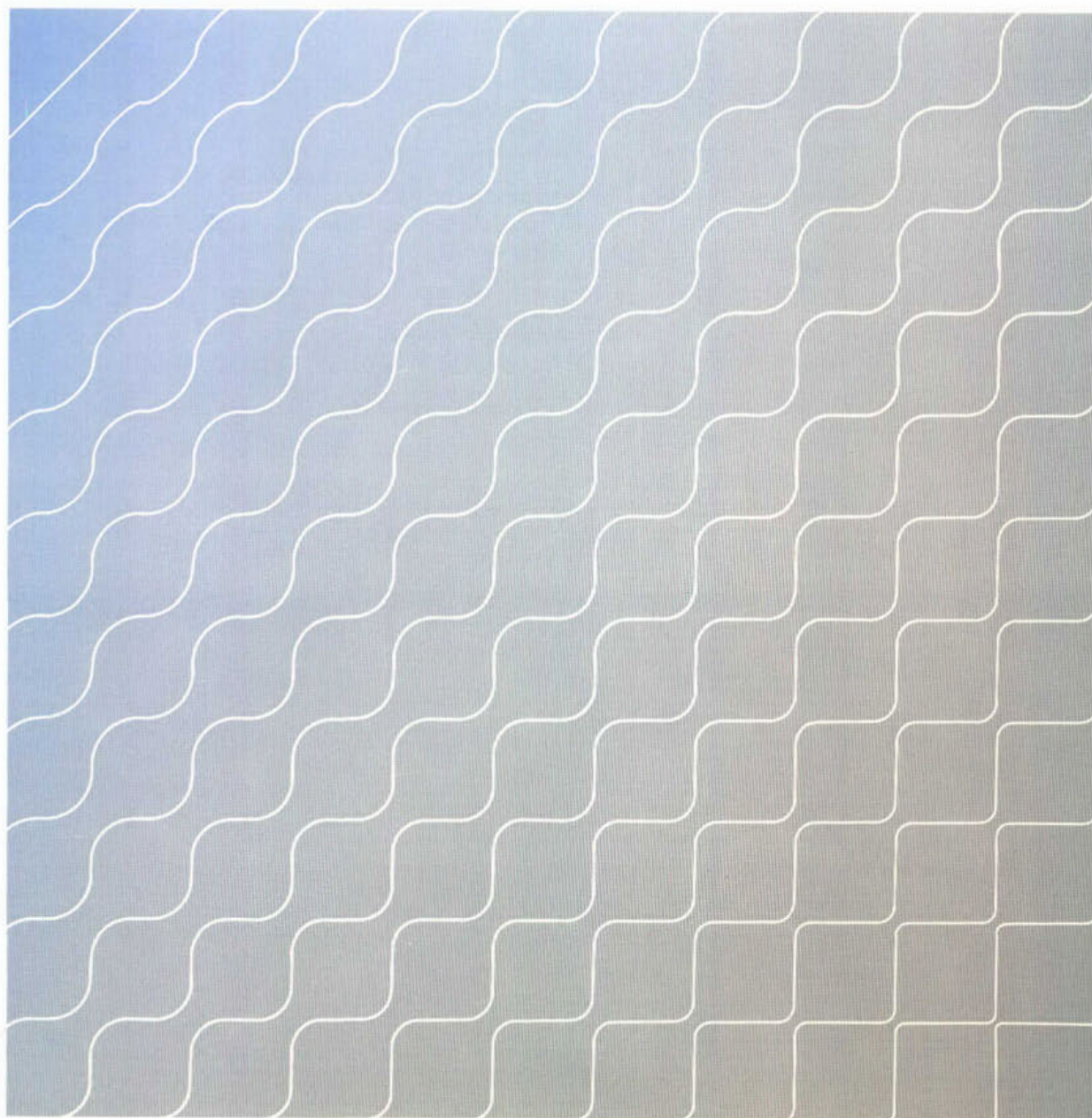




COMPACTSYSTEMEN VOOR DE BEHANDELING VAN STEDELIJK AFVALWATER

Een haalbaarheidsstudie





RIZA

Rijkswaterstaat
Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer
en Afvalwaterbehandeling

Postbus 17, 8200 AA Lelystad

stowa

Stichting Toegepast Onderzoek
Waterbeheer

Postbus 8090, 3503 RB Utrecht



COMPACTSYSTEMEN VOOR DE BEHANDELING VAN STEDELIJK AFVALWATER

EEN HAALBAARHEIDSSTUDIE

auteur(s):

HASKONING B.V.:

ir. J. Kruit

dr.ir. W.M. Wiegant

RWZI 2000 94-10

INHOUDSOPGAVE

	blz
VOORWOORD	3
SAMENVATTING	5
1. INLEIDING	7
1.1 Compactsystemen	7
1.2 Doel van de studie	7
1.3 Indeling van het rapport	8
2. TYPERING VAN DE ONDERZOChte COMPACTSYSTEMEN	9
2.1 Biofilmsystemen	9
2.2 Compactsystemen	10
2.3 Bewegend-bed-reactoren	10
2.4 Biofilters	10
3. THEORETISCHE ACHTERGRONDEN	13
3.1 Biofilms	13
3.2 Biofilm-reactoren	13
3.3 Kinetische parameters	14
3.3.1 Algemeen	14
3.3.2 Zuurstofvoorziening	17
3.3.3 Zwevende stof en biofilms	17
3.3.4 Temperatuur	18
3.3.5 "Rui" en begrazing van de biofilm	18
4. PROCESTECHNOLOGISCHE EN OPERATIONELE KENMERKEN	21
4.1 Procestechnologische aspecten	21
4.1.1 Prestaties	21
4.1.2 Dimensioneringsgrondslagen	23
4.2 Operationele aspecten	25
4.2.1 Slibproductie	26
4.2.2 Energieverbruik	26
4.3 Ruimtebeslag en luchtbehandeling	29
4.3.2 Luchtbehandeling	29
5. GESELECTEERDE COMPACTSYSTEMEN	31
5.1 Selectie van de compactsystemen voor nader onderzoek	31
5.2 RWZI Cloppenburg	32
5.2.1 Beschrijving	32
5.2.2 Bedrijfsresultaten	34
5.3 RWZI Hundested	35
5.3.1 Beschrijving	35
5.3.2 Bedrijfsresultaten	37
5.4 RWZI Nyborg	38
5.4.1 Beschrijving	38
5.4.2 Bedrijfsresultaten	40
5.5 Evaluatie van de geselecteerde compactsystemen	41

INHOUDSOPGAVE (vervolg)

	blz
6. TOEPASSING IN DE NEDERLANDSE SITUATIE	45
6.1 Mogelijkheden	45
6.2 Kostenaspecten van nageschakelde compactsystemen	46
6.3 Kostenaspecten van nieuwbouw van compactsystemen	46
6.3.1 Grondslagen, uitgangspunten, procesconfiguraties en dimensionering	46
6.3.2 Kostenvergelijking	52
6.4 Procestechnologische aspecten	55
6.5 Overige aspecten van de bedrijfsvoering	55
6.6 Evaluatie	56
7. CONCLUSIES	59
8. REFERENTIES	61
9. BEGRIPPENLIJST	65
BIJLAGE : Referentiekader voor kostenvergelijking	67

VOORWOORD

In het kader van het onderzoekprogramma RWZI 2000 zijn een aantal nieuwe technologieën voor de behandeling van stedelijk afvalwater geëvalueerd. Bij technologieën die in het buitenland zijn ontwikkeld, wordt doorgaans allereerst gekeken naar de inpasbaarheid in Nederland.

Het voorliggende rapport geeft de resultaten weer van een haalbaarheidsstudie naar de mogelijkheid van toepassing van compactsystemen voor een totale en vergaande zuivering van stedelijk afvalwater, waarbij organische stof, stikstof en fosfor worden verwijderd. Hierbij kan gedacht worden aan nieuwbouw en complete vervanging van het conventionele actief-slibstelsel of aan een combinatie van het actief-slibstelsel en het compactstelsel, zowel in serie als parallel.

In de haalbaarheidsstudie is de werking van een aantal compactsystemen, zoals Biofor, Biocarbene en Biostyr onder praktijkomstandigheden geëvalueerd. Selectie van deze compactsystemen heeft plaatsgevonden op basis van criteria zoals bedrijfservaring en een combinatie van zuiveringsprocessen, dus niet alleen organische stof verwijdering of tertiaire nitrificatie.

Uit de studie is als conclusie te destilleren dat van grootschalige toepassing van compactsystemen voor de behandeling van stedelijk afvalwater geen sprake zal zijn vanwege de hogere kosten ten opzichte van actief-slibsystemen. In locatiespecifieke omstandigheden echter, zoals bij strenge eisen ten aanzien van geluid en geur, bij hoge grondprijzen en bij geringe beschikbare ruimte kunnen compactsystemen aantrekkelijk zijn.

De haalbaarheidsstudie is uitgevoerd door HASKONING B.V. (ir. J. Kruit, dr.ir. W.M. Wiegant) en begeleid door een commissie bestaande uit: ing. J. Helmer (Hoogheemraadschap van Schieland), ing. R. Kampf (Hoogheemraadschap van Uitwaterende Sluizen), ing. G.B.J. Rijs (RIZA), ir. P.C. Stamperius (STOWA) en ir.drs. E. van der Vorm-Gouman (DHV Water B.V.).

Lelystad, maart 1995

Voor de Stuurgroep
RWZI 2000

prof.dr. J. de Jong

SAMENVATTING

De komende jaren zullen in Nederland rioolwaterzuiveringsinrichtingen (RWZI's) worden uitgebreid of aangepast om aan de strengere effluenteisen te kunnen voldoen. Deze RWZI's -doorgaans laagbelaste actiefslibsystemen- kunnen worden uitgebreid volgens hetzelfde concept als gebruikt bij de aanleg. Hiervoor is dan meestal veel ruimte nodig.

De laatste jaren zijn in Frankrijk en Denemarken de zogenaamde compactsystemen op de markt gekomen, die met minder ruimtebeslag kunnen volstaan. Een "compactstelsel" is een biofilm-reactor waarin de biomassa zich als een biofilm op een drager in de waterfase bevindt. Door toepassing van dragermaterialen met een specifiek oppervlak van meer dan $1000 \text{ m}^2/\text{m}^3$ is in compactsystemen een relatief korte hydraulische verblijftijd gekoppeld aan hoge biomassagehalten. In deze studie zijn de mogelijkheden onderzocht om compactsystemen in Nederland toe te passen; daarbij is de aandacht uitgegaan naar biofiltersystemen. Voorbeelden van compactsystemen zijn opwaarts of neerwaarts doorstroomde biofilters en bewegend-bed-reactoren, zoals fluid-bed-reactoren en airliftreactoren. De aandacht in deze studie is gericht geweest op biofilters en niet op bewegend-bed-systemen.

Biofilters kunnen naar de aard van het filterbed worden onderscheiden in opwaarts doorstroomd bed, neerwaarts doorstroomd bed en drijvend bed. De zuurstofvoorziening van een biofilter wordt beschreven met een halfde-orde-kinetiek, die inhoudt dat de activiteit tot hoge zuurstofgehalten evenredig is met de wortel uit de zuurstofconcentratie. Hierdoor zijn altijd hoge zuurstofgehalten nodig in biofilters; de relatieve achteruitgang van de activiteit bij daling van de temperatuur is echter gering.

Biofilters zijn gevoelig voor verstopping. Het gehalte aan zwevende stof in de aanvoer mag om die reden niet hoger zijn dan circa 100 mg/l . De spoelcycli die nodig zijn om de oplopende druk over het filter als gevolg van ophopende zwevende stof en loslatende biofilm tegen te gaan, zijn bepalend voor het bedrijven van biofilters.

Bij de dimensionering van de filters zijn de aangroei van de biofilm, de toelaatbare accumulatie van zwevende stof en de gewenste effluentconcentratie bepalend voor de grootte van het filtermateriaal. Het oppervlak van een vastbedfilter voor verwijdering van CZV, NH_4^+ of NO_3^- wordt bepaald door de vracht van de component, het RWA-debiet, of de vracht aan zwevende stof. Voor een drijvend biofilter gelden andere dimensioneringsregels: deze zullen een onderverdeling in aërobe en anoxische zones hebben, zoals ook in actiefslibinrichtingen.

Compactsystemen kunnen in Nederland toegepast worden als parallelle straat naast een actiefslibinrichting, als nageschakeld compactstelsel, of als op zichzelf staand systeem bij complete vervanging of nieuwbouw.

De compactsystemen Biofor (opwaarts doorstroomd vastbed) en Biostyr (drijvend bed) kunnen voor de volledige behandeling van stedelijk afvalwater voldoen aan de Nederlandse eisen op het gebied van effluentkwaliteit, gemak van bedrijfsvoering en betrouwbaarheid. Compactsystemen gebruiken in vergelijking met

actiefslibsyste men aanzienlijk minder terrein en geven minder aanleiding tot milieu-hinder.

Het Biocarb one filter (neerwaarts doorstroomd vastbed) is minder toepasbaar dan de genoemde filters Biofor en Biostyr vanwege grotere kans op verstopping en de lagere toegestane belasting. Compactsystemen voor de volledige behandeling van stedelijk afvalwater hebben aanzienlijk hogere investeringskosten en jaarlijkse lasten dan laagbelaste actiefslibsyste men. De investeringskosten voor compactsystemen bedragen afhankelijk van het systeem f 460,-- tot f 590,-- per i.e., terwijl deze voor oxydatiecircuits of actiefslibsyste men f 380,-- tot f 480,-- per i.e. bedragen, afhankelijk van de grootte van de inrichting. De jaarlijkse kosten bedragen voor compactsystemen en actiefslibinrichtingen respectievelijk f 75,-- tot f 103,-- en f 60,-- tot f 74,-- per i.e. per jaar. Deze kosten zijn alle exclusief de aanschaf van grond. Alleen bij een grondprijs hoger dan circa f 400,-- per m² kan het lagere ruimtebehoefte van compactsystemen de verschillen in investeringskosten compenseren. Voor de jaarlijkse lasten ligt dit omslagpunt in de buurt van f 800,-- per m².

De kosten van nageschakelde compactsystemen voor N-verwijdering zijn hoog in vergelijking met uitbreiding van de beluchtingsruimte van actiefslibinrichtingen. Voor nageschakelde compactsystemen zijn de jaarlijkse kosten geraamd op f 34,-- tot f 40,-- per i.e. per jaar, terwijl die voor een uitbreiding van een actiefslibinrichting geraamd kunnen worden op f 9,-- per i.e. per jaar. Alleen als een conventionele uitbreiding zeer moeilijk op het terrein van een bestaande actiefslibinrichting te realiseren is, vanwege hydraulische problemen of problemen met reeds aanwezige onderdelen, vormt naschakeling van compactsystemen een interessant alternatief.

Ook de vergroting van de capaciteit van actiefslibinrichtingen met parallelle compactsystemen heeft alleen zin, als met een conventionele uitbreiding de capaciteitsvergroting niet op hetzelfde terrein gerealiseerd kan worden.

Compactsystemen kunnen een goed alternatief vormen voor conventionele actiefslibinrichtingen in locatiespecifieke gevallen, zoals bij strenge eisen voor geur en geluid, bij hoge grondprijzen en bij uitbreidingsproblemen met een gering beschikbaar oppervlak.

1 INLEIDING

1.1 Compactsystemen

De komende jaren zullen in Nederland rioolwaterzuiveringsinrichtingen (RWZI's) worden uitgebreid of aangepast om aan toegenomen vuilvrachten en aan de strengere effluenteisen te kunnen voldoen. Deze RWZI's -doorgaans laagbelaste actiefslibsystemen- kunnen worden uitgebreid volgens hetzelfde concept als gebruikt bij de aanleg. Meestal is dan echter veel ruimte nodig voor de aanpassingen.

De laatste jaren zijn zuiveringssystemen op de markt gekomen met minder ruimtebeslag. Deze zogenaamde compactsystemen zijn voornamelijk in Frankrijk en Denemarken op verschillende plaatsen toegepast. De ontwikkeling van dergelijke systemen is vanuit Frankrijk op gang gebracht.

Teneinde tot een afperking van de studie te komen is de volgende definitie gehanteerd: een "compactstelsel" is een biofilm-reactor waarin de biomassa zich in de waterfase bevindt in een biofilm, gehecht aan een dragermateriaal, en waarin een relatief korte hydraulische verblijftijd gekoppeld is aan hoge biomassagehalten, door toepassing van dragermaterialen met een specifiek oppervlak van meer dan $1000 \text{ m}^2/\text{m}^3$.

In het buitenland zijn compactsystemen ingezet als nageschakelde zuiveringssystemen en als volledige zuiveringssystemen in combinatie met voorbezinking of lamellenafschuiving. In beide gevallen kan vergaande stikstof- en fosfaatverwijdering worden gerealiseerd.

Genoemde systemen kunnen in de Nederlandse situatie uitkomst bieden voor RWZI's met ruimtegebrek en als uitbreiding van de aëratieruimte moet plaatsvinden. Ook voor volledige nieuwbouw van RWZI's lijken compactsystemen interessant. Om deze reden wordt de haalbaarheid van deze systemen onder Nederlandse omstandigheden vastgesteld.

1.2 Doel van de studie

Doel van deze studie is de toepassingsmogelijkheden van compactsystemen onder Nederlandse praktijkomstandigheden na te gaan. Aandachtspunten zijn de technische en financiële aspecten alsmede het ruimtebeslag voor de Nederlandse situatie voor zowel combinaties van actiefslibstelsel en compactstelsel in serie of parallel (uitbreiding) alsmede voor complete vervanging bij nieuwbouw.

De gevoeligheden van de compactsystemen -al dan niet geïntegreerd met reeds aanwezige actiefslibsystemen- voor de Nederlandse afvalwatersamenstelling, aanvoerfluctuaties en aspecten van bedrijfsvoering zullen hierbij in beeld worden gebracht. Op dit moment zijn Biocarbene, Biofor en Biostyr op de markt verkrijgbare compactsystemen. Deze compactsystemen zullen in deze studie worden beoordeeld. In principe zal worden uitgegaan van integrale systemen; dat zijn systemen waarin zowel CZV- en BZV-verwijdering als stikstof en fosfaatverwijdering wordt nagestreefd.

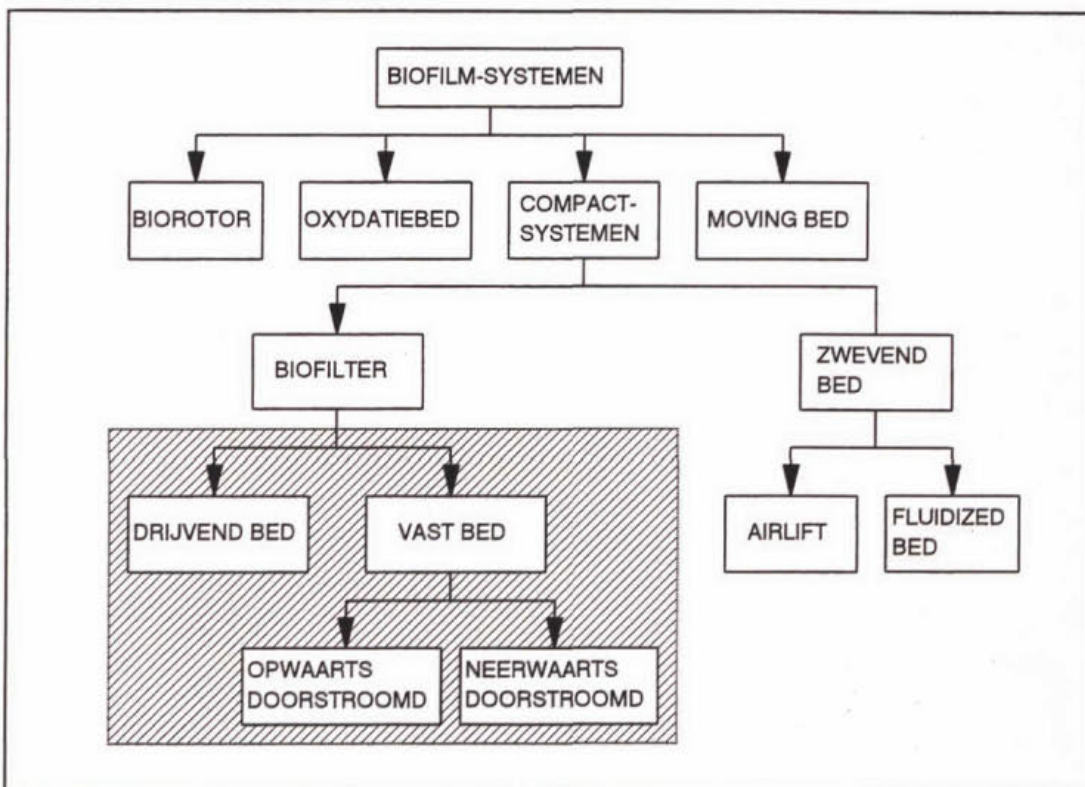
1.3 Indeling van het rapport

In hoofdstuk 2 wordt ingegaan op de relatie van compactsystemen met andere biofilmprocessen. In hoofdstuk 3 worden de theoretische achtergronden van compactsystemen behandeld, terwijl hoofdstuk 4 ingaat op de procestechnologische kenmerken. Hoofdstuk 5 behandelt de bezochte compact-installaties. Hoofdstuk 6 geeft de beoordeling voor de Nederlandse situatie. Hierbij is uitgegaan van een referentiekader van inrichtingen van 10.000, 50.000 en 100.000 i.e. Het rapport wordt afgesloten met conclusies en aanbevelingen in hoofdstuk 7.

2 TYPERING VAN DE ONDERZOChte COMPACTSYSTEMEN

2.1 Biofilmsystemen

Biofilmsystemen worden vanouds toegepast bij de zuivering van afvalwater. Het oxydatiebed is hiervan een uitvoeringsvorm. Op basis van de ervaring bij deze systemen zijn andere systemen ontwikkeld, waartoe "compactsystemen" behoren. Een compactstelsel kan worden gedefinieerd als een biofilmsysteem met een biofilm-oppervlak van meer dan $1000 \text{ m}^2/\text{m}^3$. In figuur 1 is een overzicht van alle biofilm-systemen gegeven. In deze figuur zijn de systemen die onderzocht zijn in het kader van de studie aangegeven.



Figuur 1 Afbakening van compactsystemen ten opzichte van andere biofilmsystemen en van de bestudeerde compactsystemen (in het gearceerde blok) ten opzichte van de overige compactsystemen.

Klassieke biofilm-systemen zijn het oxydatiebed en de biorotor. Een oxydatiebed is een aëroob filter met een vulmateriaal (vroeger lava, tegenwoordig ook wel kunststof¹¹) van betrekkelijk grote afmetingen en een hoge porositeit.

Een biorotor is een draaiende trommel die zich voor een gedeelte in het te zuiveren water bevindt. De trommel is gevuld met een licht hechtingsmateriaal waaraan de bacteriën zijn gehecht. De zuurstofvoorziening geschiedt door natuurlijke ventilatie, eventueel aangevuld met beluchting door ventilatoren. Voor beide systemen geldt dat door de hoge lucht/water-verhouding de luchttemperatuur van grote invloed is op de effectiviteit. 's Winters hebben deze systemen over het algemeen een matige werking. Hierdoor worden ze tegenwoordig voor de zuivering van stedelijk afvalwater steeds minder toegepast.

Een combinatie van het conventionele actiefslibstelsysteem en een biofilmproces is de toepassing van hechtmateriaal in de beluchte ruimte van een actiefslibstelsysteem. Dit hechtmateriaal kan gefixeerd zijn in de beluchte ruimte⁵, of zich vrij in de beluchte ruimte bewegen. Dit laatste als een "vrij"-bed bed worden opgevat; in het Engels wordt het wel een "moving bed"-reactor genoemd³⁵. Het hechtmateriaal kan bestaan uit poly-urethaan sponsjes^{13,15,16}, plastic ringen³⁵ of vezelstructuren^{29,30}. In Nederland is onderzoek naar het gebruik van poly-urethaan-sponsjes verricht¹³. Het is in een dergelijk systeem mogelijk om een verbeterde nitrificatie te bewerkstelligen door verhoging van de slibleeftijd^{13,30,35}. Ook is het mogelijk om in een onbeluchte ruimte denitrificerend slib op een daarvoor geschikte lokatie te handhaven³⁵. Probleem van het hechtmateriaal is dat het de neiging heeft om dicht te groeien en niet meer van zuurstof kan worden voorzien, zodat het feitelijk niet meer bijdraagt aan het verhogen van de nitrificatiecapaciteit^{13,30}. Ook zijn de kosten van het hechtmateriaal zeer hoog: zo bedragen de kosten van poly-urethaan-sponsjes circa f 250,- per m³ beluchtingsruimte. De toepassing van hechtmaterialen in de beluchte ruimte van actiefslibsystemen wordt in deze studie buiten beschouwing gelaten.

2.2 Compactsystemen

Compactsystemen worden gekenmerkt door een veel hogere belastbaarheid in vergelijking met conventionele actiefslibsystemen. Door het grote dichtheidsverschil (positief of negatief) tussen het hechtmateriaal en het afvalwater kan een grote stroomsnelheid (equivalent met een korte hydraulische verblijftijd) worden aangehouden, zonder dat de biomassa uit de reactor spoelt. Bovendien is het mogelijk een grotere hoeveelheid biomassa per volume-eenheid te handhaven dan in een actiefslibstelsysteem (8-40 g/l tegen 3-6 g/l). Hierdoor kan bij een hoge hydraulische belasting toch een hoge slibleeftijd worden aangehouden.

2.3 Bewegend-bed-reactoren

Een fluidized-bedreactor (twee of drie-fasen, afhankelijk van het opgelost zijn van lucht) is een opwaarts doorstroomd filter waarbij het filtermateriaal -doorgaans homogeen zand met een diameter van circa 0,2 mm- wordt geëxpandeerd tot 120 % van het bedvolume. Aan de zanddeeltjes hecht zich een bacteriefilm met een dikte tot 0,3 mm. In een airliftreactor wordt gas -meestal lucht- gebruikt om het filtermateriaal volledig in suspensie te brengen. Het filtermateriaal is meestal zand. Deze reactortypen worden voornamelijk voor de zuivering van industrieel afvalwater ingezet. Een groot deel van de zwevende stof in het afvalwater heeft de neiging om de reactor te passeren zonder omgezet te worden.

Deze systemen worden nog niet toegepast voor de zuivering van stedelijk afvalwater. De matige omzetting en terughouding van de zwevende stof is daar debet aan. Voor de verwijdering van zwevende stof is een apart systeem nodig. Airliftreactoren worden momenteel door de STOWA op semi-praktijkschaal onderzocht voor huishoudelijk afvalwater en de behandeling van stikstofhoudende retourstromen.

2.4 Biofilters

Biofilters kunnen naar de aard van het filterbed worden onderscheiden in filters met een vast bed en een drijvend bed. Een filter met drijvend bed wordt altijd opwaarts doorstroomd. De vastbedfilters kunnen worden ingedeeld naar de

stromingsrichting van het afvalwater: opwaarts of neerwaarts doorstroomd.

In een neerwaarts doorstroomd filter wordt het water boven het zich onder het wateroppervlak bevindende filter gebracht. Beluchting wordt onder het filter in opwaartse richting toegepast⁴⁰. Er is ervaring met de behandeling van stedelijk afvalwater in neerwaarts doorstroomde filters⁴². Zij zijn commercieel verkrijgbaar onder de naam Biocarbone (leveranciers OTV Frankrijk, Krüger Denemarken). Een speciaal soort neerwaarts doorstroomd filter, waar het materiaal bestaat uit plastic golfplaat wordt door Sulzer onder de merknaam Biopur op de markt gebracht⁴³. Door het relatief geringe filteroppervlak van circa 240 m²/m³ in vergelijking met andere filters is de capaciteit van dit type filter aanzienlijk lager dan van compactsystemen^{4,49}. Dit type filters zal daarom verder in dit rapport niet in beschouwing worden genomen.

In een opwaarts doorstroomd filter is de stroomrichting van water en lucht gelijk. Er is praktijkervaring met de zuivering van stedelijk afvalwater in filters van dit type. Zij worden door Degrémont verkocht onder de merknaam Biofor.

Filters met een vulmateriaal dat een geringere soortelijke massa heeft dan water worden in opwaartse richting doorstroomd. Voor deze drijvende filters zijn met name de operationele kosten geringer, omdat de filterweerstand doorgaans lager is dan bij vastbedfilters³⁹. Er is inmiddels ervaring opgedaan met dit type filters dat onder de namen Biostyr⁴⁹ door OTV en Biobead^{12,32} door Anglian Water Services op de markt wordt gebracht.

