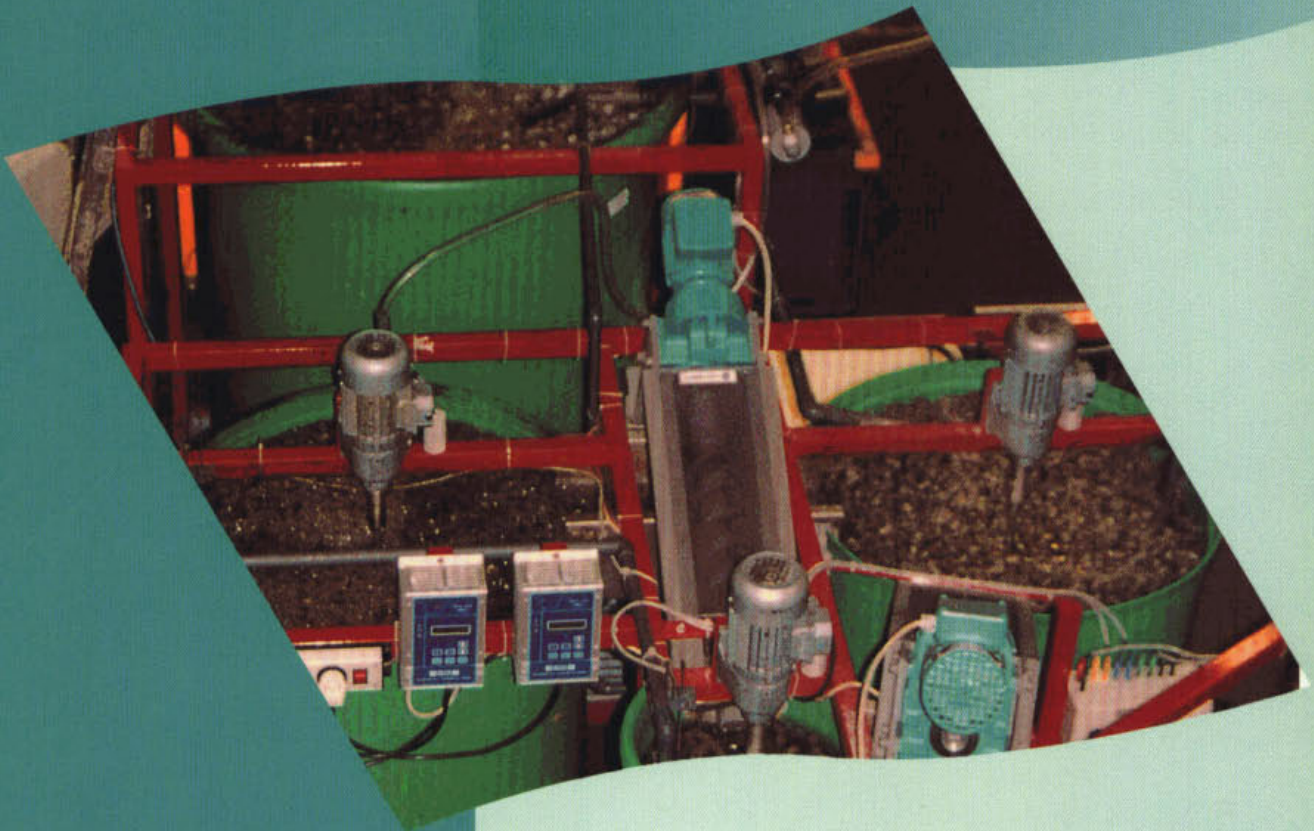


De haalbaarheid van het BIOFIX-proces voor de zuivering van stedelijk afvalwater



**De haalbaarheid van het BIOFIX-proces
voor de zuivering van stedelijk afvalwater**

99 22

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

ISBN 90.5773.070.7

INHOUD

	Pag.
TEN GELEIDE	I
SAMENVATTING	II
1 INLEIDING	1
1.1 Aanleiding	1
1.2 Doelstelling en onderzoeksvragen	1
1.3 Indeling van het rapport	2
2 HET BIOFIX-PROCES	3
2.1 Beschrijving van het proces	3
2.2 Dimensionering en verwachte effluentconcentraties	4
3 MATERIAAL EN METHODEN	6
3.1 Proefinstallatie	6
3.2 Dragermateriaal	7
3.3 Procesvoering	8
3.4 Bemonstering en analyses	9
3.5 Activiteitsmetingen	10
3.6 Adsorptietesten	11
4 OVERZICHT VAN DE BELANGRIJKSTE RESULTATEN	13
4.1 Adsorptie	13
4.2 CZV-eliminatie en slibproductie	15
4.3 Nitrificatie en denitrificatie	15
5 ADSORPTIE	16
5.1 CZV-eliminatie	16
5.2 Verkennende batchexperimenten	19
5.3 Discussie over de adsorptie van organische stof	22
5.4 Adsorptie van ammonium	25
6 CZV-VERWIJDERING	27
7 NITRIFICATIE	32

8	DENITRIFICATIE	36
8.1	Desorptie van ammonium	38
8.2	Biologische anoxische defosfatering	38
9	CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN	40
10	REFERENTIES	42
BIJLAGEN		
I	Volumetrische belasting van verschillende biofilm-reactoren	44

Ten geleide

Het BIOFIX-proces is een ontwerp voor een rwzi van 100.000 i.e. die voldoet aan eisen voor duurzaamheid, inpasbaarheid en kosteneffectiviteit. Het in de naam opgesloten principe geeft aan dat biomassa zich gefixeerd in een filmlaag op dragermateriaal bevindt. De dragers met biomassa zijn afzeefbaar en worden heen en weer getransporteerd tussen een adsorptiestap, waarin koolstofbron aan het afvalwater wordt onttrokken, en een denitrificatiestap, waarin nitraat met behulp van deze koolstof wordt gedenitrificeerd. Het voordeel is een vergaande stikstofverwijdering, zonder de noodzaak van een aanmerkelijke recirculatiestroom en de toediening van externe koolstofbron.

Het onderzoek heeft zich toegespitst op de keuze van een geschikte drager, de adsorptie van biomassa op die drager, het transporteren van drager naar de denitrificatieruimte, de denitrificatie en de processtabiliteit. Het onderzoek bracht diverse knelpunten naar voren, waarvan de te geringe adsorptie van de aangevoerde CZV-vracht op de dragers wel de voornaamste was. Hierdoor wordt te weinig nitraat omgezet en boet het principe aan waarde in. Een beter functioneren van het principe zal gevonden moeten worden in een andere configuratie en/of andere typen biofilmreactoren.

De werkzaamheden werden door het bestuur van de STOWA opgedragen aan het departement Agro-, Milieu- en Systeemtechnologie van de Landbouwwuniversiteit Wageningen (projectteam bestaande uit dr.ir. A. Klapwijk en ir. H. Temmink). Als projectleider en coördinator trad op ir. K.F. de Korte. Het project werd namens de STOWA begeleid door een commissie bestaande uit ir. T.W.M. Wouda (voorzitter), ir. M.M.A. Bentvelsen, ing. F.A. Brandse, prof.dr.ir. M.C.M. van Loosdrecht, ir. A.W.A. de Man, ir. P.J. Roeleveld, ing. D. de Vente en ir. P.C. Stamperius.

Utrecht, oktober 1999

De directeur van de STOWA

ir.J.M.J. Leenen

SAMENVATTING

Omstreeks het jaar 2010 zal de huidige generatie rioolwaterzuiveringsinrichtingen (rwzi's) voor een deel vervangen moeten worden door installaties die beter voldoen aan eisen op het gebied van duurzaamheid, ruimtelijke inpasbaarheid en kosteneffectiviteit. Eén van de alternatieven die hieraan zou kunnen voldoen is het BIOFIX-proces.

In dit proces wordt gebruik gemaakt van biomassa die aan een vrij zwevende en afzeefbare drager is gehecht zodat de hoge omzettingssnelheden van biofilmreactoren kunnen worden verwezenlijkt zonder dat er gevaar bestaat voor verstopping. Het innovatieve element van het BIOFIX-proces is nadenitrificatie met CZV dat in een eerder stadium van het BIOFIX-proces door adsorptie aan het te behandelen afvalwater is onttrokken. Op deze manier is misschien een verdergaande stikstofverwijdering mogelijk zonder dat een externe koolstofbron hoeft te worden toegediend of, zoals bij voordenenitrificatie, een grote recirculatiestroom moet worden geïnstalleerd.

In dit onderzoek is de haalbaarheid van het BIOFIX-proces onderzocht waarbij vooral is gelet op de effluentkwaliteit, de stabiliteit van het proces, de bedrijfszekerheid, knelpunten die kunnen optreden en de procesparameters die van belang zijn voor het functioneren van het proces. Het onderzoek is uitgevoerd in een proefinstallatie met voorbezonken afvalwater uit Bennekom. De installatie bestond uit vier opeenvolgende bewegend-bed-reactoren voor adsorptie van CZV, eliminatie van resterend CZV, nitrificatie en denitrificatie. Als dragers werden geribbelde polyethyleen cilinders gebruikt. De dragers in de adsorptie- en denitrificatiereactor werden met vijzels tussen deze twee reactoren heen en weer getransporteerd. Op deze manier wordt (een deel van) het CZV uit het afvalwater overgedragen aan de biofilm en komt zo beschikbaar voor denitrificatie. De installatie werd gedurende een jaar bedreven waarbij de influent- en effluentkwaliteit van de verschillende reactoren werd gemeten, de activiteit van de biofilm in de verschillende reactoren werd bepaald en een aantal aanvullende adsorptie-experimenten werd uitgevoerd.

Uit het onderzoek kwam een aantal knelpunten naar voren. Het belangrijkste knelpunt was dat er te weinig van de aangevoerde CZV-vracht werd geadsorbeerd (13-24%) om aan de behoefte van de nadenitrificatie (60-70%) te voldoen. Hierdoor werd slechts ~45% van het nitraat gedenitrificeerd en was de effluentconcentratie nitraat met 10-13 mg N·l⁻¹ hoger dan de effluenteis. Het lage adsorptierendement voor CZV hangt nauw samen met de karakteristiek van het huishoudelijk afvalwater en het gebruik van bewegend-bed-reactoren. In deze reactoren ontstond een gladde biofilm die niet in staat was om deeltjes en colloïdaal materiaal in te vangen. Deze fracties, die een groot deel van het afvalwater CZV voor hun rekening nemen, gaan dan ook grotendeels voor de denitrificatie verloren. Ook van het opgelost CZV kon slechts een kleine fractie (~9% op basis van totaal CZV) direct door de biofilm worden opgenomen. In de adsorptiereactor werd deze fractie door hydrolyse/fermentatie uit opgelost en colloïdaal CZV aangevuld tot 13-24% hetgeen (in beperkte mate) werd gestimuleerd door de verblijftijd en/of de concentratie dragermateriaal in de adsorptiereactor. Tijdens het onderzoek bleek ook dat de kennis over de processen (diffusie, adsorptie, hydrolyse) en factoren (afvalwaterkarakteristiek, verblijftijd, etc.) die de overdracht van CZV naar biofilms bepalen, zeer beperkt is. Het verdient dan ook aanbeveling hier nader fundamenteel onderzoek naar te doen, zeker gezien het belang dat dit ook kan hebben voor het ontwerp voor andere biofilmsystemen.

Een tweede knelpunt was dat ~10-20% van de ammoniumvracht die met het afvalwater werd aangevoerd aan de biofilm adsorbeerde, vermoedelijk door een binding van de positieve ammoniumionen aan de negatief geladen extracellulaire matrix van de biofilm. Dit gebonden ammonium werd in de denitrificatiereactor weer aan de bulk afgestaan en op deze manier met het effluent geloosd zonder eerst de nitrificatiereactor te zijn gepasseerd. Dit resulteerde in effluentconcentraties ammonium van ongeveer $11 \text{ mg N}\cdot\text{l}^{-1}$.

Een derde knelpunt was dat de biofilm in de bewegend-bed-reactoren onderhevig was aan een sterke erosie en de beschikbare hoeveelheid biomassa niet in de hand kon worden gehouden. Dit probleem speelde voornamelijk in de CZV-verwijderingsreactor omdat hier het meeste slib werd geproduceerd. De slibretentie was laag en het gevormde slib werd als zwevende stof afgevoerd en kwam uiteindelijk via de nitrificatiereactor en de denitrificatiereactor in het effluent van de proefinstallatie terecht. In de nitrificatiereactor bleek de zwevende stof reeds in concentraties van $50\text{-}60 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ de nitrificatie sterk te remmen en ervoor te zorgen dat zelfs zuurstofconcentraties van meer dan $8 \text{ mg O}_2\cdot\text{l}^{-1}$ nog limiterend waren voor de nitrificatie.

Een laatste knelpunt was dat in de nitrificatiereactor een loogdosering geïnstalleerd moest worden om een daling van de pH tegen te gaan. Of dit ook voor andere huishoudelijke afvalwaters noodzakelijk zal zijn hangt sterk af van de buffercapaciteit van het afvalwater.

Door bovenstaande knelpunten kon niet aan de effluenteisen voor CZV en stikstof worden voldaan en moet geconcludeerd worden dat het BIOFIX-proces in de huidige configuratie niet geschikt is voor de zuivering van huishoudelijk afvalwater. Mogelijk kan het belangrijkste knelpunt voor de toepassing, de gebrekkige adsorptie van CZV, verbeterd worden door het gebruik van een ander type biofilmreactor zoals bijvoorbeeld een gepakt bed waarin wel deeltjes en misschien ook colloïdaal CZV kan worden ingevangen. Echter, dit vereist (i) onderzoek naar een ander transportmechanisme voor het dragermateriaal of (ii) een andere bedrijfsvoering, bijvoorbeeld een ladingsgewijs bedreven reactor die afwisselend een adsorptie- en denitrificatiefase doorloopt. Tenslotte, er zijn sterke indicaties dat met actiefslib veel hogere adsorptierementen mogelijk zijn dan met biofilmreactoren. Het lijkt dan ook voor de hand te liggen om actiefslib voor de adsorptiestap te gebruiken. Echter, dit slib moet in contact worden gebracht met afvalwater dat inmiddels in een aparte biofilmreactor is genitrificeerd. Dit is alleen mogelijk in complexe configuraties met hoge recirculatiestromen en/of meerdere bezinkers. Toch kan een evaluatie van dergelijke systemen zinvol zijn omdat bij relatief lage BZV/N-verhoudingen toch een verdergaande stikstofverwijdering mogelijk is, terwijl tegelijkertijd de luchtinbreng wordt beperkt.

1 INLEIDING

1.1 Aanleiding

Ondanks alle aanpassingen die in de negentiger jaren zijn uitgevoerd, is de verwachting dat de generatie rioolwaterzuiveringsinrichtingen (rwzi's) van de zeventiger en tachtiger jaren omstreeks het jaar 2010 aan renovatie toe is of moet worden vervangen. In samenhang met het terugdringen van diffuse verontreiniging en een verbeterde kwaliteit van het oppervlaktewater zal het zinvol zijn om restemissies van rwzi's verder terug te brengen. De nieuwe of gerenoveerde installaties die hiervoor nodig zijn moeten voldoen aan eisen op het gebied van duurzaamheid (beperking van grondstoffen en energie), ruimtelijke inpasbaarheid en kosteneffectiviteit.

Naar aanleiding van het 25-jarig bestaan van de STOWA is een prijsvraag georganiseerd met als titel 'Waterbeheer in de toekomst'. De winnaar van deze prijsvraag is het BIOFIX-proces, een ontwerp voor een 100.000 i.e. rwzi die aan de genoemde eisen voor duurzaamheid, ruimtelijke inpasbaarheid en kosteneffectiviteit voldoet. De naam BIOFIX geeft aan dat alle BIOmassa zich als FIXed film op een drager bevindt. Het BIOFIX-proces maakt gebruik van vrij zwevende en afzeefbare dragers. Hierdoor moeten de hoge omzettingssnelheden mogelijk zijn die kenmerkend zijn voor biofilmreactoren, terwijl verstoppingen kunnen worden voorkomen.

Het belangrijkste innovatieve element van het BIOFIX-proces is dat er dragers heen en weer worden getransporteerd tussen een adsorptiestap en een denitrificatiestap. In de adsorptiestap wordt CZV aan het te behandelen afvalwater onttrokken. In de denitrificatiestap wordt het afvalwater, dat intussen een nitrificatiestap is gepasseerd, met behulp van dit CZV gedenitrificeerd. Dit principe dat afkomstig is van Sieker (1998) en die daarmee veelbelovende resultaten heeft behaald, maakt een verdergaande stikstofverwijdering mogelijk zonder de noodzaak van een grote recirculatiestroom of de toediening van een externe koolstofbron.

1.2 Doelstelling en onderzoeksvragen

Deze studie richtte zich op de haalbaarheid van het BIOFIX-proces. Daarbij is vooral gelet op:

- de effluentkwaliteit;
- de stabiliteit van het proces;
- de bedrijfszekerheid.

Het onderzoek is uitgevoerd in een proefinstallatie met dimensies die zijn afgeleid van het ontwerp voor de 100.000 i.e. BIOFIX-installatie (De Korte, 1996). Twee nageschakelde processtappen in dit ontwerp, te weten chemische fosfaatverwijdering en een zandfilter voor de afvang van zwevende stof, zijn niet meegenomen in het onderzoek omdat ze niet essentieel zijn voor een beoordeling van de werking van het eerder genoemde innovatieve element van het BIOFIX-proces. Het onderzoek richtte zich dus voornamelijk op de eliminatie van CZV en stikstof.

Naast het beoordelen van de effluentkwaliteit, de stabiliteit van het proces en de bedrijfszekerheid is aandacht besteed aan:

- knelpunten die kunnen optreden;
- de procesparameters die van belang zijn voor het functioneren van het proces.

1.3 Indeling van het rapport

Nadat in hoofdstuk 2 het principe van het BIOFIX-proces nader is toegelicht wordt in hoofdstuk 3 de proefinstallatie beschreven die in dit onderzoek is gebruikt. In dit hoofdstuk komen ook het gebruikte dragermateriaal, de procesvoering en een aantal ondersteunende experimenten aan de orde. Hoofdstuk 4 schetst een algemeen beeld van de prestaties van het BIOFIX-proces en geeft aan wat de belangrijkste knelpunten zijn. In de daarop volgende hoofdstukken wordt ingegaan op de werking van de afzonderlijk processtappen: de adsorptie (hoofdstuk 5), de CZV-verwijdering (hoofdstuk 6), de nitrificatie (hoofdstuk 7) en de denitrificatie (hoofdstuk 8). Tenslotte worden in hoofdstuk 9 de belangrijkste conclusies verwoord.

