

1988-02_keuze-kosten-rwzi-effluenteisen

stora

88-02

Keuze en kosten van rioolwaterzuiveringsinrichtingen

als

functie van effluenteisen

stora

postbus 80200, 2508 GE den haag
88-02

☎ 070-512710

stichting toegepast onderzoek reiniging afvalwater

Keuze en kosten van rioolwaterzuiveringsinrichtingen
als
functie van effluenteisen

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.

INHOUD		I - II
	Ten geleide	III
1	SAMENVATTING	1 - 4
2	INLEIDING	5 - 6
2.1	Doel van het onderzoek	5
2.2	Onderzoeksafbakening	6
3	HET REALISEREN VAN DE (GEWENSTE) EFFLUENT- KWALITEIT	7 - 11
3.1	Inleiding	7
3.2	Verwachtingswaarden voor de effluentkwaliteit van bepaalde typen installaties	7 - 8
3.3	Mogelijke realisering van de effluentkwaliteitcombinaties	8 - 11
3.4	Beperking van de effluentkwaliteitcombinaties	11
4	UIT TE WERKEN VOORBEELDEN	12 - 16
4.1	Algemeen	12
4.2	Nieuw te bouwen inrichtingen	12 - 13
4.3	Mogelijkheden bij bestaande inrichtingen	13 - 14
4.3.1	oxydatiesloten en oxydatiecircuits	14
4.3.2	actief-slibinstallaties	14 - 16
4.3.3	oxydatiebed-installaties	16
5	ONTWERPGRONDSLAGEN BIJ DE KOSTENVER- GELJKING	17 - 21
5.1	Inleiding	17
5.2	Uitgangspunten voor het ontwerp	17
5.3	Dimensioneringsgrondblagen	17 - 18
5.4	Ontwerpgegevens	18 - 21
5.4.1	algemeen	18 - 19
5.4.2	oxydatiesloten met oppervlaktebeluchters	19
5.4.3	oxydatiecircuits met bellenbeluchting	19
5.4.4	actief-slibinstallaties	20
5.4.5	oxydatiebed-installaties	20 - 21
6	KOSTENVERGELJKING	22 - 27
6.1	Uitgangspunten	22
6.2	Investeringskosten	22 - 23
6.3	Bedrijfskosten	23 - 24
6.4	De contante waarde	24 - 25
6.5	Gevoeligheidsanalyse voor de energieprijzen	25 - 26
6.6	Gevoeligheidsberekening voor de slibverwerkingskosten	26 - 27

INHOUD

7	EVALUATIE	28	-	36
7.1	Inleiding			28
7.2	Bedrijfsvoering en bedrijfszekerheid	28	-	29
7.3	De gewenste effluentkwaliteit	29	-	31
7.4	Gevoeligheid voor de energieprijzen	31	-	33
7.5	Gevoeligheid voor de slibverwerkingskosten	33	-	34
7.6	De invloed van de RWA/DWA-verhouding			34
7.7	De W/K-installatie			35
7.8	De slibgistingstijd	35	-	36
8	CONCLUSIES	37	-	38
9	LITERATUUR	39	-	43
BIJLAGE 1	: Onderzoek naar de relatie tussen proces-parameters en effluentkwaliteitsparameters	44	-	88
BIJLAGE 2	: Ontwerpmodellen voor de ontwerpberekeningen	89	-	94

Ten geleide

Systeemkeuze en ontwerpgrondslagen van rioolwaterzuiveringsinrichtingen worden mede bepaald door de eisen die aan het effluent worden gesteld. Differentiatie van deze eisen heeft derhalve effect op de zuiveringskosten.

In het thans voorliggende rapport worden zuiveringssystemen gezocht bij bepaalde combinaties van effluenteisen op basis van statistisch vastgestelde verwachtingswaarden voor zuiveringsprestaties.

Voor een aantal zuiveringssystemen zijn met behulp van de "contante waarde"-methode investeringen en exploitatiekosten berekend; de ontwerp-grootte van de rwzi, de energieprijis en de slibverwerkingskosten zijn in deze berekeningen gevarieerd.

Het onderzoek werd door het algemeen bestuur van de STORA op advies van de Onderzoekadviescommissie* opgedragen aan Witteveen + Bos Raadgevende Ingenieurs en namens de STORA begeleid door een commissie bestaande uit ir. K. Slijkhuis (voorzitter), ir. A.H. Dirkzwager, ir. M. Ilsink en ir. W. van de Panne.

Den Haag, maart 1988.

De directeur van de STORA

drs. J.F. Noorthoorn van der Kruijff

*De Onderzoekadviescommissie, die tot dit project adviseerde, bestond uit:
prof.ir. A.C.J. Koot (voorzitter), drs. J.F. Noorthoorn van der Kruijff (secretaris) en ir. J. Boschloo, ir. R. den Engelse, prof.dr. P.G. Fohr, ir. A.E. van Giffen, ir. J.J. de Graeff, ir. R. Karper, drs. S.P. Klapwijk, dr. E.J.M. Kobus, ir. J.S. Kuyper, ir. Tj. Meijer, ir. L.P. Savelkoul, ir. H.M.J. Scheltinga, dr.ir. D.W. Scholte Ubing en ir. M. Tiessens (leden)

SAMENVATTING

De effluentkwaliteit van rwzi's wordt in belangrijke mate bepaald door de systeemkeuze en ontwerpgrondslagen van de rwzi. In deze analyse van de relatie tussen zuiveringskosten en effluentkwaliteit is het gehalte aan zuurstofverbruikende en onopgeloste stoffen gesteld op 50, 100 en 200 procent van de huidige eisen voor lozing op rijkswateren. Voor de stikstofverwijdering werd gekozen voor: geen nitrificatie, 20 mg N-Kj en 20 mg N-totaal.

In onderstaand schema is aangegeven welke combinaties van effluentkwaliteitseisen (aangegeven met Romeinse cijfers) zijn gehanteerd in deze studie.

BZV (mg O ₂ /l)	10	20	40
d.s. (mg/l)	15	30	60
geen nitrificatie-eis	-	II	I
N-Kj < 20 mg/l	IV	referentie	III
N-totaal < 20 mg/l	VI	V	-

De aldus gedefinieerde effluentkwaliteit wordt beïnvloed door diverse procesparameters. Dit onderzoek heeft zich vooral gericht op de parameters die tevens kostenbepalend zijn.

Procesgegevens, influent- en effluentkwaliteitsgegevens van Nederlandse rioolwaterzuiveringsinrichtingen zijn statistisch bewerkt. Het belangrijkste ontwerp criterium bij actief-slibinstallaties is de slibbelasting; bij oxydatiebedden is dit de volumebelasting. Door middel van statistische bewerking is gezocht naar relaties tussen de slibbelasting c.q. de volumebelasting en effluentkwaliteitsparameters. De spreiding in de waarden is echter zodanig groot dat uit correlatieberekeningen geen scherp omliggende invloed is aan te geven. Gebleken is dat interne procescondities een grote invloed hebben op de uiteindelijke werking van de zuiveringsinrichting.

Hoewel de statistische vergelijking is gemaakt voor inrichtingen van hetzelfde type, blijken er wezenlijke verschillen te bestaan tussen de diverse rwzi's. Bijvoorbeeld zuiveringen die speciaal ontworpen zijn voor denitrificatie zullen een hoger totaalstikstofverwijderingsrendement geven dan rwzi's die alleen tot doel hebben het BZV en het N-Kj-gehalte te verlagen, terwijl toch veel procesparameters gelijk zijn.

Naast de basisprocesparameters blijkt de uitvoeringsvorm invloed te hebben op de zuiveringsresultaten, terwijl ook niet te beïnvloeden externe factoren een belangrijke rol spelen. Gedetailleerd onderzoek en de bevindingen van het statistisch onderzoek hebben uiteindelijk geleid tot verwachtingswaarden voor de zuiveringsprestatie van bepaalde typen installaties.

Deze verwachtingswaarden gelden voor rwzi's die normaal huishoudelijk afvalwater als influent hebben. Bovendien moeten zich geen bijzondere omstandigheden voordoen zoals lozing van toxische stoffen, over-/onderbelasting, sterke fluctuaties of veel onderhoud.

Binnen elk van de eerder-genoemde kwaliteitsniveaus is op basis van de verwachtingswaarden gezocht naar installaties die de combinatie-eisen het dichtst benaderen. Onderstaand schema geeft het overzicht van de zuiveringssystemen, waarmee de effluentcombinaties zijn te bereiken.

effluentkwaliteit-combinatie	VI	IV	ref.	II	I
BZV (mg O ₂ /l)	10	10	20	20	40
d.s. (mg/l)	15	15	30	30	60
N-Kj (mg/l)		20	20		
N-totaal (mg/l)	20				
installatiecode	OC005* OS005* AS010*	AS010	AS015 OB020	AS040 OB030	OB060

OC005 = Oxydatiecircuit (circuit met bellenbeluchting en gescheiden voortstuwing), slibbelasting 0,05 kg BZV/kg d.s.d.

OS005 = Oxydatiesloot, slibbelasting 0,05 kg BZV/kg d.s.d.

AS015 = Actief-slibinstallatie, slibbelasting 0,15 kg BZV/kg d.s.d.

OB030 = Oxydatiebed-installatie, volumebelasting 0,30 kg BZV/m³.d.

* = Met denitrificatievoorzieningen.

Bij het onderzoek zijn met name nieuw te bouwen rwzi's in beschouwing genomen.

In het geval van nieuwbouw zijn de installaties doorgerekend voor een ontwerpgrootte van 25.000, 50.000 en 100.000 i.e.

Het onderzoek is beperkt gebleven tot de gebruikelijke systemen voor biologische zuivering van BZV, onopgeloste stoffen en stikstofverwijdering: actief-slibinstallaties, oxydatiebed-installaties, oxydatiesloten en ultralaagbelaste circuits met bellenbeluchting en gescheiden voortstuwing. Verwijdering van overige verontreinigingen als fosfaat en microverontreinigingen, alsmede nabehandelingstechnieken zijn geen onderwerp van studie geweest.

Om de totale kosten van de verschillende zuiveringssystemen te kunnen vergelijken, is gebruik gemaakt van de "contante waarde"-methode, waarmee investeringen en exploitatiekosten zijn herleid tot het totaalbedrag dat benodigd is in het startjaar van de rwzi. De installatie met de laagste contante waarde is de meest economische. De uiteindelijke keus zal mede worden bepaald door nog enkele andere

factoren, waaronder de temperatuurgevoeligheid, de bedrijfszekerheid, de bedrijfsvoering en specifieke lokale omstandigheden.

Bij een ontwerpgrootte van 100.000 i.e. blijkt duidelijk een relatie te bestaan tussen effluentkwaliteitseisen en kosten die daaraan verbonden zijn (zie schema volgende bladzijde). De beste effluentkwaliteit (VI) resulteert uiteindelijk in de hoogste kosten. Deze relatie geldt, zij het in iets mindere mate, ook nog voor de middelgrote installaties van 50.000 i.e.

Dit beeld verandert echter geheel bij kleinere ontwerpgrootte. Voor 25.000 i.e. zijn rwzi's die aan de strengste effluentkwaliteitseisen voldoen goedkoper dan rwzi's die een minder goed effluent leveren.

