

Fysisch/chemische voorzuivering van afvalwater

Deel I: Evaluatie van zuiveringsscenario's gebaseerd
op fysisch/chemische voorzuivering door berekeningen
met DEMAS+

Deel II: Resumé van vier jaar onderzoek naar
fysisch-chemische voorzuivering van afvalwater



2001 21

Fysisch/chemische voorzuivering van afvalwater

Deel I: Evaluatie van zuiveringsscenario's
gebaseerd op fysisch/chemische voorzuivering
door berekeningen met DEMAS+

Deel II: Resumé van vier jaar onderzoek
naar fysisch-chemische voorzuivering

Arthur van Schendelstraat 816
Postbus 8090, 3503 RB Utrecht
Telefoon: 030 - 232 11 99
Fax: 030 - 232 17 66
E-mail: stowa@stowa.nl
<http://www.stowa.nl>

Publicaties en het publicatie-overzicht
van de STOWA kunt u uitsluitend bestellen bij:

Hageman Fulfilment
Postbus 1110
3300 CC Zwijndrecht
Telefoon: 078 - 629 33 32
fax: 078 - 610 42 87
E-mail: info@hageman.nl

o.v.v. ISBN- of bestelnummer
en een duidelijk afleveradres.

2001 21

Colofon:

Utrecht, 2002

Uitgave:
STOWA, Utrecht

Tekst:
A.F. van Nieuwenhuijzen, A.R. Mels, J.H.J.M. van der Graaf, A. Klapwijk, J. de Koning,
W.H. Rulkens

Druk:
Kruyt Grafisch Advies Bureau

STOWA rapportnummer 2001-21

ISBN nummer 90.5773.196.7

Ten geleide

Nationaal en internationaal bestaat er veel aandacht voor de duurzaamheid van het afvalwaterbehandelingsproces. Niet alleen de lozing van verontreinigende stoffen, maar ook milieuspec-ten als energieverbruik, grondstoffenverbruik, afvalstoffenproductie en emissies naar andere milieucompartmenten komen daarbij in beeld.

In principe zijn er verschillende mogelijkheden om stedelijk afvalwater meer duurzaam te zuiveren. Daartoe behoort de toepassing van een intensieve fysisch/chemische voorzuiveringsstap, gevolgd door een fysisch/chemische of een gecombineerd fysisch/chemische en biologische nazuiveringsstap. Over dit thema is een reeks STOWA-rapporten verschenen in de serie 'Fysisch-chemische voorzuivering van afvalwater'. STOWA-rapport 98-29 gaat in op de selectie, en uitwerking naar dimensionering en kosten, van een aantal zuiveringsscenario's met fysisch/chemische voorzuivering. Aan de hand van deze exercitie is een aantal kennisleemtes en knelpunten naar voren gekomen. STOWA-rapport 2001-07 behandelt deelonderzoeken op pilot-plantschaal naar het gebruik van organische vlokmiddelen en de toepassing van technieken voor vergaande deeltjesverwijdering en vlokverwijdering (flotatie, directe grove mediafiltratie, directe membraanfiltratie en de denitrificerende en aërobe A-trap). STOWA-rapport 2001-19 beschrijft literatuuronderzoek, experimenteel werk en een haalbaarheidstudie naar de mogelijkheden van stikstofverwijdering door middel van kunstmatige en natuurlijke ionenwisselende materialen. In het STOWA-rapport 2001-20 wordt het experimentele werk bij ontwikkeling en de toepassing van een nieuwe fractionerings- en karakteriseringstechniek van afvalwaterinluent beschreven wordt ingegaan op het experimentele werk naar de effecten van vergaande deeltjesverwijdering op de organischestof-, stikstof- en fosfaatverwijderingsprocessen in het actief-slibstelsel.

STOWA-rapport 2001-21 bevat twee delen. In het eerste deel met de subtitel 'Evaluatie van zuiveringsscenario's gebaseerd op fysisch/chemische voorzuivering door berekeningen met DEMAS⁺' wordt het ontwerp- en evaluatiemodel DEMAS⁺ (Dimensionerings- en Evaluatie-Model voor AfvalwaterzuiveringsScenario's), waarvan de eerste versie in STOWA-rapport 98-27 werd gepresenteerd, toegelicht. Met DEMAS⁺ zijn een dertigtal zuiveringsscenario's gebaseerd op fysisch-chemische voorzuivering opgesteld, ontworpen en geëvalueerd op duurzaamheid en kosten. Uit de evaluatie komen enkele zeer belovende duurzame zuiverings-scenario's naar voren, waarvoor praktijktoepassing overwogen wordt.

In het tweede deel van het STOWA-rapport 2001-21 met de titel 'Resumé van vier jaar onderzoek naar fysisch-chemische voorzuivering van afvalwater' worden de resultaten van het gehele onderzoeksproject samengevat.

Het onderzoek werd verricht door de Sectie Gezondheidstechniek van de Faculteit Civiele Techniek en Geowetenschappen van de Technische Universiteit Delft (projectteam bestaande uit dr.ir. A.F. van Nieuwenhuijzen, dr.ir. J. de Koning en prof.ir. J.H.J.M. van der Graaf) en de Sectie Milieutechnologie van het Departement Agrotechnologie en Voedingwetenschappen van Wageningen Universiteit (projectteam bestaande uit en dr.ir. A.R. Mels, dr.ir. A. Klapwijk en prof.dr.ir. W.H. Rulkens). Voor de begeleiding van het project zorgde een commissie bestaande uit ir. E. van 't Oever (voorzitter), ing. G.A.P. van Geest, ir. K.F. de Korte, ir. P.J. Roeleveld, ir. H.F. van der Roest, ing. A.A.J.C. Schellen, ir. J. Slange en ir. P.C. Stamperius.

Utrecht, augustus 2002

De directeur van de
STOWA
ir. J.M.J. Leenen

De STOWA in het kort

De Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, kortweg STOWA, is het onderzoeksplatform van Nederlandse waterbeheerders. Deelnemers zijn alle beheerders van grondwater en oppervlaktewater in landelijk en stedelijk gebied, beheerders van installaties voor de zuivering van huishoudelijk afvalwater en beheerders van waterkeringen. In 2002 waren dat alle waterschappen, hoogheemraadschappen en zuiveringsschappen, de provincies en het Rijk (i.c. het Rijksinstituut voor Zoetwaterbeheer en de Dienst Weg- en Waterbouw).

De waterbeheerders gebruiken de STOWA voor het realiseren van toegepast technisch, natuurwetenschappelijk, bestuurlijk juridisch en sociaal-wetenschappelijk onderzoek dat voor hen van gemeenschappelijk belang is. Onderzoeksprogramma's komen tot stand op basis van behoefteinventarisaties bij de deelnemers. Onderzoekssuggesties van derden, zoals kennisinstituten en adviesbureaus, zijn van harte welkom. Deze suggesties toetst de STOWA aan de behoeften van de deelnemers.

De STOWA verricht zelf geen onderzoek, maar laat dit uitvoeren door gespecialiseerde instanties. De onderzoeken worden begeleid door begeleidingscommissies. Deze zijn samengesteld uit medewerkers van de deelnemers, zonodig aangevuld met andere deskundigen.

Het geld voor onderzoek, ontwikkeling, informatie en diensten brengen de deelnemers samen bijeen. Momenteel bedraagt het jaarlijkse budget zo'n vijf miljoen euro.

U kunt de STOWA bereiken op telefoonnummer: +31 (0)30-2321199.

Ons adres luidt: STOWA, Postbus 8090, 3503 RB Utrecht.

Email: stowa@stowa.nl.

Website: www.stowa.nl.

Fysisch/chemische voorzuivering van afvalwater

Deel I: Evaluatie van zuiveringsscenario's gebaseerd op fysisch/chemische voorzuivering door berekeningen met DEMAS⁺

INHOUDSOPGAVE

SAMENVATTING	1
SUMMARY	5
1 INLEIDING	9
1.1 Achtergrond	9
1.2 Leeswijzer	9
2 DEMAS⁺	11
2.1 Inleiding	11
2.2 Influentkarakterisering voor DEMAS ⁺	11
2.3 Aanpassing van de systeemgrenzen	11
2.4 Berekening van de concentraties N en P in de retourstroom uit de slibgisting.....	13
2.5 Dimensionering en effluentsamenstelling van de voorzuiveringsstappen	14
2.6 Dimensionering van de biologische nabehandelingstappen	15
2.7 Dimensionering van de fysisch/chemische nabehandelingstappen	18
3 RESULTATEN VAN DE SCENARIOBEREKENINGEN	19
3.1 Inleiding	19
3.2 Overzicht van de resultaten van de berekeningen in DEMAS ⁺	20
3.3 Vergelijking van de voorzuiveringsstappen.....	22
3.4 Vergelijking van de nabehandelingstappen.....	24
4 GEVOELIGHEIDSANALYSES	29
4.1 Inleiding	29
4.2 Afhankelijkheid van kosten en milieu-ingrepen van CZV _{deeltjes} in het influent.....	29
4.3 Gevoeligheid van kosten en milieu-ingrepen voor het deeltjesverwijderingsrendement in de voorzuivering van scenario 1b (voorbezinking + PE).....	34
4.4 Gevoeligheid van kosten en milieu-ingrepen voor de BZV/N-verhouding	36
4.5 Nieuwe inzichten in procescondities van membraanbioreactoren	38
5 CONCLUSIES	41
6 LITERATUUR	43
BIJLAGE A GRAFISCH OVERZICHT VAN DE BEREKENINGEN IN DEMAS⁺	45

SAMENVATTING

Het eerste deel van dit rapport beschrijft een nieuwe evaluatie van afvalwaterzuiverings-scenario's gebaseerd op fysisch/chemische voorzuivering. Deze nieuwe evaluatie is geactualiseerd ten opzichte van een eerdere evaluatie (zie het STOWA-rapport 98-29) door het meenemen van de resultaten van experimenteel onderzoek naar (i) voorzuiveringstechnieken (ii) diverse aspecten van de verdere nabehandeling van het voorgezuiverde afvalwater en (iii) fysisch-chemische karakterisering van stedelijk afvalwater (zie de STOWA-rapporten 01-07, 01-19 en 01-20).

De evaluatie is uitgevoerd met het model "DEMAS" (Dimensionerings- en EvaluatieModel voor AfvalwaterzuiveringsScenario's, zie STOWA 98-29). Om onderscheid te maken met de eerdere versie is deze nieuwe DEMAS-versie aangeduid als DEMAS⁺. Voor de nieuwe evaluatie is DEMAS⁺ ten opzichte van het eerder gepubliceerde DEMAS-model verder uitgewerkt en verfijnd door onderzoeksresultaten in te voegen en data te actualiseren. Een belangrijke conceptuele wijziging is dat de systeemgrenzen breder zijn gelegd. In DEMAS⁺ is de slibontwateringsstap die plaatsvindt na de slibgisting bij de evaluatie te betrekken. De belangrijkste consequentie van deze verbreding is dat een extra nutriëntenbelasting van de rioolwaterzuiveringsinstallatie door terugvoer van rejectiewater vanuit de slibvergisting in de berekeningen is meegenomen.

De basis voor de nieuwe scenarioberekeningen in DEMAS⁺ vormen de voorzuiveringsstappen die eerder oriënterend zijn onderzocht (STOWA-rapport 01-07). Het betreft de stappen voorbezinking met organisch polyelectrolyet (afgekort als PE), flotatie met PE, directe influentfiltratie, directe influentfiltratie met ijzerdosering, directe membraanfiltratie en de zogenaamde A-trap. Als referentie voor de voorzuivering is een traditionele voorbezinker gedimensioneerd en geëvalueerd. Tabel A geeft een overzicht van deze voorzuiveringsstappen met daarbij vermeld de veronderstelde vlokmiddeldosering (type en gemiddelde concentratie; PE = organisch polyelectrolyet; Fe = ijzer) en een aantal dimensioneringsgrondslagen.

Tabel A: Overzicht van de geëvalueerde voorzuiveringsstappen inclusief de veronderstelde vlokmiddeldosering en een aantal dimensioneringsgrondslagen

	Vlokmiddeldosering	Dimensioneringsgrondslagen
Voorbezinking met PE	4 g/m ³ kationisch hoogmoleculair polymeer	Oppervlaktebelasting ¹ = 6 m/h
Flotatie met PE	4 g/m ³ kationisch hoogmoleculair polymeer	Oppervlaktebelasting ¹ = 10 m/h
Directe influentfiltratie	--	Oppervlaktebelasting ¹ = 10 m/h
Directe influentfiltratie met ijzerdosering	10 g Fe ³⁺ /m ³	Oppervlaktebelasting ¹ = 10 m/h
Directe membraanfiltratie	--	Flux 0,1m ³ /m ² h; druk 0,8 bar;
A-trap (belucht/denitrificerend)	4 g/m ³ kationisch hoogmoleculair polymeer	Slibbelasting = 6,3 kg CZV/kg d.s. per dag; Oppervlaktebelasting bezinktank = 3 m/h
Voorbezinking	--	Oppervlaktebelasting ¹ = 3 m/h

¹ Bij regenweeraanvoer

Voor de nabehandeling van het voorgezuiverde water is uitgegaan van de volgende vijf systemen:

1. Een laagbelast actief-slibstelsysteem gericht op verwijdering van BZV, stikstof en fosfaat gevolgd door een nabezinktank
2. Een slib-op-dragersysteem gericht op verwijdering van BZV en stikstof in combinatie met een snel zandfilter voor verwijdering van deeltjes
3. Een membraanbioreactor gericht op verwijdering van BZV en stikstof
4. Omgekeerde osmose (R.O.) gericht op verwijdering van CZV, stikstof en fosfaat
5. Ionenwisseling gericht op verwijdering van ammoniumstikstof in combinatie met een hoogbelast actiefstelsysteem met nabezinker voor verwijdering van BZV

Naast een referentiescenario zijn 29 volledige zuiveringsscenario's doorgerekend. De scenario's zijn onderverdeeld in vijf hoofdgroepen op basis van het nabehandelingssysteem. De (primaire) effluenten van de voorzuiveringsstappen zijn berekend op basis van de die gevonden werden in het experimenteel onderzoek (STOWA 01-07) en de fysisch-chemische influentkarakterisering (STOWA 01-20).

Tabel B: Scenario's die zijn doorgerekend met DEMAS¹

SCENARIO	Voorzuiveringsstap	Nazuivering
Referentie	Geen	Laagbelast actief-slib + nabezinktank
1b	Voorbezinktank met PE	Laagbelast actief-slib + nabezinktank
1c	Flotatie met PE	Laagbelast actief-slib + nabezinktank
1d	Influentfilter	Laagbelast actief-slib + nabezinktank
1e	Influentfilter met 10 mg Fe ³⁺ /l	Laagbelast actief-slib + nabezinktank
1f	Direct membraanfilter	Laagbelast actief-slib + nabezinktank
1g	A-trap met PE	Laagbelast actief-slib + nabezinktank
2b	Voorbezinktank met PE en Fe	slib-op-drager + filter
2c	Flotatie met PE en Fe	slib-op-drager + filter
2d/e	Influentfilter met Fe	slib-op-drager + filter
2f	Direct membraanfilter met Fe	slib-op-drager + filter
2g	A-trap met PE en Fe	slib-op-drager + filter
3b	Voorbezinktank met PE en Fe	Membraanbioreactor
3c	Flotatie met PE en Fe	Membraanbioreactor
3d/e	Influentfilter met Fe	Membraanbioreactor
3f	Direct membraanfilter met Fe	Membraanbioreactor
3g	A-trap met PE en Fe	Membraanbioreactor
4b	Voorbezinktank met PE	R.O. + brijnverwerking
4c	Flotatie met PE	R.O. + brijnverwerking
4d	Influentfilter	R.O. + brijnverwerking
4e	Influentfilter met 10 mg Fe ³⁺ /l	R.O. + brijnverwerking
4f	Direct membraanfilter	R.O. + brijnverwerking
4g	A-trap met PE	R.O. + brijnverwerking
5a	Voorbezinktank met PE en Fe	Ionenwisseling met f.reg.+ hoogbelast actief-slib
5b ¹	Aerobe A-trap met PE en Fe	Ionenwisseling met fysische regeneratie
5c ¹	Denitriif. A-trap met PE en Fe	Ionenwisseling met biologische regeneratie

¹ In scenario's 5b en 5c is er vanuit gegaan dat de hoogbelaste actiefslabinstallatie voor BZV-verwijdering geïntegreerd wordt met de A-trap door een iets langere verblijftijd in de contacttank

Bij het opstellen van de scenario's werd aangenomen dat bij toepassing van een slib-op-drager-systeem, een membraanbioreactor of ionenwisseling gecombineerd met een hoogbelast actief-slibstelsysteem onvoldoende fosfaat wordt verwijderd. Bij de toepassing van deze systemen is daarom aangenomen dat in de voorzuivering ijzer (Fe) wordt gedoseerd voor fosfaatprecipitatie. Daarnaast is aangenomen dat de denitrificatie van een biologische nazuiveringsstap (laagbelast actief-slibstelsysteem, slib-op-dragersysteem of membraanbioreactor) voldoende is om aan de stikstofnorm te voldoen ($N_{\text{totaal}} < 10 \text{ mg N/l}$), ondanks de verwijdering van BZV in het voorzuiveringssysteem. Uit het experimenteel onderzoek naar denitrificatie in een actief-slibinstallatie na vergaande voorzuivering (STOWA 01-20) kon afgeleid worden dat de denitrificatiecapaciteit bij een deeltjesverwijdering van rond de 80% in de voorzuivering voldoende bleef (uitgaande van stedelijk afvalwater van "gemiddelde" Nederlandse samenstelling).

Gebaseerd op de berekeningen in DEMAS⁺ zijn (eind-)conclusies getrokken over de mogelijkheden van fysisch/chemische voorzuivering voor het ontwerp van meer duurzame systemen voor de zuivering van stedelijk afvalwater.

Uit de evaluatie van voorzuiveringsstappen kwamen de volgende resultaten en conclusies naar voren:

- Van de geëvalueerde voorzuiveringsstappen zijn vergaande voorbezinking en flotatie (beide met dosering van PE) het meest interessant. Beide stappen kunnen stedelijk afvalwater tegen relatief lage kosten vergaand voorzuiveren. De beide processtappen blijken bovendien het energiezuinigst. Het experimenteel onderzoek heeft al aangetoond dat deze stappen technisch goed toepasbaar zijn. Beide technieken zijn in principe gemakkelijk inpasbaar in bestaande rioolwaterzuiveringsinstallaties.
- Directe membraanfiltratie (ultrafiltratie) vormt een interessante, nieuwe voorzuiveringstechniek vanwege de compactheid van het systeem en de mogelijkheid tot volledige verwijdering van deeltjes zonder toevoeging van chemicaliën. De kosten van deze techniek zijn weliswaar hoog, maar niet buitenproportioneel.
- Directe grove-media-filtratie heeft het nadeel van een relatief slechte deeltjesverwijdering tegen - op dit moment - hoge kosten. Uit het experimenteel onderzoek bleek eerder dat verstopping van het filter en de daardoor hoge terugspoelfrequentie een belangrijk technisch knelpunt vormt.
- De A-trap is een veel toegepaste en kostenconcurrerende voorzuiveringsstap. In technisch opzicht blijft de relatief lage BZV/N-verhouding na de A-trap een probleem als het systeem toegepast wordt in combinatie met een biologische nabehandelingsstap. Ten opzichte van voorbezinking en flotatie brengt toepassing van de A-trap een relatief hoog energie- en ruimteverbruik met zich mee.

Evaluatie van de doorgerekende zuiveringsscenario's en nabehandelingsstappen:

- De scenario's uit scenariogroep 1 en 2 (met als nabehandeling een actief-slibstelsysteem of een slib-op-dragersysteem) hebben een kostenniveau dat binnen een marge van (-) 20% tot (+) 10% van dat van het referentiescenario ligt. De scenario's uit groep 1 hebben daarbij de laagste kosten. De scenario's uit scenariogroep 1 en 2 leveren een energiebesparing van 25 tot 80% op ten opzichte van de referentie.
- De kosten van scenario's met een membraanbioreactor (scenariogroep 3) liggen bij de aannames die gehanteerd zijn in DEMAS⁺ 40 – 80% hoger dan de kosten van het referentiescenario. Hierbij dient wel te worden opgemerkt dat de prijsontwikkeling voor grootschalige toepassing van membranen nog plaats moet vinden. Het opvallend van deze scenario's is dat de kosten stijgen bij verdergaande deeltjesverwijdering in de voorzuivering. De oorzaak hiervan is dat door de vergaande voorzuivering over het gehele scenario meer slib geproduceerd wordt. Toepassing van scenario's uit groep 3 leidt tot een energieverbruik dat 40 tot 100% hoger ligt dan het energieverbruik van het referentiescenario.

- Toepassing van een slib-op-dragersysteem of een membraanbioreactor (scenariohoofdgroepen 2 en 3) resulteert in ruimtebesparingen van 75-90% ten opzichte van het referentiescenario. Een nadeel van deze systemen is dat ijzer gedoseerd zal moeten worden omdat biologische defosfatering (vooralsnog) niet toepasbaar is. De scenario's met een actiefslibstelsysteem (hoofdgroep 1) leiden potentieel tot een ruimtebesparing van 10 tot 25% in vergelijking met het referentiescenario. Een voordeel van vergaande deeltjesverwijdering voorafgaand aan een actief-slibstelsysteem is dat een hogere slibbelasting kan worden toegepast doordat een hogere slibactiviteit bereikt kan worden.
- Omgekeerde osmose als nabehandeling is – gezien de hoogte van kosten en energieverbruik – bij de huidige stand der techniek alleen voor doeleinden interessant waarbij een hoge effluentkwaliteit voor zeer specifieke hergebruikdoeleinden gevraagd wordt.
- De toepassing van ionenwisseling in de nabehandeling leidt vooralsnog tot een kostenniveau van 135 tot 145% ten opzichte van het referentiescenario. Ook het energieverbruik is significant hoger. Hierbij is ervan uitgegaan dat er geen markt is voor het teruggewonnen struviet.

SUMMARY

The first part of this report describes a new evaluation of wastewater treatment scenarios that are based on physical-chemical pre-treatment. The new study was updated compared to the earlier evaluation that was published in STOWA report 98-29 and included the results of the experimental research on (i) pre-treatment unit operations, (ii) various aspects of further treatment of pre-treated wastewater and (iii) physical-chemical characterization of municipal wastewater. The results of these experimental investigations were published earlier in the STOWA reports 01-07, 01-19 en 01-20.

The evaluation was made with the model "DEMAS" (Dimensioning and Evaluation Model for Wastewater treatment Scenarios, STOWA 98-29). The new version of DEMAS is indicated as DEMAS⁺. This version was improved by incorporating experimental results and by updating of data that were used in the earlier version. An important conceptual change compared to DEMAS is the extension of the system boundaries by also considering the dewatering step subsequent to the digestion of waste sludge. The major consequence of these extended system boundaries is that an extra nutrient load to the wastewater treatment plant by reject water from the sludge digester is taken into account.

The earlier investigated pre-treatment operations (STOWA 01-07) formed the basis of the DEMAS⁺ evaluation. Table A shows an overview of the evaluated unit operations, including the assumed flocculant dose (type of flocculant and average dose; PE = organic polyelectrolyte; Fe = ferric) and a number of design criteria. For reference a traditional primary clarifier was taken into account.

Table A: Overview of the evaluated pre-treatment unit operations including the assumed flocculant dose and a number of design criteria

	Coagulation/flocculation	Design criteria
Pre-settling with PE	4 g/m ³ cationic high molecular weight polymer	Surface loading ¹ = 6 m/h
Flotation with PE	4 g/m ³ cationic high molecular weight polymer	Surface loading ¹ = 10 m/h
Direct influent filtration	--	Surface loading ¹ = 10 m/h
Direct influent filtration with Fe addition	10 g Fe ³⁺ /m ³	Surface loading ¹ = 10 m/h
Direct membrane filtration	--	Flux 0,1m ³ /m ² h; pressure 0,8 bar
A step (aerated/denitrifying)	4 g/m ³ cationic high molecular weight polymer	Sludge load = 6,3 kg COD/kg d.s. per day; Surface loading secondary clarifier = 3 m/h
Pre-settling	--	Surface loading ¹ = 3 m/h

¹ During rain weather conditions

With regard to further treatment of the pre-treated wastewater the following five unit operations were considered:

- A low loaded activated sludge system aimed at removal of BOD, nitrogen and phosphorus followed by a secondary clarifier
- A biofilm system aimed at removal of BOD and nitrogen combined with a sand filter for final particle removal
- A membrane bioreactor aimed at removal of BOD and nitrogen
- Reversed Osmosis (R.O.) aimed at removal of BOD and nitrogen
- Ion exchange aimed at removal of ammonium nitrogen combined with a high loaded activated sludge system with a final clarifier for COD removal

Based on the above mentioned unit operations for pre- and post treatment 29 complete treatment scenarios were designed and evaluated. The scenarios were divided into five main groups based on the applied post treatment system. A reference scenario consisting of a primary clarifier combined with an activated sludge system (scenario 1a) was also taken into evaluation in order to compare the newly designed scenarios with existing treatment facilities

The composition of the (primary) effluent of the various pretreatment units was calculated taking into account the removal efficiencies that were found within the experimental research (STOWA 01-07). It was assumed that application of a biofilm system, a membrane bioreactor or an ion exchanger combined with a high loaded activated sludge system (scenario groups 2, 3 and 5, respectively) would result in insufficient phosphorus removal. Therefore, in case of the application of these post treatment unit operations, the scenarios study assumes a combined dose of ferric (Fe) and organic polyelectrolyte (PE) to the pre-treatment.

Table B: Scenarios that were evaluated with DEMAS⁺

SCENARIO	Pre-treatment	Post treatment
Reference	None	Low loaded activated sludge + secondary clarifier
1b	Primary settler with PE addition	Low loaded activated sludge + secondary clarifier
1c	Flotation with PE addition	Low loaded activated sludge + secondary clarifier
1d	Influent filter	Low loaded activated sludge + secondary clarifier
1e	Influent filter with 10 mg Fe ³⁺ /l	Low loaded activated sludge + secondary clarifier
1f	Direct membrane filter	Low loaded activated sludge + secondary clarifier
1g	A step with PE	Low loaded activated sludge + secondary clarifier
2b	Primary settler with PE and Fe addition	biofilm + filter
2c	Flotation with PE and Fe	biofilm + filter
2d/e	Influent filter with Fe addition	biofilm + filter
2f	Direct membrane filter with Fe	biofilm + filter
2g	A step with PE and Fe	biofilm + filter
3b	Primary settler with PE and Fe addition	
3c	Flotation with PE and Fe	
3d/e	Influent filter with Fe addition	
3f	Direct membrane filter with Fe	
3g	A step with PE and Fe	
4b	Primary settler with PE addition	R.O. + handling of concentrate
4c	Flotation with PE addition	R.O. + handling of concentrate
4d	Influent filter	R.O. + handling of concentrate
4e	Influent filter with 10 mg Fe ³⁺ /l	R.O. + handling of concentrate
4f	Direct membrane filter	R.O. + handling of concentrate
4g	A step with PE	R.O. + handling of concentrate
5b ¹	Primary settler with PE and Fe	Ion exchange with ph.reg.+ high load. act.sludge
5c ¹	Aerobic A step with PE and Fe	Ion exchange with physical regeneration
5c ¹	Denitrif. A step with PE and Fe	Ion exchange with biological regeneration

¹ In scenarios 5b and 5c the high loaded activated sludge system was integrated into the A step by applying an increased hydraulic retention time in the contact tank

It is assumed within the calculations that, despite the removal of a significant part of the BOD in the pre-treatment (40-50%), the denitrification in a biological post treatment operation (applied in scenario groups 1, 2 and 3) will be sufficient to comply with the effluent nitrogen standard ($N_{total} < 10 \text{ mg N/l}$). The experimental research into denitrification in an activated sludge system subsequent to enhanced pre-treatment (STOWA 01-20) indicated that at a particle removal efficiency of 80% still sufficient denitrification capacity was available.

Based on the DEMAS⁺ calculations (final) conclusions were drawn with regard to the potential of physical-chemical pre-treatment in designing more sustainable treatment systems for urban water.

The evaluation of pre-treatment unit operations led to the following results and conclusions:

- Of all the evaluated pre-treatment unit operations enhanced settling and flotation (both with addition of organic polymer) are most interesting. Both unit operations are capable to achieve a highly pre-treated wastewater at relatively low costs. In addition, these process steps have the lowest energy consumption. The experimental investigation already showed that both pre-treatment unit operations are technically applicable. Moreover, they can be easily introduced at existing wastewater treatment facilities.
- Direct membrane filtration (ultrafiltration) is an interesting new pre-treatment step because of the compactness of the system and the possibility to achieve a complete particle removal

- without the addition of flocculating agents. The costs involved are high, but not excessive.
- Direct influent filtration results in a relatively low particle removal efficiency at – at this moment – high costs. The experimental research already showed that clogging of the filter and the resulting high backwash frequency are important technical bottlenecks for practical application of this system.
 - The A step is a frequently applied and cost competitive pretreatment operation. The resulting low BOD/N ratio of the pre-treated wastewater is a drawback if the system is applied in combination with a biological post treatment unit. The application of the A step results in a relatively high energy and space consumption compared to the earlier discussed unit operations enhanced settling and flotation.

The following conclusions come from the evaluation of treatment scenarios and of post treatment steps.

- The scenarios of group 1 and 2 (including an activated sludge system and a biofilm system, respectively) result in a cost level of (-) 20% to (+) 10% compared to the reference scenario. The scenarios of group 1 have the lowest overall cost level. Compared to the reference scenario, application of the scenarios of group 1 and 2 result in an energy consumption reduction of 25 to 80%.
- The cost level of scenarios with a membrane bioreactor (group 3) was calculated to be 40-80% higher than the cost level of the reference scenario. This is mainly due to the price of the membranes. It should be noticed that a price development of membranes can be expected when applied at larger scale. The cost level of this type of scenarios is increasing when a higher particle removal is achieved in the pre-treatment. This is due to a higher overall sludge production (the sludge production per kg COD of the membrane bioreactor is smaller than the remaining fraction of primary sludge after digestion). This type of scenarios implies an energy consumption that is 40 to 100% higher than the reference.
- The application of biofilm systems or membrane bioreactors (scenario groups 2 and 3) results in a 75-90% smaller footprint compared to the reference scenario. A drawback of these systems is the required dosage of ferric to the pre-treatment for phosphate removal and the resulting high inert sludge production (this, because biological phosphate removal appears not (yet) possible). Scenarios that include an activated sludge system (group 1) potentially result in space savings of 10 to 25%. An advantage of enhanced pre-treatment subsequent to an activated sludge system is the higher applicable sludge load. This the higher sludge load is possible because of a higher sludge activity (less inert and very slowly hydrolysable solids are entering the system).
- The application of reversed osmosis for post treatment (scenario group 4) appeared unattractive because of the very high costs and the high energy demand involved. The system can however be advantageous when a very good effluent quality aimed at specific reuse purposes is required.
- The application of ion exchange (scenario group 5) results in a cost level of 135 to 145% compared to the reference scenario. The energy requirement appeared also significantly higher. It should be considered that no market (and no financial compensation) was assumed for the recovered struvite.

1 INLEIDING

1.1 Achtergrond

Met de resultaten van eerder gepubliceerd experimenteel onderzoek is een nieuwe scenario-evaluatie met het model "DEMAS" ("Dimensionerings- en EvaluatieModel voor AfvalwaterzuiveringsScenario's") uitgevoerd. Voor deze nieuwe evaluatie is het DEMAS-model verder uitgewerkt en verfijnd. Om onderscheid te maken met de eerdere versie (gepubliceerd in het STOWA-rapport 98-29) wordt de nieuwe DEMAS-versie aangeduid als DEMAS⁺. Dit eerste deel van dit rapport beschrijft de opzet van DEMAS⁺ alsmede de uitkomsten van de evaluatie.

De basis voor de nieuwe scenarioberekeningen in DEMAS vormen de voorzuiveringsstappen die eerder experimenteel zijn onderzocht (zie het STOWA-rapport 2001-07): flotatie, directe influentfiltratie, directe membraanfiltratie en de A-trap. Bovendien is in de DEMAS⁺-evaluatie veel aandacht geschonken aan de toepassing van organische polymeren als alternatief voor anorganische flocculanten. Het onderzoek 'Oriënterend onderzoek naar fysisch-chemische karakterisering van afvalwater' [STOWA (2001-20)] is gebruikt om te komen tot een betere influentkarakterisering en een betere voorspelling van de verwijderingsrendementen van de verschillende voorzuiveringsstappen.

Aan de voorzuiveringsstappen zijn verschillende biologische en fysisch/chemische nabehandlingsstappen gekoppeld. Bij de dimensionering van deze nabehandlingsstappen zijn de uitkomsten van de onderzoeken naar biologische nabehandeling [STOWA (2001-20)] en naar ionenwisseling [STOWA (2001-19)] betrokken.

Naast de invoer van de experimentele resultaten heeft het DEMAS⁺-model ten opzichte van het oorspronkelijke DEMAS een aantal conceptuele verfijningen ondergaan. De belangrijkste hiervan is dat de systeemgrenzen zijn aangepast, waardoor de sliblijn in grotere mate wordt betrokken bij de berekening van de kosten en milieu-ingrepen van de scenario's.

Gebaseerd op de berekeningen in DEMAS⁺ zijn (eind-)conclusies getrokken over de mogelijkheden van fysisch/chemische voorzuivering bij het ontwerp van meer duurzame systemen voor de zuivering van stedelijk afvalwater. Uit de uitkomsten van de berekeningen komt een aantal interessante en toepasbare combinaties van voor- en nabehandelingssystemen naar voren.

