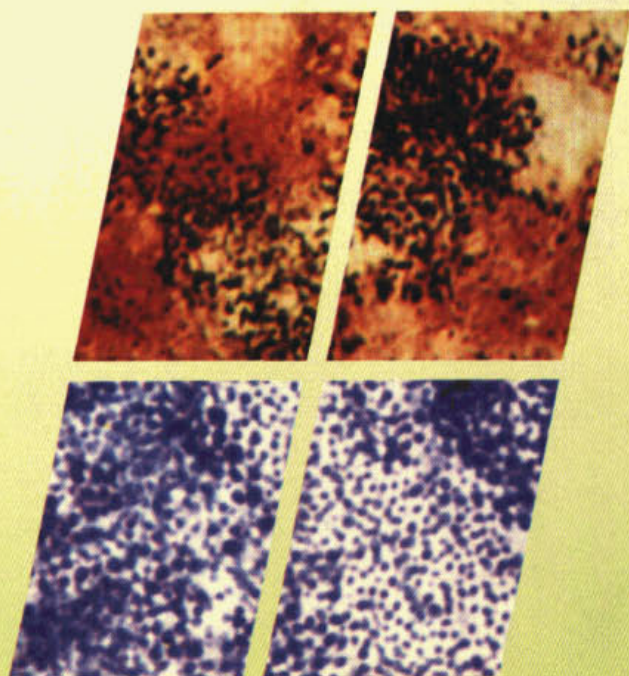
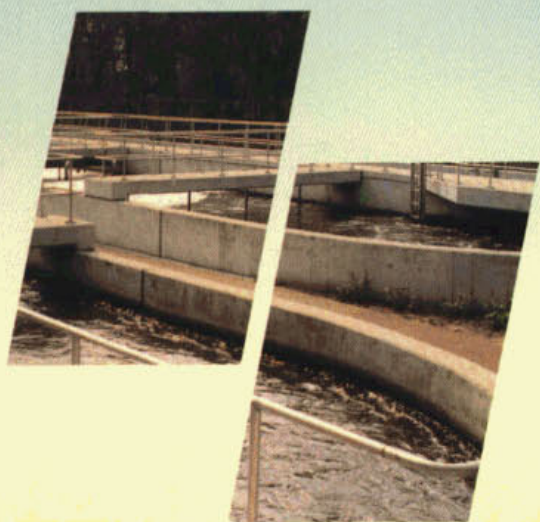


# Handleiding biologische fosfaatverwijdering



# Handleiding biologische fosfaatverwijdering

## STOWA

Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer  
Postbus 8090  
3503 RB Utrecht  
tel. 030-321199  
fax 030-321766

Publikaties en het publikatieoverzicht  
kunt u uitsluitend bestellen bij:  
Hageman Verpakkers BV  
Postbus 281  
2700 AC Zoetermeer  
tel. 079-611188  
fax 079-613927  
o.v.v. ISBN- of bestelnummer en  
een duidelijk afleveradres.

Programma PN-1992

**stora**

## Inhoud

Inhoud	I
BEGRIPPENLIJST	IV
1 INLEIDING	1
2 MICROBIOLOGISCHE EN FUNDAMENTELE ASPECTEN VAN BIOLOGISCHE DEFOSFATERING	5
2.1 Microbiologische aspecten	5
2.2 Fundamentele procesparameters	9
2.2.1 afvalwaterkarakteristieken	9
2.2.2 nitraat	15
2.2.3 temperatuur	17
2.2.4 pH	17
2.2.5 redoxpotentiaal	17
2.2.6 zuurstof	17
2.2.7 anaërobie	19
3 ALGEMENE TECHNOLOGISCHE ASPECTEN VAN BIOLOGISCHE DEFOSFATERING	21
3.1 Algemeen	21
3.1.1 principe hoofdstroom / deelstroom	21
3.1.2 slibbelasting, slibleeftijd	21
3.1.3 interne denitrificatie	21
3.1.4 slibbezinking	23
3.2 Biologische defosfatering in de hoofdstroom	23
3.2.1 anaërobe contacttijd	23
3.2.2 praktische uitvoeringsvormen	25
3.3 Biologische defosfatering in de deelstroom	33
3.3.1 anaërobe contacttijd	33
3.3.2 praktische uitvoeringsvormen	33
3.4 Praktische uitvoeringsvormen voor vetzuurproductie uit afvalwater	37
3.5 Combinatie van biologische en chemische defosfatering	39
3.6 Fosfaatafgifte in slibverwerkingsprocessen	41
3.7 Beïnvloedbare / niet beïnvloedbare factoren	45
3.8 Strategie voor introductie van biologische defosfatering	47

4	UITVOERINGSVORMEN EN INTRODUCTIE VAN BIOLOGISCHE DEFOSFATERING	53
4.1	Omloopsystemen	53
4.1.1	algemeen	53
4.1.2	rwzi Bennekom	57
4.1.3	rwzi Hildesheim (Duitsland)	61
4.2	Conventioneel actief-slibstelsysteem	65
4.2.1	algemeen	65
4.2.2	rwzi Renkum-Wageningen	69
4.2.3	rwzi Ruhleben (Duitsland)	75
4.3	Compleet gemengde systemen	79
4.3.1	algemeen	79
4.3.2	rwzi Bunnik	83
4.3.3	rwzi Montfoort	87
4.4	Systemen met voordennitrificatie	91
4.4.1	algemeen	91
4.4.2	rwzi Coevorden	95
4.5	UCT-proces	99
4.5.1	algemeen	99
4.5.2	rwzi Holten	103
4.6	Biodenifio-proces	109
4.6.1	algemeen	109
4.6.2	rwzi Aalborg-West (Denemarken)	113
4.7	Deelstroomprocessen	115
4.7.1	algemeen	115
4.7.2	rwzi Eindhoven (proefinstallatie)	117
4.7.3	rwzi Lansdale (USA)	121
5	BRONVERMELDING	127
	Bijlagen	
1.	Voorschrift Neisserkleuring	131
2.	Voorschrift meting 'acinetobacteractiviteit'	133
3.	Voorschrift influenzetest	137

## Ten geleide

In 1990 werd het STORA-onderzoek naar de verwijdering van fosfaat en stikstof op rioolwaterzuiveringsinrichtingen geïntensiveerd en versneld. Doel van het speciaal hierop gerichte spoedprogramma "PN 1992" - dat van de zuiverende waterkwaliteitsbeheerders een extra onderzoeksinspanning van zeven miljoen gulden in drie jaar vraagt - is het elimineren van onzekerheden en knelpunten in de thans operationele methoden en technieken. Dit om de zuiverende deelnemers in de STORA tijdig een voldoende beproefd instrumentarium te bieden om te kunnen voldoen aan de effluenteisen voor die stoffen in 1995 en later.

Onderdeel van het PN 1992-programma is het opstellen van een handleiding voor de praktijk die aangeeft hoe op eenvoudige wijze de biologische P-opname in bestaande rwzi's gestimuleerd en/of gemaximaliseerd kan worden.

Het voorliggende rapport evalueert de thans beschikbare ervaringen met biologische defosfatering op praktijkschaal en richt zich op praktische regels en aanwijzingen die leiden tot een verhoging van het fosforverwijderingsrendement.

Het onderzoek werd door het algemeen bestuur van de STORA - op voorstel van de Stuurgroep PNs 1992\* - opgedragen aan de Landbouwniversiteit Wageningen Vakgroep Waterzuivering (projectteam bestaande uit ir. P.M.J. Janssen en ir. J.H. Rensink) en namens de STORA begeleid door een commissie bestaande uit ir. K.F. de Korte (voorzitter), ir. P.J.M. Knaapen en ir. A.W.A. de Man.

Den Haag, oktober 1991

De directeur van de STORA

drs. J.F. Noorthoorn van der Kruijff

\*

De Stuurgroep PNs 1992 die tot dit project adviseerde, bestond uit:

ir. R. den Engelse (voorzitter), ir. J. Boschloo, ir. A.E. van Giffen, ir. C. Kerstens, ir. K.F. de Korte, ir. T. Meijer, ir. P.C. Stamperius, alsmede ir. W. van Starckenburg voor de coördinatie met het programma RWZI-2000.

Als technisch secretaris treedt op ir. P. de Jong van Witteveen + Bos Raadgevende Ingenieurs

## BEGRIPPENLIJST

**biologische defosfatering.** Verhoogde fosfaatopname van het actiefslib door vastlegging van polyfosfaat in de cel van polyfosfaat-oplopende bacteriën.

**hoofdstroomproces.** Uitvoeringsvorm van biologische defosfatering waarbij al het actiefslib de anaërobe zone passeert en het fosfaat via het spuislib uit de installatie verwijderd wordt.

**deelstroomproces.** Uitvoeringsvorm van biologische defosfatering waarbij een deel van het actiefslib de anaërobe zone passeert en het fosfaat (grotendeels) via een geconcentreerde deelstroom het actief-slibproces verlaat.

**strippen/stripser.** Onderdeel van een deelstroomproces waarbij, al of niet onder toevoeging van biodegradeerbaar materiaal, (een deel van) het in het slib opgeslagen polyfosfaat weer in oplossing gaat.

In de **anaërobe zone/ruimte** verkeert het actiefslib onder omstandigheden waarbij geen zuurstof en geen nitraat aanwezig is.

In de **anoxische zone/ruimte** verkeert het actiefslib onder omstandigheden waarbij geen zuurstof maar wel nitraat aanwezig is.

In de **aërobe zone/ruimte** verkeert het actiefslib onder omstandigheden waarbij zuurstof en al dan niet nitraat aanwezig is.

**anaërobe contacttijd.** (Verblijf)tijd waarbij het actiefslib (afvalwater plus retourslib en eventueel recirculatieslib) achtereen onder anaërobe omstandigheden verkeert.

**ortho-fosfaat (o-P, P-ortho, ortho-P).** Opgelost fosfaat, uitgedrukt in P.

**totaal-fosfaat (t-P, P-totaal, totaal-P).** De som van opgelost fosfaat en gebonden fosfaat, uitgedrukt in P.

**P-afgifte/opname.** Afgifte resp. opname van fosfaat door het slib, uitgedrukt in mg P/g d.s., tijdens anaërobe resp. aërobe omstandigheden.

**P-totaal rendement.** Fosfaatverwijdering, uitgedrukt in procenten, betrokken op t-P influent en t-P effluent. Dit rendement is inclusief een eventuele chemisch/fysisch fosfaatverwijdering en uitspoeling van zwevende stof.

**P-biologisch rendement.** Fosfaatverwijdering, uitgedrukt in procenten, betrokken op t-P van het afvalwater dat het actief-slibproces ingaat en o-P effluent.

**lagere vetzuren, laagmoleculaire vetzuren, vetzuren.** De som van acetaat, propionaat, butyraat en valeriaat, uitgedrukt in mg CZV.

De belangstelling voor nieuwe defosfateringstechnieken in de afvalwaterzuivering en daarmee voor biologische defosfatering is de laatste jaren, mede onder druk van wettelijke maatregelen, sterk toegenomen. De daling van het fosfaatgehalte in huishoudelijk afvalwater, als gevolg van grootschalige introductie en gebruik van fosfaatvrije wasmiddelen, heeft de belangstelling voor biologische defosfatering verhoogd.

Biologische defosfatering is in feite een reeds lang bestaande techniek. Dit blijkt uit het feit dat al in 1959 in India een verhoogde fosfaatopname in een actief-slibinstallatie werd waargenomen. Later kon dit worden toegeschreven aan een verhoogde biologische opname, de zogenaamde 'luxury uptake'.

Zowel onderzoek als praktijktoepassing zijn de laatste jaren, ook in Nederland geïntensiveerd. Vanuit diezelfde praktijk is de wens geuit om de nodige richtlijnen c.q. praktische regels te evalueren en vast te leggen, teneinde tot een introductie van het biologisch defosfateren te komen en het defosfateringsrendement op specifieke rwzi's te verbeteren. Daarbij is de noodzaak van een handleiding voor de introductie en stimulering van biologische defosfatering naar voren gekomen.

De handleiding kan gezien worden als een 'state of the art' met betrekking tot biologische defosfatering op actief-slibinstallaties. Literatuur en praktijkgegevens uit Nederland en buitenland tot begin 1991, zijn in dit handboek verwerkt. Bij het opstellen van dit handboek is rekening gehouden met een aantal uitgangspunten c.q. randvoorwaarden:

- Er is uitgegaan van bestaande actief-slibinstallaties, ofschoon de richtlijnen voor toepassing van biologische defosfatering ook toe te passen zijn op nieuw te ontwerpen installaties.
- Bij het geven van richtlijnen om tot een verhoogde biologische P-opname te komen, wordt er vanuit gegaan dat binnen de beschreven zuiveringssystemen ook N-totaalverwijdering mogelijk is. In dit kader vallen hoogbelaste installaties en twee-slibsoortensystemen, waaronder het A/B-proces, buiten dit handboek.
- Er wordt onderscheid gemaakt tussen 'defosfateren in de hoofdstroom' en 'defosfateren in een deelstroom'. Met defosfatering in de hoofdstroom wordt bedoeld dat al het actief-slib de anaërobe fase ondergaat, waarbij de anaërobe ruimte deel uitmaakt van de conventionele actief-slibruimte. Het fosfaat wordt via het surplusslib verwijderd. Bij een proces met defosfatering in de deelstroom ondergaat een deel van het retourslib de anaërobe fase. De anaërobe ruimte is gesitueerd buiten het actief-slibproces. Bij een deelstroom is er ook altijd sprake van een tweede, met fosfaat geconcentreerde, stroom die op een fysisch-chemische wijze gedefosfateerd moet worden.
- De handleiding geeft geen richtlijnen voor de behandeling van de bij 'biologische defosfatering in een deelstroom' vrijkomende fosfaatstromen en de eventueel bij de slibver-





werking vrijkomende geconcentreerde fosfaatstromen.

In principe kan biologische defosfatering in elk actief-slibproces worden toegepast. Het succes is afhankelijk van een groot aantal parameters.

In hoofdstuk 2 komen naast de microbiologische aspecten de fundamentele procesparameters aan de orde. Een van de problemen bij onderzoek en toepassing van biologische defosfatering is, dat veel variabelen het proces kunnen beïnvloeden. Het vergelijken van resultaten verkregen uit onderzoek aan verschillende rwzi's is moeilijk, daar de procesomstandigheden aanzienlijk kunnen verschillen. Ook worden nog al eens uiteenlopende interpretaties gegeven aan de invloed van de diverse procesparameters. Getracht is de invloed van de verschillende parameters niet alleen kwalitatief maar ook, binnen bepaalde grenzen, kwantitatief te vermelden. De invloed van elke procesparameter wordt geïllustreerd door één of meer voorbeelden.

In hoofdstuk 3 worden verschillende uitvoeringsvormen van biologische defosfatering beschreven. Tevens komt een aantal belangrijke technologische parameters aan de orde. In de loop der jaren is een groot aantal procesvoeringen ontwikkeld die leiden tot biologische fosfaatverwijdering. Een aantal daarvan was in eerste instantie gericht op vergaande stikstofverwijdering. Door aanpassing kon ook een vergaande fosfaatverwijdering bereikt worden. Verschillende procesvoeringen zijn gepatenteerd. Vrijwel alle procesvoeringen worden in praktijk toegepast, hoewel soms op beperkte schaal en niet altijd in Nederland. In dit hoofdstuk wordt onderscheid gemaakt tussen procesvoeringen met biologische defosfatering in de hoofdstroom en procesvoeringen met biologische defosfatering in de deelstroom.

In hoofdstuk 4 komt introductie van biologische defosfatering in verschillende typen zuiveringssystemen ter sprake. Processchema, bedrijfsvoering, praktische richtlijnen en dimensioneringsgrondslagen voor verhoging van het biologische fosfaatrendement worden per type installatie gegeven. Tevens wordt een praktijkvoorbeeld gegeven, compleet met een fosfaatbalans. Het uiteindelijke rendement van de biologische fosfaatverwijdering hangt niet alleen samen met een aantal procesvariabelen, maar wordt ook bepaald door een eventuele fosfaatretourstroom vanuit een of meerdere slibverwerkingsprocessen. Dit aspect wordt in dit hoofdstuk meegenomen.



Figuur 1. Elektronenmicroscopische opname van Acinetobacters.  
Met behulp van de Neisserkleuring is de fosfaatopslag in acinetobacters welke aanwezig zijn in actiefslib, zichtbaar gemaakt.

## 2 MICROBIOLOGISCHE EN FUNDAMENTELE ASPECTEN VAN BIOLOGISCHE DEFOSFATERING

### 2.1 Microbiologische aspecten

Biologische defosfatering is een microbiologische methode om grote hoeveelheden fosfaat uit afvalwater te verwijderen met behulp van specifieke bacteriën. Het verschijnsel berust op het feit dat bepaalde micro-organismen in staat zijn om meer fosfaat op te nemen dan zij voor groei alleen nodig hebben. Hoewel er meerdere micro-organismen bekend zijn die in staat zijn fosfaat in overmaat op te slaan, wordt algemeen aangenomen dat de belangrijkste vertegenwoordiger het genus Acinetobacter is (tabel 1).

Tabel 1: De relatieve populatieverdeling van heterotrofe, gram-negatieve bacteriën in drie verschillende actief-slibinstallaties laat zien dat bacteriën van de Acinetobacter/Moraxella-groep dominant voorkomen in biologisch defosfaterend slib.

	Goudkoppies <sup>1</sup>	Northern <sup>1</sup>	Cape Town <sup>2</sup>	Brits <sup>3</sup>
<u>Acinetobacter/Moraxella</u>	53,6%	48,0%	66,2%	62,8%
<u>Pasteurella</u> spp.	1,2	-	1,4	-
<u>Alcaligenes</u>	11,9	6,0	-	24,5
<u>Aeromonas hydrophila</u>	10,7	6,0	2,8	2,1
<u>Pseudomonas</u> spp.	9,5	7,0	19,8	4,3
<u>Flavobacterium odoratum</u>	5,9	31,0	-	-
<u>E-coli</u>	1,2	-	-	-
Anderen	4,8	2,0	8,4	4,2
Niet geïdentificeerd	1,2	-	1,4	2,1

noot: 1. Johannesburg, praktijkinstallatie

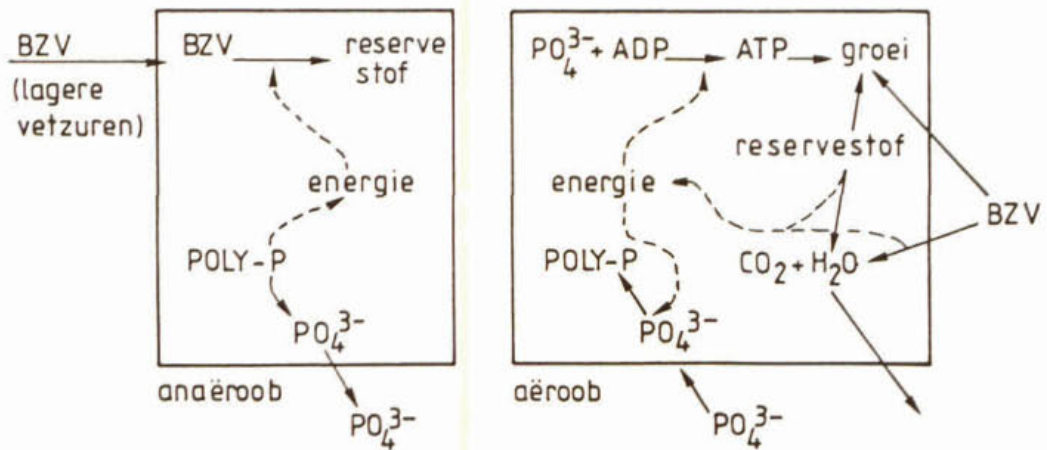
2. Proefinstallatie, universiteit van Cape Town

3. Gelimiteerde aëratie van een actief-slibinstallatie

Het genus Acinetobacter heeft de volgende karakteristieken: Acinetobacter is een obligaat aëroob, onbeweeglijk kort dik staafje van ca. 1,5 bij 2 à 3  $\mu\text{m}$  (figuur 1). Dit is vrij groot in vergelijking met andere bacteriën die in actief-slib voorkomen. Acinetobacter prefereert als substraat laagmoleculaire verbindingen zoals lagere vetzuren, met name acetaat, en ethanol. Het genus Acinetobacter heeft een relatief lage groeisnelheid en komt daardoor in conventionele actief-slibinstallaties niet dominant voor. De verschillende soorten die tot het genus Acinetobacter behoren hebben verschillende temperatuuroptima wat betreft groeisnelheid en fosfaatopnamecapaciteit. Acinetobacter heeft een hoge affiniteit voor fosfaat, dat houdt in dat ook bij lage concentraties (< 1 mg P/l) fosfaat kan worden opgenomen.

De hoeveelheid fosfaat, uitgedrukt als P, die Acinetobacter maximaal kan opnemen is tot ca. 10 % van de droge stof. Voor andere polyfosfaat-ophopende micro-organismen is nooit meer dan 5 % gevonden. Het P-gehalte van slib uit een biologisch defosfaterende actief-slibinstallatie zal daarmee in de praktijk, afhankelijk van het fosfaatgehalte in het influent, ca. 2-4% bedragen. Voor niet-defosfaterend slib bedraagt het P-gehalte ca. 1-2%.

# ACINETOBACTER



Figuur 2. De hypothese van de biologische defosfatering.

Een schematische weergave van de processen die zich in een *Acinetobacter* afspelen tijdens de anaërobe en aërobe fase. Tijdens anaërobie wordt energie geproduceerd uit splitsing van polyfosfaat, resulterend in fosfaatafgifte. Tijdens aërobie wordt energie gebruikt voor groei en fosfaatopslag.

Microscopisch zijn Acinetobacters in biologisch defosfaterend slib te herkennen als bloemkoolachtige clusters. Het fosfaat dat zich in granulaire structuren in de cel bevindt, kan zichtbaar gemaakt worden met een methyleenblauw- of Neisserkleuring (foto's kapt). In een microscopisch preparaat kleurt het polyfosfaat donkerblauw tot zwart. Een voorschrift van de Neisserkleuring staat vermeld in bijlage 1.

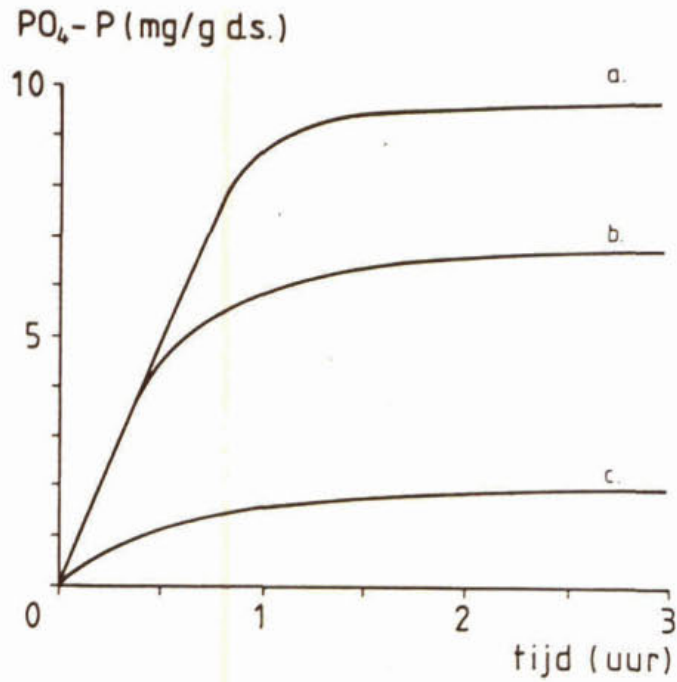
In actiefslib komen vele acinetobacterstammen voor met uiteenlopende fosfaatopnamecapaciteiten. Aan de hand van microscopisch onderzoek is determinatie tot op soortniveau en het bepalen van het aantal acinetobacters per gram slib niet snel en betrouwbaar uit te voeren. De relatie tussen het aantal aanwezige acinetobacters en de biologisch defosfaterende capaciteit is daarom alleen met ervaring microscopisch kwalitatief vast te stellen waarbij tevens een groot aantal preparaten moet worden bekeken.

Als gevolg van de lage groeisnelheid en daarmee zwakke concurrentiepositie zijn acinetobacters in een conventioneel actief-slibproces in de minderheid. De afwisseling van een aëroob met een anaëroob milieu wordt als een noodzakelijke voorwaarde gezien voor het proces van biologische defosfatering. Daar acinetobacters in tegenstelling tot andere aërobe bacteriën, in staat zijn onder anaërobe omstandigheden substraat op te nemen, ontstaat er een concurrentievoordeel voor de acinetobacter in de aërobe zone.

Voor de opname van fosfaat door acinetobacter wordt uitgegaan van de volgende hypothese (figuur 2): Acinetobacter slaat in de aërobe periode fosfaat op in de vorm van polyfosfaat. Dit polyfosfaat wordt in de daarop volgende anaërobe periode afgebroken voor het vrijmaken van energie via de energie-carrier ATP (Adenine-Tri-Phosphate), om de voor de aërobe bacteriën dodelijke zuurstofloosheid te kunnen overleven. Daarnaast wordt de energie gebruikt om lagere vetzuren - voornamelijk als acetaat - op te nemen en op te slaan in de vorm van reservemateriaal. De afbraak van het energierijke polyfosfaat resulteert in het stijgen van de ortho-fosfaatconcentratie in de omringende waterfase (= fosfaatafgifte). Wordt het milieu nu weer aëroob, dan heeft acinetobacter een voorsprong op de andere aërobe bacteriën vanwege de beschikbaarheid van het reeds opgenomen substraat. De vrijkomende energie bij de afbraak van het reservemateriaal in de aërobe periode wordt gebruikt om nieuw celmateriaal te vormen en om fosfaat weer uit de waterfase op te nemen. Het fosfaat binnenkomend met het afvalwater, wordt zodoende door de acinetobacters opgenomen. Uiteindelijk wordt het fosfaat na de aërobe fase met het spuislib afgevoerd.

De anaërobe zone wordt verondersteld een selectiemechanisme te zijn met een tweeledige functie:

- het creëren van een facultatief anaërobe flora, die lagere vetzuren produceert als voeding voor acinetobacter;
- de mogelijkheid te scheppen voor acinetobacters om sub-



Figuur 3. Verschillende acinetobacteractiviteiten.

Curve A geeft een acinetobacteractiviteit weer van 'goed' biologisch defosfaterend slib. Slib C vertoont nauwelijks enige activiteit. Omdat acetaat bij dit experiment het substraat is, loopt de helling van slib B (= fosfaatafgiftesnelheid) in eerste instantie gelijk met slib A. Deze 3 curven zouden de toename van de acinetobacteractiviteit van een bepaald slib in de tijd kunnen zijn, als gevolg van de introductie van biologische defosfatering.

straat op te nemen en het creëren van een ongunstige situatie voor de snellergroeiende andere aërobe bacteriën.

De aanwezigheid van nitraat in de anaërobe fase remt het proces van de fosfaatafgifte en daarmee uiteindelijk de fosfaatopname. De oorzaak kan tweërlei zijn:

- als nitraat aanwezig is, kan de redoxpotential niet laag genoeg worden en wordt de vetzuurvorming door facultatief anaërobe bacteriën geremd. Hierdoor krijgt de acinetobacter een zwakkere concurrentiepositie;
- er treedt substraatconcurrentie op tussen acinetobacters en denitrificerende bacteriën, waardoor er minder gemakkelijk biodegradeerbaar materiaal beschikbaar komt voor acinetobacter, met als gevolg een zwakkere concurrentiepositie.

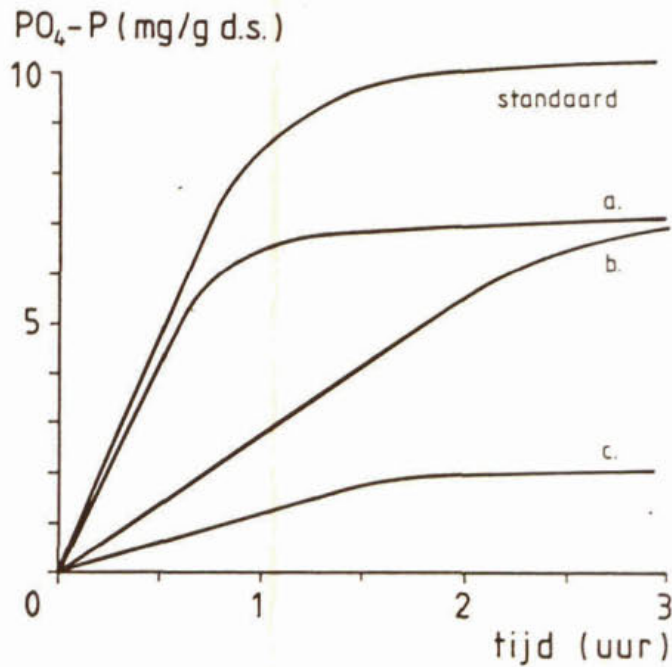
Het selectieproces kan, afhankelijk van ondermeer de samenstelling van het afvalwater en slibbelasting, enkele weken in beslag nemen alvorens de bacteriepopulatie is aangepast.

Fosfaatafgifte en fosfaatopname zijn met elkaar gecorreleerd. Uit de hypothese valt af te leiden dat hoe hoger de fosfaatafgifte is, hoe hoger de fosfaatopname in de aërobe zone zal zijn, en hoe meer acinetobacters zich in het slib zullen bevinden. De afgifte en opname van fosfaat kunnen in actiefslib gekwantificeerd worden door het meten van de 'acinetobacteractiviteit' van een slib. Deze activiteit, die een maat is voor de biologische defosfateringscapaciteit van een slib, wordt uitgedrukt als de hoeveelheid ortho-fosfaat die per eenheid droge stof aan de waterfase wordt afgestaan. Niet-biologisch defosfaterend slib vertoont nauwelijks of geen fosfaatafgifte (activiteit < 2 mg P/g d.s.). Bij een fosfaatafgifte hoger dan ca. 5 mg P/g d.s. is er sprake van een hoge acinetobacteractiviteit (figuur 3). Een voorschrift voor het meten van deze activiteit is gegeven in bijlage 2.

## 2.2 Fundamentele procesparameters

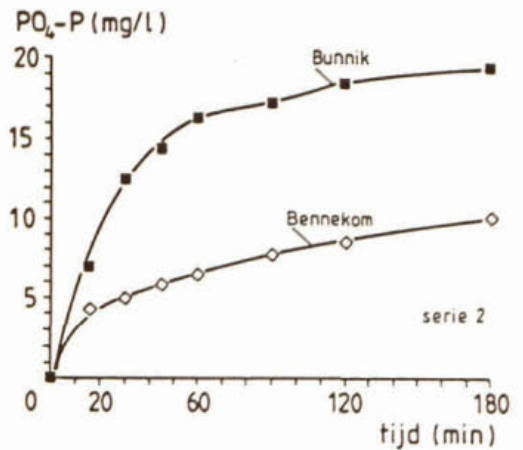
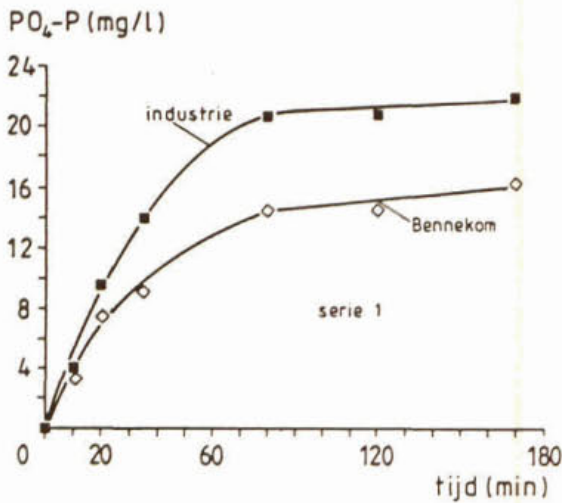
### 2.2.1 afvalwaterkarakteristieken

Naast het onderscheid in voorbezonken en ruw afvalwater kunnen bij een afvalwater de volgende karakteristieken onderscheiden worden die van belang zijn bij het proces van biologische defosfatering: CZV:BZV<sub>5</sub>-verhouding, BZV<sub>5</sub>:P-verhouding, BZV<sub>5</sub>:N<sub>Kj</sub>-verhouding, lagere vetzuurconcentratie, de mate waarin CZV(BZV<sub>5</sub>) in lagere vetzuren omgezet kan worden (verzuurbaarheid) en de aanwezigheid van metaalionen. Deze afvalwaterkarakteristieken zijn met name van belang voor biologische defosfatering in een hoofdstroomproces. Daar lagere vetzuren het substraat zijn voor acinetobacters, is met name het verzuurbare deel van het afvalwater van belang. Daarom geeft het BZV<sub>5</sub> van een afvalwater meer informatie over de mogelijkheden voor biologische defosfatering dan het CZV.



Figuur 4. Fosfaatafgifte bij de influenttest.

Een influenttest is uitgevoerd met 3 verschillende soorten afvalwater en een standaard afvalwater. Curve A geeft het resultaat weer van een afvalwater dat veel lagere vetzuren bevat en daarmee een hoge en snelle fosfaatafgifte. Curve B laat het verloop zien van de fosfaatafgifte waarbij allereerst de vetzuren geproduceerd moeten worden, alvorens Acinetobacter ze kan opnemen. Afhankelijk van de soort organisch materiaal en de mate waarin het slib is aangepast, zal de afgifte snel/minder snel verlopen. Geen of nauwelijks vetzuurproductie heeft tot gevolg dat de fosfaatafgifte in curve C op een laag niveau blijft.



Figuur 5. De invloed van industrieel afvalwater.

Twee series van parallel uitgevoerde batch-experimenten laten het effect van een industrieel aandeel in het afvalwater van Bunnik, in dit geval afkomstig van een limonadefabriek, op de fosfaatafgifte zien. In beide series is ca. 40 mg CZV/g d.s. aan het slib gedoseerd. Duidelijk is de positieve invloed van het industriële aandeel op de fosfaatafgifte en daarmee op de fosfaatopname. Het ruwe afvalwater van Bunnik en Bennekom bevat resp. circa 100 en 40 mg CZV/l aan acetaat.



Naast de beoordeling van de defosfaterende capaciteit van het slib bestaat ook de mogelijkheid het afvalwater te beoordelen op geschiktheid voor biologische defosfatering. Naast afvalwaterkarakteristieken als  $BZV_5$ , CZV en acetaatgehalte kan ook informatie verkregen worden over de mogelijkheden voor biologische defosfatering door het uitvoeren van een zogenaamde 'influenttest'. Deze test, waarbij de fosfaatafgifte van het afvalwater bij defosfaterend slib onderzocht wordt, geeft alleen een kwalitatieve indruk (figuur 4). Een voorschrift van deze test is gegeven in bijlage 3.

#### \* $BZV_5:P$ -verhouding

Deze verhouding is van belang aangezien de groei van fosfaat-accumulerende bacteriën evenredig is met de  $BZV_5$ -verwijdering. Hoe hoger de waarde, hoe eenvoudiger het is het fosfaat biologisch volledig te verwijderen. Bij biologische defosfatering in de hoofdstroom bepaalt de slibaanwasfactor en het maximaal te bereiken percentage P in het slib de minimale verhouding  $BZV_5/P$  waarbij al het fosfaat verwijderd kan worden. De  $BZV_5:P$ -verhouding moet minimaal 15 à 20 zijn om al het fosfaat biologisch te kunnen verwijderen in systemen waarbij geen nitraat in de anaërobe zone wordt teruggevoerd. Bij een lagere verhouding zal de biologische fosfaatverwijdering niet volledig zijn.

#### \* $BZV_5:N_{KJ}$ -verhouding

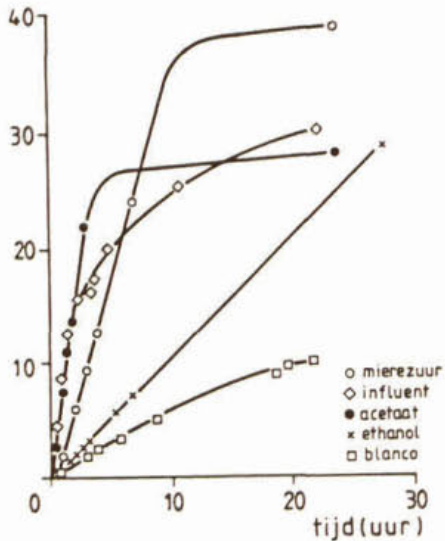
Een hoge waarde is gunstig, daar het uit  $N_{KJ}$  gevormde nitraat, terugkerend met het retourslib, gedenitrificeerd dient te worden. Als het nitraat in de 'anaërobe' zone wordt gedenitrificeerd, wordt het proces van biologische defosfatering geremd (zie ook 2.2.2). Interne denitrificatie kan deze remming verminderen. Bij nitrificerende systemen, waarbij al het nitraat via het retourslib in de anaërobe zone komt, dient de  $BZV_5:N_{KJ}$ -verhouding minimaal 5 te zijn.

#### \* CZV: $BZV_5$ -verhouding, vetzuurconcentratie, verzuurbaarheid

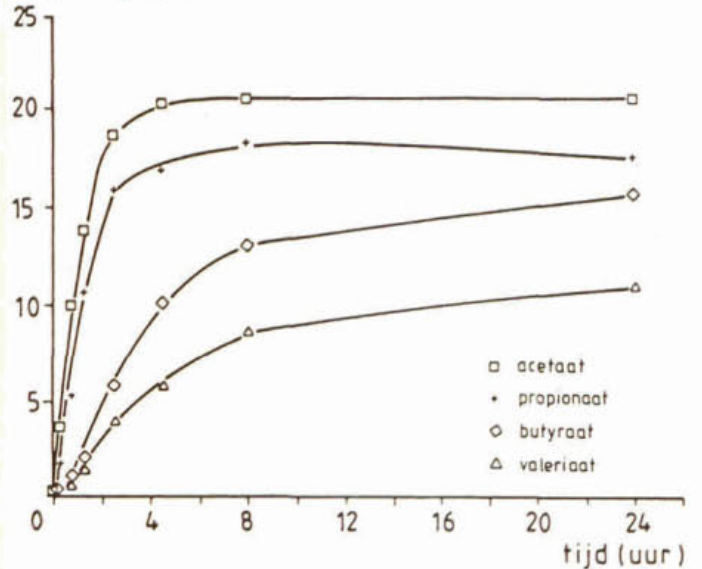
Als influent veel en gemakkelijk biologisch afbreekbaar materiaal bevat of reeds vergaand verzuurd is (lange persleiding), is dit gunstig voor de fosfaatafgifte. Dit uit zich met name in een lage CZV: $BZV_5$ -verhouding van het afvalwater. Bij vetzuurconcentraties hoger dan 100 mg CZV/l is biologische defosfatering gezien de samenstelling van het afvalwater zeer goed mogelijk. Een korte anaërobe contacttijd is dan voldoende. Bij lagere vetzuurconcentraties, met name concentraties minder dan 50 mg CZV/l, zijn verdergaande maatregelen nodig, bijvoorbeeld langere anaërobe contacttijden (zie verder 3.2.1).

