdot (1+1,4) + 11,75 \cdot (1+1,4) + 1,4]} * 100\% = 0,46\%$$

$$S = 1,4 \cdot 0,46 = 0,65\%$$

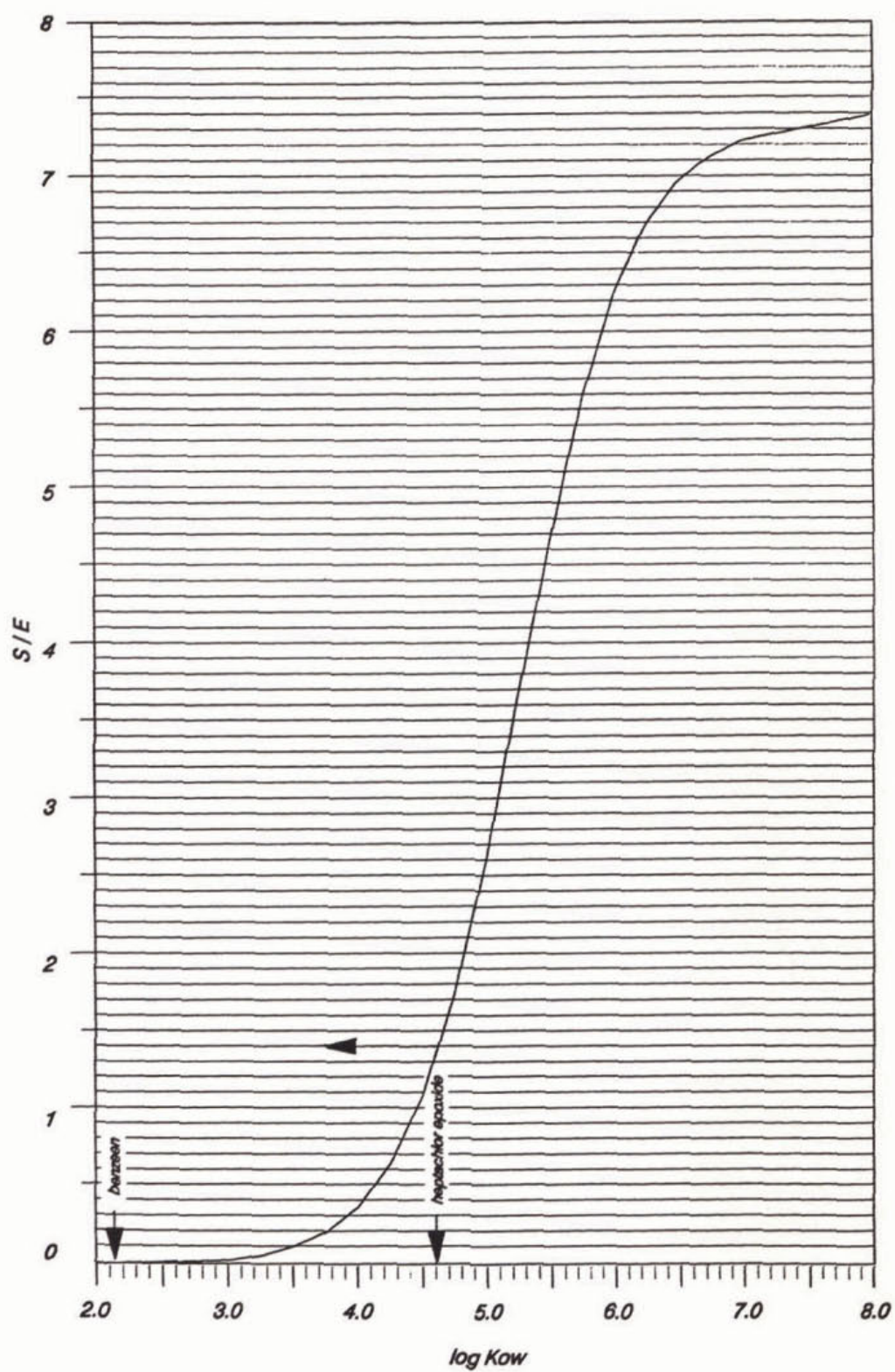
$$L = 11,75 \cdot (0,46 + 0,65) = 13,1 \%$$