Aanvullend op deze conclusies zijn in hoofdstuk 5 aanbevelingen voor onderzoek gedaan om te komen tot praktijkimplementatie.

1.2 Leeswijzer

In hoofdstuk 2 worden de wijzigingen van DEMAS⁺ ten opzichte van DEMAS beschreven. Hoofdstuk 3 presenteert de uitkomsten van de evaluatie van 29 volledige zuiveringsscenario's. Hierbij zijn de milieu-ingrepen en de totale contante waarde bepaald. Hoofdstuk 4 geeft de resultaten van gevoeligheidsanalyses waarbij verschillende voor de dimensionering belangrijk geachte factoren zijn gevarieerd.

In hoofdstuk 5 tenslotte worden op basis van de uitkomsten van de scenariostudie conclusies getrokken over de mogelijkheden van fysisch/chemische voorzuivering voor een meer duurzame zuivering van stedelijk afvalwater. Daarnaast worden aanbevelingen gedaan voor een aantal toepasbare systemen.

2 DEMAS⁺

2.1 Inleiding

In dit hoofdstuk worden de wijzigingen van DEMAS⁺ ten opzichte van DEMAS uitgewerkt. Er is voor gekozen om alleen de veranderingen van het model weer te geven, omdat DEMAS in een eerder STOWA-rapport uitvoerig is beschreven [STOWA (1998-29)]. Achtereenvolgens worden een nieuwe influentkarakterisering en de aanpassing van de systeemgrenzen in DEMAS⁺ beschreven. Vervolgens wordt aandacht besteed aan de vernieuwde dimensionering van de voor- en nabehandelingstappen.

2.2 Influentkarakterisering voor DEMAS⁺

De karakterisering van het zogenaamde "standaardinfluent" is in DEMAS opgesteld op basis van CBS-statistieken. Aanvullend op deze karakterisering is de verhouding tussen de opgeloste, de colloïdale en de gesuspendeerde verontreinigingen bepaald op basis van binnen- en buitenlandse influentgegevens. Hierdoor wordt een influent verkregen dat wat betreft concentraties en vrachten staat voor een "gemiddeld Nederlands influent" en dat gebruikt kan worden voor de dimensionerings- en kostenberekening in DEMAS. De verdeling van de verschillende influentcomponenten is nader onderzocht in het onderzoek 'Oriënterend onderzoek naar fysisch-chemische karakterisering van afvalwater' [STOWA (2001-20)]. De resultaten zijn gebruikt voor een aanpassing van het standaardinfluent. In tabel 1 wordt de influentsamenstelling - exclusief de retourstromen (zie paragraaf 2.5) - voor de berekeningen in DEMAS⁺ gepresenteerd.

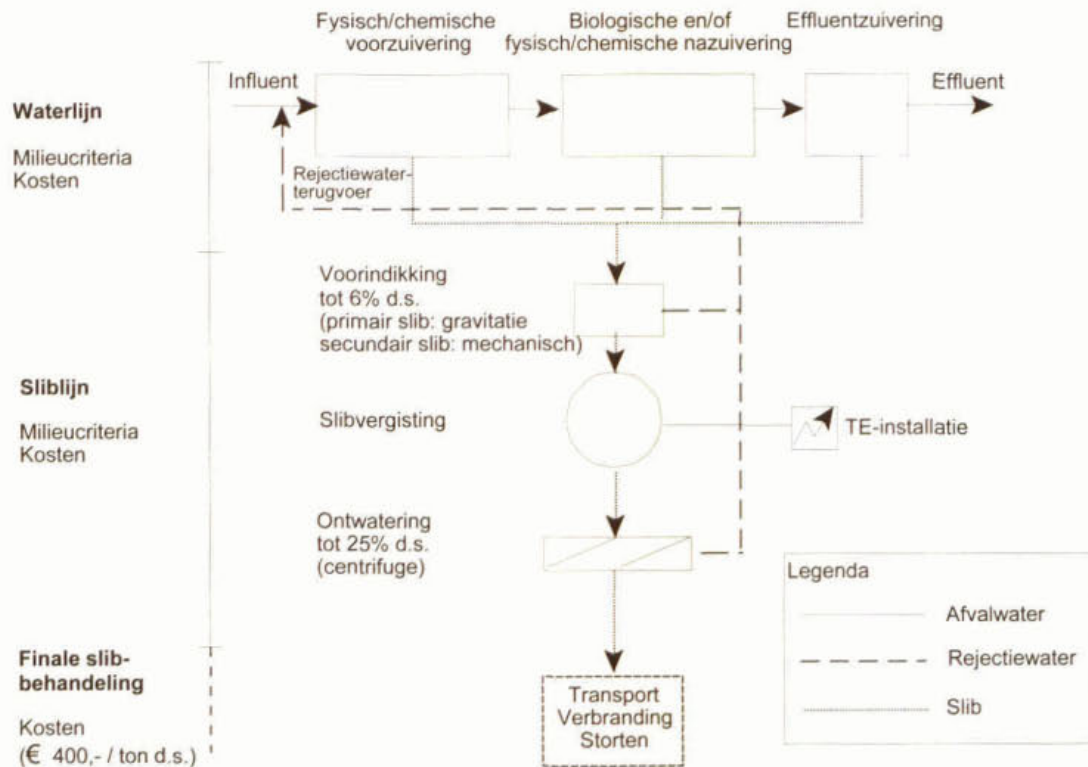
Tabel 1: Influentkarakterisering voor DEMAS⁺ met verdeling van de verschillende componenten over de deeltjesfracties en de opgeloste fractie

Component	Concentraties	Percentages
CVZ_{totaal} (mg O ₂ /l)	600	
CZV _{deeltjes}	384	64%
CZV _{opgelost}	216	36%
BZV₅ (mg O ₂ /l)	220	
BZV _{deeltjes}	114	52%
CZV _{opgelost}	106	48%
N_{totaal} (mg N/l)	55	
N _{deeltjes}	9,3	17%
N _{opgelost}	45,7	83%
P_{totaal} (mg P/l)	9	
P _{deeltjes}	4,8	53%
P _{opgelost}	4,2	47%
Deeltjes > 0,45 µm (mg d.s./l)	250	--

2.3 Aanpassing van de systeemgrenzen

Hierbij wordt de retourstroom uit de slibgisting na ontwatering gemengd met het influent voor toevoer naar de fysisch/chemische voorzuivering. Wat de consequenties van het toevoegen van de retourstromen zijn voor de influentsamenstelling wordt in paragraaf 2.4 beschreven.

De gewijzigde systeemgrenzen worden in figuur 1 weergegeven.



Figuur 1: Systeembegrenzing van de zuiveringsscenario's met waterlijn en de sliblijn binnen DEMAS[†]

Het verschil met het eerdere DEMAS ligt in de toevoeging van de slibontwatering na de vergisting. De sliblijn is nu als volgt gedimensioneerd:

- Het primaire en secundaire slib wordt gemengd aangevoerd. In het geval dat het gemengde slib een drogestofconcentratie heeft lager dan 6% (flotatie kan hogere drogestofconcentraties produceren) vindt voorindikking tot 6% plaats. Voor het primair slib gebeurt dit in een gravitatie-indikker. Het secundair slib wordt mechanisch ingedikt. In deze mechanische indikking vindt geen CZV- of nutriëntenaafgifte plaats.
- De slibvergisting wordt gedimensioneerd op een slibverblijftijd van 20 dagen.
- 50% van het aangevoerde organisch materiaal wordt in de slibvergisting omgezet tot methaangas, koolstofdioxide en (een gering deel) biomassa.
- Voor de benodigde verwarmingsenergie wordt 100.000 kJ per m³ slib in rekening gebracht. De biogasproductie bedraagt 1,15 m³ per kg afgebroken organische stof. De energie-inhoud van het biogas komt overeen met 22.000 kJ/m³ waarmee in een 32%-rendement TE-installatie elektrische energie wordt geproduceerd voor eigen gebruik of teruglevering aan het net.
- Vervolgens wordt het slib in een centrifuge ontwaterd tot een drogestofconcentratie van 25% d.s.. De bedrijfstijd voor een centrifuge is gesteld op 100 h/week bij een ontwateringscapaciteit van 160 kg d.s./h. Voor het ontwateren van het vergiste slib naar 25% d.s. wordt een energieverbruik van 4 kWh/m³ in rekening gebracht. Voor de centrifuge wordt voor een voldoende ontwatering 7,5 kg/ton d.s. aan polymeer gedoseerd.
- Het ontwaterde slib wordt getransporteerd naar een centrale slibverbrandingsinstallatie waarna de asrest wordt gestort. Voor het transport, de verbranding en de stort worden alleen kosten (€ 400,- / ton d.s.) in rekening gebracht.

2.4 Berekening van de concentraties N en P in de retourstroom uit de slibgisting

Door de wijziging in systeemgrenzen en het meenemen van de ontwatering op het zuiverings-terrein zelf worden nu ook de retourstromen uit de slibgisting en ontwatering meegenomen in het systeemontwerp. Deze wijziging leidt tot een hogere belasting van de rwzi met de nutriënten N en P, overeenkomstig de praktijksituatie. De verhoogde nutriëntenbelasting van de nazuivering is in DEMAS⁺ gesimuleerd door de concentraties NH₄-N en PO₄-P in het influent te verhogen. Bovendien is het influentdebiet verhoogd met het volume rejectiewater dat voor de voorbezinktank wordt aangevoerd. Deze paragraaf beschrijft de opzet van deze wijziging en hoe deze is opgenomen in DEMAS⁺.

De extra nutriëntenbelasting uit het primaire slib is berekend aan de hand van de volgende aannames:

- Na afscheiding in de fysisch/chemische voorzuivering worden de afgescheiden deeltjes (afhankelijk van het rendement van de voorzuiveringsstap) mechanisch ingediktd. Hierbij vindt geen nutriëntenafgifte plaats.
- In de vergister wordt 50% van het organisch slibmateriaal vergist volgens de slibvergistingsreactie:



- De inbouw van stikstof en fosfaat in celmateriaal voor de anaërobie bacteriën is relatief gering en wordt in de berekening verwaarloosd.
- De, bij de slibvergistingreactie vrijkomende, stikstof en fosfaat komen in de waterfase terecht en worden teruggevoerd naar het begin van de voorzuivering.

Op basis van deze aannames komt 50% van de in de voorzuivering verwijderde deeltjes-N en deeltjes-P uiteindelijk terug in het influent als NH₄-N en PO₄-P.

De extra nutriëntenbelasting uit het secundaire biologische slib is berekend aan de hand van de volgende aannames:

- In de nabehandeling vindt biologisch-slibproductie plaats die berekend kan worden met behulp van de yield.
- Deze yield bedraagt 0,4 kg drogestof per kg CZV_{verwijderd} voor actiefslib-systemen en de slib-op-dragersystemen; voor de membraanbioreactor is de yield 0,1 kg ds per kg CZV_{verwijderd} (in de variant mbr-Beverwijk wordt dit bijgesteld tot 0,4 kg ds per kg CZV_{verwijderd}).
- In de vergister wordt 30% van het organisch slibmateriaal vergist.
- De massaverhouding CZV:N:P in het actief slib is 150:14:3 [Metcalf & Eddy (1991), Lettinga et al. (1998)]; per 100 g vergist CZV komen 9,3 g NH₄-N en 2 g PO₄-P vrij die worden teruggevoerd naar het begin van de voorzuivering.

Het rejectiewaterdebiet is bepaald door het watervolume te berekenen dat vrijkomt bij de ontwatering van het vergiste slib tot een einddrogestofgehalte van minimaal 25%.

2.5 Dimensionering en effluentsamenstelling van de voorzuiveringsstappen

Dimensionering van de voorzuiveringsstappen

Tabel 2 geeft een overzicht van de dimensioneringsgrondslagen van de voorzuiveringsstappen.

Tabel 2: Dimensioneringsgrondslagen van de voorzuiveringsstappen

	Dosering	Dimensionering
Voorbezinking	--	Oppervlaktebelasting ¹ = 3 m/h
Voorbezinking met polymeerdosering	4 g/m ³ kationisch hoogmoleculair polymeer	Oppervlaktebelasting ¹ = 6 m/h
Flotatie met polymeerdosering	4 g/m ³ kationisch hoogmoleculair polymeer	Oppervlaktebelasting ¹ = 10 m/h
Directe influentfiltratie	--	Oppervlaktebelasting ¹ = 10 m/h
Directe influentfiltratie met ijzerdosering	10 g Fe ³⁺ /m ³	Oppervlaktebelasting ¹ = 10 m/h
Directe membraanfiltratie	--	Flux 0,1 m ³ /m ² h; druk 0,8 bar; benuttinggraad 75 %
A-trap (belucht/denitrificerend)	4 g/m ³ kationisch hoogmoleculair polymeer	Slibbelasting = 6,3 kg CZV/kg d.s. per dag; Oppervlaktebelasting bezinktank = 3 m/h

¹ Bij regenweeraanvoer

Als dosering voor de voorbezinktank en de flotatie is 4 g hoogmoleculair kationisch polymeer per m³ influent gehanteerd. In de voorbezinktank zonder polymeerdosering werd een oppervlaktebelasting van 3 m/h toegepast. Voor de voorbezinktank met polymeerdosering is – op basis van de verbeterde bezinkeigenschappen van de gevormde vlokken - aangenomen dat deze kan worden verhoogd tot 6 m/h. De flotatie met polymeer is gedimensioneerd op een oppervlaktebelasting van 10 m/h. Het drogestofgehalte van het flotatieslib werd gesteld op 10%, te bereiken door discontinu ruimen van de flotatielaag.

Voor de directe influentfiltratie zijn twee systemen gedimensioneerd. Het onderscheid tussen de systemen ligt in het feit dat aan het tweede ijzer wordt gedoseerd om de deeltjesverwijdering te verbeteren. Door deze ijzerdosering wordt in dit systeem ook fosfaat verwijderd. Voor beide systemen is een oppervlaktebelasting van 10 m/h gehanteerd.

De flux van de directe membraanfiltratie bedraagt 0,1 m³/m²h bedreven in crossflow (bij 0,8 bar met een 75% benuttinggraad). In DEMAS⁺ is voor de directe membraanfiltratie opgenomen dat de terugspoelfrequentie en reiniging van de membranen toeneemt bij toenemende deeltjesconcentraties in het te verwerken afvalwater.

Voor de A-trap is een slibbelasting van 6,3 kg CZV/kg d.s. per dag gehandhaafd. In het systeem wordt 4 g polymeer per m³ gedoseerd om de deeltjesverwijdering te verbeteren.

Effluenten van de verschillende voorzuiveringsstappen

De (primaire) effluenten van de voorzuiveringsstappen zijn berekend op basis van de verwijderingsrendementen die verkregen zijn in experimenteel onderzoek [STOWA (2001-07)]. Hierbij is gebruik gemaakt van de zuiveringsprestaties voor de fracties CZV_{deeltjes} en CZV_{opgelost}. Vanuit de standaardverdeling van de componenten over de deeltjesfracties en de opgeloste fractie in het influent (tabel 1) kan worden berekend welk rendement een bepaalde voorzuiveringstechniek heeft. Het rendement van een voorzuiveringsstap bepaalt de samenstelling van het primair effluent en zodoende de eisen aan en de mogelijkheden van de diverse nazuiveringsstappen.

Voor de meeste voorzuiveringstechnieken werd naast een verwijdering van CZV_{deeltjes} ook een geringe verwijdering van CZV_{opgelost} gevonden. Waarschijnlijk betreft dit niet daadwerkelijk CZV_{opgelost} maar wordt hierbij de verwijdering van een (niet gedefinieerde) deeltjesfractie < 0,45 µm gemeten [Levine (1985)]. Deze hypothese wordt bevestigd door het onderzoek 'Oriënterend onderzoek naar fysisch-chemische karakterisering van afvalwater' [STOWA (2001-20)] waarin gevonden werd dat het gebruik van een 0,1 µm filter voor ruw influent resulteerde in een extra CZV-verwijdering van 8% (±5%).

Tabel 3 geeft de verwijderingsprestaties en de berekende effluentsamenstelling van de verschillende fysisch/chemische voorzuiveringsstappen.

Tabel 3: Verwijderingsprestaties en effluentsamenstelling (zonder rejectiewater) per fysisch/chemische voorzuiveringsstap in DEMAS⁺

VERWIJDERING		VBT	VBT + PE	Flotatie + DIF PE	DIF + 10 mg Fe/l	DMF	A-trap + PE	Den. A- trap+PE	
Deeltjes		30%	80%	85%	50%	70%	100%	60%	70%
Opgelost		0%	5%	10%	0%	5%	15%	20%	50%
	INFLUENT	EFFLUENTEN							
		VBT _{ref}	VBT + PE	Flotatie + DIF PE	DIF + 10 mg Fe/l	DMF	A-trap + PE	Den. A- trap+PE	
CVZtotaal (mg O ₂ /l)	600	485	282	252	408	359	184	239	223
CZVdeeltjes	384	269	77	58	192	154	0	77	115
CZVopgelost	216	216	205	194	216	205	184	162	108
BZV ₅ (mg O ₂ /l)	220	186	123	112	163	146	90	128	140
BZVdeeltjes	114	80	23	17	57	46	0	23	34
BZVopgelost	106	106	100	95	106	100	90	106	106
Ntotaal (mg N/l)	55,0	52,2	47,5	47,1	50,3	49,4	45,7	47,5	48,5
Ndeeltjes	9,3	6,5	1,8	1,4	4,6	3,7	0,0	1,8	2,8
Nopgelost	45,7	45,7	45,7	45,7	45,7	45,7	45,7	45,7	45,7
Ptotaal (mg P/l)	9,0	7,7	5,6	5,4	6,9	3,5	4,8	5,6	6,0
Pdeeltjes	4,2	3,0	0,8	0,6	2,1	1,7	0,0	0,8	1,3
Popgelost	4,8	4,8	4,8	4,8	4,8	1,8	4,8	4,8	4,8
Deeltjes (mg d.s./l)	250	175	50	38	125	100	0	50	75

afkortingen in tabel 3: VBT = voorbezinktank, PE = polymeer, DIF = directe influentfiltratie (discontinu), DMF = directe membraanfiltratie, A-trap = beluchte A-trap, Den. A-trap = denitrificerende A-trap

2.6 Dimensionering van de biologische nabehandelingsstappen

Wijziging van de minimaal vereiste BZV/N-verhouding

Uit experimenteel onderzoek naar de werking van biologische nazuiveringstechnieken na vergaande voorzuivering [STOWA (2001-20)] kon afgeleid worden dat de denitrificatie-potentiaal van het voorgezuiverde standaardinfluent ook na vergaande deeltjesverwijdering voldoende bleef voor voldoende denitrificatie in de biologische nabehandeling. In DEMAS⁺ is dit resultaat opgenomen door de vereiste BZV/N-verhouding voor een voldoende denitrificatie (N_{totaal} < 10 mg N/l) te verlagen van 2,5 naar 2. Hierop wordt nader ingegaan in paragraaf 4.4.

Dimensionering van de nageschakelde actief-slibsystemen volgens de HSA-methode

In DEMAS is voor de dimensionering van de nageschakelde actief-slibsystemen uitgegaan van een standaardlibbelasting van 0,060 kg BZV per kg d.s. per dag. Bij het toepassen van fysisch/chemische voorzuivering wordt relatief meer inert materiaal verwijderd, waardoor mag worden verwacht dat de slibactiviteit in een nageschakelde actief-slibinstallatie toe zal nemen (zie ook de resultaten van het onderzoek 'Flocculatie met organische polymeren gevolgd door biologische nabehandeling' [STOWA (2001-20)]). Om een inschatting van de slibbelasting na verschillende voorzuiveringsstappen te maken is in DEMAS⁺ gebruik gemaakt van de HSA-methode. De HSA-methode is opgesteld op basis van een uitwisseling van ervaringen van Duitse universiteiten (HSA - Hochschulgruppenansatz) en waterkwaliteitsbeheerders. In het STOWA-handboek "Stikstofverwijdering" is voorgesteld ook in de Nederlandse situatie voor het ontwerp van rwzi's met biologische stikstofverwijdering de Duitse HSA-methode te gebruiken [STOWA (1993)]. Het HSA-model is in Nederland momenteel de meest gebruikte methode voor het ontwerp van actief-slibinstallaties met nutriëntenverwijdering.

Als belangrijkste invoerwaarden gebruikt de HSA-methode de influentgegevens van de te ontwerpen actief-slibinstallatie, de gestelde effluenteisen en de minimale temperatuur waarbij deze effluenteisen moeten worden gehaald. Er dient een factor te worden ingevoerd om het effect van piekbelastingen te kunnen opvangen. Voorts dienen de juiste waarden te worden ingevoerd voor een aantal systeemparemeters (o.a. groeisnelheden, het anorganisch deel van de zwevendestof, en het inerte deel van het biologisch slib); wanneer hiervan geen specifieke gegevens beschikbaar zijn, kunnen standaardwaarden gehanteerd worden.

Voor de DEMAS⁺-evaluatie is op basis van de verwijderingsprestaties die behaald zijn in het experimenteel onderzoek aan voorzuiveringsstappen en de koppeling hiervan met het DEMAS-influent (tabel 3), een dimensionering gemaakt voor een nageschakelde actief-slibinstallatie met voordennitrificatie. Het uitgangspunt is een 100.000 i.e. installatie met een gemiddeld dagdebiet van 19.500 m³/dag. Als invoerparameters zijn de effluentwaarden voor BZV, zwevendestof (bepaald met een 5 - 7 µm filter), N_{kjehldal}, NH₄-N en P _{totaal} van de verschillende voorzuiveringstechnieken gebruikt. De ingestelde procestemperatuur is 10 °C, voor het overige zijn de standaardwaarden aangehouden. In tabel 4 wordt de dimensionering voor de nageschakelde actief-slibsystemen gegeven.

Tabel 4: Slibbelasting van een nageschakelde actief-slibinstallatie (berekening: HSA-model)

Voorzuiveringstechniek	Slibbelasting (kg BZV/kg d.s. per dag)
Referentie zonder voorbehandeling	0,052
Voorbezinktank	0,061
Voorbezinktank + polymeerdosering	0,080
Flotatie + polymeerdosering	0,084
Directe influentfiltratie	0,076
Directe influentfiltratie + 10 mg Fe/l	0,082
Directe membraanfiltratie	0,111
A-trap	0,055
Denitrificerende A-trap	0,078

Opvallend zijn de significant hogere slibbelastingen die mogelijk zijn volgens het HSA-model. In de oude DEMAS-berekeningen is steeds uitgegaan van een standaardlibbelasting van 0,060 BZV/kg d.s. per dag. In de nieuwe berekening zijn belastingen van 0,080 tot 0,111 kg BZV/kg d.s. per dag mogelijk. De hogere slibbelastingen worden veroorzaakt door de veel lagere

zwevendestofconcentraties die resteren na de fysisch/chemische voorzuiveringsstappen. Door de lagere zwevendestofconcentraties daalt het inerte deel van het slib en is sprake van een hogere slibactiviteit. Dit leidt ook tot een daling van de slibproductie.

Het HSA-model gaat uit van een minimale BZV/N-verhouding van 2,3 voor denitrificatie wanneer aan de lozingseis van 10 mg N _{totaal}/l moet worden voldaan. De BZV/N-verhouding die resteert na directe membraanfiltratie is te laag. Voor de dimensionering is het fysisch/chemisch voorgezuiverde effluent met 21 mg BZV/l verhoogd.

Als slibproductiefactor is in DEMAS⁺ een yield van 0,4 kg drogestof per kg verwijderd CZV aangehouden. De organischestofconcentratie van het geproduceerde slib is gesteld op 83%.

Herziene dimensionering van de nageschakelde slib-op-dragersystemen

In DEMAS waren de nageschakelde slib-op-dragersystemen gedimensioneerd met een slibbelasting van 0,08 - 0,32 kg BZV/m³ dag [Metcalf & Eddy (1991), Henze (1995)] en een slibproductie van 0,2 kg drogestof per kg verwijderd CZV (aanneme). Tijdens de voorbereidingen van DEMAS⁺ is de dimensionering van de slib-op-dragersystemen nader onderzocht. De meest volledige ontwerpparameters werden gevonden in het in 1994 gepubliceerde RWZI2000-rapport "Compactsystemen voor de behandeling van stedelijk afvalwater - een haalbaarheidsstudie" [RIZA-STOWA (1994)]. Tabel 5 geeft hiervan een overzicht.

Tabel 5: Globale ontwerpparameters van biofilters [RIZA en STOWA (1994)]

Parameter	CZV-verwijdering	Nitrificatie	Denitrificatie	Eenheid
Hydraulische belasting	10,0	10,0	12,0	m ³ m ⁻² .h ⁻¹
Zwevendestofbelasting	1,5	0,5	1,5	kg.m ⁻³ .d ⁻¹
CZV-belasting	12,0	1,0	-- ¹	kg.m ⁻³ .d ⁻¹
BZV-belasting	8,0	0,7	-- ¹	kg.m ⁻³ .d ⁻¹
N _{KJ} -N-belasting	-- ¹	0,6 ²	-- ¹	kg.m ⁻³ .d ⁻¹
NO ₃ -N-belasting	-- ¹	-- ¹	1,3	kg.m ⁻³ .d ⁻¹

¹ niet van toepassing

² bij 15 °C

De vetgedrukte waarden in tabel 5 zijn opgenomen als dimensioneringsgrondslagen van de DEMAS⁺-versie. Het betreft hier de hydraulische belasting en de belasting met N-Kjeldahl, respectievelijk NO₃-N. Uit de DEMAS⁺-berekeningen blijkt uiteindelijk dat de hydraulische belasting bepalend wordt bij het ontwerp.

In het RWZI-rapport wordt gerapporteerd dat de slibproductie van slib-op-dragersystemen weinig (< 10%) verschilt van de slibproductie van actief-slibsystemen. Voor de slib-op-drager-systemen is in DEMAS⁺ daarom dezelfde productiefactor gerekend als voor nageschakelde slib-op-dragersystemen: 0,4 kg drogestof per kg verwijderd CZV met een organischstofgehalte van 83%.

Ontwerp en kosten van de membraanbioreactor

Als basis voor het ontwerp van de membraanbioreactor is een nageschakeld membraansysteem aangehouden. In deze configuratie zijn tubulaire membranen achter een compact actief-slib-systeem geplaatst. Het systeem heeft een slibgehalte van 20 g d.s./l en een yield van 0,1 kg drogestof per kg CZV _{verwijderd} met een organischstofgehalte van 75% [Stephenson et al. (2000)]. De membranen worden in crossflow bedreven bij een transmembraandruk van 0,5 bar en leveren een flux van 0,03 m³/m² per uur bij regenweerafvoer (0,01 m³/m².h bij dwa). De benuttinggraad bedraagt 90%. In het model is opgenomen dat de terugspoelfrequentie en reiniging van de membranen toeneemt bij toenemende deeltjesconcentraties in het te verwerken afvalwater.

De kosten van membranen vertonen momenteel sterke prijsdalingen. De verwachting is dat deze dalingen zich voort zullen zetten. In parallel onderzoek wordt momenteel in opdracht van

STOWA een studie naar de toepassing van de membraanbioreactor voor grootschalige zuivering van stedelijk afvalwater uitgevoerd. In DEMAS⁺ zijn de verwachtingen van de prijsontwikkelingen van membranen meegenomen door de prijzen met een factor 8 te verlagen ten opzichte van de prijzen uit DEMAS in 1998. Tabel 6 geeft de gehanteerde kostenaanname:

Tabel 6: Kostenaanname voor de membraanbioreactor

Membranen	€ 1.620,-	Per module à 45 m ² membraanoppervlak (= € 36,- per m ²)
Electro-Mechanisch	€ 2.300,-	Per module à 45 m ² membraanoppervlak (= € 51,- per m ²)
Civiele kosten	€ 590,-	Per module à 45 m ² membraanoppervlak (= € 13,- per m ²)
		Totale kosten: € 100,- per m ² membraan

Na hercalculatie van de membraanbioreactor en het conventionele actief-slibstelsysteem, bleek dat een kale membraanbioreactor (zonder voorbehandeling en sliblijn) 50 tot 75% duurder is dan een actief-slibstelsysteem met nabezinking (ook zonder voorbehandeling en sliblijn). Dit is in redelijke overeenstemming met een indicatieve kostenopgave van TNO-MEP [Van Houten (2000)].

Bij de toepassing van een membraanbioreactor moeten de hogere kosten afgezet worden tegen de zeer goede effluentkwaliteit. Het effluent van een membraanbioreactor belast het ontvangende oppervlaktewater minder en kan op verschillende manieren worden (her)gebruikt.

2.7 Dimensionering van de fysisch/chemische nabehandelingsschappen

Introductie van omgekeerde osmose als nabehandelingsschapp

Als extra nabehandelingsschapp in DEMAS⁺ is omgekeerde osmose geïntroduceerd. Met omgekeerde osmose kan afvalwater zeer vergaand gezuiverd worden en ontstaat de mogelijkheid een effluent te produceren van een kwaliteit die geschikt is voor verschillende hergebruikopties. Een aanvullend voordeel is het compacte ontwerp van de installatie.

De omgekeerde-osmose-installatie in DEMAS⁺ is relatief 'gunstig' gedimensioneerd. Zo wordt een lage druk van 35 bar gehanteerd (doorgaans is dit circa 50 bar). De nominale flux bedraagt 0,075 m³/m²h met een benuttinggraad van 95%. De brijnbehandeling van de R.O.-installatie is gebaseerd op concentreringsstappen door een serieschakeling ('kerstboomschakeling') van R.O.-stappen. De geconcentreerde brijn wordt in DEMAS⁺ verwerkt met het slib uit de voorbehandeling. Of deze wijze van brijnverwerking werkelijk toepasbaar is (ook gezien het hoge zoutgehalte en de mogelijkheden voor de gisting), niet bekend. Als zodanig zijn de kosten- en milieurepenberekeningen voor de scenario's met omgekeerde osmose nog zeer indicatief

Dimensionering van de ionenwisselaar voor ammoniumverwijdering

Parallel aan het onderzoek naar fysisch/chemische voorzuivering, is in opdracht van STOWA een onderzoek uitgevoerd naar de toepassingsmogelijkheden van ionenwisseling voor stikstofverwijdering uit stedelijk afvalwater. Het onderzoek is gepubliceerd in het STOWA-rapport 'Ionenwisseling voor stikstofverwijdering uit afvalwater' [STOWA (2000-19)]. De resultaten uit dit onderzoek zijn gebruikt voor het ontwerp en de kostenberekening van de ionenwisselaar in DEMAS⁺.

De stikstofeis in het effluent van de ionenwisselaar is gesteld op 3,5 mg N _{totaal}/l. De gehanteerde verblijftijd bedraagt 8 uur. Voor de capaciteit van de ionenwisselaar (chabaziet) wordt 6,5 mg NH₄-N per g ionenwisselaar gehanteerd. Als regeneratiespoelsnelheid wordt 10 m/h aangehouden.

3 RESULTATEN VAN DE SCENARIOBEREKENINGEN

3.1 Inleiding

In dit hoofdstuk worden de uitkomsten van de berekeningen in DEMAS⁺ gepresenteerd en toegelicht. Naast een referentiescenario zijn 29 volledige zuiveringsscenario's doorgerekend.

De scenario's zijn onderverdeeld in vijf hoofdgroepen op basis van de mogelijkheden voor nabehandeling. Per hoofdgroep zijn de scenario's opgezet op basis van de verschillende fysisch/chemische voorzuiveringsstappen die zijn onderzocht in het experimenteel onderzoek. Dit zijn vergaande voorbezinking, flotatie, grove-mediafiltratie, directe membraanfiltratie en de beluchte of denitrificerende A-trap. De vergaande voorbezinking, de flotatie en de A-trap zijn uitgevoerd met een geoptimaliseerde dosering van organisch polymeer. De grove-mediafiltratie is in twee varianten gedimensioneerd: zonder en met ijzerzoutdosering. Bij de directe membraanfiltratie wordt er vooralsnog vanuit gegaan dat chemicaliëndosering niet noodzakelijk is. De scenario's zijn in tabel 7 genummerd en kort beschreven.

Tabel 7: Scenario's in DEMAS⁺

SCENARIO	Voorzuiveringsstap	Nazuivering
Ref.	Geen	Laagbelast actief-slib + nabezinktank
1b	Voorbezinktank + PE	Laagbelast actief-slib + nabezinktank
1c	Flotatie + PE	Laagbelast actief-slib + nabezinktank
1d	Influentfilter	Laagbelast actief-slib + nabezinktank
1e	Influentfilter + 10 mg Fe ³⁺ /l	Laagbelast actief-slib + nabezinktank
1f	Direct membraanfilter	Laagbelast actief-slib + nabezinktank
1g	A-trap + PE	Laagbelast actief-slib + nabezinktank
2b	Voorbezinktank + PE + Fe	slib-op-drager + filter
2c	Flotatie + PE + Fe	slib-op-drager + filter
2d/e	Influentfilter + Fe	slib-op-drager + filter
2f	Direct membraanfilter + Fe	slib-op-drager + filter
2g	A-trap + PE + Fe	slib-op-drager + filter
3b	Voorbezinktank + PE + Fe	Membraanbioreactor
3c	Flotatie + PE + Fe	Membraanbioreactor
3d/e	Influentfilter + Fe	Membraanbioreactor
3f	Direct membraanfilter + Fe	Membraanbioreactor
3g	A-trap + PE + Fe	Membraanbioreactor
4b	Voorbezinktank + PE	R.O. + brijnverwerking
4c	Flotatie + PE	R.O. + brijnverwerking
4d	Influentfilter	R.O. + brijnverwerking
4e	Influentfilter + 10 mg Fe ³⁺ /l	R.O. + brijnverwerking
4f	Direct membraanfilter	R.O. + brijnverwerking
4g	A-trap + PE	R.O. + brijnverwerking
5a	Voorbezinktank + PE + Fe	Ionenwisseling met f.reg. ⁺ hoogbelast actief-slib
5b	Aerobe A-trap+ PE + Fe	Ionenwisseling met fysische regeneratie
5c	Denitrif. A-trap+ PE + Fe	Ionenwisseling met biologische regeneratie

In de scenario's van hoofdgroep 1 is een laagbelast actief-slibstelsysteem met biologische stikstof- en fosfaatverwijdering gekoppeld aan een vergaande fysisch/chemische voorzuiveringsstap.

