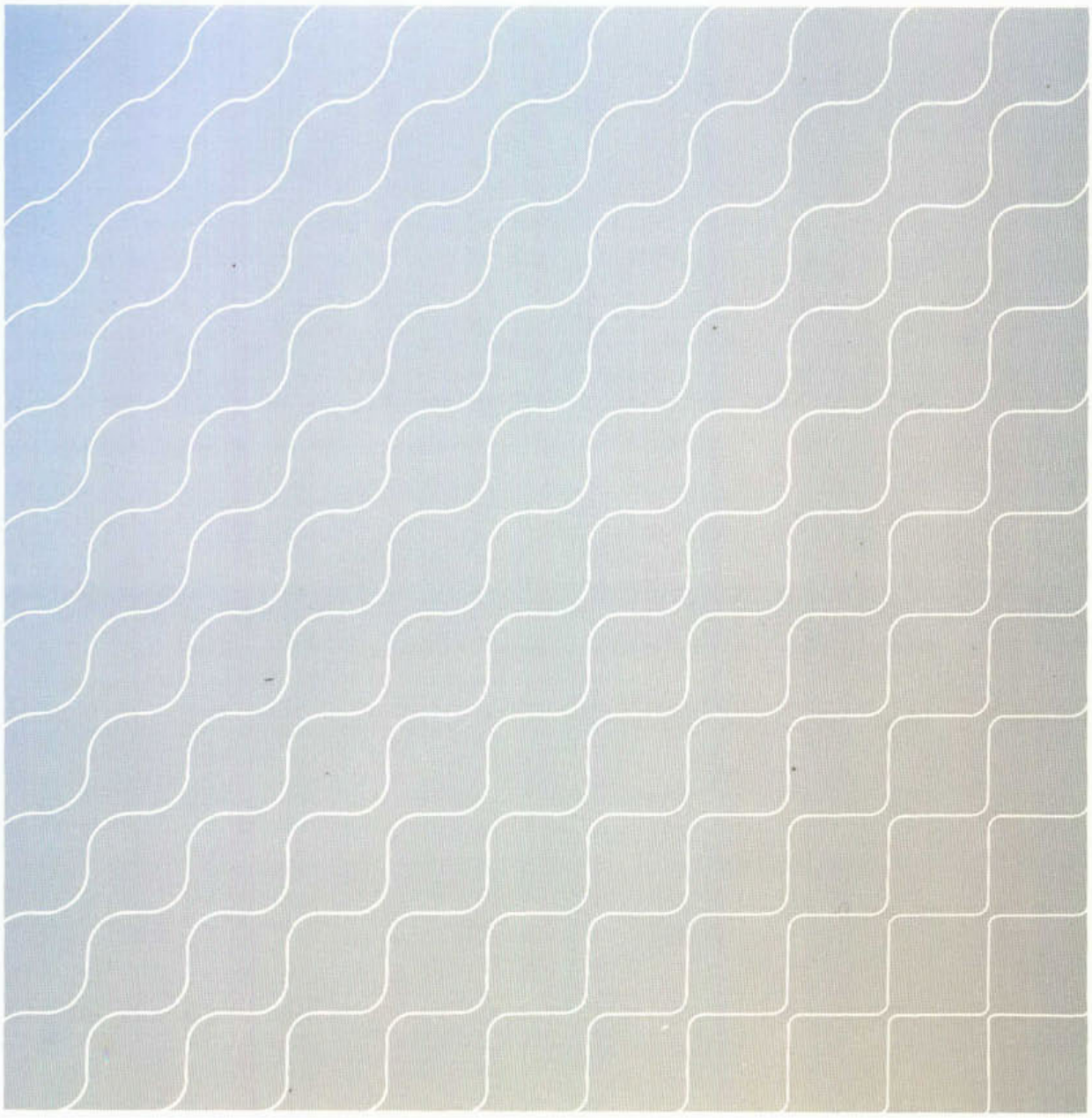
R94-11_stedelijk-afvalwater-drie-slibsoortensysteem

water-
htingen

rwzi
2000

BEHANDELING VAN STEDELIJK AFVALWATER MET HET DRIE-SLIBSOORTENSYSTEEM



Tauw Milieu bv

Postbus 133, 7400 AC Deventer

Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer

Directoraat-Generaal Milieubeheer
Postbus 30945, 2500 GX Den Haag

Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij

Postbus 20401, 2500 EK Den Haag

Rijkswaterstaat
Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling

Postbus 17, 8200 AA Lelystad

Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer

Postbus 8090, 3503 RB Utrecht

Toekomstige generatie rioolwaterzuiveringsinrichtingen RWZI 2000

projectleiding en secretariaat: postbus 17, 8200 AA Lelystad 03200 - 70411

BEHANDELING VAN STEDELIJK AFVALWATER MET HET DRIE - SLIBSOORTENSYSTEEM

auteur(s):

LU-Wageningen
vakgroep Milieutechnologie
ir. P.J. Roeleveld

TAUW Milieu BV
ir. E.H. Marsman
ir. B.A.H. Reitsma
ir. G.J.F.M. Vlekke
ir. L.G.C.M. Urlings

RWZI 2000 94-11

Het onderzoek "Toekomstige generatie rioolwaterzuiveringsinrichtingen RWZI 2000"
is een samenwerkingsverband van de STOWA en Rijkswaterstaat (RIZA).

Inhoudsopgave

		blz.
	Voorwoord	1
	Samenvatting	2
	Summary	5
1	**Inleiding**	8
	1.1 Aanleiding	8
	1.2 Doelstellingen	9
2	**Principe van het Drie-slibsoortensysteem**	10
	2.1 Het Drie-slibsoortensysteem	10
	2.2 A/O-systeem voor biologische fosfaatverwijdering	11
	2.3 Biofilmreactoren voor stikstofverwijdering	12
	2.3.1 algemeen	12
	2.3.2 nitrificatie	12
	2.3.3 denitrificatie	13
3	**Onderzoeksopzet**	14
	3.1 Fasering van het onderzoek	14
	3.2 Fase 1: stabiele procesvoering	14
	3.3 Fase 2: maximale hydraulische belasting bij constante aanvoer	15
	3.4 Fase 3: RWA/DWA-simulatie	16
4	**Materiaal en Methoden**	17
	4.1 De proefinstallatie	17
	4.1.1 reactor 1: biologische P-verwijdering	17
	4.1.2 reactor 2: nitrificatie	17
	4.1.3 reactor 3: denitrificatie	18
	4.2 Afvalwatersamensstelling	18
	4.3 Monstername en analyses	19
	4.3.1 Monstername	19
	4.3.2 Analyses	19
	4.3.3 Aanvullende metingen	19
5	**Resultaten fase 1: Stabiele procesvoering**	22
	5.1 Biologische P-verwijdering	22
	5.1.1 zuiveringsprestaties	22
	5.1.2 slibhuishouding defosfateringsreactor	22
	5.1.3 slibkarakteristiek	22
	5.2 Nitrificatie	22
	5.2.1 zuiveringsprestaties	22
	5.2.2 nitrificatiecapaciteit	24

5.3 Denitrificatie 26
5.3.1 zuiveringsprestaties 26
5.3.2 denitrificatiecapaciteit 26
5.3.3 slibproduktie 26
5.4 Totaal-stikstofverwijdering 27
5.5 CZV-verwijdering 27

6 Resultaten fase 2: Bepalen maximale hydraulische belasting 29

6.1 Biologische fosfaatverwijdering 29
6.1.1 zuiveringsprestaties A/O-systeem 29
6.1.2 zuiveringsprestaties van de proefinstallatie 29
6.1.3 P-gehalte slib 31
6.1.4 P-afgiftecapaciteit 31
6.1.5 P-belasting 33
6.1.6 slibhuishouding van de defosfateringsreactor 33
6.1.7 slibkarakteristiek 33
6.2 Nitrificatie 35
6.2.1 zuiveringsprestaties 35
6.2.2 nitrificatiecapaciteit 35
6.2.3 effect van zwevende stof op de nitrificatiecapaciteit 37
6.2.4 invloed van zuurstofconcentratie op de nitrificatiecapaciteit 37
6.2.5 slibproduktie 37
6.3 Denitrificatie 39
6.3.1 zuiveringsprestaties 39
6.3.2 denitrificatiecapaciteit 39
6.4 Totaal-stikstofverwijdering 39
6.5 CZV-verwijdering 41
6.6 Zwevende-stofgehalte 41
6.7 Minimaal toepasbare HVT van het Drie-slibsoortensysteem 42

7 Resultaten fase 3: RWA/DWA-simulatie 44

7.1 Influentaanvoer 44
7.2 Biologische fosfaatverwijdering 44
7.2.1 zuiveringsprestaties 44
7.2.2 slibkarakteristiek 46
7.3 Nitrificatie 48
7.4 Denitrificatie 48
7.5 Totaal-stikstofverwijdering 48
7.6 CZV-verwijdering 50
7.7 Zwevende-stofgehalte 51

8 Discussie 52

8.1 Biologische fosfaatverwijdering 52
8.1.1 minimaal toepasbare HVT 52
8.1.2 stabiliteit onder wisselende hydraulische omstandigheden 53
8.1.3 effect van zwevende stof op het P-verwijderingsrendement 53
8.2 Nitrificatie 54
8.2.1 minimaal toepasbare HVT 54
8.2.2 stabiliteit onder wisselende hydraulische omstandigheden 54
8.2.3 slibproduktie 55
8.2.4 hogere organismen 55
8.2.5 effect van zwevende stof op de nitrificatiesnelheid 56

8.3 Denitrificatie 56
8.3.1 minimaal toepasbare HVT 56
8.3.2 stabiliteit onder wisselende hydraulische omstandigheden 56
8.3.3 slibproduktie 57
8.3.4 stabiliteit na-denitrificatie 57
8.3.5 stabiliteit voor-denitrificatie 57
8.4 Dimensioneringsgrondslagen voor de praktijk 57
8.5 Betekenis voor de praktijk 59

9 Economische evaluatie en ruimtebeslag in vergelijking met andere systemen

9.1 Inleiding 60
9.2 Nieuwbouw 60
9.3 Aanpassing bestaande awzi 62
9.4 Conclusies en discussie 63

10 Conclusies 64

11 Literatuurlijst 66

Bijlage I: De selectieve rol van de anaërobe periode voor de groei van fosfaat-accumulerende organismen.

Bijlage II: Effect van zwevende stof op de nitrificatiesnelheid in biofilmreactoren.

Bijlage III: Kostenvergelijking Drie-slibsoortensysteem en conventioneel actief-slibsysteem voor een nieuw te bouwen RWZI.

Bijlage IV: Kostenvergelijking Drie-slibsoortensysteem en conventioneel actief-slibsysteem bij een uitbreiding van een bestaande RWZI.

Voorwoord

In het kader van het onderzoeksprogramma RWZI 2000 (projektnummer 3229) en de door Novem beheerde Stimuleringsregeling Milieutechnologie (projektnummer 351230/1010) is door Tauw Milieu B.V. in samenwerking met de vakgroep Milieutechnologie van de Landbouwuniversiteit Wageningen onderzoek verricht naar vergaande nutriëntenverwijdering in een Drie-slibsoortensysteem.

Het Drie-slibsoortensysteem wordt gekenmerkt door drie in serie geschakelde bioreactoren, waarin eerst biologische defosfatering en organische stofverwijdering plaatsvinden in een hoogbelaste actief-slibinrichting. Na scheiding van het slibwatermengsel in een tussenbezinktank vinden vervolgens nitrificatie en denitrificatie plaats in twee slib-op-drager reactoren. Het opsplitsen van het zuiveringsproces in drie deelprocessen heeft als voordeel dat optimale procescondities kunnen worden aangehouden. Dit kan leiden tot een verbeterde effluentkwaliteit in een compacte zuiveringsinrichting. Op basis van de huidige inzichten met betrekking tot bouw- en jaarlijkse kosten is het systeem vergelijkbaar met andere (conventionele) zuiveringsinrichtingen.

In een semi-technisch onderzoek in de periode maart 1993 tot april 1995 is aandacht besteed aan de maximaal toepasbare belasting en de stabiliteit en flexibiliteit onder wisselende hydraulische belastingen onder Nederlandse praktijkomstandigheden.

Het onderzoek werd begeleid door een commissie bestaande uit ing. J. Helmer (Hoogheemraadschap van Schieland, voorzitter), ir. M. Bentvelsen (Hoogheemraadschap van Delfland), ir. S.S.J. Houtman (Novem), ing. R. Kampf (Hoogheemraadschap Uitwaterende Sluizen), ing. G.B.J. Rijs (RIZA), ir. P.C. Stamperius (STOWA), ir. J.J.D. van der Steen (Novem) en ir. T.W.M. Wouda (GTD Oost-Brabant).

Lelystad, mei 1995

Voor de Stuurgroep RWZI 2000

prof. dr. J. de Jong
(voorzitter)

Samenvatting

Het Drie-slibsoortensysteem is een compact waterzuiveringssysteem bestaande uit een hoogbelast anaërobe/aërobe reactor voor CZV-verwijdering en biologische defosfatering en biofilmreactoren voor nitrificatie en denitrificatie; deze drie zuiveringsstappen zijn van elkaar gescheiden.
Het systeem is op "pilot plant"-schaal onderzocht onder praktijkcondities, waarbij als eisen aan het effluent $P_{tot} < 1$ mg/l en $N_{tot} < 10$ mg/l werden gesteld. Aandacht is besteed aan het verkrijgen van een stabiel proces bij constante belasting, het bepalen van de maximale belasting en de invloed van wisselende hydraulische belastingen op de stabiliteit van het systeem. Binnen deze hoofdthema's kwamen invloeden van zwevende stof, zuurstof en duur van de anaërobe periode op nutriëntenverwijderende processen aan de orde.

De bepaling van de maximaal toepasbare belasting is uitgevoerd bij een constante aanvoer van ruw huishoudelijk afvalwater waarbij het influentdebiet stapsgewijs is verhoogd. Voor het onderzoek naar de stabiliteit en flexibiliteit van het Drie-slibsoortensysteem bij wisselende hydraulische omstandigheden was de aanvoer van niet-bezonken afvalwater naar de proefinstallatie overeenkomstig het influentregiem van de rwzi van Bennekom.

Een stabiele procesvoering, waarbij aan de gestelde effluenteisen kon worden voldaan, is verkregen met een configuratie van achtereenvolgens:

- biologische defosfatering;
- tussenbezinking met vervolgens zwevend stof-verwijdering door filtratie;
- nitrificatie;
- nadenitrificatie met methanol.

De filtratiestap vóór de nitrificatiereactor en een juiste keuze van dragermateriaal in de nitrificerende (bijvoorbeeld polyurethaan) en in de denitrificerende (bijvoorbeeld "BIO-BLOCK") biofilmreactoren bleken essentieel om hoge belastingen te kunnen realiseren.

Tot een totale hydraulische verblijftijd (HVT) van 8,4 uur (DWA exclusief tussenbezinker en filtratiestap) en bij een constante aanvoer is voldaan aan de genoemde effluent-eisen. Tot een RWA/DWA-verhouding van 2,5 functioneerde de fosfaat- en stikstofverwijdering stabiel, echter bij een RWA/DWA-verhouding van 3 zijn verhoogde concentraties ammonium, fosfaat en BZV in het effluent aangetoond. Een stabiele defosfatering met effluentwaarden kleiner dan 1 mg P/l werd bij continue belasting tot een hydraulische verblijftijd van 2,8 uur en een slibbelasting van 1 kg CZV/kg ds.d verkregen. Bij een hydraulische verblijftijd korter dan 2,8 uur moet voor het handhaven van een voldoende hoge selectiedruk voor fosfaat-accumulerende organismen een minimale anaërobe contacttijd worden aangehouden van 30 minuten. Bij kortere anaërobe contacttijden zijn de omstandigheden niet gunstig: bij zeer lage slibleeftijden (3 dagen) leidt dit tot uitspoeling van fosfaataccumulerende micro-organismen. Bij regenval neemt de anaërobe contacttijd af. In combinatie met de verdunning van afvalwater leidde dit tot een instabiele fosfaatverwijdering bij wisselende hydraulische belastingen. Het verlengen van de anaërobe contacttijd onder RWA-omstandigheden zal een meer stabiel en flexibel systeem voor de biologische fosfaatverwijdering opleveren. Door hoge zwevende-stofgehalten tijdens hogere RWA/DWA-verhoudingen overschrijdt het P_{tot}-gehalte van het hoogbelaste actief-slibsysteem 1 mg P/l. Aan de P-eis kan worden voldaan door te filtreren vóór de nitrificatietank.

Het actief slib bezit goede bezinkeigenschappen, de SVI bedroeg tussen de 80 en 100 ml/g. Indien nodig kunnen hogere slibgehalten worden aangehouden, bijvoorbeeld 6 g ds/l.

Bij een constante hydraulische belasting en met polyurethaan (PUR) als dragermateriaal is met de nitrificerende reactor een stabiele procesvoering verkregen bij een HVT variërend van 2,6 tot 4,5 uur waarbij een gemiddelde effluentconcentratie is bereikt van 2 mg NH_4-N/l. De gemeten nitrificatiecapaciteit is vergelijkbaar met andere hoogbelaste nitrificatiesystemen en bedroeg 0,8 kg NH_4-N/m^3.d. Deze nitrificatiecapaciteit is bereikt bij gebruik van een eenvoudige voorfiltratiestap voor de afvang van zwevende stof en een zuurstofconcentratie van 4 mg/l bovenin de reactor. Zuurstofconcentraties van 3 en 2 mg/l leidden tot gemiddeld een halvering van de nitrificatiecapaciteit door zuurstoflimitatie onderin de reactor. De aanwezigheid van zwevende stof in het influent van de nitrificatiereactor heeft een negatieve invloed op de nitrificatiecapaciteit. Vóórfiltratie zorgt voor een stabielere procesvoering van de nitrificatiereactor.

Onder wisselende hydraulische omstandigheden (piekaanvoer) neemt de mogelijkheid tot het egaliseren van hydraulische piekbelastingen in de nitrificatiereactor af. Dit kan zijn veroorzaakt door het ontstaan van kortsluitstromen.

Bij een HVT variërend van 2,3 tot 4,5 uur kan met de stikstofverwijdering in de nadenitrificatie-uitvoering een nitraatconcentratie worden bereikt van < 1 mg NO_3-N/l. Hiervoor is het essentieel dat de methanoldosering wordt gestuurd. De maximale denitrificatiecapaciteit is in batch-experimenten bepaald op 2,0 kg NO_3-N/m^3.d. Door overdimensionering van de denitrificatiereactor is deze slechts maximaal belast op 0,6 kg NO_3-N/m^3.d. Bij een HVT van 3 uur bij DWA heeft de denitrificatiereactor voldoende buffercapaciteit om hydraulische pieken te verwerken tot een RWA/DWA-verhouding van 3. Bij een RWA/DWA-verhouding van 3 kan ruim aan de N_{tot}-eis worden voldaan. Voordenitrificatie zonder methanol is in de context van het Drie-slibsoortensysteem een instabiel proces.

De denitrificatiereactor heeft een grote capaciteit voor het afvangen van zwevende stof. Een nabezinker is in principe niet nodig omdat zwevende-stofgehalten werden bereikt van gemiddeld minder dan 5 mg/l. Om slibuitspoeling te voorkomen moet de reactor regelmatig worden teruggespoeld voor het verwijderen van het teveel aan biomassa.

In onderstaande tabel staan de afgeleide dimensioneringsgrondslagen.

Voorlopige dimensioneringsgrondslagen van het Drie-slibsoortensysteem

Defosfaterende reactor		
- totale HVT (DWA)	2,8	h
- slibbelasting	0,3-0,6	kg BZV/kg DS.d
- droge stofgehalte	4-6	g/l
- anaërobe contacttijd	30	min
Tussenbezinking		
- oppervlaktebelasting	1,5	m^3/m^2.h
Filtratiestap		
- HVT (DWA)	15	min
Nitrificerende reactor		
- capaciteit	0,8	kg NH_4-N/m^3.d
Denitrificerende reactor		
- capaciteit	2	kg NO_3-N/m^3.d

Op basis van het proces-technologisch onderzoek wordt verwacht dat met deze afgeleide dimensioneringsgrondslagen in de praktijk aan de effluenteisen van $P_{tot} < 1$ mg/l en $N_{tot} < 10$ mg/l kan worden voldaan. De in de tabel weergegeven waarden zijn een directe vertaling van de proefresultaten naar dimensioneringsgrondslagen en zonder verifiëren nog niet inzetbaar in de praktijk.

Voor de praktijk is het Drie-slibsoortensysteem een nieuw compact systeem voor biologische organische stof- en nutriëntenverwijdering dat voldoet aan de huidige effluenteisen. Om een indruk te krijgen van de kosten vergeleken met andere systemen is met afgeleide dimensioneringsparameters een kostenraming gemaakt voor nieuwbouw van een rwzi van 100.000 i.e. en voor aanpassing van een rwzi (110.000 i.e., praktijksituatie). De configuratie van het Drie-slibsoortensysteem kan in de praktijk bestaan uit:

- ontvangstwerk met roostergoedverwijdering;
- biologische defosfatering in hoogbelast actief-slibsysteem;
- tussenbezinktank;
- filtratiestap;
- nitrificerende biofilmreactor;
- denitrificerende biofilmreactor;
- mechanische slibontwatering;
- slibgisting;
- slibontwatering en slibopslag.

Uit de economische evaluatie blijkt dat de bouwkosten en de jaarlijkse kosten van het systeem zowel voor nieuwbouw als voor uitbreiding in dezelfde orde van grootte liggen met conventionele laagbelaste actief-slibsystemen met vergaande effluenteisen. Met het Drie-slibsoortensysteem kan een reductie in het totaal reactoroppervlak worden bereikt van 60% vergeleken met conventionele systemen voor biologische nutriëntenverwijdering.

Voor de praktijk is het Drie-slibsoortensysteem een nieuw compact systeem voor biologische CZV- en nutriëntenverwijdering dat aan de huidige effluenteisen kan voldoen onder het hydraulische aanvoerpatroon van huishoudelijk afvalwater van dag/nacht en RWA/DWA $\leq$ 2,5. De algemene conclusie luidt dat het Drie-slibsoortensysteem duidelijke voordelen biedt ten opzichte van bestaande conventionele ultralaagbelaste systemen, vooral bij geringe beschikbaarheid van ruimte en bij ombouw van bestaande rwzi's (oxydatiebedden en AB-systemen). Voor het systeem echter op praktijkschaal kan worden gebouwd dient het nader te worden uitgezocht op grotere schaal.

Kernwoorden: Drie-slibsoortensysteem, biologische fosfaatverwijdering, nitrificatie, denitrificatie, biofilmreactoren, compact.

Summary

The Three-Sludge Sewage Treatment system is a compact wastewater treatment system for high nutrient removal. The system consists of three separated bioreactors. Removal of organics and biological phosphorus removal takes place in a high loaded activated sludge system and biofilm reactors are used for nitrification and denitrification. With the Three-Sludge Sewage Treatment system research has been carried out on pilot plant scale. The scopes of the research were the determination of the maximal feasible loading and the influence of variable hydraulic circumstances on the stability of the system.

The determination of the maximum feasible loading was carried out at a constant supply of wastewater by a slowly increasing influent flow. For the research into the stability and flexibility of the system under the influence of fluctuations in the daily flow and at storm weather conditions (RWA), the influent regime to the pilot plant was in accordance with the regime of the Bennekom WWTP.

A stable process with the Three-Sludge Sewage Treatment system (with effluent requirements of $P_{tot} < 1$ mg/l and $N_{tot} < 10$ mg/l), was obtained with the following configuration:

- biological phosphorus removal;
- intermediate settling with subsequently a flitration unit for removal of suspended solids;
- nitrification;
- denitrification with methanol as external carbon source.

The filtration unit before the nitrification reactor and a proper carrier material in the nitrification reactor (e.g. poly-urethane) and denitrification reactor (e.g. "BIO-BLOCK") appeared to be essential for the realisation of high hydraulic loadings.

To a hydraulic retention time (HRT) of 8,4 hours (dry weather conditions (DWA), exclusive the intermediate settler and the filtration unit) and at a constant influent flow, the effluent requirements for N and P are reached. The removal of phosphorus and nitrogen operated stable to a RWA/DWA-ratio of 2,5. However, at a RWA/DWA-ratio of 3, increased effluent concentrations were shown for ammonia, phosphorus and BOD.

A stable phosphorus removal with effluent concentrations < 1 mg P/l was achieved at a constant loading to an HRT of 2,8 hours and a sludge loading of 1 kg COD/kg MLSS.day. An anaerobic period of at least 30 minutes is necessary for the selection of phosphorus-accumulating organisms. At an anaerobic contact time < 30 minutes the circumstances are unfavourable and phosphorus-accumulating organisms will be washed out, especially at low sludge retention times ($\approx$ 3 day's). At storm weather conditions the anaerobic contact time decreases and in combination with the dilution of the wastewater this results in an unstable phosphorus removal at variable hydraulic loadings. An extension of the anaerobic contact time under storm weather conditions will improve the stability of the biological phosphorus removal. The P_{tot}-concentration exceeds 1 mg P/l at high RWA/DWA-ratios due to high concentrations of suspended solids. The effluent requirement can be achieved by installation of a filtration unit before the nitrification reactor.

The settleability of the activated sludge is high with a sludge volume index (SVI) of 80 to 100 ml/g. Therefore, high sludge concentrations (6 g/l) can be maintained in the reactor for biological phosphorus removal.

The nitrification reactor, with poly-urethane as carrier material, operates stable at an HRT of 2,6 to 4,5 hours with effluent concentrations for ammonia of approximately 2 mg NH_4-N/l. The measured nitrification capacity had a value of 0,8 kg NH_4-N/m^3.d, which is comparable with other high loaded nitrification systems. The nitrification capacity is achieved by application of a pre-filtration unit before the nitrification reactor for the removal of suspended solids. It is essential that the negative effect of suspended solids on the nitrification capacity must be avoided. The oxygen concentration was maintained on 4 mg O_2/l and it was shown that lower oxygen concentrations (2-3 mg/l) cause oxygen limitation and a decrease in the nitrification capacity with a factor 2.
The buffer capacity of the nitrification reactor under a variable hydraulic loading is low for the equalization of high hydraulic loadings. This can be caused by short circuiting in the reactor.

Nitrate concentrations < 1 mg NO_3-N/l were reached with the denitrification reactor at an HRT of 2,3 to 4,5 hours. For this, It is essential that the addition of methanol is optimized by on-line measurement of nitrate. By operating the denitrification reactor as a batch a maximum denitrification capacity of 2,0 kg NO_3-N/m^3.day was measured. The maximum loading of the denitrification reactor was 0,6 kg NO_3-N/m^3.day. This indicates that the denitrification reactor was overdimensioned. The denitrification reactor had sufficient buffercapacity for high hydraulic loadings at an HRT of 3 hours at dry weather conditions. The effluent requirement for N_{tot} is easily reached at a RWA/DWA-ratio of 3.

The capacity of the denitrification reactor for the removal of suspended solids is high. Effluent concentrations of approximately 5 mg/l can be achieved and a secondary clarifier is in principal not necessary. The sludge production in the denitrification reactor can cause clogging and for a stable operation of the reactor a backwashing system is required.

The temporary technical specifications of the Three-Sludge Sewage Treatment system are summarized in the following table.

Temporary technical specifications of the Three-Sludge Sewage Treatment system

Reactor for P-removal		
- total HRT (DWA)	2,8	h
- sludge loading	0,3-0,6	kg BOD/kg MLSS.d
- sludge concentration	4-6	g/l
- anaerobic contacttime	30	min
Intermediate settler		
- surface loading	1,5	m^3/m^2.h
Filtration unit		
- HRT (DWA)	15	min
Nitrification reactor		
- capacity	0,8	kg NH_4-N/m^3.d
Denitrificion reactor		
- capacity	2	kg NO_3-N/m^3.d

On the basis of the proces-technological research, it can be expected that with the technical specifications of the Three-Sludge Sewage Treatment system the effluent requirements of $P_{tot} < 1$ mg P/l and $N_{tot} < 10$ mg/l can be achieved. The technical specifications in the above mentioned table concern the pilot plant installation and without verification they are not usable for practical situations.

A cost estimate is made for the Three-Sludge Sewage Treatment system for a new WWTP of 100.000 P.E., which was compared with the costs of conventional systems. Besides that the costs are estimated for the extansion of an existing WWTP of 110.000 P.E. The costs are estimated by using the above mentioned technical specifications. The configuration for the Three-Sludge Sewage Treatment system can be as follows:

- biological phosphorus removal in an high loaded activated sludge system;
- intermediate settler;
- filtration unit;
- biofilmreactor for nitrification;
- biofilmreactor for denitrification;
- mechanical sludge dewatering;
- sludge digester;
- sludge dewatering and sludge depot.

The economical evaluation showed that the building costs and annual costs for the Three-Sludge Sewage Treatment system are in the same order than for ultra low loaded systems with high nutrient removal. A reduction of 60% can be achieved in the total required surface for the Three-Sludge Sewage Treatment system In comparison to conventional systems.

The Three-Sludge Sewage Treatment system is a new compact system for biological COD- and nutrient removal. At variations in the hydraulic loading the effluent requirements can be reached up to a RWA/DWA-ratio of 2,5. The Three-Sludge Sewage Treatment system offers evident advantages with respect to conventional ultra low loaded systems for nutrient removal, especially when the availability of space is small and for the extension of existing WWTP's (trickling filters and AB-systems). However, before application in practice the system has to be tested on practical scale.

Keywords: Three-Sludge Sewage Treatment system, biological phosphorus removal, nitrification, denitrification, biofilmreactors, compact.

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

De nieuwe, strengere eisen aan de te lozen hoeveelheid stikstof en fosfaat verplichten de waterkwaliteitsbeheerders de zuiveringsinrichtingen zodanig in te richten dat vergaande nutriëntenverwijdering kan worden gerealiseerd.

Van de huidige zuiveringsinrichtingen in Nederland werken circa 50% volgens het principe van het laagbelaste aeratiecircuit. Met enige aanpassingen kunnen veel van deze zuiveringen voldoen aan de toekomstige effluenteis voor totaalstikstof [20]. Een ander type zuivering in Nederland is de ééntraps actiefslibinstallatie. De ontwerp-slibbelasting ligt meestal tussen 0,1 en 0,3 kg BZV/kg d.s.d. De stikstofverwijdering in deze zuiveringen is verre van optimaal en gezien het grote aandeel in de totale ontwerpcapaciteit (38%) zal de optimalisatie van de stikstofverwijdering in deze zuiveringen veel aandacht krijgen [20].

Om aan de effluenteis voor fosfaat te voldoen wordt op veel rwzi's chemische defosfatering toegepast. Vanwege een aantal belangrijke nadelen van het gebruik van chemicaliën voor de verwijdering van fosfaat is op een aantal rwzi's in Nederland biologische fosfaatverwijdering geïntroduceerd. De verwachting is dat meer zuiveringen in de toekomst zodanig zullen worden ingericht dat overgegaan kan worden op biologische fosfaatverwijdering.

Om in ééntraps actief-slibinstallaties vergaande nutriëntenverwijdering te realiseren dienen veel aanpassingen te worden verricht. De meeste zuiveringen zijn te krap gedimensioneerd om in het bestaande volume zowel N als P vergaand biologisch te verwijderen. Voor een vergaande nitrificatie en denitrificatie zal de rwzi omgebouwd dienen te worden tot een ultralaagbelaste actief-slibinstallatie. Voor de ombouw van bestaande ééntraps actief-slibinstallaties in ultra-laagbelaste installaties is veel grondoppervlak nodig, die hedentendage schaars en duur is geworden en bovendien niet altijd beschikbaar is. Een groot ruimtebeslag heeft verder als nadeel dat de zuivering niet of moeilijk kan worden overdekt, zodat stank- en geluidsoverlast minder gemakkelijk kunnen worden bestreden. Bovendien zijn hiermee hoge kosten gemoeid.

Het is tevens onzeker of de ombouw tot een ultralaagbelaste rwzi altijd het gewenste resultaat zal leveren, omdat alle zuiveringsprocessen plaatsvinden in één reactor. Alle processen die betrokken zijn bij de verwijdering van organisch stof en nutriënten dienen door één slibsoort te worden uitgevoerd. De processen in een dergelijk éénslibsoort actief-slibsysteem kunnen elkaar negatief beinvloeden wat tot gevolg kan hebben dat bepaalde deelprocessen suboptimaal verlopen en een instabiel zuiveringsproces tot gevolg heeft. De biologische defosfatering wordt bijvoorbeeld verstoord door de aanwezigheid van nitraat in de anaërobe periode. De ontwikkeling van biologische defosfatering volgens het hoofdstroomprincipe is voornamelijk gericht geweest op het uitschakelen van het negatieve effect van nitraat op het rendement van de biologische fosfaatverwijdering. Dit heeft geleid tot complexe zuiveringsinstallaties waarbij een gedegen processturing onontbeerlijk is voor het bereiken van lage concentraties aan N en P in het effluent.

De interesse voor alternatieve zuiveringssytemen is om bovengenoemde redenen toegenomen en binnen het RWZI 2000 programma en de door Novem beheerde Stimuleringsregeling Milieutechnologie 1994 zijn alternatieve compactsystemen geëvalueerd en onderzocht. Het systeem dat wordt besproken in onderhavig rapport betreft het Drie-slibsoortensysteem dat ontwikkeld is door Tauw Milieu te Deventer en waaraan in samenwerking met de Landbouwuniversiteit Wageningen onderzoek is verricht van maart 1993 tot april 1995. Bij het Drie-slibsoortensysteem vinden de diverse processen voor de

biologische nutriëntenverwijdering gescheiden plaats in drie aparte bioreactoren. Fosfaat wordt biologisch verwijderd in een hoogbelast actief-slibsysteem en voor de stikstofverwijdering worden twee biofilmreactoren voor nitrificatie en denitrificatie gebruikt. De verwachte voordelen van het systeem zijn:

- Door kweken van specifiek slib in afgestemde bioreactoren, realisatie van hoge capaciteiten, met als gevolg korte verblijftijden en compacte reactoren met een gering ruimtebeslag;
- Hoge verwijderings/omzettingsrendementen door aanleggen van specifieke procesomstandigheden;
- Compact systeem, eenvoudig te overkappen;
- Kosteneffectief, hoewel gebruikmakend van meerdere bioreactoren;
- Gebruiksvriendelijk.

1.2 Doelstellingen

Uit vooronderzoek [21] is gebleken dat bij een hydraulische verblijftijd van circa 18 uur en bij een constante influentaanvoer, P_{tot} -gehalten zijn gemeten < 1 mg P/l en dat een vergaande stikstofverwijdering is waargenomen. Het in dit rapport besproken onderzoek had de volgende doelstellingen:

- Bepalen van de maximaal toepasbare hydraulische belasting bij een constante aanvoer;
- Testen van de stabiliteit en flexibiliteit van het Drie-slibsoortensysteem bij wisselende hydraulische omstandigheden onder invloed van het dag-nachtritme en regenweeraanvoer.

Daarnaast is er tevens naar gestreefd om met de resultaten van het onderzoek te komen tot ontwerpparameters, die een verdere technisch/economische evaluatie mogelijk maken en die van belang zijn voor opschaling van het proces tot praktijkschaal.

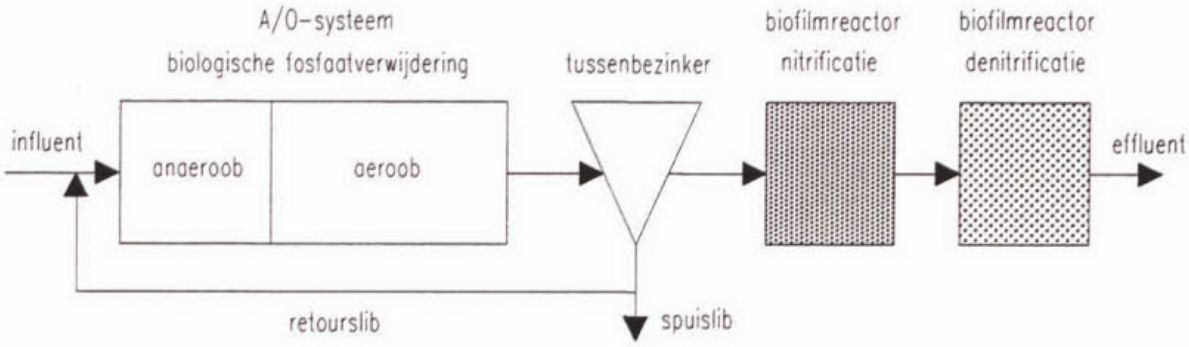
Neventhema's die lopende het onderzoek zijn geformuleerd, zijn:

- effect van zwevende stof op de nitrificatiecapaciteit;
- de rol van de anaërobe periode voor de selectie van fosfaat-accumulerende bacteriën.

2 Principe van het Drie-slibsoortensysteem

2.1 Het Drie-slibsoortensysteem

Een goed alternatief voor het conventionele éénslibsoort actief-slibsysteem wordt geboden door alle processen, die betrokken zijn bij de biologische nutriënten-verwijdering, gescheiden van elkaar te laten plaatsvinden. Het Drie-slibsoortensysteem biedt een nieuw concept om vergaand afvalwater te zuiveren waarbij gebruik wordt gemaakt van drie aparte bioreactoren (figuur 1).



Figuur 1 Drie-slibsoortensysteem.

De eerste reactor is een hoogbelast actief-slibsysteem dat vergelijkbaar is met het anaerobic/oxic-systeem (A/O-proces) waarin biologische defosfatering gecombineerd met CZV-verwijdering plaatsvindt. Niet-voorbezonken afvalwater wordt hierin grotendeels ontdaan van CZV en fosfaat. Het slib van de defosfaterende trap wordt in een tussenbezinktank afgescheiden van het gedeeltelijk gezuiverde afvalwater. Stikstofverbindingen worden vervolgens in de tweede reactor genitrificeerd. Er wordt hier gebruik gemaakt van een slib-op-dragersysteem. Het in de nitrificatiereactor gevormde nitraat wordt in de derde reactor gedenitrificeerd. De derde trap is eveneens een slib-op-dragersysteem. In deze configuratie zal aan de denitrificatie-reactor een koolstofbron moeten worden toegevoegd.

Het splitsen van de verschillende processen die betrokken zijn bij de biologische nutriëntenverwijdering heeft een aantal significante voordelen.
In elke bioreactor bevindt zich zeer specifiek slib met een hoge activiteit. De proces-condities kunnen in elke reactor worden gestuurd waardoor optimale verwijderings-rendementen kunnen worden gerealiseerd. Het opsplitsen van het zuiveringsproces in drie deelprocessen heeft als voordeel dat de deelprocessen elkaar nauwelijks nadelig beïnvloeden. In de biologisch defosfaterende trap zal door de hoge slibbelasting nitrificatie niet, of slechts in geringe mate kunnen optreden met als gevolg dat het proces niet door nitraat wordt verstoord. Door de mogelijkheid om de processen afzonderlijk te optimaliseren kunnen de juiste procescondities worden aangehouden met als gevolg dat de afzonderlijke biomassa's een hoge activiteit bezitten en lage effluentgehalten kunnen worden gerealiseerd.

Vanwege de hoge omzettingssnelheden van de specifieke biomassa's kunnen met het Drie-slibsoortensysteem hogere hydraulische belastingen worden gehandhaafd dan bij éénslibsoort actief-slibinstallaties het geval is. Het Drie-slibsoortensysteem kan daarom compact worden uitgevoerd. De toepassing van slib-op-dragersystemen voor de stikstof-verwijdering heeft een extra bijdrage in de compacte opzet van het Drie-slibsoortensysteem.

Naast bovengenoemde voordelen heeft het Drie-slibsoortensysteem ook een aantal nadelen. Omdat gebruik wordt gemaakt van een hoogbelast actief-slibsysteem voor de CZV- en P-verwijdering zal de slibproduktie hoger zijn dan bij ultralaagbelaste systemen omdat het slib niet aëroob gestabiliseerd wordt. Het anaëroob stabiliseren van het spuislib levert het voordeel dat biogas kan worden geproduceerd dat kan worden aangewend voor de opwekking van energie. In het boven beschreven concept van het Drie-slibsoortensysteem zal aan de denitrificatiereactor een externe koolstofbron moeten worden toegevoegd omdat het aanwezige substraat in het afvalwater is verbruikt tijdens de biologische defosfatering.

2.2 A/O-systeem voor biologische fosfaatverwijdering

Voor de biologische fosfaatverwijdering wordt gebruik gemaakt van het A/O-systeem. Het A/O-systeem (figuur 2) is primair ontwikkeld om biologische fosfaatverwijdering te verwezenlijken [2]. Het A/O-systeem past een anaërobe-aërobe cyclus toe om de groei van fosfaatophopende organismen te stimuleren. Voor het behouden van voldoende selectiedruk voor de groei van fosfaat-accumulerende organismen dient de anaërobe contacttijd minimaal 30 minuten te bedragen [8]. Als retourslibdebiet wordt voor een A/O-systeem 50 - 75% van het influentdebiet aangegeven.

Figuur 2 A/O-systeem voor biologische fosfaatverwijdering

Omdat nitrificatie en denitrificatie geen essentiële processen zijn binnen het systeem kan een hoge slibbelasting worden toegepast (0,3 - 0,7 kg BZV/kg ds.d [18]) zodat hoge hydraulische belastingen kunnen worden gehandhaafd. De slibleeftijd in een hoogbelast A/O-systeem varieert tussen de 3 en 6 dagen.