Een aantal afvalwaterstromen zal veel lagere vetzuren en/of een groot aandeel snel biologisch afbreekbaar materiaal bevatten als gevolg van industriële lozingen (bijv. zuivelafvalwater). Dit heeft een positief effect op de fosfaatafgifte en daarmee op de fosfaatopname (figuur 5). Bij het wegvallen van zo'n industrieel aandeel zal het meestal een hogere inspanning (bijv. een langere anaërobe contacttijd)

$PO_4\text{-P}$  (mg/g d.s.)

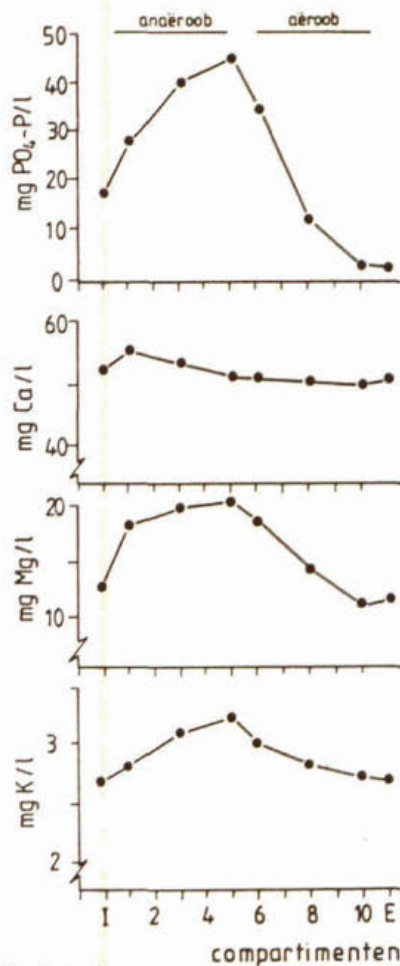


$PO_4\text{-P}$  (mg/g d.s.)



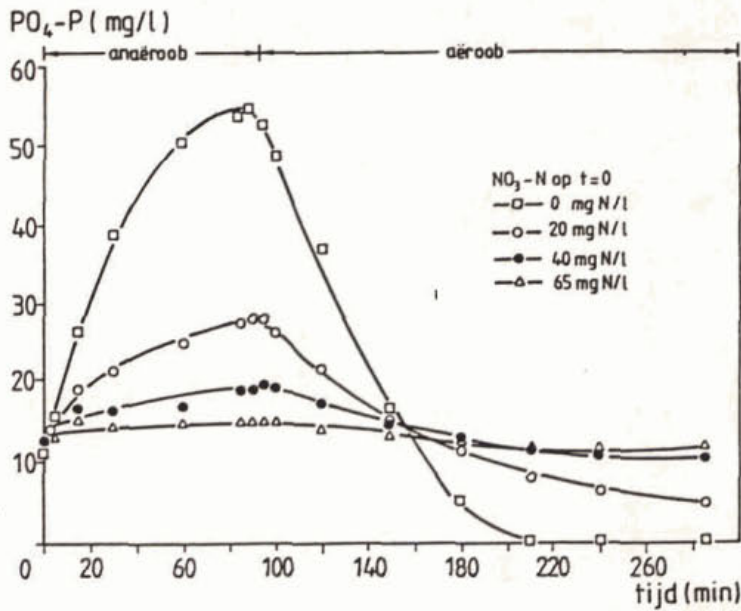
Figuur 6. Fosfaatafgifte bij dosering van laagmoleculaire verbindingen.

Verschiede laagmoleculaire verbindingen, zoals lagere vetzuren zijn gedoseerd aan biologisch defosfaterend slib tijdens de anaërobie fase. In beide series was de dosering 50 mg CZV/g d.s.. Het slib was afkomstig van een biologisch defosfaterende actief-slibinstallatie, gevoed met huishoudelijk afvalwater. Geconcludeerd kan worden dat ook andere verbindingen dan acefaat het slib fosfaat kunnen doen afgeven. Mogelijk dat bij adaptatie van het slib aan de verschillende substraten, een nog hogere fosfaatafgifte bereikt kan worden.



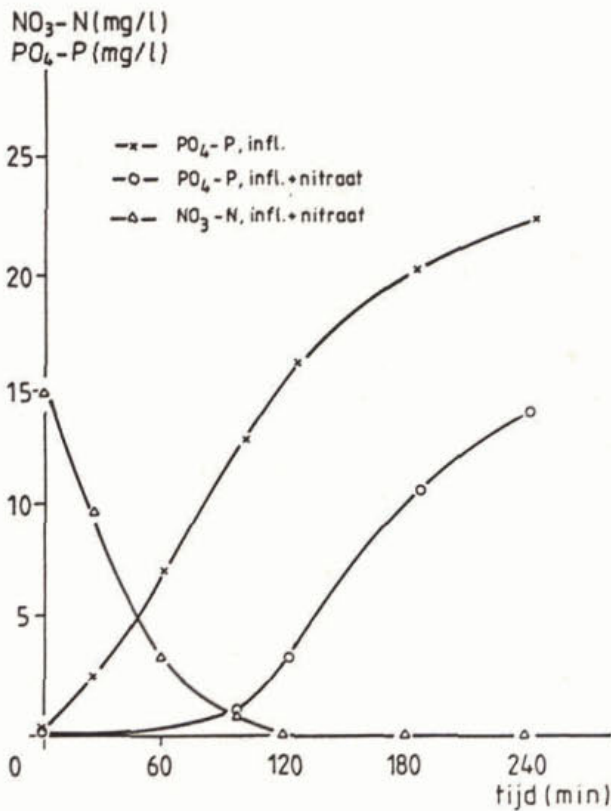
Figuur 7. Relatie metaalionen en biologische defosfatering.

In een biologisch defosfaterend actief-slibproces, een propstroomreactor bestaande uit 5 compartimenten anaëroob en 5 compartimenten aëroob, is het concentratieverloop van Mg, K, Ca en P bepaald. Mg en K correleren met de fosfaatafgifte en fosfaatopname, Ca niet.



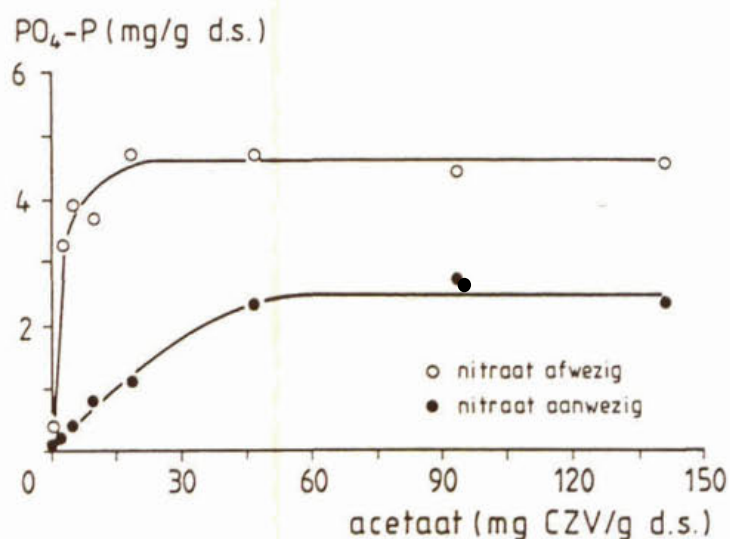
figuur 8. Invloed van nitraat op de biologische defosfatering.

Aan 4 parallel bedreven, gelijkbelaste, actief-slibinstallaties, welke gevoed worden met huishoudelijk afvalwater, worden aan het begin van de anaërobe fase verschillende hoeveelheden nitraat gedoseerd. Het effect van nitraat op de fosfaatafgifte en daarmee op de fosfaatopname is duidelijk waar te nemen. De lagere vetzuren worden bij de denitrificatie verbruikt.



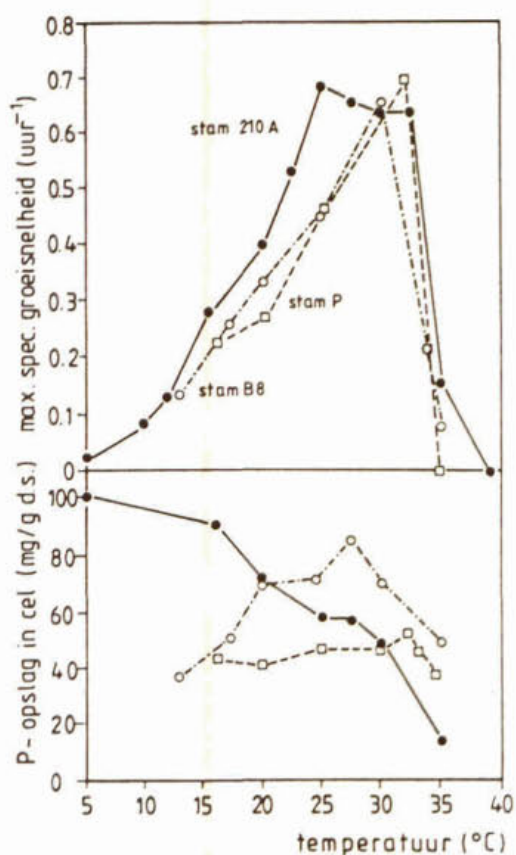
figuur 9. Invloed van nitraat op de biologische defosfatering.

Huishoudelijk afvalwater wordt aan twee identieke biologisch defosfaterende actiefslimbengsels gedoseerd bij aanvang van de anaërobe fase. Bij één wordt tevens 15 mg nitraat-N/l gedoseerd. De figuur laat een remming van de fosfaatafgifte zien in het geval er nitraat is gedoseerd. De afgifte start later en bereikt een lager niveau. Substraatconcurrentie door denitrificatie zal er onder meer de oorzaak van zijn dat de fosfaatafgifte geremd wordt.



Figuur 10. Invloed van nitraat op de biologische defosfatering.

Bij verschillende concentraties acetaat is de fosfaatafgifte bepaald met defosfaterend slib in zowel aanwezig als afwezigheid van nitraat (50 mg N/l). Uit de figuur blijkt dat indien er een overmaat is aan acetaat de remming van de fosfaatafgifte door nitraat maar gedeeltelijk wordt opgegeven.



Figuur 11. Invloed van de temperatuur.

Drie reinculturen van acinetobacter, geïsoleerd uit biologisch defosfaterend slib, laten verschillende temperatuur-optima zien voor maximale groei en maximale fosfaatopslag. Dit betekent voor het actief-slibproces dat bij lagere temperaturen geen remming hoeft op te treden van de fosfaatopname.

vergen om de biologische fosfaatverwijdering op hetzelfde niveau te houden.

Naast acetaat kunnen ook andere organische laagmoleculaire bronnen de fosfaatafgifte en daarmee groei van acinetobacters stimuleren (figuur 6).

#### ● ruw / voorbezonden afvalwater

De  $BZV_5:N_{Kj}$ - en  $BZV_5:P$ -verhoudingen van ruw (huishoudelijk) afvalwater zijn hoger dan van het voorbezonden deel. Daarmee is het bedrijven van het actief-slibproces met ruw afvalwater uit het oogpunt van biologische defosfatering gunstiger. Aangezien het 'primaire slib' eerst verzuurd moet worden, vergt dit een langere anaërobie fase (zie ook 3.2.1). Bij een actief-slibproces bedreven met voorbezonden afvalwater kan een aparte voorverzuring van het primaire slib aangewend worden om de vetzuurconcentratie van het afvalwater te verhogen (zie ook 3.4). De vetzuren, verkregen uit verzuring van primair slib, kunnen ook in een deelstroomproces worden gebruikt (zie ook 3.3.2). Vetzuren verkregen uit de verzuring van primair slib en/of externe C-bronnen, die toegepast worden voor dosering in een deelstroom of hoofdstroom, betekenen een verhoging van de slibbelasting en slibproductie.

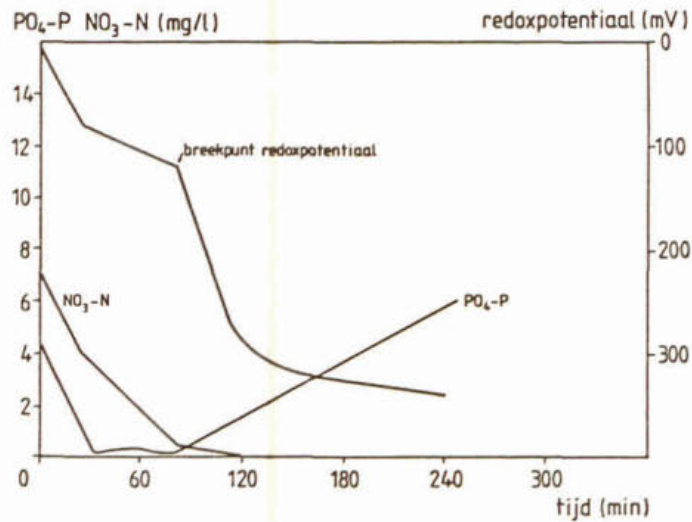
#### ● metalen

Metaalionen die een rol spelen bij het fosfaatafgifte- en opnameproces in de acinetobacter zijn magnesium en kalium (figuur 7). Derhalve mogen deze ionen niet limiterend zijn in het afvalwater. Voor kalium wordt een minimale concentratie van 5 mg/l aangehouden; voor magnesium is dit niet bekend. Over het algemeen zijn de concentraties van deze ionen in huishoudelijk afvalwater niet beperkend voor de biologische fosfaatverwijdering.

Metaalionen als calcium, magnesium en ijzer kunnen ook een rol spelen in fysisch-chemische processen zoals de precipitatie van magnesium- en calciumfosfaat bij hogere pH-waarden.

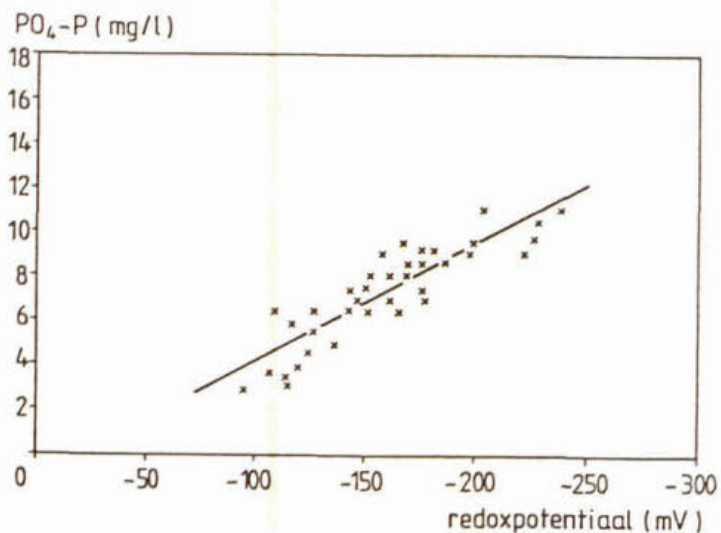
#### 2.2.2 nitraat

Een belangrijke remmende factor voor biologische defosfatering, met name in een hoofdstroomproces, is nitraat (figuur 8). In een onbeluchte zone, waarbij afvalwater met een lage concentratie aan lagere vetzuren (bv. huishoudelijk afvalwater; concentratie lagere vetzuren < 50 mg CZV/l) gemengd wordt met nitraatbevattend retour-slib (5-15 mg  $NO_3-N/l$ ), treedt over het algemeen eerst denitrificatie op alvorens fosfaat afgegeven wordt. De hydrolyse, d.w.z. de verzuring, is dan de beperkende factor (figuur 9). Indien er een overmaat aan lagere vetzuren aanwezig is in het afvalwater, wordt de fosfaatafgifte minder geremd door de aanwezigheid van nitraat. Fosfaatafgifte en denitrificatie vinden dan gelijktijdig plaats (figuur 10).



Figuur 12. Redoxpotentiaal in een biologisch defosfaterend systeem.

Weergegeven is het verloop van de redoxpotentiaal, nitraat- en fosfaatconcentratie van biologisch defosfaterend slib tijdens de anaërobe fase. Het slib geeft pas fosfaat af als de denitrificatie voltooid is. Er valt dan een breekpunt in de het verloop van de redoxpotentiaal te ontdekken.



Figuur 13. Redoxpotentiaal in een biologisch defosfaterend systeem.

De figuur laat een lineair verband zien tussen de redoxpotentiaal en de fosfaatafgifte van biologisch defosfaterend slib tijdens de anaërobe fase. De redoxpotentiaal is hiermee maatgevend voor de fosfaatafgifte tijdens de anaërobe fase en kan daarmee dienen als controleparameter voor biologische defosfatering.

De  $BZV_5:N_{kj}$ -verhouding van het afvalwater en de nitraatvrucht van het retourslib in de 'anaërobe' zone (afhankelijk van nitrificatiegraad (slibbelasting) en het retourdebiet), bepalen uiteindelijk de grootte van de nitraatremming.

### 2.2.3 temperatuur

Het genus Acinetobacter bevat ook stammen die juist bij lagere temperaturen het meeste fosfaat accumuleren (figuur 11). Bij biologische defosfatering in een actief-slibproces zijn zowel bij lagere temperaturen (6 - 10 °C) als bij de hogere temperaturen (10 - 25 °C) hoge fosfaat-verwijderingspercentages gerapporteerd. Als bij lagere temperaturen de (volledige) nitrificatie in het systeem gehandhaaft blijft, zal dit, als gevolg van een lagere denitrificatiesnelheid én een kleinere denitrificatieruimte, tot een hogere nitraatremming leiden. Deze remming heeft, samen met een eventuele verkorte anaërobe contacttijd, een lagere biologische fosfaatverwijdering tot gevolg. Bij lagere temperaturen zal tevens de vetzuurvorming in de anaërobe zone minder snel verlopen. In het geval er acetaat gedoseerd wordt, heeft de lagere verzuringssnelheid geen negatief effect op de fosfaatverwijdering.

### 2.2.4 pH

Gesteld kan worden dat binnen het pH-bereik van het actief-slibproces, 6,8-7,5, de biologische defosfatering niet door de pH beïnvloed wordt. Bij lagere pH's wordt vaak een lagere P-afgifte gevonden en daarmee een verminderde fosfaatopname. Bij hogere pH-waarden zal chemische precipitatie van fosfaat een rol kunnen gaan spelen bij de fosfaatverwijdering.

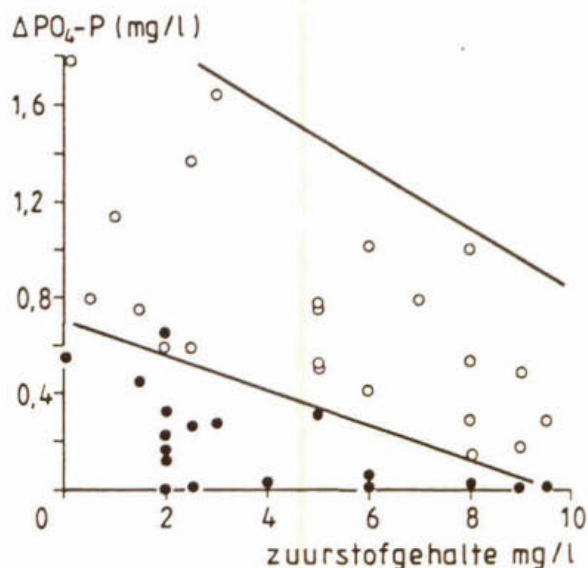
### 2.2.5 redoxpotentiaal

De redoxpotentiaal kan gezien worden als de meest geschikte parameter om het actief-slibproces, in het bijzonder een actief-slibproces met anaërobe, anoxische en aërobe fasen, te karakteriseren en te regelen.

Met name de overgang van de anoxische naar de anaërobe fase kan door middel van een redoxmeting goed gekarakteriseerd worden (figuur 12). Ook kan er een verband aangegeven worden tussen de redoxpotentiaal en de fosfaatafgifte (figuur 13). Praktische moeilijkheden en de complexiteit van het medium (actiefslib) hebben tot nu toe de ontwikkeling en uitgebreide toepassing van dit meetprincipe bij de biologische defosfatering verhinderd. De zuurstofconcentratie is (wordt) algemeen als controleparameter uitgekozen.

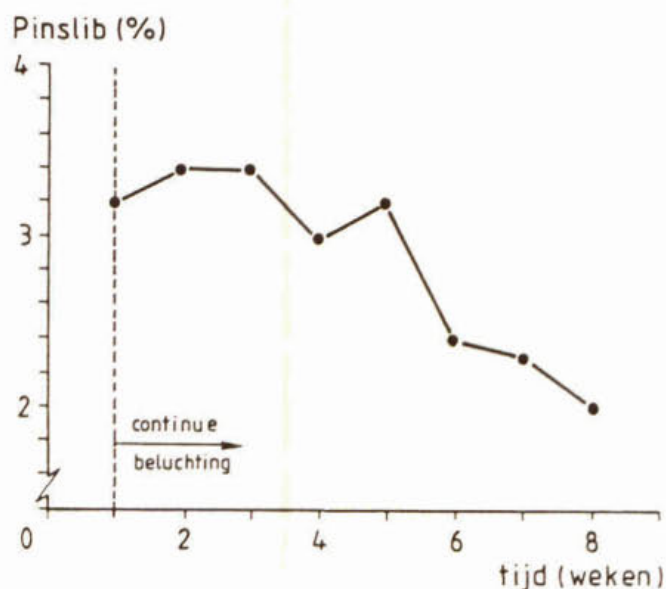
### 2.2.6 zuurstof

De afwisseling van een anaëroob met een aëroob milieu is een



Figuur 14. Fosfaatafgifte in de nabezinkruimte.

De verhoging van de fosfaat-effluentconcentratie ( $\Delta PO_4\text{-P}$  is het verschil tussen de fosfaatconcentratie van de afloop van de nabezinkruimte en de afloop van de aëratietank) is weergegeven als functie van het zuurstofgehalte in de aëratietank en de slibverblijftijd in de nabezinktank. (● = slibverblijftijd < 3 uur, ○ = slibverblijftijd > 3 uur).



Figuur 15. Invloed van de anaërobe/aërobe cyclus.

Bij een biologisch defosfaterend actief-slibproces met een anaëroob/aëroob cyclus, wordt overgeschakeld op continue beluchting. Het fosfaatgehalte in het slib neemt geleidelijk af, de fosfaat-effluentconcentratie stijgt.

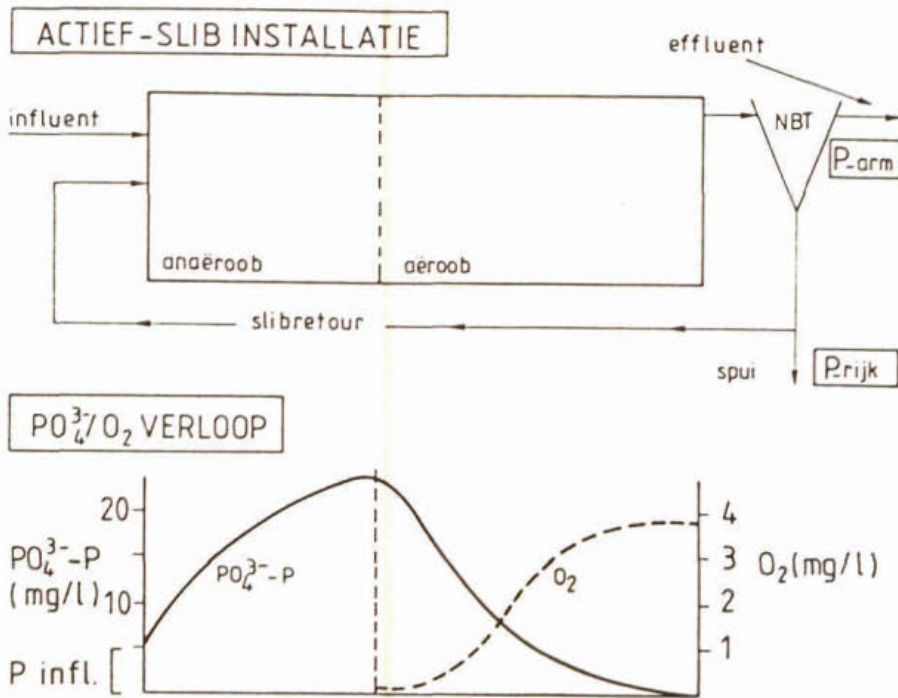


voorwaarde voor het optreden van biologische defosfatering. De beluchtingscapaciteit moet echter zo groot zijn dat er in de aërobe periode voldoende zuurstof beschikbaar is voor de fosfaat-accumulerende bacteriën. Is dit niet het geval dan zal de fosfaatopname lager zijn dan onder optimale zuurstofcondities mogelijk is. Bij hogere temperaturen van het actiefslib en daarmee lagere verzadigingswaarde van zuurstof, moet men er op bedacht zijn dat voldoende zuurstof kan worden ingebracht. Een praktische parameter om te beoordelen of de zuurstofconcentratie in de aërobe periode voldoende is geweest, is de ammoniumconcentratie in het effluent. Als deze concentratie laag is en daarmee de nitrificatie (vrijwel) volledig is, dan is de zuurstofinbreng tijdens de aërobe fase voldoende geweest voor de fosfaatopname onder de gegeven fosfaatafgifte-omstandigheden.

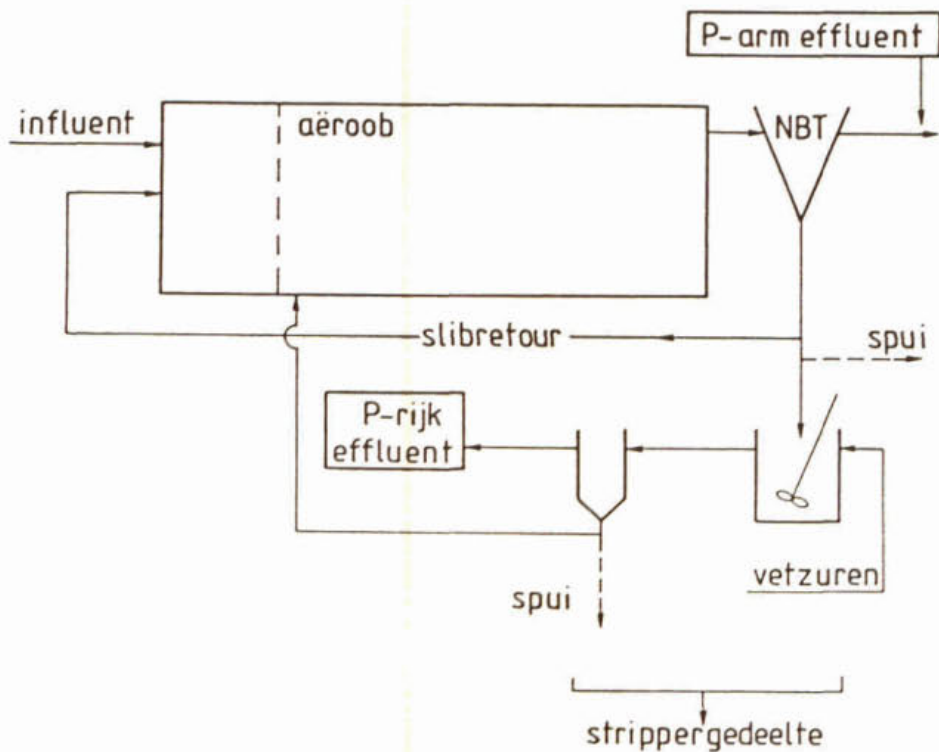
Tevens moet voorkomen worden dat fosfaat weer vrijkomt tijdens anaërobe omstandigheden in de nabezinktank en uitspoeling van fosfaat als gevolg van het ontstaan van zwevende stof. De zuurstof-verbruiksnelheid van het slib is zodanig dat de zuurstof in alle gevallen binnen de slibverblijftijd in de nabezinkruimte wordt verbruikt, onafhankelijk van de ingaande zuurstofconcentratie. Daarmee is de slibverblijftijd in de nabezinktank belangrijker dan de zuurstofconcentratie in de afloop van de aëratieruimte (figuur 14). Voorkomen moet worden dat het slib in de nabezinkruimte van een anoxische in een anaërobe toestand overgaat.

#### 2.2.7 anaërobie

Het ondergaan van een anaërobe periode door het slib is een essentiële voorwaarde voor de stimulering van de biologische fosfaatopname (figuur 15). De afvalwaterkarakteristieken en de nitraatvrucht naar de 'anaërobe' periode bepalen in grote mate de benodigde lengte van die anaërobe periode, met name van het hoofdstroomproces (zie verder 3.2.1 en 3.3.1).



Figuur 16. Principe van biologische defosfatering in de hoofdstroom.  
In de anaëroobe zone vindt fosfaatafgifte plaats, in de aërobe zone fosfaatopname.



Figuur 17. Principe van biologische defosfatering in een deelstroom.  
Het fosfaat, biologisch opgeslagen in het slib, wordt al of niet 'geforceerd' vrijgemaakt in de stripper, waarna een tweede effluentstroom ontstaat, welke een hoge concentratie aan fosfaat bevat.

### 3 ALGEMENE TECHNOLOGISCHE ASPECTEN VAN BIOLOGISCHE DEFOSFATERING

#### 3.1 Algemeen

##### 3.1.1 principe hoofdstroom / deelstroom

Bij biologische defosfatering in de hoofdstroom wordt het fosfaat via het surplusslib uit de installatie verwijderd. Het principe wordt in figuur 16 schematisch weergegeven.

Bij biologische defosfatering in een deelstroom wordt een deel van het retourslib tijdens een anaërobe fase, al of niet geforceerd door toevoeging van substraat, vrijgemaakt ('gestript') van fosfaat. Nadat het slib de stripper gepasseerd is, kan het weer opnieuw fosfaat opnemen in de aërobe fase van de hoofdstroom. De stripper dient dus enerzijds als een ruimte waar het fosfaat, via een geconcentreerde stroom, aan het actief-slibproces onttrokken wordt en anderzijds als selectieruimte. Het principe van biologische defosfatering in een deelstroom wordt schematisch weergegeven in figuur 17. Spuien van slib kan zowel vòòr de stripper (= fosfaatrijk slib) als nà de stripper (= fosfaatarm) plaatsvinden. Het fosfaat wordt zodoende via een tweede effluentstroom en via het spuislib verwijderd.

##### 3.1.2 slibbelasting, slibleeftijd

Slibbelasting en slibleeftijd zijn feitelijk afgeleide parameters die invloed hebben op de biologische defosfatering. Een hoge slibbelasting c.q. lage slibleeftijd betekent een lagere nitrificatiegraad en daarmee een hogere biologische fosfaatverwijdering als gevolg van een verminderde remming door nitraat (tabel 2). Tevens zorgt een hogere slibaanwas voor een verhoogde fosfaat-afvoer via het spuislib.

Tabel 2: Fosfaatverwijdering bij verschillende slibbelastingen met huishoudelijk afvalwater volgens het A/O principe. Deze resultaten zijn verkregen in een periode waarin de fosfaatconcentratie in het (voorbezonden) afvalwater nog ca. 20 mg P/l bedroeg (1983).

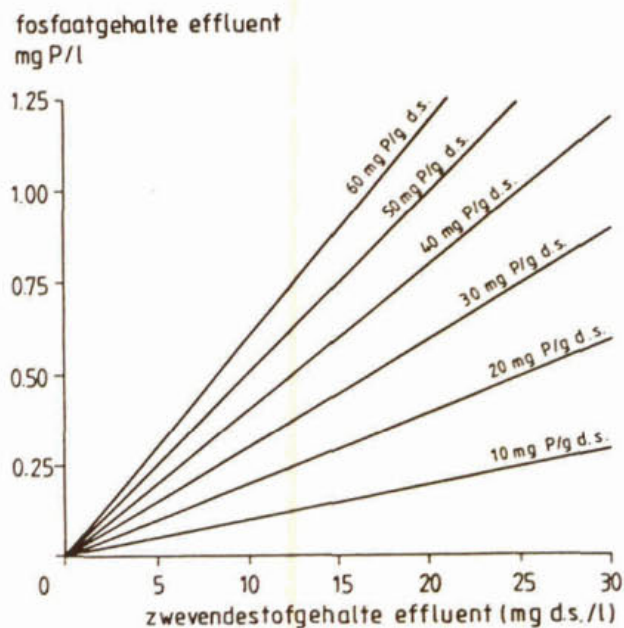
Slibbelasting (g CZV/kg d.s.)	nP* (%)	Slibaanwas (g/g)**	Slibleeftijd (d)	P-slib (%)
140	40	0,24	30	-
280	50	0,33	17	5,0
400	88	0,48	5,3	6,8
600	91	0,58	4,0	6,5

\* P-verwijderingsrendement

\*\* (g d.s./g CZV verwijderd)

##### 3.1.3 interne denitrificatie

De  $BZV_5:N_{kj}$ -verhouding van het afvalwater en de nitraatvrucht van het retourslib in de 'anaërobe' zone (afhankelijk van nitrificatiegraad, slibbelasting en het retourdebiet), bepalen uiteindelijk de mate van de nitraatremming.



Figuur 18. Fosfaatgehalte in het effluent als functie van het zwevendstofgehalte.

De (theoretische) lijnen tonen de mate waarin de fosfaatconcentratie in het effluent bepaald wordt door verschillende zwevendstofconcentraties en het fosfaatgehalte in die zwevende stof. Hoe hoger het fosfaatgehalte hoe groter en belangrijker het wordt om het zwevendstofgehalte in het effluent laag te houden.

Bij terugvoer van nitraat in de 'anaërobe' zone wordt per mg  $\text{NO}_3\text{-N}$  4-6 mg  $\text{BZV}_5$  verbruikt.

Bij een aantal procesvoeringen vindt interne denitrificatie plaats door recirculatie van aëroob -nitraatrijk- actiefslib naar een interne anoxische zone. De denitrificatiesnelheid in zo'n interne zone is lager dan in een voorgeschakelde denitrificatie zone. De denitrificatie snelheid in een interne anoxische zone kan verhoogd worden door een deel van het afvalwater naar deze zone te voeren. Als volledige denitrificatie in een aparte anoxische zone plaatsvindt, komt de  $\text{BZV}_5$  van het afvalwater geheel ten goede aan de fosfaatafgifte in de anaërobe zone.

Soms wordt op een installatie effluentrecirculatie toegepast voor stankbestrijding. Hiermee wordt de nitraatvracht in de 'anaërobe zone' en daarmee de remming van de fosfaatafgifte vergroot.

#### 3.1.4 slibbezinking

Een niet juist gedimensioneerde nabezinktank en/of een hoge slibindex kan leiden tot uitspoeling van slib waarbij juist biologisch defosfaterend slib een hoge bijdrage kan leveren aan de fosfaat-effluentconcentratie en daarmee aan een verlaging van het fosfaat-verwijderingsrendement. Dit is ook het geval bij een verhoogd zwevendestofgehalte in het effluent (figuur 18).

Daarnaast kan een lange slibverblijftijd in de nabezinktank, bijv. door een laag retourslibdebiet, tot gevolg hebben dat anaërobie en fosfaatafgifte optreden. Voorkomen moet worden dat het slib van de anoxische naar de anaërobe toestand overgaat. In de praktijk zal een slibverblijftijd van minder dan twee uur geen problemen opleveren. Bij langere tijden bestaat er meer kans op fosfaatafgifte.

De noodzaak voor een goede beheersing van de slibindex is hiermee aangegeven.

### 3.2 Biologische defosfatering in de hoofdstroom

#### 3.2.1 anaërobe contacttijd

Een van de belangrijkste technologische parameters bij biologische defosfatering in de hoofdstroom is de anaërobe contacttijd. Naast de nitraatvracht naar de 'anaërobe' ruimte en de afvalwatersamenstelling (vetzuren, ruw/voorbezonden), spelen bij de anaërobe contacttijd twee andere variabelen een belangrijke rol, namelijk:

- de totale anaërobe verblijftijd van het slib/watermengsel;
- de contacttijd (afwisseling tussen de anaërobe en aërobe/anoxische fasen).

Bij een omloopsysteem kan bijvoorbeeld 25 % van de actiefslibruimte en daarmee 25% van de totale verblijftijd, als anaërobe ruimte fungeren. Als gevolg echter van een hoge om-



loopsnelheid en daarmee een snelle afwisseling tussen anaëroob en aëroob/anoxisch, zal het slib maar korte tijd achtereen anaëroob zijn.

In het algemeen kan gesteld worden dat bij hoge concentraties aan lagere vetzuren of een hoge concentratie aan snel afbreekbaar organisch materiaal in het afvalwater en bij een lage nitraatconcentratie, de anaërobe contacttijd kort kan zijn. Bij een acetaatgehalte van meer dan 50 mg CZV/l in het afvalwater is, afhankelijk van het nitraatgehalte, een anaërobe contacttijd van 1 uur voldoende.

Bij een lager vetzuurgehalte zal een langere contacttijd nodig zijn. Onderscheid moet hierbij gemaakt worden tussen voorbezonden en ruw afvalwater. Bij voorbezonden afvalwater zal een verlenging van de anaërobe contacttijd beperkt effect opleveren omdat het aanwezige organisch materiaal relatief snel omgezet kan worden in vetzuren. Dit in tegenstelling tot ruw afvalwater, waar het 'primaire slib' eveneens een potentiële bron van vetzuren is. Een verdere verlenging van de anaërobe contacttijd tot 2 à 5 uur heeft hier wel effect.

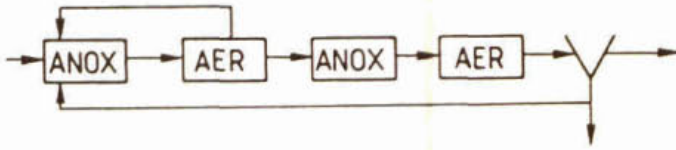
Bij rwa zal, naast het feit dat het afvalwater een hogere redoxpotentiaal heeft, de anaërobe contacttijd verkort worden. Langdurige rwa-omstandigheden kunnen een negatief effect hebben op de biologische defosfatering.