In scenariohoofdgroep 2 is het actief-slibstelsysteem vervangen door een nitrificerend-denitrificerend slib-op-dragersysteem met postdenitrificatie (met methanoldosering). Prédénitrificatie blijkt in de meeste gevallen vanwege de grote vereiste retourstromen duurder omdat de dragersystemen hierdoor meer ruimte vereisen. Aangenomen is dat in de slib-op-dragersystemen geen biologische fosfaatverwijdering plaats kan vinden, waardoor op de voorzuivering fosfaat via ijzerprecipitatie verwijderd dient te worden.

De voorzuiveringsstap van scenario 2a (eenvoudige voorbezinking) voldoet eigenlijk niet aan de eisen van een slib-op-dragersysteem wat betreft de zwevendestofgehalten. Het scenario kan als vergelijking dienen met scenario 1a om de invloed van de vervanging van het actief-slibstelsysteem door het slib-op-dragersysteem te bestuderen.

In scenariohoofdgroep 3 is als nabehandelingstap een membraanbioreactor gedimensioneerd. Er is van uitgegaan dat biologische fosfaatverwijdering in een membraanbioreactor niet mogelijk is. In de opgestelde scenario's is aangenomen dat fosfaat in de voorzuivering via ijzerprecipitatie verwijderd wordt.

In scenariohoofdgroep 4 is een nieuw type scenario's gedimensioneerd waarin het effluent van de voorzuivering behandeld wordt met omgekeerde osmose. De resultaten van de berekeningen aan deze hoofdgroep zijn indicatief en dienen in eerste instantie vooral onderling vergeleken te worden. Vergelijking met de overige scenario's kan op hoofdpunten plaatsvinden. De voorzuiveringsstap van scenario 4a (voorbezinking) voldoet eigenlijk niet aan de eisen van omgekeerde osmose wat betreft de zwevendestofgehalten.

De scenario's van scenariohoofdgroep 5 zijn gebaseerd op een ionenwisselaar voor de verwijdering van ammonium. Voor de verwijdering van CZV dat resteert na de voorzuivering is in scenario 5a een hoogbelast actief-slibstelsysteem gedimensioneerd. In de scenario's 5b en 5c is de verblijftijd in de A-trap groter gemaakt zodat hier vergaande CZV-verwijdering kan plaatsvinden.

3.2 Overzicht van de resultaten van de berekeningen in DEMAS⁺

In tabel 8 wordt een overzicht gegeven van de resultaten van de berekeningen in DEMAS⁺. In bijlage A zijn de resultaten voor alle scenario's in staafdiagrammen weergegeven.

In paragraaf 3.3 zal op basis van de berekeningen voor scenariohoofdgroep 1 eerst een vergelijking tussen de voorzuiveringsstappen gemaakt worden. Vervolgens worden in paragraaf 3.4 de verschillende nabehandelingstappen besproken door de scenariohoofdgroepen onderling te vergelijken.

Tabel 8: Resultaten van de berekeningen in DEMAS⁺

SCENARIO Ref	Voorzuivering geen (grofvuilrooster) voorbezinktank voorbezinktank+PE Flotatie+PE Influentfilter Influentfilter+10 mg Fe3+/l Direct membraanfilter A-trap+PE voorbezinktank + Fe voorbezinktank+PE+Fe Flotatie+PE+Fe Influentfilter+Fe Direct membraanfilter+Fe A-trap+PE+Fe voorbezinktank voorbezinktank+PE Flotatie+PE Influentfilter Influentfilter+10 mg Fe3+/l Direct membraanfilter A-trap+PE voorbezinktank+PE+Fe A-trap+PE+Fe Denitrificerende A-trap+PE+Fenenwisseling b.reg.+hoogbelast a.s.	Nazuivering laagbelast actief-slib+nbt laagbelast actief-slib+nbt laagbelast actief-slib+nbt laagbelast actief-slib+nbt laagbelast actief-slib+nbt laagbelast actief-slib+nbt laagbelast actief-slib+nbt laagbelast actief-slib+nbt slib-op-drager (post-denitrificatie) slib-op-drager (post-denitrificatie) slib-op-drager (post-denitrificatie) slib-op-drager (post-denitrificatie) slib-op-drager (post-denitrificatie) membraanbioreactor membraanbioreactor membraanbioreactor membraanbioreactor membraanbioreactor reversed osmosis+brijnverwerking reversed osmosis+brijnverwerking reversed osmosis+brijnverwerking reversed osmosis+brijnverwerking reversed osmosis+brijnverwerking reversed osmosis+brijnverwerking ionenwisseling f.reg.+hoogbelast a.s. ionenwisseling f.reg.+hoogbelast a.s.	Contante waarde (€ 1*10 ⁶)		Relatief (MWh/jaar)	Ruimtegebruik (m2)			Silbafzet (ton d.s./jaar)				
			Totaal	Civiel+EM Variabel		Totaal	Waterlijn	Sliblijn	Totaal	Anorganisch	Chemisch	Organisch	
1a			40,3	17,0	23,3	2,693	9.345	9.180	165	1.907	623	0	1.284
1b			37,7	18,9	18,7	1.601	10.010	9.640	370	1.498	565	0	933
1c			33,3	14,6	18,7	548	7.552	7.160	392	1.414	461	0	953
1d			35,0	15,0	20,1	621	6.871	6.670	201	1.384	445	0	938
1e			41,4	21,8	19,6	1.364	8.321	7.940	381	1.476	525	0	951
1f			42,5	20,9	21,7	1.203	7.828	7.420	408	1.638	501	161	976
1g			40,9	18,8	22,1	2.032	6.313	5.910	403	1.386	420	0	966
2a			38,8	18,8	20,0	1.491	9.391	9.010	381	1.335	405	0	930
2b			37,8	10,6	27,2	2.516	2.696	2.320	376	1.556	590	114	852
2c			36,9	10,4	26,5	915	2.156	1.740	416	1.556	486	117	954
2d/e			39,3	11,3	28,0	910	1.731	1.520	211	1.537	472	115	950
2f			44,5	16,1	28,3	2.068	2.194	1.800	394	1.570	551	117	902
2g			43,2	16,2	27,0	2.158	1.654	1.230	424	1.499	414	109	976
3a			40,0	12,1	27,9	1.777	2.890	2.480	410	1.501	437	117	947
3b			58,2	30,9	27,3	8.890	1.828	1.590	238	940	438	111	391
3c			61,5	31,7	29,8	7.266	1.263	930	333	1.183	402	116	665
3d/e			64,5	32,7	31,8	7.257	860	710	150	1.200	398	115	688
3f			66,3	36,8	29,5	8.425	1.307	1.030	277	1.044	424	114	506
3g			71,3	37,8	33,4	8.490	758	390	368	1.260	381	109	771
4a			65,2	33,7	31,4	8.064	2.127	1.790	337	1.169	359	115	695
4b			77,7	32,1	45,6	20.062	1.563	1.230	333	1.268	356	0	912
4c			77,7	31,8	45,9	19.257	1.183	850	333	1.125	356	0	769
4d			80,3	32,8	47,5	19.338	804	650	154	1.111	356	0	755
4e			84,3	37,6	46,7	19.979	1.123	790	333	1.211	356	0	855
4f			86,9	37,8	49,1	19.883	1.149	790	359	1.385	358	160	867
4g			85,6	37,6	48,0	20.917	753	420	333	1.068	356	0	712
5a			81,6	33,8	47,8	20.321	1.932	1.590	342	1.138	323	0	815
5b			56,1	16,6	39,5	4.687	5.856	5.370	486	1.734	427	117	1.190
5c			58,5	18,0	40,5	5.620	2.285	1.840	445	1.607	355	118	1.133
			54,6	23,2	31,4	3.864	3.218	2.800	418	1.521	362	113	1.045

f.reg. = fysische regeneratie
b.reg. = biologische regeneratie
a.s. = actief slib

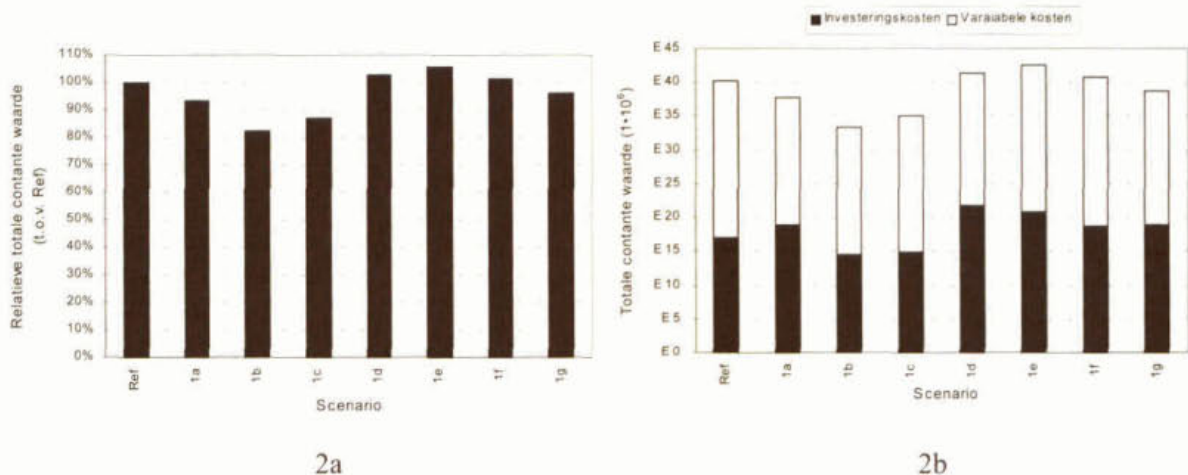
3.3 Vergelijking van de voorzuiveringsstappen

Inleiding

In deze paragraaf worden de verschillende voorzuiveringsstappen onderling vergeleken. De vergelijking vindt plaats op basis van de scenario's van scenariohoofdgroep 1. In deze hoofdgroep zijn de voorzuiveringsstappen gecombineerd met het actief-slibstelsysteem. Er is gekozen voor deze hoofdgroep omdat hierin de verschillen tussen de onderzochte voorzuiveringsstelsystemen het best zichtbaar worden. Bovendien is de dimensionering van het actief-slibstelsysteem binnen DEMAS⁺ het meest verfijnd uitgewerkt en is in het experimenteel onderzoek aandacht besteed aan de interactie tussen de voorbehandeling en nabehandeling in het actief-slibstelsysteem.

Kosten

In figuur 2 worden de kosten per scenario in staafdiagrammen weergegeven. Figuur 2a geeft een relatieve vergelijking van de kosten ten opzichte van het referentiescenario. Figuur 2b geeft hierbij de totale contante waarde (over een looptijd van 30 jaar) in miljoenen €.

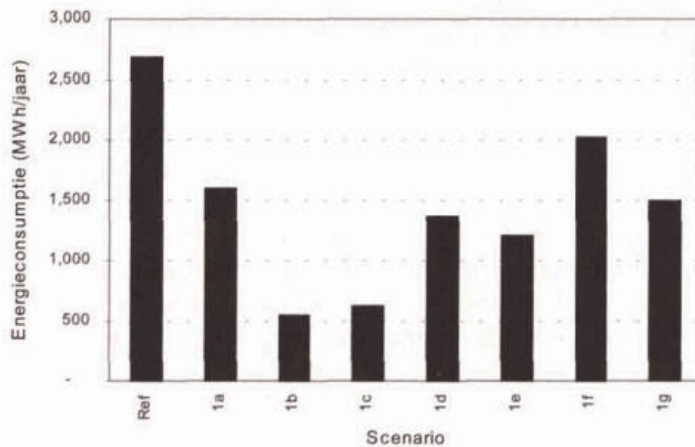


Figuur 2: Kosten per zuiveringsscenario voor scenariohoofdgroep 1; 2a - Relatieve kosten ten opzichte van het referentiescenario; 2b - Totale contante waarde in €.

Figuur 2 laat zien dat de kosten voor de scenario's 1b tot en met 1g binnen een marge van (-) 20% tot (+) 5% van de kosten van het referentiescenario vallen. De scenario's gebaseerd op vergaande voorbezinking en flotatie - de varianten b en c - hebben de laagste kosten in vergelijking met de andere voorzuiveringsstappen. De kosten van beide scenario's zijn 10 tot 20% lager dan het referentiescenario en 5 tot 10% lager in vergelijking met het scenario met voorbezinking (1a). De kosten voor toepassing van directe grove-mediafiltratie (1d en 1e), directe membraanfiltratie (1f) en de beluchte A-trap (1g) vallen in een marge van +/- 5% van de kosten van het referentiescenario.

Energiebalans

In figuur 3 wordt per scenario de energiebalans van het zuiveringssysteem (waterlijn en sliblijn) weergegeven. Toepassing van fysisch/chemische voorzuivering voorafgaand aan een actief-slibstelsysteem levert een energiebesparing op van 25 tot 80% ten opzichte van het referentiescenario. Binnen de hoofdgroepen zijn de scenario's met vergaande voorbezinking en flotatie het energiezuinigst met besparingen van 77 tot 80%. De scenario's gebaseerd op directe membraanfiltratie en de beluchte A-trap verbruiken relatief de meeste energie. Dit wordt in het geval van scenario 1f veroorzaakt door het gebruik van membraanfiltratie in crossflowconfiguratie. In scenario 1g is de oorzaak de beluchting in de A-trap.

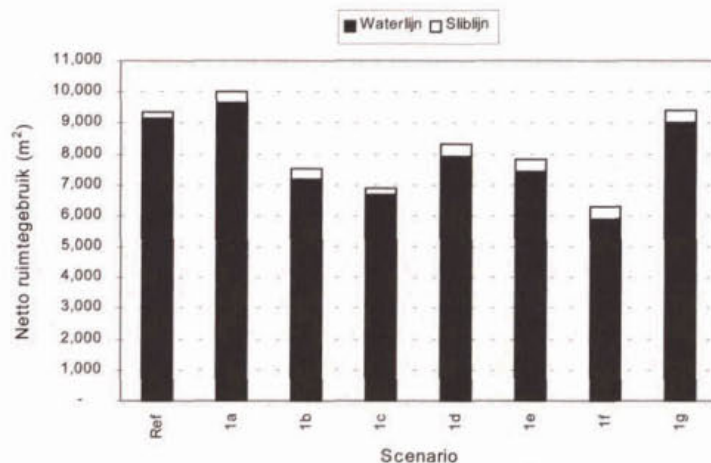


Figuur 3: Energieverbruik per zuiveringsscenario voor hoofdgroep 1

Ruimtegebruik

Figuur 4 geeft het netto ruimtegebruik per scenario weer. Bij vergelijking van scenario 1a (voorbezinking) en 1b (vergaande voorbezinking met organische polymeren) blijkt dat door vergaande deeltjesverwijdering 25% ruimte kan worden bespaard. De ruimtebesparing is het gevolg van de hogere oppervlaktebelasting van de voorbezinktank en de compactere dimensionering van het actief-slibstelsel. Het compactere ontwerp van de actief-slibsystemen wordt enerzijds veroorzaakt doordat een groot deel van het CZV al in de voorzuivering is verwijderd. Anderzijds is door de verwijdering van deeltjes een hogere slibbelasting mogelijk (zie paragraaf 2.6).

Uit vergelijking van de verschillende scenario's uit hoofdgroep 1 wordt duidelijk dat directe membraanfiltratie in de voorzuivering tot het meest compacte zuiveringssysteem leidt, gevolgd door het flotatiesysteem en voorbezinking met polymeedosering. Flotatie als voorbehandeling heeft een relatief klein ruimtegebruik van de sliblijn, doordat het flotatieslib een hoge drogestofconcentratie heeft waardoor geen indikker noodzakelijk is.



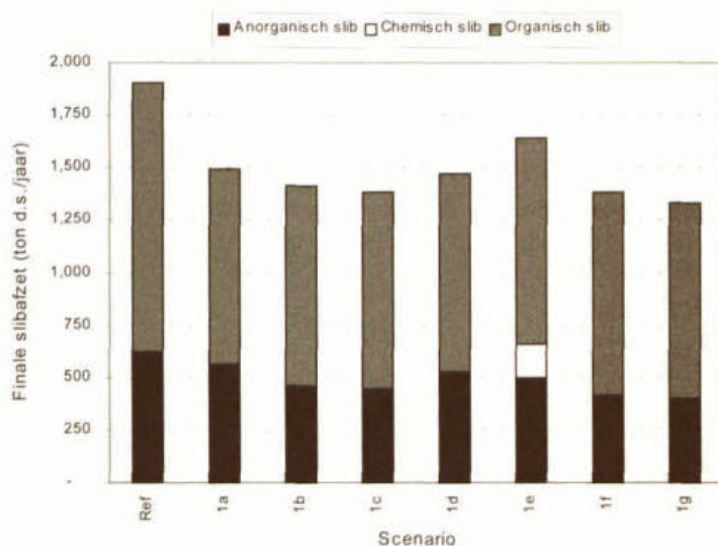
Figuur 4: Ruimtegebruik per zuiveringsscenario voor hoofdgroep 1

Slibproductie na vergisting en ontwatering

In figuur 5 wordt de slibproductie na vergisting en ontwatering gepresenteerd. Een duidelijk verschil in de hoeveelheid na ontwatering af te voeren slib is waar te nemen tussen het referentiescenario en het scenario met de A-trap. In het referentiescenario wordt geen slibvergistening toegepast waardoor een deel van de organische fractie niet wordt verwijderd in tegenstelling tot de overige scenario's waarin wel een slibvergistening wordt toegepast.

Ten opzichte van scenario 1a hebben de overige scenario's met uitzondering van 1e een iets lagere slibproductie. Verschillen in de slibproductie worden veroorzaakt doordat per scenario verschillende verhoudingen tussen primair slib en biologisch secundair slib ontstaan door verschillende zuiveringsrendementen in de voorzuiveringsstappen. In het geval dat minder aan deeltjes gerelateerd CZV en stikstof in de voorzuivering verwijderd worden, zullen in de biologische nazuivering meer minder goed vergistbaar biologisch slib en inert celmateriaal ontstaan.

De directe influentfiltratie met ijzerdosering (1d) heeft een hogere slibproductie door de toepassing van ijzervoorzout ($10 \text{ g Fe}^{3+}/\text{m}^3$) voor een verbeterde deeltjesverwijdering en fosfaatverwijdering. Hierdoor vindt productie van chemisch slib plaats.



Figuur 5: Slibproductie per zuiveringsscenario voor hoofdgroep 1

3.4 Vergelijking van de nabehandelingstappen

Inleiding

In deze paragraaf worden de nabehandelingstappen vergeleken door onderlinge vergelijking van de hoofdgroepen. In de figuren worden de hoofdscenario's 1, 2 en 3 vergeleken. In deze hoofd-groepen wordt een biologische nabehandelingstap toegepast (actief-slibstelsel, slib-opdragersysteem en membraanbioreactor). De scenario's uit de hoofdgroepen 4 en 5 zijn niet in staafdiagrammen weergegeven, omdat de kosten en het energieverbruik sterk verschillen van de overige scenario's en toepassing van de systemen uit deze hoofdgroepen bij de huidige stand der techniek en kosten niet haalbaar lijkt. In bijlage A zijn alle scenario's in staafdiagrammen weergegeven.

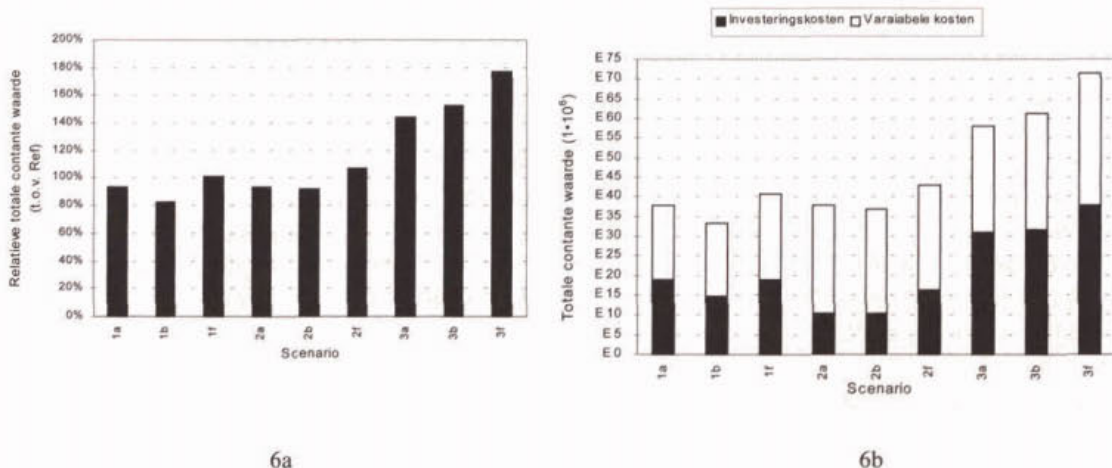
De vergelijking in staafdiagrammen vindt plaats aan de hand van drie voorzuiveringsstappen: gewone voorbezinking, vergaande voorbezinking (met polymeedosering) en de directe membraanfiltratie, varianten a, b en f binnen de hoofdscenario's. De keuze voor deze scenario's is gemaakt om zowel het effect van lage (40 %), vergaande (80%) als volledige deeltjesverwijdering (100 %) op de nabehandeling te laten zien.

Bij scenario 2a dient nogmaals opgemerkt te worden dat dit een scenario is dat technisch moeilijk toepasbaar is, omdat nog veel deeltjes resteren na de voorbezinking. Het nageschakelde slib-op-dragersysteem vereist een influent met een laag deeltjesgehalte om verstopping van de biofilters te voorkomen.

Kosten

Figuur 6 geeft de kosten per zuiveringsscenario weer. De kosten voor de scenario's 1b tot en met 2f vallen allemaal binnen een marge van (-) 20% tot (+) 10% van de kosten van het referentiescenario. De vervanging van de actief-slibsystemen door membraanbioreactoren (scenariohoofdgroep 3) resulteert bij de huidige kostenaanname in contante waarden, die 40 tot 80% hoger zijn dan de kosten van het referentiescenario. Hierbij dient wel te worden opgemerkt dat de prijsontwikkeling van membranen nog plaats moet vinden voor grootschalige toepassingen. Opvallend bij de scenario's uit hoofdgroep 3 is dat bij verdergaande deeltjesverwijdering de kosten stijgen (onderlinge vergelijking van scenario 3a en 3b). De oorzaak hiervan is dat door de vergaande voorzuivering over het gehele scenario meer slib geproduceerd wordt (zie figuur 9).

Er wordt relatief meer primair slib geproduceerd bij verdergaande deeltjesverwijdering waardoor minder gebruik wordt gemaakt van de slibminimaliserende werking van de MBR. Door de hogere slibproductie stijgen de slibverwerkingskosten en daarmee de totale kosten.



Figuur 6: Kosten per zuiveringsscenario; 6a - Relatieve kosten ten opzichte van het referentiescenario; 6b - Totale contante waarde in €.

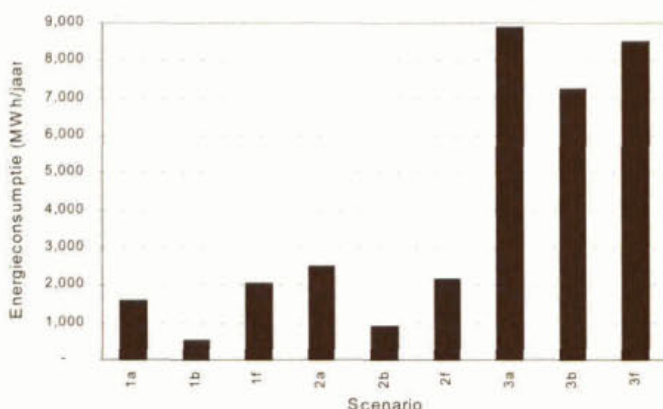
De totale contante waarde van de scenario's uit scenariohoofdgroep 4 – met omgekeerde osmose als nabehandeling - is minimaal 100% hoger dan voor de overige scenario's. Uitgaande van de gehanteerde optimistische ontwerpparameters, zullen de kosten voor omgekeerde osmose in werkelijkheid waarschijnlijk hoger liggen, waardoor de scenario's in de praktijk nog duurder uit zullen vallen.

De kosten van de scenario's uit hoofdgroep 5 waarin ionenwisseling wordt toegepast om ammonium te verwijderen, liggen 35 - 45% hoger ten opzichte van het referentiescenario. Hierbij is ervan uitgegaan dat het struviet dat geproduceerd wordt door de combinatie ionenwisseling en strippen geen financiële meerwaarde oplevert.

Energiebalans

In figuur 7 wordt per scenario de energiebalans van het zuiveringssysteem (waterlijn en sliblijn) weergegeven. De scenario's van hoofdgroep 1 en 2 hebben een lager energieverbruik dan het referentiescenario. Toepassing van fysisch/chemische voorzuivering levert voor deze scenario's een energiebesparing op van 7 tot 80% ten opzichte van het referentiescenario. In verhouding tot de scenario's van hoofdgroep 1 hebben de scenario's van groep 2 een iets hoger energieverbruik (100 – 300 MWh/j) vanwege de noodzaak de biofilters geregeld terug te spoelen.

De scenario's uit hoofdgroep 3 (membraanbioreactoren als nabehandeling) verbruiken aanzienlijk meer energie dan de scenario's uit de hoofdgroepen 1 en 2. Vergeleken met het referentiescenario hebben de scenario's uit hoofdgroep 3 een energieverbruik dat ongeveer een factor 8 hoger ligt. Dit hogere energieverbruik wordt hoofdzakelijk veroorzaakt door het in crossflow-configuratie rondpompen van het slib over de membranen. Een onderdruk *submerged* membraanbioreactor kan mogelijk een lager energieverbruik opleveren.



Figuur 7: Energiebalans per scenario

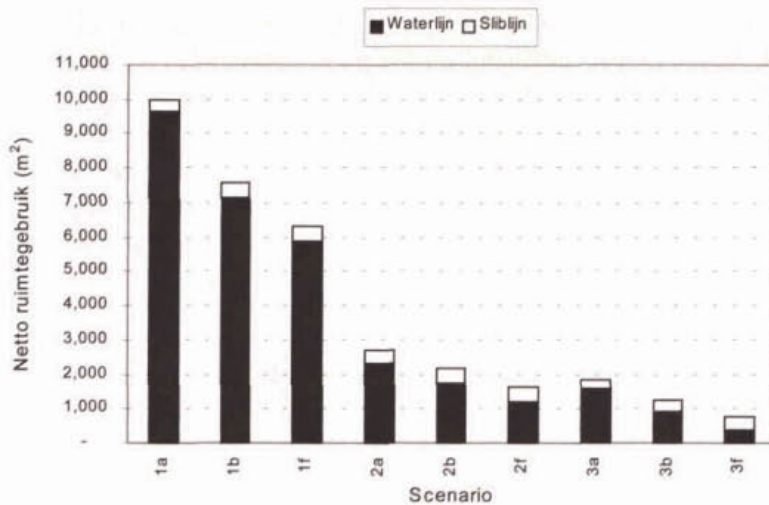
De scenario's die gebaseerd zijn op omgekeerde osmose als nabehandeling (hoofdgroep 4) laten een energieverbruik zien rond 20.000 MWh per jaar. Dit is ongeveer tien maal zoveel als het referentiescenario. Deze energieconsumptie wordt voornamelijk veroorzaakt door de omgekeerde-osmose-installatie. Mogelijk kan meer energie teruggewonnen worden uit de brijnverwerking dan momenteel berekend wordt. Daarnaast bestaat de optie tot hergebruik van C, N en P uit de brijn van de R.O.-installatie. Hieraan zou ook een positieve energiebalans gekoppeld kunnen worden.

De scenario's uit hoofdgroep 5 hebben een energieverbruik dat 38 tot 100% hoger ligt dan van het referentiescenario. Hierbij heeft het scenario waarbij het biologisch omgezette nitraat wordt hergebruikt in de denitrificerende A-trap de laagste energieconsumptie.

Ruimtegebruik

Figuur 8 geeft het netto ruimtegebruik per scenario weer. Wat betreft het ruimtegebruik is een groot verschil te zien tussen scenariohoofdgroep 1 en de groepen 2 en 3. De scenario's van hoofdgroep 1, waarin het actief-slibstelsel als nabehandeling wordt toegepast, hebben een relatief groot ruimtegebruik. Een belangrijk verschil ligt in de toepassing van de nabezinktank (4.300 m²). Door de toepassing van compacte biologische nabehandelingsstappen kan 60 - 90% ruimte (uitgedrukt in oppervlak van de installaties) bespaard worden ten opzichte van het referentiescenario.

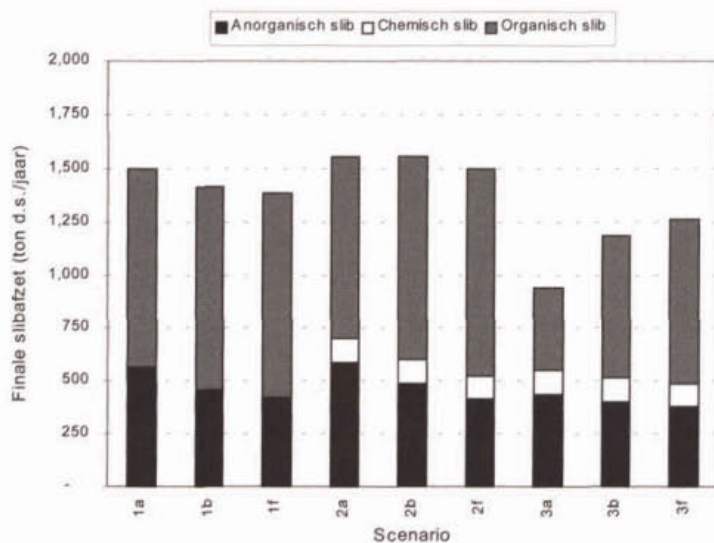
Voor hoofdgroep 4 waarbij omgekeerde osmose wordt toegepast geldt een ruimtebesparing van 83 tot 92%. Voor hoofdgroep 5 is de ruimtebesparing 37 tot 76%. De ruimtebesparing van scenario 5a is het kleinst omdat in dit scenario twee bezinkers worden toegepast (voorbezinker met vergaande deeltjesverwijdering gevolgd door een hoogbelast actief-slibstelsel met bijbehorende bezinker en ionenwisseling).



Figuur 8: Ruimtegebruik per zuiveringsscenario

Slibproductie na vergisting en ontwatering

In figuur 9 wordt de finale slibproductie na vergisting en ontwatering per scenario gepresenteerd. De scenario's van hoofdgroep 3 hebben relatief de laagste slibproductie. Ten opzichte van het referentiescenario is de slibproductie 35 tot 46% lager. De oorzaak hiervan is de lage slibproductie van de membraanbioreactoren. Een nadeel is echter wel de productie van ca. 115 ton per jaar aan chemisch slib vanwege chemische defosfatering. De slibproductie van de hoofdgroepen 1 en 2 ligt tussen 10 en 30% lager dan het referentiescenario. De scenario's uit hoofdgroep 2 liggen daarbij 115 ton per jaar hoger vanwege de productie van chemisch slib. Binnen de hoofdsenario's valt op dat de slibproductie daalt voor de scenario's uit de hoofdgroepen 1 en 2. Voor de scenario's uit hoofdgroep 3 met de membraanbioreactor als nabehandeling geldt het omgekeerde. Door de lage biologische yield van de membraanbioreactor (0,1 kg drogestof per kg CZV_{verwijderd}) is de slibproductie voor scenario 3a relatief laag. Bij toenemende voorbehandeling wordt – ondanks de slibvergisting in de sliblijn (50 % van het organisch materiaal) – meer slib geproduceerd. De toepassing van vergaande voorzuivering voorafgaand aan een membraanbioreactor leidt daardoor tot een verhoging van de slibproductie. Dit resulteert ook in een aanzienlijke verhoging voor de totale contante waarde.



Figuur 9: Slibproductie per zuiveringsscenario

De slibproductie van hoofdgroep 5 ligt tussen 12 en 20% lager dan het referentiescenario. Ook bij deze scenario's wordt 115 ton per jaar aan chemisch slib geproduceerd. De slibproductie van de R.O.-scenario's (hoofdgroep 4) is niet betrouwbaar en is daarom niet vergeleken met de slibproductie van de overige scenario's.

4 GEVOELIGHEIDSANALYSES

4.1 Inleiding

In dit hoofdstuk worden analyses gepresenteerd van de afhankelijkheid van de milieu-ingrepen en de kosten, van CZV_{deeltjes}-percentage in het influent, het deeltjesverwijderingsrendement en de vereiste BZV/N-verhouding voor denitrificatie.

Door de bovengenoemde invoerparameters in DEMAS⁺ te variëren, is het effect op de berekende kosten en milieu-ingrepen per zuiveringsscenario bepaald. De resultaten geven de effecten op het gehele zuiveringstelsel; de nadruk ligt echter bij de werking van de fysisch/chemische voor-zuivering. Om deze reden zijn de analyses alleen uitgevoerd voor de scenario's 1a, 1b en 1f (bezinking, vergaande bezinking met polymeerdosering en directe membraanfiltratie, alle in combinatie met een actiefslibstelsel).