Verschillende onderzoekers hebben aangegeven dat bij een hoge slibbelasting en een lage slibleeftijd een effectieve fosfaatverwijdering kan worden gerealiseerd.
Mulbarger et al. [11] bestudeerden de invloed van de slibleeftijd op de biologische defosfatering. Zij vonden een maximaal verwijderingsrendement bij een slibleeftijd van gemiddeld 3,6 dagen. Bij het verder verlagen van de slibleeftijd nam de de capaciteit af vanwege uitspoeling van zwevende stof uit de bezinker. Het verlaagde rendement bij een hogere slibleeftijd was te wijten aan een verlaagde slibproduktie. Stall and Sherrard [16] deden onderzoek bij slibleeftijden variërend van 3,6 tot 14,4 dagen en vonden de hoogste verwijderingscapaciteit bij de laagste slibleeftijd. Essentieel hierbij was dat de bezinking effectief verliep omdat bij een uitspoeling van veel zwevende stof het rendement van de biologische fosfaatverwijdering negatief werd beïnvloed.

Rensink et al. [13] bestudeerden het effect van de slibleeftijd op de biologische fosfaatverwijdering door slibleeftijden toe te passen van 30, 17, 5,3 en 4,6 dagen. Hierbij werden verwijderingsrendementen gevonden van respectievelijk 40, 50, 87,5 en 91%. Zij weten dit voornamelijk aan het uitblijven van de nitrificatie bij een lage slibbelasting zodat nitraat geen negatief effect kon uitoefenen op de fosfaatafgifte.

Tracy en Flamino [22] concludeerden dat de slibbelasting een zeer significante parameter is voor de biologische defosfatering. Labaratoriumexperimenten bij verschillende slibbelastingen geven aan dat een hogere organische belasting een betere fosfaatopname tot gevolg heeft. De lengte van de anaërobe periode moet hierbij voldoende lang zijn voor een volledig opname van het beschikbare substraat.

Het hoogbelaste A/O-systeem kan beschouwd worden als een effectief proces voor de biologische fosfaatverwijdering. Omdat bij zeer lage slibleeftijden geen nitrificatie optreedt bij een temperatuur lager dan 20 °C kan de biologische fosfaatverwijdering niet worden verstoord door de aanwezigheid van nitraat in de anaërobe zone. Fosfaat-accumuleerders kunnen tijdens de anaërobe zone optimaal gebruik maken van het beschikbare acetaat en de vanuit fermentatie gevormde hoeveelheid acetaat.
Een lagere slibleeftijd leidt tot een hogere slibproduktie en daarmee tot een hogere efficiëntie van de biologische fosfaatverwijdering. Met het A/O-systeem kunnen zodoende hoge hydraulische belastingen worden toegepast.

2.3 Biofilmreactoren voor stikstofverwijdering

2.3.1 algemeen

Voor de behandeling van huishoudelijk afvalwater worden hoofdzakelijk actief-slibsystemen gebruikt. In West-Europa heeft het actief-slibsysteem het oxidatiebed verdrongen dat veel is toegepast, toen voornamelijk organisch stof moest worden verwijderd en er nog geen aandacht hoefde te worden besteed aan de nutriënten-verwijdering. Tegenwoordig moet reeds in veel landen worden voldaan aan de strengere eisen voor stikstof en fosfaat. Om die reden worden veel bestaande ééntraps actief-slibinstallaties omgebouwd tot ultralaagbelaste installaties. Hiervoor is veel grond-oppervlak nodig, dat heden ten dage schaars en duur is geworden en bovendien niet altijd beschikbaar. Er is behoefte aan alternatieve zuiveringssystemen die compact zijn en eveneens kunnen voldoen aan de huidige gestelde effluenteisen. Recent wordt er weer aandacht besteed aan het gebruik van biofilmreactoren en met name voor de stikstofverwijdering. De fixatie van biomassa leidt tot hoge concentraties aan actieve biomassa per volume-eenheid en zodoende tot relatief kleine reactoren. Biofilmreactoren zijn compacte zuiveringssystemen met een hoge flexibiliteit in vergelijking tot actief-slibsystemen voor stikstofverwijdering. Er is reeds veel onderzoek verricht naar het gebruik van biofilmreactoren voor nitrificatie en denitrificatie. Vanwege positieve resultaten worden biofilmreactoren inmiddels toegepast in een aantal landen binnen Europa voor de uitbreiding van bestaande actief-slibinstallaties [14].

2.3.2 nitrificatie

Biofilmreactoren zijn zeer geschikt voor nitrificatie omdat de groeisnelheid van nitrificerende organismen laag is. Door fixatie van biomassa op het dragermateriaal is de slibleeftijd in biofilmreactoren zeer hoog. Een belangrijke eis voor het bereiken van een hoge nitrificatiesnelheid is dat de hoeveelheid biodegradeerbaar organisch materiaal laag is [4]. Door een lage CZV/N-verhouding zal heterotrofe groei gelimiteerd zijn door CZV en wordt er een homogene nitrificerende biofilm gevormd waarmee hoge volumetrische nitrificatiesnelheden kunnen worden bereikt. Bij het Drie-slibsoortensysteem wordt de nitrificatiereactor voorafgegaan door een hoogbelast actief-slibsysteem, zodat de CZV/N-verhouding laag zal zijn.

Het influent van de nitrificatiereactor moet zoveel mogelijk vrij zijn van zwevende stof omdat dit een negatief effect kan hebben op de nitrificatiecapaciteit. Zwevende stof wordt direct ingevangen door het dragermateriaal en dit leidt tot een dikkere biofilm [4]. Door

diffusielimitatie van zuurstof en ammonium zal de nitrificatiecapaciteit afnemen. De toepassing van een voorfiltratiestap leidt tot een stabielere procesvoering van de nitrificatie [4, 9].

De temperatuur heeft een grote invloed op de groeisnelheid van nitrificeerders. Bij een dalende temperatuur neemt het aandeel nitrificeerders in een actief-slibsysteem af. In de winterperiode, wanneer de temperatuur daalt tot minder dan 10 °C kan hierdoor het aantal nitrificeerders zo sterk afnemen dat het een aantal weken tot maanden duurt voordat de nitrificerende populatie weer op niveau is [20].
Het grote voordeel van biofilmreactoren is dat de biomassa gefixeerd zit op het dragermateriaal waardoor de slibleeftijd zeer hoog is. De groeisnelheid van de nitrificeerders zal afnemen, maar een biofilmreactor zal bij lagere temperaturen meer flexibel functioneren omdat het totale aandeel aan nitrificeerders in een biofilmreactor minder snel afneemt dan in een actief-slibsysteem het geval is. Biofilmreactoren blijken bij lage temperaturen nog maanden te functioneren zonder dat uitspoeling van de biomassa optreedt [17].

2.3.3 denitrificatie

Biofilmreactoren zijn voor denitrificatie een goed alternatief omdat per volume-eenheid meer biomassa aanwezig is zodat een hogere belasting kan worden toegepast en de reactoren kleiner kunnen worden gedimensioneerd. Een bijkomend voordeel van denitrificerende biofilmreactoren is de afvang van zwevende stof zodat een nabezinker doorgaans niet nodig is [6]. De groeisnelheid van denitrificeerders is hoog en daardoor kunnen denitrificerende biofilmreactoren makkelijk verstoppen. Voor een stabiele procesvoering van de denitrificatie is het van belang dat de reactor regelmatig wordt gespoeld voor de verwijdering van teveel aan biomassa. Voor een volledige denitrificatie moet over het algemeen een externe koolstofbron worden toegevoegd. Hier wordt meestal methanol voor gebruikt omdat het de minste hoeveelheid biomassa oplevert en goedkoper is dan andere koolstofbronnen.
Voor N_{tot}-verwijdering bestaan twee uitvoeringsvormen: voordenitrificatie en nadenitrificatie

voordenitrificatie

Een denitrificerend biofilter wordt gevolgd door een nitrificerend biofilter waarbij er recirculatie plaatsvindt van nitraatrijk effluent. Een voordeel van de voordenitrificatie-uitvoering is dat gebruik kan worden gemaakt van beschikbaar substraat in het influent. Voor een snelle en volledige denitrificatie zal dit uit makkelijk afbreekbaar substraat moeten bestaan. Daarnaast vindt in de denitrificerende biofilmreactor afvang van zwevende stof plaats zodat in de daaropvolgende nitrificatiereactor zwevende stof geen negatieve invloed kan uitoefenen op de nitrificatiecapaciteit. Een nadeel is dat een hoge recirculatiefactor moet worden toegepast om lage nitraatconcentraties in het effluent te kunnen bereiken. Zuurstof moet door de biofilm diffunderen en vanwege dit feit zal de zuurstofconcentratie in biofilmreactoren hoger moeten zijn dan in actief-slibsystemen. Vanwege de hoge zuurstofconcentratie wordt ook zuurstof naar de denitrificatiereactor gerecirculeerd en dit kan de denitrificatie verstoren. Omdat bij de afbraak van organisch stof zuurstof eerst als electronenacceptor wordt gebruikt in plaats van nitraat, zal de aanwezigheid van zuurstof de denitrificatie negatief beïnvloeden.

nadenitrificatie

Bij nadenitrificatie hoeft geen recirculatie te worden toegepast maar zal een externe koolstofbron moeten worden toegevoegd voor een volledige denitrificatie.

3 Onderzoeksopzet

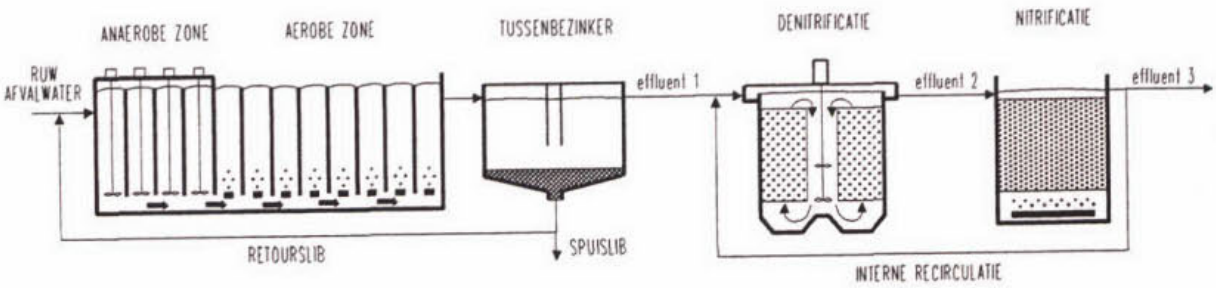
3.1 Fasering van het onderzoek

Van maart 1993 tot en met januari 1995 is door Tauw Milieu te Deventer, in samenwerking met de Landbouwuniversiteit Wageningen, onderzoek verricht aan het Drie-slibsoortensysteem. Het onderzoek werd op pilotplantschaal uitgevoerd in de proefhal van de vakgroep Milieutechnologie te Bennekom en kan in drie afzonderlijke experimentele fasen worden opgedeeld.

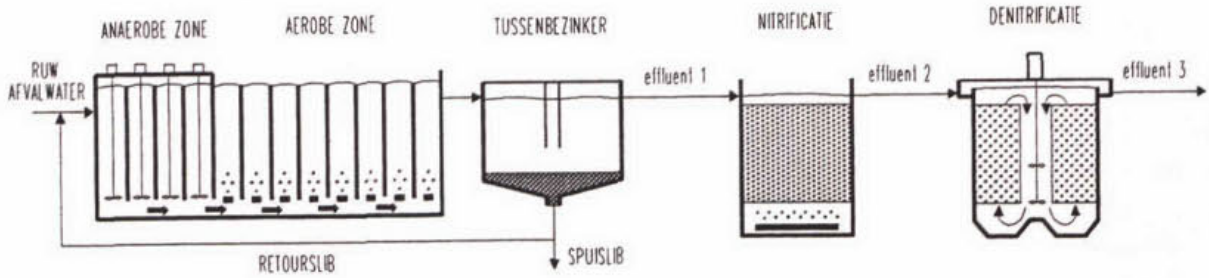
Fase 1: Stabiele procesvoering
Fase 2: Maximale hydraulische belasting bij constante aanvoer
Fase 3: RWA/DWA-simulatie

3.2 Fase 1: stabiele procesvoering

In fase 1 werd van week 7 t/m week 20 in 1993 een stabiele procesvoering nagestreefd bij een constant influentdebiet, waarbij de hydraulische verblijftijd in de eerste reactor 3,7 uur bedroeg. Omdat uit oriënterend onderzoek was gebleken dat de stikstofverwijdering bij de toegepaste hydraulische belasting met een totale HVT van 13,6 uur niet stabiel verliep, werd in eerste instantie een by-pass aangelegd vanaf de tussenbezinker om de nitrificatie- en denitrificatiereactor te ontlasten. De by-pass diende te worden verwijderd als een stabiele stikstofverwijdering was verkregen. Aanvankelijk is gebruik gemaakt van de voordenitrificatie-uitvoering voor stikstofverwijdering (figuur 3). Vanwege instabiliteit van deze uitvoering is in week 14 overgegaan op nadenitrificatie (figuur 4).



Figuur 3 Voordenitrificatie-uitvoering van het Drie-slibsoortensysteem



Figuur 4 Nadenitrificatie-uitvoering van het Drie-slibsoortensysteem.

In voorafgaand oriënterend onderzoek werd de eerste reactor van de proefinstallatie bedreven bij een slibgehalte van 4 g/l en bij een gemiddelde slibbelasting van 0,9 kg CZV/kg d.s.d. Het fosfaatverwijderingsrendement bedroeg bij deze procesvoering 70% en in deze periode verslechterde de slibkwaliteit. Het systeem werd opnieuw geënt met slib vanuit een laagbelaste actief-slibinstallatie voor biologische nutriëntenverwijdering; om de totale organische belasting en fosfaatbelasting van het systeem te verlagen, werd het slibgehalte verhoogd tot 6 g/l waardoor de slibbelasting 0,6 kg CZV/kg d.s.d werd. In tabel 1 staan de toegepaste procescondities vermeld.

Tabel 1 **Procescondities in de proefinstallatie van het Drie-slibsoortensysteem tijdens fase 1.**

reactor 1: P-verwijdering		reactor 2: nitrificatie			reactor 3: denitrificatie		
slibgehalte:	6 g d.s./l	medium:	PVC		medium:	PVC	
retourslibdebiet:	1:1	spec. opp.:	245	m^2/m^3	spec. opp.:	150	m^2/m^3
		O_2-gehalte:	4	mg O_2/l	methanol:	2,5	g/g N
anaëroob/aëroob:	1:2	pH:	7,3				

3.3 Fase 2: maximale hydraulische belasting bij constante aanvoer

In fase 2 werd de maximale belasting van de proefinstallatie van het Drie-slibsoorten-systeem bepaald door stapsgewijs het influentdebiet te verhogen. Fase 2 werd uitgevoerd in de periode van week 22 in 1993 tot week 6 in 1994. Fase 2 is onderverdeeld in 6 perioden waarin aan het begin van elke periode het influentdebiet werd verhoogd. In tabel 2 staat het hydraulisch regiem weergegeven van de proefinstallatie voor elke afzonderlijke periode. Het retourslibdebiet voor de biologische fosfaatverwijdering werd constant op 100% van het influentdebiet gehandhaafd. Het moment waarop het influentdebiet werd verhoogd was afhankelijk van de verkregen stabiele procesvoering in de voorgaande periode bij een bepaalde hydraulische verblijftijd. Het beslismoment werd bepaald door het bereiken van de toekomstige effluenteisen voor stikstof en fosfaat in het effluent. De maximale belasting van de proefinstallatie was bereikt als bij de opgelegde procescondities niet meer voldaan kon worden aan de gestelde effluenteisen. De procescondities die golden tijdens de uitvoer van fase 2 staan weergegeven in tabel 3.

Tabel 2 **Hydraulisch regiem in de verschillende reactoren in de verschillende perioden van fase 2.**

periode	I	II	IIIa	IIIb	IVa	IVb	V	VI
totale HVT (uur)	15,7	15,3	12,1	10,3	10	8,4	7,8	6,7
HVT reactor 1	3,7	3,3	3,1	3,1	2,8	2,8	2,6	2,3
anaërobe contacttijd	0,62	0,55	0,52	0,52	0,47	0,47	0,43	0,38
(uur)	1,23	1,10	1,03	1,03	0,93	0,93	0,87	0,77
aërobe contacttijd (uur)	6	6	4,5	3,6	3,6	2,8	2,6	2,2
HVT reactor 2 (uur)	6	6	4,5	3,6	3,6	2,8	2,6	2,2
HVT reactor 3 (uur)								

Tabel 3 **Procescondities in de proefinstallatie van het Drieslibsoortensysteem tijdens fase 2.**

reactor 1: P-verwijdering		reactor 2: nitrificatie			reactor 3: denitrificatie		
slibgehalte:	5 g d.s./l	medium:	PUR		medium:	PVC	
retourslibdebiet:	1:1	spec. opp.:	460	m^2/m^3	spec. opp.:	150	m^2/m^3
anaeroob/aeroob:	1:2	O_2-gehalte:	4	mg O_2/l	methanol:	3	g/g N
		pH:	7,3				

3.4 Fase 3: RWA/DWA-simulatie

Fase 3 werd uitgevoerd van week 22 t/m week 50 in 1994; de flexibiliteit en stabiliteit van de proefinstallatie werden onderzocht bij een wisselende hydraulische belasting, veroorzaakt door dag-nachtritme en regenweeraanvoer. Met een aanvoervolgsysteem werd het influentregiem gevolgd van de rwzi van Bennekom. Hier zijn drie vijzels geplaatst die al naar gelang de aanvoer wel of niet draaien. Het debiet van de drie vijzels is 100, 200, en 300 m^3/h. Bij DWA draait alleen de 100 m^3 vijzel en draait de influentpomp van de proefinstallatie conform het ingestelde DWA-debiet. Afhankelijk van welke vijzel draaide op de rwzi van Bennekom werd het debiet met behulp van het aanvoervolgsysteem gestuurd tot maximaal een RWA/DWA-verhouding van 3. Bij het vaststellen van het DWA-debiet werd uitgegaan van een totale HVT van 9 uur in de proefinstallatie van het Drie-slibsoortensysteem. Het volume van de tussenbezinker werd niet meegenomen in de berekening van de totale HVT. Van week 22 tot 36 werd de proefinstallatie onderworpen aan een maximale RWA/DWA-verhouding van 2,5 en van week 36 tot en met week 50 aan een maximale RWA/DWA-verhouding van 3.
De procescondities van de proefinstallatie tijdens fase 3 staan vermeld in tabel 4. In de loop van fase 3 werd het PVC-dragermateriaal in de denitrificatiereactor vervangen door BIO-PAC.

Tabel 4 **Procescondities van de proefinstallatie van het Drieslibsoortensysteem tijdens fase 3.**

reactor 1: P-verwijdering		reactor 2: nitrificatie			reactor 3: denitrificatie		
slibgehalte:	5 g d.s./l	medium:	PUR		tot 1-10-94		
retourslibdebiet:	1:1	spec. opp.:	460	m^2/m^3	medium:	PVC	
anaëroob/aëroob:	1:2	O_2-gehalte:	4	mg O_2/l	spec. opp.:	150	m^2/m^3
		pH:	7,3		vanaf 1-10-94		
					medium:	BIO-BLOCK	
					spec. opp.:	100	m^2/m^3
					methanol:	3	g/g N

4 Materiaal en Methoden

4.1 De proefinstallatie

4.1.1 reactor 1: biologische P-verwijdering

Het actief-slibsysteem voor de biologische fosfaatverwijdering bestond uit twee reactoren van PVC-materiaal die in serie waren geschakeld en beide een volume hadden van 0,09 m^3. De totale reactor was onderverdeeld in twaalf compartimenten om een propstroom-karakter te creëren. Uitgaande van de technische gegevens van het A/O-systeem werden vier compartimenten anaëroob bedreven en acht aëroob. Het slib in de onbeluchte compartimenten werd in suspensie gehouden door een paddelsgewijs mengmechanisme. De aërobe compartimenten werden belucht door middel van fijne-bellenbeluchting.

Het slibwatermengsel vanuit het twaalfde compartiment werd onder vrij verval naar de tussenbezinker geleid. De tussenbezinker die conisch toeliep aan de onderkant had een volume van 0,15 m^3. Van onderuit de bezinker werd het retourslib teruggevoerd naar het kopeinde van de actief-slibinstallatie. Het retourslibdebiet bedroeg gedurende de hele looptijd van het onderzoek 100%. Om de slibverblijftijd in de bezinker laag te houden, om anaërobie en zodoende fosfaatafgifte in de tussenbezinker te voorkomen, werd een hoger retourslibdebiet gehanteerd dan gebruikelijk bij een A/O-systeem.

Bij aanvang van het onderzoek werd het slibgehalte in de reactor constant gehouden door ieder uur een bepaalde hoeveelheid slib vanuit de retourslibleiding te spuien. De hoeveelheid spuislib werd geregeld aan de hand van een tijdklok waarmee de looptijd van de spuipomp kon worden geregeld. In een later stadium is overgegaan op een automatische sturing van het slibgehalte met behulp van een droge-stofmeter. Aan de hand van het ingestelde setpoint werd via een PID-gestuurde spuipomp het slibgehalte constant gehouden.

4.1.2 reactor 2: nitrificatie

De tweede reactor was een slib-op-dragersysteem voor nitrificatie en werd bedreven als een ondergedompeld filter. De rechthoekige tank van RVS was gevuld met twee pakketten dragermateriaal. Het vloeistofvolume in deze reactor bedroeg 0,18 m^3, het volume van het dragermateriaal bedroeg 0,1 m^3.

Tijdens het onderzoek zijn twee verschillende soorten dragermateriaal uitgetest. Het onderzoek werd gestart met dragermateriaal dat bestond uit een pakket gegolfde PVC-platen met een specifiek oppervlak van 250 m^2/m^3. Ervaringen met dit dragermateriaal hebben aangegeven dat dit geschikt is voor toepassing bij tertiaire nitrificatie.
Om een hogere nitrificatiecapaciteit te kunnen bereiken werd het dragermateriaal vervangen door een medium met een groter specifiek oppervlak. Het betrof hier een netvormig dragermateriaal van puly-urethaan (PUR). Eén pakket dragermateriaal bestond uit verschillende matten die zodanig tegen elkaar aan waren gelegd dat een specifiek oppervlak van 460 m^2/m^3 werd bereikt. Ervaringen met PUR-dragermateriaal geven aan dat het een ideaal medium is voor de aanhechting van micro-organismen.

De beluchting in de nitrificatiereactor werd gerealiseerd met zes beluchtingselementen volgens het airliftprincipe die in het midden van de reactor over de gehele lengte waren gesitueerd. De reactor werd van onderuit het midden belucht en behalve het inbrengen van zuurstof had de beluchting tevens tot doel om water in een neerwaartse stroom door het dragermateriaal te circuleren. Het zuurstofgehalte werd gehandhaafd op circa 4 mg/l.

Het afvalwater van Bennekom is matig tot slecht gebufferd en een deel van de buffercapaciteit wordt vernietigd in de eerste reactor. Omdat de nitrificatie een pH-verlagend proces is, werd met behulp van een pH-regeling de pH constant gehouden op 7,3 door het toevoegen van een bicarbonaatoplossing aan de reactor.

4.1.3 reactor 3: Denitrificatie

Voor de denitrificatie werd ook gebruik gemaakt van een ondergedompeld filter, geplaatst in een cylindrische reactor. Bij onbegroeid dragermateriaal bedroeg het vloeistofvolume 0,18 m^3. Afhankelijk van de hoeveelheid slib, aanwezig in de denitrificatiereactor, kon het vloeistofvolume dalen tot 0,14 m^3. Het volume van het dragermateriaal bedroeg 0,16 m^3. In de denitrificatiereactor werden twee soorten media als dragermateriaal gebruikt.

Bij aanvang van het onderzoek werd een pakket, bestaande uit gegolfde PVC-platen gebruikt met een specifiek oppervlak van 150 m^2/m^3. Omdat dit dragermateriaal relatief snel verstopt raakte, werd in september 1994 overgegaan op BIO-BLOCK filterblokken. Het materiaal waar deze blokken uit bestaat, is UV-gestabiliseerd polyethyleen. Eén blok bestaat uit meerdere geperforeerde buiselementen van identieke lengte (0,4 m) en diameter (6 cm). Het filterblok werd zodanig in de reactor geplaatst dat de buiselementen verticaal gericht waren. Het specifiek oppervlak van het BIO-BLOCK medium bedroeg 100 m^2/m^3.

In het midden van de reactor was een kanaal opengehouden waarin een propellorroerder was geplaatst. Afhankelijk van de draairichting van de roerder kon het filter in opwaartse of neerwaartse stroming worden bedreven. Gedurende het gehele onderzoek werd een opwaartse stroming toegepast. Vanwege de hoge interne recirculatie door het roermechanisme werd een compleet gemengde reactor benaderd.
Om het in de nitrificatiereactor gevormde nitraat te kunnen denitrificeren, is een koolstofbron vereist. Omdat het overgrote deel van het beschikbare substraat in het afvalwater reeds verwijderd wordt in de reactor voor de biologische defosfatering, moest een externe koolstofbron aan de reactor worden toegevoegd. Methanol diende als koolstofbron en is in een verhouding van 2,5 - 3 g CH_3OH/g NO_3-N handmatig ingesteld.

Tabel 5 **Technische gegevens van de proefinstallatie van het Drie-slibsoortensysteem.**

reactor 1: P-verwijdering	reactor 2: Nitrificatie	reactor 3: Denitrificatie
type: propstoomreactor 12 compartimenten	type: ondergedompeld filter vastbedsysteem volledig gemengd neerwaarts	type: ondergedompeld filter vastbedsysteem volledig gemengd opwaarts
reactorvolume: 0,19 m^3 volume tussenbezinker: 0,15 m^3	vloeistofvolume: 0,18 m^3 bedvolume: 0,10 m^3 bedhoogte: 0,43 m	vloeistofvolume: 0,18 m^3 bedvolume: 0,16 m^3 bedhoogte: 0,43 m

4.2 Afvalwatersamenstelling

Het onderzoek aan het Drie-slibsoortensysteem werd uitgevoerd in de proefhal te Bennekom van de Landbouwuniversiteit Wageningen. De proefhal ligt in de directe nabijheid van de rwzi Bennekom van het Zuiveringsschap Veluwe; een deel van het afvalwater wordt naar de proefhal geleid. Omdat er weinig tot geen industriële activiteit plaatsvindt in de omgeving van Bennekom is het afvalwater voor 100% van huishoudelijke herkomst. Het afvalwater in Bennekom wordt gekenmerkt door een lage buffercapaciteit. In tabel 6 is de gemiddelde afvalwatersamenstelling gegeven voor de fasen 1, 2 en 3.

Tabel 6 **Gemiddelde samenstelling van het onbezonken afvalwater van de rwzi van Bennekom voor de verschillende uitgevoerde fasen.**

fase 1		fase 2		fase 3	
CZV	587 mg O_2/l	CZV	501 mg O_2/l	CZV	430 mg O_2/l
CZVf	- mg O_2/l	CZVf	260 mg O_2/l	CZVf	216 mg O_2/l
SS	- mg SS/l	SS	127 mg SS/l	SS	123 mg SS/l
N_{Kj}	69 mg N/l	N_{Kj}	67 mg N/l	N_{Kj}	63 mg N/l
NH_4	47 mg N/l	NH_4	46 mg N/l	NH_4	48 mg N/l
NO_3	0 mg N/l	NO_3	0 mg N/l	NO_3	0 mg N/l
P_{tot}	9,3 mg P/l	P_{tot}	8,8 mg P/l	P_{tot}	8,2 mg P/l
P_{ortho}	6,0 mg P/l	P_{ortho}	5,9 mg P/l	P_{ortho}	5,6 mg P/l

4.3 Monstername en analyses

4.3.1 Monstername

Het influent en het effluent van elke afzonderlijke reactor zijn bemonsterd. De monsters zijn twee maal per week geanalyseerd zodat de monsters voor een periode van 3 en 4 dagen in de koelkast werden bewaard. Tijdens fase 1 en 2 werd er een constant influentdebiet toegepast over het gehele etmaal zodat er tijdsproportioneel kon worden bemonsterd door op gezette tijden een monster te nemen uit de betreffende reactoren. In fase 3 werd de proefinstallatie getest op de stabiliteit onder wisselende hydraulische omstandigheden. In verband met de discontinue aanvoer van het influent werd overgegaan op volumeproportionele bemonstering.

4.3.2 Analyses

De verzamelde monsters van influent en effluent van de verschillende reactoren zijn twee maal per week geanalyseerd op de volgende parameters:

CZV (ongefiltreerd), CZV (papier gefiltreerd), zwevende-stofgehalte,
N_{Kj} (ongefiltreerd), NH_4, NO_3, NO_2,
P_{tot}, P_{ortho}.

Van het slib uit het actief-slibsysteem voor de biologische fosfaatverwijdering zijn het droge-stofgehalte, P-gehalte van het slib en de SVI bepaald. Daarnaast is van het slib regelmatig een microscopisch beeld genomen voor controle van het slib op aanwezigheid van draadvormende organismen. De analyses zijn volgens NEN-voorschriften uitgevoerd.

4.3.3 Aanvullende metingen

Naast bovengenoemde analyses is een aantal metingen uitgevoerd ter controle van het functioneren van de proefinstallatie van het Drie-slibsoortensysteem.

fosfaatafgifte- en fosfaatopnamecapaciteit

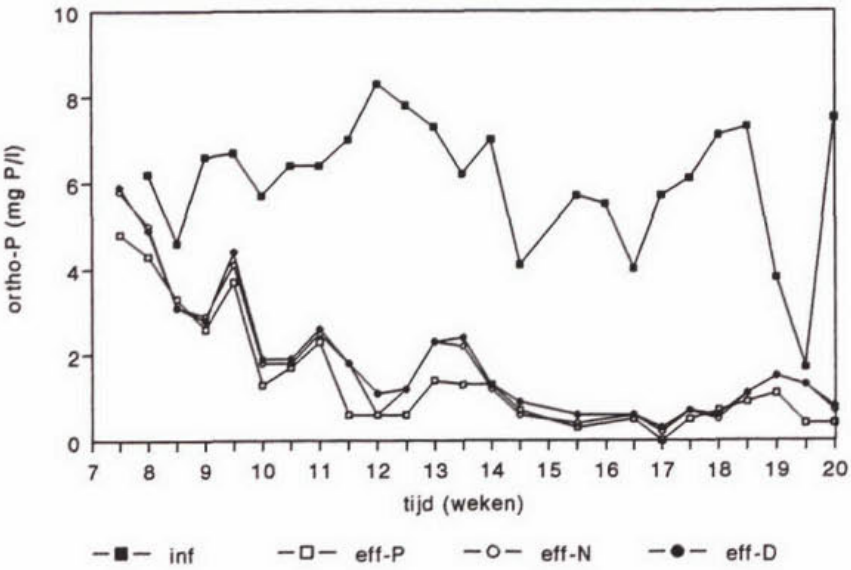
Aan 2 liter retourslib van het hoogbelaste actief-slibsysteem werd een hoeveelheid natriumacetaat toegevoegd zodat de beginconcentratie in het batchvat 200 mg Ac^-/l zou bedragen. Het batchvat werd geroerd en gedurende 2 uur werd elk half uur een monster genomen dat werd geanalyseerd op P_{ortho}. Van het slib werd het slibgehalte bepaald en de fosfaatafgiftecapaciteit werd uitgedrukt in mg P/g d.s.uur. Na 2 uur anaëroob de fosfaatafgifte te hebben gevolgd werd op t = 2 uur de beluchting aangezet en werd de fosfaatopnamecapaciteit gevolgd.

nitrificatiecapaciteit

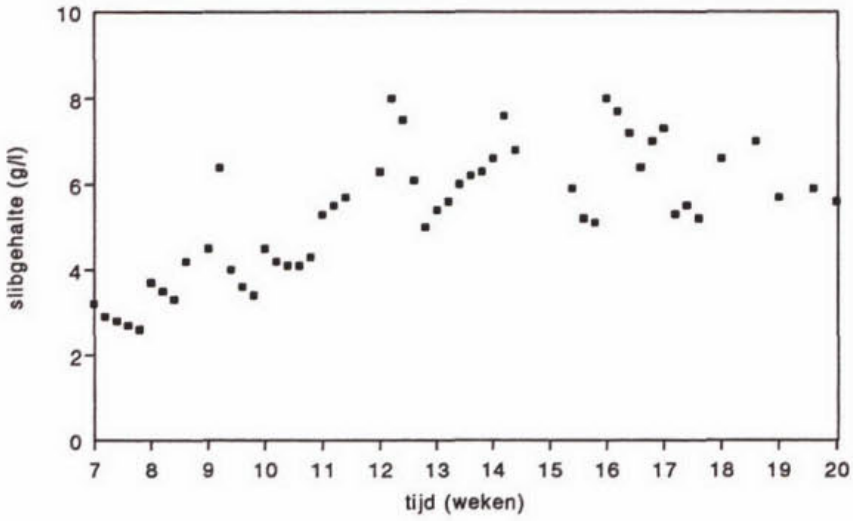
Bij het bepalen van de nitrificatiecapaciteit werd de reactor bedreven als een batchreactor. De beginconcentratie aan het begin van de bepaling bedroeg circa 40 mg NH_4-N/l en werd in de vorm van NH_4Cl aan de reactor toegevoegd. Gedurende 2 uur werd de afname van het ammoniumgehalte gevolgd door elk half uur een monster te nemen. De nitrificatiecapaciteit werd uiteindelijk uitgedrukt in kg NH_4-N/m^3 (bed).d. De pH werd met behulp van een pH-sturing tijdens het experiment constant gehouden op 7,3 door het toevoegen van een bicarbonaatoplossing.

denitrificatiecapaciteit

De denitrificatiecapaciteit is ook bepaald door de reactor als een batchreactor te bedrijven, waarbij KNO_3 werd toegevoegd in een beginconcentratie van 40 mg NO_3-N/l. De methanoldosering bleef doorlopen zoals bij het continue proces gebruikelijk was.



Figuur 5 Verloop van het P_{ortho}-gehalte tijdens fase 1.
(eff-P = eff. defosfateringsreactor, eff-N = eff. nitrificatiereactor, eff-D = eff. denitrificatiereactor)



Figuur 6 Verloop van het slibgehalte in de defosfateringsreactor tijdens fase 1.

5 Resultaten fase 1: Stabiele procesvoering

5.1 Biologische fosfaatverwijdering

5.1.1 zuiveringsprestaties

Gedurende de periode waarin fase 1 is uitgevoerd (T = 12-18 °C), is de reactor voor de biologische fosfaatverwijdering bedreven bij een slibgehalte van 6 g/l en een slibbelasting van gemiddeld 0,6 kg CZV/kg d.s.d. De resultaten van de biologische fosfaatverwijdering staan weergegeven in figuur 5. Het effluent is in deze periode alleen bepaald op P_{ortho}.

In de weken 7 t/m 11 daalde het P_{ortho}-gehalte in het effluent van reactor 1 van 4,8 tot < 1 mg P/l; het slibgehalte in de defosfateringsreactor steeg van 3 tot 6 g/l (figuur 6). Vanaf week 11 was het gehalte aan P in effluent 1 nagenoeg constant en lager dan 1 mg P/l; het gemiddelde over deze periode had een waarde van 0,7 mg P/l. Vanaf week 11 bedroeg het slibgehalte gemiddeld 6 g/l. Bij een slibgehalte van 6 g/l en bij een HVT van 3,7 uur is voor de biologische defosfatering een stabiele procesvoering gevonden onder de tijdens fase 1 opgelegde procesomstandigheden. In de reactor voor biologische fosfaatverwijdering trad tijdens fase 1 geen nitrificatie op zodat nitraat geen negatieve invloed kon uitoefenen op de fosfaatverwijdering.

5.1.2 slibhuishouding van de defosfateringsreactor

Bij een slibbelasting van gemiddeld 0,6 kg CZV/kg d.s.d werd per dag gemiddeld 0,22 kg slib gespuid. Per dag werd gemiddeld 0,6 kg aan CZV verwijderd. Dit komt neer op een slibaanwas van 0,37 kg slib/kg $CZV_{verw.}$. De slibleeftijd bedroeg in deze periode gemiddeld 6 dagen.

5.1.3 slibkarakteristiek

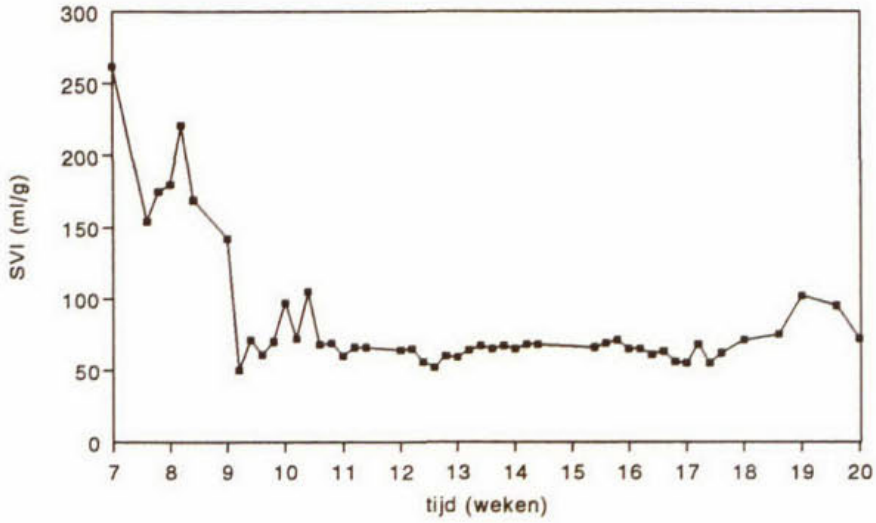
De SVI van het slib uit de actief-slibinstallatie was vanaf week 9 constant zeer laag en bedroeg gemiddeld 60 ml/g (figuur 7).
Het microscopisch beeld van het slib liet zien dat het slib bestond uit zeer kleine slibvlokken met veel fijn materiaal tussen de slibvlokken. Draadvormende organismen zijn niet waargenomen tijdens fase 1. Er zijn weinig soorten protozoa aangetroffen, tevens was het totaal aantal protozoa zeer laag.

5.2 Nitrificatie

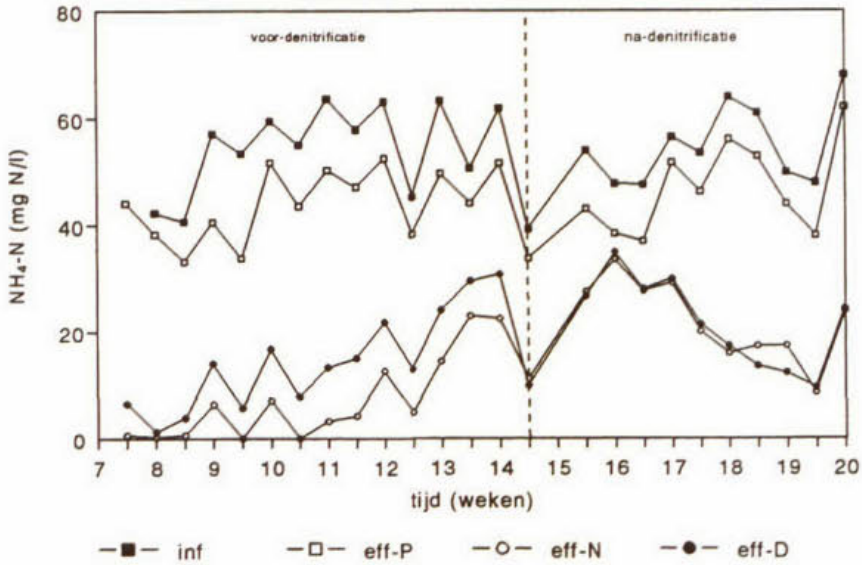
5.2.1 zuiveringsprestaties

voordenitrificatie

Van week 7 t/m week 14 is de stikstofverwijdering uitgevoerd in de voor-denitrificatie-configuratie. In de eerste 5 weken van fase 1 bedroeg de HVT in de nitrificatiereactor 6 uur. In deze periode kon een gemiddeld ammoniumgehalte in het effluent wordenbereikt van 2,5 mg NH_4-N/l (figuur 8). Na in week 12 de HVT te hebben verlaagd tot 3,6 uur nam het ammoniumgehalte langzaam toe tot 20 mg NH_4-N/l. Bij een HVT van 3,6 uur in de nitrificatiereactor bedroeg de ammoniumbelasting van de nitrificatiereactor 0,6 kg NH_4-N/m^3.d. De capaciteit van de nitrificatiereactor was tijdens fase 1 (§ 5.2.2) ontoereikend om de totale hoeveelheid aangeboden ammonium volledig om te zetten.



Figuur 7 Verloop van de SVI van het slib uit de defosfateringsreactor tijdens fase 1.