In drijvende, opwaarts vastbed- of neerwaarts vastbedfilters wordt zwevende stof voor een groot deel in het filter tegengehouden. Hiermee onderscheiden de biofilters zich van de bewegend-bed-systemen. De ophoping van zwevende stof en de vorming van biomassa leidt tot een oplopende drukval over het filter. Deze drukval wordt in belangrijke mate bepaald door de korrelgrootte van het filtermateriaal. Bij de dimensionering is de ophoping van de zwevende stof en de groei van de biofilm bepalend voor het vaststellen welke korrelgrootte gebruikt kan worden.

Om te voorkomen dat de druk te hoog oploopt, dient regelmatig te worden teruggespoeld. Terugspoeling is derhalve een belangrijk kenmerk van compacte biofilters.

Een overzicht van voor- en nadelen van verschillende compactsystemen ten opzichte van actiefslibsystemen is gegeven in tabel 1.

Tabel 1 Schematisch overzicht van voor- en nadelen van verschillende compactsystemen ten opzichte van actiefslibsystemen²⁸.

CONDITIES		BIOFILTER		ZWEVEND BED	
VOORDELEN		vast	drijvend	fluid bed	airlift
Hoge effectiviteit		+	+	++	+++
Hoge biomassa-concentratie		++	++	+	+++
Actievere biomassa	dunne biofilm	o	o	+++	+++
	beter massatransport	o	o	+++	+++
Stabiele werking bij variaties in	concentratie	+	+	++	++
	hydraulische belasting	++	++	o	++
	toxische stoffen	+	+	++	++
	temperatuur	+	+	+	++
Compacte installaties	geen nabezinking	+++	+++	++	+
	hoge reactor	+	+	++	+++
NADELEN					
Verstopping	frequent spoelen	---	---	--	o
	grote lucht/watervolumes	---	-	-	o
Ingewikkeldheid van constructie	influentverdeling	-	-	---	o
	fase-scheiding			---	--
	beluchting	--	-		-
Hoge energieconsumptie		--	-	o	-

+: matig positief; ++ positief; +++ zeer positief; -: matig negatief; -- negatief; --- zeer negatief; o: neutraal.

3 THEORETISCHE ACHTERGRONDEN

3.1 Biofilms

Biofilms bestaan uit een laagje micro-organismen en producten afkomstig van micro-organismen, die zijn gehecht aan een drager. Doorgaans bestaan de micro-organismen vrijwel uitsluitend uit bacteriën; hier zal in het verdere rapport van worden uitgegaan. Het laagje bacteriemateriaal heeft een dikte van enkele tientallen μm tot enkele mm. Het dragermateriaal kan uit glas, plastic, steen en zelfs organisch materiaal bestaan. Het bacteriemateriaal bestaat uit zowel levende bacteriën, als afstervende en afgestorven bacteriën. Verder bestaat het materiaal uit biopolymeren die door de bacteriën zijn uitgescheiden en die gebruikt worden voor de hechting aan de drager. Hoe meer uitgescheiden biopolymeren, hoe sterker de adhesiekracht tussen biofilm en dragermateriaal³⁶.

De vorming van een biofilm is een proces van natuurlijke selectie. Als bacteriën zich niet kunnen hechten aan de drager, of zich niet kunnen nestelen in een deel van de biofilm, worden ze met de vloeistof uitgespoeld. Kunnen ze zich handhaven dan kan groei optreden, waardoor microkolonies ontstaan. De biofilm bestaat uit een grote hoeveelheid microkolonies van circa 20 - 200 μm in doorsnede³¹. Door de groei wordt de biofilm steeds dikker, totdat erosie door langsstromend gas, vloeistof of gesuspendeerd materiaal, de verdere toename van de dikte van de biofilm verhindert.

3.2 Biofilm-reactoren

Bij zuiveringsinrichtingen wordt gestreefd naar een zo hoog mogelijke hydraulische belasting, gekoppeld aan een zo goed mogelijk zuiveringsrendement. Hierdoor kan zuivering in een kleine ruimte worden uitgevoerd. Het zuiveringsrendement is voor opgeloste componenten voornamelijk een functie van de slibleeftijd; hoe hoger de slibleeftijd, des te hoger het zuiveringsrendement. In een volledig gemengd systeem (zonder hechting of terugvoer van slib) is de hydraulische verblijftijd gelijk aan de slibleeftijd. Hoe beter het slib is gehecht of wordt teruggevoerd, des te hoger is de belastbaarheid van het systeem. Voor opgeloste stoffen geldt dus dat de verhouding slibleeftijd / hydraulische verblijftijd een goede maat is voor de capaciteit van het zuiveringssysteem.

Voor de verwijdering van zwevende stof gelden andere mechanismen. Hierbij is het rendement vooral afhankelijk van de mate waarin de zwevende stof in het systeem accumuleert. De afbraak speelt een ondergeschikte rol.

In een conventionele actiefslibinstallatie wordt slib teruggehouden door afscheiding met behulp van bezinking en gedeeltelijke terugvoer van het slib naar de aëratieruimte. De processen van omzetting en terughouding van het slib zijn dus ruimtelijk gescheiden. Er is een bovengrens aan de hoeveelheid biomassa per volume-eenheid, die wordt bepaald door de slibconcentratie waarbij geen effectieve bezinking meer optreedt. Aangezien de kosten van de bezinkingsinstallatie zeer hoog zijn, is er in de praktijk sprake van een economisch optimale slibconcentratie. Deze bedraagt, afhankelijk van de kostenfactoren en de bezinkeigenschappen van het slib 3 tot 6 g/l. De verhouding slibleeftijd / hydraulische verblijftijd in actiefslibsystemen bedraagt ongeveer 15 tot 75.

In biofilters kunnen omzetting en terughouding van biomassa in één ruimte plaatsvinden. De omzetting van opgeloste componenten vindt plaats in de biofilm; tussen het filtermateriaal hoopt zich zwevende stof op. Voor biofilters geldt de

beperking aan het slibgehalte door de kosten van de nabezinkruimte niet: er is immers geen nabezinkruimte. De hoeveelheid biomassa wordt door andere factoren bepaald, namelijk de drukval over het filter en de concentratie zwevende stof in het effluent. Omdat de processen van omzetting en terughouding niet gescheiden zijn, is het bij biofilm-processen minder goed mogelijk de biomassa-concentratie te beheersen. Door de relatief hoge weerstand van een biofilm tegen uitspoeling is een verhouding slibleeftijd / hydraulische verblijftijd van 50 tot 200 haalbaar.

In tabel 2 worden de biologische parameters van de verschillende systemen onderling vergeleken. Bij deze vergelijking zijn de literatuurwaarden omgerekend naar een standaardtemperatuur van 15 °C. De meeste waarden zijn indicatief. Als referentie is het actiefslibstelsysteem gegeven.

Tabel 2 Karakteristieken van biofilm-systemen voor de verwijdering van organische stof en voor nitrificatie van voorbehandeld afvalwater. De waarden hebben uitsluitend betrekking op het filtervolume.

systeem	oppervlak m ² /m ³	DS ¹ (kg/m ³)	SLT ¹ d	R _{BZV} ^{1,2} kg.m ⁻³ .d ⁻¹	R _{NH4-N} ^{1,2} kg.m ⁻³ .d ⁻¹	REF.
actiefslib	-	2 - 5	2 - 40	0,5 - 2	0,2 - 0,4	
neerwaarts filter	1000 - 1500	5 - 10	4 - 40	2 - 5	0,5 - 1,0	5
opwaarts filter	1000 - 1500	5 - 10	4 - 40	2 - 5	0,5 - 1,0	5
drijvend filter	1000 - 1500	5 - 10	4 - 40			5

1: DS: drogestofgehalte; SLT: slibleeftijd; R: omzettingssnelheid

2: De omzettingssnelheden (R) zijn teruggerekend naar een standaard-temperatuur van 15 °C.

3.3 Kinetische parameters

3.3.1 Algemeen

De biofilm groeit aan tot een zekere dikte. Dit betekent dat op enig moment een gedeelte van de bacteriën geen vrij contact met de langsstromende vloeistof heeft. Dit betekent dat het substraat naar de bacteriën toe getransporteerd moet worden door diffusie of door andere processen. Voor een bespreking van theorieën aangaande het massatransport in biofilms wordt verwezen naar meer specifieke literatuur²¹.

De parameters die van invloed zijn op de relevante processen kunnen worden ingedeeld in twee groepen. De eerste groep betreft de transport- en reactieprocessen in de biofilm op microniveau. Deze parameters zijn onafhankelijk van de reactorconfiguratie. De tweede groep parameters beschrijft op macroniveau de specifieke reactorcondities van het biofilmsysteem, zoals hydraulische condities, beluchting, reactorconfiguratie en bedrijfsvoering. De belangrijkste parameters zijn weergegeven in tabel 3.

Tabel 3 Overzicht van de belangrijkste parameters bij biofilm-processen voor de behandeling van afvalwater⁴.

parameters van de biofilm	kenmerken van de reactor
- concentraties opgeloste stoffen: CZV, NH_4^+, NO_2^-, NO_3^-, O_2 - concentraties onopgeloste stoffen; droge stof, CZV, heterotrofen - concentratie HCO_3^-, pH - concentratie toxische stoffen - diffusie- en verzadigingscoëfficiënten van CZV, NH_4^+, NO_2^-, NO_3^-, O_2, HCO_3^- - maximale groeisnelheden van de bacteriën - biofilmdikte en -dichtheid	- specifiek oppervlak - reactorconfiguratie, geroerd propstroom, gemengd - hydraulisch regime, laminair, turbulent - zuurstofoverdracht - biofilm-erosie ("rui") - biofilmbegrazing door ééncelligen

In de biofilm wordt de concentratie van een component bepaald door de diffusie van die component in de biofilm en de omzetting van die component door de bacteriën. Samen levert dit een tweede-orde differentiaalvergelijking:

$$\frac{d^2c}{dz^2} = -\frac{r_f L^2}{D C^*}$$

waarin: c = de dimensieloze substraatconcentratie C/C^* in de biofilm (-),
 C = de substraatconcentratie in de biofilm (kg/m^3)
 C^* = de substraatconcentratie in de vloeistof (kg/m^3)
 z = de dimensieloze afstand x/L tot de rand van de biofilm (-),
 L = de dikte van de biofilm (m),
 x = de afstand in de biofilm (m),
 r_f = de flux van substraat naar de biofilm ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$).

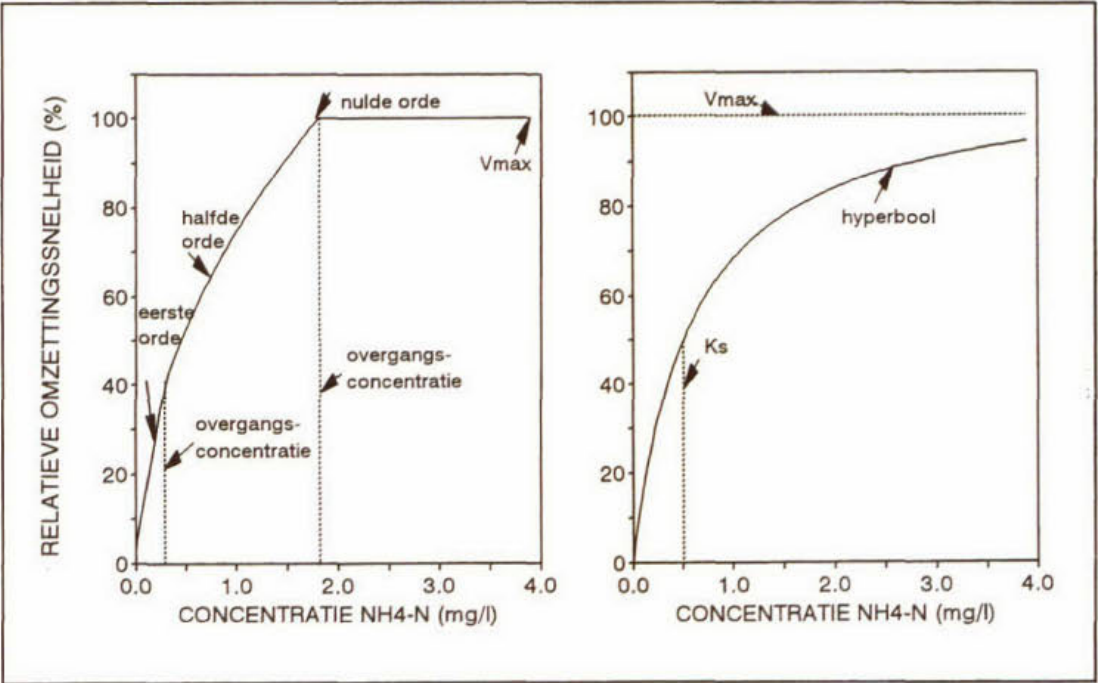
Het voert te ver om de oplossing van deze vergelijking in detail te bespreken. De oplossing levert voor de verwijderingssnelheid een eerste-orde, een halfde-orde en een nulde-orde gedeelte, met abrupte overgangen tussen de verschillende vergelijkingen. De uitkomst voor de verwijderingssnelheid als functie van de concentratie in de vloeistof is schematisch gegeven in figuur 2.

De verwijderingssnelheid is voor zeer lage concentraties, tot 0,5 - 2,0 maal de halfwaardeconstante K_s uit de Monod-vergelijking (circa 0,5 mg/l voor NH_4^+-N), recht evenredig met de concentratie (eerste orde). In een bepaald gebied (in de figuur tussen 0,4 en 1,8 mg/l) is de verwijderingssnelheid evenredig met de wortel van de concentratie (halfde orde). Boven een bepaalde concentratie is de verwijderingssnelheid onafhankelijk van de concentratie (nulde orde).

Voor praktijkomstandigheden betekent dit dat onder gebruikelijke condities de biofilm zo dik is, dat in de diepere lagen substraatlimitatie heerst. Onder deze condities is de activiteit van de totale biomassa evenredig met de wortel uit de substraatconcentratie. Is de biofilm minder dik of is de substraatconcentratie hoger, dan is de biofilm volledig voorzien van substraat en bereikt de biomassa zijn maximale activiteit.

Tot aan een bepaalde concentratie is de activiteit van een biofilm-reactor evenredig met de wortel uit de influentconcentratie en boven die concentratie is de activiteit constant. Deze overgangconcentratie hangt voor verschillende biofilms af van de

dikte en dichtheid van de biofilm, de relatieve bijdrage van de voor de betreffende component relevante bacteriën in de biofilm, de halfwaardeconcentratie van die component en de diffusiecoëfficiënt van die component in de biofilm. De beschrijving van de activiteit als functie van de concentratie kan ook goed worden benaderd door een hyperbolische functie⁵⁰. De beide benaderingen zijn schematisch weergegeven in figuur 2.



Figuur 2 Verloop van de capaciteit -in dit geval voor nitrificatie- als functie van de influentconcentratie van $\text{NH}_4^+\text{-N}$ volgens een gemengde eerste-, halfde- en nulde-ordekinetiek (met de maximale activiteit en de overgangconcentratie als beschrijvende parameters) en de hyperbolische (Monod-)kinetiek (met de schijnbare halfwaardeconcentratie K_s en de maximale activiteit V_{max} als beschrijvende parameters).

Uit de gelijkenis tussen de twee curven in figuur 2 blijkt dat het verschil onder de meeste praktijkomstandigheden niet waarneembaar zal zijn. Het verschil in de beschrijving van de capaciteit van biofilm-reactoren tussen de beide benaderingen is het grootst rond de overgangconcentratie en kan dan ongeveer 20 % bedragen (zie figuur 2). Een aantal parameters voor een biofilter met een biofilmdikte van 100 - 300 μm , is als voorbeeld gegeven in tabel 4.

Tabel 4 Voorbeeld van de kinetische parameters van een biofilm. Gegevens ontleend aan Toettrup *et al*⁴⁹.

	denitrificatie		nitrificatie			eenheid
component	$\text{NO}_3^-\text{-N}$	CZV	NH_4^+	alkaliteit	O_2	
reactieconstante	1,2	2,5	1,26	0,39	2,8	$\text{g}^{1/2} \cdot \text{m}^{-1/2} \cdot \text{d}^{-1}$
overgangconcentratie	1,4	9,4	1,8	0,4	6,8	mg/l
diffusie-coëfficiënt	1,5	1,2	1,7	1,2	2,0	$10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$

Ook andere beschrijvingen van de groei in biofilms worden wel gebruikt, welke uitgaan van logistische concepten: de groei wordt in deze modellen gelimiteerd door de hoeveelheid beschikbaar hechtmateriaal³³. In formule:

$$\mu = \mu_{\max} * B * (A_0 - a)/A_0,$$

waarin

- A_0 = het beschikbare oppervlak (m^2);
- a = het bezette oppervlak is (m^2);
- B = geeft een factor voor de bezetting van het hechtmateriaal door de bacteriën(-);
- μ = de groeisnelheid (h^{-1});
- $\mu_{\max}$ = de maximale groeisnelheid (h^{-1}).

Volgens deze theorie is de volumetrische activiteit onafhankelijk van de dikte van de biofilm.

3.3.2 Zuurstofvoorziening

De zuurstofvoorziening geschiedt door het binnendringen van zuurstof in de biofilm. Daarvoor gelden dezelfde omstandigheden als beschreven onder § 3.3.1. Afhankelijk van de dikte van de biofilm kan de zuurstofconcentratie beperkend zijn voor de nitrificatie (via een halfde-ordekinetiek) tot overgangskoncentraties van $6,8 \text{ mg/l}^{49}$; daarboven treedt dan pas de maximale activiteit op.

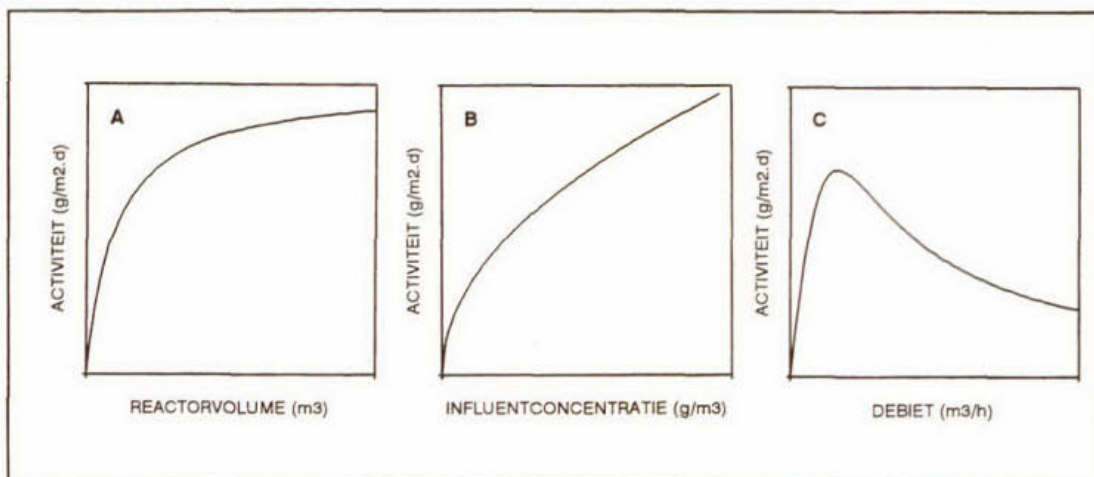
In een biofilm heerst sterke competitie om zuurstof. Dit betekent dat heterotrofe bacteriën zich sterker kunnen ontwikkelen dan autotrofe. Nitrificatie treedt pas op als het BZV in het afvalwater niet al te hoog meer is. Bij een hoog BZV worden nitrificerende bacteriën eenvoudigweg uit de biofilm "gedrukt".

Een belangrijke eis voor het plaatsvinden van nitrificatie in biofilmreactoren is dus dat de concentratie van degradeerbaar organisch materiaal laag moet zijn. Daarom moet bij het toepassen van biofilmsystemen voor N-verwijdering bij de zuivering van stedelijk afvalwater altijd een vergaande verwijdering van organisch materiaal door heterotrofe bacteriën in gesuspendeerde of vastbed-systemen plaatsvinden, met of zonder tussenbezinking.

3.3.3 Zwevende stof en biofilms

In de literatuur variëren de uitspraken over de afbraak van zwevende stof in biofilmreactoren van "vrijwel geen"³⁴ tot "redelijk"⁴⁵. De hydrolyse-acties die leiden tot de het oplossen van gesuspendeerd materiaal worden uitgevoerd door enzymen die zich over het algemeen aan of in de buurt van de biofilm bevinden²⁷. Hydrolyse in de bulkvloei-stof treedt eveneens op. Hierbij geldt dat de omzetting van kolloïdale deeltjes toeneemt met een dalende "gecombineerde hydraulische belasting" (Q^2/AV , waarin Q is het debiet, A is beschikbaar biofilmoppervlak en V het vloei-stofvolume²⁷). Dit is geïllustreerd in figuur 3.

Over het algemeen kan worden gesteld dat hoogbelaste biofilmreactoren niet geschikt zijn voor de verwijdering van hoge concentraties zwevende stof uit het afvalwater. Dit impliceert dat een voorbehandeling nodig is. De aanwezigheid van zwevende stof heeft ook een negatief effect op de nitrificatiecapaciteit van biofilm². Zwevende stof geeft aanleiding tot zuurstofverbruik en verlaagt de slibleeftijd, doordat gesuspendeerde deeltjes in de biofilm worden opgenomen. Er ontstaat daardoor eerder "rui".



Figuur 3 De activiteit van biofilms (in $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$) voor de verwijdering van zwevende stof uit het afvalwater. A: als functie van het reactorvolume; B: als functie van de influentconcentratie; C: als functie van het debiet²⁷.

3.3.4 Temperatuur

Biofilmprocessen zijn -net als alle andere microbiële processen- sterk afhankelijk van de temperatuur. Voor zuurstof-gelimiteerde processen geldt echter dat de daling van de activiteit van de biomassa sterk wordt gemaskeerd door de stijging van de oplosbaarheid van zuurstof bij lagere temperatuur. Bij dezelfde zuurstof-inbreng heeft een lagere temperatuur dus een betere zuurstofvoorziening tot gevolg. Zo werd bij een nitrificatieproces met behulp van polyethyleen dragermateriaal in een actiefslibstelsysteem geen effect van de temperatuur gemerkt in het temperatuurgebied van $6 - 18^\circ\text{C}$ ³⁵. Ook andere onderzoekers geven aan dat in biofilmsystemen bij lage temperaturen om die reden nog goede resultaten behaald kunnen worden^{8,52}.

De onder verschillende omstandigheden gegeven activiteiten worden in de onderhavige situatie alle teruggerekend naar een standaard-temperatuur van 15°C . De hiervoor gebruikte formule is:

$$R(T) = R(15) * 1.103^{(T-15)},$$

waarin

R = de specifieke omzettingssnelheid is ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$);
 T = temperatuur ($^\circ\text{C}$)

Hiermee worden experimenten en ervaringen bij verschillende temperaturen onderling vergelijkbaar.

3.3.5 "Rui" en begrazing van de biofilm

De neiging van een biofilm om steeds dikker te worden heeft tot gevolg dat de onderste delen -dicht bij het dragermateriaal- steeds slechter worden voorzien van voedingsstoffen en zuurstof. Dit kan tot gevolg hebben dat de biofilm loslaat. Dit verschijnsel staat bekend als "rui" en kan bij biofilmreactoren periodiek in vrij ernstige mate optreden. Overigens geschiedt dit vaak zonder enig merkbare invloed op het zuiveringsrendement³⁴. De bacteriële samenstelling van de biofilm

heeft de neiging zich zeer snel -in een tijdsbestek van dagen- aan te passen aan veranderende omstandigheden⁴⁸. "Rui" kan worden gecontroleerd door frequent te spoelen.

Begrazing van biofilms door eencellige of hogere organismen kan een serieus probleem vormen voor de stabiliteit van een biofilmreactor. Zo werd de nitrificatie-activiteit in een oxydatiebed ernstig verminderd door massaal optreden van "filter fly" larven². In biofilms die zich in de waterfase bevinden zijn eencelligen de voornaamste biofilm-consumenten. Op zich lijkt het optreden van eencelligen geen probleem te vormen⁵¹. In biofilter-systemen kan ervan worden uitgegaan dat begrazing geen probleem vormt, hoewel bij lage hydraulische belastingen in biofilters soms veel wormen kunnen optreden, door de ophoping van zwevende stof. Bij een stroomsnelheid van meer dan 2 m/h kon het optreden van wormen worden beperkt⁴⁷.

4 PROCESTECHNOLOGISCHE EN OPERATIONELE KENMERKEN

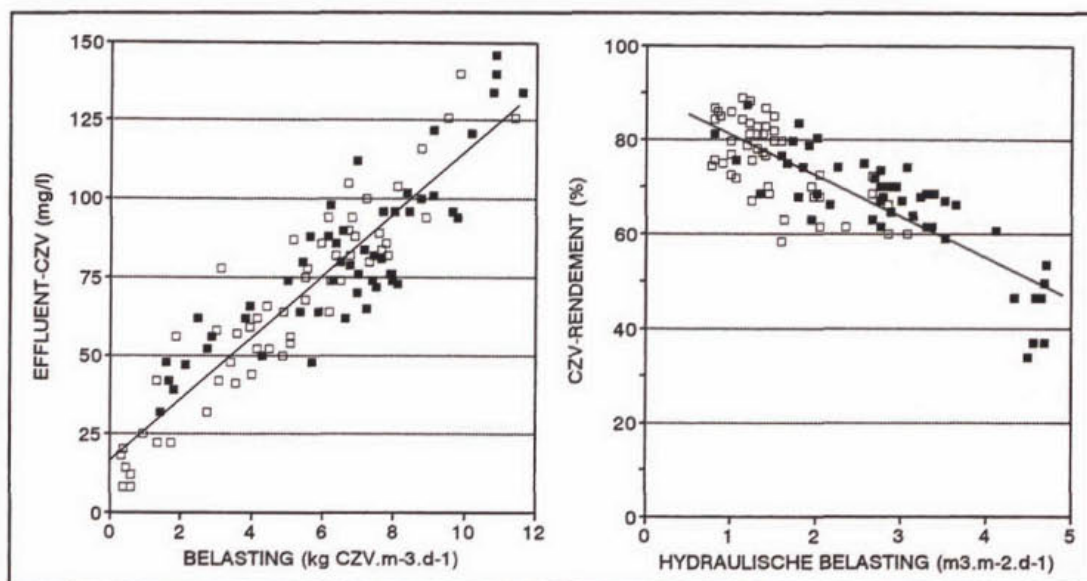
Procestechnologische aspecten vormen de basis vanwaaruit de overige aspecten als bedrijfsvoering, slibproductie en ruimtebeslag beoordeeld kunnen worden. Deze zullen nu achtereenvolgens aan de orde komen.

4.1 Procestechnologische aspecten

4.1.1 Prestaties

Organische stof

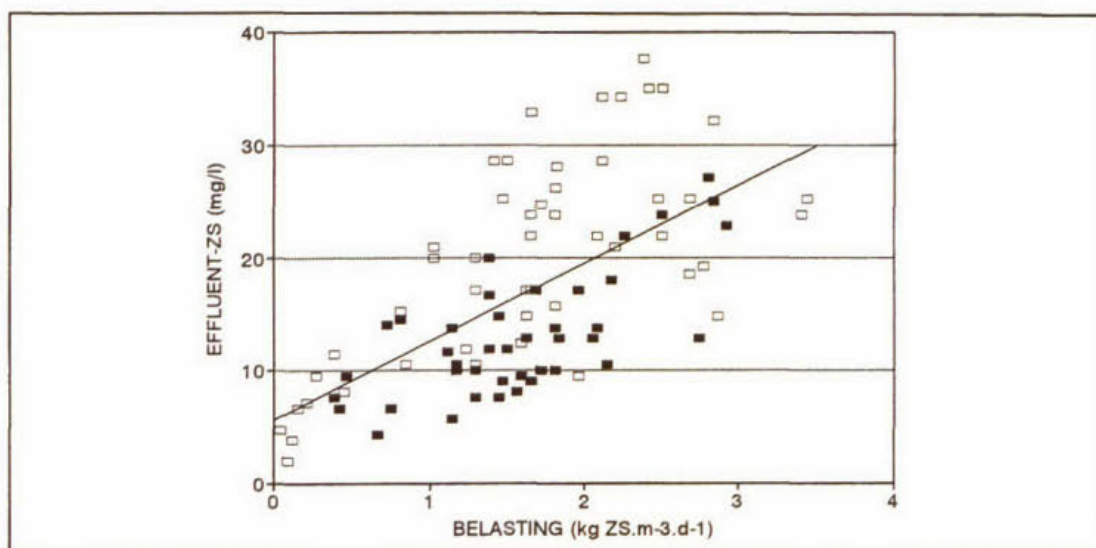
Op basis van het zwevendestofgehalte in compactsystemen (zie tabel 2, § 3.2) kan al geconcludeerd worden dat de specifieke CZV- en BZV-verwijdering van compactsystemen een factor twee à drie hoger zal zijn dan van actiefslibsystemen. In figuur 4 is de effluent-CZV van opwaarts en neerwaarts doorstroomde vastbedbiofilters gegeven als functie van de CZV-belasting. Uit de figuur wordt duidelijk dat de toepasbare CZV- en hydraulische belasting afhankelijk zijn van de eisen die aan het effluent-CZV gesteld worden.