4.2 Afhangelijkheid van kosten en milieu-ingrepen van CZV_{deeltjes} in het influent

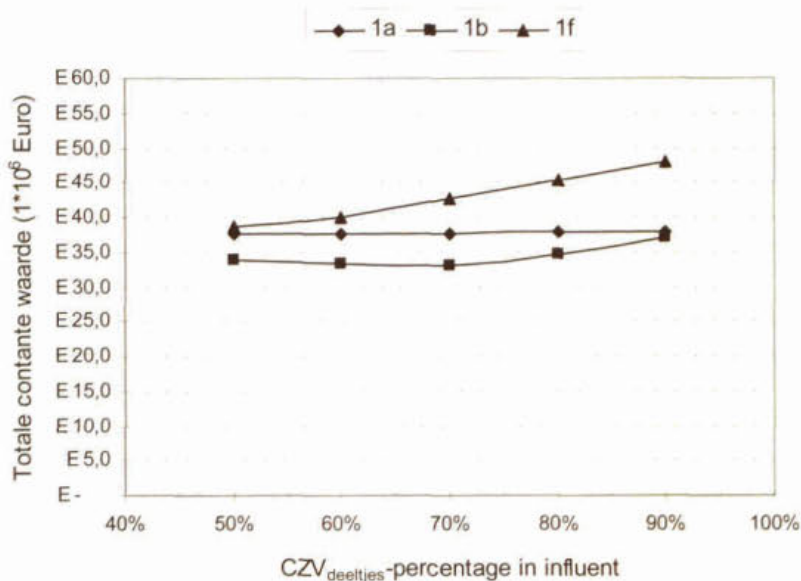
De gevoeligheid van het zuiveringstelsel voor het CZV_{deeltjes}-percentage wordt berekend voor de kosten, het ruimtegebruik en de energiebalans over de gehele zuivering voor de scenario's 1a, 1b en 1f. Hierbij is in stappen van 10% het CZV_{deeltjes}-percentage in het influent gevarieerd van 50 tot 90%. In het geval van het scenario met eenvoudige bezinking als voorzuiveringsstap wordt 30% van de in het influent aanwezige deeltjes verwijderd. Vergaande bezinking met polymeer-dosering verwijdert 80% van de deeltjes uit het influent. Bij directe membraanfiltratie worden alle deeltjes uit het influent verwijderd en bereiken alleen de opgeloste verontreinigingen de nazuivering. Doordat de drie voorzuiveringsstappen dezelfde nabehandeling hebben (actief-slibstelsel) ligt de nadruk in deze analyse op de invloed van de deeltjesverwijdering in de voorzuivering van het zuiveringstelsel.

Het referentiescenario is niet bij de analyse betrokken omdat de verhouding tussen aan deeltjes gerelateerde en opgeloste verontreinigingen geen effect heeft op het referentiescenario vanwege het ontbreken van een voorzuiveringsstap. Wel zal de werking van de biologische zuiveringsstap beïnvloed worden door een verandering in de verhouding tussen de opgeloste fractie en de deeltjesfractie.

Totale contante waarde

In figuur 10 wordt de totale contante waarde (in miljoenen Euro) met een vanaf 50% toenemend CZV_{deeltjes}-percentage in het influent gepresenteerd. De helling van de lijnen in de grafiek kan als een mate van gevoeligheid worden beschouwd.

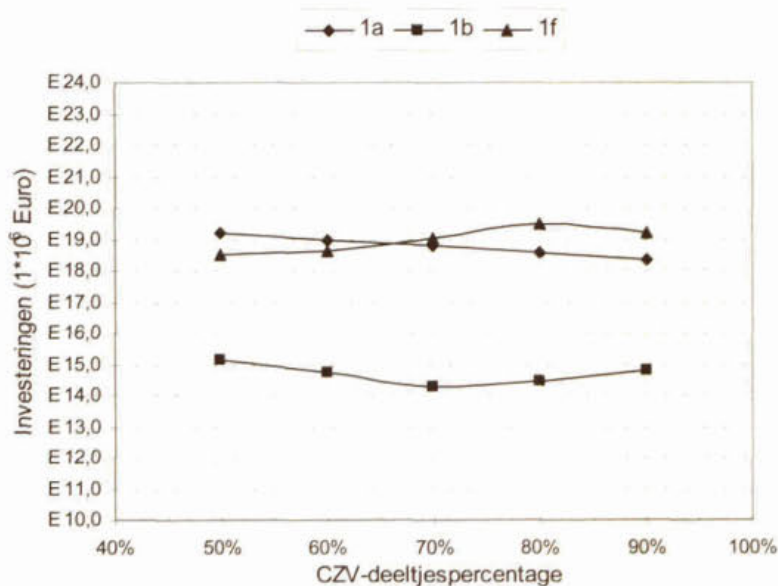
De kosten voor het scenario met eenvoudige voorbezinking veranderen nauwelijks met het toenemend CZV_{deeltjes}-percentage. De kosten voor scenario 1b daarentegen variëren: van 50% tot het omslagpunt van 70% CZV_{deeltjes} dalen de kosten. Daarna stijgt de totale contante waarde; voornamelijk bepaald door de slibbehandelingskosten (zie ook figuur 14), vanwege een toenemend CZV_{deeltjes}-percentage. Voor het scenario met directe membraanfiltratie stijgen de kosten met een toenemend percentage CZV_{deeltjes}. Deze kostenstijging wordt met name veroorzaakt door een versnelde vervuiling van de membranen bij een hogere fractie deeltjes in het influent, waardoor de membranen vaker moeten worden gereinigd. Daarnaast nemen de kosten voor de slibverwerking toe met een toenemend deeltjespercentage in het influent. De kosten voor de nazuivering in scenario 1f zijn onafhankelijk van het CZV_{deeltjes}-percentage omdat alle deeltjes al door de directe membraanfiltratie worden verwijderd.



Figuur 10: Gevoeligheid van de totale contante waarde voor het CZV_{deeltjes}-percentage in het influent

Investeringskosten, variabele kosten en slibverwerkingskosten

In de figuren 11 en 12 zijn de totale kosten uitgesplitst naar investerings- en variabele kosten.

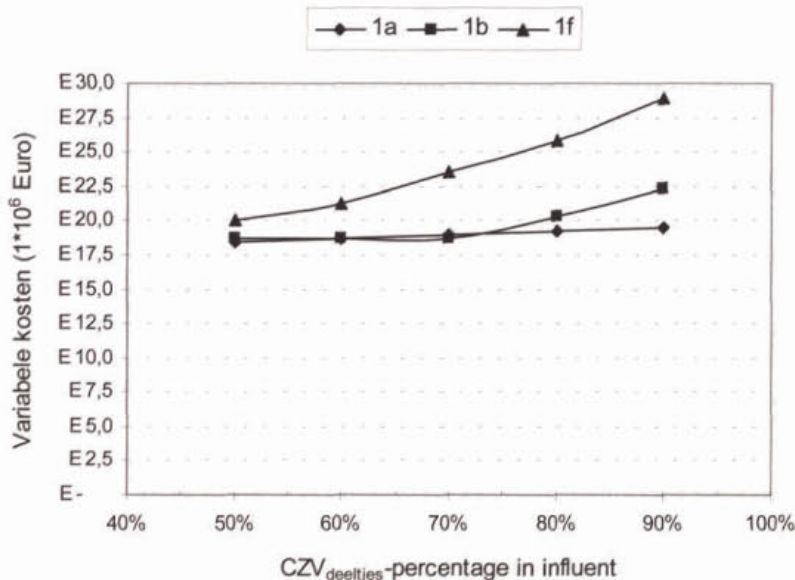


Figuur 11: Gevoeligheid van de investeringskosten voor het CZV_{deeltjes}-percentage

Uit figuur 11 blijkt dat de investeringskosten van scenario's met een fysisch/chemische voorzuivering maar beperkt gevoelig zijn voor het deeltjesaandeel in het influent. Bij een toenemend deeltjespercentage wordt een relatief groter deel van het CZV in de voorzuivering verwijderd, waardoor de nazuivering compacter kan worden ontworpen. Scenario 1b is het enige getoonde scenario waarbij de investeringskosten in eerste instantie dalen met een toenemend CZV_{deeltjes}-percentage.

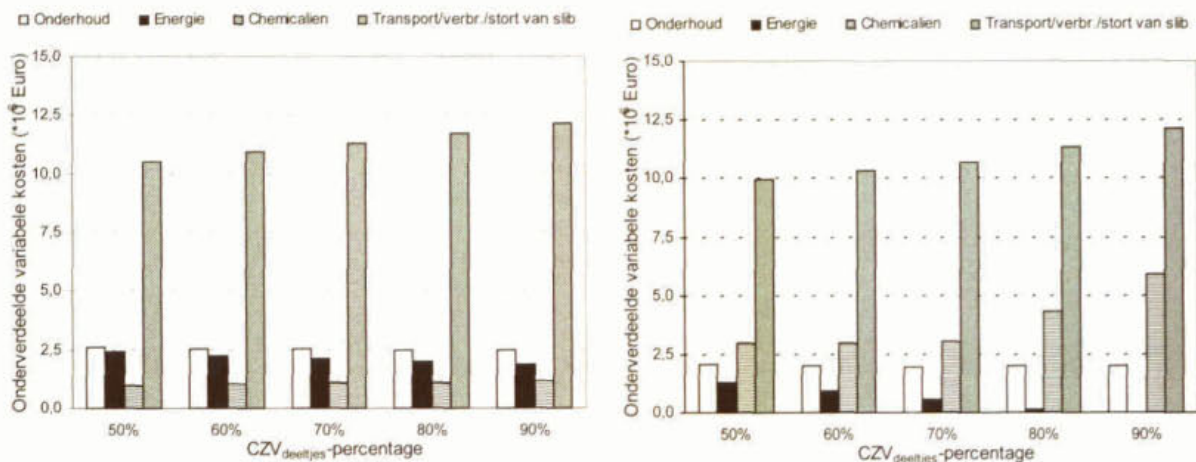
In het algemeen geldt wel dat de investeringskosten met een toenemend deeltjespercentage in het influent verschuiven van de nabehandeling naar de voorzuiveringsstap. Dit is te verklaren doordat de voorzuivering zwaarder wordt belast bij een hoger deeltjesaandeel in het afvalwater. De totaal verwijderde verontreinigingsvracht in de voorzuivering neemt toe waardoor de belasting van de nabehandeling daalt en deze kleiner uitvalt en minder investeringen vergt.

De variabele kosten van de scenario's vertonen een stijging met een toenemend aandeel van CZV in deeltjesvorm (zie figuur 12). De variabele kosten van scenario 1a stijgen slechts licht, terwijl de variabele kosten van scenario 1b en 1f een duidelijke stijging vertonen. De variabele kosten van scenario 1a en 1b lopen tot 70% CZV_{deeltjes} gelijk op waarna de kosten voor scenario 1b sterker stijgen dan de variabele kosten van scenario 1a.



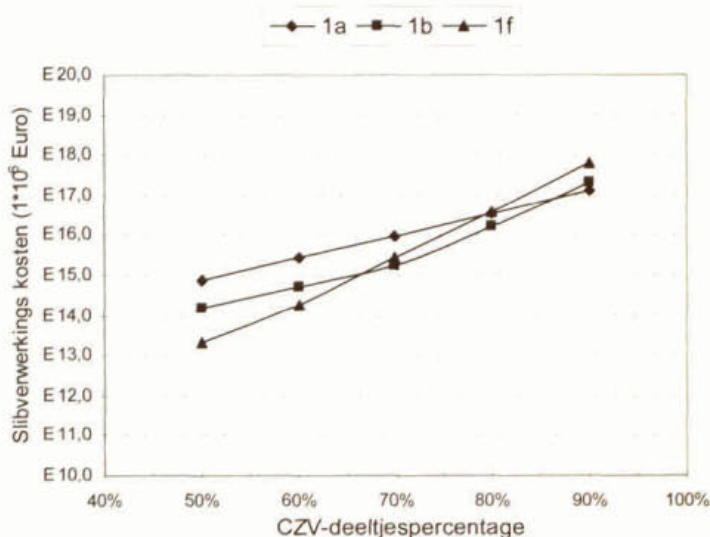
Figuur 12: Gevoeligheid van de variabele kosten voor het CZV_{deeltjes}-percentage

Een meer gedetailleerde analyse van de variabele kosten verduidelijkt de invloed van het deeltjespercentage op de verschillende variabele kosten zoals energiekosten, chemicaliënkosten en slibverwerkingskosten (zie hiervoor figuur 13). Terwijl de variabele energiekosten dalen met een toenemend CZV_{deeltjes}-percentage stijgen de slibverwerkingskosten en de kosten voor chemicaliënverbruik. De energiekosten dalen voor scenario 1a minder snel vergeleken met scenario 1b. Dit verschil wordt veroorzaakt door een hogere energierugwinning in de slibvergisting door de aanvoer van meer en beter vergistbaar primair slib. Het chemicaliënverbruik in scenario 1a is verwaarloosbaar ten opzichte van dat in scenario 1b. De finale slibverwerkingskosten stijgen voor scenario 1b sneller dan voor scenario 1a door de verschuiving van de slibproductie van secundair naar primair slib. De verhoogde slibproductie leidt in scenario 1b ook tot een verhoging van het chemicaliënverbruik voor ontwatering.



Figuur 13: Gevoeligheid van de individuele variabele kosten voor scenario 1a (links) en scenario 1b (rechts), voor het CZV_{deeltjes}-percentage in het influent

In de grafieken in figuur 13 is te zien dat de variabele kosten gedomineerd worden door de finale slibverwerkingskosten. Figuur 14 toont de kosten voor de sliblijn (slibbehandeling en – verwerking) uitgezet tegen het CZV_{deeltjes}-percentage. Hierin zijn voor alle scenario's de stijgende kosten waar te nemen. Ook hierbinnen verschuiven de onderlinge kostenposten: de energiekosten dalen bij een toenemend deeltjespercentage terwijl de chemicaliën-, transport- en stortkosten stijgen met een hoger deeltjesaandeel in het influent.



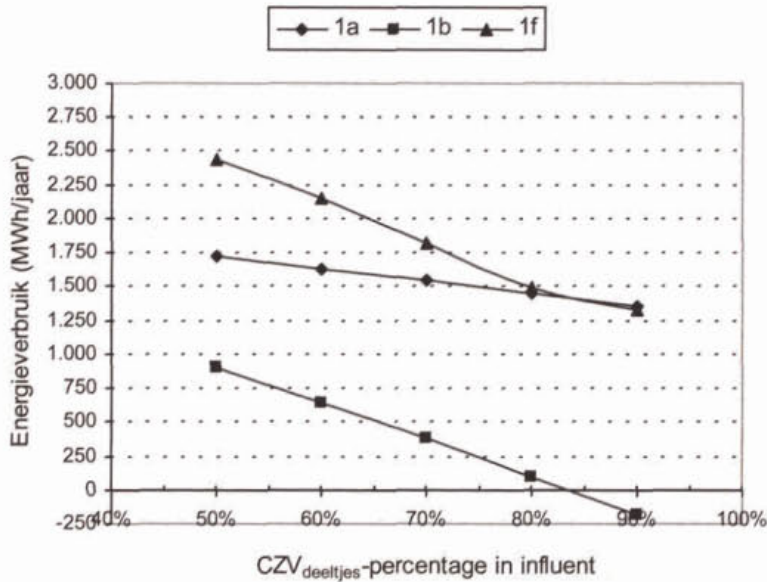
Figuur 14: Gevoeligheid van de slibbehandelings- en verwerkingskosten voor het CZV_{deeltjes}-percentage

Energiebalans

De gevoeligheid van de energiebalans voor de variatie in het deeltjespercentage wordt getoond in figuur 15. Een zuiveringsscenario dat meer deeltjes in de voorzuivering verwijdert laat een sterke daling zien in het energieverbruik. Dit is af te leiden uit de helling van de lijnen in figuur 15.

De energiebalans wordt voor alle getoonde scenario's gunstiger met een toenemend CZV_{deeltjes}-percentage. De energiebalans van scenario 1b vertoont bij een deeltjespercentage van meer dan 85% in het influent zelfs een potentieel energieoverschot.

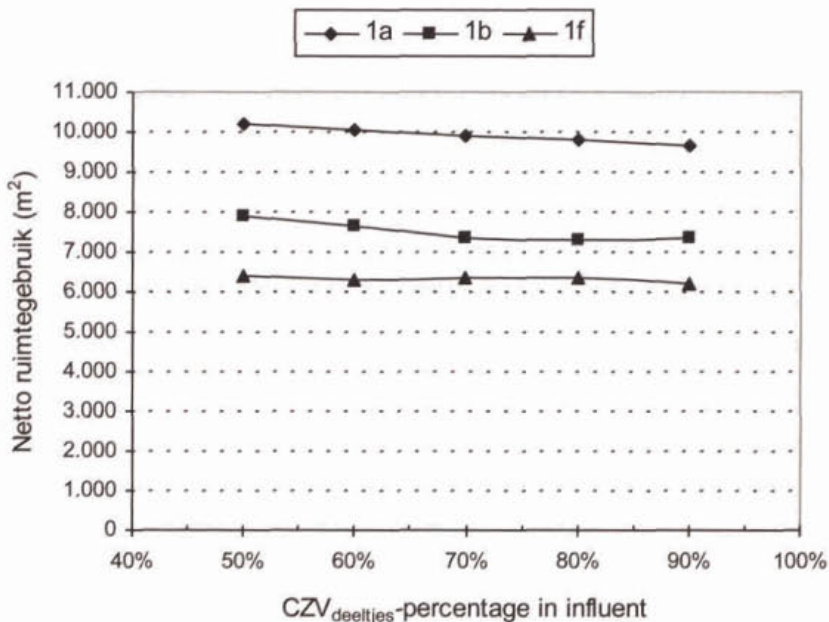
De sterke invloed van deeltjes op de energiebalans wordt veroorzaakt door aan de ene kant de energiebesparing in de biologische nabehandelingsstap in de waterlijn door de vergaande verwijdering van deeltjes. Aan de andere kant leidt het tot een efficiëntere energierugwinning door de vergisting van grotere hoeveelheden primair slib in de sliblijn. Hoe meer deeltjes in de voorzuivering verwijderd worden, des te groter is deze invloed.



Figuur 15: Gevoeligheid van de energiebalans voor het CZV_{deeltjes}-percentage

Ruimtegebruik

Figuur 16 toont de afhankelijkheid van het vereiste netto ruimtegebruik van de variatie in het CZV_{deeltjes}-percentage.



Figuur 16: Gevoeligheid van het vereiste netto ruimtegebruik voor het CZV_{deeltjes}-percentage

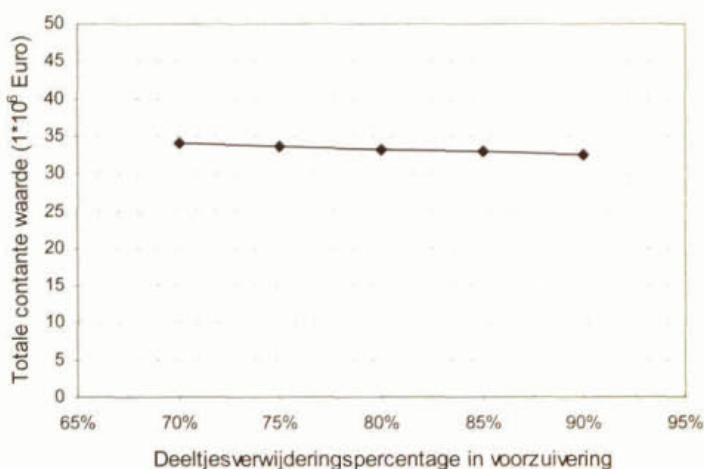
Voor de scenario's 1a en 1b daalt het netto ruimtegebruik met toenemend deeltjespercentage licht, terwijl het ruimtegebruik van scenario 1f nagenoeg constant blijft. De oorzaak hiervan ligt voor de scenario's 1a en 1b in de verschuiving van het ruimtegebruik van de nazuivering naar de voorzuivering. In het geval van scenario 1f is de groter wordende slibverwerking bij toenemend deeltjespercentage de oorzaak van het gelijkblijvend ruimtegebruik.

4.3 Gevoeligheid van kosten en milieu-ingrepen voor het deeltjesverwijderingsrendement in de voorzuivering van scenario 1b (voorbezinking + PE)

In deze paragraaf wordt de invloed van het deeltjesverwijderingsrendement van de voorbezinktank bepaald op de kosten en milieu-ingrepen van scenario 1b. Uit het experimenteel onderzoek bleek dat door middel van sturing van de polymeerdosering het verwijderingsrendement kan worden gevarieerd [STOWA (2001-07)]. Deze sturing biedt mogelijkheden om het deeltjesverwijderingsrendement af te stemmen op de potenties voor de nabehandeling. Om de effecten van deze sturing op de kosten en de milieu-ingrepen van een volledig scenario te onderzoeken, is het deeltjesverwijderingsrendement van de voorbezinking in scenario 1b in stappen van 5% gevarieerd van 70 tot 90%, rond het standaard in DEMAS⁺ toegepaste rendement van 80%.

Kosten

In figuur 17 wordt het verloop van de totale contante waarde van het zuiveringsconcept 1b met toenemend verwijderingsrendement in de voorzuivering gepresenteerd.

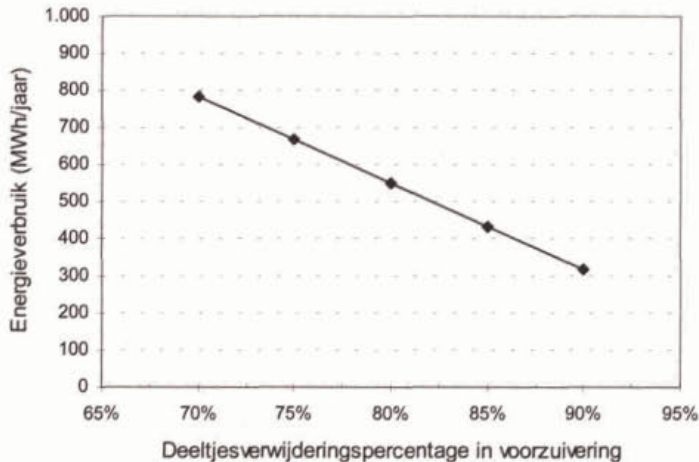


Figuur 17: Invloed van het deeltjesverwijderingspercentage in de voorbezinking op de totale contante waarde van scenario 1b

De invloed van het verwijderingsrendement in de voorbezinking op de kosten van scenario 1b blijft beperkt tot een lichte daling van iets meer dan € 34 miljoen bij 70% deeltjesverwijdering tot € 32,5 miljoen bij 90% deeltjesverwijdering. De polymeerdosering is niet daadwerkelijk in het model aangepast en op kosten is doorgerekend, maar alleen het verwijderingspercentage is aangepast. Hierdoor mag, om een verhoging van de deeltjesverwijdering van 70% naar 90% te verkrijgen en kosteneffectief te blijven zuiveren, in de praktijk niet meer dan € 1,5 miljoen mag worden geïnvesteerd in extra polymeerdosering (75% van de kosten van de oorspronkelijke pe-dosering).

Energiebalans

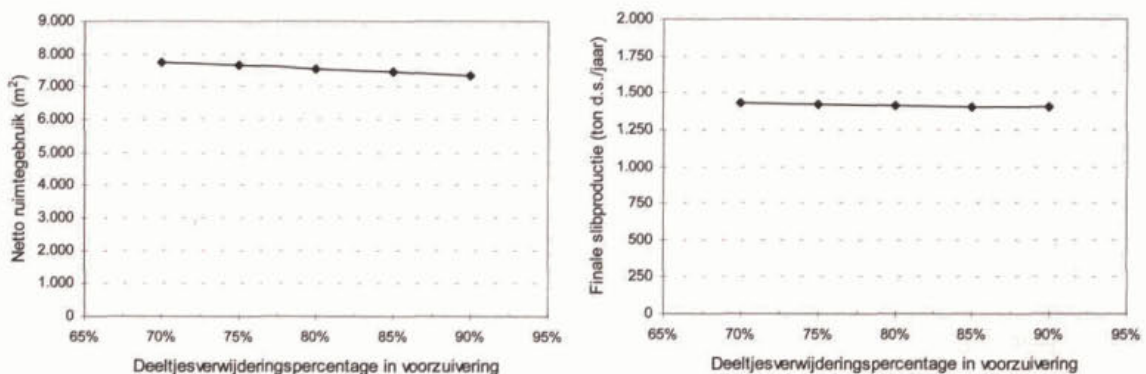
Het energieverbruik in zuiveringsscenario 1b wordt volgens figuur 18 duidelijk bepaald door het verwijderingsrendement in de voorzuivering. Een verdergaande deeltjesverwijdering leidt tot een lager energieverbruik in het gehele zuiveringssysteem door vermindering van het energieverbruik in de waterlijn (verminderde beluchting) en een grotere energierugwinning in de slibverwerking. Dit wordt hoofdzakelijk veroorzaakt door het verschuiven van het organischestofgehalte en de slibproductie van secundair biologisch slib naar beter vergistbaar primair slib. In het geval van scenario 1b wordt in totaal per 5% hoger deeltjesverwijderingsrendement bijna 120 MWh per jaar bespaard.



Figuur 18: Invloed van het deeltjesverwijderingsrendement in de voorbezinking op het energieverbruik in scenario 1b

Ruimteverbruik en slibproductie

Figuur 19 laat de invloed zien van het deeltjesverwijderingsrendement op zowel het ruimtegebruik als de slibproductie zien. Het ruimtegebruik van scenario 1b daalt licht door een toename in het voorzuiveringsrendement doordat de biologische nazuivering minder belast wordt met CZV en compacter uitgevoerd kan worden. Het ruimteverbruik in de voorzuivering varieert niet. De finale slibproductie na vergisting en ontwatering is vrijwel constant. De marginale daling van de slibhoeveelheid die in DEMAS⁺ berekend wordt, komt door een verschuiving van biologisch slib naar primair slib. Hierdoor neemt de resterende hoeveelheid slib (in drogestof) na vergisting iets af.



Figuur 19: Invloed van het deeltjesverwijderingsrendement in de voorbezinking op het ruimtegebruik (links) en de slibproductie (rechts) in scenario 1b

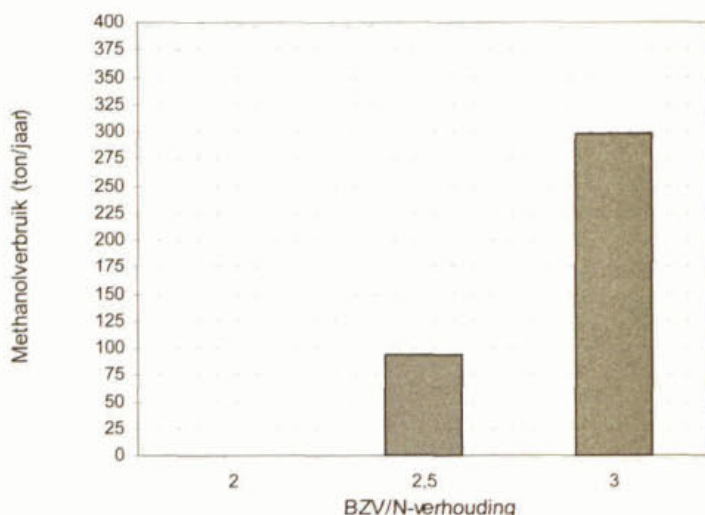
4.4 Gevoeligheid van kosten en milieu-ingrepen voor de BZV/N-verhouding

In DEMAS⁺ is naar aanleiding van de resultaten van experimentele onderzoek naar het effect van de voorzuivering op de biologische nabehandeling [zie STOWA (2001-07)] de vereiste BZV/N-verhouding voor een voldoende vergaande denitrificatie bijgesteld op 2 (zie paragraaf 2.6).

Deze verhouding is lager dan de verhouding die in de literatuur of de praktijk algemeen wordt aangehouden. Doorgaans wordt nog een verhouding van 2,5 of hoger geadviseerd. Mocht de in DEMAS⁺ gebruikte BZV/N-verhouding van 2 in de praktijk toch problemen veroorzaken door onvoldoende stikstofverwijdering, dan zou het actief-slibstelsel via de nitrietroute bedreven kunnen worden [Brouwer en Klapwijk (1997)]. Hierbij is een theoretische BZV/N-verhouding van 1,7 vereist.

Om toch de verschuivingen aan te geven die de vereiste BZV/N-verhouding kan veroorzaken, wordt in deze paragraaf het effect bepaald van de minimaal na te streven BZV/N-verhouding voor denitrificatie op kosten en milieu-ingrepen. Als voorbeeld wordt het zuiveringsscenario 1b gehanteerd waarin reeds aan de eis voor een BZV/N-verhouding van 2 voldaan is (scenario 1b produceert een primair effluent met een BZV/N-verhouding van 2,3). Mocht de BZV/N-eis in de praktijk verhoogd moeten worden tot 2,5 of 3 dan moet methanol worden gedoseerd om voldoende koolstof te garanderen. Hierdoor wijzigen kosten en milieu-ingrepen ten opzichte van de uitgangspositie van een minimaal gestelde BZV/N-verhouding van 2. De berekeningsresultaten worden hieronder toegelicht.

In figuur 20 wordt het berekende jaarlijkse methanolverbruik voor scenario 1b gepresenteerd voor een de minimaal vereiste BZV/N-verhoudingen 2, 2,5 en 3. Bij het verhogen van de na te streven BZV/N-verhouding van 2 naar 2,5 of 3 wordt het noodzakelijk methanol te gaan doseren om voldoende koolstof te garanderen. Aan de BZV/N-eis van 2 wordt reeds voldaan in scenario 1b waardoor een methanoldosering overbodig is. Bij een vereiste verhouding naar 2,5 is de benodigde hoeveelheid methanol bijna 100 ton per jaar (verhoging van BZV/N van 2,3 naar 2,5). Bij een gewenste verhouding van 3 is de benodigde hoeveelheid methanol op nagenoeg 300 ton per jaar (BZV/N van 2,3 naar 3).



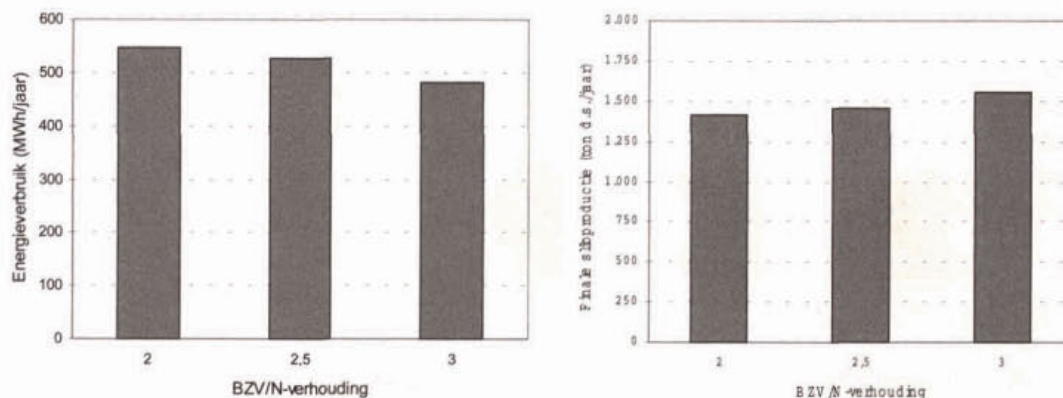
Figuur 20: Het jaarlijks methanolverbruik van scenario 1b bij verschillende na te streven BZV/N-verhoudingen

Energiebalans

Figuur 21 toont zowel de energiebalans als de slibproductie bij verschillend BZV/N-verhoudingen. Het gehele energieverbruik in het zuiveringsscenario 1b neemt af bij een hoger vereiste BZV/N-verhouding en het daardoor toenemend methanolverbruik. De oorzaak van deze verschuiving in de energiebalans is de toegenomen productie van biologisch slib. Door de

methanoldosering wordt een aanzienlijke hoeveelheid extra slib geproduceerd (zie rechter grafiek in figuur 21). De extra hoeveelheid slib levert na vergisting energie op. Omdat het methanol wordt gebruikt voor denitrificatie, wordt geen extra beluchtingsenergie in rekening gebracht.

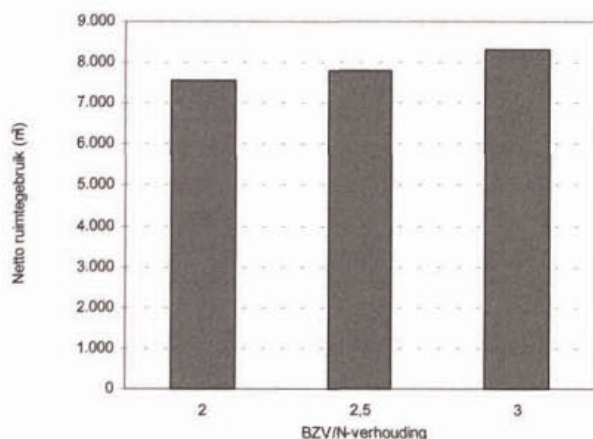
De slibproductie na vergisting en ontwatering neemt toe door de hogere BZV/N-verhouding.