Figuur 8 Verloop van het ammoniumgehalte tijdens fase 1.

nadenitrificatie

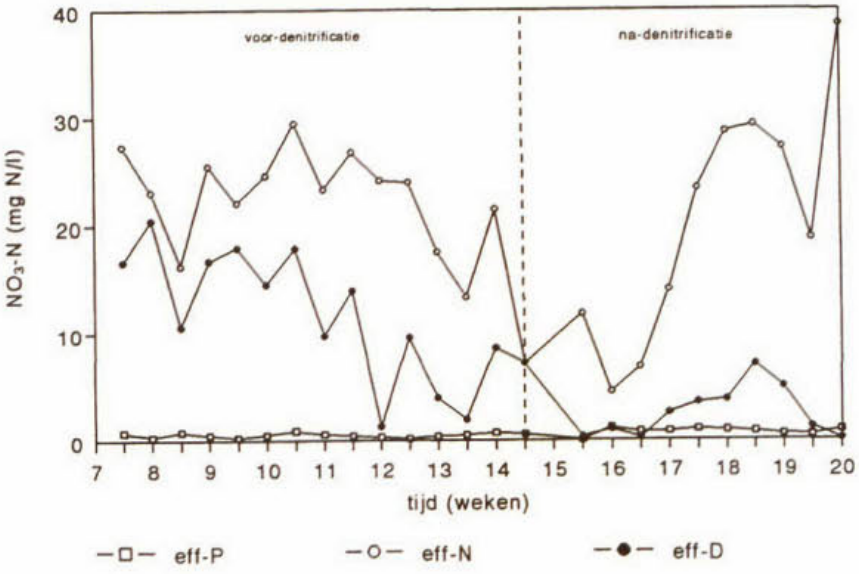
In week 14 is overgegaan op de nadenitrificatie-configuratie voor stikstofverwijdering. Het ammoniumgehalte nam langzaam af maar kwam tijdens fase 1 niet onder 10 mg NH_4-N/l. Vanwege het niet bereiken van een stabiele procesvoering voor de nitrificatiereactor bij een HVT van 3,6 uur, is fase 1 verlengd. De resultaten van deze uitloop zijn grafisch weergegeven in figuur 21 (§ 6.2.1).

Aan het begin van de uitloopfase is de HVT in de nitrificatiereactor verhoogd tot 6 uur. Ondanks de lange verblijftijd in de nitrificatiereactor kon met gebruik van het PVC-dragermateriaal met een specifiek oppervlak van 245 m^2/m^3, geen stabiele nitrificatie worden verkregen. Het ammoniumgehalte in het effluent van de nitrificatiereactor liep op tot 40 mg NH_4-N/l in week 27 (figuur 21). In week 27 is nieuw dragermateriaal geplaatst met een groter specifiek oppervlak om de volumetrische nitrificatiecapaciteit te verhogen. Het medium bestaande uit een pakket matten van poly-urethaan (PUR) had een specifiek oppervlak van 460 m^2/m^3. Bij plaatsing van het nieuwe dragermateriaal was het reeds begroeid met nitrificerende biomassa. Van week 28 tot en met week 32 is een gemiddelde ammoniumconcentratie gemeten van 0,75 mg NH_4-N/l. Gezien het stabiele verloop van de nitrificatie in deze weken is in week 31 overgegaan naar fase 2 voor het bepalen van de minimaal toepasbare HVT.

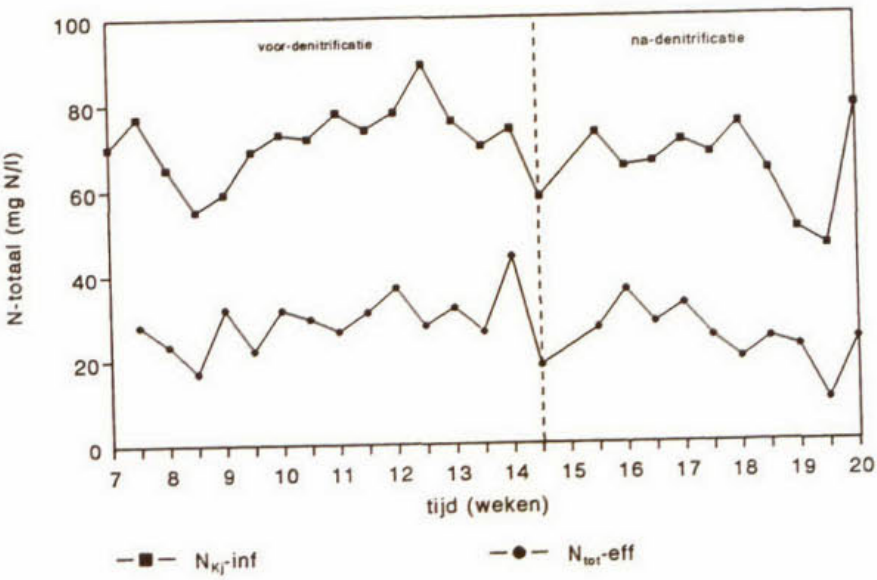
5.2.2 nitrificatiecapaciteit

De nitrificatiecapaciteit van de nitrificatiereactor, die batchgewijs is bepaald, bedroeg gemiddeld 0,38 kg NH_4-N/m^3.d. Deze waarde is van toepassing op de nitrificatiereactor met PVC-dragermateriaal. Tijdens fase 1 nam de nitrificatiecapaciteit af van 0,42 tot 0,3 kg NH_4-N/m^3.d bij de voordenitrificatie-uitvoering. Na de configuratieverandering tot nadenitrificatie nam de activiteit toe tot 0,48 kg NH_4-N/m^3.d in week 20.

Voor de denitrificatie was de methanoldosering in fase 1 vastgesteld op 2,5 g/g NO_3-N op basis van een gemiddelde nitraatconcentratie van 30 mg NO_3-N/l. De methanol-dosering werd niet gestuurd zodat bij lagere waarden aan nitraat en tevens bij een verstoorde denitrificatie, methanol in overmaat is toegevoegd. Het onverbruikte deel van de methanol komt in de nitrificatiereactor terecht waardoor de nitrificatie negatief wordt beïnvloed. Als de CZV/N-verhouding laag is, zal zich een homogene biofilm vormen met hoofdzakelijk nitrificerende organismen. Als door uitspoeling van methanol de CZV/N-verhouding wordt verhoogd, is de heterotrofe groei niet meer gelimiteerd door CZV en zal er een heterogene biofilm worden gevormd waarbij de autotrofe nitrificeerders zullen worden overwoekerd door heterotrofe organismen en de biofilmdikte zal toenemen. Diffusielimitatie van zuurstof en ammonium speelt dan een rol in de verslechterde nitrificatie en de daling van de nitrificatiecapaciteit in de periode waarin voordenitrificatie is toegepast.



Figuur 9 Verloop van het nitraatgehalte tijdens fase 1.



Figuur 10 Verloop van het N_{tot}-gehalte tijdens fase 1.

5.3 Denitrificatie

5.3.1 zuiveringsprestaties

voordenitrificatie

In de periode waarin de stikstofverwijdering is bedreven in de voordenitrificatie-configuratie werd een gemiddelde effluentconcentratie aan nitraat bereikt van 23 mg NO_3-N/l in het effluent van de proefinstallatie. Het gehalte aan nitraat in de denitrificatiereactor liet wel een daling zien van week 7 tot 14 van circa 20 tot circa 10 mg NO_3-N/l (figuur 9). Echter voor het bereiken van lage N-totaalgehalten was dit niet voldoende.

De interne recirculatie van de nitrificatiereactor naar de denitrificatiereactor had een verhouding van 4 ten opzichte van het influentdebiet. Dit moet in principe voldoende zijn om concentraties lager dan 5 mg NO_3-N/l te bereiken. De denitrificatie werd echter ernstig verstoord door de recirculatie van zuurstofrijk effluent (4 mg O_2/l) vanuit de nitrificatie-reactor. Voor een goed verlopende denitrificatie dient de zuurstofconcentratie lager te zijn dan 0,5 mg O_2/l. Echter, door de toegepaste hoge recirculatie kon het zuurstofgehalte in de denitrificatiereactor stijgen tot 2 mg O_2/l en werd de denitrificatie ernstig verstoord.

nadenitrificatie

Vanwege bovengenoemd probleem en de instabiliteit van het voordenitrificatie-principe voor zowel de denitrificatie als nitrificatie is in week 14 overgegaan op nadenitrificatie. Vanaf dat moment konden constant waarden worden bereikt lager dan 5 mg NO_3-N/l en was bij ontbreken van een degelijke sturing van de methanoldosering het resultaat direct afhankelijk van de gekozen doseerverhouding ten opzichte van de hoeveelheid aangeboden nitraat.

5.3.2 denitrificatiecapaciteit

Bij de batchgewijze bepaling van de denitrificatiecapaciteit zijn waarden gemeten variërend van 0,6 tot 2 kg NO_3-N/m^3.d. Tijdens een batchexperiment lag het zuurstofgehalte onder 0,5 mg O_2/l en kon de denitrificatie niet worden verstoord. De gemiddelde nitraatbelasting bedroeg 0,2 kg NO_3-N/m^3.d. Dit geeft aan dat de capaciteit van de denitrificatiereactor voldoende was voor het volledig omzetten van de aangeboden hoeveelheid nitraat. Tijdens continu bedrijf werd de denitrificatie bij de voordenitrificatie-uitvoering ernstig verstoord door de aanwezigheid van hoge concentraties zuurstof waardoor nitraat niet volledig werd omgezet.

5.3.3 slibproduktie

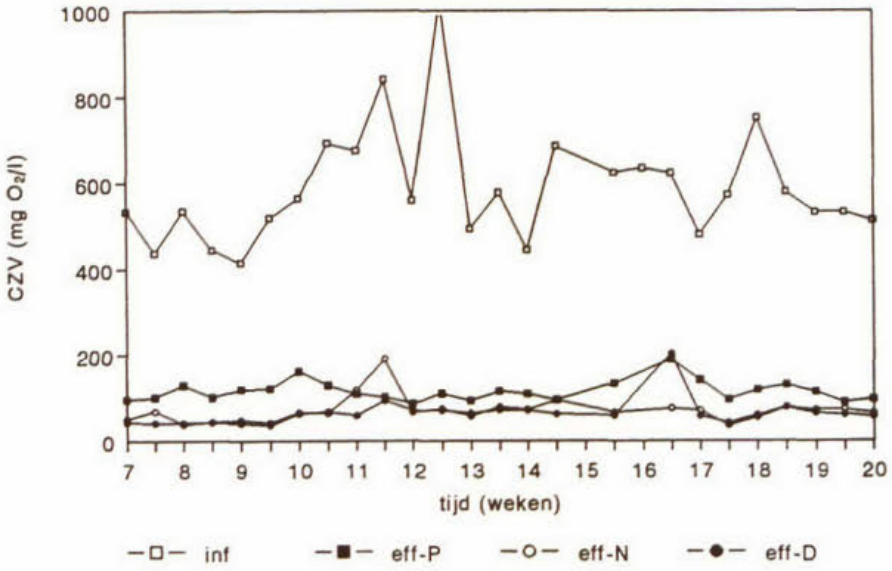
Door de hoge slibaanwas van de denitrificerende biomassa raakte het dragermateriaal, bestaande uit een pakket met gegolfde PVC-platen, regelmatig verstopt. Dit verklaart de variatie in de batchgewijs gemeten denitrificatiecapaciteit. Door verstopping van het dragermateriaal kan niet meer het volledige oppervlak van het dragermateriaal effectief worden benut zodat een lagere capaciteit wordt waargenomen.

5.4 Totaal-stikstofverwijdering

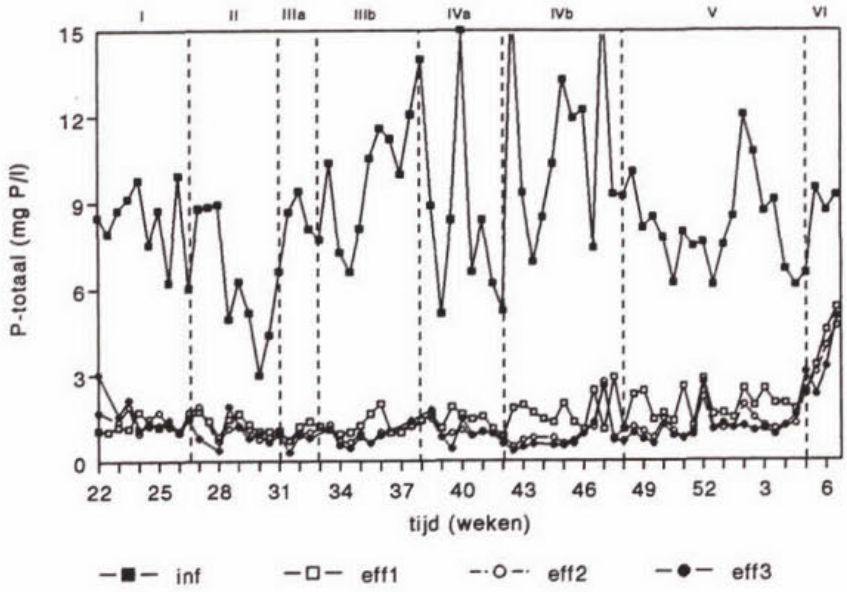
In figuur 10 staan de N_{tot}-gehalten weergegeven voor influent en effluent van de proefinstallatie. Door de instabiliteit van het voordenitrificatieproces voor de stikstofverwijdering is bij deze configuratie een N_{tot}-gehalte gemeten van gemiddeld 28 mg/l. In de periode met voordenitrificatie bestond N_{tot} voornamelijk uit nitraat.
Ondanks de beter verlopende denitrificatie bij nadenitrificatie konden bij deze configuratie geen lage waarden voor N_{tot} worden waargenomen in verband met het langzaam herstellen van de nitrificatiereactor, zodat nog hoge waarden aan ammonium in het effluent van de proefinstallatie zijn gemeten. Het N_{tot}-verwijderingsrendement varieerde tussen 40 en 60%.

5.5 CZV-verwijdering

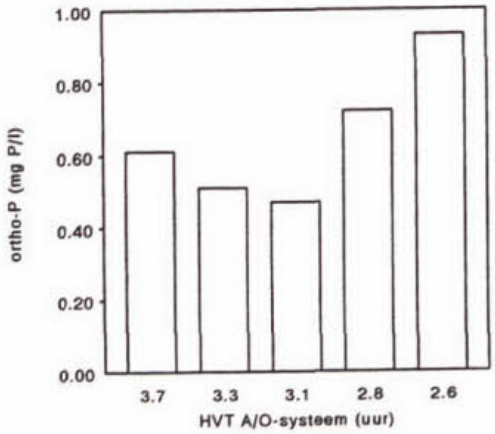
Het CZV-verwijderingsrendement (ongefiltreerd) van de actief-slibinstallatie voor de biologische fosfaat-verwijdering bedroeg gemiddeld 81% en berekend over de gehele installatie 89% bij een gemiddeld influentgehalte van 587 mg O_2/l. Het influent- en effluentgehalte staan weergegeven in figuur 11.



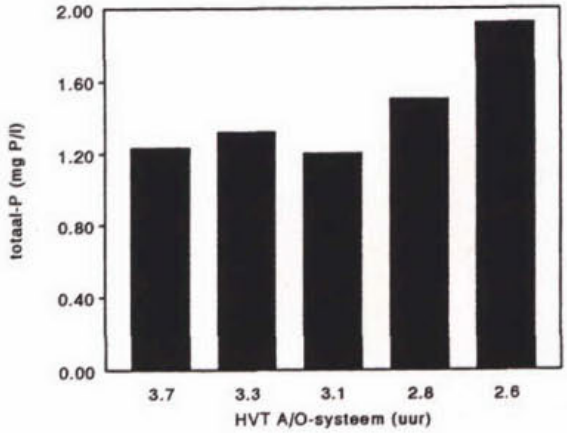
Figuur 11 Verloop van het CZV (ongefiltreerd) tijdens fase 1.



Figuur 12 Verloop van het P_{tot}-gehalte tijdens fase 2.
(eff 1 = eff. defosfateringsreactor, eff 2 = eff. nitrificatiereactor, eff 3 = eff. denitrificatiereactor)



Figuur 13 Verloop van P_{ortho} in het effluent over de perioden I t/m V.



Figuur 14 Verloop van P_{tot} in het effluent over de perioden I t/m V.

6 Resultaten fase 2: Bepalen maximale hydraulische belasting

6.1 Biologische fosfaatverwijdering

6.1.1 zuiveringsprestaties van het A/O-systeem

Nadat in fase 1 een stabiele procesvoering was verkregen voor de biologische fosfaatverwijdering is overgegaan naar fase 2 (T = 12-20 °C) waarin de maximale hydraulische belasting dan wel de minimaal toepasbare hydraulische verblijftijd is bepaald. De procescondities voor de reactor tijdens fase 2 staan weergegeven in tabel 2 in § 3.3.
Fase 2 is weer onderverdeeld in zes verschillende perioden waarbij aan het begin van elke periode de hydraulische verblijftijd is verlaagd door het influentdebiet te verhogen. In tabel 3 staan voor de proefinstallatie voor elke periode de HVT's weergegeven.

Van periode I tot en met periode VI is de HVT van de eerste reactor verlaagd van 3,7 naar 2,3 uur en de anaërobe contacttijd van 37 naar 23 minuten. In figuur 12 is het verloop van het P_{tot}-gehalte gepresenteerd van influent en effluent. Van periode I t/m IV is een stabiele defosfatering waargenomen bij een HVT variërend van 2,8 tot 3,7 uur, met een gemiddeld fosfaatverwijderingsrendement van 85%.

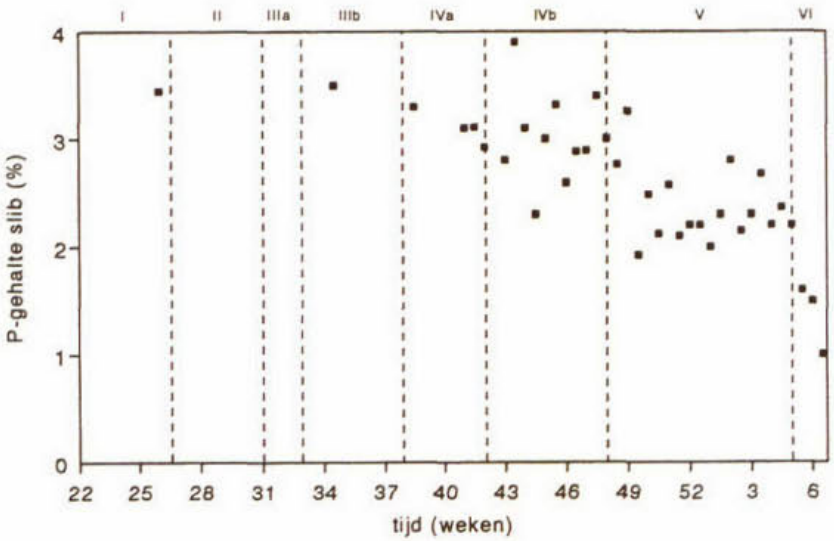
In figuur 13 en 14 is voor het effluent van de eerste reactor respectievelijk het P_{ortho}- en P_{tot}-gehalte uitgezet voor de toegepaste HVT's van fase I t/m V. Bij een HVT variërend van 3,1 tot 3,7 uur werd voor P_{ortho} en P_{tot} een gemiddelde effluentconcentratie gemeten van respectievelijk 0,5 en 1,2 mg P/l. Vanaf periode IV is een toename zichtbaar in zowel het P_{ortho}-gehalte als het P_{tot}-gehalte. In periode V nam bij een HVT van 2,6 uur het P_{ortho}-gehalte toe tot 0,9 mg P/l en het P_{tot}-gehalte tot 1,9 mg P/l.
Op het moment dat de HVT werd verlaagd tot 2,3 uur in periode VI steeg het P_{tot}-gehalte tot 5,4 mg P/l (figuur 12). De fosfaatverwijderingscapaciteit van de reactor voor de biologische fosfaatverwijdering kon bij deze korte HVT niet worden gehandhaafd en het fosfaatverwijderingsrendement daalde tot 42%. Vanaf dat moment kon niet meer van een stabiel proces worden gesproken.

6.1.2 zuiveringsprestaties van de proefinstallatie

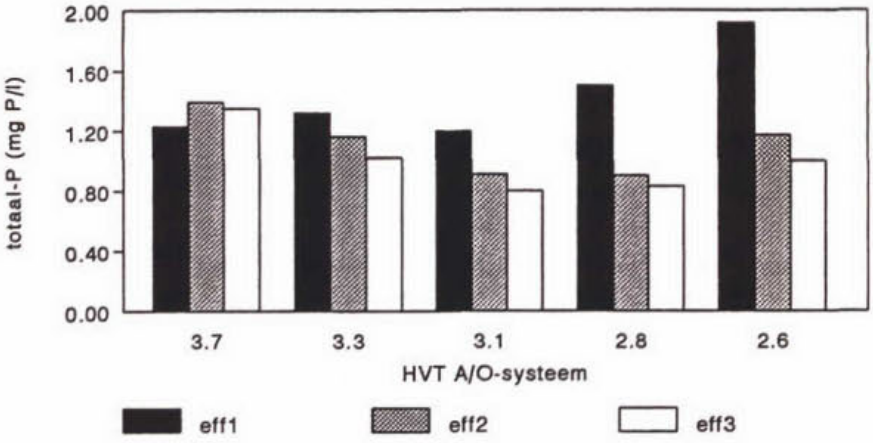
In week 35 is een filter geplaatst tussen de tussenbezinker en de nitrificatiereactor voor de afvang van zwevende stof voor het verkrijgen van een stabiel nitrificatieproces. De toepassing van de voorfiltratiestap had een gunstige invloed op het P_{tot}-gehalte in het effluent van de proefinstallatie. In figuur 15 is te zien dat het P_{tot}-gehalte daalde van effluent 1 naar effluent 3, dankzij de afvang van zwevende stof in het filter voor de nitrificatiereactor.

Voor het bereiken van een constant goede fosfaatverwijdering dient het filter regelmatig gereinigd te worden. Het slib accumuleert in het filter en kan onder anaërobe omstandigheden fosfaat gaan afstaan. Om te voorkomen dat er te veel slib kan ophopen in het filter is het filter regelmatig gespoeld (om de twee dagen). Het uiteindelijke resultaat van de P-verwijdering over de gehele proefinstallatie kan zodoende niet negatief worden beïnvloed door fosfaatafgifte in het filter.

Tot een totale HVT van 8,4 uur in de proefinstallatie kon een P_{tot}-gehalte worden bereikt < 1 mg P/l met een fosfaatverwijderingsrendement van 90%. Bij een totale HVT van 7,8 uur kon nog net worden voldaan aan de eis voor P_{tot} van 1 mg P/l. Er dient hierbij opgemerkt te worden dat het hier handelt om het gewogen gemiddelde over de betreffende perioden en niet om het voortschrijdend gemiddelde dat wordt toegepast voor het hanteren van de P-eis.



Figuur 16 Verloop van het P-gehalte in het slib tijdens fase 2.



Figuur 15 Verloop van het P_{tot}-gehalte over de drie reactoren van het Drie-slibsoortensysteem.

6.1.3 P-gehalte in het slib

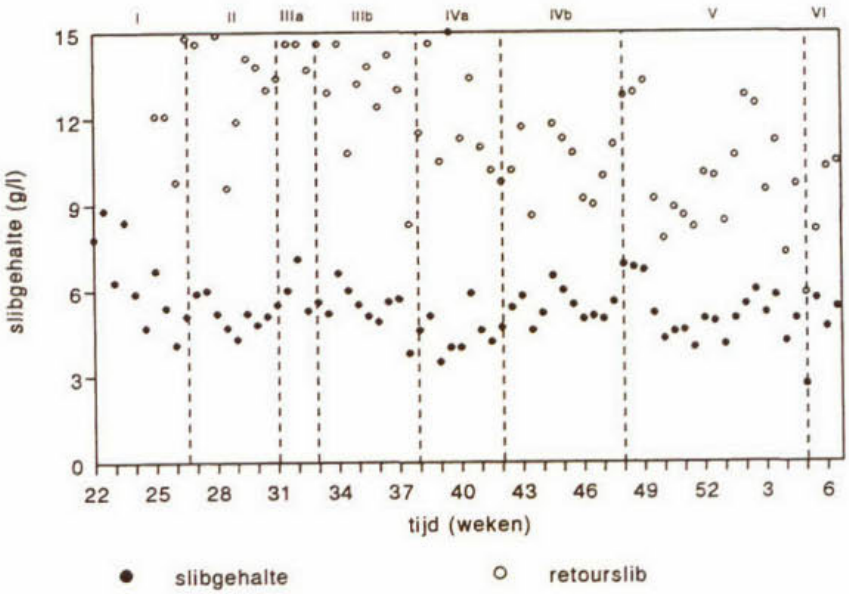
Omdat het P-gehalte in het slib een maat is voor het aandeel van de fosfaat-accumulerende organismen in de totale bacteriepopulatie is deze regelmatig bepaald. In de eerste vier perioden zijn waarden gemeten tussen 2,5 en 3,5%. In periode V daalde het P-gehalte in het slib tot 2,2% (figuur 16). In periode V was er sprake van langdurige regenval en vooral het CZV was in deze periode significant lager waardoor de CZV/P-verhouding daalde. CZV kan dan de limiterende factor zijn geweest voor het handhaven van de fosfaat-accumulerende populatie. Een andere limiterende factor kan de lengte van de anaërobe zone zijn. Een tekorte anaërobe contacttijd kan resulteren in het verliezen van de selectiedruk van fosfaat-accumulerende organismen (bijlage I).
In periode VI nam het gehalte in twee weken tijd drastisch af tot 1%. Bij een HVT van 2,3 uur en een anaërobe contacttijd van 23 minuten vond er geen selectie meer plaats van fosfaat-accumulerende organismen in het A/O-systeem bij de toegepasteprocesvoering. Fosfaat-accumulerende organismen konden zich niet handhaven in het systeem, waardoor het P-gehalte in het slib sterk afnam. De niet optimale condities voor de biologische fosfaatverwijdering in periode V (lage CZV in het influent) zullen het negatieve effect van een te korte anaërobe verblijftijd extra hebben versterkt.

6.1.5 P-afgiftecapaciteit

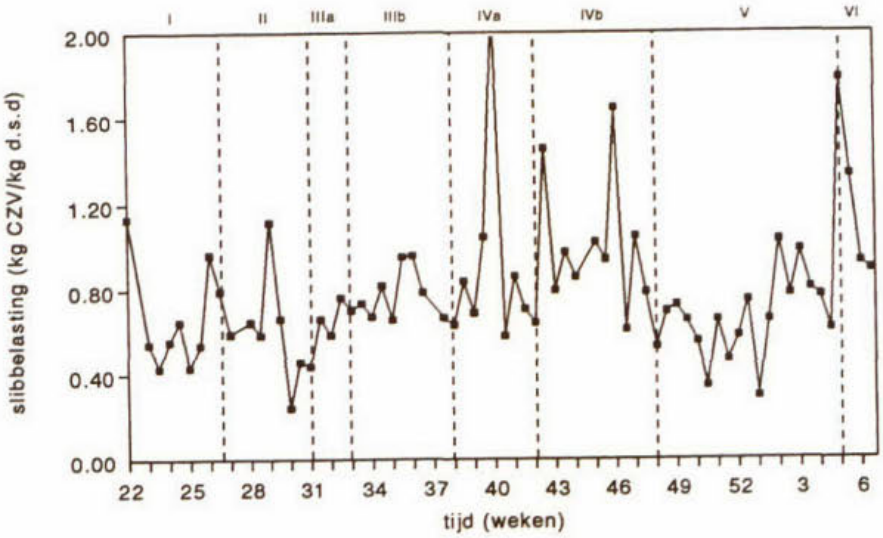
In tabel 7 staan de P-agifte- en P-opnamecapaciteit vermeld zoals gemeten bij een HVT van 3,7, 2,8 en 2,3 uur. De P-afgiftecapaciteit daalde van gemiddeld 5 mg P/g d.s.h tot 0,7 mg P/g d.s.h bij een verblijftijd van 2,3 uur. In de literatuur [18] wordt gesproken over niet-biologisch defosfaterend slib bij een P-afgiftecapaciteit < 2 mg P/g d.s.h. Bij een P-afgiftecapaciteit hoger dan circa 5 mg P/g d.s.h is er sprake van een hoge P-afgiftecapaciteit.

Tabel 7 P-afgifte- en P-opnamecapaciteit gemeten bij verschillende hydraulische verblijftijden.

HVT (uur)	3,7	2,8	2,3
P-afgifte (mg P/g d.s.h)	5,0	4,8	0,7
P-opname (mg P/g d.s.h)	6,0	5,6	3,5



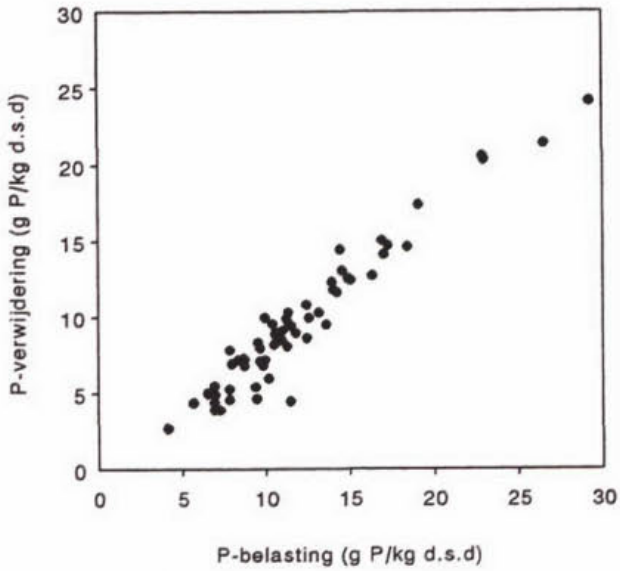
Figuur 18 Verloop van het slibgehalte in de defosfateringsreactor tijdens fase 2.



Figuur 19 Verloop van de slibbelasting in de defosfateringsreactor tijdens fase 2.

6.1.4 P-belasting

In figuur 17 is de fosfaatbelasting uitgezet tegen de fosfaatverwijdering waarin beide zijn uitgedrukt in g P/kg d.s.d. Uit de figuur kan worden afgeleid dat tot een P-belasting van 20 g P/kg d.s.d de P-verwijdering stabiel verliep. Boven een P-belasting van 20 g P/kg d.s.d kan de stabiliteit niet beoordeeld worden in verband met het ontbreken van voldoende gegevens.



Figuur 17 Relatie tussen de P-belasting en P-verwijdering voor de defosfateringsreactor.

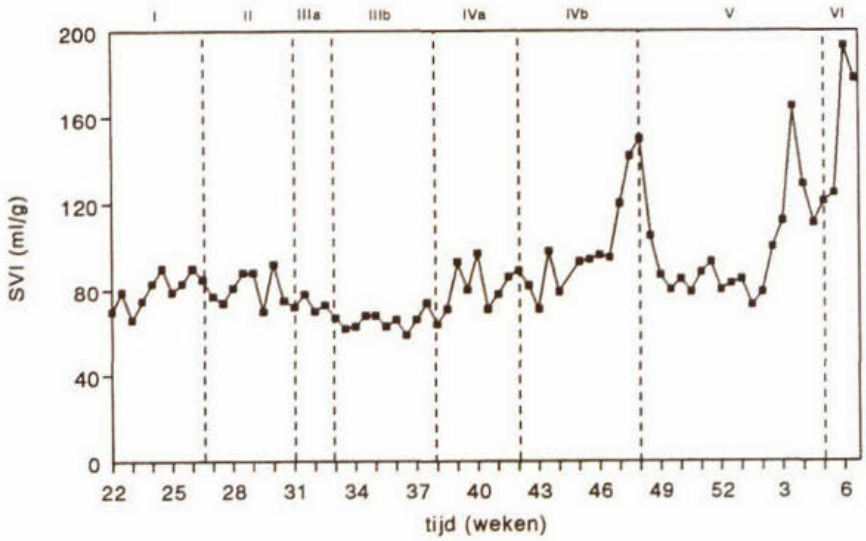
6.1.6 slibhuishouding van de defosfateringsreactor

Het slibgehalte in de reactor is constant gehouden op 5 g/l (figuur 18). De slibbelasting steeg van periode I tot en met periode IV van gemiddeld 0,5 tot 0,9 kg CZV/kg d.s.d (figuur 19). Door regenweeraanvoer en toepassing van een constant influentdebiet nam de slibbelasting in periode V af tot gemiddeld 0,6 kg CZV/kg d.s.d. Op dat moment is dus voornamelijk het effect van een hogere hydraulische belasting en minder de invloed van een verhoogde slibbelasting op het functioneren van de biologische fosfaatverwijdering onderzocht. Bij een slibbelasting van 0,6 kg CZV/kg d.s.d bedroeg de slibaanwasfactor 0,4 kg d.s./kg CZV_{verw}. Bij een verhoging van de slibbelasting naar 0,8 kg CZV/kg d.s.d steeg de slibaanwasfactor tot 0,6 kg d.s./kg CZV_{verw}. De slibleeftijd nam hierbij af van gemiddeld 6 tot 4 dagen.

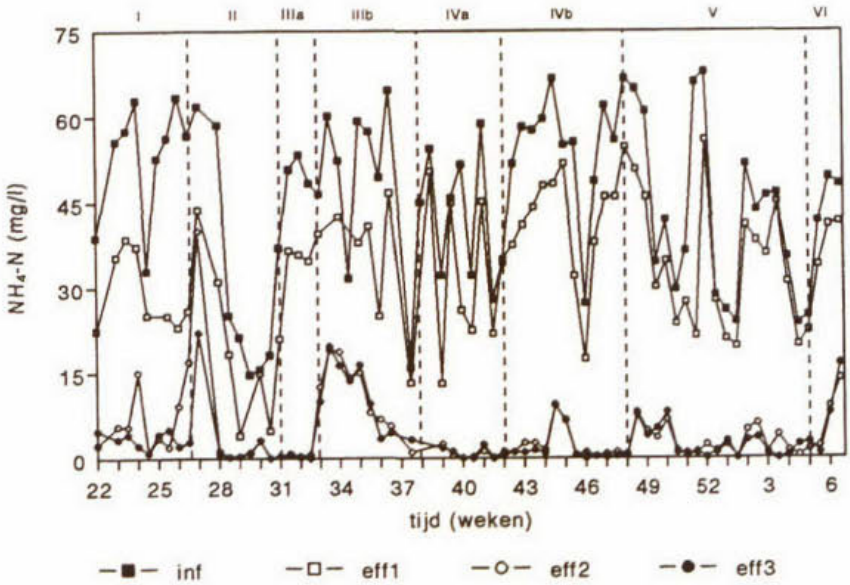
6.1.7 slibkarakteristiek

In de eerste vier perioden van fase 2 had de SVI een stabiele waarde onder 100 ml/g met een gemiddelde van 80 ml/g (figuur 20). Vanaf week 46 steeg de SVI tot 150 ml/g maar daalde in de twee daar opvolgende weken weer tot een waarde van 80 ml/g. Vanaf week 22 steeg de SVI opnieuw naar circa 150 ml/g om na een lichte daling vervolgens te stijgen tot 200 ml/g. Tijdens perioden met een hoge SVI zijn er veel draadvormende organismen waargenomen in het microscopisch beeld van het slib. De draadvormende organismen die zijn waargenomen, waren van het type Nostocoida Limicola. Bij onderzoek naar het effect van de anaërobe periode op de biologische fosfaatverwijdering bleek de groei van Nostocoida Limicola te worden gestimuleerd bij het verkorten van de anaërobe verblijftijd [10].

Het toepassen van een hoogbelast actief-slibsysteem heeft voor het bestrijden van draadvormende organismen een groot voordeel. Omdat de slibleeftijd laag is (4 tot 6 dagen) zullen draadvormende organismen snel uit het systeem gespoeld zijn zodra de procesomstandigheden weer gunstig zijn voor de vorming van vlokvormende organismen.



Figuur 20 Verloop van de SVI van het slib uit de defosfateringsreactor tijdens fase 2.



Figuur 21 Verloop van het ammoniumgehalte tijdens fase 2.

6.2 Nitrificatie

6.2.1 zuiveringsprestaties

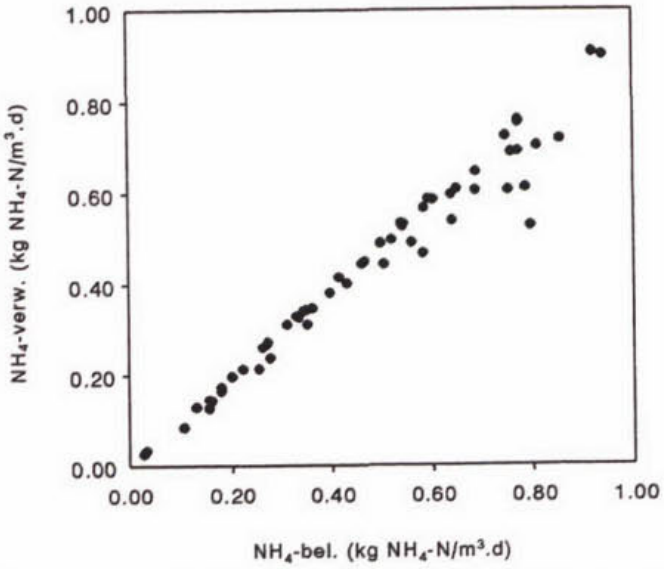
In figuur 21 zijn de ammoniumconcentraties weergegeven voor de verschillende reactoren van de proefinstallatie van het Drie-slibsoortensysteem. Week 22 t/m 31 betreft de uitloop van fase 1. In week 27 is het PVC-dragermateriaal met een specifiek oppervlak van 245 m^2/m^3 vervangen door PUR-dragermateriaal met een specifiek oppervlak van 460 m^2/m^3. In week 35 werd een een filtratiestap geïnstalleerd voor de nitrificatietank om de negatieve invloed van zwevende stof op de nitrificatiecapaciteit te voorkomen, omdat ook met gebruik van het PUR-dragermateriaal geen stabiele nitrificatie kon worden verkregen.

Vanaf het moment dat de filtratiestap was geïnstalleerd functioneerde de nitrificatie stabiel. Bij een HVT in de nitrificatiereactor, variërend van 2,6 tot 4,5 uur kon een gemiddelde ammoniumconcentratie worden gemeten van 2 mg NH_4-N/l. Nadat de HVT verder werd verlaagd tot 2,25 uur steeg het effluentgehalte tot circa 15 mg NH_4-N/l.

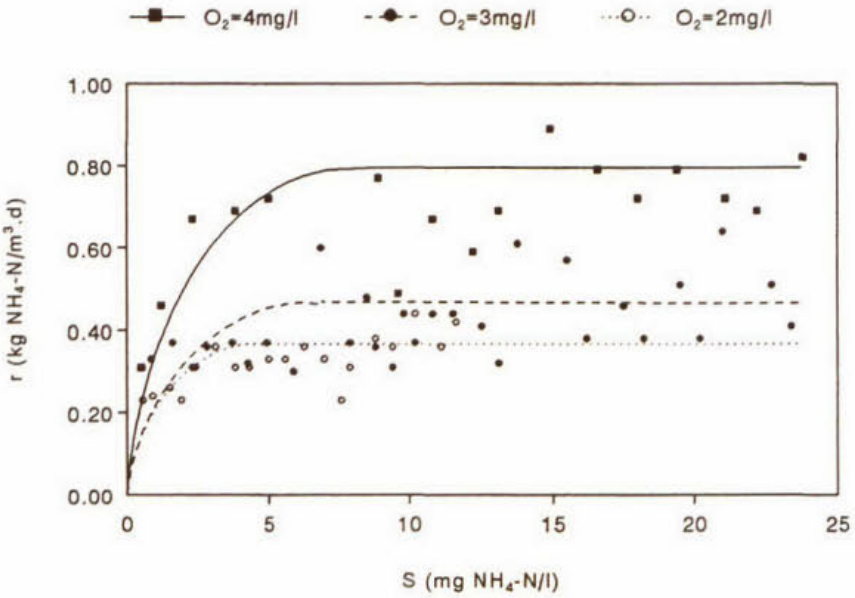
6.2.2 nitrificatiecapaciteit

In figuur 22 is voor de set van waarnemingen, zoals gemeten onder continue bedrijfs-voering bij fase 2, de ammoniumverwijderingscapaciteit uitgezet tegen de ammoniumbelasting. De maximaal gemeten belasting waarbij nagenoeg 100% verwijdering is bereikt, bedroeg 0,9 kg NH_4-N/m^3.d. De temperatuur varieerde tijdens fase 2 tussen 14 en 20 °C.
De maximaal gemeten capaciteit tijdens een batchgewijze bepaling bedroeg 0,8 kg NH_4-N/m^3.dag.

De batchgewijs bepaalde nitrificatiecapaciteit bedroeg aan het eind van fase 2, bij een HVT van 2,25 uur 0,5 kg NH_4-N/m^3.d in plaats van de gemiddelde 0,8 kg NH_4-N/m^3.d. Bij een HVT van 2,25 uur was deze capaciteit onvoldoende om de totale hoeveelheid aangeboden ammonium om te zetten. In periode V is er sprake geweest van een verlaagde ammoniumconcentratie in het influent door regenweeraanvoer. Omdat in fase 2 een constant influentdebiet is toegepast kan de verlaging in de nitrificatiecapaciteit veroorzaakt zijn door een verlaagde ammoniumbelasting in deze periode. In verband met de predatie van de biofilm door hogere organismen is de netto-aanwas van nitrificerende biomassa afgenomen en hebben uiteindelijk geresulteerd in het verlies van een deel van de nitrificatiecapaciteit.



Figuur 22 Relatie tussen ammoniumbelasting en ammoniumverwijdering voor de nitrificatiereactor.