### 3.2.2 praktische uitvoeringsvormen

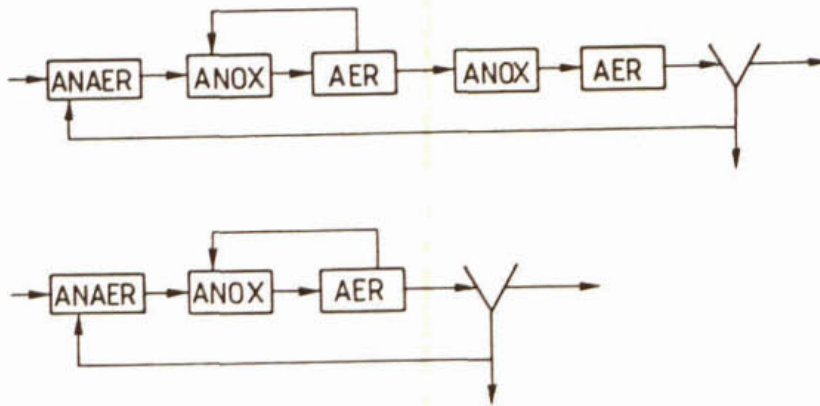
Bij processen waar de biologische defosfatering in de hoofdstroom plaatsvindt, ondergaat al het actiefslib de anaërobe zone. Als het hoofdstroomproces gecombineerd wordt met stikstofverwijdering worden één of meer anoxische zones geïntroduceerd en de aërobe zone wordt eventueel vergroot. De anaërobe zone is in alle procesvoeringen de eerste trap. De procesvarianten die hier aan de orde zullen komen zijn:

- Bardenpho,
- Phoredox,
- UCT,
- Biotenipho,
- A/O,
- systemen met alternerende beluchting (BB-proces),
- gemodificeerde omloopsystemen,
- EASC.

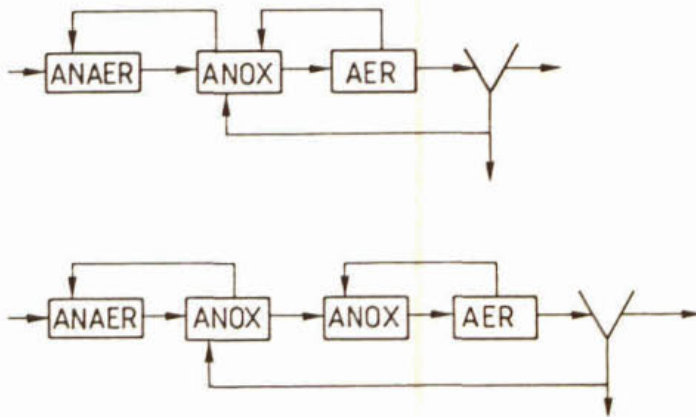
Praktijkinstallaties van de eerste drie procesvarianten zijn hoofdzakelijk in Zuid-Afrika operationeel, het A/O proces met name in de USA, Biotenipho voornamelijk in Denemarken. Praktijkvoorbeelden van systemen met alternerende beluchting en gemodificeerde omloopsystemen zijn onder andere in Nederland te vinden.



Figuur 19. Het Bardenpho-proces.



Figuur 20. Het Phoredox-proces.  
Weergegeven zijn de drie- en vijf-traps uitvoeringsvorm.



Figuur 21. Het UCT-proces.  
Weergegeven zijn de drie- en vijf-traps uitvoeringsvorm.



### **Bardenpho (Barnard-Denitrification-Phosphorusremoval)**

Het Bardenpho-proces (figuur 19) is primair ontwikkeld om stikstof via nitrificatie en denitrificatie zo volledig mogelijk te verwijderen. Er treedt in een aantal gevallen ook een verhoogde biologische fosfaatopname op. Dit gebeurt wanneer er sprake is van een lage nitraatconcentratie in de tweede anoxische zone en een laag retourdebiet. Dan vindt fosfaatafgifte plaats in de eerste 'anoxische' zone. Het proces kenmerkt zich door een hoge recirculatiestroom naar de eerste anoxische zone. De grondslagen voor de biologische fosfaatverwijdering voor het Bardenpho-proces zijn nader uitgewerkt binnen het Phoredox-proces.

### **Phoredox (Phosphorus Reduction Oxidation)**

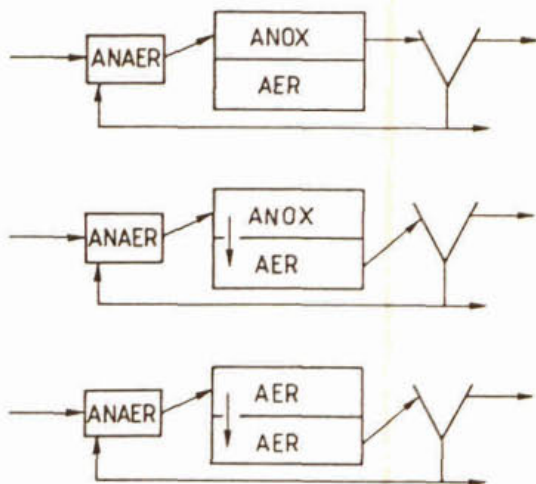
Het Phoredox-proces (figuur 20) is afgeleid van het Bardenpho-proces. Het systeem is meer aangepast voor de fosfaatverwijdering. Bij dit proces is een extra anaërobe zone voorgeschakeld. In vergelijking met het Bardenpho-proces wordt de remmende werking van nitraat in de 'anaërobe' zone verminderd. Ook hier is sprake van een hoge interne recirculatiestroom via de anoxische zone. Naast het vijf-traps Phoredox-systeem bestaat er ook een drie-traps uitvoering, zonder tweede anoxische zone. Enkele ontwerpgrondslagen staan vermeld in tabel 3.

Tabel 3: Ontwerpgrondslagen Phoredox-proces (dwa)

contacttijden	: anaëroob	1-2 uur
	anoxisch (1)	2-4 uur
	aëroob	3-8 uur
	anoxisch (2)	2-4 uur
	aëroob (2)	0,5-1 uur
d.s.	: 4-5 g/l	
interne recirculatie:	400-500% van het influentdebiet	
retourslib	: 100% van het influentdebiet	
slibleeftijd	: 20-25 dagen	

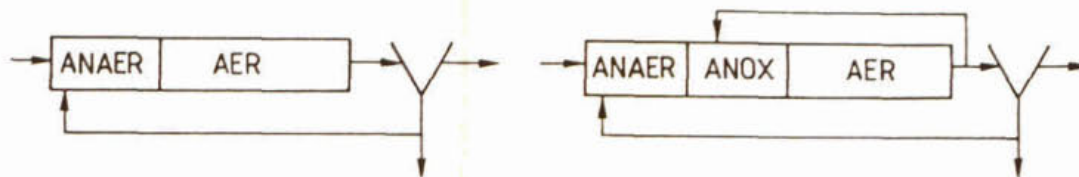
### **UCT (University of Cape Town)**

Het UCT-proces (figuur 21) is afgeleid van het Phoredox-proces. Het retourslib wordt in dit geval teruggevoerd naar de anoxische zone. Een tweede interne recirculatiestroom wordt geïntroduceerd vanuit de anoxische zone naar de anaërobe zone. Hiermee wordt de remmende werking van het nitraat in de 'anaërobe' zone in vergelijking met het Phoredox-proces nog verder verminderd. De recirculatiestroom vanuit de aërobe zone wordt zo geregeld dat de nitraatconcentratie in de anoxische zone laag is. Een nadeel is dat het systeem door de lange anoxische verblijftijd minder goed bezinkbaar slib oplevert. Om de anoxische verblijftijd te verkorten worden in een gemodificeerde uitvoering van het UCT-proces twee anoxische zones in serie geschakeld. De verblijftijd in de eerste anoxische zone is maximaal één uur. Enkele ontwerpgrondslagen staan vermeld in tabel 4.



Figuur 22. Het Bardenpho-proces.

Drie van de zes fasen van het Bardenpho-proces met voeding naar de bovenste aëratieruimte. Hierna volgen drie fasen waarbij de onderste ruimte wordt gevoed.



Figuur 23. Het A/O-proces.

Weergegeven zijn de hoog- en laagbelaste ( $A^2/O$ ) uitvoeringsvorm.

Tabel 4: Ontwerpgrondslagen UCT-proces (dwa)

contacttijden	: anaëroob	1,5 uur
	: anoxisch	1-3 uur
	: aëroob	8 uur
interne recirculatie	: 300-500% van het influentdebiet	
recirculatie anoxisch/anaëroob:	100% van het influentdebiet	
retourslib	: 100% van het influentdebiet	

### Biodenipho (Biological (De)Nitrification, Phosphorus removal)

Het Biodenipho-proces is gebaseerd op het Biodenitro-proces dat bestaat uit twee gekoppelde aëratieruimten die alternerend belucht worden. Door tevens de influenttoevoer alternerend te bedienen kunnen nitrificatie en denitrificatie zo optimaal plaatsvinden. Omdat beide processen in dezelfde ruimte plaatsvinden, ontbreekt een recirculatiestroom die het nitraat terugvoert naar de denitrificatiezone (figuur 22). De duur van de anoxische / aërobe fasen kan zo nodig, relatief eenvoudig aangepast worden. Bij het Biodenipho-proces is een anaërobe zone voorgeschakeld om de fosfaatafgifte te stimuleren. Hier wordt het retourslib met het ruwe of voorbezonden influent samengebracht. Om een propstroomkarakter te bevorderen is de anaërobe ruimte in minimaal drie compartimenten verdeeld. Enkele ontwerpgrondslagen staan vermeld in tabel 5.

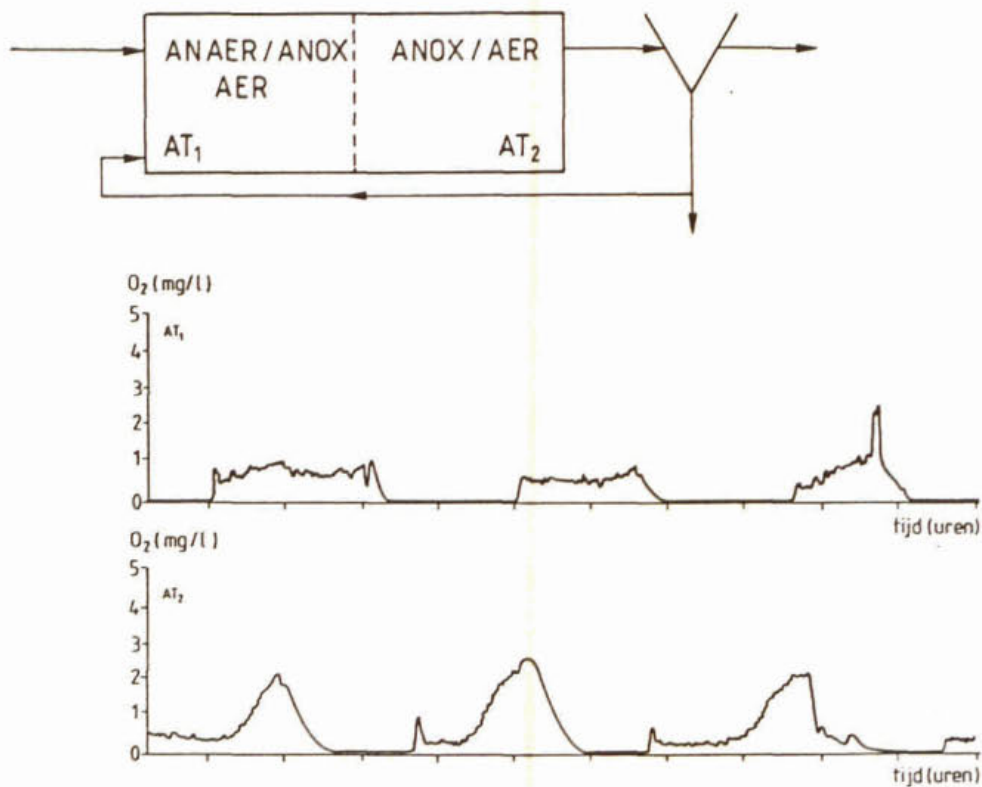
Tabel 5: Ontwerpgrondslagen van het Biodenipho-proces (dwa)

contacttijden	: anaëroob	1-2 uur
	: anoxisch + aëroob (één cyclus)	6-13 uur

Ter ondersteuning van de fosfaatverwijdering worden voor lage fosfaat-effluentconcentraties Fe- of Al-zouten gedoseerd aan de anaërobe ruimte (zie ook 3.5).

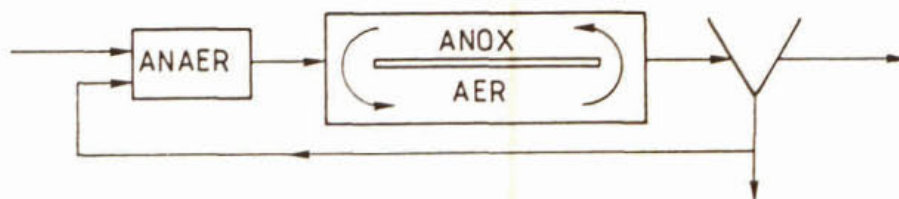
### A/O (Anaerobic/Oxic)

Het A/O-proces is primair ontwikkeld voor biologische defosfatering. Het heeft grote gelijkenis met een conventionele actief-slibinstallatie. Het retourslib wordt tesamen met het ruwe of voorbezonden afvalwater in een anaërobe zone gebracht (figuur 23). Deze uitvoering wordt toegepast op hoogbelaste installaties waarbij nitrificatie niet optreedt. Bij lage slibbelastingen waarbij een vergaande nitrificatie plaatsvindt, wordt tussen de anaërobe zone en aërobe zone een anoxische zone ingelast om het nitraatgehalte in de retourstroom te beperken (A<sup>2</sup>/O-proces). De verschillende zones bestaan meestal uit een aantal compartimenten. Bestaande zuiveringsinrichtingen kunnen relatief eenvoudig worden omgebouwd tot een A/O-proces. Enkele ontwerpgrondslagen voor het A/O- en A<sup>2</sup>/O-proces staan in tabel 6 vermeld.



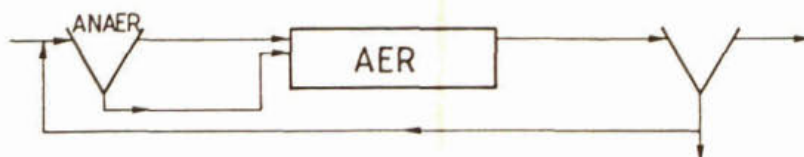
Figuur 24. Systeem met alternerende belichting.

Het BB-proces met twee in serie geschakelde aëratieruimten die volgens een bepaald regiem worden belucht. Het verloop van de zuurstofconcentratie in beide aëratieruimten (AT<sub>1</sub> en AT<sub>2</sub>) is weergegeven. Het beluchtingsregiem is als volgt ingesteld; 2 uur onbelucht, 1 uur verplicht belucht daarna een variabele beluchtingstijd tot een zuurstofconcentratie is bereikt van 1 mg/l (rwzi Bunschoten).



Figuur 25. Gemodificeerd omloopsysteem.

Een anaëroëbe ruimte bevindt zich vóór het omloopcircuit.



Figuur 26. Het EASC-proces.

Tabel 6: Ontwerpgrondslagen A/O- en A<sup>2</sup>O-proces (dwa)

contacttijden	: anaëroob	0,5-1,5 uur
	: anoxisch	0,5-1,5 uur
	: aëroob (hoogbelast)	1,8-2,5 uur
	: aëroob (laagbelast)	3,5-6 uur
d.s.	: 2-4 g/l	
interne recirculatie:	80-200% van het influentdebiet	
retourslib	: 50-75% van het influentdebiet	
slibleeftijd	: 20 dagen	
slibbelasting	: 0,15-0,7 kg BZV <sub>5</sub> /kg d.s.d.	

### Systemen met alternerende beluchting (Bunnik-Bunschoten-proces)

Dit proces kan worden toegepast op zuiveringsinrichtingen die uit twee of meer compleet gemengde aëratieruimten bestaan. Het BB-proces kenmerkt zich doordat het actiefslib de anaërobe, anoxische en aërobe fasen in de tijd ondergaat, als gevolg van een alternerend beluchttingsregiem (figuur 24). Tijdens de anaërobe/anoxische fase wordt het slib niet meer gemengd en zakt naar de bodem. Hierbij remt het nitraat, dat zich in de bovenstaande vloeistof bevindt, de fosfaatafgifte niet. De fosfaatafgifte vindt plaats in de eerste ruimte; de volgende aëratieruimten worden voor interne denitrificatie ingezet. Tijdens de aërobe fase in de eerste ruimte gaat een deel van het organisch materiaal verloren voor de fosfaatafgifte. De anaërobe contacttijd zal, afhankelijk van de afvalwaterkarakteristieken en interne denitrificatie, 1 tot 3 uur bedragen. De alternerende beluchting kan op eenvoudige wijze geïntroduceerd worden en geregeld worden met behulp van de zuurstofconcentratie.

### Gemodificeerde omloopsystemen (Carrousel, Pasveersloot)

Gemodificeerde omloopsystemen (figuur 25) worden gekenmerkt door een anaërobe zone die buiten het omloopcircuit geplaatst is. Het retourslib en het afvalwater ondergaan hier, afhankelijk van ondermeer de afvalwaterkarakteristieken en nitraat in het retourslib, een anaërobe contacttijd van 1 tot 3 uur. (Interne) denitrificatie vindt plaats in het omloopcircuit.

### EASC (Extended Anaerobic Sludge Contact)

Het EASC-proces is een gemodificeerd hoofdstroomproces (figuur 26). Hierbij wordt de voorbezinktank bij een conventionele actief-slibinstallatie uitgevoerd als anaërobe ruimte. Het retourslib wordt hierin met het ruwe afvalwater gemengd. Daarna worden beide stromen in de aërobe zone gebracht. Bij dit proces worden de vetzuren die zich bevinden in het primaire slib deels gebruikt voor de biologische fosfaatverwijdering en vindt de fosfaatafgifte plaats in de slibdeken. Een gedeelte van het nitraat, namelijk in de voorbezonden vloeistof, remt de fosfaatafgifte in de 'anaërobe' zone niet. De aërobe zone wordt bij deze procesvoering hoger belast als gevolg van de verwerking van primair slib.



### 3.3 Biologische defosfatering in een deelstroom

#### 3.3.1 anaërobe contacttijd

Een belangrijke technologische parameter bij biologische defosfatering in een deelstroom is de benodigde anaërobe contacttijd in de stripper. Deze is afhankelijk van:

- nitraatconcentratie in het retourslib;
- hoeveelheid retourslib die de stripper passeert;
- aard en dosering van het organisch materiaal.

Als het slib dat naar de stripper gaat nog nitraat bevat, zal extra 'anaërobe' contacttijd ingecalculeerd moeten worden voor denitrificatie. Bij dosering van voldoende snelbiodegradeerbaar materiaal, bijvoorbeeld acetaat, zal de benodigde denitrificatieruimte kleiner zijn.

Hoe meer slib dezelfde anaërobe contacttijd ondergaat, hoe meer fosfaat er afgegeven kan worden en hoe hoger de fosfaatverwijdering. De hoeveelheid slib, uitgedrukt in  $m^3$ , die per tijdseenheid gestript wordt, bepaalt voor een groot deel de dimensies van stripper en/of scheidingsmethode en de nageschakelde fysisch/chemisch fosfaatverwijderingsmethode. Dit betekent dat er naar gestreefd moet worden de hoeveelheid retourslib die in behandeling moet worden genomen, zo laag mogelijk te houden. Een hogere fosfaatafgifte kan dan bereikt worden door een langere contacttijd in de stripper of een hogere dosering van organisch materiaal. Verlaging van het percentage retourslib naar de stripper kan plaatsvinden binnen bepaalde grenzen. Slibleeftijd en transport van het vrijgekomen fosfaat vanuit de slibdeken naar het fosfaatrijke supernatant tijdens de afscheiding, spelen daarbij onder andere een rol.

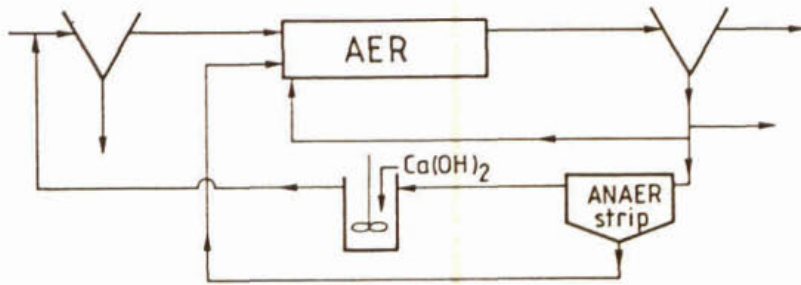
Dosering van organisch materiaal, bijvoorbeeld acetaat of lagere vetzuren, kan de fosfaatafgifte (en daarmee het selectieproces) in de stripper versnellen. Hoe hoger de dosering hoe beter de biologische fosfaatverwijdering verloopt. Daarmee kan een hogere dosering een gedeelte van de anaërobe contacttijd vervangen. Dosering van organisch materiaal betekent een verhoging van de slibbelasting en slibproductie.

Kwantitatieve relaties en de mate waarin de bovengenoemde parameters een rol spelen bij defosfatering in de deelstroom zijn op dit moment nog niet bekend.

De stripperverblijftijd zal, afhankelijk van het nitraatgehalte en het percentage retourslib door de stripper, 2 tot 10 uur moeten bedragen. Een acetaatdosering van 30-10 mg CZV/g d.s. is dan voldoende.

#### 3.3.2 praktische uitvoeringsvormen

Deelstroomprocessen worden gekarakteriseerd door het feit dat fosfaat wordt vrijgemaakt van het slib in een deelstroom. Deze deelstroom is gering in debiet in vergelijking



Figuur 27. Het Phostrip-proces.



Figuur 28. Twee uitvoeringsvormen van de stripper binnen het Phostrip-proces.



met de hoofdstroom en bevat hogere concentraties aan fosfaat dan het influent. Het fosfaat in de deelstroom wordt via een andere (fysisch-chemische) defosfateringsmethode verwijderd. Bij rwa blijft het percentage retourslib, dat naar de stripper gaat, ongewijzigd. Dit betekent dat bij rwa, in tegenstelling tot bij een hoofdstroomproces, een vaste anaërobe contacttijd gehandhaafd blijft.

Een deelstroomproces kan ook uitgevoerd worden met anoxische en/of anaërobe zones in de hoofdstroom. Andersom geldt ook dat een hoofdstroomproces in principe uitgebreid kan worden met een deelstroomproces.

Het deelstroomproces dat hier besproken wordt is het Phostripperproces, waarvan een twintigtal praktijkinstallaties operationeel is in de USA. Daarnaast wordt een aantal andere uitvoeringsvormen van het stripperproces beschreven.

### **Phostrip (Phosphate stripping)**

Het Phostrip-proces (figuur 27) is een combinatie van biologische en chemische defosfatering. Het conventionele actief-slibproces is uitgebreid met een stripper. In de stripper, uitgevoerd als indikker, ondergaat een deel van het retourslib een anaërobe fase. Fosfaat wordt afgegeven en het vrijkomend supernatant wordt behandeld met kalk. Het geprecipiteerde fosfaat wordt via bezinking in de voorbezinktank verwijderd. Het slib uit de indikker wordt teruggevoerd in de aërobe zone, alwaar het opnieuw fosfaat kan opnemen. Bij dit proces wordt het spuislib voor de stripper onttrokken aan het actief-slibproces.

De stripper kan op twee manieren bedreven worden. Via recirculatie van het supernatant door de slibdeken wordt het fosfaat vrijgemaakt. In plaats daarvan kan ook voorbezonden afvalwater gebruikt worden om het fosfaat uit de slibdeken vrij te maken. Hierbij wordt extra organisch materiaal (vetzuren) toegediend om de fosfaatafgifte te versnellen (figuur 28) Enkele ontwerpgrondslagen worden gegeven in tabel 7. De grondslagen van de aërobe zone zijn gelijk aan de ontwerpgrondslagen van een conventioneel actief-slibproces.

Tabel 7: Ontwerfgrondslagen Phostrip-proces.

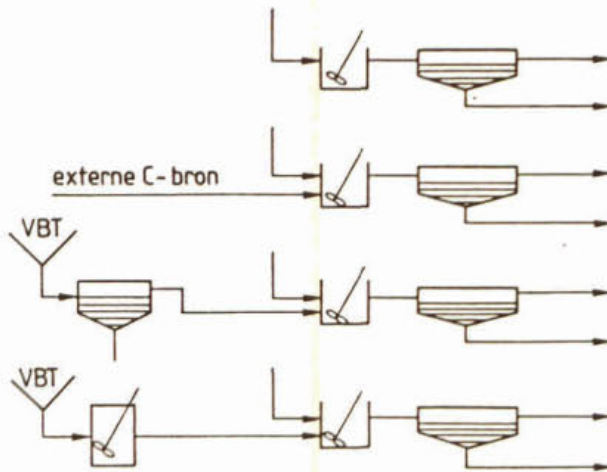
---

contacttijd stripper	: 1-10 uur (afhankelijk van het retourslibdebiet)
recirculatie over de stripper:	200-300% van het stripperdebiet
uitwasstroom voorbezonden influent naar de stripper	: > 0,3 l.uur/g d.s..uur

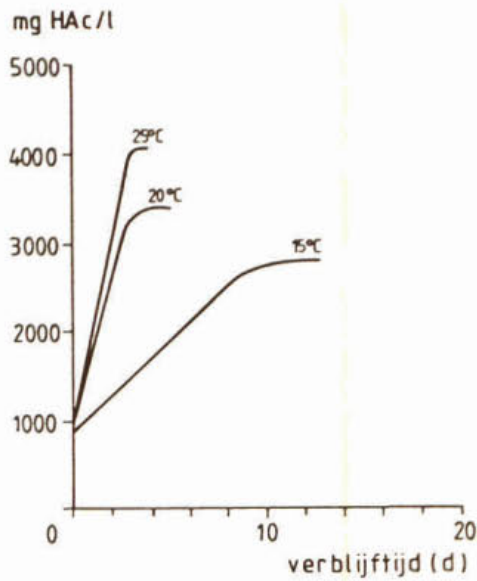
---

### **andere uitvoeringsvormen van het stripperproces**

Het deelstroomproces kan ook zo uitgevoerd worden dat de fosfaatafgifte en het scheiden van het slib van het fosfaatrijke supernatant in aparte ruimten geschiedt. Tevens kan het stripperproces zo bedreven worden dat de fosfaatafgifte versneld wordt door het toedienen van een externe vetzuurbron. Dit kan de dosering van acetaat of een ander snelbiodegradeerbaar materiaal inhouden. Daarnaast kunnen de benodigde vetzuren (of een deel daarvan) verkregen worden



Figuur 29. Overige uitvoeringsvormen van de stripper.



Figuur 30. Productie van lagere vetzuren uit primair slib als functie van de verbleeftijd in de fermentor.  
 Weergegeven is de productie van lagere vetzuren (uitgedrukt in mg azijnzuur per l) uit primair slib (organisch-drogestofgehalte = 20 g/l) bij verschillende temperaturen.

uit verzuring van primair slib. Het verzuurde primair slib kan eventueel direct worden toegevoegd aan de stripper (figuur 29).

#### 3.4 Praktische uitvoeringsvormen voor vetzuurproductie uit afvalwater

Hier wordt ingegaan op de verzuring van primair slib welke gescheiden plaatsvindt van een eventuele verzuring tijdens de anaërobe fase in een actief-slibproces.

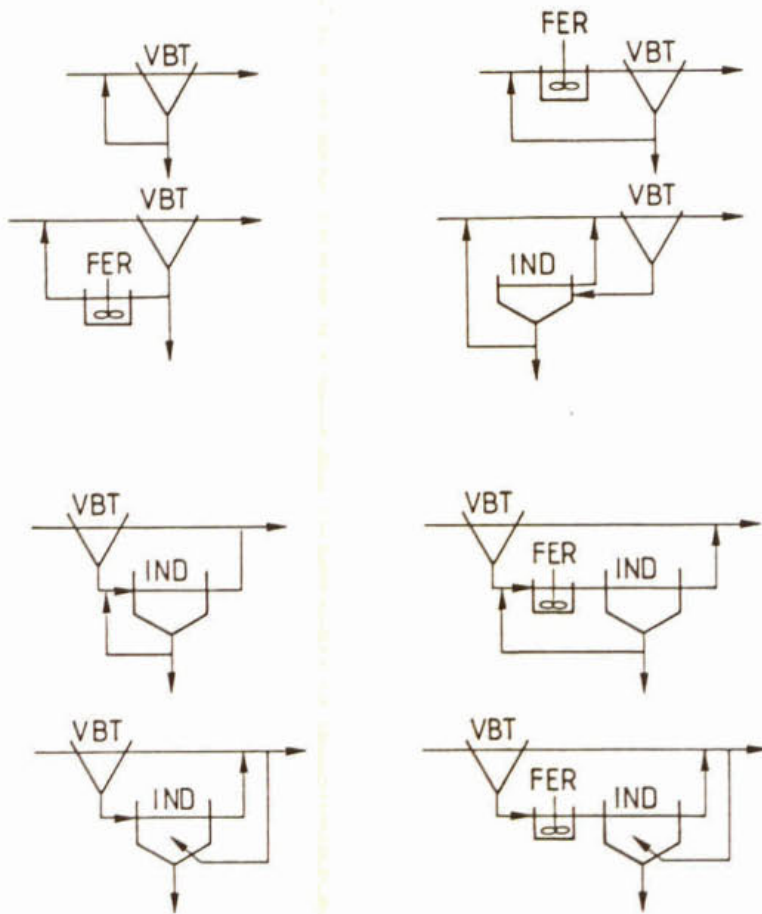
De lagere-vetzurenproductie uit primair slib is afhankelijk van onder andere: herkomst primair slib, temperatuur en verblijftijd in de fermentor. De optimale verzuringstemperatuur is circa 33 °C. Bij deze temperatuur wordt de maximale vetzuurproductie bereikt bij een verblijftijd van 1 à 2 dagen. Langere verblijftijden hebben methaanvorming tot gevolg. Bij lagere temperaturen zal de optimale verzuringstijd enkele dagen langer zijn (figuur 30).

Vetzuurproducties die in de praktijk bereikt worden, variëren nogal, onder andere door verschillen in herkomst van het afvalwater. De producties lopen uiteen van 30-300 mg CZV/g d.s..

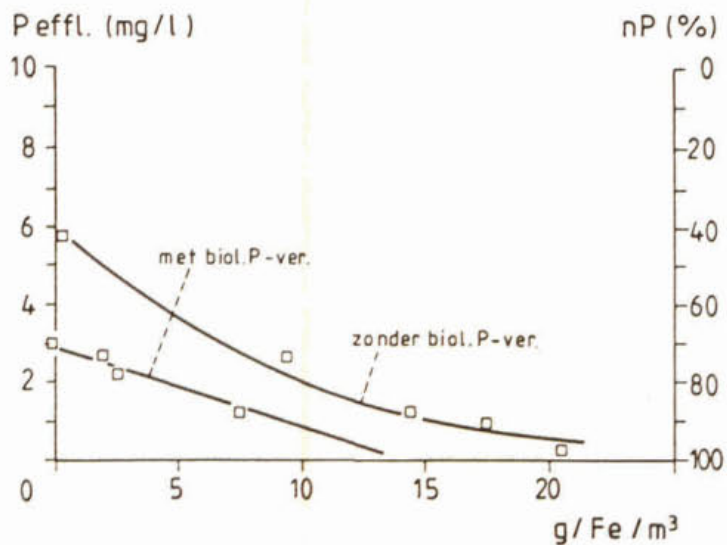
Uitgaande van 40 g primair slib per 150 l afvalwater (één i.e.) en een gemiddelde productie van 160 mg CZV/g d.s. wordt het afvalwater met circa 40 mg CZV/l verrijkt. De lagere-vetzurenconcentraties in de fermentor zijn bij drogestofconcentraties van 5 tot 50 g d.s./l resp. 800 en 8000 mg CZV/l (bij een productie van 160 mg CZV/g d.s.). Praktijkvoorbeelden zijn bekend waarbij gescheiden verzuring van primair slib is toegepast in combinatie met biologische defosfatering. De verzuringstijd lag tussen 1 en 10 dagen, de lagere-vetzurenconcentratie in het afvalwater nam toe van 15 tot 30 mg CZV/l.

Naast de microbiologische methode voor het verkrijgen van vetzuren uit primair slib zijn er ook fysisch/chemische methoden in ontwikkeling om snel-biodegradeerbaar materiaal te verkrijgen uit primair slib ten behoeve van denitrificatie en biologische defosfatering. Het betreft hier methoden waarbij onder sterk zure of alkalische omstandigheden, eventueel gecombineerd met temperaturen tot 250 °C en verhoogde druk, de hydrolyse plaatsvindt. Combinaties waarbij een biologische methode gevolgd wordt door een chemische zijn ook mogelijk.

Verzuring van primair slib kan in eerste instantie dienen voor stimulering van biologische defosfatering in de hoofdstroom. In dit geval wordt de vetzuurconcentratie van het afvalwater, dat daarna de anaërobe fase in het actief-slibproces ondergaat, verhoogd. Bij hogere vetzuurconcentraties kunnen de anaërobe contacttijden korter zijn. Voor de gescheiden verzuring ten behoeve van het hoofdstroomproces zijn vele praktische uitvoeringsvormen denkbaar (zie figuur 31). De mogelijkheden van toepassing van een be-



Figuur 31. Praktische uitvoeringsvormen ter verhoging van het vetzuurgehalte in het afvalwater.  
 Procesvarianten om tot een verhoogde vetzuurproductie te komen, enerzijds via aanpassingen in de bedrijfsvoering van de voorbezinkruimte, anderzijds via aanpassing van de primairslibindikking.



Figuur 32. Effect van gecombineerde biologische en chemische defosfatering op het chemicaliënverbruik en de fosfaat-effluentconcentratie.

paalde uitvoeringsvorm op een bestaande zuivering zal per zuivering sterk verschillen. Bij alle uitvoeringsvormen wordt de verblijftijd van het primair slib verlengd. In het eenvoudigste geval gebeurt dit door de verblijftijd van het slib in de voorbezinktank te verlengen. Daarnaast kan de verzuring plaatsvinden in een aparte fermentor. De vetzuren worden vrijgemaakt door bijvoorbeeld gravitatie-indikking. De vetzuren die dan in de slibfase achterblijven, komen niet ter beschikking van de biologische defosfatering. De fermentor kan ook gelijktijdig als indikker fungeren. Een andere mogelijkheid om de vetzuren vrij te maken voor de biologische defosfatering in de hoofdstroom, is door recirculatie van het verzuurde slib over de voorbezinktank. Ook binnen de procesvoering, met een fermentor uitgevoerd als indikker, kunnen er meer vetzuren vrijgemaakt worden door recirculatie toe te passen.

Bij een deelstroomproces worden de geproduceerde vetzuren of het verzuurde slib als geheel aan de stripper gedoseerd, eventueel ter vervanging van een extern aangevoerde C-bron (figuur 29). In vergelijking met de dosering van bijv. extern aangevoerde acetaat, nemen de dimensies van de stripper en een eventuele scheidingsmethode toe bij de dosering van vetzuren verkregen uit de verzuring van primair slib, als gevolg van de verwerking van grotere waterhoeveelheden.

### 3.5 Combinatie van biologische en chemische defosfatering

Indien niet al het fosfaat via biologische defosfatering in de hoofdstroom verwijderd kan worden, kan met een aanvullende chemicaliëndosering het resterende fosfaat verwijderd worden. Bij deze combinatie van biologische en chemische defosfatering is, afhankelijk van de hoeveelheid biologisch verwijderd fosfaat, een gereduceerde hoeveelheid chemicalie nodig in vergelijking met een proces waarbij alleen via simultane precipitatie fosfaat verwijderd wordt. Nadelen verbonden aan simultane verwijdering zoals een verhoogde slibaanwas en zoutbelasting van effluent zullen als gevolg van de gereduceerde dosering verminderen.

In figuur 32 en tabel 8 staan resultaten vermeld van chemicaliënverbruik en fosfaat-effluentgehalten, bij een actief-slibproces, waarbij biologische defosfatering gecombineerd is met simultane chemische defosfatering. Binnen het Biode-nipho proces worden bij aantal praktijkinstallaties, ter ondersteuning van de biologische fosfaatverwijdering, Fe- of Al-zouten gedoseerd in de anaërobe fase (de molaire Me/P verhouding betrokken op het influent P-gehalte is hierbij 0,2 à 0,5).

Uit het oogpunt van optimale precipitatie kan dosering van chemicaliën het best plaatsvinden in de anaërobe fase, daar waar de fosfaatconcentratie het hoogst is. Een goede menging en een eventuele pH-controle is hierbij een voorwaarde. Het fosfaat dat chemisch is vastgelegd zal bij een slibverwerkingsmethode waarbij het slib een lange anaërobe fase onder-



gaat, in tegenstelling tot het biologisch opgeslagen fosfaat, niet meer in oplossing gaan.

Tabel 8: Benodigde ijzerchloridedosering bij (een combinatie met) simultane precipitatie voor een biologisch defosfaterend en een conventioneel aëroob actief-slibproces.

biol. defosfaterend + simultaan				conventioneel + simultaan			
Me/P* (mol/mol)	t-P inf. (mg/l)	o-P eff. (mg/l)	nP (%)	Me/P* (mol/mol)	t-P inf. (mg/l)	o-P eff. (mg/l)	nP (%)
0	17	3,1	82	0	17	12	29
0,2	17	1,4	92	0,8	17	3,6	79
0,3	17	0,7	96	1,1	17	1,5	91
0,4	17	0,5	97	1,5	17	0	100

\* Me/P verhouding gebaseerd op t-P influent

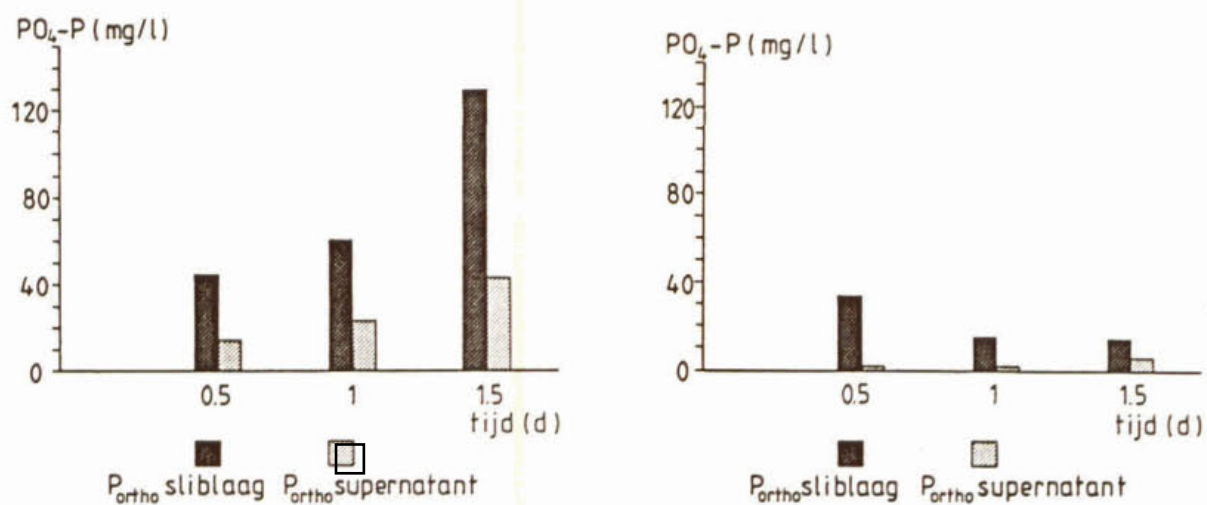
Een combinatie van chemische defosfatering uitgevoerd als voorprecipitatie en biologische defosfatering is uit het oogpunt van biologische defosfatering en denitrificatie meestal niet zinvol, aangezien er naast een deel van het fosfaat ook een deel van het organisch materiaal verwijderd wordt. De BZV<sub>5</sub>:N verhouding wordt lager, waarmee het proces van denitrificatie ongunstig wordt beïnvloed. Tevens kan de P-concentratie in het voorbezonden afvalwater zo laag worden, dat niet aan de benodigde BZV<sub>5</sub>:P verhouding voor bacteriegroei wordt voldaan. Dit kan bijvoorbeeld lichtslibvorming tot gevolg hebben.