Figuur 4 De werking van een aantal opwaarts (□) en neerwaarts (■) doorstroomde vastbed-biofilters. Links: het effluent-CZV als functie van de belasting; rechts: het verwijderingsrendement als functie van de hydraulische belasting. Gegevens ontleend aan Canler & Perret⁶.

zwevende stof

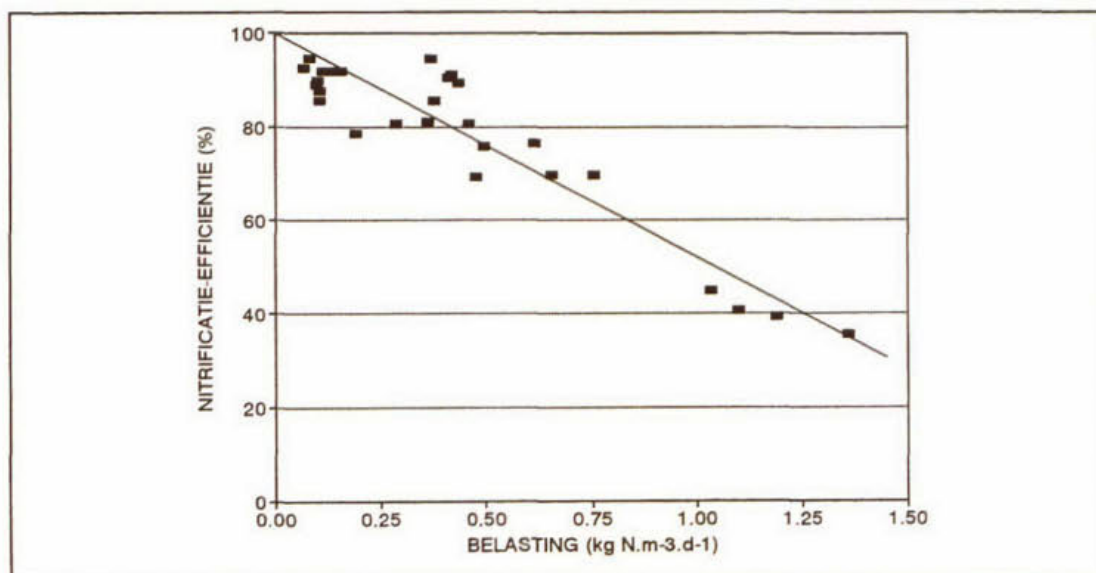
De accumulatie van zwevende stof is een belangrijk aspect van biofilters. De accumulatie bepaalt voor een groot deel welke frequentie van spoelen er moet worden aangehouden. Uit figuur 5 blijkt dat de concentratie van zwevende stof in het effluent voor een groot deel wordt bepaald door de zwevende-stofbelasting van de filters. Een zwevendestofgehalte lager dan 20-30 mg/l is zonder voorbehandeling van het afvalwater niet mogelijk.



Figuur 5 Het verband tussen de zwevende stof in het effluent en de belasting met zwevende stof van een aantal opwaarts (□) en neerwaarts (■) doorstroomde vastbed-biofilters⁶.

nitrificatie

De nitrificatiecapaciteit geeft een goede maat voor de hoeveelheid zuurstof die in verschillende systemen ingebracht kan worden (oxydatie tegenover denitrificatie). Bovendien zijn voor vele systemen de capaciteiten juist voor nitrificatie onderzocht; dit vanwege de oorspronkelijke belangstelling voor biofilmsystemen als tertiaire zuiveringsstap^{37,41}. Op basis van het hogere slibgehalte in biofilters (zie tabel 2, § 3.2) mag een hogere nitrificatiecapaciteit voor biofilters dan voor actiefslibsystemen verwacht worden. De verwijdering kan zelfs 2 tot 3 maal hoger zijn per volume-eenheid dan in actiefslibsystemen. In figuur 6 wordt de nitrificatiecapaciteit van biofilters (die zowel CZV verwijderen als nitrificeren) gepresenteerd.



Figuur 6 De nitrificatie-capaciteit van een aantal vastbed-biofilters voor CZV-verwijdering en nitrificatie als functie van de stikstof-belasting⁶ bij een geschatte temperatuur van 16 à 20°C.

Uit de figuur wordt duidelijk, dat het rendement van de nitrificatie sterk afhankelijk is van belasting met $\text{NH}_4^+\text{-N}$.

denitrificatie

Denitrificatie in biofilters wordt nog niet veel toegepast. Op dit moment wordt nog veel onderzoek verricht. Het blijkt dat de belangrijkste factor voor een goede denitrificatie de afbreekbaarheid van de C-bron is. Dit wordt veroorzaakt door het feit dat de contacttijd in een denitrificerend biofilter slechts 10-15 minuten bedraagt. Gedurende deze korte contacttijd wordt alleen snel biodegradeerbaar materiaal volledig omgezet. Andere fracties worden slechts gedeeltelijk omgezet^{1,9,10}.

Bovenstaande impliceert dat denitrificatie in biofilters vrijwel alleen met behulp van een externe, direct afbreekbare C-bron kan worden gerealiseerd. Alleen bij C/N verhoudingen in het afvalwater van meer dan 5 is een goede N-verwijdering te realiseren zonder gebruikmaking van een externe C-bron⁴⁹.

Volledige denitrificatie met methanol als C-bron is in biofilters realiseerbaar bij belastingen van meer dan $2 \text{ kg NO}_3\text{-N.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$. In pilot plant-experimenten werden bij belastingen tot meer dan $4 \text{ kg NO}_3\text{-N.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ goede rendementen vastgesteld^{9,23}. Stroomsnelheden van meer dan 5 m/h dienen gehandhaafd te worden omdat anders de filters te vaak teruggespoeld dienen te worden³⁸.

fosfaatverwijdering

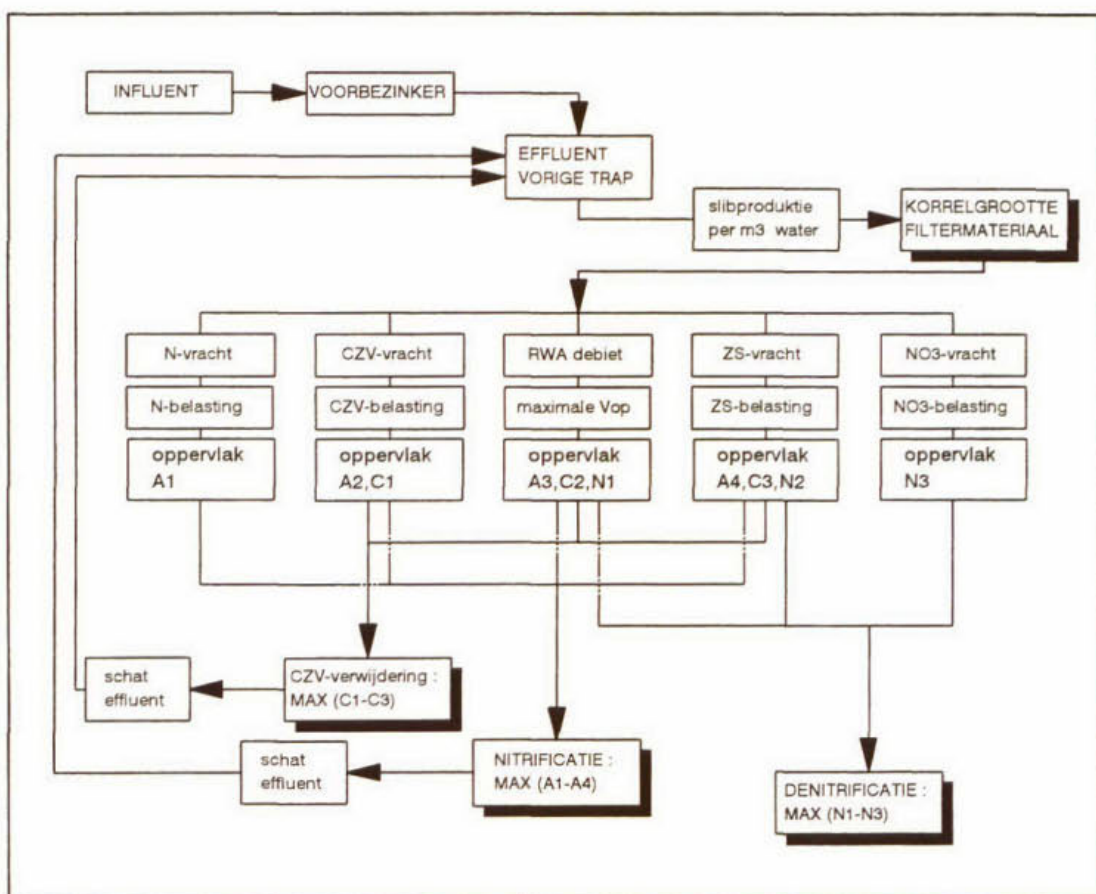
Biologische P-verwijdering lijkt te realiseren in biofilters. De P-gehalten in het slib zijn dan te vergelijken met die in actiefslibsystemen met biologische P-verwijdering^{17,18,20}. Ook anoxische biologische P-verwijdering (met nitraat als electronenacceptor) is in filters vastgesteld²⁴. In veel gevallen is er echter eerder sprake van chemische P-verwijdering door verhoging van de pH dan van werkelijk biologische P-verwijdering^{19,22}. In deze studie wordt het toepassen van biologische P-verwijdering in biofilm-systemen derhalve vooralsnog niet als een bewezen techniek beschouwd.

Chemische fosfaatverwijdering is in ieder geval zeer goed mogelijk in biofilters, zoals gedemonstreerd werd met Biostyr filters²⁶. Er treedt een goede afscheiding van het precipitaat op.

4.1.2 Dimensioneringsgrondslagen

Voor de dimensionering zijn de hoeveelheid zuurstof die kan worden overgedragen en de hoeveelheid biomassa die per m^3 filter kan worden gehandhaafd de belangrijkste parameters. Daarnaast zijn de aangroei van de biofilm, de toelaatbare accumulatie van zwevende stof en de gewenste effluentconcentratie bepalend voor de toe te passen korrelgrootte (die bepalend is voor het drukverlies over het filter⁴⁴). Een aantal dimensioneringsgrondslagen volgen vrijwel direct uit de in de figuren 4 t/m 7 gepresenteerde gegevens: de CZV-belasting, de opstroomsnelheid, de belasting met zwevende stof, en de nitrificatiecapaciteit zijn alle parameters die van belang zijn voor het ontwerp.

Biofilters dienen altijd parallel te worden opgesteld, in verband met de noodzakelijke spoelgangen. Tijdens het spoelen van een filter dienen de overige filters het afvalwater te verwerken. Daarom wordt geadviseerd om altijd tenminste drie filters op te stellen teneinde de hydraulische belasting tijdens het spoelen voor de overige filters niet te hoog te laten worden⁶.



Figuur 7 Schematische weergave van de dimensionering van een biofilter. Vop = filtersnelheid; O1 t/m O5 zijn de berekende oppervlakken.

De dimensionering van een vastbed-biofilter voor C-verwijdering, nitrificatie of denitrificatie is schematisch samengevat in figuur 7. Voor de bepaling van de korrelgrootte van een filter zijn de slibproductie per m³ behandeld water en de effluentconcentratie van zwevende stof bepalend. Hoe hoger de slibproductie en hoe hoger de toegelaten effluentconcentratie van zwevende stof, des te groter de afmetingen van het filtermateriaal. Voor filters voor CZV-verwijdering en denitrificatie worden korrelgroottes van 2,5 - 3,5 mm toegepast, terwijl voor nitrificatie een diameter van 2,0 - 2,5 mm wordt toegepast.

De afmetingen van een filter voor CZV-verwijdering worden bepaald door óf de CZV-vracht, óf het RWA-debiet, óf de vracht aan zwevende stof. Op basis van de ontwerpcriteria voor deze drie parameters kunnen drie filteroppervlakken berekend worden; het maximum van deze drie oppervlakken is bepalend voor de dimensionering. Als filters voor een verdere trap gedimensioneerd moeten worden, dient de effluentkwaliteit te worden geschat. Met de nieuwe effluentkwaliteit kan de dimensionering van een volgende trap worden ingegaan, zie figuur 7.

Voor een nitrificerend filter komt er naast de CZV-vracht, het RWA-debiet en de belasting aan zwevende stof de N-vracht bij. Er worden voor nitrificerende filters andere ontwerpcriteria gehanteerd (zie tabel 5), maar de dimensionering wordt op eenzelfde wijze uitgevoerd. Opnieuw moet ook de effluentkwaliteit worden geschat, om de dimensionering van een eventuele volgende trap in te gaan, zie figuur 7.

Voor een denitrificerend filter gelden het RWA-debiet, de vracht aan zwevende stof voor het filter en de nitraatvracht als bepalende criteria voor het ontwerp (zie figuur 7).

Voor een drijvend biofilter gelden iets andere regels: deze kunnen een onderverdeling in een aërobe en een anoxische zone hebben, zoals berekend kan worden voor actiefslibinrichtingen. Deze ruimte wordt vervolgens als een anoxisch deel van de hoogte van het filter uitgevoerd. De verdere ontwerpcriteria zijn bij benadering dezelfde als voor vastbedfilters.

Enige ontwerp-parameters voor biofilters zijn samengevat in tabel 5. De maximale concentraties die worden toegelaten in biofilters bedragen 100 mg zwevende stof/l, 600 mg CZV/l, 80 mg $\text{NH}_4^+\text{-N/l}$ en 60 mg $\text{NO}_3^-\text{-N/l}$. Voor de Nederlandse situatie is de hydraulische belasting doorgaans bepalend voor de dimensionering.

Tabel 5 Globale ontwerp-parameters van biofilters.

PARAMETER	CZV-verwijdering	Nitrificatie	Denitrificatie	eenheid
korrelgrootte	2,5 - 3,5	2,0 - 2,5	2,7 - 3,5	mm
hydraulische belasting	10,0	10,0	12,0	$\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$
zwevendestofbelasting	1,5	0,5	1,5	$\text{kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$
CZV-belasting	12,0	1,0	— ¹	$\text{kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$
BZV-belasting	8,0	0,7	—	$\text{kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$
$\text{N}_\text{K}\text{-N}$ -belasting ¹	—	0,6 ²	—	$\text{kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$
$\text{NO}_3^-\text{-N}$ -belasting	—	—	1,3	$\text{kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$

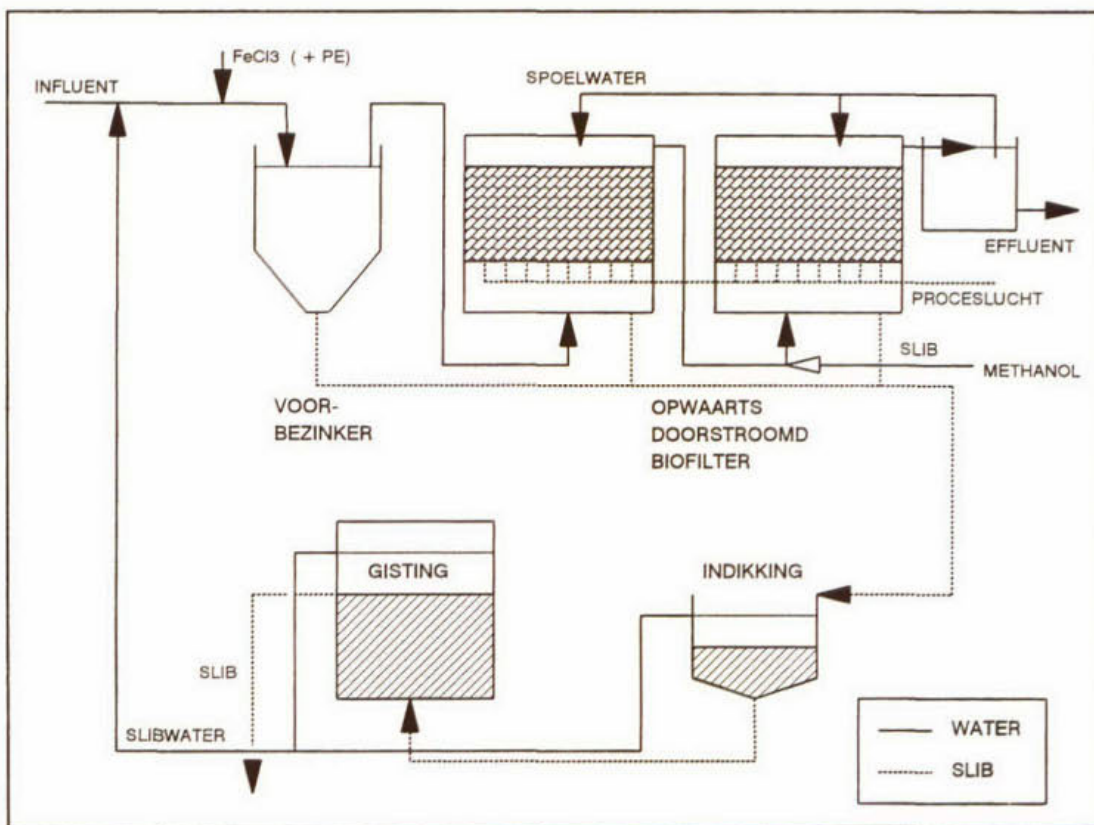
1: —: niet van toepassing;

2: bij 15°C.

4.2 Operationele aspecten

Biofilters zijn gevoelig voor verstopping. Het gehalte aan zwevende stof in de aanvoer mag om die reden niet hoger zijn dan circa 100 mg/l. Bovendien worden biofilters (nog) niet toegepast voor biologische fosfaatverwijdering. Door voorprecipitatie door dosering van FeClSO_4 of FeCl_3 kan zowel het P-gehalte als het zwevendestofgehalte worden gereduceerd. Hiermee wordt het gehalte aan zwevende stof in huishoudelijk afvalwater met circa 80% gereduceerd, en wordt het fosfaatgehalte in het influent teruggebracht tot 1-2 mg/l. Het fosfaatslib tijdens de voorbezinking wordt verwijderd. De reductie aan BZV is doorgaans zodanig, dat de BZV/N verhouding wordt teruggebracht tot lager dan 2,7. Dit betekent dat voor de denitrificatie dosering van een externe C-bron noodzakelijk is. In zijn algemeenheid heeft een biofilter-inrichting een opzet als schematisch weergegeven in figuur 8.

Het bedrijven van een biofilter komt in principe op het volgende neer. De opgeloste componenten in het afvalwater worden in het biofilter omgezet en de zwevende stof accumuleert in het filter. De omzetting van componenten geeft aanleiding tot het aangroeien van de biofilm en op termijn tot het loslaten van delen van de biofilm. De accumulatie van zwevende stof en afgeschuurde biofilm in het filter leidt tot het oplopen van de druk over het filter. Passeert de druk over het filter een zekere grens, dan dient het filter te worden teruggespoeld. Er wordt teruggespoeld met effluent. Hierbij is de watersnelheid hoog en wordt tevens de luchttoevoer verhoogd. In tabel 6 is een aantal relevante parameters van biofilters samengevat.



Figuur 8 Schematisch overzicht van een rioolwaterzuiveringsinrichting met compactsystemen.

4.2.1 Slibproductie

De slibproductie in filtersystemen is vrijwel gelijk aan die in actiefslibsystemen met een vergelijkbare opzet. De slibproductie bij de voorbezinking, waarbij al dan niet voorprecipitatie wordt toegepast, zal exact hetzelfde zijn. De biologische slibproductie in filtersystemen is vergeleken met actiefslibsystemen iets lager: voor het Biofor-proces (zie § 5.1) wordt $0,75 \text{ kg/kg BZV}_\Delta$ (BZV_Δ : verwijderde BZV) opgegeven. Bij actiefslibsystemen bedraagt de slibproductie ongeveer $1,0 \text{ kg/kg BZV}_\Delta$. Betrokken op de influent-BZV betekent dit een slibproductie van respectievelijk $0,3$ en $0,4 \text{ kg/kg BZV}$. Dit verschil kan worden verklaard doordat door het hogere zuurstofgehalte een hogere mineralisatiegraad wordt bereikt. Bij voorprecipitatie kan gerekend worden met een slibproductie tijdens de voorbezinking van circa $1,1 \text{ kg DS/kg BZV}$. De totale slibproductie van biofilters zou dan circa 10% lager zijn dan die van actiefslibinrichtingen. Dit verschil wordt als niet-significant beschouwd.

4.2.2 Energieverbruik

Het energieverbruik van een compactsysteem is hoger dan dat van een actiefslib-systeem. Dit wordt veroorzaakt door de grotere hoeveelheid lucht die wordt toegepast, de energie die nodig is voor het terugspoelen, en de benodigde pompenergie. Als geen nadenitrificatie met methanol wordt toegepast, is effluentrecirculatie van $200\text{--}300\% \times \text{DWA}$ noodzakelijk voor een goede N-verwijdering²⁵. In figuur 9 is een illustratie gegeven van het energieverbruik van een opwaarts doorstroomd vastbedfilter.

Tabel 6 Samenvatting van parameters van neerwaarts doorstroomde, opwaarts doorstroomde vastbedfilters en drijvende filters. De waarden hebben betrekking op het filtervolume, niet het totale reactorvolume.

parameter	neerwaarts doorstroomd vastbed	opwaarts doorstroomd vastbed	drijvend bed	eenheid
filter				
filtermateriaal	geëxp. klei	geëxp. klei	polystyreen	-
diameter	2,5 - 3,5	2,5 - 3,5	3,0 - 6,0	mm
diameter (tertiair) ⁵	2,0 - 2,5	2,0 - 2,5	3,0 - 3,5	mm
oppervlak (leeg) ⁶	1500	1500	1200	m ² /m ³
porositeit ⁶	0,40	0,40	0,39	-
biofilm				
biofilmdikte ⁶	20 - 100	20 - 100	100 - 300	μm
verloop biofilm	gelijkmatig	gelijkmatig	gelijkmatig	-
slibconcentratie ¹	3 - 6 (?)	5 - 10	5 - 10	kg/m ³
reactor				
bedhoogte	± 3	2 - 4	± 3	m
effectief volume	± 50	± 50	± 50	%
voor/nabehandeling				
voorbehandeling	lamellen ²	klassieke	lamellen ²	-
nabezinking	geen	geen	geen	-
capaciteit				
CZV	4 - 6	5 - 12	5 - 7 ³	kg CZV.m ⁻³ .d ⁻¹
BZV	2 - 3,5	± 6	± 3 ³	kg BZV.m ⁻³ .d ⁻¹
nitrificatie	0,4 - 0,6	1,0 - 1,5	1,8 - 2,0	kg N.m ⁻³ .d ⁻¹
denitrificatie		2 - 5	1,7 - 4,0	kg N.m ⁻³ .d ⁻¹
hydraulica				
watersnelheid ⁴	1 - 4	1 - 6	1,5 - 5	m/h
stroomrichting	neerwaarts	opwaarts	opwaarts	-
luchtsnelheid			18	m/h
recirculatie	100-300	100-300	100-500	%
wassen				
spoelfrequentie	dagelijks ⁶	dagelijks	1x per 1 á 2 d	-
spoellucht	50	20	60	m/h
spoelwater	50	70	50	m/h
spoelverbruik	tot 20	tot 20	10-20	% van V _{infl}
energie				
kg O ₂ /kg ΔCZV	10 - 12	± 6	?	kg O ₂ /kg CZV _Δ
kWh/kg CZV _Δ	± 1.0	± 1.3	± 1.0	kWh/kg CZV _Δ
vermogen				
beluchting	300	130		W/m ³ _r
spoellucht	650	600		W/m ³ _r
spoelwater	300	700		W/m ³ _r

1: Berekend uit oppervlak * biofilm-dikte * biofilm-dichtheid, welke laatste is gesteld is 30 kg/m³³⁶.

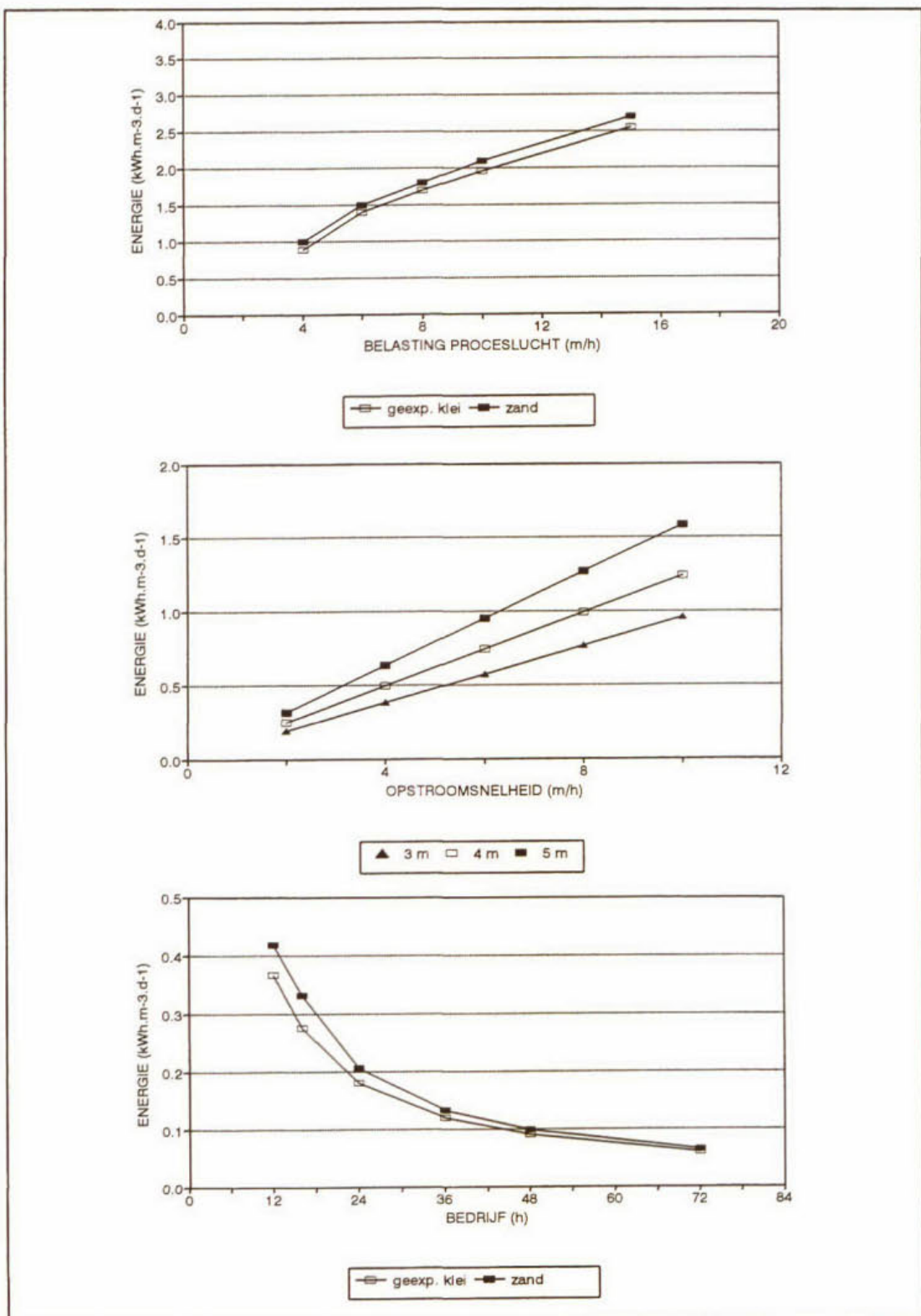
2: Eventueel voorafgegaan door coagulatie/flocculatie.

3: Gegevens van slechts één installatie beschikbaar.

4: Voor tertiaire behandeling kunnen de maximale waarden 100 % hoger zijn.

5: Betrokken op kleinere diameters, voor tertiaire behandeling.

6: In de regel; hangt af van het systeem.



Figuur 9 Energieverbruik van een opwaarts doorstroomd vastbedfilter. Boven: energieverbruik voor de beluchting als functie van het verbruik van proceslucht; midden: pompenergie als functie van de opstroomsnelheid in het filter bij verschillende drukverliezen; onder: energieverbruik voor spoelen als functie van de bedrijfstijd.

Ongeveer 87 % van de energie wordt gebruikt voor de proceslucht⁶. Hierbij dient te worden opgemerkt dat zuurstofsturing nog in geen enkel geïnstalleerd biofilter wordt toegepast. Het energieverbruik van neerwaarts doorstroomde vastbedfilters is iets lager dan dat van opwaarts doorstroomde: 1.02 tegen 1,25 kWh/kg CZV_Δ⁶.

