

1996-20_varianten-voorbezinking

stowa

Varianten op voorbezinking

Een haalbaarheidsstudie

96-20

Varianten op voorbezinking



Een haalbaarheidsstudie

96-20

Publikaties en het publikatieoverzicht van de Stowa kunt u uitsluitend bestellen bij:
Hageman Verpakkers BV
Postbus 281
2700 AC Zoetermeer
tel. 079-3611188
fax 079-3613927
o.v.v. ISBN- of bestelnummer en een duidelijk afleveradres.
ISBN nr. 90.74476.57.0

INHOUD

TEN GELEIDE

SAMENVATTING

I

1 INLEIDING

1

2 INVENTARISATIE EN SELECTIE VAN DE VARIANTEN

2

2.1 Beschouwde technieken en aanpak van de selectie

2

2.2 Selectie van de alternatieven voor voorbezinking

3

2.3 Aanvullingen op voorbehandeling

6

3 BESCHRIJVING VAN DE GESELECTEERDE METHODEN

8

3.1 Voorprecipitatie

8

3.1.1 Algemene beschrijving en uitvoeringsvorm

8

3.1.2 Toepassingen en ervaringen

9

3.1.3 Toepasbaarheid in de Nederlandse situatie

10

3.2 Hydrolyse van primair slib

10

3.2.1 Algemene beschrijving en uitvoeringsvormen

10

3.2.2 Toepassingen en ervaringen

12

3.2.3 Toepasbaarheid in de Nederlandse situatie

13

3.3 Voorgeschakelde biologische trap

14

3.3.1 Algemene beschrijving en uitvoeringsvorm

14

3.3.2 Toepassingen en ervaringen

14

4 HAALBAARHEID VAN SLIBVERZURING

17

4.1 Invloedsfactoren op de haalbaarheid van slibverzuring

17

4.2 Kostenvergelijking

17

4.3 Bedrijfsvoering

20

4.4 Conclusies voor de slibverzuring

20

5 DIMENSIONERING VAN DE GESELECTEERDE VARIANTEN

21

5.1 Algemene aanpak

21

5.2 Dimensionering met SIMBA

21

5.3 Uitgangspunten voor de vergelijking

23

5.3.1 Influentamenstelling en debiet

23

5.3.2 CZV- en N-fracties

23

5.4 Resultaten van de dimensionering

26

5.5 Kostenvergelijking

28

6 GEVOELIGHEID VAN DE VERGELIJKING VOOR CZV/N-VERHOUDING EN CZV-FRACTIEVERDELING

30

6.1 Algemeen

30

6.2 Uitvoering van de gevoeligheidsanalyse

30

6.3 Resultaten van de gevoeligheidsanalyse

30

6.3.1 Resultaten bij gewijzigde CZV/N-verhouding

30

6.3.2 Resultaten bij andere fractieverdelingen

32

7 DISCUSSIE

34

7.1 Haalbaarheid van slibverzuring

34

7.2 Haalbaarheid van voorprecipitatie

34

7.3 Haalbaarheid van tweetrapssystemen

34

7.4 Invloed van de defosfateringsmethode

34

7.5 Inpassing in bestaande rwzi

35

7.6 Betrouwbaarheid van de resultaten

35

7.7 Bruikbaarheid van SIMBA als dimensioneringsmethode

36

8 CONCLUSIES

38

9 LITERATUURLIJST

40

Bijlage 1: Uitgangspunten voor de dimensionering	43
Bijlage 2: Uitgangspunten van de kostenramingen	45
Bijlage 3: CZV-waarden bij CZV/N-verhoudingen 7,5, 12,5 en 15	47
Bijlage 4: Gewijzigde CZV-fractieverdelingen	49
Bijlage 5: Uitgangspunten voor ontwerp en kostenvergelijking van de slibverzuring	50
Bijlage 6: Bouwkosten van slibverzuring en acetaatdoseerinstallatie	53

TEN GELEIDE

Op veel rwzi's wordt voorbezinking toegepast om de belasting van het actief-slibstelsysteem met BZV en zwevende stof te beperken. Vaak wordt het voorbezinkingsproces gecombineerd met voorprecipitatie, waardoor de verwijdering van vooral colloïdaal BZV en inert materiaal toeneemt. Dit leidt tot een verkleining van het actief-slibvolume voor BZV-verwijdering en nitrificatie. De verbeterde voorverwijdering van BZV heeft echter als keerzijde dat te weinig BZV kan overblijven voor volledige denitrificatie in het actief-slibstelsysteem. Terugwinning van BZV uit het afgescheiden primair slib door hydrolyse kan hier een oplossing zijn.

In het kader van het onderzoeksprogramma 1995 - 1999 van de STOWA werden meerdere voorstellen ingediend voor onderzoek naar de voorbehandeling van afvalwater. De technische en economische haalbaarheid daarvan waren niet altijd even duidelijk, evenmin de vraag of voldoende organische stof behouden zou blijven voor de stikstofverwijdering.

Het thans voorliggende rapport gaat in op de technische, technologische en economische aspecten van een aantal voorbehandelingstechnieken en op de belangrijkste parameters, die de haalbaarheid van die technieken in de praktijk beïnvloeden.

De werkzaamheden werden door het bestuur van de STOWA opgedragen aan Witteveen + Bos Raadgevende Ingenieurs te Deventer (projectteam bestaande uit ir. P. de Jong, drs. J.L.P.M. van de Pluijm, ir. J. Slangé en ir. F.A. Visser). Het project werd namens de STOWA begeleid door een commissie bestaande uit ir. K.F. de Korte (voorzitter), ing. F.A. Brandse, ir. P.M.J. Janssen, ir. P.J.M. Knaapen, prof.dr.ir. W.H. Rulkens en ir. P.C. Stamperius.

Utrecht, augustus 1996

De directeur van de STOWA

drs. J.F. Noorthoorn van der Kruijff

SAMENVATTING

Een onderzoek is uitgevoerd naar de technische, technologische en economische aspecten van een aantal voorbehandelingstechnieken. Daarnaast zijn technieken onderzocht die CZV-gebrek als gevolg van voorbehandeling kunnen ondervangen. De haalbaarheid van deze technieken is vergeleken met die van conventionele voorbezinking. Een belangrijk aandachtspunt bij de beschouwing is het behoud van voldoende organische stof voor de stikstofverwijdering. Het onderzoek beschouwde de volgende technieken:

- | | |
|-------------------------------|--|
| a. Voorbehandelingstechnieken | b. Aanvulling van CZV-tekort na voorbehandeling: |
|-------------------------------|--|
- fysische afscheidingstechnieken:
 - . lamellenafscheiding;
 - . centrifuge;
 - . swirl-flo;
 - . zandfiltratie;
 - fysisch/chemische technieken:
 - . voorprecipitatie;
 - voorgeschakelde biologische technieken:
 - . 1^o trap actief-slibstelsysteem;
 - . anaërobe zuivering;
 - . oxydatiebedden.
- hydrolyse van primair slib:
 - . in de hoofdstroom;
 - . in een deelstroom;
 - dosering van een externe CZV-bron.

Aan de hand van literatuurgegevens zijn de alternatieve voorbehandelingsmethoden globaal beoordeeld op zuiveringsprestaties (CZV- en zwevendestofverwijdering) en toepasbaarheid. Als criterium gold dat de methoden in vergelijking met conventionele voorbezinking een efficiënter zuiveringsproces opleverden of andere voordelen toonden. De eerste beoordeling leverde het volgende beeld:

techniek	verwijdering	toepasbaarheid voor Nederlandse situatie	selectie
lamellenbezinking	0	- ¹⁾	nee
filtratie	+	-	nee
centrifugatie	0/+?	-	nee
swirl-flo	-	-?	nee
voorprecipitatie	+	+	ja
voorgeschakeld actief-slib	+	+	ja
voorgeschakelde UASB	0/+	-	nee
voorgeschakeld oxydatiebed	+	-	nee

1) alleen aantrekkelijk in situaties met ruimtegebrek

- negatief ten opzichte van voorbezinking
- 0 neutraal ten opzichte van voorbezinking
- + positief ten opzichte van voorbezinking
- ? onvoldoende praktijkgegevens beschikbaar voor duidelijk oordeel

Op basis van deze gegevens is geconcludeerd dat van de opgesomde voorbehandelingsmethoden voorprecipitatie en een voorgeschakeld actief-slibstelsysteem in aanmerking komen voor nadere uitwerking en vergelijking met conventionele voorbezinking.

Voorts zijn als aanvullende technieken primair-slibverzuring en dosering van externe CZV-bronnen geselecteerd.

De haalbaarheid van slibverzuring is onderzocht door de kosten en opbrengsten van een verzuringssysteem te vergelijken met die van de dosering van aangekocht acetaat. Uit deze vergelijking bleek verzuring kostenneutraal te zijn ten opzichte van acetaataankoop, indien uit het primair slib per kg droge stof tenminste 160 g vetzuur-CZV kan worden gewonnen. Deze waarde ligt ongeveer in het midden tussen de hoogste en laagste opbrengsten die in de literatuur worden vermeld.

Bij een vetzuurproductie die gemiddeld net voldoende is, zal een aanvullende acetaatdosering achter de hand moeten worden gehouden. Uit bedrijfsmatig oogpunt zal dan in een kostenneutrale situatie in veel gevallen de voorkeur worden gegeven aan de aankoop van acetaat, wegens de grotere betrouwbaarheid en eenvoudiger bedrijfsvoering.

Van de geselecteerde voorbehandelingsmethoden is met behulp van het SIMBA simulatieprogramma onderzocht met welke dimensionering van het achtergeschakelde actief-slibstelsel een effluentkwaliteit met 10 mg N-totaal/l kan worden bereikt. Hiertoe is eerst een schatting gemaakt van de CZV-fractieverdeling van gemiddeld Nederlands afvalwater en van de verwijdering van elke CZV-fractie in de voorbehandelingstechnieken. Vervolgens is met het SIMBA-programma berekend bij welke afmetingen van een 100.000 i.e. actief-slibstelsel bij 10 °C juist aan de effluenteisen kan worden voldaan. De belangrijkste resultaten zijn weergegeven in onderstaande tabel.

Dimensionering van het actief-slibvolume bij de verschillende voorbehandelingsmethoden (4 kg biol.ds/m³, NH₄ = 2 mg N/l, NO₃ = 6 mg N/l)

methode	V _{tot} m ³	V _n m ³	V _d m ³	Vn/V	k _{CZV} (kg CZV/ kg ds, d)	k _n (kg N/ kg ds, d)	Spui- slib (kg ds/d)	Ace- taat mg/l
conventionele voorbezinking ¹⁾	21.200	11.700	9.500	0,55	0,112	0,015	3.310	0
conventionele voorbezinking + hydrolyse ¹⁾	19.400	11.600	7.800	0,60	0,127	0,016	3.610	0
voorprecipitatie	20.000	10.200	9.800	0,51	0,101	0,015	2.536	0
voorprecipitatie + hydroly- saat	17.500	10.000	7.500	0,57	0,124	0,017	2.940	0
tweetrapssysteem ²⁾ + ace- taat	19.000	9.500	9.500	0,50	0,098	0,016	2.270	87

1) dimensionering van het actief-slibvolume **exclusief correctie voor simultane chemische defosfatering**

2) actief-slibvolume van de tweede trap

De volumever verschillen tussen de voorbehandelingsmethoden bedragen 5 - 18%. De variant met voorprecipitatie en slibverzuring laat de grootste volumebesparing zien ten opzichte van de variant met conventionele voorbezinking. Het werkelijke actief-slibvolume bij conventionele voorbezinking moet met circa 13% worden vergroot in verband met het chemisch slib dat door simultane precipitatie wordt gevormd.

De investeringen en bedrijfskosten van de verschillende technieken zijn berekend op basis van de beschreven dimensionering. Dit geeft het volgende beeld:

Investerings- en bedrijfskosten van de verschillende varianten

	conventionele voor- bezinking ¹⁾	conventionele voor- bezinking + hy- drolyse ¹⁾	voor- precipitatie	voorprecipitatie + hydrolyse	tweetrapsysteem
investeringskosten (f 1.000)	40.400	40.100	37.100	37.300	39.600
exploitatiekosten (f 1.000/j)					
onderhoud	155	155	145	150	160
slibontwatering + afzet	2.030	2.010	1.940	1.960	2.550
chemicaliën (FeSO ₄ /FeCl ₃ + pe)	120	120	280	280	225
acetaat	0	0	0	0	760
energie	290	370	210	320	290
kapitaallasten	3.900	3.900	3.600	3.600	3.800
totaal	6.495	6.555	6.175	6.310	7.785

1) getallen gebaseerd op het actief-slibvolume dat is gecorrigeerd voor het aandeel chemisch slib

Op basis van de gehanteerde uitgangspunten en gestelde aannamen in deze vergelijkende studie kunnen de volgende conclusies worden getrokken:

- het tweetrapsysteem is volgens de gehanteerde methodiek 20% duurder dan conventionele voorbezinking. Dit wordt vooral veroorzaakt door de hoge slibkosten en chemicaliënkosten;
- de totale jaarlijkse exploitatiekosten zijn bij de variant met voorprecipitatie iets lager dan bij conventionele voorbezinking. Of voorprecipitatie in de praktijk ook aantrekkelijker is dan conventionele voorbezinking, is vooralsnog niet vast te stellen omdat nog geen praktijkgegevens van rwzi's met voorprecipitatie beschikbaar zijn, die N-totaal ≤ 10 mg/l halen;
- de toepassing van slibverzuring geeft weliswaar een besparing op het actief-slibvolume, maar leidt tot extra exploitatiekosten voor slib, energie en chemicaliën, waardoor het voordeel teniet wordt gedaan.

Het effect van de aannamen voor de afvalwatersamenstelling is getoetst in een gevoeligheidsanalyse. Daarbij zijn de CZV/N-verhouding van het influent en de verdeling tussen de CZV/fracties gevarieerd. Uit de gevoeligheidsanalyse bleek dat de belangrijkste kwalitatieve verschillen tussen de onderzochte technieken ook bij afwijkende watersamenstelling blijven bestaan; de dimensioneringen en kwantitatieve verschillen kunnen bij andere watersamenstelling echter sterk afwijken. Bij de uiterste watersamenstellingen qua CZV/N-verhouding en aandeel biodegradeerbaar materiaal bleken hoge aanvullende acetaatdoseringen nodig, waarbij de vraag is of de ontstane situatie nog binnen het werkgebied van de toegepaste default-waarden van het model en uitgangspunten ligt.

Op basis van de bevindingen worden conclusies getrokken over de haalbaarheid van de onderzochte technieken en over de toepassing van de SIMBA-methode voor dimensionering van zuiveringssystemen.

Van alle overige voorbehandelingstechnieken komt alleen lamellenafscheiding mogelijk in aanmerking in situaties waar de ruimte zeer beperkt is. Met name voor grotere installaties zijn de kosten veel hoger dan voor conventionele voorbezinktanks.

INLEIDING

Op vele Nederlandse rwzi's wordt voorbezinking toegepast om de belasting van het actief-slibsysteem met CZV en bezinkbare stof te beperken. Naast voorbezinking bestaan meer methoden waarmee deze componenten kunnen worden verwijderd. Hogere verwijderingsrendementen voor CZV en zwevende stof zijn gunstig voor de nitrificatie, maar kunnen ongunstig zijn voor de denitrificatie en biologische defosfatering.

Bij de STOWA zijn voorstellen ingediend voor onderzoek naar de werking van verschillende vormen van voorbehandeling. Er is echter nog geen inzicht in de technische en economische haalbaarheid van de voorgestelde technieken. Een belangrijk aandachtspunt daarbij is het behoud van voldoende organische stof voor de stikstofverwijdering.

Voordat nader onderzoek wordt verricht naar de alternatieve voorbehandelingstechnieken is het wenselijk inzicht te krijgen in hun haalbaarheid. Om dit inzicht te verkrijgen is dit haalbaarheidsonderzoek verricht. Daarbij wordt met name gekeken naar de technische en economische haalbaarheid in relatie tot de huidige en toekomstige effluenteisen voor vergaande fosfaat- en stikstofverwijdering.

Van een aantal voorbehandelingsmethoden worden in hoofdstuk 2 van deze studie de belangrijkste eigenschappen beschreven. Op basis van de beschrijvingen wordt een selectie gemaakt van voorbehandelingsmethoden die in aanmerking komen voor nadere beschouwing. De geselecteerde voorbehandelingsmethoden en de referentievariant met conventionele voorbezinking worden in de volgende hoofdstukken uitgewerkt. Met behulp van het simulatieprogramma SIMBA wordt in hoofdstuk 5 een dimensionering opgesteld van het actief-slibsysteem dat in combinatie met de voorbehandelingstechniek aan de effluenteisen kan voldoen. Op basis van de dimensionering wordt een raming gemaakt van de investeringskosten en de bedrijfskosten.

Voor het vergelijken van de systemen wordt uitgegaan van een afvalwater met gemiddelde Nederlandse samenstelling en een geschatte CZV-fractieverdeling. Om een indruk te krijgen van de gevoeligheid van de vergelijkingsmethode voor de CZV/N-verhouding en de CZV-fractieverdeling wordt in hoofdstuk 6 een beperkte gevoeligheidsanalyse uitgevoerd.

Op basis van de verkregen informatie wordt de technische en economische haalbaarheid beschouwd en worden aanbevelingen gedaan die richting kunnen geven aan het onderzoek naar voorbehandelingsmethoden.

2 INVENTARISATIE EN SELECTIE VAN DE VARIANTEN

2.1 Beschouwde technieken en aanpak van de selectie

Op basis van een literatuuronderzoek en gegevens van Nederlandse waterkwaliteitsbeheerders en onderzoeksinstituten is een inventarisatie gemaakt van mogelijke voorbehandelingsmethoden. Dit heeft geleid tot het volgende overzicht, waarbij onderscheid is gemaakt in methoden die voorbezinking kunnen vervangen en methoden die als aanvulling op voorbezinking kunnen worden gezien. Tevens zijn technieken vermeld die een tekort aan biologisch beschikbaar CZV ten gevolge van voorbehandeling kunnen aanvullen.

Alternatieve voorbehandelingstechnieken

1. fysische afscheidingstechnieken:
 - lamellenafscheiding;
 - centrifuge;
 - swirl-flo;
 - zandfiltratie;
2. fysisch/chemische technieken:
 - voorprecipitatie;
3. voorgeschakelde biologische technieken:
 - 1^o trap actief-slibstelsysteem;
 - anaërobe zuivering;
 - oxydatiebedden.

Aanvulling van CZV-tekort na voorbehandeling

1. hydrolyse van primair slib:
 - in de hoofdstroom;
 - in een deelstroom;
2. dosering van een externe CZV-bron.

Ten opzichte van conventionele voorbezinking vertonen deze technieken een aantal verschillen in:

- plaats in het proces;
- mate van CZV- en slibverwijdering;
- verbruik van chemicaliën en energie;
- reststoffenproductie;
- ruimtebehoefte;
- bedrijfs- en investeringskosten;
- praktijkervaring.

De mate van CZV- en slibverwijdering heeft grote invloed op de werking van de achtergelegen biologische trap.

Aan de hand van literatuurgegevens worden de alternatieve voorbehandelingsmethoden globaal beoordeeld op de zuiveringsprestaties (CZV- en zwevendestofverwijdering) en toepasbaarheid. Deze factoren worden vergeleken met conventionele voorbezinking. Op basis van deze criteria worden methoden geselecteerd die in vergelijking met conventionele voorbezinking een efficiënter zuiveringsproces opleveren of andere voordelen hebben. De geselecteerde methoden worden globaal gedimensioneerd en vergeleken.

Voor de hydrolyse van primair slib is een groot aantal varianten mogelijk. In dit hoofdstuk worden deze varianten nader beschouwd en onderling vergeleken qua bruikbare CZV-opbrengst, praktijkervaring en kosten. Uit deze vergelijking worden één of meerdere varianten gekozen die verder worden uitgewerkt.