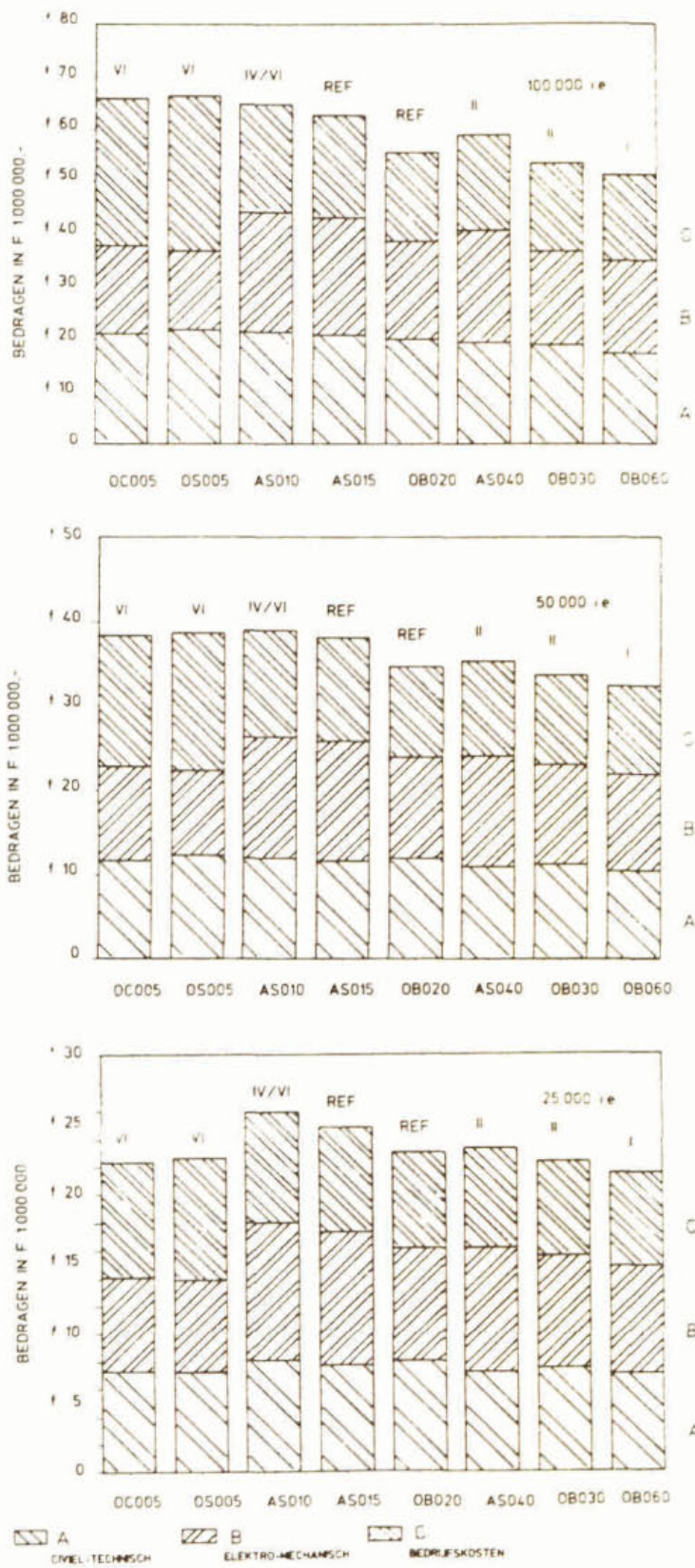
Een gevoeligheidsanalyse voor de energieprijzen laat zien dat met name de zeer laagbelaste actief-slibsystemen gevoelig zijn voor verandering in de energieprijzen. Bij aanwezigheid van een eigen energieopwekkingsinstallatie zijn de actief-slibinstallaties duidelijk minder gevoelig, terwijl de oxydatiebed-installaties hiermee vrijwel geheel in hun eigen energiebehoefte voorzien en praktisch ongevoelig zijn voor variaties in de energieprijzen.

Een gevoeligheidsberekening voor de slibverwerkingskosten geeft als resultaat dat vooral de zeer laagbelaste systemen zonder slibgisting gevoeliger zijn voor variatie in de slibverwerkingskosten dan rwzi's met een slibgistingsinstallatie.

Oxydatiebedden zijn minder 'gevoelig' dan actief-slibsystemen.

Bij bestaande rwzi's zijn de mogelijkheden tot differentiatie of verandering in de effluentkwaliteit van een groot aantal factoren afhankelijk. De financiële gevolgen van een versoepeling of een aanscherping van de effluentkwaliteitseisen voor bestaande installaties worden voor een belangrijk deel bepaald door de condities ter plaatse. Wanneer een minder goede effluentkwaliteit verantwoord is, kan bespaard worden op de bedrijfskosten en met name de energiekosten. De besparingen zijn echter zeer gering omdat veelal nog investeringen en extra voorzieningen nodig zijn. Het bereiken van een betere effluentkwaliteit vereist aanzienlijke investeringen en geeft tevens door de hogere energiebehoefte hogere bedrijfskosten.

Verbetering van de bedrijfsvoering, het inzetten van betrouwbare apparatuur en het voorkomen van storingen spelen eveneens een belangrijke rol bij de verwezenlijking van een betere effluentkwaliteit.



De contante waarde bij verschillende ontwerpgroutten.

2 INLEIDING

2.1 Doel van het onderzoek

De eisen die gelden voor het effluent van rioolwaterzuiveringsinrichtingen zijn in het algemeen afgeleid van de richtlijnen uit het Indicatief Meerjaren Programma Water (IMP 1980-1984) en staan veelal niet in relatie tot het ontvangende oppervlaktewater.

Omdat een duidelijk beeld van de gebruiksdoelstellingen van specifieke oppervlaktewateren ontbrak, zijn algemene richtlijnen voor te lozen effluent opgesteld. De richtlijnen zijn als volgt geformuleerd:

- BZV 20/5	10	à	20	mg/l
- N-Kjeldahl	10	à	20	mg/l
- Bezinksel	0,1	à	0,3	mg/l
- Onopgeloste stoffen	20	à	30	mg/l.

Bovenstaande streefwaarden werden in eerste instantie geformuleerd als gemiddelden van steekmonsters genomen op vijf achtereenvolgende dagen. Vaak stelden de waterkwaliteitsbeheerders daarnaast nog een maximumwaarde vast, die te allen tijde niet overschreden mocht worden.

Genoemde formulering is gewijzigd in gemiddelden van representatieve dagmonsters. Een maximum geldt niet meer. Het bijstellen van de formulering is mede gebaseerd op de statistische bestudering en presentatie van effluentgegevens ^{21.66}.

De (gewenste) effluentkwaliteit en de kosten vormen bij het ontwerpen en bedrijven van rwzi's de belangrijkste uitgangspunten. Het afvalwaterzuiveringsproces kan geoptimaliseerd worden door:

- het verhogen van de bedrijfszekerheid;
- maximalisatie van de zuiveringscapaciteit;
- minimalisatie van de kosten;
- optimalisatie van de slibproductie en -verwerkingskosten;
- minimalisatie van milieuhinder.

Differentiatie van effluenteisen leidt tot differentiatie in de kosten van de zuivering. Vanuit kostenoverweging wordt ernaar gestreefd de eisen niet onnodig hoog te laten zijn.

Ook in het buitenland is veel tijd en geld gestoken in het verder minimaliseren van zuiveringskosten ⁵⁵. Hierbij is ook gekeken naar aanpassingen van de eisen.

Deze zouden bijvoorbeeld aan kunnen sluiten bij de karakteristiek van het ontvangende water. Wanneer geloosd wordt op ecologisch gevoelige oppervlaktewateren zouden aangescherpte eisen kunnen worden overwogen. Voor afvalwater dat geloosd wordt op ecologisch minder gevoelige wateren, of op oppervlaktewater met een groter zelfreinigend vermogen zouden minder strenge eisen kunnen worden gehanteerd. De doelstelling van deze studie is dan ook te onderzoeken welke financiële consequenties differentiatie in de effluenteisen - aanscherping en versoepeling ten opzichte van de huidige standardeisen - heeft.

Onderzoeksafbakening

De aandacht zal uitgaan naar de effecten van een differentiatie voor stikstof en zuurstofverbruikende stoffen samen met onopgeloste stoffen. Indien noodzakelijk zal tevens onderscheid worden gemaakt tussen zuurstofverbruikende stoffen en onopgeloste stoffen.

Voor het overgrote deel van de biologische zuiveringsprocessen bestaat een hoge correlatie tussen deze twee grootheden^{21, 53, 54}. Deze samenhang wordt onder andere veroorzaakt doordat een deel van het biologisch zuurstofverbruik afkomstig is van de onopgeloste stoffen.

Aangezien er voor fosfaat en microverontreinigingen voornamelijk geen algemene eisen gelden, blijft het onderzoek beperkt tot de biologische zuivering (ééntraps-installaties: actief-slibsystemen en oxydatiebed-installaties). Nabehandeling door middel van polishing-technieken wordt buiten dit onderzoek gelaten.

In onderstaand overzicht zijn de verschillende combinaties van de effluentkwaliteit gepresenteerd, die voor het onderzoek zijn gekozen om de invloed van aanscherping en versoepeling van de kwaliteitseisen na te gaan.

BZV (mg O ₂ /l)	10	20	40
d.s. (mg/l)	15	30	60
geen nitrificatie-eis	niet (A)	II	I
N-Kj < 20 mg/l	IV	referentie	III
N-totaal < 20 mg/l	VI	V	niet (B)

De combinaties A en B worden niet bestudeerd. Het heeft weinig zin om een eis aan te scherpen, terwijl tegelijkertijd de andere wordt versoepeld. Combinatie V is onderzocht in het STORA-rapport 'Denitrificatie'⁸⁶.

De differentiatie in zuurstofverbruikende stoffen en onopgeloste stoffen naar 50% en 200% geeft een richting aan voor scherpe en minder scherpe effluenteisen.

De differentiatie van de stikstofeisen sluit aan bij de praktisch haalbare effluentkwaliteiten. Om voor N-Kj minder dan 20 mg/l te halen, moet de rwzi ontworpen en bedreven worden op nitrificatie. Om te voldoen aan N-totaal minder dan 20 mg/l moeten bovendien denitrificatievoorzieningen worden aangebracht.

De verschillende combinaties zullen bestudeerd worden als ontwerp-criteria bij nieuw te bouwen installaties. Tevens zal gekeken worden naar de mogelijkheden bij bestaande installaties.

3.1 Inleiding

Alvorens iets te kunnen zeggen over de financiële consequenties van differentiatie voor stikstof, zuurstofverbruikende stoffen en onopgeloste stoffen zal eerst duidelijk moeten zijn hoe die differentiatie in effluentkwaliteit bereikt kan worden.

De effluentkwaliteit wordt beïnvloed door diverse procesparameters. Het eerste hoofdstuk van bijlage 1 gaat daarom in op de belangrijkste effluentkwaliteitsbepalende procesparameters.

Naast literatuuronderzoek naar de invloed van procesparameters op de effluentkwaliteit (zie bijlage 1, hoofdstuk 2) zijn tevens procesgegevens en influent- en effluentkwaliteitsgegevens van Nederlandse rioolwaterzuiveringsinrichtingen statistisch bewerkt (zie bijlage 1, hoofdstuk 3).

Het statistisch onderzoek heeft zich met name gericht op de gebruikelijke systemen voor biologische BZV- en stikstofverwijdering en verwijdering van onopgeloste stoffen; namelijk oxydatiebed-installaties, actief-slibinstallaties, oxydatiesloten en oxydatiecircuits (systemen met bellenbeluchting en gescheiden voortstuwning zoals type Schreiber, Rotoflow en Landox).

Aangezien de slibbelasting de belangrijkste procesbepalende parameter is bij actief-slibsystemen en bij oxydatiebed-installaties de volumebelasting, is door middel van statistische bewerking van jaargemiddelde gegevens getracht correlaties aan te geven tussen met name de slibbelasting c.q. de volumebelasting en de effluentkwaliteitsparameters (BZV, drogestofgehalte en stikstof).

Gebleken is dat vele andere factoren een zodanige rol spelen dat de invloed van de slib-/volumebelasting op de effluentkwaliteit versterkt of verzwakt wordt. Bovendien bestaan er tussen de diverse rwzi's wezenlijke verschillen die van invloed zijn op het uiteindelijke zuiveringsresultaat.

Gedetailleerd onderzoek naar de werking van de diverse rioolwaterzuiveringsinrichtingen, waarbij rekening is gehouden met de uitvoeringsvorm en andere (interne en externe) beïnvloedingsfactoren en de bevindingen van het statistisch onderzoek hebben uiteindelijk geleid tot verwachtingswaarden voor bepaalde typen installaties (zie paragraaf 3.2).

Op al deze aspecten wordt in bijlage 1 uitgebreid ingegaan.

Uitgaande van de algemeen geldende ontwerpcriteria, aangevuld met de uit het statistisch en gedetailleerd onderzoek opgedane kennis, worden in paragraaf 3.3 verschillende installatietypen beschreven die onder normale omstandigheden een bepaalde, gemiddelde effluentkwaliteit kunnen leveren.

3.2 Verwachtingswaarden voor de effluentkwaliteit van bepaalde typen installaties

Van de onderzochte systemen worden in tabel 1 de verwachtingswaarden voor de belangrijkste effluentkwaliteitsparameters vermeld.

De verwachtingswaarden betreffen jaargemiddelde concentraties en gelden voor rwzi's die normaal huishoudelijk afvalwater als influent hebben. Een overzicht van diverse effluentkwaliteitsparameters en zuiveringsrendementen wordt gegeven in bijlage 1 (hoofdstuk 6).

installatie code	volume-/ slibbelasting	effluentkwaliteit (mg/l)			
		BZV	d.s.	N-Kj	NO ₃ -
<u>oxydatiecircuit</u>					
OC003*	0,035	5	10	5	10
OC003	0,035	5	10	5	20
OC005*	0,035	5	15	5	10
OC005	0,035	5	15	5	15
<u>oxydatiesloot</u>					
OS003	0,03	5	10	7	10
OS005	0,03-0,06	5	10	8	9
OS007	0,06	7	10	10	8
<u>actief-slibinstallatie</u>					
AS005	0,06	5	10	10	15
AS005*	0,06	5	10	10	10
AS010	0,06-0,11	10	15	10	15
AS010*	0,06-0,11	10	15	10	10
AS015	0,11-0,17	10	15	15	10
AS025	0,17-0,30	15	20	25	10
AS040	0,30	20	25	35	5
<u>oxydatiebedden</u>					
OB020	0,30	20	25	20	15
OB030	0,30-0,50	25	30	30	10
OB060	0,50-0,70	35	45	40	10

Tabel 1. Effluentkwaliteiten voor bepaalde typen installaties.