Bij drijvende biofilters kan aangenomen worden dat het energieverbruik, op grond van het geringere dichtheidsverschil tussen afvalwater en filtermateriaal, lager zal zijn. Uit de literatuur zijn geen precieze waarden bekend.

4.3 Ruimtebeslag en luchtbehandeling

4.3.1 Ruimtebeslag

Vergelijking van de omzettingscapaciteiten van biofilters en actiefslibsystemen is feitelijk een vergelijking van het netto filterbedvolume van een biofilter en de aëratietank van een actiefslibstelsysteem. Het totale reactorvolume van een biofilter bedraagt bij benadering twee keer zoveel als het bedvolume⁴⁹. Bovendien wordt een biofilter doorgaans voorafgegaan door een voorbezinking, vaak in de vorm van een lamellenbezinker. Er is echter geen nabezinking nodig.

Voor een laagbelast actiefslibstelsysteem met een slibgehalte van 4,5 g/l en een SVI van 150 ml/g bedraagt het ruimtebeslag van beluchting en nabezinking ongeveer het dubbele van het volume van de beluchte ruimte. Bij een vergelijking van het ruimtebeslag van biofilter- en actiefslibsystemen spelen de voor- of nageschakelde elementen derhalve een belangrijke rol.

Het ruimtebeslag van een zuiveringsinrichting is een functie van het oppervlak van de verschillende elementen waarbij een "vrije ruimte" wordt opgeteld, plus het oppervlak voor wegen, gebouwen en groenstrook. Een formule voor de berekening van het oppervlak van een conventionele RWZI is gegeven in de bijlage.

4.3.2 Luchtbehandeling

Bij de behandeling van afvalwater speelt de reductie van de geuremissie een belangrijke rol. De kosten voor het afdekken van installaties zijn aanzienlijk. Bij een vergelijking van conventionele actiefslibsystemen met compactsystemen dient het afdekken te worden meegenomen. Het oppervlak van de verschillende elementen van een inrichting speelt bij de dimensionering van de luchtbehandeling een rol, evenals de hoeveelheid lucht die wordt gebruikt. Het af te dekken oppervlak van een conventionele RWZI kan gesteld worden op:

$$O = O_{VB} + O_{AN} + M * O_{BR} + O_{IN} ,$$

waarin

- O_{VB} = oppervlakte van voorbezinking;
- O_{AN} = oppervlakte van de anaërobe ruimte;
- O_{BR} = oppervlakte van de beluchtingsruimte;
- O_{IN} = oppervlakte van de indikking,
- M = factor, die afhankelijk van de lokale omstandigheden 0 of 1 is; $M = 1$ bij de strengste eisen en $M = 0$ bij minder strenge eisen.

Het af te dekken oppervlak is bij biofilters veel kleiner. Elementen als voorbezinking en na-indikking dienen vanzelfsprekend ook bij compactsystemen te worden afgedekt.

Afhankelijk van de eisen die er aan de geurbestrijding op een RWZI gesteld worden, kan de hoeveelheid te behandelen lucht benaderd worden met:

$$V = O_{RZ} * 10 + O_{VB} * 3 + O_{AN} * 3 + (M * O_{BR,p} * 1 \text{ of } M * L_{BR,b}) + O_{IN} * 2,$$

waarin

- O_{RZ} = de oppervlakte van roostergoed en zandvanger,
- $O_{BR,p}$ = de oppervlakte van de aëratietank (bij puntbeluchting),
- $L_{BR,b}$ = de hoeveelheid ingebrachte lucht (bij bellenbeluchting),

De formule voor de hoeveelheid te behandelen lucht bij compactsystemen is in principe gelijk aan die voor de hoeveelheid lucht bij een actiefslibstelsysteem met bellenbeluchting. Hierbij moet voor L_{BR} de hoeveelheid in het systeem toegepaste lucht worden gelezen.

5 GESELECTEERDE COMPACTSYSTEMEN

In dit hoofdstuk worden de bedrijfsresultaten van een aantal compactsystemen, waarmee ervaring op praktijkschaal of op relevante pilot-schaal is opgedaan, beschreven. Allereerst wordt de selectie beschreven, vervolgens komen van elk systeem de bedrijfsvoering, de algemene processtabiliteit en de verwijdering van BZV, N en P aan de orde.

5.1 Selectie van de compactsystemen voor nader onderzoek

De criteria voor de selectie van de compactsystemen zijn de volgende geweest:

1. minimaal 1 jaar bedrijfservaring;
2. niet alleen CZV-verwijdering;
3. geen tertiaire nitrificatie ($N_{TOT} > 20-25 \text{ mg/l}$);
4. minimaal een combinatie van twee van de processen CZV-verwijdering, nitrificatie, denitrificatie en chemische fosfaatverwijdering;
5. effluenteisen met betrekking tot BZV en zwevende stof die overeenkomen met de huidige Nederlandse situatie en met betrekking tot P en N die overeenkomen met de toekomstige situatie.

Op basis van de vereiste bedrijfservaring kwamen de volgende typen compactsystemen in aanmerking:

Biofor filters

Biofor is een opwaarts doorstroomd vastbedsysteem dat op de markt wordt gebracht door Degrémont. Het filtermateriaal, en de korrelgrootte ervan, is afhankelijk van de verwachte slibproductie: 3,0 - 3,7 mm geëxpandeerde klei voor CZV-verwijdering en denitrificatie-filters en 2,0 - 2,5 mm zand voor nitrificatiefilters. De dichtheid van geëxpandeerde klei is 1400 - 1800 kg/m³. De optimale bedhoogte is circa 3 m. De meeste operationele filters worden gebruikt voor de zuivering van industrieel afvalwater³⁸. Voor huishoudelijk afvalwater zijn momenteel circa 40 van deze filters in bedrijf. Het merendeel van deze filters is in gebruik voor CZV-verwijdering en nitrificatie. Biofor-systemen zijn tot op heden niet op praktijkschaal als integraal systeem (verwijdering van CZV en N) voor de behandeling van stedelijk afvalwater in werking. Er is slechts één Biofor filter sinds medio 1994 in gebruik voor vergaande N-verwijdering RWZI Oslo. Om deze reden zijn in deze haalbaarheidsstudie van Biofor alleen nageschakelde systemen bij hoge ammonia-concentraties in beschouwing genomen.

Biocarbone filters

Biocarbone is een neerwaarts doorstroomd vastbedsysteem dat op de markt wordt gebracht door OTV. Het filter wordt neerwaarts doorstroomd en het dragermateriaal van het filter bestaat uit geëxpandeerde klei met een diameter (afhankelijk van de gewenste stroomsnelheid) tussen 2 - 6 mm. De deeltjesdiameter is groter naarmate de slibproductie groter is. Het specifieke oppervlak bedraagt 1000 - 2000 m² per m³ bedvolume, afhankelijk van de deeltjesdiameter. De porositeit bedraagt circa 0,4 bij een schoon bed. De dikte van de biofilm is doorgaans gering en bedraagt minder dan 30 µm⁵⁰. De bedhoogte is 2,0 - 3,0 m. Voor huishoudelijk afvalwater worden deze filters al sinds halverwege de tachtiger jaren toegepast^{14,42}. Er zijn momenteel circa 30 van deze filters in bedrijf voor de behandeling van huishoudelijk afvalwater; drie daarvan zijn ingezet voor vergaande P- en N-verwijdering.

Biostyr filters

Biostyr filters, op de markt gebracht door OTV, hebben een filtermateriaal dat bestaat uit bolletjes van polystyreen met een diameter van 3.0 - 3.5 mm. Door de lage soortelijke massa van polystyreen drijft het filter.

In Frankrijk en Denemarken is een aantal van deze Biostyr reactoren in bedrijf of in aanbouw. Deze installaties zijn vooral bedoeld voor vergaande N-verwijdering. Door de beluchting niet onder het filter, maar op een bepaalde hoogte in het filter toe te passen, kan op een relatief eenvoudige manier voor-denitrificatie worden gerealiseerd. Door de korte contacttijd is er echter alleen sprake van denitrificatie indien gemakkelijk afbreekbare organische stof aanwezig is. Biostyr-systemen worden als integraal systeem voor de zuivering van stedelijk afvalwater alleen in Nyborg toegepast. Op dit moment zijn er drie Biostyr installaties voor P- en N-verwijdering in bedrijf en circa tien in voorbereiding.

De volgende inrichtingen zijn op basis van de verdere selectiecriteria (criteria 2 tot en met 5 op de vorige bladzijde) gekozen uit ter beschikking gestelde overzichten van praktijkinstallaties (zie tabel 7). Bij de bespreking is ook het pilot-plant onderzoek op de RWZI Houtrust betrokken⁴⁷.

Tabel 7 De geselecteerde compactsystemen.

Systeem		RWZI	Land	Opstart	Doel ¹
Biofor	opwaarts doorstroomd	Cloppenburg	Duitsland	1991	C + N + P ²
		Keulen-Stammheim	Duitsland	1992	N + P
Biostyr	drijvend	Nyborg	Denemarken	1993	C + N + D
Biocarbone	neerwaarts doorstroomd	Hundested	Denemarken	1992	C + N + D

1: C: CZV- en BZV-verwijdering; N: nitrificatie; P: fosfaatverwijdering; D: denitrificatie.

2: Optie

De RWZI Keulen zal verder niet in beschouwing worden genomen, omdat tijdens het bezoek bleek dat het afvalwater na de aan de biofilters voorafgaande zuivering al vrijwel aan de effluenteisen voldeed. Deze RWZI kon dus niet gebruikt worden voor een beoordeling van de werking van Biofor-systemen.

Op de RWZI Cloppenburg wordt simultane chemische defosfatering toegepast op de voorgeschakelde hoogbelaste actiefslibinstallatie. Bij de Deense installaties wordt voorprecipitatie toegepast.

5.2 RWZI Cloppenburg

5.2.1 Beschrijving

De RWZI Cloppenburg bestaat uit een voorbezinktank, een hoogbelast oxydatiebed, twee hoogbelaste beluchtingstanks en drie nabezinktanks met een oppervlaktebelasting van 1,5 m/h. Een Biofor-installatie is achter de genoemde procesonderdelen geschakeld (in Cloppenburg zijn de bestaande elementen gehandhaafd bij uitbreidingen van de inrichting). Het effluent wordt opgevangen in drie in serie geschakelde effluentvijvers, waarna het wordt geloosd.

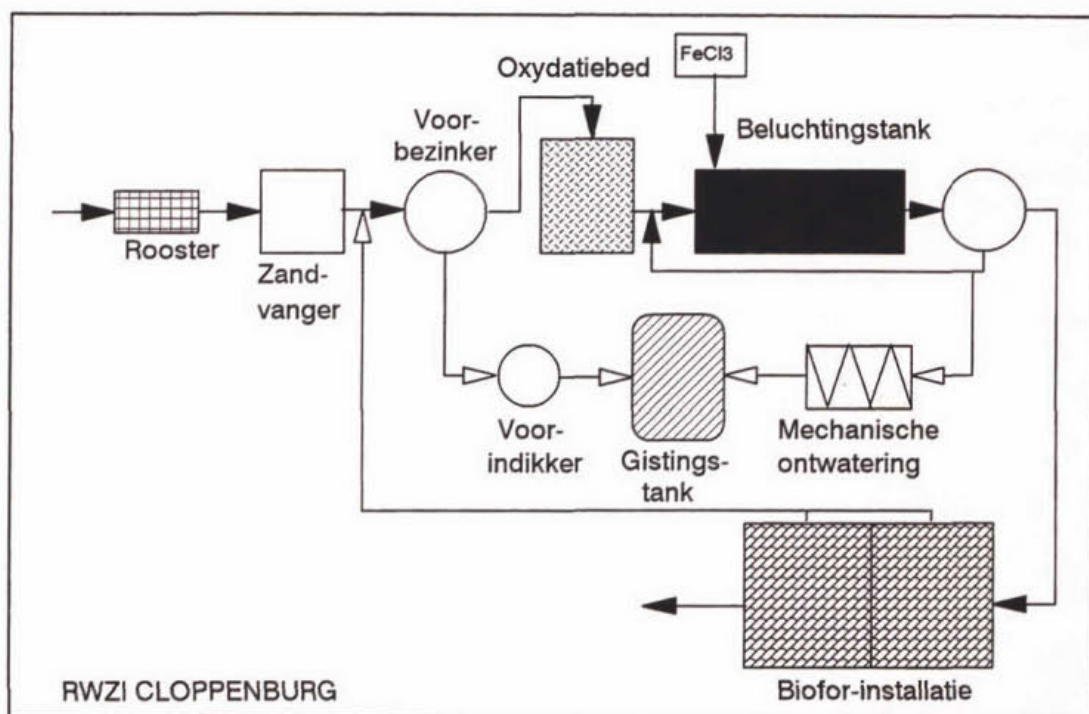
Het primaire slib wordt vooringedikt en het secundaire slib wordt mechanisch ontwaterd, waarna de beide slibsoorten worden vergist in twee gistingstank. Na na-indikking wordt het uitgegiste slib gestort.

De RWZI kampt met sterk wisselende organische- en hydraulische belastingen door lozingen van een slachterij en aardappelverwerkende industrieën. Dit bedrijfsafvalwater geeft een belasting van ± 100.000 i.e. De gemiddelde CZV- en BZV-concentraties zijn hoger dan die van Nederlands stedelijk afvalwater. In tabel 8 zijn de dimensioneringsgrondslagen van RWZI Cloppenburg opgenomen. De RWZI is op het moment volledig belast.

Tabel 8 Ontwerpparameters RWZI Cloppenburg.

parameter		waarde
i.e.	(à 54 g BZV)	210.000
DWA	(m ³ /d)	15.800
RWA	(m ³ /d)	20.200
CZV	(kg/d)	22.800
BZV	(kg/d)	11.400
N _{KJ} -N	(kg/d)	1.865
P _{TOT} -P	(kg/d)	300

Een schema van de zuiveringsinrichting is gegeven in figuur 10.



Figuur 10 Schema van de RWZI Cloppenburg.

De twee in serie geschakelde Biofor filters bestaan uit een filter voor CZV- en N-verwijdering, waarin het toegepaste filter-materiaal geëxpandeerde klei is, en een filter voor rest- CZV- en N-verwijdering waarin zand wordt toegepast. Het spoelwater van de filters (met slib) wordt teruggevoerd naar de voorbezinktank. In de biofilters wordt een vaste zuurstofregeling toegepast. Hierbij wordt zuurstofverzadiging nagestreefd. De biofilters werden in 1992 opgeleverd. De belangrijkste technische parameters van de biofilters zijn weergegeven in tabel 9.

Tabel 9. Technische parameters van de Biofor-filters, RWZI Cloppenburg

parameter	eerste filtertrap	tweede filtertrap
aantal	6	7
materiaal	bioliet	zand
oppervlak (m ²)	40,9	40,9
bedhoogte (m)	2,9	2,9

In tabel 10 zijn de randvoorwaarden van influent en effluent weergegeven waarvan bij het ontwerp is uitgegaan.

Tabel 10. Randvoorwaarden voor influent en effluent voor het ontwerp van de biofilters van de RWZI Cloppenburg.

parameter	influentis	effluentis
BZV (mg/l)	50	15
NH ₄ ⁺ -N, 15°C (mg/l)	50	5
7°C (mg/l)		10
P _{TOT} (mg/l)	2	2
zwevende stof (mg/l)	50	25

5.2.2 Bedrijfsresultaten

Algemeen

In tabel 11 zijn de gemiddelde waarden over 1993-1994 voor een aantal parameters samengevat. Er werd FeClSO₄ gedoseerd in de beluchtingstank met een Me/P-verhouding van gemiddeld 1,5.

Tabel 11. Gemiddelde resultaten over 1993-1994 van de RWZI Cloppenburg.

parameter	influent	aanvoer oxydatiebed	aanvoer beluchting	aanvoer Biofor	effluent Biofor	rende- ment ¹
BZV (mg/l)	610	—	—	26	< 5	> 95 %
CZV _{TOT} (mg/l)	1820	1400	460	64	31	93 %
NH ₄ ⁺ -N (mg/l)	67	52	50,6	46,7	< 1	> 98 %
PO ₄ ³⁻ -P (mg/l)	11,4	9,95	8,01	1,4	< 1	91 %
pH (-)	6,9	7,2	7,9	7,9	6,9	—

1 : betrokken op beluchtingstanks en biofilters

Processtabiliteit

De stabiliteit van het biofilter-proces op de RWZI Cloppenburg is zeer hoog. Ondanks de sterk wisselende belastingen zijn de effluentwaarden voor CZV zeer constant: over 1993-1994 bedroeg de CZV-concentratie in het influent van de filters 64 ± 31 mg/l (standaardafwijking), terwijl het CZV van het effluent 31 ± 6 mg/l bedroeg. De opstroomsnelheid in de filters varieert van 2 tot 10 m/h.

BZV-verwijdering

Uit de bedrijfsgegevens over 1993-1994 komt naar voren dat de BZV-verwijdering over de filters 81 % bedraagt. De gemeten effluentwaarden zijn alle ≤ 5 mg/l, met een gemiddelde van 2,3 mg/l.

N-verwijdering

Denitrificatie wordt niet toegepast op de RWZI Cloppenburg. De biofilters worden alleen voor CZV-verwijdering en nitrificatie toegepast. De nitrificatie is volledig in 1993-1994: het effluentgehalte is gemiddeld 0,8 mg N/l, met één uitschieter van 11 mg/l, bij een aangevoerde vracht van 515 kg N/d ($\approx 0,6$ kg N.m⁻³.d⁻¹, als wordt uitgegaan van nitrificatie in het tweede filter).

Energieverbruik

Over het energieverbruik van de filters zijn geen specifieke getallen bekend. Volgens de opgave van de leverancier bedraagt het energieverbruik van de filters bij benadering 3200 kWh/d voor proceslucht, 800 kWh/d voor pompenergie en 310 kWh/d voor terugspoelen. Dit levert bij een DWA van 15.800 m³/d een energieverbruik op van 0,27 kWh/m³ (DWA) $\approx 0,22$ kWh/m³ betrokken op de totale afvalwaterstroom.

Slibproductie

De slibproductie van de biofilters wordt niet apart gemeten. Aangezien de aangevoerde BZV-vracht voor de filters gering is, is het aandeel van het spuislib van de biofilters ten opzichte van de totale hoeveelheid spuislib van de RWZI nihil.

Bijzonderheden

Het filter wordt met een frequentie van 24 uur gespoeld, tenzij de (automatisch geregistreerde) drukval over de filters een eerdere spoelcyclus noodzakelijk maakt. Dit laatste gebeurt zelden.

Aangezien het proces automatisch verloopt, wordt circa 1 à 2 uur per dag actief besteed aan de controle van de essentiële procesonderdelen zoals lucht- en spoelvoorzieningen.

5.3 **RWZI Hundested**

5.3.1 Beschrijving

De RWZI Hundested bestaat uit een rooster, een beluchte zand- en vetvanger, een voorbezinktank, gevolgd door een Biocarbhone-installatie met voordenenitrificatie en een effluent- en spoelbuffer. In de zand- en vetvanger wordt ten behoeve van de fosfaat- en zwevendestofverwijdering FeCl₃ gedoseerd.

Het effluent wordt, ten behoeve van de denitrificatie, gerecirculeerd naar het anoxisch filter. Het spoelwater van de filters (met slib) wordt teruggevoerd naar de voorbezinktank. De biofilters zijn sinds 1992 in bedrijf.

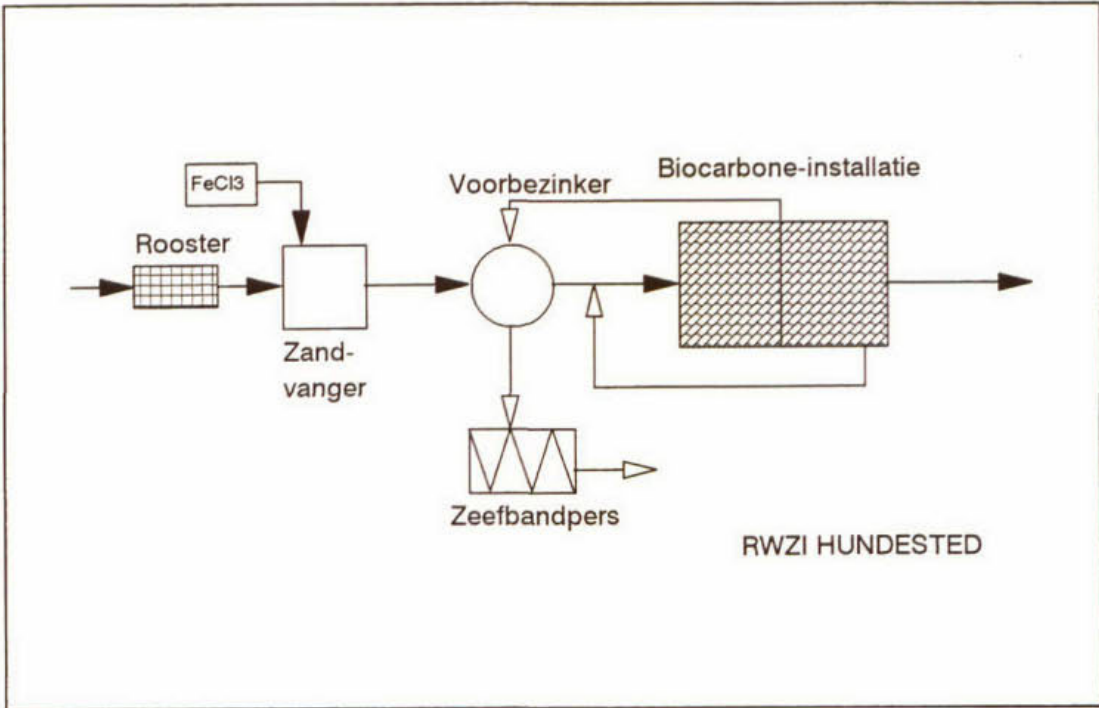
Het slib uit de voorbezinker wordt na polymeedosering ontwaterd met een zeefbandpers, en vervolgens met kalk gemengd en afgezet in de landbouw.

De RWZI behandelt hoofdzakelijk huishoudelijk afvalwater en een geringe hoeveelheid afvalwater uit de visindustrie. In tabel 12 zijn de dimensioneringsgrondslagen van RWZI Hundested opgenomen. De BZV-belasting van de RWZI bedraagt momenteel (1994) 60% van de ontwerp-belasting.

Tabel 12 Ontwerpparameters van de RWZI Hundested

parameter		waarde
i.e.	(à 54 g BZV)	18.000
maximaal debiet	(m ³ /d)	3.000
CZV	(kg/d)	2.274
BZV	(kg/d)	972
N _{TOT} -N	(kg/d)	184
P _{TOT} -P	(kg/d)	35
zwevende stof	(kg/d)	1453

Een schema van de zuiveringsinrichting is gegeven in figuur 11.



Figuur 11 Schema van de RWZI te Hundested.

De Biocarbhone installatie bestaat uit 6 parallele anoxische filters, in serie met 12 parallele aërobe filters. Het toegepaste filtermateriaal is geëxpandeerde klei. De belangrijkste technische parameters van de biofilters zijn weergegeven in tabel 13.

Tabel 13 Technische parameters van de Biocarbhone-filters, RWZI Hundested.

parameter		anoxisch filter	aëroob filter
aantal		6	12
oppervlak	(m ²)	24	24
korrelgrootte	(mm)	3 - 6	2 - 5
luchthoeveelheid	(m ³ .m ⁻³ bed.h ⁻¹)	30	30
bedhoogte	(m)	2,2	2
recirculatiefactor		5 x DWA	

Het is noodzakelijk methanol te doseren in de inloop van het anoxisch filter omdat door de voorprecipitatie het BZV/N-gehalte te laag is om een vergaande stikstof-verwijdering te bereiken. De dosering van methanol wordt geregeld door een on-line NO_3^- -meting. Deze is gesitueerd in de effluentgoot. De effluenteisen van RWZI Hundested staan vermeld in tabel 14.

Tabel 14 Effluenteisen voor de RWZI Hundested.

Parameter	Waarde
BZV (mg/l)	10
NH_4^+ -N, winter (mg/l)	4
NH_4^+ -N, zomer (mg/l)	2
N_{TOT} -N, heden (mg/l)	8
na 1996 (mg/l)	6
P_{TOT} -P, heden (mg/l)	1,5
na 1996 (mg/l)	1
zwevende stof (mg/l)	30

5.3.2 Bedrijfsresultaten

Algemeen

De bedrijfsresultaten over 1992-1993 zijn samengevat in tabel 15.

Tabel 15 Gemiddelde resultaten over 1992-1993 van de RWZI Hundested.

parameter	influent	influent ¹ Biocarbone	effluent Biocarbone	rendement ² (%)
CZV (mg/l)	615	-	49	92
BZV (mg/l)	265	101 ²	11	96
N_{TOT} -N (mg/l)	50	45	9	82
P_{TOT} -P (mg/l)	10	2	< 1	> 90
zwevende stof (mg/l)	405	< 100	6	99

1 : zonder recirculatie

2 : betrokken op de gehele inrichting.

Ook in de winterperiode is de stikstofverwijdering uitstekend: alle dagwaarden zijn circa 8 mg N_{TOT} /l, bij influentconcentraties van 50 mg N_{TOT} /l. Enkele uitschieters tot 10-16 mg NO_3^- -N/l waren het gevolg van fouten in de sturing van de methanoldosering.

Processtabiliteit

Tijdens het terugspoelen van de filters had in eerste instantie de nitraatconcentratie in het totale effluent de neiging sterk op te lopen; dat is na een verbetering van de spoelcyclus sterk verbeterd. Het biofilterproces verloopt tot op heden (1995) zonder noemenswaardige storingen en is stabiel.

BZV-verwijdering

Uit de bedrijfsgegevens over 1992-1993 komt naar voren dat de BZV-verwijdering over de filters gemiddeld 89% bedraagt.

N-verwijdering

Bij normaal bedrijf wordt een nitrificatiecapaciteit, betrokken op het filterbed, van 0,3 kg NH_4^+ -N.m⁻³.d⁻¹ gehaald. De denitrificatiecapaciteit bedraagt 0,68 kg

$\text{NO}_3^- \text{-N} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ bij een temperatuur van 7°C . De werkelijke filtercapaciteit bedraagt circa $0,3 \text{ kg NO}_3^- \text{-N} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ betrokken op het anoxische deel. Zoals eerder opgemerkt wordt ten behoeve van de denitrificatie methanol gedoseerd.

P-verwijdering

Tengevolge van voorprecipitatie met FeCl_3 en de goede verwijdering van zwevende stof in de filters zijn de effluentwaarden voor totaal-fosfaat het gehele jaar lager dan $1 \text{ mg PO}_4^{3-} \text{-P/l}$.

Bijzonderheden

Door de hoge beluchtingsintensiteit in het aërobe filter (ter voorkoming van zuurstoflimitatie, zie § 3.3) is de zuurstofconcentratie in de recirculatiestroom naar het anoxisch filter dermate hoog dat de methanoldosering hoger is dan minimaal vereist voor de denitrificatie. Door het installeren van een zuurstofsturing zal de beluchtingscapaciteit worden gereduceerd waardoor de methanoldosering ook af zal nemen.

In de opstartperiode namen de $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ - en $\text{NO}_3^- \text{-N}$ -gehalten in het effluent op het eind van de dag toe ten gevolge van de filterspoelingen. Door de spoeltijd tussen 21:00 h en 06:00 h te laten plaatsvinden komen geen verhogingen van de N-gehalten, boven de gestelde eisen, meer voor.