De combinatie van biologische en chemische defosfatering kan ook zo uitgevoerd worden dat chemische precipitatie als een soort 'standby' defosfateringstechniek wordt ingepast. Dosering van chemicaliën zal dan plaatsvinden als het fosfaatgehalte in het effluent, dat in een continue fosfaatmeting wordt bepaald, een bepaald waarde overschrijdt.

### 3.6 Fosfaatafgifte in slibverwerkingsprocessen

Bij biologische defosfatering wordt fosfaat aan het afvalwater onttrokken en verlaat via het spuislib het actief-slibproces. Naast directe afzet in de landbouw kan het spuislib via verschillende technieken verder verwerkt worden. Binnen de rwzi ondergaat het slib dan in verschillende onderdelen een (lange) anaërobe fase, bijvoorbeeld een slibgisting. Tijdens de anaërobe fase in zo'n onderdeel kan er fosfaat in oplossing gaan. Dit fosfaat komt niet alleen vrij door afgifte van biologisch opgenomen fosfaat maar ook bij lange verblijftijden door afsterving van cellen (lysis). In het bij deze onderdelen vrijkomende water kunnen daardoor zeer hoge concentraties aan fosfaat voorkomen: meer dan 100 mg P/l. Dit water wordt als interne retourstroom teruggebracht in de installatie en ondergaat het zuiveringsproces opnieuw.

Het negatieve effect van deze fosfaatrijke stromen op de effluentkwaliteit zal per zuiveringsinstallatie variëren. Voor het verkrijgen van meer inzicht in de verschillende



**Figuur 33. Het vrijkomen van fosfaat bij slibverwerkingsprocessen.**

De staafdiagrammen laten de P-afgifte zien als functie van de tijd bij het indikken van defosfaterend slib via gravitatie (links) en via biologische flotatie (rechts). De P-afgifte bij flotatie is veel geringer. Het flotatie-proces wordt in de praktijk zo bedreven dat het vrijkomende water géén nitraat meer bevat.



fosfaatstromen kan een fosfaatbalans een ondersteuning zijn. Bij het opstellen van zo'n balans is, zeker bij de slibverwerkingsprocessen, de opgelost-fosfaatconcentratie van belang. Immers, dit gehalte geeft namelijk aan hoe groot de afgifte van fosfaat is bij het desbetreffende onderdeel van de zuivering. Bij bepaling van het totaal-fosfaatgehalte moet men er namelijk op bedacht zijn dat de balans sterk vertekend kan worden door (tijdelijke) slibuitspoeling. De volgende gebruikelijke slibverwerkingstechnieken worden hieronder beschreven;

- gravitatie-, flotatie-indikking,
- anaërobe/aërobe slibstabilisatie,
- mechanische ontwatering (filterpers, zeefband).

Tevens wordt enerzijds ingegaan op methoden om de fosfaatafgifte bij deze technieken te beperken en anderzijds op methoden om te voorkomen dat het vrijgekomen fosfaat een negatief effect heeft op de effluentkwaliteit.

#### **gravitatie-, flotatie-indikking**

Bij gravitatie-indikking van biologisch defosfaterend spuislib zal als gevolg van anaërobie in de indikker het fosfaat in oplossing gaan. De fosfaatconcentratie zal met name in de sliblaag toenemen. De toename van de fosfaatconcentratie in de bovenstaande waterlaag zal als gevolg van diffusie-limitatie duidelijk minder zijn (figuur 33). Als hierna het ingedikte slib verder ingedikd wordt, bijvoorbeeld via flotatie-indikking, zal het vrijkomende water wél zeer hoge fosfaatconcentraties bevatten. Bij flotatie-indikking als eerste stap (biologisch d.m.v. denitrificatie van calciumnitraat of mechanisch via 'dissolved air flotation') zal de fosfaatafgifte als gevolg van anoxische/aërobe omstandigheden veel geringer zijn (figuur 33).

Een hoge fosfaatafgifte is te verwachten als de indikking van primair slib en secundair spuislib gemeenschappelijk plaatsvindt. Onder normale bedrijfsomstandigheden zal bij gravitatie- en flotatie-indikking de hoeveelheid fosfaat, die in oplossing gaat als gevolg van cellysis, gering zijn. Bij spuislib met een korte slibleeftijd (hogere slibbelasting) zal de fosfaatafgifte hoger zijn dan bij spuislib met een langere slibleeftijd.

Om de fosfaatafgifte bij deze technieken te beperken moet de indikking van primair en secundair slib gescheiden plaatsvinden. Daarnaast zal de indikking zo snel mogelijk moeten verlopen. Een lage SVI is hierbij gunstig. Indikking van het biologisch defosfaterend spuislib met een centrifuge kan overwogen worden. Alvorens het slib de indikker passeert kunnen chemicaliën aan het slib worden gedoseerd (ijzerzouten) om het grootste deel van het vrijkomende fosfaat neer te slaan. Een molaire Me/P verhouding van 1 (betrokken op de fosfaatconcentratie van het vrijkomende water) is bij hoge concentraties voldoende.



## **anaërobe/aërobe slibstabilisatie**

Bij anaërobe slibstabilisatie kunnen hoge fosfaatconcentraties verwacht worden. Het extra biologisch opgeslagen fosfaat zal als gevolg van anaërobie en lysis in oplossing gaan. Dit betekent dat bij 1% extra biologische P-opname, een fosfaatconcentratie van meer dan 300 mg P/l verwacht kan worden. Bij aërobe slibstabilisatie gaat veel fosfaat in oplossing als gevolg van cellysis. Het slijkwater afkomstig van de slibstabilisatie betekent dus een aanzienlijke terugvoer van fosfaat. Om de negatieve invloed hiervan tegen te gaan kunnen chemicaliën gedoseerd worden. De chemicaliën, die op basis van stoichiometrie gedoseerd worden, kunnen toegediend worden aan het slijkwater (kalk, ijzerzouten) of rechtstreeks in de gisting (ijzerzouten).

Daarnaast kan overwogen worden de procesvoering van de slibverwerking zo te wijzigen dat alleen het primaire slib vergist wordt. Het spuislib wordt dan snel verwerkt en afgevoerd naar de eindbestemming. De fosfaatafgifte wordt dan grotendeels voorkomen.

## **mechanische ontwatering**

Bij deze technieken, zoals zeefband en filterpers, zal nauwelijks fosfaatafgifte plaatsvinden tijdens de processen zelf. Echter wanneer het slib dat ontwaterd wordt al eerder behandeld is in bijvoorbeeld een gravitatie-indikker of gisting, kunnen zeer hoge fosfaatconcentraties verwacht worden in het vrijkomende proceswater, zeker als er geen conditioneringsmiddelen zoals kalk worden toegevoegd. De terugvoer van fosfaatrijk proceswater kan hier ook grotendeels worden tegengegaan door (extra) chemicaliën te doseren aan het te verwerken slib. De dosering dient dan stoichiometrisch te zijn.

### **3.7 Beïnvloedbare / niet beïnvloedbare factoren**

Bij de verschillende procesparameters kan onderscheid gemaakt worden tussen de mate van beïnvloeding. Na het ontwerp en de bouw zal een aantal parameters niet tot nauwelijks meer te beïnvloeden zijn en een aantal parameters zal, binnen bepaalde grenzen, nog wel beïnvloedbaar zijn en eventueel voor sturing in aanmerking komen. In het hiernavolgende schema is dit links voor het hoofdstroomproces aangegeven. Rechts is een aanvulling voor het deelstroomproces gegeven.

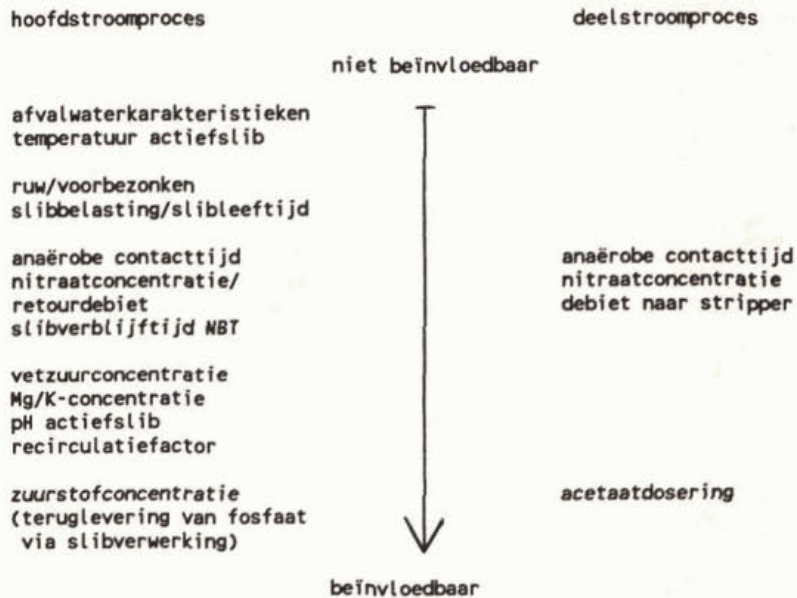
Over het algemeen zijn de afvalwaterkarakteristieken CZV, BZV<sub>5</sub>, N<sub>Kj</sub> en P niet beïnvloedbaar, evenals de temperatuur van het actief-slibproces. Een tekort aan kalium en/of magnesium of de pH van het actief-slibproces kan eventueel in de praktijk worden opgeheven via dosering van chemicaliën.

Bij gebruik van voorbezonden afvalwater kan de vetzuurconcentratie van het afvalwater verhoogd worden via verzuring van het primair slib in de voorbezinktank of via verzuring in een aparte fermentor.

De binnen het ontwerp gekozen slibbelasting en slibleeftijd



kunnen binnen bepaalde grenzen nog beïnvloed worden. De slibbelasting zal in eerste instantie bepaald worden door de gewenste stikstofverwijdering.



Ook voor de anaërobe contacttijd, recirculatiefactor, nitraatconcentratie (interne denitrificatie), retourslibdebiet, zuurstofinbrengvermogen (OC) en verblijftijd in de nabezinktank geldt dat het ontwerpgrondslagen zijn. Deze factoren zijn, afhankelijk van de uitvoeringsvorm, meer beïnvloedbaar dan de slibbelasting. Zo zal de verblijftijd in de nabezinktank na de bouw, bij een gegeven slibindex, alleen nog te beïnvloeden zijn door het retourslibdebiet te variëren. De anaërobe contacttijd varieert dan ook. De anaërobe contacttijd zal na de ontwerpfase mogelijk nog verlengd kunnen worden door de mengers in de anaërobe fase een bepaalde tijd uit te schakelen. De zuurstofconcentratie is een parameter die na installering van de beluchtingscapaciteit relatief eenvoudig gebruikt kan worden voor sturing. Afhankelijk van de hoeveelheid fosfaat die in het stripproces afgegeven moet worden, kunnen factoren als het te behandelen retourdebiet, nitraatconcentratie en eventueel, bij een overgedimensioneerde stripper, de anaërobe contacttijd, na de bouw nog gevarieerd worden. De dosering van acetaat in een stripper bij een deelstroomproces is ook een parameter die na de ontwerp- en bouwfase eenvoudig gevarieerd kan worden.

### 3.8 strategie voor introductie van biologische defosfatering

Bij nieuwbouw, uitbreiding of aanpassing van een zuiveringsinstallatie kunnen bij de inpassing van biologische defosfatering, in eerste instantie drie procesvoeringen onderscheiden worden: het hoofdstroomproces, het hoofdstroomproces gecombineerd met simultane chemische verwijdering en het deelstroomproces. Bij de keuze voor een van deze procesvoeringen



dient allereerst de lozingseis ten aanzien van fosfaat voor de betreffende installatie bekend te zijn. Bij zeer stringente eisen, d.w.z. zeer lage én stabiele effluentconcentraties, zal de keuze naar een deelstroomproces uitgaan.

Bij een hoofdstroomproces zal vooraf aan een ontwerp nagegaan moeten worden of de samenstelling van het afvalwater voldoet aan de randvoorwaarden voor biologische defosfatering in de hoofdstroom. Bij deze beoordeling van de geschiktheid van het afvalwater dient ook de stikstofverwijdering en met name de wijze van denitrificatie betrokken te worden. Als bij het ontwerp geen gebruik wordt gemaakt van vetzuren, verkregen uit de gescheiden verzuring van primair slib, moet van het voorbezonden afvalwater worden uitgegaan. Eventueel kan via een 'influenttest' met het te defosfateren afvalwater aanvullende informatie verkregen worden (zie bijlage 3).

Als niet aan de randvoorwaarden wordt voldaan, al of niet gebruikmakend van primair slib, zal het fosfaat van het desbetreffende afvalwater niet volledig via biologische defosfatering in de hoofdstroom verwijderd kunnen worden. Bij het ontwerp moet men er tevens op bedacht zijn dat bij slibverwerkingsprocessen, bij geen tegenmaatregelen, een deel van het opgeslagen fosfaat teruggeleverd kan worden waardoor het rendement negatief wordt beïnvloed.

Als niet ál het fosfaat op een biologische wijze via een hoofdstroomproces te verwijderen is, kan naast de keuze voor een deelstroomproces ook een combinatie met simultane chemische defosfatering overwogen worden.

Bij een hoofdstroomproces zijn tal van procesvoeringen mogelijk. Bij een aanpassing van de installatie zal het ondermeer van de bestaande situatie afhangen welk proces mogelijk en geschikt is. Zo dienen voor uitvoering van het Biodeniphospho-principe twee parallelle straten aanwezig te zijn.

Om de remming door nitraat zo laag mogelijk te houden, dient de anoxische zone/periode duidelijk gescheiden te zijn van de anaërobe, waarbij het afvalwater zoveel mogelijk in de anaërobe zone/periode wordt toegediend.

Een belangrijke ontwerpgrondslag bij een hoofdstroomproces is de anaërobe contacttijd. Gebruik van ruw afvalwater biedt meer mogelijkheden dan gebruik van voorbezonden afvalwater. Bij ruw afvalwater is het zinvol langere anaërobe contacttijden te kiezen.

Een keuze voor een deelstroomproces betekent dat niet al het fosfaat afgevoerd zal worden met het spuislib en dat een defosfateringsmethode gekozen moet worden om het fosfaat uit de deelstroom grotendeels te verwijderen. Een eventuele negatieve invloed van de slibverwerking wordt bij de keuze van een deelstroomproces sterk verminderd.

Bij een deelstroomproces zal de te behandelen deelstroom zo gering mogelijk moeten worden gekozen om de dimensies van de nageschakelde procesonderdelen zo klein mogelijk te houden. Een belangrijke sturingsvariabele die onafhankelijk van het ontwerp later nog aangepast kan worden, is de acetaatdoseringsring. Echter, het is bij het ontwerp van een deelstroom-





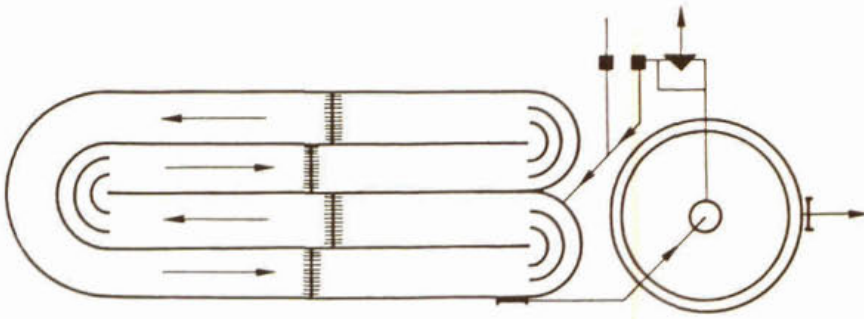
proces kostentechnisch gunstiger het volume van de stripper ruimer te dimensioneren en daarmee de anaërobe contacttijd te verlengen, dan de acetaatdosering te verhogen.

Zeker bij het hoofdstroomproces en in mindere mate bij het deelstroomproces moeten slibverwerkingsprocessen zo ontworpen worden dat de fosfaatafgifte tijdens die processen gering zal zijn. Bij een ontwerp met voorbezonden afvalwater is van groot belang dat de primaire en secundaire slibverwerking gescheiden worden. Bij de verwerking van het fosfaatrijke spuislib dient de nadruk op een snelle verwerking c.q. afvoer te liggen.

Zowel bij het hoofd- als deelstroomproces moet voldoende aandacht worden besteed aan het nabezinkproces. Maatregelen voor een goede slibindex, beperking van de zwevende stof en een lage slibspiegel in de nabezinktank dienen bij het ontwerp te worden meegenomen.

De zuurstofconcentratie is een mogelijke sturingsparameter voor het proces van biologische defosfatering in de hoofdstroom. Hiermee kan de lengte van de anaërobe periode gevarieerd worden. Door het uitvoeren van de mixers in de anaërobe zone met een aan/uitschakel-mechanisme, kan bij een aantal procesvoeringen ook de anaërobe contacttijd gevarieerd worden. Sturing van het proces van biologische defosfatering door middel van een redoxmeting of continue fosfaatmetingen behoort ook tot de mogelijkheden. Met de laatste twee mogelijkheden zijn tot op heden weinig praktijkervaringen bekend.

Nadat een zuiveringsinrichting is ontworpen of is aangepast voor biologische defosfatering, kan de ontwikkeling van de biologische fosfaatverwijdering gevolgd worden via meting van de acinetobacteractiviteit (zie bijlage 2).



Figuur 34. Schematische voorstelling van een oxydatiesloot.

## 4 UITVOERINGSVORMEN EN INTRODUCTIE VAN BIOLOGISCHE DEFOSFATERING

### 4.1 Omloopsystemen

#### 4.1.1 algemeen

Een omloopsysteem in zijn eenvoudigste vorm is de oxydatiesloot. Dit type installatie, dat meestal een relatief klein afvalwaterdebiet behandelt, heeft de volgende kenmerken:

- meestal behandeling van onbezonden afvalwater;
- lage slibbelasting, lange verblijftijden;
- (ruime) zuurstofvoorziening door (kooi)rotoren;
- eenvoudige slibverwerking (geen slibgisting);
- hoge zuiveringsgraad, vergaande nitrificatie.

Van dit type installatie zijn allerlei uitvoeringsvormen bekend. Zo kan het aantal 'benen' waaruit de aëratieruimte bestaat variabel zijn. Daarnaast kan de bezinking discontinu plaatsvinden in de aëratieruimten in plaats van in een aparte nabezinkruimte. Ook zijn uitvoeringsvormen mogelijk waarbij voorbezonden afvalwater behandeld wordt en waar in de aëratieruimte een hogere slibbelasting (0,1 kg BZV<sub>5</sub>/kg d.s.d) heerst. In figuur 34 wordt een schematische voorstelling gegeven van een oxydatiesloot met een nabezinkruimte.

Een variant van een omloopsysteem is de Carrousel. Als gevolg van de grotere diepte van de aëratieruimte en daarmee geringer ruimtebeslag, heeft een Carrousel over het algemeen een grotere capaciteit dan een oxydatiesloot. Ook bij de Carrousel is zowel behandeling van voorbezonden als ruw afvalwater mogelijk. Gezien de meestal grotere capaciteit is de slibverwerking meestal uitgebreider dan bij een oxydatiesloot. Dit type installatie heeft daarnaast de volgende kenmerken:

- beluchting door puntbeluchters;
- specifiek stromingspatroon van het actiefslib.

#### **Introductie van de biologische defosfatering**

In het algemeen moet bij introductie van biologische defosfatering in omloopsystemen aan de volgende aspecten aandacht worden besteed:

- afvalwaterkarakteristieken. De bedrijfsvoering met onbezonden afvalwater is gunstig uit het oogpunt van biologische defosfatering. Het afvalwater zal naar alle waarschijnlijkheid voldoen aan de randvoorwaarden voor de BZV<sub>5</sub>:P- en BZV<sub>5</sub>:N<sub>kj</sub>-verhouding. Lagere vetzuren zullen tijdens de anaërobe fase in het actief-slibproces geproduceerd moeten worden. Een verlenging van de anaërobe contacttijd tot circa 4 uur heeft een hogere vetzuurproductie tot gevolg hetgeen zal resulteren in een hogere biologische fosfaatopname. Bij aanwezigheid van een industrieel aandeel of een lange perslei-



ding, resulterend in hoge vetzuurconcentraties, kunnen kortere contacttijden voldoende zijn.

- anaërobe zone. Daar waar retourlib en afvalwater tesamen komen, moet de anaërobe zone aanvangen. De gunstigste situatie is die waarbij de anaërobe zone losgekoppeld wordt van het omloopcircuit. De anaërobe contacttijd zal dan veel langer worden dan in een situatie waarbij de anaërobe zone in het omloopcircuit is opgenomen. De anaërobe contacttijd zal in het algemeen langer dan 1 uur moeten zijn om profijt te hebben van de vetzuren, die uit het primaire slib geproduceerd kunnen worden. Bij afvalwater dat meer dan 100 mg CZV/l bevat, kan een anaërobe contacttijd van minder dan 1 uur voldoende zijn.

In de anaërobe zone moeten mengers geplaatst worden voor menging van het slib/water-mengsel. Het inbouwen van een aan/uitschakeling voor de mengers is zinvol omdat dan de anaërobe contacttijd eenvoudig verlengd kan worden. Het schakelregiem zal in de meeste gevallen proefondervindelijk bepaald moeten worden, aangezien (moeilijk controleerbare) slibophopingen kunnen ontstaan, die sterk afhankelijk zullen zijn van de plaatselijk bestaande situatie.

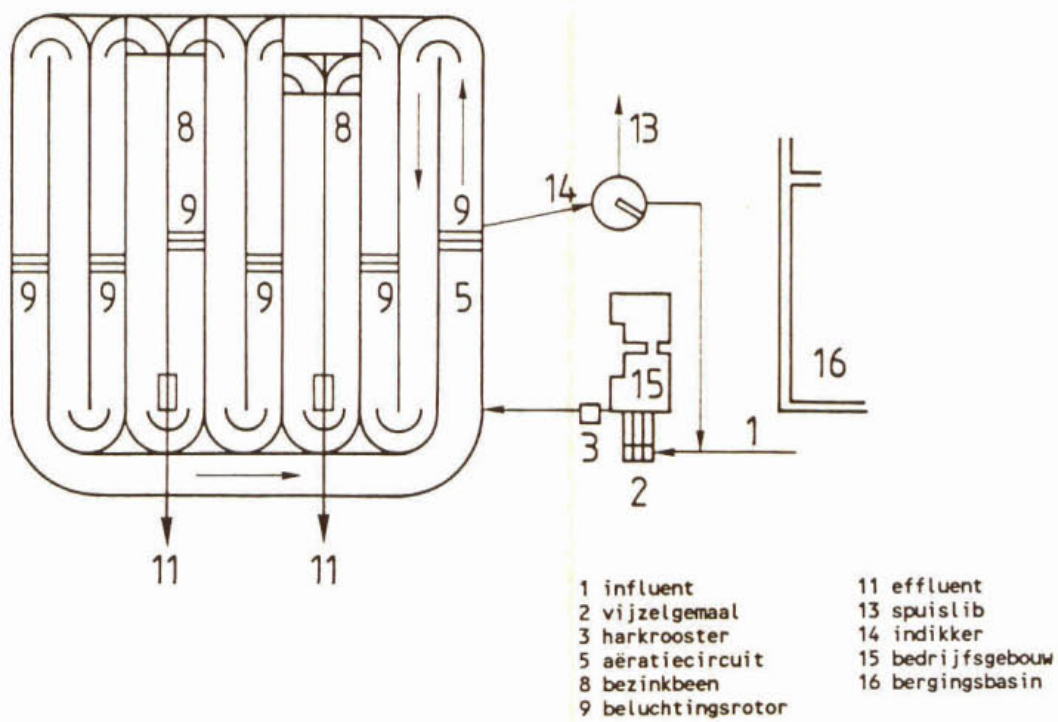
- aërobe/anoxische zone. Een anoxische zone zal in het omloopcircuit gecreëerd moeten worden. Enerzijds kan dit door een aparte onbeluchte zone te creëren die evenals de anaërobe zone geen beluchtingselementen bevat en eventueel gemengd wordt, anderzijds in één ruimte met de aërobe zone, door introductie van een aan/uitschakelingsregiem voor de roteren c.q. puntbeluchters.

Aan het eind van de aërobe zone moet enerzijds het slib aëroob naar de nabezinker overstorten, anderzijds moet voorkomen worden dat er teveel zuurstof wordt ingebracht. Een sturing op zuurstofconcentratie kan hier uitkomst bieden.

- bezinking. Oxydatiesloten waarbij de bezinking in het circuit plaatsvindt, zullen technisch moeilijk omgebouwd kunnen worden tot een biologisch defosfaterend actief-slibstelsel, tenzij een aparte nabezinkruimte wordt gebouwd. Bij uitbreiding van een oxydatiesloot met bezinking in het beluchtingscircuit kunnen de oude bezinkruimten dienst gaan doen als anoxische fase.

Binnen het nabezinkproces moet voorkomen worden dat het slib onder anaërobe omstandigheden geraakt. De belangrijkste optimalisatieparameter is hierbij de slibspiegel in de nabezinktank. Deze moet voldoende laag gehouden worden. Een goede slibindex speelt daarbij een belangrijke rol.

- slibverwerking. Het fosfaatrijke slib dient zo snel mogelijk verwerkt en afgevoerd te worden. De verblijftijden bij een eenvoudige slibverwerking, bijvoorbeeld een gravitatie-indikker, dienen daarom zo kort mogelijk gehouden te worden. Bij een uitgebreidere slibverwerking zal een gescheiden verwerking van het primaire en fosfaatrijke secundaire slib de terugvoer van fosfaat kunnen beperken. Ook dan dient de verwerkingstijd van het secundaire slib zo kort mogelijk gehouden te worden.



Figuur 35. Schematisch overzicht rwzi Bennekom (oude situatie).

Bij fosfaatafgifte tijdens de slibverwerking, kan via dosering van chemicaliën de terugvoer van fosfaat beperkt worden.

#### 4.1.2 rwzi Bennekom

##### beschrijving rwzi Bennekom

De rwzi Bennekom is in 1970 opgezet als oxydatiesloot met borstelbeluchting en discontinue nabezinking van het effluent in afsluitbare gedeelten het circuit (figuur 35). De installatie ontvangt afvalwater uit de kern Bennekom en is voornamelijk van huishoudelijke afkomst. De afvalwaterkarakteristieken zijn weergegeven in tabel 9.

Tabel 9: Gemiddelde samenstelling, afvalwater Bennekom (dwa, 1990)

CZV*	(mg/l)	712
BZV <sub>5</sub>	(mg/l)	213
N <sub>Kj</sub>	(mg/l)	53
t-P	(mg/l)	9,3
CZV	: BZV <sub>5</sub>	3,3
BZV <sub>5</sub>	: N <sub>Kj</sub>	4,0
BZV <sub>5</sub>	: t-P	23

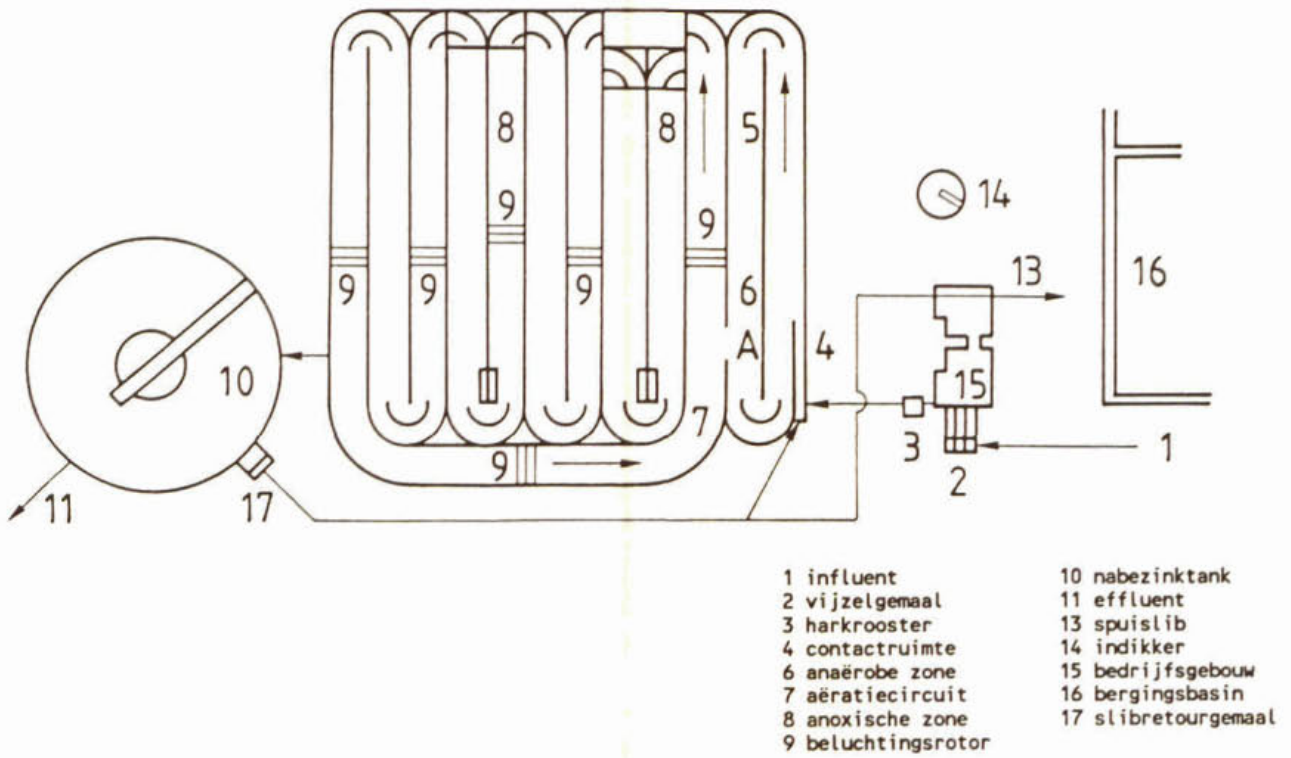
- 5 à 10% van het CZV is aanwezig in de vorm van lagere vetzuren, voornamelijk acetaat

##### introductie van biologische defosfatering op rwzi Bennekom

Als gevolg van de gestegen hydraulische belasting van de installatie, is de zuivering uitgebreid met een nabezinktank en een slibretourgemaal. De procesvoering is zo gewijzigd dat biologische defosfatering mogelijk werd. De afvalwaterkarakteristieken voor P en N, waarbij de BZV<sub>5</sub>:N<sub>Kj</sub>-verhouding minimaal is, voldoen aan de randvoorwaarden om biologisch fosfaat en stikstof te kunnen verwijderen.

Naast de hydraulische uitbreiding van de installatie met een nabezinktank zijn ten behoeve van de biologische fosfaat- en stikstofverwijdering de volgende aanpassingen uitgevoerd:

- De circulatiestroom is zodanig verlegd, dat deze niet meer in de eerste twee benen terechtkomt maar in het derde. In de eerste twee benen is de beluchting verwijderd en verplaatst naar de aërobe zone. In de zo ontstane anaërobe zone zijn twee mengers geplaatst, die geschakeld kunnen worden via een tijd klok. De contacttijd in de anaërobe zone kan eventueel verlengd worden door de beide mengers discontinu in bedrijf te stellen.
- De niet meer voor bezinking in gebruik zijnde benen hebben de functie van een anoxische zone gekregen.
- De beluchting geschiedt door middel van zes kooirotoren waarvan er twee op zuurstof worden gestuurd. Direct na de laatste beluchter stort het slib/water-mengsel over naar de nabezinktank. Een elektrisch gestuurde overlaatklep zorgt ervoor dat het waterniveau in de beluchtingsruimte



Figuur 36. Schematisch overzicht rwzi Bennekom (nieuwe situatie).



constant blijft bij wisselende debieten, zodat de beluchters altijd de gewenste dompeddiepte hebben.

- Doordat het spuislib direct naar Ede wordt verpompt, wordt voorkomen dat een eventuele fosfaatretour vanuit de gravitatie-indikker plaatsvindt.

De nieuwe situatie is schematisch weergegeven in figuur 36. Enkele bedrijfsgegevens, dimensionerings- en ontwerpgrondslagen zijn vermeld in tabel 10.

### bedrijfsvoering

Na de inbedrijfsname van de aangepaste installatie heeft zich een aantal opstartproblemen voorgedaan die invloed gehad hebben op met name de biologische fosfaatverwijdering. Het retourslibgemaal leverde aanvankelijk een te laag debiet (minder dan 50% van het influentdebiet). In de ruim gedimensioneerde nabezinktank nam de fosfaat-effluentconcentratie toe met 0,5-1 mg P/l als gevolg van fosfaatafgifte door anaërobie. Door instelling van het juiste retourslibdebiet kon dit probleem verholpen worden.

In de anaërobe zone, bij de opening naar de aërobe ruimte, werd nitraat aangetoond en fosfaatopname geconstateerd (figuur 36, punt A). De oorzaak lag in het feit dat er terugstroming optrad van aëroob slib in de anaërobe zone. Het plaatsen van een geleideschot in deze opening heeft dit probleem verholpen.

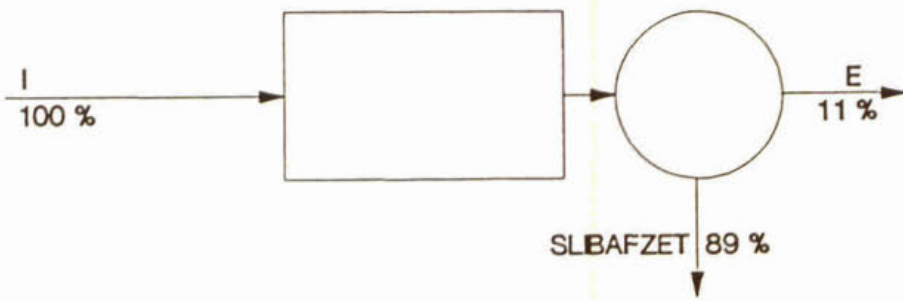
Omdat er géén duidelijk verschil is tussen een procesvoering waarbij de oude bezinkbenen als afwisselend gesloten en open denitrificatieruimte bedreven werden, en een procesvoering waarbij de benen continu open waren, worden de benen continu open gehouden.

Tabel 10: Bedrijfsgegevens, dimensionerings- en ontwerpgrondslagen, rwzi Bennekom (nieuwe situatie)

ontwerpcapaciteit:	22.000 i.e. (i.e. 136 g O <sub>2</sub> )
waterhoeveelheden (dwa):	100 m <sup>3</sup> /h
(max):	600 m <sup>3</sup> /h
(gem):	2500 m <sup>3</sup> /d (dwa)
oxydatiesloot	
inhoud anaërobe zone:	850 m <sup>3</sup>
aantal mengers:	2 stuks
inhoud anoxische/aërobe zone:	4850 m <sup>3</sup>
slibgehalte:	3,3 kg/m <sup>3</sup>
slibbelasting:	0,05 kgBZV <sub>5</sub> /kg d.s.d
beluchters:	6 kooirotoren
nabezinkruimte	
opp. belasting:	0,44 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .h
retourslib:	80 % influentdebiet

### anaërobe contacttijden

	debieten (m <sup>3</sup> /h)		contacttijd (h)
	influent	retour	
dwa	125	80	4
dwa	225	140	2,2
rwa	325	220	1,5
rwa	625	380	0,8



Figuur 37. P-balans rzzi Bennekom.

## resultaten

In tabel 11 zijn de resultaten van de praktijkinstallatie vermeld, nadat de opstartproblemen verholpen waren. In figuur 37 is een fosfaatbalans weergegeven.

Tabel 11: Gemiddelde concentraties (gewogen) in 1990 (mei, juni) en rendementen in 1990 (mei, juni) en 1989, rwzi Bennekom

parameter	influent (mg/l)	effluent (mg/l)	rendement	
			1990 (%)	1989 (%)
CZV	491	50	90	94
t-P	9,6	1,1	89	66
NH <sub>4</sub> -N	47	0,7	99	90
NO <sub>3</sub> -N	-	2,9	92*	78**

● N-totaal verwijdering; NH<sub>4</sub>-N inf. - (NH<sub>4</sub>-N eff. + NO<sub>3</sub>-N eff.)

\*\* N-totaal verwijdering; N<sub>Kj</sub> inf. - (N<sub>Kj</sub> eff. + NO<sub>3</sub>-N eff.)

### 4.1.3 rwzi Hildesheim (Duitsland)

#### beschrijving rwzi Hildesheim

De rwzi Hildesheim is een oxydatiesloot die voorbezonden afvalwater behandelt en waarbij de scheiding van het slib/water-mengsel in een aparte nabezinktank plaatsvindt. Er is sprake van een uitgebreide slibverwerking, bestaande uit een flotatie-indikker, een anaërobe slibstabilisatie en ontwateringscentrifuges.

De installatie behandelt het afvalwater van Hildesheim dat voornamelijk van huishoudelijke aard is. Door het relatief grote aandeel lekwater is er soms langdurig, met name bij regenweeraanvoer, sprake van 'dun' afvalwater. In tabel 12 staan de afvalwaterkarakteristieken weergegeven.