2.2 Selectie van de alternatieven voor voorbezinking

Lamellenbezinking

Bij lamellenbezinking wordt het water door een tank geleid die voorzien is van parallelle platen onder een hoek van 50-60° en een onderlinge afstand van 5 - 10 cm. De platen dienen als bezinkoppervlak voor de gesuspendeerde deeltjes. De ruimten tussen de platen vormen schuine bezinkingskamers die elkaar gedeeltelijk overlappen. Het effectieve bezinkoppervlak is gelijk aan de totale horizontale projectie van de schuine platen. Het effectieve oppervlak is enkele malen (≤ 5) groter dan het bodemoppervlak van de tank, waardoor een flinke ruimtebesparing ontstaat.

De meeste praktijkinstallaties zijn te vinden in Frankrijk en Canada. Lamellenseparatoren worden daar meestal toegepast in combinatie met voorprecipitatie of compact-systemen voor biologische zuivering (Biocarbone)^[1]. In totaal zijn 35 toepassingen van lamellenseparatoren als voorbezinking bekend^[1].

Uit praktijkervaringen in Frankrijk blijkt dat lamellenseparatoren bij vergelijkbare effectieve oppervlaktebelastingen als voorbezinking geen extra verwijdering geven van zwevende stof, BZV, CZV en N. Qua zuiveringsprestaties (betrokken op het effectieve oppervlak) zijn beide technieken dus vergelijkbaar^[2].

In Marseille worden lamellenseparatoren in combinatie met voorprecipitatie toegepast na conventionele voorbezinking, met als doel te besparen op de metaalzoutdoserings^[2]. De dosering in Marseille bedraagt 7-19 mg FeCl_3/l , tegen circa 45 mg FeCl_3/l bij voorprecipitatie met één (voor)bezinkingsstap. Zonder voorprecipitatie bedragen de rendementen 30-40% voor BZV, en 55-61% voor zwevende stof. Deze rendementen zijn vergelijkbaar met die van conventionele voorbezinking.

In combinatie met voorprecipitatie zijn de rendementen voor CZV 46-60% en voor zwevende stof 72-96%. Ook deze rendementen komen overeen met die van conventionele voorbezinking met voorprecipitatie.

Omdat het effectieve oppervlak groter is dan het bodemoppervlak, kan worden volstaan met een kleiner bezinkbassin, wat een besparing geeft op de civiele bouwkosten. De lamellenpakketten die in de tanks worden opgesteld zijn echter relatief kostbaar. Bovendien dient onder de lamellen een slibverzamelstelsel te worden aangebracht, dat gecompliceerder is dan bij een conventionele ronde bezinktank. De totale kosten per m^2 effectief bezinkoppervlak zijn daarom bij lamellenbezinkers hoger dan bij conventionele bezinktanks. De bedrijfsvoering is minder eenvoudig door de kans op vervuiling van de lamellen en de gecompliceerde voorzieningen voor de slibafvoer onder de lamellen.

Uit de bovengenoemde beschouwing kan worden geconcludeerd dat lamellenbezinking soortgelijke rendementen heeft als conventionele voorbezinking. Het grote voordeel is de besparing in bouwoppervlak, die in zeer krappe situaties doorslaggevend kan zijn. Vanwege het ontbreken van Nederlandse ervaringen, het ontbreken van een kostenvoordeel en een complexere slibafvoer is lamellenbezinking slechts in specifieke gevallen een alternatief voor conventionele voorbezinking. In deze haalbaarheidsstudie, die vooral gericht is op breed toepasbare technieken, wordt lamellenseparatie daarom niet verder uitgewerkt.

Centrifuge

In de centrifuge wordt de zwevende stof met centrifugale krachten van het water gescheiden. De centrifuge kan door de hoge G-krachten compacter worden uitgevoerd en/of een betere zwevende-stofafscheiding geven dan een conventionele bezinktank.

Centrifuges vergen zeer hoge investerings- en exploitatiekosten in vergelijking met voorbezinking (orde-grootte $f 0,30/m^3$ ten opzichte van $f 0,02/m^3$ voor een bezink-tank).

Omdat een centrifuge maximaal circa 100 - 200 m^3/h kan behandelen, zijn veel centrifuges nodig voor de voorbehandeling bij een grotere rwzi (minimaal 15 stuks bij een rwzi van 100.000 i.e.). Het hiervoor benodigde gebouw vergt een niet te verwaarlozen ruimte.

Ten opzichte van voorbezinking is centrifugatie van het influent wegens de extreme kosten, het hoge energieverbruik en de grote bedrijfsvoeringsbezwaren geen haalbare techniek.

Swirl-flo

In het swirl-flo systeem wordt het water tangentiaal ingebracht in een spiraalvormige goot. Hierdoor ontstaat een stromingsprofiel waarbij de bezinking wordt bevorderd^[3]. Conform lamellenbezinking leidt het swirl-flo concept tot een ruimtebesparing, omdat de installatie hoger kan worden belast. Gezien de geringe praktijkervaringen met dit systeem is de toepasbaarheid momenteel niet te beoordelen. Bovendien is de vraag of het systeem ook bij de grote debieten die op rwzi's optreden veel voordeel oplevert, omdat bij grotere diameters zeer grote stroomsnelheden nodig zijn om een significante verhoging van de centrifugale krachten te verkrijgen (vergelijk met hydrocyclonen, werveloverstorten).

Deze techniek is gezien de huidige stand van kennis niet haalbaar als alternatief voor voorbezinking.

Filtratie

Bij filtratie is in principe een verdergaande zwevende-stofverwijdering mogelijk dan bij voorbezinking.

Zandfiltratie is onderzocht voor de behandeling van voorbezonden water (primaire effluent)^{[4],[5]}. Het zwevendestofgehalte van circa 20-50 mg/l wordt door zandfiltratie verlaagd tot circa 20 mg/l. BZV wordt met 27% verwijderd tot 40-80 mg/l. Met name het colloïdale materiaal wordt door adsorptie verder verwijderd. Bij deze experimenten fungeert zandfiltratie als aanvulling op voorbezinking. Ervaringen met filtratie van ruw influent zijn niet bekend. Verwacht wordt dat de toelaatbare oppervlaktebelasting van het filter wegens de sterke vervuiling zeer laag moet zijn, in de grootteorde van enkele meters per uur. Ten opzichte van een voorbezinktank leidt dit tot hoge kosten, waar geen ruimtevoordeel en een twijfelachtige rendementsverhoging tegenover staan.

Gezien het gebrek aan praktijkervaring en de overige bezwaren wordt zandfiltratie als alternatief voor voorbezinking niet als een haalbare techniek beschouwd.

Voorprecipitatie

Bij voorprecipitatie wordt door de dosering van metaalzouten, veelal in combinatie met poly-elektroliet, een verbeterde verwijdering bereikt van fosfaat, zwevende stof en CZV. De toepasbaarheid van deze technieken binnen de conventionele effluenteisen heeft zich in Nederland reeds ruim bewezen. De haalbaarheid bij vergaande nutriëntenverwijdering is nog minder duidelijk aangetoond.

Voorprecipitatie wordt in deze studie verder uitgewerkt, waarbij bijzondere aandacht wordt besteed aan de haalbaarheid in combinatie met N-totaalverwijdering.

Voorgeschakeld actief-slibstelsysteem

Een voorgeschakeld actief-slibstelsysteem geeft in vergelijking met voorbezinking een verbeterde verwijdering van zwevende stof en CZV. De tweede biologische trap kan door deze verwijdering kleiner worden gedimensioneerd.

Het twee-trapstelsysteem wordt in Nederland, en met name in Duitsland, reeds op grote schaal toegepast. De haalbaarheid bij vergaande nutriëntenverwijdering is minder duidelijk.

Voorbehandeling in een eerste biologische trap wordt verder uitgewerkt, waarbij bijzondere aandacht wordt besteed aan de haalbaarheid in combinatie met N-totaalverwijdering.

Voorgeschakeld anaëroob systeem

Anaërobe voorzuivering is zeer geschikt voor de verwijdering van CZV uit geconcentreerde warme afvalwaterstromen. Met name bij industrieën wordt dit toegepast om de heffingslasten te beperken. Het verwijderingsrendement voor zwevende stof is echter laag.

Aan de Landbouw Universiteit Wageningen zijn varianten van de UASB-reactor ontwikkeld, waarin naast anaërobe voorzuivering bezinking van vast materiaal kan optreden. De ontwikkeling van dit soort systemen bevindt zich echter nog in een voor-onderzoekstadium.

De lage temperatuur en de lage concentraties in het Nederlandse afvalwater vormen een belangrijke beperking voor de toepassing van anaërobe voorbehandeling. In een praktijkonderzoek van het rwzi-2000 programma bleek dat het systeem onaantrekkelijk is voor toepassing in Nederland^[6]. Voorgeschakelde anaërobe reactoren worden voor praktijktoepassing op communale rwzi's daarom niet verder in beschouwing genomen.

Voorgeschakeld oxydatiebedstelsysteem

In een oxydatiebed wordt het voorbezonden influent geleid over dragermateriaal waarop biomassa groeit. Vervolgens wordt het water bezonden, waarbij de biomassa bezinkt die van het dragermateriaal heeft losgelaten. In Nederland zijn oxydatiebedden veel toegepast voor verwijdering van CZV en (in de zomermaanden) gedeeltelijke nitrificatie.

In een oxydatiebed wordt vooral makkelijk afbreekbaar CZV verwijderd dat ook nodig is voor een doelmatige biologische N_{totaal} - en P-verwijdering. Oxydatiebedden zijn minder compact en temperatuurgevoeliger dan voorgeschakelde actief-slibsystemen. Uit dat oogpunt worden in de Nederlandse praktijk geen oxydatiebedden toegepast in installaties met vergaande N- en P-verwijdering.

Voorgeschakelde oxydatiebedden worden om de genoemde redenen niet in beschouwing genomen.

Resumé

Tabel 1 geeft een overzicht van de resultaten van de selectie.

Tabel 1: Overzicht van de eerste selectie van voorbehandelingstechnieken

techniek	verwijdering	toepasbaarheid voor de Nederlandse situatie	selectie
lamellenbezinking	0	- ¹⁾	nee
filtratie	+	-	nee
centrifugatie	0/ + ?	-	nee
swirl-flo	-	-?	nee
voorprecipitatie	+	+	ja
voorgeschakeld actief-slib	+	+	ja
voorgeschakelde UASB	0/ +	-	nee
voorgeschakeld oxydatiebed	+	-	nee

1) alleen aantrekkelijk in situaties met ruimtegebrek

- negatief ten opzichte van voorbezinking
- 0 neutraal ten opzichte van voorbezinking
- + positief ten opzichte van voorbezinking
- ? onvoldoende praktijkgegevens beschikbaar voor duidelijk oordeel

Op basis van tabel 1 wordt geconcludeerd dat van de opgesomde voorbehandelingsmethoden voorprecipitatie en een voorgeschakeld actief-slibstelsel in aanmerking komen voor nadere uitwerking en vergelijking met conventionele voorbezinking.

2.3 Aanvullingen op voorbehandeling

Een knelpunt bij de voorbehandeling is dat een tekort kan ontstaan aan (gemakkelijk) afbreekbaar CZV dat nodig is voor de denitrificatie en/of biologische defosfatering. Dit tekort kan worden aangevuld door dosering van:

- lagere vetzuren die vrijkomen bij de hydrolyse van primair slib;
- een externe CZV-bron in de vorm van methanol, acetaat of industriële restproducten.

Hydrolyse van primair slib

Bij hydrolyse van primair slib wordt een deel van de daarin aanwezige eiwitten, vetten en koolhydraten (lange koolstofketens) omgezet in lagere vetzuren die oplossen in het water.

Hydrolyse van primair slib kan op verschillende plaatsen in het zuiveringsproces optreden, namelijk in de voorbezinktank (hoofdstroom) of in een aparte reactor (in hoofd- of deelstroom).

Hydrolyse in de voorbezinktank kan worden bereikt door de slibspiegel te verhogen. Door slib over de voorbezinktank te recirculeren worden de vetzuren in de waterfase gebracht. Deze techniek is met name in Scandinavië onderzocht en op praktijkschaal toegepast^[7].

Hydrolyse in de voorbezinktank geeft een verhoogde kans op slibuitspoeling bij RWA en benadeelt dan het verdere zuiveringsproces. Gezien de relatief hoge RWA/DWA-verhoudingen lijkt hydrolyse van primair slib in de voorbezinktank in de Nederlandse situatie niet haalbaar. Dit geldt tevens voor separate reactoren in de hoofdstroom. Derhalve wordt alleen hydrolyse van primair slib in een aparte reactor in de sliblijn geselecteerd.

Hydrolyse van primair slib ligt het meest voor de hand in combinatie met een voorprecipitatie-systeem. Bij voorprecipitatie is de behoefte aan aanvullende hydrolyseproducten door het grotere verwijderingsrendement hoger dan bij conventionele voorbehandeling; bovendien bevat het primair slib door het hogere CZV-rendement een extra hoeveelheid te hydrolyseren CZV. Bij conventionele voorbezinking kan het echter ook aantrekkelijk zijn om slibverzuring toe te passen.

Dosering van een externe CZV-bron

Een externe CZV-bron, bij voorkeur in geconcentreerde en vloeibare vorm, wordt direct in het actief-slibstelsel gedoseerd. De installatie bestaat uit een voorraad-tank, een doseerinstallatie met het benodigde leidingwerk en een meet/regelsysteem dat de dosering afstemt op de behoefte.

In Nederland is bij rwzi's nog weinig praktijkervaring opgedaan met de dosering van externe CZV-bronnen. Op de rwzi Olburgen zijn experimenten op praktijkschaal uitgevoerd naar verbetering van de denitrificatie door toevoeging van methanol en acetol (een mengsel van azijnzuur en methanol). Dosering van acetol gaf een verbeterde denitrificatie. Gebruik van methanol had een minder sterk effect. Bovendien vergt methanol een adaptatietijd voor specifieke bacteriën die methanol omzetten in C2- en C4-verbindingen^[6].

In Duitsland, VS en Zweden is ruime ervaring opgedaan met de dosering van CZV-bronnen voor de verbetering van de denitrificatie. Toevoeging van een externe CZV-bron is in technische zin eenvoudig en is daarom een haalbare techniek.

3 BESCHRIJVING VAN DE GESELECTEERDE METHODEN

De selectie die heeft plaatsgevonden in hoofdstuk 2, heeft geresulteerd in de volgende systemen die in aanmerking komen voor nadere uitwerking:

- voorprecipitatie;
- tweetrapssystemen;
- hydrolyse van primair slib in een separate reactor, in combinatie met conventionele voorbezinking en in combinatie met voorprecipitatie;
- dosering van een externe CZV-bron.

Van de geselecteerde methoden worden in dit hoofdstuk behandeld:

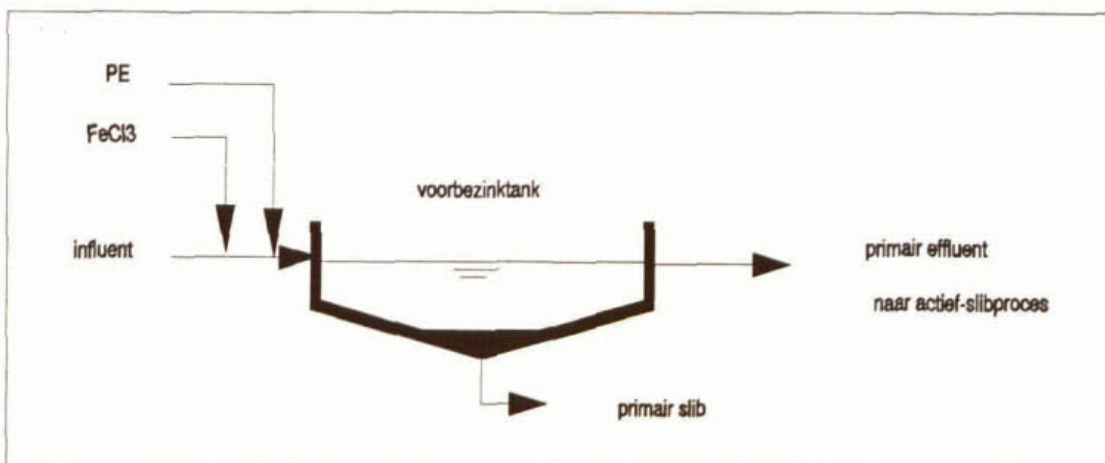
- een algemene beschrijving en gegevens over de uitvoeringsvormen;
- stand van toepassing in binnen- en buitenland;
- technologische en technische aspecten;
- inpassingsmogelijkheden in bestaande en nieuwe rwzi's.

3.1 Voorprecipitatie

3.1.1 Algemene beschrijving en uitvoeringsvorm

Bij voorprecipitatie worden driewaardige metaalzouten, eventueel in combinatie met anionogeen poly-elektrolyet (pe), toegevoegd voor de voorbezinking. De metaalzouten worden gedoseerd in een turbulente zone voor de voorbezinktank, bijvoorbeeld in een beluchte zandvanger, verdeelwerk of speciale mengtank. Het pe wordt bij voorkeur vlak voor of in de voorbezinktank gedoseerd.

In figuur 1 is de systeemopzet schematisch weergegeven.



Figuur 1: Blokschema van de voorprecipitatie

In het FAST-procédé (Försedmentierungs Ausklijning av Suspenderat materia med Trippeldos = voorprecipitatie van zwevende bestanddelen in primair slib met drievoudige dosering) wordt naast anionogeen pe ook een kationogeen pe gedoseerd als aanvulling op de metaalzoutdosering^[9]. Toevoeging van beide pe-soorten kan leiden tot een verlaging van de benodigde metaalzoutdosering en tot verhoogde verwijderingsrendementen. In deze studie wordt het FAST-concept gezien als verbetering van voorprecipitatie.

De toepassing van voorprecipitatie bij rwzi's is meestal primair gericht op de P-verwijdering. Toevoeging van (driewaardige) metaalzouten leidt tevens tot het uitvlokken van fijn gesuspendeerd en colloïdaal materiaal, dat met het primair slib wordt afgevoerd. Hierdoor worden tevens hogere verwijderingsrendementen van CZV en organisch gebonden N bereikt^{[10],[11]}.

3.1.2 Toepassingen en ervaringen

In Nederland wordt voorprecipitatie op diverse rwzi's toegepast. De voornaamste conclusies zijn:

- chemicaliëndosering

De metaalzoutdosering bedraagt gemiddeld $15 \text{ g Fe}^{3+}/\text{m}^3_{\text{influent}}$. Bij een gemiddeld P-gehalte van 9 mg P/l komt dit overeen met een Me/P-verhouding van $0,9 \text{ mol Fe/mol P}$. De pe-dosering loopt uiteen van $0,1$ tot $1,5 \text{ g pe/m}^3$;

- verwijderingsrendementen

Met voorprecipitatie worden hogere verwijderingsrendementen behaald dan met conventionele voorbezinking. Uit de gemiddelden van de praktijkervaringen in binnen- en buitenland ontstaat het volgende beeld, weergegeven in tabel 2 ^[12], [13], [14], [15], [16], [17], [18], [19], [20], [24], [7]

Tabel 2: Verwijderingsrendementen bij voorprecipitatie

stof	conventionele voorbezinking	voorprecipitatie
zwevende stof	30-40%	60-80%
CZV	20-30%	30-60%
BZV	20-30%	50-70%
P _{totaal}	10-20%	60-80%
N	5-10%	20-30%

Gevolgen van voorprecipitatie voor de N-verwijdering

Het hogere verwijderingsrendement van CZV bij voorprecipitatie leidt tot een verlaging van de hoeveelheid CZV en inert materiaal in de toevoer naar het actief-slibstelsel. Dit heeft de volgende effecten op de N-verwijdering:

- de daling van de CZV/N-verhouding en van de hoeveelheid inert materiaal in het voorbezonden water geeft een verhoging van de fractie nitrificerende bacteriën en een verlenging van de slibleeftijd, waardoor de nitrificatiecapaciteit van de rwzi toeneemt;
- als de verhouding tussen beschikbare CZV en nitraatstikstof daalt tot beneden 3 à 3,5 wordt het door nitrificatie gevormde nitraat niet meer volledig verwijderd, hetgeen leidt tot hogere N-totaalgehalten in het effluent. Hierbij wordt opgemerkt dat de verwijderingsrendementen met voorprecipitatie vooral hoog zijn voor inerte en langzaam afbreekbare CZV, maar minder hoog voor de CZV-fracties die direct beschikbaar zijn voor denitrificatie. De verwijdering van langzaam afbreekbare CZV kan er echter toe leiden dat in kritieke situaties onvoldoende CZV beschikbaar is voor de denitrificatie.