2 HET BIOFIX-PROCES

2.1 Beschrijving van het proces

In het BIOFIX-proces (figuur 1) worden de grove delen uit het afvalwater verwijderd met behulp van zeven en worden primair slib en zand afgescheiden in een bezinktank.

De volgende vier stappen bestaan uit zogenaamde bewegend-bed-reactoren waarin zich vrij bewegende dragers bevinden waarop een biofilm is gefixeerd. Dit principe is ontwikkeld in Noorwegen (o.a. Rusten, 1992 en Ødegaard, 1994) en heeft als grote voordeel dat de hoge omzettingssnelheden kunnen worden bereikt die kenmerkend zijn voor biofilmreactoren zonder dat er gevaar is voor verstopping. Het dragermateriaal wordt in beweging gehouden door roeren (adsorptie- en denitrificatiereactor) en beluchten (CZV-verwijdering en nitrificatie).

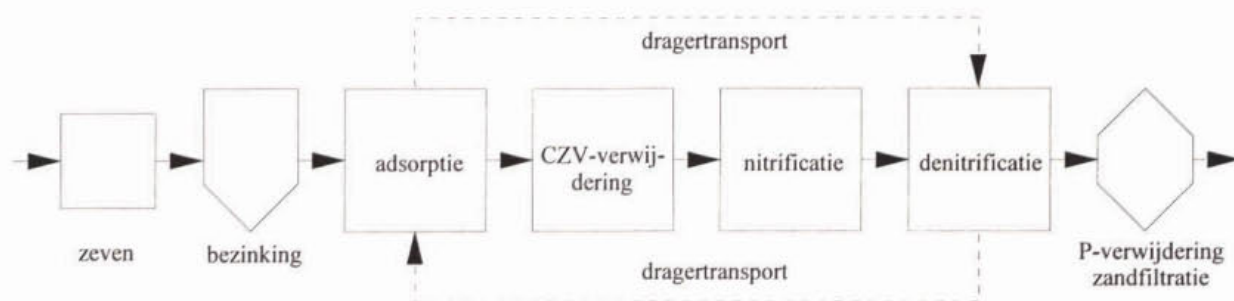


Fig. 1 Schematische weergave van het BIOFIX-proces.

Het voorbezonden afvalwater wordt in de adsorptiereactor in contact gebracht met dragers die afkomstig zijn uit de denitrificatiereactor. Een deel van het CZV zal vanuit het afvalwater aan het oppervlak van de biofilm adsorberen of door diffusie in de biofilm worden opgenomen. De verwachting is dat deze processen zeer snel verlopen zodat een korte hydraulische verblijftijd kan worden toegepast.

De dragers worden van het afvalwater gescheiden en naar de denitrificatiereactor getransporteerd. Het afvalwater stroomt door naar een reactor waar het resterende CZV wordt afgebroken en vervolgens naar een nitrificatiereactor waar nitrificeerbare stikstof wordt omgezet in nitraat. In tegenstelling tot de adsorptiereactor worden de dragers in deze twee reactoren achtergehouden.

In de denitrificatiereactor wordt het genitrificeerde afvalwater in contact gebracht met de dragers die vanuit de adsorptiereactor worden aangevoerd. Het CZV dat in de adsorptiereactor door de dragers werd opgenomen wordt gebruikt voor denitrificatie waarna de dragers weer naar de adsorptiereactor worden gerecirculeerd om daar een verse hoeveelheid CZV op te nemen.

De wijze waarop het overtollige slib, dat in de biologische stappen wordt geproduceerd, moet worden afgescheiden hangt sterk af van de vorm waarin dit slib vrijkomt. Indien het slib erg goed aan het dragermateriaal hecht zal een extra processtap nodig zijn waarin het slib van de dragers moet worden gewassen alvorens het naar de slibverwerking kan worden afgevoerd. Andere afscheidingstechnieken zijn nodig indien het slib discontinu als grote brokken van het dragermateriaal loslaat of het slib continu vrijkomt als zwevende stof.

In een laatste stap wordt aan het effluent van de denitrificatiereactor ijzerchloride en polymeer gedoseerd om fosfaat te verwijderen. Resterende zwevende stof wordt in een continu doorspoeld, opwaarts doorstroomd zandfilter afgevangen. Zoals reeds werd vermeld, zijn deze laatste stappen niet in dit onderzoek meegenomen.

2.2 Dimensionering en verwachte effluentconcentraties

Tabel 1 toont de belangrijkste uitgangspunten voor het ontwerp van de 100.000 i.e. BIOFIX-installatie. De tabel beperkt zich tot de processtappen adsorptie, CZV-verwijdering, nitrificatie en denitrificatie omdat deze deel uitmaken van het onderzoek. Informatie over de overige processtappen kan worden teruggevonden in De Korte (1996).

Tabel 1- Uitgangspunten en dimensionering van een 100.000 i.e. BIOFIX proces (alle gegevens hebben betrekking op DWA).

Uitgangsgegevens			Ontwerpparameters		
<u>(voorbezonken) afvalwater</u>			<u>adsorptie</u>		
debiet	$m^3 \cdot h^{-1}$	1250	volume	m^3	209
CZV	$mg \cdot l^{-1}$	312	HVT	h	0,17
N_{kj} -N	$mg \cdot l^{-1}$	36	<u>CZV-verwijdering</u>		
<u>ontwerpcriteria</u>			volume	m^3	982
adsorptierendement voor CZV	%	60-70	HVT	h	0,8
belasting CZV-verwijdering	$g \text{ CZV} \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$	50 ⁽¹⁾	belasting	$kg \text{ CZV} \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$	6
belasting nitrificatie	$g \text{ NH}_4\text{-N} \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$	1 ⁽²⁾	<u>nitrificatie</u>		
belasting denitrificatie	$g \text{ NO}_3\text{-N} \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$	4 ⁽³⁾	volume	m^3	3305
<u>dragermateriaal</u>			HVT	h	2,6
specifiek oppervlak	$m^2 \cdot m^{-3}$	500	belasting	$kg \text{ NH}_4\text{-N} \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$	0,2
vulpercentage adsorptietank	%	25	<u>denitrificatie</u>		
vulpercentage CZV-verwijdering	%	25	volume	m^3	1256
vulpercentage nitrificatie	%	40	HVT	h	1
vulpercentage denitrificatie	%	25	belasting	$kg \text{ NO}_3\text{-N} \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$	0,5

⁽¹⁾ Ødegaard (1994)

⁽²⁾ Hem (1994)

⁽³⁾ Rusten (1995)

Een cruciale rol bij het ontwerp is weggelegd voor het rendement waarmee het dragermateriaal in de adsorptiereactor CZV kan opnemen uit het afvalwater en zo kan overdragen aan de denitrificatiereactor. Uitgaande van $2,86/(1-Y)$ kgCZV per kg te denitrificeren N en een biomassopbrengst Y van 0.4-0.5, kan berekend worden dat dit rendement minimaal gelijk moet zijn aan 60-70%. Literatuurgegevens over de adsorptie van CZV aan biofilms zijn spaarzaam en vaak tegenstrijdig. Er zal dus proefondervindelijk vastgesteld moeten worden of dit rendement ook daadwerkelijk gehaald kan worden.

De oppervlaktebelastingen die in het ontwerp zijn gebruikt, zijn gebaseerd op praktijkervaringen met soortgelijke bewegend-bed-reactoren. Als dragermateriaal werd gekozen voor gladde, dichte cilindertjes met een diameter en een hoogte van 12 mm en een specifiek oppervlak van $500 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$. De gekozen

volumepercentages dragermateriaal van 25-40% zijn typerend voor bewegend-bed-reactoren (Lazarova, 1994).

Op basis van bovenstaande uitgangspunten zijn de afmetingen van de verschillende reactoren berekend alsmede de bijbehorende volumetrische belastingen (tabel 1). Een vergelijking met de literatuur (bijlage 1) leert dat de volumetrische belasting van de CZV-verwijderingsreactor binnen het bereik van de belastingen voor andere biofilmreactoren ligt, maar dat de belastingen van de nitrificatie- en denitrificatiereactor aan de lage kant zijn.

De verwachting is dat met het volledige BIOFIX-proces, dus inclusief nageschakelde fosfaatverwijdering en zandfilter, de volgende effluentconcentraties gehaald kunnen worden:

- CZV < 60 mg·l⁻¹;
- zwevende stof < 5 mg·l⁻¹;
- totaal stikstof < 5 mg·l⁻¹;
- totaal fosfaat < 1,0 mg·l⁻¹.

3 MATERIAAL EN METHODEN

3.1 Proefinstallatie

Figuur 2 geeft een schematische weergave van de proefinstallatie. Voorbezonden huishoudelijk afvalwater uit de plaats Bennekom wordt met een debiet van $150 \text{ l}\cdot\text{h}^{-1}$ naar de adsorptiereactor (60 l) gepompt waar het in contact wordt gebracht met dragermateriaal dat in §3.2 zal worden beschreven.

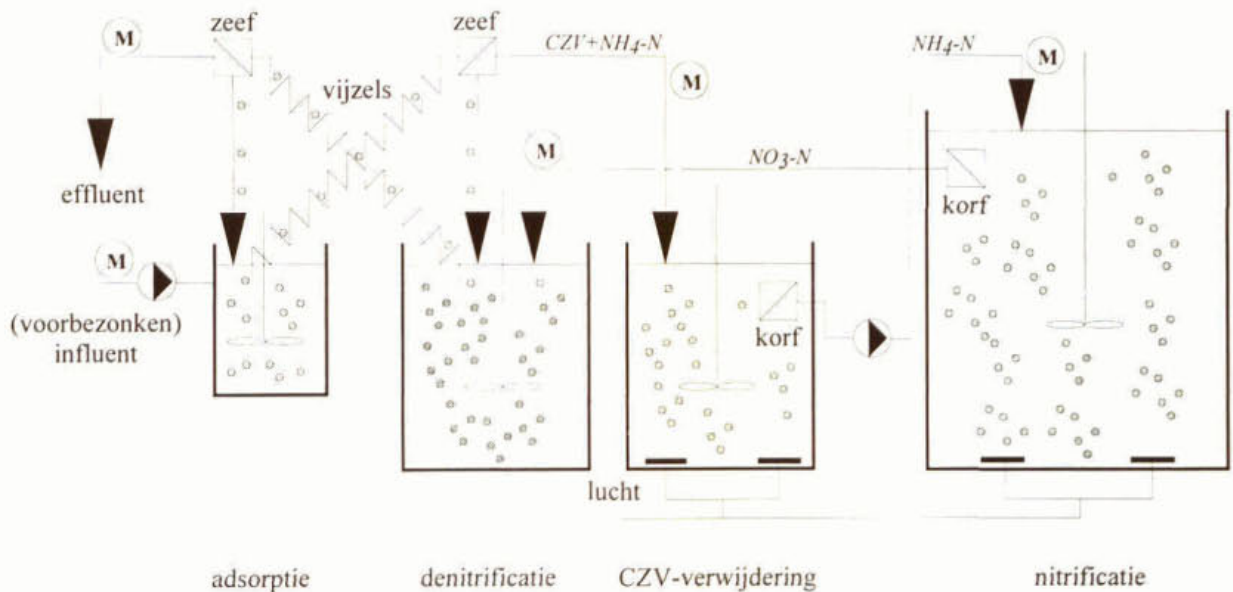


Fig. 2 Proefinstallatie voor het BIOFIX-proces (M=monsterpunt).

Het mengsel van afvalwater en dragers wordt vervolgens op hoogte gebracht met een vijzel die draait met een frequentie van 40 Hz. Het water en de dragers worden door een zeef met een spijlafstand van 5 mm van elkaar gescheiden (figuur 3). Het water valt via een goot in de CZV-verwijderingsreactor terwijl de dragers over de zeef in de denitrificatiereactor rollen.

De dragers in de CZV-verwijderingsreactor (500 l) worden vastgehouden middels een korf met sleuven van 5 mm die in de afvoer van de tank is geplaatst. De reactor wordt belucht met twee buisvormige Brandol beluchtingselementen. Omdat met de vijzel slechts een gering hoogteverschil kon worden overbrugd, wordt het effluent van de CZV-verwijderingsreactor omhoog gepompt naar de nitrificatiereactor. De nitrificatiereactor (1000 l) werkt volgens hetzelfde principe als de CZV-verwijderingsreactor.

Het effluent van de nitrificatiereactor stroomt onder vrij verval naar de denitrificatiereactor (500 l). Hier wordt het water gemengd met de dragers die afkomstig zijn uit de adsorptietank. Het mengsel wordt weer met een vijzel op hoogte gebracht waarna de dragers en het afvalwater met een zeef worden gescheiden. De dragers rollen in de adsorptietank en het effluent wordt naar het riool afgevoerd.

Alle tanks zijn gefabriceerd van hard polyethyleen en worden met 60 rpm geroerd door electromotoren. Alle vaten zijn voorzien van een niveaudetectie en in geval van een te hoog niveau stopt de influentpomp automatisch.

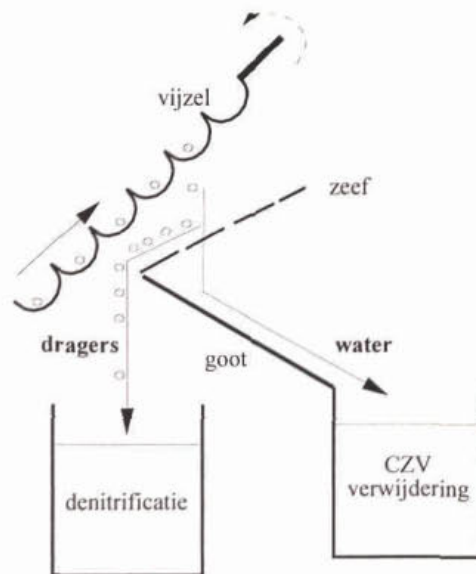


Fig. 3 Scheiding van water en dragers.

3.2 Dragermateriaal

Aan het begin van het project werden gladde, dichte polypropyleen cilinders (diameter 7.5 mm en hoogte 12 mm) aangeleverd als dragermateriaal. Echter, in een aantal voorbereidende testen bleek hierop geen biofilm te kunnen hechten. Daarom werd een aantal andere materialen getest waarbij vooral werd gelet op:

- de hechting van een biofilm;
- een dichtheid die het mogelijk maakt dat de dragers vrij in het water kunnen bewegen;
- de slijtvastheid;
- een structuur die het "wassen" van de dragers mogelijk moet maken;
- de prijs.

De dragers werden getest in een eenvoudige, beluchte doorstroomreactor met een volume van 3 l (figuur 4). De hydraulische verblijftijd was kort (30 minuten) om hechting van biomassa aan de dragers te beoordelen ten opzichte van vlokvorming. Na tenminste 5 dagen werden de dragers visueel beoordeeld op de aanwezigheid van een biofilm en op hun menggedrag.

Geribbelde polyethyleen (PE) mantelbuis (Technische Unie, figuur 5) met een lengte van 16-20 mm bleek het beste te voldoen. Tabel 2 geeft een aantal eigenschappen van dit materiaal.

Tabel 2 - Eigenschappen van het geselecteerde dragermateriaal.

Eigenschap	waarde	eenheid
dichtheid	0,95	kg·m ⁻³
buitendiameter	18,3	mm
binnendiameter	14,5	mm
specifiek (binnen)oppervlak	363	m ² ·m ⁻³

Reeds binnen 2-5 dagen was een zichtbare biofilm aanwezig, echter alleen op het afgeschermd binnenoppervlak. In het vervolg van dit rapport zijn alle gegevens dan ook gebaseerd op dit binnenoppervlak. De afschuifkrachten aan het buitenoppervlak die worden veroorzaakt door roeren, beluchten en botsingen met andere dragers zijn blijkbaar te groot om de hechting van een biofilm mogelijk te maken. Dit verklaart ook waarom de dichte polypropyleen dragers, die in eerste instantie waren aangeleverd, niet voldeden.

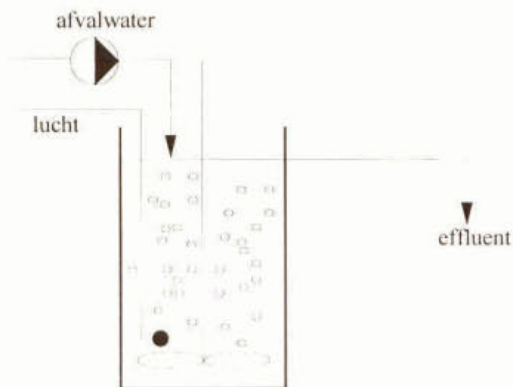


Fig. 4 Opstelling voor het testen van verschillende dragermaterialen.



Fig. 5 Geselecteerd dragermateriaal met en zonder biofilm (ware grootte).

3.3 Procesvoering

De proefinstallatie werd eerst gedurende een aantal weken met een kleine hoeveelheid dragermateriaal bedreven om de hydraulische en mechanische werking te testen. Ondertussen werd het geselecteerde dragermateriaal in dragers van 16-20 mm hoogte gesneden en overeenkomstig tabel 3 verdeeld over de verschillende processtappen.

Tabel 3 - Procesvoering in de proefinstallatie.

Influentdebiet: 150 l·h ⁻¹		adsorptie		CZV- verwijdering		nitrificatie		denitrificatie	
		periode →		I	II	I	II	I	II
volume	l	60	250	500	500	1000	1000	500	500
hydraulische verblijftijd	h	0,4	1,7	3,3	3,3	6,6	6,6	3,3	3,3
verblijftijd dragers ⁽¹⁾	h	0,2	0,8	∞	∞	∞	∞	1,7	1,7
binnenoppervlak dragers	m ²	4,4	25,5	35	65	66	97	36,9	50,9
pakkingsvolume ⁽²⁾	%	20	28	19	36	18	27	20	28
aantal dragers	aantal·l ⁻¹ reactor	54	74	51	95	48	70	54	74
CZV-belasting ⁽³⁾	g CZV·m ⁻² ·d ⁻¹	-	-	50	30	-	-	-	-
N-belasting ⁽³⁾	g N·m ⁻² ·d ⁻¹	-	-	-	-	2	1	4	2

⁽¹⁾ geschat uit de transportsnelheid van de dragers over de vijzels.

⁽²⁾ theoretische volume, het werkelijk ingenomen volume is een factor 1½ groter.