- * = met denitrificatievoorzieningen;
 OC005 = oxydatie-circuit (= circuit met belenbeluchting en gescheiden voortstuwing, o.a. type Schreiber, Rotoflow, Ladox), slibbelasting: 0,05 kg BZV/kg d.s.d.;
 OS005 = oxydatiesloot, slibbelasting: 0,05 kg BZV/kg d.s.d.;
 AS015 = actief-slibinstallatie, slibbelasting: 0,15 kg BZV/kg d.s.d.;
 OB030 = oxydatiebed-installatie, vol. bel. 0,30 kg BZV/m³.d.

3.3 Mogelijke realisering van de effluentkwaliteitcombinaties

In tabel 2 staan de effluentkwaliteitcombinaties met daarnaast de installaties die al dan niet voldoen aan deze eisen.

Referentiecombinatie (BZV 20 mg O₂/l; d.s. 30 mg/l; N-Kj 20 mg/l).

- Actief-slibinstallaties met voorbezinking en een slibbelasting lager dan 0,3 kg BZV/kg d.s.d kunnen wat betreft BZV en zwevende stoffen in het effluent zonder meer voldoen aan de IMP-richtlijnen. Oxydatiebed-installaties met een volumebelasting lager dan

0,3 kg BZV/m³.d voldoen vaak ook aan deze richtlijnen. Aan de nitrificatie-eis wordt echter pas voldaan bij een slibbelasting lager dan 0,15 kg BZV/kg d.s.d. c.q. een volumebelasting van circa 0,2 kg BZV/m³.d.

Veel actief-slibinstallaties leveren in dat geval ook een effluent-BZV lager dan 10 mg/l en een effluent-drogestofgehalte van minder dan 20 mg/l.

Combinatie I (BZV 40 mg O₂/l; d.s. 60 mg/l; geen nitrificatie-eis).

- Deze effluentkwaliteit kan reeds gerealiseerd worden met een hoogbelast oxydatiebed (bijvoorbeeld 0,6 kg BZV/m³.d, code OB060).

Combinatie II (BZV 20 mg O₂/l; d.s. 30 mg/l; geen nitrificatie-eis).

- Deze effluentkwaliteit kan bereikt worden met een middelmatig belast oxydatiebed van ca. 0,3 kg BZV/m³.d (code OB030).
- Hoogbelaste actief-slibinstallaties, slibbelasting hoger dan 0,3 kg BZV/kg d.s.d (code AS040) kunnen ook aan deze combinatie-eis voldoen.
- Actief-slibinstallaties met een slibbelasting tussen de 0,17 en 0,3 kg BZV/m³.d (code AS025) voldoen veelal ruim aan deze combinatie-eis.

Combinatie III (BZV 40 mg O₂/l; d.s. 60 mg/l; N-Kj 20 mg/l).

- Het realiseren van deze effluentkwaliteitcombinatie is niet eenvoudig. Om te kunnen voldoen aan de nitrificatie-eis mag de slibbelasting niet te hoog zijn en moet de beluchting voldoende zijn. Deze twee condities voor nitrificatie impliceren vrijwel altijd een effluent-BZV lager dan 20 mg/l.

Combinatie IV (BZV 10 mg O₂/l; d.s. 15 mg/l; N-Kj 20 mg/l).

- Dit is de effluentkwaliteitcombinatie waaraan een groot deel van de Nederlandse zuiveringsinrichtingen voldoet. De zeer laagbelaste actief-slibinrichtingen (oxydatiesloten en oxydatiecircuits) voldoen zonder meer aan deze eisen.

Actief-slibinstallaties met een slibbelasting tot circa 0,10 kg BZV/kg d.s.d. (codes AS005 en AS010) voldoen ook aan deze effluentkwaliteiteisen. De toepassing van bellensbeluchting verhoogt de betrouwbaarheid. Actief-slibinstallaties met een slibbelasting van circa 0,15 kg BZV/kg d.s.d. geven in de zomer een effluentkwaliteit IV. In de winter zijn zowel de BZV- en N-Kj-waarden van het effluent veelal hoger dan de eis. Gemiddeld over het gehele jaar wordt in het algemeen ruim aan de referentie-eis voldaan.

Combinatie V (BZV 20 mg O₂/l; d.s. 30 mg/l; N-totaal 20 mg/l).

- Combinatie V is een lastige combinatie, omdat vergaande stikstofverwijdering tevens inhoudt dat het BZV en het drogestofgehalte van het effluent lager zijn dan 10 respectievelijk 15 mg/l.

Combinatie VI (BZV 10 mg O₂/l; d.s. 15 mg/l; N-totaal 20 mg/l).

- Teneinde aan de denitrificatie-eis te kunnen voldoen, moeten te allen tijde speciale voorzieningen aanwezig zijn. Voor actief-slibinrichtingen met een slibbelasting lager dan 0,10 kg BZV/kg d.s.d zijn deze aanpassingen eenvoudig te realiseren. Bij hogere slibbelasting wordt het moeilijk.

Uitgaande van de verwachtingswaarden uit paragraaf 3.2 wordt aan combinatie VI voldaan door oxydatiesloten met oppervlaktebeluchting (codes OS003 t/m OS007), oxydatiecircuits met denitrifica-

BZV (mg O ₂ /l)	20	40	20	40	10	20	10	
d.s. (mg/l)	30	60	30	60	15	30	15	
N-Kj (mg/l)	20			20	20			
N-totaal (mg/l)						20	20	
code	volume-/ installatie slib-belasting	ref.	effluentkwaliteitcombinatie					
			I	II	III	IV	V	VI
<u>circuits/bellenbeluchting</u>								
OC003*	0,035	++	+++	+++	++	+	++	0
OC003	0,035	++	+++	+++	++	+	-	-
OC005*	0,035	++	+++	+++	++	+	++	0
OC005	0,035	++	+++	+++	++	+	++	0
<u>oxydatiesloten/oppvl.bel.</u>								
OS003	0,03	++	+++	+++	++	+	++	0
OS005	0,03-0,06	++	+++	+++	++	+	++	0
OS007	0,06	++	+++	+++	++	+	++	0
<u>actief-slibinstallaties</u>								
AS005	0,06	++	+++	+++	++	+	-	-
AS005*	0,06	++	+++	+++	++	+	+	0
AS010	0,06-0,11	++	+++	+++	++	0	-	-
AS010*	0,06-0,11	++	+++	+++	++	0	+	0
AS015	0,11-0,17	+	+++	+++	++	+/-	-	-
AS025	0,17-0,30	-	++	+	-	-	-	-
AS040	0,30	-	++	+/-	-	-	-	-
<u>oxydatiebedden</u>								
OB020	0,30	+/-	+++	+	++	-	-	-
OB030	0,30-0,50	-	+	+/-	-	-	-	-
OB060	0,50-0,70	-	0	-	-	-	-	-

Tabel 2. Relatie tussen de effluentkwaliteit van bepaalde typen installaties en de effluentkwaliteitcombinaties (voor de betekenis van de codes: zie tabel 1).

- 0 = voldoet
- +
- ++ = N- of BZV/d.s.-eis kan strenger
- +++ = zowel N- als BZV/d.s.-eis kan strenger
- +/- = twijfelachtig, alleen in zomerperiode
- = denitrificeert niet voldoende
- = nitrificeert niet voldoende
- = voldoet zonder meer niet
- * = met denitrificatievoorzieningen

tieruimten (codes OC003* en OC005*) en laagbelaste actief-slibinstallaties (AS005* en AS010*).

Tussen de denitrificatiestap en de BZV-afbraak bestaat een verband. De nitraat-zuurstof wordt tijdens de denitrificatiestap gebruikt om

organische stof te oxyderen. Het nitraat ontstaat tijdens de nitrificatiestap, bij voldoende lage slibbelastingen, waarbij tevens verdergaande BZV-verwijdering plaatsvindt. Bij simultane denitrificatie zal deze stap bijdragen tot zeer vergaande BZV-reductie (veelal een effluent-BZV lager dan 5 mg/l).

De verschillende systemen die toegepast kunnen worden voor denitrificatie zijn:

- . twee-slibsoortsystemen met voor-denitrificatie;
- . één-slibsoortstelsysteem met voor-denitrificatie;
- . één-slibsoortstelsysteem met alternerende nitri-/denitrificatie;
- . één-slibsoortstelsysteem met simultane nitri-/denitrificatie.

De keuze voor deze systemen is uitgewerkt in het STORA-onderzoek 'Denitrificatie' ⁸⁶.

Voor nieuw te bouwen installaties kan direct, in tabel 2 worden afgelezen welke systemen gekozen kunnen worden. Voor wijzigingen aan bestaande installaties, kan uitgaande van de bestaande situatie, met behulp van tabel 3 (paragraaf 4.3) gekozen worden voor verbetering of versoepeling van de effluentkwaliteit.

3.4

Beperking van de effluentkwaliteitcombinaties

Van de mogelijke combinaties van effluenteisen werden er reeds twee (A en B) niet betrokken bij dit onderzoek. Deze combinaties hielden immers voor de ene effluentparameter een versoepeling in, maar voor de andere een aanscherping ten opzichte van IMP-normen.

Uit de praktijk blijkt dat combinatie B niet of nauwelijks voorkomt. Anders blijkt dit te liggen voor combinatie A (vergaande BZV- en d.s.-verwijdering, maar beperkte N-Kj-verwijdering); aan deze combinatie wordt door een redelijk grote groep installaties voldaan.

Het lijkt echter niet zinvol de bestaande eisen voor het effluent-BZV en -drogestofgehalte te verscherpen en tegelijkertijd de eisen voor het N-Kj-gehalte van het effluent te versoepelen. Beide parameters betreffen zuurstofverbruikende stoffen, zodat het uiteindelijke effect op de kwaliteit van het oppervlaktewater onduidelijk is.

In paragraaf 3.3 is aangegeven dat de effluentkwaliteitcombinaties III en V niet of zeer moeilijk te verwezenlijken zijn. Genoemde combinaties worden dan ook verder buiten beschouwing gelaten.

Uitgaande van de IMP-eisen (referentie-combinatie) zijn er dus vier mogelijke differentiaties van effluenteisen:

- I geen nitrificatie en versoepeling van BZV- en d.s.-eisen;
- II geen nitrificatie; referentie-eisen voor BZV- en d.s.-gehalten;
- IV verscherping van de BZV- en d.s.-eisen; referentie-eisen voor stikstofverwijdering;
- VI verscherping BZV-, d.s.- en stikstofeisen.

Bij de kostenvergelijking zullen deze mogelijkheden uitgewerkt worden.

4 UIT TE WERKEN VOORBEELDEN

4.1 Algemeen

Uit de in hoofdstuk 3 omschreven systemen die kunnen voldoen aan bepaalde effluentkwaliteitcombinaties, worden installatie-typen gekozen voor nadere uitwerking.

In de tweede paragraaf zullen voor nieuw te bouwen inrichtingen de systemen worden aangegeven die in aanmerking komen voor een nader kostenonderzoek. De derde paragraaf geeft aan welke aanpassingen bij bestaande inrichtingen mogelijk zijn.

4.2 Nieuw te bouwen inrichtingen

Binnen elk kwaliteitsniveau is gekeken welke installaties de combinatie-eisen het dichtst benaderen. Hieronder volgt een opsomming.

- Referentiecombinatie (BZV 20 mg O₂/l; d.s. 30 mg/l; N-Kj 20 mg/l).
De beperking wordt opgelegd door de nitrificatie-eis.
Dit niveau kan bereikt worden door:
 - . actief-slibinstallaties met een slibbelasting van ca. 0,15 kg BZV/kg d.s.d. (code AS015);
 - . laagbelaste oxydatiebed-installaties met een volumebelasting van 0,2 kg BZV/m³.d (code OB020).
- Effluentkwaliteit I (BZV 40 mg O₂/l; d.s. 60 mg/l, geen nitrificatie-eis).
Aan deze combinatie kan worden voldaan door:
 - . hoogbelaste oxydatiebed-installaties met een volumebelasting van 0,6 kg BZV/m³.d (code OB060).
- Effluentkwaliteit II (BZV 20 mg O₂/l; d.s. 30 mg/l; geen nitrificatie-eis).
Deze kwaliteit kan bereikt worden met:
 - . oxydatiebed-installaties met een volumebelasting van 0,3 kg BZV/m³.d (code OB030).
- Effluentkwaliteit IV (BZV 10 mg O₂/l; d.s. 15 mg/l; N-Kj 20 mg/l).
Deze combinatie kan gerealiseerd worden door:
 - . laagbelaste actief-slibinstallaties met een slibbelasting van 0,10 kg BZV/kg d.s.d., met bellenbeluchting en slibgisting (code AS010).
- Effluentkwaliteit VI (BZV 10 mg O₂/l; d.s. 15 mg/l; N-totaal 20 mg/l).
De volgende installaties kunnen aan deze effluentkwaliteitcombinatie voldoen:
 - . oxydatiesloten met oppervlaktebeluchting, een slibbelasting van 0,05 kg BZV/kg d.s.d. en denitrificatievoorzieningen (code OS005★);
 - . oxydatiecircuits met bellenbeluchting, een slibbelasting van 0,05 kg BZV/kg d.s.d. en voorzien van een aparte denitrificatieruimte (code OC005★);
 - . actief-slibinstallaties met bellenbeluchting en voordennitrificatie (code AS010★).