Uit een onderzoek van Henze met voorprecipitatie met gepolymeriseerd aluminiumchloride zijn de volgende verwijderingsrendementen vastgesteld: inert en langzaam afbreekbare CZV beide circa 80%, snel afbreekbaar circa 45% en direct beschikbaar opgelost CZV 0% ^[7].

Slibvolume-index

Uit praktijkervaringen blijkt dat voorprecipitatie met name bij overbelaste installaties met een hoge SVI leidt tot een sterke verlaging van de SVI. De extra CZV-verwijdering bij voorprecipitatie verlaagt de belasting van het slib waardoor de vlokvormende bacteriën zich beter kunnen ontwikkelen ten opzichte van draadvormers en aldus zorgen voor betere bezinkingseigenschappen van het slib.

Bovendien passeert een klein deel van de metaalionen de voorbezinking, waardoor de slibvlokken in het actief-slibproces worden verzwaard en beter bezinken. Deze twee effecten kunnen elkaar versterken en maken een hoger actief-slibgehalte in de aëratietanks mogelijk.

Geuremissie

Dosering van driewaardige metaalzouten bij de voorbezinktank leidt tot binding van sulfide, waardoor de geuremissie uit het oppervlak van de voorbezinktank wordt verlaagd.

Slibproductie

Uit de praktijk blijkt dat de primair-slibproductie met 30-50% toeneemt. Door de verhoogde CZV-verwijdering neemt de surplusslibproductie in het actief-slibstelsel echter af. Totaal neemt de vers-slibproductie toe met 10 à 25% afhankelijk van de hoogte van de chemicaliëndosering.

Gisting

Door voorprecipitatie wordt een groter aandeel van het CZV_{influent} met het slib afgevoerd. In de slibgisting wordt hierdoor een hogere biogasproductie bereikt. Dit werd bijvoorbeeld waargenomen bij de rwzi Bosscherveld, waar de gasproductie toenam met 20%.

Bij voorprecipitatie met ijzerzouten kan de ijzerdosering ter bestrijding van H₂S in de gisting achterwege worden gelaten, omdat het chemisch slib het sulfide kan binden dat tijdens de gisting vrijkomt.

3.1.3 Toepasbaarheid in de Nederlandse situatie

Voorprecipitatie bij bestaande installaties is goed toepasbaar wanneer de installatie is belast met afvalwater met een relatief hoge CZV/N-verhouding. Met voorprecipitatie wordt de CZV-belasting gereduceerd, waardoor de zuiveringstechnische werking van de rwzi wordt verbeterd. Bij installaties die vergaand N moeten verwijderen, kan de verlaging van de CZV/N-verhouding een knelpunt vormen. De verwijdering van CZV verlaagt de denitrificatiecapaciteit van het afvalwater waardoor onvoldoende nitraat kan worden verwijderd. Hierbij moet echter worden opgemerkt dat voorprecipitatie met name de inerte en langzaam afbreekbare CZV-fractie verwijdert die doorgaans niet of slechts gedeeltelijk voor denitrificatie wordt benut. Dosering van een externe CZV-bron of hydrolyse van primair slib kan uitkomst bieden als door voorprecipitatie een tekort ontstaat aan CZV voor denitrificatie.

3.2 Hydrolyse van primair slib

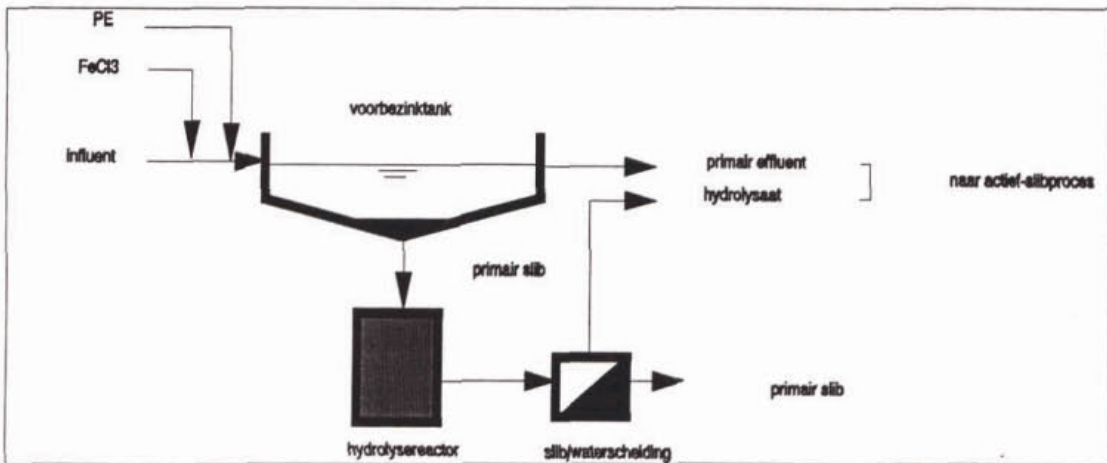
3.2.1 Algemene beschrijving en uitvoeringsvormen

Bij verzuring van primair slib wordt een deel van de in het primaire slib aanwezige koolhydraten, eiwitten en vetten door hydrolyse omgezet in opgeloste CZV (acetaat, propionaat en butyraat). Deze goed oplosbare CZV is voor het grootste deel direct beschikbaar voor denitrificatie en biologische defosfatering. De hydrolyseproducten zijn derhalve geschikt als aanvullende CZV-bron.

Hydrolyse kan onder de volgende omstandigheden optreden:

- chemische hydrolyse, onder sterk zure of basische condities, eventueel bij hoge temperaturen;
- biologische hydrolyse, onder anaërobe omstandigheden;
- fysisch-chemische hydrolyse bij een druk van 5-10 bar en een temperatuur van 150-250 °C;
- gecombineerde biologische en chemische hydrolyse.

In deze studie wordt alleen ingegaan op biologische hydrolyse omdat de overige technieken te veel chemicaliën en energie vergen in verhouding tot de opbrengst aan beschikbare CZV.



Figuur 2: Hydrolyse van primair slib

Plaats van de slibverzuring in het zuiveringsproces

Primair slib kan in principe op de volgende plaatsen in het zuiveringsproces worden gehydrolyseerd:

1. **in de voorbezinktank**

In paragraaf 2.3 is reeds besloten deze mogelijkheid niet verder uit te werken;

2. **in de voorindikker voor primair slib**

De verblijftijd van primair slib in een conventionele slibindikker bedraagt 2,5 à 4 dagen. Deze verblijftijd is in principe lang genoeg om beperkte (cryofiele) hydrolyse te bereiken (zie tabel 3). De opbrengst is echter laag wanneer geen slibrecirculatie of spoeling van de slibdeken plaatsvindt om de hydrolyseproducten uit de sliblaag (die wordt afgevoerd) naar de waterfase te brengen;

3. **in een gemengde hydrolyse reactor**

Hydrolyse in een aparte reactor maakt het mogelijk om het hydrolyseproces bij een optimale temperatuur te laten verlopen. Het gehydrolyseerde slib uit de gemengde reactor wordt vervolgens van het water gescheiden door gravitatie- of mechanische indikking (centrifuges of bandindikker). Het afgescheiden water wordt aan het influent toegevoegd of direct in de denitrificatietanks of anaërobe tank gedoseerd.

Temperatuur

De temperatuur en de slibverblijftijd in de verzuringsreactor hebben grote invloed op het rendement van de hydrolyse. Afhankelijk van het temperatuurbereik waarin het slib wordt gehydrolyseerd wordt onderscheid gemaakt tussen cryofiele, mesofiele en thermofiele hydrolyse. In tabel 3 worden richtwaarden gegeven voor de procesomstandigheden.

Tabel 3: Relatie tussen temperatuur en slibverblijftijd bij biologische hydrolyse^[7]

type hydrolyse	temperatuur °C	slibverblijftijd uren
cryofiel	10-20	40-100
mesofiel	30-40	15-30
thermofiel	50-70	5-10

Uit verschillende onderzoeken is gebleken dat de productie van opgelost CZV uit primair slib het best verloopt bij 25 - 30 °C en een verblijftijd van 2 tot 3 dagen.

Bij lagere temperaturen is de produktie van opgelost CZV veel lager en zal dit gecompenseerd moeten worden met een langere verblijftijd. Bij hogere temperaturen vindt nog een beperkte toename van het opgeloste CZV plaats.

Door de geproduceerde vetzuren daalt de pH. De hydrolyse komt tot stilstand bij pH 5,3 - 6,0^[21]. De alkaliteit van het water bepaalt de pH-daling in relatie tot de vetzuurproduktie. Bij hoge slibconcentratie en lage alkaliteit kan de pH-daling de beperkende factor zijn voor de vetzuurproduktie uit primair slib.

Hydrolyse in combinatie met voorprecipitatie

Met voorprecipitatie wordt meer CZV door voorbezinking uit het afvalwater verwijderd waardoor de CZV/N verhouding verder daalt. Een combinatie van voorprecipitatie met hydrolyse, ter verhoging van de CZV/N-verhouding, ligt daarom voor de hand. Dit concept in het kader van het HYPRO-programma, is in de jaren '80 intensief onderzocht in de Scandinavische landen^[7]. Uit vergelijking van hydrolyse met en zonder voorprecipitatie blijkt dat de CZV-opbrengst uit het slib nauwelijks wordt beïnvloed door de chemicaliën. Door de grotere CZV-vracht in het primair slib is de bruto terugvoer van CZV bij voorprecipitatie groter dan bij conventionele voorbezinking^[22].

Bij relatief lage CZV/N-verhoudingen in het ruwe influent en het toepassen van conventionele voorbezinking kan slibverzuring en terugvoeren van hydrolyseproducten echter ook aantrekkelijk zijn.

3.2.2 Toepassingen en ervaringen

In Nederland wordt voorverzuring niet op praktijkschaal toegepast. De praktijkervaringen met HYPRO in de Scandinavische landen^[23] zijn positief.

Procesomstandigheden

Uit rwzi 2000 onderzoek is gebleken dat de vetzuurproduktie verdubbelt als de hydrolysetemperatuur wordt verhoogd van 20 naar 30°C bij een hydraulische verblijftijd van 2 dagen^[24]. Voorts is het van belang dat het aangevoerde primair slib wordt gemengd met gehydrolyseerd slib. Bij hydrolyse in de voorindikker kan daartoe slib worden gerecirculeerd.

De opbrengst van het hydrolysaat wordt vergroot indien:

- de indikgraad van het slib wordt verhoogd (te denken valt aan centrifuges of bandindikkers);
- de vetzuren uit de sliblaag worden gespoeld door recirculatie over de indikker.

Samenstelling van het hydrolysaat

Met biologische hydrolyse wordt circa 9-12% van het CZV in het slib in de vorm van oplosbaar CZV vrijgemaakt. Een typische samenstelling van het hydrolysaat is in tabel 4 weergegeven.

Tabel 4: Samenstelling van het hydrolysaat van biologische hydrolyse^[23]

zwevende stof	600	mg/l
CZV	2.390	mg/l
CZV opgeloste vetzuren	1.500	mg/l
N-Kj	100	mg N/l
P _{totaal}	12	mg P/l

Tabel 5 geeft een overzicht van de terugvoerpercentages ten opzichte van het influent. Met primair slib wordt circa 55% van het CZV uit het influent verwijderd.

Ten opzichte van het influent worden circa 7,5% van het CZV en 4% van de stikstof met het hydrolysaat teruggevoerd naar de hoofdstroom.

Tabel 5: Terugvoer van CZV, N en P uit hydrolyse van primair slib met voorprecipitatie^[7]

component	% slib in ten opzichte van influent	& terugvoer met hydrolysaat ten opzichte van influent
CZV	55	7,5
N	12	4
P	74	1

Hydrolyse van primair slib geeft een extra terugvoer van vooral gemakkelijk afbreekbaar CZV. Het CZV in het hydrolysaat geeft hoge denitrificatiesnelheden (vergelijkbaar met azijnzuur).

Naast CZV bevat het hydrolysaat circa 4% van de influentstikstof, maar deze stikstof zou ook bij conventionele bezinking en gisting worden teruggevoerd; de totale hoeveelheid stikstof die via de interne stromen wordt teruggevoerd blijft derhalve gelijk.

Gistingsgasproductie

Het CZV dat na hydrolyse wordt teruggevoerd in de waterlijn is niet beschikbaar voor de vorming van gistingsgas. Op grond hiervan wordt een 15% daling van de gistingsgasproductie verwacht ten opzichte van slib dat direct wordt vergist^[24].

Geur

Bij de hydrolyse kunnen hoge concentraties geurstoffen ontstaan. Bij een Engelse rwzi bleek hydrolyse in de zomer wegens geurproblemen niet acceptabel, ondanks afdekking van de reactor en luchtbehandeling.

3.2.3 Toepasbaarheid in de Nederlandse situatie

Hydrolyse van primair slib lijkt vooral toepasbaar bij voorprecipitatie, als de CZV/N-verhouding door de voorbehandeling te laag is geworden voor volledige denitrificatie. Omdat de CZV/N-verhouding van het Nederlandse afvalwater in het algemeen relatief laag is, kan hydrolyse van primair slib bij voorbezinking om dezelfde redenen als bij voorprecipitatie aantrekkelijk zijn voor toepassing.

Hydrolyse bij verhoogde temperatuur stimuleert de vetzuurproductie, maar vergt energie voor opwarming van het slib.

Om een voldoende grote afscheidingsgraad van de hydrolyseproducten in een gravitatie-indikker te verkrijgen, mag de slibconcentratie van de slibstroom naar de verzuringsreactor niet te hoog zijn of moet het verzuurde slib eerst worden verdund. Verdunning van het slib voor het verkrijgen van een hoog rendement is energetisch ongunstig omdat het slib nogmaals verwarmd moet worden voordat het de gistings-tank wordt ingevoerd.

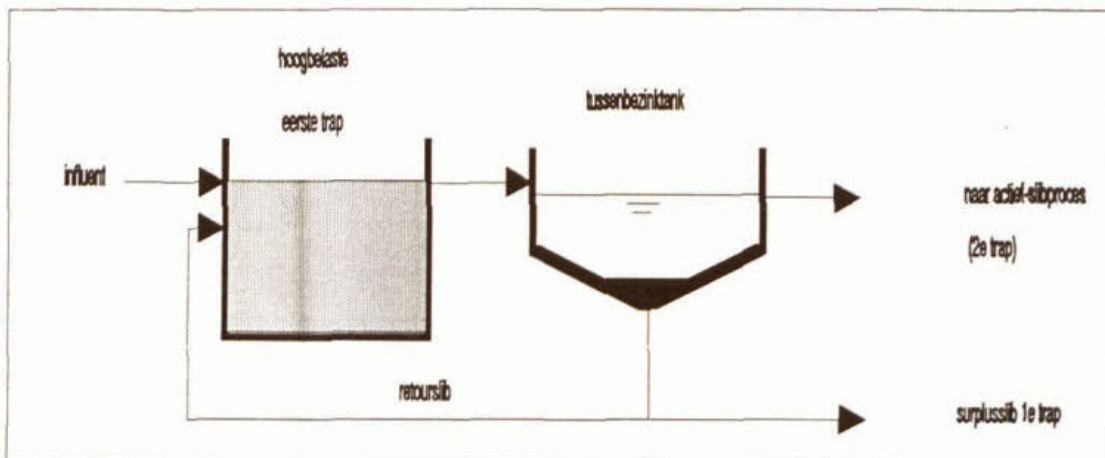
Bij zeer lage CZV/N-verhoudingen in het primair effluent is het mogelijk dat hydrolyse van primair slib onvoldoende CZV oplevert. De ervaring is dat 's zomers door verzuring in het rioolstelsel minder verzuurbaar CZV in het primaire slib aanwezig is dan 's winters. Dit is op zich geen probleem zolang geen verzuringsproducten in het rioolstelsel verloren gaan door aërobe afbraak. In de situaties dat verzuring van het primair slib te weinig CZV oplevert, moet een afweging worden gemaakt tussen primair-slibhydrolyse en (aanvullende) CZV-dosering.

3.3 Voorgeschakelde biologische trap

3.3.1 Algemene beschrijving en uitvoeringsvorm

Bij een tweetraps actief-slibinstallatie wordt het water eerst voorbehandeld in een hoogbelast actief-slibstelsel, bestaande uit een volledig beluchte aëratietank en een tussenbezinktank. Vanuit de tussenbezinktank wordt bezonken slib naar de aëratietank gerecirculeerd. In deze eerste trap wordt CZV grotendeels uit het water verwijderd door adsorptie aan het slib, en voor een kleiner deel door biologische omzetting geoxideerd.

De slibsoorten van de eerste en tweede trap zijn volledig gescheiden. In de tweede, laag belaste trap wordt het resterende CZV biologisch afgebroken en vindt nitrificatie (en eventueel denitrificatie) plaats.



Figuur 3: Principeschema van biologische voorbehandeling in een tweetrapsysteem

3.3.2 Toepassingen en ervaringen

In Nederland is het tweetrapsstelsel ondermeer toegepast bij de rwzi's Dokhaven, Veendam, Breda-Nieuwveer en Utrecht. Voorts worden tweetrapsstelsels veelvuldig toegepast in Duitsland en Oostenrijk. Uitgebreide inventarisaties van tweetrapsstelsels zijn gemaakt in het kader van rwzi 2000^[25] en door Böhnke^{[26][27]}.

Processtabiliteit

De eerste trap heeft een bufferende werking op de biologische belasting van de tweede trap, wat vooral in systemen met sterk fluctuerende belasting (met name door industrie) gunstig kan zijn. De eerste trap is echter door de korte verblijftijd gevoelig voor hydraulische pieken. Bij RWA-aanvoer kan dit leiden tot een te korte verblijftijd en slibuitspoeling naar de tweede trap.

N-verwijdering

In de eerste trap wordt circa 20% N verwijderd. In de tweede trap wordt de stikstof ook bij hogere slibbelastingen goed genitriciseerd door de hoge fractie nitrificerders in het slib. Deze fractie nitrificerders wordt vergroot door twee oorzaken:

- in de eerste trap wordt reeds een aanzienlijk deel van de zwevende stof verwijderd, waardoor de anorganische fractie in het slib in de tweede trap afneemt;
- door de verlaging van de CZV/N-verhouding neemt het aandeel nitrificerders in de organische fractie toe.

In de tweede trap is daardoor een slibleeftijd van 5 à 6 dagen voldoende voor een goede nitrificatie. De denitrificatie in de tweede trap kan worden geremd door een te lage CZV/N-verhouding in de afloop van de eerste trap. Uit Nederlandse praktijkervaringen blijkt het behalen van een N_{totaal} -eis van 10 mg N/l een potentieel knelpunt. Mogelijkheden tot bevordering van de denitrificatie in de tweede trap zijn:

- omleiding van een deel van het influent naar de tweede trap. Hierdoor worden de voordelen van een tweetrapssysteem echter verkleind;
- recirculatie van effluent van de tweede trap naar de eerste trap. Dit leidt tot een hogere hydraulische belasting van de eerste trap, die daarvoor ruimer moet worden gedimensioneerd;
- dosering van een externe CZV-bron.

Böhnke^[26] geeft aan dat in de eerste trap vooral het moeilijk afbreekbaar CZV wordt geadsorbeerd en dat de verwijdering van het opgelost gemakkelijk afbreekbaar CZV in de eerste trap minder volledig is. Volgens Böhnke wordt door de grotere fractie gemakkelijk afbreekbaar CZV in de afloop van de eerste trap toch voldoende denitrificatie bereikt in de tweede trap bij BZV/N-verhoudingen van circa 3. Deze hypothese kan echter niet worden gestaafd door Nederlandse praktijkervaringen.

P-verwijdering

De eerste trap geeft P-verwijderingsrendementen van 35-50%, de tweede trap circa 30%. Om een P_{effluent} gehalte te kunnen bereiken van 1 mg P/l is aanvullende P-precipitatie nodig. Het metaalzout kan in principe zowel in de eerste als in de tweede trap worden gedoseerd.