5.4 RWZI Nyborg

5.4.1 Beschrijving

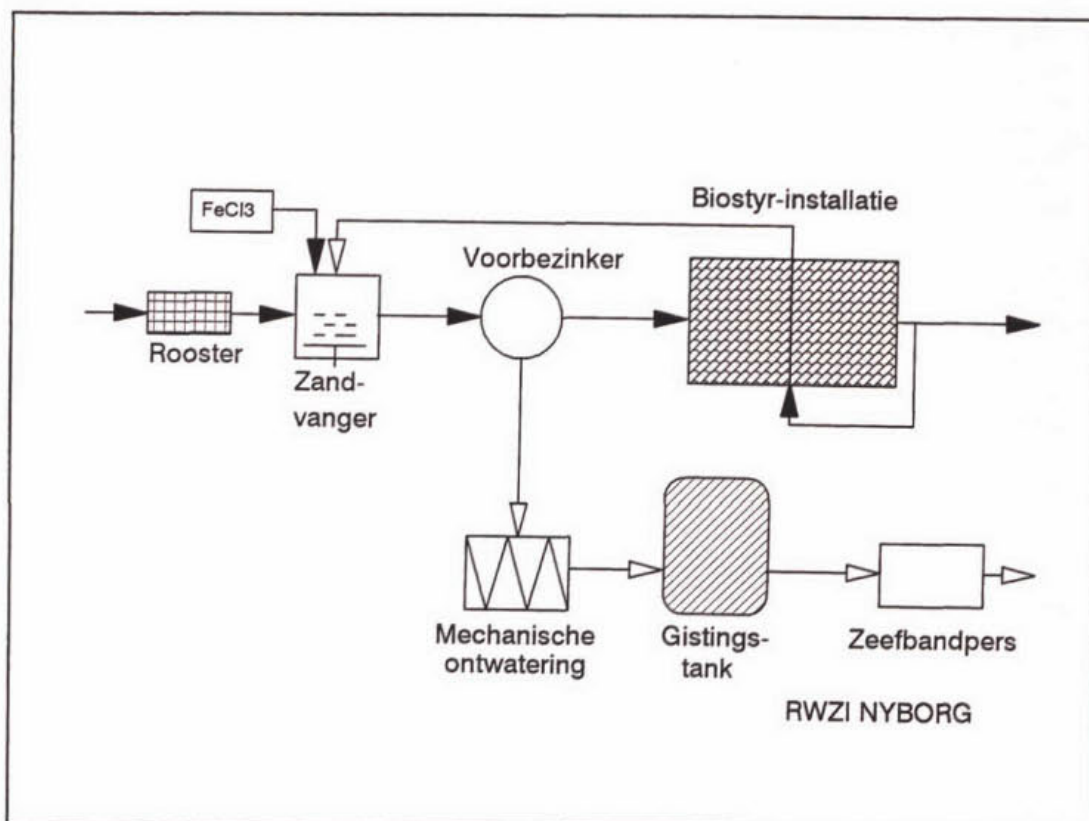
De RWZI bestaat uit een opvoergemaal, grofvuilroosters, een beluchte zandvang waarin FeCl_3 wordt gedoseerd, twee voorbezinktanks en een Biostyr-installatie. Het spoelwater en het surplusslib van de biofilters wordt teruggevoerd naar de zandvang. Het slib wordt via een bezinktank en na mechanische voorontwatering vergist. Na ontwatering in een zeefbandpers wordt het uitgegiste slib in de landbouw toegepast.

De RWZI Nyborg is ontworpen voor een vergaande chemische P-verwijdering en biologische N-verwijdering. De RWZI wordt belast met circa 50 % huishoudelijk afvalwater en 50 % industrieel afvalwater. Dit afvalwater is voornamelijk afkomstig uit de chemische industrie. De ontwerpparameters zijn weergegeven in tabel 16. De RWZI is momenteel (1994) voor circa 90% belast.

Tabel 16 Ontwerpparameters van de RWZI Nyborg

parameter	waarde
i.e. (à 54 g BZV)	54.000
DWA (m^3/d)	13.000
DWA (m^3/h)	870
RWA (biofilters) (m^3/h)	1.400
CZV (kg/d)	7.500
BZV (kg/d)	2.900
$\text{N}_{\text{TOT}} \text{-N}$ (kg/d)	600
$\text{P}_{\text{TOT}} \text{-P}$ (kg/d)	140

Een schema van de zuiveringsinrichting is gegeven in figuur 12.



Figuur 12 Schema van de zuiveringsinrichting te Nyborg.

De Biostyr installatie bestaat uit in serie geschakelde anoxische en aërobe filters. De technische parameters van de Biostyr-filter staan vermeld in tabel 17.

Tabel 17 Technische parameters van de Biostyr-installatie, RWZI Nyborg

parameter		waarde
aantal		8 + 2 reserve
oppervlak	(m ²)	63
korrelgrootte	(mm)	3
materiaal	(-)	polystyreen
bedhoogte	(m)	2,5
- anoxisch	(m)	1
- aëroob	(m)	1,5
luchthoeveelheid	(m ³ .m ⁻³ bed.h ⁻¹)	60
recirculatiefactor	(-)	5

De influenteisen voor het ontwerp van het biofilter en de effluenteisen staan vermeldt in tabel 18.

Tabel 18 Influentaissen voor het ontwerp van de de biofilters en de effluenteissen van de RWZI Nyborg

parameters		influentaissen	effluenteissen
CZV	(mg/l)	230	-
BZV	(mg/l)	90	15
N _{TOT} -N	(mg/l)	46	8
NH ₄ ⁺ -N	(mg/l)	-	3
P _{TOT} -P	(mg/l)	2	1,5
zwevende stof	(mg/l)	50	10

5.4.2 Bedrijfsresultaten

Algemeen

De bedrijfsresultaten over 1993-1994 zijn samengevat in tabel 19.

Tabel 19 Gemiddelde waarden over 1993-1994 voor verschillende parameters op verschillende meetlocaties op de RWZI Nyborg.

parameter		influent	influent Biostyr	effluent Biostyr	rendement ¹ (%)
CZV	(mg/l)	479	202	51	89
BZV	(mg/l)	191	89	11	94
N _{TOT} -N	(mg/l)	33	29	11	67
P _{TOT} -P	(mg/l)	6,6	3,4	0,7	82
zwevende stof	(mg/l)	239	91	13	95

1: betrokken op de gehele inrichting.

Processtabiliteit

Problemen met de processtabiliteit van de biofilters treden op bij een hoge aanvoer van zwevende stof en continue RWA-aanvoer. Bij continue RWA-aanvoer worden de voorbezinktanks overbelast waardoor minder zwevend materiaal wordt achtergehouden. De oppervlaktebelasting van de voorbezinktanks was in deze situatie 4 m/h (de ontwerpwaarde is 3 m/h). Door het slechte functioneren van de slibontwatering kwam bovendien te veel fijne zwevende stof in het filtraat.

BZV-verwijdering

De BZV verwijdering over het biofilter bedraagt bij benadering 88 % en voldoet aan de gestelde effluenteis.

N-verwijdering

In november 1992 is de RWZI in bedrijf genomen. In 2 à 3 weken werd, bij een temperatuur van 10°C, reeds een volledige nitrificatie bereikt. De nitrificatiecapaciteit bedraagt bij 10°C circa 0,5 kg N.m⁻³.d⁻¹ en bij 17°C circa 0,85 kg N.m⁻³.d⁻¹. Aangezien de oorspronkelijke BZV/N-verhouding na de voorprecipitatie daalt van 5,5 naar 2,5 is voor een vergaande denitrificatie een methanoldosering noodzakelijk. De methanoldosering is afhankelijk van de aanwezige CZV en O₂-rijke recirculatiestroom en bedraagt gemiddeld 1.270 l/d (2,1 kg methanol/kg N). De denitrificatiecapaciteit is bij lage temperaturen circa 0,25 kg N m⁻³.d⁻¹. De effluent-eis van 8 mg/l is moeilijk te bereiken aangezien in het influent 3,5 mg N/l aan niet-afbreekbare stikstof aanwezig is.

P-verwijdering

FeCl_3 wordt gedoseerd in de zandvang. De P-verwijdering over de biofilters loopt dus min of meer parallel met de verwijdering van zwevende stof en bedraagt 76%. De effluentwaarden bedragen $0,7 \pm 0,1$ mg P/l.

Processturing

De processturing van de RWZI vindt plaats met behulp van twee PLC's. Eén PLC zorgt voor de sturing van de mechanisch/fysische zuivering, de ander coördineert alle processen van de Biostyr-filters. Bij aanvang van de RWZI werden door middel van een CZV-meting in het effluent de luchthoeveelheid (2-toeren-blowers), methanoldosering en de recirculatiefactor aangestuurd. Deze CZV-meting op basis van UV-meting functioneerde slecht en is (begin 1995) vervangen door een NO_3^- -N-meting.

Slibproductie

De slibproductie van de biofilters bedroeg circa 0,7 kg DS/ Δ CZV

Bijzonderheden

De drukval over de filters wordt continu gemeten. Als een drukval hoger wordt dan 2,5 m wordt het filter teruggespoeld. De filterspoeling is een belangrijke bedrijfsparameter. Er zijn twee typen spoelregimes: een normale hoofdspoeling en een mini-spoeling. Iedere dag ondervinden alle filters een hoofdspoeling. Bij de hoofdspoeling wordt water, met een snelheid van 60 m/h, gedurende 6,5 minuut, in tegenstroom, door het filter geleid. Daarna volgt een luchtspoeling, met een snelheid van 17 m/h, gedurende 4,5 minuut, in meestroom. Met dit spoelregime wordt bereikt dat het opgehoopte slib (= spuislib) en de ingevangen zwevende stof vrijwel volledig worden verwijderd. Tijdens de spoeling van een filter is gedurende korte tijd sprake van een verhoogde afvoer van zwevende stof in het effluent (= spoelwater) van dit filter: circa 20 - 25 mg/l. Aangezien de overige filters normaal functioneren zal in het effluent het zwevendestofgehalte met maar circa 2 - 3 mg/l worden verhoogd. Als sprake is van een periode met continu hoge vuil-belastingen kan een mini-spoeling worden uitgevoerd. Bij dit regime wordt alleen met water gespoeld. Het volume van de spoelbuffer is 1.350 m³. Uitbreiding van de capaciteit (met 10%) kan worden bereikt door elk filter uit te breiden met een extra polystyreen-laag van 0,5 m.

5.5 Evaluatie van de geselecteerde compactsystemen

Biofor is een opwaarts doorstroomd vastbedsysteem dat bestaat uit drie verschillende filters: één voor CZV-verwijdering, één voor nitrificatie en één voor denitrificatie. Op de RWZI Cloppenburg wordt het Biofor-systeem als nageschakelde techniek toegepast voor verdere CZV-verwijdering en nitrificatie. De RWZI Cloppenburg bestaat reeds uit een voorbezinktank, een hoogbelast oxydatiebed, twee hoogbelaste beluchtingstanks en drie nabezinktanks, met simultane chemische defosfatering.

Biocarbhone is een neerwaarts doorstroomd vastbedsysteem dat kan worden toegepast voor CZV- en N-verwijdering. Voordenitrificatie treedt op in aparte anoxische filters. Dit systeem wordt toegepast als volledig zuiveringssysteem op de RWZI Hundested, die bestaat uit een beluchte zand- en vetvanger waarin FeCl_3 wordt gedoseerd, een voorbezinktank en een Biocarbhone-installatie.

Biostyr is een opwaarts doorstroomd drijvendbedsysteem met als doel CZV- en N-verwijdering; voordennitrificatie wordt gerealiseerd door de beluchting op een bepaalde hoogte in het filter toe te passen. Dit systeem wordt toegepast als een volledige zuiveringstechniek op de RWZI Nyborg; deze RWZI is opgebouwd uit een beluchte zandvanger waarin FeCl_3 wordt gedoseerd, een voorbezinktank en een Biostyr-installatie. In tabel 22 zijn voor de beschreven filters en RWZI's respectievelijk de influent- en effluentwaarden samengevat.

Tabel 22 Influent- en effluentwaarden van de biofilters van de RWZI's Cloppenburg, Hundested en Nyborg.

parameter		Biofor RWZI Cloppenburg		Biocarbone RWZI Hundested		Biostyr RWZI Nyborg	
		influent	effluent	influent	effluent	influent	effluent
BZV	(mg/l)	26	5	101	11	89	11
CZV	(mg/l)	64	31	-	49	202	51
$\text{NH}_4^+\text{-N}$	(mg/l)	46,7	< 1	-	-	-	-
$\text{N}_{\text{TOT}}\text{-N}$	(mg/l)	-	-	45	9	29	11
$\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$	(mg/l)	1,4	< 1	-	-	-	-
$\text{P}_{\text{TOT}}\text{-P}$	(mg/l)	-	-	2	1	3,4	0,7
zwevende stof	(mg/l)	-	-	< 100	6	91	13

In tabel 23 zijn voor de verschillende biofilters de belastingen per m^3 filterbed weergegeven.

Tabel 23. Belastingen van de verschillende biofilters in de praktijktoepassing.

Parameter	Biofor $\text{kg.m}^{-3}\text{bed.d}^{-1}$	Biocarbone $\text{kg.m}^{-3}\text{bed.d}^{-1}$	Biostyr $\text{kg.m}^{-3}\text{bed.d}^{-1}$
BZV ¹	0,3	0,7*	2,1*
CZV	0,7	1,6*	4,7*
$\text{NH}_4^+\text{-N}$	0,6	0,2*	0,4*
$\text{NO}_3^-\text{-N}$	-	0,3**	0,5**

- 1 : exclusief methanol
 * : betrokken op aërobe filters
 ** : betrokken op anoxische filters

Samenvattend kan gesteld worden dat de nageschakelde Biofor-filters van de RWZI Cloppenburg zeer stabiel zijn ondanks de sterk wisselende CZV-vrachten. De Biofor-filters functioneren probleemloos en kunnen met een BZV- en N-rendement van respectievelijk ruim 81% en 96% ruimschoots aan de eisen van de RWZI voldoen. De Biocarbone-installatie van de RWZI Hundested kan nèt aan de eisen voor BZV en N_{TOT} voldoen. De Biostyr-installatie van de RWZI Nyborg functioneert, ondanks de aanvoer van een hoge concentratie aan zwevende stof goed. Het BZV- en N-verwijderingsrendement over de filters is respectievelijk 88% en 62% en kan daarmee bij een normale aanvoer ruim aan de eisen van de RWZI Nyborg voldoen. Bij een hoge aanvoer wordt de eis aan het N-gehalte in het effluent af en toe overschreden, vanwege uitspoeling van zwevende stof uit de voorbezinktanks.

In vergelijking met de in tabel 5 (§ 4.1) opgegeven ontwerpwaarden valt over de belasting van de drie filterinrichtingen in tabel 23 het volgende op te merken. Allereerst is de CZV-belasting aanzienlijk lager dan de maximaal toegestane waarde. Dit wordt veroorzaakt doordat een filter voor CZV/BZV-verwijdering gedimensioneerd dient te worden op de belasting met zwevende stof, en niet op de CZV-belasting. De belastingen voor nitrificerende filters komen overeen met de aangegeven ontwerpwaarden. Het is niet geheel duidelijk waarom de belasting van de denitrificerende filters veel lager is dan de maximaal toelaatbare; het is aannemelijk dat de belasting hydraulisch wordt bepaald.

Ofschoon Biocarbhone filters in de praktijk goed functioneren worden deze filters door OTV niet meer voor vergaande N-verwijdering aanbevolen. Dit is het gevolg van het tegenstroom-principe van de filters. Hierdoor bestaat het risico van ophoping van lucht en stikstofgas in het filter. De Biocarbhone filters zijn hierdoor meer dan andere filters gevoelig voor verstopping en hun belastbaarheid is lager. De leverancier van deze filters acht Biostyr filters beter geschikt voor toepassing voor huishoudelijk afvalwater.

Er kan worden opgemerkt dat voor de Nederlandse situatie Biofor- en Biostyr de enige systemen zijn die in aanmerking zouden kunnen komen voor toepassing bij de behandeling van stedelijk afvalwater.

De conclusie van deze evaluatie luidt dat compactsystemen voor de volledige behandeling van stedelijk afvalwater inzetbaar zijn in Nederland. De behandeling van het afvalwater kan voldoen aan de Nederlandse eisen op het gebied van effluentkwaliteit, gemak van bedrijfsvoering en betrouwbaarheid. Compactsystemen gebruiken in vergelijking met actiefslibsystemen aanzienlijk minder terrein en geven minder aanleiding tot milieu-hinder in de omgeving.

6 TOEPASSING IN DE NEDERLANDSE SITUATIE

6.1 Mogelijkheden

Mogelijkheden voor de toepassing van compactsystemen in Nederland zijn de volgende:

combinatie in-line / nageschakeld compactstelsysteem

Een compactstelsysteem kan worden gecombineerd met een bestaande RWZI door het systeem achter het actiefslibstelsysteem te schakelen. Afhankelijk van het N-gehalte in het effluent kan dit als een compactstelsysteem in-line gecombineerd met een actiefslibstelsysteem (bij $N_{TOT} > 20-25$ mg/l), of als een nageschakeld compactstelsysteem (bij $N_{TOT} < 20-25$ mg/l) worden opgevat. Het gehele effluent van de bestaande inrichting wordt door het compactstelsysteem behandeld.

combinatie parallel

Bij grotere uitbreidingen van actiefslibsystemen is het mogelijk een parallelle lijn uit te voeren als een compactstelsysteem. Dan wordt een deel van het influent geheel door compactsystemen behandeld.

complete vervanging / nieuwbouw

Complete vervanging of nieuwbouw van zuiveringsinrichtingen kan worden uitgevoerd door gebruikmaking van compactsystemen. De gehele influentstroom wordt dan door compactsystemen behandeld.

Bij laagbelaste omloopsystemen, carrousel en oxydatiesloot, zijn bij een goede bedrijfsvoering, de totaal-N-concentraties in het effluent altijd lager dan 20-25 mg N/l. Bij deze systemen is een nageschakeld compactstelsysteem derhalve niet interessant. Compactsystemen kunnen in de Nederlandse situatie als in-line techniek toegepast worden bij zuiveringsinrichtingen waarbij de totaal-N-concentratie in het influent groter is dan 20-25 mg/l. Deze optie is onderzocht in het STOWA-rapport "Nitrificatie en denitrificatie in compactsystemen - evaluatie praktijkonderzoek"⁴⁷.

Het toepassen van compactsystemen voor parallelle behandeling, volledige vervanging of nieuwbouw is alleen interessant indien er mogelijkheden zijn om zwevende stof en fosfaat te verwijderen door voorprecipitatie. Zonder voorprecipitatie zijn de gehalten aan zwevende stof in het afvalwater te hoog. Bovendien wordt in dit rapport uitgegaan van chemische fosfaatverwijdering, omdat biologische fosfaatverwijdering in compactsystemen volgens de gehanteerde criteria niet een bewezen techniek wordt geacht.

Parallelle behandeling, hetgeen neerkomt op het bijbouwen van een extra "straat" in een zuiveringsinrichting, komt feitelijk neer op het bouwen van een volledige inrichting voor een deel van het influent, met als restrictie dat voor de waterlijn de aanvoer- en afvoervoorzieningen doorgaans moeten worden aangepast, en dat de sliblijn van de al bestaande "straat" dient te worden uitgebreid. De kosten voor het aanpassen van aanvoer- en afvoervoorzieningen in de waterlijn en uitbreiding van de sliblijn zijn voor uitbreidingen met conventionele of met compactinstallaties nauwelijks verschillend. Daarom is in het vervolg alleen uitgegaan van vervanging of nieuwbouw van volledige inrichtingen.

6.2 Kostenaspecten van nageschakelde compactsystemen

De jaarlijkse kosten van nageschakelde compactsystemen zijn in het STOWA-rapport "Nitrificatie en denitrificatie in compactsystemen"⁴⁷ geraamd voor een inrichting van 100.000 i.e. op circa f 18,-- tot f 22,-- per i.e. voor nitrificatie en f 16,-- tot f 20,-- per i.e. voor denitrificatie. De jaarlijkse lasten voor volledige stikstofverwijdering in compactsystemen kan dus geraamd worden op circa f 34,-- tot f 40,-- per i.e., afhankelijk van de hoogte van de stikstofconcentraties in het influent.

Deze kosten dienen te worden vergeleken met uitbreiding van een conventionele actiefslibinrichting met een slibbelasting van 0,15 kg BZV.kg DS⁻¹.dag⁻¹ tot een laagbelaste inrichting waarin volledige N-verwijdering kan plaatsvinden. Dit kan worden gerealiseerd door het toepassen van voorprecipitatie met FeCl₃, waarmee een verlaging van de slibbelasting tot 0,10 kg BZV.kg DS⁻¹.dag⁻¹ kan worden gerealiseerd, en uitbreiding van de beluchtingsruimte tot een slibbelasting van 0,06 kg BZV.kg DS⁻¹.dag⁻¹. De investeringskosten bedragen hiervoor bij benadering f 57,-- per i.e. en de jaarlijkse lasten f 8,60 per i.e. De kostenberekening wordt uitgewerkt in de bijlage.

De kosten voor uitbreiding van een conventionele actiefslibinrichting zijn dus veel geringer dan die van naschakeling van compactsystemen. Dit betekent dat alleen in het geval een conventionele uitbreiding zeer moeilijk op het terrein van een bestaande actiefslibinrichting te realiseren is, naschakeling van compactsystemen een interessant alternatief vormt.

6.3 Kostenaspecten van nieuwbouw van compactsystemen

In de volgende paragrafen worden het Biostyr-systeem en het Biofor-systeem vergeleken met een actiefslibinstallatie of een oxydatiecircuit. Om een goede kostenvergelijking tussen compactsystemen en actiefslibsystemen voor de Nederlandse situatie mogelijk te maken, dienen de karakteristieken van het afvalwater, de voorwaarden waaraan de zuiveringsinrichtingen moeten voldoen en de configuraties van de zuiveringsinrichtingen duidelijk te zijn. Aan de hand van deze voorwaarden is een kostenvergelijking tussen compactsystemen en actiefslibsystemen gemaakt.

6.3.1 Grondslagen, uitgangspunten, procesconfiguraties en dimensionering

Grondslagen

De dimensioneringsgrondslagen voor actiefslibinrichtingen en filters zijn gegeven in tabel 24.

Tabel 24 Ontwerpgrondslagen van elementen van conventionele zuiveringsinrichtingen en compactinstallaties voor 10.000, 50.000 en 100.000 i.e.

element	ontwerp-parameter	actief slib	Biofor filter	Biostyr filter	eenheid
voorbezinker	oppervlaktebelasting	2,0	2,0	2,0	$m^3_{RWA} \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$
anaërobe ruimte	verblijftijd	4,0	—	—	$m^3_{RWA} \cdot m^{-3} \cdot h^{-1}$
aëratietank					
< 100.000 i.e.	slibbelasting	0,5	—	—	kg BZV.kg DS ⁻¹ .d ⁻¹
100.000 i.e.	slibbelasting	0,6	—	—	kg BZV.kg DS ⁻¹ .d ⁻¹
nabezinktank					
10.000 i.e.	oppervlaktebelasting	0,80	—	—	$m^3_{RWA} \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$
> 10.000 i.e.	oppervlaktebelasting	0,71	—	—	$m^3_{RWA} \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$
voor-de-N biofilters	oppervlaktebelasting ¹	—	12,0 ¹	10,0 ²	$m^3_{RWA} \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$
C/N biofilters	oppervlaktebelasting ¹	—	10,0 ¹	10,0 ²	$m^3_{RWA} \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$
na-de-N biofilters	oppervlaktebelasting	—	12,0	10,0 ³	$m^3_{DWA} \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$
voorindikker	drogestofbelasting	30	30	30	kg DS.m ⁻² .d ⁻¹
slibgisting	verblijftijd	20	20	20	d
naïndikking	drogestofbelasting	30	30	30	kg DS.m ⁻² .d ⁻¹
slibsilo	verblijftijd	7	7	7	d

1: exclusief recirculatie van 100% bij 10.000 i.e.

2: gecombineerd in één filter

3: voor de helft van het afvalwater

Afvalwaterkarakteristieken en effluenteisen

Bij de vergelijking is uitgegaan van afvalwater, met de volume-gemiddelde concentraties van het Nederlandse huishoudelijk afvalwater in 1991⁷, en hoeveelheden per i.e. als beschreven de Milieustatistieken van het CBS⁷. Tabel 25 geeft hiervan een samenvatting.

Tabel 25 Afvalwaterkarakteristieken

parameter	concentratie	vracht
CZV	586 mg/l	116 g.i.e. ⁻¹ .d ⁻¹
BZV	222 mg/l	44,0 g.i.e. ⁻¹ .d ⁻¹
N _{KJ} -N	50,8 mg/l	10,0 g.i.e. ⁻¹ .d ⁻¹
totaal-PO ₄ ³⁻ -P	8,7 mg/l	1,8 g.i.e. ⁻¹ .d ⁻¹
zwevende stof ¹	260 mg/l	51,0 g.i.e. ⁻¹ .d ⁻¹
DWA-debiet		150 l.i.e. ⁻¹ .d ⁻¹
		10 l.i.e. ⁻¹ .h ⁻¹
RWA-debiet		30 l.i.e. ⁻¹ .h ⁻¹

1: Voor zwevende stof is aangehouden: 1,17 x BZV³.

Voor het effluent is uitgegaan van de volgende eisen, zie tabel 26.

Tabel 26 Effluenteisen.

grootte RWZI (i.e.)	BZV ¹ (mg/l)	totaal-P ² (mg/l)	totaal-N ¹ (mg/l)	zwevende ¹ stof
< 20.000	10	2	15	10
20.000 - 100.000	10	2	10	10
> 100.000	10	1	10	10

1: betrokken op jaargemiddelde

2: betrokken op 10-daags voortschrijdend gemiddelde

Actiefslibinrichtingen

Voor de vergelijking is uitgegaan van de meest gangbare uitvoeringsvorm voor 10.000, 50.000 en 100.000 i.e. Voor 10.000 tot 50.000 i.e. is dit een oxydatiecircuit en voor 100.000 i.e. een actiefslibinrichting. De configuratie van deze inrichtingen is in het onderstaande omschreven.

1. Een inrichting van 10.000 tot 50.000 i.e. wordt uitgevoerd als een oxydatie-circuit met biologische P-verwijdering in de hoofdstroom. De slibbelasting bedraagt 0,05 kg BZV.kg DS⁻¹.d⁻¹. Spuislib wordt direct, zonder indikking via een centrifuge uit het oxydatiecircuit verwijderd, in een slibsilos opgeslagen en vervolgens afgevoerd.
2. Een inrichting van 100.000 i.e. wordt uitgevoerd als een laagbelaste actief-slibinstallatie met voorbezinking. De slibbelasting bedraagt 0,06 kg BZV.kg DS⁻¹.d⁻¹. Er vindt biologische stikstof- en chemische simultane fosfaatverwijdering plaats. Een dergelijke inrichting is voorzien van een slibgistinginstallatie. Slib wordt door middel van centrifuges ontwaterd, in een slibsilos opgeslagen en vervolgens afgevoerd.

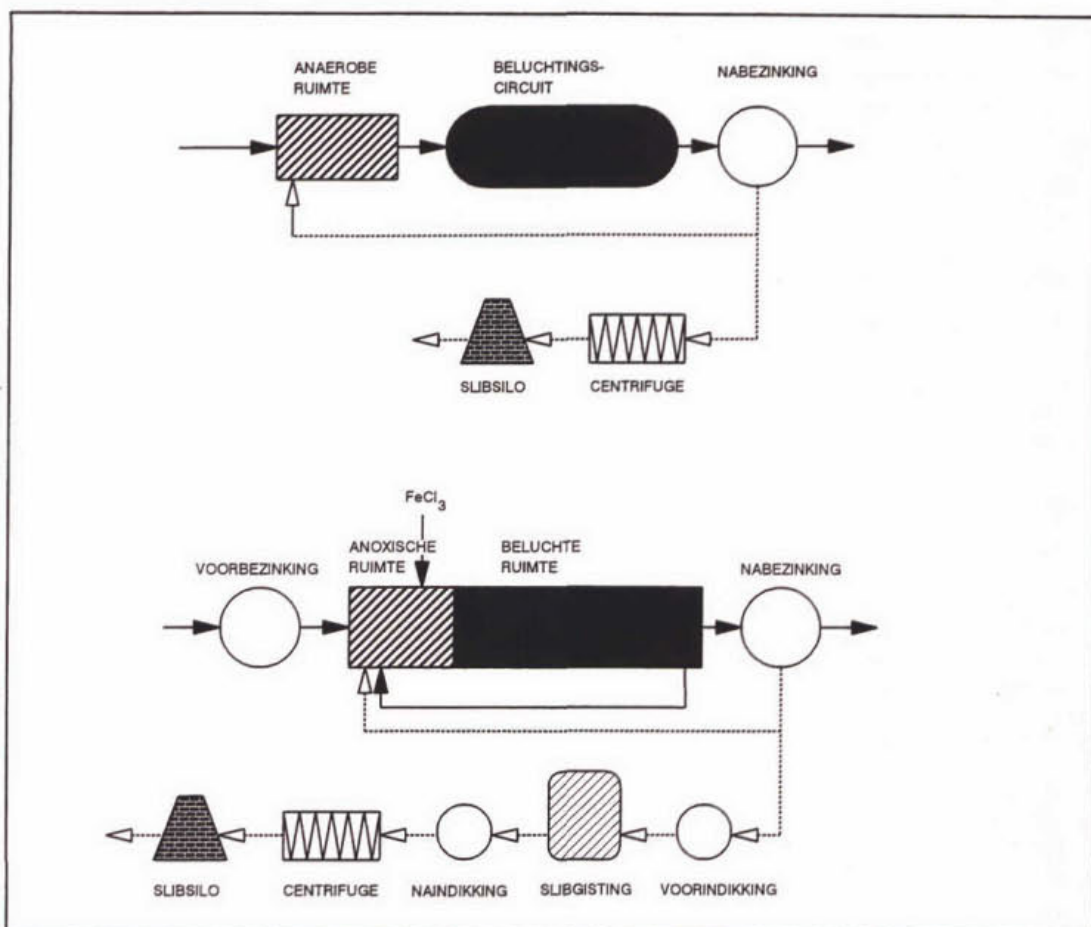
De configuratie van de inrichtingen voor 50.000 en 100.000 i.e. is schematisch weergegeven in figuur 14.