Figuur 23 **Invloed van de O_2-concentratie op de nitrificatiesnelheid.**

Tabel 8 **De waarden van r_{max} en K_s bij verschillende O_2-concentraties in de nitrificatiereactor.**

O_2-concentratie	(mg O_2/l)	2	3	4
r_{max}	(kg N/m^3.d)	0,37	0,46	0,76
K_{NH4}	(mg N/l)	0,41	0,98	0,70

6.2.3 effect van zwevende stof op de nitrificatiecapaciteit

Uit de literatuur is bekend dat de aanwezigheid van zwevende stof een negatief effect kan hebben op het functioneren van de nitrificatie. Andersson [1] vond bij respectievelijk een gehalte aan zwevende stof < 15 mg/l en > 15 mg/l een nulde-orde nitrificatiesnelheid van 2,6 en 1,8 g NH_4-N/m^2.d. Bij toepassing van voorfiltratie kan volgens Boller [4] de nitrificatiesnelheid toenemen met een factor 1,5. Het zwevende-stofgehalte in het effluent van de tussenbezinktank varieerde tussen 10 en 20 mg/l.

Flankerend onderzoek (bijlage II) toonde aan dat bij een zwevende-stofgehalte van circa 15 mg/l de nitrificatiesnelheid met 30% kan afnemen. Een verhoging in het zwevende-stofgehalte tot 50 mg/l resulteerde in een verdere verlaging van de nitrificatiesnelheid. Het zwevende-stofgehalte van het effluent van de defosfateringsreactor had over fase 2 een gemiddeld gehalte van 17 mg/l.

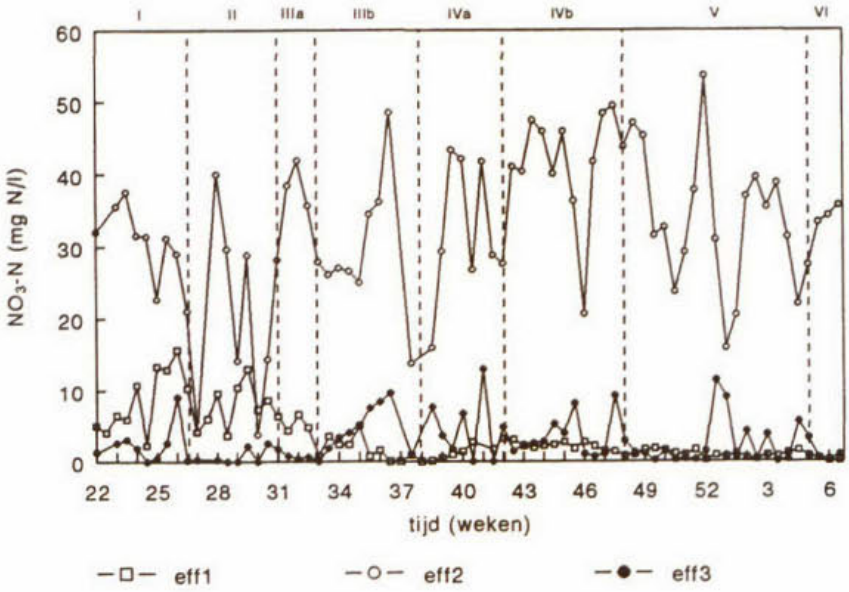
Om het negatieve effect van zwevende stof op de nitrificatie tegen te gaan, is in week 35 een filter voor de nitrificatiereactor geplaatst. Door toedoen van de voorfiltratiestap nam de nitrificatiecapaciteit toe van 0,5 tot gemiddeld 0,8 kg NH_4-N/m^3.d en werd een stabiel nitrificatieproces verkregen met constant lage ammoniumwaarden.

6.2.4 invloed van de zuurstofconcentratie op de nitrificatiecapaciteit

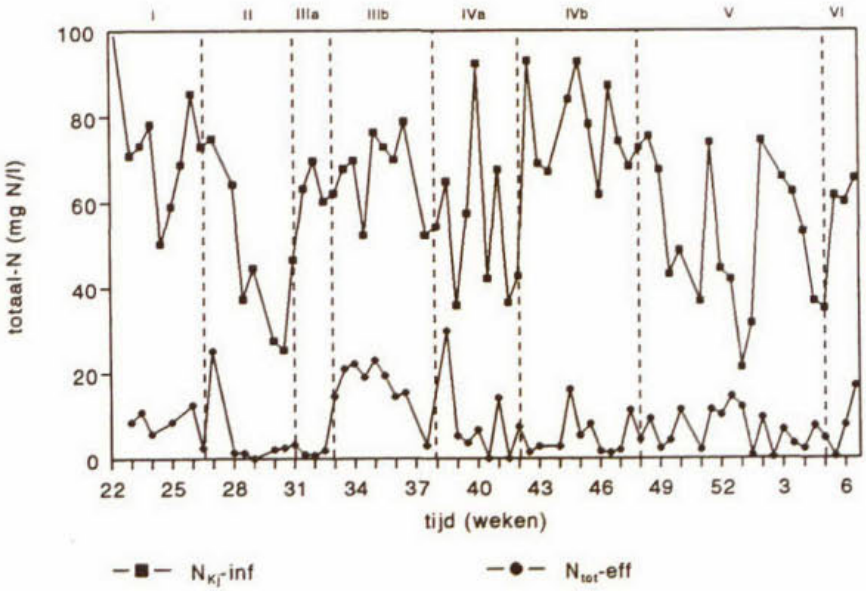
Het effect van de zuurstofconcentratie op de nitrificatiesnelheid is in een aanvullend experiment onderzocht. Bij dit experiment is de reactor batchgewijs bedreven. Bij zuurstofconcentraties van 2, 3 en 4 mg O_2/l (boven in de reactor) zijn de maximale nitrificatiesnelheden (r_{max}) bepaald. Bij elke zuurstofconcentratie zijn twee metingen uitgevoerd en het gemiddelde hiervan staat weergegeven in tabel 8 en figuur 23 geeft hiervan een illustratie. In tabel 8 zijn tevens de bijbehorende K_{NH4}-waarden gegeven.
Tabel 8 geeft aan dat bij een verlaging van het zuurstofgehalte van 4 naar 3 mg O_2/l de maximale nitrificatiesnelheid r_{max} afneemt van 0,75 tot 0,46 kg NH_4-N/m^3.d. Een verdere verlaging van het zuurstofgehalte naar 2 mg O_2/l liet r_{max} dalen tot 0,37 kg NH_4-N/m^3.d. Tijdens de meting is tevens het zuurstofgehalte boven- en onderin het dragermateriaal gemeten. De zuurstofconcentratie onderin het dragermateriaal was gemiddeld 2 mg/l lager dan bovenin. Met de toegepaste beluchting volgens het airlift-principe moet bij een bedhoogte van 0,43 m het zuurstofgehalte bovenin de reactor minimaal 4 mg O_2/l bedragen voor het bereiken van een hoge nitrificatiecapaciteit. Een verdere verhoging in het zuurstofgehalte kan resulteren in een hogere nitrificatiecapaciteit omdat zuurstof-limitatie onderin de reactor zodoende wordt voorkomen. Bij praktijkinstallaties is de bedhoogte groter en zal beluchting volgens het airliftprincipe minder effectief zijn.

6.2.4 slibproduktie

Gedurende de gehele looptijd van fase 2 kwam verstopping van het dragermateriaal in de nitrificatiereactor niet voor. Het dragermateriaal is regelmatig uit de reactor getild om dit te controleren. Visueel kon worden waargenomen dat het dragermateriaal over de gehele diepte was begroeid met een dunne biofilm. Bij microscopisch onderzoek van een stukje van het dragermateriaal kon wel worden waargenomen dat het niet ging om een egale biofilm en dat voornamelijk oranjegekleurde kolonies op het dragermateriaal aanwezig waren. In het microscopisch beeld konden tevens verschillende soorten hogere organismen worden waargenomen waarvan verschillende soorten borstelwormen in groten getale aanwezig waren. Een verdere kwantificering hiervan heeft niet plaatsgevonden.
Door de combinatie van een lage groeisnelheid van de nitrificerende biomassa en de predatie-activiteit door hogere organismen is de slibproduktie zo laag dat verstopping van het PUR-dragermateriaal niet heeft plaatsgevonden.



Figuur 24 Verloop van het nitraatgehalte tijdens fase 2.



Figuur 25 Verloop van het N_{tot}-gehalte tijdens fase 2.

6.3 Denitrificatie

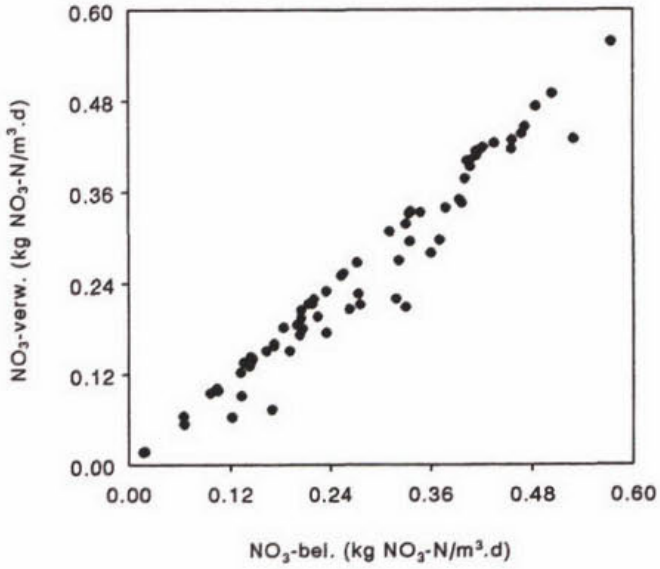
6.3.1 zuiveringsprestaties

In het verloop van het nitraatgehalte in fase 2 zijn regelmatig pieken in het effluent van de denitrificatiereactor voorgekomen, terwijl voor langere perioden ook zeer lage nitraatgehalten zijn gemeten (< 1 mg NO_3-N/l, figuur 24). De pieken in het nitraatgehalte van effluent 3 werden veroorzaakt door een onderdosering van methanol. Door het ontbreken van een geautomatiseerde sturing kon de methanoldosering niet constant worden afgestemd op de hoeveelheid nitraat die aan de reactor is aangeboden. Het sturen van de methanoldosering op het nitraatgehalte is noodzakelijk voor het constant realiseren van zeer lage nitraatgehalten. Pogingen zijn ondernomen om de methanoldosering te sturen met een redox-meter. Een betrouwbare sturing van de methanoldosering op basis van de redox-potentiaal in een gemengde reactor bleek niet mogelijk.

De stijging die plaatsvond vanaf week 33 was te wijten aan het langzaam volledig verstopt raken van de denitrificatiereactor. Ook de pieken vanaf week 52 werden veroorzaakt door verstopping van het dragermateriaal. Het verwijderen van teveel aan biomassa, aanwezig in de denitrificatiereactor, zal op gezette tijden plaats moeten vinden voor het behouden van een stabiele procesvoering van de denitrificatiereactor.

6.3.2 denitrificatiecapaciteit

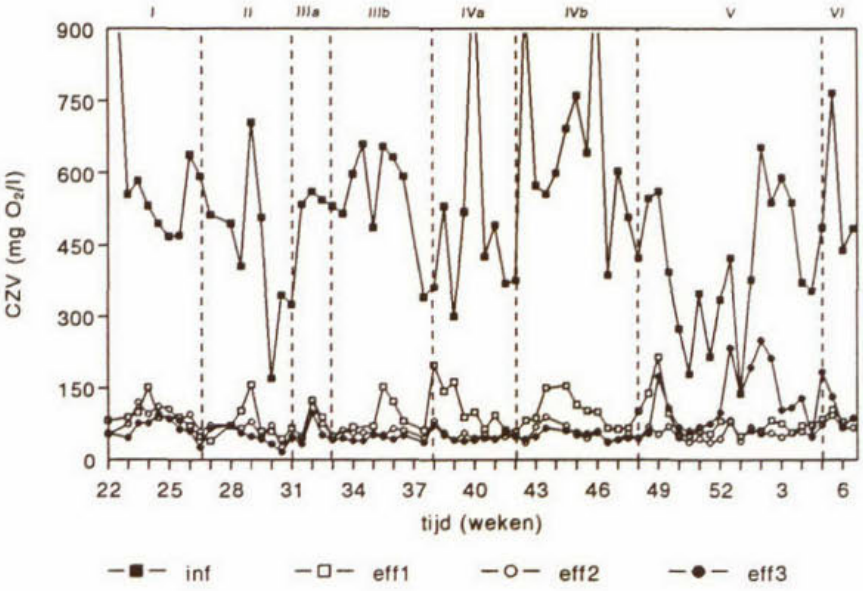
In figuur 26 is de nitraatverwijderingscapaciteit uitgezet tegen de nitraatbelasting. Hieruit blijkt dat de maximale capaciteit van de denitrificatiereactor nog niet is bereikt. De maximale capaciteit gemeten tijdens continue bedrijfsvoering was 0,6 kg NO_3-N/m^3.d. Tijdens de batchgewijze bepaling van fase 1 is een maximale capaciteit gemeten van 2,0 kg NO_3-N/m^3.d. Dit geeft aan dat de denitrificatiereactor te ruim was gedimensioneerd.



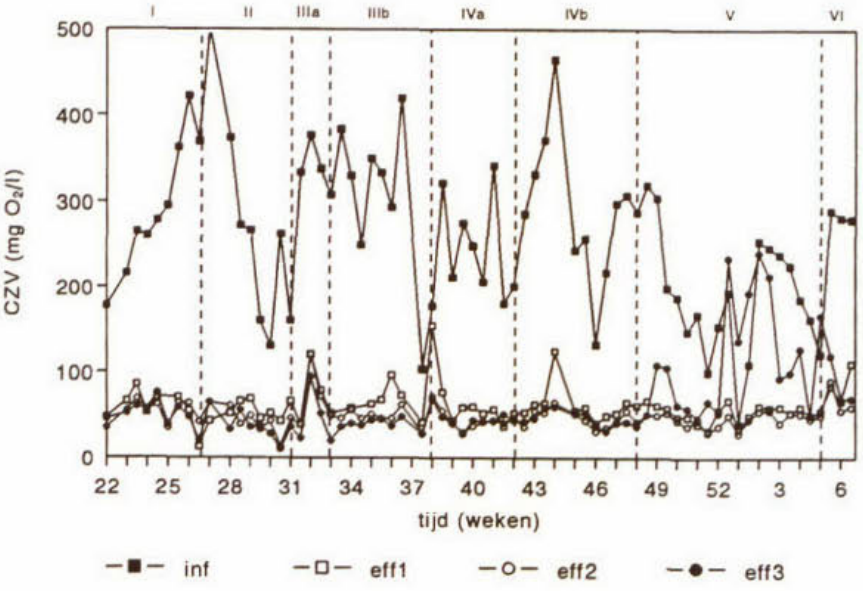
Figuur 26 Relatie tussen nitraatbelasting en nitraatverwijdering voor de denitrificatiereactor.

6.4 Totaal-stikstofverwijdering

Vanaf week 39 bedroeg het N_{tot}-gehalte gemiddeld 6 mg N/l (figuur 25). Waarden boven 10 mg N/l werden veroorzaakt door onderdosering van methanol of verstopping van het dragermateriaal.



Figuur 27 Verloop van het CZV (ongefiltreerd) tijdens fase 2.



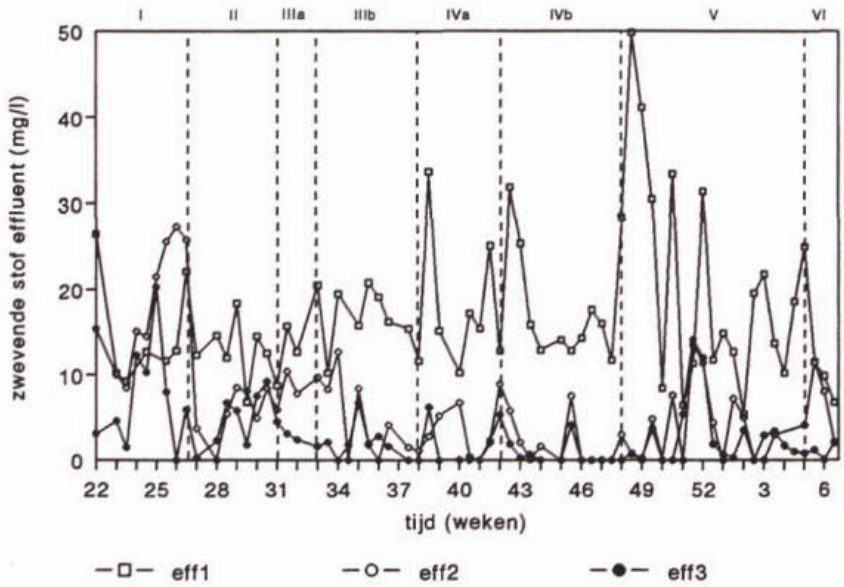
Figuur 28 Verloop van het CZV (gefiltreerd) tijdens fase 2.

6.5 CZV-verwijdering

De ongefiltreerde en gefiltreerde CZV-waarden voor het influent en effluent van de verschillende reactoren staan voor de onderzochte perioden weergegeven in respectievelijk figuur 27 en 28. In periode I t/m III is een gemiddeld CZV (ongefiltreerd) gemeten in het effluent van de eerste reactor van 78 mg O_2/l. Door zeer hoge influentwaarden in periode IV nam het gemiddeld CZV toe tot 125 mg O_2/l om in de daaropvolgende periode weer te dalen tot 80 mg O_2/l. In effluent 3 is over de eerste vier perioden een gemiddeld CZV-gehalte gemeten van 52 mg O_2/l. In periode V zijn ondanks de lage influentwaarden door regenweer-aanvoer regelmatig zeer hoge waarden gevonden voor het effluent van de denitrificatie-reactor. Dit werd veroorzaakt door een overdosering van methanol, mede in verband met de lage ammoniumwaarden in deze periode. De aanwezigheid van een geautomatiseerde sturing van de methanoldosering is naast het constant bereiken van lage nitraateffluentwaarden ook essentieel voor het tegengaan van hoge CZV-waarden.

6.6 Zwevende stof

Het hoogbelaste A/O-systeem voor de fosfaatverwijdering produceerde in fase 2 een zwevende-stofgehalte in het effluent van de tussenbezinker van gemiddeld 17 mg/l. In periode IV en V werden regelmatig waarden gemeten boven 25 mg/l (figuur 29).
Zonder gebruik van voorfiltratie was het gemiddeld zwevende-stofgehalte van het effluent van de nitrificatiereactor 12 mg/l. Na installatie van de voorfiltratiestap in week 35 bevatte het influent van de nitrificatiereactor een zwevende-stofgehalte < 5 mg/l. Het zwevende-stofgehalte in effluent 2 daalde hierdoor tot gemiddeld 5 mg/l.
Effluent 3 had een gemiddeld zwevende-stofgehalte van 3 mg/l. Ook na het spoelen van de denitrificatiereactor voor het verwijderen van overtollig slib, bleef de capaciteit voor het afvangen van zwevende stof behouden en leidde dit niet tot een verhoging van het zwevende-stofgehalte in het effluent.



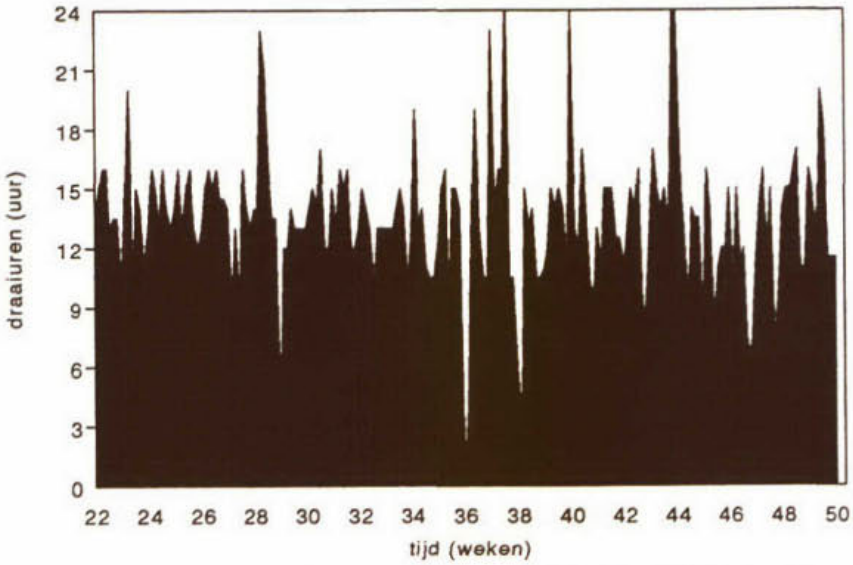
Figuur 29 Verloop van het zwevende-stofgehalte tijdens fase 2.

6.7 Minimaal toepasbare HVT in het Drie-slibsoortensysteem

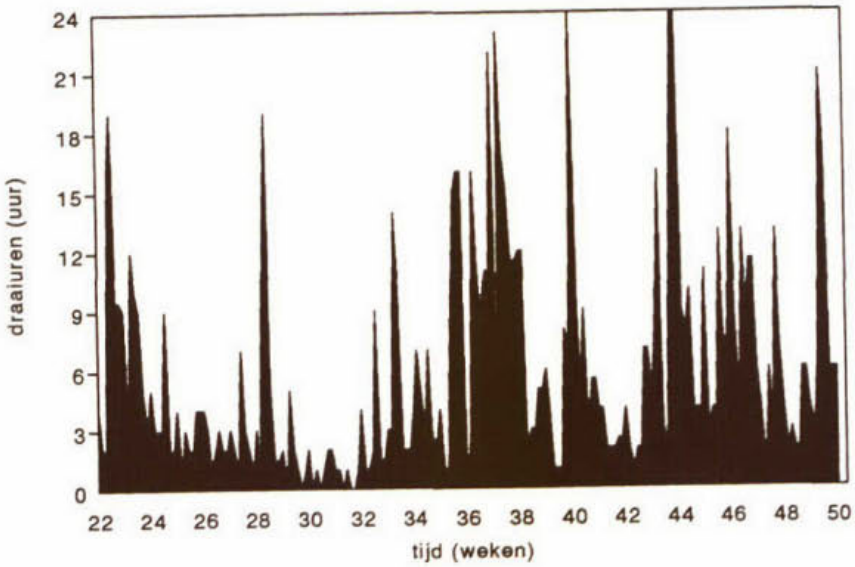
Tijdens fase 2 is gebleken dat bij een constant influentdebiet een minimale totale HVT kan worden toegepast van 8,4 uur, exclusief tussenbezinktank. Bij deze totale HVT kan aan de toekomstige effluenteisen worden voldaan voor stikstof (< 10 mg N/l) en fosfaat (< 1 mg P/l). In tabel 9 staan de gemiddelde resultaten weergegeven voor elke reactor van het Drie-slibsoortensysteem bij een totale HVT van 8,4 uur.

Tabel 9 **Gemiddelde resultaten van de proefinstallatie van het Drie-slibsoortensyteem bij een totale HVT van 8,4 uur.**

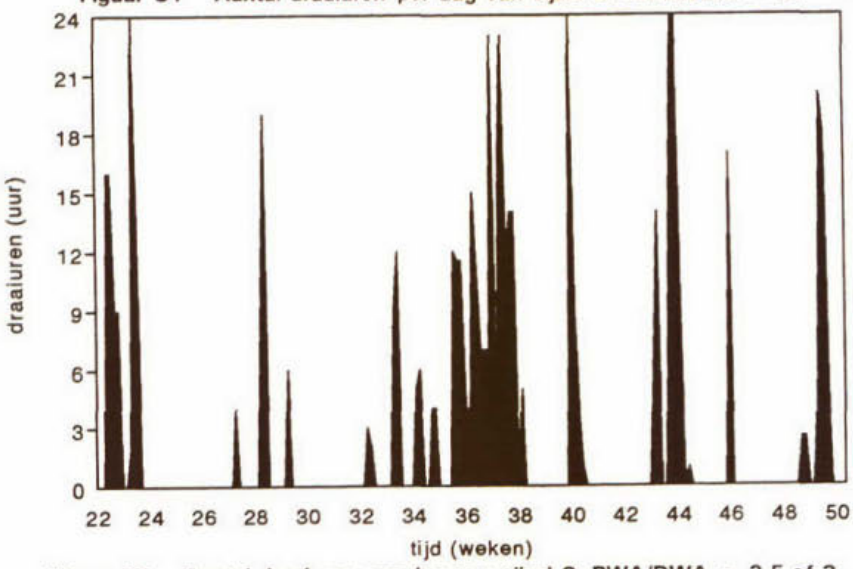
Parameter		Influent	Effluent 1 P-verwijdering	Effluent 2 nitrificatie	Effluent 3 denitrificatie
CZV	(mg O_2/l)	510	89	52	52
zwevend stof	(mg/l)	103	18	7	3
N_{Kj}	(mg N/l)	60	52	3.7	3.3
NH_4-N	(mg N/l)	45.0	49.1	2.1	2.8
NO_3-N	(mg N/l)	0	1.5	41.8	1.7
NO_2-N	(mg N/l)	0	0.4	0.5	0.6
N_{tot}	(mg N/l)	60	53.9	46	5.6
P_{tot}	(mg P/l)	8.5	1.6	0.9	0.8
P_{ortho}	(mg P/l)	5.6	0.7	0.6	0.7



Figuur 30 Aantal draaiuren per dag van vijzel 1: RWA/DWA = 1.



Figuur 31 Aantal draaiuren per dag van vijzel 2: RWA/DWA = 2.



Figuur 32 Aantal draaiuren per dag van vijzel 3: RWA/DWA = 2,5 of 3.

7 Resultaten fase 3: RWA/DWA-simulatie

7.1 Influentaanvoer

In fase 3 is onderzoek gedaan naar de stabiliteit van de proefinstallatie van het Drieslibsoortensysteem bij wisselende hydraulische belastingen veroorzaakt door dag-nachtritme en regenweeraanvoer. Van week 22 tot 36 bedroeg de opgelegde RWA/DWA-verhouding 2,5 en van week 37 tot 50 werd de installatie onderworpen aan een RWA/DWA-verhouding van 3. Bij droogweeraanvoer werd uitgegaan van een totale HVT van 9 uur (exclusief de tussenbezinktank). De procescondities in fase 3 zijn terug te vinden in tabel 4.

In de figuren 30, 31 en 32 zijn de gegevens gepresenteeerd van het voorkomen van RWA-aanvoer. De Y-as geeft het aantal draaiuren per dag van de betreffende vijzel van de rwzi van Bennekom. In figuur 30 is te zien dat het afvalwater bij DWA in gemiddeld 15 uur is aangeleverd. In figuur 31 en 32 staat respectievelijk de frequentie voor het voorkomen van RWA/DWA = 2 en RWA/DWA = 2,5 (tot week 36) of 3 (vanaf week 36). In verband met het dag-nachtritme kan gedurende een aantal uren per dag meer afvalwater binnenkomen waardoor vijzel 2 bijgeschakeld zal moeten worden. Dit betekent dat op dat moment aan de proefinstallatie een RWA/DWA-verhouding van 2 is opgelegd. Het aantal uren dat vijzel 2 om deze reden is bijgeschakeld, varieerde over de onderzochte periode tussen 1 en 3 uur. Met dit gegeven kan bepaald worden dat bij DWA het afvalwater in gemiddeld 15 uur is aangeleverd met een RWA/DWA-verhouding van 1 en voor gemiddeld 2 uur met een RWA/DWA-verhouding van 2.

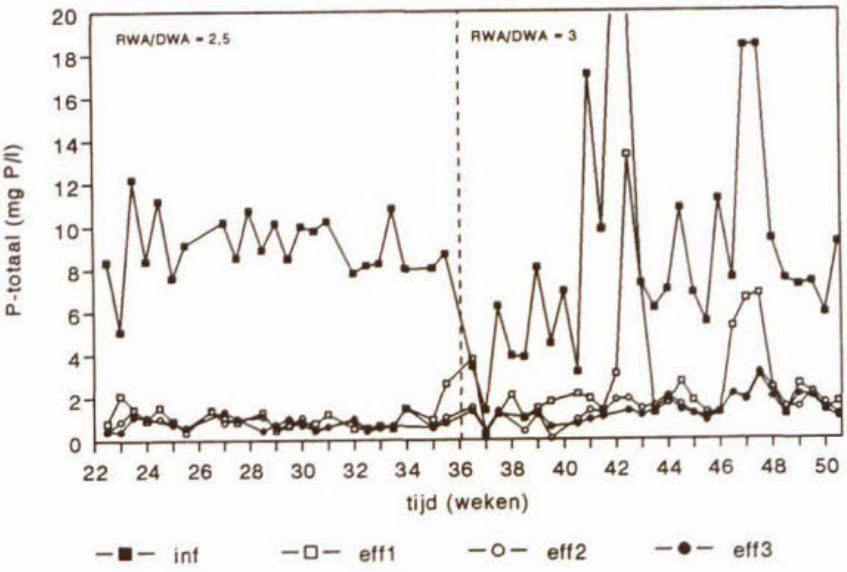
In fase 3 is een aantal perioden voorgekomen waarin sprake was van hevige regenval. In de weken 22 en 23 draaide de installatie langere tijd bij een RWA/DWA-verhouding van 3. In de maand september was er sprake van hevige regenval voor een aantal weken (week 35 t/m 37) en is de installatie langdurig onderworpen aan RWA/DWA 3. Vanaf week 42 is er sprake van een periode van 6 weken met zeer regelmatig een RWA/DWA-verhouding van 2.

7.2 Biologische fosfaatverwijdering

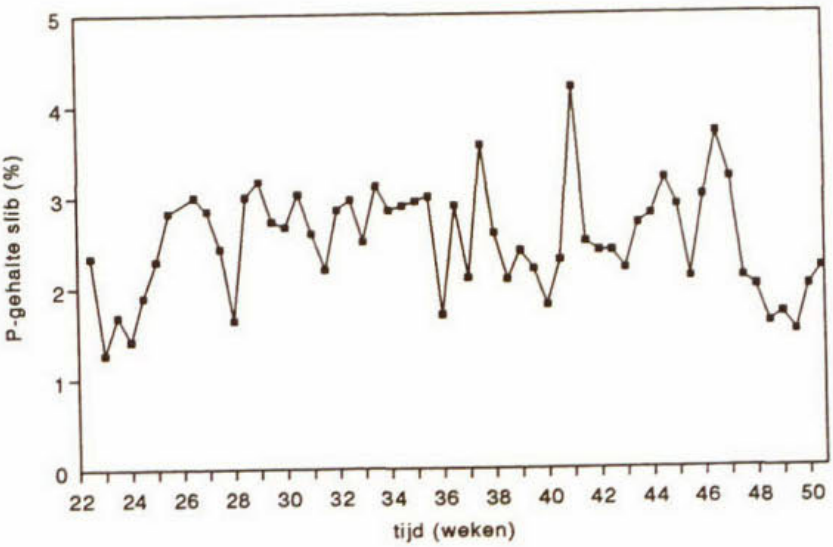
7.2.1 zuiveringsprestaties

In de periode van week 22 t/m week 35 bedroeg de RWA/DWA-verhouding 2,5. In deze periode kon een gemiddeld P_{tot}-gehalte worden bereikt van 1,1 mg P/l in effluent 1 en 0,8 mg P/l in effluent 3 (figuur 33). In deze periode kwam langdurige regenval nauwelijks voor. De installatie is een aantal maal onderworpen aan een RWA/DWA-verhouding van 2,5 en het fosfaatverwijderingsrendement werd niet beïnvloed door deze pieken in de hydraulische belasting. In de periode waarin de installatie op een RWA/DWA-verhouding van 3 is getest, bedroeg het gemiddeld P_{tot}-gehalte 2,3 mg P/l in effluent 1 en 1,45 mg P/l in effluent 3.

In de perioden dat vanwege de variatie hevige regenval optrad (figuur 31 en 32), nam het P_{tot}-gehalte in effluent 1 toe. In de lange regenperiode van week 35 t/m 37 werd de verhoging van het P_{tot}-gehalte in effluent 1 veroorzaakt door uitspoeling van zwevende stof (figuur 33). Omdat het P_{ortho}-gehalte voldoende laag was en door de afvang van zwevende stof in het filter kon in effluent 3 nog een P_{tot}-gehalte worden bereikt van 1 mg P/l.



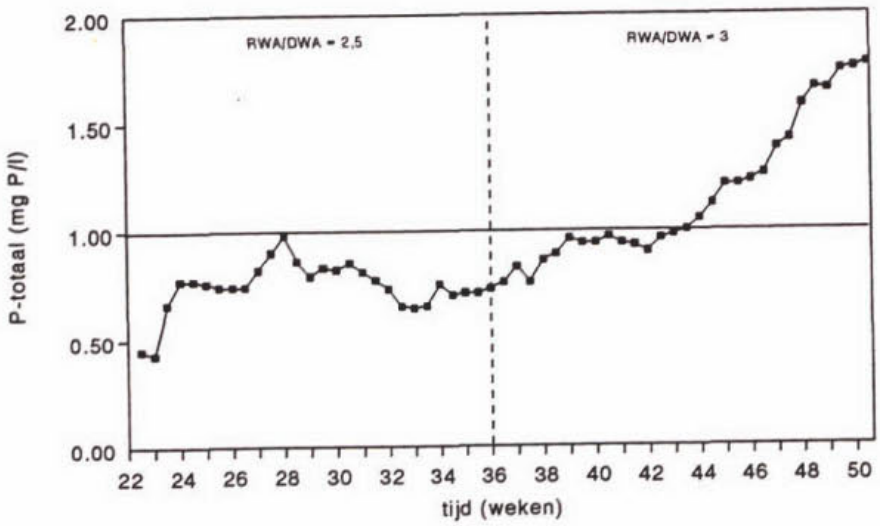
Figuur 33 Verloop van het P_{tot}-gehalte tijdens fase 3.



Figuur 34 Verloop van het P-gehalte in het slib tijdens fase 3.

In week 42 was er geen RWA, maar door een sterke verhoging van het zwevende-stofgehalte in effluent 1 steeg het P_{tot}-gehalte in effluent 1 tot een waarde van 13 mg P/l. De zeer hoge waarde aan P_{tot} in het influent in week 42 heeft geen invloed gehad op de zuiveringsprestaties: in effluent 3 werd een P_{tot}-gehalte bereikt van 1 mg P/l. In week 47 was er opnieuw een hoog P_{tot}-gehalte in het influent; hierdoor steeg het P_{tot}-gehalte in effluent 1 tot 6 mg P/l en in effluent 3 tot 3 mg P/l. Het A/O-systeem had op dat moment onvoldoende buffercapaciteit voor het verwerken van hoge gehalten aan P in het influent.

Als uitspoeling van zwevende stof niet optrad en in het influent geen hoge P_{tot}-gehalten voorkwamen steeg bij een RWA/DWA-verhouding van 3 het P_{tot}-gehalte in effluent 1 tot circa 2 mg P/l en in effluent 3 tot circa 1,8 mg P/l,. In figuur 34 is het voortschrijdend gemiddelde over 10 waarnemingen uitgezet voor P_{tot} in het effluent van de denitrificatiereactor. Hieruit blijkt dat tot aan week 43 het voortschrijdend gemiddelde onder 1 mg P/l bleef. Na week 43 nam door een aantal hoge waarnemingen in de weken daarna het voortschrijdend gemiddelde toe tot 1,7 mg P/l in week 50.



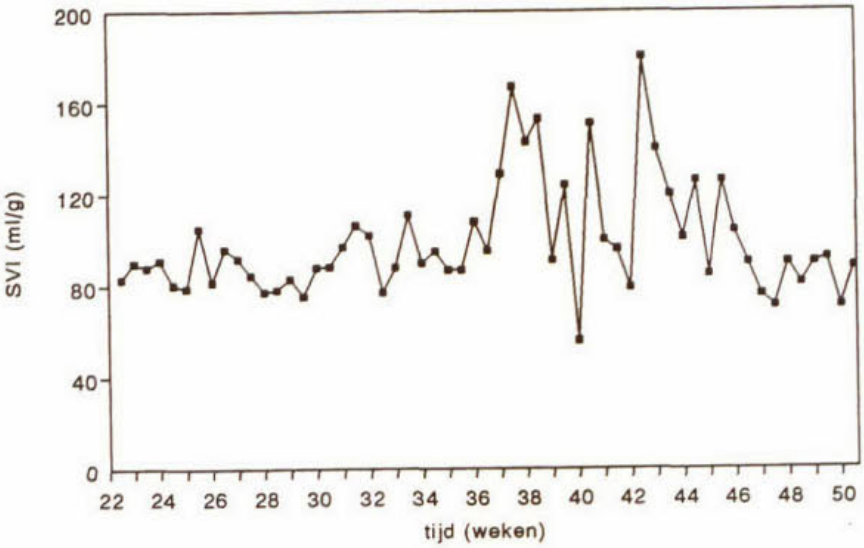
Figuur 34 Voortschrijdend gemiddelde (n= 10) van P_{tot} van het effluent van de denitrificatiereactor.

Het P-gehalte van het slib varieerde tijdens fase 3 tussen 1 en 4% en had een gemiddelde waarde van 2,5% (figuur 35). Vanaf week 46 nam het P-gehalte in het slib drastisch af van 3,7 tot 1,4%.

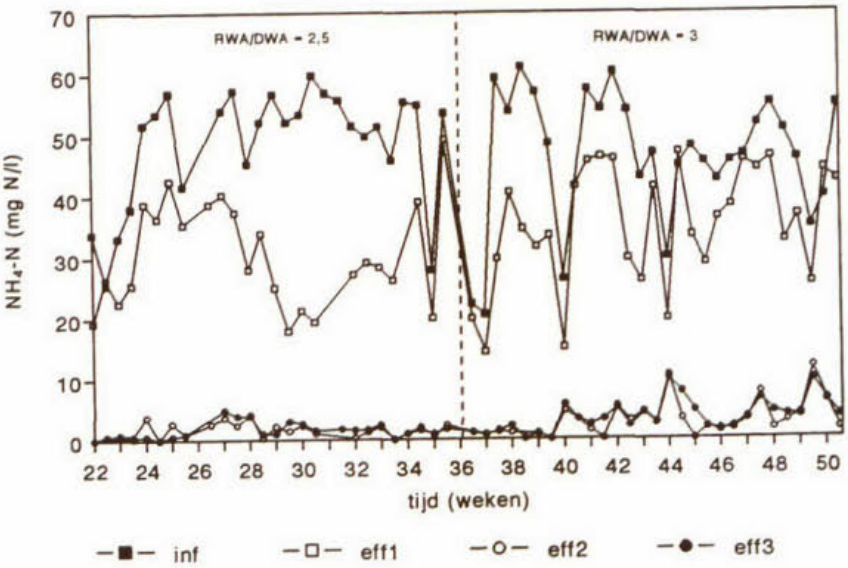
Gedurende de zomermaanden heeft de afvalwatertemperatuur van week 28 tot 36 21 °C bedragen. Tijdens deze periode heeft gedeeltelijke nitrificatie plaatsgevonden. Het verwachte negatieve effect van nitraat op het rendement van de biologische fosfaatverwijdering bleef echter uit. De gemeten nitraatconcentratie in het retourslib was kleiner dan 2 mg NO_3-N/l, hetgeen wijst op denitrificatie in de slibdeken van de tussenbezinktank.

7.2.2 slibkarakteristiek

Het verloop van de SVI over de periode van fase 3 staat weergegeven in figuur 36. De SVI bedroeg tot aan week 36 gemiddeld 90 ml/g. Van week 36 tot week 45 was de SVI zeer onstabiel en steeg tot waarden tussen 150 en 180 ml/g. Vanaf week 45 daalde de SVI tot een gemiddelde waarde van 85 ml/g.



Figuur 36 Verloop van de SVI van het slib uit de defosfateringsreactor tijdens fase 3.



Figuur 37 Verloop van het ammoniumghalte tijdens fase 3.

7.3 Nitrificatie

Het verloop van de ammoniumconcentratie gedurende fase 3 staat weergegeven in figuur 37. De nitrificatiereactor heeft over de gehele periode redelijk stabiel gefunctioneerd. Het gemiddeld ammoniumgehalte in effluent 3 bedroeg 1,5 mg NH_4-N/l in de periode met een RWA/DWA-verhouding van 2,5. Bij een RWA/DWA-verhouding van 3 steeg het gemiddelde tot 3,5 mg NH_4-N/l.

De nitrificatiereactor heeft tot aan week 39 zeer stabiel gefunctioneerd. De regenperiode van week 35 t/m 37 heeft geen merkbare invloed gehad op het ammoniumgehalte in het effluent van de proefinstallatie. De ammoniumconcentratie in het influent van de nitrificatiereactor daalde tijdens deze regenperiode tot waarden van 15 tot 20 mg NH_4-N/l waardoor de ammoniumbelasting nagenoeg gelijk bleef. Ondanks korte verblijftijden van 1 uur bij een RWA/DWA-verhouding van 3 zijn tijdens deze periode lage ammoniumwaarden gemeten. Vòòr deze regenperiode had de nitrificatiecapaciteit een gemiddelde waarde van 0,8 kg NH_4-N/m^3.d. In week 40 is de nitrificatiecapaciteit opnieuw gemeten en bleek te zijn gedaald tot 0,5 kg NH_4-N/m^3.d, mogelijk ten gevolge van de korte HVT bij een RWA/DWA-verhouding van 3. Van week 40 t/m 50 is nog een aantal malen een RWA/DWA-verhouding van 3 voorgekomen; door de lagere nitrificatiecapaciteit in deze periode steeg de ammoniumconcentratie tot waarden van circa 10 mg NH_4-N/l.