Böhnke zegt dat de "biologische" P-eliminatie in een tweetrapssysteem hoger is dan in een eentrapssysteem: circa 35% in de eerste trap tegen 19% bij conventionele voorbezinking. Nederlandse praktijkervaringen geven echter geen verhoogde "biologische" P-verwijdering te zien.

Bezinking

Het slib van de eerste trap heeft doorgaans een lage SVI (40-90 ml/g) en een grove vlokstructuur. De SVI in de tweede trap is doorgaans 80-130 ml/g en de slibvlokken zijn fijner. De lagere SVI ten opzichte van eentrapssystemen leidt tot kleinere nabezinktanks.

Energieverbruik

Het energieverbruik van een tweetrapssysteem is 10 à 20% lager dan bij een eentrapssysteem. Deze besparing komt vooral voort uit de lagere zuurstofbehoefte. In de eerste trap wordt CZV voornamelijk verwijderd door adsorptie waarbij geen zuurstof wordt verbruikt. Ten opzichte van biologische oxydatie levert dit een energiebesparing.

Slibproductie

De versslibproductie van tweetrapssystemen is circa 30% hoger dan bij eentrapssystemen (circa 84 g/ie.d). In de eerste trap komt circa 75-80% van het slib vrij (circa 67 g/ie.d), dat zich laat indikken tot 6-8%. In de tweede trap komt 20-25% van het slib vrij (circa 17 g/ie.d) dat zich tot 3,5-4% laat indikken.

Gistingsgasproductie

De gistingsgasproductie bij een tweetrapssysteem is vergelijkbaar met die van een eentrapssysteem.

Ruimtebeslag

Door de hogere belastingen in een tweetrapssysteem kunnen de aëratietanks en de bezinktanks kleiner worden gedimensioneerd. Dit leidt tot een besparing op het bouwvolume van 20 à 30%. Indien de tweetrapssystemen worden ontworpen voor vergaande N- en P-verwijdering is een ruimere dimensionering nodig en wordt deze besparing geringer.

Toepasbaarheid in Nederland

Hoewel de voordelen van een tweetrapssysteem in de Nederlandse situatie minder groot zijn dan in de Duitse, door de hogere RWA/DWA-verhouding en veelal lage CZV/N-verhouding, kan een tweetrapssysteem in Nederland voordelen bieden ten opzichte van eentrapssystemen. Kritisch punt is de denitrificatiecapaciteit van het systeem. Verlaging van de BZV/N-verhouding tot lager dan 3 kan een tekort aan denitrificatiecapaciteit leveren, met hogere N_{totaal} -gehalten in het effluent als gevolg.

4 HAALBAARHEID VAN SLIBVERZURING

4.1 Invloedsfactoren op de haalbaarheid van slibverzuring

In hoofdstuk 3 is reeds aangegeven dat de haalbaarheid van slibverzuring afhankelijk is van:

- de verzuurbaarheid van het primair slib;
- het rendement van de water- en -slibscheiding;
- de benodigde hoeveelheid CZV;
- praktische aspecten (bedrijfsvoering en geur).

De genoemde punten zullen hieronder nader worden toegelicht.

Verzuurbaarheid van het primair slib

Het CZV dat door verzuring uit primair slib kan worden vrijgemaakt is per locatie verschillend. Bij rwzi's die afvalwater via een lange persleiding krijgen aangevoerd, kan worden verondersteld dat door de lange verblijftijd in de leiding het merendeel van het verzuurbare CZV reeds is omgezet in lagere vetzuren (sterk aangerot afvalwater). Het primaire slib zal in deze situaties nog maar een beperkte omzetting van verzuurbaar CZV in vetzuren geven. In uitgestrekte vrijvervalstelsels vindt (met name bij hogere temperaturen) oxydatieve afbraak plaats, waarbij vooral de verzuurbare componenten worden omgezet. De opbrengst kan dus per seizoen variëren. Bij rwzi's met vers afvalwater is de rotting van het afvalwater beperkt en zal het aandeel verzuurbaar CZV groter zijn. In de laatste situatie zal slibverzuring eerder haalbaar zijn dan in de eerste situatie.

Rendement van de slib/waterscheiding

De opbrengst aan vetzuren kan toenemen door na de verzuring het slib te spoelen en/of de indikkingsgraad van het slib te verhogen. Voor het verhogen van de indikkingsgraad moet worden overgegaan op mechanische indikking. Mechanische indikking leidt tot hogere kosten vanwege de extra investeringen, het extra energieverbruik en eventueel het gebruik van toeslagstoffen. De meeropbrengst aan benutbare vetzuren zal dus moeten worden afgewogen tegen de extra kosten.

CZV-tekort

De hoeveelheid extra CZV die gedoseerd moet worden om te komen tot de gewenste denitrificatiegraad heeft eveneens invloed op de haalbaarheid van de verzuring van primair slib. Omdat de investeringskosten van een acetaatdoseerinstallatie veel lager zijn dan die van een slibverzuringssysteem kan het bij kleine hoeveelheden veel aantrekkelijker zijn een externe CZV-bron te doseren. Verzuring van primair slib is met name interessant wanneer de gehele vetzuurproductie benodigd is voor het zuiveringsproces.

4.2 Kostenvergelijking

Om de haalbaarheid van verzuring te onderzoeken is een globale kostenvergelijking uitgevoerd. Daarbij is voortgebouwd op het rwzi 2000-onderzoek "Biologisch defosfateren met de Korrelreactor - Kostenvergelijking acetaatbronnen bij biologisch defosfateren"^[28]. In dat onderzoek zijn de volgende drie varianten met elkaar vergeleken:

- Variant 1: mesofiele slibverzuring met slib/waterscheiding in een centrifuge;
- Variant 2: mesofiele slibverzuring met slib/waterscheiding in een gravitatie-indikker;
- Variant 3: dosering van aangekocht acetaat.

In het rwzi 2000-onderzoek werd geconcludeerd dat de drie varianten elkaar in financieel opzicht weinig ontlopen en dat het resultaat vooral wordt bepaald door de verzuurbaarheid van het slib. In het onderzoek zijn de volgende factoren buiten beschouwing gelaten:

- 1) De restwarmte van de energie-opwekking uit gistingsgas is onvoldoende om de slibstroom naar de verzuringsreactor op te warmen. Deze stroom is namelijk minder geconcentreerd (2% ds in plaats van 5%) dan het ingedikte slib dat bij conventionele bedrijfsvoering voor vergisting wordt opgewarmd;
- 2) Bij slibverzuring wordt een deel van de organische slibdrogestof omgezet in opgeloste CZV en naar de waterlijn teruggevoerd. Deze hoeveelheid CZV is niet meer beschikbaar voor de productie van biogas, waardoor er minder energie kan worden opgewekt.

De kostenvergelijking is daarom herhaald voor de rwzi met een capaciteit van 100.000 i.e., maar met aangepaste uitgangspunten. Daarbij is tevens uitgegaan van een aangepaste primair-slibproductie die ook elders in deze studie wordt gehanteerd (30 in plaats van 40 g ds/i.e.d).

Uitgangspunten

Om het rendement van de verzuring (pH-effect) en de slib/waterscheiding te verhogen, mag het slib in de verzuringsreactor en de toevoer naar de scheider niet te dik zijn. Om dit laatste te bereiken, wordt het slib met een concentratie van 20 kg/m^3 uit de voorbezinktank via een warmtewisselaar naar de reactor gepompt. Deze volumestroom (20 kg ds/m^3) is groter dan bij het opwarmen van ingedikte slib (50 kg ds/m^3) voor de slibgisting. Deze extra warmtebehoefte kan niet uit de beschikbare restwarmte van de warmte-krachtinstallatie worden gehaald en moet geleverd worden door aardgas bij te stoken.

Voor de mechanische variant van slib/waterscheiding is uitgegaan van een centrifuge. Daarbij is aangenomen dat geen poly-elektrolyet behoeft te worden gedoseerd.

Het ingedikte verzuurde primaire slib wordt na afscheiding van de vetzuren vergist, samen met het secundaire slib. De gasproductie wordt benut voor elektriciteitsopwekking. Wegens de 15% lagere biogasproductie wordt rekening gehouden met een 15% lagere opbrengst aan opgewekte elektriciteit.

In bijlage 5 zijn de financiële uitgangspunten en de ontwerpgegevens van de drie varianten weergegeven.

Kosten

In tabel 6 zijn de totale investerings- en "vaste" bedrijfskosten weergegeven voor een verzuringsinstallatie voor een rwzi van 100.000 i.e. In bijlage 6 zijn de civieltechnische en elektromechanische bouwkosten van de drie varianten gespecificeerd.

Tabel 6: Investeringskosten en exploitatiekosten van slibverzuring en acetaatdosering (100.000 i.e.)

	verzuring + centrifuge	verzuring + gravitatie-indikker	acetaatdoseerinstallatie
investeringskosten (f 1.000)	2.152	1.424	247
bedrijfskosten (f 1.000/j)			
kapitaallasten	193	129	30
onderhoud	18	10	3
energie centrifuge	20	0	0
energie menging reactor	1	1	0
energie slibverwarming	82	66	0
energie biogasverlies	14	14	0
totaal	328	220	33

De prijs per kg geproduceerd acetaat bij slibhydrolyse kan worden berekend uit de kosten van tabel 6 en de opbrengst aan beschikbaar acetaat. In de praktijk worden verzuringsrendementen gevonden tussen 30 en 300 mg CZV/g ds^[29]. Als middenwaarde tussen dit minimum en maximum is een opbrengst van 160 g CZV/kg ds aangenomen. De kostprijs voor het CZV uit slibverzuring, afhankelijk van de opbrengst en de toegepaste methode, is weergegeven in tabel 7. Daarbij zijn tevens de kosten vermeld voor de aankoop en dosering van vergelijkbare hoeveelheden acetaat van industriële kwaliteit.

Tabel 7: Kostprijs van CZV uit slibverzuring (f /kg Ac-CZV) bij verschillende rendementen, in vergelijking met acetaataankoop

opbrengst slibverzuring (g Ac/kg ds)	vetzuurproductie (kg/d)	kosten per kg gedoseerd acetaat		
		verzuring + centrifuge	verzuring + indikker	acetaatdosering
30	90	9,98	6,70	2,00
160	480	1,87	1,26	1,19
300	900	1,00	0,67	1,10

Op basis van deze kostenvergelijking kan worden geconcludeerd dat verzuring gevolgd door mechanische indikking alleen rendabel is bij primair slib met een zeer hoog aandeel verzuurbare CZV of hoge aanschafkosten voor acetaat. Bij verzuring gevolgd door gravitatie-indikking is een gemiddelde CZV-opbrengst kostenneutraal ten opzichte van acetaat-aankoop.

Bij de hierboven beschreven kostenvergelijking is als uitgangspunt genomen dat de verzuring onder mesofiele omstandigheden plaatsvindt.

Koude verzuring is echter ook mogelijk, al zal de vetzuurproductie seizoensafhankelijk zijn vanwege het temperatuurverloop over het jaar. Daarnaast is een grotere reactor nodig. Om een indruk te krijgen van kostprijs van slibverzuring met gravitatie-indikking onder psychrofile omstandigheden is een globale kostenvergelijking gemaakt. Voor de koude slibgisting wordt uitgegaan van een verblijftijd van 4 dagen in de reactor. Op basis van de verhouding in verblijftijd koud/warm zijn de kosten voor de reactor, fundering en biofilter aangepast. Op basis hiervan bedraagt

kostprijs bij koude verzuring f 1,08/kg acetaat, bij een CZV-opbrengst van 160 g/kg ds. De kostprijs is f 0,18/kg CZV lager dan bij warme verzuring. Dit prijsverschil wordt echter klein geacht in vergelijking met het nadeel van verminderde werking in koude perioden. In de kostenvergelijking in hoofdstuk 5 wordt daarom uitgegaan van warme slibverzuring.

4.3 Bedrijfsvoering

De bedrijfsvoering van een verzuringsreactor is complexer dan die van een acetaat-doseerinstallatie. Bij een verzuringsreactor dienen de volgende procesparameters te worden beheerst:

- de pH in de verzuringsreactor;
- de verblijftijd van het primair slib in de verzuringsreactor;
- de temperatuur bij warme slibverzuring.

Het controleren van de hierboven genoemde procesparameters zal meer tijd van de medewerkers op een rwzi vragen dan bij een acetaatdoseerinstallatie. Bij toepassing van azijnzuur en natronloog (ter neutralisatie) moet de nodige aandacht worden besteed aan veiligheid.

Daarnaast dient bij slibverzuring rekening te worden gehouden met de productie van zeer onaangename geuren. Om stankoverlast te voorkomen zal veel aandacht moeten worden besteed aan de afdekking en afzuiging van de verschillende onderdelen van het verzuringssysteem, de behandeling van de ventilatielucht, en de afvoer van het overloopwater. De biofilters moeten in optimale conditie worden gehouden.

4.4 Conclusies voor de slibverzuring

Op basis van de beschouwing van de slibverzuring kan worden geconcludeerd dat slibverzuring haalbaar is in vergelijking met aankoop van CZV wanneer:

- het aangevoerde afvalwater vers is en een grote hoeveelheid verzuurbaar CZV bevat;
- de CZV-opbrengst tenminste 160 g/kg ds bedraagt bij een acetaatprijs van f 1,00/kg;
- de geproduceerde hoeveelheid vetzuren volledig nuttig kan worden gebruikt;
- de slib/waterscheiding van het verzuurde slib plaatsvindt met een gravitatie-indikker;
- de stankoverlast met eenvoudige middelen onder controle kan worden gehouden.

5 DIMENSIONERING VAN DE GESELECTEERDE VARIANTEN

5.1 Algemene aanpak

De invloed van de geselecteerde voorbehandelingsmethoden op de werking van het actief-slibstelsel wordt beoordeeld door de dimensionering en de werking van een aantal combinaties modelmatig te berekenen. Daarbij wordt uitgegaan van een gemiddeld Nederlands afvalwater dat gezuiverd moet worden in een rwzi met een capaciteit van 100.000 i.e. à 54 g BZV/d (omgerekend naar 144.600 v.e. à 136 g TZV/d). De waterlijn van de rwzi is uitgevoerd als voordennitrificatiesysteem, voorafgegaan door één van de geselecteerde voorbehandelingsmethoden. Voor de P-verwijdering is uitgegaan van chemische defosfatering in de voorbehandeling of in het actief-slibstelsel.

De sliblijn bestaat bij alle varianten uit gescheiden indikking van het primaire en secundaire slib. Beide slibsoorten worden vervolgens gezamenlijk vergist onder mesofiele omstandigheden en ontwaterd.

De voorbehandelingsmethoden beïnvloeden het totale CZV en de verdeling over de verschillende CZV-fracties van het influent. Om de invloed van de voorbehandelingsmethoden op de CZV-fractieverdeling mee te nemen in de vergelijking, moet gebruik worden gemaakt van een dimensioneringsmethode die onderscheid maakt tussen de verschillende CZV-fracties. De tot nu toe gebruikte dimensioneringsmethoden (bijvoorbeeld de HSA-methode en de methode van Kayser) doen dat nog niet. De enige methode die hiermee rekening houdt is het IAWQ actief-slibmodel nr. 1. Besloten is daarom het actief-slibvolume benodigd voor de N-verwijdering bij de verschillende voorbehandelingsmethoden te dimensioneren met het dynamische simulatieprogramma SIMBA, dat op het IAWQ actief-slibmodel nr. 1 is gebaseerd.

Bij simultane chemische precipitatie (bij de varianten met conventionele voorbezinking) wordt het actief-slibvolume gecorrigeerd voor de hoeveelheid chemisch slib.

De nabezinkingscapaciteit wordt gedimensioneerd volgens de richtlijnen van de STORA. Hierbij wordt uitgegaan van actief-slibconcentratie 4,0 kg d.s./m³ en SVI 150 ml/g. Voor de varianten met voorbezinking en simultane precipitatie wordt uitgegaan van 4,5 kg d.s./m³ en SVI = 130 ml/g, wegens de verbeterde bezinkingseigenschappen van het slib.

Dimensionering van de slibverzuring

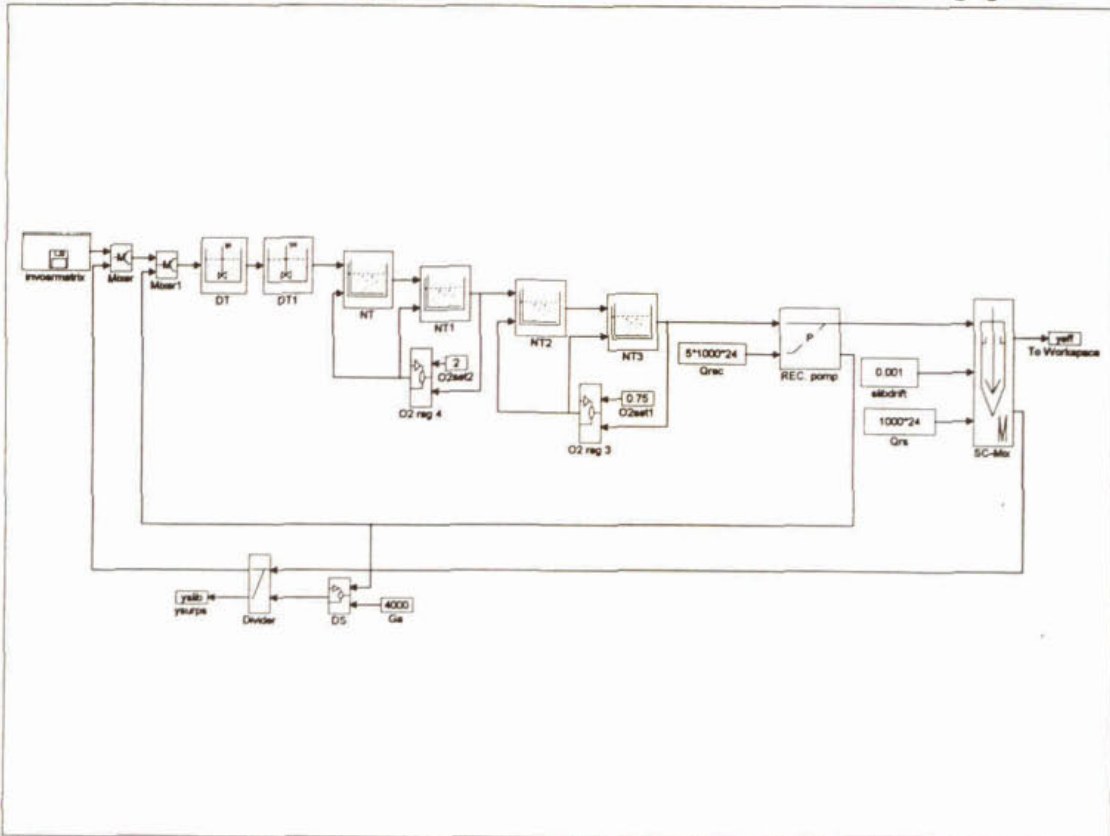
Door gestuurde primair-slibaftap uit de voorbezinking wordt een drogestofconcentratie van 20 kg/m³ gehandhaafd. De warme verzuring wordt ontworpen op een verblijftijd van 1,5 dag. Het slib wordt na verzuring met een gravitatie-indikker ingedikt tot 50 kg ds/m³.

Verondersteld wordt dat 10% van de droge stof in de verzuringsreactor wordt omgezet in opgelost CZV. Dit resulteert in een CZV-opbrengst van 135 g CZV/kg ds bij voorbezinking en 155 g CZV/kg ds bij voorprecipitatie. Deze waarden liggen in het middengebied van het bereik genoemd in hoofdstuk 4.

5.2 Dimensionering met SIMBA

De dimensionering van de verschillende varianten wordt uitgevoerd met een model bestaande uit twee denitrificatiecompartimenten, vier nitrificatiecompartimenten met bellenbeluchting en een nabezinktank. De recirculatie bedraagt vijfmaal het influentdebiet. Om de terugvoer van zuurstof via de recirculatie te beperken, is het zuurstofsetpoint in de laatste twee nitrificatiecompartimenten lager dan in de eerste twee.

Het drogestofgehalte in het systeem wordt constant gehouden via een continue aftap van surplusslib. In figuur 4 is een blokschema van het model weergegeven.