Figuur 21: Afhankelijkheid van het energieverbruik (links) en slibproductie (rechts) van de vereiste BZV/N-verhouding in scenario 1b

Ruimtegebruik

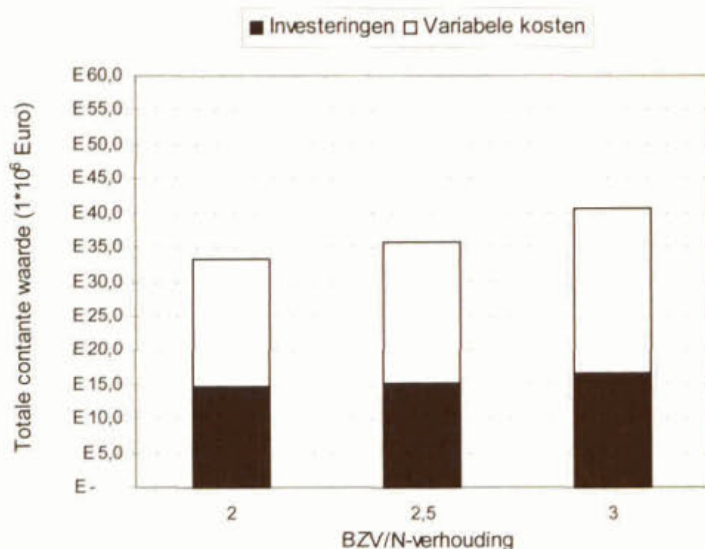
Het netto ruimtegebruik van scenario 1b neemt toe door de toepassing van een hogere BZV/N-verhouding (zie figuur 22). Het actief-slibstelsel wordt marginaal groter door de hogere BZV-belasting als gevolg van de methanoldosering. De sliblijn moet groter worden gedimensioneerd vanwege de hogere slibproductie.



Figuur 22: Afhankelijkheid van de slibproductie van de vereiste BZV/N-verhouding in scenario 1b

Kosten

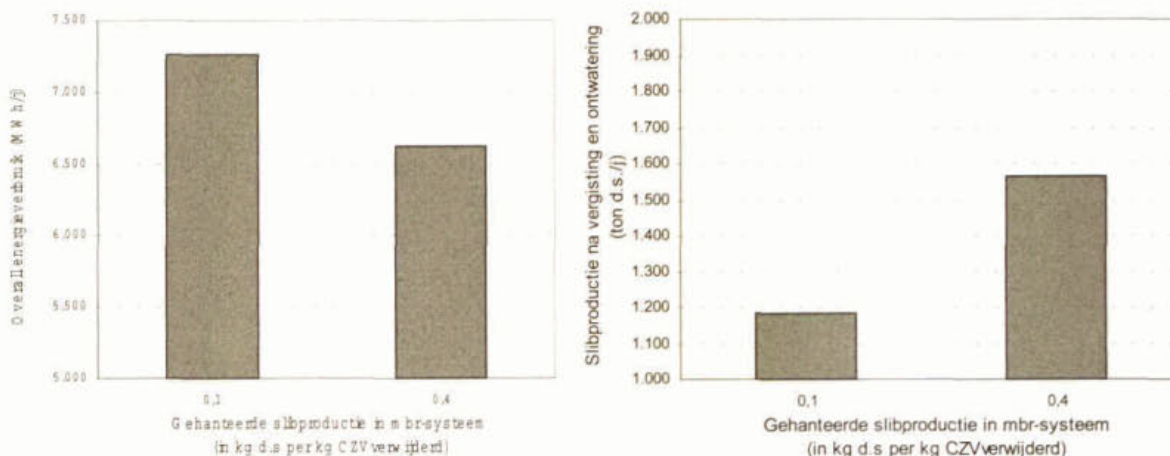
In figuur 23 wordt de totale contante waarde per vereiste BZV/N-verhouding weergegeven. De kosten stijgen sterk naarmate een hogere BZV/N-verhouding wordt vereist door de toenemende methanoldosering, hogere slibverwerkingskosten en het groter vereiste ruimtegebruik. Bij een verhoging van de BZV/N-verhouding naar 2,5, respectievelijk 3,0 bedraagt de kostenstijging 7%, respectievelijk 20%. De kostenstijging wordt vooral veroorzaakt door een toename in variabele kosten door het toegenomen methanolgebruik.



Figuur 23: Afhankelijkheid van de totale contante waarde van de toegepaste BZV/N-verhouding in scenario 1b

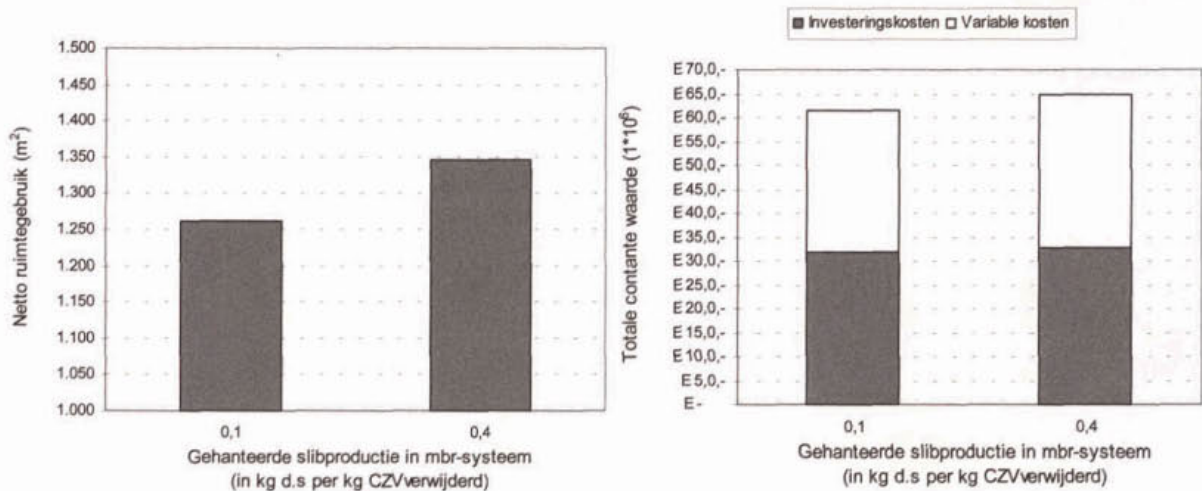
4.5 Nieuwe inzichten in procescondities van membraanbioreactoren

In de evaluatieberekeningen is de membraanbioreactor (mbr) op grond van literatuurgegevens gedimensioneerd met een slibproductie van 0,1 kg d.s. per kg CZV_{verwijderd}. In het praktijkonderzoek naar de toepassing van mbr's op de rwzi Beverwijk werd de mbr toegepast als vervanging van de nabezinkers, waardoor een slibproductie overeenkomstig met het actief-slibstelsel werd gevonden (0,4 kg d.s. per kg CZV_{verwijderd}). Door deze nieuwe inzichten zijn aanvullende berekeningen uitgevoerd voor de mbr met een slibproductie van 0,4 kg d.s./kg CZV_{verwijderd}. De resultaten worden hieronder weergegeven voor zuiveringsscenario 3b.



Figuur 24: Energieverbruik (links) en slibproductie na vergisting en ontwatering (rechts) voor scenario 3b met verschillende slibproductiefactoren.

Figuur 24 toont aan dat het energieverbruik (grafiek links) over het gehele zuiveringssysteem daalt door de verhoging van de slibproductiefactor van 0,1 naar 0,4 kg d.s./ kg CZV_{verwijderd}. Dit wordt veroorzaakt doordat (i) minder zuurstof (beluchttingsenergie) nodig is voor oxidatie en (ii) uiteindelijk een grotere hoeveelheid slib (zie rechter grafiek) vergist wordt.



Figuur 25: Netto ruimtegebruik (links) en totale contante waarde (rechts) voor scenario 3b met verschillende slibproductiefactoren.

Door de hogere slibproductie wordt de slibverwerking groter en stijgt het gehele netto ruimteverbruik van het zuiveringsscenario. Ook de kosten van het zuiveringsscenario stijgen door de verhoging van de slibproductiefactor. De groter slibverwerking en de grotere hoeveelheid af te zetten finaal slib zijn de oorzaak van de kostenstijging.

Op basis van deze vergelijkende berekeningen worden de zuiveringsscenario's met de membraanbioreactor door de toepassing van een slibproductie van 0,4 kg d.s./ kg CZV_{verwijderd} minder interessant in de onderlinge evaluatie van met de overige zuiveringsscenario's. De scenario's met mbr worden nog duurder en scoren minder op de slibproductie (wat in eerste instantie als voordeel werd beschouwd).

STOWA

5 CONCLUSIES

Conclusies bij de doorgerekende voorzuiveringsstappen:

- Van de voorzuiveringsstappen zijn de vergaande voorbezinking en flotatie (beide met polymeedosering) het meest interessant. Beide stappen kunnen tegen relatief lage kosten het ruw influent vergaand voorzuiveren. Daarnaast zijn beide processtappen van de onderzochte voorzuiveringsstappen het energiezuinigst. Het experimenteel onderzoek heeft al aangetoond dat deze stappen technisch goed toepasbaar zijn. Bovendien zijn deze technieken gemakkelijk inpasbaar in reeds bestaande zuiveringsinstallaties.
- Directe membraanfiltratie is een interessante nieuwe voorzuiveringstechniek vanwege de compactheid van het systeem en de mogelijkheid tot volledige verwijdering van deeltjes zonder toevoeging van chemicaliën. Eerder onderzoek heeft aangetoond dat directe membraanfiltratie technisch toepasbaar is, maar dat de praktijktoepassing nog veel onderzoek vergt. De kosten van deze techniek zijn weliswaar hoog, maar niet buitenproportioneel.
- Directe grove-media-filtratie heeft het nadeel van een relatief slechte deeltjesverwijdering tegen - op dit moment - hoge kosten. Een belangrijk technisch knelpunt vormt verstopping van het filter en de daardoor korte looptijd en noodzakelijke hoge terugspoelfrequentie.
- De A-trap is een veel toegepaste en kostenconcurrerende voorzuiveringsstap. In technisch opzicht blijft de relatief lage BZV/N-verhouding na de A-trap een probleem als het systeem toegepast wordt in combinatie met een biologische nabehandelingsstap. Vanuit milieuhygiënisch perspectief zijn het relatief hoge energieverbruik en het grote ruimtegebruik een nadeel.

Conclusies bij de doorgerekende scenario's en de nabehandelingsstappen:

- Scenario's gebaseerd op fysisch/chemische voorzuivering met als nabehandeling een actief-slibstelsysteem of een slib-op-dragersysteem kunnen qua kosten concurreren met het referentiescenario. De scenario's met actief-slibsystemen als nabehandeling hebben daarbij de laagste kosten. In een aantal gevallen zijn de totale kosten lager (5-20%) dan de kosten van het referentiescenario.
- De kosten van scenario's met als nabehandeling een membraanbioreactor liggen bij de aannames die gehanteerd zijn in DEMAS⁺ 40 – 80% hoger dan de kosten van het referentiescenario. Hierbij dient te worden opgemerkt dat de prijsontwikkeling van membranen nog plaats moet vinden voor grootschalige toepassingen. Opvallend bij deze scenario's is dat bij verdergaande deeltjesverwijdering de kosten stijgen. De oorzaak hiervan is dat door de vergaande voorzuivering over het gehele scenario meer slib geproduceerd wordt. Het grote voordeel van een membraanbioreactor is dat weinig slib (in het geval van een lage slibproductie van 0,1 kg ds per kg CZV_{verwijderd}) hoeft worden afgezet. Deze besparing compenseert voor de extra investeringskosten die gedaan moeten worden voor de membranen. De extra slibproductie bij vergaande voorzuivering wordt niet volledig gecompenseerd door afbraak in de vergister. In het geval van de variant mbr-Beverwijk wordt de yield bijgesteld tot 0,4 kg ds per kg CZV_{verwijderd} en vervalt het voordeel van de mbr-nazuivering.
- De scenario's met als nabehandeling een actief-slibstelsysteem of een slib-op-dragersysteem leveren een energiebesparing van 25 tot 80% op. De scenario's met als nabehandeling een membraanbioreactor hebben een energieconsumptie die 40 tot 100% hoger ligt dan het energieverbruik van het referentiescenario.

- Wat compactheid betreft zijn met name de systemen met slib-op-dragersystemen en membraanbioreactoren interessant, met netto ruimtebesparingen van 75-90% ten opzichte van het referentiescenario. Een nadeel van deze systemen is dat ijzer gedoseerd zal moeten worden omdat biologische defosfatering (vooralsnog) niet toepasbaar is. De actief-slibsystemen hebben de potentie tot ruimtebesparing van 10 tot 25% door vergaande voorzuivering. Een voordeel van vergaande deeltjesverwijdering bij actief-slibsystemen is dat een hogere slibbelasting kan worden toegepast door een hogere slibactiviteit.
- Omgekeerde osmose als nabehandeling is – gezien de hoogte van kosten en energieverbruik – bij de huidige stand der techniek alleen voor doeleinden interessant waarbij een hoge effluentkwaliteit voor zeer specifieke hergebruikdoeleinden gevraagd wordt.
- De toepassing van ionenwisseling in de nabehandeling leidt vooralsnog tot een kostenniveau van 135 tot 145% ten opzichte van het referentiescenario. Ook het energieverbruik is significant hoger. Hierbij is ervan uitgegaan dat er geen markt is voor het teruggewonnen struviet.

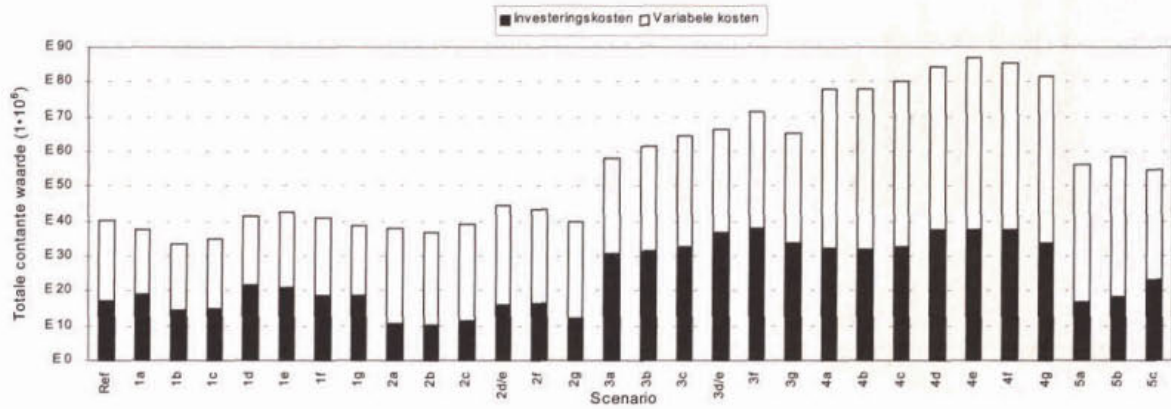
Conclusies bij de gevoeligheidsanalyses:

- De kosten van scenario's met voorbehandeling door voorbezinking of vergaande voorbezinking met polymeerdosering (resp. 30 en 80 % deeltjesverwijdering) en als nabehandeling een actief-slibstelsel zijn relatief ongevoelig voor het percentage CZV_{deeltjes} in het influent. Weliswaar leidt het hoger percentage deeltjes tot hogere variabele kosten door een verhoging van de slibproductie, deze kosten worden echter gecompenseerd door lagere investeringskosten voor het compacter ontworpen actief-slibstelsel.
- Wanneer een direct membraanfilter wordt gebruikt als voorbehandeling stijgen de totale kosten wel, omdat door de toegenomen deeltjesvracht het filter relatief vaker moet worden teruggespoeld.
- Het energieverbruik van alle zuiveringsscenario's neemt af bij een toenemend deeltjespercentage in het influent. Door het hogere deeltjespercentage wordt meer primair slib geproduceerd en kan meer elektriciteit uit gistingsgas wordt opgewekt. Bovendien wordt beluchtingsenergie bespaard in de nazuivering. In het algemeen kan hieruit geconcludeerd worden dat fysisch/chemische voorzuivering aantrekkelijker wordt naarmate een groter percentage CZV in het influent aanwezig is in de vorm van deeltjes.
- Toepassing van een polymeerdoseerstrategie om het deeltjesverwijderingsrendement te sturen leveren besparingen op voor het zuiveringstelsel.
- De gevoeligheidsanalyse laat zien dat de minimale BZV/N-verhouding voor denitrificatie een belangrijke parameter is. Een verhoging van de BZV/N-verhouding in DEMAS⁺ leidde tot een zeer sterke kostenstijging (7 – 20%) van het gehele systeem. De kostenstijging werd grotendeels veroorzaakt door meer methanol gedoseerd moet worden. Aanvullend hierop werd ook meer (slechter vergistbaar) biologisch slib geproduceerd en moest de actief-slibinstallatie groter ontworpen worden door een hogere BZV-belasting.

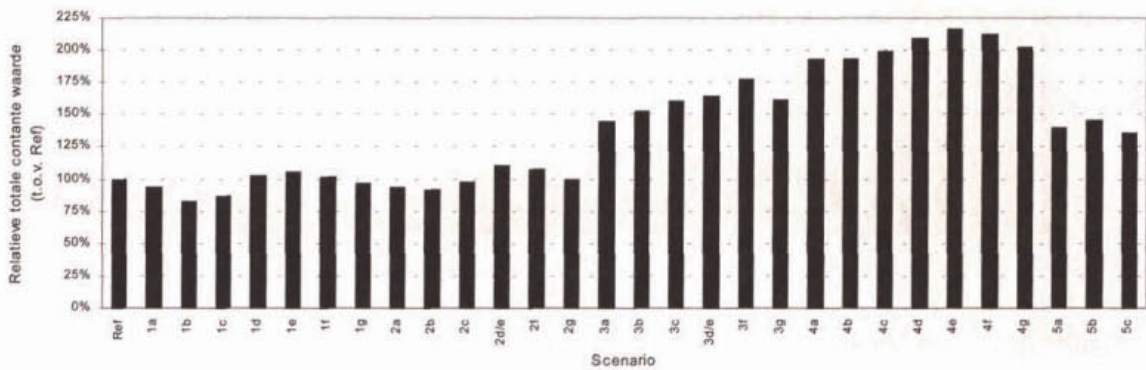
6 LITERATUUR

- Brouwer, H., Klapwijk, A. (1997). Model-gebaseerde sturing van het aërobe volume in een propstroom actief-slibinstallatie op basis van respirometrie, publicatie Wageningen Universiteit, Sectie Milieutechnologie.
- Choi, E., Lee, Y.H., Zuwhan, Y., Gil, K. (1999) Nitrite nitrification of anaerobic digester supernatant by biofilm carrier, in: Proceedings of IAWQ-conference on biofilms, October 17-20, 1999, New York.
- van Houten, R. (2000). Membraanbioreactoren, state-of-the-art. Documentatie van het eerste Nederlandse Symposium over Membraan BioReactor Technologie, TNO-STOWA, 14 november 2000.
- Lettinga, G., Hulshoff Pol, L.W., Zeeman, G. (1998). Lecture notes biological wastewater treatment, part I Anaerobic wastewater treatment. Wageningen Universiteit.
- RIZA en STOWA (1994). Compactsystemen voor de behandeling van stedelijk afvalwater - een haalbaarheidsstudie, RWZI-2000 rapport 94-10, Lelystad/Utrecht.
- Stephenson, T., Judd, S., Jefferson, B., Brindle, K. (2000). Membrane bioreactors for wastewater treatment, IWA Publishing, London.
- STOWA (1992). Handboek Stikstofverwijdering - programma PN-1992, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Utrecht.
- STOWA (1995-10). Behandeling van stikstofrijke retourstromen op rioolwaterzuiveringinrichtingen, Praktijkonderzoek aan de driefasen-airliftreactor bij de RWZI Utrecht, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Utrecht.
- STOWA (1995-15). Behandeling van stikstofrijke retourstromen op rioolwaterzuiveringinrichtingen, Praktijkonderzoek met de membraan-bioreactor naar nitrificatie/denitrificatie via nitriet bij het slibverwerkingsbedrijf Sluisjesdijk, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Utrecht.
- STOWA (1995-19). Evaluatie van het HSA-model voor toepassing in Nederland, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Utrecht.
- STOWA (1998-29). Fysisch/chemische voorzuivering van afvalwater – identificatie en evaluatie van zuiveringsscenario's, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Utrecht.
- STOWA (1999-13). Influentkarakterisering van ruw en voorbehandeld afvalwater: de invloed van voorbezinking en voorprecipitatie, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Utrecht.
- STOWA (2001-07). Fysisch/chemische voorzuivering van afvalwater – experimenteel onderzoek naar voorzuiveringsstappen, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Utrecht.
- STOWA (2001-19). Fysisch/chemische voorzuivering van afvalwater - ionenwisseling voor stikstofverwijdering uit afvalwater, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Utrecht.
- STOWA (2001-20). Karakterisering en fractionering van rwzi-influent Flocculatie met organische polymeren gevolgd door biologische nabehandeling, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Utrecht.
- Zwinger, B., Arnold, E., Wilderer, P.A. (1999). Nutrient balances for combined nitrification and denitrification in biofilters. Proceedings IAWQ-conference on biofilms, oktober 1999, New York.

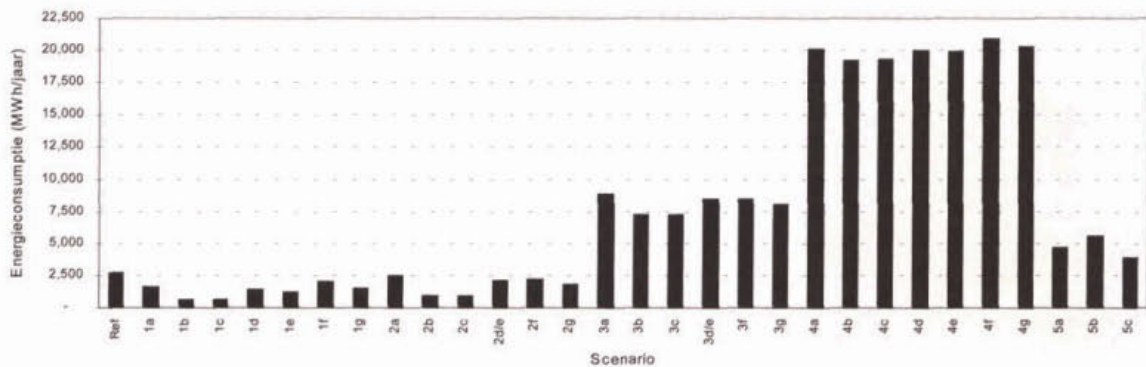
Bijlage A Grafisch overzicht van de berekeningen in DEMAS⁺



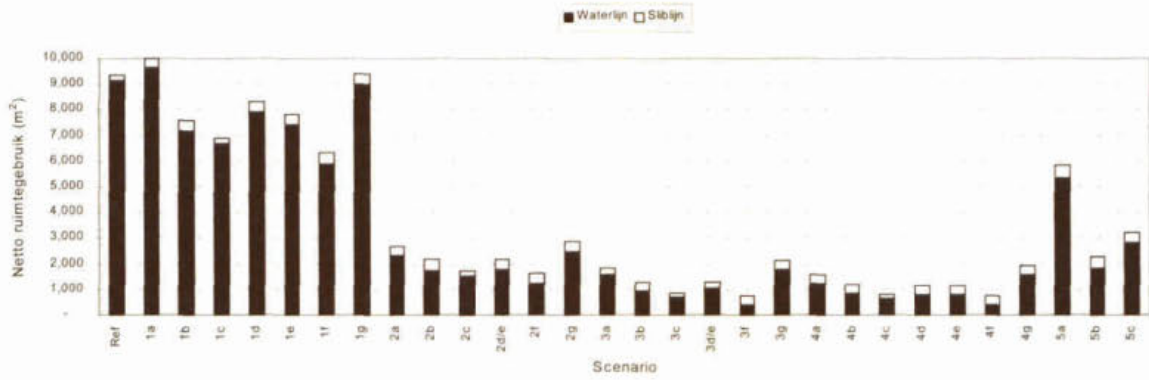
Figuur A1: Totale contante waarde per zuiveringsscenario.



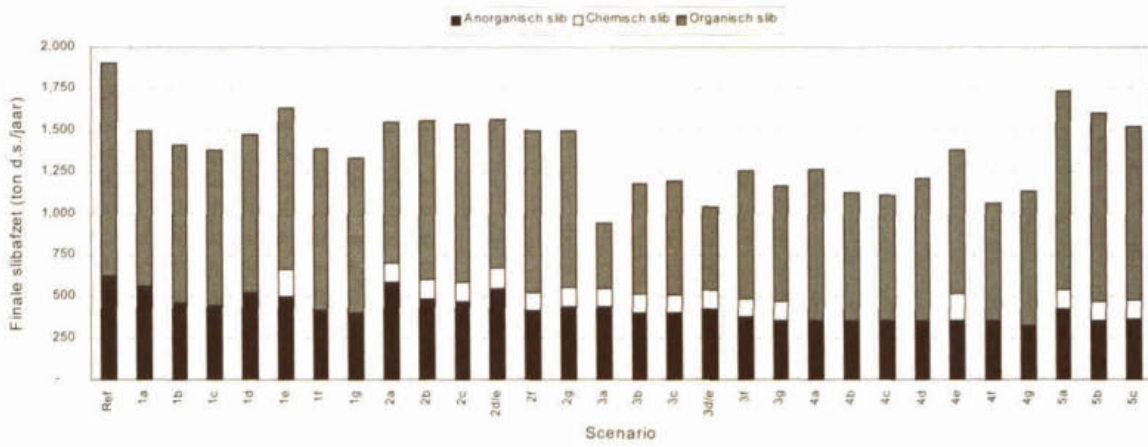
Figuur A2: Relatieve totale contante waarde per zuiveringsscenario.



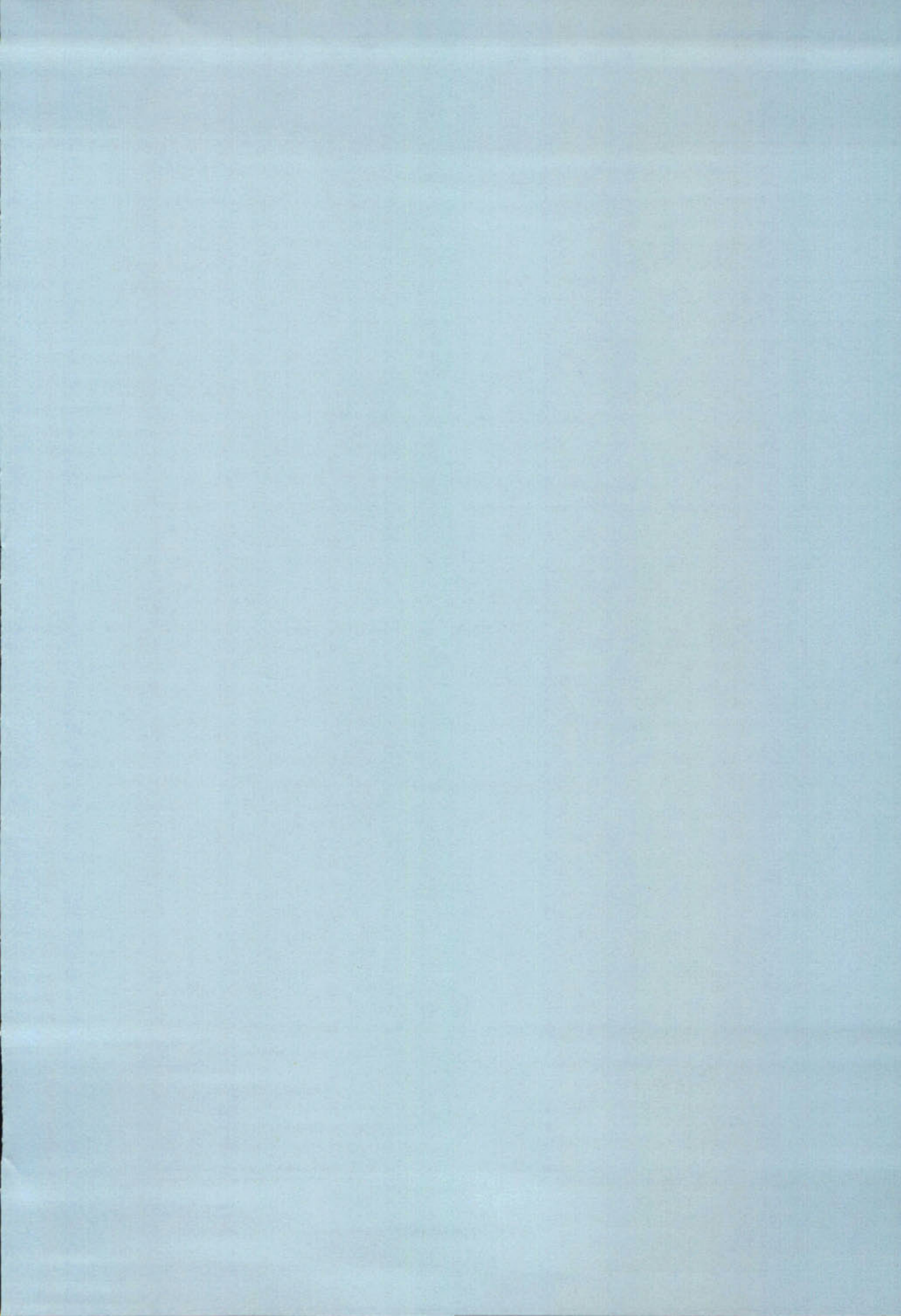
Figuur A3: Energieconsumptie per zuiveringsscenario (waterlijn en sliblijn).



Figuur A4: Ruimtegebruik per zuiveringsscenario.



Figuur A5: Slijfproductie per zuiveringsscenario.



Fysisch/chemische voorzuivering van afvalwater

Deel II: Resumé van vier jaar onderzoek naar fysisch-chemische voorzuivering van afvalwater

INHOUDSOPGAVE

1	ALGEMENE INTRODUCTIE.....	51
2	FASE 1	53
2.1	Introductie.....	53
2.2	Oorspronkelijke doelstelling	53
2.3	Uitgangspunten voor inventarisatie, identificatie en globale evaluatie.....	54
2.4	Methodologie	54
2.5	Zuiveringsstappen en zuiveringsscenario's.....	55
2.6	Evaluatie model DEMAS.....	56
2.7	Eerste resultaten en conclusies.....	57
3	FASE 2	61
3.1	Introductie en doelstelling.....	61
3.2	Resultaten van onderzoek in fase 2.....	61
3.3	Aanbevelingen.....	70
4	FASE 3	73
4.1	Ontwikkeling DEMAS ⁺	73
4.2	Resultaten van de evaluatie van voorzuiveringsstappen:	73
4.3	Resultaten van de evaluatie van de doorgerekende zuiveringsscenario's en nabehandelingstappen:	73
4.4	Conclusies ten aanzien van de gevoeligheidsanalyses:.....	74
5	VERVOLGACTIVITEITEN	77
5.1	Vervolgonderzoek aan de waterlijn.....	77
	<i>Voorbezinking met polymeerdosering.....</i>	<i>77</i>
	<i>Flotatie met polymeerdosering</i>	<i>77</i>
	<i>Directe membraanfiltratie</i>	<i>78</i>
	<i>Influentkarakterisering op deeltjesgrootte.....</i>	<i>78</i>
	<i>Fundamenteel gericht onderzoek naar de toepassing van organische polymeren</i>	<i>78</i>
	<i>Nabehandeling in een actief-slibstelsel</i>	<i>78</i>
	<i>Nabehandeling in een slib-op-dragersysteem.....</i>	<i>78</i>
	<i>Nieuw zuiveringsconcept</i>	<i>79</i>
	<i>Directe membraanfiltratie van ruw afvalwater</i>	<i>79</i>
5.2	Onderzoek aan de sliblijn.....	79
	BIJLAGEN	81
	Publicaties binnen het STOWA-project Fysisch-chemische voorzuivering van afvalwater.....	81
	Proefschriften	83
	Congressen en symposia	83

Hoofdstuk 1: ALGEMENE INTRODUCTIE

In opdracht van de STOWA is in 1996 een fundamenteel strategisch onderzoek gestart naar de mogelijkheden om door middel van een intensieve fysisch-chemische voorzuivering te komen tot nieuwe, meer duurzame rwzi's. Dit gezamenlijk onderzoek van de sectie Milieutechnologie van de Wageningen Universiteit (WU) en de sectie Gezondheidstechniek van de Technische Universiteit Delft (TUD) heeft zich vooral gericht op de vergroting van kennis en inzicht inzake de fysisch-chemische processen die in de waterlijn kunnen worden toegepast al of niet in combinatie met een fysisch/chemische of fysisch/chemisch/biologische nazuivering. Met behulp van een speciaal ontwikkeld scenarioberekeningsmodel, DEMAS, zijn de kosten en effecten van de diverse zuiveringsscenario's goed in beeld gebracht.

Er is bij de WU en de TUD de afgelopen 5 jaar een uiterst waardevolle kennisinfrastructuur opgebouwd, resulterend in uitstekende internationale contacten en publicaties en presentaties op conferenties en symposia. In de loop van 2001 zullen twee onderzoekers op dit thema promoveren. Het onderzoek heeft geleid tot een uitgebreide lijst aan nationale en internationale publicaties (zie bijlage 1), waarmee op het gebied van fysisch-chemische afvalwaterbehandeling met de wereldtop aan onderzoeksinstellingen, onderzoekers en met bedrijven op het vakgebied is samengewerkt en op hoog niveau discussie werd gevoerd.

Het onderzoek heeft geleid tot een uitgebreide lijst van gepresenteerde gepubliceerde artikelen (zie bijlage) en een vijftal STOWA-rapporten: STOWA 98-29, STOWA 2001-07, STOWA 2001-19, STOWA 2001-20 en STOWA 2001-21.

Hoofdstuk 2: FASE 1

De eerste fase van dit onderzoek, die in 1998 is afgerond met het STOWA-rapport 98-29, had betrekking op een nadere identificatie en evaluatie van complete zuiveringsscenario's die gebaseerd kunnen worden op een intensieve fysisch-chemische voorzuivering. Aan de hand van deze identificatie en evaluatie kon een aantal belangrijke kennisleemtes en kansen met betrekking tot de fysisch-chemische voorzuivering worden aangegeven die nader onderzoek in fase 2 vergen.