Bij het ontwerp van de systemen die aan effluentkwaliteitscombinatie VI moeten voldoen, zijn denitrificatievoorzieningen noodzakelijk. Genoemd worden:

- . goede zuurstofregeling;
- . voor-denitrificatie;
- . voldoende recirculatie.

Zie hiervoor het STORA-onderzoek 'Denitrificatie' ⁸⁶.

De kosten van boven omschreven installaties worden in het geval van nieuwbouw doorgerekend. Uitgegaan wordt van normaal huishoudelijk afvalwater (zie hoofdstuk 5). De totale installatie inclusief de slibverwerking wordt bekeken. Het afdekken van onderdelen in verband met stankbestrijding wordt mede in de kosten betrokken.

Bij de slibverwerking worden twee varianten meegenomen, namelijk natte afvoer en vergaande behandeling door middel van mechanische ontwatering en verbranding. Daarnaast vindt een gevoeligheidsanalyse plaats voor de hoogte van de energiekosten.

4.3 Mogelijkheden bij bestaande inrichtingen

In tabel 3 worden de mogelijkheden bij bestaande installaties aangegeven.

effluent kwaliteit	BZV (mg O ₂ /l) d.s. (mg/l) ² N-Kj (mg/l) N-totaal (mg/l)	40	20	20	10	10
		60	30	30	15	15
				20	20	20
type	volume-/slib-bel.	nieuwe belasting/maatregel		effluentkwaliteitscombinatie		
		I	II	ref.	IV	VI
oxydatiebed	0,3 0,3 0,6 0,6	0,2 0,6 0,3 0,2		0 → + - ← 0 0 → + 0 → +		
oxy. sloot* circuits*		denitrificatie voorziening				0 → +
actief-slib installaties	0,10* 0,15 0,3 0,3 0,15	den.voorz. 0,3 0,15 0,4 0,10		- ← 0 0 → + - ← 0 0 → +		0 → +

Tabel 3. De mogelijke aanpassingen bij bestaande installaties.

- 0 Levert normaal deze effluentkwaliteit.
- + Verbetering van de effluentkwaliteit.
- Achteruitgang van de effluentkwaliteit.
- * Voorzover geen denitrificatie voorziening aanwezig.

Uitgaande van de effluentkwaliteit bij bestaande inrichtingen (overzicht in paragraaf 3.4) kunnen maatregelen worden genomen om de effluentkwaliteit al dan niet te verbeteren.

Welke financiële gevolgen een versoepeling of een aanscherping van de effluentkwaliteit voor bestaande installaties heeft, is in belangrijke mate afhankelijk van de plaatselijke omstandigheden. Indien een minder goede effluentkwaliteit ecologisch verantwoord is, kan bespaard worden op de bedrijfskosten en met name de energiekosten. De totale besparing is echter gering omdat daarnaast veelal investeringen in extra voorzieningen nodig zijn.

Het verbeteren van de effluentkwaliteit vereist daarentegen aanzienlijke investeringen en geeft tevens hogere bedrijfskosten (vooral energie).

4.3.1 oxydatiesloten en oxydatiecircuits

Verandering van de bestaande slibbelasting levert per saldo weinig op. Immers alle goed werkende oxydatiesloten en -circuits voldoen ruimschoots aan combinatie IV. Maatregelen ter bevordering van de denitrificatie zijn, praktisch gezien, de enige maatregelen die de kwaliteit van dit type actief-slibinstallaties kunnen veranderen (lees verbeteren).

Verhoging van de slibbelasting is niet mogelijk in verband met vermindering van de slibstabilisatie.

Deze mogelijkheden, inclusief de financiële consequenties zijn reeds onderzocht in het STORA-onderzoek 'Denitrificatie' ⁸⁶.

4.3.2 actief-slibinstallaties

Verslechtering respectievelijk verbetering van de kwaliteit betekent veelal verhoging respectievelijk verlaging van de slibbelasting.

De verandering in kwaliteit kan echter veelal niet meer dan één positie in tabel 3 bedragen. Een kwaliteitsverschuiving van meer dan één positie betekent in de praktijk vaak zodanig ingrijpende maatregelen dat in het algemeen sprake zal zijn van de bouw van een geheel nieuwe installatie.

In dat geval kan ook gedacht worden aan een laagbelaste actief-slibinstallatie in combinatie met een oxydatiebed. Dit geeft verbetering van de effluentkwaliteit en de nitrificatie.

Aanscherpen van de eisen:

Verlaging van de slibbelasting geeft volgens het statistisch onderzoek een beter bezinkbaar slib. De aanwezige nabezinktanks kunnen zonder problemen blijven functioneren. Verlaging van de slibbelasting vereist (bij gelijk blijven van de andere condities) meer beluchtingscapaciteit.

Dit kan gerealiseerd worden door het bijbouwen van beluchtingsruimte inclusief beluchtingsapparatuur.

De kosten die hieruit voortvloeien zijn van een groot aantal condities ter plaatse afhankelijk. Genoemd worden:

- hydraulische aspecten:
zijn de aan- en afvoerleidingen van het influent respectievelijk het effluent, alsmede de diverse verdeelwerken eenvoudig aan te passen of moeten extra leidingen c.q. verdeelwerken worden aangebracht;
- beschikbare vrije ruimte:
is er voldoende vrije ruimte aanwezig voor het bouwen van de uitbreidingen of moeten speciale voorzieningen getroffen worden zoals het omleggen van kabels en leidingen of het openbreken van bestratingen;
- elektrotechnische aspecten:
zijn de elektrotechnische aanpassingen eenvoudig in te bouwen in de bestaande ruimten of moeten nieuwe schakelruimten gebouwd worden.

Genoemde factoren zijn van invloed op de hoogte van de uiteindelijke kosten. Wanneer de condities ter plaatse optimaal zijn, komen de kosten van de investeringen alsmede de hogere bedrijfskosten overeen met die van nieuw te bouwen installaties (zie hoofdstuk 5).

Versoepeling van de eisen:

Verhoging van de slibbelasting door een gedeelte van de beluchtingsruimte buiten gebruik te stellen kan betekenen dat de bestaande nabezinkcapaciteit onvoldoende wordt. Uit het statistisch onderzoek is gebleken dat verhoging van de slibbelasting verhoging van de slibvolume-index tot gevolg heeft, waardoor het gevaar bestaat dat regelmatig slib uitspoelt.

Op deze manier staan tegenover de besparingen op met name de energiekosten de veel hogere kosten van de uitbreiding van de bestaande nabezinkcapaciteit. Bovendien rijst dan nog de vraag of de beluchtingscapaciteit in de overgebleven beluchtingsruimte toereikend zal zijn.

Wordt daarentegen de slibconcentratie zoveel mogelijk verlaagd (met inachtneming van de minimumconcentratie van 2 kg/m^3) dan kan:

- de bestaande beluchtingsruimte zoveel mogelijk benut blijven;
- de beluchtingscapaciteit toereikend zijn;
- de bestaande nabezinkcapaciteit voldoende zijn.

Voorbeeld:

Bij een actief-slibinstallatie van 100.000 i.e. met een slibbelasting van $0,15 \text{ kg BZV/kg d.s.d.}$ en een slibconcentratie van 4 kg/m^3 kan door verhoging van de slibbelasting tot $0,3 \text{ kg BZV/kg d.s.d.}$ en verlaging van de slibconcentratie tot 2 kg/m^3 de bestaande beluchtingsruimte volledig benut blijven.

Het debiet naar de nabezinktanks verandert niet. Volgens het statistisch onderzoek neemt bij verhoging van de slibbelasting van $0,15$ tot $0,3 \text{ kg BZV/kg d.s.d.}$ de SVI toe met ca. 35% (van 150 naar 200 ml/g).

Het slibvolume naar de nabezinktanks wordt kleiner (door de verlaging van de slibconcentratie met 50%), zodat de nabezinkcapaciteit ruimschoots voldoende blijft.

De kostenbesparing is in dit geval de besparing tengevolge van een lager energiegebruik.

Hoe groot de energiebesparing in werkelijkheid is, hangt af van de flexibiliteit van het beluchtingssysteem. Indien de beluchting onvoldoende teruggeregeld kan worden, zal de uiteindelijke besparing lager uitvallen.

4.3.3 oxydatiebed -installaties

Aanscherpen van de eisen:

Verbetering van de kwaliteit betekent veelal verlaging van de volumebelasting.

Dit kan geschieden door oxydatiebedcapaciteit bij te bouwen. De aanwezige nabezinktanks kunnen zonder problemen blijven functioneren. De factoren die genoemd zijn in subparagraaf 4.3.2 gelden ook hier. Wanneer er op het terrein van de zuiveringsinrichting voldoende vrije ruimte aanwezig is en er geen extra voorzieningen getroffen moeten worden, zijn de kosten van investeringen, energie en onderhoud te vergelijken met die van nieuw te bouwen installaties (zie hoofdstuk 5).

Versoepeling van de eisen:

Verslechtering van de kwaliteit betekent veelal verhoging van de volumebelasting. Hiervoor moet dan een gedeelte van de aanwezige oxydatiebedcapaciteit uitgeschakeld worden.

Een hogere volumebelasting heeft geen noemenswaardige gevolgen voor de werking van de bestaande nabezinktanks.

Door een mindere kwaliteit te leveren kan vooral bespaard worden op de energiekosten.

Bij aanwezigheid van een eigen energie-opwekkingsinstallatie voorzien oxydatiebed-installaties al vrijwel geheel in eigen energiebehoefte.

Versoepeling van de eisen ten gevolge van een hogere volumebelasting geeft in dit geval slechts zeer geringe besparingen.

5.1 Inleiding

Onderstaande tabel geeft een samenvatting van de effluent-kwaliteit-combinaties, die met bestaande zuiveringssystemen te bereiken zijn. De installaties OC005*, OS005* en AS010* hebben denitrificatievoorzieningen.

effluentkwaliteit-combinatie	VI	IV	ref.	II	I
BZV (mg O ₂ /l)	10	10	20	20	40
d.s. (mg/l)	20	15	30	30	60
N-Kj (mg/l)		20	20		
N-totaal (mg/l)	20				
installatiecode	OC005* OS005* AS010*	AS010	AS015 OB020	AS040 OB030	OB060

Tabel 4. De installaties ingepast in de effluentkwaliteitcombinaties (voor betekenis code zie: tabel 1).

Alvorens een uitspraak te kunnen doen over de zuiveringskosten van nieuw te bouwen installaties, worden in paragraaf 5.2 de gemeenschappelijke uitgangspunten voor het ontwerp van die installaties vastgesteld.

5.2 Uitgangspunten voor het ontwerp

Mede gebaseerd op het STORA-onderzoek 'Het inwonerequivalent getoetst'⁸⁷ wordt uitgegaan van huishoudelijk afvalwater met de volgende, aan het i.e. gerelateerde, waarden:

- specifieke BZV-productie 44 (g/i.e.d)
- specifieke N-Kj-productie 10 (g/i.e.d)
- dagaanvoer 121 (l/i.e.d)
- DWA 10 (l/i.e.h).

5.3 Dimensioneringsgrondslagen

Voor de berekening van de diverse onderdelen zijn in onderstaande tabel de belangrijkste ontwerpgrondslagen samengevat. Wanneer een onderdeel niet in het zuiveringsproces voorkomt wordt dit door een '-' aangegeven.

De verschillende typen installaties worden doorgerekend voor een ontwerp-grootte van 100.000, 50.000 en 25.000 i.e.

installatietype	actief- slibin.	oxyd. bed	oxyd. sloot	oxyd. circ.	dimensie
omschrijving					
RWA/DWA	3	3	3	3	(-)
zandvanger	25	25	25	25	(m ³ /m ² .h)
voorbezinking:					
- oppervlaktebelasting	2	2	-	-	(m ³ /m ² .h)
- rendement voor BZV	30	30			(%)
- rendement voor N-Kj	10	10			(%)
slibconcentratie beluch.	4	4	4	4	(kg/m ³)
nabezinking:					
- oppervlaktebelasting:		1,5	0,75	0,9	(m ³ /m ² .h)
- k=0,10 kg BZV/kg d.s.d	0,85				(m ³ /m ² .h)
- k=0,15 kg BZV/kg d.s.d	0,80				(m ³ /m ² .h)
- k=0,40 kg BZV/kg d.s.d	0,75				(m ³ /m ² .h)
slibindikker		40	30	30	(kg d.s./d)
- k=0,10 kg BZV/kg d.s.d	40				(kg d.s./d)
- k=0,15 kg BZV/kg d.s.d	40				(kg d.s./d)
- k=0,40 kg BZV/kg d.s.d	35				(kg d.s./d)
indikkingspercentage:					
- voorindikker	4	4,5	3,5	3,5	(%)
- na-indikker	4,5	5	-	-	(%)
slibproductie:					
- primair slib	36	36			(g d.s./i.e.d)
- secundair slib	25	15			(g d.s./i.e.d)
- totaal	61	51	50	50	(g d.s./i.e.d)
slibgisting:					
- verblijftijd	25	25	-	-	(d)
- buffertijd gashouder	4,5	4,5			(h)
- gasproductie	1	1			(m ³ /kg a.o.s.)
- % organisch stofgeh.	70	70			(%)
- afbraak org. stof	40	40			(%)
W/K vermogen per m ³					
gasprod./d	0,3	0,3	-	-	(kW)
slibindiklagunes:					
verblijftijd	2	2	2	2	(mnd)

Tabel 5. Dimensioneringsgrondslagen bij de ontwerpberekening.