Compactinrichtingen

Voor de vergelijking is uitgegaan van Biofor-systemen (opwaarts doorstroomde vastbed-filters) en Biostyr-systemen (drijvende filters) met capaciteiten van 50.000 en 100.000 i.e.

De dimensioneringsgrondslagen voor biofilters zijn samengevat in tabel 5 op pagina 25. Voor de Nederlandse situatie geldt, dat biofilters in alle gevallen op de hydraulische dimensioneringsgrondslagen ontworpen dienen te worden. De configuratie van de compactinrichtingen is als volgt:

1. Een inrichting van 10.000 i.e. wordt uitgevoerd met voorbezinking, waarin voorprecipitatie met FeCl₃ wordt toegepast. Daarna wordt het water behandeld in biofilters. Een Biofor-systeem wordt uitgevoerd als een tweetraps biofiltratiesysteem bestaande uit filters voor voordennitrificatie en voor CZV-verwijdering en nitrificatie. Slib wordt ingedikt en elders verwerkt.



Figuur 14 Schematische weergave van conventionele inrichtingen voor 50.000 i.e. (boven) en 100.000 i.e. (onder).

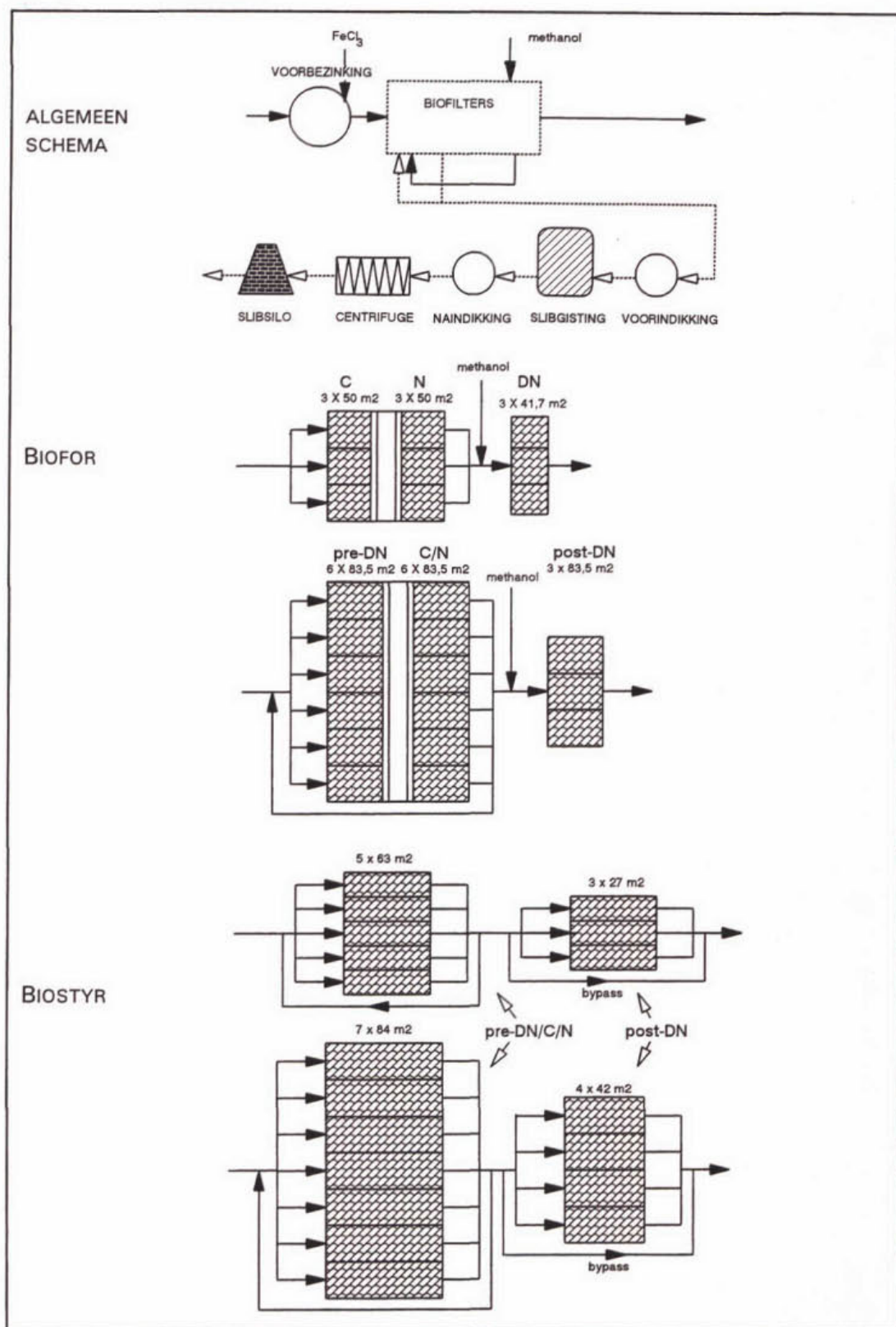
2. Een inrichting van 50.000 i.e. wordt uitgevoerd met voorbezinking, waarin voorprecipitie met FeCl_3 wordt toegepast. Daarna wordt het water behandeld in biofilters. Een Biofor-systeem bestaat uit drie in serie geschakelde filters, voor CZV-verwijdering, nitrificatie en nadenitrificatie. Er wordt in het laatste filter 3 kg methanol/kg $\text{NO}_3\text{-N}$ gedoseerd. Een Biostyr-systeem bestaat uit filters voor denitrificatie en CZV-verwijdering en nitrificatie, gevolgd behandeling van 50% van het gedeeltelijk behandelde water in filters voor nadenitrificatie. De biofilterinrichting is voorzien van een slibgistingsinstallatie. Slib wordt door middel van centrifuges ontwaterd, in een slibsiilo opgeslagen en vervolgens afgevoerd.

3. Een inrichting van 100.000 i.e. wordt uitgevoerd met voorbezinking, waarin voorprecipitatie met FeCl_3 wordt toegepast. Daarna wordt het water behandeld in biofilters. Het Biofor-systeem bestaat uit filters voor voordenenitrificatie, voor CZV-verwijdering en nitrificatie en voor nadenitrificatie. Het Biostyr-systeem bestaat uit filters voor denitrificatie en CZV-verwijdering en nitrificatie, gevolgd door behandeling van 50% van het gedeeltelijk behandelde water in filters voor nadenitrificatie. De biofilterinrichting is voorzien van een slibgistinginstallatie. Slib wordt door middel van centrifuges ontwaterd, in een slibsilo opgeslagen en vervolgens afgevoerd.

In figuur 15 zijn schematisch de biofilter-installaties voor 50.000 en 100.000 i.e. weergegeven. De dimensionering van actiefslibinrichtingen en biofilter-installaties is samengevat in tabel 27.

Tabel 27 Dimensionering van elementen van conventionele zuiveringsinrichtingen en compactinstallaties voor 10.000, 50.000 en 100.000 i.e.

element	oxydatiecircuit	Biofor	Biostyr	eenheid
grootte 10.000 i.e.				
voorbezinker	—	150	150	m ²
anaërobe ruimte	400	—	—	m ³
aëratietank	1760	—	—	m ³
nabezinktank	375	—	—	m ²
biofilters	—	3 x 18,7	4 x 27	m ²
na-de-N biofilters	—	3 x 18,7	—	m ²
voorindikker	—	5	5	m ²
slibgisting	—	—	—	m ³
naindikking	—	—	—	m ²
slibsilo	14	14	14	m ³
grootte 50.000 i.e.				
voorbezinker	—	750	750	m ²
anaërobe ruimte	2000	—	—	m ³
aëratietank	8800	—	—	m ³
nabezinktank	2100	—	—	m ²
biofilters	—	6 x 50	5 x 63	m ²
na-de-N biofilters	—	3 x 41	3 x 27	m ²
voorindikker	—	141	141	m ²
slibgisting	—	2000	2000	m ³
naindikking	—	99	99	m ²
slibsilo	119	119	119	m ³
grootte 100.000 i.e.				
voorbezinking	1500	1500	1500	m ²
aëratietank	6600	—	—	m ³
nabezinktank	4220	—	—	m ²
biofilters	—	6 x 83,5	7 x 84	m ²
na-de-N biofilters	—	3 x 83,5	4 x 42	m ²
voorindikker	283	283	283	m ³
slibgisting	4000	4000	4000	m ²
naindikking	198	198	198	m ²
slibsilo	240	240	240	m ³



Figuur 15 Schematische weergave van de compactinrichtingen voor 50.000 en 100.000 i.e.. Van boven naar onder: algemene configuratie; Biofor-systeem 50.000 i.e.; Biofor-systeem 100.000 i.e.; Biostyr-systeem 50.000 i.e.; Biostyr-systeem 100.000 i.e.

6.3.2 Kostenvergelijking

De investeringskosten (exclusief grondaanschaf) van de verschillende conventionele systemen zijn berekend op basis van eenheidsprijzen (zie de bijlage) voor drie omschreven typen RWZI's. De stichtingskosten voor de verschillende compact-inrichtingen (turn-key prijzen) zijn vermeerderd met de kosten van voorbezinking, slibgisting en slibverwerking. Een overzicht van de investeringskosten en van de jaarlijkse kosten exclusief de kosten voor grondaanschaf is gegeven in tabel 28.

Uit tabel 28 komt naar voren, dat de investeringskosten van een compactstelsysteem aanzienlijk hoger zijn dan van een actiefslibstelsysteem. Het feit dat de filters in een gebouw worden geplaatst, de aanzienlijke hoeveelheid pompen en het feit dat ieder filter een eigen compressor nodig heeft is hier de voornaamste oorzaak van.

Tabel 28 Investeringskosten (in NLG/i.e.) en jaarlijkse kosten (in NLG.i.e.⁻¹.jaar⁻¹) van verschillende zuiveringssystemen, exclusief de kosten voor de aanschaf van grond.

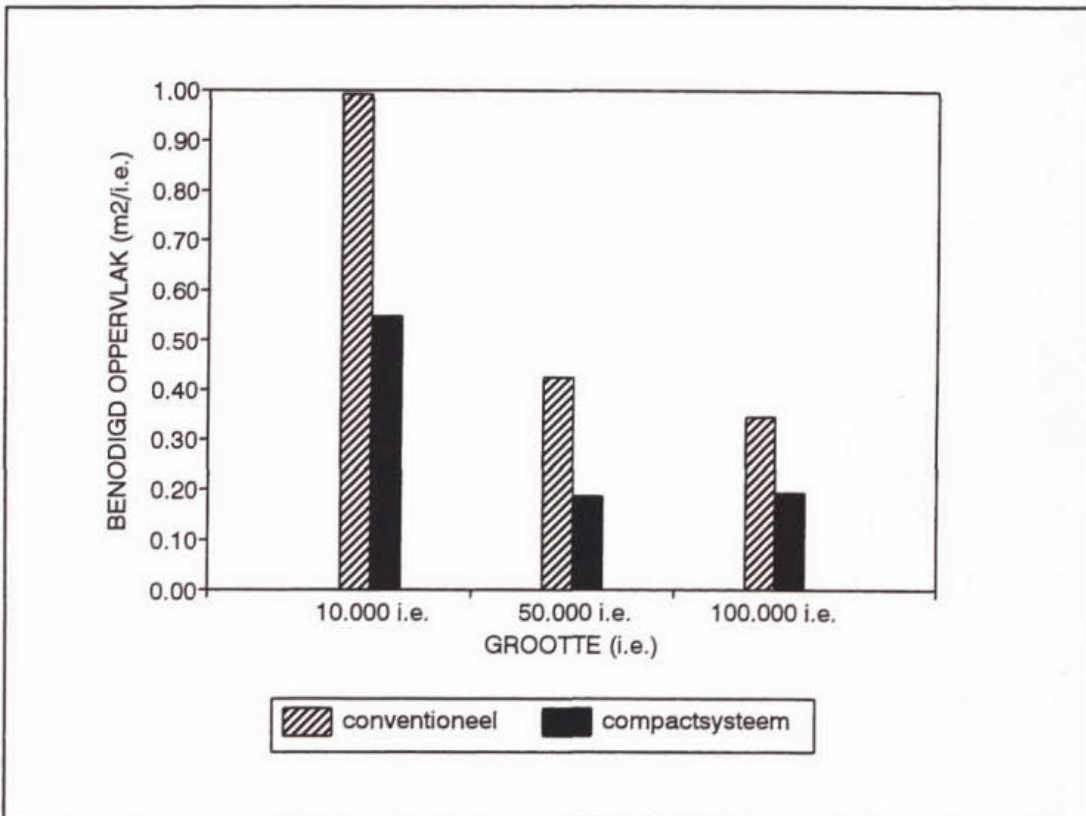
element	actiefslib	Biofor	Biostyr
10.000 i.e.			
stichtingskosten	4.790.000	5.660.000	5.890.000
kapitaalslasten	504.000	577.000	601.000
onderhoud	44.000	58.000	61.000
personeelskosten	40.000	40.000	40.000
energie	44.000	44.000	44.000
chemicaliën	0	148.000	148.000
jaarlijkse lasten (10.000) ¹	630.000	870.000	890.000
50.000 i.e.			
stichtingskosten	20.440.000	25.560.000	25.620.000
kapitaalslasten	2.191.000	2.628.000	2.634.000
onderhoud	173.000	256.000	256.000
personeelskosten	160.000	160.000	160.000
energie	150.000	174.000	174.000
chemicaliën	103.000	738.000	421.000
jaarlijkse lasten (10.000) ¹	2.780.000	3.960.000	3.650.000
100.000 i.e.			
stichtingskosten	38.380.000	55.330.000	45.580.000
kapitaalslasten	4.071.000	5.705.000	4.713.000
onderhoud	339.000	548.000	446.000
personeelskosten	240.000	240.000	240.000
energie	292.000	348.000	348.000
chemicaliën	206.000	841.000	841.000
jaarlijkse lasten (10.000) ¹	5.150.000	7.680.000	6.590.000

1: afgerond op f 10.000,--

Ook de exploitatiekosten van compactsystemen zijn veel hoger dan die van conventionele systemen. De hoge onderhoudskosten en het hoge energieverbruik

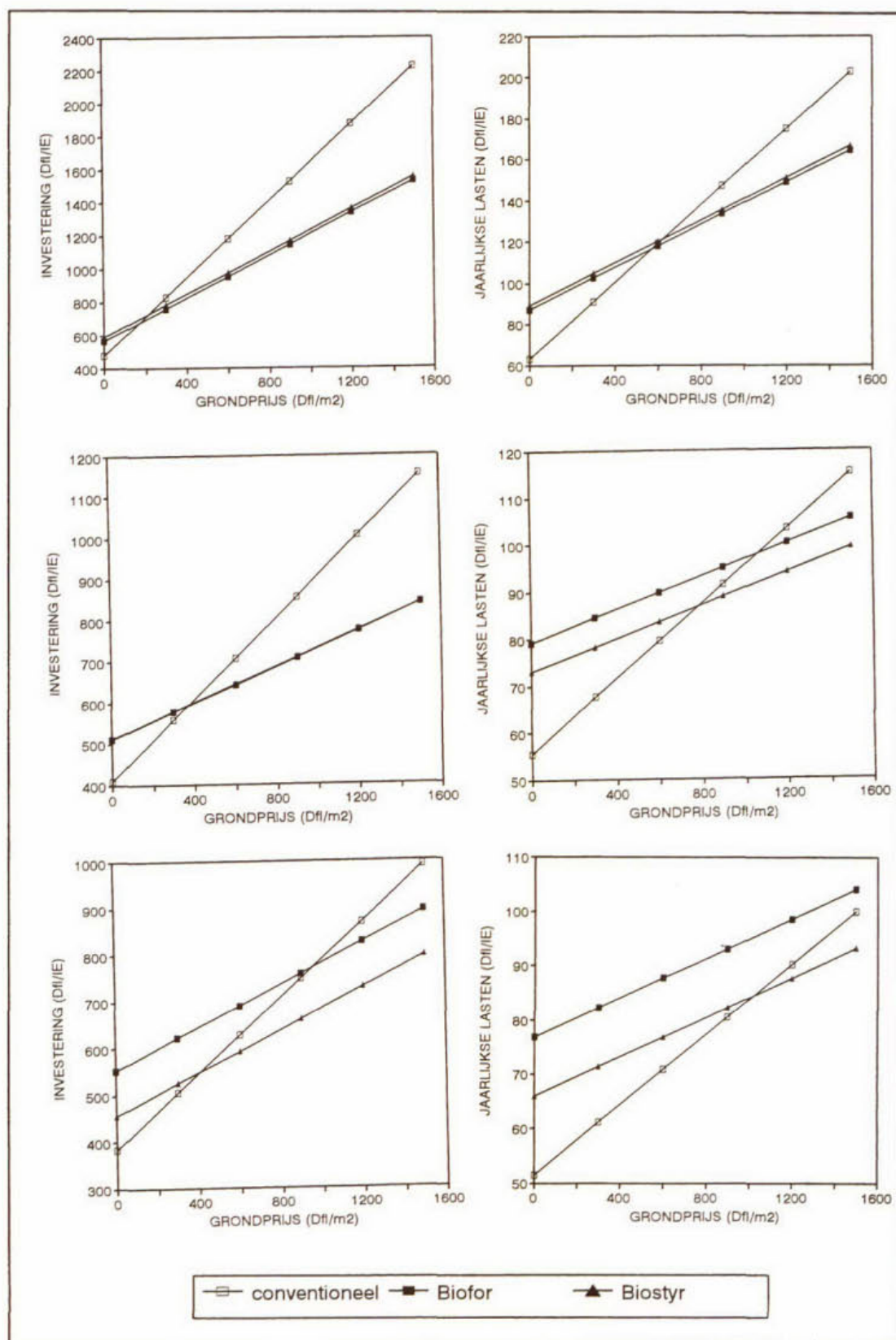
zijn hier debet aan. Tezamen levert dit aanzienlijk hogere jaarlijkse lasten voor compactsystemen op dan voor conventionele systemen. Voor een verdere detaillering van de kostenberekeningen wordt verwezen naar de bijlage.

De grondaanschaf kan, afhankelijk van de grondprijs, een belangrijk deel van de investeringskosten uitmaken. Het oppervlak van de verschillende conventionele systemen is geschat (zie de bijlage). Voor de schatting van het ruimtebeslag van een compactinstallatie is uitgegaan van eenzelfde oppervlakte voor elementen die actiefslibinrichting en compactinstallatie gemeen hebben, en voor de biofilter-systemen is opgave gevraagd bij de leveranciers. Het ruimtebeslag is gegeven in figuur 16.



Figuur 16 Ruimtebeslag van compactsystemen en actiefslibsystemen.

De investeringskosten en de jaarlijkse kosten van de zuiveringsinrichting lopen op als de grondprijs hoger wordt, maar zullen voor compactsystemen minder snel oplopen, vanwege hun geringere ruimtebeslag. In figuur 17 is het verband tussen de investeringskosten en de jaarlijkse kosten van een zuiveringsinrichting en de grondprijs gegeven. Uit figuur 17 wordt duidelijk dat de investeringskosten voor compactsystemen lager uitvallen dan die van actiefslibsystemen, als de grondprijs boven circa f 400,-- per m² ligt. Het omslagpunt, waarbij de kosten van compactsystemen lager zijn dan die van actiefslibsystemen komt bij beschouwing van de jaarlijkse kosten bij een grondprijs van circa f 800,-- per m² te liggen. Het voordeel van de geringere grondkosten wordt gedeeltelijk teniet gedaan door de hogere onderhoudskosten en het hogere energieverbruik.



Figuur 17. Investeringskosten (links) en jaarlijkse kosten (rechts) voor de verschillende typen RWZI als functie van de grondprijs. Boven: 10.000 i.e.; midden: 50.000 i.e.; onder: 100.000 i.e.

6.4 Procestechnologische aspecten

Vanuit procestechnologisch oogpunt lijkt het bedrijven van een biofilter iets ingewikkelder dan dat van een actiefslibinrichting. Dit is vooral het gevolg van het semi-discontinue bedrijf van de filters. Dit is echter geen probleem voor de bedrijfsvoering, aangezien de spoelcycli in alle biofilters automatisch geregeld kunnen worden, via een tijd klok of na het bereiken van een maximaal toelaatbare drukval over het filter.

Een voordeel ten opzichte van actiefslibsystemen is, dat problemen met slechte kwaliteit van het slib niet optreden. Hoge hydraulische belastingen leiden minder vaak tot slibuitspoeling dan bij actiefslibsystemen.

Vanwege de hoge mate van zuurstofverzadiging die in de biofilters wordt toegepast, is de dimensionering voor nitrificatie minder een probleem dan bij actiefslibinrichtingen: bij lage temperaturen werken filters relatief beter dan actiefslibinrichtingen. Het volledig wegvallen van de nitrificatie, zoals bij actiefslibinrichtingen kan gebeuren als de slibleeftijd onder de minimale slibleeftijd voor nitrificatie daalt (bijvoorbeeld als de afvalwatertemperatuur geruime tijd onder de ontwerp temperatuur daalt), is bij biofilters niet aan de orde.

6.5 Overige aspecten van de bedrijfsvoering

De keuze voor een zuiveringssysteem wordt niet alleen bepaald door de investeringskosten en de jaarlijkse kosten, maar ook door zaken als bedrijfszekerheid, bedieningsgemak, energie- en chemicaliënverbruik en flexibiliteit bij uitbreiding van de vuilvracht of verscherping van de effluenteisen.

bedrijfszekerheid

De bedrijfszekerheid van een compactstelsel is groter dan die van een actiefslibstelsel of een oxydatiesloot. Dit wordt voornamelijk veroorzaakt door het niet optreden van problemen met het slib. Uit de bezoeken aan compactinrichtingen is gebleken dat, na het voltooiën van de opstart, geen problemen met de bedrijfsvoering opgetreden zijn.

bedieningsgemak

Het bedieningsgemak van een actiefslibinrichting of een compactinstallatie is sterk afhankelijk van de mate waarin de installatie geautomatiseerd is. Compactsystemen zijn doorgaans vergaand geautomatiseerd. Dit is voor actiefslibsystemen (nog) niet altijd het geval.

energie- en chemicaliënverbruik

Het energieverbruik van een compactstelsel is aanzienlijk hoger dan bij een actiefslibstelsel. In mindere mate is dit het geval voor het chemicaliënverbruik.

flexibiliteit bij uitbreiding van de vuilvracht

De flexibiliteit bij uitbreiding van de vuilvracht van een compactstelsel mag hoger worden aangeslagen dan dat van een actiefslibstelsel. Bij een actiefslibstelsel dient bij uitbreiding van de vuilvracht doorgaans extra aëratieruimte te worden bijgebouwd, hetgeen substantiële kosten met zich meebrengt. Omdat een aëratieruimte niet modulair is opgebouwd, is de uitbreiding ingewikkeld en dienen uitgebreide voorzieningen te worden getroffen voor het doordraaien tijdens de aanpassing. Een compactstelsel is opgebouwd uit betrekkelijk kleine modules; mits van te voren voorzieningen voor aan- en afvoer zijn getroffen die de uitbreiding op kunnen vangen, is de uitbreiding op zichzelf vrij eenvoudig.

flexibiliteit bij verscherping van de effluenteisen

Bij verscherping van de effluenteisen mag verwacht worden dat compactsystemen, door hun modulaire opbouw, eenvoudig aangepast kunnen worden. Bij een verscherping van de eisen aan zwevende stof in het effluent echter, dienen ingrijpende wijzigingen te worden aangebracht, omdat dan de belasting van de compactsystemen aanzienlijk verlaagd dient te worden.

Deze beoordeling voor de niet-kostenaspecten is in de navolgende beoordelingsmatrix (zie tabel 29) samengevat.

Tabel 29 Beoordelingsmatrix voor overige aspecten (niet-kostenaspecten) van rioolwaterzuiveringsinrichtingen.

criterium	actief slib	compactstelsysteem
bedrijfszekerheid	o ¹	+
bedieningsgemak	(+) ²	+
chemicaliënverbruik	o	+
energieverbruik	+	-
flexibiliteit (uitbreiding vuilvracht)	o	+
flexibiliteit (verscherping effluenteisen)	o	+/- ³

1 : +: positief; o: neutraal; -: negatief

2 : afhankelijk van de mate van automatisering;

3 : afhankelijk van welke effluenteis verscherpt wordt.

6.6 Evaluatie

De voorgaande beschouwing is samengevat in een beoordelingstabel (tabel 30).

Tabel 30 Beoordelingsaspecten ten behoeve van de keuze voor een compactstelsysteem of een actiefslibstelsysteem.

aspect		actiefslib	compact
investeringskosten	bij grondprijs < f 400,-	+ ¹	-
	bij grondprijs > f 400,-	-	+
exploitatiekosten	bij grondprijs < f 800,-	+	-
	bij grondprijs > f 800,-	-	+
chemicaliënverbruik	bij RWZI < 10.000 i.e.	o	o
	bij RWZI > 10.000 i.e.	+	-
energieverbruik		+	-
slibproductie		o	o
bedrijfszekerheid	bij RWZI < 10.000 i.e.	o	+
	bij RWZI > 10.000 i.e.	o	+
stankoverlast	als bewoning nabij	-	+
	als bewoning niet nabij	o	o
personeel	bij RWZI < 10.000 i.e.	+	-
	bij RWZI > 10.000 i.e.	o	o

1 : +: positief; o: neutraal; -: negatief

Uit deze tabel komt naar voren dat de volgende overwegingen een rol kunnen spelen bij de beslissing om een compactstelsysteem te installeren:

de grondprijs

De grondprijs speelt voor de kosten van de totale zuivering een doorslaggevende rol. Er kan geconcludeerd worden dat bij een grondprijs lager dan circa f 400,--/m² de keuze op een actiefslibstelsysteem zal vallen, *tenzij* ruimtelijke overwegingen (zoals de nabijheid van bebouwing) een doorslaggevende rol spelen. Bij een grondprijs hoger dan circa f 800,--/m² zal de keuze altijd op een compactstelsysteem vallen.

chemicaliënverbruik

Het chemicaliënverbruik zal bij compactsystemen hoger zijn dan bij actiefslibsystemen. Ook als biologische fosfaatverwijdering in dergelijke systemen toegepast kan worden, hetgeen het FeCl₃-verbruik zal verminderen, zal altijd nog methanol toegediend moeten worden voor nadenitrificatie.

energieverbruik

Het energieverbruik in een compactinstallatie is altijd aanzienlijk hoger dan in een actiefslibinrichting.

slibproductie

De slibproductie mag in een compactstelsysteem nagenoeg gelijk geacht worden aan die van een actiefslibstelsysteem.

Uit deze studie kunnen de volgende conclusies getrokken worden:

1. Compactsystemen voor de volledige behandeling van stedelijk afvalwater zijn toepasbaar onder Nederlandse omstandigheden. De behandeling van het afvalwater kan voldoen aan de Nederlandse eisen op het gebied van effluentkwaliteit, gemak van bedrijfsvoering en betrouwbaarheid. Compactsystemen gebruiken aanzienlijk minder ruimte terrein en eventuele milieuhinder is gemakkelijker te bestrijden.
2. Compactsystemen voor de volledige behandeling van stedelijk afvalwater hebben aanzienlijk hogere investeringskosten en jaarlijkse lasten dan conventionele zuiveringssystemen. De investeringskosten voor compactsystemen bedragen afhankelijk van het systeem f 460,-- tot f 590,-- per i.e., terwijl deze voor oxydatiecircuits of actiefslibsystemen f 380,-- tot f 480,-- per i.e. bedragen, afhankelijk van de grootte van de inrichting. De jaarlijkse kosten bedragen voor compactsystemen en actiefslibinrichtingen respectievelijk f 75,-- tot f 103,-- en f 60,-- tot f 74,-- per i.e. per jaar. Deze kosten zijn alle exclusief de aanschaf van grond. Alleen bij een grondprijs hoger dan circa f 400,-- m² kan het lagere oppervlaktebeslag van compactsystemen de verschillen in investeringskosten compenseren. Voor de jaarlijkse lasten ligt dit omslagpunt in de buurt van f 800,-- per m².
3. De kosten van nageschakelde compactsystemen voor N-verwijdering zijn hoog, in vergelijking met uitbreiding van de beluchtingsruimte van actiefslibinrichtingen. Voor nageschakelde compactsystemen zijn de jaarlijkse kosten geraamd op f 34,-- tot f 40,-- per i.e. per jaar, terwijl die voor een uitbreiding van een actiefslibinrichting geraamd kunnen worden op f 9,-- per jaar. Alleen als een conventionele uitbreiding zeer moeilijk op het terrein van een bestaande actiefslibinrichting te realiseren is, vormt naschakeling van compactsystemen een interessant alternatief.
Ook de vergroting van de capaciteit van actiefslibinrichtingen met parallelle compactsystemen heeft alleen zin, als met een conventionele uitbreiding de capaciteitsvergroting niet op hetzelfde terrein gerealiseerd kan worden.
5. Compactsystemen kunnen een goed alternatief vormen voor conventionele actiefslibinrichtingen in locatiespecifieke gevallen, zoals bij strenge eisen ten aanzien van geur en geluid, bij hoge grondprijzen en bij uitbreidingsproblemen door een gering beschikbaar oppervlak. In deze studie zijn de kosten van het aanleggen van persleidingen niet meegenomen. In dichtbevolkte locaties zijn de kosten van de aanleg van persleidingen zeer hoog. Op locaties met zeer hoge grondprijzen kan het dan voordeliger zijn de capaciteitsuitbreiding te realiseren met compactinstallaties.
6. De slibproductie van compactsystemen is gelijk of iets lager dan die van actiefslibsystemen.