⁽³⁾ berekend uit gemiddelde influentconcentraties CZV en stikstof uit eerder onderzoek met hetzelfde afvalwater.

Bij de dosering van het dragermateriaal is rekening gehouden met de influentconcentraties van het (voorbezonden) Bennekomse afvalwater, die in het algemeen een factor 1,3 hoger zijn dan de

concentraties die in het ontwerp zijn gebruikt (tabel 1). Ook is rekening gehouden met het specifieke oppervlak van het dragermateriaal ($363 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$) dat lager is dan het specifieke oppervlak van het materiaal dat in het ontwerp is gebruikt ($500 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$).

Er kunnen twee verschillende perioden worden onderscheiden in de procesvoering. Tijdens periode I werden het influentdebiet en de hoeveelheid dragermateriaal op 50% van de gedimensioneerde waarden ingesteld. Dit betekent dat de oppervlaktebelasting tijdens periode I gelijk was aan de ontwerpbelasting maar de volumetrische belasting slechts gelijk was aan de helft van de ontwerpbelasting.

Aan het begin van periode II werd de adsorptietank vervangen door een tank met een groter volume (250 t.o.v. 60 l in periode I) en werd aan alle reactoren extra dragermateriaal gedoseerd. Een (theoretisch) volumepercentage dragermateriaal groter dan 30-40% bleek niet mogelijk te zijn zonder problemen te krijgen met de menging van de dragers. Het influentdebiet bleef in periode II ongewijzigd.

3.4 Bemonstering en analyses

Tweemaal per week werden steekmonsters genomen voor bepaling van de diverse afvalwaterparameters (tabel 4). Alle analyses werden uitgevoerd volgens NEN-voorschriften.

Tabel 4 - Standaardanalyses

parameter	influent	processtap			
		adsorptie	CZV- verwijdering	nitrificatie	denitrificatie
CZV totaal	√	√	√	√	√
CZV papier gefiltreerd	√	√	√	√	√
CZV membraan gefiltreerd ⁽¹⁾	√	√	√	√	√
NH ₄ -N	√	√	√	√	√
NO ₂ -N				√	√
NO ₃ -N				√	√
zwevende stof	√	√	√	√	√
bezinkingsvolume	√		√	√	√
O ₂		√	√	√	√
pH		√	√	√	√
temperatuur	√				

⁽¹⁾ 0.45 µm filter.

Uit de metingen van het CZV werden de volgende fracties berekend:

- deeltjes = totaal CZV - papier gefiltreerd CZV;
- colloïdaal = papier gefiltreerd CZV - membraan gefiltreerd CZV;
- opgelost = membraan gefiltreerd CZV.

Incidenteel werd de droogrest van de biomassa op het dragermateriaal bepaald. Hiertoe werden 10-20 dragers bemonsterd uit de verschillende reactoren en 24 uur gedroogd bij 50 °C. Nadat het drooggewicht was vastgesteld werden de dragers grondig gereinigd en opnieuw gedroogd. Uit het verschil in gewicht tussen de volle en de lege dragers en uit de opgemeten lengte van het dragermateriaal werd vervolgens het

drooggewicht per m^2 binnenoppervlak en per volume-eenheid reactor berekend. Door het geringe aantal dragers is deze bepaling erg onnauwkeurig. Daarom werden in een later stadium 100 dragers in bewerking genomen.

3.5 Activiteitsmetingen

Om de ontwikkeling van een biofilm in de tijd te kunnen volgen werd één- of tweemaal per week een aantal activiteitsmetingen uitgevoerd. Deze waren gebaseerd op zuurstofverbruiksmetingen (CZV-verwijdering en nitrificatie) en/of stikstofverbruiksmetingen (nitrificatie en denitrificatie) in aanwezigheid van een overmaat substraat.

CZV-omzettingsactiviteit en nitrificatieactiviteit op basis van zuurstofverbruiksmetingen

De CZV-omzettingsactiviteit van de dragers in de CZV-verwijderingsreactor werd bepaald uit het zuurstofverbruik in de aanwezigheid van een overmaat acetaat. Op soortgelijke wijze werd de nitrificatieactiviteit van de dragers uit de nitrificatiereactor bepaald in de aanwezigheid van een overmaat ammonium.

Uit elk van deze twee reactoren werden 10 dragers bemonsterd. Om zoveel mogelijk gesuspendeerd slib te verwijderen werden de dragers voorzichtig gewassen met leidingwater en vervolgens overgebracht naar 300 ml erlenmeyers. Aan de dragers uit de CZV-verwijderingsreactor werd 1 ml van een acetaatoplossing ($24,1 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$ CZV, beginconcentratie $80 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ CZV) toegediend en aan de dragers uit de nitrificatiereactor 1 ml van een ammoniumoplossing ($9 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$ $\text{NH}_4\text{-N}$, beginconcentratie $30 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ $\text{NH}_4\text{-N}$). De erlenmeyers werden vervolgens geheel met zuurstof verzadigd leidingwater gevuld en afgesloten met een rubberen stop waarin een zuurstofsensoren was geplaatst. De inhoud van de erlenmeyers werd zachtjes met een magneetroerder geroerd. De daling van de zuurstofconcentratie werd gedurende minimaal een uur on-line gemeten en geregistreerd op een PC. Figuur 6 geeft een voorbeeld van het verloop van de zuurstofconcentratie in het experiment met de dragers uit de CZV-verwijderingsreactor.

Na afloop werd het water afgegoten, de dragers werden grondig schoongemaakt en gedroogd en hun totale gewicht werd gemeten. Hieruit werd, op basis van een bekend oppervlak per gewichtseenheid van $2 \text{ m}^2\cdot\text{kg}^{-1}$, het totale oppervlak van de 10 dragers berekend. De activiteit, uitgedrukt in $\text{g O}_2\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, werd vervolgens berekend uit de initiële afnamesnelheid van de zuurstofconcentratie en dit totale oppervlak.

Nitrificatie- en denitrificatieactiviteit op basis van stikstofmetingen

De nitrificatieactiviteit van de dragers uit de nitrificatiereactor werd ook bepaald op basis van de afnamesnelheid van de ammoniumconcentratie. Op eenzelfde wijze werd de denitrificatieactiviteit bepaald van de dragers uit de denitrificatietank op basis van de afnamesnelheid van de nitraatconcentratie in de aanwezigheid van een overmaat acetaat.

Uit elke van deze twee reactoren werden 100 dragers bemonsterd. Nadat de dragers voorzichtig waren gewassen met leidingwater werden ze overgebracht naar 2,5 l erlenmeyers. De inhoud van de erlenmeyers werd zachtjes geroerd met een magneetroerder en met een aquariumsteentje werd continu lucht (nitrificatie) of stikstofgas (denitrificatie) gedoseerd. Aan de dragers uit de denitrificatiereactor werden 4

ml van een nitraatoplossing ($20,1 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$, beginconcentratie $40 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$) en 10 ml van een acetaatoplossing ($24,1 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1} \text{ CZV}$, beginconcentratie $120 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1} \text{ CZV}$) toegediend en aan de dragers uit de nitrificatiereactor 10 ml van een ammoniumoplossing ($9 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1} \text{ NH}_4\text{-N}$, beginconcentratie $45 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1} \text{ NH}_4\text{-N}$). Gedurende minimaal een uur werd elke 10 minuten een 10 ml monster genomen dat direct werd gefiltreerd (papier) en geanalyseerd op de concentraties ammonium (nitrificatie-experiment) of nitraat en nitriet (denitrificatie-experiment). Figuur 7 geeft een voorbeeld van het verloop van de ammoniumconcentratie in een experiment om de activiteit van de nitrificerende biofilm te bepalen.

Na afloop van het experiment werd, op soortgelijke wijze als bij de zuurstofverbruiksmetingen, het totale oppervlak van de dragers berekend uit hun gewicht (zie boven). De activiteit, uitgedrukt in $\text{g N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, werd vervolgens berekend uit dit oppervlak en de maximale initiële afnamesnelheid van de stikstofconcentraties.

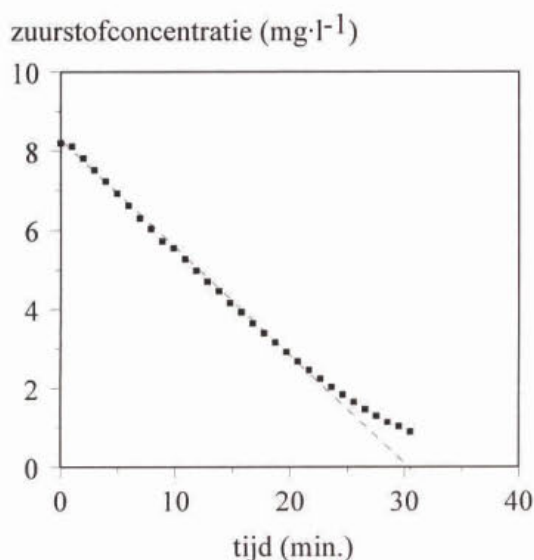


Fig. 6 Verloop van de zuurstofconcentratie in een experiment om de activiteit van de biofilm in de CZV-verwijderingsreactor te bepalen.

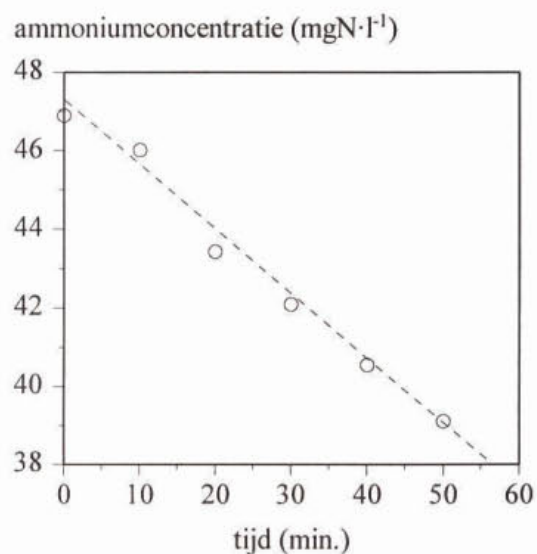


Fig. 7 Verloop van de ammoniumconcentratie in een experiment om de activiteit van de nitrificerende biofilm te bepalen.

3.6 Adsorptietesten

Om meer inzicht te verkrijgen in het functioneren van de adsorptiestap werd een aantal verkennende, batchgewijze adsorptietesten uitgevoerd. Hiertoe werden 50-150 dragers uit de denitrificatietank bemonsterd en overgebracht naar een 2,5 l erlenmeyer. Nadat de dragers voorzichtig met leidingwater waren gewassen om zoveel mogelijk gesuspendeerd materiaal te verwijderen, werd 2 l van één van de volgende CZV-bronnen toegediend:

- voorbezonken afvalwater;
- voorbezonken afvalwater dat was voorbehandeld met een polymeer (C492, CYTEC) of een combinatie van een kationisch polymeer (C581, CYTEC) en een coagulant (A110, CYTEC) om deeltjes en colloïdaal materiaal te verwijderen;
- een oplossing van acetaat, propionaat of butyraat.

De erlenmeyers werden continu geroerd met een magneetroerder; om CZV-afbraak te voorkomen werd stikstofgas gedoseerd. In de tijd werden monsters genomen voor bepaling van de CZV-fracties (afvalwater als CZV-bron), opgelost CZV (met polymeren voorbehandeld afvalwater) of vetzuren (acetaat, propionaat en butyraat als CZV-bron).

Om te beoordelen of (uit het afvalwater) geadsorbeerd CZV geschikt is voor de denitrificatie werd af en toe de biodegradeerbaarheid van het geadsorbeerde CZV bepaald. Hiertoe werd zowel met 0,25 l afvalwater als met 0,25 l van datzelfde afvalwater dat eerst een bepaalde adsorptietijd had ondergaan een respirogram bepaald door de monsters achtereenvolgens aan 1,5 l actiefslib te doseren en van het mengsel on-line de respiratiesnelheid te meten (Manotherm, RA1000). Het slib was afkomstig uit een laagbelast (niet biologisch defosfaterend) aankweekvat. De nitrificatie werd onderdrukt door vooraf allylthiourem (ATU) toe te voegen in een beginconcentratie van $2,5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Deze dosering was gebaseerd op eerdere ervaringen met actiefslib waarbij $1,25 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ATU reeds voldoende was om de nitrificatie volledig te remmen.

Uit de respirogrammen werd het zuurstofverbruik als gevolg van de oxidatie van snel-biodegradeerbare organische stoffen berekend (Spanjers, 1993). Het verschil in zuurstofverbruik tussen de twee afvalwatermonsters is een indicatie voor de netto hoeveelheid geadsorbeerde, snel-biodegradeerbare organische stof.

4 OVERZICHT VAN DE BELANGRIJKSTE RESULTATEN

Alvorens in hoofdstukken 5 t/m 8 nader in te gaan op de werking van de afzonderlijke processtappen, wordt in dit hoofdstuk eerst een samenvattend beeld gegeven van de belangrijkste resultaten van de proefinstallatie.

De proefinstallatie was gedurende een periode van 320 dagen in bedrijf waarbij een onderscheid wordt gemaakt tussen periode I (dag 0 tot dag 175) en periode II (dag 176 tot dag 320). Het belangrijkste verschil is dat aan het begin van periode II een grotere adsorptiereactor werd geïnstalleerd en aan alle reactoren extra dragermateriaal werd gedoseerd (zie ook tabel 3 in §3.3).

Tabel 5 geeft de gemiddelde influent- en effluentconcentraties van de proefinstallatie alsmede de verwijderingsrendementen. Het duurde ongeveer 50 dagen voordat nitrificatie kon worden waargenomen; de stikstofconcentraties gedurende deze opstartperiode zijn niet meegenomen bij de berekening van de gemiddelde concentraties. Figuur 8 toont het verloop van de belangrijkste afvalwaterparameters over de verschillende processtappen.

Tabel 5 - Gemiddelde in- en effluentparameters en rendement van het BIOFIX-proces

parameter	periode I			periode II		
	influent	effluent ⁽¹⁾	rendement (%)	influent	effluent	rendement (%)
CZV (mg·l ⁻¹)						
opgelost	182 ± 60	51 ± 15	72	133 ± 57	50 ± 14	62
colloïdaal	133 ± 53	29 ± 25	78	95 ± 47	19 ± 19	80
deeltjes	121 ± 75	205 ± 51	-69	82 ± 39	173 ± 60	-111
totaal	419 ± 124	286 ± 59	32	310 ± 117	239 ± 74	23
zwevende stof (mg·l ⁻¹)	41 ± 36	123 ± 31	-200	30 ± 21	94 ± 22	-213
NH ₄ -N (mg·l ⁻¹)	52 ± 20	11 ± 6	79	37 ± 20	11 ± 7	70
NO _x -N (mg·l ⁻¹)	-	15 ± 5	-	-	13 ± 4	-
NH ₄ -N+NO _x -N (mg·l ⁻¹)	52 ± 20	26	50	37 ± 20	24	35
temperatuur (°C)	17.9			14.5		
debiet (l·h ⁻¹)	150			150		

⁽¹⁾ een opstartperiode van 50 dagen is niet meegenomen in het gemiddelde.

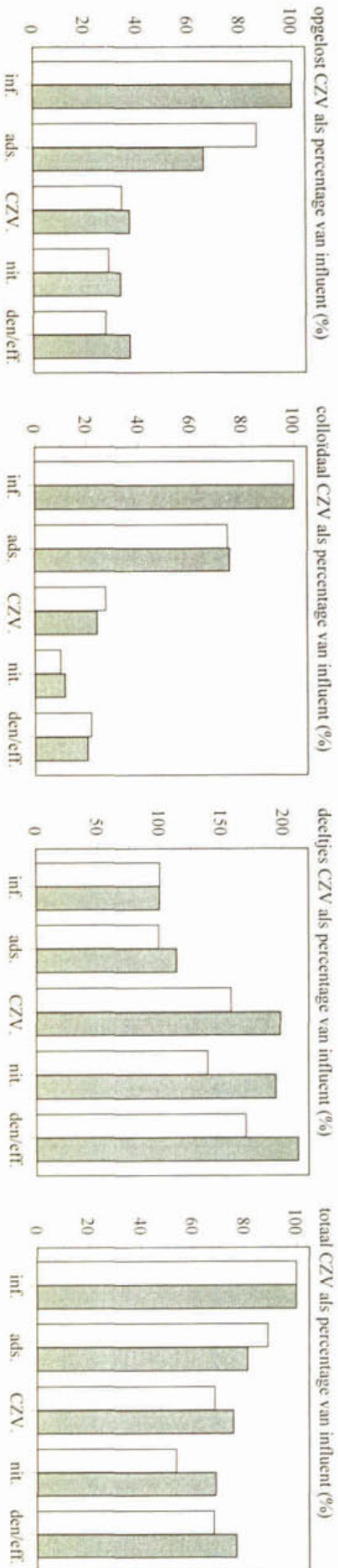
De influentconcentraties in periode I waren aanzienlijk hoger dan in periode II hetgeen werd veroorzaakt door langdurige regenval aan het begin van periode II. Ook de gemiddelde temperatuur was tijdens periode I wat hoger dan tijdens periode II.

Zoals we later zullen zien is de onderverdeling van het influent CZV in fracties van eminent belang voor het functioneren van de adsorptiestap. Deze verdeling was in beide perioden ongeveer gelijk met 30% deeltjes, 30% colloïdaal materiaal en 40% opgeloste stoffen.

4.1 Adsorptie

Uit figuur 8 blijkt dat in periode I in de adsorptiereactor slechts 13% van de aangevoerde CZV-vracht aan het afvalwater wordt onttrokken. Het gaat hierbij uitsluitend om opgelost en colloïdaal CZV.