2.1 Introductie

Met het oog op de toekomstige ontwikkeling van rwzi's kan de vraag worden gesteld in welke mate de huidige rwzi's in milieuhygiënisch opzicht voldoende duurzaam zijn en in hoeverre er mogelijkheden bestaan tot een verbetering van deze duurzaamheid. Uit een eerder onderzoek, verricht in opdracht van de STOWA, blijkt dat vooral de lozing van micro- verontreinigingen, de slibproductie en kwaliteit van het slib en het energieverbruik met daaraan gekoppeld de emissie van CO₂ en de productie van vaste afvalstoffen het meest bijdragen aan de onduurzaamheid van het proces. De ontwikkeling van nieuwe rwzi's zou met name aan deze aspecten aandacht moeten schenken.

Er zijn verschillende mogelijkheden, althans in principe, om stedelijk afvalwater meer duurzaam te zuiveren. Eén ervan is de toepassing van een intensieve fysisch/chemische voorzuiveringsstap, gevolgd door een fysisch/chemische of een gecombineerd fysisch/chemische en biologische nazuiveringsstap. Door middel van een dergelijke voorzuiveringsstap kan het energieverbruik van een eventuele aanvullende nazuiveringsstap sterk worden gereduceerd. Als verdere potentiële voordelen van een dergelijke intensieve voorzuiveringsstap kunnen worden genoemd: grotere mogelijkheden om nuttige componenten uit slib te produceren (zoals bijvoorbeeld biogas en vetzuren), grotere mogelijkheden om stikstof en fosfaat terug te winnen en compactere installaties.

2.2 Oorspronkelijke doelstelling

Het doel van deze studie is het uitvoeren van een nadere verkenning van de mogelijkheden om door middel van een intensieve fysisch/chemische voorzuivering te komen tot de ontwikkeling van nieuwe, meer duurzame rwzi's en aan te geven welk lange termijn onderzoek hiervoor nodig is. Binnen het kader van de fysisch/chemische voorzuivering is daarbij ook aandacht worden besteed aan de mogelijkheden om het slib te scheiden in een relatief schone fractie - die eventueel direct kan worden hergebruikt - en een fractie waarin de micro- verontreiniging voor het grootste deel zijn geconcentreerd. Een dergelijke scheiding zou het slibprobleem kunnen verminderen. Ook het winnen van grondstoffen uit slib, zoals reeds eerder genoemd, en het mogelijk gebruik van slib als absorbens voor de verwijdering van verontreinigingen vormen punten van aandacht binnen deze studie. Dit geldt ook voor de eventuele winning van stikstof- en fosfaatcomponenten uit het slib.

2.3 Uitgangspunten voor inventarisatie, identificatie en globale evaluatie

Bij het inventariseren van alternatieve zuiveringsscenario's alsmede bij de technische, economische en milieuhygiënische evaluatie van deze scenario's zijn de volgende randvoorwaarden gehanteerd:

- Er is uitgegaan van een grootschalige rwzi met een biologische en hydraulische belasting van 100.000 inwonersequivalenten;
- Er is uitgegaan van de huidige influentkwaliteit en -kwantiteit;
- Het effluent van de zuiveringsscenario's moet minimaal voldoen aan de huidige lozingseisen:

CZV	< 50 mg/l
BZV	< 20 mg/l
N _{kjeldahl}	< 10 mg/l
P _{totaal}	< 1 mg/l
Zwevendestof	< 10 mg/l

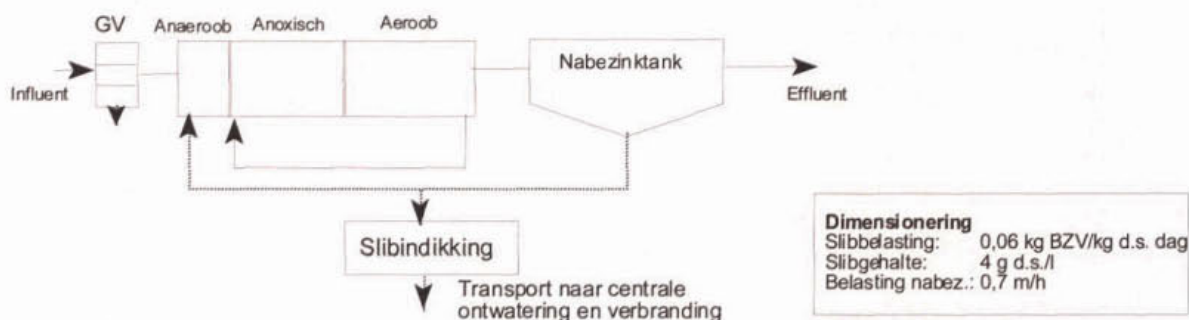
- De systeemgrenzen voor de bepaling van de milieu-ingrepen zijn direct rondom het zuiveringsterrein gelegd. Hierbij is de waterlijn van influentpomp tot effluentgemaal meegenomen;
- De hydraulische belasting is gebaseerd op een afvalwaterproductie van 150 l per inwonerequivalent per dag. Hierbij is een droogweerafvoer aangehouden van 1.000 m³ per uur gedurende 15 uur per etmaal. De verhouding tussen regenweerafvoer en droogweerafvoer is op drie gesteld.

2.4 Methodologie

Er is gekozen voor de navolgende aanpak van de studie:

- Voor de studie is een influentkarakterisering opgesteld voor het gemiddelde Nederlandse standaardafvalwater. Een belangrijk aandachtspunt hierbij is de deeltjesgrootteverdeling van het in het influent aanwezige materiaal en de distributie van verontreinigende componenten, zoals CZV, nutriënten en zware metalen, over de verschillende deeltjesgroottefracties. De deeltjesgrootteverdeling is van belang, omdat aan de hand hiervan bepaald kan worden welk deel van de totale verontreinigingen verwijderd kunnen worden middels een bepaalde fysisch/chemische voorzuiveringsstap.
- Om na te gaan in hoeverre er mogelijkheden zijn om tot een scheiding in vuil en schoon slib te komen is een literatuurstudie uitgevoerd naar de samenstelling van stedelijk afvalwater, met name naar de fractie van opgeloste zware metalen en de verdeling van zware metalen over de verschillende deeltjesgroottefracties. Op basis van deze inventarisatie is een haalbaarheidsstudie uitgevoerd naar de mogelijkheden om gesuspendeerde stof in het influent te scheiden in een relatief vuile en een relatief schone fractie.
- Er is een literatuurinventarisatie gemaakt van afzonderlijke zuiveringstechnieken en zuiveringsstappen. Hierbij wordt een zuiveringstap beschouwd als één of een combinatie van meerdere aan elkaar gerelateerde zuiveringstechnieken. Bij deze inventarisatie is onderscheid gemaakt tussen zuiveringsstappen die mogelijk in aanmerking komen voor een fysisch-chemische voorzuivering en zuiveringsstappen, primair bedoeld voor de nazuivering. Ook gerenommeerde buitenlandse onderzoeksinstituten zijn geraadpleegd over mogelijk interessante zuiveringstechnieken.
- Met behulp van de geïnventariseerde zuiveringsstappen is een groot aantal voor- en nazuiveringsscenario's opgesteld. Deze voor- en nazuiveringsscenario's zijn gebruikt voor het opstellen van volledige zuiveringsscenario's met inbegrip van een standaard slibverwerking.

De keuze van deze volledige scenario's is gebaseerd op de te verwachten technische haalbaarheid, de mogelijke milieuverdiensten en de te verwachten kosten. Deze aspecten zijn voornamelijk indicatief en kwalitatief beschouwd.



Figuur 1: Referentiescenario 1

- Er zijn twee referentiescenario's gedefinieerd. Referentiescenario 1 is gebaseerd op een laagbelast actief-slibstelsysteem zonder voorbezinking en de slibverwerking wordt zonder slibvergisting toegepast, omdat in de zuiveringspraktijk vergisting van alleen biologisch slib nauwelijks voorkomt. Bij het tweede referentie scenario wordt het laagbelast actief-slibstelsysteem gecombineerd met een voorbezinktank en vindt tevens slibvergisting plaats. De effluentkwaliteit van beide referentiescenario's voldoet aan de huidige effluenteisen. Tevens worden beide referenties verder nog beschouwd met of zonder een polishingstap voor vergaande deeltjesverwijdering uit het effluent.

2.5 Zuiveringsstappen en zuiveringsscenario's

In het onderzoek zijn de volgende zuiveringsstappen geïnventariseerd:

Tabel 1: Geïnventariseerde zuiveringsstappen

Fysisch/chemische voorzuivering	Nazuivering (Verwijdering van CZV en of stikstof)	Tertiaire (effluent) behandeling
Préprecipitatie	Actief-kooladsorptie (CZV)	Snelle zandfiltratie
Flotatie (DAF)	Ozon oxidatie (CZV)	
Trommelzeven	Ionenwisseling (N)	Membraan filtratie:
Directe influentfiltratie	Actief-slibsystemen (CZV en of N)	- microfiltratie
A-trap met vlokmiddeldosering	Slib-op-dragersystemen (CZV en/of N)	- ultrafiltratie
A-trap met slibregeneratie		
UASR-reactor	Membraan bioreactor (CZV en of N)	
Denitrificerende A-trap		
Magnetische deeltjesafscheiding		
Actiflo-principe (microzand bezinking)		

Bovengenoemde aanpak heeft uiteindelijk geresulteerd in een keuze van de navolgende integrale zuiveringsscenario's:

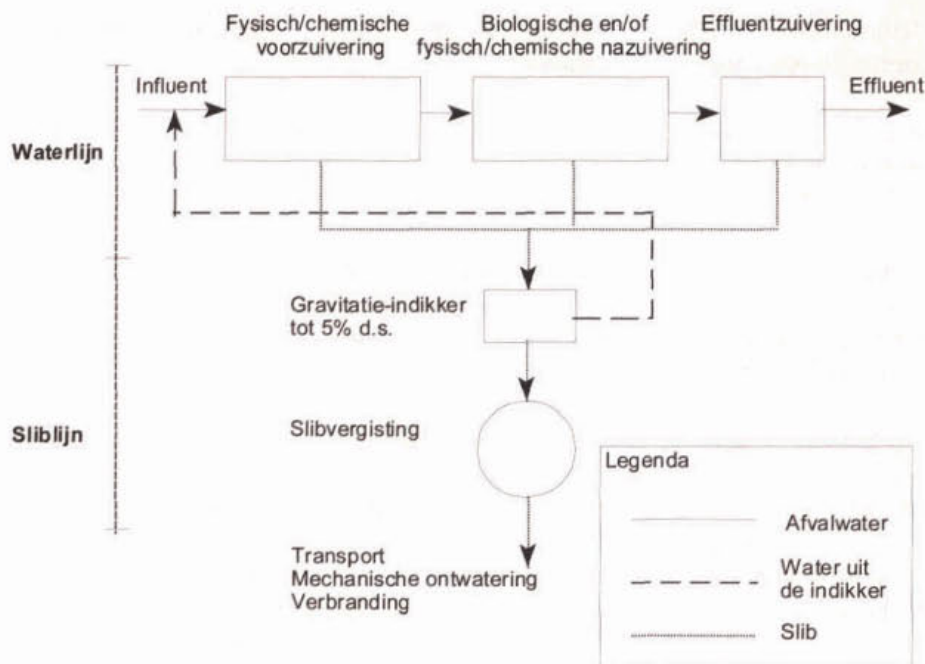
Tabel 2: Zuiveringsscenario's

Scenario	Voorzuivering	Nazuivering
1a	Flotatie	Zandfilter + ionenwisseling (met luchtstripping) + Actief-kool
1b	Préprecipitatie	Zandfilter + ionenwisseling (met luchtstripping) + Actief-kool
1c	Denitrificer. A-trap	Zandfilter + ionenwisseling (met bio-regeneratie) + Actief-kool
1d	Beluchte A-trap	Zandfilter + ionenwisseling (met luchtstripping) + Actief-kool
2a	Flotatie	Laagbelast slib-op-dragersysteem + zandfilter
2b	Préprecipitatie	Laagbelast slib-op-dragersysteem + zandfilter
2c	Beluchte A-trap	Laagbelast slib-op-dragersysteem + zandfilter
2d	Flotatie	Laagbelast systeem volgens de nitriet route + zandfilter
2e	Préprecipitatie	Laagbelast systeem volgens de nitriet route + zandfilter
2f	Beluchte A-trap	Laagbelast systeem volgens de nitriet route + zandfilter
3a	Flotatie	Slib-op-dragersysteem + zandfilter + ionenwisseling (met luchtstripper)
3b	Préprecipitatie	Slib-op-dragersysteem + zandfilter + ionenwisseling (met luchtstripper)
3c	Denitrificer. A-trap	Slib-op-dragersysteem + zandfilter + ionenwisseling (bio-regeneratie)
3d	Beluchte A-trap	Slib-op-dragersysteem + zandfilter + ionenwisseling (met luchtstripper)
3e	Flotatie	Hoogbelast actief-slib + zandfilter + ionenwisseling (met luchtstripper)
3f	Préprecipitatie	Hoogbelast actief-slib + zandfilter + ionenwisseling (met luchtstripper)
3g	Denitrificer. A-trap	Hoogbelast actief-slib + zandfilter + ionenwisseling (bio-regeneratie)
3h	Beluchte A-trap	Hoogbelast actief-slib + zandfilter + ionenwisseling (met luchtstripper)

2.6 Evaluatie model DEMAS

Om de verschillende zuiveringsscenario's onderling te kunnen vergelijken in technisch, milieuhygiënisch en financieel opzicht is een spreadsheetmodel ontwikkeld, genaamd DEMAS "Dimensionerings- en EvaluatieModel voor AfvalwaterzuiveringsScenario's". Binnen dit model zijn de dimensioneringsgrondslagen, milieu-ingrepen, de rendementen en de kosten van de afzonderlijke zuiveringsstappen opgenomen.

Referentiescenario's en alternatieve zuiveringsscenario's met een fysisch/chemische voorzuivering zijn vervolgens met DEMAS doorgerekend. Op basis van de resultaten van deze berekeningen zijn scenario's onderling vergeleken op kosten en op de volgende milieuhygiënische duurzaamheidsaspecten (milieu-ingrepen): finale slibproductie, energieverbruik, chemicaliënverbruik en -terugwinning, ruimtebeslag en effluentkwaliteit.



Figuur 2: Systeemgrenzen binnen DEMAS

2.7 Eerste resultaten en conclusies

- Onderlinge vergelijking van zuiveringsscenario's op basis van scenarioberekeningen en gevoeligheidsanalyse leidt tot de volgende resultaten en conclusies:
- Het blijkt dat door een vergaande deeltjesverwijdering in de voorzuivering in combinatie met een juiste keuze van de overige zuiveringsstappen de gehele waterzuiveringsroute, compacter en energiezuiniger kan worden bedreven.
- De kosten van zuiveringsscenario's, waarbij een fysisch/chemische voorzuivering wordt gecombineerd met een biologische nazuivering, inclusief slibverwerking door middel van vergisting, centraal ontwateren en verbranden, kunnen potentieel worden beperkt tot de kosten van het huidige zuiveringsproces. Terwijl de toevoeging van metaalzouten de kosten verhoogd door de chemicaliënkosten en de hogere kosten in de slibverwerking.
- De onderzochte volledige fysisch/chemische zuiveringsroutes zijn relatief duur vanwege de hoge kosten voor regeneraatsbehandeling van de ionenwisseling en reactivering van het actiefkool.
- Als mogelijke fysisch/chemische of gecombineerd fysisch/chemische/biologische voorzuiveringsstappen kunnen worden genoemd:
 - Trommelzeef met vlokmiddeldosering;
 - Voorbezinking met vlokmiddeldosering (Préprecipitatie);
 - Flotatie met vlokmiddeldosering;
 - Directe influentfiltratie met vlokmiddeldosering;
 - A-trap met slibregeneratie en/of vlokmiddeldosering (Bioflocculatie)
 - Denitrificerende A-trap (eventueel met vlokmiddeldosering).

- Door fysisch/chemische voorzuivering wordt meer (organisch) slib geproduceerd, dat kan worden (her)gebruikt (biogas productie, vetzuren).
- De fysisch/chemische voorzuivering en de gecombineerd fysisch/chemische en biologische voorzuivering leidt tot een groter hoeveelheid reststof na verbranding als gevolg van de ijzerdosering.
- Na de fysisch/chemische voorzuivering resteert een nagenoeg deeltjes- en fosfaatvrij effluent. Dat laatste is het gevolg van de keuze van ijzerzouten als vlokmiddel. Het effluent bevat nog opgelost CZV en opgeloste stikstof. Het CZV is relatief eenvoudig te verwijderen door toepassing van biologische processen.
- De stikstofverwijdering bepaalt in sterke mate de economische en technische haalbaarheid van zuiveringsscenario's. Hierdoor vormt de stikstofverwijdering een belangrijk aandachtspunt bij de toepassing van fysisch/chemische voorzuivering. Indien er vanuit wordt gegaan dat een minimale BZV/N verhouding van 2,5 nodig is voor een biologische stikstofverwijdering, kan na een intensieve voorzuivering in sommige gevallen nog net een biologische nitrificatie en denitrificatie worden toegepast. Deze BZV/N-verhouding van 2,5 is echter kritisch. In de scenario's waar de A-trap wordt gecombineerd met een biologische nabehandlingsstap, zal wel een te lage BZV/N-verhouding ontstaan, waardoor een extra koolstofbron (methanol) moet worden gedoseerd. Het gebruik van methanol resulteert in een extra hoeveelheid organisch slib. Omdat denitrificatie na een intensieve voorzuivering kritisch of niet mogelijk wordt zonder methanoldosering, wordt een techniek als ionenwisseling mogelijk interessant. Regeneratie van de ionenwisselaar veroorzaakt wel een toename van het zoutgehalte in het uiteindelijke effluent.
- De intensieve fysisch/chemische voorzuivering, in combinatie met biologische nabehandeling, kan bij de afvalwaterzuivering leiden tot energiebesparing. Afhankelijk van het zuiveringsscenario blijkt dat een laag netto energiegebruik of zelfs een positieve energiebalans over de zuiveringsinstallatie mogelijk is door een besparing in beluchtingsenergie en de terugwinning van energie in de slibgisting. Daar staat tegenover dat bij de toepassing van volledig fysisch/chemische zuiveringsscenario's, de regeneraatsbehandeling van de ionenwisseling en de thermische reactivering van het actiefkool een hoog energieverbruik veroorzaken.
- Bij de onderzochte fysisch/chemische voorzuiveringsstappen dient in de meeste gevallen een vlokmiddel te worden gedoseerd om vergaande deeltjesverwijdering te realiseren. In de haalbaarheidsstudie is gekozen voor ijzerchloride voor vlokvorming en fosfaatverwijdering. Als gevolg van de dosering van grote hoeveelheden ijzerchloride is het chemicaliënverbruik in de fysisch/chemische voorzuiveringsstappen aanzienlijk. Dit komt tot uitdrukking in de zuiveringskosten, de hoeveelheid geproduceerd chemisch slib en de verzouting van effluent. De kosten van de chemicaliën maken een substantieel deel uit van de totale zuiveringskosten.
- De waterlijn kan niet los gezien worden van de sliblijn. De kosten van de opgestelde scenario's bestaan voor een belangrijke deel (een derde tot de helft) uit de kosten voor slibverwerking. Slibgisting op de zuivering is volgens de kostencomputaties goedkoper dan directe afvoer naar een ontwatering- en verbrandingsinstallatie.
- Er zijn geen aanknopingspunten gevonden om bij de zuivering het slib te scheiden in een relatief schone fractie en een relatief vuile fractie.

Voor de verdere ontwikkeling van meer duurzame methoden, gebaseerd op de fysisch/chemische voorzuivering van stedelijk afvalwater is het nodig een aantal knelpunten/kennisleemtes nader te onderzoeken. Als belangrijkste kennisleemtes/knelpunten kunnen worden genoemd:

- Alternatieven voor het gebruik van anorganische vlokkingsmiddelen voor de vlokvorming. Als onderzoeklijnen binnen dit thema kunnen worden genoemd:

- Bioflocculatie;
- Flocculatie met organische polymeren;

Afscheidingstechnieken van het bij de vlokvorming ontstane slib.

Als alternatieve afscheidingstechnieken kunnen worden genoemd:

- Flotatie;
- Afscheiding in een denitrificerende A-trap;
- Directe influentfiltratie;
- Directe membraanfiltratie.

Het onderzoek binnen dit thema zal zich moeten richten op afscheidingssnelheid, afscheidingrendement, effluent kwaliteit en de samenstelling van het geconcentreerde slib.

Hoofdstuk 3: FASE 2

3.1 Introductie en doelstelling

Op basis van de resultaten van het scenario-onderzoek is besloten tot een vervolgonderzoek. Dit onderzoek is gericht op de verdere ontwikkeling van fysisch/chemische voorzuiveringsmethoden voor de behandeling van stedelijk afvalwater. Dit onderzoek heeft zich toegespitst op:

- *Alternatieven voor het gebruik van anorganische vlokkingsmiddelen voor de vlokvorming.*
Onderzoekslijnen binnen dit thema zijn onderzoek naar de toepassing van flocculatie met organische polymeren. Door toepassing van alternatieve vlokmiddelen kan het gebruik van bulkchemicaliën in de voorzuiveringsprocessen worden beperkt. Hierdoor worden ook indirect de slibverwerkingskosten en de hoeveelheid restproduct na verbranding verminderd.
- *Afscheidingstechnieken van het bij de vlokvorming geproduceerde slib*
Als alternatieve afscheidingstechnieken kunnen worden genoemd:
 - flotatie;
 - directe influentfiltratie;
 - directe membraanfiltratie;
 - afscheiding in een denitrificerende A-trap.

Het onderzoek binnen dit thema heeft zich gericht op de afscheidingsnelheid, het afscheidingsrendement, de effluentkwaliteit en de samenstelling van het geproduceerde slib.

- *Influentkarakterisering op deeltjesgrootte*

Om het efficiëntie van een voorzuiveringstechniek en het effect op de nabehandeling te bepalen, is de karakterisering van het afvalwater op deeltjesgrootte een succesvolle methode gebleken. Voorafgaande aan nieuwbouw of verbouwing van een rwzi zou het influent op deeltjes gekarakteriseerd moeten worden om het nut en de mate van voorzuivering te bepalen. Deze analysetechniek zou verder uitgewerkt moeten worden tot een standaardprocedure en eenvoudige fractionerings- en karakteriseringsapparatuur moet worden ontwikkeld. Naast de fractionering is de toepassing van deeltjestellers bij deze methodiek aan te raden. Om een beter beeld te krijgen van de afvalwatersamenstelling in Nederland is een uitgebreide karakterisering van rwzi-influent verspreid over heel Nederland interessant.

- *Nabehandelingstechnieken: actief-slib en slib-op-drager-systemen*

Wat betreft de (biologische) nabehandeling vormen de mogelijkheden voor denitrificatie in de nabehandeling een belangrijk onderzoekspunt. Uit de gevoeligheidsanalyses blijkt de belangrijkheid van de BZV/N-verhouding voor het ontwerp en de kosten van systemen gebaseerd op fysisch-chemische voorzuivering. Uit het experimenteel en het modelonderzoek valt af te leiden dat denitrificatie tot onder de stikstofnorm ($\leq 10 \text{ mg N}_{\text{totaal}}/\text{l}$) voor systemen met een 'gemiddelde Nederlandse samenstelling' mogelijk moet zijn bij de relatief lage BZV/N-verhoudingen die resulteren na voorbehandeling. Daarbij komt dat het experimenteel onderzoek ook laat zien dat er mogelijkheden zijn om de deeltjesverwijdering te sturen met een troebelheids-gerelateerde dosering van polymeer. Afstemming op het benodigd BZV lijkt daarbij mogelijk. Verder onderzoek kan de bevindingen van het experimenteel onderzoek bevestigen.

3.2 Resultaten van onderzoek in fase 2

Toepassing van organische polymeren voor coagulatie en flocculatie

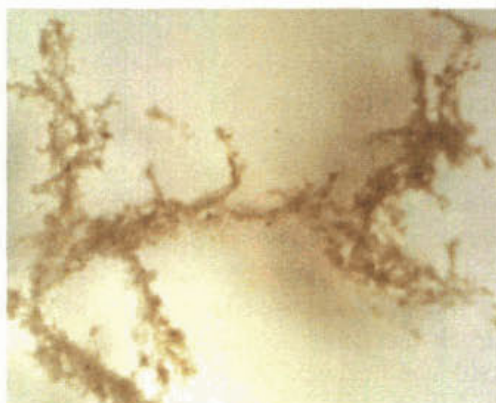
Dit deelonderzoek had tot doel vast te stellen in hoeverre organische vlokmiddelen een alternatief kunnen vormen voor anorganische vlokmiddelen. Met behulp van bekersglasproeven is voor een aantal geselecteerde organische polymeren onderzocht in welke mate ze geschikt zijn voor de vlokking van ruw stedelijk afvalwater (afvalwater van de rwzi Bennekom). Daartoe is bij

verschillende doseringen en verschillende procescondities primair de reductie in troebelheid en zwevendestof na bezinking bepaald. Van het bezonken slib zijn incidenteel ook het drogestofgehalte alsmede de ontwaterbaarheid door filtratie gemeten. In onderstaande tabel worden de resultaten van standaardbekerglasproeven met polymeren weergegeven.

Tabel 3: Toegepaste typen polymeren

Type polymeer	Dosering (mg/l)	Troebelheid (NTU)		Zwevendestof (mg/l)	
		Beginwaarde	Eindwaarde	Beginwaarde	Eindwaarde
Kationisch laagmoleculair coagulant (polyamine) ladingsgraad (+) 100%	20 à 30	225	15 à 25	329	5 à 10
Kationisch hoogmoleculair flocculant (polyacrylamide) ladingsgraad (+) 24%	5	225	35	329	10
	15	225	15	329	<5

Uit het onderzoek blijkt dat vooral kationisch hoogmoleculair polymeer goed toepasbaar is voor het verkrijgen van een lage waarde van troebelheid en zwevendestof. Met kationisch laagmoleculair polymeer worden vergelijkbare waarden verkregen, maar is de benodigde dosering ca. een factor 2 hoger. De CZV-verwijdering bedraagt 39 à 54%. De maximale reductie in N_{Kjeldahl} en P_{totaal} bedraagt ca. 30%. Combinatie van een kationische coagulant met een hoogmoleculaire anionisch flocculant geeft een marginaal beter resultaat terwijl combinatie van een kationisch coagulant en een kationisch flocculant een slechter resultaat geeft. Toepassing van anionische, hoogmoleculaire flocculanten alleen resulteert slechts in geringe verwijderingsrendementen.



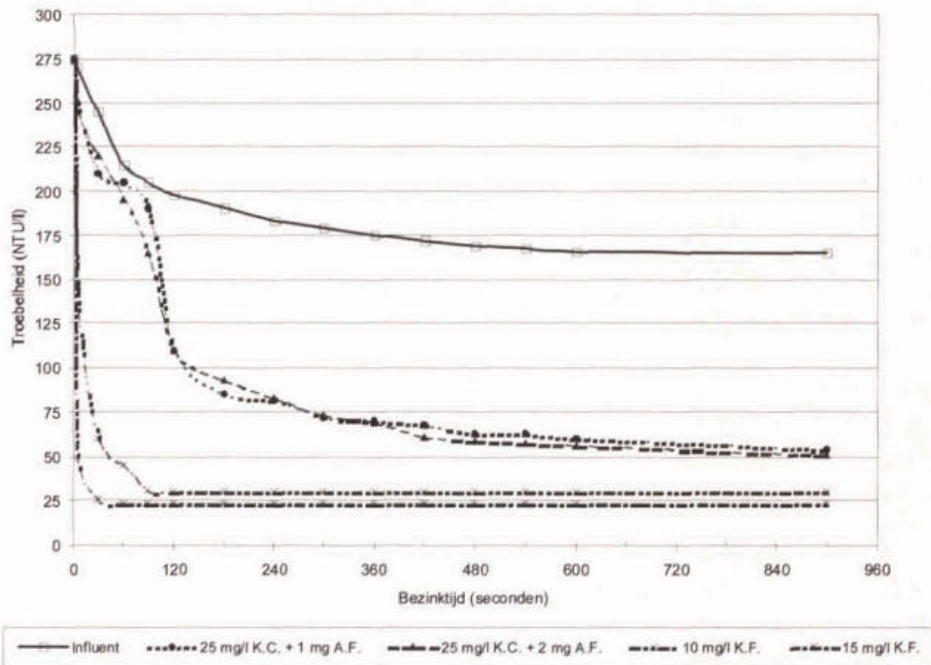
Figuur 3: Microscopische afbeelding van een typische vlok, gevormd door toevoeging van een hoogmoleculair kationisch polymeer.

Bovenvermelde resultaten zijn indicatief en specifiek voor het geteste afvalwater. Type afvalwater, vervuilingsgraad alsmede procescondities zoals mengtijd, mengintensiteit, flocculatietijd en bezinktijd, hebben, zoals te verwachten viel, eveneens invloed.

De specifieke filtratieweerstand van met kationische polymeren geflocculeerd slib, gemeten met een filtratie-expressiecel, is vergelijkbaar met die van slib dat verkregen is door flocculatie met ijzerzouten, en lager dan van ongeflocculeerd primair slib.

Uit de resultaten van het experimentele onderzoek kan geconcludeerd worden dat de toepassing van organische polymeren voor vlokvorming bij de voorbehandeling van stedelijk afvalwater in technisch opzicht goed mogelijk is. Uit scenarioberekeningen blijkt verder dat vervanging van anorganische metaalzouten door organische polymeren voor de coagulatie-flocculatie in de voorzuivering kan leiden tot een beperkte kostenbesparing voor het gehele zuiveringsproces, inclusief slibverwerking en slibafzet. Wel moet er rekening mee worden gehouden dat bij gebruik van organische polymeren slechts een beperkte hoeveelheid fosfaat wordt verwijderd. Een aanvullende fosfaatverwijderingsstap is derhalve nodig. Overigens biedt een dergelijke separate verwijderingstap goede mogelijkheden om fosfaat terug te winnen voor hergebruik.

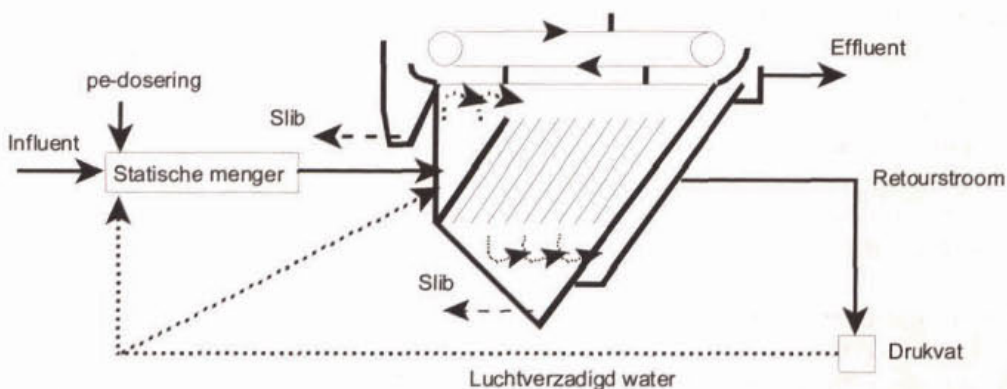
Vanuit milieuhygiënisch perspectief is het gebruik van organische polymeren interessant omdat er, vergeleken met de situatie dat anorganische coagulanten en flocculanten worden gebruikt, nauwelijks effluentverzouting optreedt en de totale hoeveelheid restmateriaal, die overblijft na slibverbranding, geringer is. Wel moet bij gebruik van polymeren aandacht worden besteed aan de eventuele aqua- en eco-toxiciteit van polymeren.



Figuur 4: Bezinkcurve van bezonken influent en influent waaraan verschillende typen en doseringen polymeren zijn toegevoegd

Flotatie van ruw afvalwater

Dit deelonderzoek had tot doel vast te stellen wat de mogelijkheden zijn van flotatie om deeltjes uit ruw afvalwater, in dit geval afkomstig van de rioolwaterzuiveringsinstallatie Bennekom, af te scheiden en te concentreren. In eerste instantie is met behulp van batchflotatie-experimenten op laboratoriumschaal voor een tweetal typen kationische vlokingsmiddelen het effect op de deeltjesverwijdering, uitgedrukt als reductie in troebelheid, bepaald. Het vlokingsmiddel met het hoogste molecuulgewicht ($8 \cdot 10^6$ g/mol, ladingsgraad 24%) blijkt daarbij, zoals ook te verwachten was op grond van het hiervoor samengevatte deelonderzoek, het hoogste verwijderingsrendement, 80%, te geven bij een polymeerdosering van 6,5 mg/l. Zonder toevoeging van vlokingsmiddelen vindt nagenoeg geen troebelheidsreductie plaats.



Figuur 5: Processchema van de geteste DAF unit

In vervolg op de batchexperimenten is met dit type polymeer onderzoek gedaan aan een continue flotatiesysteem van het type Dissolved Air Flotation (DAF). Dit systeem bestond uit een lamellenflotatie-apparaat met een inhoud van 100 liter en een totaal oppervlak van het lamellenpakket van 0,25 m². De hydraulische belasting, betrokken op het oppervlak van de lamellen, bedroeg 1,2 m/h, wat overeenkomt met een hydraulische belasting van het bovenoppervlak van de installatie van 10 m/h. Uit het onderzoek met deze pilot-plant-installatie blijkt dat bij dosering van 4 mg polymeer per liter (overeenkomend met 3 mg polymeer/100 NTU influent), een troebelheidsreductie van meer dan 70% kan worden verkregen. Voor CZV_{deeltjes} (deeltjes >0,45 µm) wordt een vergelijkbaar verwijderingspercentage gevonden. Op basis van zwevendestof blijkt de verwijdering ca. 90% te bedragen.