Figuur 4: Blokschema van het model gehanteerd bij het dimensioneren van de verschillende varianten

De dimensionering is uitgevoerd door bij een constant debiet en constante procesinstellingen (met name de zuurstofsetpoints) het nitrificatie- en denitrificatievolume zo te wijzigen dat precies de gewenste effluentkwaliteit wordt bereikt.

De dimensionering is volgens de onderstaande stappen uitgevoerd.

1. Basisvariant; voorbehandeling door conventionele voorbezinking
De basisvariant wordt met SIMBA doorgerekend totdat een effluentsamenstelling van 2 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$ en 6 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$ wordt bereikt bij een biologisch drogestofgehalte van 4 kg/m^3 . De dimensionering wordt uitgevoerd bij een temperatuur van 10°C.
2. Per voorbehandelingsvariant wordt de dimensionering zo aangepast dat dezelfde effluentkwaliteit als bij de basisvariant wordt verkregen. Het denitrificatievolume wordt vergroot bij $[\text{NO}_3\text{-N}] > 6 \text{ mg/l}$; het nitrificatievolume wordt vergroot bij $[\text{NH}_4\text{-N}] > 2 \text{ mg/l}$ en vice versa. De zuurstofsetpoints en procesregelingen worden niet gewijzigd.
Indien blijkt dat door de voorbehandeling de CZV/N-verhouding te laag is geworden, waardoor ook bij grote denitrificatievolumes niet aan de nitraateis kan worden voldaan, wordt de Ss-fractie van het influent verhoogd. In de praktijk komt dit overeen met de dosering van acetaat.

5.3 Uitgangspunten voor de vergelijking

5.3.1 Influentensamenstelling en debiet

Voor het vergelijken van de voorbehandelingsmethoden is de in tabel 8 weergegeven afvalwatersamenstelling gehanteerd. Het debiet bedraagt constant 1.000 m³/h ofwel 24.000 m³/d

Tabel 8: Gemiddelde afvalwatersamenstelling

parameter	concentratie (mg/l)	vracht (kg/d)
CZV	563	13.500
BZV	225	5.400
Kj-N	56	1.350
P	9	216

De gehanteerde fractieverdeling wordt behandeld in paragraaf 5.3.2.

De overige uitgangspunten voor het dimensioneren van de verschillende onderdelen van de zuiveringsinstallaties staan vermeld in bijlage 1.

5.3.2 CZV- en N-fracties

Influentkarakterisering is in Nederland nog maar op beperkte schaal toegepast. Voor deze studie is daarom een influentsamenstelling aangenomen op basis van buitenlandse literatuurgegevens en gegevens van enkele in Nederland uitgevoerde influentkarakteriseringen. Wegens het grote aantal fractioneringsmethoden zijn de beschikbare gegevens maar beperkt vergelijkbaar. Daarom zijn aannamen gedaan betreffende de CZV-verdeling en de verwijdering van de verschillende CZV-fracties door de voorbehandelingsmethoden.

De CZV- en N-fracties gehanteerd in het IAWQ actief-slibmodel nr. 1 en SIMBA zijn weergegeven in tabel 9.

Op basis van een literatuurstudie en resultaten van een aantal influentkarakteriseringen is voor de gemiddelde Nederlandse afvalwatersamenstelling een influentfractionering vastgesteld voor het ruwe influent, weergegeven in tabel 10. Vervolgens is deze fractieverdeling gehanteerd als uitgangspunt bij de voorbehandelingsmethoden. Per voorbehandelingsmethode zijn aannamen gedaan voor de verwijderingsrendementen van de verschillende CZV-fracties en de totale hoeveelheid CZV. Deze aannamen worden hieronder achtereenvolgens besproken.

Bij het vaststellen van de CZV-fractieverdeling is ervan uitgegaan dat de CZV-fracties X_{ba}, X_p en S_o afwezig zijn in het influent. Dit geldt eveneens voor de stikstof fractie S_{no}.

Tabel 9: CZV- en N-fracties gehanteerd in het IAWQ-model en SIMBA

omschrijving	afkorting
opgelost inert CZV	Si
opgelost direct afbreekbaar CZV	Ss
gesuspendeerd inert CZV	Xi
gesuspendeerd langzaam afbreekbaar CZV	Xs
heterotrofe actieve biomassa	Xbh
autotrofe actieve biomassa	Xba
inerte organische stof ontstaan uit afstervende biomassa	Xp
in influent aanwezige zuurstof	So
nitraat- en nitrietstikstof	Sno
ammonium- en ammoniakstikstof	Snh
opgeloste biodegradeerbare organisch gebonden stikstof	Snd
gesuspendeerde biodegradeerbare organisch gebonden stikstof	Xnd

voorbezinking

In deze studie is een totaal CZV-verwijderingsrendement van 30% met conventionele voorbezinking aangenomen. Dit wordt toegerekend aan de gesuspendeerde CZV-fracties (X-fracties). De hoeveelheid opgelost CZV wordt niet beïnvloed door voorbezinking.

Aangenomen is dat het verwijderingsrendement 20% bedraagt voor de Xs-fractie. Dit resulteert in een verwijderingsrendement van 67% voor de Xi- en Xbh-fracties. Op basis van deze aannamen is de fractieverdeling van het primaire effluent bepaald. In tabel 10 is de CZV-fractieverdeling weergegeven.

Bij de N-verwijdering wordt ervan uitgegaan dat de helft van de in de voorbehandeling verwijderde stikstof via interne stromen wordt teruggevoerd en in de afloop van de voorbezinking wordt opgenomen. In figuur 5 is dit schematisch weergegeven. De stikstofterugvoer uit het secundaire slib is buiten beschouwing gelaten omdat deze onafhankelijk is van de voorbehandeling. Deze methode is voor alle voorbehandelingsmethoden gehanteerd en verwerkt in de gegevens van tabel 10.

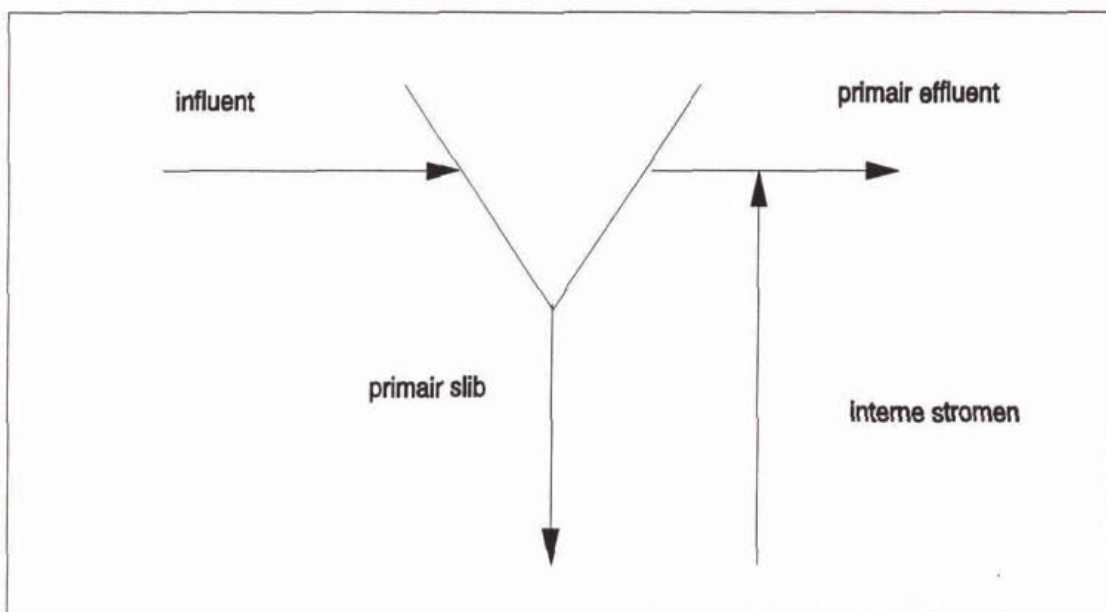
voorprecipitatie

Voor deze studie is uitgegaan van voorprecipitatie met FeCl_3 (Me/P = 1,0) en aanvullende dosering van poly-elektroliet (0,5 g pe/m³). Voor het totaal CZV-verwijderingsrendement is 40% aangenomen, dat geheel door verwijdering van de gesuspendeerde CZV-fracties wordt behaald. De verwijdering van de Xs-fractie stijgt door de voorprecipitatie tot 40%. Voor de gesuspendeerde CZV-fracties Xi en Xbh resulteert dan een verwijderingsrendement van 77%. In tabel 10 is de CZV-fractieverdeling van het primaire effluent weergegeven.

tweetrapssysteem

Het totaal CZV-verwijderingsrendement in de eerste trap is op 60% gesteld.

Verondersteld is dat 20% van het opgeloste direct biodegradeerbare CZV (Ss-fractie) door aërobe afbraak wordt verwijderd. De verwijdering van het resterende CZV vindt plaats via de gesuspendeerde CZV-fracties. Wegens gebrek aan informatie wordt



Figuur 5: Visualisering van N-verwijdering bij voorbehandeling en terugvoer via interne stroom

verondersteld dat het verwijderingsrendement voor alle gesuspendeerde CZV-fracties gelijk is.

In tabel 10 is de CZV-fractieverdeling van de afloop eerste trap weergegeven.

hydrolyse van primair slib

In deze studie is bij conventionele voorbezinking en voorprecipitatie een verwijderingsrendement van respectievelijk 30% en 40% aangenomen. Aangenomen is dat van deze hoeveelheid CZV circa 10% met het hydrolysaat wordt teruggevoerd. Dit betekent dat bij conventionele voorbezinking en voorprecipitatie respectievelijk circa 18 en 23 mg CZV/l met het hydrolysaat wordt teruggevoerd (ten opzichte van het influentdebiet). De fractieverdeling van het CZV in het hydrolysaat is weergegeven in tabel 10.

acetaatdosering

In dit onderzoek wordt de hoeveelheid eventueel toe te voegen acetaat bepaald met SIMBA. De CZV-inhoud van acetaat bedraagt 1 g CZV/g acetaat. De hoeveelheid gedoseerd acetaat wordt bij de Ss-fractie opgeteld.

resultaat

De in tabel 10 weergegeven fractieverdelingen zijn gebruikt voor het opstellen van de invoermatrices voor het SIMBA-model. Daarbij is ervan uitgegaan dat de CZV-fracties X_{ba}, X_p, S_o en S_{no} afwezig zijn in het influent, de alkaliteit 8 mmol/l bedraagt en het debiet constant 1.000 m³/h bedraagt.

Tabel 10: CZV- en N-fracties in ruw influent en primair effluent bij gemiddeld Nederlands afvalwater met een CZV/N = 10 (concentraties in mg/l)

	CZV totaal	SI	Se	XI	Xs	Xbh	N-totaal	Snh	Snd	Xnd
ruw influent	563	39	141	84	186	113	56	28	14	14
voorbezinken	394	39	141	28	148	37	53	31	14	8
hydrolysaat bij voorbezinking	18	2	12	1	2	1	0	0	0	0
voorbezinken + hydrolysaat	412	41	153	29	150	38	53	31	14	8
voorprecipitatie	338	39	141	20	112	26	50	33,6	14	2,8
hydrolysaat bij voorprecipitatie	23	4	15	1	2	1	0			
voorprecipitatie + hydrolysaat	361	43	156	21	114	27	50	33,6	14	2,8
afloop 1 ^e trap	225	39	113	19	34	20	50	33,6	14	2,8
acetaat	x ¹⁾	0	x ¹⁾	0	0	0	0	0	0	0

1) Dosering afhankelijk van voorbehandelingsmethode

5.4 Resultaten van de dimensionering

In tabel 11 is de dimensionering van het actief-slibvolume bij toepassing van de verschillende voorbehandelingsmethoden weergegeven. Daarbij is voor alle varianten gerekend met 4 kg/m³ aan biologische droge stof (in deze stap nog geen correctie voor chemisch slib bij simultane defosfatering).

Tabel 11: Dimensionering van het actief-slibvolume bij de verschillende voorbehandelingsmethoden (4 kg biol.ds/m³, NH₄ = 2 mg N/l, NO₃ = 6 mg N/l)

methode	V _{act} m ³	V _a m ³	V _s m ³	Vn/V	k _{CZV} (kg CZV/ kg ds.d)	k _s (kg N/ kg ds. d)	Spul- slib (kg ds/d)	Ace- taat mg/l
conventionele voorbezinking ¹⁾	21.200	11.700	9.500	0,55	0,111	0,015	3.310	0
conventionele voorbezinking + hydrolyse ¹⁾	19.400	11.600	7.800	0,60	0,127	0,016	3.610	0
voorprecipitatie	20.000	10.200	9.800	0,51	0,101	0,015	2.536	0
voorprecipitatie + hydroly- saat	17.500	10.000	7.500	0,57	0,116	0,017	2.940	0
tweetrapssysteem ²⁾ + ace- taat	19.000	9.500	9.500	0,50	0,098	0,016	2.270	87

1) dimensionering van het actief-slibvolume exclusief volume correctie voor aandeel chemisch slib ten gevolge van simultane chemische defosfatering

2) actief-slibvolume van de tweede trap

De volumeverschillen tussen de voorbehandelingsmethoden bedragen 5 - 18%. De variant met voorprecipitatie en slibverzuring laat de grootste volumebesparing zien ten opzichte van de variant met conventionele voorbezinking. Opmerkingen bij de resultaten:

1. Bij de alternatieve methoden is een kleiner nitrificatievolume dan bij conventionele voorbezinking nodig door de hogere fractie nitrificeerders in het slib. Dit is het gevolg van de lagere hoeveelheid inert materiaal en de lagere aanwas van heterotrofe biomassa wegens de geringe hoeveelheid CZV.
2. Bij voorbezinking + hydrolyse is het totale volume kleiner dan bij alleen voorbezinking. Het volume is kleiner door de hogere denitrificatiesnelheid vanwege de grotere hoeveelheid direct beschikbaar CZV.
3. Bij voorprecipitatie is een iets grotere denitrificatieruimte nodig dan bij conventionele voorbezinking omdat onvoldoende direct beschikbaar CZV en makkelijk afbreekbaar CZV beschikbaar is. De denitrificatie is meer afhankelijk van CZV uit afsterving van biomassa (endogene denitrificatie).
4. Bij voorprecipitatie + hydrolyse is een kleiner denitrificatievolume nodig vanwege een grotere hoeveelheid beschikbaar CZV; door een lagere fractie inert materiaal is tevens een kleiner volume nodig dan bij conventionele voorbezinking + hydrolyse.
5. Bij het tweetrapssysteem wordt in de eerste trap zoveel CZV verwijderd dat het niet mogelijk is om de gestelde effluentkwaliteit te behalen zonder acetaatdosering. Met acetaatdosering kan een bruikbare dimensionering worden verkregen waarbij door het lagere aandeel inert materiaal een kleiner volume wordt verkregen dan bij conventionele voorbezinking.
6. Volgens de berekeningen is 45-50% van het actief-slibvolume nodig voor de denitrificatie. Dit hoge percentage wijst erop dat de CZV/N-verhouding van het gemiddelde Nederlandse afvalwater na voorbehandeling betrekkelijk laag is waardoor relatief veel nitraat endogeen moet worden gedenitrificeerd. In de gevoeligheidsanalyse wordt hier nader op ingegaan (hoofdstuk 6).

In tabel 12 is de volledige dimensionering op hoofdonderdelen weergegeven van de verschillende zuiveringsinstallaties, inclusief de volumecorrectie voor de P-verwijdering.

Tabel 12 toont dat de invloed van de simultane precipitatie bij de rwzi's met conventionele voorbezinking aanzienlijk is. Het benodigde actief-slibvolume van de varianten met voorbezinking en voorbezinking met slibverzuring stijgt ondanks de verhoging van het drogestofgehalte met respectievelijk 13% en 12%. De chemische defosfatering bij de andere varianten heeft geen effect op het benodigde actief-slibvolume omdat het geproduceerde chemisch slib in het primair slib en niet in het actief slib terecht komt.

Tabel 12: Dimensionering van de verschillende voorbehandelingsmethoden

onderdeel/ parameter	eenheid	voorbezinking ⁿ	voorbezinking ^g + hydrolyse	voorprecipi- tatie	voorprecipi- tatie + hydrolyse	tweetraps systeem
voorbezinktank oppervlak	m ²	2.000	2.000	2.000	2.000	2.000 ³⁾
AS-volume ds-gehalte	m ³ kg/m ³	23.900 4,5	21.750 4,5	20.000 4	17.500 4	19.000 4
nabezinktanks oppervlak	m ²	7.570	7.460	7.480	7.390	7.420
voorindikker oppervlak primair slib	m ²	75	75	111	111	199
secundair slib		141	181	102	118	91
gistingstank volume	m ³	4.590	4.920	3.800	4.560	4.600
naindikker oppervlak	m ²	220	215	210	215	270
acetaatdosering	kg/d	0	0	0	0	2.090
FeSO ₄ -verbruik	kg/d	2.150	2.150	nvt	nvt	nvt
FeCl ₃ -verbruik ⁴	m ³ /d	nvt	nvt	1,9	1,9	1,9
primair-slibproductie excl. chemisch	kg/d	3.000	3.000	3.475	3.475	6.000 ¹⁾
chemisch		0	0	950	950	950
totaal		3.000	3.000	4.425	4.425	6.950 ¹⁾
drogestofverwijdering verzuringreactor	kg/d	nvt	nvt	nvt	348	nvt
secundair-slibproductie biologisch	kg/d	3.310	3.610	2.540	2.940	2.270
chemisch		930	920	0	0	0
totaal		4.240	4.530	2.540	2.940	2.270
uitg gist-slibproductie	kg/d	5.570	5.520	5.300	5.380	6.790
hydrolyse reactor volume	m ³		225		330	
temperatuur	°C		33		33	

- 1) slibproductie 1^e trap
- 2) volume gecorrigeerd voor het aandeel chemisch slib
- 3) in functie als tussenbezinking na de eerste aëratietrap
- 4) een 41%-oplossing

5.5 Kostenvergelijking

Uitgangspunten

De economische vergelijking van de varianten is uitgevoerd door op basis van een nieuw te bouwen rwzi een schatting te maken van de investerings- en bedrijfskosten. Bij de schatting van de investeringskosten worden alleen de kosten van de hoofdonderdelen van de waterlijn en sliblijn geraamd. Voor de slibontwatering worden de exploitatiekosten berekend op basis van een eenheidsprijs per ton te verwerken droge stof.

De berekende exploitatiekosten zijn als volgt opgebouwd:

- kapitaallasten;
- onderhoudskosten van de verschillende onderdelen;
- energiekosten van de relevante onderdelen;

- kosten van de chemicaliën voor de defosfatering en voorprecipitatie;
- kosten voor de slibontwatering.

De kapitaallasten zijn berekend uit de investeringen met behulp van de annuïteitenmethode. De uitgangspunten en gehanteerde eenheidsprijzen per onderdeel zijn weergegeven in bijlage 2.

Resultaten van de kostenberekening

In tabel 13 zijn de geraamde investerings- en bedrijfskosten weergegeven.

Tabel 13: Investerings- en bedrijfskosten van de verschillende varianten

	conventioneel	voorbezinking + hydrolyse	voorprecipitatie	voorprecipitatie + hydrolyse	tweetraps- systeem
investeringskosten (f 1.000)	40.400	40.100	37.100	37.300	39.600
exploitatiekosten (f 1.000/j)					
onderhoud	155	155	145	150	160
slibontwatering + afzet	2.030	2.010	1.940	1.960	2.550
chemicaliën (FeSO ₄ /FeCl ₃ + pe)	120	120	280	280	225
acetaat	0	0	0	0	760
energie	290	370	210	320	290
kapitaallasten	3.900	3.900	3.600	3.600	3.800
totaal	6.495	6.555	6.175	6.310	7.785

De in tabel 13 weergegeven waarden zijn niet absoluut, maar dienen voor de onderlinge vergelijking van de varianten. De verschillen tussen de varianten zijn voor een belangrijk deel structureel. Hierdoor kunnen met enig voorbehoud trends worden afgeleid uit de berekende kostenverschillen. Met dit voorbehoud kunnen de volgende conclusies uit de tabel worden getrokken:

- het tweetrapsysteem is volgens de gehanteerde methodiek 20% duurder dan conventionele voorbezinking. Dit wordt vooral veroorzaakt door de hoge slibkosten en chemicaliënkosten ten gevolge van de benodigde acetaatdosering;
- de totale jaarlijkse exploitatiekosten zijn bij de variant met voorprecipitatie iets lager dan bij conventionele voorbezinking;
- de toepassing van slibverzuring geeft weliswaar een besparing op het actief-slibvolume, maar leidt tot extra exploitatiekosten voor slib, energie en chemicaliën, waardoor het voordeel teniet wordt gedaan;
- de investeringskosten voor slibhydrolyse zijn ongeveer even groot als de besparing op het AT-volume en nabezinkoppervlak.