- 1 Aesøy & H Ødegaard 1993. Denitrification in biofilm with biologically hydrolysed sludge as carbon source. Presented 2nd Int Specialized Conf on Biofilm Reactors, 29 september -1 october 1993, Paris, France, pp 143-150.
- 2 Andersson B, H Aspegren, D S Parker & M P Lutz 1993. High rate nitrifying trickling filters. Presented 2nd Int Specialized Conf on Biofilm Reactors, 29 september -1 october 1993, Paris, France, pp 101-108.
- 3 ARABER
- 4 Boller M, W Gujer & M Tschui 1993. Parameters affecting nitrifying biofilm reactors. Presented 2nd Int Specialized Conf on Biofilm Reactors, 29 september -1 october 1993, Paris, France, pp 15-25.
- 5 Bonhomme M, F Rogalla, G Boisseau & J Sibony 1990. Enhancing nitrogen removal in activated sludge with fixed biomass. *Wat Sci Technol* 22 (1/2): 127-135.
- 6 Canler J P & J M Perret 1993. Biological aerated filters - assessment of the process based on 12 sewage treatment plants. Presented 2nd Int Specialized Conf on Biofilm Reactors, 29 september -1 october 1993, Paris, France, pp 39-49.
- 7 Centraal Bureau voor de Statistiek 1992. Milieustatistieken 1991. CBS, Den Haag.
- 8 Çeçen F & I E Gönenç 1993. Nitrogen removal characteristics of nitrification and denitrification filters. Presented 2nd Int Specialized Conf on Biofilm Reactors, 29 september -1 october 1993, Paris, France, pp 503-510.
- 9 la Cour Jansen J, S E Jepsen & K D Laursen 1993. Carbon utilization in denitrifying biofilters. Presented 2nd Int Specialized Conf on Biofilm Reactors, 29 september -1 october 1993, Paris, France, pp 151-159.
- 10 la Cour Jansen J, S-E Jepsen, K D Laursen & P Harremoës 1993. Denitrification in submerged biofilm reactors. Newsletter IAWQ specialist group on biofilm systems, september 1993, 6.
- 11 Daigger G T, T A Heinemann, G Land & R S Watson 1993. Practical experience with combined carbon oxidation and nitrification in plastic media trickling filters. Presented 2nd Int Specialized Conf on Biofilm Reactors, 29 september -1 october 1993, Paris, France, pp 247-255.
- 12 Dee A, N James, I Jones, J Strickland, J Upton & P Cooper 1993. Pre- or post-denitrification at biological filter works. Presented 2nd Int Specialized Conf on Biofilm Reactors, 29 september -1 october 1993, Paris, France, pp 207-219.
- 13 Eikelboom D H & E A M A Bral 1990. Linpor-sponsjes als dragermateriaal bij de aërobe zuivering van rioolwater. Rapport RWZI-2000 90-07. DBW/RIZA, Lelystad 1990.
- 14 Gilles P 1990. Industrial-scale applications of fixed biomass on the Mediterranean seaboard. Design, operating results. *Wat Sci Technol* 22 (1/2): 281-292.
- 15 Golla P, M P Reddy, M K Simmes & T J Laken 1993. Three years full-scale Captor process operation at Moundville WWTP. Presented 2nd Int Specialized Conf on Biofilm Reactors, 29 september -1 october 1993, Paris, France, pp 239-245.
- 16 Golla P S, M P Reddy, M K Simms, L R Ronar & T J Laken 1993. Combined BOD and nitrogen removal at the Moundville WWTP using the Captor Process. Poster presented 2nd Int Specialized Conf on Biofilm Reactors, 29 september -1 october 1993, Paris, France, pp 681-682.
- 17 Gonçalves R F & F Rogalla 1992. Biological phosphorus removal in fixed film reactors. *Wat Sci Technol* 25 (12): 165-172.
- 18 Gonçalves R F & F Rogalla 1992. Continuous biological phosphorus removal in a biofilm reactor. *Wat Sci Technol* 26 (9-11): 2027-2030.
- 19 Gonçalves R F, L le Grand & F Rogalla 1993. Biological phosphorus uptake in submerged biofilters with nitrogen removal. Presented 2nd Int Specialized Conf on Biofilm Reactors, 29 september -1 october 1993, Paris, France, pp 197-205.
- 20 González-Martínez S & P A Wilderer 1991. Phosphate removal in a biofilm reactor. *Wat Sci Technol* 23: 1405-1515.
- 21 Harremoës P 1978. Biofilm kinetics. In: *Water Pollution Microbiology*, vol 2 (R Mitchel, ed), pp 82-109. John Wiley & Sons, New York.
- 22 Hultman B, K Jönsson & E Plaza 1993. Combined nitrogen and phosphorus removal in a full-scale continuous up-flow sand filter. Presented 2nd Int Specialized Conf on Biofilm Reactors, 29 september -1 october 1993, Paris, France, pp 179-186.
- 23 Jepsen S-E & J la Cour Jansen 1992. Biological filters for post-denitrification.
- 24 Kernn-Jespersen J, K Kruse-Knudsen, R Strube & M Henze 1993. Biological phosphorus removal under anoxic conditions in a biofilm reactor. Poster presented 2nd Int Specialized Conf on Biofilm Reactors, 29 september -1 october 1993, Paris, France, pp 663-664.

- 25 Jimenez B, B Capdeville, H Roques & G M Faup 1987. Design considerations for a nitrification-denitrification process using two fixed-bed reactors in series. *Wat Sci Technol* 19: 139-150.
- 26 Lacamp B, F Hanesen, P Penillard & F Rogalla 1993. Wastewater nutrient removal with advanced biofilm reactors. *Wat Sci Technol* 27 (4/5): 263-276.
- 27 Larsen T A & P Harremoës 1993. Modelling of experiments with colloidal organic matter in biofilm reactors. Presented 2nd Int Specialized Conf on Biofilm Reactors, 29 september -1 october 1993, Paris, France, pp 567-582.
- 28 Lazarova V & J Manem 1993. Advance in biofilm aerobic reactors ensuring effective biofilm activity control. Presented 2nd Int Specialized Conf on Biofilm Reactors, 29 september -1 october 1993, Paris, France, pp 411-420.
- 29 Lessel T H 1991. First practical experiences with submerged rope-type bio-film reactors for upgrading and nitrification. *Wat Sci Technol* 23: 825-834.
- 30 Lessel T H 1993. Upgrading and nitrification by submerged biofilm reactors - experiences from a large scale plant. Presented 2nd Int Specialized Conf on Biofilm Reactors, 29 september -1 october 1993, Paris, France, pp 231-238.
- 31 Lewandowski Z, P Stoodley, S Altobelli & E Fukushima 1993. Hydrodynamics and kinetics in biofilm systems - recent advances and new problems. Presented 2nd Int Specialized Conf on Biofilm Reactors, 29 september -1 october 1993, Paris, France, pp 313-319.
- 32 Meaney B J & J E T Strickland 1993. Operating experiences with submerged filters for nitrification and denitrification. Presented 2nd Int Specialized Conf on Biofilm Reactors, 29 september -1 october 1993, Paris, France, pp 171-178.
- 33 Moreau M, Y Liu, B Capdeville, J M Audic & L Calvez 1993. Kinetic behaviour of heterotrophic and autotrophic biofilms in wastewater treatment processes. Presented 2nd Int Specialized Conf on Biofilm Reactors, 29 september -1 october 1993, Paris, France, pp 479-486.
- 34 Mulder A & D H Eikelboom 1993. Treatment of sewage in a biofilm airlift reactor. Poster presented 2nd Int Specialized Conf on Biofilm Reactors, 29 september -1 october 1993, Paris, France, pp 787-793.
- 35 Ødegaard H, B Rusten & T Westrum 1993. A new moving bed biofilm reactor - applications and results. Presented 2nd Int Specialized Conf on Biofilm Reactors, 29 september -1 october 1993, Paris, France, pp 221-229.
- 36 Ohashi A & H Harada 1993. Adhesion strength of biofilm developed in an attached-growth reactor. Presented 2nd Int Specialized Conf on Biofilm Reactors, 29 september -1 october 1993, Paris, France, pp 363-370.
- 37 Paffoni C, M Gossais, F Rogalla & P Gilles 1990. Aerated biofilters for nitrification and effluent polishing. *Wat Sci Technol* 22 (7/8): 181-189.
- 38 Pujol R, M Hamon, X Kandel & H Lemmel 1993. Biofilters: flexible, reliable biological reactors. Presented 2nd Int Specialized Conf on Biofilm Reactors, 29 september -1 october 1993, Paris, France, pp 69-76.
- 39 Rogalla F & M-M Bourbigot 1990. New developments in complete nitrogen removal with biological aerated filters. *Wat Sci Technol* 22 (1/2): 273-280.
- 40 Rogalla F, M Payreadeau, P Sauvegrain & J Sibony 1991. Reduced hydraulic detention time for complete nutrient removal with innovative biological reactors. *Wat Sci Technol* 24 (10): 217-229.
- 41 Rogalla F, M Badard, F Hansen & P Dansholm 1992. Upscaling a compact nitrogen removal process. *Wat Sci Technol* 26 (5/6): 1067-1076.
- 42 Rogalla F & J Sibony 1992. Biocarbonate aerated filters - ten years after: past, present and plenty of potential. *Wat Sci Technol* 26 (9-11): 2043-2048.
- 43 Ryhiner G, K Soerensen, B Birou & H Gros 1993. Biofilm reactors configuration for advanced nutrient removal. Presented 2nd Int Specialized Conf on Biofilm Reactors, 29 september -1 october 1993, Paris, France, pp 161-169.
- 44 Stensel H D, R C Brenner, K M Lee, H Melcer & K Rakness 1983. Biological aerated filter evaluation. *J Environ Engng* 114: 655-671.
- 45 Suzuki Y, Y Takahashi & Y Sekine 1993. Mechanisms of removal of SS in biofilm process - experimental investigation using contact aeration process. Poster presented 2nd Int Specialized Conf on Biofilm Reactors, 29 september -1 october 1993, Paris, France, pp 683-684.
- 46 STOWA 1993. Handboek chemische P-verwijdering. STOWA, Utrecht
- 47 STOWA 1993. Nitrificatie en denitrificatie in compactsystemen - evaluatie praktijkonderzoek. STOWA, Utrecht.
- 48 Tijhuis L, E Rekswinkel, M C M van Loosdrecht & J J Heijnen 1993. Dynamics of population and biofilm structure in the biofilm airlift suspension reactor for carbon and nitrogen removal.

Presented 2nd Int Specialized Conf on Biofiom Reactors, 29 september -1 october 1993, Paris, France, pp 471-478.

- 49 Toettrup H, F Rogalla, A Vodal & P Harremoës 1993. The treatment trilogy of floating filters: from pilot to prototype to plant. Presented 2nd Int Specialized Conf on Biofiom Reactors, 29 september -1 october 1993, Paris, France, pp 51-60.
- 50 Tschui M, M Boller, W Gujer, J Eugster, C Mäder & C Stengel 1993. Tertiary nitrification in aerated pilot biofilters. Presented 2nd Int Specialized Conf on Biofiom Reactors, 29 september -1 october 1993, Paris, France, pp 109-116.
- 51 Vedry B, C Paffoni, M Gousailles & C Bernard 1993. First months operation of two biofilter prototypes in the waste water plant of Archeres. Presented 2nd Int Specialized Conf on Biofiom Reactors, 29 september -1 october 1993, Paris, France, pp 89-100.
- 52 Wijffels R H, E T H M Leenen & J Tramper 1993. Possibilities of nitrification with immobilized cells in waste-water treatment: model or practical system. Wat Sci Technol 27 (5/6): 233-240.

Biocarbone	Merknaam van een neerwaarts doorstroomd biofilter, dat door OTV op de markt wordt gebracht.
Biofilm	Laagje, bestaande uit micro-organismen en produkten afkomstig van micro-organismen, dat is gehecht aan een drager.
Biofor	Merknaam van een opwaarts doorstroomd biofilter, dat door Degrémont op de markt wordt gebracht.
Biorotor	Draaiende trommel, die zich voor een gedeelte in het te zuiveren water bevindt, en die gevuld is met een licht hechtingsmateriaal. In plaats van een trommel werd vroeger ook wel gebruik gemaakt van schijven, waaraan de biomassa zich hecht.
Biostyr	Merknaam van een opwaarts doorstroomd drijvend biofilter, dat door OTV op de markt wordt gebracht.
BZV	Biochemisch zuurstofverbruik, maat voor de concentratie biologisch degradeerbaar organisch materiaal in het (afval)water.
BZV _Δ	Verwijderde BZV.
Contacttijd	Tijdsduur van het contact tussen biomassa en afvalwater per passage door een reactor.
CZV	Chemisch zuurstofverbruik, maat voor de concentratie (chemisch oxydeerbaar) organisch materiaal in het (afval)water.
CZV _Δ	Verwijderde CZV.
HRT	Hydraulische verblijftijd (hydraulic residence time), de gemiddelde verblijftijd van de vloeistof in een systeem, te berekenen als V/Q , met V = reactorvolume (in m ³) en Q = debiet (in m ³ /h).
N _{KJ}	Kjehldal-stikstof, de concentratie van organische stikstof + ammoniak-stikstof in het (afval)water.
Overgangskoncentratie	Concentratie waarbij de reactie overgaat van ½-orde (evenredigheid met de wortel uit de concentratie) naar 0-de orde (concentratie-onafhankelijk).
Oxydatiebed	Aëroob filter met een vulmateriaal van betrekkelijk grote afmetingen en een hoge porositeit.
Porositeit	Verhouding tussen het volume van de lege ruimten, en het totale volume van een filterbed.
SLT	Slibleeftijd, vaste stof-verblijftijd (solids residence time), verblijftijd van de vaste stof in een systeem, gedefinieerd als $X_t/\Delta X_t$, waarin X_t = de hoeveelheid biomassa in het systeem en ΔX_t = de hoeveelheid uit het systeem verwijderde biomassa per tijdseenheid.
STOWA	Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer.
SVI	Slib volume index, een maat voor de bezinkbaarheid van slib.
Volumetrische belasting	Belasting (in kg BZV of CZV) per volume-eenheid.

BIJLAGE

REFERENTIEKADER VOOR KOSTENBEREKENING

INHOUDSOPGAVE

	blz
1 Uitgangspunten	58
1.1 Karakteristieken	58
1.2 Kostenposten	60
2 Kostenramingen voor nageschakelde technieken	64
3 Kostenramingen voor nieuwbouw	65

1 Uitgangspunten

1.1 Karakteristieken

De karakteristieken van de inrichtingen zijn samengevat in tabel 31.

Tabel 31. Karakteristieken voor rioolwaterzuiveringsinrichtingen van 10.000, 50.000 en 100.000 i.e., voor vergelijking met compacte systemen.

GROOTTE	10.000 i.e.	50.000 i.e.	100.000 i.e.
type inrichting	oxydatiecircuit	oxydatiecircuit	actief slib
voorbezinking	afwezig	afwezig	aanwezig
slibgisting	afwezig	afwezig	aanwezig
slibbelasting	0,05	0,05	0,06
P-verwijdering	biologisch in de hoofdstroom; aanvulling met FeCl_3 -doserings	biologisch in de hoofdstroom; aanvulling met FeCl_3 -doserings	biologisch in de hoofdstroom; aanvulling met FeCl_3 -doserings
N-verwijdering	denitrificatiezone	denitrificatiezone	denitrificatietank
slibverwerking	indikking, direct afvoer naar elders	indikking, ontwatering met zeefbandpers; afvoer naar centrale verwerking	indikking, slibgisting, ontwatering met centrifuge; afvoer naar centrale verwerking

Voor de voorbezinking worden de rendementen als in tabel 32 aangehouden.

Tabel 32. Rendementen van de voorbezinking^{3,46}

parameter	zonder FeCl_3	met FeCl_3	eenheid
CZV	33	60	%
BZV	33	60	%
$\text{N}_{\text{KJ-N}}$	10	12	%
totaal-P	25	85	%
zwevende stof	60	80	%

Compactsystemen

Voor de dimensionering van de compactsystemen zijn de volgende uitgangspunten gehanteerd.

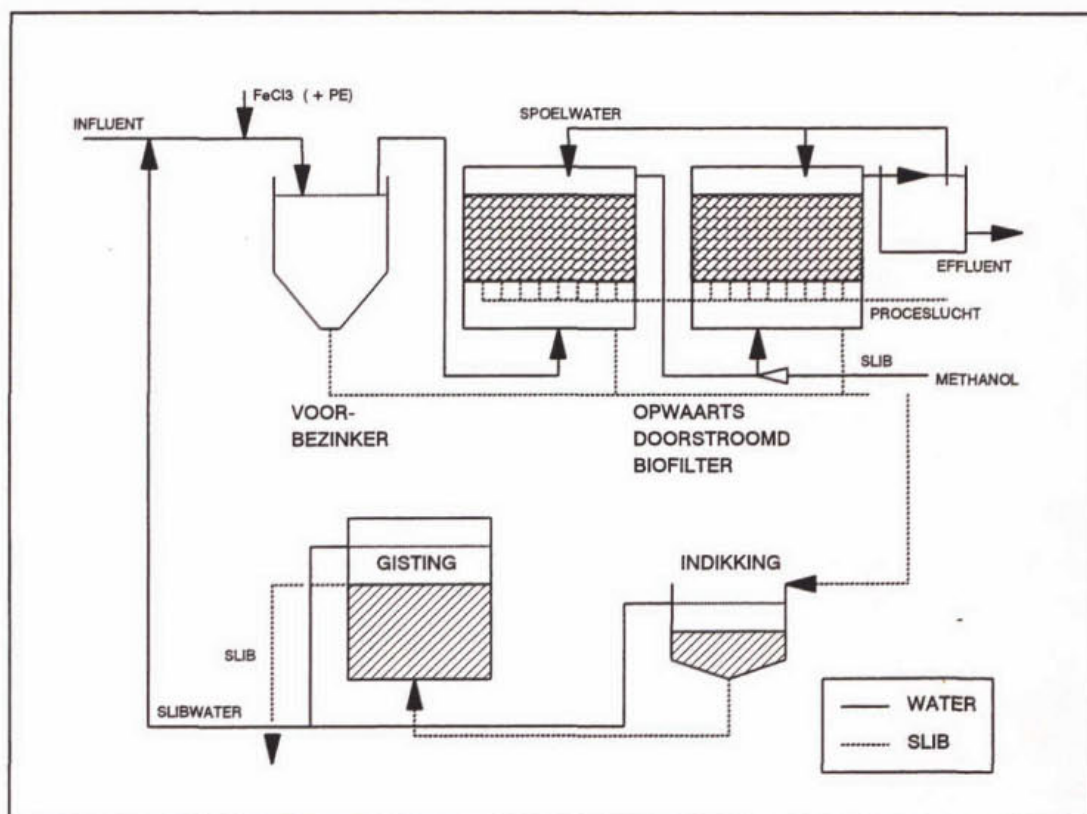
1. Voorbezinking door middel van een klassieke voorbezinker met voorprecipitatie met behulp van FeCl_3 .
2. BZV-verwijdering en nitrificatie in een eerste stap.
3. Na-denitrificatie met methanol als C-bron in een tweede stap.

De gegevens omtrent de drie compactsystemen zijn samengevat in tabel 33.

Karakteristieken van compactsystemen voor 10.000, 50.000 en 100.000 i.e., voor vergelijking met actiefslibsystemen.

GROOTTE	10.000 i.e.	50.000 i.e.	100.000 i.e.
voorbezinking	aanwezig	aanwezig	aanwezig
slibgisting	aanwezig	aanwezig	aanwezig
P-verwijdering	voorprecipitatie met behulp van FeCl_3	voorprecipitatie met behulp van FeCl_3	voorprecipitatie met behulp van FeCl_3
N-verwijdering	na-denitrificatie met behulp van methanoldosering	na-denitrificatie met behulp van methanoldosering	na-denitrificatie met behulp van methanoldosering
slibverwerking	indikking, directe afvoer	indikking, slibgisting, ontwatering met centrifuge; afvoer naar centrale verwerking	indikking, slibgisting, ontwatering met centrifuge; afvoer naar centrale verwerking

Een schematisch overzicht van een rioolwaterzuiveringsinrichting die gebruik maakt van compactsystemen is gegeven in figuur 18.



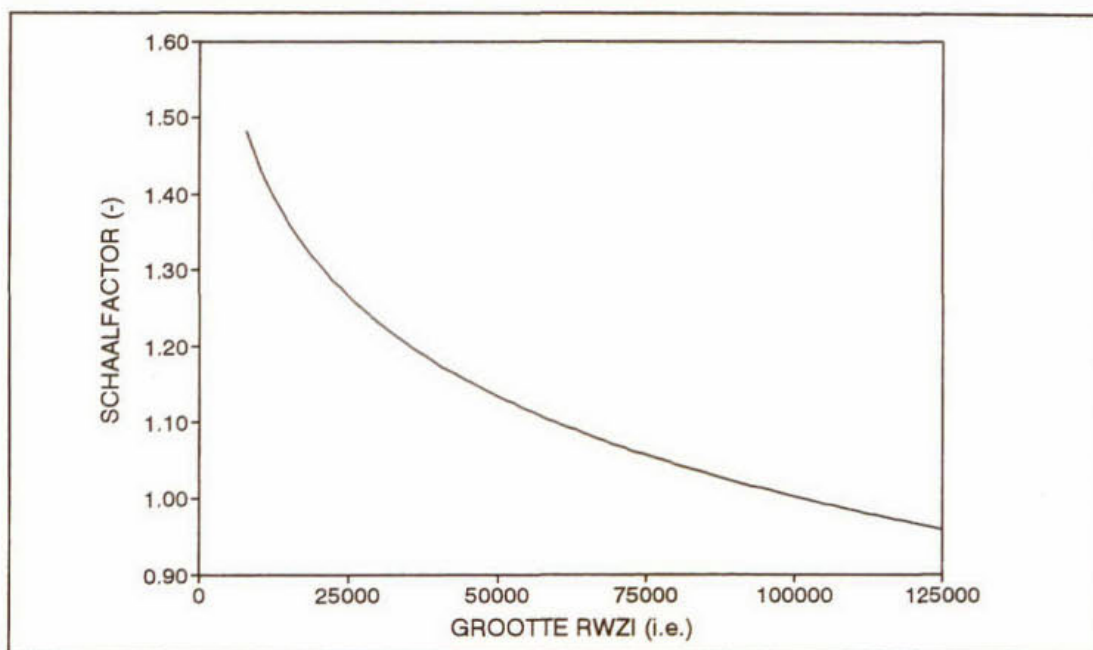
Figuur 18 Schematisch overzicht van een rioolwaterzuiveringsinrichting (100.000 i.e.) die gebruik maakt van compactsystemen.

1.2 Kostenposten

Voor het berekenen van de kosten wordt uitgegaan van de volgende onderdelen.

Stichtingskosten

De stichtingskosten van de drie referentie-inrichtingen zijn berekend aan de hand van eenheidsprijzen voor de oppervlakte en de diameter van voor- en nabezink-tanks, voor het volume van aëratieruimten en indikkers, en voor de zuurstofin-breng. Deze eenheidsprijzen zijn opgesteld aan de hand van de gegevens van een aantal RWZI's. Voor verschillende eenheidsprijzen is een schaalfactor aangehouden, die aangeeft hoe het te investeren bedrag varieert met de grootte van de RWZI. Deze schaalfactor is gegeven in figuur 19. Voor de kosten van het compressorgebouw, de terreinleidingen en het bedrijfsgebouw zijn de kosten afhankelijk van de grootte gesteld. De eenheidsprijzen van de verschillende elementen van een RWZI zijn gegeven in tabel 34. De uitwerking van de schatting van de stichtingskosten is gegeven in de paragrafen 2 en 3.



Figuur 19 Schaalfactor die is gehanteerd voor een aantal elementen van een RWZI als functie van de grootte van de inrichting.

Onderhoud

Het onderhoud van een inrichting is gesteld op 0,5% van de stichtingskosten voor het civiele deel, en 1,5% van het elektro-mechanische deel.

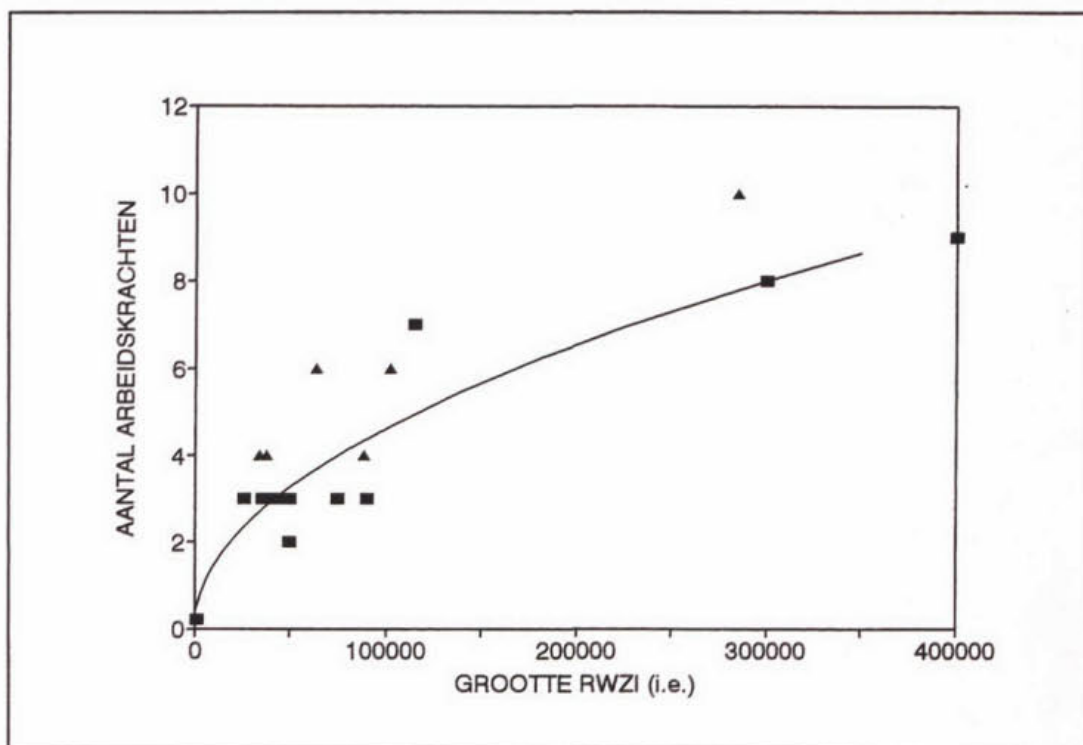
Personeelslasten

De personele bezetting van de inrichtingen wordt afhankelijk verondersteld van de grootte van de inrichting. De bezetting is echter niet afhankelijk van het type installatie. Het maakt geen verschil of de zuivering in een conventionele installatie dan wel in biofilters plaatsvindt. Ook zullen er geen verschillen zijn in de hoeveelheid analysewerkzaamheden die voor een goede begeleiding van de zuivering nodig zijn. Het verband tussen de personeelsbehoefte en de grootte van de inrichting wordt gegeven in figuur 20.