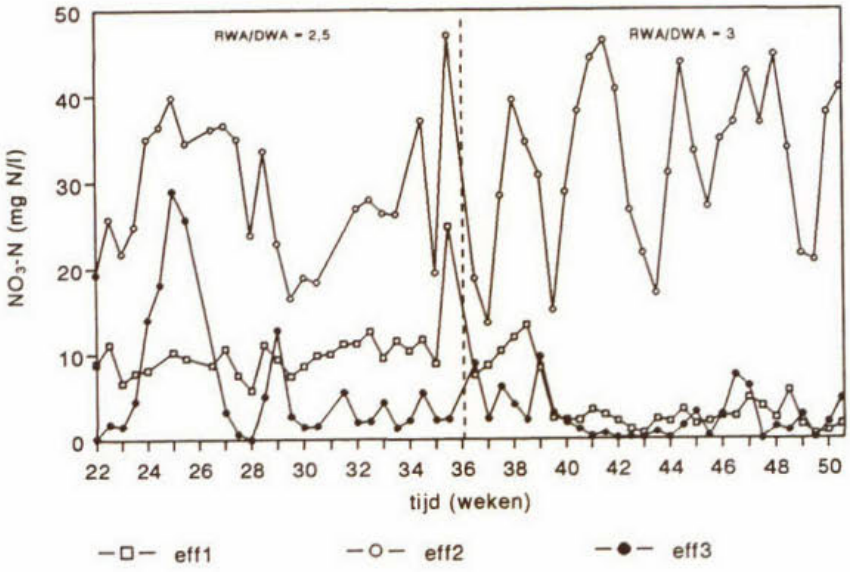
Bij het ontstaan van kortsluitstromen in de reactor kan een deel van het afvalwater de reactor onbehandeld verlaten. Niet al het afvalwater wordt door het dragermateriaal geleid waardoor een deel van het ammonium niet beschikbaar is voor de nitrificerende biofilm. Ten gevolge van het optreden van kortsluitstromen zal het ammoniumgehalte in het effluent toenemen. Bij hoge hydraulische belastingen (RWA/DWA = 3) traden kortsluitstromen op in de vloeistoflaag boven het dragermateriaal (visuele waarneming met behulp van fluorescine) terwijl dit bij lage hydraulische belastingen (RWA/DWA = 1) niet voorkwam. Het optreden van kortsluitstromen kan in de perioden met een hogere hydraulische belasting de verlaging in het nitrificatierendement verklaren.

7.4 Denitrificatie

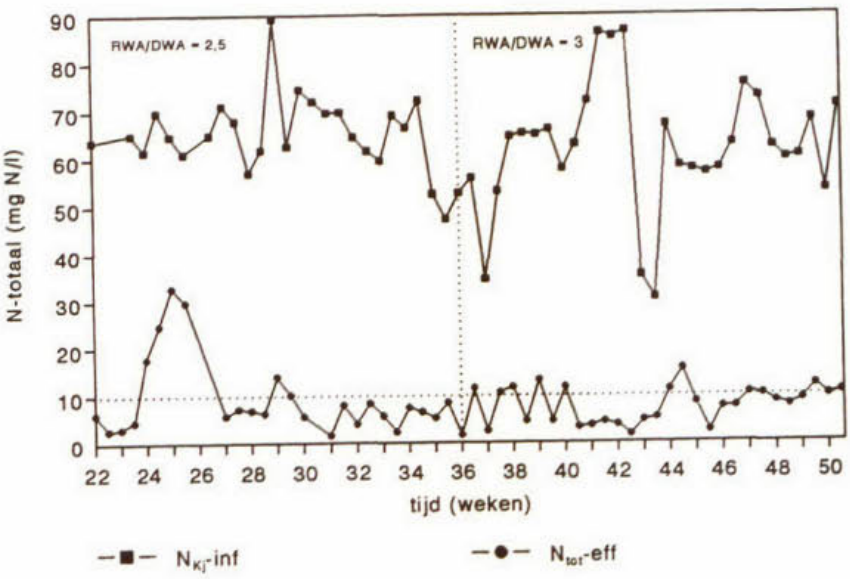
In fase 3 is in week 39 het PVC-dragermateriaal vervangen door het BIO-PAC filter. Dit dragermateriaal had een meer open structuur. In de drie maanden dat dit dragermateriaal is toegepast heeft geen verstopping plaatsgevonden en zijn dezelfde nitraatverwijderingsrendementen bereikt als met het PVC-dragermateriaal.
Bij een RWA/DWA-verhouding van 2,5 bedroeg het gemiddelde effluentgehalte aan nitraat 2,9 mg NO_3-N/l (figuur 38). De piek na week 24 is in de berekening niet meegenomen omdat het hier ging om een verstopping van het dragermateriaal in de denitrificatie-reactor. Bij gebruik van het BIO-BLOCKC-filter en een RWA/DWA-verhouding van 3 had het gemiddelde nitraatgehalte een waarde van 2,6 mg NO_3-N/l.

7.5 Totaal-stikstofverwijdering

In figuur 39 is het verloop van het N_{tot}-gehalte gepresenteerd over de looptijd van fase 3. In de perioden met een RWA/DWA-verhouding van 2,5 en 3 bedroeg het gemiddelde gehalte aan N-totaal respectievelijk 5,7 en 7,8 mg N/l.



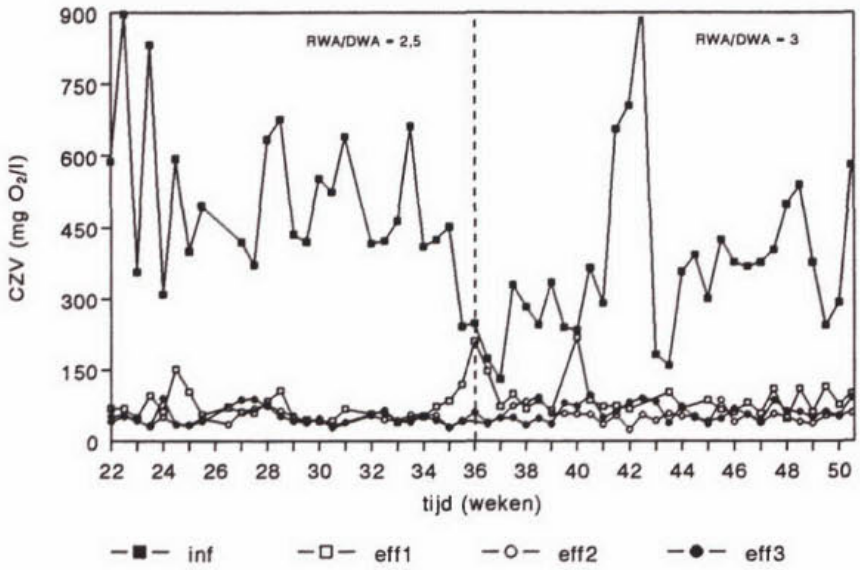
Figuur 38 Verloop van het nitraatgehalte tijdens fase 3.



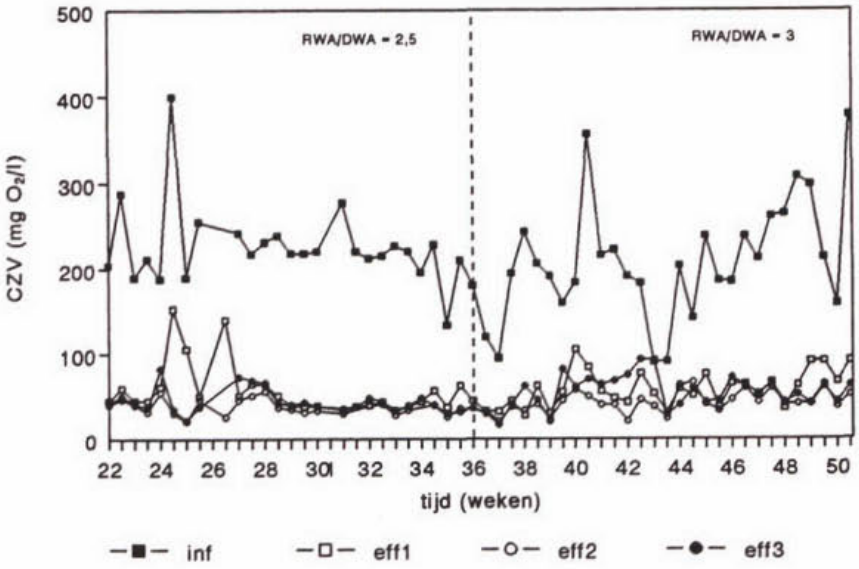
Figuur 39 Verloop van het N_{tot}-gehalte tijdens fase 3.

7.6 CZV-verwijdering

In fase 3 was het ongefiltreerd CZV in effluent 1 gemiddeld 79 mg O_2/l. De hoge pieken die af en toe zijn gevonden, zijn veroorzaakt door uitspoeling van zwevende stof uit de tussenbezinker. Het CZV in effluent 3 bedroeg gemiddeld 57 mg/l (figuur 40). In figuur 41 is het verloop uitgezet van gefiltreerd CZV. Onder DWA-omstandigheden bedroeg het gehalte gemiddeld 50 mg O_2/l. Bij RWA steeg het CZV in het effluent van het A/O-systeem af en toe tot waarden van 80 mg O_2/l.



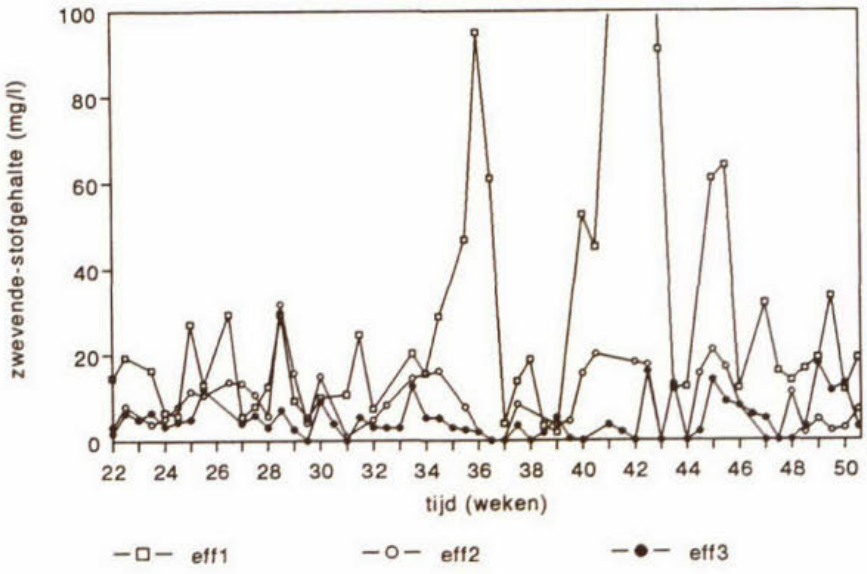
Figuur 40 Verloop van het CZV (ongefiltreerd) tijdens fase 3.



Figuur 41 Verloop van het CZV (gefiltreerd) tijdens fase 3.

7.7 Zwevende-stofgehalte

In de periode met een RWA/DWA-verhouding van 2,5 is een gemiddeld zwevende - stofgehalte gemeten van 17 mg/l in effluent 1. Omdat deze periode werd gekenmerkt door een lange periode van droogte is de installatie nauwelijks onderworpen geweest aan hoge hydraulische belastingen door regenweeraanvoer. In de daarop volgende periode met een RWA/DWA-verhouding van 3 steeg het gemiddeld zwevende-stofgehalte tot 28 mg/l (figuur 42). Met name de lange regenperiode van week 40 tot en met 50 zorgde voor een verhoogde uitspoeling van zwevende stof uit de tussenbezinktank. In deze periode steeg hierdoor tevens het P-totaalgehalte in het effluent van reactor 1.
Het effluent van de voorfiltratiestap had een zwevende-stofgehalte < 10 mg/l; in de nitrificatiereactor bedroeg het gehalte 9 mg/l. Er zijn twee verschillende soorten dragermateriaal gebruikt als medium voor de denitrificatiereactor, een pakket van gegolfde PVC-platen en een BIO-BLOCK-filter. Met gebruik van beide soorten dragermateriaal kon een gemiddeld zwevende-stofgehalte worden bereikt van 5 mg/l.



Figuur 42 Verloop van het zwevende-stofgehalte tijdens fase 3.

8 Discussie

8.1 Biologische fosfaatverwijdering

8.1.1 minimaal toepasbare HVT

De minimale HVT waarbij het hoogbelaste A/O-systeem stabiel heeft gefunctioneerd bedroeg 2,8 uur. Bij deze verblijftijd kon in het effluent van de denitrificatiereactor een P_{tot}-gehalte worden bereikt van 0,8 mg P/l. De anaërobe contacttijd bedroeg bij een HVT van 2,8 uur 28 minuten.

Een verlaging van de HVT tot 2,3 uur resulteerde in een significante afname van de capaciteit voor de biologische fosfaatverwijdering. Het effluentgehalte steeg tot 5 mg P_{tot}/l waardoor het verwijderingsrendement daalde van gemiddeld 85 tot 42%. Aangezien het P-gehalte in het slib daalde van 2,2 tot 1% geeft dit aan dat de fosfaat-accumulerende biomassa uit het systeem werd gespoeld in een periode van slechts twee weken (actief slib uit een conventionele actief-slibinstallatie zonder biologische P-verwijdering heeft een P-gehalte in het slib van circa 1 - 2%).

In een aanvullend experiment is nader onderzoek verricht naar het effect van de anaërobe periode op het functioneren van de biologische fosfaatverwijdering (bijlage I). Alhoewel het rendement van de fosfaatverwijdering niet negatief werd beinvloed door het verkorten van de anaërobe contacttijd was er wel een negatieve trend zichtbaar in het P-gehalte van het slib en de P-afgiftesnelheid. Uit de resultaten van het onderzoek aan het Drie-slibsoortensysteem en het aanvullend experiment kwam naar voren dat voor het handhaven van voldoende fosfaat-accumuleerders in het A/O-systeem een minimale contacttijd van 30 minuten moet worden aangehouden. Dit wordt mede bevestigd door waarden die worden vermeld in de literatuur [8].

Omdat wordt aangenomen dat de aërobe groei van fosfaat-accumuleerders alleen plaatsvindt op poly-hydroxy-alkanoaten (PHA) [7] is de vorming van PHA vanuit acetaat tijdens de anaërobe periode zeer essentieel. Een verlaging van de anaërobe contacttijd resulteert in een lager PHA-gehalte aan het begin van de aërobe periode en dus in een lagere groeisnelheid van de fosfaat-accumulerende organismen [15]. Hierdoor kan bij het verlagen van de anaërobe contacttijd de benodigde selectiedruk voor handhaving van de fosfaat-accumulerende biomassa afnemen.

Het volgen van het acetaatgehalte in de anaërobe periode is niet geschikt voor het bekijken van het effect van de anaërobe contacttijd op de biologische fosfaatverwijdering (bijlage I). Acetaat uit fermentatie wordt direct weer verbruikt zodat moeilijk is te achterhalen hoeveel acetaat werkelijk beschikbaar is voor de fosfaat-accumulerende organismen. Daarnaast kan er tijdens de anaërobe periode concurrentie optreden om het beschikbare substraat met andere organismen [10]. Om meer inzicht te verkrijgen in het effect van de anaërobe periode is het essentieel om het PHA-gehalte te volgen.

Om het functioneren van de biologische fosfaatverwijdering in het A/O-systeem bij lage verblijftijden te optimaliseren moet de anaërobe periode worden verlengd. Enerzijds kan dit worden gerealiseerd door de verhouding anaëroob/aëroob te verhogen en anderzijds door het retourslibdebiet te verlagen waardoor de totale contacttijd in de reactor toeneemt. Tijdens het onderzoek aan het Drie-slibsoortensysteem is het retourslibdebiet gehandhaafd op 100% van het influentdebiet. Bij de ontwerpgrondslagen van het A/O-systeem wordt uitgegaan van een retourslibdebiet van 50 - 75% het influentdebiet.

8.1.2 stabiliteit onder wisselende hydraulische omstandigheden

Bij een RWA/DWA-verhouding van 2,5 kan een P_{tot}-concentratie worden bereikt lager dan 1 mg P/l. Bij een RWA/DWA-verhouding van 3 verloopt de biologische fosfaatverwijdering minder stabiel. Voornamelijk tijdens perioden van langdurige regenval zijn hoge waarden aan P_{tot} gemeten in het effluent van de proefinstallatie.
De verminderde stabiliteit van het A/O-systeem tijdens regenweeraanvoer kan door een aantal factoren worden veroorzaakt.

- korte HVT (korte anaërobe contacttijd)

In het relatief hoogbelaste A/O-systeem worden zeer korte hydraulische verblijftijden gerealiseerd. In de periode waarin onderzoek is gedaan naar de minimale HVT bij een constant influentdebiet en tevens uit aanvullend onderzoek (bijlage 1) is gebleken dat de minimale anaërobe contacttijd voor het A/O-systeem 30 minuten dient te bedragen.
In de periode waarin de stabiliteit van het Drie-slibsoortensysteem is getest bij wisselende hydraulische omstandigheden bedroeg onder DWA-omstandigheden de HVT in het A/O-systeem 3 uur en de anaërobe contacttijd 30 minuten. Bij een RWA/DWA-verhouding van 2 en 3 bedroeg de anaërobe contacttijd respectievelijk 20 en 15 minuten. Vooral bij langdurige regenval zal dan de anaërobe contacttijd te kort zijn voor het handhaven van de fosfaat-accumulerende bacteriepopulatie. Voor optimalisatie kan het retourslibdebiet worden verlaagd van 100 tot ca. 50% of het anaërobe volume kan worden vergroot.

- verdunning van het afvalwater

Tijdens regenweeraanvoer is het gehalte aan acetaat lager en kunnen limiterend worden voor een efficiënte P-verwijdering. In combinatie met een korte HVT leidt dit tot instabiliteit van de biologische P-verwijdering met het A/O-systeem.

- verhoging van het zwevende-stofgehalte

Een verhoging van de oppervlaktebelasting van de tussenbezinker bij RWA kan leiden tot een verhoging van het zwevende-stofgehalte en daarmee tot een verhoging van het P-totaalgehalte in het effluent van de defosfateringsreactor. Een effectief verlopende bezinking is voor het A/O-systeem belangrijk voor het bereiken van hoge verwijderingsrendementen voor totaalfosfaat

8.1.3 effect van zwevende stof op het fosfaatverwijderingsrendement

De toepassing van een voorfiltratiestap voor de nitrificatiereactor en het filterend vermogen van de twee biofilmreactoren spelen een essentiële rol in het bereiken van lage P-totaalgehalten met het Drie-slibsoortensysteem. Door de uitspoeling van zwevende stof uit de tussenbezinker lag het P_{tot}-gehalte van het effluent van de biologisch defosfaterende reactor constant boven 1 mg P/l. Door de filtratie van zwevende stof in het vervolg van het proces konden P_{tot}-gehalten worden verkregen < 1 mg P/l. Het regelmatig spoelen van de voorfiltratiestap is noodzakelijk omdat het daar aanwezige slib onder anaërobe omstandigheden fosfaat kan afstaan.

8.2 Nitrificatie

8.2.1 minimaal toepasbare HVT

De toepassing van PUR-dragermateriaal en het gebruik van een voorfiltratiestap bewerkstelligen in de nitrificatiereactor een stabiele procesvoering. De zuurstof-concentratie boven in de nitrificatiereactor bedraagt hierbij 4 mg/l. De pH wordt gestabiliseerd op 7,3 door toevoeging van een bicarbonaatoplossing. Tijdens maximale belasting bij constante aanvoer kon in het effluent een gemiddelde ammoniumconcentratie worden gemeten van 2 mg NH_4-N/l bij een HVT variërend van 2,6 tot 4,5 uur. De maximaal gemeten nitrificatiecapaciteit bedroeg 0,8 kg NH_4-N/m^3.dag en is vergelijkbaar met behaalde N-verwijderingscapaciteiten van andere nitrificerende compactsystemen (tabel 10). De minimaal toepasbare HVT is direct afhankelijk van het totale oppervlak van het dragermateriaal en daarmee van zijn specifieke oppervlak en wordt gelimiteerd door de maximaal te bereiken nitrificatiecapaciteit.

Tabel 10 Nitrificatiecapaciteiten van verschillende compactsystemen [14, 19].

Systeem	Uitvoering	Capaciteit (kg NH_4-N/m^3.d)
Oxitron	gefluïdiseerd bed	0,8
BIOPUR (Sulzer)	vast bed	0,4
BIOFOR	vast bed, upflow	0,05-0,7
BIOSTYR	vast bed, upflow	0,2-1,5
Biorotor		0,18-0,75
Drie-slibsoortensysteem	vast bed, down flow	0,8

8.2.2 stabiliteit onder wisselende hydraulische omstandigheden

Bij het testen van de stabiliteit van de proefinstallatie is voor het gehele systeem uitgegaan van een HVT van 9 uur bij DWA. Voor de nitrificatiereactor betekende dit een HVT van 3 uur. Bij behoud van de maximale capaciteit van de reactor kan tot een RWA/DWA-verhouding van 3 een stabiele nitrificatie worden verkregen. Bij verlies van een gedeelte van de capaciteit konden pieken in de hydraulische belasting niet meer volledig worden verwerkt. Een aantal oorzaken kan het verlies van de nitrificatiecapaciteit onder wisselende hydraulische omstandigheden verklaren.

- menggedrag van de reactor + verlaging HVT

De mogelijkheid tot het egaliseren van piekbelastingen in de aanvoer is afhankelijk van het menggedrag van de reactor. Propstroomreactoren functioneren minder stabiel onder wisselende belastingen. Het uiteinde van een propstroomreactor wordt blootgesteld aan lage ammoniumconcentraties. Dit leidt tot lagere nitrificatiesnelheden aan het uiteinde van de reactor en doorbraak van ammonium kan eerder optreden bij kort optredende pieken in de belasting. De buffercapaciteit voor hydraulische piekbelastingen is hoger bij lange verblijftijden en in compleet gemengde reactoren.

Kortsluitstromen in de reactor bij hoge hydraulische belastingen kunnen de nitrificatie-capaciteit bij langdurige RWA negatief beïnvloeden. Een gedeelte van het afvalwater wordt niet door het dragermateriaal geleid en zal onbehandeld de reactor verlaten. Niet de volledige hoeveelheid ammonium wordt aan de nitrificerende biofilm aangeboden en dit kan leiden tot een verlaging in de nitrificatiecapaciteit als kortsluitstromen optreden bij langdurige regenval. Kortsluitstromen kunnen worden voorkomen door bijvoorbeeld het plaatsen van 2 of 3 reactoren in serie.

De tijd waarin het water langs het biofilmoppervlak wordt geleid is afhankelijk van de HVT in de reactor. Dit bepaalt mede de mogelijkheid van de reactor voor het verwerken van pieken in de hydraulische belasting [4]. De HVT heeft een grote invloed op de biofilmvorming. De vorming van een nitrificerende biofilm is alleen mogelijk in een bepaald traject van hydraulische verblijftijden. Bij een kortere tijd is de vorming van een nitrificerende biofilm moeilijk. Bij een RWA/DWA-verhouding van 3 bedroeg de HVT in de nitrificatiereactor 1 uur wat onvoldoende geweest kan zijn voor de vorming van een nitrificerende biofilm.

- predatie-activiteit van hogere organismen

Als door verlaging van de HVT de biofilmvorming negatief wordt beïnvloed, wordt dit versterkt door de predatie-activiteit van hogere organismen. De biofilmvorming verloopt niet optimaal en grazing van biofilm veroorzaakt een extra verlaging in de nitrificatiecapaciteit. Het herstellen van de maximaal haalbare nitrificatiecapaciteit zal dan meer tijd vergen.

8.2.3 slibproduktie

De slibproduktie in de nitrificatiereactor is zeer laag. Als wordt uitgegaan van een theoretische aanwas van 0,11 kg biofilm/kg genitrificeerd N [5] moet bij een belasting van 0,6 kg NH_4-N/m^3.d (HVT 3 uur en 40 mg NH_4-N/l) 6,6 g zwevende stof worden gevormd, wat overeenkomt met een zwevende-stofgehalte van 4,6 mg/l in het effluent. De productie aan slib is zeer laag en met de open structuur van het gebruikte PUR-dragermateriaal kan nauwelijks verstopping optreden. De slibproduktie in de nitrificatiereactor is mede zo laag omdat de CZV/N-verhouding in het effluent van de nitrificatiereactor kleiner is dan 2, waardoor de groei van heterotrofe biomassa CZV-gelimiteerd is.

Bij gebruik van een voorfiltratiestap bedroeg het zwevende-stofgehalte in het influent van de nitrificatiereactor gemiddeld 6 mg/l. In het effluent van de nitrificatiereactor was het gehalte gemiddeld 9 mg/l. Het verschil tussen de ingaande en uitgaande zwevende-stofconcentratie is kleiner dan de volgens de aanwas van biomassa verwachte 4,6 mg/l. De aanwezigheid van hogere organismen, die de biomassa prederen, is hier waarschijnlijk de oorzaak van.

8.2.4 hogere organismen

In de nitrificatiereactor zijn hogere organismen waargenomen. Verschillende soorten borstelwormen waren de meest voorkomende species. De borstelwormen hebben een goede houvast op het PUR-dragermateriaal en kunnen zodoende moeilijk uitspoelen. De aanwezigheid van hogere organismen heeft een extra positieve invloed op de lage slibproduktie. Bij evenwicht tussen biofilmvorming, biofilmafbraak en biofilmgrazing hebben hogere organismen een gunstige invloed op het functioneren van de nitrificatiereactor. Door predatie-activiteit van hogere organismen blijft de nitrificerende biofilm dun en zal diffusielimitatie nauwelijks optreden.

Bij verslechterde omstandigheden voor de biofilmvorming leidt de predatie-activiteit tot een versnelde afname van de nitrificatiecapaciteit. Vooral omdat de nitrificerende biofilm dun is kan de predatie-activiteit leiden tot een plotselinge afname van de nitrificatiecapaciteit. Hogere organismen kunnen uit het systeem worden verwijderd door incidenteel de stroomsnelheid door het dragermateriaal te verhogen waardoor de houvast voor de hogere organismen afneemt. Deze zullen uit het systeem worden gespoeld.

8.2.5 effect van zwevende stof op de nitrificatiesnelheid in biofilmreactoren

Zwevende stof heeft een negatieve invloed op de nitrificatiecapaciteit van een nitrificerend biofilter. Bij gehalten van circa 15 mg/l wordt de nitrificatiesnelheid met 30% gereduceerd; dit neemt toe bij een stijging van het zwevende-stofgehalte (bijlage II). Bij DWA-omstandigheden bevat het effluent van het A/O-systeem gemiddeld 17 mg/l aan zwevende stof, bij een RWA/DWA-verhouding van 3 stijgt dit tot een waarde van 28 mg/l. Omdat het negatieve effect bij hoge gehalten snel zichtbaar wordt, is het voor de stabiliteit van het nitrificatieproces noodzakelijk dat het negatieve effect van zwevende stof wordt voorkomen. Het gebruik van een voorfiltratiestap leidt tot goede resultaten, waarbij een hoge nitrificatiecapaciteit kan worden gehandhaafd. Een nadeel is dat het filter regelmatig gespoeld moet worden om verstopping te voorkomen.

8.3 Denitrificatie

8.3.1 minimaal toepasbare HVT

Met de biofilmreactor voor denitrificatie kunnen zeer lage nitraatwaarden worden bereikt bij een HVT variërend van 2,3 tot 4,5 uur. Het is daarbij noodzakelijk om de methanoldosering automatisch te sturen en door de reactor regelmatig te spoelen voor het verwijderen van teveel aan biomassa.
Tijdens continue procesvoering is een maximale denitrificatiecapaciteit gemeten van 0,6 kg NO_3-N/m^3.d. De maximale denitrificatiesnelheid die is gemeten bij de batchgewijze bepaling bedroeg 2 kg NO_3-N/m^3.d. Dit geeft aan dat de denitrificatiereactor over-gedimensioneerd was ten opzichte van de overige twee reactoren. Een verlaging van de HVT in de denitrificatiereactor bij gebruik van het PVC-dragermateriaal is gezien de maximaal gemeten denitrificatiecapaciteit mogelijk. In tabel 11 wordt de capaciteit van de denitrificatiereactor van het Drie-slibsoortensysteem vergeleken met andere compactsystemen voor denitrificatie.

Tabel 11 Denitrificatiecapaciteiten van verschillende compactsystemen [14, 19].

Systeem	Uitvoering	Capaciteit (kg NO_3-N/m^3.d)
Oxitron	gefluïdiseerd bed	1,6
BIOFOR	vast bed, upflow	0,5-5,0
BIOSTYR	vast bed, upflow	0,5-5,0
BIOPUR (Sulzer)	vast bed, downflow	0,2-0,4
Drie-slibsoortensysteem	vast bed, upflow	0,6-2,0

8.3.2 stabiliteit onder wisselende hydraulische omstandigheden

Door de afwezigheid van een sturing van de methanoldosering kon er geen stabiele denitrificatie worden verkregen. Daardoor kan moeilijk een uitspraak worden gedaan of de denitrificatiereactor stabiel zal functioneren onder invloed van RWA. Tijdens een langdurige regenperiode zijn wel zeer lage nitraatconcentraties bereikt. Als de maximale nitraatbelasting wordt vergeleken met de maximale capaciteit van de denitrificatiereactor dan heeft de denitrificatiereactor voldoende buffercapaciteit voor hydraulische pieken in de afvalwateraanvoer.

8.3.3 slibproduktie

De slibproduktie in compactsystemen voor denitrificatie met methanol als externe koolstofbron is hoog. De theoretische slibproduktie van denitrificerend slib is 0,52 kg d.s./kg NO_3-N_{verw}. Uit praktijkonderzoek aan twee compactsystemen voor denitrificatie [19] bedroeg de slibproduktie op methanol circa 1 kg d.s./kg NO_3-N_{verw}.

Gezien het constant lage zwevende-stofgehalte in het effluent van de denitrificatiereactor zal al het slib in de reactor achterblijven en zal het dragermateriaal langzaam verstopt raken, wat ten koste gaat van de stabiliteit van het denitrificatieproces. Voor behoud van de stabiliteit en een hoge denitrificatiecapaciteit zal de reactor regelmatig gespoeld moeten worden. Het spoelwater kan over de tussenbezinker worden geleid voor de slibafscheiding. De mogelijkheid van het optreden van denitrificatie in de slibdeken van de tussenbezinker is daarbij een punt van aandacht. Na het spoelen van de denitrificatiereactor blijft de capaciteit voor het afvangen van zwevende stof behouden, zodat een nabezinker niet nodig is. Er kan bijna constant een zwevende-stofgehalte worden bereikt < 5 mg/l.

8.3.4 stabiliteit bij nadenitrificatie

Met het Drie-slibsoortensysteem en met stikstofverwijdering volgens de nadenitrificatie-uitvoering kan zowel bij maximale belasting bij constante aanvoer als bij variërende RWA/DWA-verhoudingen een gemiddeld N_{tot}-gehalte worden verkregen < 10 mg N/l. Bij een RWA/DWA-verhouding van 3 is een gemiddelde totaal-stikstofconcentratie bereikt van 7,8 mg N/l. Verwacht wordt dat met een sturing van de methanoldosering nog lagere waarden voor totaalstikstof kunnen worden bereikt.

8.3.5 stabiliteit bij voordenitrificatie

Voordenitrificatie geeft geen stabiele procesvoering bij een relatief hoge HVT van 6 uur in beide reactoren. Beide reactoren waren volledig gemengd en met de hoge zuurstofrijke interne recirculatie van de nitrificatiereactor naar de denitrificatiereactor kon de denitrificatie niet optimaal verlopen. Wanneer voor uitvoering op praktijkschaal, de nitrificatiereactor als propstroomreactor wordt uitgevoerd, kan het zuurstofgehalte bij de uitloop laag gehouden worden en wordt minder zuurstof gerecirculeerd.

Het rest-CZV in het effluent van de defosfateringsreactor is onvoldoende en moeilijk afbreekbaar voor een volledige denitrificatie. Ook in de voordenitrificatie-uitvoering zal extra methanol moeten worden gedoseerd. Omdat een hoge CZV in het influent van de nitrificatiereactor de nitrificatie-snelheid negatief beïnvloedt, is een geautomatiseerde sturing van de methanoldosering noodzakelijk om uitspoelen van methanol naar de nitrificatiereactor te voorkomen. De voordenitrificatie-uitvoering heeft als voordeel dat zwevende stof minder effect heeft op het nitrificatieproces; zwevende stof wordt immers grotendeels afgevangen in de denitrificatiereactor.

8.4 Dimensioneringsgrondslagen voor de praktijk

Het onderzoek leverde op dat het Drie-slibsoortensysteem stabiel kan worden bedreven met de volgende configuratie:

1. biologische defosfatering in een hoogbelast actief-slibsysteem;
2. tussenbezinking met een aanvullende filtratiestap;
3. nitrificerende biofilmreactor;
4. denitrificerende biofilmreactor met externe koolstofbron.

De biologische defosfatering vindt plaats in een propstroomreactor met actief-slib. De bezinkbaarheid van het slib is goed (SVI < 100 ml/g) en indien nodig kunnen in de praktijk hogere droge-stofgehalten worden aangehouden, bijvoorbeeld 6 g ds/l, dan in conventionele systemen (4 g ds/l). Deze trap is stabiel tot een RWA/DWA-verhouding van 2,5. Boven deze waarde blijkt de anaerobe contacttijd kritisch. Procestechnologische methoden om de stabiliteit bij piekbelastingen te verhogen, bijvoorbeeld verlengen van de anaerobe contacttijd tijdens RWA, moeten op grotere schaal worden onderzocht.

De tussenbezinking kan door de goede bezinkingseigenschappen en de geringere benodigde slibbuffering tijdens RWA hydraulisch hoger worden belast (1,5 m/h) dan conventionele bezinkers (0,7 m/h) hetgeen ruimtebesparend is. De filtrerende werking van de slibdeken is gering met als gevolg dat een fractie zwevende stof zal uitspoelen. Het uitgespoelde zwevende stof kan de nitrificatie verstoren. Nader onderzoek naar de filtratiestap na de tussenbezinking als beveiliging van de nitrificerende trap is noodzakelijk.

De nitrificatiecapaciteit van de op polyurethaan gehechte biomassa was tenminste vergelijkbaar met andere biofilmreactoren. De reactor moet bestaan uit meerdere compartimenten om kortsluitstromen tijdens RWA te voorkomen. Verder moet rekening worden gehouden met een afname in de capaciteit door invang van zwevende stof in het dragermateriaal.

De denitrificatiereactor van de proefinstallatie was in principe te groot uitgelegd. De maximale capaciteit was nog niet bereikt. De batchgewijs bepaalde capaciteit van denitrificerend slib was hoog vergeleken met andere compactsystemen. In de praktijk zal de reactor kunnen worden gedimensioneerd op de hydraulische verblijftijd omdat de nitraatbelasting over het algemeen lager zal zijn dan de denitrificatiecapaciteit. Toevoegen van een externe koolstofbron is noodzakelijk, onderzoek naar alternatieve bronnen wordt aanbevolen.

In tabel 12 zijn de voorlopige dimensioneringsgrondslagen gegeven. Op basis van de experimenten wordt verwacht met deze dimensionering aan de effluenteisen van N_{tot} < 10 mg/l en P_{tot} < 1 mg/l te kunnen voldoen. De waarden zijn een directe vertaling van de resultaten naar de dimensioneringsgrondslagen en als zodanig thans nog niet inzetbaar in de praktijk.

Tabel 12 Voorlopige dimensioneringsgrondslagen van het Drie-slibsoortensysteem

Defosfaterende reactor		
- totale HVT (DWA)	2,8	uur
- slibbelasting	0,3-0,6	kg BZV/kg ds.d
- droge stofgehalte	4-6	(g/l)
- anaerobe contacttijd	30	(min)
Tussenbezinktank		
- oppervlaktebelasting	1,5	($m^3/m^2.h$)
Filtratiestap		
- HVT (DWA)	15	min
Nitrificerende reactor		
- capaciteit	0,8	(kg NH_4-N/m^3.d)
Denitrificerende reactor		
- capaciteit	2	(kg NO_3-N/m^3.d)

8.5 Betekenis voor de praktijk

Voor toepassing van zuiveringssystemen in de praktijk is de stabiliteit onder wisselende belasting van groot belang. Het Drie-slibsoortensysteem voldoet bij een RWA/DWA-verhouding van 2,5 (HVT-DWA = 9 uur exclusief tussenbezinktank en 12 uur inclusief tussenbezinktank) en bij een dag/nacht-ritme met een dagelijkse aanvoer van gemiddeld 14 uur aan:

- N-totaal < 10 mg/l
- P-totaal < 1 mg/l
- zwevend stof < 12 mg/l

De HVT is aanzienlijk lager dan bij laagbelaste actief-slibsystemen (0,05 kg BZV/kg ds.d) waarbij de verblijftijd bij DWA circa 21 uur is. Deze voldoen dan ook wel aan de eisen bij RWA/DWA > 2,5. Dit betekent een reductie in het benodigde oppervlak van 60% (zie bijlage 3). Voor lokaties met ruimtegebrek is dit een belangrijk aspect van het systeem.

In de praktijk is het voor de huidige systemen, zoals oxydatiebedden en AB-systemen, door ruimtegebrek moeilijk om de nutriëntenverwijdering te realiseren via conventionele uitbreiding. Ombouw daarvan tot een Drie-slibsoortensyteem kan dan uitkomst bieden. Deze oplossing kan ook wat betreft de kosten concurreren met de ombouw tot laagbelaste actief-slibsystemen (bijlage 4).

De afzonderlijke trappen van het drie-slibsoortensysteem kunnen ook apart worden ingezet. De nitrificatie- en denitrificatiesystemen zijn met betrekking tot belasting en zuiveringsrendement vergelijkbaar met andere compactsystemen en daarbij mogelijk tot 50% goedkoper. De nitrificatietrap kan worden ingezet bij rwzi's waar de nitrificatiecapaciteit beperkt is. De denitrificatietrap kan worden ingezet bij systemen met een te lage BZV/N-verhouding of in rwzi's die alleen de mogelijkheid voor nitrificatie hebben.

Op basis van de huidige gegevens zijn de prestaties van het Drie-slibsoortensysteem vergelijkbaar met conventionele systemen met overeenkomstige effluenteisen. Voordat echter het systeem op praktijkschaal kan worden gerealiseerd, moet aan een aantal aspecten onder praktijkomstandigheden nog aandacht worden besteed. Om te kunnen komen tot een goed ontwerp zijn betere opschaling of betere procesvoering nodig voor:

- de zuurstofinbreng en het voorkomen van kortsluitstromen in de nitrificatietrap;
- slibverwijdering en methanoldosering in de denitrificatiereactor;
- al dan niet afscheiding van zwevende stof na de tussenbezinking;
- hydraulische verblijftijden van de trappen bij RWA/DWA > 2,5;
- de slibverwerking;
- de stabiliteit onder wisselende omstandigheden.

Voor de economische haalbaarheid moet meer informatie worden verkregen van:

- de slibproduktie;
- het energieverbruik;
- alternatieven voor methanol;
- de slibverwerking;
- levensduur van het gebruikte dragermateriaal.

Bij vervolgonderzoek om op grotere schaal deze aspecten zinvol te kunnen bestuderen, moet van een opzet van ca. 500 i.e. worden uitgegaan.

9 Economische evaluatie en ruimtebeslag in vergelijking met andere systemen

9.1 Inleiding

Om inzicht te krijgen in de economische haalbaarheid van het Drie-slibsoortensysteem zijn op basis van de huidige onderzoeksgegevens kosteninschattingen gemaakt voor nieuwbouw van een rwzi en voor aanpassing van een bestaande rwzi. Hierbij is het Drie-slibsoortensysteem vergeleken met andere in de praktijk toegepaste systemen: o.a. (ultra)laagbelaste actief-slibsystemen en oxidatiebedden. Tevens is het ruimtebeslag van het Drie-slibsoortensyteem vergeleken met dat van andere conventionele actief-slibsystemen. In tabel 13 zijn de grondslagen weergeven op basis waarvan het Drie-slibsoortensysteem is gedimensioneerd. Om het ontbreken van praktijkervaringen te compenseren, zijn lagere waarden gekozen dan die in tabel 12 zijn weergeven.

Tabel 13 Voorlopige dimensioneringsgrondslagen van het Drie-slibsoortensysteem

Defosfaterende trap		
- slibbelasting	0,4	kg BZV/kg ds.d
- droge stofgehalte	4	(g/l)
- anaërobe contacttijd	30	min
- minimale HVT-totaal (DWA)	2,8	h
Tussenbezinktank		
- oppervlaktebelasting	1,5	($m^3/m^2.h$)
filtratiestap		
- HVT (DWA)	15	min.
Nitrificerende reactor		
- capaciteit	0,6	(kg NH_4-N/m^3.d)
Denitrificerende reactor		
- capaciteit	1,0	(kg NO_3-N/m^3.d)

9.2 Nieuwbouw

In deze paragraaf wordt een samenvatting gegeven van een kostenvergelijking tussen het Drie-slibsoortensysteem en een conventioneel ultralaagbelast actief-slibsysteem voor een volledig nieuw te bouwen installatie met een capaciteit van 100.000 i.e. In bijlage 3 is de volledige uitwerking weergegeven. In tabel 14 is in kort bestek de dimensionering vermeld.

In tabel 15 zijn de stichtingskosten (bouwkosten inclusief bouwrente, voorbereidings- en advieskosten, BTW en bijkomende kosten) en de jaarlijkse kosten van het conventionele systeem en het Drie-slibsoortensysteem naast elkaar weergegeven. Tevens is daarin het minimaal benodigde oppervlak vermeld en is een inschatting gemaakt van het prijsomslagpunt voor aankoop van grond.