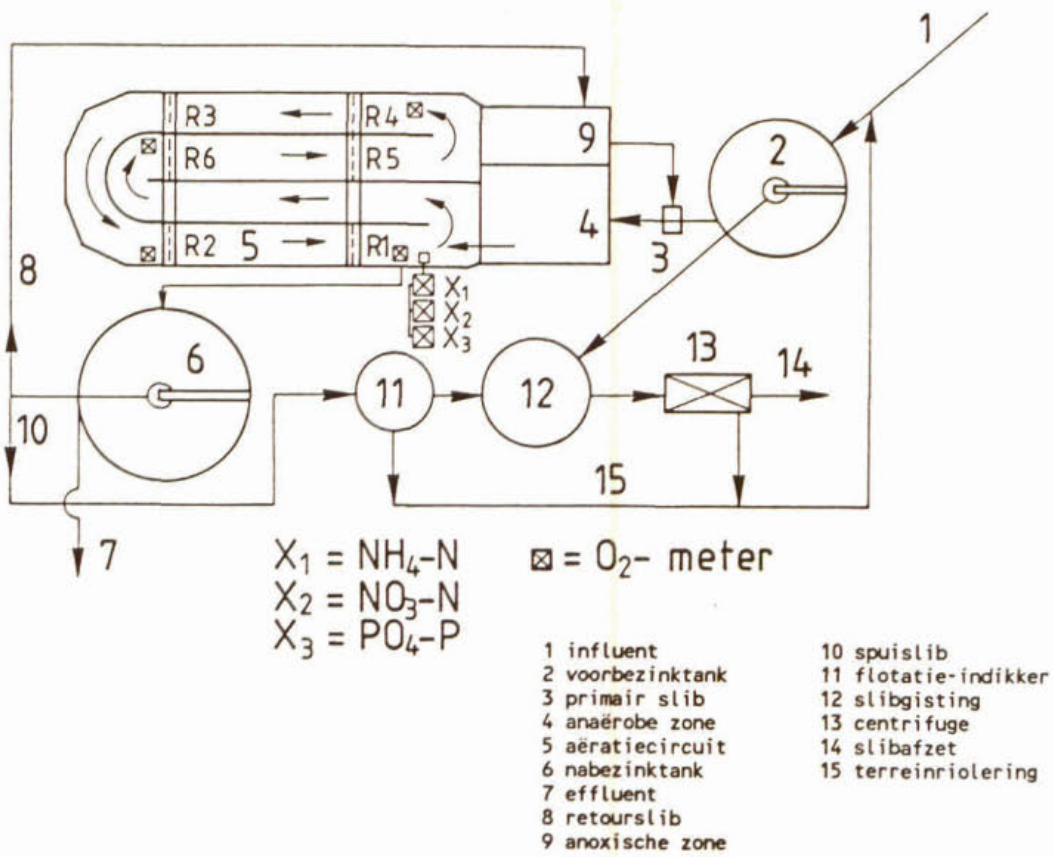
#### introductie van biologische defosfatering op rwzi Hildesheim

Halverwege de jaren tachtig is de rwzi Hildesheim aangepast voor biologische P- en N-verwijdering. Bij behandeling van 'dun' afvalwater zijn de afvalwaterkarakteristieken zeer ongunstig voor biologische P- en N-verwijdering met name de

Tabel 12: Gemiddelde samenstelling, afvalwater Hildesheim (dwa, 1990)

CZV	(mg/l)	675
BZV <sub>5</sub>	(mg/l)	250
N <sub>Kj</sub>	(mg/l)	54
t-P	(mg/l)	10
CZV	: BZV <sub>5</sub>	2,7
BZV <sub>5</sub>	: N <sub>Kj</sub>	4,6
BZV <sub>5</sub>	: t-P	25

BZV<sub>5</sub>:N<sub>Kj</sub>-verhouding. Deze verhouding daalt tot circa 1,6. Daarnaast wordt er periodiek nitraat, voornamelijk bij regenweeraanvoer, in het influent aangetroffen, als gevolg van afspoeling vanuit de landbouw. Het ontwerp voor de biologische P- en N-verwijdering in een omloopsysteem is daarom enigszins aangepast. Voor stimulering van de biologische de-



Figuur 38. Schematisch overzicht rwzi Hildesheim.

fosfatering is de anaërobe ruimte **buiten** het omloopcircuit geplaatst. In het omloopsysteem vindt simultane nitrificatie en denitrificatie plaats via aan/uitschakeling van de rotoren. Om de nitraatvracht door het retourslib naar de anaërobe ruimte verder te verminderen is een anoxische zone opgenomen **voor het retourslib**. In deze zone vindt denitrificatie plaats van het retourslib alvorens het met het afvalwater in de anaërobe ruimte gevoerd wordt. Omdat het retourslib nauwelijks meer nitraat bevat kan de anaërobe contacttijd vrij kort zijn, temeer omdat van voorbezonden afvalwater gebruik gemaakt wordt. De aangepaste situatie is in figuur 38 weergegeven.

Enkele bedrijfsgegevens, dimensionerings- en ontwerpgrondslagen zijn in tabel 13 vermeld.

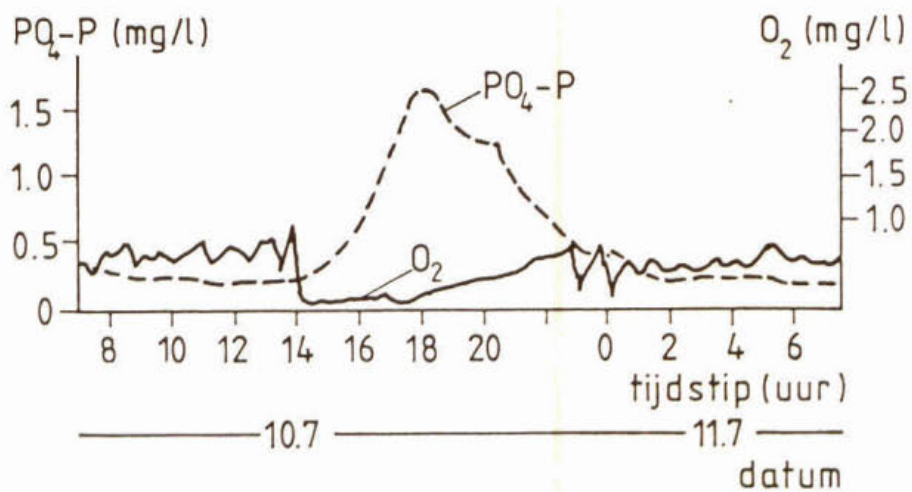
### bedrijfsvoering

Na de introductie van biologische P- en N-verwijdering kan een aantal perioden met specifieke bedrijfsvoering c.q. procesomstandigheden onderscheiden worden:

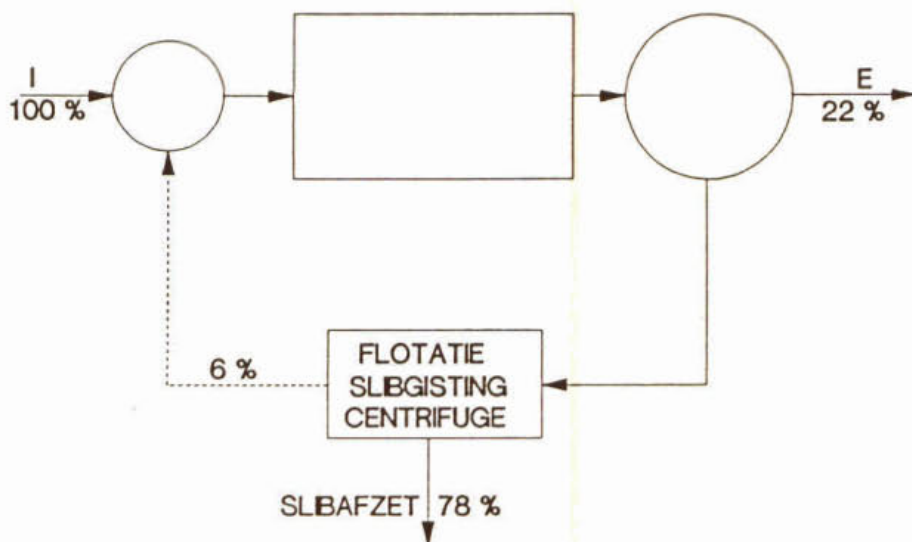
- In perioden waarbij nitraat aanwezig is in het influent (circa 6 mg N/l) en waarbij tevens sprake is van 'dun' afvalwater (circa 50 mg BZV<sub>5</sub>/l) daalt het P-verwijderingsrendement van 80 tot circa 40%.
- Tijdens een onderzoeksperiode waarbij het BZV<sub>5</sub> van het voorbezonden afvalwater verhoogd werd via het recirculeren van primair slib over de voorbezinktank, daalde het P-effluentgehalte met circa 1 mg P/l. Daarentegen nam de zuurstofvraag in de aërietank toe met circa 15% en constateerde men een lagere gasproductie bij de slibgisting.
- Voor een optimale N-verwijdering wordt de zuurstofinbreng via de zes rotoren gestuurd door een continue ammonium- en nitraatmeting van het slib/water-mengsel voor de afloop naar de nabezinktank. Het beslissingsschema van deze sturing wordt hierna weergegeven.

Tabel 13: Bedrijfsgegevens, dimensionerings- en ontwerpgrondslagen, rwzi Hildesheim

ontwerpcapaciteit:	64.000 i <sub>e</sub> (i.e. 136 g O <sub>2</sub> )
waterhoeveelheden (dwa):	625 m <sup>3</sup> /h
(max):	1250 m <sup>3</sup> /h
(gem):	9375 m <sup>3</sup> /d
oxydatiesloot	
inhoud anaërobe zone:	875 m <sup>3</sup>
contacttijd anaërobe zone:	0,7 h (dwa)
	0,35 h <sub>3</sub> (rwa)
inhoud anoxische/aërobe zone:	7100 m <sup>3</sup>
inhoud anoxische zone (slib):	625 m <sup>3</sup>
contacttijd anoxische zone:	1 h (dwa)
	0,5 h (rwa)
slibgehalte:	3,0 kg/m <sup>3</sup>
slibbelasting:	0,12 kgBZV <sub>5</sub> /kg d.s.d
beluchters:	6 rotoren
nabezinkruimte	
opp. belasting:	0,61 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .h
retourslib:	100 % van het influentdebiet
flotatie-indikker	
verblijftijd:	0,5 d
slibgisting	
verblijftijd:	30 d



Figuur 39. Invloed van een piekbelasting op het P-gehalte in het effluent.



Figuur 40. P-balans rwzi Hildesheim.

## besturing beluchtingsrotoren

rotoren 3,4: continu,  
rotoren 1,2,5,6: geregeld,  
regeling:  
prioriteit 1;  $\text{NH}_4\text{-N} \geq 3$  mg/l: geregelde rotoren aan,  
 $\text{NH}_4\text{-N} < 3$  mg/l: nagaan prioriteit 2,  
prioriteit 2;  $\text{NO}_3\text{-N} \geq 5$  mg/l: geregelde rotoren uit,  
 $\text{NO}_3\text{-N} < 5$  mg/l: na 3 minuten prioriteit 1  
nagaan.

- Ontoereikende zuurstofinbreng tijdens piekbelasting overdag, leidt tot een verhoging van de o-P-concentratie in het effluent. Dit wordt geïllustreerd in figuur 39.
- Bij geringe nitraatgehalten in het effluent ( $< 3$  mg N/l) treedt fosfaatafgifte op in de slibfase van de nabezink-tank tot circa 4 mg P/l.
- In de flotatie-indikker is de teruglevering van fosfaat afhankelijk van de verblijftijd in die indikker. Bij verblijftijden minder dan 8 uur wordt minder dan 2% van de inkomende P-vracht teruggeleverd.
- In tegenstelling tot resultaten bij andere praktijkvoorbeelden, vindt hier nauwelijks teruglevering van fosfaat plaats vanuit de anaërobe slibstabilisatie en de daaropvolgende slibontwatering. Bij een verblijftijd van circa 30 dagen wordt niet meer dan 4% van de inkomende fosfaatvracht teruggeleverd (figuur 40). De oorzaak hiervan is tot op heden nog niet duidelijk. Waarschijnlijk gaat het fosfaat wel in oplossing, maar wordt op de een of andere wijze weer chemisch vastgelegd. In een proefperiode waarbij de verblijftijd in de gisting slechts 4 dagen bedroeg, nam de teruglevering van fosfaat wel sterk toe ( $> 10\%$ ).

## resultaten

De gemiddelde fosfaatverwijdering is in tabel 14 weergegeven. Het P-gehalte in het secundaire spuislib varieert tussen 3,4 en 5,1%. In de anaërobe zone neemt het ortho-P gehalte toe tot gemiddeld 13,4 mg/l (maximaal 30 mg/l). Een fosfaatbalans wordt gegeven in figuur 40.

Tabel 14: Gemiddelde P-concentraties en -verwijderingspercentage, rwzi Hildesheim (1990)

parameter	influent (mg/l)	effluent (mg/l)	rendement (%)
totaal-P	10	2,2	78
ortho-P		1,6	

## 4.2 Conventioneel actief-slibstelsysteem

### 4.2.1 algemeen

Dit type installatie heeft de volgende kenmerken:

- aanwezigheid van een voorbezinking;
- propstroomkarakter van de aëratieruimte;





- uitgebreide slibverwerking bestaande uit een voorindikking, slibgisting en ontwateringsapparatuur.

### introductie van de biologische defosfatering

In het algemeen moet bij de introductie van biologische defosfatering bij conventionele actief-slibinstallaties aan de volgende aspecten aandacht worden besteed:

- afvalwaterkarakteristieken. De bedrijfsvoering van het actief-slibgedeelte met voorbezonden afvalwater kan uit het oogpunt van biologische defosfatering ongunstig zijn. Om beter aan de randvoorwaarden voor de  $BZV_5:P$ - en  $BZV_5:N_{kj}$ -verhouding te voldoen, kan de bedrijfsvoering aangepast worden voor winning van verzuurbare componenten, aanwezig in het primaire slib. Te noemen zijn o.a. het langer ophouden van het slib in de voorbezinktank (met of zonder recirculatie over de voorbezinktank), gebruik maken van het overloopwater afkomstig van de voorindikker (gescheiden van de indikking van secundair slib) of aparte voorverzuring van het primaire slib met recirculatie over de voorbezinktank (par. 3.4).

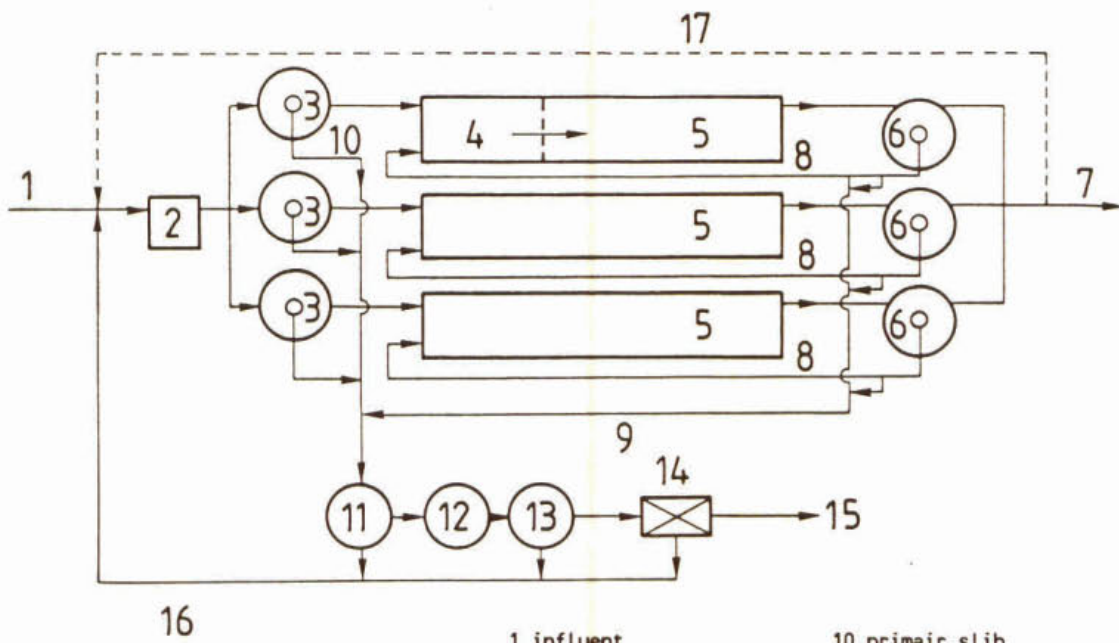
Een radicale wijziging is de bedrijfsvoering van het actief-slibproces met ruw in plaats van voorbezonden afvalwater. De voorbezinktank kan dan bijvoorbeeld bij de anaërobe zone getrokken worden, zoals bij het EASC proces (par. 3.2.2).

- anaërobe zone. Bij gebruik van voorbezonden afvalwater, al dan niet verrijkt met lagere vetzuren, hoeft de anaërobe contacttijd niet langer dan 2 uur te bedragen. Bij afvalwater met meer dan 100 mg CZV kan een anaërobe contacttijd van minder dan 1 uur voldoende zijn. In de anaërobe zone moeten mengers geplaatst worden. Het inbouwen van een aan/uitschakeling om daarmee de anaërobe contacttijd te verlengen, kan zinvol zijn. Het schakelregiem zal in de meeste gevallen proefondervindelijk vastgesteld moeten worden, aangezien (moeilijk controleerbare) slibophopingen kunnen ontstaan die sterk afhankelijk zullen zijn van de plaatselijk bestaande situatie.

- aërobe/anoxische zone. Het nitraatgehalte van het retour-slib moet laag zijn. Denitrificatie zal zoveel mogelijk ná de fosfaatafgifte in een anaërobe zone, in een anoxische zone moeten plaatsvinden. Deze zone kan gecreëerd worden door bijvoorbeeld uit een bepaald gedeelte van de installatie de beluchtingselementen te verwijderen. Intern recirculeren van aëroob actiefslib behoort hierbij tot de mogelijkheden.

Aan het eind van de aërobe zone moet enerzijds het slib aëroob naar de nabezinker overstorten, anderzijds moet voorkomen worden dat er teveel zuurstof wordt ingebracht. Een sturing op zuurstofconcentratie kan hier uitkomst bieden.

- bezinking. Binnen het nabezinkproces moet voorkomen worden dat het slib onder anaërobe omstandigheden geraakt. De belangrijkste optimalisatieparameter is hierbij de slibspiegel in de nabezinktank. Deze moet voldoende laag gehouden wor-



- |                           |                     |
|---------------------------|---------------------|
| 1 influent                | 10 primair slib     |
| 2 zandvanger/rooster      | 11 voorindikker     |
| 3 voorbezinktank          | 12 slibgisting      |
| 4 anoxische/anaërobe zone | 13 na-indikker      |
| 5 aëratieruimte           | 14 filterpers       |
| 6 nabezinktank            | 15 slibafzet        |
| 7 effluent                | 16 terreinriolering |
| 8 retourslib              |                     |
| 9 spuslib                 |                     |

Figuur 41. Schematisch overzicht rwzi Renkum-Wageningen.

den. Een goede slibindex speelt daarbij een belangrijke rol.

- slibverwerking. Gezien de uitgebreide slibverwerking die bij een conventioneel actief-slibproces meestal aanwezig is, zullen maatregelen getroffen moeten worden om te voorkomen dat het biologisch opgeslagen fosfaat weer vrijkomt of dat het opgeloste fosfaat het fosfaatrendement negatief beïnvloedt.

Bij voorindikken zal een gescheiden indikking van primair en secundair slib het minst problemen opleveren. Daarbij dient de slibverblijftijd in de secundaire slibindikking zo kort mogelijk gehouden te worden om teruglevering zoveel mogelijk te beperken. Volgt na de indikking een anaërobe slibstabilisatie dan zal het meeste biologisch opgeslagen fosfaat weer in oplossing gaan. Als er geen maatregelen getroffen worden om het vrijgekomen fosfaat in de gistingstank, na-indikker of daaropvolgende ontwateringsmethoden grotendeels te precipiteren, dan zal de slibstabilisatie alleen gericht kunnen zijn op stank- en drogestofreductie. Ontwatering zal dan achterwege moeten blijven.

#### 4.2.2 rwzi Renkum-Wageningen

##### beschrijving rwzi Renkum-Wageningen

De rwzi Renkum-Wageningen is in 1977 opgezet als een conventioneel actief-slibproces. De drie parallelle straten bestaan ieder uit een voorbezinktank, een propstroomaëratietank, een nabezinkruimte en een retourslibgemaal. Het retourslibdebiet wordt in de praktijk niet geregeld en levert een debiet van drie maal het influentdebiet bij dwa. De slibverwerking bestaat uit een voorindikker (primair en secundair slib gezamenlijk), een anaërobe slibstabilisatie, een na-indikker en een filterpers. Het proceswater van de slibverwerking wordt via de terreinriolering bij het influent gevoegd (figuur 41). Bij de bedrijfsvoering wordt s'nachts, met name in de zomer, recirculatie van effluent over de voorbezinktank toegepast ten behoeve van stankbestrijding in deze tanks. De installatie behandelt het afvalwater uit de kernen Renkum, Wageningen, Oosterbeek, Doorwerth, Heelsum en Wolfheze en is voornamelijk van huishoudelijke afkomst (circa 80 %). Het afvalwater van Renkum komt onder vrij verval op de installatie, de rest wordt via persleidingen aangevoerd. De afvalwaterkarakteristieken zijn weergegeven in tabel 15 (1987!).

Tabel 15: Gemiddelde samenstelling, afvalwater rwzi Renkum-Wageningen, (dwa, 1987)

	onbezonden	afloop voorbezinktank *
CZV (mg/l)	632	450
BZV <sub>5</sub> (mg/l)		300
N <sub>Kj</sub> (mg/l)	61	56
t-P (mg/l)	15	15
CZV : BZV <sub>5</sub>		1,5
BZV <sub>5</sub> : N <sub>Kj</sub>		5,4
BZV <sub>5</sub> : t-P		20

\* inclusief terreinriolering



In 1986 is een 2 jaar durend praktijkonderzoek uitgevoerd naar de mogelijkheden van introductie van biologische defosfatering op deze installatie.

### introductie van biologische defosfatering op rwzi Renkum-Wageningen

Ten behoeve van het onderzoek is één van de straten aangepast. Het eerste deel van de aëratietank is gaan functioneren als anaërobe zone, door de beluchtingselementen van de bodem te verwijderen. Om dezelfde beluchtingscapaciteit te behouden zijn deze elementen in de aërobe zone geplaatst. Zes mengers zijn in de anaërobe zone geplaatst, eventueel voor discontinu bedrijf. Via een scheidingswand is aan het begin van de anaërobe zone een contactzone gecreëerd. De  $BZV_5$ :P-verhouding van het afvalwater was ten tijde van het onderzoek, als gevolg van het toen nog hoge P-gehalte, vrij laag.

Ondanks het uitschakelen van de effluentrecirculatie zijn de anaërobe contacttijden vrij kort als gevolg van het hoge retourslibdebiet.

De bestaande slibverwerking werd niet echt als nadelig beschouwd voor het uiteindelijk P-verwijderingsrendement. Bij de filterpers zou namelijk een groot deel van het eventuele opgeloste fosfaat door het gebruik van chemicaliën aldaar, neergeslagen worden. Daarnaast werd een eventuele terugvoer van fosfaat verdeeld over de drie parallelle straten.

Enkele bedrijfsgegevens, dimensionerings- en ontwerpgrondslagen van de onderzoekstraat zijn weergegeven in tabel 16.

Tabel 16: Bedrijfsgegevens, dimensionerings- en ontwerpgrondslagen, rwzi Renkum-Wageningen (onderzoekstraat)

ontwerpcap. (totale rwzi):	120.000 i.e. (i.e. 180 g O <sub>2</sub> )
waterhoeveelheden (dwa):	250 m <sup>3</sup> /h
(dwa):	5000 m <sup>3</sup> /d
(rwa):	10000 m <sup>3</sup> /d
voorbezinkruimte	
opp. belasting:	1,0 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .h
beluchtingsruimte	
slibgehalte:	3,5 kg/m <sup>3</sup>
slibbelasting:	0,1 kgBZV <sub>5</sub> /kg d.s.d
inhoud anaërobe zone:	850 m <sup>3</sup>
contacttijd anaërobe zone:	1,2 h (dwa)
	0,7 h (rwa)
aantal mengers:	6 stuks
inhoud aërobe zone:	1700 m <sup>3</sup>
nabezinkruimte	
opp. belasting:	0,5 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .h
retourslib:	200-300 % van het influentdebiet
effluentrecirculatie:	15 % van het influentdebiet

### resultaten

In tabel 17 zijn de resultaten van de P- en N-verwijdering weergegeven van enkele onderzoeksperiodes.

De introductie van biologische defosfatering is niet succesvol verlopen. Als gevolg van de introductie van een anaërobe zone nam de biologische fosfaatopname wel toe tot ruim 50%, de nitrificatie bleef echter achter. Tijdens de periode waarbij de voorbezinking uitgeschakeld werd, zodat extra



verzuurbaar materiaal aangeboden werd aan de anaërobe zone, nam de biologische fosfaatverwijdering toe (de slibbelasting bleef nagenoeg gelijk). Het gebruik van effluentrecirculatie, waarbij extra nitraat werd teruggevoerd naar de anaërobe zone, had een duidelijk negatief effect op de fosfaatverwijdering. Het discontinu bedrijven van de mengers in de anaërobe zone had in deze installatie geen positief effect. Waarschijnlijk lagen de stroomsnelheden in de propstroom-aëratietank, ondermeer als gevolg van het hoge retourslibdebiet, te hoog, waardoor de anaërobe contacttijd nauwelijks verlengd werd.

Tabel 17: Resultaten van het onderzoek rwzi Renkum-Wageningen

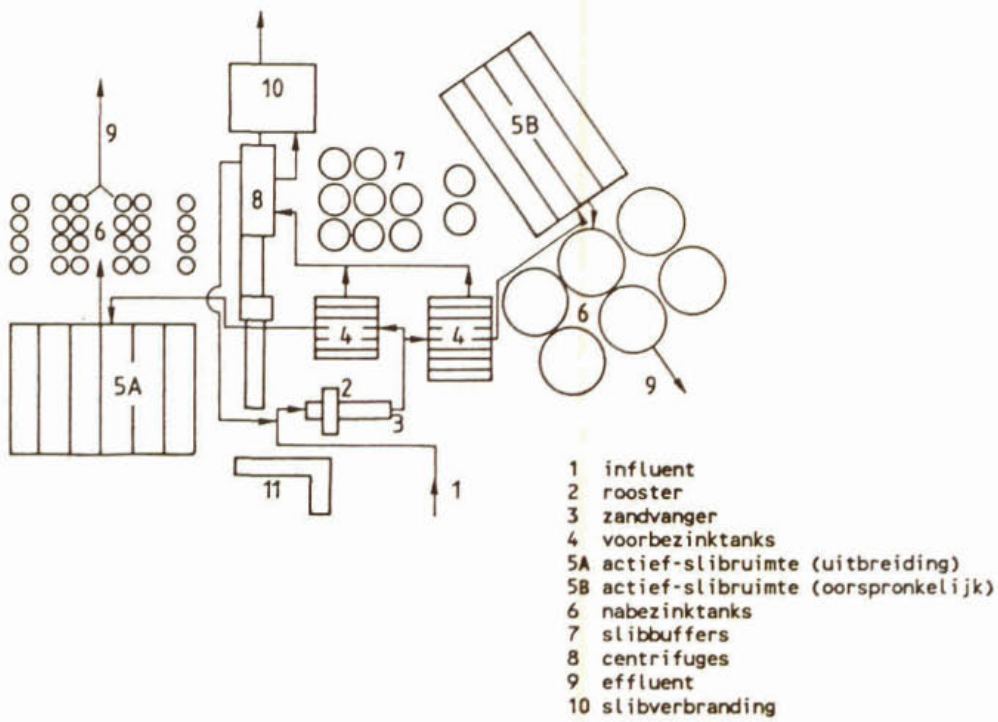
procesomstandigheid	t-P inf mg/l	o-P eff mg/l	t-P eff mg/l	rendement		temp °C
				P %	N* %	
conventioneel	12,0	10,2	10,8	16	89	8-16
biol. defosfatering	12,0	5,6	6,1	52	52	8-16
effluentrecirculatie	11,0	8,4	8,7	23	94	20
ruw afvalwater	12,6	2,3	3,0	82	64	20
mengers discontinu	11,1	6,8	7,2	38	70	8-17

• N is het nitrificatierendement

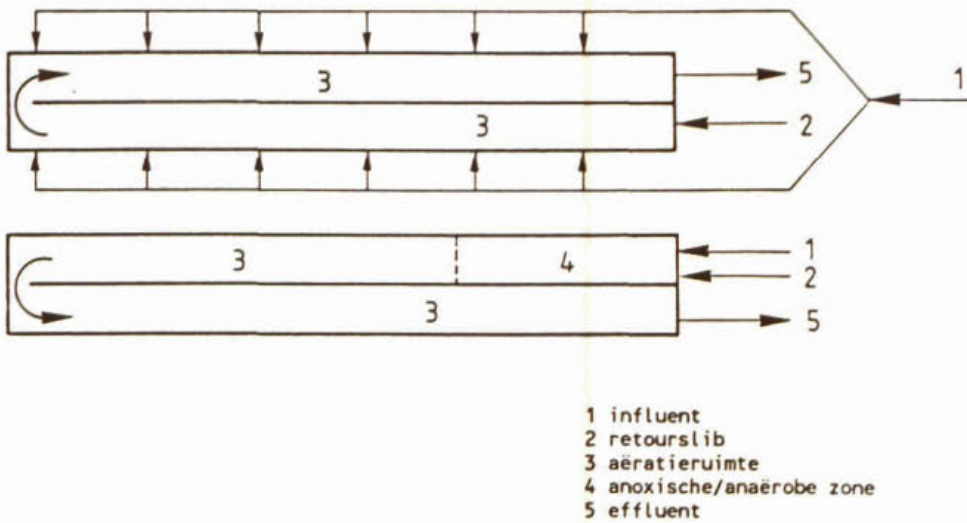
Remming door nitraat en het tekort aan vetzuren kunnen als belangrijkste oorzaken aangewezen worden voor het achterblijven van een verhoogde biologische P-opname bij een gelijkblijvende nitrificatie. Als gevolg van het hoge retourslibdebiet en de aanwezigheid van nitraat was geen sprake van een echte anaërobe zone bij het kopeinde van de aëratietank, maar van een anoxische zone. De relatief geringe hoeveelheid vetzuren aanwezig in het voorbezonden afvalwater werd gebruikt voor denitrificatie in plaats van voor fosfaatafgifte.

#### **aanpassingen voor een meer succesvolle biologische P-opname op rwzi Renkum-Wageningen**

In eerste instantie moet opgemerkt worden dat de BZV<sub>5</sub>:P-verhouding in de loop van de tijd gunstiger is geworden voor biologische P- en N-verwijdering. (1990; BZV<sub>5</sub>:P = 33). Om het P-rendement te verhogen, binnen de biologische defosfatering in het hoofdstroomproces, zullen meer aanpassingen verricht moeten worden dan bij het hiervoor genoemde praktijkonderzoek. De effluentrecirculatie zal zoveel mogelijk buiten gebruik gesteld moeten worden. Het retourslibdebiet moet omlaag gebracht worden en regelbaar zijn, zodat bij dwa-omstandigheden langere anaërobe contacttijden haalbaar zijn. Mogelijk zal het discontinu bedrijven van de mengers dan ook meer effect sorteren. Nitraat zal grotendeels in een aparte anoxische zone, ná de anaërobe zone, verwijderd moeten worden, bijvoorbeeld via interne recirculatie. Een mogelijkheid om de afvalwatersamenstelling in gunstige zin te beïnvloeden is de productie van lagere vetzuren uit primair slib, via bijvoorbeeld langere verblijftijden in de voorbezinktank of voorindikker. Daarnaast moet ernaar gestreefd worden bij de huidige slibverwerkingsmethoden de voorindiking van primair en secundair slib gescheiden uit te voeren.



Figuur 42. Overzichtssituatie rwzi Ruhleben.



Figuur 43. Schematisch overzicht aëratietanks (ongewijzigd en gewijzigd), oorspronkelijke rwzi.



#### 4.2.3 rwzi Ruhleben (Duitsland)

##### beschrijving rwzi Ruhleben

De rwzi Ruhleben is een van de twee rwzi's die het afvalwater van (West)-Berlijn behandelt. De rwzi is in 1963 gebouwd, in 1983 uitgebreid en bestaat nu eigenlijk uit twee gescheiden actief-slibinstallaties met een gezamenlijke influentaanvoer en slibverwerking. Zowel de oorspronkelijke rwzi als de uitbreiding is opgezet als een conventioneel actief-slibproces. Beide bestaan uit voorbezinktanks, aëratietanks en nabezinktanks. De aëratietanks zijn oorspronkelijk uitgevoerd als een langwerpige tank met 'steploading' als voedingspatroon en een beluchting via 'fijne'-bellenbeluchting. Het secundaire spuislib wordt onttrokken aan de aëratietanks en gelijktijdig met het primair slib ingedikt in de voorbezinktanks. Via een slibbuffer wordt het ontwaterd door centrifuges. Het proceswater van de centrifuges wordt bij het influent gevoegd. Een overzichtssituatie van de totale rwzi staat weergegeven in figuur 42. Het afvalwater komt via lange persleidingen aan op de installatie. De karakteristieken van het afvalwater staan vermeld in tabel 18.

Tabel 18: Gemiddelde samenstelling, afvalwater  
rwzi Ruhleben (1987)

		afloop voorbezinktank *
CZV**	(mg/l)	473
BZV <sub>5</sub>	(mg/l)	240
N <sub>Kj</sub>	(mg/l)	56
t-P	(mg/l)	9,3
CZV	: BZV <sub>5</sub>	2,0
BZV <sub>5</sub>	: N <sub>Kj</sub>	4,3
BZV <sub>5</sub>	: t-P	26

• inclusief terugvoer slibverwerking

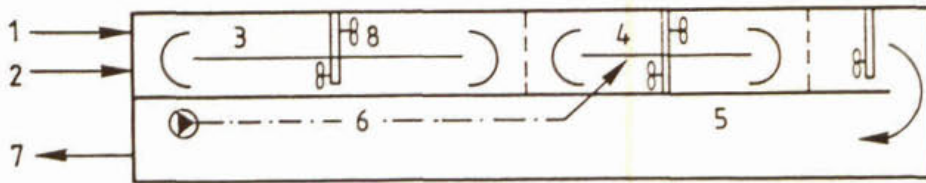
\*\* 10 à 15% van het CZV is aanwezig als lagere vetzuren

##### introductie van biologische defosfatering op rwzi Ruhleben

Onderscheid moet gemaakt worden tussen de introductie op de oorspronkelijk rwzi en op de uitbreiding.

##### - Oorspronkelijk rwzi

De aanpassing binnen deze rwzi was in eerste instantie gericht op de bestrijding van lichtslib. Het 'steploading' voedingspatroon werd verlaten door al het afvalwater bij het kopeinde van de installatie in te voeren. Door het propstroompatroon dat daarmee ontstond, werd het eerste deel van de aëratietank zuurstofgelimiteerd (figuur 43). Er was sprake van anaërobe omstandigheden. De anaërobie werd nog versterkt door de relatief hoge slibbelasting waarmee het proces bedreven werd. Door de onvolledige nitrificatie en het geringe retourdebiet was er nauwelijks sprake van enige nitratrekking.



- 1 influent
- 2 retourslib
- 3 anaërobe zone
- 4 anoxische zone
- 5 aëratieruimte
- 6 recirculatie
- 7 effluent

Figuur 44. Schematisch overzicht aëratietank (gewijzigd), uitbreiding.

## - Uitbreiding

Bij deze aanpassing betrof het een praktijkonderzoek waarbij de helft van de rwzi werd betrokken. Het onderzoek richtte zich hierbij op de inpassing van nitrificatie en denitrificatie binnen het proces van biologische defosfatering. Daartoe werd het conventionele actief-slibstelsel omgebouwd, waarbij anaërobe en anoxische ruimten deel uit gingen maken van de aëratieruimte. De anaërobe en anoxische ruimten, inclusief mengers, werden als omloopcircuits uitgevoerd. Om de verschillende ruimten van elkaar te scheiden, zijn onder het vloeistofniveau betonwanden aangebracht. Aëroob, nitraatrijk, actiefslib werd via een interne recirculatiestroom in de anoxische zone gebracht (figuur 44).

De afvalwaterkarakteristieken zijn niet ongunstig. Met name door de gereduceerde toestand waarmee het afvalwater binnenkomt, kunnen de anaërobe contacttijden relatief kort zijn. Voor beide rwzi's kunnen bij de toegepaste slibverwerkingsmethoden het vrijkomen en terugleveren van fosfaat problemen geven. In de voorbezinktank, daar waar het spuislib wordt ingedikt, heersen ideale omstandigheden voor fosfaatafgifte.

De belangrijkste bedrijfsgegevens, dimensionerings- en ontwerpgrondslagen van de beide aangepaste rwzi's zijn weergegeven in tabel 19.

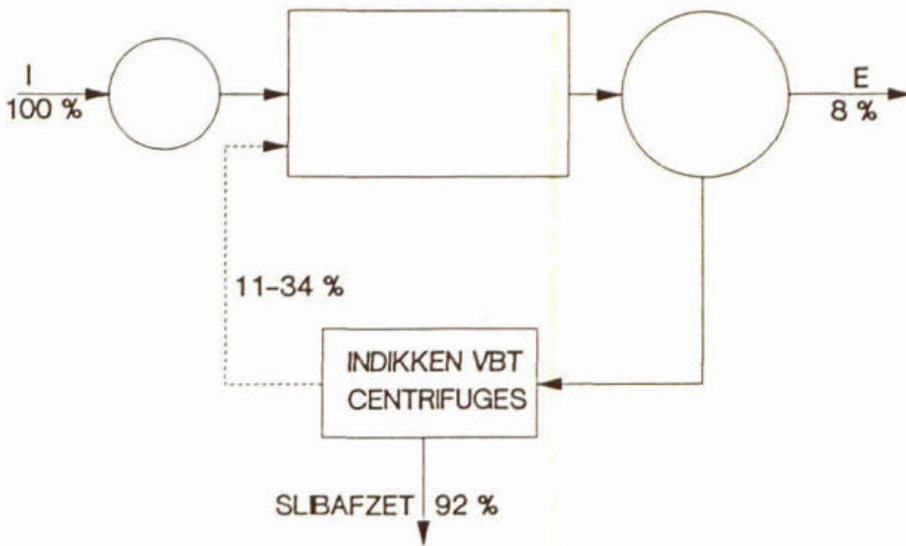
Tabel 19: Bedrijfsgegevens, dimensionerings- en ontwerpgrondslagen, rwzi Ruhleben (oorspronkelijk en uitbreiding)

	oorspronkelijk	uitbreiding	
waterhoeveelheden			
aanvoer (gemiddeld):	51.700	12.700	m <sup>3</sup> /d
beluchtingsruimte			
inhoud anaërobe zone:	2.800	2.073	m <sup>3</sup>
contacttijd anaërobe zone:	0,9	2,9	h
aantal mengers:	0	2	stuks
inhoud anoxische zone:	-	1.540	m <sup>3</sup>
aantal mengers:	-	2	stuks
inhoud aërobe zone:	12.330	5.118	m <sup>3</sup>
recirculatie:	-	283	% van het influentdebiet
slibgehalte:	4,5	2,5	kg/m <sup>3</sup>
slibbelasting:	0,21	0,16	kgBZV <sub>5</sub> /kg d.s.d
slibleeftijd:	4,5	6,1	d
nabezinkruimte			
opp. belasting:	0,4	0,4	m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .h (dwa)
retourslib:	50	35	% van het influentdebiet
slibbuffer			
slibverblijftijd	7	7	h

## bedrijfsvoering

### - oorspronkelijke rwzi

Het gewijzigde voedingspatroon resulteerde in drastische verlaging van de SVI. De SVI daalde van 200 ml/g naar gemiddeld 60 ml/g. Het retourslibdebiet kon daarom drastisch omlaag gebracht worden tot 50% van het influentdebiet. De beluchting in het eerste 'anaërobe' deel van de propstroom werd gereduceerd tot een niveau waarbij het slib/water-mengsel juist niet bezonk.