$$A = 77 \cdot (0,46 + 0,65) = 85,6\%$$

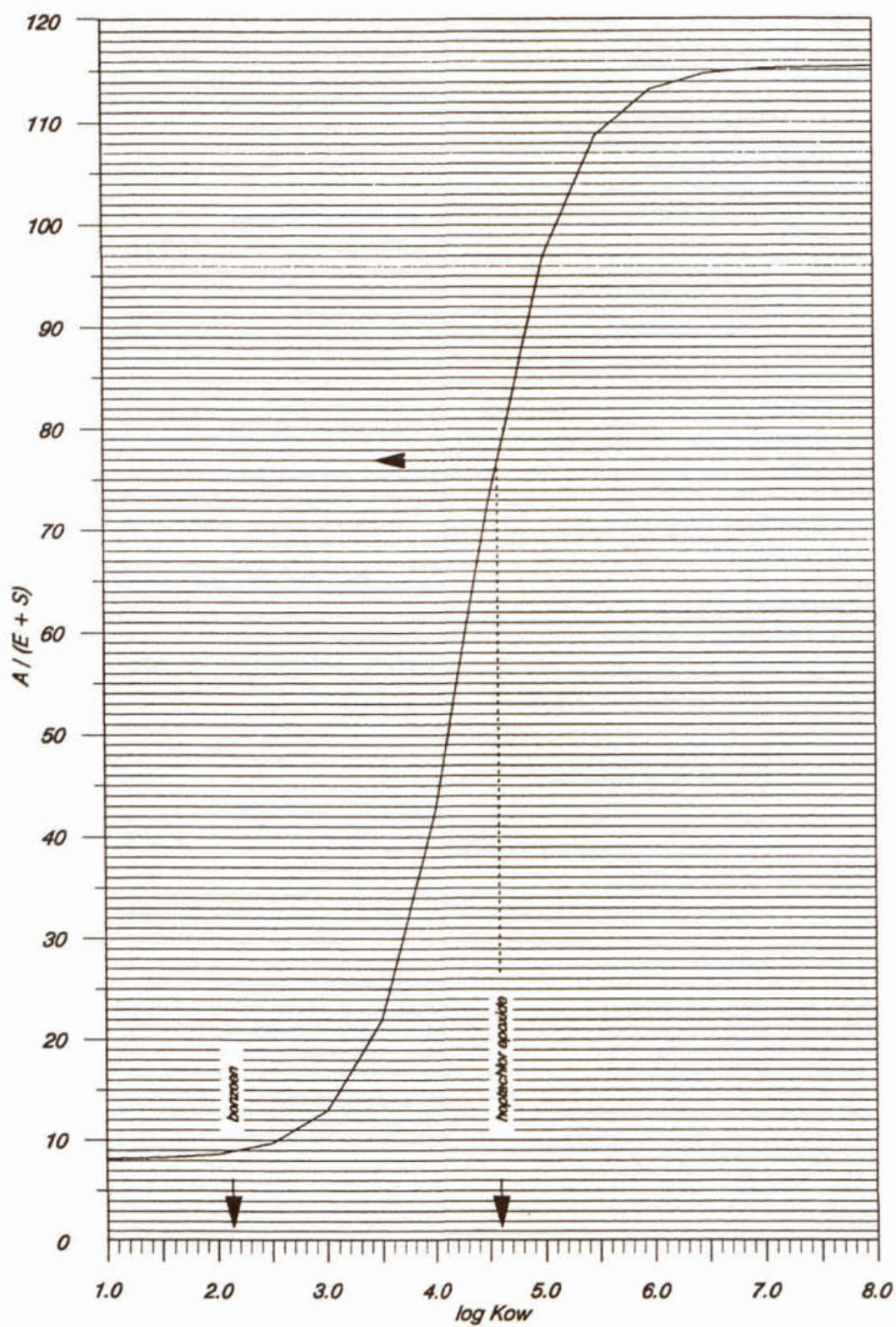
Met betrekking tot het verloop van $A/(E+S)$ als functie van $\log K_{ow}$ in figuur 46 wordt opgemerkt dat de hoge waarden voor $A/(E+S)$ bij hoge $\log K_{ow}$ -waarden niet veroorzaakt worden door een hogere K_d -waarde van dit soort stoffen, maar uitsluitend het gevolg zijn van een verlenging van de verblijftijd



Figuur 44 Verhouding tussen vervluchtiging en emissies naar slib en effluent als functie van vluchtigheid en hydrofobiteit



Figuur 45 Verhouding tussen emissies naar slib en effluent als functie van de hydrofobiteit



Figuur 46 Verhouding tussen afbraak en emissies naar slib en effluent als functie van de hydrofobiteit