6 GEVOELIGHEID VAN DE VERGELIJKING VOOR CZV/N-VERHOUDING EN CZV-FRACTIEVERDELING

6.1 Algemeen

Als uitgangspunt voor de dimensionering van de verschillende systemen is afvalwater genomen met de gemiddelde Nederlandse samenstelling. Dit afvalwater heeft een relatief lage CZV/N-verhouding waardoor de voorbehandelingsmethoden die veel CZV verwijderen negatief worden beoordeeld. Bij de vergelijking zijn diverse aannamen gedaan ten aanzien van de verwijderingsrendementen voor de verschillende CZV-fracties. Ook deze aannamen kunnen invloed hebben op het resultaat van de vergelijking.

Om het effect van de aangenomen influentgegevens op de resultaten te beschouwen is een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd. Daarbij zijn de CZV/N-verhouding en de CZV-fractieverdeling gevarieerd.

Een gevoeligheidsanalyse van de kinetische en stochastische parameters die gehanteerd zijn in de SIMBA-berekeningen valt buiten het kader van dit onderzoek.

6.2 Uitvoering van de gevoeligheidsanalyse

Om het effect van de aangenomen CZV/N-verhouding op het resultaat na te gaan, is een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd met één lagere (CZV/N = 7,5) en twee hogere CZV/N-verhoudingen (12,5 en 15). Om de verschillende dimensioneringen met elkaar te kunnen vergelijken, is de TZV-belasting bij de verschillende CZV/N-verhoudingen gelijk gehouden. De concentraties van de verschillende CZV-fracties bij CZV/N-verhoudingen van 7,5, 12,5 en 15 zijn weergegeven in bijlage 3.

De gevoeligheid van de gehanteerde methode voor de CZV-fractieverdeling is getoetst door de verhouding tussen de biodegradeerbare CZV ($X_s + S_s$) en de inerte en biomassa-CZV ($X_i + X_{bh}$) te variëren, zowel naar boven als naar beneden. Het totale CZV is dus niet veranderd.

De CZV-waarden voor de verschillende fracties bij de gewijzigde verdelingen zijn weergegeven in bijlage 4.

De dimensionering van het N-verwijderingsvolume is op dezelfde wijze uitgevoerd als beschreven in hoofdstuk 5.

6.3 Resultaten van de gevoeligheidsanalyse

6.3.1 Resultaten bij gewijzigde CZV/N-verhouding

In de tabellen 14, 15, 16 en 17 zijn de resultaten van de dimensioneringen bij CZV/N = 7,5, 10, 12,5 en 15 weergegeven.

De verlaging van de CZV/N-verhouding tot 7,5 leidt tot een forse toename van het benodigde actief-slibvolume en de noodzaak tot het doseren van grote hoeveelheden acetaat om bij de gegeven afvalwatersamenstelling nog een aanvaardbare dimensionering te verkrijgen.

Opmerkelijk is dat bij voorbezinking ondanks de grotere resterende hoeveelheid influent-CZV een groter actief-slibvolume en een hogere acetaatdosering nodig zijn dan bij voorprecipitatie. Het is de vraag of de gehanteerde afvalwatergegevens en default-waarden van het SIMBA-model bij deze extreme watersamenstelling nog van toepassing zijn. Op basis van de resultaten wordt vooralsnog geconcludeerd dat voor dit afvalwater andere dan de default-waarden moeten worden gehanteerd. Een goede vergelijking van de resultaten met praktijkervaringen is niet mogelijk omdat de ervaringen met de dosering van acetaat en voorprecipitatie en vergaande N-totaalverwijdering zeer beperkt zijn.

Tabel 14: Dimensionering van het actief-slibvolume bij CZV/N = 7,5

methode	V _{act} m ³	V _n m ³	V _d m ³	Vn/V	k CZV kg/kg.d	k N kg/kg.d	Spui- slib kg/d	Ace- taat mg/l
conventionele VBT ¹⁾	30.300	17.500	12.800	0,58	0,115	0,013	4.780	225
voorbezinking ¹⁾ + hydrolysaat	30.100	17.500	12.600	0,58	0,117	0,013	4.800	215
voorprecipitatie	26.320	14.320	12.000	0,54	0,111	0,014	3.730	180
voorprecipitatie + hydrolysaat	26.500	14.500	12.000	0,55	0,110	0,014	3.780	170
tweetrapsysteem ²⁾	26.800	14.300	12.500	0,53	0,107	0,014	1.990	275

Tabel 15: Dimensionering van het actief-slibvolume bij CZV/N = 10

methode	V _{act} m ³	V _n m ³	V _d m ³	Vn/V	k CZV kg/kg.d	k N kg/kg.d	Spui- slib kg/d	Ace- taat mg/l
conventionele VBT ¹⁾	21.200	11.700	9.500	0,55	0,111	0,015	3.310	0
voorbezinking ¹⁾ + hydrolysaat	19.400	11.600	7.800	0,60	0,127	0,016	3.610	0
voorprecipitatie	20.000	10.200	9.800	0,51	0,101	0,015	2.536	0
voorprecipitatie + hydrolysaat	17.500	10.000	7.500	0,57	0,124	0,017	2.940	0
tweetrapsysteem ²⁾ + acetaat	19.000	9.500	9.500	0,50	0,098	0,016	2.270	87

Tabel 16: Dimensionering van het actief-slibvolume bij CZV/N = 12,5

methode	V _{act} m ³	V _n m ³	V _d m ³	Vn/V	k CZV kg/kg.d	k N kg/kg.d	Spui- slib kg/d	Ace- taat mg/l
conventionele VBT ¹⁾	14.700	11.170	3.530	0,76	0,171	0,019	4.220	0
voorbezinking ¹⁾ + hydrolysaat	14.120	11.400	2.720	0,81	0,186	0,020	4.490	0
voorprecipitatie	12.600	9.200	3.400	0,73	0,191	0,020	3.340	0
voorprecipitatie + hydrolysaat	12.050	9.640	2.410	0,80	0,181	0,021	4.670	0
tweetrapsysteem ²⁾	32.000	12.160	19.840	0,38	0,045	0,008	1.260	0
+ overmaat acetaat	12.400	8.930	3.470	0,72	0,150	0,021	2.770	70
+ beperkt acetaat	14.700	7.940	6.760	0,54	0,116	0,018	2.140	43

Tabel 17: Dimensionering van het actief-slibvolume bij CZV/N = 15

methode	V _{act} m ³	V _n m ³	V _d m ³	Vn/V	k CZV kg/kg.d	k N kg/kg.d	Spui- slib kg/d	Ace- taat mg/l
conventionele VBT ¹⁾	12.700	11.430	1.270	0,90	0,207	0,020	4.590	0
voorbezinking ¹⁾ + hydrolysaat	12.950	11.900	1.050	0,92	0,211	0,019	4.860	0
voorprecipitatie	10.620	9.450	1.170	0,89	0,212	0,021	3.800	0
voorprecipitatie + hydrolysaat	10.920	9.830	1.090	0,90	0,220	0,024	4.080	0
tweetrapsysteem ²⁾	14.740	7.520	7.220	0,51	0,102	0,015	1.770	0
tweetrapsysteem ²⁾ + acetaat	12.700	7.240	5.460	0,57	0,122	0,020	2.000	10

- 1) dimensionering van het actief-slibvolume exclusief simultane defosfatering
 2) actief-slibvolume van de tweede trap

De verhoging van de CZV/N-verhouding van 10 tot 12,5 leidt tot een vrijwel gelijkblijvend nitrificatievolume in combinatie met een aanzienlijk kleiner denitrificatievolume. Hieruit blijkt dat het bij hogere CZV/N-verhoudingen steeds aantrekkelijker wordt om voorbehandelingsmethoden toe te passen met een hoger CZV-verwijderingsrendement dan conventionele voorbezinking.

Bij de CZV/N-verhouding van 12,5 neemt het voordeel van slibverzuring af omdat een groot deel van het nitraat met influent-CZV kan worden omgezet. Het tweetrapssysteem kan nu in principe zonder acetaat functioneren, maar aanvullende acetaatdoserings is nog steeds noodzakelijk om een reële dimensionering te verkrijgen.

Voorprecipitatie blijkt ook bij deze CZV/N-verhouding de aantrekkelijkste voorbehandelingsmethode te zijn indien wordt uitgegaan van chemische defosfatering. De beperkte volumewinst door toepassing van slibverzuring bij zowel voorbezinking als bij voorprecipitatie maakt deze aanvullende methode minder aantrekkelijk dan bij de CZV/N-verhouding van 10.

Bij een CZV/N-verhouding van 15 zijn de actief-slibvolumes nog kleiner dan bij 12,5 en het voordeel van extra CZV-verwijdering in de voorbehandeling wordt nog groter. Voorprecipitatie zonder slibhydrolyse geeft het kleinste volume. De hoeveelheid direct beschikbare CZV is voldoende om het nitraat met maximale snelheid om te zetten. Het terugvoeren van hydrolysaat leidt niet meer tot een verhoging van de denitrificatiesnelheid, waardoor de belastingverhoging ten gevolge van het extra CZV uitmondt in een volumevergroting.

Het tweetrapssysteem kan zonder acetaatdoserings functioneren bij een redelijke dimensionering; het systeem is echter nog altijd minder aantrekkelijk dan voorprecipitatie.

Evenals bij de CZV/N-verhouding van 7,5 is het gezien deze resultaten de vraag of de default-waarden van SIMBA geldig zijn voor de CZV/N-verhouding van 15. De indruk bestaat dat de SIMBA resultaten met de default-parameters het meest betrouwbaar zijn in het middengebied met CZV/N tussen 10 en 15.

Hoewel de default-waarden van SIMBA mogelijk niet geldig zijn voor alle CZV/N-verhoudingen, is de trend die wordt waargenomen gelijk. Bij alle CZV/N-verhoudingen wordt voor voorprecipitatie het kleinste volume berekend.

6.3.2 Resultaten bij andere fractieverdelingen

In de tabellen 18 en 19 zijn de resultaten van de dimensioneringen bij CZV/N = 10 weergegeven met respectievelijk een verlaagd en een verhoogd aandeel biologisch beschikbare CZV-fracties in het influent. Het tweetrapssysteem is in tabel 18 weggelaten omdat daarmee bij deze watersamenstelling geen aanvaardbare dimensionering meer mogelijk bleek.

Tabel 18: Dimensionering van het actief-slibvolume bij CZV/N = 10, met een verhoogd aandeel inert en biomassa-CZV

methode	V_{tot} m ³	V_n m ³	V_d m ³	V_n/V	k CZV kg/kg.d	k N kg/kg.d	Spul- slib kg/d	Acetaat mg/l
conventionele VBT ¹⁾	19.200	10.500	8.700	0,50	0,149	0,017	4.580	83
voorbezinking ¹⁾ + hydrolysaat	18.500	9.600	8.900	0,52	0,157	0,017	4.600	72
voorprecipitatie	15.380	7.680	7.600	0,50	0,156	0,020	3.640	61
voorprecipitatie + hydrolysaat	15.360	7.760	7.600	0,51	0,159	0,020	3.700	46

Tabel 19: Dimensionering van het actief-slibvolume bij CZV/N = 10, met een verhoogd aandeel direct beschikbaar en snel afbreekbaar CZV

methode	V _{tot} m ³	V _n m ³	V _d m ³	Vn/V	k CZV kg/kg.d	k N kg/kg.d	Spul- slib kg/d	Ace- taat mg/l
conventionele VBT ¹⁾	9.120	5.940	3.180	0,65	0,259	0,035	3.110	0
voorbezinking ¹⁾ + hydrolysaat	8.860	6.260	2.600	0,71	0,278	0,036	3.380	0
voorprecipitatie	12.790	8.830	3.960	0,69	0,159	0,023	2.590	0
voorprecipitatie + hydrolysaat	11.980	7.550	4.430	0,63	0,181	0,025	2.970	0
tweetraps ²⁾	13.800	7.180	6.620	0,52	0,102	0,022	1.810	10

1) dimensionering van het actief-slibvolume exclusief simultane defosfatering

2) actief-slibvolume van de tweede trap

De verschuiving van 15% van het CZV naar de fracties inert en biomassa CZV (X_i en X_{bh}) maakt aanvullende acetatafdosering noodzakelijk. Het benodigde actief-slibvolume is echter kleiner dan bij de basisvariant. Overeenkomstig de situatie met zeer lage CZV/N-verhouding (zie 6.3.1.) kan de vraag worden gesteld of de gehanteerde default-waarden van SIMBA nog geldig zijn in dit werkgebied.

De 15% verhoging van het aandeel direct beschikbaar en makkelijk afbreekbaar CZV maakt een verkleining van de actief-slibvolumes mogelijk met circa een derde ten opzichte van de uitgangssituatie. De hoeveelheid acetaat die nodig is bij het tweetrapssysteem is veel kleiner.

Het benodigde actief-slibvolume is nu bij voorprecipitatie groter in plaats van kleiner dan bij conventionele voorbezinking. Door de kleinere hoeveelheid CZV moet meer nitraat endogeen worden gedenitrificeerd. Deze verhoogde mineralisatie van het slib zorgt ervoor dat ook meer stikstof moet worden genitrificeerd en vraagt om een groter nitrificatievolume.

Uit deze bevindingen kan worden geconcludeerd dat de gehanteerde dimensioneringsmethode gevoelig is voor de CZV-fractieverdeling. De trends die bij de basissamenstelling zijn waargenomen, doen zich grotendeels ook voor bij de alternatieve CZV-samenstellingen.

7 DISCUSSIE

7.1 Haalbaarheid van slibverzuring

Verzuring van primair slib levert extra vetzuren die in vrijwel alle gevallen nuttig kunnen zijn voor de bevordering van biologische defosfatering en/of denitrificatie. Of aanvulling door vetzuren ook werkelijk nodig is om aan de effluenteisen te voldoen en of ze een besparing kunnen geven op de dimensionering, verschilt per situatie.

De kosten van slibverzuring bestaan vrijwel geheel uit vaste kosten (kapitaallasten en energiekosten), onafhankelijk van de hoeveelheid geproduceerde vetzuren. Of verzuring economisch aantrekkelijk is in vergelijking met aankoop van vetzuren hangt daarom volledig af van de bruikbare opbrengst aan vetzuren. Uit de kostenberekeningen blijkt dat bij een vetzuuropbrengst van circa 160 g CZV/kg ds de kosten in dezelfde grootte-orde liggen als bij aankoop van acetaat. Omdat de vermelde vetzuuropbrengsten een factor 10 uiteenlopen is het van groot belang dat deze per lokatie en bij voorkeur zelfs per seizoen en aanvoersituatie worden bepaald.

Wanneer de toepassing van verzuring kostenneutraal is, heeft deze het voordeel dat geen externe CZV-bron nodig is met het bijbehorende verbruik van primaire grondstoffen. Daar staat tegenover dat de betrouwbaarheid van de vetzuurproductie afhankelijk is van de afvalwaterproductie, de omstandigheden in het rioolstelsel en de procesvoering van de verzuringsinstallatie. Dit zal betekenen dat wanneer de vetzuurproductie gemiddeld juist voldoende is een aanvullende acetaatdosering voor ongunstige situaties achter de hand moet worden gehouden. Uit bedrijfsmatig oogpunt zal bij een kostenneutrale situatie in veel gevallen de voorkeur worden gegeven aan acetaataankoop, wegens de grotere betrouwbaarheid en eenvoudiger bedrijfsvoering.

7.2 Haalbaarheid van voorprecipitatie

Uit deze studie komt een relatief gunstig beeld naar voren van voorprecipitatie. Het positieve effect op de nitrificatie wordt bevestigd. De denitrificatie blijft betrekkelijk goed functioneren, in sommige gevallen zelfs beter dan bij conventionele voorbezinking. Praktijkervaringen met voorprecipitatie en vergaande N-verwijdering, N-totaal ≤ 10 mg N/l, zijn nog niet beschikbaar om het berekende voordeel te toetsen. Deze gegevens zullen op korte termijn niet beschikbaar komen. Het is derhalve wenselijk nadere gegevens te verkrijgen over de influentfractieverdeling en over de juiste toepassing van SIMBA bij voorprecipitatie.

7.3 Haalbaarheid van tweetrapssystemen

De haalbaarheid van tweetrapssystemen wordt op basis van deze studie zeer laag ingeschat als vergaande N-verwijdering vereist is. Met name het verbruik van direct beschikbaar CZV in de eerste trap werkt zeer ongunstig op de denitrificatie, wat een groot denitrificatievolume vergt en/of hoge acetaatdoseringen. Deze factoren, in combinatie met een grote slibproductie, leiden tot hoge exploitatiekosten.

Wellicht is het beeld van tweetrapssystemen minder gunstig als de werkelijke verwijdering van de Ss-fractie in de eerste trap lager is dan 20%. Nader onderzoek van het voorbehandelde water zou hier inzicht in moeten verschaffen. Voorts zou tweetrapsbehandeling gunstig kunnen zijn als de N-totaalconcentraties groter dan 10 mg N/l in het effluent toelaatbaar zijn.

7.4 Invloed van de defosfateringsmethode

De verschillende voorbehandelingsmethoden zijn met elkaar vergeleken uitgaande van chemische defosfatering. In dit haalbaarheidsonderzoek is geen biologische defosfatering meegenomen wegens de beperkte kennis over de werking van biologische defosfatering in relatie tot de verschillende CZV-fracties.

Bij volledige simultane chemische defosfatering moet gecorrigeerd worden voor het aandeel chemisch slib. Hierdoor zijn het berekende actief-slibvolume en daarmee de kapitaalkosten bij de variant met voorbezinking hoger dan bij voorprecipitatie, resulterend in iets hogere totale kosten.

Volgens de gehanteerde dosering moet het actief-slibvolume bij simultane precipitatie bij de variant met conventionele voorbezinking worden vergroot met circa 13% in verband met het chemisch slib. Dit percentage komt globaal overeen met het anaërobe volume bij biologische defosfatering in de hoofdstroom. De investerings- en kapitaalkosten van beide systemen zullen daarom bij benadering gelijk zijn. Door de lagere kosten voor chemicaliën en slibverwerking (minder chemisch slib) is biologische defosfatering financieel in het voordeel in vergelijking met volledige simultane precipitatie. Conventionele voorbezinking met biologische defosfatering wordt daarmee aantrekkelijker in vergelijking met de overige varianten^[30]. Dit is uiteraard alleen van toepassing voor situaties waar de samenstelling van het afvalwater geschikt is voor biologische defosfatering. Kenmerkend hiervoor is een hoog Ss-gehalte en de aanwezigheid van makkelijk afbreekbaar CZV.

Bij biologische defosfatering ontstaat in principe concurrentie tussen denitrificatie en biologische defosfatering om de Ss-fractie van het influent. Recent zijn denitrificerende biologisch defosfaterende bacteriën (DPB's) ontdekt, die met eenmalige opname van CZV zowel biologisch defosfateren als denitrificeren^[31]. In actief-slibsystemen met een groot aandeel DPB's wordt het substraatverbruik voor beide processen derhalve beperkt.

7.5 Inpassing in bestaande rwzi

De inpassing van de voorbehandelingsmethoden op bestaande rwzi's is afhankelijk van de lokale situatie. Bij inpassing moet een afweging worden gemaakt tussen de hoeveelheid inert en beschikbaar CZV die verwijderd wordt en het ontstaan van een tekort aan bruikbaar CZV voor denitrificatie. Daarnaast moet rekening worden gehouden met de beschikbare ruimte voor inpassing van de benodigde onderdelen. De extra primair-slibproductie moet in de sliblijn kunnen worden verwerkt. De secundair-slibproductie zal in het algemeen dalen door voorbehandeling van het afvalwater.