Bij een continue ruiming van het flotatieslib kan een drogestofgehalte van dit slib worden verkregen van ca. 3,6%. Dit percentage stijgt tot 7,5 à 10% indien de sliblaag discontinu wordt geruimd. Bij de discontinue ruiming vindt nog een gedeeltelijke ontwatering plaats via de zwaartekracht. Een verdere stijging tot maximaal 11,5% wordt verkregen na 5 minuten uitlekken van dit slib op een zeef.

De verwijderingspercentages gevonden in de batchexperimenten liggen in het algemeen hoger dan die gemeten in de pilot-plant-installatie. Een belangrijke oorzaak is de minder optimale menging en dosering van de flocculanten in de pilot-plant-installatie. De verwachting is dat, wat de maximale hydraulische belasting betreft, het flotatieproces nog aanmerkelijk kan worden verbeterd.

Uit het flotatieonderzoek blijkt verder dat er een lineair verband bestaat tussen troebelheid en het CZV_{deeltjes} in het betrokken afvalwater. Daarnaast is er in het onderzoek geconstateerd dat voor hoogmoleculair kationisch polymeer het deeltjesverwijderingsrendement toeneemt met toenemende dosering. Omdat de troebelheid proportioneel is met de deeltjesconcentratie biedt dit een interessante praktische mogelijkheid om op basis van een troebelheidsmeting, die in het algemeen snel, nauwkeurig en on-line kan worden uitgevoerd, de concentratie deeltjes in het effluent van de voorbehandeling af te stemmen op de gewenste kwaliteit voor de nabehandeling.

Directe grove-mediafiltratie van ruw afvalwater

Dit deelonderzoek was gericht op de toepassing van continue en discontinue grove mediafiltratie als mogelijke voorzuiveringsstap bij de zuivering van afvalwater. Belangrijkste aandachtspunten waren daarbij de zuiveringsprestaties en de bedrijfsvoering. Het onderzoek werd uitgevoerd met ruw afvalwater van de rioolwaterzuiveringsinstallatie Leiden-Noord. De discontinue filtratieopstelling bestond uit een verticaal filterbed met een diameter van 44 cm en een hoogte variërend van 80 tot 90 cm. Deze filtratieopstelling werd als opwaarts doorstroomd filter en als neerwaarts doorstroomd filter getest.

Bij de experimenten met discontinue opwaartse filtratie werden verschillende filterbedconfiguraties getest, waarbij grind als steunlaag en de filtermaterialen kwartszand en hydro-antraciet werden toegepast. Het neerwaartse filter combineerde de voorgaande twee filtermaterialen met een toplaag van aqua-volcano. Opwaartse filtratie werd in alle gevallen uitgevoerd zonder vlokmiddeldosering. Het neerwaarts bedreven filter werd tevens getest met een dosering van ijzerzout en polymeer.

Het continue filter was van het type ASTRASAND AS-070 en bestond uit een kolom met een diameter van 0,95 m en een filterbed van kwartszanddeeltjes met een hoogte van 1,5 m. Dit filterbed werd opwaarts doorstroomd. Het onderste deel van het bed, met de meest vervuilde deeltjes, werd continu onttrokken aan het filterbed, gespoeld en vervolgens aan de top van het filterbed toegevoegd.

Wat betreft het opwaarts doorstroomd filter kan worden geconcludeerd dat de filterwerking tamelijk beperkt is. De verwijdering van troebelheid bij opwaartse filtratie bedraagt voor een zandfilter en antracietfilter met een volcano-toplaag 15 tot 55% (op basis van NTU) en circa 85% voor zwevendestof. Voor (totaal) CZV worden verwijderingsrendementen tussen 20% en 45% gemeten (voor het antracietbed). Hogere vuilbelastingen in het influent leiden tot hogere

verwijderingsprestaties van het filter. Fosfaat wordt zonder vlokmiddel nauwelijks verwijderd. Voor het terugspoelen van het filter zijn relatief grote hoeveelheden spoelwater nodig om de gevormde vuillaag onderin het filter te verwijderen.

Het neerwaarts doorstroomde filter biedt betere mogelijkheden tot terugspoeling en een hogere maximaal toelaatbare drukval over het filter. Neerwaartse filtratie verwijdert zwevendestof en troebelheid iets beter dan opwaartse filtratie. De looptijden bij neerwaartse filtratie zijn echter korter dan bij opwaartse filtratie doordat op het filter of in het bovenste gedeelte van het filterbed verstopping plaatsvindt. De spoeling van het neerwaartse filter is goed uitvoerbaar met een lucht- en waterspoeling gedurende korte tijd. Bij een dosering van 10 mg Fe^{3+} per liter influent als flocculant wordt een CZV-verwijderingsrendement en een fosfaatverwijderingsrendement behaald van 40 à 60% respectievelijk 60%. Dosering van organische polymeren als flocculant geeft een afname van de troebelheid en het CZV in het filtraat te zien, maar heeft wel een negatief effect op de looptijd van het filter door vlok- en koeklaagvorming op het filterbed.

In het algemeen zijn zowel bij het opwaarts doorstroomd filter als bij het neerwaarts doorstroomd filter de looptijden van een filtratierun relatief kort doordat het filterbed binnen enkele uren verstopt raakt. Tezamen met de relatief lage filtratiesnelheden, de geringe dieptewerking van het filter, de relatief grote hoeveelheden spoelwater die nodig zijn bij met name het opwaarts doorstroomd filter en de toch beperkte verwijderingsprestaties, met name voor colloïdale deeltjes, maken de beproefde uitvoering van discontinue directe grove media filtratie alleen in specifieke situaties met water met grove deeltjes aantrekkelijk voor toepassing in de praktijk.

Met het continue filter wordt een reductie in troebelheid verkregen van 30% tot 50% bij een filtratiesnelheid van 10 à 12,5 m/h. Deze troebelheidsreductie neemt toe tot boven de 50% bij een verlaging van de filtratiesnelheid naar 7 m/h. Het gemiddelde verwijderingsrendement van de zwevendestof bedraagt bij de eerder genoemde filtratiesnelheden 40% respectievelijk 50%. Voor het CZV liggen deze waarden op respectievelijk 15% en 20%. In het algemeen zijn de zuiveringsprestaties van het continue filter niet beter dan die van de discontinue bedreven filteropstellingen; maar de continue bedrijfsvoering maakt dit filtertype, met nodige substantiële verbetering, aantrekkelijker voor toepassing in de praktijk.

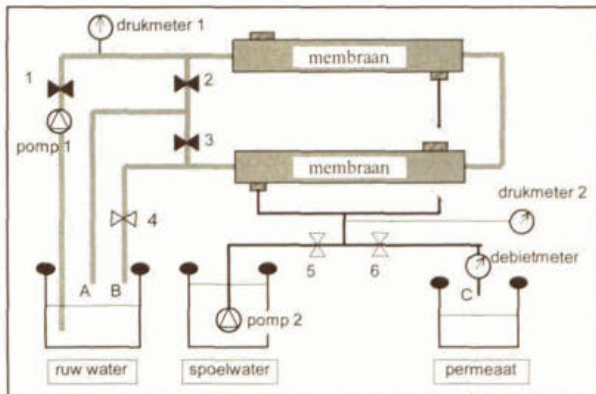
Oriënterend onderzoek naar directe membraanfiltratie van ruw afvalwater

Dit onderzoek was er op gericht om de mogelijkheden van membraanfiltratie voor de afscheiding van gesuspendeerde en colloïdale deeltjes uit ruw stedelijk afvalwater vast te stellen. Het onderzoek werd uitgevoerd met een membraanfiltratie-installatie op pilot-plant-schaal. Drie typen buisvormige membranen met een interne diameter van 5,2 mm en een poriëndiameter variërend van 10 nm tot 30 nm werden daarbij getest met ruw afvalwater van de rioolwaterzuiveringsinstallatie Bennekom. De proefduur per productierun bedroeg maximaal 7 uur. Om de vervuiling van de membranen tegen te gaan werd om de 10 minuten teruggespoeld (backflush). Het accent van het onderzoek lag op de maximaal haalbare flux bij een constante (lage) transmembraandruk, de vervuiling van het membraan en de spoelprocedures en het effect van de crossflowsnelheid op de vervuiling van de membranen.

Het eerste opvallende onderzoeksresultaat is dat directe membraanfiltratie van ruw afvalwater mogelijk is. Uit het onderzoek blijkt dat bij een gelijkblijvende transmembraandruk de gemiddelde flux door het membraan toeneemt met toenemende crossflowsnelheid. Het lijkt derhalve zinvol om te streven naar een zo hoog mogelijke crossflowsnelheid, waarbij wel het energieverbruik in ogenschouw moet worden genomen. Ook een verhoging van de transmembraandruk geeft een geringe toename in flux. Voor crossflowsnelheden van 2,1 tot 2,8 m/s en drukvallen over het membraan van 0,22 tot 0,50 bar bedraagt de gemiddelde productieflex 102 à 140 l/m²h (bij een bedrijfsduur van enkele uren).

Indien geen periodieke membraanreiniging (door middel van terugspoeling) wordt toegepast en de transmembraandruk constant wordt gehouden, daalt de flux langzaam naar een evenwichtswaarde. De flux blijft daarna nagenoeg constant. Een lage transmembraandruk lijkt bevorderlijk voor een constante flux. De verklaring hiervoor is dat bij een lage transmembraandruk een

minder compacte en gemakkelijker te verwijderen vuillaag ontstaat dan bij een hoge transmembraandruk. Voor toepassing in de praktijk is een lage drukval dus gunstig. Naarmate het membraan langer in gebruik is, is de membraanflux na spoeling lager. Dit wijst op een toename van de vervuiling van het membraan, waarschijnlijk doordat poriën irreversibel verstopt raken. Een chloorspoeling blijkt onvoldoende te zijn om deze irreversibele vervuiling efficiënt te bestrijden.



Figuur 6: Processchema de geteste membraanfiltratie-eenheid

Het verwijderingspercentage voor CZV bedraagt bij voorbezonden influent gemiddeld 62%. Voor ruw afvalwater is dit 68%. Het CZV van het permeaat is min of meer constant en bedraagt 200 mg/l. Omdat alle gesuspendeerde en colloïdale deeltjes door membraanfiltratie worden verwijderd wordt troebelheid voor meer dan 99% (op basis van NTU) verwijderd. Ongeacht de influenttroebelheid bedraagt de troebelheid van het permeaat minder dan 0,5 NTU.

De verwijderingspercentages van $N_{Kjeldahl}$ en P_{totaal} zijn respectievelijk 17% en 33%. De algemene conclusie uit dit onderzoek is dat met behulp van membraanfiltratie een volledige verwijdering van aan deeltjes geïncorporeerde of geadsorbeerde verontreinigingen kan worden verkregen bij een redelijk lage flux. Meer onderzoek is vereist naar de operationele bedrijfsvoering van het proces.

Deeltjesverwijdering in de denitrificerende en de aërobe A-trap

Dit deelonderzoek had betrekking op de verwijdering van gesuspendeerde en colloïdale deeltjes uit ruw afvalwater in een zogenaamde A-trap. De A-trap is onderdeel van het in de jaren '70 ontwikkelde Duitse AB-Verfahren. De A-trap is gebaseerd op een combinatie van bacterievlokvorming en snelle biosorptie van colloïdaal en gesuspendeerd materiaal aan slibvlokken. Daarnaast vindt opname van opgelost materiaal in het slib plaats (diffusie). De gevormde vlokken worden verwijderd in een tussenbezinktank.

In het onderzoek zijn de aërobe A-trap van het AB-verfahren en een variant op de conventionele A-trap onderzocht. De aërobe A-trap kan met en zonder vlokmiddeldosering worden toegepast. In het eerste geval wordt een coagulatiemiddel toegevoerd aan de beluchtingstank. Het vlok-middel wordt toegevoegd tussen de beluchtingstank en de afvoer naar de bezinker.

Een variant is de denitrificerende A-trap. In dit systeem wordt nitraat gebruikt als elektronen-acceptor in plaats van zuurstof. Verwijdering van deeltjes vindt plaats door (ad)sorptie van deeltjes aan denitrificerende slibvlokken en bezinking van het gevormde slibvlok-deeltje-complex. Tevens vindt daarbij gedeeltelijke denitrificatie plaats. Dit systeem kan mogelijk toegepast worden in combinatie met een ionenwisselaar voor ammoniumverwijdering uit de hoofdstroom met biologische regeneratie. Ook de denitrificerende A-trap kan worden gecombineerd met een vlokmiddeldosering, in dit geval een kationisch hoogmoleculair polyacrylamide, om de tussenbezinking te verbeteren. Beide typen A-trap zijn onderzocht in een Sequencing Batch Reactor Systeem. Daarbij is gebruik gemaakt van ruw afvalwater van de zuiveringsinstallatie Bennekom. De belangrijkste onderzoekresultaten worden in onderstaande tabel weergegeven.

Tabel 4: Onderzoeksresultaten van SBR-testen met de aërobe en denitrificerende A-trap

Type A-trap	slibbelasting (g CZV / [g d.s. dag])	Gemiddelde verwijderingsrendementen (%) ten opzichte van influentconcentraties					
		Troebelheid	CZV _{totaal}	CZV _{opgelost}	CZV _{deeltje} s	N _{kjeldahl}	P _{totaal}
Aërobe	2,5 – 10,5	41	40	19	49	23	22
Denitrificerende	0,8 – 3,7	69	64	57	66	30	37

Uit de tabel blijkt dat de verwijderingsrendementen van de denitrificerende A-trap voor alle componenten hoger zijn dan die van de aërobe A-trap. Verder is geconstateerd dat de denitrificerende A-trap goede bufferende eigenschappen bezit waardoor bij verhoogde troebelheid van het influent geen verhoogde effluent troebelheid wordt waargenomen. Gebruik van een vlok-middel geeft bij de aërobe A-trap in het algemeen een hoger verwijderingsrendement. Bij de denitrificerende A-trap wordt geen of een negatief effect van het gebruik van vlokmiddel geconstateerd.

Een nadeel van de denitrificerende A-trap is de constatering dat binnen de gehanteerde contact-tijd van 15 minuten het nitraat niet wordt volledig verwijderd waardoor tijdens de bezinkperiode van het slib stikstofgas wordt gevormd. Hierdoor bezinken de slibvlokken slecht en vindt flotatie en uitspoeling van slibvlokken plaatsvinden. Dit probleem kan mogelijk experimenteel worden voorkomen door minder nitraat aan het influent te doseren. In de praktijk zou de vorming van stikstofgasbelletjes een belemmering kunnen vormen.

Influentfractionering en karakterisering op deeltjesgrootte

Influent werd over een zeef met een afscheidingsdiameter van 63 µm geleid om een indicatieve "bezinkbare fractie" (> 63 µm) te creëren. Het filtraat van deze zeefstap werd vervolgens over een voorgespoeld papieren vouwfilter met een poriëndiameter van circa 8 µm voorgefiltreerd. Dit filtraat diende als influent voor vier membraanfiltratiestappen met afnemende poriëndiameters van 5 µm, 1,2 µm, 0,45 µm en 0,1 µm. De cellulosenitraat-membranen met poriën van 5 µm en 1,2 µm werden gekozen om een (supra)colloïdale fractie te bepalen. Per membraanfiltratie-stap werd 250 ml filtraat geproduceerd waarbij koekfiltratie niet geheel kon worden voorkomen. De filtraten van de fractionering werden overeenkomstig onderstaande tabel geanalyseerd. Per fractie uitgevoerde analyses worden hieronder weergegeven.

Tabel 5: Gedefinieerde fracties

Fractie	Afscheidingsdiameter
"Bezinkbaar"	> 63 µm
"Gesuspendeerd"	5 - 63 µm
"Supra-colloïdaal"	1,2 – 5 µm
"Colloïdaal / Supra-opgelost"	0,45 of 0,1 - 1,2 µm
"Opgelost"	< 0,45 of 0,1 µm
"Opgelost"	precipitatie met ijzersulfaat

Voor afvalwater van acht rwzi's werd een individuele karakterisering opgesteld, maar om een algemeen beeld te beschrijven is hier gekozen om een gemiddeld influent te presenteren. De gemiddelde gefractioneerde afvalwatersamenstelling (met standaarddeviatie), verkregen uit data-analyse van experimenteel gevonden influentkarakteristieken zien er als volgt uit:

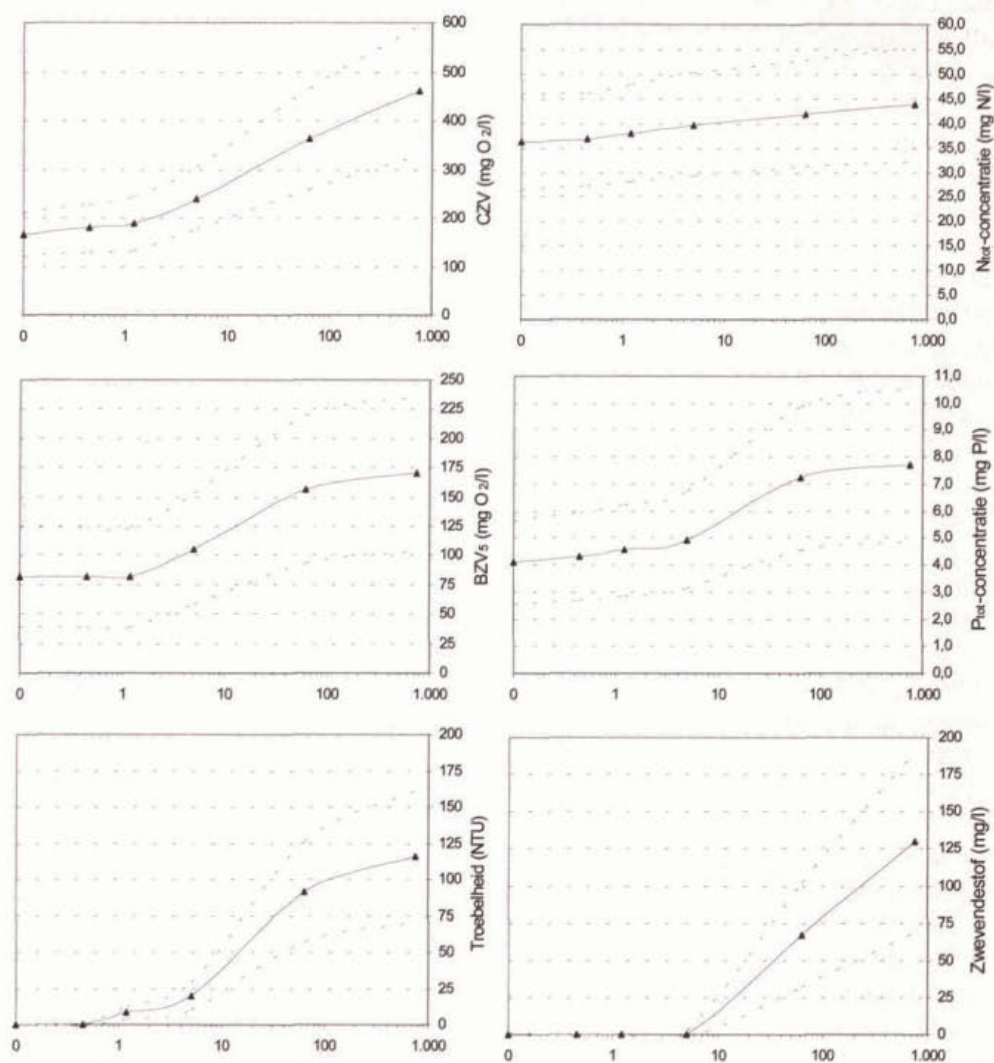
Tabel 6: Gemiddelde gefractioneerde afvalwatersamenstelling

Fractie	Opgelost ($< 0,1 \mu\text{m}$)	Supra- opgelost ($0,1-0,45 \mu\text{m}$)	Colloïdaal ($0,45 - 1,2 \mu\text{m}$)	Supra- Colloïdaal ($1,2 - 5 \mu\text{m}$)	Gesuspendeerd ($5 - 63 \mu\text{m}$)	'Bezinkbaar' ($> 63 \mu\text{m}$)	Ruw influent
Zwevendestof	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	68	62	130
Troebelheid (NTU)	n.a.	n.a.	8	12	72	24	116
BZV ₅ (mg/l)	82	n.b.	n.b.	24	51	14	170
CZV (mg/l)	166	14	9	51	124	97	461
N _{totaal} (mg/l)	36,3	0,4	1,3	1,7	2,2	1,7	43,7
P _{totaal} (mg/l)	4,08	0,23	0,23	0,39	2,31	0,46	7,7
Zwevendestof	-	-	-	-	52 (± 18) %	48 (± 18) %	
Troebelheid	-	-	7 (± 4) %	10 (± 7) %	62 (± 17) %	21 (± 12) %	
BZV ₅	48 (± 12) %	-	-	14 (± 6) %	30 (± 8) %	8 (± 4) %	
CZV	36 (± 10) %	3 (± 4) %	2 (± 2) %	11 (± 6) %	27 (± 11) %	21 (± 9) %	
N _{totaal}	83 (± 25) %	1 (± 1) %	3 (± 3) %	4 (± 2) %	5 (± 3) %	4 (± 4) %	
P _{totaal}	53 (± 18) %	3 (± 3) %	3 (± 1) %	5 (± 2) %	30 (± 12) %	6 (± 3) %	

n.a. = niet aantoonbaar; n.b. = niet bepaald

Uit de gemiddelde influentkarakterisering blijkt dat een laag percentage van de zuurstofconsumerende waterkwaliteitsparameters gerelateerd kan worden aan de zogenaamde bezinkbare fractie, met een maximum van 21% voor het CZV. Een aanzienlijk deel van het BZV (44%), CZV (38%) en fosfor (35%) is aanwezig in de gesuspendeerde en colloïdale deeltjesfracties tussen 1,2 en 63 μm . Voor stikstof kan slechts 4% toegeschreven worden aan de bezinkbare fractie en 11% aan de colloïdale en gesuspendeerde fracties die met gangbare chemisch ondersteunde bezinktechnieken kunnen worden verwijderd (zie figuur 7).

De gemiddelde BZV/N-verhouding daalt van 4,1 in het ruwe influent naar 3,6 door verwijdering van bezinkbare deeltjes tot 63 μm . Door de verwijdering van alle deeltjes wordt de BZV/N-verhouding zo laag (2,4) dat vaak gesteld wordt dat de stikstofverwijdering in gevaar zou komen. Een in dit kader uitgevoerd onderzoek aan de Wageningen Universiteit geeft aan dat ook bij nog lagere BZV/N-verhoudingen vergaande denitrificatie mogelijk blijft.



Figuur 8: Verdeling van CZV, BZV, Troebelheid, N_{totaal} , P_{totaal} en zwevende stof of de verschillende deeltjesgroottefracties

Invloed van polymerdosering op biologische nabehandelingstechnieken

Het onderzoek naar nabehandeling bestond uit twee deelonderzoeken. In het eerste deel is onderzocht of met troebelheidsgerelateerde dosering van polymeer het rendement van de voorzuivering gestuurd kan worden. In het tweede deel is het effect van verschillende niveaus van deeltjesverwijdering op de stikstofverwijdering in een actiefslibstelsysteem onderzocht.

Het eerste deelonderzoek laat zien dat met dosering op basis van een vaste polymeer-troebelheidsverhouding de deeltjesverwijdering nauwkeurig geregeld worden. Hiermee kunnen verschillende niveaus van voorbehandeling gecreëerd worden. Dosering op basis van een vaste polymeer-troebelheidsverhouding leidt tevens tot een stabiel doseersysteem, dat overdosering bij lage influentconcentraties voorkomt.

Het tweede deelonderzoek omvatte een karakterisering van het biologische afbreekbaar CZV in voorbehandeld afvalwater en experimenten met een pilot-schaal actiefslibinstallatie. De influentkarakterisering werd uitgevoerd met behulp van zgn. NUR-testen (*Nitrate Utilization Rate* testen). In NUR-experimenten wordt door toevoeging van afvalwater aan nitraatrijk slib de hoeveelheid denitrificeerbaar organisch materiaal bepaald.

De resultaten van de NUR-testen wijzen uit dat:

- verschillende niveaus van voorbehandeling leiden tot verschillende denitrificatiepotentialen en daarmee potentieel tot verschillende stikstofconcentraties in het effluent van een actief-slibinstallatie. Voor Bennekoms afvalwater nam de denitrificatiepotentiaal bij volledige deeltjesverwijdering af van ongeveer 39 mg S_{NO}/l tot 20 S_{NO}/l ;
- Voor Bennekoms afvalwater neemt de denitrificatiepotentiaal bij volledige deeltjesverwijdering af van ongeveer 39 mg S_{NO}/l tot 20 S_{NO}/l . Hiermee draagt de fractie CZV_{deeltjes} (ongeveer 65% van het totaal CZV) voor ongeveer 50% bij aan het totale biodegradeerbaar CZV. Dit resultaat komt goed overeen met de resultaten die gevonden zijn in het onderzoek naar fysisch/chemische influentkarakterisering;
- bij toepassing van alleen voorbezinking (30% deeltjesverwijdering) de denitrificatiepotentiaal afnam van 39 mg S_{NO}/l tot 32 mg S_{NO}/l . Bij toepassing van de hoogste deeltjesverwijdering in de proefinstallatie (78% deeltjesverwijdering) nam de denitrificatiepotentiaal af tot 23 mg S_{NO}/l .

De experimenten met de pilot-schaal actief-slibinstallatie lieten zien dat:

- de stikstofconcentratie in het effluent van de proefinstallatie de lozingseis van 10 mg N_{totaal}/l bij een deeltjesverwijdering van 78% overschreed. De CZV/N-verhouding van het gebruikte Bennekoms afvalwater was echter relatief laag (8 : 1) vergeleken met gemiddeld Nederlands afvalwater (11 : 1). Uit oriënterende berekeningen kan opgemaakt worden dat het effluent van een goed gedimensioneerde actief-slibinstallatie met voordentrificatie en biologische P-verwijdering bij behandeling van afvalwater met een gemiddelde CZV/N-verhouding nog aan de lozingseis kan voldoen bij een deeltjesverwijdering van circa 80-90%. Hierbij is in ogenschouw genomen dat ook gedeeltelijke nitraatverwijdering door anoxische defosfatering plaatsvindt;
- biologische fosfaatverwijdering na voorbehandeling met polymeren in principe mogelijk lijkt en gunstig is voor de stikstofverwijdering omdat in de anoxische zone extra nitraat wordt geconsumeerd door defosfatering. Voorwaarde is dat de toevoer van nitraat via retour-slib wordt geminimaliseerd, naar de anaërobe zone niet te hoog is. Biologische fosfaatverwijdering is gunstig voor de stikstofverwijdering omdat in de anoxische zone extra nitraat wordt geconsumeerd door defosfatering.
- de eerder genoemde polymeedoseerstrategie een middel kan zijn om de deeltjesverwijdering in de voorzuivering zodanig te sturen dat voldoende denitrificatiecapaciteit in een actief-slib-systeem aanwezig blijft om aan de stikstofnorm te voldoen.

Biologische fosfaatverwijdering in een actief-slibstelsel is in principe gunstig voor de stikstofverwijdering omdat in de anoxische zone extra nitraat wordt geconsumeerd door defosfatering. Uit literatuur [o.a. Hao et al. (2000)] blijkt dat een systeem met anoxische defosfatering efficiënter omgaat met het beschikbaar BZV, waardoor bij een relatief lagere BZV/N-verhouding nog vergaande stikstofverwijdering plaats kan vinden.

Hoewel het onderzoek een oriënterend karakter had, kan gesteld worden dat biologische nutriëntenverwijdering na voorbehandeling geen probleem is, wanneer hier bij het systeemontwerp rekening mee wordt gehouden.

3.3 Aanbevelingen

Voorbezinking met polymeedosering

Voorbezinking met polymeedosering is een aantrekkelijke en relatief goedkope voorzuiveringsstap. Deze voorzuiveringsstap is bovendien gemakkelijk in te passen in bestaande rwzi's gebaseerd op het actief-slibstelsel. De DEMAS¹-berekeningen geven aan dat met deze inpassing de capaciteit van bestaande rwzi's 15 – 30% kan worden vergroot.

Voor verder toepassingsgericht onderzoek vormen met name het polymeedgebruik en het ontwerp van de voorbezinktank aandachtspunten. Experimenteel onderzoek wijst uit dat door

het optimaliseren van de mengcondities en het introduceren van een flocculatiestap het poly-meergebruik omlaag gebracht kan worden. Australisch onderzoek laat zien dat door het gebruik van polymeren met zeer hoge molecuulgewichten met minder polymeer vergelijkbare deeltjes-verwijderingsrendementen behaald kunnen worden [Becker et al. (2000)]. Wat betreft de voorbezinker lijken er mogelijkheden te zijn om het ontwerp te optimaliseren en hogere oppervlaktebelastingen toe te passen. Het experimenteel onderzoek heeft al aangetoond dat de bezinksnelheid van de door flocculatie gevormde vlokken een factor 4 hoger ligt dan de bezinksnelheid van niet gevlokte gesuspendeerde deeltjes in ruw afvalwater. Daarnaast kan gedacht worden aan het combineren van de hogere bezinksnelheid met andere optimaliseerde afscheidingstechnieken zoals lamellenbezinking of de toepassing van een vlokingskern ter verhoging van de bezinksnelheid. Een voorbeeld van de laatstgenoemde techniek is het Actiflo-concept waarbij flocculatie rondom microzand plaats vindt. In deze applicatie kunnen oppervlaktebelastingen van 30 – 40 m/h toegepast worden.

Flotatie met polymeerdosering

Flotatie in combinatie met polymeerdosering vormt volgens de DEMAS⁺-berekeningen naast vergaande voorbezinking een tweede aantrekkelijke voorbehandelingsstap. Het experimenteel onderzoek wijst uit dat deze voorzuiveringsstap goed toepasbaar is voor de voorzuivering van stedelijk afvalwater. Een aanvullend voordeel van flotatie is de hoge drogestofconcentratie van het afgescheiden slib. Een (pilot-)onderzoek naar flotatie zal zich met name moeten richten op de te hanteren procescondities: de maximaal toepasbare oppervlaktebelasting en de druk en het debiet van de retourstroom. Daarnaast gelden voor deze voorzuiveringsstap ook de aanbevelingen wat betreft de condities voor polymeerdosering.

Fundamenteel gericht onderzoek naar de toepassing van organische polymeren

Naast het toepassingsgericht onderzoek is voor verder ontwikkeling van kennis van polymeergebruik in het afvalwaterzuiveringssystemen kennisverbreding nodig. Een aandachtspunt vormt de mogelijke persistentie van derivaten van polymeren in het aquatisch milieu. Vanuit dit perspectief kan ook gedacht worden aan andere typen polymeren, zoals de toepassing van Chitosan (op chitine gebaseerd natuurlijk bio-polymeer). Met het oog op de nabehandeling is onderzoek naar de deeltjesgrootteverdeling na polymeerdosering interessant.

Directe membraanfiltratie

Het experimenteel onderzoek heeft aangetoond dat directe membraanfiltratie technisch toepasbaar is, maar dat de praktijktoepassing nog veel onderzoek vergt. DEMAS⁺ laat zien dat de kosten van deze techniek weliswaar hoger, maar niet buitenproportioneel zijn. Met name voor specifieke (hergebruik)doeleinden van het effluent (aride gebieden) van het directe membraanfilter kan deze techniek perspectieven bieden. Wat betreft de directe membraanfiltratie lijkt kleinschalig onderzoek om te komen tot procesoptimalisatie belangrijk.

Verwerking van het geproduceerde slib

De laatste onderzoeksaanbeveling betreft de sliblijn. Tot dusver is met name de waterlijn goed onderzocht. Voor de sliblijn is in de berekeningen een standaardscenario toegepast, bestaande uit vergisting, ontwatering en centrale slibverbranding. Aangezien deze sliblijn voor een belangrijk deel verantwoordelijk is voor de kosten en de milieu-ingrepen van de scenario's, kan onderzoek naar alternatieve slibverwerkingsscenario's een belangrijk aandachtspunt vormen bij het verder ontwikkelen van meer duurzame afvalwater-zuiveringssystemen.

Naast scenarioberekeningen aan de sliblijn vormt de vergistbaarheid en ontwaterbaarheid van het primaire slib gevormd door flocculatie met polymeren een aandachtspunt. Met name wat betreft de vergistbaarheid van dit slib is weinig bekend. Het experimenteel onderzoek liet zien dat de ontwaterbaarheid na polymeervlokking verbetert; het gaat hier echter om de directe ontwaterbaarheid. Voor praktische toepassingen zal echter met name de ontwaterbaarheid na vergisting belangrijk zijn.

Hoofdstuk 4: FASE 3

In de derde fase werd het evaluatiemodel DEMAS verfijnd en verder ontwikkeld tot DEMAS⁺, waarmee een finale evaluatie van zuiveringsscenario's en gevoeligheidsanalyses werden uitgevoerd. Deze tweede DEMAS⁺-evaluatie had tot doel de consequenties van het experimenteel onderzoek te evalueren en te komen tot eindconclusies ten aanzien van de oorspronkelijke doelstelling.