CVZ-facties



stikstof

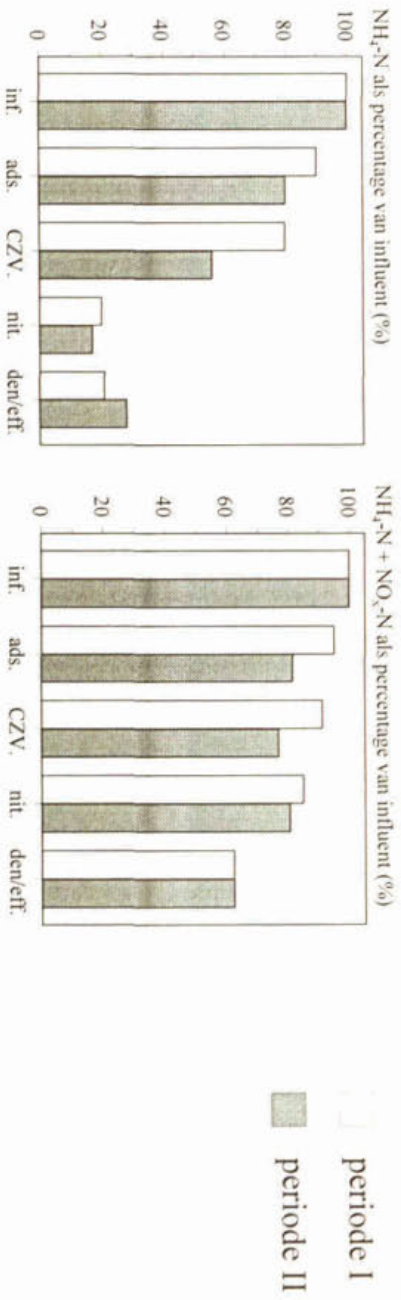


Fig. 8 Verloop van de afvalwaterparameters over de verschillende processtappen van de proefinstallatie.

Hoewel dit rendement in periode II enigszins kon worden verbeterd, is het met 24% nog steeds veel lager dan de 60-70 % die volgens het ontwerp nodig is om aan de CZV-behoefte van de denitrificatie te voldoen.

Figuur 8 laat ook zien dat niet alleen CZV maar ook ammonium door het dragermateriaal aan het afvalwater wordt onttrokken. Het gaat om 9% in periode I en 21% in periode II. Naast de gebrekkige adsorptie van CZV is dit een groot knelpunt in het BIOFIX-proces omdat hierdoor een deel van het ammonium rechtstreeks naar de denitrificatiereactor wordt geleid zonder eerst te zijn genitrificeerd in de nitrificatiereactor. In de denitrificatiereactor desorbeert het ammonium en wordt met het effluent geloosd.

4.2 CZV-eliminatie en slibproductie

Mede dankzij het lage rendement van de adsorptiereactor vindt het grootste deel van de CZV-eliminatie plaats in de CZV-verwijderingsreactor. Daarnaast wordt in de nitrificatiereactor nog een geringe hoeveelheid colloïdaal en opgelost CZV verwijderd. Het effluent bevat nog $50 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ opgelost CZV en $20\text{-}30 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ colloïdaal CZV waarbij ervan uit kan worden gegaan dat het opgeloste CZV voornamelijk inert is.

De concentratie aan deeltjes CZV neemt sterk toe in de CZV-verwijderingsreactor en deze hoge concentratie komt uiteindelijk ook in het effluent terecht. Het gaat hierbij voornamelijk om overtollig slib dat continu als zwevende stof door het dragermateriaal aan het afvalwater wordt afgestaan. Het gehalte zwevende stof in het effluent is dan ook tweemaal zo hoog als het gehalte in het influent. Uiteraard heeft deze grote productie van zwevende stof consequenties voor de keuze van de techniek waarmee het slib moet worden afgescheiden.

Door de hoge uitspoeling van slib is het rendement op basis van totaal CZV slechts 20-30%. Indien een techniek beschikbaar zou zijn waarmee alle zwevende stof kan worden verwijderd, zou dit rendement 70-80% zijn.

4.3 Nitrificatie en denitrificatie

Van de ammoniumvracht die niet in de adsorptiereactor wordt verwijderd, wordt achtereenvolgens 10-20% gebruikt voor (heterotrofe) celinbouw in de CZV-verwijderingsreactor en wordt 70% genitrificeerd. Behalve via de route van het dragermateriaal komt dus ook nog een restant ammonium via de route van het afvalwater in het effluent terecht. Het effluent bevat dan ook nog een zeer hoge ammoniumconcentratie van $11 \text{ mgN}\cdot\text{l}^{-1}$.

Zoals reeds eerder werd opgemerkt was het adsorptierendement voor CZV aan de lage kant. De denitrificatie is dan ook sterk CZV-gelimiteerd en het effluent bevat nog $10\text{-}15 \text{ mg NO}_x\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$. Samen met de aanvoer van geadsorbeerd ammonium vanuit de adsorptiereactor (§ 4.1) en de onvolledige nitrificatie verklaart dit waarom het stikstofrendement (op basis van $\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_x\text{-N}$) slecht 50% is in periode I en slechts 35% in periode II. Het verschil wordt vooral veroorzaakt doordat in periode II aanzienlijk meer ammonium in de adsorptiereactor aan het afvalwater werd onttrokken dan in periode I.

5 ADSORPTIE

De werking van de adsorptiereactor is cruciaal voor het slagen van het BIOFIX-proces omdat hier wordt bepaald hoeveel CZV vanuit het afvalwater aan de biofilm kan worden overgedragen en zo beschikbaar komt voor de nadenitrificatie. Daarom wordt in dit hoofdstuk ruim aandacht besteed aan het functioneren van de adsorptiereactor en aan de resultaten van een aantal verkennende experimenten die moeten bijdragen aan het inzicht in de processen die een rol spelen.

5.1 CZV-eliminatie

Tabel 6 geeft een samenvatting van de belangrijkste resultaten van de adsorptiereactor en in figuur 9 wordt voor elke fractie de verwijderde hoeveelheid CZV weergegeven als functie van de influentconcentratie.

Tabel 6 - Samenvatting van de belangrijkste resultaten van de adsorptiereactor.

	Periode I	Periode II
bedrijfsvoering		
hydraulische verblijftijd (h)	0,4	1,7
oppervlak dragermateriaal (m ²)	5	25
rendement		
deeltjes CZV (%)	< 0	< 0
colloïdaal CZV (%)	15	28
opgelost CZV (%)	18	36
totaal CZV (%)	13	24
NH ₄ -N (%)	9	21
slibconcentraties		
slibconcentratie (g d.s.·l ⁻¹) ⁽¹⁾	0,6	1,7
slibconcentratie (g d.s.·m ⁻²) ⁽¹⁾	8	16
specifieke adsorptie		
geadsorbeerd CZV (mg·g ⁻¹ d.s)	91	44
geadsorbeerd CZV (mg·m ⁻²)	740	729

⁽¹⁾ incidenteel gemeten

Periode I

In de adsorptiereactor werden over het algemeen geen deeltjes ingevangen maar deeltjes geproduceerd. Het betreft hier vooral biomassa die in de denitrificatiereactor wordt gevormd en in de adsorptiereactor als zwevende stof vrijkomt. Het CZV dat wel werd verwijderd bestaat dan ook uitsluitend uit colloïdaal en opgelost CZV. Alhoewel de spreiding in de resultaten relatief groot is, neemt de hoeveelheid verwijderd colloïdaal en opgelost CZV duidelijk toe met de aangevoerde hoeveelheid CZV (figuur 9). Dit betekent dat:

- er sprake is van een sorptie-evenwicht tussen het afvalwater en de biofilm of

- slechts een beperkte fractie van de (organische) stoffen in het afvalwater door de biofilm kan worden opgenomen.

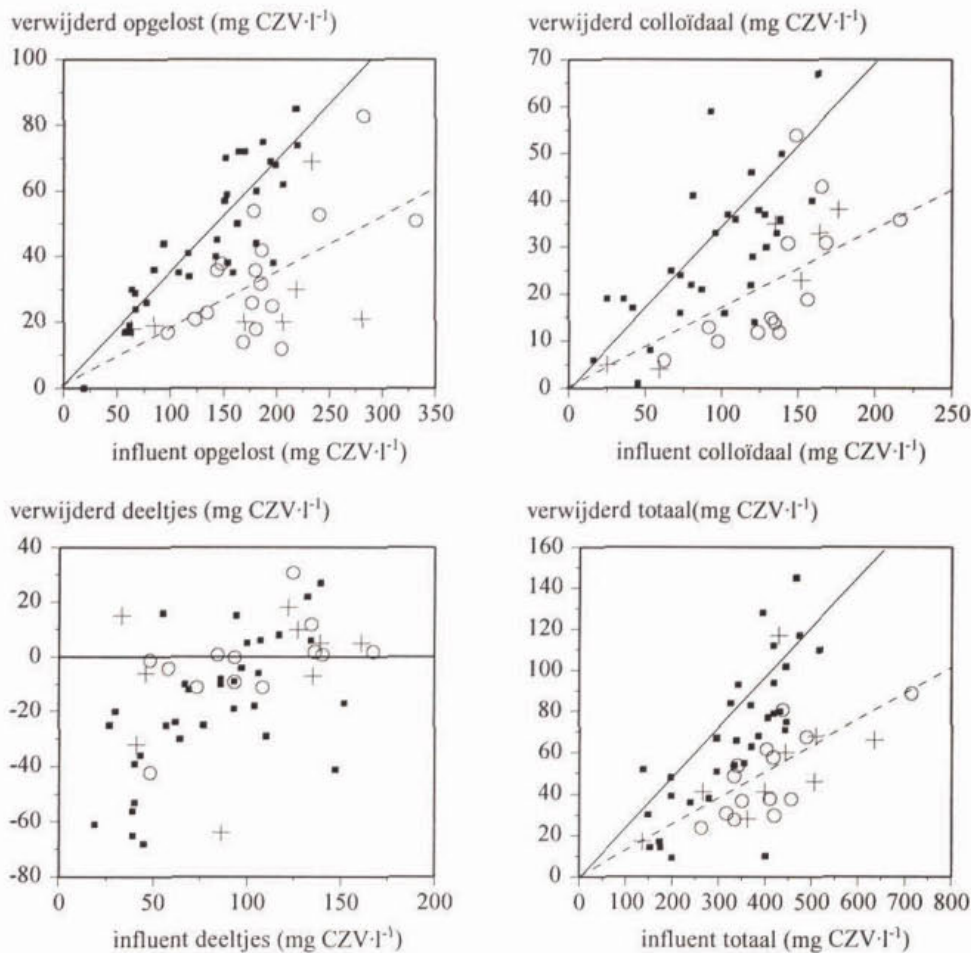


Fig. 9 In de adsorptiereactor verwijderde hoeveelheid CZV per fractie (o gedurende periode I, ■ gedurende periode II, + periode met externe acetaatdosering).

Zeer belangrijk is de constatering dat in periode I slechts 13% van het totaal CZV kon worden verwijderd, terwijl volgens het ontwerp minimaal 60-70% is benodigd om aan de CZV-behoefte van de denitrificatie te voldoen (§2.2). In hoofdstuk 8 zullen we dan ook zien dat de denitrificatie in periode I sterk CZV-gelimiteerd was.

Hoewel zich op alle dragers aan het binnenoppervlak een biofilm had gehecht, was de (incidenteel gemeten) slibconcentratie slechts $0.6 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$. Omdat het vermoeden bestond dat deze lage concentratie de adsorptie van CZV zou kunnen beperken, werd een poging ondernomen om de slibconcentratie kunstmatig te verhogen en zo de adsorptie-denitrificatiecyclus goed op gang te brengen (figuur 10). Hiertoe werd gedurende een periode van 15 achtereenvolgende dagen een acetaatoplossing aan de denitrificatiereactor gedoseerd in een concentratie die overeenkomt met $100 \text{ mg CZV} \cdot \text{l}^{-1}$ op influent-basis. Dit resulteerde inderdaad in een stijging van de slibconcentratie van $0,6$ naar $2,7 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$. Echter, een significant positief effect op het adsorptierendement bleef achterwege (+ in figuur 9). Er kan dus worden aangenomen dat de lage slibconcentratie niet de beperkende factor was voor de adsorptie en dat naar een andere oorzaak gezocht moest worden.



Fig. 10 Mogelijk effect van een externe acetaatdosering op het rendement van de adsorptiereactor.

Alhoewel hierover geen duidelijke literatuurgegevens beschikbaar zijn, bestond ook het vermoeden dat onder de anaërobe condities die in de adsorptiereactor heersen veel minder CZV door de biofilm kan worden opgenomen dan onder aërobe condities het geval zou zijn. Om dit te testen werd de adsorptietank gedurende 6½ uur belucht en werden de rendementen vóór en na beluchten met elkaar vergeleken. Het rendement bleek niet te zijn toegenomen. Wel kwam aanzienlijk meer zwevende stof vrij door de verhoogde afschuifkrachten die met de beluchting gepaard gaan.

Tenslotte werd de biodegradeerbaarheid van het verwijderde CZV bepaald. Figuur 11 geeft een voorbeeld van het zuurstofverbruik van afvalwater vóór en na een contacttijd van een ½ uur met het dragermateriaal. Het zuurstofverbruik, dat gezien kan worden als een maat voor de concentratie aan snel-biodegradeerbare organische stoffen, neemt door de adsorptie af met 28%. Het CZV dat aan de biofilm wordt overgedragen is in principe dus een geschikte koolstofbron voor de denitrificatie.

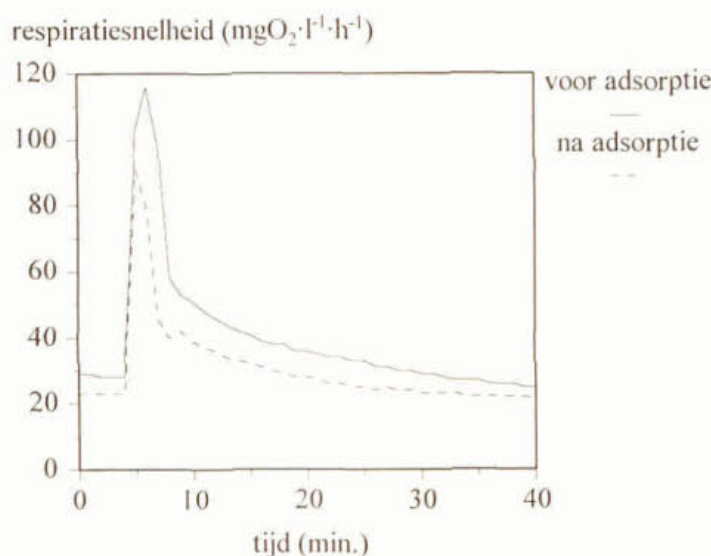


Fig. 11 Respirogrammen van afvalwater vóór en na een adsorptietijd van een half uur.

Periode II

In een poging het adsorptierendement te verbeteren werd aan het begin van periode II de adsorptiereactor van 60 l (hydraulische verblijftijd van 0,4 h) vervangen door een reactor van 250 l

(hydraulische verblijftijd van 1,7 uur). Daarnaast werd extra dragermateriaal gedoseerd zodat het totale binnenoppervlak steeg van 4,4 naar 25,5 m². De achterliggende gedachte was dat hierdoor meer hydrolyse zou kunnen optreden, waarbij organische stof die niet door de biofilm kan worden opgenomen wordt omgezet in organische stof die wel door de biofilm kan worden opgenomen.

Figuur 9 laat zien dat bovenstaande maatregelen geen enkel effect hebben gehad op de verwijdering van deeltjes CZV. Het rendement voor opgelost en colloïdaal CZV daarentegen was tweemaal zo hoog als in periode I waardoor het rendement op basis van totaal CZV steeg van 13 naar 24%. Echter, dit is nog steeds veel minder dan de 60-70 % die volgens het ontwerp nodig is om aan de CZV-behoefte van de denitrificatie te voldoen. In hoofdstuk 8 zullen we dan ook zien dat de denitrificatie ook in periode II sterk CZV-gelimiteerd bleef.

5.2 Verkennende batchexperimenten

Om meer inzicht te krijgen in de factoren die het rendement van de adsorptiereactor bepalen is een aantal verkennende batchexperimenten uitgevoerd (tabel 7).

Tabel 7 - Verkennende, batchgewijze adsorptie-experimenten.

1. accumulatie van geadsorbeerd CZV
2. kinetiek van de CZV-overdracht
3. desorptie
4. effect van het type substraat (acetaat, propionaat en butyraat)

1. Accumulatie van geadsorbeerd CZV

Indien niet al het CZV dat in de adsorptiereactor door de biofilm is opgenomen wordt verbruikt door de denitrificatie, kan er CZV in de biofilm gaan accumuleren en wordt de adsorptie negatief beïnvloed. Om te onderzoeken of deze situatie zich ook daadwerkelijk voordoet werd een adsorptie-experiment uitgevoerd met:

- voorbezonden afvalwater en dragers uit de denitrificatiereactor;
- voorbezonden afvalwater en dragers uit de denitrificatietank die eerst 4 uur waren voorbelucht.

De achterliggende gedachte was dat eventueel resterend CZV dat in de biofilm is opgeslagen met zuurstof veel efficiënter kan worden afgebroken dan met nitraat (Brandse, 1998).

Echter, de resultaten van deze twee experimenten lieten geen significant verschil zien zodat veilig kan worden aangenomen dat er geen (hinderlijke) accumulatie van CZV optreedt. Overigens blijkt dit ook uit de verhouding tussen de hoeveelheid CZV die in de adsorptiereactor van het BIOFIX-proces wordt verwijderd en de hoeveelheid NO_x-N die in de denitrificatiereactor wordt gedenitrificeerd (hoofdstuk 8). De experimentele verhouding van 6.9 mgCZV·mg⁻¹NO_x-N komt redelijk overeen met de theoretisch benodigde hoeveelheid CZV hetgeen betekent dat vrijwel alle opgenomen CZV bij de denitrificatie wordt verbruikt.

2. Kinetiek van de CZV-overdracht

De twee belangrijkste processen die verantwoordelijk zijn voor de overdracht van CZV uit het afvalwater naar de biofilm zijn waarschijnlijk:

- adsorptie van CZV aan het oppervlak van de biofilm en
- diffusie van CZV in de biofilm.

In eerste instantie werd een zeer korte hydraulische verblijftijd van 0,4 uur voor de adsorptiereactor gedimensioneerd omdat werd aangenomen dat deze twee processen zeer snel verlopen. Om wat meer inzicht te krijgen in de kinetiek waarmee het overdrachtsproces verloopt is een aantal batchgewijze adsorptie-experimenten uitgevoerd met dragers uit de denitrificatiereactor en met (voorbezonden) afvalwater. Hierbij werd de oxidatie van CZV met zuurstof uitgesloten door stikstofgas te doseren. Tevens werd in alle experimenten vastgesteld dat er geen significante nitraatconcentraties aanwezig waren zodat ook een afname van CZV door denitrificatie kan worden verwaarloosd.

De resultaten voor deeltjes en colloïdaal CZV waren zeer inconsistent en daarom werd in een later stadium met polymeren voorbehandeld afvalwater gebruikt. Door deze voorbehandeling werd meer dan 95% van de deeltjes verwijderd en 60-70 % van het colloïdaal materiaal terwijl de verwijdering van opgelost CZV beperkt bleef tot ongeveer 5 %. Figuur 12 geeft een typisch voorbeeld van het verloop van het opgelost CZV in een adsorptie-experiment met dit voorbehandelde afvalwater.