Bij bestaande rwzi's kan de kostenvergelijking anders uitvallen dan voor een nieuwbouwsituatie zoals die gehanteerd is in de kostenvergelijking. De kostenvergelijking wordt dan beïnvloed door de aanwezigheid en de capaciteit van de bestaande onderdelen en de beschikbare ruimte voor eventuele uitbreiding.

7.6 Betrouwbaarheid van de resultaten

Voor het doorrekenen van de geselecteerde varianten is een groot aantal aannamen gedaan betreffende:

- a. de influentsamenstelling in CZV-fracties;
- b. de verwijderingsrendementen van de CZV-fracties bij de verschillende voorbehandelingsmethoden;
- c. de default-waarden voor de kinetische en stochastische parameters in het SIMBA-programma.

ad a: De influentsamenstelling van het ruwe afvalwater is gebaseerd op voornamelijk buitenlandse waarnemingen. Hierdoor kunnen de gegevens afwijken van de Nederlandse praktijk. De gevoeligheidsanalyse geeft aan dat in kwalitatieve zin de verschillen tussen de varianten blijven bestaan bij de verschillende influentsamenstellingen. De kwantitatieve verschillen blijken echter sterk afhankelijk van de influentsamenstelling.

- ad b: Per voorbehandelingsmethode zijn aannamen gedaan voor de verwijderingsrendementen van het totaal CZV en van de afzonderlijke CZV-fracties. Deze aannamen kunnen de haalbaarheid van een systeem sterk beïnvloeden. In deze studie is bij voorprecipitatie uitgegaan van een relatief laag verwijderingsrendement voor totaal CZV van 40%. De verschillen in voor denitrificatie beschikbaar CZV in vergelijking met conventionele voorbezinking zijn hierdoor klein gebleven. Uit de berekeningen is gebleken dat de CZV/N-verhouding kritisch is voor vergaande N-verwijdering. Bij een hoger CZV-verwijderingsrendement bij voorprecipitatie zou dit uitmonden in de noodzaak van acetaatdoseering waardoor dit systeem minder goed uit de vergelijking zou zijn gekomen.
- ad c: Het voor de dimensionering gebruikte dynamische simulatieprogramma SIMBA is nog niet getoetst aan de Nederlandse afvalwaterpraktijk. De gehanteerde default-waarden voor de kinetische en stochastische parameters kunnen derhalve afwijken van de waarden die behoren bij Nederlandse omstandigheden. Uit de (beperkte) praktijkgegevens over de kalibratie van het IAWQ-model op Nederlandse zuiveringen blijkt ook dat de procesparameters per situatie uiteen lopen. Voor de kwalitatieve vergelijking van de verschillende voorbehandelingsmethoden hebben eventuele afwijkingen waarschijnlijk geen grote gevolgen. Hoewel binnen dit onderzoek geen gevoeligheidsanalyse naar het effect van de SIMBA-parameters is uitgevoerd, valt te verwachten dat de kwantitatieve verschillen tussen de methoden wel sterk afhankelijk zijn van de gehanteerde parameters.

Op basis van de resultaten van de vergelijking en bovenstaande overwegingen wordt verwacht dat het ontstane beeld bij gemiddelde CZV/N-verhouding en influentsamenstelling in kwalitatief opzicht redelijk betrouwbaar is, maar dat de kwantitatieve verschillen sterk afhankelijk zijn van de gekozen parameters. De resultaten van de gevoeligheidsanalyse geven echter aan dat de verhouding tussen de verschillende systemen bij afwijkende watersamenstelling niet op alle punten met de basissituatie overeen komt. Dit doet vermoeden dat bij de afwijkende watersamenstelling de gehanteerde uitgangspunten niet meer tot realistische resultaten leiden. De afwijkende afvalwatersamenstelling ligt buiten het werkgebied van de default-waarden van SIMBA. Het is daarom wenselijk voor meer situaties influentgegevens te verkrijgen, in combinatie met kalibratie van het SIMBA-model voor de betrokken installaties.

7.7 Bruikbaarheid van SIMBA als dimensioneringsmethode

De toepassing van SIMBA voor de dimensionering van het actief-slibvolume was in dit geval noodzakelijk, omdat de conventionele dimensioneringsmethoden onvoldoende in staat zijn het effect van de verschillende CZV-fracties te verwerken. De aanpak bij de dimensionering met SIMBA wijkt sterk af van die bij de andere methoden. Bij de HSA- of Kayser-methode wordt op basis van de influentgegevens, temperatuur, effluenteis (als piekwaarde of gemiddelde) en enkele procesparameters direct de benodigde dimensionering berekend. Binnen de berekening is reeds het effect van fluctuaties en niet-ideale omstandigheden meegenomen in de vorm van veiligheidsfactoren en dergelijke. Bij dimensionering met SIMBA is niet de benodigde dimensionering, maar de optredende effluentkwaliteit het directe resultaat van de berekening. Door de afmetingen van de tanks te variëren wordt uiteindelijk de benodigde dimensionering gevonden. Om de benodigde ruimte voor het opvangen van fluctuaties te bepalen, moeten deze in de influent-invoertabellen worden verwerkt (in de onderhavige studie zijn de fluctuaties buiten beschouwing gelaten om de vergelijking niet onnodig moeilijk te maken). Deze aanpak vergt een veel duidelijker definitie van de optredende procesomstandigheden dan bij de gebruikelijke ontwerpmoedellen.

Het SIMBA-model vergt een complete set aan invoergegevens, zowel voor de influentsamenstelling als voor de procesparameters. Hiermee wordt in principe een completer beeld gegeven van de processen dan met de eenvoudiger modellen van Kayser en HSA. Het completere beeld is echter alleen reëel als over een voldoende betrouwbare set invoergegevens wordt beschikt. Als dit niet zo is, wordt slechts schijnnaauwkeurigheid verkregen.

Geconcludeerd kan worden dat het IAWQ-model en het daarop gebaseerde SIMBA-pakket in vergelijking met de conventionele ontwerpmethoden als Kayser en HSA beter in staat zijn de complexe zuiveringsprocessen volledig te beschrijven en voorspellen. Alleen wanneer de influentsamenstelling van bijzonder belang is voor het ontwerp en complete gegevens van de IAWQ-fracties beschikbaar zijn, is dimensionering met behulp van IAWQ zinvol. Daarbij dient ruim aandacht te worden besteed aan het definiëren van de influent- en effluentgegevens, inclusief de optredende fluctuaties.

CONCLUSIES

1. In de doorgerekende situaties is voorprecipitatie economisch iets aantrekkelijker dan conventionele voorbezinking.
Het voordeel dat voorprecipitatie op voorbezinking heeft, is het sterkst bij afvalwater met een hoge fractie opgelost CZV (Ss) en een groot aandeel inert materiaal dat door voorprecipitatie wordt verwijderd. De prestaties van voorprecipitatie bij lage CZV/N-verhoudingen zijn volgens het gehanteerde model beter dan gevoelsmatig wordt verwacht. Praktijkervaringen met voorprecipitatiesystemen die vergaand N-verwijderen, N-totaal ≤ 10 mg N/l, zijn niet beschikbaar en kunnen hierover derhalve geen uitsluitsel geven.
2. De hydrolyse van primair slib kan alleen onder de volgende voorwaarden concurreren met de aankoop van acetaat:
 - alle door slibverzuring geproduceerde CZV moet nodig zijn voor de denitrificatie;
 - het aangevoerde afvalwater moet vers zijn en een relatief groot aandeel verzuurbaar CZV bevatten;
 - de opbrengst moet circa 160 g CZV/kg ds bedragen om hydrolyse aantrekkelijk te maken;
 - de slib/waterscheiding van het verzuringssysteem moet plaatsvinden met een gravitatie-indikker.

In alle andere situaties is slibverzuring financieel niet aantrekkelijk in vergelijking met aankoop van externe CZV-bronnen.

3. Het tweetrapssysteem is voor de beschouwde influentsamenstelling en effluentkwaliteit economisch niet aantrekkelijk. De CZV-verwijdering is zo hoog dat aanvullende externe CZV-dosering al snel noodzakelijk is.
4. Het resultaat van de vergelijking met behulp van het SIMBA-programma is sterk afhankelijk van de aangenomen afvalwatersamenstelling en de aannamen in het rekenmodel. Er zijn onvoldoende gegevens uit de Nederlandse praktijk beschikbaar om te beoordelen of de gehanteerde aannamen realistisch zijn.
Ondanks de sterke afhankelijkheid van de gestelde aannamen geven de resultaten bij gemiddelde CZV-verhouding en standaard-influentsamenstelling een vrij consistent beeld voor de verschillende technieken. Uit de gevoeligheidsanalyse is gebleken dat bij andere watersamenstelling sterk afwijkende resultaten optreden, maar dat de trend niet wezenlijk verandert. Bij de uiterste waarden rijst op basis van de resultaten de vraag of deze het toepassingsgebied van de aangenomen procesfactoren niet te buiten gaan en dat gerekend moet worden met een andere set van parameterwaarden.

Geconcludeerd kan worden dat het IAWQ-model en het daarop gebaseerde SIMBA-pakket in vergelijking met de conventionele ontwerpmethoden als Kayser en HSA beter in staat zijn de complexe zuiveringsprocessen volledig te beschrijven en voorspellen. Dimensionering met behulp van IAWQ is echter alleen zinvol wanneer de influentsamenstelling van bijzonder belang is voor het ontwerp en complete gegevens van de IAWQ-fracties beschikbaar zijn. Daarbij dient ruim aandacht te worden besteed aan het definiëren van de influent- en effluentgegevens, inclusief de optredende fluctuaties.

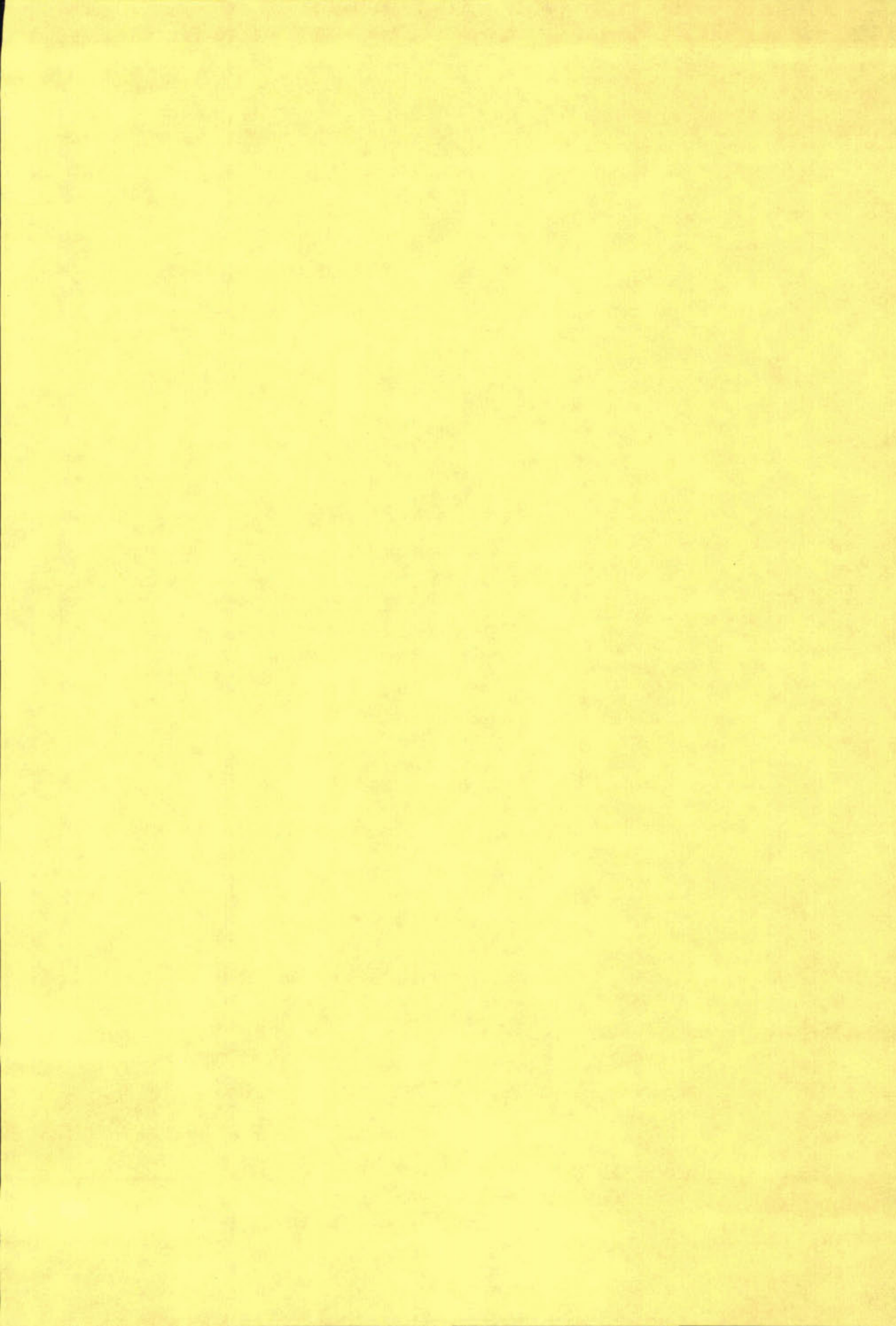
5. Van alle overige voorbehandelingstechnieken komt alleen lamellenafscheiding mogelijk in aanmerking in situaties waar de ruimte zeer beperkt is. Met name voor grotere installaties zijn de kosten veel hoger dan voor conventionele voorbezink tanks. De haalbaarheid van voorbehandeling door middel van centrifuge,

swirl-flo, filtratie, voorgeschakeld anaëroob systeem of oxydatiebed wordt op basis van de gehanteerde uitgangspunten niet positief beoordeeld.

1. Desbos G., Laplace C., Rogalla F. Extended Coagulation and Space Savings with Wastewater Lamella Settling. In **Chemical Water and Wastewater Treatment**, Proceedings of the 4th Gothenburg Symposium 1990 October 1 - 3 (Hahn H.H., Klute R. eds.) Springer Verlag (1990) pp. 139-150.
2. Rogalla F., Roudon G., Sibony J. Blandeau F. Trade-offs between Physico-Chemical Lamella Separators and Aerated Biofiltration. In **Chemical Water and Wastewater Treatment II**, Proceedings of the 5th Gothenburg Symposium September 28 - 30 1992 (Klute R., Hahn, H.H. eds). Springer Verlag (1992) pp. 429-445.
3. Andoh R.Y.G., G. Fagan, R. Cook. The Swirl-flow physico-chemical treatment process for urban wastewater treatment, presented at **IWEM Symposium on Advances in Wastewater Treatment for smaller Communities**, Weston-supre-Mare November 1993.
4. England S.K., Darby J.L., Tchobanoglous G. Continuous-backwash upflow filtration for primary effluent. **Water Environment Research** (1994) vol. 66, nr. 2 pp. 145-152.
5. Matsumoto M.R., T.M. Galziewski, G. Tchobanoglous and D.S. Ross. Filtration of primary effluent. **Journal WPCF** (1982) Vol. 54 nr. 12, pp. 1581-1591.
6. RWZI 2000, Evaluatie van het onderzoekprogramma "RWZI 2000" (1994) 94-05.
7. Henze M., Harremoës P. Chemical-biological Nutrient Removal- The HYPRO Concept. In **Chemical Water and Wastewater Treatment**, Proceedings of the 4th Gothenburg Symposium 1990, October 1 - 3 (Klute R., Hahn, H.H. eds). Springer Verlag (1990) pp. 499-510.
8. Schulze-Tettmer R., E. Schülingkamp. Denitrifikation mit externen C-Quellen. **Korrespondenz Abwasser** (1994) vol. 41, nr. 6 pp. 926-935.
9. Zuiveringschap West-Overijssel. Verbetering van de zuiveringstechnische werking van de zuiveringsinstallatie Noordoostpolder door middel van toepassing van het F.A.S.T.-systeem. Uitgave Zuiveringschap West-Overijssel, 1993.
10. STOWA, Handboek chemische P-verwijdering. STOWA Programma PN-1992, (1993) 93-06.
11. Ratnaweera H., Fettig J., Odegaard H.. Particle and Phosphate Removal Mechanisms with prepolymerised Coagulants. In **Chemical Water and Wastewater Treatment II**, Proceedings of the 5th Gothenburg Symposium 1992 (Klute R., Hahn, H.H. eds). Springer Verlag (1992) pp. 3-16.
12. Uijterlinde C. A., van der Roest H. F.. Toch verrast met preprecipitatie op rwzi Nieuwegein!. **H₂O** (1994) nr. 17 pp. 518-521.
13. Giesen A., Peeters Th. (1994). Preprecipitatie: nog verder te optimaliseren?. **H₂O** (1994) nr. 14 pp. 384-388.

14. Kuij van der, R.J., van Noorden A.W.J.. Vergaande N- en P-verwijdering in oxydatiebeddeninrichtingen; voorprecipitatie-onderzoek op rwzi Willem Annapolder. *H₂O* (1993) nr. 25 pp. 739-742.
15. Roest van der, R.F., Willemse L.A., Rijk M., Kasse L.. Preprecipitatie nieuw leven ingeblazen. *H₂O* (1991) nr. 23, pp. 644-649.
16. Zuiveringschap West-Overijssel. Bedrijfsgegevens van RWZI's Tollebeek, Raalte en Deventer 1986-1994, 1995.
17. Brouns J.W.. Resultaten en ervaringen met preprecipitatie op de installatie Maastricht-Bossherveld. *De Klaarmeester* (1992) nr. 2, pp. 3-14.
18. Hoogheemraadschap van Rijnland. Chemische voorzuivering op de afvalwaterzuiveringsinrichting Waddinxveen. Interne nota ct01/K/lvm, 1985.
19. Morrissey S.P. Harleman D.R.F.. Retrofitting Conventional Primary Treatment Plants for Chemically Enhanced Primary Treatment in the USA. In **Chemical Water and Wastewater Treatment II**, Proceedings of the 5th Gothenburg Symposium 1992 September 28 - 30 (Klute R., Hahn, H.H. eds). Springer Verlag (1992) pp. 401-416.
20. Anderson B., Aspergren H., Nyberg U., la Cour Jansen J., Odegaard H.. Evaluation of pre-precipitation in a Wastewater Treatment System for Extended Nutrient Removal. In **Chemical Water and Wastewater treatment II**, Proceedings of the 5th Gothenburg Symposium 1992, September 28 - 30 (R. Klute and H.H. Hahn eds.) Springer Verlag (1992) pp. 341-356.
21. Brinch P.P., K. Rindel, K. Kalb: Upgrading to Nutrient Removal by Means of internal Carbon from sludge Hydrolysis, in **Upgrading of Wastewater Treatment Plants**, 2nd International Specialized Conference 21-24 September 1993 Berlijn, (1993) pp. 51-60.
22. Jorgensen P.E.. Biological Hydrolysis of sludge from Primary Precipitation. In **Chemical Water and Wastewater Treatment**, Proceedings of the 4th Gothenburg Symposium, October 1 - 3 1990 (Hahn H.H., Klute R. eds.) Springer-Verlag, (1990) pp. 511-520.
23. Karlsson I., J. Göransson and K. Rindel. Use of Internal Carbon from Sludge Hydrolysis in Biological Wastewater treatment. In **Chemical water and waste water treatment II**, Proceedings of the 5th Gothenburg Symposium 1992 September 28 -30, 1992 (1992), pp. 329-340.
24. RWZI 2000, Biologische fosfaatverwijdering in combinatie met een korrelreactor **RWZI 2000** (1992) 92-04.
25. RWZI 2000. AB-systemen, een inventarisatie **RWZI 2000** (1990) 90-02.
26. Böhnke B. Stickstoffeliminatie in Adsorptions-Belebungsanlagen (AB-anlagen) Teil 1. **Korrespondenz Abwasser** (1994) nr. 6, pp. 900-907.
27. Böhnke B. Stickstoffeliminatie in Adsorptions-Belebungsanlagen (AB-anlagen) Teil 2. **Korrespondenz Abwasser** (1994) nr. 7, pp. 1114-1121.