5.4 Ontwerpgegevens

5.4.1 algemeen

Bij het doorrekenen van de installaties is gebruik gemaakt van een computermodel. De uitgangspunten voor het ontwerp (paragraaf 5.2) en dimensioneringsgrondslagen (paragraaf 5.3) vormen met de gewenste effluentkwaliteiten (5.1) en het installatietype de invoergegevens voor het ontwerpmodel. In bijlage 2 worden de bij de verschillende installaties behorende processchema's in zogenaamde blokschema's weergegeven. Bijlage 2 gaat tevens in op de belangrijkste verschillen in onderdelen.

De belangrijkste resultaten van de ontwerpberekeningen worden per installatie-type samengevat in de subparagrafen 5.4.2 t/m 5.4.5.

5.4.2 oxydatiesloten met oppervlaktebeluchters

Dit type installatie is ontworpen op een slibbelasting van 0,05 kg BZV/kg d.s.d. en een slibconcentratie van 4 kg/m³.

Ter verlaging van de voor dit type installatie gebruikelijke hoge slibvolume-index is een contacttank in het proces opgenomen.

Tabel 6 geeft de belangrijkste ontwerpgegevens.

ontwerpgrootte	100.000	50.000	25.000	(i.e.)
hydraulische bel.	3.025	1.513	756	(m ³ /h)
zandvanger	121	60	30	(m ²)
beluchtungs- + kontakttank 2x	11.000 2x	5.500 2x	2.750	(m ³)
retourslib	1.513	757	378	(m ³ /h)
nabezinktanks 4x	36 2x	36 2x	25	(m)
slibindikker 1x	15 1x	11 1x	8	(m)
slibindiklagunes	8.571	4.286	2.143	(m ³)
energie-inkoop	2.738.000	1.369.000	684.500	(kWh/j)
slibproductie	1.825	913	456	(ton d.s./j)
	36.500	18.250	9.125	(m ³ /j)

Tabel 6. Ontwerpgegevens voor een oxydatiesloot met oppervlaktebeluchters.

5.4.3 oxydatiecircuits met bellenbeluchting

Deze zeer laagbelaste installatie, met bellenbeluchting en gescheiden voortstuwing, heeft een slibbelasting van 0,05 kg BZV/kg d.s.d. en een slibconcentratie van 4 kg/m³. Tevens zijn de nodige denitrificatievoorzieningen in het ontwerp opgenomen.

De belangrijkste ontwerpgegevens worden samengevat in tabel 7.

ontwerpgrootte	100.000	50.000	25.000	(i.e.)
hydraulische bel.	3.025	1.513	756	(m ³ /h)
zandvanger	121	60	30	(m ²)
beluchtingstank + deni. voorz. 4x	5.500 2x	5.500 2x	2.750	(m ³)
retourslib	1.513	757	378	(m ³ /h)
nabezinktanks 4x	33 2x	33 2x	23	(m)
slibindikker 1x	15 1x	11 1x	8	(m)
slibindiklagunes	8.571	4.286	2.143	(m ³)
energie-inkoop	2.293.900	1.146.900	573.500	(kWh/j)
slibproductie	1.825	913	456	(ton d.s./j)
	36.500	18.250	9.125	(m ³ /j)

Tabel 7. Ontwerpgegevens voor een oxydatiecircuit met bellenbeluchting.

5.4.4 actief-slibinstallaties

De actief-slibinstallatie is ontworpen op slibbelastingen van 0,10, 0,15 en 0,40 kg BZV/kg d.s.d. De slibconcentratie in de beluchtingsruimte bedraagt 4 kg/m³. Mede gebaseerd op de bevindingen van het statistisch onderzoek wordt uitgegaan van toepassing van belenbeluchters.

ontwerpgrootte	100.000	50.000	25.000	(i.e.)
hydraulische bel.	3.025	1.513	756	(m ³ /h)
voorbezinktank 2x	31 1x	31 1x	22	(m)
beluchtingstank				
- k = 0,10 * 2x	3.850 2x	1.925 2x	965	(m ³)
- k = 0,15 * 2x	2.565 2x	1.285 2x	645	(m ³)
- k = 0,40 * 2x	965 2x	485 1x	485	(m ³)
retourslib	1.514	757	378	(m ³ /h)
nabezinktank				
- k = 0,10 * 4x	34 2x	34 2x	24	(m)
- k = 0,15 * 4x	35 2x	35 2x	25	(m)
- k = 0,40 * 4x	36 2x	36 1x	25	(m)
zandvanger	2	1	0,5	(m ²)
voorindikker				
- k = 0,10 * 1x	14 1x	10 1x	7	(m)
- k = 0,15 * 1x	14 1x	10 1x	7	(m)
- k = 0,40 * 1x	15 1x	11 1x	7	(m)
na-indikker				
- k = 0,10 * 1x	14 1x	10 1x	7	(m)
- k = 0,15 * 1x	14 1x	10 1x	7	(m)
- k = 0,40 * 1x	15 1x	11 1x	7	(m)
slibgisting	3.813	1.907	953	(m ³)
gashouder	320	160	80	(m ³)
slibindiklagunes	4.400	2.200	1.100	(m ³)
slibhoeveelheid	1.603	802	401	(ton d.s./j)
	26.645	13.505	6.753	(m ³ /j)
W/K-installatie	150	70	40	(kWe)
energie-inkoop				
- k = 0,10 *	464.000	232.000	116.000	(kWh/j)
- k = 0,15 *	269.500	134.500	67.500	(kWh/j)
- k = 0,40 *	17.800	8.900	4.400	(kWh/j)

Tabel 8. Ontwerpgegevens voor een actief-slibinstallatie met slibgisting en W/K-installatie.

* = K in kg BZV/kg d.s.d.

5.4.5 oxydatiebed-installaties

De oxydatiebed-installaties zijn ontworpen op volumebelastingen van 0,2, 0,3 en 0,6 kg BZV/m³.d.

Vanwege het stankbezwaar vindt afdekking van de bedden plaats. Hierdoor wordt tevens afkoeling aan het bovenoppervlak van het bed tegengegaan, waardoor een enigszins beter zuiveringsresultaat wordt bereikt.

Onderstaande tabel geeft de belangrijkste ontwerpgegevens.

ontwerpgrootte	100.000	50.000	25.000	(i.e.)
hydraulische bel.	3.025	1.513	756	(m ³ /h)
voorbezinktank 2x	31 1x	31 1x	22	(m)
volume ox. bed				
- B = 0,20 * 4x	3.850 2x	3.850 2x	1.925	(m ³)
- B = 0,30 * 3x	3.425 2x	2.565 2x	1.285	(m ³)
- B = 0,60 * 2x	2.565 2x	1.285 2x	645	(m ³)
nabezinktanks 2x	36 2x	25 2x	18	(m)
zandvanger	2	1	0,5	(m ²)
voorindikker 1x	13 1x	9 1x	7	(m)
na-indikker 1x	13 1x	9 1x	7	(m)
slibgisting	2.550	1.275	638	(m ³)
gashouder	268	134	67	(m ³)
slibindiklagunes	3.700	1.900	950	(m ³)
slibhoeveelheid	1.340	670	335	(ton d.s./j)
	22.265	11.315	5.840	(m ³ /j)
W/K-inst.	125	60	30	(kWe)
energie-inkoop				
- B = 0,20 * 4x	65.500	32.800	16.500	(kWh/j)
- B = 0,30 * 3x	38.500	19.000	9.500	(kWh/j)
- B = 0,60 * 2x	13.000	6.500	3.000	(kWh/j)

Tabel 9. Ontwerpgegevens voor een oxydatiebed-installatie met slibgisting en W/K-installatie.

* = B in kg BZV/m³.d.

6.1 Uitgangspunten

Om de totale kosten van de verschillende rwzi's te kunnen vergelijken wordt gebruik gemaakt van de zogenaamde 'contante waarde'-methode. Alle uitgaven (investeringen en exploitatiekosten) worden hiermee herleid tot een totaalbedrag benodigd in het startjaar van het project. Deze herleiding geschiedt met behulp van de disconteringsvoet, volgens:

$$A_0 = \frac{A_k}{(1+r)^k}$$

waarin: A_0 = kosten in het basisjaar (gld)
 A_k = kosten in het jaar k (gld)
 r = reële rente = $p - i$
 p = disconteringsvoet (fractie van A per jaar)
 i = inflatie
 k = beschouwd jaar.

Bij de onderzochte installaties is alleen maar sprake van kosten. De installatie met de laagste contante waarde is uiteindelijk de meest economische. Daarnaast spelen gewenste effluentkwaliteit en bedrijfszekerheid een belangrijke rol.

Alvorens de contante waarde te kunnen berekenen moeten eerst enkele indexeringsfactoren worden bepaald. Op langere termijn mag worden uitgegaan van een reële rente van 3%. Onder de reële rente wordt verstaan de rente minus de inflatie.

De volgende gegevens zijn verwerkt in de kostenberekening:

- reële rente	= 3%
- afschrijving civiel-technisch deel	= 30 jaar
- afschrijving elektro-mechanisch deel	= 15 jaar.

De kosten van een tussentijdse herinvestering voor elektro-mechanische installaties worden evenzo contant gemaakt.

6.2 Investeringskosten

Onder investeringskosten worden verstaan de totale kosten die verbonden zijn aan het tot stand komen van een bepaald project. Aan de bouwkosten moeten voorbereiding, financiering en omzetbelasting toegevoegd worden door middel van een omslag van 50%.

Verder geldt:

- prijspeil 1 januari 1987;
- investeringskosten = bouwkosten + 50%;
- onderverdeling in civiel-technische en elektro-mechanische voorzieningen.

Tabel 10 geeft een samenvatting van alle investeringskosten voor de verschillende installaties.

installatiecode effluentkwaliteit	OC005 VI	OS005 VI	AS010 IV/VI	AS015 Ref.	OB020 Ref.	AS040 II	OB030 II	OB060 I
ontwerpgrootte investeringen:				100.000 i.e.				
- civiel-technisch	20.993.300	21.855.800	21.398.600	20.794.900	20.079.000	19.475.300	18.923.300	17.422.500
- elektr.-mech.	10.243.300	9.069.600	13.732.400	13.465.670	11.299.600	12.868.100	10.883.500	10.563.400
- totaal	31.236.600	30.925.400	35.131.000	34.260.570	31.378.600	32.343.400	29.806.800	27.985.900
ontwerpgrootte investeringen:				50.000 i.e.				
- civiel-technisch	11.695.500	12.299.300	12.092.300	11.704.100	11.945.600	10.996.900	11.290.100	10.479.400
- elektr.-mech.	6.754.200	6.114.000	8.568.100	8.674.800	7.309.000	7.991.900	7.181.000	7.031.600
- totaal	18.449.700	18.413.300	20.660.400	20.378.900	19.254.600	18.988.800	18.471.100	17.511.000
ontwerpgrootte investeringen:				25.000 i.e.				
- civiel-technisch	7.305.400	7.219.100	8.047.100	7.659.000	7.935.000	7.227.800	7.486.500	7.038.000
- elektr.-mech.	4.118.660	4.065.300	6.060.600	5.847.200	4.982.900	5.420.400	4.908.200	4.694.800
- totaal	11.424.060	11.284.400	14.107.700	13.506.200	12.917.900	12.648.200	12.394.700	11.732.800

Tabel 10. De investeringskosten in guldens voor verschillende installatie-typen.

6.3 Bedrijfskosten

De bedrijfskosten zijn de kosten die nodig zijn voor het in werking houden van de installatie. In het onderzoek zijn meegenomen:

- personeel
reële schatting kosten manjaar, inclusief overhead f 70.000,-.

Onderstaande tabel geeft een overzicht van de geraamde personeelsbezetting op een installatie.

ontwerpgrootte (i.e.)	25.000	50.000	100.000
	personeelssterkte		
oxydatiesloot	1	2	3
oxydatie-circuit	1	2	3
actief-slibinstallatie	2	3	4
oxydatiebed-installatie	2	3	4

Tabel 11. Personeelssterkte naar type zuivering en ontwerpgrootte.

- onderhoud
 - . forfaitair 0,5% per jaar van de civiel-technische investeringskosten;
 - 2,0% per jaar van de elektro-mechanische investeringskosten.
- energie-inkoop

- . elektriciteit f 0,22/kWh
- slibafvoer
- . nat transport, afzet in de landbouw f 10,-/m³.

De hoeveelheid benodigde energie en de inkoop zijn weergegeven in de tabellen 6 t/m 9.