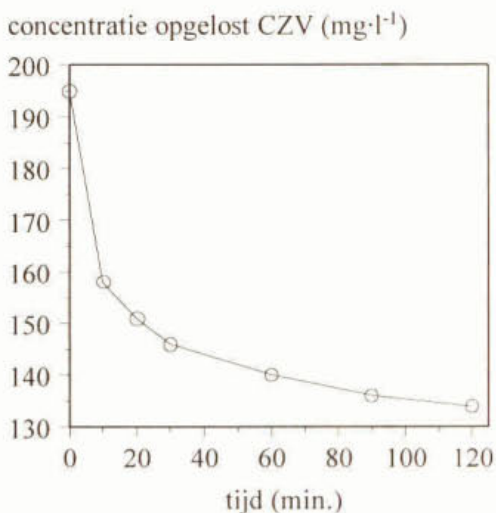


Fig. 12 Concentratie opgelost CZV in een adsorptie-experiment met afvalwater.

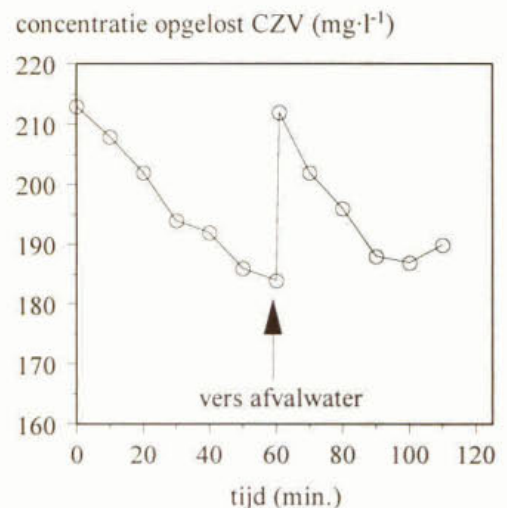


Fig. 13 Concentratie opgelost CZV in een adsorptie-experiment met afvalwater waarbij na 60 minuten vers afvalwater is gedoseerd.

Van het opgelost CZV werd slechts een beperkte fractie (30%) uit het afvalwater aan de biofilm overgedragen hetgeen overeenkomt met de waarnemingen in de proefinstallatie (§5.1). Echter, het blijft onduidelijk of dit wordt veroorzaakt door:

- een geringe opnamecapaciteit van de biofilm (biofilmkarakteristiek);

- een beperkte fractie van het opgelost CZV dat naar de biofilm kan worden overgedragen (afvalwaterkarakteristiek).

Om een onderscheid te kunnen maken tussen deze twee factoren werd in een tweede experiment na 60 minuten adsorptietijd het afvalwater vervangen door een verse hoeveelheid afvalwater. Dit resulteert in een soortgelijk opnamepatroon (figuur 13). Andersom, wanneer nieuwe dragers werden gedoseerd aan afvalwater dat reeds een adsorptietijd had ondergaan, bleek de concentratie opgelost CZV niet verder af te nemen. Hieruit kan dus geconcludeerd worden dat niet de opnamecapaciteit van het dragermateriaal de beperkende factor is maar de fractie opgelost CZV in het afvalwater die door de biofilm kan worden opgenomen.

Een aantal van de adsorptie-experimenten werd uitgevoerd bij verschillende concentraties dragermateriaal, variërend van 50 tot 150 dragers·l⁻¹. Opvallend is dat dit geen waarneembaar effect had op de overdrachtskinetiek. Dit is niet volgens de verwachting omdat, zeker in het geval van diffusie, een groter drageroppervlak zou moeten resulteren in een grotere (volumetrische) overdrachtssnelheid. Echter, het is lastig om hier duidelijke conclusies aan te verbinden omdat de gemeten overdrachtsnelheid niet alleen door diffusie maar ook door adsorptie wordt bepaald.

3. Desorptie

Met de dragers uit bovenstaande experimenten werd ook een aantal desorptie-experimenten uitgevoerd door het afvalwater aan het eind van de experimenten te vervangen door leidingwater. Er trad geen desorptie op en de overdracht van CZV naar het dragermateriaal lijkt dus een irreversibel proces te zijn.

4. Effect van het type substraat

Uit het voorafgaande bleek dat maximaal 30% van het opgelost CZV door de biofilm kan worden opgenomen. Carlson en Silverstein (1998) hebben soortgelijk onderzoek gedaan met een aantal (hoogmoleculaire) modelstoffen. Zij concluderen dat grotere moleculen langzamer door de biofilm worden opgenomen dan kleine moleculen en het rendement veel lager is. Zij verklaren dit door een afname van de diffusiesnelheid. Boven een bepaalde molecuulgrootte is diffusie zelfs onmogelijk en zal eerst afbraak moeten plaatsvinden naar kleinere moleculen die wel de biofilm in kunnen diffunderen.

Omdat het rendement van de adsorptiereactor in periode I van 13% ongeveer overeenkomt met de fractie lagere vetzuren in het afvalwater (~ 10%), is een aantal adsorptie-experimenten uitgevoerd met de modelstoffen acetaat, propionaat en butyraat (figuur 14). Hieruit blijkt dat acetaat veel sneller en met een veel hoger rendement wordt verwijderd dan propionaat en butyraat. Een verklaring voor het verschil is niet voorhanden omdat het in alle gevallen om zeer kleine moleculen gaat die in principe goed de biofilm in zouden moeten kunnen diffunderen. Het laat echter wel zien dat om het mechanisme van de overdracht van CZV te kunnen begrijpen fundamenteel onderzoek vereist is waarbij een onderverdeling van het afvalwater CZV in componenten noodzakelijk lijkt. Gezien de complexe samenstelling van afvalwater (o.a. Levine, 1985 en Levine, 1991) is dit een zeer gecompliceerde zaak.

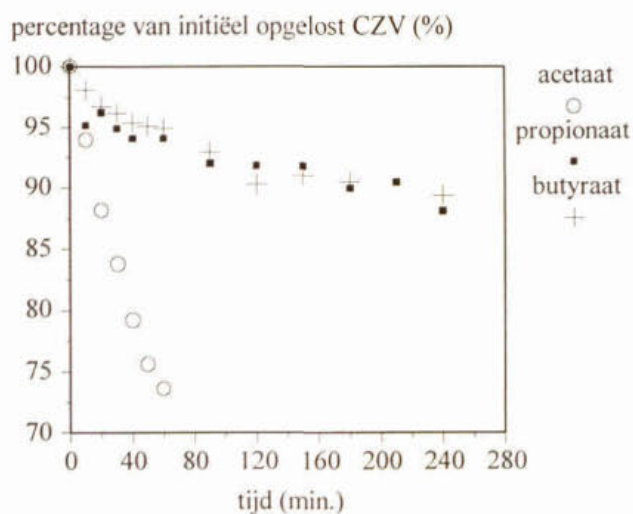


Fig. 14 Afname van acetaat, propionaat en butyraat in een adsorptie-experiment.

5.3 Discussie over de adsorptie van organische stof

Zowel in periode I als in periode II werd veel minder CZV aan het afvalwater onttrokken (respectievelijk 13 en 24%) dan de 60-70% die nodig is om aan de behoefte van de denitrificatie te voldoen. Opvallend is dat in eerder onderzoek (onder andere STORA, 1981 en Schellen, 1997) is vastgesteld dat, in een aantal gevallen, met actiefslib dergelijke rendementen wel gehaald kunnen worden. Echter, actiefslib laat zich moeilijk met biofilms vergelijken omdat het door zijn vlokstructuur waarschijnlijk beter in staat zal zijn om zowel deeltjes als colloïdaal CZV in te vangen.

Op basis van de informatie die in de experimenten is verzameld, gecombineerd met schaarse informatie uit de literatuur, kan een conceptueel model geformuleerd worden voor de processen die in de adsorptiereactor optreden (figuur 15).

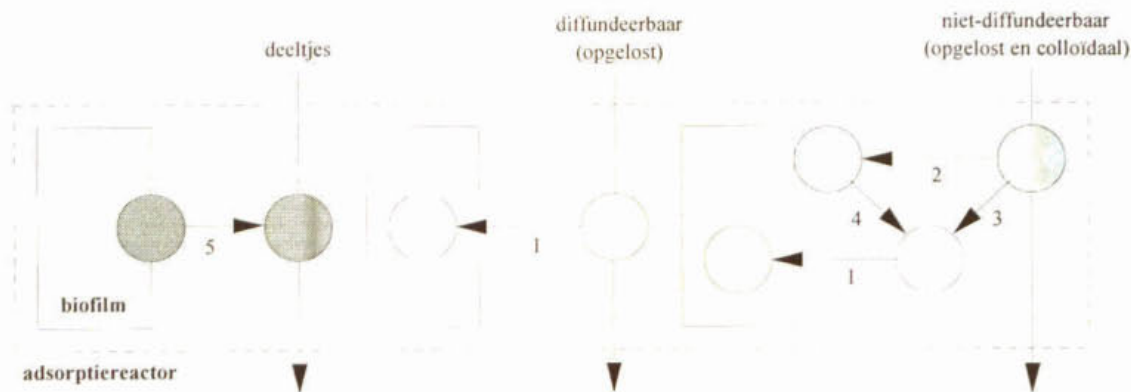


Fig. 15 Conceptueel model voor de processen in de adsorptiereactor (1=diffusie, 2=adsorptie, 3=bulkhydrolyse, 4=hydrolyse op de biofilm, 5=erosie).

Allereerst is geconstateerd dat deeltjes niet of nauwelijks worden ingevangen, maar er wel een constante productie van deeltjes optreedt door erosie van de biofilm. Beide aspecten, het ontbreken

van een filtrerende werking voor afvalwaterdeeltjes en het vrijkomen van zwevende stof door erosie, zijn een direct gevolg van het principe van bewegend-bed-reactoren. Om de dragers in beweging te houden moet er hard geroerd worden waardoor hoge afschuifkrachten ontstaan. Dit gaat gepaard met een continue erosie van de biofilm die daardoor, in tegenstelling tot veel andere biofilmreactoren, erg glad is en niet in staat is om deeltjes in te vangen. Hoewel de deeltjes ongeveer 30% van het afvalwater-CZV vertegenwoordigen, draagt deze fractie dus op geen enkele wijze bij aan de denitrificatie.

Om het belang van het type biofilmreactor aan te geven is ter vergelijking met hetzelfde dragermateriaal een aantal experimenten uitgevoerd in een ladingsgewijs bedreven gepakte kolom. Deze kolom werd afwisselend gevoed met afvalwater en een nitraatoplossing (figuur 16). Tijdens de adsorptie- en denitrificatiefase werd de vloeistoffase met een hoge snelheid ($\sim 10 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$) over de kolom gerecirculeerd. De biofilm die zich op de dragers ontwikkelde had een veel ruwere structuur dan de biofilm in de adsorptiereactor van het BIOFIX-proces en tijdens de adsorptiefase kon meer dan 45% van de deeltjes uit het afvalwater worden verwijderd. Een soortgelijk rendement voor deeltjes is ook door Sieker (1998) gerapporteerd in een batchgewijs bedreven gepakte kolom met kleikorrels als dragermateriaal. Hoewel in geen van beide gevallen de ingevangen deeltjes direct gebruikt kunnen worden voor de denitrificatie, blijven ze lang in het systeem en zullen ze door hydrolyse langzaam worden omgezet in substraat dat wel voor de denitrificatie gebruikt kan worden. De ingevangen deeltjes fungeren dus als een continue CZV-bron voor de denitrificatie. Dit verklaart waarschijnlijk voor een belangrijk deel waarom Sieker (1998) wel succes heeft gehad met het principe van nadenitrificatie met behulp van geadsorbeerd CZV.

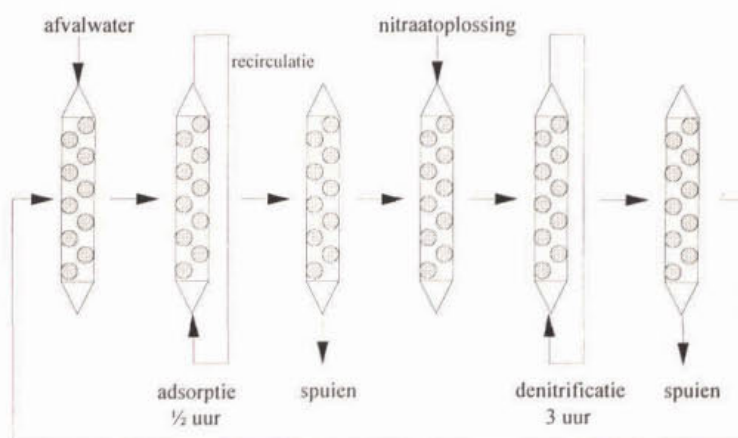


Fig. 16 Bedrijfsvoering van een gepakte kolom met hetzelfde dragermateriaal dat ook in de proefinstallatie is gebruikt.

We nemen aan dat opgelost CZV kan worden onderverdeeld in substraat dat wel de biofilm in kan diffunderen en substraat dat dit niet kan (Rohold, 1993). Niet-diffundeerbaar substraat moet eerst door hydrolyse worden omgezet in diffundeerbaar substraat alvorens het door de biofilm kan worden opgenomen. Het is hierbij van groot belang waar de hydrolyse optreedt. Volgens Sprouse (1990) en Arvin (1990) moet het substraat eerst aan het oppervlak van de biofilm adsorberen waar het met de hydrolytische enzymen in contact komt. Echter, Larsen (1994) heeft laten zien dat hydrolyse ook kan plaatsvinden in de bulk door uit de biofilm afgescheiden enzymen. Dit laatste is

zeer essentieel omdat het zou betekenen dat bij het ontwerp van een adsorptiereactor zowel het beschikbare biofilmoppervlak als de hydraulische verblijftijd in beschouwing moeten worden genomen. Voor colloïdale stoffen geldt waarschijnlijk een soortgelijk mechanisme als voor niet-diffundeerbare opgeloste stoffen. Echter, in dit geval zal de hydrolysesnelheid veel langzamer zijn. Het uiteindelijke rendement waarmee CZV aan de biofilm kan worden overgedragen wordt bepaald door een complex samenspel van de volgende factoren:

1. De afvalwaterkarakteristiek

Het is duidelijk dat de afvalwaterkarakteristiek van eminent belang is voor de prestaties van de adsorptiereactor. Zowel in periode I als in periode II waren de fracties deeltjes en colloïdaal CZV gelijk aan 0,3 en was de fractie opgelost CZV gelijk aan 0,4. Uit figuur 12 kan worden geschat dat deze laatste fractie bestaat uit 33% diffundeerbaar CZV en 67% niet-diffundeerbaar CZV. Dus, voor de verdeling op basis van totaal CZV volgt:

- deeltjes CZV = 0,30;
- colloïdaal CZV = 0,30;
- niet-diffundeerbaar opgelost CZV = $0,4 \times 0,67$ = 0,27;
- diffundeerbaar opgelost CZV = $0,4 \times 0,33$ = 0,13.

Zoals reeds eerder werd vermeld worden de deeltjes (30% van het totaal CZV) niet in de adsorptiereactor verwijderd en gaan dus voor de denitrificatie verloren. Alleen de fractie diffundeerbaar opgelost CZV (13% van het totaal CZV) kan in principe direct door de biofilm worden opgenomen. Niet-diffundeerbaar opgelost en colloïdaal CZV (samen 57% van het totaal CZV) moet eerst door hydrolyse worden omgezet in diffundeerbaar opgelost CZV alvorens het door de biofilm kan worden opgenomen. Hoeveel CZV daadwerkelijk door de biofilm wordt opgenomen hangt sterk af van de hydrolysesnelheden en de snelheid waarmee diffundeerbaar opgelost CZV aan de biofilm wordt overgedragen.

2. De snelheid waarmee colloïdaal CZV wordt gehydrolyseerd

In periode I werd 15% van het aangevoerde colloïdaal CZV in de adsorptiereactor verwijderd. In periode II nam dit toe 28%, bijna een verdubbeling dus. Figuur 9 liet zien dat de fractie die wordt gehydrolyseerd onafhankelijk is van de influentconcentratie hetgeen duidt op een eerste-orde reactie. Echter, de hydraulische verblijftijd en het drageroppervlak zijn onvoldoende gevarieerd om vast te kunnen stellen of de eerste-orde reactieconstante betrekking heeft op de hydraulische verblijftijd, het beschikbare drageroppervlak of een combinatie van beide factoren. Hoe dan ook, de toename van de fractie gehydrolyseerd colloïdaal CZV met een factor 2 was ver beneden de verwachte toename omdat zowel de hydraulische verblijftijd als het drageroppervlak met meer dan een factor 4 waren vergroot. Mogelijk speelt ook de concentratie aan (gefixeerde) biomassa, die tenslotte verantwoordelijk is voor de productie van de hydrolytische enzymen, een dominante rol. In periode II was deze concentratie een factor 2 hoger dan in periode I.

3. De snelheid waarmee niet-diffundeerbaar opgelost CZV wordt gehydrolyseerd

De concentratie niet-diffundeerbaar opgelost CZV kon niet worden gemeten en dus kan er ook niets gezegd worden over de snelheid waarmee deze fractie wordt omgezet. Bovendien wordt deze fractie waarschijnlijk aangevuld door hydrolyse van colloïdaal materiaal.

4. De snelheid waarmee opgelost diffundeerbaar CZV aan de biofilm wordt overgedragen

Zoals figuur 12 liet zien is de overdracht van opgelost diffundeerbaar CZV aan de biofilm onderhevig aan een bepaalde kinetiek. De afname van de concentratie in het batchgewijze experiment van figuur 12 kan worden benaderd door een eerste-orde kinetiek met een snelheidsconstante van 5 h^{-1} . Indien dit wordt vertaald naar de adsorptiereactor van de proefinstallatie zou dit in periode I met een verblijftijd van 0,4 uur een rendement opleveren van 67%. In periode II met een verblijftijd van 1.7 uur zou dit rendement gelijk zijn aan 89%. De overdrachtskinetiek speelt dus wel degelijk een rol en bij het ontwerp van de adsorptiereactor moet hiermee terdege rekening gehouden worden.