28. RWZI 2000; DHV/LUW, Onderzoeksproject Biologisch defosfateren met de Korrelreactor; Kostenvergelijking acetaatbronnen bij biologisch defosfateren, DHV-dossier nr. C0628-10-001, februari 1990.
29. STORA, Handleiding biologische fosfaatverwijdering Programma PN-1992, (1991) 91-07.
30. HASKONING; Biologische waterzuivering met een twee-slibsoortensysteem; haalbaarheidsstudie naar het A_2/N -proces "nr.6143.B 1774.AO-/Ro005/KRT/JVS. NOVEM-project in kader van de stimuleringsregeling Milieutechnologie.
31. RWZI 2000; TU Delft, Biological phosphate removal under denitrifying conditions. Rapport **RWZI 2000** (1995) 94-12.



Bijlage 1: Uitgangspunten voor de dimensionering

Influentgegevens

debiet	24.000	m ³ /d
CZV	13.500	kg/d
BZV	5.400	kg/d
Kj-N	1.350	kg/d

Effluentkwaliteit

NH ₄ -N	2	mg/l
NO ₃ -N	6	mg/l
P	0,8	mg/l

Drogestofgehalte

De drogestofwaarden zijn gebaseerd op ervaringen met P- en N-verwijdering:

- simultane chemische defosfatering	4,5	kg/m ³
- P-verwijdering in voorbehandeling	4	kg/m ³

Nabezinking

RWA	6.000	m ³ /h
De SVI-waarden zijn gebaseerd op ervaringen met P- en N-verwijdering:		
- simultane chemische defosfatering	130	ml/g
- P-verwijdering in voorbehandeling	150	ml/g
maximale diameter	50	m

Voorbezinking

oppervlaktebelasting	3	m ³ /m ² .h
pe-dosering voorprecipitatie	0,5	g/m ³

Chemicaliëndosering defosfatering

type chemicaliën		
bij voorbezinking	FeCl ₃	
simultaan	FeSO ₄	
voorbehandeling	1	mol/mol
simultaan	1,5	mol/mol
P-gehalte biologisch slib	2	%

Tweetrapssysteem

eerste trap		
slibbelasting	3	kg BZV/kg ds.d
drogestofgehalte	2	kg/m ³
oppervlaktebelasting tussenbezinking	3	m ³ /m ² .h
zuurstofverbruik	0,6	kg O ₂ /m ³ influent

Zuurstofinbreng

bellenbeluchting		
berekening volgens Von der Emde		
α-factor	0,7	-
temperatuur	17	°C
effluentkwaliteit		
NH ₄	4	mg N/l
NO ₃	4	mg N/l
specifieke O ₂ -overdracht	18	g O ₂ /m ³ .m'
minimum zuurstofconcentratie	2	mg/l
inblaasdiepte	3,8	m
N-gehalte slib	5	%

piekfactor 1,1 -

Slibproductie

primair-slibproductie

slibproductie bij conventionele voorbezinking bedraagt 30 g ds/ie.d.

voorprecipitatie

Naast de conventionele slibproductie wordt extra slib gevormd door het verhoogde verwijderingsrendement en door chemisch slib. Voor de extra primair-slibproductie is uitgegaan van een hoeveelheid die overeenkomt met 50% van de chemisch-slibproductie. De chemisch-slibproductie is berekend op basis van de hoeveelheid fosfaat die chemisch moet worden neergeslagen om 3 mg P/I in het primaire effluent te verkrijgen. Hierbij is aangenomen dat het primair slib geen fosfaat bevat.

tweetrapssysteem

slibproductie eerste trap 60 g ds/ie

Het aandeel chemisch slib is op dezelfde wijze berekend als bij voorprecipitatie.

Secundair-slibproductie

- secundair slib berekend met SIMBA
- organische gehalte primair slib 65 %
- organische gehalte secundair slib 70 %

Hydrolyse reactor

verblijftijd warm 2,5 d
verblijftijd koud 4 d
drogestofgehalte in reactor 20 kg/m³

Indikker

primair slibbelasting 40 kg ds/m².d
secundair slib 25 kg ds/m².d

Gisting

verblijftijd 20 d
temperatuur 30 °C
organische-stofafbraak
- primair slib 50 % ods
- secundair slib 30 % ods

biogasproductie 1 m³/kg ods verw.
energie-inhoud biogas 23.000 kJ/m³
rendement energie-opwekking 28 %

energie-inhoud aardgas 30 MJ/m³
rendement gasketel + warmtewisselaar 90 %
soortelijke warmte slibstroom 4.180 J/kg.°C
dichtheid slib 1.000 kg/m³
prijs aardgas 0,50 f/m³

Bijlage 2: Uitgangspunten van de kostenramingen

Algemene uitgangspunten:

- de geraamde bouwkosten zijn met een opslagfactor van 100% omgerekend naar investeringskosten. De opslagfactor is voor o.a. onvolledigheid, begeleidingskosten, financiering en BTW;
- de onderhoudskosten zijn berekend uit de bouwkosten met een factor 0,5%/j voor civiele- en 2%/j voor elektro/mechanische onderdelen;
- het elektriciteitsverbruik is berekend voor de beluchting en menging van de verzuringsreactor;
- de extra warmtebehoefte van warme verzuring ten opzichte van vergisting wordt gedekt door bijstoken met aardgas; de 15% lagere biogasproductie bij verzuring van primair slib wordt als kostenpost opgevoerd in de vorm van verminderde kWh-opbrengst uit de eigen energie-opwekking;
- in deze kostenvergelijking zijn de volgende kostenposten niet meegenomen:
 - . verbindend leidingwerk;
 - . de kosten voor de FeSO_4 - en FeCl_3 -doseerinstallatie worden gelijk verondersteld en zijn derhalve niet opgenomen in de kostenvergelijking;
 - . pompen.

Eenhedsprijzen van bedrijfskosten (incl. BTW):

- energie		
. elektriciteit	f 0,15	/kWh
. aardgas	f 0,50	/m ³
- slibontwatering en afzet	f 1.000,-	/ton ds
- chemicaliën		
. $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, 90%	f 155,-	/ton prod.
. FeCl_3 , 41% oplossing	f 325,-	/m ³ prod.
. poly-elektroliet	f 12.500,-	/ton
. acetaat	f 1.000,-	/ton

Uitgangspunten voor de annuïteitenmethode

- rente	8	%
- afschrijvingstermijn		
. civiel	30	jaar
. elektromechanische installatie	15	jaar
- resulterende annuïteit		
. civiel	8,8	%/j
. elektromechanisch	11,7	%/j

Eenhedsbouwkosten per onderdeel

- voor-, tussen en nabezinktank		
. civiel	f 500,-	/m ²
. werktuigbouwkundig en elektrisch	f 260,-	/m ²
- eerste trap actief-slibtank		
. civiel	f 280,-	/m ³
. werktuigbouwkundig en elektrisch	f 90,-	/m ³
- nitrificatieruimte		
. civiel	f 280,-	/m ³
. werktuigbouwkundig en elektrisch	f 90,-	/m ³
- denitrificatieruimte		
. civiel	f 280,-	/m ³
. werktuigbouwkundig en elektrisch	f 25,-	/m ³
- indikker		
. civiel	f 2.500,-	/m ²
. werktuigbouwkundig en elektrisch	f 500,-	/m ²

- gistingstank		
. civiel	f 500,-	/m ³
. werktuigbouwkundig en elektrisch	f 250,-	/m ³
- verzuringsreactor		
. civiel	f 1.000,-	/m ³
. werktuigbouwkundig en elektrisch, warm	f 400,-	/m ³
. werktuigbouwkundig en elektrisch, koud	f 250,-	/m ³
- acetaatdoseerinstallatie		
. civiel	f 50.000,-	
. werktuigbouwkundig	f 160.000,-	

Bijlage 3: CZV-waarden bij CZV/N-verhoudingen 7,5, 12,5 en 15

Tabel 20: Gehanteerde CZV- en N-waarden in ruw en primair effluent bij afvalwater met CZV/N = 7,5 (mg/l)

	CZV totaal	Si	Ss	Xi	Xs	Xbh	N- totaal	Snh	Snd	Xnd
ruw influent	508	36	127	76	168	102	68	34	17	17
voorbezonden	356	36	127	25	133	33	65	37	17	11
hydrolysaat	17	2	11	1	2	1	0	0	0	0
voorbezonden + hydrolysaat	373	38	138	26	135	34	65	37	17	11
voorprecipitatie	305	36	127	18	101	34	61	40	17	3,4
hydrolysaat	20	2	14	1	2	1	0	0	0	0
voorprecipitatie + hydrolysaat	325	37	138	19	103	24	61	40	17	3,4
afloop 1 ^e trap	203	36	102	17	30	25	61	40	17	3,4
acetaat	x ¹⁾	0	x ¹⁾	0	0	0	0	0	0	0

1) Dosering afhankelijk van voorbehandelingsmethode

Tabel 21: Gehanteerde CZV- en N-waarden in ruw en primair effluent bij afvalwater met CZV/N = 12,5 (mg/l)

	CZV totaal	Si	Ss	Xi	Xs	Xbh	N- totaal	Snh	Snd	Xnd
ruw influent	600	42	150	90	198	120	48	24	12	12
voorbezonden	420	42	150	30	158	40	46	27	12	7
hydrolysaat	18	2	12	1	2	1	0	0	0	0
voorbezonden + hydrolysaat	438	44	162	31	160	41	46	27	12	7
voorprecipitatie	360	42	150	21	119	28	43	29	12	2,4
hydrolysaat	24	4	17	1	2	1	0			
voorprecipitatie + hydrolysaat	384	46	167	22	121	29	43	29	12	2,4
afloop 1 ^e trap	240	42	120	17	38	23	43	29	12	2,4
acetaat	x ¹⁾	0	x ¹⁾	0	0	0	0	0	0	0

1) Dosering afhankelijk van voorbehandelingsmethode

Tabel 22: Gehanteerde CZV- en N-waarden in ruw en primair effluent bij afvalwater met CZV/N = 15 (mg/l)

	CZV totaal	Si	Ss	Xi	Xs	Xbh	N- totaal	Snh	Snd	Xnd
ruw influent	627	44	157	94	207	125	42	22	10	10
voorbezonden	439	44	157	31	166	42	40	24	10	5,8
hydrolysaat	16	2	11	1	2	1	0	0	0	0
voorbezonden + hydrolysaat	456	46	167	32	168	43	40	24	10	5,8
voorprecipitatie	376	44	157	22	124	29	38	26	10	1,6
hydrolysaat	25	4	17	1	2	1	0			
voorprecipitatie + hydrolysaat	401	48	174	23	126	30	38	26	10	1,6
afloop 1 ^e trap	250	44	125	18	39	24	38	26	10	1,6
acetaat	x ¹⁾	0	x ¹⁾	0	0	0	0	0	0	0

1) Dosering afhankelijk van voorbehandelingsmethode

Bijlage 4: Gewijzigde CZV-fractieverdelingen

**Tabel 23: Influentgegevens bij CZV/N = 10, met een verhoogd aandeel biodegra-
deerbaar CZV (mg/l)**

	CZV totaal	Si	Ss	XI	Xs	Xbh	N- totaal	Snh	Snd	Xnd
ruw influent	563	39	169	56	242	56	56	28	14	14
voorbezonden	394	39	169	8	169	8	53	31	14	8
hydrolysaat	17	2	11	1	2	1	0	0	0	0
voorbezonden + hydrolysaat	411	41	180	9	171	9	53	31	14	8
voorprecipitatie	338	39	169	4	121	4	50	34	14	3
hydrolysaat	23	4	15	1	2	1	0	0	0	0
voorprecipitatie + hydrolysaat	361	43	184	5	123	5	50	34	14	3
afloop 1 ^e trap	225	39	135	2	47	2	50	34	14	3
acetaat	x ¹⁾	0	x ¹⁾	0	0	0	0	0	0	0

1) Dosering afhankelijk van voorbehandelingsmethode

**Tabel 24: Influentgegevens bij CZV/N = 10, met een verhoogd aandeel inert en
biomassa-CZV (mg/l)**

	CZV totaal	Si	Ss	XI	Xs	Xbh	N- totaal	Snh	Snd	Xnd
ruw influent	563	39	113	113	129	169	56	28	14	14
voorbezinking	394	39	113	55	104	83	53	31	14	8
hydrolysaat	17	2	11	1	2	1	0	0	0	0
voorbezinking + hydrolysaat	411	41	124	56	106	84	53	31	14	8
voorprecipitatie	338	39	113	43	78	65	50	34	14	3
hydrolysaat	23	4	15	1	2	1	0	0	0	0
voorprecipitatie + hydrolysaat	361	43	128	44	80	66	50	34	14	3
afloop 1 ^e trap	225	39	90	21	25	32	50	34	14	3
acetaat	x ¹⁾	0	x ¹⁾	0	0	0	0	0	0	0

1) Dosering afhankelijk van voorbehandelingsmethode

Bijlage 5: Uitgangspunten voor ontwerp en kostenvergelijking van de slibverzuring

Het verzuringsproces is ontworpen voor een rwzi van 100.000 ie.

- de primair-slibconcentratie bedraagt 20 kg/m^3 en wordt direct aan de voorbezinktank onttrokken;
- de primair-slibproductie bedraagt 30 g/ie.d ;
- het primair slib wordt 20 h/d aan de voorbezinktank onttrokken;
- de gemiddelde temperatuur van het slib bedraagt 10°C en wordt opgewarmd tot 33°C ;
- de verblijftijd van het slib in de gemengde verzuringsreactor bedraagt 1 dag;
- voor de slib/water scheiding wordt uitgegaan van een drogestofrendement van 80%.

In figuur 6 is het processchema van de verzuring weergegeven.

Ontwerpgegevens van het verzuringsproces

Primair slibconcentratie	20	kg/m^3
aanvoer primair slib	3.000	kg/d in 20 uur
	150	m^3/d
Slibverwarming		
- warmtewisselaar	16.000	MJ/d
uitwisselend oppervlak	5,4	m^2
Reactor		
- volume	200	m^3
- roerder	5	W/m^3
Slib/waterscheiding		
- centrifuge	7	m^3/h
Indikker		
- oppervlaktebelasting	50	$\text{kg ds/m}^2.\text{d}$
- diameter	8,7	m
- kantdiepte	3	m
- oppervlak	60	m^2
Pompen		
- slibpompen (5x)	5 - 20	m^3/h
- overloopwater/centraatpompen (2x)	1 - 3	m^3/h
Technische acetaatdosering		
- opslagtank	10	m^3
- doseerpomp	0 - 40	l/h

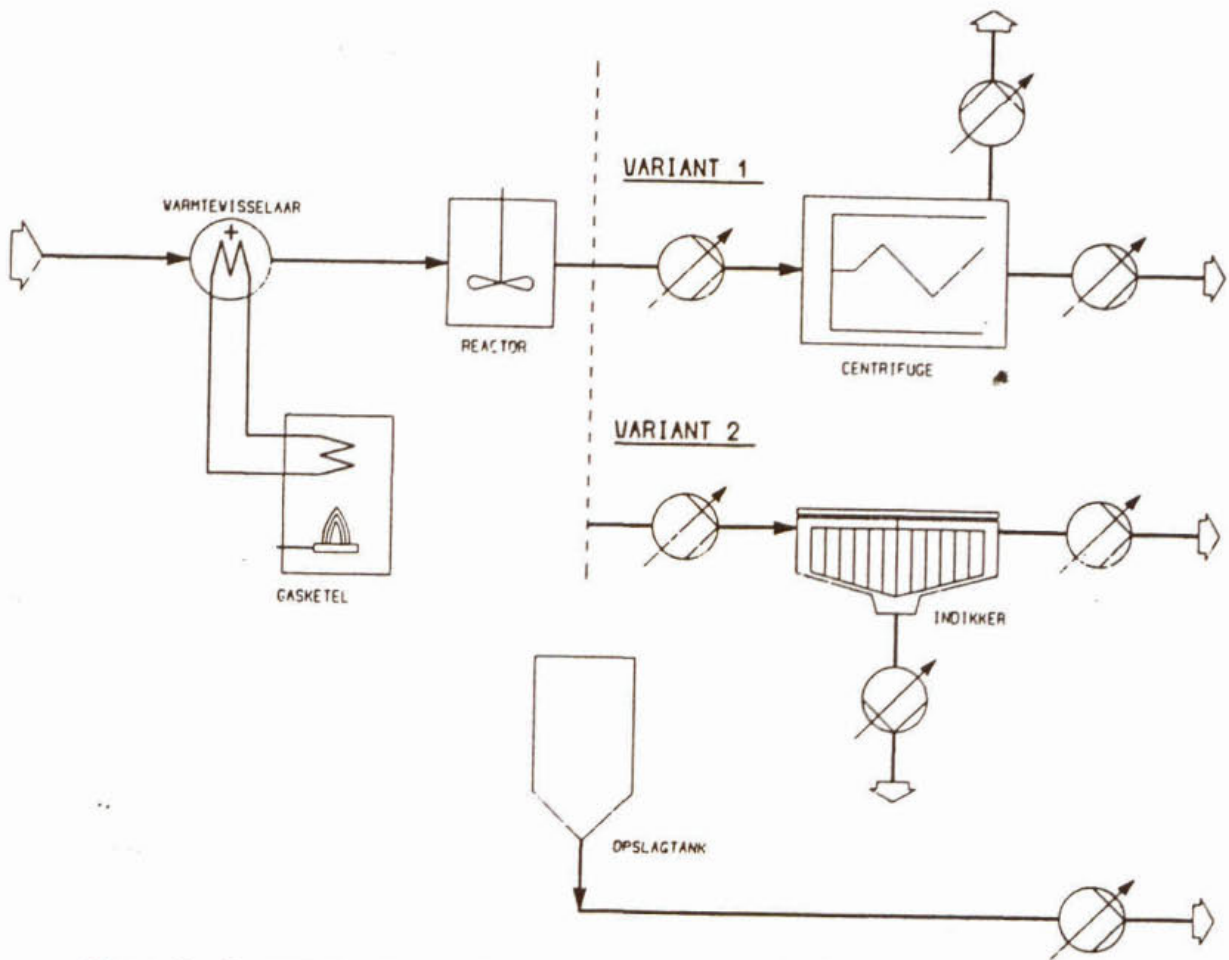
Financiële uitgangspunten

Bij de omrekening van de bouwkosten naar investeringskosten is een opslagfactor van 60% gehanteerd voor ondermeer onvoorzien, advies, directievoering en BTW.

Voor de berekening van de kapitaallasten is een rentepercentage van 8% gehanteerd en afschrijvingstermijnen voor civiele en elektrische/mechanische onderdelen van respectievelijk 30 en 15 jaar. Voor de onderhoudskosten is uitgegaan van 2% van de bouwkosten van de elektrische/mechanische onderdelen en 0,5% van de bouwkosten van de civieltechnische werken.

Bij de berekening van de exploitatiekosten zijn de kosten voor bediening niet meegenomen.

inkooprijs acetaat	f 1,-/kg
inkooprijs elektriciteit	f 0,15/kWh
inkooprijs aardgas	f 0,50/m ³



Figuur 6: Processchema van de verzuring van primair slib

Bijlage 6: Bouwkosten van slibverzuring en acetaatdoseerinstallatie

	verzursingsreactor + centrifuge	verzursingsreactor + indikker	acetaatdoseerinstallatie
civiele kosten			
verhardingen	11	4	
funderingsplaat	24	24	
centrifugegebouw	150		
indikker incl. afdekking		182	
biofilter		6	
leidingen	10	12	
onvoorzien	60	62	
subtotaal civiel	254	289	30
E/M-kosten (f 1.000)			
ketel + warmtewisselaar	36	36	
circulatiepomp + leidingwerk	18	18	
reactor	125	125	
isolatie	27	27	
mixer	2	2	
centrifuge	349		
voedingspomp + leidingwerk	36	36	
filtraatpomp + leidingwerk	32	32	
slibpomp + leidingwerk	41	41	
opslagtank + doseerpomp			36
elektrisch, meet- en regelsyst.	180	48	89
roerwerk indikker		54	
subtotaal E/M	629	211	125
totale kosten	1.092	708	155