Figuur 45. P-balans rwzi Ruhleben.

## - uitbreiding

Tijdens het onderzoek werden de mengers in de anaërobe zone een bepaalde periode discontinu bedreven (5 à 15 minuten mengen, 2 à 5 uur stilstand). Deze bedrijfsvoering, waarbij de anaërobe contacttijd verhoogd werd, leidde tot een verhoogde fosfaatverwijdering. Het fosfaatrendement nam toe van 70 tot 88%, bij gelijkblijvende N-totaal-verwijdering (71 resp. 72%). Uit het onderzoek bleek dat als gevolg van de niet-beperkende BZV<sub>5</sub>:P-verhouding, de nitraatverwijdering in de anoxische zone bepaald werd door de recirculatieverhouding en de verblijftijd in de anoxische zone.

Via metingen aan de voorbezinktank is vast te komen staan dat de afloop van de voorbezinktank 1 tot 3 mg P/l meer fosfaat bevatte dan het afvalwater. Dit was toe te schrijven aan de fosfaatafgifte door het spuislib tijdens de indikking in de voorbezinktank (figuur 45). Blijkbaar is de defosfateringscapaciteit zo hoog dat deze teruglevering opgevangen kan worden binnen het actief-slibproces.

## resultaten

In tabel 20 staan de resultaten voor zowel de oorspronkelijke rwzi als voor de uitbreiding vermeld. De resultaten zijn behaald bij temperaturen van 18-20 °C. In figuur 45 is een fosfaatbalans weergegeven.

Tabel 20: Gemiddelde concentraties en rendementen rwzi Ruhleben, 1987 (A=oorspronkelijke rwzi, B=uitbreiding)

parameter	influent (mg/l)		effluent (mg/l)		rendement (%)	
	A	B	A	B	A	B
CZV	415	442	50	55	88	88
BZV <sub>5</sub>	213	224	11	6	95	97
N <sub>Kj</sub>	52	54	11,6	5,9	78	89
NH <sub>4</sub> -N	35	37	8,0	1,9	-	-
NO <sub>3</sub> -N	-	-	18,2	14,7	43*	62*
ortho-P	-	-	0,6	0,1	93	99
totaal-P	8,9	8,5	1,0	0,4	89	96

\* N-totaal-verwijdering

## 4.3 Compleet gemengde systemen

### 4.3.1 algemeen

Dit compleet gemengd actief-slibstelsel bestaat uit twee of meer in serie geschakelde oxydatietanks. Dit type installatie heeft de volgende kenmerken:

- behandeling van ruw afvalwater;
- aanwezigheid van compleet gemengde, in serie geschakelde aëratieruimten, uitgerust met puntbeluchters.

### introductie van de biologische defosfatering

Installaties van het compleet gemengde type kunnen in vele



variaties voorkomen en uitgevoerd worden. Biologische defosfatering kan daarbij op verschillende wijzen en volgens verschillende principes, zoals bijvoorbeeld volgens het Phoredox, UCT en deelstroomproces, geïntroduceerd worden.

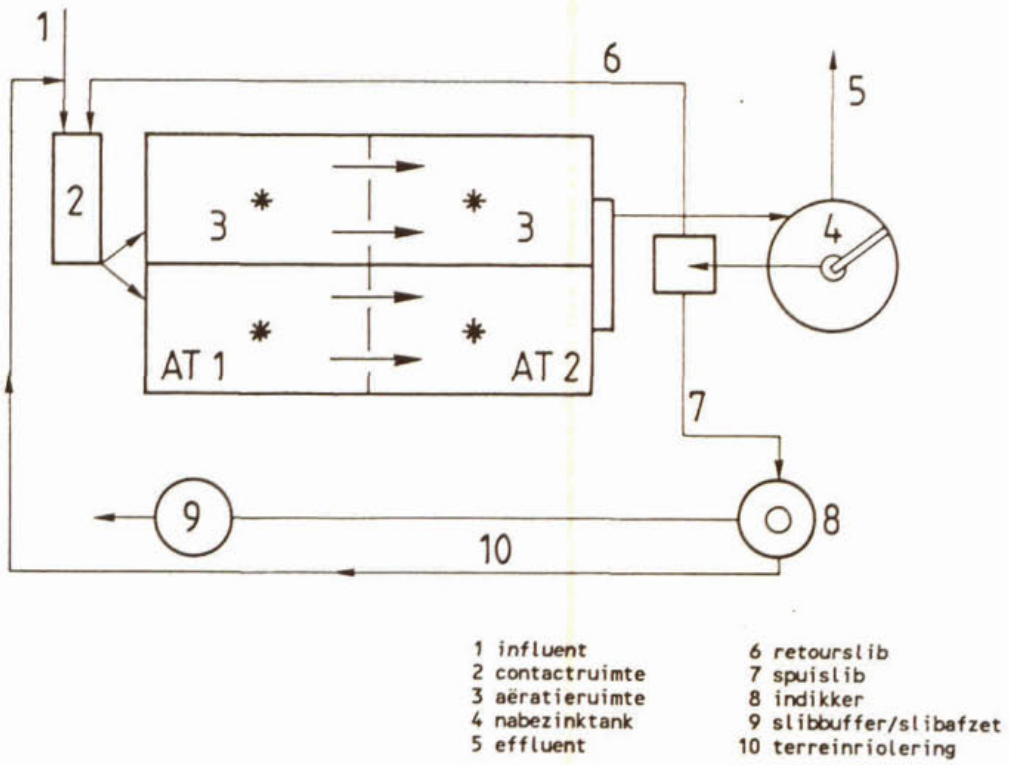
Biologische defosfatering in compleet gemengd systeem bestaande uit één oxydatietank en met een continue aanvoer van afvalwater, is niet mogelijk.

Hier wordt alleen ingegaan op de introductie van biologische defosfatering bij de zogenaamde 'Mabeg' installatie. Deze uitvoeringsvorm bestaat uit twee in serie geschakelde oxydatietanks. In het algemeen moet daarbij aan de volgende aspecten aandacht worden besteed:

- beluchtingsregiem. Kenmerkend voor dit type installatie is het alternerend beluchtingsregiem waarmee biologische defosfatering kan worden geïntroduceerd. Als gevolg van het aan/uitschakelen van de beluchters, worden anaërobe/anoxische perioden in de eerste aëratietank (AT1) en anoxische perioden in de tweede aëratietank (AT2) gecreëerd. Tijdens de onbeluchte perioden wordt het slib niet gemengd, maar bezinkt. De beluchting in beide aëratieruimten kan worden geregeld met behulp van een continue zuurstofmeting. Na een verplichte beluchtingstijd en na het bereiken van een vooraf ingesteld zuurstofgehalte, slaat de beluchter automatisch af. Een verplichte onbeluchte periode volgt. Daarnaast is handmatige instelling van de beluchtingstijden in één of beide aëratietanks mogelijk. Deze regeling, waarbij dus anaërobie 'in tijd' in plaats van 'in plaats' wordt verkregen, is niet gekoppeld aan de afvalwateraanvoer. Dit betekent dat ook perioden voorkomen waarbij het afvalwater juist tijdens een beluchte periode binnenkomt. Op dat moment is er geen sprake van anaërobie, hoogstens van simultane denitrificatie en nitrificatie als de zuurstofconcentratie laag is. Tijdens perioden met hogere watertemperatuur is de zuurstofoverdracht geringer. Bijstelling van het regiem om meer anaërobie te verkrijgen, kan dan noodzakelijk zijn. Het schakelregiem zal in de meeste gevallen proefondervindelijk geoptimaliseerd moeten worden.

- afvalwaterkarakteristieken. De bedrijfsvoering met onbezonden afvalwater is gunstig uit het oogpunt van biologische defosfatering. Het afvalwater zal naar alle waarschijnlijkheid voldoen aan de randvoorwaarden voor de  $BZV_5:P$ - en  $BZV_5:N_{kj}$ -verhouding. Lagere vetzuren zullen tijdens de anaërobe fase in het actief-slibproces geproduceerd moeten worden. Bij aanwezigheid van een industrieel aandeel of een lange persleiding, resulterend in hoge vetzuurconcentraties, kunnen kortere contacttijden voldoende zijn.

- bezinking. Binnen het nabezinkproces moet voorkomen worden dat het slib onder anaërobe omstandigheden geraakt. De belangrijkste optimalisatieparameter is hierbij de slibspiegel in de nabezinktank. Deze moet voldoende laag gehouden worden. Een goede slibindex speelt daarbij een belangrijke rol. Bij dit type installatie moet bedacht worden dat wanneer de beluchter in AT2 afslaat, het slib zuurstofloos wordt en er anoxische omstandigheden ontstaan. Ondanks het feit dat er



Figuur 46. Schematisch overzicht rwzi Bunnik.



relatief minder drogestof naar de nabezinktank gevoerd wordt (AT2 fungeert bij het afslaan van de beluchter als slibbuffer), moet bij dit type installatie extra aandacht geschonken worden aan het bezinkingsproces.

- slibverwerking. Het fosfaatrijke slib dient zo snel mogelijk verwerkt en afgevoerd te worden. De verblijftijden bij een eenvoudige slibverwerking, bijvoorbeeld een gravitatie-indikker, dienen daarom zo kort mogelijk gehouden te worden. Bij een uitgebreidere slibverwerking waarbij fosfaatafgifte tijdens de slibverwerking het fosfaatrendement negatief beïnvloedt, kan via dosering van chemicaliën de terugvoer van fosfaat beperkt worden.

#### 4.3.2 rwzi Bunnik

##### beschrijving rwzi Bunnik

De rwzi Bunnik, gebouwd in 1972, behandelt het afvalwater van de kernen Bunnik, 't Goy en Goysedorp. De installatie bestaat uit een zandvanger die tevens dienst doet als contactruimte, twee parallelle straten van ieder twee in serie geschakelde volledig gemengde oxydatietanks (AT1 en AT2) en een nabezinktank. Het spuislib wordt alvorens het vanuit een slibbuffer naar de landbouw wordt afgezet, ingedikt in een gravitatie-indikker (figuur 46).

Het afvalwater is voor 50% afkomstig van de industrie (limonadefabriek) en voor het overige deel van huishoudelijke aard. De afvalwaterkarakteristieken zijn vermeld in tabel 21. (1987!)

Tabel 21: Gemiddelde samenstelling, afvalwater  
Bunnik (1986-1987)

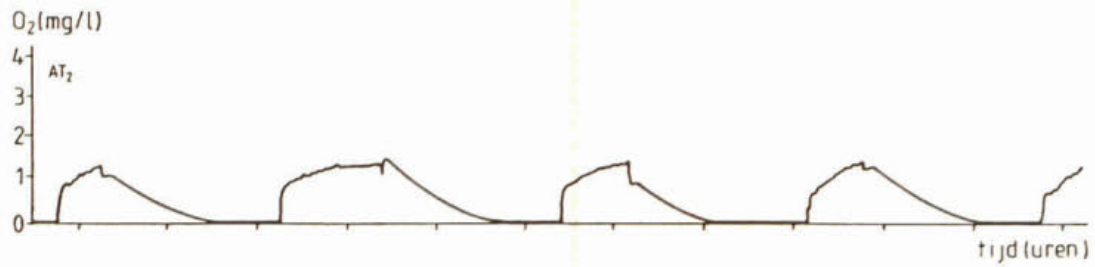
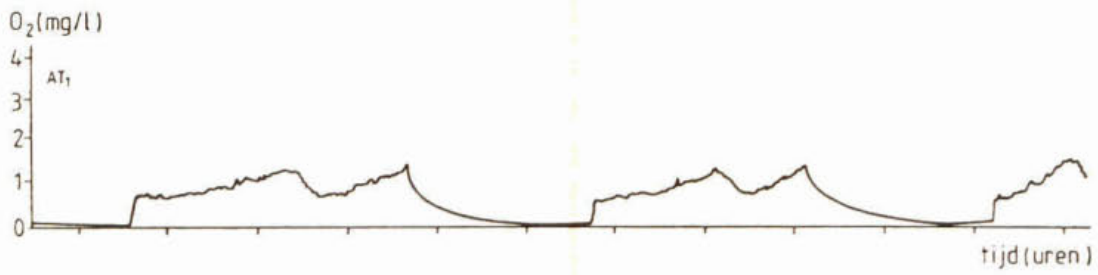
CZV*	(mg/l)	720
BZV <sub>5</sub>	(mg/l)	267
N <sub>Kj</sub>	(mg/l)	41
t-P	(mg/l)	13
<hr/>		
CZV	: BZV <sub>5</sub>	2,7
BZV <sub>5</sub>	: N <sub>Kj</sub>	6,5
BZV <sub>5</sub>	: t-P	20

- circa 20% van het CZV is aanwezig in de vorm van lagere vetzuren, voornamelijk acetaat

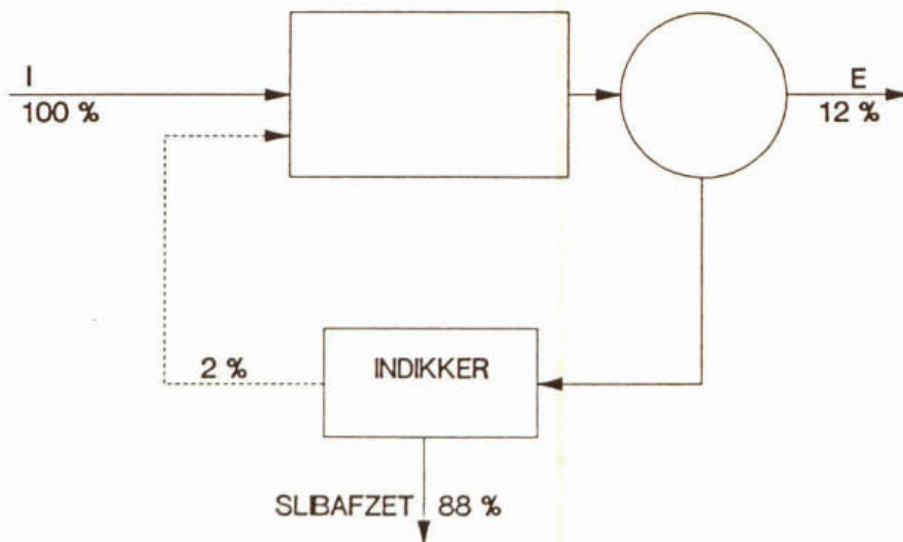
##### introductie van biologische defosfatering op rwzi Bunnik

Sinds 1980 worden de beluchters in beide aëratietanks alternerend bedreven. Hiermee worden anaërobe/anoxische perioden geïntroduceerd. In eerste instantie heeft dit plaatsgevonden uit het oogpunt van energiebesparing. Gedurende bepaalde delen van het etmaal werden namelijk hoge zuurstofgehalten (>3 mg O<sub>2</sub>/l) geregistreerd. De lengte van de onbeluchte en beluchte perioden zijn experimenteel vastgesteld.

De samenstelling van het influent is vanwege het hoge industriële aandeel gunstig voor introductie van biologische defosfatering. Naast de lage stikstofgehalten, bevat dit industriële afvalwater een hoog gehalte aan makkelijk verzuurbare componenten. Het lagere vetzuurgehalte in het influent



Figuur 47. Verloop  $O_2$ -concentratie bij alternerende beluchting, rwzi Bunnik.



Figuur 48. P-balans rwzi Bunnik.

bedraagt daarom meer dan 100 mg CZV/l.

Er is geen uitgebreide slibverwerking aanwezig, zodat nauwelijks teruglevering van fosfaat verwacht mag worden. Enkele bedrijfsgegevens, dimensionerings- en ontwerpgrondslagen zijn in tabel 22 vermeld.

Tabel 22: Bedrijfsgegevens, dimensionerings- en ontwerpgrondslagen, rwzi Bunnik

ontwerpcapaciteit:	32.000 i <sub>3</sub> e. (i.e. 180 g O <sub>2</sub> )
waterhoeveelheden (dwa):	450 m <sup>3</sup> /h
(max):	900 m <sup>3</sup> /h
(gem):	4500 m <sup>3</sup> /d
zandvanger/contactruimte	
inhoud:	75 m <sup>3</sup>
aëratiebasins	
inhoud totaal:	6400 m <sup>3</sup>
anaërobe contacttijd: */**	1,5 h (dwa)
slibgehalte:	3,5 kg/m <sup>3</sup>
slibbelasting:	0,04 kgBZV <sub>5</sub> /kg d.s.d
nabezinkruimte	
opp. belasting:	0,5 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .h
retourslib:	100 % van het influentdebiet
indikker	
slibverblijftijd:	1 d

- Een exacte contacttijd berekenen is moeilijk aangezien de beluchter ook afslaat als er geen afvalwater binnenkomt.
- \*\* Een onbeluchte tijd in AT1 wordt als anaërobe periode beschouwd, een onbeluchte periode in AT2 als anoxische.

## bedrijfsvoering

De contactruimte wordt gemengd door middel van 'grove' bel-lenbeluchting.

Het beluchtingregiem in beide aëratieruimten is als volgt voor AT1 en AT2 ingesteld: 2 uur onbelucht,  
0,5 uur verplicht belucht,  
variabel belucht tot 2 mg O<sub>2</sub>/l.

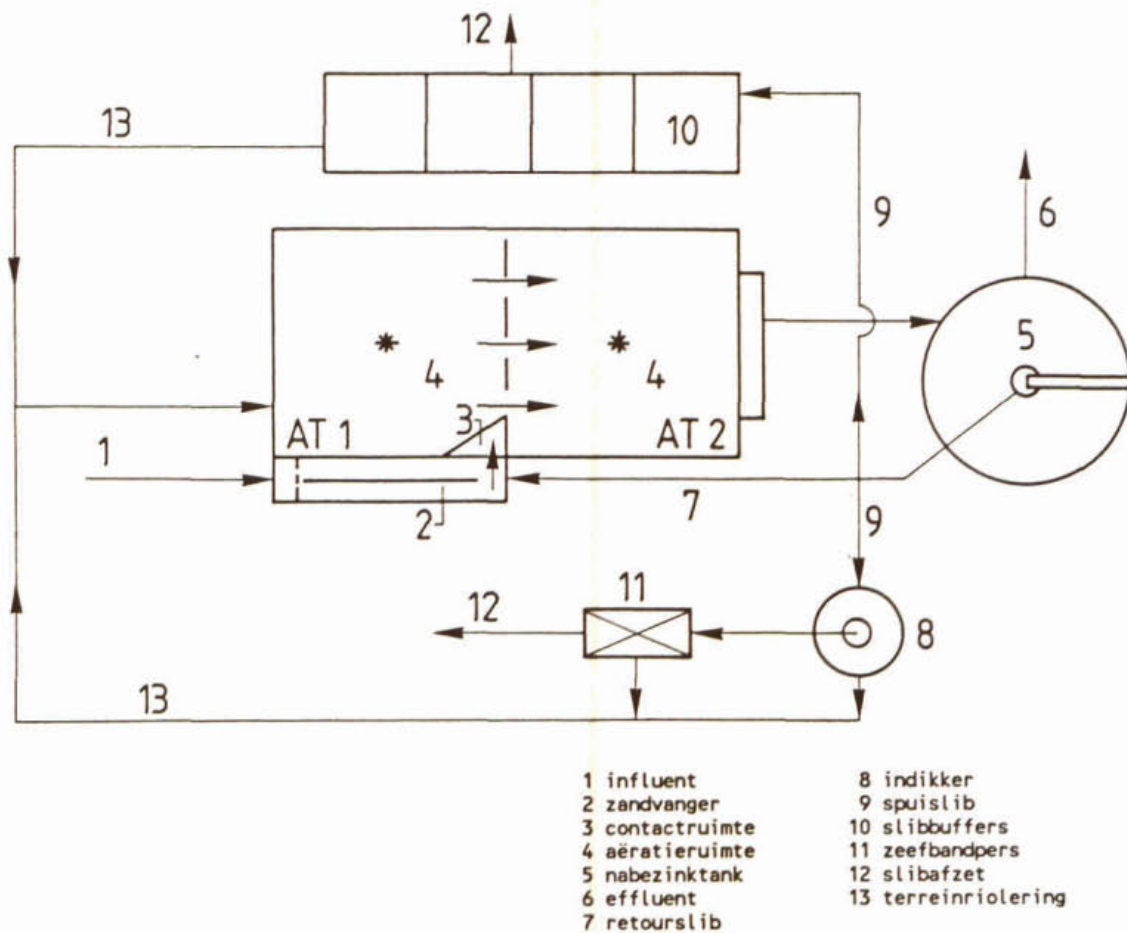
In de praktijk betekent dit dat de beluchters in AT1 en AT2 resp. 10 en 14 uur per etmaal stil staan. Een voorbeeld van het verloop van het zuurstofgehalte in beide aëratieruimten staat weergegeven in figuur 47.

Als gevolg van het afslaan van de beluchters in AT2, raakt het slib na een bepaalde tijd zuurstofloos. Dit slib wordt ook in de nabezinktanks gevoerd. Er zijn geen bedrijfsgegevens bekend van een eventuele fosfaatafgifte die hier op zou kunnen treden.

De gemiddelde slibverblijftijd in de gravitatie-indikker is redelijk kort, namelijk één dag. Het ortho-P gehalte in het overloopwater van de indikker bedraagt circa 10 mg/l. De uiteindelijke hoeveelheid teruggevoerde fosfaat is daardoor zeer gering (figuur 48).

## resultaten

In tabel 23 zijn de resultaten van de rwzi Bunnik weergegeven. Het P-gehalte in het afgevoerde slib is circa 3%. In figuur 48 wordt een fosfaatbalans gepresenteerd.



Figuur 49. Schematisch overzicht rwzi Montfoort.

Tabel 23: Gemiddelde concentraties (gewogen) en rendementen, rwzi Bunnik (1985)

parameter	influent (mg/l)	effluent (mg/l)	rendement (%)
CZV	720	53	93
BZV <sub>5</sub>	267	6	98
N <sub>Kj</sub>	41	4	90
NO <sub>3</sub> -N	-	0,5	89 *
totaal-P	13,3	1,6	88
ortho-P	-	0,9	93

\* N-totaal-verwijdering

#### 4.3.3 rwzi Montfoort

##### beschrijving rwzi Montfoort

De rwzi Montfoort, gebouwd in 1972, bestaat uit een zandvang, een contactruimte in de eerste aëratieruimte, twee in serie geschakelde aëratietanks (AT1 en AT2) en een, te krap gedimensioneerde, nabezinktank. Een deel van het spuislib wordt na passage van een doorstroom-gravitatie-indikker, verwerkt in een zeefbandpers. Het grootste deel van het spuislib wordt opgeslagen in slibbuffers, die tevens als indikers fungeren. De afzet vanuit deze slibbuffers naar de landbouw is zeer onregelmatig. Het proceswater afkomstig van de zeefbandpers en de slibbuffers wordt via de terreinriole-ring teruggebracht in de eerste aëratietank (figuur 49). De installatie behandelt het afvalwater van de kernen Montfoort en Linschoten en is voor 80% van huishoudelijke afkomst. 20% Van het afvalwater is afkomstig van de industrie, ondermeer een slachterij. In tabel 24 staan de afvalwaterkarakteristieken weergegeven.

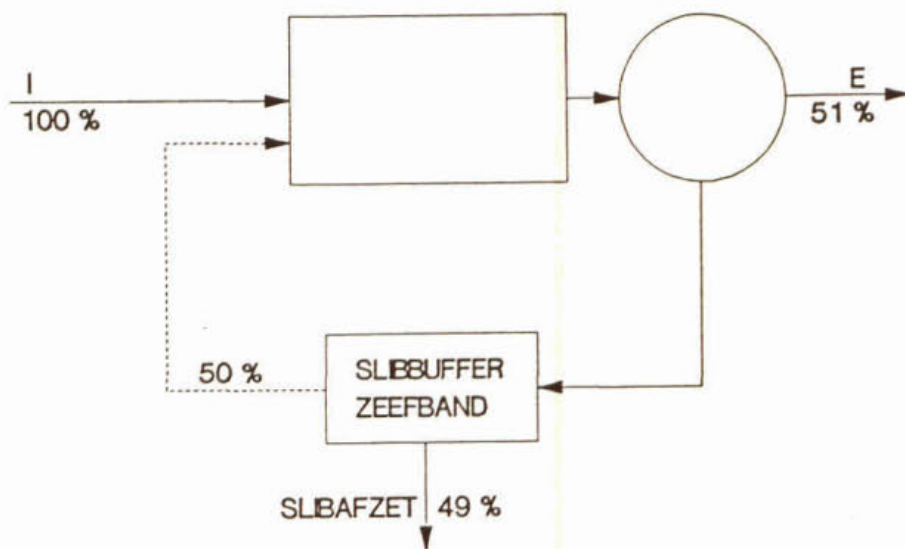
Tabel 24: Gemiddelde samenstelling, afvalwater Montfoort (dwa, 1987-1988)

CZV*	(mg/l)	641
BZV <sub>5</sub>	(mg/l)	267
N <sub>Kj</sub>	(mg/l)	54
t-P	(mg/l)	14
CZV	: BZV <sub>5</sub>	2,4
BZV <sub>5</sub>	: N <sub>Kj</sub>	4,9
BZV <sub>5</sub>	: t-P	19

• 10% van het CZV is aanwezig in de vorm van lagere vetzuren, voornamelijk acetaat.

##### introductie van biologische defosfatering op rwzi Montfoort

De beluchters in beide aëratieruimten worden alternerend bedreven. Als gevolg van het alternerende beluchtingsregiem worden er anaërobe/anoxische perioden in de eerste aëratietank en anoxische perioden in de tweede aëratietank gecreëerd. De afvalwaterkarakteristieken zijn vrij ongunstig als gevolg van het (nog) hoge fosfaatgehalte in het afvalwater. Bij deze installatie kunnen problemen verwacht worden door een teruglevering van fosfaat uit de slibverwerking. Als gevolg van de onregelmatige afzet in de landbouw kan de verblijftijd in de slibbuffers oplopen tot circa 2 maanden. Ter



Figuur 50. P-balans rwzi Montfoort.

verhoging van het drogestofgehalte wordt incidenteel het slib langer opgehouden in de nabezinktank, alvorens het verder verwerkt wordt. Fosfaatafgifte in de nabezinktank kan verwacht worden.

Enkele bedrijfsgegevens, dimensionerings- en ontwerpgrondslagen zijn in tabel 25 vermeld.

### bedrijfsvoering

Het beluchtingregiem in de aëratietanks AT1 en AT2 is als volgt ingesteld:

AT1; 1 uur belucht,  
10 minuten verplicht belucht,  
variabel belucht tot 0,9 mg O<sub>2</sub>/l.

AT2; 0,5 uur onbelucht,  
0,5 uur verplicht belucht,  
variabel belucht tot 2,5 mg O<sub>2</sub>/l.

In de praktijk betekent dit dat in de wintermaanden de beluchter in AT1 circa 14 uur per etmaal uitgeschakeld is. De beluchter in AT2 draait vrijwel continu. In de zomermaanden wordt er minder zuurstof ingebracht waardoor de beluchter in AT1 circa 8 uur per etmaal uitgeschakeld is.

Tabel 25: Bedrijfsgegevens, dimensionerings- en ontwerpgrondslagen, rwzi Montfoort

ontwerpcapaciteit:	14.000 i.e. (i.e. 180 g O <sub>2</sub> )
waterhoeveelheden (dwa):	180 m <sup>3</sup> /h
(max):	440 m <sup>3</sup> /h
(gem):	2600 m <sup>3</sup> /d
contactruimte	
inhoud:	25 m <sup>3</sup>
aëratiebasins	
inhoud totaal:	3500 m <sup>3</sup>
anaërobe contacttijd: */**	1,3-2,2 h
slibgehalte:	4-4,5 kg/m <sup>3</sup>
slibbelasting:	0,05 kgBZV <sub>5</sub> /kg d.s.d
nabezinkruimte	
opp. belasting:	1,0 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .h
retourslib:	275 m <sup>3</sup> /h
indikker	
slibverblijftijd:	3 h
slibbuffers	
slibverblijftijd:	0-2 maanden

• Een exacte contacttijd berekenen is moeilijk aangezien de beluchter ook afslaat als er geen afvalwater binnenkomt.

\*\* Een onbeluchte tijd in AT1 wordt als anaërobe periode beschouwd, een onbeluchte periode in AT2 als anoxische.

Als gevolg van het afslaan van de beluchters in AT2 raakt het slib na een bepaalde tijd zuurstofloos. Dit slib wordt ook in de nabezinktanks gevoerd. Daarnaast fungeert de nabezinktank incidenteel als indikker. Enkele malen gaf het effluent een verhoging van het ortho-P gehalte met circa 2 mg/l te zien. Dit was het gevolg van het vrijkomen van fosfaat in de nabezinktank.

Zowel in het overloopwater van de slibbuffer als in het water vrijkomend bij de zeefbandpers is er sprake van hoge ortho-P gehalten, resp. 42 en 120 mg/l. Deze gehalten zorgen voor een totale P-terugvoer van circa 50%, betrokken op de fosfaataanvoer met het afvalwater (figuur 50).





## resultaten

De extra biologische fosfaatverwijdering op de rwzi Montfoort is nader onderzocht. Tevens zijn de verschillende stromen afkomstig van de slibverwerking bemonsterd en geanalyseerd. Een groot gedeelte van het fosfaat wordt teruggeleverd aan het actief-slibproces (figuur 50). Daarna is gedurende een aantal weken een combinatie met chemische defosfatering uitgevoerd. IJzerchloride werd in een drainput aan het proceswater, afkomstig van de slibverwerking, gedoseerd. De doseringshoeveelheid was op basis van 100 mg P/l circa 0,8 mol/mol. Daarna werd het de aëratietank ingepompt. De uiteindelijke Me/P dosering, betrokken op het P-gehalte van het afvalwater, was 0,3-0,4 mol/mol. De resultaten staan vermeld in tabel 26.

tabel 26: Resultaten rwzi Montfoort (A is alleen biologisch, B is biologisch gecombineerd met chemisch)

parameter		influent *		effluent		rendement	
		A	B	A	B	A	B
CZV	(mg/l)	525	563	59	54	89	90
N <sub>Kj</sub>	(mg/l)	54	57	0,7	0,3	99	99
NO <sub>3</sub> -N	(mg/l)	-	-	5,4	4,4	89	92 **
ortho-P	(mg/l)	-	-	5,0	2,6		
totaal-P	(mg/l)	12	11	5,9	2,9	49	75

• influent exclusief terreinriolering

\*\* N-totaal rendement

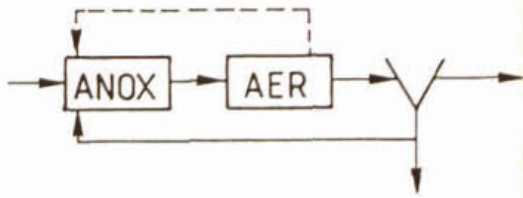
Met het alternerende beluchtingsregiem is een biologische fosfaatverwijdering haalbaar van circa 50%, onder volledig nitrificerende omstandigheden en onder de gegeven slibwerkingsmethoden. Uit de fosfaatbalans blijkt dat een groot deel van het vastgelegde fosfaat via het proceswater teruggevoerd wordt naar het actief-slibproces. De lange verblijftijden in de slibbuffers zijn hier met name debet aan. Doserings van chemicaliën aan het proceswater, waarbij de precipitatie van het ortho-fosfaat in de drainput ruim 80% bedroeg, resulteert in een verhoging van het rendement tot 75%.

Voor een verdere verhoging van het fosfaatverwijderingsrendement zal de slibverwerking anders opgezet moeten worden. Daarnaast zou een hogere dosering van chemicaliën tot een lager P-effluentgehalte kunnen leiden. Een verlenging van de anaërobe contacttijd kan tevens tot een hogere biologische P-opname leiden. Daartoe zullen de beluchtings- en nabezinkcapaciteit binnen deze installatie wél uitgebreid moeten worden.

### 4.4 Systemen met voordennitrificatie

#### 4.4.1 algemeen

Een installatie, uitgerust met een voordennitrificatie, is geen op zichzelfstaand type van een actief-slibinstallatie, maar is een actief-slibstelsel met een karakteristieke procesvoering, namelijk een waarbij N-totaal verwijdering plaatsvindt door middel van nitrificatie in een aërobe ruimte en denitrificatie in een voorgeschakelde anoxische ruim-



Figuur 51. Voorgeschakelde denitrificatie.

te. Een vereenvoudigd schema is weergegeven in figuur 51. Vaak vindt recirculatie van aëroob, nitraatrijk, actiefslib naar de anoxische fase plaats. Binnen deze procesvoering met voordennitrificatie zijn vele varianten van typen installaties mogelijk, onder andere afhankelijk van het te behandelde afvalwater (ruw, voorbezonden), de vorm van de aëratieruimte (propstroom, compleet gemengd) en slibverwerkingsmethoden (eenvoudig, uitgebreid).

### **introductie van de biologische defosfatering**

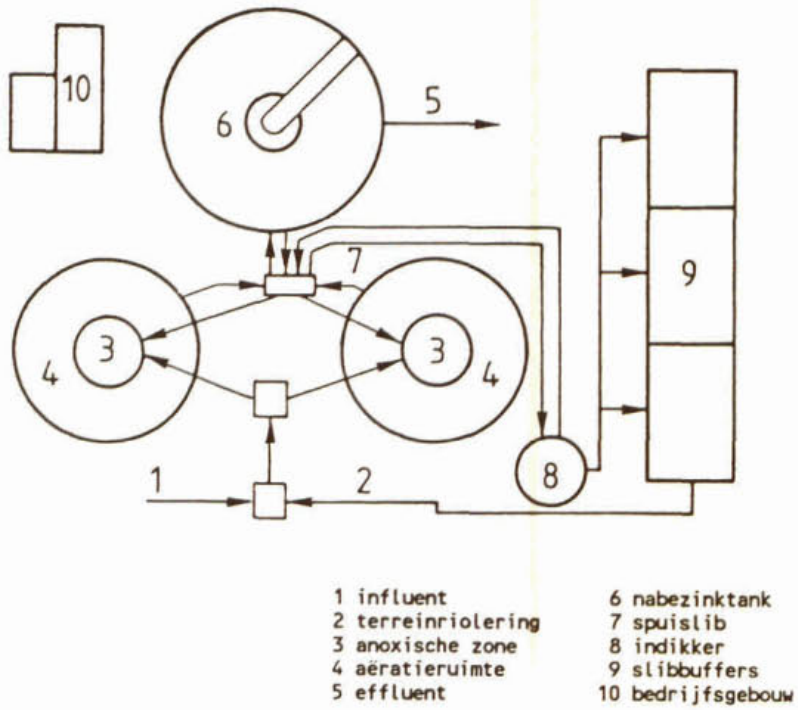
Een procesvoering waarbij retourslib en afvalwater tezamen komen in een onbeluchte ruimte die ingericht is voor denitrificatie geeft bij de introductie van biologische defosfatering en daarmee de introductie van een anaërobe zone, het probleem dat de fosfaatafgifte als gevolg van substraatconcurrentie tussen denitrificeerders en acinetobacters geremd zal worden. Bij hoge vetzuurconcentraties zal in het algemeen weinig remming optreden en kunnen denitrificatie en fosfaatafgifte simultaan plaatsvinden. Echter bij procesvoeringen waarbij het substraat (acetaat) de limiterende factor zal zijn, moet afgeweken worden van het systeem van voorgeschakelde denitrificatie. Naast de keuze voor een deelstroomproces kan dit op twee manieren:

- \* De denitrificatie zal in een anoxische zone ná de aërobe zone moeten plaatsvinden. Als gevolg van veel te lage (endogene) denitrificatiesnelheden zal deze ruimte groter gedimensioneerd moeten worden dan bij een voorgeschakelde denitrificatieruimte. De denitrificatiesnelheid kan verhoogd worden door het doseren van externe C-bron aan de anoxische ruimte. Hetzelfde geldt voor een zone waar simultane nitrificatie en denitrificatie optreden ná de anaërobe zone.
- \* De anoxische zone zal ná de anaërobe zone, maar vóór de aërobe zone gesitueerd moeten worden, bijvoorbeeld volgens het UCT-principe. Interne recirculatiestromen zijn dan nodig (par. 3.2.2).

Daarnaast moet bij de introductie van biologische defosfatering in een installatie, uitgerust met voorgeschakelde denitrificatie, aan de volgende aspecten aandacht worden besteed:

- afvalwaterkarakteristieken. Om in de voorgeschakelde anoxische zone de fosfaatafgifte niet te remmen, moet een zo hoog mogelijke vetzuurconcentratie in het afvalwater bereikt worden. Bij voorbezonden afvalwater dat weinig lagere vetzuren bevat (concentratie minder dan 50 mg CZV/l) kan overwogen worden extra vetzuren te produceren uit primair slib (par. 3.4). De aanwezigheid van een industrieel aandeel of een lange persleiding kan ook resulteren in hogere vetzuurconcentraties.

- anaërobe/anoxische zone. Daar waar retourslib en afvalwater tezamen komen moet de anaërobe zone aanvangen. Echter wanneer de substraatconcentratie voor de fosfaatafgifte li-



Figuur 52. Schematisch overzicht rwzi Coevorden.

mitterend is, zal het retourslib slechts een geringe hoeveelheid nitraat mogen bevatten. Bij hoge nitraatconcentraties zal de procesvoering moeten worden aangepast, zoals hiervoor beschreven is. Bij afvalwater dat meer dan 100 mg CZV/l aan lagere vetzuren bevat, kunnen beide processen, fosfaatafgifte en denitrificatie, gelijktijdig plaatsvinden en zal een onbeluchte (anaërobe/anoxische) contacttijd van 1 uur voldoende zijn.