Voor de praktijk volgt uit het bovenstaande dat slechts aan de CZV-behoefte van de denitrificatie kan worden voldoen indien het te behandelen afvalwater een zeer hoge CZV/N verhouding heeft en/of het CZV voornamelijk uit diffundeerbaar opgelost substraat (acetaat) bestaat. Dit betekent dat het BIOFIX-proces in de huidige configuratie niet geschikt is voor de behandeling van huishoudelijk afvalwater maar in sommige gevallen misschien wel toegepast kan worden voor industrieel afvalwater.

Omdat in de bewegend-bed-reactor geen deeltjes en colloïdaal materiaal werden ingevangen, wordt de toepassing van het BIOFIX-proces voor huishoudelijk afvalwater sterk beperkt. Een ander type biofilmreactor, bijvoorbeeld een gepakte kolom, waarin wel invang van deeltjes en colloïdaal materiaal optreedt zou dus beter geschikt zijn. Echter, het moet wel mogelijk blijven het dragermateriaal tussen de adsorptiestap en denitrificatiestap heen en weer te transporteren. Een alternatief zou een ladingsgewijs bedreven reactor kunnen zijn waarin de adsorptie en denitrificatie sequentieel worden uitgevoerd.

Tenslotte is duidelijk geworden dat het effect van de genoemde factoren (afvalwaterkarakteristiek en het mechanisme en de snelheid van hydrolyse en CZV-overdracht) en hun interactie zeker nader onderzocht moet worden. Dit is niet alleen van belang voor het principe van nadenitrificatie op geadsorbeerd CZV maar kan ook een belangrijke rol spelen bij andere biofilmprocessen.

5.4 Adsorptie van ammonium

Verrassend was de constatering dat in de adsorptiereactor niet alleen CZV maar ook ammonium wordt verwijderd (figuur 17). Het gemiddelde verwijderingspercentage nam toe van 9% in periode I tot 21 % in periode II.

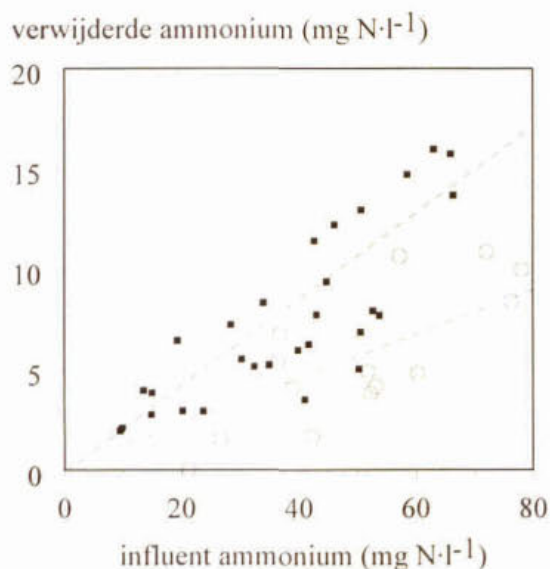


Fig. 17 Verwijderde hoeveelheid ammonium als functie van de influentconcentratie (o gedurende periode I, ■ gedurende periode II).

Hoewel er geen informatie beschikbaar is over de adsorptie van ammonium aan biofilms heeft Nielsen (1996) laten zien dat ammonium aan actiefslib kan adsorberen en ook weer kan desorberen. Een mogelijke verklaring is dat de negatief geladen extracellulaire matrix die de bacteriecellen omgeeft in staat is om kationen te binden. Flemming (1995) geeft aan dat ook biofilms een dergelijke bindingscapaciteit hebben voor kationen.

De adsorptie van ammonium aan de biofilm is een groot knelpunt in het BIOFIX-proces. Immers, het ammonium dat in de adsorptiereactor adsorbeert wordt rechtstreeks met het dragermateriaal naar de denitrificatiereactor getransporteerd zonder eerst in de nitrificatiereactor in nitraat te zijn omgezet. In de denitrificatiereactor desorbeert het ammonium en verdwijnt met het effluent (hoofdstuk 8).

6 CZV-VERWIJDERING

Het CZV dat niet in de adsorptiereactor werd verwijderd moet grotendeels in de CZV-verwijderingsreactor worden afgebroken. Hoewel resterend CZV in principe nog verder kan worden afgebroken in de daarop volgende nitrificatiereactor, mag de CZV-vracht naar deze reactor niet te groot zijn om te voorkomen dat de nitrificerende bacteriën worden overgroeid door heterotrofen.

De bedrijfsvoering van de CZV-verwijderingsreactor kan worden onderverdeeld in periode I met 35 m² dragermateriaal en periode II met 65 m² dragermateriaal. Tabel 8 geeft een samenvatting van de belangrijkste resultaten.

De gemiddelde oppervlaktebelasting in periode I was 40 g CZV·m⁻²·d⁻¹ hetgeen de ontwerpbelasting van 50 g CZV·m⁻²·d⁻¹ benadert. De oppervlaktebelasting in periode II daarentegen was slechts 10 g CZV·m⁻²·d⁻¹ omdat veel meer dragermateriaal werd gebruikt, de gemiddelde influentconcentraties CZV erg laag waren (tabel 5) en een grotere fractie CZV reeds in de adsorptiereactor werd verwijderd (hoofdstuk 5).

Tabel 8 - Samenvatting van de belangrijkste resultaten van de CZV-verwijderingsreactor.

	Periode I	Periode II
bedrijfsvoering		
hydraulische verblijftijd (h)	3,3	3,3
oppervlak dragermateriaal (m ²)	35	65
gemiddelde belasting (g CZV·m ⁻² ·d ⁻¹)	40	10
gemiddelde belasting (kg CZV·m ⁻³ ·d ⁻¹)	2,7	1,8
rendement		
deeltjes CZV (%)	-59	-74
colloïdaal CZV (%)	63	68
opgelost CZV (%)	60	43
totaal CZV (%)	23	7
NH ₄ -N (%)	16	30 ⁽¹⁾
effluentconcentraties		
deeltjes CZV (mg·l ⁻¹)	190 ± 55	161 ± 74
colloïdaal CZV (mg·l ⁻¹)	36 ± 18	23 ± 10
opgelost CZV (mg·l ⁻¹)	62 ± 16	50 ± 14
totaal CZV (mg·l ⁻¹)	288 ± 71	235 ± 87
zwevende stof (mg·l ⁻¹)	121 ± 58	75 ± 28
NH ₄ -N (mg·l ⁻¹)	32 ± 17	21 ± 13 ⁽¹⁾
NO ₃ -N (mg·l ⁻¹)	< 1	8 ± 6 ⁽¹⁾
slibconcentraties		
slibconcentratie (g d.s.·l ⁻¹)	0,8 - 5	1,6 - 4,1
slibconcentratie (g d.s.·m ⁻²)	11 - 65	12 - 32

⁽¹⁾ inclusief perioden met nitrificatie.

CZV-eliminatie

De (volumetrische) verwijderingssnelheden voor opgelost en colloïdaal CZV nemen lineair toe met hun respectievelijke belastingen (figuur 18). Aan het begin van periode II werd extra

dragermateriaal gedoseerd om de slibretentie te verbeteren en zo een hoger rendement te verwezenlijken. Echter, figuur 18 laat zien dat dit niet is gelukt. Waarschijnlijk is in het toegepaste belastingsgebied niet de concentratie dragermateriaal maar erosie van de biofilm de dominante factor die de slibretentie bepaalt (zie ook later). Voor de praktijk betekent dit dat er een hoeveelheid dragermateriaal is waarboven doseren van meer dragermateriaal zinloos is.

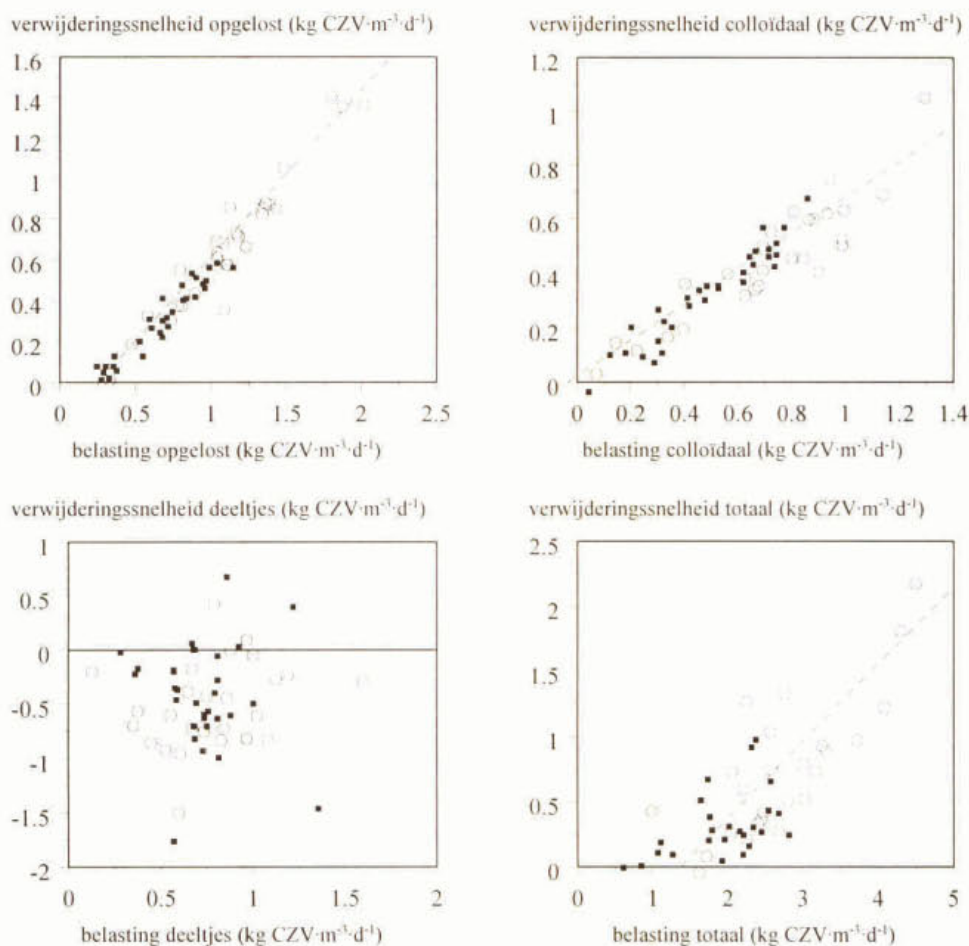


Fig. 18 CZV-verwijderingssnelheden als functie van de CZV-belasting (o gedurende periode I, • gedurende periode II).

Beneden een belasting van 0,25 kg CZV·m⁻³·d⁻¹ treedt geen omzetting meer op van opgelost CZV. Deze belasting komt overeen met een influentconcentratie aan opgelost CZV van 35 mg·l⁻¹ en vertegenwoordigt waarschijnlijk stoffen die niet biologisch afgebroken kunnen worden.

Opvallend is het hoge rendement van 60-70% voor colloïdaal materiaal in vergelijking met het lage rendement dat in de adsorptiereactor verwezenlijkt kon worden (28% in periode II). Er is geen directe verklaring voor het verschil alhoewel in de literatuur aanwijzingen zijn gevonden dat er een interactie bestaat tussen de oxidatie van opgeloste stof en de coagulatie en flocculatie van colloïdaal materiaal (Särner, 1986 en Bovendeur, 1990).

De rendementen voor opgelost en colloïdaal CZV van 60-70% komen goed overeen met rendementen die in soortgelijke bewegend-bed-reactoren zijn gevonden (o.a. Rusten, 1992 en Pastorelli, 1997). Alleen in periode II is het rendement voor opgeloste stof wat lager (43%), hetgeen een direct gevolg is van de relatief hoge bijdrage van de inerte fractie.

In de CZV-verwijderingsreactor werden net als in de adsorptiereactor continu deeltjes geproduceerd. In tegenstelling tot de meeste andere biofilmreactoren, waar af en toe grote brokken biomassa van het dragermateriaal afvallen ('sloughing'), is de biofilm in de CZV-verwijderingsreactor onderhevig aan een sterke erosie en wordt als zwevende stof met het effluent afgevoerd. Gemiddelde effluentconcentraties zwevende stof zijn $121 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ in periode I en $75 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ in periode II, hetgeen bijna driemaal zo hoog is als de concentraties zwevende stof die met het influent worden aangevoerd (tabel 5). Deze hoge concentraties zwevende stof, die uiteindelijk ook in het effluent van de proefinstallatie terechtkomen, zijn bepalend voor de keuze van de techniek waarmee het slib moet worden afgescheiden. Ook zal in hoofdstuk 7 blijken dat de zwevende stof een nadelig effect heeft op de prestaties van de nitrificatiereactor en dus bij voorkeur direct na de CZV-verwijderingsreactor afgescheiden moet worden.

Zowel de activiteit van de biofilm, die gezien kan worden als een maat voor de concentratie aan gefixeerde biomassa, als de concentratie aan zwevende stof in het effluent wordt direct bepaald door de CZV-vracht (figuur 19). Dit betekent dat bij hogere belastingen een dikkere biofilm wordt gevormd maar dat deze biofilm onderhevig is aan een versterkte erosie. In tegenstelling tot actiefslibsystemen en sommige andere biofilmreactoren heeft dit als belangrijke consequentie dat de hoeveelheid beschikbare biomassa en/of de slibleeftijd op geen enkele wijze in de hand kunnen worden gehouden. Dit uit zich dan ook in grote fluctuaties in de concentratie gefixeerde biomassa (tabel 8).

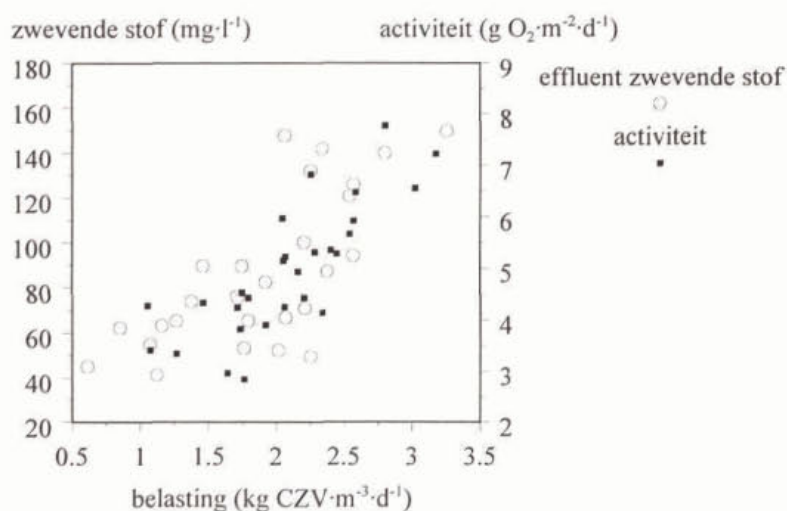


Fig. 19 Effect van de CZV-vracht op de effluentconcentratie zwevende stof en de activiteit van de biofilm.

Naast de vorming van een biofilm is het ook mogelijk dat groei van gesuspendeerde biomassa optreedt, een fenomeen dat voornamelijk bij langere hydraulische verblijftijden een rol speelt (Tijhuis, 1994). Een onderscheid tussen zwevende stof die ontstaat door erosie van de biofilm en gesuspendeerde groei kan op basis van de meetgegevens niet gemaakt worden.

Eliminatie van ammonium

Naast CZV wordt ook ammonium verwijderd in de CZV-verwijderingsreactor (figuur 20). Bij influentconcentraties CZV groter dan $250 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ wordt 5-20% van het ammonium gebruikt voor de

groei van de heterotrofen. Echter, tijdens langere perioden met influentconcentraties lager dan 200-250 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ krijgen nitrificeerders de kans om in te groeien en neemt het rendement voor ammonium drastisch toe. Dat het daadwerkelijk om nitrificatie gaat was ook te zien aan een sterke daling van de pH en aan de productie van nitraat. Op zich is het optreden van nitrificatie in de CZV-verwijderingsreactor niet nadelig zolang er maar is voorzien in een loogdosering waarmee een pH-daling kan worden voorkomen.

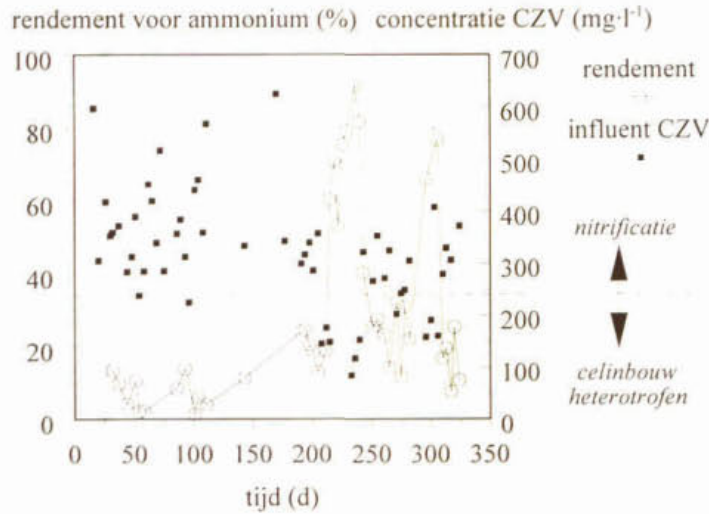


Fig. 20 Relatie tussen ammoniumverwijdering in de CZV-verwijderingstank en de influentconcentratie CZV.

Zuurstoflimitatie

Volgens Hem (1994) en Pastorelli (1997) kan de zuurstofconcentratie in bewegend-bed-reactoren tot zeer hoge concentraties de omzettingssnelheid limiteren. Om dit te verifiëren is met de gegevens uit een aantal van de activiteitsmetingen de zuurstofverbruikssnelheid berekend als functie van de zuurstofconcentratie. Figuur 21 geeft hiervan een voorbeeld.

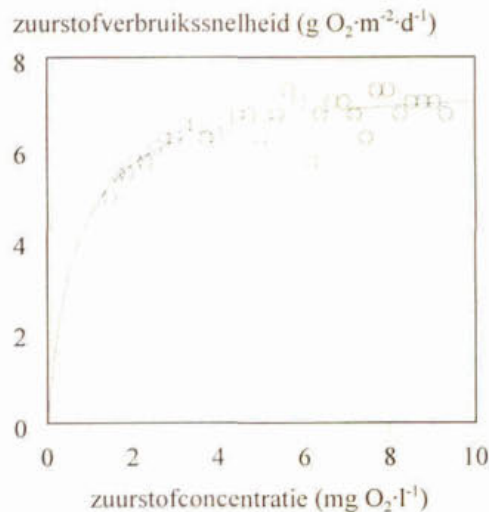


Fig. 21 Effect van de zuurstofconcentratie op de activiteit van de biofilm in de CZV-verwijderingsreactor.