Tabel 12 geeft een overzicht van alle bedrijfskosten voor verschillende installatie-typen.

installatiecode effluentkwaliteit	OC005 VI	OS005 VI	AS010 IV/VI	AS015 Ref.	OB020 Ref.	AS040 II	OB030 II	OB060 I
ontwerpgrootte	100.000 i.e.							
- personeel	210.000	210.000	280.000	280.000	280.000	280.000	280.000	280.000
- onderhoud	309.800	290.700	381.600	373.300	326.400	354.700	312.200	298.400
- energie	504.600	602.400	102.100	59.300	14.500	3.900	8.500	2.800
- slib	365.000	365.000	266.500	266.500	222.700	266.500	222.700	222.700
- totaal	1.389.400	1.468.100	1.030.200	979.100	843.600	905.100	823.500	803.900
ontwerpgrootte	50.000 i.e.							
- personeel	140.000	140.000	210.000	210.000	210.000	210.000	210.000	210.000
- onderhoud	913.600	183.800	231.800	232.000	205.900	214.800	200.000	193.000
- energie	252.300	301.200	51.000	29.600	7.200	2.000	4.200	1.400
- slib	182.500	182.500	135.100	135.100	113.200	135.100	113.200	113.200
- totaal	768.400	807.500	627.900	606.700	536.300	561.900	527.400	517.600
ontwerpgrootte	25.000 i.e.							
- personeel	70.000	70.000	140.000	140.000	140.000	140.000	140.000	140.000
- onderhoud	118.900	117.400	161.400	155.200	139.300	144.500	135.600	129.100
- energie	126.200	150.600	25.500	14.800	3.600	1.000	2.100	700
- slib	91.300	91.300	67.500	67.500	58.400	67.500	58.400	58.400
- totaal	406.400	429.300	394.400	377.500	341.300	353.000	336.100	328.200

Tabel 12. De bedrijfskosten in guldens.

6.4

De contante waarde

Volgens de uitgangspunten uit paragraaf 6.1 worden alle investeringen en bedrijfskosten herleid met behulp van de 'contante waarde'-methode tot een bedrag (A_0) in het startjaar van het project. Daarbij is rekening gehouden met een herinvestering van het elektro-mechanische deel na 15 jaar.

In tabel 13 worden de bedragen op een rijtje gezet.

installatiecode effluentkwaliteit	OC005 VI	OS005 VI	AS010 IV/VI	AS015 Ref.	OB020 Ref.	AS040 II	OB030 II	OB060 I
ontwerpgroote investerings:				100.000 i.e.				
- civiel-technisch	20.993.300	21.855.800	21.398.600	20.794.900	20.079.000	19.475.300	18.923.300	17.422.500
- elektr.-mech.	16.818.100	14.891.000	22.546.700	22.108.800	18.552.400	21.127.700	17.869.200	17.343.600
bedrijfskosten	28.051.500	29.637.100	20.797.400	19.764.800	17.028.700	18.272.600	16.623.100	16.228.300
totaal	65.862.900	66.383.900	64.742.700	62.668.500	55.660.100	58.875.600	53.415.600	50.994.400
ontwerpgroote investerings:				50.000 i.e.				
- civiel-technisch	11.695.500	12.299.300	12.092.300	11.704.100	11.945.600	10.996.900	11.290.100	10.479.400
- elektr.-mech.	11.089.400	10.038.300	14.232.000	14.242.800	12.000.400	13.131.600	11.790.200	11.544.900
bedrijfskosten	15.512.500	16.301.200	12.676.500	12.248.400	10.826.700	11.342.500	10.648.400	10.449.200
totaal	38.297.400	38.638.800	39.000.800	38.195.300	34.772.700	35.461.000	33.728.700	32.473.500
ontwerpgroote investerings:				25.000 i.e.				
- civiel-technisch	7.305.400	7.219.100	8.047.100	7.659.000	7.935.000	7.227.800	7.486.500	7.038.000
- elektr.-mech.	6.762.300	6.674.700	9.950.700	9.600.300	8.181.300	8.899.600	8.058.700	7.708.300
bedrijfskosten	8.202.800	8.665.700	7.964.200	7.622.800	6.891.300	7.127.500	6.785.600	6.625.700
totaal	22.270.500	22.559.500	25.962.000	24.882.100	23.007.600	23.254.900	22.330.800	21.372.000

Tabel 13. De contante waarde van alle kosten in guldens.

6.5

Gevoeligheidsanalyse voor de energieprijzen

De kostenvergelijkingen, welke in de voorgaande paragrafen zijn behandeld, zijn gebaseerd op de uitgangspunten uit paragraaf 6.1. De onderlinge verhoudingen tussen de verschillende kosten (kosten voor energie, onderhoud, slibafvoer etc.) liggen daarmee vast.

In tabel 14 wordt het effect van een extra energiekostenstijging/-daling van 3% weergegeven.

installatiecode effluentkwaliteit	OC005 VI	OS005 VI	AS010 IV/VI	AS015 Ref.	OB020 Ref.	AS040 II	OB030 II	OB060 I
ontwerpgrootte	100.000 i.e.							
investeringen:								
- civiel-technisch	20.993.300	21.855.800	21.398.600	20.794.900	20.079.000	19.475.300	18.923.300	17.422.500
- elektr.-mech.	16.818.100	14.891.000	22.546.700	22.108.800	18.552.400	21.127.700	17.869.200	17.343.600
meerprijs energie	4.951.000	5.910.000	1.001.000	581.000	141.800	38.300	83.000	27.600
minderprijs energie	2.956.200	3.528.500	597.900	347.200	84.600	22.900	49.500	16.500
oorspronkelijke bedrijfskosten	28.051.500	29.637.100	20.797.400	19.764.800	17.028.700	18.272.600	16.623.100	16.228.300
contante waarde bij:								
- stijging								
energieprijs	70.813.900	72.293.900	65.743.700	63.249.500	55.801.900	58.913.900	53.498.600	51.022.000
- daling								
energieprijs	62.906.700	62.855.400	64.144.800	62.321.300	55.575.500	58.852.700	53.366.100	50.977.900
ontwerpgrootte	50.000 i.e.							
investeringen:								
- civiel-technisch	11.695.500	12.299.300	12.092.300	11.704.100	11.945.600	10.996.900	11.290.100	10.479.400
- elektr.-mech.	11.089.400	10.038.300	14.232.000	14.242.800	12.000.400	13.121.600	11.790.200	11.544.900
meerprijs energie	2.476.000	2.955.000	501.000	291.000	70.900	19.200	41.500	13.800
minderprijs energie	1.478.100	1.764.300	299.000	173.600	42.300	11.500	24.800	8.200
oorspronkelijke bedrijfskosten	15.512.500	16.301.200	12.676.500	12.248.400	10.826.700	11.342.500	10.648.400	10.449.200
contante waarde bij:								
- stijging								
energieprijs	40.773.400	41.593.800	39.501.800	38.486.300	34.843.600	35.480.200	33.770.200	32.487.300
- daling								
energieprijs	36.819.300	36.874.500	38.701.800	38.021.700	34.730.400	35.449.500	33.703.900	32.465.300
ontwerpgrootte	25.000 i.e.							
investeringen:								
- civiel-technisch	7.305.400	7.219.100	8.047.100	7.659.000	7.935.000	7.227.800	7.486.500	7.038.000
- elektr.-mech.	6.762.300	6.674.700	9.950.700	9.600.300	8.181.300	8.899.600	8.058.700	7.708.300
meerprijs energie	1.238.000	1.478.000	250.000	146.000	35.400	9.600	20.700	6.900
minderprijs energie	739.000	882.100	149.500	86.800	21.200	5.700	12.400	4.100
oorspronkelijke bedrijfskosten	8.202.800	8.665.700	7.964.200	7.622.800	6.891.300	7.127.500	6.785.600	6.625.700
contante waarde bij:								
- stijging								
energieprijs	23.508.500	24.037.500	26.212.000	25.028.100	23.043.000	23.264.500	22.351.500	21.378.900
- daling								
energieprijs	21.531.500	21.677.400	25.812.500	24.795.300	22.986.400	23.249.200	22.318.400	21.367.900

Tabel 14. De contante waarde van alle kosten in gulden bij een extra energieprijzverandering van 3% t.o.v. de inflatie.

6.6

Gevoeligheidsberekening voor de slibverwerkingskosten

Bij de berekening van de contante waarde in paragraaf 6.4 is er vanuit gegaan dat het slib afgezet en verwerkt kan worden in de landbouw.

Daarbij is een prijs gehanteerd van $f 10,-/m^3$.

Toepassing van een andere slibverwerkingsmethode heeft grote gevolgen voor de kosten. De invloed van vergaande slibbehandeling op de contante waarde wordt weergegeven in tabel 15. Voor de kosten van deze methode van slibverwerking zijn de volgende prijzen gehanteerd:

- centralisatie per ton d.s. $f 100,-$
- ontwatering per ton d.s. $f 250,-$
- verbranding per ton d.s. $f 450,-$
- afvoer/storten per ton d.s. $f 100,-$.

Bovenstaande bedragen gelden voor het slib van actief-slibinstallaties en oxydatiebedden met voorbezinking en slibgisting.

Vanwege de slechtere ontwaterbaarheid van het slib van oxydatiesloten met oppervlaktebeluchting en in mindere mate het slib van oxydatiecircuits met bellenbeluchting, gelden voor deze typen installaties de volgende bedragen:

	oxydatiesloten	oxydatiecircuits
- centralisatie per ton d.s.	f 100,-	f 100,-
- ontwatering per ton d.s.	f 300,-	f 280,-
- verbranding per ton d.s.	f 500,-	f 480,-
- afvoer/storten per ton d.s.	f 100,-	f 100,-.

installatiecode effluentkwaliteit	OC005 VI	OS005 VI	AS010 IV/VI	AS015 Ref.	OB020 Ref.	AS040 II	OB030 II	OB060 I
ontwerpgrootte	100.000 i.e.							
investeringen	37.811.400	36.746.800	43.945.300	42.903.700	38.631.400	40.603.000	36.792.500	34.766.100
oorspr. bedrijfskst.	28.051.500	29.637.100	20.797.400	19.764.800	17.028.700	18.272.600	16.623.100	16.228.300
meerprijs slib	28.001.400	29.475.100	23.748.100	23.748.100	19.857.400	23.748.100	19.857.400	19.857.400
contante waarde	93.864.300	95.859.000	88.490.800	86.416.600	75.517.500	82.623.700	73.273.000	70.851.800
ontwerpgrootte	50.000 i.e.							
investeringen	22.784.900	22.337.600	26.324.300	25.946.900	23.946.000	24.118.500	23.080.300	22.024.300
oorspr. bedrijfskst.	15.512.500	16.301.200	12.676.500	12.248.400	10.826.700	11.342.500	10.648.400	10.449.200
meerprijs slib	14.000.700	14.737.600	11.837.200	11.837.200	9.891.900	11.837.200	9.891.900	9.891.900
contante waarde	52.298.100	53.376.400	50.838.000	50.032.500	44.664.600	47.298.200	43.620.600	42.365.400
ontwerpgrootte	25.000 i.e.							
investeringen	14.067.700	13.893.800	17.997.800	17.259.300	16.116.300	16.127.400	15.545.200	14.746.300
oorspr. bedrijfskst.	8.202.800	8.665.700	7.964.200	7.622.800	6.891.300	7.127.500	6.785.600	6.625.700
meerprijs slib	7.000.300	7.368.800	5.918.600	5.918.600	4.909.100	5.918.600	4.909.100	4.909.100
contante waarde	29.270.800	29.928.300	31.880.600	30.800.700	27.916.700	29.173.500	27.239.900	26.281.100

Tabel 15. De invloed van vergaande slibbehandeling op de contante waarde.

7 EVALUATIE

7.1 Inleiding

Alle investerings- en exploitatiekosten die gedurende de afschrijvingstermijn van 30 jaar worden gemaakt, zijn herleid tot één totaalbedrag in het startjaar van het project.

Op deze manier is het mogelijk de som van alle kosten voor verschillende installaties met elkaar te vergelijken. Ter illustratie zijn de contante waarden uit tabel 13 grafisch weergegeven in figuur 1 (paragraaf 7.3). Geen onderscheid is gemaakt in de contante waarde van een actief-slibinstallatie met of zonder denitrificatievoorzieningen. De installatie met dergelijke voorzieningen vergt ter verkrijging van de betere effluentkwaliteit (voornamelijk met betrekking tot de stikstof) een iets andere bedrijfsvoering.

Het kostenverschil t.o.v. het systeem zonder deze voorzieningen (extra kosten voor investering en recirculatie, besparing op energie) zijn echter marginaal.

7.2 Bedrijfsvoering en bedrijfszekerheid

Naast financiële en kwalitatieve aspecten speelt de bedrijfszekerheid van het zuiveringssysteem een belangrijke rol.

Mede gebaseerd op het statistisch onderzoek blijkt dat installaties die gemiddeld beter zuiveren weinig fluctuaties in effluentkwaliteit vertonen (zie ook bijlage 1).

Bij de zeer laagbelaste actief-slibinstallaties, oxydatiesloten en -circuits (lees: de installaties die effluentkwaliteitcombinatie IV en VI leveren) mag het zuiveringsproces als stabiel worden beschouwd.

Oxydatiesloten hebben de eenvoudigste bedrijfsvoering. De installaties met slibgisting en een eigen energieopwekking vragen een meer omvattende bedrijfsvoering.