In de anaërobe/anoxische zone moeten zonodig mengers geplaatst worden.

- aërobe zone. Aan het eind van de aërobe zone moet enerzijds het slib aëroob naar de nabezinker overstorten, anderzijds moet voorkomen worden dat er teveel zuurstof wordt ingebracht. Een sturing op zuurstofconcentratie kan hier uitkomst bieden.

- bezinking. Binnen het nabezinkproces moet voorkomen worden dat het slib onder anaërobe omstandigheden geraakt. Bij lage nitraatconcentraties in het retourslib moet aan dit punt extra aandacht worden geschonken. De belangrijkste optimalisatieparameter is hierbij de slibspiegel in de nabezinktank. Deze moet voldoende laag gehouden worden. Een goede slibindex speelt daarbij een belangrijke rol.

- slibverwerking. Het fosfaatrijke slib dient zo snel mogelijk verwerkt en afgevoerd te worden. De verblijftijden in de (eenvoudige) slibverwerking, bijvoorbeeld een gravitatie-indikker, dienen daarom zo kort mogelijk gehouden te worden. Bij een uitgebreidere slibverwerking, waarbij fosfaatafgifte tijdens de slibverwerking het fosfaatrendement negatief beïnvloedt, kan via dosering van chemicaliën de terugvoer van fosfaat beperkt worden.

#### 4.4.2 rwzi Coevorden

##### beschrijving rwzi Coevorden

De rwzi Coevorden, in 1982 in gebruik genomen, is een actief-slibinstallatie die bestaat uit twee parallelle oxidatietanks van het Schreibertype en één nabezinktank. Het spuisslib wordt via een doorstroomgravitatie-indikker naar slibbuffers geleid. Vanuit deze buffers wordt het in de landbouw afgezet. Het decantatiewater van de buffers en het overloopwater van de indikker worden resp. via het influent en retourslibgemaal opnieuw in het zuiveringsproces gebracht (figuur 52).

De zuivering behandelt het afvalwater van de kernen Coevorden, Dalerpeel, Nieuwe Krim en Steenwijksmoer. Het afvalwater is voor 65% van huishoudelijke aard. De overige 35% is industrieel afvalwater, voornamelijk afkomstig van een cartonagebedrijf. De gemiddelde samenstelling van het afvalwater wordt vermeld in tabel 27.



## introductie van biologische defosfatering op rwzi Coevorden

De installatie is ontworpen om een vergaande stikstofverwijdering te bereiken volgens het systeem van voordennitrificatie. Naast een goede N-verwijdering vindt er tevens een extra biologische P-verwijdering plaats. Uit onderzoek bleek dat de fosfaatafgifte in de onbeluchte binnenring bevordert wordt door toename van de lozing van een cartonagebedrijf. De hoge vetzuurconcentraties in het influent als gevolg van deze industriële lozing, oplopend tot circa 175 mg CZV/l, hebben tot gevolg dat denitrificatie en fosfaatafgifte gelijktijdig in de anaërobe/anoxische binnenring kunnen plaatsvinden.

Tabel 27: Gemiddelde samenstelling, afvalwater Coevorden (1990)

CZV*	(mg/l)	738
BZV <sub>5</sub>	(mg/l)	270
N <sub>Kj</sub>	(mg/l)	49
t <sup>-</sup> P	(mg/l)	7
<hr/>		
CZV	: BZV <sub>5</sub>	2,7
BZV <sub>5</sub>	: N <sub>Kj</sub>	5,5
BZV <sub>5</sub>	: t <sup>-</sup> P	39

\*20 á 25% van het CZV is aanwezig in de vorm van lagere vetzuren, voornamelijk acetaat

De industriële lozing maakt het afvalwater uitstekend geschikt voor biologische defosfatering, juist in een systeem met voorgeschakelde denitrificatie. Enkele gegevens over de bedrijfsvoering en dimensionerings- en ontwerpgrondslagen zijn vermeld in tabel 28.

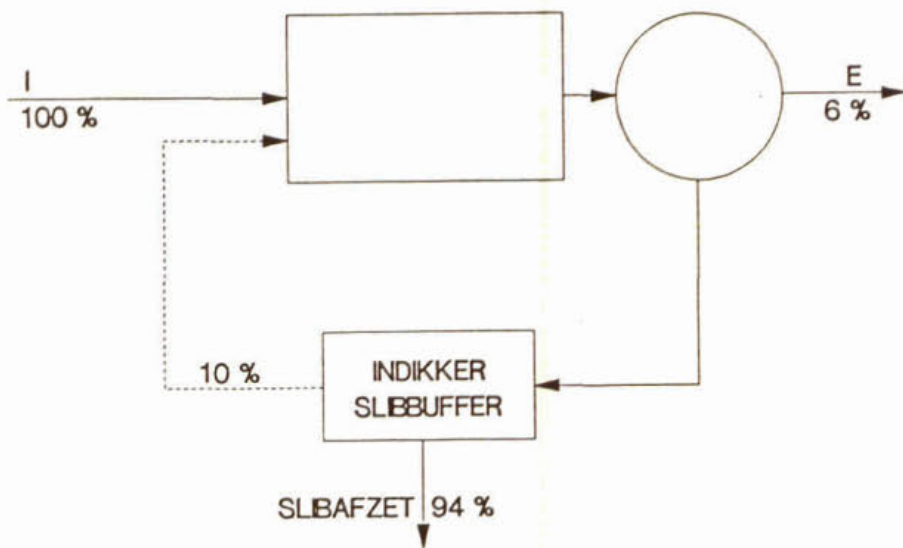
Tabel 28: Bedrijfsgegevens, dimensionerings- en ontwerpgrondslagen, rwzi Coevorden.

ontwerpcapaciteit:	20.000 i <sub>3</sub> e. (i.e. 180 g O <sub>2</sub> )
waterhoeveelheden (dwa):	450 m <sup>3</sup> /h
(max):	900 m <sup>3</sup> /h
(gem):	3600 m <sup>3</sup> /d (dwa)
Schreiber	
inhoud anaërobe/anoxische zone:	1050 m <sup>3</sup>
contacttijd binnenring:	1,4 h (dwa)
	1,4 h <sub>2</sub> (rwa)
inhoud aërobe zone:	5810 m <sup>3</sup>
slibgehalte:	3 kg/m <sup>3</sup>
slibbelasting:	0,05 kgBZV <sub>5</sub> /kg d.s.d
nabezinkruimte	
opp. belasting:	0,75 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .h
retourslib:	300 m <sup>3</sup> /h
indikker	
slibverblijftijd:	2-3 uur
slibbuffers	
slibverblijftijd:	0-2 maanden

## bedrijfsvoering

Binnen de zuivering bestaat de mogelijkheid van recirculatie van effluent naar de anaërobe ruimte. Hier wordt in de praktijk geen gebruik van gemaakt.

Bij rwa passeert maximaal 450 m<sup>3</sup>/uur de onbeluchte binnenring; de overige aanvoer wordt rechtstreeks naar de beluchte buitenring gevoerd. Zodoende blijft de minimale anoxisch-/anaërobe contacttijd van 1,4 uur gehandhaafd.



Figuur 53. P-balans rwzi Coevorden.



Het zuurstofgehalte in de aërobe periode wordt gestuurd op 1-1,5 mg O<sub>2</sub>/l via drie compressorstanden.

Het drogestofgehalte in de installatie wordt vrij nauwgezet geregeld; tijdens winterperiode (T < 12°C) op 3,6 g/l, tijdens de zomer op 2,7 g/l.

Bij een ontoereikende beluchtingscapaciteit blijkt enerzijds de N-verwijdering onvoldoende te zijn, anderzijds blijft de fosfaatopname achter als gevolg van een zuurstoftekort in de aërobe zone en/of een fosfaatafgifte in de nabezinktank.

De teruglevering van fosfaat uit de slibverwerking is circa 10% van de influentaanvoer (figuur 53). Blijkbaar is de defosfateringscapaciteit binnen dit actief-slibproces zo groot dat deze teruglevering geen negatieve invloed heeft op het P-rendement.

## resultaten

De resultaten van de praktijkinstallatie, na uitbreiding van de beluchtingscapaciteit, zijn in tabel 29 vermeld. Het gemiddelde P-gehalte in het slib bedroeg in 1990 2,2%. In figuur 53 is een fosfaatbalans weergegeven.

Tabel 29: Gemiddelde concentraties (gewogen) en rendementen, rwzi Coevorden (1990)

parameter	influent (mg/l)	effluent (mg/l)	rendement (%)
CZV	738	60	92
BZV <sub>5</sub>	270	3	99
N <sub>Kj</sub>	49	4	92
N-totaal	49	8	84
P-totaal	7	0,4	94

## 4.5 UCT-proces

### 4.5.1 algemeen

Het UCT-proces is geen op zichzelfstaand type installatie, maar is een biologisch defosfaterend actief-slibstelsel, waarbij sprake is van een karakteristieke procesvoering. De plaats van de anaërobe, anoxische en aërobe zone, alsmede de daarbijbehorende recirculatiestromen zijn kenmerkend voor het UCT-proces. Een vereenvoudigd schema van het UCT-proces is in figuur 21 weergegeven. Voor een algemene beschrijving van het UCT-proces wordt verwezen naar par. 3.2.2.

Bij nieuwbouw of aanpassing van een bestaande installatie volgens het UCT-principe dient aandacht te worden besteed aan de volgende aspecten:

- afvalwaterkarakteristieken. Het UCT-principe kan toegepast worden op zowel onbezonden als bezonden afvalwater. De bedrijfsvoering met onbezonden afvalwater is uit oogpunt van biologische defosfatering en denitrificatie gunstiger. Onbezonden afvalwater zal naar alle waarschijnlijkheid voldoen aan de randvoorwaarden voor de BZV<sub>5</sub>:P- en BZV<sub>5</sub>:N<sub>Kj</sub>-verhoudingen. Bij voorbezonden afvalwater dat weinig lagere vetzuren bevat (concentratie minder dan 50 mg CZV/l), kan overwogen worden vetzuren te produceren uit primair slib (par. 3.4).



- anaërobe zone. Het afvalwater en het recirculatieslib uit de anoxische zone worden in deze eerste zone samengebracht. Bij een goed werkende anoxische zone zal de remmende invloed van nitraat gering zijn. Bij voorbezonken afvalwater met vetzuurconcentraties van meer dan 50 mg CZV/l zal een contacttijd van 1 uur voldoende zijn. Bij gebruik van onbezonken afvalwater zullen de vetzuren in de anaërobe zone moeten worden geproduceerd. De anaërobe contacttijd zal dan in het algemeen langer dan 1 uur moeten zijn om profijt te hebben van de vetzuren die uit het primaire slib geproduceerd kunnen worden.

In de anaërobe zone moeten mengers geplaatst worden voor menging van het actiefslib. Het inbouwen van een aan/uitschakeling voor de mengers is zinvol omdat dan de contacttijd eenvoudig verlengd kan worden. Het schakelregiem zal in de meeste gevallen proefondervindelijk bepaald moeten worden, aangezien (moeilijk controleerbare) slibophopingen kunnen ontstaan, die sterk afhankelijk zullen zijn van de plaatselijk bestaande situatie.

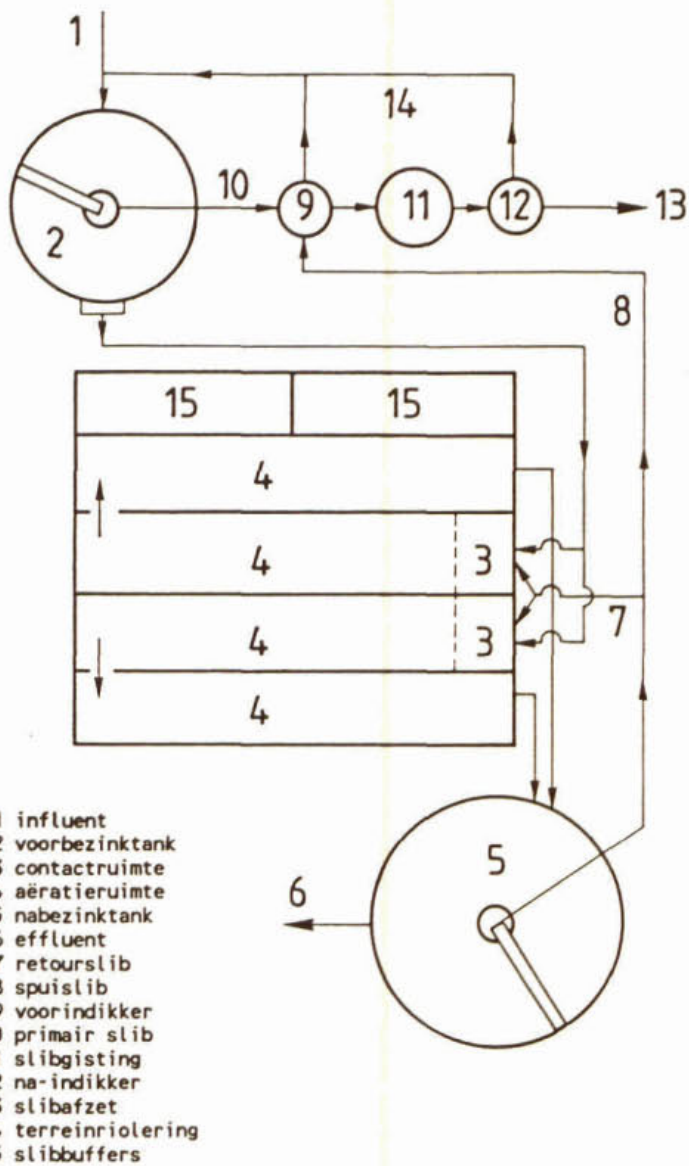
- aërobe/anoxische zone. De anoxische zone, die evenals de anaërobe zone geen beluchtingselementen bevat, zal gemengd moeten worden. Voor de recirculatie van aëroob slib naar de anoxische zone, alsmede voor recirculatie van anoxisch slib naar de anaërobe zone moet aan het einde van elke zone een recirculatiepomp geplaatst worden.

Aan het eind van de aërobe zone moet enerzijds het slib aëroob naar de nabezinker overstorten, anderzijds moet voorkomen worden dat er teveel zuurstof wordt ingebracht. Dit heeft namelijk een remmende invloed op de denitrificatie in de anoxische zone. Een sturing op zuurstofconcentratie kan hier uitkomst bieden.

- bezinking. Binnen het nabezinkproces moet voorkomen worden dat het slib onder anaërobe omstandigheden geraakt. De belangrijkste optimalisatieparameter is hierbij de slibspiegel in de nabezinktank. Deze moet voldoende laag gehouden worden. Een goede slibindex speelt daarbij een belangrijke rol. Als het ontwerp van de nabezinkruimte het toelaat, kan de recirculatie vanuit de aërobe zone naar de anoxische zone via het opvoeren van de retourslibcapaciteit uitgevoerd worden.

- slibverwerking. Het fosfaatrijke slib dient zo snel mogelijk verwerkt en afgevoerd te worden. De verblijftijden in de (eenvoudige) slibverwerking, bijvoorbeeld een gravitatie-indikker, dienen daarom zo kort mogelijk gehouden te worden. Bij een uitgebreidere slibverwerking zal een gescheiden verwerking van het primaire en fosfaatrijke secundaire slib de terugvoer van fosfaat kunnen beperken. Ook dan dient de verwerkingstijd van het secundaire slib zo kort mogelijk gehouden te worden.

Bij fosfaatafgifte tijdens de slibverwerking kan via dosering van chemicaliën de terugvoer van fosfaat beperkt worden.



Figuur 54. Schematisch overzicht rwzi Holten (oude situatie).

- sturing. De twee recirculatiepompen en eventueel de re-tourslibpomp zullen zo ingeregeld moeten worden dat dit tot een optimale N- en P-verwijdering leidt. Via continue meting van bijvoorbeeld de redoxpotentiaal of de nitraatconcentratie in de drie verschillende zones, zouden de recirculatie-debieten naar de anaërobe en anoxische zone geregeld kunnen worden. Kwalitatief kan aangegeven worden dat bij afwezigheid van nitraat in de anoxische zone (redoxpotentiaal laag), de recirculatie vanuit de aërobe zone opgevoerd kan worden. Als de nitraatconcentratie in de anoxische zone hoog is (redoxpotentiaal hoog) zal een verlaging van de recirculatie naar de anaërobe zone tot een lagere remming van de fosfaatafgifte leiden. De optimale instellingen zullen echter proefondervindelijk bepaald moeten worden.

#### 4.5.2 rwzi Holten

##### beschrijving rwzi Holten

De rwzi Holten is in 1977 opgezet als een conventioneel actief-slibproces bestaande uit een voorbezinktank, twee parallelle propstroomaëratietanks, inclusief contactzones en een nabezinktank. De slibverwerking bestaat uit een voorindikker, een anaërobe slibgisting, een na-indikker, twee uitgistingstanks en slibdroogbedden (figuur 54). De installatie verwerkt het afvalwater uit de kernen Holten, Markelo en Bathmen. Het afvalwater wordt via persleidingen aangevoerd. De verblijftijd hierin is bij dwa gemiddeld één dag. Het afvalwater is voor 85% van huishoudelijke herkomst en voor 15% van de industrie (waaronder een slachterij en een weifabriek). Het overloopwater van de voorindikker komt via de voorbezinktank in de beluchtingsruimte. De afvalwaterkarakteristieken zijn weergegeven in tabel 30.

Tabel 30: Gemiddelde samenstelling, afvalwater Holten, (dwa, 1990)

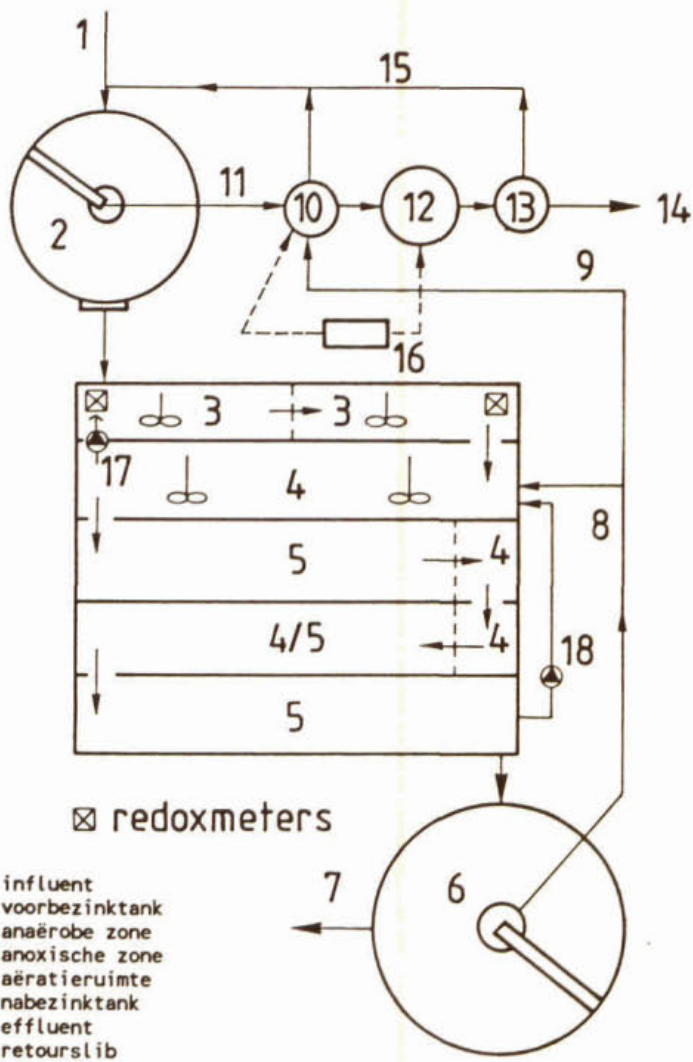
	onbezonden	afloop voorbezinktank **
CZV* (mg/l)	790	1400
BZV <sub>5</sub> (mg/l)	300	640
N <sub>Kj</sub> (mg/l)	65	65
t-P (mg/l)	11	11
CZV : BZV <sub>5</sub>	2,6	2,2
BZV <sub>5</sub> : N <sub>Kj</sub>	4,6	9,8
BZV <sub>5</sub> : t-P	27	58

• 5% van het CZV in het onbezonden afvalwater is aanwezig in de vorm van lagere vetzuren

\*\* inclusief overloop voorindikker

##### introductie van biologische defosfatering op rwzi Holten

In 1990 is besloten de onderbelaste installatie aan te passen voor biologische N- en P-verwijdering volgens het UCT-principe. De aëratietank was zo gesitueerd dat het relatief eenvoudig was de procesvoering te wijzigen. De samenstelling van het voorbezonden afvalwater voldoet ruim aan de randvoorwaarden voor biologische fosfaatverwijdering. Als gevolg



⊠ redoxmeters

- 1 influent
- 2 voorbezinktank
- 3 anaërobe zone
- 4 anoxische zone
- 5 aëratieruimte
- 6 nabezinktank
- 7 effluent
- 8 retourslib
- 9 spuislib
- 10 voorindikker
- 11 primair slib
- 12 slibgisting
- 13 na-indikker
- 14 slibafzet
- 15 terreinriolering
- 16 ijzerdosering
- 17 recirculatie
- 18 recirculatie

Figuur 55. Schematisch overzicht rwzi Holten (nieuwe situatie).

van het persleidingenstelsel en de terugvoer van het overloopwater van de voorindikker bevat het voorbezonden afvalwater veel makkelijk verzuurbaar materiaal. Ten behoeve van de biologische N- en P-verwijdering volgens het UCT principe zijn de volgende aanpassingen uitgevoerd;

De beide toevoeren van voorbezonden afvalwater zijn samen getrokken en komen nu uit aan het kopeinde van de anaërobe zone.

De twee uitgistingbakken, gesitueerd langs de aëratietank, zijn bij het actief-slibcircuit getrokken en doen dienst als anaërobe zone. Aangezien het afvalwater een vrij hoog gehalte aan verzuurbaar materiaal bevat, hoeft de vrij korte anaërobe contacttijd van een half uur niet beperkend te zijn. Voor de menging zijn twee straalbeluchters op de bodem geplaatst, die geschakeld worden via een tijd klok. Zowel aan het begin als aan het eind van de anaërobe zone bevinden zich redoxpotentiaal meters.

Bij de twee zones die fungeren als anoxische zone is de beluchting verwijderd c.q. de beluchttingsintensiteit sterk verminderd. In de eerste anoxische zone worden mengers geplaatst. In de tweede anoxische zone wordt zoveel lucht ingebracht als nodig is voor menging van het slib. Er is een regelbare waaierpomp in de muur van de eerste anoxische zone geplaatst, die het anoxische slib naar het kopeinde van de anaërobe zone brengt.

Bij de voormalige contactzones zijn de twee voormalige beluchttingscircuits met elkaar verbonden. De lucht die als gevolg van het uitschakelen en 'knijpen' van de beluchting niet meer in de anoxische zones wordt ingebracht, wordt nu via de bestaande beluchtingselementen in de aërobe zone gebracht. Daarmee blijft het zuurstofinbrengvermogen van de installatie gelijk. De regelbare recirculatiepomp die aan het einde van de aërobe zone is geplaatst, brengt het slib/water-mengsel in de bestaande retourslibvijzel. Het recirculatieslib wordt zodoende te zamen met het retourslib in de eerste anoxische zone gebracht.

Teneinde de teruglevering van fosfaat vanuit de slibverwerking te beperken, wordt ijzerhydroxyde-slib afkomstig van een drinkwaterbedrijf gedoseerd aan de gisting (tevens voor H<sub>2</sub>S-bestrijding) en ijzerchloride aan het overloopwater van de indikker.

De nieuwe situatie is schematisch weergegeven in figuur 55. Enkele bedrijfsgegevens, dimensionerings- en ontwerpgrondslagen zijn weergegeven in tabel 31.

### **bedrijfsvoering**

De belangrijkste aanpassingen zijn eind 1990, begin 1991 uitgevoerd.

De aanvoerverhouding anoxisch slib : afvalwater in de anaërobe zone is circa 1. De mengers in de anaërobe zone worden discontinu bedreven. Twee minuten mengen per vier uur is daarbij voldoende. De redoxpotentiaalmetingen worden voor continue registratie gebruikt. Aan het eind van de anaërobe zone is de redoxpotentiaal -440 mV. Er is dus sprake van





anaërobie. s'Nachts omstreeks 3.00 tot het moment waarop er weer afvalwater binnenkomt loopt de redoxpotential op tot

Tabel 31: Bedrijfsgegevens, dimensionerings- en ontwerpgrondslagen, rwzi Holten (nieuwe situatie)

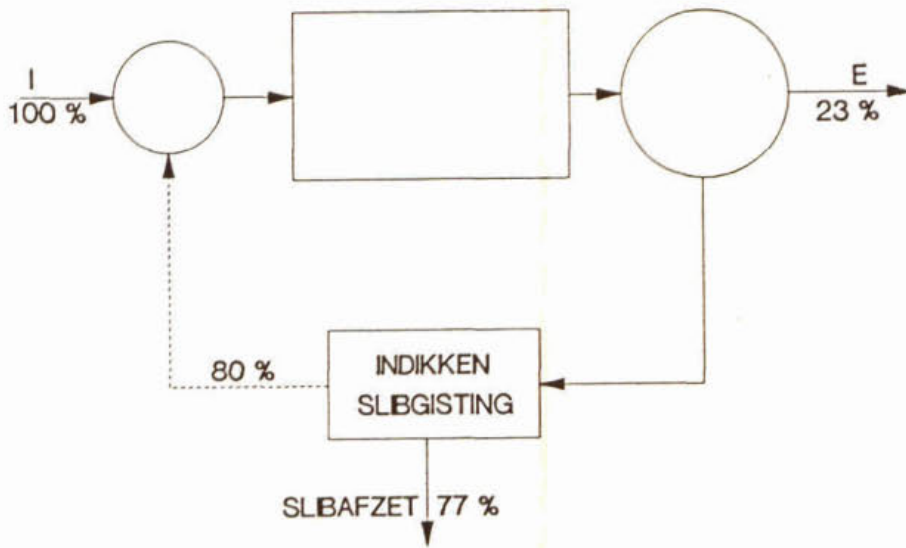
ontwerpcapaciteit:	54.000 i.e. (i.e. 180 g O <sub>2</sub> )
werkelijke belasting AT:	30.000 i.e. (i.e. 180 g O <sub>2</sub> )
waterhoeveelheden (dwa):	350 m <sup>3</sup> /h
(max):	1000 m <sup>3</sup> /h
(gem):	3500 m <sup>3</sup> /d (dwa)
voorbezinkruimte	
opp. belasting:	1,5 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .h
beluchttingsruimte	
inhoud anaërobe zone:	350 m <sup>3</sup>
contacttijd anaërobe zone:	0,5 h (dwa)
	0,25 h (rwa)
aantal mengers:	2 stuks
inhoud anoxische zone:	900-1600 m <sup>3</sup>
aantal mengers:	2 stuks
recirculatie:	400 m <sup>3</sup> /h (1000 m <sup>3</sup> /h max.)
inhoud aërobe zone:	2100-1400 m <sup>3</sup>
recirculatie:	400 m <sup>3</sup> /h
slibgehalte:	5,5-6,0 kg/m <sup>3</sup>
slibbelasting:	0,05 kgBZV <sub>5</sub> /kg d.s.d
nabezinkruimte	
opp. belasting:	0,7 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .h
retourslib:	300-660 m <sup>3</sup> /h
voorindikker	
slibverblijftijd:	ca. 3-4 d
slibgisting	
verblijftijd:	ca. 60 d

circa -100 mV, hetgeen anoxische omstandigheden betekent. De eerste anoxische zone kan zowel gemengd worden door middel van 'krappe' beluchting of door mengers. De sturing van de regelbare recirculatiepompen in de anoxische en aërobe zone via de redoxmeting is op dit moment nog niet operationeel.

De recirculatiepomp in de aërobe zone brengt de uiteindelijke recirculatieverhouding tussen slib vanuit de anaërobe zone en anoxisch slib (retourslib + recirculatieslib) in de eerste anoxische zone op vijf.

Aan het eind van de aërobe zone wordt het zuurstofgehalte door middel van een zuurstofsturing op een gehalte van 0,5-1,0 mg/l gehouden.

Bij rwa neemt het slibgehalte in de slibzak van de nabezink-tank sterk toe. Het slib kan overgaan in anaërobe omstandigheden; de daarmee gepaardgaande fosfaatafgifte heeft een stijging van circa 0,5 mg o-P/l in het effluent tot gevolg. Na de introductie van biologische defosfatering nam het ortho-P-gehalte in het overloopwater van de voorindikker en in het slijkwater van de slibgisting toe tot resp. 65 en 300 mg P/l. Uiteindelijk werd ca. 80% van het fosfaat weer gere-turneerd (zie ook fosfaatbalans). Dit had een doorslag van fosfaat in het effluent tot gevolg (effluent: 2-4 mg P/l). Vervolgens werd het vrijkomende fosfaat vastgelegd via een ijzerchloridedosering aan de voorindikker en een ijzerhydroxide dosering aan de gisting. De doseringshoeveelheden zijn stoichiometrisch. De fosfaatconcentratie in het overloopwater van de indikker wordt hiermee teruggebracht tot minder dan 10 mg P/l.



Figuur 56. P-balans rwzi Holten.

## resultaten

De resultaten betreffen een bedrijfsvoering met temperaturen boven 12°C.

Na de introductie van biologische P- en N-verwijdering is de acinetobacteractiviteit sterk toegenomen, tot zelfs 20 mg P/g d.s.. Het P-gehalte in het slib was daarbij toegenomen tot ca. 4,5 %. Het gemiddelde gehalte aan totaal-P bereikte een niveau van minder dan 1 mg P/l. Na enige tijd trad een doorslag van fosfaat op in het effluent als gevolg van fosfaatterugvoer vanuit de slibverwerking. Een fosfaatbalans ten tijde van de fosfaatdoorslag is weergegeven in figuur 56.

Na chemicaliëndosering bij de slibverwerking ligt het totaal-P gehalte in het effluent onder de 1 mg/l (ortho-P effluent < 0,4 mg P/l). De nitrificatie is vrijwel compleet. Als gevolg van zwevende stof is het  $N_{kj}$ -gehalte in het effluent circa 4 mg N/l. Nitraatgehalten in het effluent variëren tussen 1 en 5 mg N/l.

### 4.6 Biedenipho-proces

#### 4.6.1 algemeen

Het Biedenipho-proces is geen op zichzelfstaand type installatie, maar is een biologisch defosfaterend actief-slibstelsysteem, waarbij sprake is van een karakteristieke procesvoering. Biedenipho is een biologisch defosfaterend proces dat gekenmerkt wordt door een alternerende voeding van twee gekoppelde aëratieruimten met anoxische en aërobe fasen. Om de biologische defosfatering te stimuleren is een anaërobe zone voorgeschakeld. Voor een algemene beschrijving en een vereenvoudigd schema van het Biedenipho-proces wordt verwezen naar par. 3.2.2 en figuur 22.

Bij nieuwbouw of aanpassing van een bestaande installatie volgens het Biedenipho-principe dient aandacht te worden besteed aan de volgende aspecten:

- afvalwaterkarakteristieken. Het Biedenipho-principe kan toegepast worden op zowel onbezonken als bezonken afvalwater. De bedrijfsvoering met onbezonken afvalwater is uit oogpunt van biologische defosfatering en denitrificatie gunstiger.

Onbezonken afvalwater zal naar alle waarschijnlijkheid voldoen aan de randvoorwaarden voor de  $BZV_5:P$ - en  $BZV_5:N_{kj}$ -verhoudingen. Bij voorbezonken afvalwater dat weinig lagere vetzuren bevat (concentratie minder dan 50 mg CZV/l), kan overwogen worden extra vetzuren te produceren uit primair slib (par. 3.4).

- anaërobe zone. Het (voorbezonken) afvalwater en het re-tourslib worden in de anaërobe zone samengebracht. Er wordt een minimale contacttijd van 1 uur gehanteerd. Bij rwa wordt meestal een deel van het influent langs de anaërobe zone geleid om voldoende contacttijd te kunnen garanderen. De anaërobe zone, waarin het slib met roerders in suspensie wordt



gehouden, wordt uitgevoerd in minimaal drie in serie geschakelde compartimenten om het propstroomkarakter te bevorderen.

- anoxische/aërobe zone. De bedrijfsvoering van de aëratieruimte is kenmerkend voor het proces. De afwisseling van anoxische en aërobe fase vindt in één ruimte plaats. Bij het functioneren als anoxische ruimte wordt het slib/watermengsel, afkomstig uit de anaërobe ruimte, ingevoerd. Tijdens het grootste deel van de aërobe fase wordt geen slib/watermengsel ingevoerd; dit vindt nu plaats in de parallel geschakelde ruimte. Er zijn dus geen recirculatiestromen. Als gevolg van deze bedrijfsvoering dient de installatie uitgerust te zijn/worden met twee straten die parallel bedreven kunnen worden met alternerende voeding vanuit de anaërobe ruimte. Beide straten dienen te worden uitgerust met zowel mengers als beluchtingsapparatuur. Daarnaast moeten voor de alternerende voeding verschillende kleppen worden aangebracht.

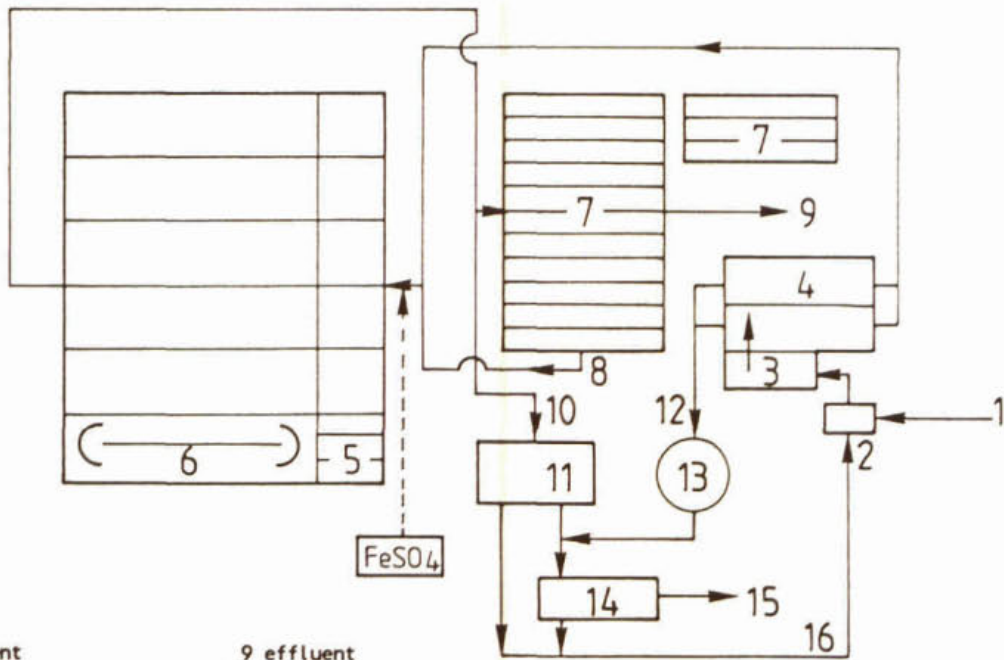
- bezinking. Het actiefslib wordt altijd vanuit een beluchte toestand naar de nabezinktank afgevoerd. Binnen het nabezinkproces moet voorkomen worden dat het slib onder anaërobe omstandigheden geraakt. Bij lage nitraatconcentraties in het retourslib moet aan dit punt extra aandacht worden geschonken. De belangrijkste optimalisatieparameter is hierbij de slibspiegel in de nabezinktank. Deze moet voldoende laag gehouden worden. Een goede slibindex speelt daarbij een belangrijke rol.

- slibverwerking. Het fosfaatrijke slib dient zo snel mogelijk verwerkt en afgevoerd te worden. De verblijftijden in de (eenvoudige) slibverwerking, bijvoorbeeld een gravitatie-indikker, dienen daarom zo kort mogelijk gehouden te worden. Bij een uitgebreidere slibverwerking zal een gescheiden verwerking van het primaire en fosfaatrijke secundaire slib de terugvoer van fosfaat kunnen beperken. Ook dan dient de verwerkingstijd van het secundaire slib zo kort mogelijk gehouden te worden.

Binnen het Bionipho-proces bestaat de slibverwerking meestal uit een mechanische indikking (centrifuge, zeefband) van het secundaire spuislib.

- sturing. Het Bionipho-proces biedt goede sturingsmogelijkheden voor met name de biologische N-verwijdering. De lengte van de anoxische en aërobe contacttijden zijn nauwkeurig en flexibel te regelen. In de praktijk wordt de instelling gebaseerd op de afvalwaterkarakteristieken en worden verschillende regelingen toegepast voor werkdagen/weekeinde en dag/nacht-variaties.

- aanvullende chemische precipitatie. Wanneer de biologische fosfaatverwijdering, als gevolg van de ongunstige afvalwaterkarakteristieken, niet voldoende is, kan deze ondersteund worden door een aanvullende dosering van Fe- of Al-zouten. De dosering vindt plaats in de anaërobe ruimte.



- |                           |                     |
|---------------------------|---------------------|
| 1 influent                | 9 effluent          |
| 2 rooster                 | 10 spuislib         |
| 3 zand/vetvanger          | 11 voorontwatering  |
| 4 voorbezinktanks         | 12 primair slib     |
| 5 anaërobe ruimte         | 13 slibgisting      |
| 6 anoxische/aërobe ruimte | 14 zeebandpers      |
| 7 nabezinktanks           | 15 slibafzet        |
| 8 retourslib              | 16 terreinriolering |

Figuur 57. Schematisch overzicht rwzi Aalborg-West.

#### 4.6.2 rwzi Aalborg-West (Denemarken)

##### beschrijving rwzi Aalborg-West

De rwzi Aalborg-West, waarvan de biologische trap sinds 1989 in bedrijf is, bestaat uit een gecombineerde zand/vetvanger, voorbezinktanks, anaërobe ruimtes elk verdeeld in drie in serie geschakelde compartimenten, aëratietanks en langwerpige nabezinktanks. Het primaire slib wordt vergist. Het secundaire spuislib, onttrokken aan de aëratietank, wordt voorontwaterd en vervolgens met het uitgegiste primaire slib ontwaterd in een zeefbandpers (figuur 57). Het Biedeniphoprincipe wordt op deze installatie toegepast. De afvalwaterkarakteristieken zijn weergegeven in tabel 32.