Hieruit blijkt dat bij concentraties lager dan 2-3 mg O₂·l⁻¹ zuurstoflimitatie optreedt, hetgeen veel lager is dan de gemiddelde zuurstofconcentratie tijdens de experimentele periode van 6,1 ± 2,2 mg O₂·l⁻¹. Voor de praktijk betekent dit dat hogere zuurstofconcentraties moeten worden aangehouden dan bijvoorbeeld de 1-2 mg O₂·l⁻¹ in actiefslibinstallaties.

7 NITRIFICATIE

Tabel 9 geeft een samenvatting van de belangrijkste resultaten van de nitrificatiereactor waarbij een onderscheid is gemaakt tussen periode I met een totaal drageroppervlak van 66 m² en periode II met een drageroppervlak van 97 m².

De gedimensioneerde oppervlaktebelasting met ammonium van 1 g N·m⁻²·d⁻¹ was enigszins aan de lage kant in vergelijking met de literatuur (hoofdstuk 2 en bijlage I). Om die reden werd minder dragermateriaal gebruikt in periode I. Dit resulteerde in een belasting van 2,2 g N·m⁻²·d⁻¹. In periode II was de belasting vrijwel gelijk aan de gedimensioneerde belasting.

Aan het einde van de opstartperiode die ongeveer 50 dagen in beslag nam, daalde de pH in de nitrificatiereactor sterk. Om dit tegen te gaan is een automatische loogdosering geïnstalleerd om de pH gedurende de rest van de experimentele periode in een bereik van 7,0-7,2 te houden.

Tabel 9 - Samenvatting van de belangrijkste resultaten van de nitrificatiereactor.

	periode I	periode II
bedrijfsvoering		
hydraulische verblijftijd (h)	6,6	6,6
oppervlak dragermateriaal (m ²)	66	97
gemiddelde belasting (g N·m ⁻² ·d ⁻¹)	2,2	0,8
gemiddelde belasting (kg N·m ⁻³ ·d ⁻¹)	0,14	0,08
rendement		
deeltjes CZV (%)	12	2
colloïdaal CZV (%)	64	52
opgelost CZV (%)	28	9
totaal CZV (%)	22	9
NH ₄ -N (%)	75	69
effluentconcentraties		
deeltjes CZV (mg.l ⁻¹)	168 ± 47	158 ± 61
colloïdaal CZV (mg.l ⁻¹)	13 ± 10	11 ± 14
opgelost CZV (mg.l ⁻¹)	45 ± 11	45 ± 14
totaal CZV (mg.l ⁻¹)	225 ± 53	214 ± 72
NH ₄ -N (mg.l ⁻¹)	10 ± 8	6 ± 6
NO ₃ -N (mg.l ⁻¹)	21 ± 12	23 ± 8
slibconcentraties		
slibconcentratie (g d.s.l ⁻¹)	0,9 ⁽¹⁾	0,5 - 2,1
slibconcentratie (g d.s.m ⁻²)	14 ⁽¹⁾	5 - 20

⁽¹⁾ incidentele meting

Eliminatie van ammonium

De (volumetrische) nitrificatiesnelheid neemt lineair toe met de ammoniumbelasting (figuur 22). Net als bij de CZV-verwijderingsreactor heeft de concentratie dragermateriaal geen enkel effect op deze relatie, waarschijnlijk omdat erosie de dominante factor voor de retentie van de biomassa is.

De nitrificatie is allerm minst volledig, met een gemiddeld rendement van 70% en effluentconcentraties ammonium die variëren rond $10 \text{ mg N}\cdot\text{l}^{-1}$ in periode I en rond $6 \text{ mg N}\cdot\text{l}^{-1}$ in periode II.

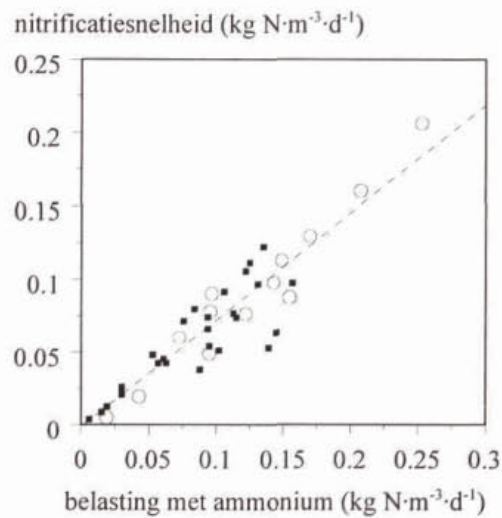


Fig. 22 Nitrificatiesnelheid als functie van de belasting met ammonium (o gedurende periode I, ■ gedurende periode II).

Uit een massabalans voor ammonium en NO_x (som van nitraat en nitriet) blijkt dat er over het algemeen 10-15% meer NO_x wordt geproduceerd dan op basis van de geëlimineerde vracht ammonium verwacht zou mogen worden. Dit duidt mogelijk op ammonificatie van organische stikstof en betekent dat het werkelijke nitrificatierendement hoger kan zijn geweest dan de 70% die op basis van de influent- en effluentconcentraties ammonium is berekend. Echter, dit kan nog niet geheel verklaren waarom geen volledige nitrificatie kan worden verwezenlijkt.

Het voorbeeld van figuur 23 laat zien dat de effluentconcentratie ammonium sterk wordt beïnvloed door aanvoer van zwevende stof uit de CZV-verwijderingsreactor.

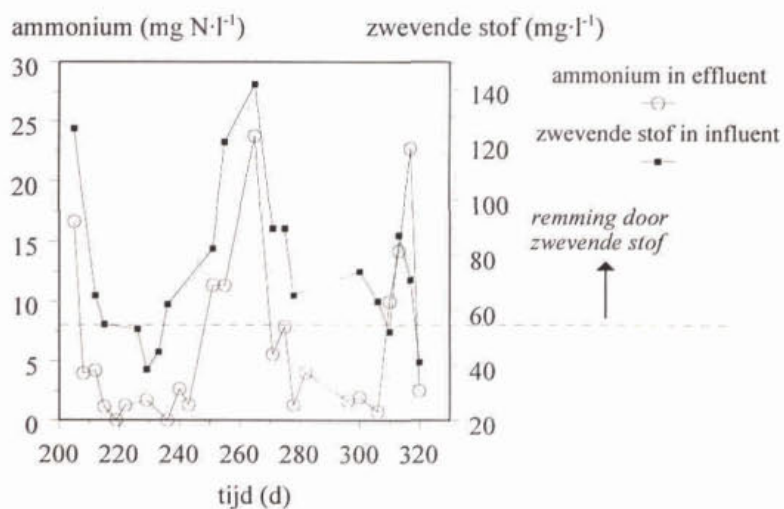


Fig. 23 Relatie tussen de aanvoer van zwevende stof en de effluentconcentratie ammonium.

Bij influentconcentraties zwevende stof lager dan $50\text{-}60\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ is volledige nitrificatie mogelijk, maar bij hogere concentraties wordt de nitrificatie sterk geremd. Deze gevoeligheid voor zwevende stof werd ook in onderzoek naar het drie-slibsoortensysteem geconstateerd (RWZI 2000, 1994). In dit onderzoek werd de nitrificatie in een nageschakelde biofilmreactor reeds geremd bij concentraties zwevende stof hoger dan $25\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. De belangrijkste oorzaak voor de remming van de nitrificatieactiviteit is waarschijnlijk dat de zwevende stof zich (deels) afzet op de nitrificerende biofilm en hier reeds een groot deel van het totale zuurstofverbruik optreedt. Op deze manier is de nitrificatie dus zuurstof-gelimiteerd. Omdat de nitrificatiereactor zeer regelmatig met hoge concentraties zwevende stof wordt belast, is het noodzakelijk de zwevende stof die in de CZV-verwijderingsreactor wordt geproduceerd reeds voor de nitrificatiereactor te verwijderen.

Zuurstoflimitatie

Het effect van zuurstoflimitatie is nader onderzocht door uit de gegevens van een aantal activiteitsmetingen de nitrificatiesnelheid te berekenen als functie van de zuurstofconcentratie. Figuur 24 geeft hiervan twee voorbeelden.

In het eerste voorbeeld werden de dragers bemonsterd in een periode waarin veel zwevende stof werd aangevoerd uit de CZV-verwijderingsreactor. In dit geval blijken zuurstofconcentraties hoger dan $8\text{ mg O}_2\cdot\text{l}^{-1}$ nog limiterend te zijn. In het tweede voorbeeld werden de dragers bemonsterd in een periode met een lage aanvoer van zwevende stof. Nu zijn zuurstofconcentraties boven $2\text{-}3\text{ mg O}_2\cdot\text{l}^{-1}$ niet langer limiterend. Een verklaring voor het negatieve effect van de zwevende stof op de nitrificatie is vooralsnog onduidelijk. Misschien hecht de zwevende stof zich (tijdelijk) aan het oppervlak van de nitrificerende biofilm en neemt zo een belangrijk deel van het zuurstofverbruik voor zijn rekening.

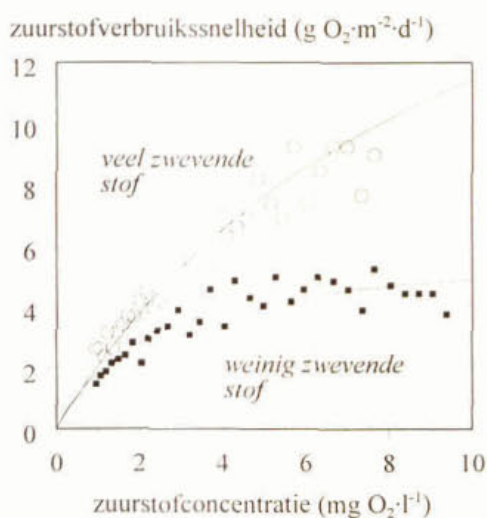


Fig. 24 Effect van de zuurstofconcentratie op de activiteit van de nitrificerende biofilm.

Slibproductie en CZV-eliminatie

In vergelijking met de CZV-verwijderingsreactor wordt in de nitrificatiereactor niet of nauwelijks extra slib geproduceerd (figuur 25) hetgeen volgt uit de lage biomassa-opbrengst van nitrificeerders.

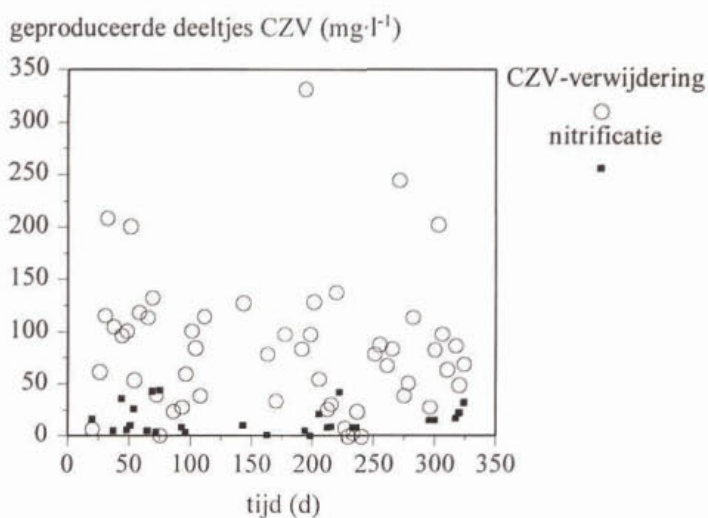


Fig. 25 Productie van deeltjes CZV in de CZV-verwijderingsreactor en in de nitrificatiereactor.

Naast nitrificatie treedt nog enige reductie op van opgelost en vooral colloïdaal CZV tot effluentconcentraties van respectievelijk 45 en 10-13 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$. We kunnen aannemen dat deze restconcentraties vooral bestaan uit inert CZV dat niet gebruikt kan worden voor de denitrificatie. Deze zal dus volledig afhankelijk zijn van CZV dat met het dragermateriaal uit de adsorptiereactor wordt aangevoerd.

8 DENITRIFICATIE

Tabel 10 geeft een samenvatting van de belangrijkste resultaten van de denitrificatiereactor. Hierbij is een onderscheid gemaakt tussen periode I met een totaal drageroppervlak van 37 m² en periode II met een drageroppervlak van 51 m².

De gemiddelde oppervlaktebelasting met nitraat was in beide perioden lager dan de ontwerpbelasting van 4 g N·m⁻²·d⁻¹, enerzijds omdat de nitrificatie onvolledig was (hoofdstuk 7) en anderzijds omdat een deel van het ammonium reeds in de adsorptiereactor uit het afvalwater werd verwijderd (hoofdstuk 5) en dus niet in de nitrificatiereactor kon worden omgezet in nitraat.

Tabel 10 -Samenvatting van de belangrijkste resultaten van de denitrificatiereactor.

	periode I	periode II
bedrijfsvoering		
hydraulische verblijftijd (h)	3,3	3,3
oppervlak dragermateriaal (m ²)	37	51
gemiddelde belasting (g N·m ⁻² ·d ⁻¹)	2,5	1,7
gemiddelde belasting (kg N·m ⁻³ ·d ⁻¹)	0,18	0,17
rendement		
NO _x -N (%)	45	46
NH ₄ -N (%)	-5	-65
effluentconcentraties		
deeltjes CZV (mg.l ⁻¹)	205 ± 51	173 ± 60
colloïdaal CZV (mg.l ⁻¹)	29 ± 25	19 ± 19
opgelost CZV (mg.l ⁻¹)	51 ± 15	50 ± 14
totaal CZV (mg.l ⁻¹)	286 ± 59	239 ± 74
NH ₄ -N (mg.l ⁻¹)	11 ± 6	11 ± 7
NO ₃ -N (mg.l ⁻¹)	10 ± 8	13 ± 4
slibconcentraties		
slibconcentratie (g d.s.l ⁻¹) ⁽¹⁾	0,6	1,7
slibconcentratie (g d.s.m ⁻²)	7 - 10	12 - 15

⁽¹⁾ incidenteel gemeten

De (volumetrische) denitrificatiesnelheid, gebaseerd op NO_x-N (som van nitraat en nitriet), neemt lineair toe met de belasting (figuur 26). De concentratie dragermateriaal heeft geen significant effect op deze relatie. Waarschijnlijk komt dit doordat de groei van de denitrificerende biomassa CZV-gelimiteerd is. Ten opzichte van de CZV-verwijderingsreactor en de nitrificatiereactor zal door de afwezigheid van beluchting erosie een minder belangrijke rol spelen bij de slibhuishouding.

In de nitrificatiereactor is vrijwel alle biodegradeerbaar opgelost en colloïdaal CZV uit het afvalwater verwijderd (hoofdstuk 7) en dus is de denitrificatie volledig afhankelijk van het CZV dat met het dragermateriaal uit de adsorptiereactor wordt aangevoerd.

Uit figuur 27 waarin de gedenitrificeerde NO_x-N is uitgezet als functie van het geadsorbeerd CZV, blijkt dat in de proefinstallatie gemiddeld 6,9 mg CZV·mg⁻¹ N wordt verbruikt. Deze verhouding komt redelijk overeen met de theoretisch benodigde hoeveelheid CZV hetgeen betekent dat vrijwel alle opgenomen CZV ook daadwerkelijk door de denitrificatie wordt verbruikt. Echter, in het

ontwerp werd een adsorptierendement aangenomen van 60-70% terwijl er in werkelijkheid slechts 13% (periode I) tot 24% (periode II) werd geadsorbeerd.

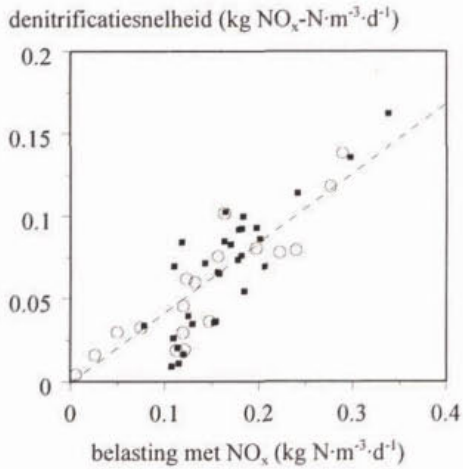


Fig. 26 Denitrificatiesnelheid als functie van de belasting (o gedurende periode I, ■ gedurende periode II).

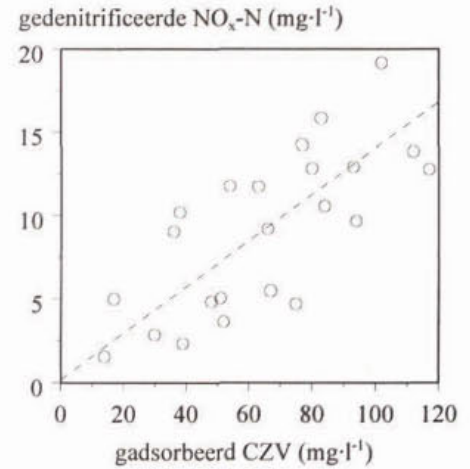


Fig. 27 Gedenitrificeerde NO_x-N als functie van de geadsorbeerde hoeveelheid CZV.

De denitrificatie is dan ook sterk CZV-gelimiteerd. Dit is ook duidelijk te zien in het voorbeeld van figuur 28 waarin het geadsorbeerd CZV en het denitrificatierendement samen worden weergegeven. Het denitrificatierendement fluctueert tussen 10 en 70% waarbij een duidelijk correlatie bestaat met de hoeveelheid geadsorbeerd CZV.

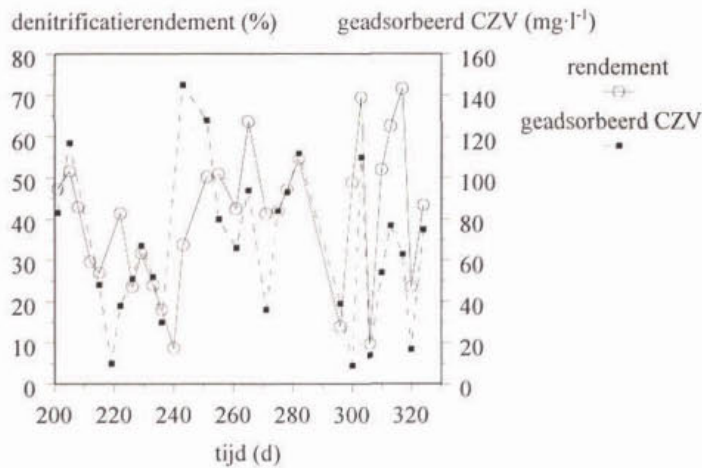


Fig. 28 Relatie tussen de geadsorbeerde concentratie CZV en het denitrificatierendement.