Tabel 14 **Dimensionering van een nieuw te bouwen rwzi (100.000 i.e.) volgens conventioneel actief-slibsysteem en volgens het Drie-slibsoortensysteem**

Installatieonderdeel	Conventioneel systeem	Drie-slibsoortensysteem	Dimensie
Ontvangstwerk met roostergoed-verwijdering	aanwezig	aanwezig	
Anaërobe tank - inhoud - kontakttijd	 5.000 2		 m^3 h
Actiefslibtank - inhoud - slibbelasting - HVT (DWA)	 26.000 0,054 20,8	 3.500 0,4 2,8	 m^3 kg BZV/kg ds.d h
Bezinktanks - type - oppervlaktebelasting (RWA)	 na- 0,74	 tussen- 1,5	 m/h (RWA)
Nitrificatiereactor - inhoud - nitrificatiecapaciteit - HVT (DWA)	-	 3.350 0,6 2,7	 m^3 kg N/m^3.d h
Denitrificatiereactor - inhoud - denitrificatiecapaciteit - HVT (DWA)	-	 1.875 1,0 1,5	 m^3 kg N/m^3.d h
Slibgisting - inhoud - HVT	-	 2.822 20	 m^3 d
Slibontwatering	aanwezig	aanwezig	-
Luchtbehandeling	aanwezig	aanwezig	-

Tabel 15 **Samenvatting kostenraming**

Parameter	Conventioneel systeem	Drie-slibsoortensysteem
stichtingskosten totaal	f 46.500.000,=	f 43.200.000,=
stichtingskosten per i.e.	f 465,=	f 432,=
jaarlijkse kosten totaal	f 8.911.000,=	f 9.269.000,=
jaarlijkse kosten per i.e.	f 89,=	f 93,=
minimaal benodigd opp. (m^2)	20.000	7.500

Op basis van tabel 15 kan worden geconcludeerd dat de stichtingskosten en jaarlijkse kosten van het Drie-slibsoortensysteem in dezelfde orde van grootte liggen als een conventioneel systeem. De verschillen liggen binnen de onnauwkeurigheidsmarge zoals die voor een dergelijke kostenvergelijking mag worden gehanteerd. Voor het Drie-slibsoortensysteem is ca. 40% voor het oppervlak benodigd van het oppervlak van een conventioneel systeem. Voor de jaarlijkse kosten ligt het omslagpunt van de grondkosten bij circa f 300,= per m^2. Aangezien de kostenramingen binnen elkaars foutenmarge vallen, is deze waarde ter indicatie. Uit de kostenraming kan worden geconcludeerd dat het Drie-slibsoortensysteem ten opzichte

van een conventioneel systeem een goed alternatief is. Met name in bebouwde gebieden met weinig ruimte en/of een grondprijs boven de f 300,= per m^2.

Het Drie-slibsoortensysteem dient in de praktijk nog verder te worden onderzocht. Daarbij zijn naar verwachting kostenbesparingen mogelijk op het gebied van:

- nuttige toepassing van biogas;
- toepassing van alternatieve C-bronnen voor de denitrificatie;
- langere levensduur dragermateriaal.

9.3 Aanpassing bestaande awzi

Tauw heeft een systeemkeuzestudie uitgevoerd voor de aanpassing van een awzi (110.000 i.e.), waarbij het Drie-slibsoortensysteem is vergeleken met vier andere systemen:

1. Voorbezinktank, ultra-laagbelast actief-slibsysteem met voordenitrificatie en simultane P-precipitatie;
2. Voorbezinktank, ultra-laagbelast actief-slibsysteem met voordenitrificatie en biologische P-verwijdering in de hoofdstroom;
3. Voordenitrificatie, ultra-laagbelast actief-slibsysteem met biologische P-verwijdering in de waterlijn;
4. Preprecipitatie, oxydatiebedden en nadenitrificatie.

De studie is uitgevoerd in september 1994. De kosten voor het Drie-slibsoortensysteem zijn herzien d.d. maart 1995, op basis van gewijzigde inzichten na afloop van het ontwikkelingsonderzoek. Voor de kostenraming van het Drie-slibsoortensysteem zijn de bestaande oxydatiebedden toegepast als tweede (nitrificerende) trap. In bijlage 4 zijn de dimensionering en de kosten voor het Drie-slibsoortensysteem nader uitgewerkt. In tabel 16 staan de bouwkosten van de verschillende varianten weergegeven.

Tabel 16 De beschouwde systemen met hun geraamde bouwkosten, zie ook bijlage 4.

Variant	Bouwkosten (ex. BTW) (kf)	Bouwkosten (f/i.e.)
Voorbezinking, voordenitrificatie, simultane precipitatie	32.805,=	298,=
Voorbezinking, voordenitrificatie, biologische P-verwijdering, hoofdstroom	31.385,=	285,=
Voordenitrificatie, biologische P-verwijdering, hoofdstroom	27.980,=	254,=
Preprecipitatie, oxydatiebedden, nadenitrificatie	29.580,=	269,=
Drie-slibsoortensysteem	24.944,=	227,=

Uit tabel 16 blijkt dat de bouwkosten van het Drie-slibsoortensysteem lager zijn dan de bouwkosten van de overige systemen. In tabel 17 zijn de jaarlijkse kosten weergegeven. De bouwkosten en de jaarlijkse kosten om een bestaande rwzi volgens het concept van het Drie-slibsoortensysteem aan te passen liggen in dezelfde orde van grootte als de bouwkosten en jaarlijkse kosten voor aanpassing met andere conventionele varianten. De kosten voor methanoldosering zijn relatief hoog (f 630.000,= /jr). Indien hiervoor een goedkoper alternatief kan worden gevonden, zullen de jaarlijkse kosten voor het Drie-slibsoortensysteem lager uitvallen.

Tabel 17 Overzicht van de jaarlijkse kosten (* f 1.000,=)

Kostenpost	voorbezinking, voordenitri., sim. P-prec.	voorbezinking, voordenenitri., biol. P sliblijn	voordenitri., biol. P waterlijn	preprecip. P, oxydatiebed nadenitri.	Drie-slibsoorten--systeem
afschrijving/rente*	3.191	3.077	2.723	2.987	2.492
onderhoud	430	430	340	475	287
chemicaliën	1.265	470	280	1.435	1.075
energie	365	365	430	195	350
slibafvoer	2.120	1.830	1.890	2.075	1.750
personeel	400	400	400	400	400
totaal	7.771	6.572	6.063	7.567	6.354
per i.e. (f)	71	60	55	69	57,80

* Afschrijving bouwkundig: 25 jaar, mechanisch/elektrisch: 15 jaar, rente: 7,5%.

9.4 Conclusies en discussie

- De bouwkosten of stichtingskosten en jaarlijkse kosten van het Drie-slibsoortensysteem zijn op basis van de huidige inzichten goed vergelijkbaar met die van andere (conventionele) zuiveringssystemen voor zowel nieuwbouw als aanpassing.
- Het Drie-slibsoortensysteem kan toe met de helft van het oppervlak dat nodig is voor een ultra laag belaste actief-slibsysteem met dezelfde capaciteit.

Het uitgevoerde pilot-plantonderzoek toont aan dat het Drie-slibsoortensysteem een technisch en economisch aantrekkelijk alternatief kan vormen voor ultralaagbelaste actief-slibsystemen.

De gebruikte concrete situaties geven aan dat het Drie-slibsoortensysteem eveneens zinvol ingezet kan worden bij uitbreiden van bestaande installaties. Door de bestaande installaties eventueel in combinatie met nieuwbouw op te delen in drie afzonderlijke trappen met gescheiden slibsoorten kan het principe van het Drie-slibsoortensysteem in de praktijk worden ingezet. Voor de implementatie van het Drie-slibsoortensysteem in de praktijk zal het systeem eerst op grotere schaal, bijvoorbeeld 500 i.e. getest moeten worden. Met dit vervolgonderzoek kunnen de dimensioneringsgrondslagen worden aangescherpt.

10 Conclusies

Bij constante aanvoer en $P_{tot} \leq 1$ mg/l en $N_{tot} \leq 10$ mg/l als effluenteisen werd de maximale belasting bereikt bij een hydraulische verblijftijd van 2,8 h voor de anaerobe/aërobe biologisch defosfaterende reactor en 2,6 h voor de nitrificerende reactor. Onder deze omstandigheden is de denitrificerende trap nog niet vol belast. Bij het maximaliseren van de belasting van het Drie-slibsoortensysteem is de contacttijd in de anaerobe fase van de biologische P-verwijdering de limiterende factor. De maximale capaciteit van de reactoren is vastgesteld op:

- 1 kg CZV/kg ds.d voor de biologische defosfatering.
  De aërobe belasting bedraagt 1,5 kg CZV/kg ds.d waardoor een lage SVI met goed bezinkbaar slib wordt gegarandeerd. De anaërobe contacttijd dient minimaal 0,5 uur te bedragen;
- 0,8 kg NH_4-N/m^3.d voor de nitrificatiereactor;
- 2 kg NO_3-N/m^3.d voor de denitrificatiereactor.

Onder wisselende hydraulische omstandigheden, inclusief dag-/nachtritme kon een stabiele procesvoering worden gehandhaafd en kon aan de effluenteisen ($P_{tot} \leq$ 1 mg/l, $N_{tot} \leq$ 10 mg/l) worden voldaan tot een RWA/DWA-verhouding van 2,5 en een hydraulische verblijftijd van 12 uur tijdens DWA. Overschrijding van de RWA/DWA-verhouding tot ongeveer 3 had het oplopen van de ammoniak- en fosfaatconcentraties tot gevolg door een teruglopende nitrificatiecapaciteit en een te korte anaërobe verblijftijd. Voor een stabiele procesvoering bij RWA/DWA-verhoudingen > 2,5 dient het Drie-slibsoortensysteem verder aangepast te worden.

Het bedrijven van de denitrificatie in de Drie-slibsoortenconfiguratie via nadenitrificatie en de juiste keuze van het dragermateriaal (poreus, open structuur en lage drukval, bijvoorbeeld BIO-BLOCK) daarbij, zijn essentieel voor een stabiele procesvoering. Storing door zwevende stof kan vermeden worden door vóór de nitrificerende trap een filtratiestap in te voeren; de nitrificatiecapaciteit wordt daardoor verhoogd, terwijl de P_{tot}-concentratie van het effluent afneemt.

Een Drie-slibsoortensysteem vraagt ca. 40% van het oppervlak dat nodig is voor de realisatie van een ultra laagbelast actief-slibsysteem van dezelfde capaciteit. Op basis van de huidige inzichten is het Drie-slibsoortensysteem met betrekking tot bouwkosten en jaarlijkse kosten vergelijkbaar met andere conventionele zuiveringssystemen. Qua prijs en prestaties kan het systeem een alternatief vormen voor laagbelaste actief-slibsystemen, vooral bij de ombouw van oxydatiebedden en voor lokaties met ruimtegebrek. Wel dient opgemerkt te worden dat een aantal aspecten van het systeem op een schaal van ca. 500 i.e. nog uitgezocht moet worden , voordat uitvoering in de praktijk plaatsvindt.

Op basis van het procestechnologisch onderzoek kunnen nog de volgende zaken voor het Drie-slibsoortensysteem worden opgemerkt:

- In de hoogbelaste biologische defosfaterende trap zijn lage SVI's gemeten, varierend van 80 tot 100 ml/g. Hierdoor kan de tussenbezinking hoog worden belast en kan eenvoudig een hoge slibconcentratie in het systeem worden aangehouden.

- Bij een HVT variërend van 2,6 tot 4,5 uur kan met de nitrificatiereactor een ammoniumconcentratie worden bereikt < 2 mg NH_4-N/l. De bereikte nitrificatiecapaciteit is hoog en bedraagt 0,8 kg NH_4-N/m^3.d.

- Bij zuurstofconcentraties < 4 mg/l bovenin de reactor wordt de nitrificatie geremd door zuurstoflimitatie onderin de reactor.

- De gemeten slibtoename in de nitrificatiereactor is in de orde van grootte van 3 mg ds/l. Samen met de juiste keuze van het dragermateriaal veroorzaakt dit geen ophoping waardoor verstoppingen kunnen worden vermeden; terugspoeling is dan niet noodzakelijk.

- Bij een HVT variërend van 2,3 tot 4,5 uur kan met de denitrificatiereactor een nitraatconcentratie worden bereikt < 1 mg NO_3-N/l. De bereikte denitrificatiecapaciteit tijdens continue bedrijfsvoering bedroeg 0,6 kg NO_3-N/m^3.d, in batch experimenten is een maximale capaciteit gemeten van 2,0 kg NO_3-N/m^3.d.

- Voor een stabiele denitrificatie is het noodzakelijk dat de methanoldosering gestuurd wordt en dat de reactor regelmatig wordt gespoeld voor het verwijderen van de geproduceerde biomassa.

- De denitrificerende biofilmreactor heeft een grote capaciteit voor het afvangen van zwevende stof. Er worden zwevende-stofgehalten bereikt van gemiddeld < 5 mg/l. Een nabezinker is niet vereist.

11 Literatuurlijst

[1] Andersson, B., Aspegren, H., Parker, D.S. & Lutz, M.P. (1994), High Rate Nitrifying Trickling Filters, Wat. Sci. Tech., Vol. 29, No. 10/11, pp. 47 - 52.

[2] Best, A.G. (1983), The A/O-process, Biological Treatment with Nutrient Removal, *Wat. Pol. Control*, Vol. 82, pp. 494 - 500.

[3] Boller, M., Gujer, W. & Nyhuis, G. (1990), Tertiary Rotating Biological Contactors for Nitrification, *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 22, No. 1/2, pp. 89 - 100.

[4] Boller, M., Gujer, W. & Tschui, M. (1994), Parameters Affecting Nitrifying Biofilm Reactors, *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 29, No. 10/11, pp. 1 - 11.

[5] Gujer, W. & Boller, M. (1986), Design of a Nitrifying Tertiary Trickling Filter Based on Theoretical Concepts, *Wat. Res.*, Vol. 20, No. 11, pp. 1353 - 1362.

[6] Hagedorn-Olsen, C., Moller, I.H., Tottrup, H. & Harremoes, P. (1994), Oxygen Reduces Denitrification in Biofilm Reactors, *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 29, No. 10/11, pp. 83 - 91.

[7] Henze, M., Gujer, W., Mino, T., Matsuo, T., Wentzel, M.C. & Marais, G.R. (1994), Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation of Biological Wastewater Treatment, Activated Sludge Model No. 2.

[8] Hong, S. (1981), A Biological Wastewater Treatment System for Nutrient Removal, *Presented at the 54th Annual WPCF Conference*, Detroit.

[9] Nyhuis G. (1990), Enlargement of Sewage Treatment Plants for Nitrification by use of Subsequent Rotating Biological Contactors, *Wat. Sci Tech.*, Vol. 22, pp. 161 - 168.

[10] Matsuo, Y (1994), Effect of the Anaerobic Solids Retention Time on Enhanced Biological Phosphorus Removal, *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 30, No. 6, pp. 193 - 202.

[11] Mulbarger, M.C. (1971), Phosphorus Removal by Luxury Uptake, *Journal WPCF*, Vol. 43, pp. 1617 - 1627.

[12] Randall, C.W. (1992), Design and Retrofit of Wastewater Treatment Plants for Biological Nutrient Removal, Technomic Publishing AG.

[13] Rensink, J.H., Donker, H.J.G.W. & Simons, T.J. (1985), Phosphorus Removal at Low Sludge Loadings, *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 17, No. 11/12, pp. 177 - 186

[14] Rogalla, F. & Harremoës, P. (1994), Biofilm Reactors, *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 29, No. 10/11.

[15] Smolders G.J.F., Mey van der, H., Loosdrecht, M.C.M. & Heijnen, J.J. (1993), Modelvorming en optimalisatie van de biologische fosfaat-verwijdering uit afvalwater, voortgangsrapportage sept. 1993, RWZI 2000 projectnr. 3,2,3,5/4.

[16] Stall, T.R. & Sherrard J.H. (1976), Effect of Wastewater Composition and Cell Residence Time on Phosphorus Removal in Activated Sludge, *Journal WPCF*, Vol. 48, No. 2, pp. 307 - 322.

[17] Stowa (1991), Nitrificatie en denitrificatie in compactsystemen, inventarisatie en praktijkervaringen, onderzoeksprogramma PN-1992, rapport 91- 05.

[18] Stowa (1991), Handleiding biologische fosfaatverwijdering, onderzoeks-programma PN 1992, rapport 91-07.

[19] Stowa (1993), Nitrificatie en denitrificatie in compactsysteemen, evaluatie praktijkonderzoek, onderzoeksprogramma PN-1992,

[20] Stowa (1993), Handboek stikstofverwijdering, onderzoeksprogramma PN-1992, rapport 93 - 07.

[21] Tauw Milieu (1992), Projectvoorstel "Het Drie-slibsoortensysteem".

[22] Tracy, K.D. & Flammino, A. (1987), Biochemistry and Energetics of Biological Phosphorus Removal, *Proc. from IAWPRC spec. conf.*, Rome, pp. 15 - 26.

Bijlage I:

De selectieve rol van de anaërobe periode voor de groei van fosfaat-accumulerende organismen.

Inhoudsopgave bijlage I

		blz.
1	**Inleiding**	70
2	**Probleemstelling**	70
3	**Onderzoeksopzet**	70
4	**Materiaal en Methoden**	71
	4.1 Reactor	71
	4.2 Afvalwatersamenstelling	71
	4.3 Monstername en analyses	72
5	**Resultaten**	72
	5.1 Zuiveringsresultaten	72
	5.2 P-gehalte in het slib	73
	5.3 P-afgiftesnelheid	73
	5.4 Fosfaatprofiel	74
	5.5 Acetaatprofiel	74
6	**Conclusies**	75

1 Inleiding

De lengte van de anaërobe periode speelt een essentiële rol in het functioneren van de biologische fosfaatverwijdering. De selectie van fosfaat-accumulerende organismen is afhankelijk van de lengte van de anaërobe periode. De concentratie aan lagere vetzuren in het influent is bepalend voor de te kiezen lengte van de anaërobe periode. De lengte van de anaërobe periode moet voldoende lang zijn om de beschikbare hoeveelheid aan vetzuren volledig om te zetten in intracellulaire PHA (poly-hydroxy-boterzuur (PHB) en poly-hydroxy-valeriaanzuur (PHV)) [12]. Voor het behouden van een voldoende hoge selectiedruk voor fosfaat-accumulerende organismen geeft Hong [8] aan dat de anaërobe contacttijd van een A/O-systeem minimaal 30 minuten dient te bedragen.

In het "activated sludge model no. 2" [7] wordt aangenomen dat de aërobe groei van fosfaat-accumulerende organismen alleen plaatsvindt op intern opgeslagen substraat. De groeisnelheid van de fosfaat-accumuleerders wordt bepaald door het PHB-gehalte van de cellen aan het begin van de aërobe periode. Er bestaat een lineair verband tussen het gemiddelde PHB-gehalte en de gemiddelde groeisnelheid van fosfaat-accumuleerders in de aërobe periode [15]. De groeisnelheid van fosfaataccumuleerders is hoger naarmate het PHB-gehalte aan het begin van de aërobe periode hoger is. Het bereikbare PHB-gehalte is afhankelijk van de hoeveelheid acetaat die tijdens de anaërobe periode omgezet kan worden tot PHB. Als niet al het acetaat wordt verbruikt tijdens de anaërobe periode kan het PHB-gehalte lager uitvallen en uiteindelijk resulteren in een lagere groeisnelheid. Tijdens de anaërobe periode kan er concurrentie optreden tussen fosfaat-accumuleerders, denitrificeerders en fermenteerders om het beschikbare acetaat [10]. De hoeveelheid acetaat beschikbaar voor de fosfaat-accumuleerders zal hierdoor lager zijn. Daarnaast kan de anaërobe periode te kort worden voor een volledige opname van acetaat.
De energie die nodig is voor de omzetting van acetaat tot PHB wordt onder andere geleverd door de afbraak van intracellulair polyfosfaat. Een lagere P-afgifte kan aangeven dat er minder PHB zal worden gevormd.

2 Probleemstelling

Bij het onderzoek aan het Drie-slibsoortensysteem is tijdens fase 2 de anaërobe contacttijd in het A/O-systeem verlaagd van 37 tot 23 minuten. Tot een anaërobe contacttijd van 28 minuten en bij een HVT van 2,8 uur in het A/O-systeem kon een stabiele defosfatering worden waargenomen. Bij een verdere verlaging in de anaërobe contacttijd nam het ortho-P gehalte in het effluent toe, bij een anaërobe contacttijd van 23 minuten was de selectiedruk voor fosfaat-accumulerende organismen verdwenen en steeg het effluent P-gehalte tot 5,4 mg P/l.

3 Onderzoeksopzet

Om nader onderzoek te verrichten naar het effect van de lengte van de anaërobe periode op het functioneren van de biologische fosfaatverwijdering is op labschaal aanvullend onderzoek verricht. Hiervoor is een klein schaalmodel van een propstroomreactor opgestart die qua uitvoer identiek was aan de propstroomreactor die is gebruikt voor het onderzoek aan het Drie-slibsoortensysteem. De anaërobe/aërobe-verhouding bedroeg 1:2 en het retourslibdebiet was 100% van het influentdebiet. Het slibgehalte werd gehandhaafd op circa 6 g/l.

Het experiment waarbij de invloed van de anaërobe periode op de biologische fosfaatverwijdering is getest is onderverdeeld in drie perioden en in tabel 1.1 staan de procesomstandigheden vermeld die zijn toegepast in de betreffende perioden. Elke week is van het slib de fosfaatafgiftecapaciteit bepaald en is een profiel genomen over de reactor waarbij het fosfaatgehalte en vetzuurgehalte zijn bepaald.

Tabel 1.1 **Hydraulisch regiem in de reactor tijdens de verschillende perioden naar het onderzoek van de rol van de anaërobe contacttijd op de biologische fosfaatverwijdering.**

periode	1	2	3
HVT (uur)	3,0	2,6	2,2
anaërobe contacttijd (min)	30	26	22
aërobe contactijd (min)	60	52	44
duur (weken)	6	4	4

4 Materiaal en Methoden

4.1 Reactor

De reactor met een volume van 24 l was onderverdeeld in twaalf compartimenten om een propstroomkarakter te creëren. Vier compartimenten werden anaëroob bedreven en acht aëroob. Het slib in de onbeluchte compartimenten werd in suspensie gehouden door een roermechanisme. De aërobe compartimenten werden belucht door middel van fijnebellenbeluchting. De installatie werd opgestart met slib vanuit de defosfateringsreactor van de proefinstallatie van het Drie-slibsoortensysteem.

Het slib-watermengsel vanuit het twaalfde compartiment werd onder vrij verval naar de nabezinker geleid. De tussenbezinker had een volume van 18 l. Met een retourslibdebiet van 100% werd het retourslib teruggevoerd naar het eerste anaërobe compartiment van de actief-slibinstallatie.

Om het slibgehalte in de reactor constant te houden op 6 g/l werd elke dag een bepaalde hoeveelheid slib gespuid vanuit het laatste compartiment van de installatie.

4.2 Afvalwatersamenstelling

Als influent is onbezonken rioolwater van de rwzi Bennekom gebruikt. De gemiddelde afvalwatersamenstelling in de drie perioden staat weergegeven in tabel 1.2.

Tabel 1.2 **Gemiddelde afvalwatersamenstelling van het onbezonken afvalwater van de rwzi Bennekom voor de onderzochte periode.**

periode 1			periode 2			periode 3		
CZV	285	mg O_2/l	CZV	320	mg O_2/l	CZV	511	mg O_2/l
VVZ	48	mg Ac/l	VVZ	43	mg Ac/l	VVZ	46	mg Ac/l
P_{tot}	9,8	mg P/l	P_{tot}	8,7	mg P/l	P_{tot}	7,4	mg P/l
N_{Kj}	57,5	mg N/l	N_{Kj}	57,9	mg N/l	N_{Kj}	63,8	mg N/l

4.3 Monstername en analyses

Omdat het influent reeds werd bemonsterd ten behoeve van de proefinstallatie van het Drieslibsoortensysteem kon van deze waarden gebruik worden gemaakt. De bemonstering van het effluent van de kleine reactor heeft steekmonstersgewijs plaatsgevonden. Deze monsters werden bepaald op NH_4-N, NO_3-N, NO_2-N en PO_4-P. Van het slib werden regelmatig het droge-stofgehalte en P-gehalte bepaald.

profielmeting

Van de profielen die zijn genomen over de reactor is het ortho-P gehalte en het gehalte en VVZ (vluchtige vrije vetzuren) bepaald.

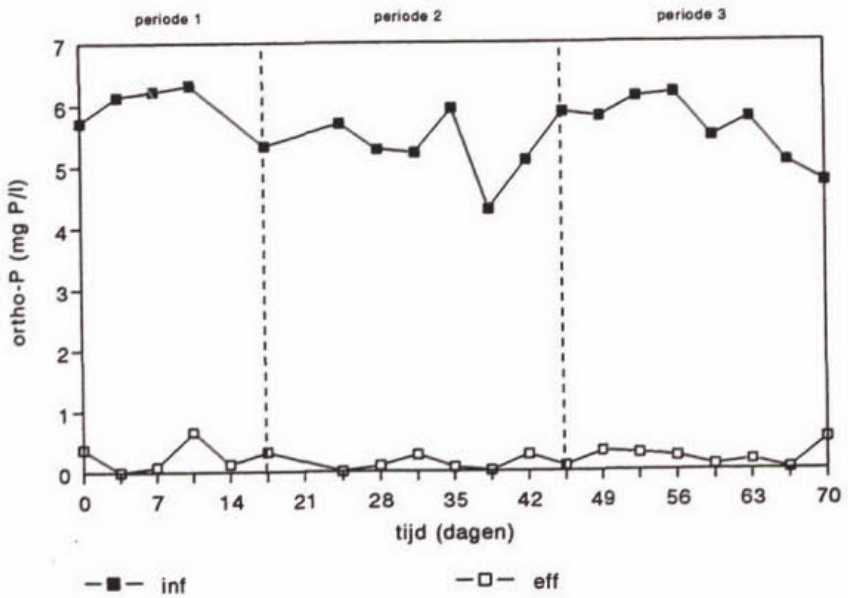
fosfaatafgiftecapaciteit

Aan slib afkomstig uit het laatste aërobe compartiment van de defosfateringsreactor werd 500 mg Ac/l toegevoegd en gedurende 2 uur onder anaërobe omstandigheden gehouden waarbij het slib in suspensie is gehouden door een roermechanisme. Elke 15 minuten is een monster genomen dat is geanalyseerd op P_{ortho}, NO_3-N en VVZ.

5 Resultaten en Discussie

5.1 Zuiveringsresultaten

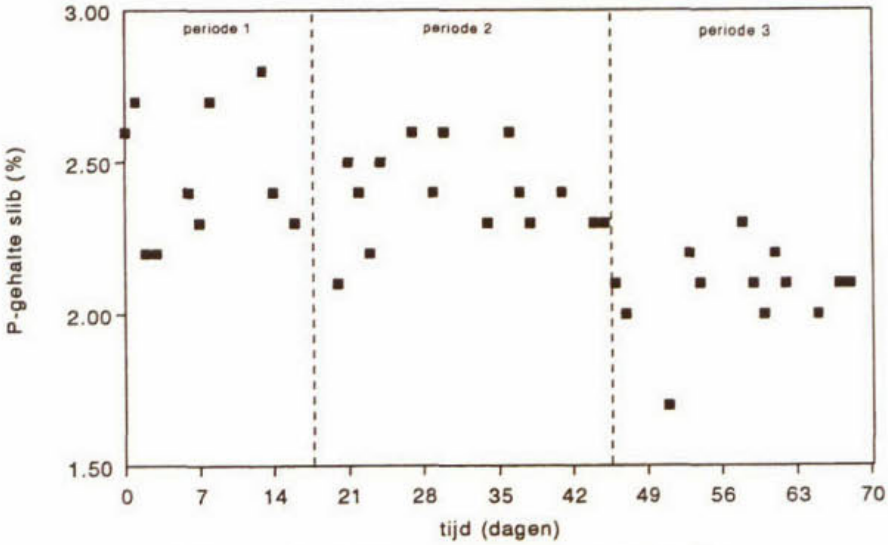
In figuur 1.1 zijn de waarden uitgezet voor P_{ortho}, die zijn gemeten in influent en effluent. Over de gehele periode waarin dit deelonderzoek is uitgevoerd, heeft de biologische fosfaatverwijdering goed gefunctioneerd bij anaërobe contacttijden variërend van 22 tot 30 minuten. In de steekmonsters van het effluent zijn voortdurend lage waarden gemeten. Ten aanzien van het P_{ortho}-verwijderingsrendement is er geen verslechtering waargenomen door het verlagen van de anaërobe verblijftijd.



Figuur 1.1 Verloop van P_{ortho} gehalte in influent en effluent.

5.2 P-gehalte in het slib

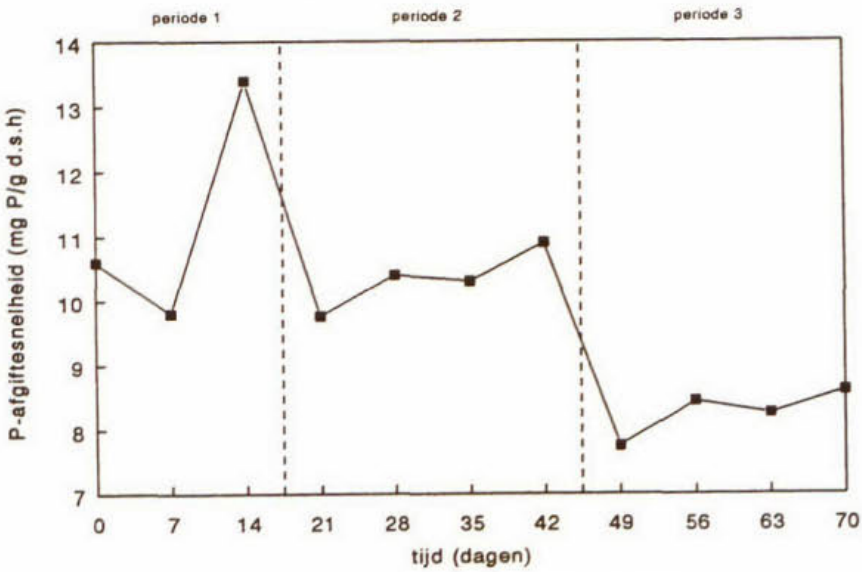
Het P-gehalte van het slib over de gehele onderzoeksperiode staat weergegeven in figuur 1.2. Van periode 1 tot periode 3 daalde het P-gehalte in het slib van 2,5 tot 2,2%. Dit geeft aan dat het aantal fosfaat-accumulerende organismen in het slib is afgenomen naarmate de anaërobe verblijftijd werd verlaagd van 30 tot 22 minuten.



Figuur 1.2 Verloop van het P-gehalte in het slib.

5.3 P-afgiftesnelheid

De P-afgiftesnelheid, die regelmatig van het slib is gemeten, staat voor de verschillende perioden weergegeven in figuur 1.3. De P-afgiftesnelheid is bepaald over het eerste half uur. Bij een anaërobe verblijftijd van 30 minuten bedroeg de P-afgiftesnelheid maximaal 13,4 mg P/g d.s.h. Na de overgang van periode 1 naar periode 2 waarbij de anaërobe verblijftijd werd verlaagd naar 26 minuten daalde de P-afgiftesnelheid naar een gemiddelde waarde van 10,3 mg P/g d.s.h. In periode 3 werd de anaërobe verblijftijd verder verlaagd tot 22 minuten en de P-afgiftesnelheid daalde tot een gemiddelde waarde van 8,3 mg P/g d.s.h.



Figuur 1.3 Verloop van de P-afgiftesnelheid.

5.4 Fosfaatprofiel

Aan de hand van de bereikte P_{ortho}-concentraties in het laatste anaërobe compartiment zijn de gemiddelde P-afgiftesnelheden berekend voor de drie verschillende perioden (tabel 1.3). In periode 1 bedroeg de P-afgiftesnelheid gemiddeld 10,5 mg P/g d.s.h bij een anaërobe contacttijd van 30 minuten. De P-afgiftesnelheid die is gemeten in periode 2 en 3 bedroeg in beide gevallen 7,1 mg P/g d.s.h. Evenals bij de batchgewijze bepaling van de P-afgiftesnelheid, is ook bij de bepaling van de P-afgiftesnelheid aan de hand van het bereikte ortho-P gehalte in het laatse anaërobe compartiment een verlaging gevonden in de P-afgiftesnelheid bij een daling van de anaërobe contacttijd. De lagere waarden, in vergelijking tot de P-afgiftesnelheden die batchgewijs zijn bepaald, werden veroorzaakt door de variatie in de samenstelling van het afvalwater en de lagere acetaatconcentraties. De P-opnamesnelheid die vanuit het fosfaatprofiel kon worden berekend, varieerde over alle perioden tussen 7 en 8 mg P/g d.s.h. Omdat de P-opnamesnelheid over het algemeen overeenkomt met de waarde van de P-afgiftesnelheid zal dit voldoende zijn om de hoeveelheid afgegeven fosfaat in de aërobe periode volledig op te nemen.

Tabel 1.3 P-afgiftesnelheid berekend aan de hand van de P_{ortho}-concentraties in het laatste anaërobe compartiment.

	periode	1	2	3
anaërobe contacttijd	(min)	30	26	22
P-afgiftesnelheid	(mg P/g d.s.h)	10,5	7,1	7,1

Ondanks het feit dat het P-verwijderingsrendement niet is beïnvloed door het verkorten van de anaërobe contacttijd is wel een negatieve trend gevonden in de P-afgiftesnelheid en het P-gehalte in het slib. Dit geeft aan dat de concentratie aan fosfaat-accumuleerders is afgenomen door het verkorten van de anaërobe contacttijd.

De groeisnelheid van fosfaat-accumulerende organismen wordt bepaald door het gehalte aan PHA aan het begin van de aërobe periode [15]. Bij het verkorten van de anaërobe periode kan minder PHA worden opgebouwd waardoor de groeisnelheid van de fosfaat-accumuleerders zal afnemen. Een afname in de groeisnelheid kan uiteindelijk resulteren in een afname van het aantal fosfaat-accumuleerders in het slib waardoor de P-afgiftesnelheid en het P-gehalte van het slib zullen dalen. Om het effect van de anaërobe periode beter te kunnen bestuderen is het essentieel dat het verloop van het PHA-gehalte tijdens de anaërobe en aërobe periode wordt gevolgd.

Een afname van het gehalte aan fosfaat-accumuleerders wordt versterkt door de zeer lage slibleeftijd die is toegepast. Van periode 1 tot periode 3 daalde de slibleeftijd van gemiddeld 5 tot gemiddeld 3 dagen. Om de minimaal benodigde slibleeftijd te kunnen berekenen voor het handhaven van voldoende fosfaat-accumuleerders in het systeem zal het PHA-gehalte bepaald moeten worden omdat er vanuit wordt gegaan dat de aërobe groei van fosfaat-accumuleerders enkel en alleen plaatsvindt op PHA als substraat.

5.5 Acetaatprofiel

De acetaatprofielen over de reactor vertoonden tijdens de gehele periode een grillig beeld. Ten eerste werd dit veroorzaakt door een variatie in de samenstelling van het afvalwater en ten tweede door een variatie in het slibgehalte in de actief-slibinstallatie. Doordat er tevens fermentatie plaatsvindt van fermenteerbaar materiaal is het niet mogelijk om aan te geven

hoeveel acetaat precies is verbruikt tijdens de anaërobe periode. Of de hoeveelheid acetaat volledig is verbruikt door alleen de fosfaat-accumuleerders kan vanuit dit deelonderzoek niet geconcludeerd worden. Omdat er geen nitraat aanwezig was, kan wel worden aangenomen dat de denitrificeerders geen significante rol hebben gespeeld bij de concurrentie om het beschikbare acetaat tijdens de anaërobe periode.
Incidenteel kon bij hoge acetaatconcentraties in het influent (ca. 75 mg Ac/l) in het laatste anaërobe compartiment een acetaatconcentratie worden gemeten van ca. 15 mg Ac/l. Omdat over de gehele periode de gemiddelde acetaatconcentratie in het influent nagenoeg constant was (gem. 45 mg/l) kan worden aangenomen dat een daling in het P-gehalte van het slib niet zal zijn veroorzaakt door een tekort aan acetaat.
Om exact inzicht te verkrijgen in het effect van de anaërobe contacttijd op de selectie van fosfaat-accumulerende organismen zal de PHA-concentratie gevolgd moeten worden.

6 Conclusies

Bij het verkorten van de anaërobe contacttijd in een hoogbelast A/O-systeem neemt het aandeel aan fosfaat-accumuleerders in het slib af. De selectiedruk voor fosfaataccumuleerders kan niet gehandhaafd blijven bij zeer korte anaërobe contacttijden (< 30 minuten). Voor het behouden van een voldoende grote fosfaat-accumulerende bacteriepopulatie moet een anaërobe contacttijd van minimaal 30 minuten worden aangehouden.

Bijlage II:

Effect van zwevende stof op de nitrificatiesnelheid in biofilmreactoren

Inhoudsopgave bijlage II

		blz.
1	**Inleiding**	78
2	**Probleemstelling**	78
3	**Onderzoeksopzet**	78
4	**Materiaal en Methoden**	79
	4.1 Proefopstelling	79
	4.2 Monstername en analyses	80
5	**Resultaten**	81
	5.1 Nitrificatiesnelheid	81
	5.2 Heterotrofe activiteit	84
6	**Discussie**	84
7	**Conclusies**	85

1 Inleiding

De aanwezigheid van zwevende stof in het influent van een nitrificerende biofilmreactor kan een negatieve invloed hebben op de nitrificatiecapaciteit. Bij onderzoek aan een nitrificerend oxidatiebed, waarbij effluent is gebruikt van een actief-slibinstallatie, is een nitrificatiesnelheid gevonden van 1,8 g NH_4-N/m^2.d bij zwevende-stofgehalten boven 15 mg/l en 2,6 g NH_4-N/m^2.d bij gehalten lager dan 15 mg/l [1].

Zwevende stof aanwezig in het influent van een biofilmreactor voor nitrificatie adsorbeert snel aan het biofilmoppervlak en zal leiden tot een stijging in de biofilmdikte [4]. Door diffusielimitatie van zuurstof en ammonium zal de nitrificatie-capaciteit afnemen. Daarnaast bestaat zwevende stof vanuit een actief-slibinstallatie voornamelijk uit heterotrofe organismen en boven op de autotrofe nitrificerende biofilm zal een heterotrofe laag worden gevormd. Door de afbraak van overgebleven organisch materiaal zal een deel van de zuurstof eerst door de heterotrofe laag worden gebruikt waardoor minder zuurstof beschikbaar zal zijn voor de nitrificeerders.

Door gebruik van voorfiltratie van het influent van een nitrificerend filter kan het negatieve effect van zwevende stof worden voorkomen en kan een stabielere procesvoering worden verkregen. Bij onderzoek aan biorotoren bleek de nitrificatiecapaciteit met een factor 1,5 toe te nemen bij plaatsing van een voorfiltratiestap [3]. De omstandigheden worden bij toepassing van voorfiltratie gunstiger voor de groei van een homogene nitrificerende biofilm.

2 Probleemstelling

De installatie voor de biologische fosfaatverwijdering is een hoogbelast actief-slibsysteem. Een kenmerk van hoogbelaste actief-slibinstallaties is dat het slib bestaat uit kleine diffuse slibvlokken. Bij het onderzoek aan het Drie-slibsoortensysteem bleek bovendien tussen de slibvlokken veel zwevend materiaal aanwezig te zijn. De SVI van het slib uit de defosfaterende reactor is laag (80 ml/g). Het filterend effect van de slibdeken zal daardoor gering zijn en zwevende stof kan makkelijk uitspoelen.
Omdat bij RWA de oppervlaktebelasting van de tussenbezinker toeneemt, kan dit leiden tot een verhoging van het zwevende-stofgehalte.

Vanwege een instabiele nitrificatie bij het begin van het onderzoek aan het Drie-slibsoortensyteem werd voor het verkrijgen van meer stabiliteit een filtratiestap voor de nitrificatiereactor geplaatst. Na het plaatsen van de voorfiltratiestap nam de nitrificatie-capaciteit toe met een factor 2.

3 Onderzoeksopzet

Om meer inzicht te verkrijgen in het effect van zwevende stof op de nitrificatiecapaciteit in een biofilmreactor is op labschaal nader onderzoek verricht. Hiervoor werden vier identieke biofilmreactoren (A, B, C en D) gebruikt (figuur 2.2). Als influent diende effluent van de eerste reactor voor de biologische fosfaatverwijdering. Het influent werd voordat het aan de biofilmreactoren werd aangeboden voorgefiltreerd door een dubbele filtratiestap.