Tabel 32: Gemiddelde samenstelling, afvalwater Aalborg-West (1990)

	ruw	afloop voorbezinktank
CZV (mg/l)	400	
BZV <sub>5</sub> (mg/l)	185	130
N <sub>Kj</sub> (mg/l)	36	28
t-P (mg/l)	8,7	6,7
CZV : BZV <sub>5</sub>	2,1	
BZV <sub>5</sub> : N <sub>Kj</sub>		4,6
BZV <sub>5</sub> : t-P		19

##### biologische defosfatering op de rwzi Aalborg-West

De afvalwaterkarakteristieken zijn gezien de BZV<sub>5</sub>:P- en BZV<sub>5</sub>:N<sub>Kj</sub>-verhoudingen vrij ongunstig voor een succesvolle toepassing van biologische defosfatering in de hoofdstroom, inclusief een vergaande biologische N-verwijdering. Een combinatie met een aanvullende chemische defosfatering is daarom naar alle waarschijnlijkheid noodzakelijk om een fosfaat-effluentconcentratie van < 1 mg P/l te kunnen waarborgen. De slibverwerking is zo ingericht dat een snelle verwerking van het fosfaatrijke slib plaatsvindt.

Tabel 33: Bedrijfsgegevens, dimensionerings- en ontwerpgrondslagen, rwzi Aalborg-West

ontwerpcapaciteit:	330.000 i.e. (*)
waterhoeveelheden (dwa):	3500 m <sup>3</sup> /h
(max):	5800 m <sup>3</sup> /h
(gem):	60000 m <sup>3</sup> /d
voorbezinkruimte	
opp. belasting:	1,1-3,6 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .h
beluchtingsruimte	
inhoud anaërobe zone:	7500 m <sup>3</sup> (totaal)
aantal compartimenten:	3
contacttijd anaërobe zone:	1 h
inhoud anoxische/aërobe zone:	39400 m <sup>3</sup>
slibgehalte:	4,5 kg/m <sup>3</sup>
slibbelasting:	0,04-0,05 kgBZV <sub>5</sub> /kg d.s.d
nabezinkruimte	
opp. belasting:	0,5-1,2 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .h
retourslib:	100 % van het influentdebiet
IJzerdosering	
Me/P:	0,4-0,5 mol/mol (gebaseerd op t-P afloop voorbezinking)

(\*) 1 i.e.+ 60 g BZV<sub>5</sub>/d + 12,5 g N<sub>Kj</sub>/d





Fosfaatafgifte bij de slibverwerking wordt ook vermeden door het spuislib aan de aëratietank te onttrekken, vóór het de nabezinkruimte ingevoerd wordt. Daarnaast wordt alleen het primaire slib vergist. Enkele bedrijfsgegevens, dimensionerings- en ontwerpgrondslagen zijn weergegeven in tabel 33.

### **bedrijfsvoering**

Over de bedrijfsvoering, waaronder informatie over de fosfaatteruglevering vanuit de slibverwerking en/of nabezinkproces en de sturing van de beluchting, zijn geen gegevens beschikbaar.

### **resultaten**

De effluentconcentraties vóór de ijzersulfaatdosering zijn voor BZV, N-totaal en P-totaal resp. 10, 8 en 5 mg/l. De P-totaal concentratie bij de bedrijfsvoering inclusief de ijzerdosering is 0,8 mg/l (concentratiegemiddelden jan. 1990 t/m maart 1991). De installatie voldoet hiermee aan de Deense eisen.

## **4.7 Deelstroomprocessen**

### **4.7.1 algemeen**

Bij een deelstroomproces wordt continu een deel van het retourslib tijdens een anaërobe fase, al of niet geforceerd door toevoeging van substraat, vrijgemaakt ('gestript') van fosfaat. Het principe is schematisch weergegeven in figuur 17.

Het strippen, het afscheiden van gestript slib van het fosfaatrijke supernatant en het verwijderen van fosfaat uit het supernatant kunnen op verschillende wijzen worden uitgevoerd. (par. 3.3.2). Ook de aard van het gedoseerde organische materiaal aan de stripper kan gevarieerd worden (par. 3.3.2 en 3.4). Daarnaast kan de uitvoering van de hoofdstroom en de plaats waar het spuislib onttrokken wordt aan het systeem, verschillend zijn.

In het algemeen moet bij de introductie van een deelstroomproces aan de volgende aspecten aandacht worden besteed.

- stripper. Parameters als nitraatconcentratie in het retourslib, hoeveelheid retourslib die de stripper passeert en aard en dosering van het substraat, bepalen de benodigde anaërobe contacttijd in de stripper. Kwantitatieve relaties zijn op dit moment nog niet bekend. De contacttijd in de stripper zal 2 tot 10 uur moeten bedragen. Een acetaatdosering van 30-10 mg CZV/g d.s. is dan voldoende.

Bij dosering van vetzuren verkregen uit de verzuring van primair slib, moet rekening gehouden worden met een vergroting van het volume van de stripper, c.q. afscheidingseenheid.

Uit doseringsoogpunt is het in de praktijk eenvoudiger azijnzuur te doseren dan acetaat. Praktijkervaringen met azijnzuurdosering zijn op dit moment nog niet bekend.



In verband met een eventuele sturing van de fosfaatafgifte in de stripper door middel van de azijnzuur- acetaatdose-ring, geniet een variabele doseringspomp de voorkeur.

- afscheidingseenheid. De gescheiden uitvoering van fosfaatafgifte en het scheiden van het fosfaatrijke supernatant en het slib geniet de voorkeur. Bij een niet gescheiden uitvoering kan het transport van het afgegeven (opgeloste) fosfaat van de slibfase naar het supernatant belemmerd worden. Bij de uitvoering in één ruimte kan recirculatie van supernatant of uitwassen met (voorbezonden) influent of effluent, het transport van het afgegeven fosfaat naar het supernatant bevorderen. Bij gebruik van influent zal tevens de fosfaatafgifte bevorderd worden. Bij gebruik van effluent kan nitraat de fosfaatafgifte remmen.

- bezinking. Binnen het nabezinkproces moet voorkomen worden dat het slib onder anaërobe omstandigheden geraakt. Bij het bereiken van zeer lage fosfaatconcentraties (en nitraatconcentraties) in het effluent moet aan dit punt extra aandacht worden geschonken. De belangrijkste optimalisatieparameter is hierbij de slibspiegel in de nabezinktank. Deze moet voldoende laag gehouden worden. Een goede slibindex speelt daarbij een rol.

- slibverwerking. Als het secundaire spuislib aan de hoofdstroom onttrokken wordt, moet eventueel, afhankelijk van de slibverwerkingsmethoden, rekening gehouden worden met het opnieuw in oplossing gaan en terugleveren van biologisch opgeslagen fosfaat.

Bij onttrekking van spuislib aan de afscheidingseenheid van de deelstroom zijn hiermee minder problemen te verwachten.

#### 4.7.2 rwzi Eindhoven (proefinstallatie)

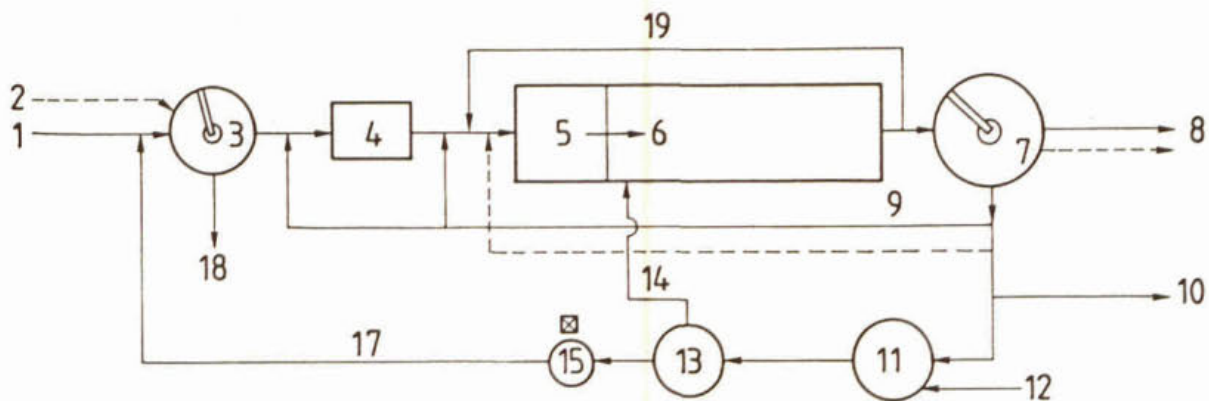
##### **introductie van biologische defosfatering op rwzi Eindhoven**

In verband met de toekomstige N-eisen zal biologische N-verwijdering bij de rwzi Eindhoven gaan plaatsvinden in de hoofdstroom. Dit betekent een forse uitbreiding van het actief-slibgedeelte. Aangezien daarnaast de afvalwaterkarakteristieken vrij ongunstig zijn, met name de  $BZV_5:N_{Kj}$ -verhouding, is onderzoek verricht met behulp van een proefinstallatie naar de mogelijkheden voor biologische defosfatering via een deelstroomproces.

##### **beschrijving proefinstallatie**

Het betreft hier een proefinstallatie waarbij de fosfaatverwijdering plaatsvindt door biologische defosfatering via een deelstroomproces, gecombineerd met chemische precipitatie. Het voorkomen van lichtslib was daarnaast een belangrijk deel van het onderzoek.

De hoofdstroom van de proefinstallatie bestaat uit achtereenvolgens een voorbezinktank, een contactruimte, een aëratietank en een nabezinkruimte. Het eerste deel van de aëra-



☒ kalkdosering

- |                           |                          |
|---------------------------|--------------------------|
| 1 dwa-influent            | 10 spuislib              |
| 2 rwa-influent            | 11 stripper              |
| 3 voorbezinktank          | 12 acetaatdosering       |
| 4 contactruimte           | 13 indikker              |
| 5 anoxische/anaërobe zone | 14 gestript slib         |
| 6 aëratieruimte           | 15 precipitatievat       |
| 7 nabezinktank            | 17 fosfaatslib           |
| 8 effluent                | 18 primair + fosfaatslib |
| 9 retourslib              |                          |

Figuur 58. Schematisch overzicht proefinstallatie Eindhoven.

tieruimte wordt niet belucht en is hoofdzakelijk bedoeld voor (voor)denitrificatie.

Een deel van het retourslib wordt continu via een deelstroom behandeld. Het deelstroomproces bestaat uit een compleet gemengde strippertank en een indikker, zodat de fosfaatafgifte en scheiding van gestript slib en fosfaatrijk supernatant gescheiden plaatsvinden. Technisch acetaat wordt aan de stripper gedoseerd. Het supernatant wordt in een precipitatietank neergeslagen met kalk of ijzerchloride. De neerslag wordt met het primair slib in de voorbezinktank afgescheiden. Het biologisch spuislib wordt als retourslib uit de installatie verwijderd. Slibverwerking maakt geen deel uit van de bedrijfsvoering. Een schematische weergave van de proefinstallatie is in figuur 58 gegeven.

De proefinstallatie behandelt het afvalwater dat de praktijkinstallatie Eindhoven verwerkt. De afvalwaterkarakteristieken zijn gegeven in tabel 34. In tabel 35 staan enkele bedrijfsgegevens, dimensionerings- en ontwerpgrondslagen van de proefinstallatie vermeld.

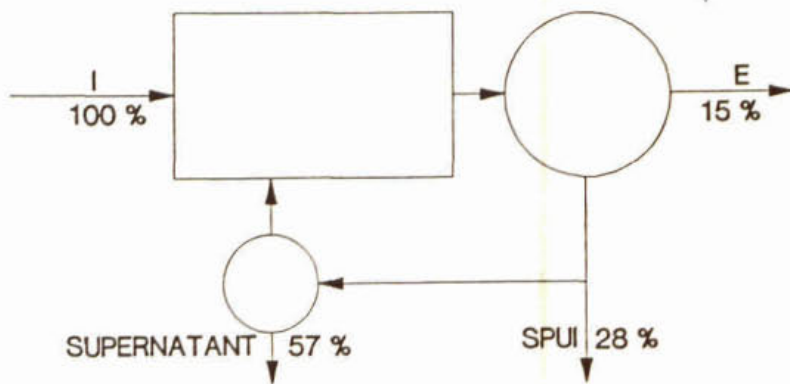
Tabel 34: Gemiddelde samenstelling, afvalwater Eindhoven (voorbezonden, 1990)

CZV*	(mg/l)	280
BZV <sub>5</sub>	(mg/l)	120
N <sub>Kj</sub>	(mg/l)	36
t-P	(mg/l)	7,2
<hr/>		
CZV	: BZV <sub>5</sub>	2,3
BZV <sub>5</sub>	: N <sub>Kj</sub>	3,3
BZV <sub>5</sub>	: t-P	16,7

\* 15% van het CZV is aanwezig in de vorm van lagere vetzuren

Tabel 35: Bedrijfsgegevens, dimensionerings- en ontwerpgrondslagen, proefinstallatie Eindhoven

waterhoeveelheden (dwa):	0,2 m <sup>3</sup> /uur
(rwa):	0,4 m <sup>3</sup> /uur
(gemiddeld dwa):	4,8 m <sup>3</sup> /d
contactruimte:	
contacttijd:	0,7 uur
vlokbelading:	115 g CZV/kg d.s.
aëratietank	
inhoud anoxische/anaërobe zone:	0,38 m <sup>3</sup>
contacttijd:	1,9 uur
inhoud aërobe zone:	1,12 m <sup>3</sup>
contacttijd:	5,6 uur
recirculatie:	200 % van het influentdebiet (dwa)
slibgehalte:	4 kg/m <sup>3</sup>
slibbelasting (zonder acetaat):	0,28 kg CZV/kg d.s.d
slibbelasting (met acetaat):	0,31 kg CZV/kg d.s.d
nabezinkruimte	
opp. belasting:	? m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .h
retourslib:	100 % van het influentdebiet
slibgehalte retourstroom:	7,5 kg/m <sup>3</sup>
stripper	
contacttijd:	7 uur
debiet naar stripper:	13 % van het influentdebiet (dwa)
gestript slib per dag:	75-80 % van totale hoeveelheid slib in AT
acetaatdosering:	38 mg CZV/g d.s.
indikker	
verblijftijd (hydraulisch):	8 uur
debiet bovenstroom:	7,5 % van het influentdebiet (dwa)
debiet onderstroom:	5 % van het influentdebiet (dwa)
precipitatietank	
ijzerchloridedosering:	2,5 g Fe/g P



Figuur 59. P-balans proefinstallatie Eindhoven.

## **bedrijfsvoering**

Om aan de toekomstige N-eisen te kunnen voldoen is een recirculatiestroom over de aëratietank aangebracht.

De precipitatie van het fosfaat in het supernatant met gebluste kalk geeft een verhoging van de slibproductie ten opzichte van de secundaire slibproductie met 25%. Vanwege deze hoge extra slibproductie is de precipitatie ook met ijzerchloride uitgevoerd.

Onderzocht is of het mogelijk is de fosfaatafgifte en de scheiding van slib en supernatant in één ruimte te doen plaatsvinden, al of niet met recirculatie. Bij dit onderzoek bleek dat in een gecombineerde ruimte het fosfaat nauwelijks werd uitgewassen, met als gevolg lage fosfaatconcentraties in het supernatant. Recirculatie leidde wel tot hogere fosfaatconcentraties in het supernatant, echter er traden problemen op met drijfslagen en schuimvorming.

Na uitschakeling van de deelstroombehandeling stijgt de fosfaatconcentratie in het effluent tot een niveau van 3 à 4 mg P/l.

## **resultaten**

De proefinstallatie uitgerust met een contactruimte leidde tot een verbetering van de stabiliteit van de SVI in vergelijking met de praktijkinstallatie.

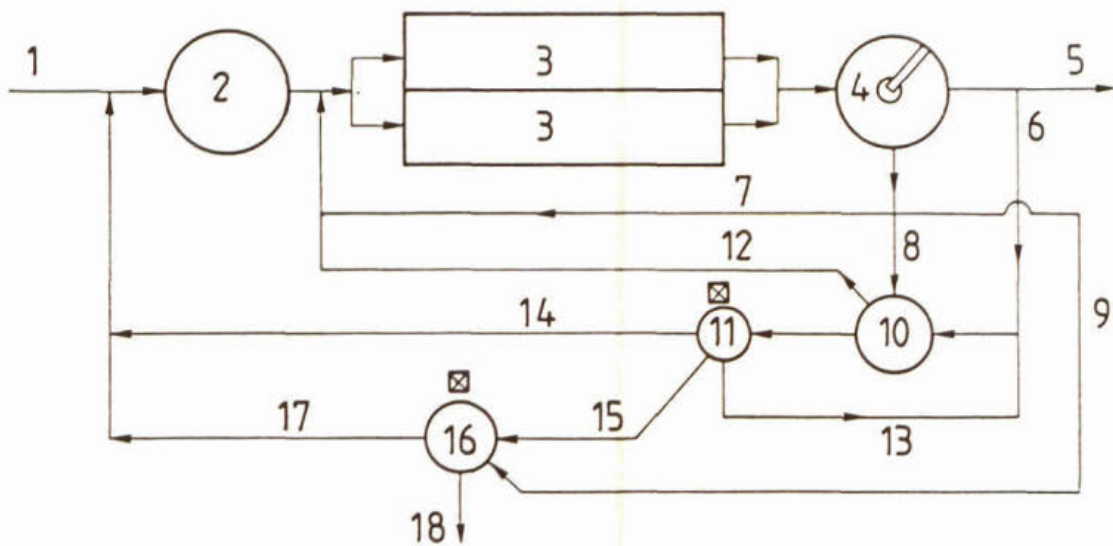
De totaal-P effluentgehalten bedragen, inclusief rwa-omstandigheden, gemiddeld 0,9 mg P/l. Het P-gehalte van het spuislib bedraagt 3,3%, van het gestripte slib 2,8%. Het supernatant bevatte 40 mg P/l. Een gemiddelde fosfaatbalans over de onderzoeksperioden inclusief de deelstroom is weergegeven in figuur 59.

Het nitrificatie- en denitrificatierendement onder deze procesomstandigheden (temperatuur 17-20 °C) is resp. 92 en 75%. N-totaal effluentconcentraties < 10 mg/l zijn haalbaar.

### **4.7.3 rwzi Lansdale (USA)**

#### **beschrijving rwzi Lansdale**

Lansdale is een rwzi die volgens het Phostrip-principe wordt bedreven. De installatie bestaat uit een zandvanger gevolgd door een egalisatietank, waarna het ruwe afvalwater in twee parallel geschakelde propstroomaëratietanks aëroob behandeld wordt. Het effluent kan, wanneer de nitrificatie achterblijft, in nageschakelde tricklingfilters verder behandeld worden. Daarnaast is er de mogelijkheid om via een nageschakelde denitrificatietrap een hogere N-totaal verwijdering te bereiken. Een deel van het retourslib wordt continu door een stripper geleid. De stripper is zo uitgevoerd dat de fosfaatafgifte en scheiding van slib en supernatant in één ruimte plaatsvinden. Er vindt géén dosering van organisch materiaal plaats aan de stripper. Het fosfaat in het supernatant wordt in een aparte ruimte via precipitatie met kalk verwijderd. Het gedosfateerde supernatant en effluent afkomstig van de aëratietank worden onderin de stripper gevoerd



☒ kalkdosering

- |                         |                             |
|-------------------------|-----------------------------|
| 1 influent              | 10 stripper/indikker        |
| 2 egaliserietank        | 11 kalkprecipitatie         |
| 3 aëratieruimte         | 12 gestript slib            |
| 4 nabezinktank          | 13 supernatant recirculatie |
| 5 effluent              | 14 fosfaatvrij supernatant  |
| 6 effluent recirculatie | 15 fosfaatslib              |
| 7 retourslib            | 16 indikker                 |
| 8 stripperslib          | 17 terreinriolering         |
| 9 spuïslib              | 18 slibafzet                |

Figuur 60. Schematisch overzicht rwzi Lansdale.



om de fosfaatconcentratie in het supernatant van de stripper te verhogen. Het chemische slib wordt samen met het biologische spuislib, na indikking in een gravitatie-indikker en stabilisatie met kalk, ontwaterd of afgezet in de landbouw. Het water afkomstig van de slibverwerking wordt weer teruggevoerd naar het kopeinde van de installatie. In figuur 60 is een schematische weergave van de rwzi Lansdale gegeven. Afvalwaterkarakteristieken staan, zover bekend, vermeld in tabel 36.

Tabel 36: gemiddelde samenstelling, afvalwater Lansdale

BZV <sub>5</sub>	(mg/l)	41
t-P	(mg/l)	5,4
BZV <sub>5</sub> : t-P		8

### introductie van biologische defosfatering op rwzi Lansdale

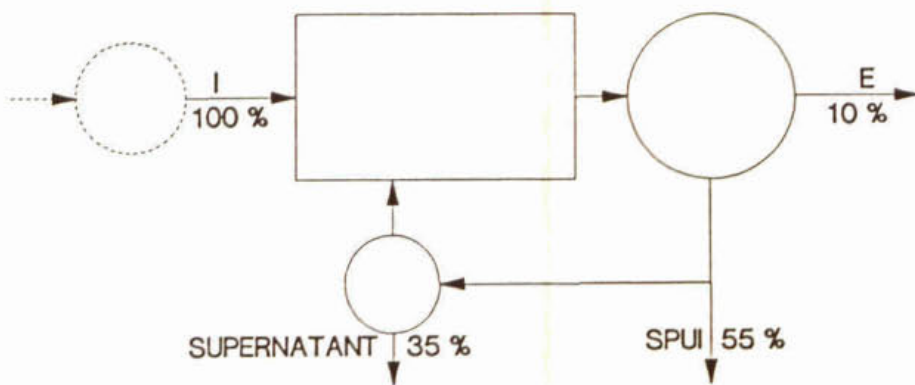
De samenstelling van het afvalwater is gezien de BZV<sub>5</sub>:P-verhouding zeer ongunstig voor toepassing van biologische defosfatering in een hoofdstroom. Om het fosfaat via biologische defosfatering te kunnen verwijderen en om aan de lozingseisen van 1 mg P/l te voldoen wordt het deelstroomprincipe toegepast, waarbij de deelstroom volgens het Phostrip-principe, d.w.z. dosering van kalk aan het supernatant, wordt uitgevoerd.

In tabel 37 zijn enkele bedrijfsgegevens, dimensionerings- en ontwerpgrondslagen vermeld.

Tabel 37: Bedrijfsgegevens, dimensionerings- en ontwerpgrondslagen, rwzi Lansdale.

waterhoeveelheden (gemiddeld):	9450 m <sup>3</sup> /d
egalisatietank	
verblijftijd:	1 d
aëratietank	
inhoud aërobe zone:	5810 m <sup>3</sup>
slibgehalte:	1,9 kg/m <sup>3</sup>
slibbelasting:	0,13 kgBZV <sub>5</sub> /kg d.s.d
slibleeftijd:	6,5 d
nabezinkruimte	
opp. belasting:	? m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .h
retourslib:	20 % van het influentdebiet
slibgehalte retourstroom:	7,5 kg/m <sup>3</sup>
stripper	
slibverblijftijd:	20 uur
debiet naar stripper:	14 % van het influentdebiet
gestript slib per dag:	90 % van totale hoeveelheid slib in AT
debiet bovenstroom:	23 % van het influentdebiet
debiet onderstroom:	8 % van het influentdebiet
supernatant recirculatie:	37 % van het debiet naar de stripper
effluent recirculatie:	86 % van het debiet naar de stripper
uitwassnelheid:	0,14 l/g d.s.d
precipitatietank	
opp. belasting:	65 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .d
pH:	9,0 -

Aangezien geen organisch materiaal in de vorm van afvalwater of extern aangevoerde vetzuren, aan de stripper worden toegediend, zal de hydrolyse van geadsorbeerd organisch materiaal en bacteriemateriaal voor fosfaatafgifte moeten zorgen. Dit heeft als gevolg dat de slibverblijftijd in de stripper lang is.



Figuur 61. P-balans rwzi Lansdale.

Door het neerslaan van het fosfaat in het supernatant via kalk en slibstabilisatie met behulp van kalkdosering, is er nauwelijks teruglevering vanuit de slibverwerking.

### bedrijfsvoering

De gemiddelde SVI van het actiefslib is 70 ml/g. Als gevolg hiervan is het retourslibdebiet zeer laag; namelijk 20% van het influentdebiet.

Naast fosfaatafgifte vindt ook denitrificatie plaats in de stripper, aangezien ook effluent afkomstig van het actiefslibproces wordt gebruikt om het fosfaat uit te wassen. Kleuring volgens Neisser van het ingaande en uitgaande slib van de stripper laat een significante reductie zien van de polyfosfaatgranules in de fosfaataccumulerende bacteriecellen. Het P-gehalte in het slib daalt tijdens het strippen met circa 0,4%.

Metingen aan het water afkomstig van de slibverwerkingsprocessen laten een zeer geringe fosfaatteruglevering zien (circa 1% van de P-aanvoer).

Een probleem bij het bedrijven van deze stripper op praktijkschaal is het optreden van 'scaling' in de recirculatieleiding naar de stripper. Om dit probleem te verminderen wordt het fosfaat uit het supernatant incidenteel neergeslagen via dosering van ijzerchloride en polymeren. Hiermee wordt dan tevens de scaling in de leidingen verwijderd.

### resultaten

De gemiddelde effluentconcentraties en verwijderingsrendementen, exclusief de nageschakelde (de)nitrificatie-trappen, zijn in tabel 38 weergegeven. Het P-gehalte in het biologische spuislib is 2,6 %.

Het supernatant van de stripper bevat gemiddeld 17 mg ortho-P/l en 20 mg totaal-P/l. De fosfaatverwijdering in de precipitatietank is gemiddeld 98 %. In figuur 61 wordt een fosfaatbalans gegeven.

Tabel 38: Effluentconcentraties en rendementen, ruzi Lansdale

parameter	effluent (mg/l)	rendement (%)
NH <sub>4</sub> -N	0,2	98
N-totaal	14,2	31
P-ortho	0,7	
P-totaal	0,8	85



## BRONVERMELDING

foto's kaart;

- Kunst, S., (1991). Untersuchungen zur biologischen Phosphorelimination im Hinblick auf ihre abwassertechnische Nutzung. Rapport Universiteit Hannover, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik (ISAH). Heft 77.

tabellen en figuren

figuur 1;

- Vakgroep Microbiologie, LU Wageningen.

tabel 1;

- Buchan, L., (1983). Possible biological mechanism of phosphorus removal. Wat. Sci. & Techn., vol. 15.

figuur 5, 15, 34;

- Janssen, P.M.J., (1988). Biologische defosfatering op de rwzi's Bunnik en Bunschoten. Rapport vakgroep Waterzuivering, LU Wageningen.

figuur 6 (links);

- Vries H.P. de, et al, (1985). Biological phosphorus removal at low sludge loadings by partial stripping. Proc. Int. Conf. 'Management strategies for phosphorus in the environment', Lissabon. juli 1985.

figuur 7;

- Vries, H.P. de, et al, (1985). Nieuwste ontwikkelingen m.b.t. biologische defosfatering. H2O (18), nr.17.

figuur 8;

- Mulder, J.W., (1988). Biologische fosfaatverwijdering op een bestaande zuiveringsinstallatie van het konventionele type. Rapport vakgroep Waterzuivering, LU Wageningen.

figuur 10;

- Appeldoorn, K., (1990). Biologische defosfatering onder gedefinieerde condities. Rapport vakgroep Microbiologie, LU Wageningen.

figuur 11;

- Groenestijn, J.W. van, (1988). Accumulation and degradation of polyphosphate in Acinetobacter sp. Proefschrift vakgroep microbiologie, LU Wageningen.

figuur 12,13;

- Koch, F.A., et al, (1985). Oxidation reduction potential- a tool for monitoring, control and optimization of biological nutrient removal systems. Wat. Sci. & Techn., vol.19.

figuur 14;

- Schonberger, R., (1989). Optimierungsmöglichkeiten bei der biologischen Phosphorelimination. GWf Wasser Abwasser (130), nr.2.

tabel 2;

- Rensink, J.H., (1981). Biologische defosfatering en procesbepalende factoren. Defosfateren, nieuwe ontwikkelingen en praktijkervaringen in Nederland en Zweden. Verslag NVA.

figuur 18;

- Tretault, M.J., et al (1986). Biological phosphorus removal: a technology evaluation. JWPCF, 58.

figuur 31;

- O'Rourke, J.L., (1968). Kinetics of anaerobic waste treatment at reduced temperatures. Report Dept. of Civil Eng. Stanford University, California.

figuur 33;

- Emde, W.v.d., et al (1985). Operation and control of treatment plants with nutrient removal in Austria. Int. Congress Lakes Pollution and Recovery, Rome.

tabel 8;

- Janssen, P.M.J., (1989). Biologisch defosfateren in de provincie Utrecht. Rapport vakgroep Waterzuivering, LU Wageningen.



## praktijkvoorbeelden

### rwzi Bennekom

- Janssen, P.M.J., (1990). Introductie van biologische defosfatering op de rwzi Bennekom. Rapport vakgroep Milieutechnologie, LU Wageningen.

### rwzi Hildesheim

- Seyfried, C.F., et al, (1991). Grosstechnische Betriebserfahrungen mit der biologischen Phosphorelimination in den Klärwerken Hildesheim und Musum. Korr.Abwasser, vol.38, nr.2, p.184-190.

### rwzi Renkum-Wageningen

- Mulder, J.W., (1988), Janssen, P.M.J, (1989). Biologische fosfaatverwijdering op een bestaande zuiveringsinstallatie van het konventionele type. (2 delen) Rapporten vakgroep Waterzuivering, LU Wageningen.

### rwzi Ruhleben

Sarfert, F., et al, (1989). Biologische Phosphorentfernung in den Klärwerken Berlin-Ruhleben und Berlin-Marienfelde. GWf Wasser-Abwasser, vol.130, nr.3, p.121-130.

### rwzi Bunnik

- Janssen, P.M.J., (1988). Biologische defosfatering op de rwzi's Bunnik en Bunschoten. Rapport vakgroep Waterzuivering, LU Wageningen.

### rwzi Montfoort

- Janssen, P.M.J., (1989). Biologisch defosfateren in de provincie Utrecht. Rapport vakgroep Waterzuivering, LU Wageningen.

### rwzi Coevorden

- Holtvoort, F.E. (1991). Biologische fosfaatverwijdering op rwzi Coevorden. H2O (24), nr.18, p.505.

### rwzi Holten

- Brandse, F., mondelinge mededelingen.

### rwzi Aalborg-West

- Petersen, G., schriftelijke mededelingen.

### proefinstallatie Eindhoven

Kruit, J., et al, (1991). Pilot-plantervaring met vergaande biologische P- en N-eliminatie op de rwzi Eindhoven. H<sub>2</sub>O (24), nr.8, p.198-202.

### rwzi Lansdale

- Tetreault, M.J., et al, (1986). Biological phosphorus removal: a technology evaluation. JWPCF, vol.58, nr.8, p.823-837.





## Bijlage 1. Voorschrift Neisserkleuring

### Benodigde oplossingen:

(A) Methyleenblauw	0.1 mg
Azijnzuur	5 ml
Alcohol (100%)	5 ml
Water	100 ml
(B) Cristalviolet (10% in alcohol (100%))	3,3 ml
Alcohol (100%)	6,7 ml
Gedestilleerd water	100 ml
(C) Chrysoïdine Y, 1% H <sub>2</sub> O	33,3 ml
Gedestilleerd water	66,7 ml
	of
Bismarck bruin, 1% aqua	33,3 ml
Gedestilleerd water	66,7 ml

Maak een kleurmengsel van 2 delen A en een deel B (2A/B).  
Alle kleurmengsels zijn bij kamertemperatuur onbepakt houdbaar.

### Werkwijze:

- (1) Breng op een objectglas een weinig (belucht) slijbmonster.
- (2) Droog het slijb (b.v. föhn, stoof). Fixeer eventueel.
- (3) Bevochtig het slijb met kleurreegens 2A/B gedurende 15 sec. en laat afdruipten. Bevochtig vervolgens gedurende 60 sec. met kleurreegens C en laat wederom afdruipten.
- (4) Houd het objectglas met de onderkant onder de kraan zodat de overtollige kleurstof afspoelt.
- (5) Droog het objectglas.
- (6) Bekijk het preparaat onder de microscoop met immersieolie (1000x).



## Bijlage 2. Voorschrift meting 'acinetobacteractiviteit'

Dit is een leidraad voor het uitvoeren van een fosfaatafgifte-experiment ter bepaling van de acinetobacteractiviteit van een actiefslib.

### Principe:

Deze activiteit wordt beoordeeld aan de hand van de hoeveelheid ortho-fosfaat die het slib aan de waterfase afstaat na het doseren van een overmaat acetaat-CZV in een onbeluchte periode.

### Benodigheden:

- 2 proefvaten (1 à 2 liter) met mogelijkheid tot mengen;
- beluchtingspompje met beluchtingselement, eventueel een zuurstofmeter;
- materiaal voor monsternamen (pipet, trechter, zwartband vouwfilters, monsterbuizen, stopwatch, zwavelzuur (18 M));
- geconcentreerde Na-acetaat-oplossing;
- analyse-apparatuur ter bepaling van ortho-fosfaat volgens NEN 6479 (fotometrisch) of NEN 6663 (autoanalyser), en ter bepaling van het drogestofgehalte van het slib.

Het experiment dient uitgevoerd te worden in een periode dat de rwzi storingsvrij functioneert, bij voorkeur onder dwa-omstandigheden.

1. Vul het proefvat voor 3/4 met actiefslib uit de beluchtingsruimte nabij de overloop naar de nabezinkruimte. Belucht het slib circa 15 minuten voldoende (zuurstofconcentratie groter dan 3 mg/l).

2. Doseer na het beluchten het acetaat; ongeveer 150 mg CZV/g d.s. (schat hiertoe vooraf het gehalte aan droge stof). Roer het slib zo dat er voldoende menging optreedt maar zo min mogelijk luchtinslag.

3. Neem monsters op:  $t = 0$  (na het beluchten, voordat acetaat wordt gedoseerd), 10, 20, 30, 45, 60, 90, 120 en 180 (minuten). Filtreer de monsters direct en bepaal het ortho-fosfaat in het filtraat; wanneer de bepaling later uitgevoerd wordt, dient het filtraat geconserveerd te worden met enkele druppels zwavelzuur.

4. Bepaal het drogestofgehalte in het proefvat.

### Uitwerking:

Bereken de ortho-P-afgifte (van  $t = 0$  tot  $t = 180$ ) uitgedrukt als mg P/g d.s. en zet de punten grafisch uit. Dit is de acinetobacteractiviteit. In figuur 3 zijn als voorbeeld drie mogelijke P-afgifte curven weergegeven.



Opmerking:

Om de 'acinetobacteractiviteiten' van een slib, bepaald op verschillende tijdstippen, met elkaar te kunnen vergelijken dient ook de pH waarbij het experiment uitgevoerd wordt, zoveel mogelijk hetzelfde te zijn, bij voorkeur pH = 7.



### Bijlage 3. Voorschrift influenttest

Dit is een leidraad voor de uitvoering van een fosfaatafgifte-experiment waarbij op relatief snelle wijze informatie verkregen wordt over de geschiktheid van een bepaald afvalwater voor biologische defosfatering.

#### Principe:

De activiteit wordt beoordeeld aan de hand van de hoeveelheid ortho-fosfaat die defosfaterend slib aan de waterfase afstaat na toevoeging van het te onderzoeken afvalwater. Door van het defosfaterend slib ook de fosfaatafgifte te bepalen met een overmaat acetaat onder gelijke overige omstandigheden, (vergelijk meting acinetobacteractiviteit) kan een kwalitatieve indruk verkregen worden over de mogelijkheden van biologische defosfatering.

#### Benodigdheden:

- 2 proefvaten (1 à 2 liter) met mogelijkheid tot mengen;
- beluchtingspompje met beluchtingselement, eventueel een zuurstofmeter;
- materiaal voor monstername (pipet, trechter, zwartband vouwfilters, monsterbuizen, stopwatch, zwavelzuur (18 M));
- geconcentreerde Na-acetaat-oplossing;
- analyse-apparatuur ter bepaling van ortho-fosfaat volgens NEN 6479 (fotometrisch) of NEN 6663 (autoanalyser), en ter bepaling van het drogestofgehalte van het slib.
- 'goed' biologisch defosfaterend slib; bij voorkeur actief-slib dat vergelijkbaar afvalwater ontvangt als het te onderzoeken afvalwater (zie ook 'opmerkingen').
- representatief afvalwatermonster; bijvoorbeeld een gekoeld 24 uren verzamelmonster genomen onder dwa-omstandigheden (zie ook 'opmerkingen').

#### Uitvoering:

1. Vul beide proefvaten voor de helft met het defosfaterende slib. Belucht het slib circa 15 minuten voldoende (zuurstofconcentratie groter dan 3 mg/l).
2. Doseer na het beluchten aan het ene vat het te onderzoeken afvalwater (verhouding slib:afvalwater is 1) het andere vat met acetaatoplossing zodat de doseringshoeveelheid ca. 150 mg CZV/g d.s. is (schat hiertoe vooraf het gehalte aan droge stof). Roer het slib zo dat er voldoende menging optreedt maar zo min mogelijk luchtinslag.
3. Neem monsters van beide vaten op:  $t = 0$  (na het beluchten, voordat afvalwater en acetaat worden gedoseerd), 10, 20, 30, 45, 60, 90, 120 en 180 (minuten). Filtreer de monsters direct en bepaal de ortho-fosfaat in het filtraat; wanneer de bepaling later uitgevoerd wordt, dient het filtraat geconserveerd te worden met enkele druppels zwavelzuur.





4. Bepaal het drogestofgehalte van het slib, eventueel het nitraatgehalte van een aantal monsters. Bepaal van het afvalwater het CZV en het ortho-fosfaatgehalte, eventueel totaal-fosfaat.

Uitwerking:

- Bereken van beide vaten de ortho-P-afgifte (van  $t=0$  tot  $t=180$ ) uit te drukken als mg P/g CZV. Bij het afvalwater moet de P-afgifte gecorrigeerd worden voor het P-gehalte van het afvalwater zelf. Zet de punten grafisch uit. In figuur 4 zijn als voorbeeld een aantal mogelijke P-afgiftecurven weergegeven.

Opmerkingen:

1. Een van de onvolkomenheden bij deze test ligt in het feit dat bij de uitvoering het defosfaterende slib, met name de facultatief anaërobe bacteriën die lagere vetzuren produceren, niet geadapteerd zijn aan het te onderzoeken afvalwater. Dit zou bij verschillende soorten afvalwater met een groot industrieel aandeel een lagere P-afgifte tot gevolg kunnen hebben.

2. Dit batchexperiment zegt iets over de vetzuurconcentratie en -productie in relatie met de P-afgifte. De factor stikstof (= nitraat!) wordt bij dit experiment buiten beschouwing gelaten.