4.1 Ontwikkeling DEMAS⁺

De oude DEMAS-versie werd verder ontwikkeld door onderzoeksresultaten in te voegen en data te actualiseren. Zo werd de influentsamenstelling en de karakterisering op deeltjes aangepast aan de gevonden influentfracties. Bedrijfsmatige gegevens en verwijderingsrendementen van onderzochte voorbehandelingstechnieken en nabehandelingsstappen werden geactualiseerd met onderzoeksresultaten. Slibgehalten voor biologische zuiveringsconcepten werden afhankelijk gemaakt van het primaire effluent en zodoende van het type voorzuivering. Tevens is het model gebruiksvriendelijker en flexibeler gemaakt.

4.2 Resultaten van de evaluatie van voorzuiveringsstappen:

- Van de voorzuiveringsstappen zijn de vergaande voorbezinking en flotatie (beide met polymeerdosering) het meest interessant. Beide stappen kunnen tegen relatief lage kosten het ruwe influent vergaand voorzuiveren. Daarnaast zijn beide processtappen van de onderzochte voorzuiveringsstappen het energiezuinigst. Het experimenteel onderzoek heeft al aangetoond dat deze stappen technisch goed toepasbaar zijn. Bovendien zijn deze technieken gemakkelijk inpasbaar in reeds bestaande zuiveringsinstallaties.
- Directe membraanfiltratie is een interessante nieuwe voorzuiveringstechniek vanwege de compactheid van het systeem en de mogelijkheid tot volledige verwijdering van deeltjes zonder toevoeging van chemicaliën. Eerder onderzoek heeft aangetoond dat directe membraanfiltratie technisch toepasbaar is, maar dat de praktijktoepassing nog veel onderzoek vergt. De kosten van deze techniek zijn weliswaar hoog, maar niet buitenproportioneel. Met name voor specifieke (hergebruik)doeleinden van het effluent van het directe membraanfilter kan deze techniek perspectieven bieden.
- Directe grove-media-filtratie heeft het nadeel van een relatief slechte deeltjesverwijdering tegen - op dit moment - hoge kosten. Een belangrijk technisch knelpunt vormt verstopping van het filter en de daardoor korte looptijd en noodzakelijke hoge terugspoelfrequentie.
- De A-trap is een veel toegepaste en kostenconcurrerende voorzuiveringsstap. In technisch opzicht blijft de relatief lage BZV/N-verhouding na de A-trap een probleem als het systeem toegepast wordt in combinatie met een biologische nabehandelingsstap. Vanuit milieuhygiënisch perspectief zijn het relatief hoge energieverbruik en het grote ruimtegebruik een nadeel.

4.3 Resultaten van de evaluatie van de doorgerekende zuiveringsscenario's en nabehandelingsstappen:

- Scenario's gebaseerd op fysisch/chemische voorzuivering met als nabehandeling een actief-slibstelsysteem of een slib-op-dragersysteem kunnen qua kosten binnen een marge van (-) 20% tot (+) 10% concurreren met het referentiescenario. De scenario's met actief-slibsystemen als nabehandeling hebben daarbij de laagste kosten. In een aantal gevallen zijn de totale kosten lager (5-20%) dan de kosten van het referentiescenario.

- De kosten van scenario's met als nabehandeling een membraanbioreactor liggen bij de aannames die gehanteerd zijn in DEMAS⁺ 40 – 80% hoger dan de kosten van het referentiescenario. Hierbij dient wel te worden opgemerkt dat de prijsontwikkeling van membranen nog plaats moet vinden voor grootschalige toepassing. Opvallend bij deze scenario's is dat bij verdergaande deeltjesverwijdering de kosten stijgen. De oorzaak hiervan is dat door de vergaande voorzuivering over het gehele scenario meer slib geproduceerd wordt. Het grote voordeel van een membraanbioreactor is dat weinig slib hoeft worden afgezet. Deze besparing compenseert deels de extra investeringskosten die gedaan moeten worden voor de membranen. De extra slibproductie bij vergaande voorzuivering wordt niet volledig gecompenseerd door afbraak in de vergister.
- De scenario's met als nabehandeling een actiefslibstelsysteem of een slib-op-dragersysteem leveren een energiebesparing van 25 tot 80% op. De scenario's met als nabehandeling een membraanbioreactor hebben een energieconsumptie die 40 tot 100% hoger ligt dan het energieverbruik van het referentiescenario.
- Wat compactheid betreft zijn met name de systemen met slib-op-dragersystemen en membraanbioreactoren interessant, met ruimtebesparingen van 75-90% ten opzichte van het referentiescenario. Een nadeel van deze systemen is dat ijzer gedoseerd zal moeten worden omdat biologische defosfatering (vooralsnog) niet toepasbaar is. De systemen met actiefslib hebben de potentie tot ruimtebesparing van 10 tot 25% door vergaande voorzuivering. Een voordeel van vergaande deeltjesverwijdering bij actief-slibsystemen is dat een hogere slibbelasting kan worden toegepast door een hogere slibactiviteit.
- Omgekeerde osmose als nabehandeling is – gezien de hoogte van kosten en energieverbruik – bij de huidige stand der techniek alleen voor doeleinden interessant waarbij een hoge effluentkwaliteit voor zeer specifieke hergebruiksdoeleinden gevraagd wordt.
- De toepassing van ionenwisseling in de nabehandeling leidt vooralsnog tot een kostenniveau van 135 tot 145% ten opzichte van het referentiescenario. Ook het energieverbruik is significant hoger. Hierbij is ervan uitgegaan dat er geen markt is voor het teruggewonnen struviet.

4.4 Conclusies ten aanzien van de gevoeligheidsanalyses:

- De kosten van scenario's met voorbehandeling door voorbezinking of vergaande voorbezinking met polymeerdosering (resp. 30 en 80 % deeltjesverwijdering) en als nabehandeling een actiefslibstelsysteem zijn relatief ongevoelig voor het percentage CZV_{deeltjes} in het influent. Weliswaar leidt het hoger percentage deeltjes tot hogere variabele kosten door een verhoging van de slibproductie, deze kosten worden echter gecompenseerd door lagere investeringskosten voor het compacter ontworpen actiefslibstelsysteem. Wanneer een direct membraanfilter wordt gebruikt als voorbehandeling stijgen de totale kosten wel, omdat door de toegenomen deeltjesvracht het filter relatief vaker moet worden teruggespoeld.
- Het energieverbruik van alle zuiveringsscenario's neemt af bij een toenemend deeltjespercentage in het influent. Door het hogere deeltjespercentage wordt meer primair slib geproduceerd en kan meer elektriciteit uit gistingsgas wordt opgewekt. Bovendien wordt beluchtingsenergie bespaard in de nazuivering. In het algemeen kan hieruit geconcludeerd worden dat fysisch-chemische voorzuivering aantrekkelijker wordt naarmate een groter percentage CZV in het influent aanwezig is in de vorm van deeltjes.

- De gevoeligheidsanalyse laat zien dat wanneer de BZV/N-verhouding te laag is voor denitrificatie dit leidt tot een sterke kostenstijging (7 – 20%) van het gehele systeem. De kostenstijging wordt veroorzaakt doordat meer methanol gedoseerd moet worden. Daarnaast wordt ook meer (biologisch) slib geproduceerd en moet de actief-slibinstallatie – door een hogere BZV-belasting - groter ontworpen worden.

Hoofdstuk 5: VERVOLGACTIVITEITEN

5.1 Vervolgonderzoek aan de waterlijn

Na afronding van het huidige onderzoek waterlijn kunnen als belangrijkste resultaten worden genoemd:

- Identificatie en onderbouwing van een aantal zuiveringsroutes die qua technische realiseerbaarheid en duurzaamheid veel perspectief bieden en qua kosten niet substantieel duurder zijn dan de huidige zuiveringsscenario's
- Concretisering van zuiveringsconcept voorbezinking met polymeerdosering met een actief-slibstelsysteem met biologische nutriëntenverwijdering als biologische nabehandeling en terugwinning van P.
- Een rekenmodel DEMAS dat zeer goed gebruikt kan worden voor technische, economische en milieuhygiënische evaluatie van nieuwe zuiveringsscenario's.

Uit het onderzoek is verder naar voren gekomen dat een totaal oordeel van de verschillende scenario's alleen mogelijk is als ook de sliblijn in het geheel wordt meegenomen.

Wat betreft de waterlijn wordt het volgende vervolg onderzoek voorgesteld.

Voorbezinking met polymeerdosering

Voorbezinking met polymeerdosering is een aantrekkelijke en relatief goedkope voorzuiveringsstap. Deze voorzuiveringsstap is bovendien gemakkelijk in te passen in bestaande rwzi's gebaseerd op het actief-slibstelsysteem. De DEMAS+-berekeningen geven aan dat met deze inpassing de capaciteit van bestaande rwzi's 15 – 30% kan worden vergroot.

Voor verder toepassingsgericht onderzoek vormen met name het polymeergebruik en het ontwerp van de voorbezinktank aandachtspunten. Experimenteel onderzoek wijst uit dat door het optimaliseren van de mengcondities en het introduceren van een flocculatiestap het polymeergebruik omlaag gebracht kan worden. Australisch onderzoek laat zien dat door het gebruik van polymeren met zeer hoge molecuulgewichten met minder polymeer vergelijkbare deeltjesverwijderings-rendementen behaald kunnen worden [Becker et al. (2000)]. Wat betreft de voorbezinker lijken er mogelijkheden te zijn om het ontwerp te optimaliseren en hogere oppervlaktebelastingen toe te passen. Het experimenteel onderzoek heeft al aangetoond dat de bezinksnelheid van de door flocculatie gevormde vlokken een factor 4 hoger ligt dan de bezinksnelheid van niet gevlokte gesuspendeerde deeltjes in ruw afvalwater. Daarnaast kan gedacht worden aan het combineren van de hogere bezinksnelheid met andere optimaliseerde afscheidingstechnieken zoals lamellenbezinking of de toepassing van een vlokkingskern ter verhoging van de bezinksnelheid. Een voorbeeld van de laatstgenoemde techniek is het Actiflo-concept waarbij flocculatie rondom microzand plaats vindt. In deze applicatie kunnen oppervlaktebelastingen van 30 – 40 m/h toegepast worden.

Flotatie met polymeerdosering

Flotatie in combinatie met polymeerdosering vormt volgens de DEMAS+ -berekeningen naast vergaande voorbezinking een tweede aantrekkelijke voorbehandelingsstap. Het experimenteel onderzoek wijst uit dat deze voorzuiveringsstap goed toepasbaar is voor de voorzuivering van stedelijk afvalwater. Een aanvullend voordeel van flotatie is de hoge drogestofconcentratie van het afgescheiden slib. Een (pilot-)onderzoek naar flotatie zal zich met name moeten richten op de te hanteren procescondities: de maximaal toepasbare oppervlaktebelasting en de druk en het debiet van de retourstroom. Daarnaast gelden voor deze voorzuiveringsstap ook de aanbevelingen wat betreft de condities voor polymeerdosering.

Directe membraanfiltratie

Het experimenteel onderzoek heeft aangetoond dat directe membraanfiltratie technisch toepasbaar is, maar dat de praktijktoepassing nog veel onderzoek vergt. DEMAS+ laat zien dat de kosten van deze techniek weliswaar hoger, maar niet buitenproportioneel zijn. Met name voor specifieke (hergebruik)doeleinden van het effluent van het directe membraanfilter kan deze techniek perspectieven bieden. Wat betreft de directe membraanfiltratie lijkt kleinschalig onderzoek om te komen tot procesoptimalisatie belangrijk.

Influentkarakterisering op deeltjesgrootte

Om de effectiviteit van een voorzuiveringstechniek en het effect op de nabehandeling te bepalen, is de karakterisering van het afvalwater op deeltjesgrootte een succesvolle methode gebleken. Voorafgaande aan nieuwbouw of verbouwing van een rwzi zou het influent op deeltjes gekarakteriseerd moeten worden om het nut en de mate van voorzuivering te bepalen. Deze analysetechniek zou verder uitgewerkt moeten worden tot een standaardprocedure en eenvoudige fractionerings- en karakteriseringsapparatuur moet worden ontwikkeld. Naast de fractionering is de toepassing van deeltjestellers bij deze methodiek aan te raden. Om een beter beeld te krijgen van de afvalwatersamenstelling in Nederland is een uitgebreide karakterisering van rwzi-influent verspreid over heel Nederland interessant.

Fundamenteel gericht onderzoek naar de toepassing van organische polymeren

Naast het toepassingsgericht onderzoek is voor verder ontwikkeling van kennis van poly-meergebruik in het afvalwaterzuiveringssystemen kennisverbreding nodig. Een aandachtspunt vormt de mogelijke persistentie van derivaten van polymeren in het aquatisch milieu. Vanuit dit perspectief kan ook gedacht worden aan andere typen polymeren, zoals de toepassing van Chitosan. Met het oog op de nabehandeling is onderzoek naar de deeltjesgrootteverdeling na polymeerdosering interessant.

Nabehandeling in een actief-slibstelsysteem

Wat betreft de (biologische) nabehandeling vormen de mogelijkheden voor denitrificatie in de nabehandeling een belangrijk onderzoekspunt. Uit de gevoeligheidsanalyses blijkt de belangrijkheid van de BZV/N-verhouding voor het ontwerp en de kosten van systemen gebaseerd op fysisch-chemische voorzuivering. Uit het experimenteel valt af te leiden dat denitrificatie tot onder de stikstofnorm ($\leq 10 \text{ mg N}_{\text{totaal}}/\text{l}$) voor systemen met een 'gemiddelde Nederlandse samenstelling' mogelijk moet zijn bij de relatief lage BZV/N-verhoudingen die resulteren na voorbehandeling. Daarbij komt dat het experimenteel onderzoek ook laat zien dat er mogelijkheden zijn om de deeltjesverwijdering te sturen met een troebelheids-gerelateerde dosering van polymeer. Afstemming op het benodigd BZV lijkt daarbij mogelijk. Verder onderzoek kan de bevindingen van het experimenteel onderzoek bevestigen.

Nabehandeling in een slib-op-dragersysteem

Slib-op-dragersystemen komen uit de scenarioberekeningen als een zeer interessante nabehandelingsstap naar voren. Tegen vergelijkbare kosten kan het water compact gezuiverd worden. Vanuit duurzaamheidsperspectief vormt de noodzaak om metaalzouten te doseren voor fosfaatverwijdering een knelpunt. Vanuit dit perspectief vormt onderzoek naar de mogelijkheid om biologische P-verwijdering toe te passen in slib-op-dragersystemen een belangrijk aandachtspunt. In Noorwegen wordt oriënterend onderzoek gedaan naar biologische P-verwijdering in slib-op-dragersystemen [Falkentoft et al. (2000); Helness en Ødegaard (2000)]. Voor de slib-op-dragersystemen geldt – net als voor de eerder genoemde actief-slibsystemen – dat de denitrificatie na fysisch-chemische voorbehandeling een aandachtspunt vormt.

Nabehandeling in granulair slibsystemen na vergaande deeltjesverwijdering verdient vanuit dezelfde beweegredenen aandacht.

Nieuw zuiveringsconcept

De combinatie van voorbezinking of flotatie met polymeerdosering met het reeds bestaande biologische zuiveringsconcept BCFS [Van Loosdrecht en Brandse] is een voorbeeld van een duurzamer zuiveringssysteem. Door de polymeerdosering in plaats van metaalzoutdoseringen wordt de, voor het BCFS-proces noodzakelijke, vergaande deeltjesverwijdering in de voorzuivering gewaarborgd en blijven zonder precipitatie opgelost fosfaat, stikstof en organische stof in het primaire effluent aanwezig. Via het BCFS kan organische stof en stikstof efficiënt verwijderd worden en kan P geïsoleerd worden en via striptechnieken uit de waterfase afscheiden en teruggewonnen worden.

Directe membraanfiltratie van ruw afvalwater

In specifieke gevallen kan de in het STOWA-onderzoeksproject naar fysisch-chemische voorzuivering geïdentificeerde en onderzochte zuiveringstechniek directe membraanfiltratie worden toegepast.

Directe membraanfiltratie is een interessante nieuwe voorzuiveringstechniek vanwege de compactheid van het systeem en de mogelijkheid tot volledige verwijdering van deeltjes zonder toevoeging van chemicaliën. Directe membraanfiltratie produceert een bacteriologisch betrouwbaar en virusvrij permeaat, waarin organische stof, stikstof en fosfaat opgelost aanwezig blijven. Voor (her)gebruikdoeleinden een ideale materie. Onderzoek heeft aangetoond dat directe membraanfiltratie technisch toepasbaar is, maar dat de praktijktoepassing nog onderzoek vergt. De kosten van deze techniek zijn momenteel weliswaar nog relatief hoog, maar niet buitenproportioneel. Met name voor specifieke (hergebruik)doeleinden van het effluent van het directe membraanfilter kan deze techniek perspectieven bieden. Zo is in onderzoek aangetoond dat het geproduceerde permeaat van directe-membraanfiltratie-installaties zeer geschikt is als irrigatiewater, met een optimale C:N:P:K- verhouding voor agrarische toepassingen zoals de graan- en maisproductie.

Technologisch onderzoek naar directe membraanfiltratie is met name van belang voor langeduurproeven. Druk- en fluxontwikkelingen moeten gevolgd worden waarbij de vervuilingseigenschappen van de membranen van groot belang zijn. Spoel- en reinigingsprocedures moeten verder geoptimaliseerd worden.

Toepassingsdoeleinden of verwerkingstechnieken van het geproduceerde permeaat moeten worden geïdentificeerd en verder onderzocht worden.

5.2 Onderzoek aan de sliblijn

Het primaire doel van dit onderzoek is de ontwikkeling van nieuwe meer innovatieve en duurzame slibverwerkingstechnieken. Wat betreft duurzaamheid moet gedacht worden aan de navolgende invalshoeken.

- Maximale productie van energie en/of winning van waardevolle componenten zoals N- en P-verbindingen, vetzuren, polymeren, etc. uit slib, voor hergebruik.
- Minimale hoeveelheid reststoffen die uiteindelijk moet worden gezocht.
- Minimale emissies (en energieverbruik) bij de slibbehandeling

Een integrale beschouwing van slib en waterlijn is daarbij noodzakelijk.

Bij dit onderzoek is primair het uitgangspunt de mogelijke behandeling van het slib, dat ontstaat bij zuiveringsprocessen met een intensieve fysisch/chemische voorzuivering zoals die onderzocht zijn in het lopende onderzoeksproject. Daarnaast wordt, parallel lopend, ook nagegaan welke innovatieve slibbehandelingen mogelijk zijn bij de huidige conventionele waterzuiveringssystemen.

Het lange-termijnonderzoek naar nieuwe slibverwerkingsmethoden kan dezelfde opzet hebben als het onderzoek naar de waterlijn binnen het STOWA-onderzoeksproject 'Fysisch-chemische voorzuivering van afvalwater': allereerst een brede inventarisatie en evaluatie van slibverwerkingsscenario's, gevolgd door aanvullend experimenteel onderzoek. De ontwikkeling van meer duurzame scenario's en economische concepten voor de tweede generatie slibverwerkingsinstallaties is daarbij het primaire doel.

BIJLAGEN

Publicaties binnen het STOWA-project Fysisch-chemische voorzuivering van afvalwater

Mels, A.R., Van Nieuwenhuijzen, A.F., Van der Graaf, J.H.J.M., De Koning, J., Klapwijk, A., Rulkens, W.H. (1998). *Sustainability criteria as a tool in the development of new sewage treatment methods*, IAWQ / WIMEK-congres Options for closed water systems, maart 1998, Wageningen.

STOWA (1998-29), Van Nieuwenhuijzen, A.F., Mels, A.R., Van der Graaf, J.H.J.M., De Koning, J., Klapwijk, A., Rulkens, W.H. Fysisch/chemische voorzuivering - Identificatie en evaluatie van waterzuiveringsscenario's gebaseerd op fysisch/chemische voorzuivering, STOWA, rapport nummer 98-29, september 1998, Utrecht.

Van Nieuwenhuijzen, A.F., Mels, A.R., Van der Graaf, J.H.J.M., De Koning, J., Klapwijk, A., Rulkens, W.H. (1998). *Identification and evaluation of wastewater treatment scenarios based on physical-chemical pretreatment*, Proceedings 8th International Gothenburg Symposium on Chemical Water and Wastewater Treatment, 7 - 9 september 1998, Praag.

Mels, A.R., Van Nieuwenhuijzen, A.F. (1998). *Slibvergisting als duurzame energiebron, inpassing in huidige en toekomstige RWZI's*. Nederlandse Vereniging voor Waterbeheer NVA Symposium Duurzame Behandeling van Organische Reststoffen, Beekbergen, 5-6 november 1998.

Van Nieuwenhuijzen, A.F., Mels, A.R. (1999). *Organische Polymeren: Doorbraak in de fysisch-chemische voorzuivering?*. 18^{de} Vakantiecursus in Riolering en Afvalwaterbehandeling, pp. 29-40, 7 januari 1999, Delft.

Rulkens, W., Van der Graaf, J., Mels, A., Van Nieuwenhuijzen, A. (1999). *Fysisch/chemische voorzuivering als basis voor meer duurzame zuivering stedelijk afvalwater*. Tijdschrift voor watervoorziening en waterbeheer H₂O. Vol. 32 Nr. 5, Maart 1999.

Mels, A.R., Van Nieuwenhuijzen, A.F., Van der Graaf, J.H.J.M., De Koning, J., Klapwijk, A., Rulkens, W.H. (1999). *Sustainability criteria as a tool in the development of new sewage treatment methods*. Water Science & Technology Vol. 39 Nr. 5, pp. 243-250, Maart 1999.

Van Nieuwenhuijzen, A.F. (1999). Resultaten van een semi-experimenteel onderzoek naar directe filtratie van ruw afvalwaterinflow met het continue opwaartse ASTRASAND AS-070 filter op rwzi Leiden-Noord, binnen het STOWA-project "Fysisch/chemische voorzuivering" in opdracht van ASTRACO Water Engineering B.V., juli/augustus 1999, Delft.

Mels, A.R., Van Nieuwenhuijzen, A.F., Van der Graaf, J.H.J.M., De Koning, J., Klapwijk, A., Rulkens, W.H. (1998). *Scenarios for large scale wastewater treatment based on physical-chemical techniques*. International IAWQ-congres Design, Operation and Economics of Large Wastewater Treatment Plants, 6-9 September 1999, Budapest, Hungary

Rulkens, W., Van der Graaf, J., Mels, A., Van Nieuwenhuijzen, A., Klapwijk, A., De Koning, J. (1999). *Fysisch/chemische voorzuivering als basis voor meer duurzame zuivering stedelijk afvalwater*. PAO-cursus Fysisch-chemische technieken bij de behandeling van afvalwater, 9 - 10 september 1999, Delft

Van Nieuwenhuijzen, A.F. (i.s.m. Mels, A.R.) (1999). *Vervanging van anorganische metaalzouten door organische polymeren voor coagulatie-flocculatie*. PAO-cursus Fysisch-chemische technieken bij de behandeling van afvalwater, 9 - 10 september 1999, Delft

Van Nieuwenhuijzen, A.F. (1999). *Verkenning van een nieuwe voorzuiveringstechniek: directe influentfiltratie*. PAO-cursus Fysisch-chemische technieken bij de behandeling van afvalwater, 9 - 10 september 1999, Delft

Adriaan Mels, Annelies Balkema, Arjen van Nieuwenhuijzen, Henrie Spanjers (1999). *Report of the first meeting of the COST624 Working Group 5: Treatment Scenario's*. In: Optimal Management of Wastewater Systems, Proceedings of the first Workshop of the COST Action 624, Tomar, Portugal, 3-6 oktober 1999.

Van Nieuwenhuijzen, A.F., Van der Graaf, J.H.J.M., (Mels, A.R., Rulkens, W.H.) (1999). *Physical-Chemical Pretreatment of Wastewater in The Netherlands*. Umwelt Technologie Aktuell - International Edition, december 1999, GIT Verlag, Darmstadt, Duitsland.

Mels, A.R., Van Nieuwenhuijzen, A.F. (2000). *Vernieuwende fysisch-chemische voorzuivering?*. Proceedings 19^{de} Vakantiecursus in Riolering en Afvalwaterbehandeling, pp. 57-66, 7 januari 2000, Delft.

Van Nieuwenhuijzen, A.F., Mels, A.R. (2000). *Vernieuwende fysisch-chemische voorzuivering?*. Tijdschrift voor watervoorziening en waterbeheer - H₂O, Vol. 33, Nr. 3, pp. 36-38, februari 2000.

- Van Nieuwenhuijzen, A.F., Van der Graaf, J.H.J.M. (2000). Application of direct filtration techniques for raw wastewater treatment. In conference proceedings World Filtration Congress 8, Brighton UK, 3-7 April 2000, pp. 815-819.
- Van Nieuwenhuijzen, A.F., Van der Graaf, J.H.J.M. (2000). The Role of Coagulants and Flocculants in More Sustainable Wastewater Treatment Systems. 65-pages Workshop Workbook. Pre-Conference Seminar 1, Coagulants and Flocculants 2000 Intertech Conference, 15 - 17 May 2000, Arlington VA, USA.
- Van Nieuwenhuijzen, A.F., Verkerk, J.H. (2000). Study tour to Scandinavia. The Water Mirror. Vol. 3, No. 1 May 2000, pp. 7-8
- Van Nieuwenhuijzen, A.F., Mels, A.R. (2000). Chemical enhanced pre-treatment of wastewater in The Netherlands. The Water Mirror. Vol. 3, No. 1 May 2000, pp. 4-6
- Van Nieuwenhuijzen, A.F., Van der Graaf, J.H.J.M., Mels, A.R. (2000). Direct Influent Filtration as Pretreatment Step for more Sustainable Wastewater Treatment Systems. Published in Proceeding 1st World Water Congress of the IWA - Paris France, book 3, pp. 233-240.
- Mels, A.R., Rulkens, W.H., Van der Meer, A.K., Van Nieuwenhuijzen, A.F., Klapwijk, A. (2000). Flotation with polyelectrolytes as a first step of a more sustainable wastewater treatment system. Published in Proceeding 1st World Water Congress of the IWA - Paris France, book 2, pp. 188-195.
- Mels, A.R., Van Nieuwenhuijzen, A.F. (2000). *Vervanging van metaalzouten door organische polymeren voor coagulatie-flocculatie van afvalwater*. Vakblad voor civiel- en milieutechnici - Land+Water, Nr. 9, september 2000.
- Van Nieuwenhuijzen, A.F., Evenblij, H., Van der Graaf, J.H.J.M. (2000). Direct wastewater membrane filtration for advanced particle removal from raw wastewater. In: Chemical Water and Wastewater Treatment VI - 9th International Gothenburg Symposium, pp. 235-244, October 2000, Istanbul - Turkey.
- Mels, A.R., Van Nieuwenhuijzen, A.F. (2000). *Cationic organic polymers for flocculation of municipal wastewater - experiments and scenario study*. In: Chemical Water and Wastewater Treatment VI - 9th International Gothenburg Symposium, pp.23-33, October 2000, Istanbul - Turkey.
- Evenblij, H., Van Nieuwenhuijzen, A.F., Van der Graaf, J.H.J.M. (2000). *Eerste verkennend onderzoek - Behandeling van ruw afvalwater door UF-membranen*. Tijdschrift voor watervoorziening en waterbeheer - H₂O, Vol. 33, Nr. 20, oktober 2000.
- Van Nieuwenhuijzen, A.F. (2000). *Sludges from physical-chemical wastewater treatment*. Presented paper at the Japan-Netherlands Workshop on Water, 7-17 October 2000, Sapporo, Sendai, Tokyo - Japan.
- Van Nieuwenhuijzen, A.F. (2000). *Pre-treatment techniques in relation to wastewater characteristics*. Presented paper at the COST624-conference Working Group 5, 4-8 November 2000, Larnaca - Cyprus.
- Van Nieuwenhuijzen, A.F. (2001). Nieuwe kijk op samenstelling van afvalwater: influentkarakterisering op deeltjes. Tijdschrift voor watervoorziening en waterbeheer - H₂O, Vol. 34, Nr. 3, pp. 22-24, februari 2000.
- Van Nieuwenhuijzen, A.F., Mels, A.R. (2001). Physical-chemical Pre-treatment of Wastewater (in Chinese). Water & Wastewater Engineering, Vol. 27 No. 2 pp.38-42.
- STOWA (2001-07), Van Nieuwenhuijzen, A.F., Mels, A.R., Van der Graaf, J.H.J.M., De Koning, J., Klapwijk, A., Rulkens, W.H. Fysisch/chemische voorzuivering - Onderzoek naar voorzuiveringstechnieken: Organische polymeren; flotatie; directe grovemedia-filtratie, directe membraanfiltratie, denitrificerende A-trap, STOWA, rapport nummer 2001-07, 2001, Utrecht.
- Van Nieuwenhuijzen, A.F., Van der Graaf, J.H.J.M., Mels, A.R. (2000). Direct Influent Filtration as Pretreatment Step for more Sustainable Wastewater Treatment Systems. Water Science & Technology, Vol 43 No. 11, pp. 91-98.
- Mels, A.R., Rulkens, W.H., Van der Meer, A.K., Van Nieuwenhuijzen, A.F., Klapwijk, A. (2001). Flotation with polyelectrolytes as a first step of a more sustainable wastewater treatment system. Water Science & Technology, Vol 43 No. 11, pp 83-90.
- Van Nieuwenhuijzen, A.F., Mels, A.R. en Meijlink, P. (2001). Chemically enhanced pre-treatment of wastewater - Treating wastewater the Scandinavian way in The Netherlands. *European Water Management*. Vol, 4, No. 4 , pp.
- Van Nieuwenhuijzen, A.F. en Mels, A.R. (2001). Modelmatige identificatie en evaluatie van zuiveringssystemen. *Afvalwaterwetenschap*, Vol. 1, No. 1, pp. 65-91.

Evenblij, H., Van Nieuwenhuijzen, A.F. and Van der Graaf, J.H.J.M. (2001). Direct reuse of membrane filtrated raw wastewater. In: Proceedings of the IWA conference on Membrane Technology for Wastewater Reclamation and Reuse. Tel-Aviv, Israel, 9-13 September 2001.

STOWA (2001-07), Van Nieuwenhuijzen, A.F., Mels, A.R., Van der Graaf, J.H.J.M., De Koning, J., Klapwijk, A., Rulkens, W.H. Fysisch/chemische voorzuivering - Onderzoek naar voorzuiveringstechnieken: Organische polymeren; flotatie; directe grovemedia-filtratie, directe membraanfiltratie, denitrificerende A-trap, STOWA, rapport nummer 2001-07, Utrecht.

STOWA (2001-19), Verkerk, J. Van Nieuwenhuijzen, A.F., Mels, A.R., Van der Graaf, J.H.J.M., De Koning, J., Klapwijk, A., Rulkens, W.H. *Ionenwisseling voor stikstofverwijdering uit afvalwater* STOWA, rapport nummer 2001-19, Utrecht.

STOWA (2001-20), Van Nieuwenhuijzen, A.F., Mels, A.R., Van der Graaf, J.H.J.M., De Koning, J., Klapwijk, A., Rulkens, W.H. *Fysisch/chemische voorzuivering - Oriënterend onderzoek naar Influentfractionering en nabehandelingstechnieken*. STOWA, rapport nummer 2001-20, Utrecht.

STOWA (2001-21), Van Nieuwenhuijzen, A.F., Mels, A.R., Van der Graaf, J.H.J.M., De Koning, J., Klapwijk, A., Rulkens, W.H. *Fysisch/chemische voorzuivering - Resumé en scenario evaluatie met DEMAS⁺*. STOWA, rapport nummer 2001-21, Utrecht.

Proefschriften

Mels, A.R. (2001). Physical-chemical pretreatment as an option for more sustainable municipal wastewater treatment plants. *Proefschrift*. Subdepartement Mileutechnologie, Wageningen Universiteit, Wageningen, september 2001.

Van Nieuwenhuijzen A.F. (2002). Scenario Studies into Advanced Particle Removal in the Physical-chemical Pretreatment of Wastewater. *Proefschrift ter verkrijging van de graad van doctor aan de Technische Universiteit Delft*. Delft, januari 2002.

Congressen en symposia

Resultaten van het onderzoek werden gepresenteerd op de volgende congressen en symposia:

IAWQ / WIMEK-congres Options for closed water systems, maart 1998, Wageningen.

8th International Gothenburg Symposium on Chemical Water and Wastewater Treatment, 7 - 9 september 1998, Praag, Tsjechië.

NVA Symposium Duurzame Behandeling van Organische Reststoffen, 5-6 november 1998, Beekbergen.
18^{de} Vakantiecursus in Riolering en Afvalwaterbehandeling, pp. 29-40, 7 januari 1999, Delft.

International IAWQ-congres Design, Operation and Economics of Large Wastewater Treatment Plants, 6-9 september 1999, Boedapest, Hongarije.

PAO-cursus Fysisch-chemische technieken bij de behandeling van afvalwater, 9 - 10 september 1999, Delft.

First Workshop of the COST Action 624, 3-6 oktober 1999, Tomar, Portugal.

19^{de} Vakantiecursus in Riolering en Afvalwaterbehandeling, pp. 57-66, 7 januari 2000, Delft.

World Filtration Congress 8, 3-7 April 2000, Brighton, UK.

Coagulants and Flocculants 2000 Intertech Conference, 15 - 17 May 2000, Arlington VA, USA.

1st World Water Congress of the IWA, juni 2000, Parijs, Frankrijk.

9th International Gothenburg Symposium, oktober 2000, Istanboel, Turkije.

Japan-Netherlands Workshop on Water, 7-17 oktober 2000, Sapporo, Sendai, Tokyo, Japan

COST 624-conference Working Group 5, 4-8 November 2000, Larnaca, Cyprus.

IWA conference on Membrane Technology for Wastewater Reclamation and Reuse, 9-13 September 2001, Tel-Aviv, Israël.