De keuze van het beluchtingstype, oppervlakte- of bellenbeluchting, heeft consequenties voor:

- De slibvolume-index.
Bellenbeluchting geeft een lagere slibvolume-index dan oppervlaktebeluchting. Eventuele voorzieningen, een contacttank bijvoorbeeld, beïnvloeden de slibindex in positieve zin.
- De voortstuwing.
Oppervlaktebeluchters hebben bij oxydatiesloten naast de zuurstofinbreng tot taak de watermassa voort te stuwen. Het scheppen van anoxische zones vereist een terugregeling van de zuurstofinbreng. Hierdoor wordt tevens de horizontale snelheid verminderd en kan er slibbezinking optreden. Het voortstuwingsmechanisme is bij bellenbeluchting niet gekoppeld aan de zuurstofinbreng, zodat handhaving van de benodigde snelheid geen probleem is.
- Onderhoud.
Oppervlaktebeluchters vergen weinig onderhoud. Bellenbeluchtingsystemen zijn onderhoudsgevoeliger. Meer onderhoud heeft tot gevolg dat de beluchtingstank bij bellenbeluchting langer buiten bedrijf moet worden gesteld.

Oxydatiebedden hebben in principe een eenvoudiger bedrijfsvoering door het ontbreken van een retourslibcircuit en een beluchtings-systeem. Actief-slibinstallaties en oxydatiesloten kunnen flexibel bedreven worden en leveren een gelijkmatiger effluentkwaliteit. Oxydatiebedden zijn temperatuurgevoelig en geven sterke fluctuaties te zien in de effluentkwaliteit.

7.3 De gewenste effluentkwaliteit

Effluentkwaliteit VI (BZV 10 mg O₂/l; d.s. 15 mg/l; N-totaal 20 mg/l):

Oxydatiesloten met oppervlaktebeluchting, oxydatiecircuits met bel-lenbeluchting en zeer laagbelaste actief-slibinstallaties kunnen, mits de nodige denitrificatievoorzieningen zijn aangebracht, onder normale omstandigheden effluentkwaliteit VI leveren.

De kwaliteit van het effluent vertoont weinig fluctuaties.

Uit figuur 1 blijkt dat bij 100.000 i.e. de oxydatiesloot en in mindere mate het circuit duurder zijn dan de actief-slibinstallatie. Hogere bedrijfskosten, met name energie, zijn daarvoor verantwoordelijk. De hogere investeringskosten bij actief-slibinstallaties, o.a. door de slibgisting- en W/K-installatie, worden belangrijk gedrukt door de lagere energiekosten en de betere ontwaterbaarheid van het uitgegist slib.

Een heel ander beeld is te zien wanneer uitgegaan wordt van een ontwerp-grootte van 25.000 i.e.

De hogere investeringskosten van met name de relatief dure voorbe-zinktank en slibgistinginstallatie beginnen zwaarder te wegen. Bij deze ontwerp-grootte kan, vergeleken met de installaties AS010, AS015, OB020 en AS040, voor minder geld een betere en constantere kwaliteit geleverd worden.

Effluentkwaliteit IV (BZV 10 mg O₂/l; d.s. 15 mg/l; N-Kj 20 mg/l):

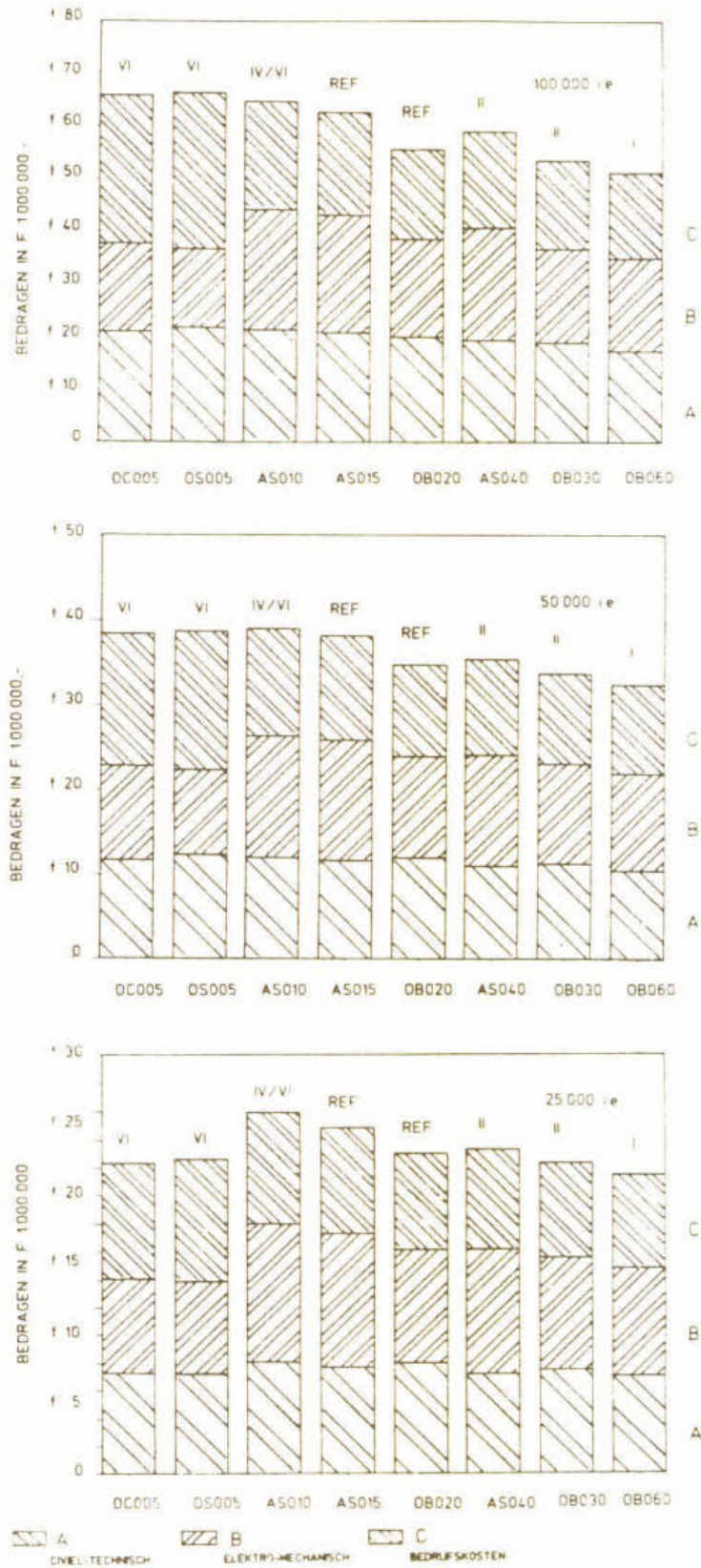
Een zeer laagbelaste actief-slibinstallatie met een slibbelasting van 0,10 kg BZV/kg d.s.d (code AS010) staat normaliter garant voor de levering van deze effluentkwaliteit. Voor een ontwerp-grootte van 100.000 i.e. zou uit economische overwegingen inderdaad de keuze op dit type installatie moeten vallen.

Bij 50.000 i.e.'s kan voor hetzelfde geld een betere kwaliteit ver-kregen worden met oxydatiesloten met oppervlaktebeluchting en oxyda-tiecircuits met bel-lenbeluchting. Deze systemen zijn echter wel ge-voeliger voor prijsvariaties in energieinkoop en slibbehandeling.

Voor 25.000 i.e. kan te allen tijde tegen lagere kosten een betere kwaliteit verkregen worden.

Referentiekwaliteit (BZV 20 mg O₂/l; d.s. 30 mg/l; N-Kj 20 mg/l):

Actief-slibinstallaties met een slibbelasting van 0,15 kg BZV/kg d.s.d en zeer laagbelaste oxydatiebed-installaties (volumebelasting 0,20 kg BZV/m³.d) kunnen, extreme omstandigheden: daargelaten, deze effluentkwaliteit leveren.



Figuur 1. De contante waarde bij verschillende ontwerpgrotten.

Voor alle ontwerpgrößen blijken de oxydatiebed-installaties economischer te zijn dan de actief-slibinstallaties. Actief-slibinstallaties geven echter een gelijkmatiger kwaliteit en zijn minder gevoelig voor veranderende omstandigheden dan oxydatiebed-installaties. Laatstgenoemde installaties kunnen geen stootbelastingen verdragen. Hoewel beide systemen in dezelfde klasse vallen zal de effluentkwaliteit van het actief-slibstelsel beter zijn dan van het oxydatiebed.

Oxydatiebedden zijn 'temperatuurgevoeliger' dan actief-slibinstallaties. De BZV-verwijdering kan in de winter meer dan 25% lager zijn dan in de zomer. Bovendien treedt nitrificatie in de winter vrijwel niet meer op.

Effluentkwaliteit II (BZV 20 mg O₂/l; d.s. 30 mg/l; geen nitrificatie-eis):

Bij deze kwaliteit komen de hoogbelaste actief-slibinstallaties (k = 0,4 kg BZV/kg d.s.d) en de gemiddeld belaste oxydatiebed-installaties met een volumebelasting van 0,3 kg BZV/m³.d in aanmerking.

Op basis van de contante-waarde-methode blijkt uit figuur 1 dat ter verkrijging van deze effluentkwaliteit een oxydatiebed-installatie de meest economische oplossing biedt.

De onder referentie-effluentkwaliteit genoemde verschillen tussen oxydatiebed-installaties en actief-slibinstallaties zijn ook hier onverkort van toepassing.

Effluentkwaliteit I (BZV 40 mg O₂/l; d.s. 60 mg/l; geen eis voor stikstofverwijdering):

Voor deze effluentkwaliteit komt in feite slechts de hoogbelaste oxydatiebed-installatie in aanmerking.

Deze installatie blijft onder alle omstandigheden de meest economische, maar levert tegelijkertijd de minste kwaliteit.

Bij een ontwerpgröötte van 25.000 i.e. zijn de investeringskosten en exploitatiekosten gedurende de levensduur van de installatie weinig lager dan bijvoorbeeld die van oxydatiesloten en circuits.

Voor weinig extra kosten kan dus een veel betere en gelijkmatiger kwaliteit verkregen worden.

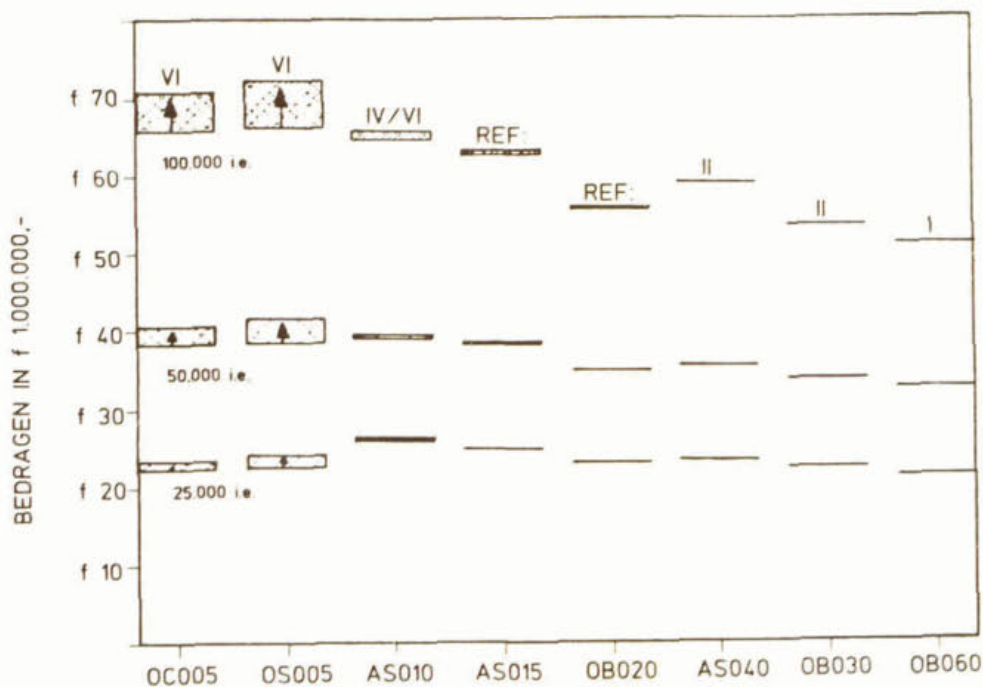
7.4

Gevoeligheid voor de energieprijzen

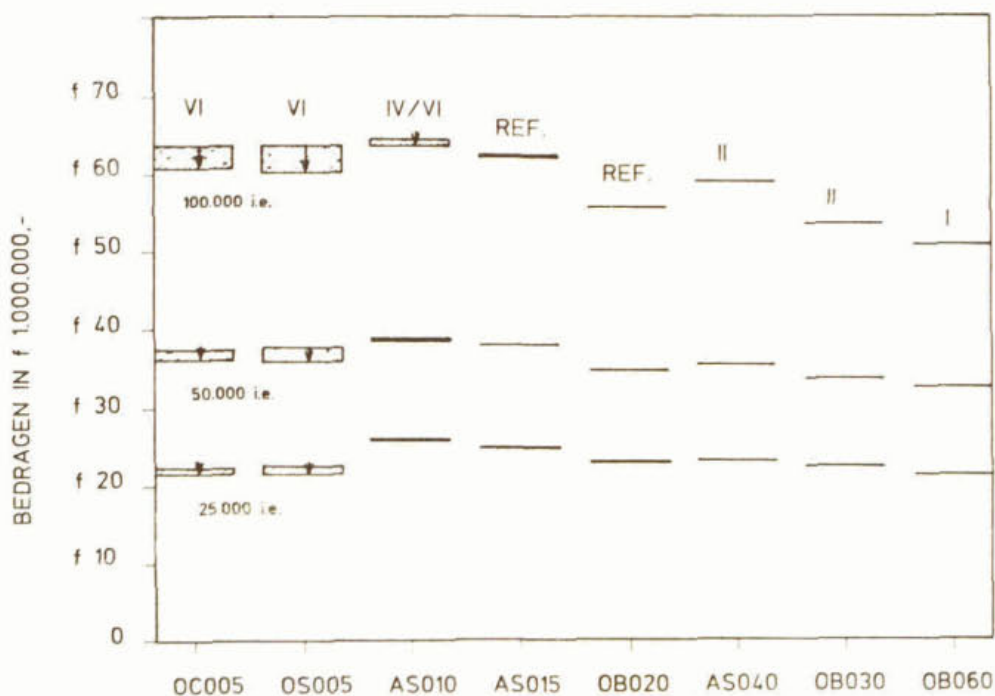
De resultaten uit paragraaf 6.5 zijn in de vorm van staafdiagrammen weergegeven in de figuren 2 en 3. De meerprijs respectievelijk de minderprijs voor de energiekosten gedurende de levensduur van de installatie zijn contant gemaakt naar het basisjaar.