Als zwevende stof is slib uit de reactor voor de biologische fosfaatverwijdering gebruikt dat direct vanuit de actief-slibinstallatie is betrokken. De karakteristiek van het slib dat is toegevoegd aan de biofilmreactoren is niet geheel overeenkomstig de karakteristiek van de zwevende stof die uit de tussenbezinker spoelt. Het verschil in de karakteristiek zit voornamelijk in de deeltjesgrootte. In de tussenbezinker zullen de grootste deeltjes reeds zijn

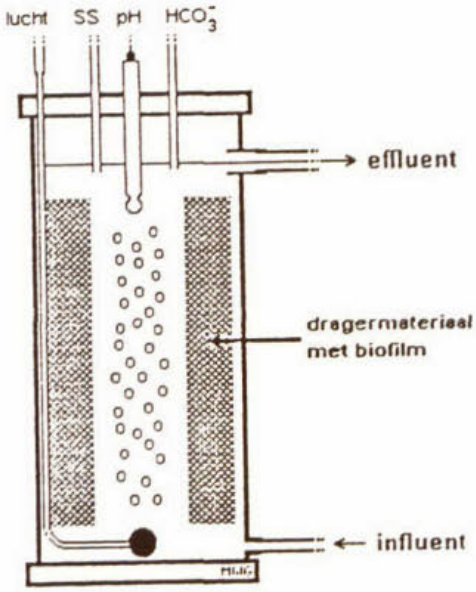
bezonken zodat het effluent voornamelijk kleine deeltjes bevat. Het slib is discontinu toegevoegd en het debiet van de slibtoevoer was zo ingesteld dat voor de drie reactoren een zwevende-stofgehalte werd bereikt van 15, 25 en 50 mg/l. Het slib is bovenin de reactor toegevoegd. Aan de vierde biofilmreactor is geen zwevende stof toegevoegd; deze diende als referentiereactor.

Om het effect van zwevende stof op de nitrificatie te bestuderen, is dagelijks de nitrificatiesnelheid bepaald door de reactor als een batchreactor te bedrijven en aan het begin van de meting 40 mg NH_4-N/l toe te voegen. Daarnaast is twee maal per week de heterotrofe activiteit gemeten door 100 mg Ac/l aan de reactoren toe te voegen.

4 Materiaal en Methoden

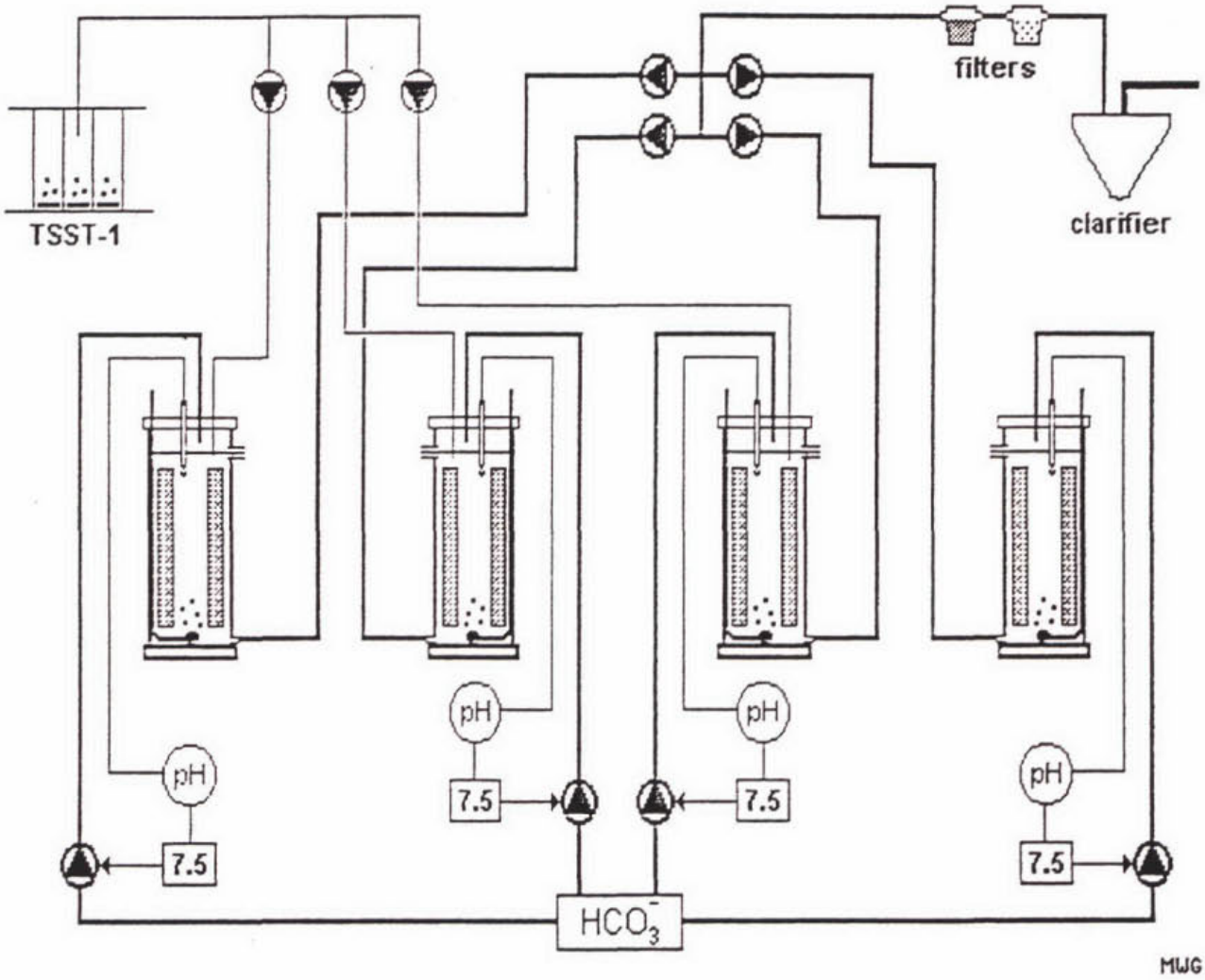
4.1 Proefopstelling

De biofilmreactoren die voor het onderzoek zijn gebruikt waren cylindrische perspex-reactoren met een volume van 1,5 l, het vloeistofvolume was 1,25 l (figuur 2.1). Het dragermateriaal (PUR met een specifiek oppervlak van 460 m^2/m^3) was afkomstig uit de nitrificatiereactor van het Drie-slibsoortensysteem en was reeds begroeid met een nitrificerende biofilm. Het dragermateriaal is zodanig tegen de reactorwand aangebracht dat een lege middenkolom ontstond. Het effluent van de defosfateringsreactor diende als influent voor de reactoren en werd onderin de reactor toegevoerd. Het influentdebiet bedroeg 1,25 l/h waardoor de HVT in de reactoren 1 uur bedroeg. Het influent passeerde een dubbele filtratiestap voor de afvang van zwevende stof. Het eerste filtervaatje was gevuld met PUR-materiaal dat ook is gebruikt als dragermateriaal voor de nitrificatiereactor, het tweede filtervaatje was gevuld met een wattenfilter.



Figuur 2.1 Biofilmreactor

De reactor werd van onder uit de reactor belucht door middel van fijne-bellenbeluchting. Hierdoor ontstond in de middenkolom een opwaartse stroming waarna het water in een neerwaartse stroom door het dragermateriaal werd geleid. Het zuurstofgehalte in de biofilmreactoren bedroeg gemiddeld 7 mg O_2/l. Boven in het midden van de reactor was een pH-elektrode geplaatst om continu de pH te meten. Met behulp van een PID-regelaar is de pH constant gehouden op 7,5 door toevoeging van een bicarbonaatoplossing.



Figuur 2.2 Proefopstelling

4.2 Monstername en analyses

Het voorgefiltreerde influent van de vier biofilmreactoren is tijdproportioneel bemonsterd. Van het effluent van de vier biofilmreactoren is dagelijks een steekmonster genomen door dit gedurende 2 uur op te vangen in een opvangvat. Zowel influent als effluent zijn geanalyseerd op NO_2-N, NO_3-N, NH_4-N en gefiltreerd en ongefiltreerd CZV. Van het slib uit de actief-slibinstallatie is het slibgehalte bepaald.

nitrificatiesnelheid

De nitrificatiesnelheid in de vier biofilmreactoren is dagelijks bepaald. Hiervoor zijn de biofilmreactoren als batchreactoren bedreven. Het zuurstofgehalte werd bij de bepaling verlaagd tot 4 mg O_2/l. Aan het begin van de meting werd een bepaalde hoeveelheid NH_4Cl toegevoegd zodat de beginconcentratie aan ammonium 40 mg NH_4-N/l bedroeg. Gedurende een uur is op gezette tijden (t=0, t=30 en t=60 minuten) een monster genomen en geanalyseerd op NO_2-N, NO_3-N en NH_4-N.

heterotrofe activiteit

Twee maal per week is de heterotrofe activiteit van de vier biofilmreactoren bepaald. Aan het begin van de meting werd een bepaalde hoeveelheid NaAc toegevoegd zodat de beginconcentratie aan acetaat 100 mg Ac/l bedroeg. De monsters die op t=0, 30 en 60 zijn genomen, werden geanalyseerd op acetaat met behulp van een gaschromatograaf.

5 Resultaten

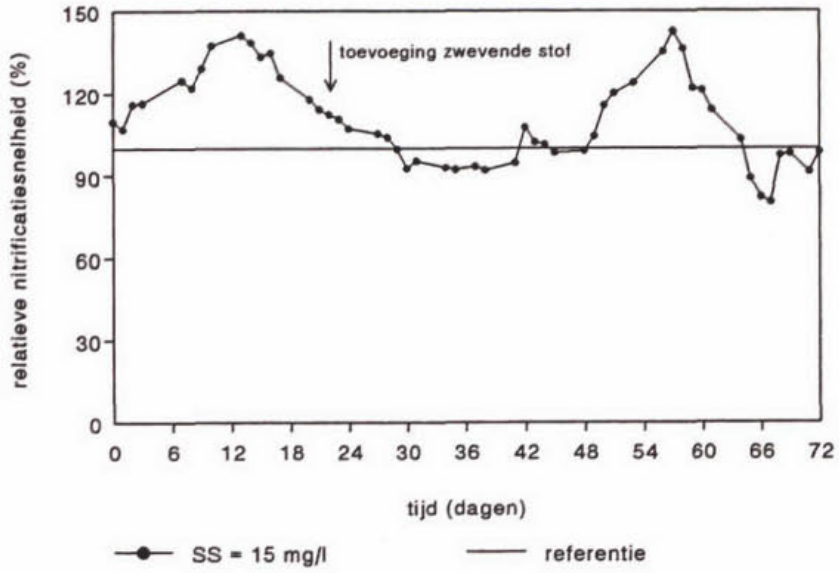
5.1 Nitrificatiesnelheid

In de eerste drie weken van het onderzoek zijn de vier reactoren alleen gevoed met influent, zonder toevoeging van extra zwevende stof. In deze weken kon de biofilm zich aanpassen aan de nieuwe omstandigheden in de kleine biofilmreactoren. Nadat de nitrificatiecapaciteit in de biofilmreactoren constant bleef, is overgegaan tot het toevoegen van zwevende stof aan de reactoren A, B en C in concentraties van circa 15, 25 en 50 mg/l (reactor D diende als referentiereactor).

Om het effect van zwevende stof op de nitrificatiecapaciteit in biofilmreactoren te kunnen beoordelen, zijn de nitrificatiesnelheden in de reactoren waaraan zwevende stof is toegevoegd vergeleken met de nitrificatiesnelheid in de referentiereactor. De nitrificatiesnelheid die is gemeten in de referentiereactor is vastgesteld op 100% en de behaalde nitrificatiesnelheden in de andere reactoren zijn uitgedrukt als percentage van de behaalde snelheid in de referentiereactor D. Door de nitrificatiesnelheden relatief aan de snelheid van de referentiereactor weer te geven, zijn bepaalde randeffecten, zoals het effect van de temperatuur op de nitrificatiesnelheid, verdisconteerd in de nitrificatiesnelheid van de referentiereactor. Het negatieve effect van zwevende stof op de nitrificatiesnelheid zal hierdoor meer tot uitdrukking komen.

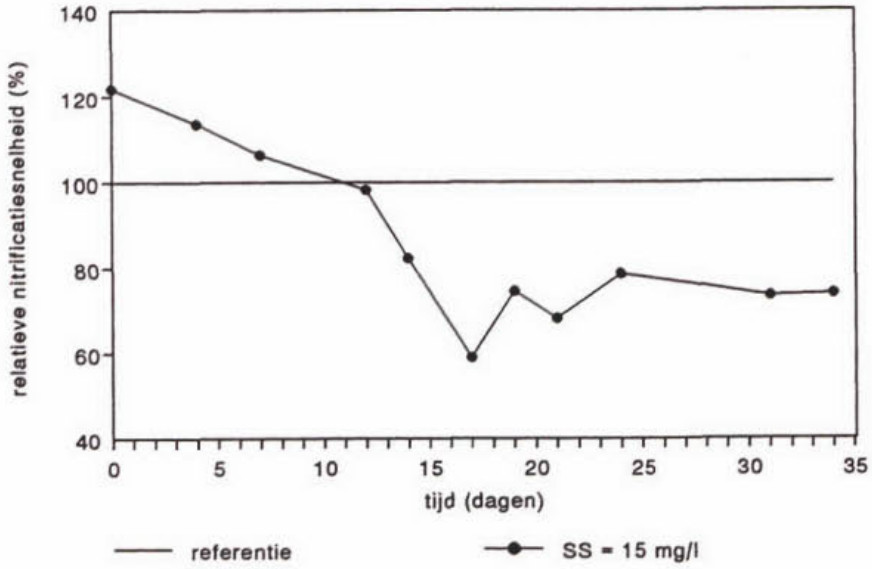
De enige factor die verschillend was in de reactoren, was de variatie in de zuurstofconcentratie omdat de beluchting moeilijk voor alle reactor gelijk was in te stellen. De zuurstofconcentratie was echter in alle reactoren hoger dan 6 mg O_2/l.
Voor de reactoren, waaraan zwevende stof is toegevoegd in concentraties van circa 15, 25 en 50 mg/l, zijn de resultaten uitgezet in de figuren 2.3 t/m 2.6. De resultaten beslaan een periode van 10 weken, waarvan de eerste drie weken zijn gebruikt als adapatatiefase waarin geen zwevende stof aan de reactoren is toegevoegd.

In figuur 2.3 is te zien dat bij een zwevende-stofgehalte van 15 mg/l (reactor A) geen zichtbaar effect is waargenomen terwijl in de literatuur wordt aangegeven dat bij deze concentratie de nitrificatiecapaciteit wel degelijk negatief wordt beïnvloed [1]. Visueel was wel duidelijk waar te nemen dat er zwevende stof was ingevangen in het dragermateriaal maar niet in die mate als in de reactoren met een zwevende-stofgehalte van 25 en 50 mg/l.



Figuur 2.3 Relatieve nitrificatiesnelheid (%) bij een zwevende-stofgehalte van 15 mg/l.

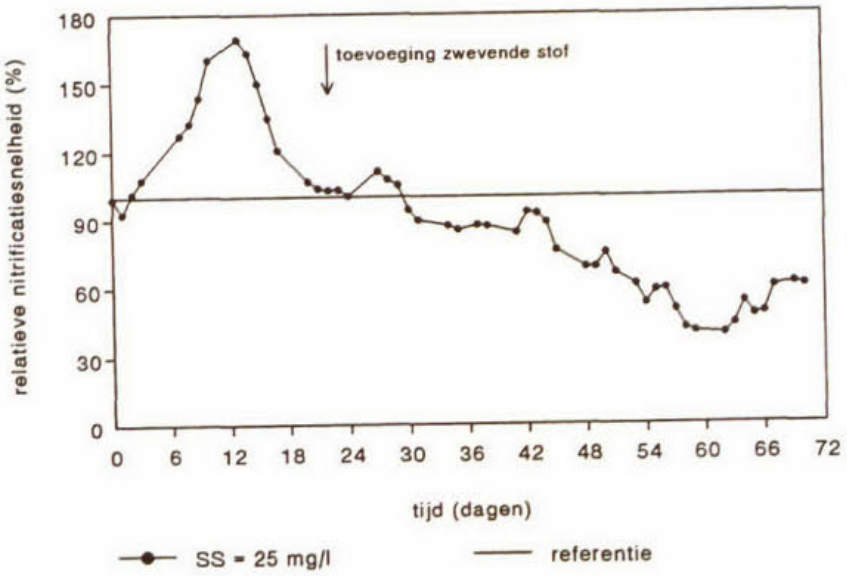
In een later stadium is het experiment met 15 mg/l aan zwevende stof herhaald. Hierbij is de zwevende stof in plaats van bovenin de reactor onderin toegevoegd omdat verwacht werd dat bij de invoer bovenin een deel van de toegevoegde zwevende stof direct de reactor zou verlaten via de effluentafvoer.



Figuur 2.4 Relatieve nitrificatiesnelheid (%) bij een zwevende-stofgehalte van 15 mg/l.

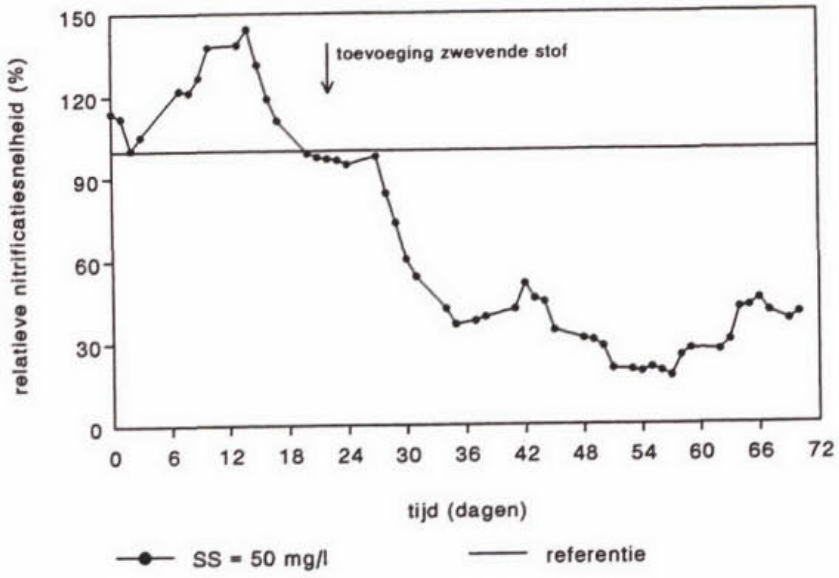
De resultaten van dit experiment staan weergeven in figuur 2.4. Vòòr het toevoegen van zwevende stof is de reactor 2 maanden bedreven zonder toevoeging van zwevende stof. Vanaf het moment dat de zwevende stof werd toegevoegd (dag 0 in figuur 2.4) is er een daling gevonden van de nitrificatiecapaciteit ten opzichte van de referentiereactor. Na 34 dagen werd een nitrificatiecapaciteit bereikt die 70% bedroeg van de nitrificatiecapaciteit in de referentiereactor.

De nitrificatiesnelheid van reactor B, waaraan 25 mg/l aan zwevende stof is toegevoegd, begon na 9 dagen langzaam te dalen. In 4 weken tijd werd een minimale waarde bereikt die 40% bedroeg van de nitrificatiesnelheid in de referentiereactor (figuur 2.5). De afname van de nitrificatiesnelheid is voornamelijk veroorzaakt door de invang van zwevende stof in het dragermateriaal. De biofilmdikte neemt toe, wat leidt tot diffusielimitatie. Het dragermateriaal kan makkelijk verstoppen waardoor niet meer het volledige biofilmoppervlak efficient kan worden benut. Beide effecten leiden tot een verlaging van de nitrificatiesnelheid.



Figuur 2.5 Relatieve nitrificatiesnelheid (%) bij een zwevende-stofgehalte van 25 mg/l.

Bij een zwevende-stofgehalte van 50 mg/l daalde de nitrificatiesnelheid in drie weken tijd tot een minimale waarde van slechts 20% van de nitrificatiesnelheid in de referentiereactor (figuur 2.6). Naast de invang van zwevende stof heeft waarschijnlijk ook de toename in de heterotrofe activiteit een negatieve invloed gehad op de nitrificatiesnelheid.



Figuur 2.6 Relatieve nitrificatiesnelheid (%) bij een zwevende-stofgehalte van 50 mg/l.

5.3 Heterotrofe activiteit

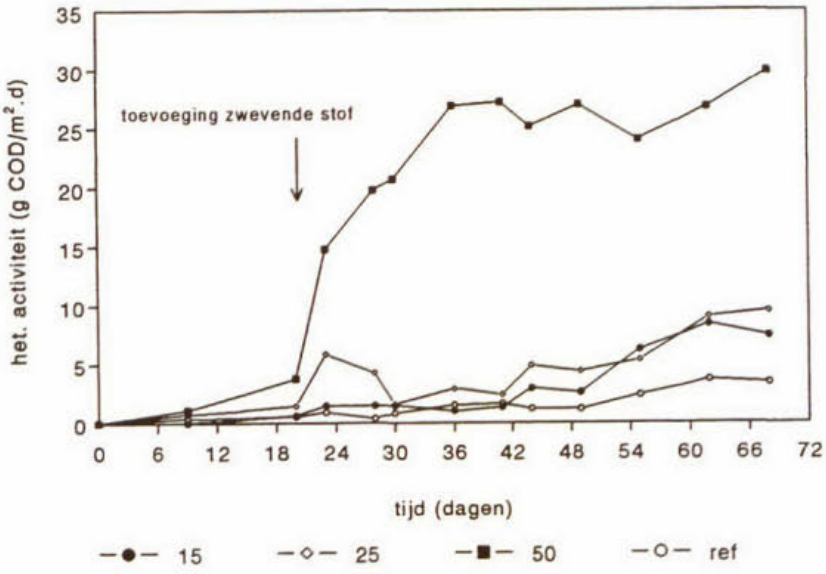
In figuur 2.7 zijn de acetaat-verwijderingssnelheden van de vier biofilmreactoren weergegeven. Bij aanvang van het experiment bedroeg de activiteit in alle reactoren 0,5 g CZV/m^2.d. In de reactoren waaraan 15 en 25 mg/l zwevende stof is toegevoegd steeg de heterotrofe activiteit tot respectievelijk 8,5 en 9 g CZV/m^2.d. Dit lag een factor 2 hoger dan de heterotrofe activiteit die in de referentiereactor werd bereikt.
In de reactor met een zwevende-stofgehalte van 50 mg/l steeg de heterotrofe activiteit vrijwel onmiddellijk na het toevoegen van zwevende stof. De activiteit die binnen 3 weken werd bereikt bedroeg 27 mg CZV/m^2.d.

6 Discussie

Zwevende stof heeft een negatieve invloed op de nitrificatiecapaciteit in biofilm-reactoren. Er zijn enkele factoren die een rol spelen bij de afname van de nitrificatiesnelheid door de aanwezigheid van zwevende stof.

- dikkere biofilm

Zwevende wordt ingevangen in het dragermateriaal en zet zich af op de nitrificerende biofilm. Dit leidt tot het groeien van de biofilmdikte hetgeen uiteindelijk kan leiden tot diffusielimitatie van onder andere zuurstof en ammonium. Vanwege deze diffusielimitatie zal de nitrificatiecapaciteit afnemen.



Figuur 2.7 Toename van de heterotrofe activiteit bij verschillende zwevende-stofgehalten.

- heterotrofe activiteit

Zwevende stof die uit de nabezinker van een actief-slibinstallatie spoelt, bestaat grotendeels uit heterotrofe organismen. Omdat zwevende stof organisch materiaal bevat hoeft dit, vooral bij hoge gehalten aan zwevende stof, niet limiterend te zijn voor de heterotrofe groei. Bovenop de nitrificerende biofilm wordt een heterotrofe biofilm gevormd: de nitrificeerders worden overwoekerd door de heterotrofen. De nitrificerende biofilm blijft aanwezig, maar door diffusielimitatie van zuurstof en respiratie van organisch materiaal door de heterotrofe biofilm zal de nitrificatiecapaciteit negatief worden beïnvloed.

- verstopping van het dragermateriaal

Bij het gebruik van dragermateriaal met een lage porositeit kan de invang van zwevende-stof leiden tot verstopping van het dragermateriaal, waardoor niet het gehele biofilmoppervlak effectief kan worden gebruikt. Dit resulteert in een lagere nitrificatiecapaciteit.

7 Conclusies

Zwevende stof heeft een negatieve invloed op de nitrificatiecapaciteit in biofilm-reactoren. Het negatieve effect wordt veroorzaakt door het groeien van de biofilmdikte waardoor diffusielimitatie optreedt. Door verstopping van het dragermateriaal wordt niet het gehele biofilmoppervlak efficient benut en de nitrificatiecapaciteit zal dalen. Bij hoge gehalten aan zwevende stof (ca. 50 mg/l) kan een verhoging in de heterotrofe activiteit resulteren in een extra verlaging van de nitrificatiesnelheid. Bij hogere zwevende-stofgehalten neemt de nitrificatiesnelheid sneller af.

Bijlage III:

Kostenvergelijking *Drie-slibsoortensysteem* en *conventioneel actief-slib-*systeem voor een nieuw te bouwen rwzi

Inhoudsopgave bijlage III

		blz.
1	**Inleiding**	88
2	**Uitgangspunten voor het ontwerp**	88
3	**Globaal ontwerp conventionele RWZI**	89
3.1	Inleiding	89
3.2	Ontvangstwerk en roostergoedverwijdering	90
3.3	Anaërobe tank met selector en zandvang	90
3.4	Aanvullende ijzerchloridedosering	90
3.5	Beluchtingscircuit	90
3.6	Nabezinktanks	91
3.7	Retourslibgemaal	92
3.8	Turbodrain	92
3.9	Zeefbandpers en slibopslag	92
3.10	Luchtbehandeling	93
4	**Ontwerp Drie-slibsoortensysteem**	94
4.1	Inleiding	94
4.2	Ontvangstwerk en roostergoedverwijdering	95
4.3	Hoogbelaste actief-slibinstallatie	95
4.4	Tussenbezinktanks	96
4.5	Retourslibgemaal	96
4.6	Nitrificatiereactor	97
4.7	Denitrificatiereactor	98
4.8	Turbodrain	99
4.9	Slibgisting	100
4.10	Zeefbandpers en slibopslag	100
4.11	Buffertank rejectiewater	100
4.12	Luchtbehandeling	101
5	**Kostenraming**	
5.1	Inleiding	102
5.2	Bouwkosten conventionele installatie	102
5.3	Stichtingskosten conventionele installatie	103
5.4	Jaarlijkse kosten conventionele installatie	103
5.5	Bouwkosten Drie-slibsoortensysteem	103
5.6	Stichtingskosten Drie-slibsoortensysteem	105
5.7	Jaarlijkse kosten Drie-slibsoortensysteem	105
6	**Evaluatie**	106

1 Inleiding

In deze bijlage worden de bouwkosten, de stichtingskosten en de jaarlijkse kosten van het Drie-slibsoortensysteem en een conventioneel actief-slibsysteem met elkaar vergeleken. Hierbij is uitgegaan van een volledig nieuw te bouwen installatie. Voor het conventionele actief-slibsysteem is uitgegaan van een ultralaagbelast beluchtingscircuit met aërobe en anoxische zones (simultane nitrificatie en denitrificatie) en biologische defosfatering in de hoofdstroom. Tevens is gekozen voor snelle slibontwatering. Er is uitgegaan van een capaciteit van 100.000 i.e.

2 Uitgangspunten voor het ontwerp

In tabel 3.1 worden de uitgangspunten voor het ontwerp vermeld. De effluenteisen zijn weergegeven in tabel 3.2. Als ontwerptemperatuur is gekozen voor 7 °C. De beluchting wordt berekend bij een maximum van 20 °C. Waar nodig zullen installatieonderdelen worden afgedekt om geuremissie zoveel mogelijk te beperken.

Tabel 3.1 Uitgangspunten voor het ontwerp

Parameter	Uitgangspunten	Vracht	Dimensie
Vuillast		100.000	i.e.
Gemiddeld debiet	230 l/i.e.	23.000	m^3/d
CZV	135 g O_2/i.e.d	13.500	kg/d
BZV	54 g O_2/i.e.d	5.400	kg/d
Zwevende stof	SS/BZV = 1	5.400	kg/d
Stikstof-Kjeldahl	12 g N/i.e.d	1.200	kg/d
Fosfor-totaal	2 g P/i.e.d	200	kg/d
DWA	150 l/i.e.; 12 h/d	1.250	m^3/h
RWA	RWA/DWA = 3	3.750	m^3/h

Tabel 3.2 Effluenteisen (mg/l)

Parameter		Effluenteisen
BZV	gemiddeld[1)] maximaal[2)]	< 8 < 15
Stikstof-totaal	gemiddeld[3)]	< 10
Fosfor-totaal	gemiddeld[1)]	< 1
Zwevende stof	gemiddeld[3)] maximaal[1)]	< 12 < 30

1) Voortschrijdend gemiddelde van 10 opeenvolgende metingen.
2) Etmaalmonster.
3) Jaargemiddelde

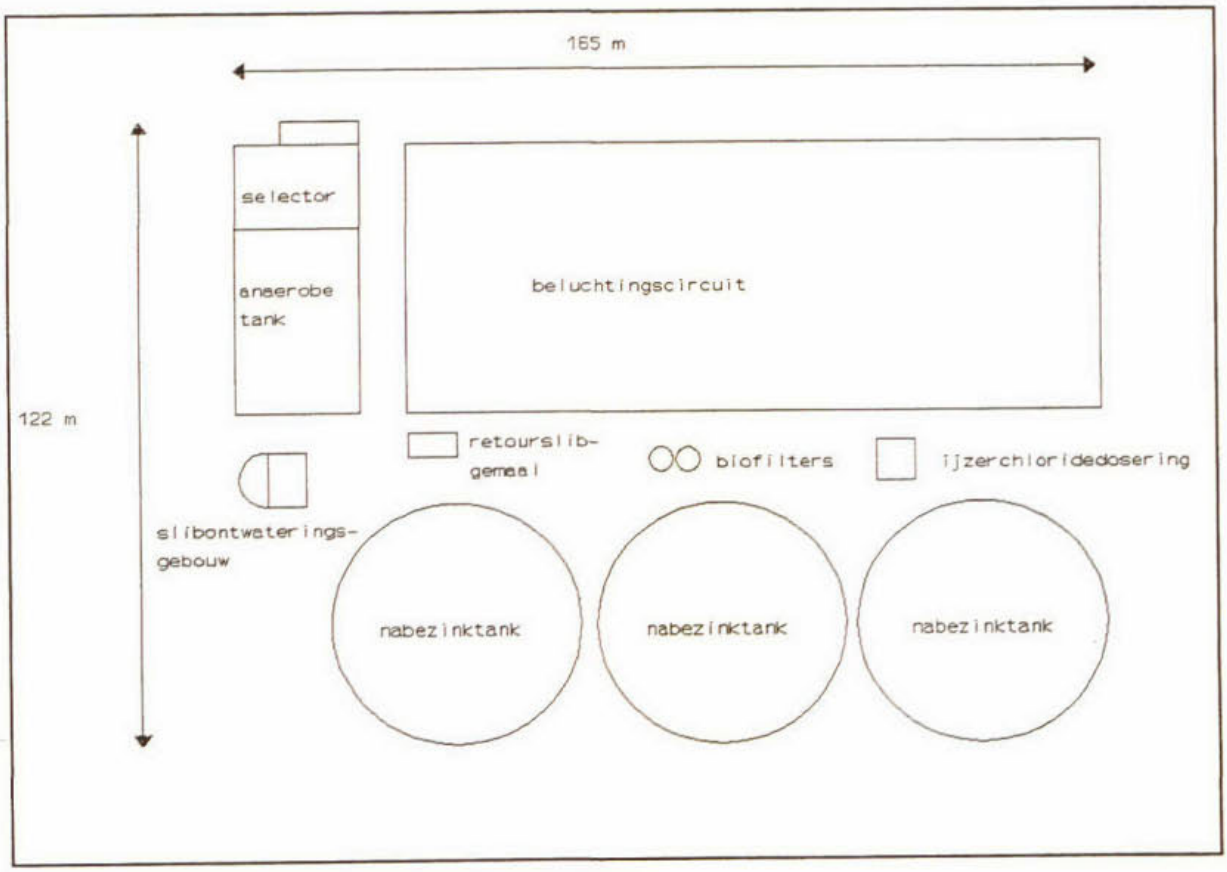
3 Globaal ontwerp conventionele RWZI

3.1 Inleiding

De conventionele rwzi zal bestaan uit de volgende hoofdonderdelen:

- ontvangstwerk met roostergoedverwijdering;
- anaërobe tank met selector en zandvang;
- aanvullende ijzerchloridedosering;
- ultralaagbelast beluchtingscircuit;
- nabezinktanks;
- retourslibgemaal;
- slibverwerkingsgebouw met:
  - zeefbandindikker,
  - zeefbandpers,
  - overlaadstation/carrousel.

Er wordt vanuit gegaan dat de gehele installatie onder vrij verval kan worden doorlopen. Een lay-out van de conventionele installatie is weergegeven in figuur 3.1.



Figuur 3.1 Lay-out conventionele installatie

3.2 Ontvangstwerk en roostergoedverwijdering

In het ontvangstwerk komen de persleiding(en) en/of vrij vervalleidingen van het rioleringssysteem samen. De hoogte wordt zodanig gekozen dat de installatie onder vrij verval kan worden doorlopen. Grof vuil wordt verwijderd met behulp van
een fijnrooster met een spleetwijdte van 6 mm. Het ontvangstwerk wordt afgedekt en afgezogen. De afgezogen lucht wordt gereinigd in biofilters.

3.3 Anaërobe tank met selector en zandvang

Het afvalwater stroomt uit de roostergoedverwijdering naar de selector. De selector is onderdeel van de anaërobe tank. Er is gekozen voor een contacttijd van 2 uur (op basis van DWA-debiet) in de anaërobe tank, waarvan 0,5 uur in de selector. De selector wordt toegepast om de vorming van licht slib te voorkomen. Voor het verwijderen van zand wordt gebruik gemaakt van het eerste compartiment van de selector.

In het overige deel van de anaërobe tank vindt selectie van fosfaatverwijderende bacteriën plaats, waardoor de biologische P-verwijdering kan plaatsvinden. Indien nodig kan aanvullend ijzerchloride worden gedoseerd, zie paragraaf 3.4. Deze dosering zal plaatsvinden in het laatste compartiment van de anaërobe tank. De anaërobe tank met selector wordt afgedekt en afgezogen om geuremissie te voorkomen. De bovenstaande lucht wordt gezuiverd in biofilters.

Dimensies:

-	totale contacttijd anaërobe tank	2	uur
-	contacttijd selector	0,5	uur
-	volume anaërobe tank met selector	5.000	m^3
-	volume selector	1.250	m^3

3.4 Aanvullende ijzerchloridedosering

Indien nodig kan aanvullend ijzerchloride worden gedoseerd. Er wordt uitgegaan van dosering van een 40% (w/w) oplossing van ijzerchloride ($FeCl_3$) in water. De ijzerchloride-oplossing wordt per tankwagen aangevoerd. De dimensionering is als volgt:

-	grondslag dosering	0,3	mol Fe/mol P
-	dosering op basis van droge stof (100% $FeCl_3$)	315	kg/d
-	debiet (40% w/w $FeCl_3$)	0,56	m^3/d
-	opslag	25	m^3

3.5 Beluchtingscircuit

In het beluchtingscircuit vindt simultane nitrificatie en denitrificatie plaats in aërobe en anoxische zones. De berekening is uitgevoerd met het HSA model. De beluchting vindt plaats met puntbeluchters. Er worden voortstuwers aangebracht om het slib te allen tijde in suspensie te houden. Er wordt van uitgegaan dat bij de minimale ontwerptemperatuur de nitrificatie volledig gewaarborgd blijft. De volgende dimensioneringsgrondslagen zijn gehanteerd:

-	minimale ontwerptemperatuur	7	°C
-	maximaal nitraatgehalte bij minimale ontwerptemperatuur	15	mg N/l
-	slibgehalte in de beluchtingscircuits	4,0	kg/m^3
-	gehalte biologisch slib	3,8	kg/m^3
-	diepte	4,0	m

Voor de beluchting zijn de uitgangspunten:

-	maximale temperatuur	20	°C
-	minimale zuurstofconcentratie bij maximale temperatuur	1,5	mg/l
-	zuurstofdeficiet	1,2	
-	piekfactor	1,1	
-	α-factor beluchting	0,9	

In tabel 3.3 is de dimensionering gegeven voor de beluchtingscircuits en is de beluchting weergegeven.

Tabel 3.3 Dimensionering beluchtingscircuits

Parameter	Waarde	Dimensie
Beluchtingscircuit		
- volume	26.000	m^3
- volume voor nitrificatie	18.900	m^3
- volume voor predenitrificatie	7.400	m^3
- biologische slibbelasting	0,054	kg BZV/kg ds.d
Slibproductie		
- biologisch	5.220	kg ds/d
- chemisch	290	kg ds/d
- totale slibproductie	5.510	kg ds/d
Beluchting		
- zuurstofinbrengcapaciteit (OC)	746	kg O_2/h
- aantal puntbeluchters	3	
- zuurstofinbrengcapaciteit per puntbeluchter	250	kg O_2/h

3.6 Nabezinktanks

Het afvalwater met het actiefslib uit de beluchtingscircuits wordt via een verdeelwerk gedistribueerd over de nabezinktanks. De nabezinkcapaciteit is vastgesteld op basis van STOWA-richtlijnen. Bij het ontwerp van de slibbuffercapaciteit is rekening gehouden met de anaërobe tank. De volgende dimensioneringscriteria worden gehanteerd:

-	slibgehalte beluchtingscircuits	4,0	kg/m^3
-	retourslibgehalte DWA	8	kg/m^3
-	retourslibgehalte RWA	8	kg/m^3
-	slibindex	150	ml/l
-	maximale diameter	48	m

De dimensionering van de nabezinktanks is weergegeven in tabel 3.4

Tabel 3.4 Dimensionering nabezinktanks

Parameter	Waarde	Dimensie
Aantal nabezinktanks	3	
Bezinkoppervlak	3 * 1.680	m^2
Diameter	46,2	m
Oppervlaktebelasting	0,74	$m^3/m^2.u$
Kantdiepte	2	m

3.7 Retourslibgemaal

Met het retourslibgemaal wordt het slib teruggevoerd naar de anaërobe tank met selector. Er wordt uitgegaan van één vijzel per nabezinktank. In tabel 3.5 zijn de benodigde retourslibdebieten onder DWA- en RWA-condities vermeld.

Tabel 3.5 Retourslibdebieten (m^3/h)

	Totaal	Per nabezinktank
DWA	1.250	417
RWA	2590[1)]	863

1) Retourslibverhouding 0,69

3.8 Turbodrain

Om het vrijkomen van fosfaat uit het slib te beperken wordt het spuislib ingedikt met een turbodrain (zeefbandindikker). De werking wordt bevorderd door het doseren van een flocculant. Het spuislib wordt in eerste instantie onttrokken aan het beluchtingscircuit. De spuislibproduktie bedraagt 5.510 kg ds/d (zie tabel 3.1). Uitgaande van 100 bedrijfsuren per week en een werkpunt van 70 % is de te installeren hydraulische capaciteit 138 m^3/h (4 kg ds/m^3). Daarbij wordt ca 2,3 kg flocculant gedoseerd (4-6 g/kg ds). Het slibgehalte na indikking is 5 - 8 %.

3.9 Zeefbandpers en slibopslag

Ontwatering van het ingedikte slib vindt plaats met een zeefbandpers. Het ontwaterde slib uit de zeefbandpersen wordt opgeslagen in slibcontainers. De volgende dimensionerings-grondslagen worden gehanteerd:

- bedrijfstijd 100 uur/week
- droge stof-gehalte in aanvoer zeefbandpersen > 5 % ds
- droge stof-gehalte na ontwatering >20 % ds

Bij een bedrijfstijd van 100 uur/week komt dit neer op een totale droge stofcapaciteit van 386 kg/h en een hydraulische capaciteit van 7,7 m^3/h (5 % ds). Met een werkpunt van 70 % is de ontwerpcapaciteit 11 m^3/h. Het ontwaterd slibdebiet is 1,9 m^3/h.

3.10 Luchtbehandeling

Op de rwzi worden de volgende onderdelen afgedekt en afgezogen:

- ontvangstwerk en roostergoedverwijdering;
- anaërobe tank met selector.

Er wordt uitgegaan van een ventilatiefactor van 2. Het ingeschatte ventilatiedebiet is 1.250 m^3/h. Met een oppervlaktebelasting van de biofilters van 200 m/h is het benodigde oppervlak van de biofilters 6,25 m^2 (lavafilters of biotricklingfilters).

Het slibverwerkingsgebouw wordt wel afgezogen (ventilatiefactor van 5), maar de afgezogen lucht wordt niet behandeld.