Het gebrek aan CZV uit zich ook in zeer lage slibconcentraties en een lage denitrificatieactiviteit (figuur 29). Alleen tijdens de periode waarin acetaat aan de denitrificatiereactor werd gedoseerd (zie hoofdstuk 5) waren de slibconcentratie en de denitrificatieactiviteit aanzienlijk hoger.

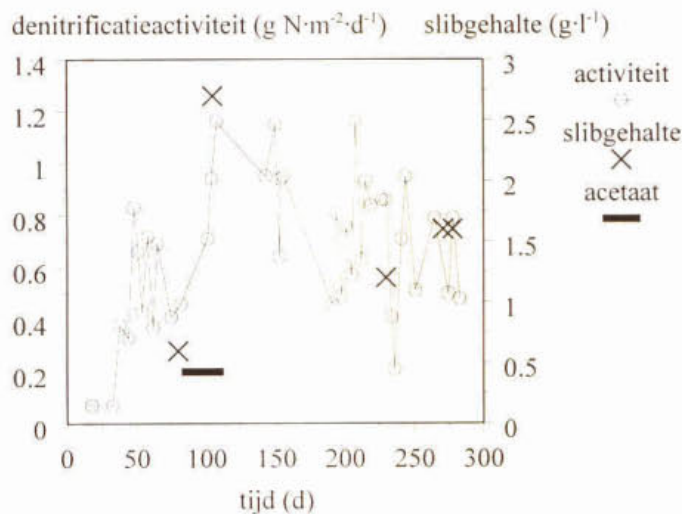


Fig. 29 Verloop van de denitrificatieactiviteit en het slibgehalte.

8.1 Desorptie van ammonium

In de adsorptiereactor wordt een aanzienlijke hoeveelheid ammonium door het dragermateriaal geadsorbeerd (hoofdstuk 5). Omdat de effluentconcentraties ammonium veel hoger zijn dan de influentconcentraties (figuur 30) kan worden aangenomen dat het geadsorbeerde ammonium in de denitrificatiereactor desorbeert en met het effluent verdwijnt. Samen met de onvolledige nitrificatie (hoofdstuk 7) is dit de belangrijkste oorzaak voor de hoge concentraties ammonium ($11 \text{ mg N}\cdot\text{l}^{-1}$) die in het effluent worden aangetroffen.

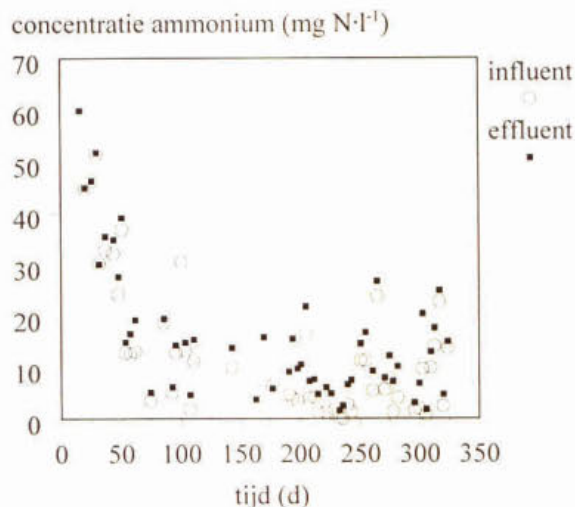


Fig. 30 Influent- en effluentconcentraties ammonium van de denitrificatiereactor.

8.2 Biologische anoxische defosfatering

Aan het begin van periode II werd een grotere adsorptiereactor geïnstalleerd en extra dragermateriaal gedoseerd om via hydrolyse en fermentatie meer organisch substraat te kunnen

produceren dat door de biofilm kan worden opgenomen. Daarnaast bestond de verwachting dat op deze wijze ook biologische anoxische defosfatering zou kunnen worden geïntroduceerd.

Het rendement van de adsorptiereactor nam in periode II toe en zoals figuur 31 laat zien resulteerde dit ook in een verhoging van de fosfaat-afgifte in de adsorptiereactor en van de fosfaat-opname in de denitrificatiereactor. Echter, het rendement voor fosfaat over de hele proefinstallatie bleef beperkt tot 32% in periode II ten opzichte van 16% in periode I. Blijkbaar is ook in periode II de hoeveelheid CZV die in de adsorptiereactor kan worden opgenomen te laag om een goede defosfatering te verkrijgen. Er kan echter wel vastgesteld worden dat indien de adsorptie verbeterd kan worden ook anoxische defosfatering verwacht mag worden. Dit wordt ook bevestigd door Sieker (1998) die onderzoek heeft gedaan naar nadenitrificatie met geadsorbeerd CZV en wel een goede defosfatering kon bewerkstelligen.

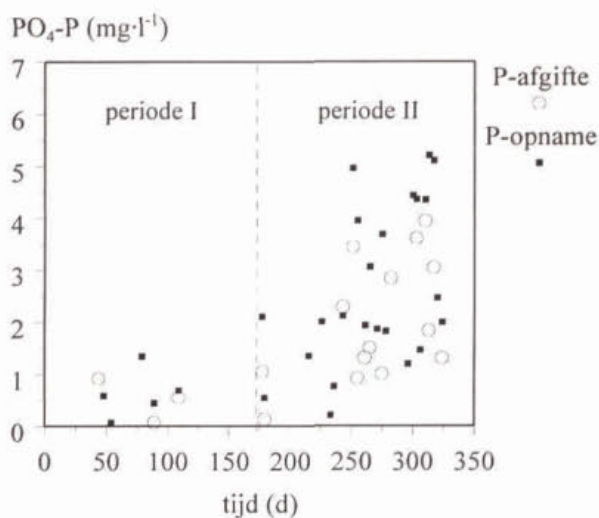


Fig. 31 Fosfaat-afgifte in de adsorptiereactor en fosfaat-opname in de denitrificatiereactor.

9 Conclusies en aanbevelingen

Conclusies

In dit onderzoek is de haalbaarheid van het BIOFIX-proces voor de zuivering van huishoudelijk afvalwater onderzocht in een proefinstallatie. Hierbij zijn de volgende knelpunten geconstateerd:

1. Alhoewel in de adsorptiereactor CZV door de biofilm wordt opgenomen en deze CZV volledig door de nadenitrificatie wordt gebruikt, is het rendement van de adsorptiereactor (~ 13-24 %) veel te laag om aan de volledige CZV-behoefte van de denitrificatie (60-70%) te voldoen. Dit lage rendement hangt nauw samen met de samenstelling van huishoudelijk afvalwater en de toepassing van een bewegend-bed als biofilmreactor.
De turbulentie in de bewegend-bed-reactor, die nodig is om het dragermateriaal in beweging te houden, gaat gepaard met hoge afschuifkrachten. Hierdoor ontstaat een gladde biofilm die geen deeltjes en slecht een zeer klein percentage colloïdaal materiaal kan invangen. Op deze manier gaan deze fracties dan ook grotendeels als koolstofbron verloren voor de denitrificatie.
Dit betekent dat het adsorptierendement voornamelijk wordt bepaald door de relatief lage fractie aan opgelost CZV in het afvalwater die rechtstreeks door de biofilm kan worden opgenomen. Het gaat hierbij om ~9% op basis van totaal CZV. In de adsorptiereactor wordt deze fractie door hydrolyse/fermentatie van opgelost en colloïdaal CZV aangevuld tot ~13-24%. Dit wordt (in beperkte mate) gestimuleerd door een langere verblijftijd van het afvalwater in de adsorptiestap en/of door de aanwezigheid van meer dragermateriaal.
2. Opvallend was de constatering dat ~10-20% van de totale ammoniumvrucht die met het afvalwater wordt aangevoerd in de adsorptiereactor adsorbeert, vermoedelijk door een binding van de positief geladen ammoniumionen aan de negatief geladen extracellulaire matrix van de biofilm. Het geadsorbeerde ammonium desorbeert in de denitrificatiereactor en wordt op deze manier met het effluent geloosd zonder eerst de nitrificatiestap te zijn gepasseerd.
3. In de CZV-verwijderingsreactor treedt een sterke erosie op van de biofilm. Hierbij ontstaat slib dat als zwevende stof naar de nitrificatiereactor wordt afgevoerd en uiteindelijk ook in het effluent van de proefinstallatie terechtkomt. In de nitrificatiereactor wordt bij concentraties zwevende stof die groter zijn dan $50-60 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ de nitrificatie sterk geremd. Een extra nadeel is dat door de aanwezigheid van de zwevende stof zuurstoflimitatie kan optreden tot concentraties boven $8 \text{ mgO}_2\cdot\text{l}^{-1}$.
4. In tegenstelling tot de meeste actiefslibsystemen passeert de biomassa in het BIOFIX-proces niet afwisselend een nitrificatiezone waar de pH daalt en een denitrificatiezone waar deze daling van de pH wordt gecompenseerd. Dit had als gevolg dat in nitrificatiereactor een aanzienlijk daling van de pH optrad die met een loogdosering moest worden gecompenseerd. Tijdens perioden met een extreem lage CZV-belasting verschoof de nitrificatie van de nitrificatiereactor naar de CZV-verwijderingsreactor en was ook hier een loogdosering noodzakelijk. Of een loogdosering ook

voor andere afvalwaters noodzakelijk is zal sterk afhangen van de buffercapaciteit van het afvalwater.

Door bovenstaande knelpunten kon niet aan de effluenteisen voor CZV en stikstof worden voldaan. De belangrijkste conclusie van dit onderzoek is dan ook dat het BIOFIX-proces in de huidige configuratie niet geschikt is voor de zuivering van huishoudelijk afvalwater.

Aanbevelingen

1. De toepassing van het BIOFIX-proces wordt sterk beperkt door het gebruik van bewegend-bed-reactoren omdat met de gladde biofilm die hierin ontstaat geen deeltjes en colloïdaal materiaal kunnen worden ingevangen. Met een ander type biofilmreactor waarin geen hoge afschuifkrachten optreden, bijvoorbeeld een gepakt bed, zijn waarschijnlijk veel hogere adsorptierendementen mogelijk en kan een deel van de eerder genoemde knelpunten misschien worden voorkomen. Echter, dit vereist (i) onderzoek naar een ander transportmechanisme voor het dragermateriaal of (ii) een andere bedrijfsvoering, bijvoorbeeld een ladingsgewijs bedreven reactor die afwisselend een adsorptie- en denitrificatiefase doorloopt. In beide gevallen is het zeer de vraag of ook een praktisch toepasbaar systeem kan worden ontwikkeld. Tenslotte, resultaten van de A-trap in het AB-proces laten zien dat met actiefslib over het algemeen veel hogere adsorptierendementen mogelijk zijn dan met biofilmreactoren. Het lijkt dan ook voor de hand te liggen om actiefslib te gebruiken voor de adsorptiestap. Echter, dit slib moet in contact gebracht worden met afvalwater dat in een aparte biofilmreactor is genitificeerd hetgeen alleen mogelijk is in complexe configuraties met hoge recirculatiestromen en/of meerdere bezinkers. Toch kan een evaluatie van dergelijke configuraties zinvol zijn, omdat ook bij relatief lage BZV/N-verhoudingen een verdergaande stikstofverwijdering mogelijk is, terwijl tegelijkertijd de luchtinbreng wordt beperkt.
2. De kennis over de processen (o.a. diffusie, adsorptie) en factoren (afvalwaterkarakteristiek, lading van de biofilm, verblijftijd, biofilmoppervlak, etc.) die de overdracht van CZV naar biofilms en de hydrolyse bepalen, is zeer schaars. Het verdient dan ook aanbeveling hier nader fundamenteel onderzoek naar te doen, zeker gezien het belang dat dit ook kan hebben voor het ontwerp van andere typen biofilmprocessen.
3. Hetzelfde kan gezegd worden over de adsorptie van ammonium aan de biofilm. Hoewel dit een knelpunt is in het BIOFIX-proces zijn er misschien toepassingen waarbij deze adsorptie juist nuttig kan worden ingezet.

10 REFERENTIES

- Arvin, E., Harremoës, P. (1990). Concepts and models for biofilm reactor performance. *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 22, No. 1-2, pp. 171-192.
- Boller, M., Gujer, W., Tschui, M. (1994). Parameters affecting nitrifying biofilm reactors. *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 29, No. 10-11, pp. 1-11.
- Bovendeur, J., Spuij, F., Hermans, P.G.B., Klapwijk, A. (1990). Mechanisms and kinetics of COD removal and simultaneous oxygen consumption in a rotating biological contactor. *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 22, No. 1-2, pp. 75-87
- Brandse, F. (1998). Persoonlijke mededeling.
- Carlson, G. en Silverstein, J. (1998). Effect of molecular size and charge on biofilm sorption of organic matter. *Wat. Res.*, Vol. 32, No. 5, pp. 1580-1592.
- De Korte, K. (1996). BIOFIX, de waterzuivering van de 21e eeuw.
- Flemming, H-C. (1996). Sorption sites in biofilms. *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 32, No. 6, pp. 27-33.
- Gjaltema, A., van Loosdrecht, M.C.M., Heijnen, J.J. (1997). Abrasion of biofilms in airlift reactors: effect of particle size. *Biotech & Bioeng.*, Vol. 55, No. 1, pp. 206-215.
- Hagendorn-Olsen, C. Møller, I.H., Tottrup, H., Harremoës, P. (1994). Oxygen reduces denitrification in biofilm reactors. *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 29, No. 10-11, pp. 83-91.
- Hem, L.J., Rusten, B., Ødegaard, H. (1994). Nitrification in a moving-bed reactor. *Wat. Res.*, Vol., 28, No. 6, pp. 1425-1433.
- Larsen, T.A. en Harremoës, P. (1994). Degradation mechanisms of colloidal organic matter in biofilm reactors. *Wat. Res.*, Vol. 28, No. 6, pp. 1443-1452.
- Lazarova, V., Manem, J. (1994). Advances in biofilm aerobic reactors ensuring effective biofilm activity control. *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 29, No. 10-11, pp. 319-327.
- Levine, A.D., Tchobanoglous, G., Asano, T. (1985). Characterization of the size distribution of contaminants in wastewater: treatment and reuse implications. *Journal WPCF*, Vol. 57, No. 7, pp. 805-816.
- Levine, A.D., Tchobanoglous, G., Asano, T. (1991). Size distributions of particulate contaminants in wastewater and their impact on treatability. *Wat. Res.*, Vol. 25, No. 8, pp. 911-922.
- Nielsen, P.H. (1996). Adsorption of ammonium to activated sludge. *Wat. Res.*, Vol. 30, No.3, pp. 762-764.
- Ødegaard, H., Rusten, B., Westrum, T. (1994). A new moving bed biofilm reactor - application and results. *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 29, No. 10-11, pp. 157-165.
- Pastorelli, G., Andreottola, G., Canziani, R., Darriulat, C., Rozzi, A. (1997). Organic carbon and nitrogen removal in moving-bed biofilm reactors. *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 35, No. 6, pp. 91-99.
- Rohold, L. en Harremoës, P. (1993). Degradation of non-diffusible organic matter in biofilm reactors. *Wat. Res.*, Vol. 27, No. 11, pp. 1689-1691.
- Rusten, B., Ødegaard, H., Lundar, A. (1992). Treatment of dairy wastewater in a novel moving bed biofilm reactor. *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 26, No. 3-4, pp. 703-711.
- Rusten, B., Hem, L.J., Ødegaard, H. (1995). Nitrogen removal from dilute wastewater in cold climate using moving-bed biofilm reactors. *Wat. Env. Res.*, Vol. 67, No. 1, pp. 65-73.

- RWZI 2000 (1994). Behandeling van stedelijk afvalwater met het drie-slibsoortensysteem. RWZI 2000 94-11.
- Särner, E. (1986). Removal of particulate and dissolved organics in aerobic fixed-film biological processes. *Journal WPCF*, Vol. 58, No. 2, pp. 165-172
- Schellen, A.A.J.C. (1997). Afvalwaterzuiveringsinrichting Rotterdam-Dokhaven: verbetering van de nutriëntenverwijdering door een proces-geïntegreerde aanpak. *Concept rapport*.
- Sieker, C. En Hegemann, W. (1998). Combination of excess biological phosphorus removal and denitrification in biofilmsystems. *In bewerking*.
- Spanjers, H. (1993). Respirometry in activated sludge. Proefschrift, Vakgroep Milieutechnologie, Landbouwniversiteit Wageningen.
- Sprouse, G. en Rittmann, B.E. (1990). Colloidal removal in fluidized-bed biofilm reactor. *J. Env. Eng.*, 116, pp. 314-329.
- STORA (1981). Voorkomen en bestrijden van licht slib 1: de rol van biosorptie.
- Tijhuis, L., van Loosdrecht, M.C.M., Heijen, J.J. (1994). Formation and growth of heterotrophic aerobic biofilms on small suspended particles in airlift reactors. *Biotech & Bioeng.*, Vol. 44, pp. 595-608.

BIJLAGE I - Volumetrische belasting van verschillende biofilm-reactoren

(bron: Lazarova, V., Manem, J. (1994). Advances in biofilm aerobic reactors ensuring effective biofilm activity control. Wat. Sci. Tech., Vol. 29, No. 10-11, pp. 319-327).

systeem	Volumetrische belasting		
	CZV-verwijdering (kg CZV·m ⁻³ ·d ⁻¹)	nitrificatie (kg N·m ⁻³ ·d ⁻¹)	denitrificatie (kg N·m ⁻³ ·d ⁻¹)
vast bed			
BIOFUR	5 - 10	0,5 - 1,5	
NITRAZUR		1 - 1,3	
FLOPAC	5 - 15		
OXYAZUR	5 - 18		
BIOCARBONE	5 - 10		
zandfilter			2 - 5
BIOSTYR		0,5 - 1,5	
DENIPOR			1,5 - 5,3
INSAT-lab	5 - 14,5		
twee-fasen gefluïdiseerd bed			
OXITRON	0,6 - 0,7	0,6 - 1,3	
REX proces		1	
drie-fasen gefluïdiseerd bed	6 - 24		
omgekeerd gefluïdiseerd bed	12 - 35		
air-lift		1,5 - 5	
turbulent bed	0,5 - 0,9	0,2 - 1	
gemengd bed			
LINPOR	2 - 4	0,36	
CAPTOR	1,4 - 4		
BIOFIX	6	0,2	0,5