Tabel 34

Eenheidsprijzen voor de verschillende elementen van een RWZI, voor een grootte van 100.000 i.e. Gegevens zijn gebaseerd op eigen berekeningen, schattingen aan de hand van eerder door HASKONING B.V. gebouwde inrichtingen en het werkrapport "Behandeling van stedelijk afvalwater in de toekomst" (1986, RIZA, R86/141). Prijzen per januari 1995 (schattingen werden gecorrigeerd voor indexcijfers). De bedragen zijn exclusief opslagen en BTW.

element	schaalfactor	civiel	E/M	per :
aëratietank	nee	286	0	m ³
beluchting	nee	0	1500	kg O ₂ /uur
compressorgebouw	nee	11100	0	√kg O ₂ /uur
menging	nee	500	8000	kW
nabezinker	nee	970	0	m ³
slibruimer nabezinker	nee	0	6115	m diameter
recirculatie	nee	100	300	m ³ /uur
retourslibvijzel	nee	110	100	m ³ /uur
indikking	nee	620	0	m ³
na-indikking	nee	620	0	m ³
slibruimer indikker	nee	0	16360	m diameter
influentgemaal	ja	1100	1000	m ³ /uur
roostergoed/zandvanger	ja	100	360	m ³ /uur
bedrijfsgebouw	ja	9900	1630	per 1000 i.e.
terreinleidingen	ja	14800	1630	per 1000 i.e.
elektrische installatie	ja	0	17100	per 1000 i.e.
diversen	ja	23700	16100	per 1000 i.e.



Figuur 20

Aantal arbeidskrachten als functie van de grootte van een inrichting. De schatting is voor klaarmeesters plus personeel voor klein onderhoud (Bron: interne notitie HASKONING).

De hoeveelheid personeel is gesteld op 0,5, 2 en 3 voor inrichtingen van respectievelijk 10.000, 50.000, en 100.000 i.e. (zie figuur 20). Bij de kostenberekeningen zijn de jaarkosten voor personeel gesteld op f 80.000,-- per jaar.

Er wordt bij de schattingen van uitgegaan dat investeringen in automatisering van verwerking van gegevens alleen maar leiden tot een betere procesvoering, maar niet tot een extra besparing op de aantallen personeelsleden die op een inrichting aanwezig zijn.

Terreinbehoefte

Een van de belangrijkste voordelen van een biofilter-installatie boven een conventionele aërobe installatie is het verschil in ruimtebeslag. Een biofilter-installatie wordt doorgaans zo compact mogelijk uitgelegd. Daarom dient een dergelijke installatie vergeleken te worden met een actiefslibinrichting, waarbij dit eveneens is gebeurd. Voor een actiefslibinrichting is de volgende formule aangehouden:

$$\text{terreinoppervlak} = \{ \sqrt{(O/T_{LB})} + G \} \times \{ \sqrt{(O/T_{LB})} \times T_{LB} + G \}$$

waarin T_{LB} is de lengte-breedte verhouding van het terrein, G is de breedte van de groenstrook en O is het "netto" oppervlak:

$$O = \{ A_{VB} \times (D_{VB} + 2 \times V)^2 + (L_{BT} + V) \times (B_{BT} + V) + A_{SG} (I_{SG}/2\pi)^{1/2} \times 2 + V \times 2 \}^2 + A_{NB} \times (D_{NB} + 2 \times V)^2 + A_{IN} \times (D_{IN} + 2 \times V)^2 \} \times \{ 1 + 0,10 + 0,25 + 0,02 \times F^2 + A_{SW} \times 0,05 \times F^2 \}$$

waarin A is aantal, R is straal, L is lengte, B is breedte, I is inhoud en V is "vrije ruimte" tussen twee elementen (m). Het onderschrift VB is voorbezinktank, BT is beluchtingstank, NB is nabezinktank, IN is indikker, SW is slibverwerking. De factor 0,10 is gehanteerd voor het oppervlak voor invoerwerk en zandvanger, 0,25 voor wegen, 0,02 voor bedieningsgebouw, 0,05 voor slibverwerkingsgebouw, en de factor F is de schaalfactor zoals aangegeven in figuur 19.

Voor de berekening van het oppervlak van een RWZI is aangehouden: $T_{LB} = 1,5$, $G = 40$ m en $V = 6$ m.

In figuur 21 is volgens bovenstaande formule het oppervlak berekend van een conventionele RWZI, volgens de dimensioneringsgrondslagen als beschreven in § 1.1.

Energieverbruik

De aanschaf van energie voor een RWZI is afhankelijk gesteld van het type en de belasting van de RWZI (zie figuur 22). Het energieverbruik bedraagt voor oxydatie-circuits:

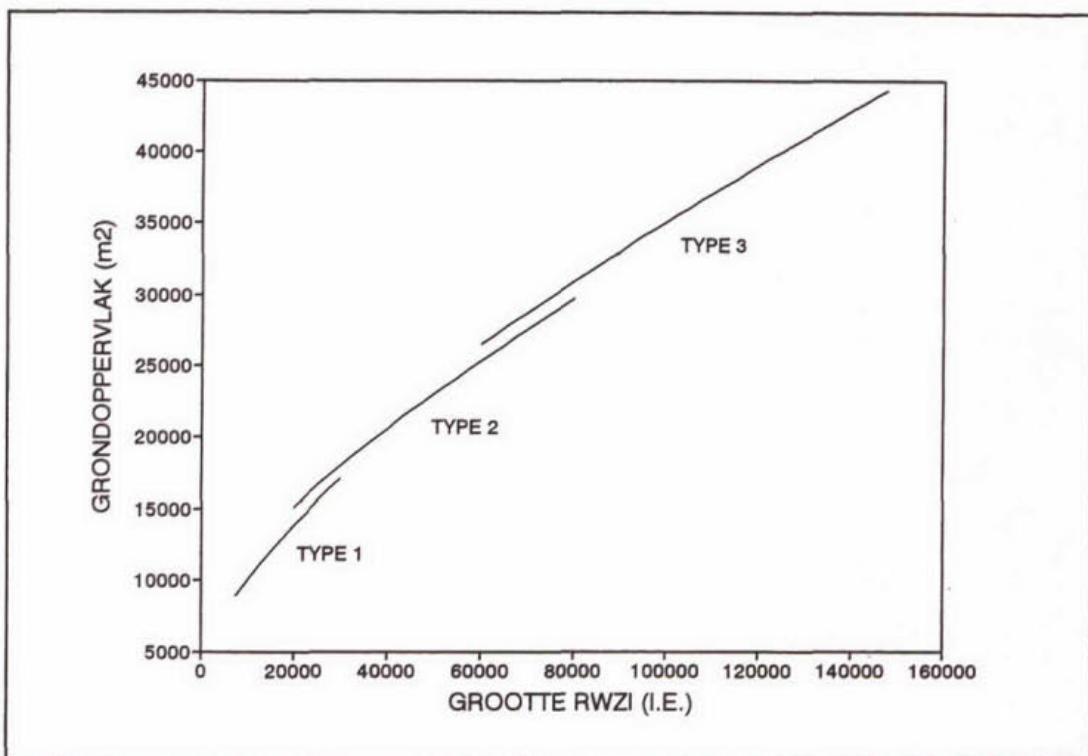
$$E = (\text{aantal i.e.}) \times 0,0295 \quad (\text{MWh/jaar})$$

en voor actiefslibinrichtingen met slibgisting:

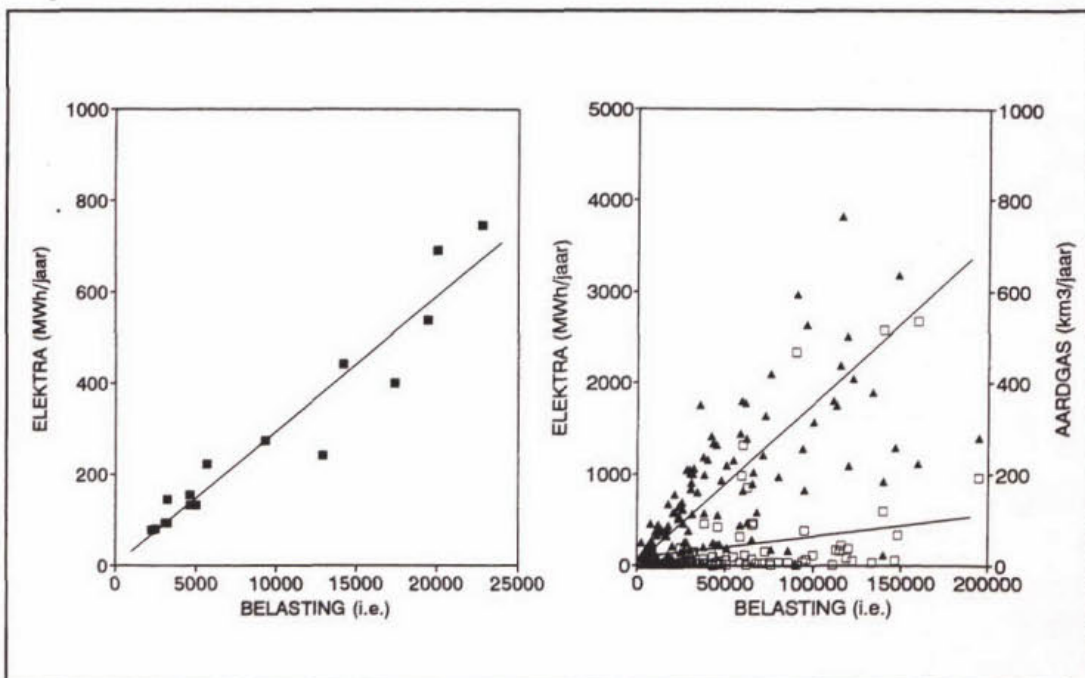
$$E = 13 + (\text{aantal i.e.}) \times 0,0176 \quad (\text{MWh/jaar})$$

waarbij ook een aardgasverbruik komt van:

$$A = (17 + (\text{aantal i.e.}) \times 0,00048) \times 1000 \quad (\text{m}^3/\text{jaar})$$



Figuur 21 Geschat terreinoppervlak van een RWZI als functie van het aantal i.e. Type 1, 2 en 3 komen overeen met inrichtingen als voor 10.000, 50.000 en 100.000 i.e. als in tabel 31.



Figuur 22 Energieverbruik (in MWh/jaar) van RWZI's als functie van het aantal gemeten i.e. Links: gegevens voor oxydatiecircuits (ontleend aan jaarverslagen). Rechts: gegevens voor grotere zuiveringsinrichtingen met slibgisting; dichte symbolen: elektra; open symbolen: aardgas (ontleend aan de milieustatistieken van het CBS⁷).

Chemicaliënverbruik

Het chemicaliënverbruik is gebaseerd op een FeCl_3 -dosering met een Me/P verhouding van 0,5 bij aanvullende chemische P-verwijdering en van 1,5 bij voorprecipitatie.

2. Kostenramingen voor nageschakelde technieken

De jaarlijkse kosten van nageschakelde compactsystemen zijn in het STOWA-rapport "Nitrificatie en denitrificatie in compactsystemen"⁴⁷ geraamd voor een inrichting van 100.000 i.e. op f 18,-- tot f 22,-- per i.e. voor nitrificatie en f 16,-- tot f 20,-- per i.e. voor denitrificatie. De jaarlijkse lasten voor volledige stikstofverwijdering in compactsystemen, gebruikt als nageschakelde techniek, kan dus geraamd worden op f 34,-- tot f 40,-- per i.e., afhankelijk van de hoogte van de stikstofconcentraties in het influent.

Deze kosten dienen te worden vergeleken met uitbreiding van een conventionele actiefslibinrichting met een slibbelasting van 0,15 kg BZV.kg DS⁻¹.dag⁻¹ tot een laagbelaste inrichting waarin volledige N-verwijdering kan plaatsvinden. Dit kan worden gerealiseerd door het toepassen van voorprecipitatie met FeCl_3 , waarmee een verlaging van de slibbelasting tot 0,10 kg BZV.kg DS⁻¹.dag⁻¹ kan worden gerealiseerd, en uitbreiding van de beluchtingsruimte tot een slibbelasting van 0,06 kg BZV.kg DS⁻¹.dag⁻¹.

Het betreft voor een actiefslibinrichting van 100.000 i.e. het installeren van faciliteiten voor ijzerdosering en een uitbreiding van de beluchtingsruimte met 2830 m³. Er is ervan uitgegaan, dat geen extra nabezinkruimte nodig is. De kosten zijn geraamd als beschreven in hoofdstuk 1 van deze bijlage, behalve dat een extra toeslag van 14% van de investeringskosten is berekend voor het doordraaien tijdens de aanpassing.

De ramingen van de investeringskosten en van de jaarlijkse kosten zijn samengevat in tabel 35.

Tabel 35 Kostenraming voor aanpassing van een actiefslibinrichting van 100.000 i.e. voor volledige N-verwijdering. Kosten zijn in guldens.

element	civiel	mechanisch/ elektrisch
aëratie	863.000	400.000
chemische P	206.000	125.000
compressorgebouw	100.000	0
terreinleidingen	600.000	0
elektrische installatie	0	300.000
SUBTOTAAL	1768.000	825.000
SUBTOTAAL	2.593.000	

vervolg tabel 35

SUBTOTAAL	2593.000
tijdelijke voorzieningen	374.000
SUBTOTAAL	2867.000
opslagen (zie tabel 36, incl. BTW)	2879.000
TOTALE INVESTERING (afgerond op 10.000)	5740.000
rente/afschrijving	490.000
onderhoud	42.000
chemicaliën	206.000
energie	122.000
personeel	0
JAARLIJKSE KOSTEN (afgerond op 10.000)	860.000

De jaarlijkse kosten voor een uitbreiding van een actiefslibinrichting van 100.000 i.e. kunnen aldus geschat worden op circa *f* 9,-- per i.e. per jaar.

3. Kostenramingen voor nieuwbouw

De in § 1 van deze bijlage geraamde kosten voor actiefslibinrichtingen, en de door Degrémont en OTV opgegeven (turn-key) prijzen voor biofilter-installaties zijn samengevat voor installaties van 10.000, 50.000 en 100.000 i.e. in tabel 36 op de volgende bladzijden.

Tabel 36 Kostenraming voor actiefslibinrichting, Biofor- en Biostyr-installaties voor 10.000, 50.000 en 100.000 i.e.

INVESTERINGEN	actiefslib			Biofor			Biostyr		
	10.000	50.000	100.000	10.000	50.000	100.000	10.000	50.000	100.000
CIVIEL									
grootte (i.e.)	10.000	50.000	100.000	10.000	50.000	100.000	10.000	50.000	100.000
zandvanger	86.000	340.000	601.000	86.000	340.000	601.000	86.000	340.000	601.000
anaërobe ruimte	316.000	1.430.000	0	0	0	0	0	0	0
voorbezinker	0	0	2.118.000	212.000	1.059.000	2.118.000	212.000	1.059.000	2.118.000
beluchting	376.000	1.879.000	1.409.000	0	0	0	0	0	0
chemische P	0	206.000	206.000	0	206.000	206.000	0	206.000	206.000
compressorgebouw	0	0	227.000	0	0	0	0	0	0
vijzel	34.000	169.000	338.000	0	0	0	0	0	0
nabezinking	281.000	1.585.000	3.169.000	0	0	0	0	0	0
compactinstallatie	0	0	0	860.000	3.270.000	8.835.000	920.000	3.285.000	6.256.000
indikking	15.000	84.000	170.000	15.000	84.000	170.000	15.000	84.000	170.000
slibgisting	0	0	1.544.000	0	772.000	1.544.000	0	772.000	1.544.000
gash. + WK-inst.	0	0	321.000	0	181.000	321.000	0	181.000	321.000
na-indikking	0	0	76.000	0	38.000	76.000	0	38.000	76.000
slibbuffer	5.000	24.000	81.000	5.000	24.000	81.000	5.000	24.000	81.000
slibverwerking	140.000	552.000	976.000	140.000	552.000	976.000	140.000	552.000	976.000
luchtbehandeling	56.000	214.000	206.000	56.000	214.000	206.000	56.000	214.000	206.000
elektrische install.	0	0	0	0	0	0	0	0	0
bedrijfsgebouw	117.000	459.000	812.000	117.000	459.000	812.000	117.000	459.000	812.000
terreinleidingen	180.000	709.000	1.253.000	36.000	142.000	251.000	36.000	142.000	251.000
onvoorziën10%	161.000	765.000	1.351.000	112.000	536.000	1.293.000	153.000	734.000	1.620.000
SUBTOTAAL	1.767.000	8.416.000	14.858.000	1.680.000	8.075.000	17.817.000	1.746.000	8.092.000	14.980.000

INVESTERINGEN	actiefslib			Biofor			Biostyr		
	10.000	50.000	100.000	10.000	50.000	100.000	10.000	50.000	100.000
grootte (i.e.)									
MECHANISCH/ELEKTRISCH									
zandvanger	76.000	298.000	526.000	76.000	298.000	526.000	76.000	298.000	526.000
anaërobe ruimte	76.000	380.000	0	76.000	380.000	0	76.000	380.000	0
voorbezinker	0	0	219.000	69.000	155.000	219.000	69.000	155.000	219.000
beluchting	68.000	341.000	362.000	0	0	0	0	0	0
chemischeP	0	125.000	125.000	0	125.000	125.000	0	125.000	125.000
vijzel	32.000	158.000	316.000	0	0	0	0	0	0
nabezinking	109.000	367.000	635.000	0	0	0	0	0	0
compactinstallatie	0	0	0	1.010.000	3.830.000	10.370.000	1.080.000	3.848.000	7.344.000
indikking	47.000	104.000	268.000	47.000	104.000	268.000	47.000	104.000	268.000
slibgisting	0	0	700.000	0	350.000	700.000	0	350.000	700.000
gash. + WK-inst.	0	0	1.602.000	0	906.000	1.602.000	0	906.000	1.602.000
na-indikking	0	0	56.000	0	40.000	56.000	0	40.000	56.000
slibbuffer	1.000	4.000	12.000	1.000	4.000	12.000	1.000	4.000	12.000
slibverwerking	310.000	616.000	950.000	310.000	616.000	950.000	310.000	616.000	950.000
luchtbehandeling	68.000	257.000	247.000	68.000	257.000	247.000	68.000	257.000	247.000
elektrische install.	346.000	1.361.000	2.406.000	69.000	272.000	481.000	69.000	272.000	481.000
bedrijfsgebouw	0	0	0	0	0	0	0	0	0
terreinleidingen	0	0	0	0	0	0	0	0	0
onvoorzien 10%	113.000	401.000	842.000	113.000	399.000	841.000	173.000	734.000	1.556.000
SUBTOTAAL	1.246.000	4.412.000	9.266.000	1.899.000	8.071.000	17.112.000	1.976.000	8.091.000	13.783.000

INVESTERINGEN	actiefslib				Biofor				Biostyr			
	10.000	50.000	100.000		10.000	50.000	100.000		10.000	50.000	100.000	
grootte (i.e.)	10.000	50.000	100.000		10.000	50.000	100.000		10.000	50.000	100.000	
subtotaal M/E	1.246.000	4.412.000	9.266.000		1.899.000	8.071.000	17.112.000		1.976.000	8.091.000	13.783.000	
subtotaal civiel	1.767.000	8.416.000	14.858.000		1.680.000	8.075.000	17.817.000		1.746.000	8.092.000	14.980.000	
SUBTOTAAL	3.013.000	12.828.000	24.124.000		3.579.000	16.146.000	34.929.000		3.722.000	16.183.000	28.763.000	
SUBTOTAAL	249.000	882.000	1.853.000		380.000	1.614.000	3.422.000		395.000	1.618.000	2.757.000	
Installatie 20%	442.000	2.104.000	3.715.000		420.000	2.019.000	4.454.000		437.000	2.023.000	3.745.000	
Aannemers 25%	370.000	1.581.000	2.969.000		438.000	1.978.000	4.281.000		455.000	1.982.000	3.527.000	
Advies 10%, 5% ¹	4.074.000	17.395.000	32.661.000		4.817.000	21.757.000	47.086.000		5.009.000	21.806.000	38.792.000	
SUBTOTAAL	713.000	3.044.000	5.716.000		843.000	3.807.000	8.240.000		877.000	3.816.000	6.789.000	
BTW 17,5%	4.790.000	20.440.000	38.380.000		5.660.000	25.560.000	55.330.000		5.890.000	25.620.000	45.580.000	
TOTAAL(10.000) ²	5.490.000	23.360.000	43.940.000		6.310.000	28.460.000	61.560.000		6.560.000	28.520.000	50.700.000	

EXPLOITATIE	actiefslib				Biofor				Biostyr			
	10.000	50.000	100.000		10.000	50.000	100.000		10.000	50.000	100.000	
grootte (i.e.)	10.000	50.000	100.000		10.000	50.000	100.000		10.000	50.000	100.000	
rente/afschrijving	504.000	2.191.000	4.071.000		577.000	2.628.000	5.705.000		601.000	2.634.000	4.713.000	
onderhoud	44.000	173.000	339.000		58.000	256.000	548.000		61.000	256.000	446.000	
personeel	40.000	160.000	240.000		40.000	160.000	240.000		40.000	160.000	240.000	
energie	44.000	150.000	292.000		44.000	174.000	348.000		44.000	174.000	348.000	
chemicaliën	0	103.000	206.000		148.000	738.000	841.000		148.000	421.000	841.000	
LASTEN (10.000) ²	630.000	2.780.000	5.150.000		870.000	3.960.000	7.680.000		890.000	3.650.000	6.590.000	

1: 5 % advieskosten bij de compactinstallaties;

2: afgerond op f 10.000,-,-.

**PUBLIKATIEREEKS "TOEKOMSTIGE GENERATIE
RIOOLWATERZUIVERINGSINRICHTINGEN RWZI 2000" ¹**

- 'Behandeling van stedelijk afvalwater in de toekomst'
Een haalbaarheidsonderzoek. I Eindrapport. II Werkrapport
RIZA, TNO-Maatschappelijke Technologie en Witteveen + Bos Raadgevende
ingenieurs B.V.
Juli 1986

- 'Toekomstige generatie rioolwaterzuiveringsinrichtingen; RWZI 2000'
Onderzoeksplan
RIZA, STORA
Januari 1988

- 'Jaarverslag 1988'
RIZA, STORA
Maart 1989

- 'Slibontwatering; een voorstudie'
TU-Delft, TU-Eindhoven
RWZI 2000 89-01
Januari 1989

- 'Knelpunten bij de invoering van defosfatering'
Witteveen + Bos Raadgevende ingenieurs B.V.
RWZI 2000 89-02
April 1989

- 'Selectieve verwijdering van zware metalen uit ruw rioolwater met behulp van een
magneetsysteem'
Smit-Nijmegen, TNO-Maatschappelijke Technologie
RWZI 2000 89-03
Oktober 1989

- 'Verwijdering van zware metalen uit zuiveringsslib door electrolyse'
TNO-Maatschappelijke Technologie
RWZI 2000 89-04
Oktober 1989

¹ Te bestellen bij:
Hageman Verpakkers B.V., Postbus 281, 2700 AC Zoetermeer
tel. 079-611188 / fax 079-613927

- 'Hydrolyse van zuiveringsslib in combinatie met anaërobe vergisting'
TNO-Maatschappelijke Technologie
RWZI 2000 89-05
Oktober 1989

- 'Het drogen van zuiveringsslib met het Carver-Greenfieldproces'
TNO-Maatschappelijke Technologie, Witteveen + Bos Raadgevende ingenieurs B.V.
RWZI 2000 89-06
December 1989

- 'Natte oxydatie van zuiveringsslib met het Vertech-systeem'
TNO-Maatschappelijke Technologie, Witteveen + Bos Raadgevende ingenieurs B.V.
RWZI 2000 89-07
December 1989

- 'Symposium 'RWZI 2000' d.d. 5 oktober 1989'
RIZA, STORA
RWZI 2000 89-08
December 1989

- 'Jaarverslag 1989'
RIZA, STORA
RWZI 2000 90-01
Maart 1990

- 'AB-systemen; een inventarisatie'
DHV Raadgevend Ingenieursbureau BV
RWZI 2000 90-02
September 1990

- 'Vergisting van aëroob gestabiliseerd slib'
DHV Raadgevend Ingenieursbureau BV
RWZI 2000 90-03
Augustus 1990

- 'Het afleiden van procestechnologische relaties uit bedrijfsgegevens van rwzi's'
DHV Raadgevend Ingenieursbureau BV
RWZI 2000 90-04
December 1990

- 'Automatische regeling van het slibgehalte in beluchtingstanks'
Adviesbureau BKH
RWZI 2000 90-05
September 1990

- 'Verkenning Biotenito-Biotenipho'
Witteveen + Bos Raadgevende ingenieurs B.V.
RWZI 2000 90-06
Juni 1990
- 'Linpor-sponsjes als dragermateriaal bij de aërobe zuivering van rioolwater'
TNO-Maatschappelijke Technologie
RWZI 2000 90-07
Oktober 1990
- 'Jaarverslag 1990'
RIZA, STORA
RWZI 2000 91-01
Maart 1991
- 'Deep Shaft-systemen; een inventarisatie'
DHV Raadgevend Ingenieursbureau BV
RWZI 2000 91-02
Maart 1991
- 'Perspectives for the utilization of membrane-assisted sludge retention in municipal waste water treatment plants'
A feasibility study
RU-Groningen
RWZI 2000 91-03
Juni 1991
- 'Jaarverslag 1991'
RIZA, STOWA
RWZI 2000 92-01
Maart 1992
- 'Vergisten van zuiveringsslib; een vergelijking tussen thermofiele en mesofiele slibgis-ting'
Haskoning B.V., RIZA, LU-Wageningen, DHV Water B.V.
RWZI 2000 92-02
Maart 1992
- 'First Dutch-Japanese workshop on the treatment of municipal waste water'
8-11 april 1991, Heelsum, The Netherlands. Part I and part II.
RIZA, STORA, TU-Delft
RWZI 2000 92-03
Maart 1992

- 'Biologische fosfaatverwijdering in combinatie met een korrelreactor'
LU-Wageningen, DHV Water B.V.
RWZI 2000 92-04
Augustus 1992

- 'Anaërobe behandeling van stedelijk afvalwater in Nederland'
Covernota van het uitgevoerde onderzoek 1976 - 1991
LU-Wageningen, Haskoning B.V.
RWZI 2000 92-05
Mei 1992

- 'Vergaande nutriëntenverwijdering op een zeer laagbelaste actief-slibinstallatie'
Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden, Grontmij N.V.
RWZI 2000 92-06
Oktober 1992

- 'Ontwikkeling van een slib-op-drager systeem voor de aërobe zuivering van stedelijk afvalwater'
Fase II: Onderzoek naar de processtabiliteit en optimalisatie van het zuiveringsrendement.
TNO-IMW
RWZI 2000 92-07
Oktober 1992

- 'Behandeling van stedelijk afvalwater met het schachtreactorsysteem'
V & P Waste Water Management B.V.
RWZI 2000 92-08
Juli 1994

- 'Stikstofverwijdering uit interne stromen op rwzi's'
DHV Water B.V.
RWZI 2000 92-09
December 1992

- 'Jaarverslag 1992'
RIZA, STOWA
RWZI 2000 93-01
April 1993

- 'Onderzoek demonstratie-installaties magnetische defosfatering'
Envimag B.V.
RWZI 2000 93-02
April 1993

- 'Modelvorming en optimalisatie van biologische defosfatering van afvalwater.
Microbiële aspecten'
LU-Wageningen, vakgroep Microbiologie
RWZI 2000 93-03
November 1993

- 'Jaarverslag 1993'
RIZA, STOWA
RWZI 2000 94-01
Juli 1994

- 'Fundamentele aspecten van slibontwatering'
Deel 1: Samenvattend verslag
Deel 2: Flocculatiemechanismen
Deel 3: Filtratie-expressie modellering
Deel 4: Filtratie expressie experimenten
Deel 5: Slib-water binding
Deel 6: Karakterisering van slibben
Deel 7: Ontwikkeling nieuw CST-apparaat
Deel 8: Congresbijdragen
TU-Eindhoven, Laboratorium voor Scheidingstechnologie
RWZI 2000 94-02
Juli 1994

- 'Fundamenteel onderzoek vermindering slibproductie'
VU, werkgroepen Theoretische Biologie en Microbiologie
RWZI 2000 94-03
September 1994

- 'Alternatieven voor de slibretentie bij hooggesuspendeerde waterzuiverings-
systemen'
DHV Water BV
RWZI 2000 94-04
September 1994

- 'Evaluatie en overzicht van het onderzoekprogramma RWZI 2000'
RIZA, STOWA
RWZI 2000 94-05
December 1994

- 'Aërobe biofilm op gesuspendeerde drager ten behoeve van waterzuivering'
TU-Delft, vakgroep Bioprocestechnologie
RWZI 2000 94-06
December 1994

- 'Het uittesten van de filtratie-expressiecel in de praktijk'
TU-Eindhoven, Laboratorium voor Scheidingstechnologie
RWZI 2000 94-07
December 1994
- 'Modelvorming en optimalisatie van biologische defosfatering van afvalwater;
modellering'
TU-Delft, vakgroep Bioprocestechnologie
RWZI 2000 94-08
Januari 1995
- 'Mogelijkheden tot optimalisatie van de stikstofeliminatie'
TU-Delft, vakgroep Bioprocestechnologie
RWZI 2000 94-09
Januari 1995
- 'Compactsystemen voor zuivering van stedelijk afvalwater'
Haskoning B.V.
RWZI 2000 94-10
Maart 1995