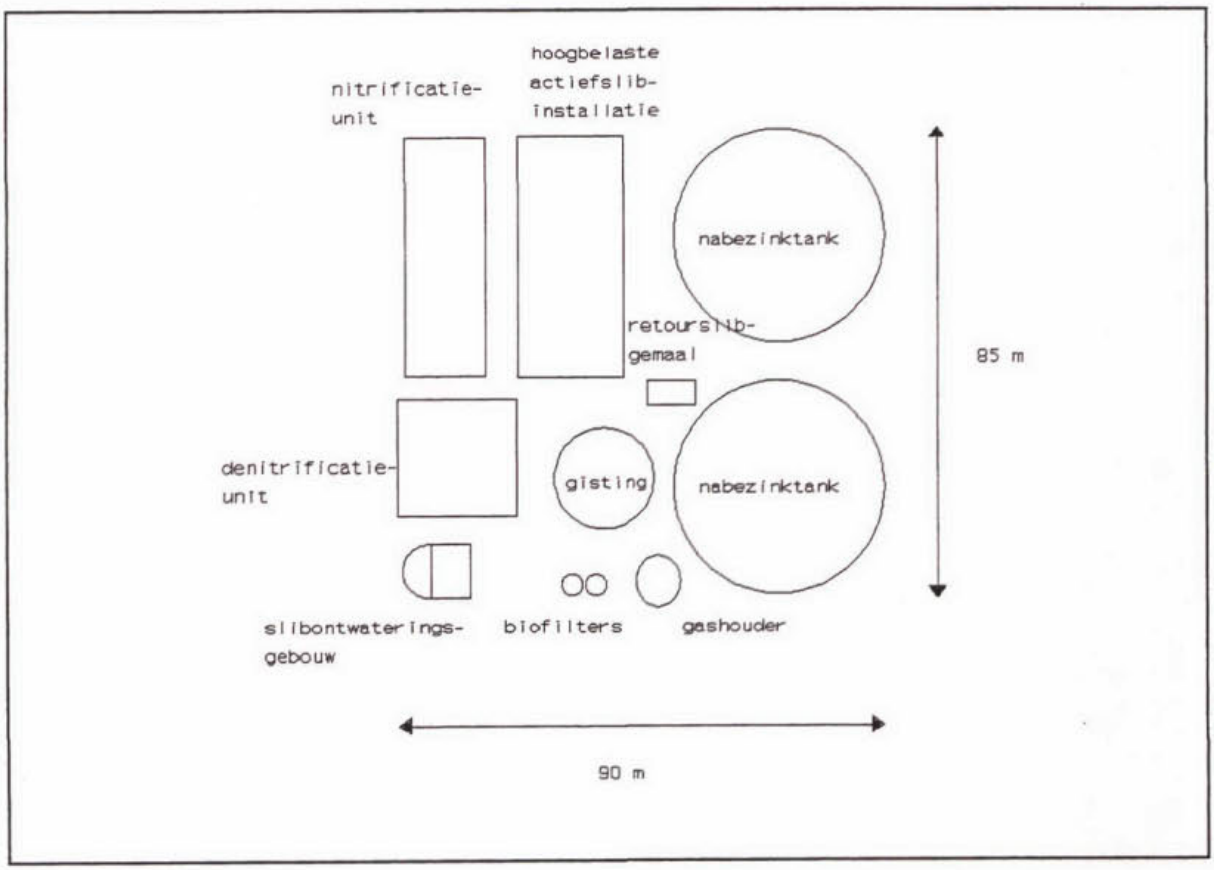
4 Ontwerp Drie-slibsoortensysteem

4.1 Inleiding

Een rwzi volgens het Drie-slibsoortensysteem zal bestaan uit de volgende hoofdonderdelen:

- ontvangstwerk met roostergoedverwijdering;
- hoogbelaste actief-slibinstallatie met zandvang;
- tussenbezinktanks;
- retourslibgemaal;
- nageschakelde nitrificatiereactor (biofilm);
- nageschakelde denitrificatiereactor (biofilm);
- slibgisting;
- slibontwateringsgebouw met:
  - turbodrain,
  - zeefbandpers,
  - overlaadstation/carrousel;
- buffer rejectiewater.

Een lay-out van het Drie-slibsoortensysteem is weergegeven in figuur 3.2.



Figuur 3.2 Lay-out Drie-slibsoortensysteem

Lichtslibvorming is tijdens de proefnemingen vrijwel niet opgetreden. Mogelijk treedt door het anaërobe deel van de eerste trap voldoende selectie op voor vlokvormende bacteriën. Er is derhalve niet in een aparte selector voorzien. Er wordt vanuit gegaan dat de gehele installatie onder vrij verval kan worden doorlopen. De onderdelen zijn ontworpen op basis van de onderzoeksresultaten. In de volgende paragrafen zal de wijze van dimensionering nader worden toegelicht.

Het in hoofdstuk 3 berekende conventionele systeem is ontworpen op de daggemiddelde vrachten. Dit is mogelijk wegens de hydraulische verblijftijd die circa 1 dag bedraagt. Bij het Drie-slibsoortensysteem daarentegen is de totale hydraulische verblijftijd een factor 2 tot 3 kleiner, waardoor de DWA-aanvoer gedurende 12 uur op een dag. Via het rejectiewater van de zeefbandpers zal een deel van het met spuislib afgevoerd stikstof worden teruggevoerd. Dit zal in eerste instantie in een buffer worden opgeslagen en 's nachts aan de zuivering worden teruggevoerd. Hiermee wordt een stikstokpiek ontworpen worden.

4.2 Ontvangstwerk en roostergoedverwijdering

In het ontvangstwerk komen de persleiding(en) en/of vrij vervalleidingen van het rioleringssysteem samen. De hoogte wordt zodanig gekozen dat de installatie onder vrij verval kan worden doorlopen. Grof vuil wordt verwijderd met behulp van
een fijnrooster met een spleetwijdte van 6 mm. Het ontvangstwerk wordt afgedekt en afgezogen. De afgezogen lucht wordt gereinigd in biofilters.

4.3 Hoogbelaste actief-slibinstallatie

In de hoogbelaste actief-slibinstallatie vindt CZV-afbraak en biologische defosfatering plaats. De installatie wordt uitgevoerd als een propstroom door het systeem in verschillende compartimenten te verdelen. Het eerste deel van de reactor is anaëroob, het tweede deel aëroob. Uit de onderzoeksresultaten is het volgende gebleken:

- stabiele vergaande fosfaatverwijdering vindt plaats bij een hydraulische verblijftijd bij DWA van 2,8 uur en een minimale anaërobe contacttijd van 30 minuten;
- het actiefslib blijkt goed bezinkbaar, de SVI is ca 80 ml/g;
- RWA/DWA-pieken tot 2,5 konden goed worden opgevangen; bij pieken van 3 nam het P-rendement af, waarschijnlijk veroorzaakt door de te korte anaërobe contacttijd.

Het onderzoek is uitgevoerd bij relatief hoge temperaturen 15-20 °C. Omdat defosfatering en CZV-verwijdering niet sterk temperatuurgevoelig zijn, is ervan uitgegaan dat de resultaten ook kunnen worden toegepast bij praktijktemperaturen (7-20 °C). Op basis hiervan gelden de volgende ontwerpuitgangspunten:

- DWA-verblijftijd:	2,8	uur
- totaal volume:	3.500	m^3
- anaërobe contacttijd:	≥ 0,5	uur
- anaëroob volume:	1.250	m^3
- aëroob volume:	2.250	m^3
- diepte:	4	m
- slibgehalte:	4	kg/m^3
- gemiddelde slibbelasting:	0,39	kg BZV/kg ds.d
- yield (volgens model DenNi):	1,15	kg ds/kg BZV
- slibproductie (7°C):	6.210	kg ds/d
- N-verwijdering in slib:	311	kg N/d (5 %)

Hierbij is ervan uitgegaan dat het deel van het RWA-debiet en RWA-retourslibdebiet groter dan het DWA-debiet en DWA-retourslibdebiet samen via een bypass om de anaërobe tank worden geleid en rechtstreeks in het aërobe deel worden gevoerd. Hierdoor wordt de minimaal benodigde anaërobe contacttijd van 30 minuten gewaarborgd. Door de goede slibindex is er bij DWA een lage retourslibverhouding (zie paragraaf 4.5) en zal in de praktijk bij DWA de anaërobe contacttijd hoger zijn dan 30 minuten.

Voor de beluchting gelden de volgende uitgangspunten:

-	maximale temperatuur	20	°C
-	minimale zuurstofconc. bij de maximale temperatuur	1,5	mg/l
-	zuurstofdeficiet	1,2	
-	piekfactor	1,1	
-	α-factor beluchting	0,7	
-	O_2-inbrengcoëfficiënt	18	g $O_2/m^3.m$

Er wordt uitgegaan van bellenbeluchting. De benodigde beluchtingscapaciteit is berekend met de methode "van der Emde", uitgaande van de DWA-vrachten: 575 kg O_2/h. Het bijbehorende luchtdebiet is dan 8.650 m^3/h.

Het anaërobe deel van de installatie zal worden afgedekt en afgezogen. De afgezogen lucht zal worden behandeld in biofilters. Er is van uitgegaan dat de geurcomponenten in het aërobe deel voldoende worden omgezet om geuremissie te voorkomen.

4.4 Tussenbezinktanks

Met de tussenbezinktanks wordt het actiefslib uit de eerste trap bezonken en met het retourslibgemaal teruggevoerd naar het eerste compartiment van de actief-slibtank. Bij het uitgevoerde onderzoek is de belasting van de nabezinktank niet geoptimaliseerd. De toelaatbare oppervlaktebelasting is ingeschat met behulp van de STORA-richtlijnen voor ontwerp van ronde nabezinktanks. Daarbij zijn de volgende uitgangspunten gehanteerd:

-	slibvolumeindex	<100	ml/g
-	minimaal slibgehalte actief-slibsysteem	2	g/l
-	kantdiepte	1,5	m
-	gehalte retourslib DWA en RWA	12	g/l

Bij RWA mag het slibgehalte in de eerste trap afnemen tot 2 g/l. Het slibvolume is dan 200 ml/l. De maximale toelaatbare oppervlaktebelasting is dan 1,5 $m^3/m^2.h$. Dat levert twee tussenbezinktanks met een totaaloppervlak van 2.500 m^2 en een diameter van 39,9 m. De aanwezige slibbuffering is dan ruim voldoende.

4.5 Retourslibgemaal

Met het retourslibgemaal wordt het slib teruggevoerd naar de anaërobe deel van de actief-slibtank. Er wordt uitgegaan van één vijzel per nabezinktank. In tabel 3.6 zijn de benodigde retourslibdebieten onder DWA- en RWA-condities vermeld.

Tabel 3.6 Retourslibdebieten (m^3/h)

	Retourslibfactor	Totaal	Per nabezinktank
DWA	0,5	625	313
RWA	0,2	750	375

4.6 Nitrificatiereactor

Na de tussenbezinktank vindt omzetting van stikstof-Kjeldahl in nitraat plaats met een biofilmsysteem.

Uit de onderzoeksresultaten is het volgende gebleken:

- een filtratiestap is noodzakelijk om het zwevende stof gehalte in het afvalwater na de tussenbezinktank te reduceren van ca 30 tot < 15 mg/l;
- minimaal gemeten hydraulische verblijftijd bij DWA: 2,6 uur (56 % van de reactor bestond uit dragermateriaal);
- reële nitrificatiecapaciteit met PUR: 0,6 kg $N/m^3.d$.

De experimenten zijn uitgevoerd bij een temperatuur van 15-20 °C. In de praktijk moet de temperatuurgevoeligheid nog nader worden onderzocht. Vooralsnog is ervan uitgegaan dat in de praktijk bij lagere temperaturen dezelfde nitrificatiesnelheid kan worden gehanteerd:

- biofilmsystemen zijn minder gevoelig voor temperatuureffecten dan actief-slibsystemen door de goede slibretentie;
- compactsystemen voor nitrificatie onder praktijkomstandigheden hebben vergelijkbare nitrificatiecapaciteiten.

Op basis van de literatuur wordt verwacht dat de hydraulische verblijftijd kleiner kan zijn dan 2,6 uur. Uit onderzoek van Tauw met polyurethaan als dragermateriaal in een nitrificerende reactor (ander afvalwater) is gebleken dat tot een HVT van 30 minuten goed kan worden genitrificeerd. Voor het ontwerp van de biofilm nitrificatiereactor is vooralsnog van het volgende uitgegaan:

- minimale HVT bij RWA:	54	min
- volume nitrificatiereactor:	3.350	m^3
- HVT bij DWA:	2,7	h
- om te zetten N-Kjeldahl:	890	kg N/d
- om te zetten N tijdens DWA:	74	kg N/h
- nitrificatiecapaciteit:	0,6	kg $N/m^3.d$
- volume dragermateriaal (450 m^2/m^3):	3.000	m^3
- percentage drager in de reactor:	90	%

De beluchting is als volgt berekend (bij DWA en 20 °C):

- N-Kjeldahl in effluent:	45	kg/d (3 mg/l)
- zuurstofvraag (N-Kj * 4,57):	3.861	kg O_2/d
- deficiet (O_2 = 2 mg/l):	1,28	
- piekfactor:	1	
- alfa factor:	0,7	
- capaciteit beluchting:	588	kg O_2/h

Uit de experimenten is gebleken dat het dragermateriaal zelf een goede filterende werking heeft. In dit ontwerp is ervan uitgegaan dat de nitrificatiereactor wordt uitgevoerd als een propstroom, waarbij in het eerste deel van het dragermateriaal het zwevende stof wordt afgevangen. In dit deel vindt onder normale omstandigheden geen beluchting plaats. Om verstopping te voorkomen kan periodiek, bijvoorbeeld tijdens de nachtelijke uren (aanvoer ca 20 % DWA), het filter worden belucht en het water met zwevende stof worden teruggepompt naar de actief-slibinstallatie. De filterunit wordt dan samengesteld uit meer parallelle compartimenten, die na elkaar kunnen worden gereinigd.

Deze filterunit is vooralsnog op de volgende manier ontworpen:

-	minimale HVT bij RWA:	5	min
-	volume filterunit:	313	m^3
-	HVT bij DWA:	15	min
-	aantal parallelle compartimenten	4	
-	terugspoelpomp	78	m^3/h

Het één en ander dient in een proefinstallatie op grotere schaal verder te worden onderzocht.

4.7 Denitrificatiereactor

Na de nitrificatiereactor vindt omzetting van nitraat in moleculaire stikstof plaats met een denitrificerend biofilmsysteem. Daarbij dient een koolstofbron te worden gedoseerd.

Uit de onderzoeksresultaten is gebleken dat de grenzen voor denitrificatie wat betreft HVT en capaciteit nog niet zijn bereikt. Het volgende is gemeten:

- minimaal gemeten hydraulische verblijftijd bij DWA: 2,3 uur;
- maximaal gemeten denitrificatiecapaciteit met BIO-BLOCK dragermateriaal: 2 kg $N/m^3.d$;
- de dosering van de C-bron (3 g methanol/g N) moet goed worden afgestemd op het nitraataanbod;
- de slibproductie is ca 1 kg ds/kg $N_{verwijderd}$;
- het slib blijkt goed aan het pakkingsmateriaal te hechten, waardoor er geen slib uitspoelt en er geen nabezinktank nodig is;
- de denitrificatiereactor moet op gezette tijden worden teruggespoeld om verstopping te voorkomen.

De experimenten zijn uitgevoerd bij een temperatuur van 15-20 °C. In de praktijk moet de temperatuurgevoeligheid nog nader worden onderzocht. Vooralsnog is ervan uitgegaan dat in de praktijk bij lagere temperaturen dezelfde denitrificatiesnelheid kan worden gehanteerd:

- biofilmsystemen zijn minder gevoelig voor temperatuureffecten dan actief-slib-systemen door de goede slibretentie
- compactsystemen voor denitrificatie onder praktijkomstandigheden hebben vergelijkbare denitrificatiecapaciteiten.

Op basis van de literatuur wordt verwacht dat de hydraulische verblijftijd kleiner kan zijn dan 2,3 uur. Voor het ontwerp van de biofilm denitrificatiereactor is vooralsnog van het volgende uitgegaan:

-	minimale HVT bij RWA:	30	min
-	volume denitrificatiereactor:	1.875	m^3
-	HVT bij DWA:	1,5	h
-	om te zetten NO_3-N:	845	kg N/d
-	om te zetten N bij DWA:	70	kg N/h
-	denitrificatiecapaciteit:	1,0	kg /m^3.d
-	volume dragermateriaal(50 m^2/m^3):	1.680	m^3
-	percentage drager in de reactor:	90	%

Om problemen met verstopping zoveel mogelijk te voorkomen, wordt gekozen voor een relatief grof dragermateriaal met een laag specifiek oppervlak van 50 m^2/m^3 (BIO-BLOCK). Bovendien worden voorzieningen getroffen om de reactor regelmatig te kunnen terugspoelen.

Daarnaast zijn nog de volgende parameters van belang:

-	dosering methanol:	2.535	kg/d
-	methanolopslag:	25	m^3
-	slibproductie:	845	kg ds/d

Er wordt uitgegaan van een on-line nitraatanalyser om de methanoldosering goed te kunnen afstemmen op het nitraataanbod. Tevens zijn voorzieningen benodigd om de denitrificatiereactor te kunnen terugspoelen. Ingeschat wordt dat eens per week of per twee weken moet worden teruggespoeld. Er zal een grove bellenbeluchting worden geïnstalleerd om kortstondig het slib los te blazen. Het terugspoelwater zal naar de actief-slibinstallatie worden afgevoerd. Omdat het tijdens de nacht gebeurt, is deze recirculatie voor de rwzi hydraulisch geen probleem.

Hoe de denitrificatiereactor eruit komt te zien, is nog punt van onderzoek. Om het terugspoeldebiet klein te houden, zal de reactor worden opgesplitst in een aantal compartimenten en secties. De in het kader van dit ontwerp voorgestelde configuratie van de denitrificatiereactor is de volgende:

- de installatie wordt opgebouwd uit vier parallelle compartimenten;
- elk compartiment is verdeeld in vier secties in serie;
- elke sectie bevat een menger om deze zoveel mogelijk gemengd te houden;
- de secties worden na elkaar, tijdens de nachtelijke uren teruggespoeld;
- de voor terugspoelen benodigde pompcapaciteit is ca 120 m^3/h.

4.8 Turbodrain

Om het vrijkomen van fosfaat uit het slib van de actief-slibinstallatie (inclusief slib van de denitrificatiereactor) te beperken wordt het spuislib ingedikt met een turbodrain (zeefbandindikker). De werking wordt bevorderd door het doseren van een flocculant. Het spuislib wordt in eerste instantie onttrokken aan het beluchtingscircuit. De spuislibproduktie is 7.055 kg ds/d (6.210 (actiefslib) + 845 (denitrificatieslib) kg ds/d). Uitgaande van 100 bedrijfsuren per week en een werkpunt van 70 % is de te installeren hydraulische capaciteit 176 m^3/h (4 kg ds/m^3). Daarbij wordt ca 3,0 kg flocculant gedoseerd (4-6 g/kg ds). Het slibgehalte bedraagt na indikking 5 - 8 %.

4.9 Slibgisting

Aangezien het geproduceerde slib niet gemineraliseerd is, zal een slibgisting worden geïnstalleerd. De volgende dimensioneringscriteria zijn gehanteerd:

-	totale slibproductie	7.055	kg ds/d
-	slibgehalte in	5	% ds
-	gemiddeld ingedikt debiet	141	m^3/d
-	verblijftijd gisting	20	d
-	volume gisting	2.822	m^3
-	hoogte	10	m
-	ds rendement gisting	30	%
-	restant slibproductie	4.950	kg ds/d
-	slibgehalte uit	3,5	%
-	gashouder	300	m^3

Uit een recente workshop in Duitsland (Darmstadt) blijkt dat in Duitsland, Zwitserland en Zweden gisten van secundair biologisch defosfaterend slib wordt toegepast. Door spontane precipitatieprocessen (o.a. struvietvorming en aluminiumneerslag), wordt veel van het door de bacteriën onder anaërobe omstandigheden afgegeven fosfaat weer chemisch gebonden. Hierdoor vindt er geen verstoring plaats van de biologische fosfaatverwijdering door orthofosfaatrijk rejectiewater. Er is derhalve van uitgegaan dat geen aanvullende ijzerdosering nodig is.

Nuttig gebruik van biogas (anders dan voor verwarming van de gisting zelf of bedienings en bedrijfsgebouw) is in deze fase buiten beschouwing gelaten.

4.10 Zeefbandpers en slibopslag

Ontwatering van het uitgegiste slib vindt plaats met een zeefbandpers. Het ontwaterde slib uit de zeefbandpersen wordt opgeslagen in slibcontainers. De volgende dimensioneringsgrondslagen worden gehanteerd:

-	bedrijfstijd	100	uur/week
-	droge stof-gehalte in aanvoer zeefbandpersen	>3,5	% ds
-	droge stof-gehalte na ontwatering	>25	% ds

Bij een bedrijfstijd van 100 uur/week komt dit neer op een totale droge stofcapaciteit van 347 kg/h en een hydraulische capaciteit van 10 m^3/h (3,5 % ds). Met een werkpunt van 70 % is de ontwerpcapaciteit 14 m^3/h. Het ontwaterd slibdebiet is 1,4 m^3/h.

4.11 Buffertank rejectiewater

Het rejectiewater dat vrijkomt bij de zeefbandpers bevat een relatief hoog stikstofgehalte door afbraakprocessen in de slibgistingstank. Door dit water tijdens DWA te bufferen en tijdens de nachtelijke uren aan de zuivering toe te voeren, heeft deze stikstofvracht geen invloed op de dimensionering van de hoofdstroom. Een buffertank van 150 m^3 en een pomp van 10 m^3/h zijn voldoende.

4.12 Luchtbehandeling

Op de rwzi worden de volgende onderdelen afgedekt en afgezogen:

- ontvangstwerk en roostergoedverwijdering
- anaërobe deel van de actief-slibtank

Er wordt uitgegaan van een ventilatiefactor van 2. Het ingeschatte ventilatiedebiet is 625 m^3/h. Met een oppervlaktebelasting van de biofilters van 200 m/h is het benodigde oppervlak van de biofilters 3,13 m^2 (lavafilters of biotrickling filters).

Het slibverwerkingsgebouw wordt wel afgezogen (ventilatiefactor van 5), maar de afgezogen lucht wordt niet behandeld.

5 Kostenraming

5.1 Inleiding

In dit hoofdstuk worden de bouwkosten, stichtingskosten en de jaarlijkse kosten van de beschreven conventionele zuivering en het Drie-slibsoortensysteem weergegeven. Bij de bouwkosten is uitgegaan van het prijspeil 1995. De kosten voor elektrotechnische werken zijn geraamd als 40 % van de kosten van de mechanische werken.

De stichtingskosten zijn berekend op basis van de bouwkosten, verhoogd met een opslag van 70 %. Deze opslagfactor omvat de posten:

- bouwrente;
- voorbereidings- en advieskosten;
- BTW;
- bijkomende kosten.

De kosten van grondaankoop zijn niet bij de stichtingskosten betrokken, omdat deze sterk lokatie-afhankelijk zijn. Omdat bij de keuze tussen een conventioneel systeem en het Drie-slibsoortensysteem het benodigde grondoppervlak een belangrijke rol speelt is bij de kostenevaluatie de grondprijs wel in de beschouwing meegenomen.

De jaarlijkse kosten zijn opgebouwd uit de posten afschrijvingen, onderhoud, personeel, chemicaliën, energie, slibverwerking, restheffing en diversen. De jaarlijkse kosten worden berekend bij de ontwerpbelasting van 100.000 i.e.

De afschrijvingen zijn berekend volgens de annuïteitenmethode (gebaseerd op de stichtingskosten). Er is hierbij uitgegaan van het volgende:

afschrijvingsperiode civiel-technische werken	25	jaar
afschrijvingsperiode mechanische/elektrotechnische werken	15	jaar
afschrijvingsperiode pakkingsmateriaal	5	jaar
bouwrente	8	%

Het onderhoud wordt berekend als een percentage van de stichtingskosten. De kosten van onderhoud van de civiel-technische werken worden gesteld op 0,5 % en van de elektromechanische werken op 2,0 % van de stichtingskosten per jaar.
De energieprijs wordt gesteld op f 0,15/kWh, inclusief BTW. De bruto personeelskosten worden gesteld op f 75.000,= per persoon per jaar. In totaal worden 5,0 arbeidsplaatsen aan de rwzi toegerekend. De kosten voor ijzerchloride (40 %) worden gesteld op f 300,= per ton, incl. BTW en de kosten voor polyelectroliet (100 %) op f 15,= per kilo, incl BTW. Voor methanol is uitgegaan van f 600,= per ton (incl BTW). De kosten van externe slibverwerking bedragen f 175,= per m^3 nat produkt (incl. transport en BTW). Er wordt rekening gehouden met een restheffing van f 60,= en diverse kosten ten bedrage van f 1,= per i.e.

5.2 Bouwkosten conventionele installatie

In tabel 3.7 zijn de bouwkosten vermeld. De weergegeven kosten hebben een nauwkeurigheid van ca +/- 25 %. De civieltechische kosten zijn inclusief grondwerk en fundering.

Tabel 3.7 Bouwkosten conventionele installatie (f)

Onderdeel	Civiel	MechanischElektrisch	Totaal
ontvangstwerk/fijnroosters	275.000	750.000	1.025.000
anaërobe tank met selector	2.300.000	195.000	2.495.000
dosering ijzerchloride	125.000	150.000	275.000
beluchtingscircuit	5.625.000	2.125.000	7.750.000
verdeelwerk	200.000	50.000	250.000
nabezinktanks	3.900.000	1.350.000	5.250.000
retourslibgemaal	237.000	315.000	552.000
slibontwatering	200.000	600.000	800.000
slibcontainers/carrousel	75.000	200.000	275.000
slibverwerkingsgebouw	200.000	120.000	320.000
luchtbehandeling	100.000	800.000	900.000
bedrijfsgebouw	200.000	50.000	250.000
verhardingen (5 %)	675.000	0	675.000
leidingen (7,5 %)	1.010.000	0	1.010.000
bemalingen (3 %)	400.000	0	400.000
subtotaal	15.522.000	6.705.000	22.227.000
onvolledigheidstoeslag (10 %)	1.552.000	670.000	2.222.000
elektrisch (40 % mechanisch)		2.950.000	2.950.000
Totale bouwkosten	**17.074.000**	**10.325.000**	**27.399.000**

5.3 *Stichtingskosten conventionele installatie*

De totale stichtingskosten van het project zijn (afgerond):

- civieltechnische werken:	f	29.000.000,=	
- mechanische werken:	f	12.500.000,=	
- elektrotechnische werken:	f	5.000.000,=	
Totale stichtingskosten:	f	46.500.000,=	f 465,= per i.e.

5.4 Jaarlijkse kosten conventionele installatie

Voor het energieverbruik is uitgegaan van 50 % van het geïnstalleerd vermogen. Het geïnstalleerd vermogen is geschat op ca 750 kW. De jaarlijkse kosten staan in tabel 3.8.

5.5 Bouwkosten Drie-slibsoortensysteem

In tabel 3.9 zijn de bouwkosten van het Drie-slibsoortensysteem vermeld. De weergegeven kosten hebben een nauwkeurigheid van ca +/- 25 %. De civieltechische kosten zijn inclusief grondwerk en fundering.

Tabel 3.8 Overzicht jaarlijkse kosten

Kostenpost	Kosten
afschrijvingen	f 4.761.000,=
onderhoud	f 495.000,=
personeel	f 375.000,=
chemicaliën	f 270.000,=
energie	f 500.000,=
slibverwerking	f 1.760.000,=
restheffing	f 650.000,=
diversen	f 100.000,=
totale jaarlijkse kosten	f 8.911.000,=
jaarlijkse kosten per i.e.	f 89,=

Tabel 3.9 Bouwkosten Drie-slibsoortensysteem (f)

Onderdeel	Civiel	MechanischElektrisch	Totaal
ontvangstwerk/fijnroosters	275.000	750.000	1.025.000
hoogbelaste actiefslibinstallatie	2.500.000	775.000	3.275.000
verdeelwerk	150.000	50.000	200.000
tussenbezinktanks	2.400.000	1.000.000	3.400.000
retourslibgemaal	120.000	160.000	280.000
filterunit*	150.000	235.000	385.000
nitrificatiereactor*	1.500.000	2.000.000	3.500.000
denitrificatiereactor, incl.analyser*	850.000	925.000	1.775.000
methanoldosering	0	125.000	125.000
slibgisting	1.000.000	500.000	1.500.000
slibontwatering	200.000	850.000	1.050.000
slibcontainers/carrousel	75.000	200.000	275.000
slibverwerkingsgebouw	200.000	120.000	320.000
luchtbehandeling	100.000	800.000	900.000
bedrijfsgebouw	200.000	50.000	250.000
verhardingen (5 %)	451.000	0	451.000
leidingen (7,5 %)	677.000	0	677.000
bemalingen (3 %)	271.000	0	271.000
subtotaal	11.119.000	8.540.000	19.659.000
onvolledigheidstoeslag (10 %)	1.112.000	854.000	1.966.000
elektrisch (40 % mechanisch)		3.758.000	3.758.000
Totale bouwkosten	**12.230.000**	**13.152.000**	**25.383.000**

* inclusief pakkingsmateriaal

5.6 Stichtingskosten Drie-slibsoortensysteem

De totale stichtingskosten van het project zijn (afgerond):

-	civieltechnische werken:	f	20.800.000,=
-	mechanische werken:	f	16.000.000,=
-	elektrotechnische werken:	f	6.400.000,=
Totale stichtingskosten:		f	43.200.000,= f 432,= per i.e.

5.7 Jaarlijkse kosten Drie-slibsoortensysteem

Er wordt vanuit gegaan dat het dragermateriaal elke 5 jaar moet worden vervangen. Voor de kosten van onderhoud en afschrijving is de annuïteit over 5 jaar gehanteerd.

Voor het energieverbruik is uitgegaan van 40 % van het geïnstalleerd vermogen. Dit is lager dan bij de conventionele installatie, omdat de beluchting is ontworpen op DWA-capaciteit in plaats van de gemiddelde capaciteit. Het geïnstalleerd vermogen is geschat op ca 900 kW. Nuttig gebruik van het geproduceerde biogas is in deze fase nog niet in de beschouwing meegenomen. De jaarlijkse kosten zijn weergegeven in tabel 3.10.

Tabel 3.10 Overzicht jaarlijkse kosten

Kostenpost	Kosten
annuïteit dragermateriaal	f 1.100.000,=
afschrijving overige installatie	f 4.052.000,=
onderhoud overige installatie	f 465.000,=
personeel	f 375.000,=
chemicaliën (methanol en pe)	f 787.000,=
energie	f475.000,=
slibverwerking	f 1.265.000,=
restheffing	f 650.000,=
diversen	f 100.000,=
totale jaarlijkse kosten	f 9.269.000,=
jaarlijkse kosten per i.e.	f 93,=

6 Evaluatie

In tabel 3.11 zijn de stichtingskosten en de jaarlijkse kosten van het conventionele systeem en het Drie-slibsoortensysteem naast elkaar weergegeven. Tevens is daarin het minimaal benodigde oppervlak vermeld en is een inschatting gemaakt van het prijsomslagpunt voor aankoop van grond.

Tabel 3.11 Samenvatting kostenraming

Parameter	Conventioneel systeem	Drie-slibsoortensysteem
stichtingskosten totaal	f 46.500.000,=	f 43.200.000,=
stichtingskosten per i.e.	f 465,=	f 432,=
jaarlijkse kosten totaal	f 8.911.000,=	f 9.269.000,=
jaarlijkse kosten per i.e.	f 89,=	f 93,=
minimaal benodigd oppervlak (m^2)	f 20.000	f 7.500

Op basis van tabel 3.11 kan worden geconcludeerd dat de stichtingskosten en jaarlijkse kosten van een conventioneel systeem in dezelfde orde van grootte liggen. De verschillen liggen binnen de onnauwkeurigheidsmarge zoals die voor een dergelijke kostenvergelijking mag worden gehanteerd. Voor de jaarlijkse kosten ligt het omslagpunt van de grondkosten bij circa f 300,= per m^2. Aangezien de kostenramingen binnen elkaars foutenmarge vallen, is deze waarde ter indicatie.

Uit de kostenraming kan worden geconcludeerd dat het Drie-slibsoortensysteem ten opzichte van een conventioneel systeem een goed alternatief is. Met name in bebouwde gebieden met weinig ruimte en/of een grondprijs boven de f 300,= per m^2. De verwachte geringe emissies zijn hierbij ook een voordeel.

Vermeld dient te worden dat het Drie-slibsoortensysteem in de praktijk nog verder dient te worden onderzocht. Daarbij zijn tevens naar verwachting enkele kostenbesparingen mogelijk:

- nuttig toepassen biogas
- toepassen alternatieve C-bron
- langere levensduur dragermateriaal

Bijlage IV:

Kostenvergelijking Drie-slibsoortensysteem en conventioneel actief-slibsysteem bij een uitbreiding van een bestaande RWZI

Inhoudsopgave bijlage IV

		blz.
1	Inleiding	109
2	Systeemkeuzestudie en dimensionering	109
3	Raming bouwkosten	111
4	Raming jaarlijkse kosten	113

1 Inleiding

In deze bijlage worden de resultaten weergegeven van een project van Tauw Milieu, waarbij het Drie-slibsoortensysteem voor een praktijksituatie is uitgewerkt. Het betreft een systeemkeuzestudie inclusief kostenraming. De studie is uitgevoerd in september 1994. De kosten voor het Drie-slibsoortensysteem zijn herzien d.d. maart 1995, op basis van gewijzigde inzichten na afloop van het ontwikkelingsonderzoek.

2 Systeemkeuzestudie en dimensionering

De rwzi die moet worden uitgebreid, bestaat uit voorbezinktanks, oxydatiebedden, nabezinktanks, slibindikking en slibgisting. Er is uitgegaan van zoveel mogelijk hergebruik van bestaande onderdelen. Er moet worden voldaan aan aangescherpte effluenteisen voor stikstof en fosfaat (zie ook tabel 3.2 in bijlage 3). De huidige en toekomstige capaciteit is 110.000 ie (à 54 g BZV). In de systeemkeuzestudie is het Drie-slibsoortensysteem (3-S) vergeleken met vier andere zuiveringssystemen:

1. Voorbezinking, ultra-laagbelast actief-slibsysteem met predenitrificatie en simultane P-precipitatie (V-A-SP);
2. Voorbezinking, ultra-laagbelast actief-slibsysteem met predenitrificatie en biologische P-verwijdering in de hoofdstroom (V-A-BP);
3. Ultra-laagbelast actief-slibsysteem met predenitrificatie en biologische P-verwijdering in de hoofdstroom (A-BP);
4. Preprecipitatie, oxydatiebedden en nadenitrificatie (PP-V-OB).

De dimensionering van het Drie-slibsoortensysteem is weergegeven in tabel 1. Daarbij zijn de volgende onderdelen nieuw gebouwd:

- actief-slibtank eerste trap;
- post-denitrificatiereactor.

Hergebruikt zijn:

- ontvangstwerk en roostergoedverwijdering;
- twee van de vier oxydatiebedden voor de nitrificatiereactor;
- ijzerdosering;
- nabezinktanks;
- voor- en na-indikkers;
- slibgisting;
- slibontwatering;

Het DWA debiet van de zuivering is 1.375 m^3/h; het RWA debiet is 4.000 m^3/h. De hergebruikte oxydatiebedden zijn voorzien van een afdekking en geforceerde ventilatie. De stikstofbelasting van de oxydatiebedden is lager gekozen dan de advieswaarde uit tabel 13 in hoofdstuk 9, omdat het specifieke oppervlak van oxydatiebedden afwijkt van de waarde waarbij het onderzoek is verricht. De nabezinktanks worden omgebouwd tot tussenbezinktanks. Bij dit project is ervan uitgegaan dat P-release uit de indikkers wordt voorkomen door toepassen van de bestaande ijzerdosering.

Tabel 4.1 Dimensionering van het Drie-slibsoortensysteem

Onderdeel	Drie-slibsoortensysteem	Dimensie
Roostergoedverwijdering		
- capaciteit	4.000	m^3/h
Beluchtingstank		
- slibbelasting	0,4	kg BZV/kg ds.d
- volume	3850	m^3
- slibgehalte	4	kg/m^3
- beluchting	500	kg O_2/h
- slibproduktie	4.500	kg ds/d
Tussenbezinktank		
- oppervlaktebelasting	1,5	$m^3/m^2.h$
- oppervlak	2.770	m^2
- retourslibcapaciteit	4.000	m^3/h
Nitrificatie in oxydatiebedden		
- belasting	<0,05	kg $BZV/m^3.d$
- N-belasting	0,2	kg N/m^3d
- volume	7.000	m^3
- slibproduktie	100	kg ds/d
Denitrificatie		
- max hydr. belasting	14	$m^3/m^2.h$
- N-belasting	1,0	kg $N/m^3.d$
- volume	2.000	m^3
- methanoldosering	2.850	kg/d
- slibproduktie	1.100	kg ds/d
Voorindikker		
- dosering $FeCl_3$	900	kg/d
- chem. slibproduktie	900	kg ds/d
- totale slibproduktie	6.600	kg ds/d
- belasting	32	kg $ds/m^2.d$
- oppervlak	206	m^2
Slibgisting		
- volume	3.850	m^3
- verblijftijd	26	d
- restslib	6.100	kg ds/d
Naindikker		
- belasting	30	kg $ds/m^2.d$
- oppervlak	206	m^2
Slibontwatering		
- capaciteit	28	m^3/h
- bedrijfstijd	100	h/week
- gehalte ontwaterd slib	25	%

3 Raming bouwkosten

In tabel 4.2 wordt een specificatie van de bouwkosten van het Drie-slibsoortensysteem weergegeven.

Tabel 4.2 Specificatie van de bouwkosten van het Drie-slibsoortensysteem

Onderdeel	Civieltechnische kosten (* f1.000,=)	Mechanische kosten (* f1.000,=)	Elektrotechnische kosten (* f1.000,=)
influentbemonstering			60
roostergoedverwijdering			50
zandvang		400	25
afdekkingen	3.000		
aanpassen voorbezinking	750	700	50
actief-slib	2.800	775	125
tussengemaal		650	50
retourslibgemaal	175	175	25
Fe-dosering	550	125	20
oxydatiebed		75	
tussenbezinktanks	500	750	50
denitrificatie	1.000	925	500
recirculatiepomp	135	320	70
spuislibpomp	65	145	30
indikkers		450	45
gisting		750	
ontwatering			55
luchtbeh.	88	700	25
blowersgebouw	100		
bedrijfsgebouw	100	100	700
energie + elektriciteit			475
verhardingen	500		
bemalingen	2.000		
meetapparatuur		200	60
diversen			150
leidingen	858		
sloopkosten	250		
onvolledigheid	1.287	724	257
totaal	14.158	7.964	2.822
totaal generaal	24.944		

Bij deze kostenraming kunnen de volgende kanttekeningen worden geplaatst:

- Bij de kostenraming is uitgegaan van twee bestaande oxydatiebedden als nitrificeende trap. Indien er een installatie met polyurethaan dragermateriaal zou worden geplaatst als tweede trap, dient hiervoor een bedrag van f 3.800.000,= te worden toegevoegd. Een bedrag van f 1.300.000,= wordt in dat geval bespaard aangezien de oxydatiebedden dan niet worden aangepast. Totale meerkosten: f 2.500.000,=.

- Voor de denitrificatie is een bedrag opgenomen van f 2.425.000,=. Dit bedrag is gebaseerd op toepassing van het dragermateriaal BIO-BLOCK waarvan in Nederland geen praktijktopassingen bekend zijn. In Nederland is wel onderzoekservaring opgedaan met het BIOFOR-DN systeem. De kosten van dit systeem is vele malen hoger (ca f 11.000.000,=). Door toepassing van BIO-BLOCK kan dus aanzienlijk worden bespaard. Het is echter onduidelijk of hiermee in de praktijk een vergelijkbare effluentkwaliteit kan worden gehaald voor zwevende stof. Indien uit verder onderzoek blijkt dat bijvoorbeeld lamellenseparatoren dienen te worden nageschakeld, moet met een extra investering van f 3.700.000,= rekening worden gehouden (overigens nog steeds een besparing van ca 5 miljoen op het BIOFOR systeem). De geraamde bouwkosten van uitbreiding van de rwzi met het Drie-slibsoortensysteem bedragen dan f 28.644.000,= (inclusief lamellenseparator).

De bouwkosten van de conventionele varianten met de bouwkosten van het Drie-slibsoortensysteem worden weergegeven in tabel 4.3. De weergegeven kosten zijn exclusief grondkosten, BTW, advieskosten, bouwrente en dergelijke.

Tabel 4.3 Geraamde bouwkosten van de verschillende varianten

Variant	Bouwkosten (in kf.)	Bouwkosten per i.e. (f)
V-A-SP	32.805	298,=
V-A-BP	31.385	285,=
A-BP	27.980	254,=
PP-V-OB	29.580	269,=
3-S	24.944	227,=

4 Raming jaarlijkse kosten

In tabel 4.4 worden de jaarlijkse kosten voor de vijf systemen uitgesplitst gepresenteerd.

Tabel 4.4 Jaarlijkse kosten (* f 1.000,=)

Kostenpost	V-A-SP	V-A-BP	A-BP	PP-V-OB	Drieslibsoorten systeem
Afschrijving/rente*	3.191	3.077	2.723	2.987	2.492
Onderhoud	430	430	340	475	287
Chemicaliën	1.265	470	280	1.435	1.075
Energie	365	365	430	195	350
Slibafvoer	2.120	1.830	1.890	2.075	1.750
Personeel	400	400	400	400	400
Totaal	7.771	6.572	6.063	7.567	6.354
kosten per i.e.	70,60	59,70	55,10	68,80	57,80

* Afschrijving bouwkundig: 25 jaar, mechanisch/elektrisch: 15 jaar, rente: 7,5%.

De bouwkosten en de jaarlijkse kosten om een bestaande rwzi volgens het concept van het Drie-slibsoortensysteem aan te passen liggen in dezelfde orde van grootte als de bouwkosten en jaarlijkse kosten voor aanpassing met andere conventionele varianten. De kosten voor methanoldosering zijn relatief hoog (f 630.000, = /jr). Indien hiervoor een goedkoper alternatief kan worden gevonden, zullen de jaarlijkse kosten voor het Drie-slibsoortensysteem lager uitvallen.

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 Biodenitro-Biodenipho'
  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 slibgisting'
  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 aspekten'
  LU-Wageningen, vakgroep Microbiologie
  RWZI 2000 93-03
  November 1993

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

- 'Fundamentele aspekten 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 slibproduktie'
  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

- 'Behandeling van stedelijk afvalwater met het drie-slibsoortensysteem'
  LUW, TAUW Milieu B.V.
  RWZI 2000 94-11
  Mei 1995