Duidelijk is te zien, dat met name de zeer laagbelaste actief-slibsystemen energiegevoelig zijn.

Bij aanwezigheid van een eigen energie-opwekkingsinstallatie zijn de laagbelaste actief-slibinstallaties veel minder energiegevoelig. De oxydatiebed-installaties voorzien bijna geheel in hun eigen energiebehoefte en zijn vrijwel ongevoelig voor een verandering in de energieprijzen.



Figuur 2. De invloed van energieprijsstijging.



Figuur 3. De invloed van energieprijzdaling.

Bij een ontwerpgrootte vanaf circa 50.000 i.e. komen de oxydatiesloten en -circuits door een extra energieprijsstijging duidelijk ongunstiger uit.

Uit de figuren 2 en 3 valt op te maken dat de invloed van een energieprijsstijging veel groter is dan de invloed van een eventuele prijsdaling. Is dit laatste echter het geval, dan worden de verschillen in contante waarde tussen de sloten en circuits (codes OC005 en OS005) aan de ene kant en de laag tot zeer laagbelaste ac-

tief-slibinstallaties aan de andere kant (codes AS010 en AS015) zeer klein.

Voor een ontwerpgrootte van 25.000 i.e. blijven de oxydatiesloten en -circuits, ook in het geval van een energieprijsstijging, de meest economische oplossing.

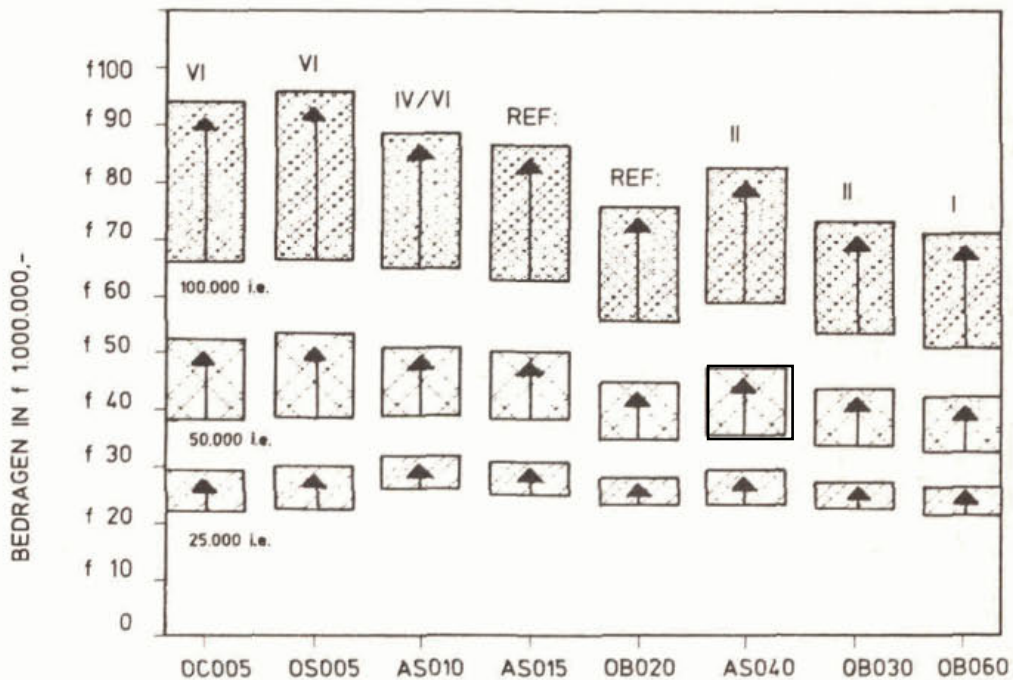
Moet slechts voldaan worden aan een effluentkwaliteit op kwaliteitsniveau I dan zou, alleen uit economische overwegingen, gedacht kunnen worden aan een hoogbelast oxydatiebed (code OB060).

Bij de uiteindelijke keuze moeten de betere effluentkwaliteit en bedrijfszekerheid van de actief-slibsystemen mede in beschouwing worden genomen.

7.5 Gevoeligheid voor de slibverwerkingskosten

In paragraaf 6.6 staan de contante waarden samengevat van de verschillende installaties in het geval van vergaande slibbehandeling. In figuur 4 is de meerprijs ten gevolge van de vergaande slibbehandeling weergegeven.

De onderkant van elk staafje geeft de oorspronkelijke contante waarde weer.



Figuur 4. De invloed van vergaande slibbehandeling.

Uit bovenstaande figuur valt op te maken dat actief-slibsystemen gevoeliger zijn dan oxydatiebed-installaties voor variatie in de slibverwerking.

De positieve invloed van slibgisting op de slibverwerkingskosten is duidelijk waarneembaar. Rwzi's met een slibgistingsinstallatie zijn minder 'gevoelig' dan die zonder een dergelijke voorziening.

Indien rekening gehouden moet worden met vergaande slibbehandeling valt de keuze vooral bij een ontwerpgrootte van 100.000 i.e. nog meer in het voordeel uit van de laagbelaste actief-slibinstallaties met slibgisting en W/K-installatie.

Ook bij een ontwerpgrootte van 50.000 i.e. blijkt de actief-slibinstallatie met slibgisting en W/K-installatie economisch steeds aantrekkelijker te worden.

Voor een ontwerpgrootte van circa 25.000 i.e. blijven de oxydatiesloten en -circuits met bellenbeluchting economischer dan de actief-slibinstallaties. De kosten ten opzichte van de oxydatiebedden worden hoger. Moet een effluentkwaliteit II worden gehaald dan blijkt steeds dat voor een ontwerpgrootte kleiner dan 50.000 i.e. met oxydatiebedden een betere effluentkwaliteit kan worden verkregen tegen lagere kosten.

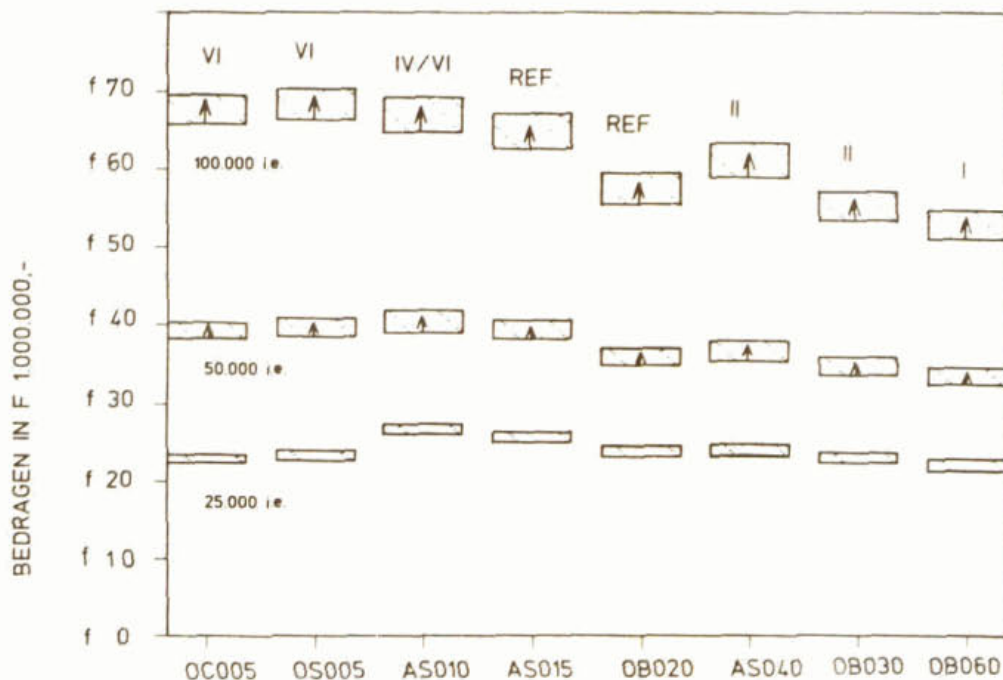
Bij een ontwerpgrootte van circa 25.000 i.e. kan ter realisering van effluentkwaliteit IV een betere kwaliteit verkregen worden tegen lagere kosten.

7.6 De invloed van de RWA/DWA-verhouding

Bij het ontwerpen van de installaties is uitgegaan van een RWA/DWA-verhouding van 3. Figuur 5 toont de uitkomsten van de kostenberekening voor de contante waarde in het geval de RWA/DWA-verhouding wordt verhoogd tot 4.

Uit figuur 5 valt op te maken dat de meerprijs vooral bij een ontwerpgrootte van 100.000 i.e. aanzienlijk is. Vooral de installaties met voorbezinking zijn gevoelig voor een verhoging van de RWA/DWA-verhouding.

Het totale beeld geeft echter geen wezenlijke veranderingen ten opzichte van hetgeen beschreven staat in de paragrafen 7.1 t/m 7.5.



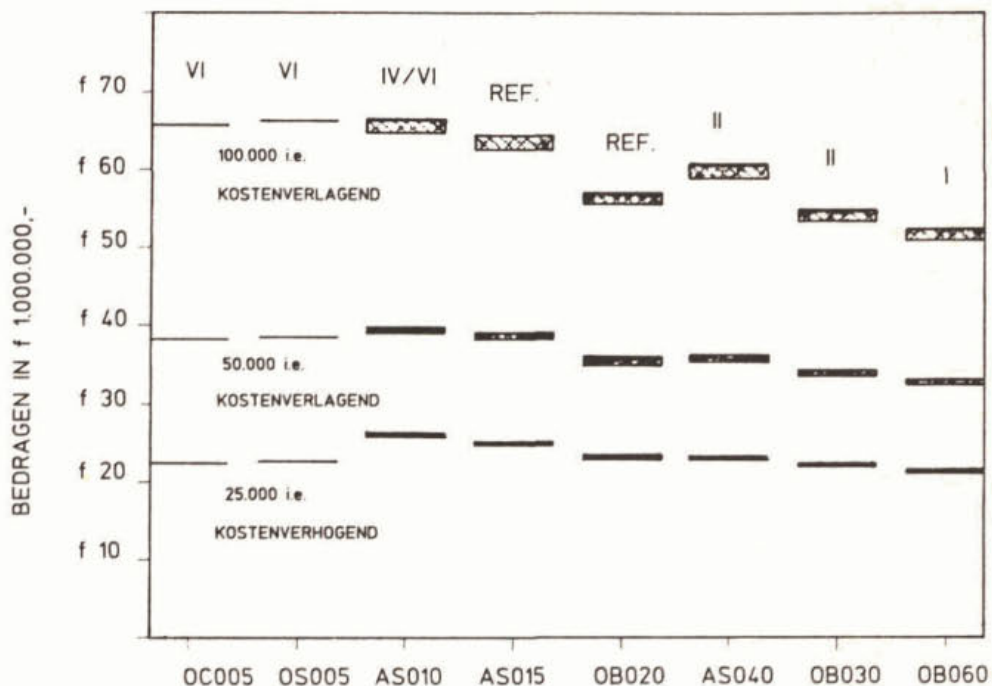
Figuur 5. De invloed van de RWA/DWA-verhouding.

7.7

De W/K-installatie

Bij de berekening van de contante waarde voor de diverse installaties is vanwege de eenvoud van de modelberekening aan elke slibgisting-installatie een W/K-installatie gekoppeld.

Of een W/K-installatie financieel-economisch verantwoord is hangt af van verschillende factoren. Daarvan zijn de energieprijs en de ontwerp-grootte de belangrijkste. Bij een energieprijs van f 0,22/kWh of hoger is vanaf een ontwerp-grootte van 50.000 i.e. een W/K-installatie interessant (zie figuur 6).



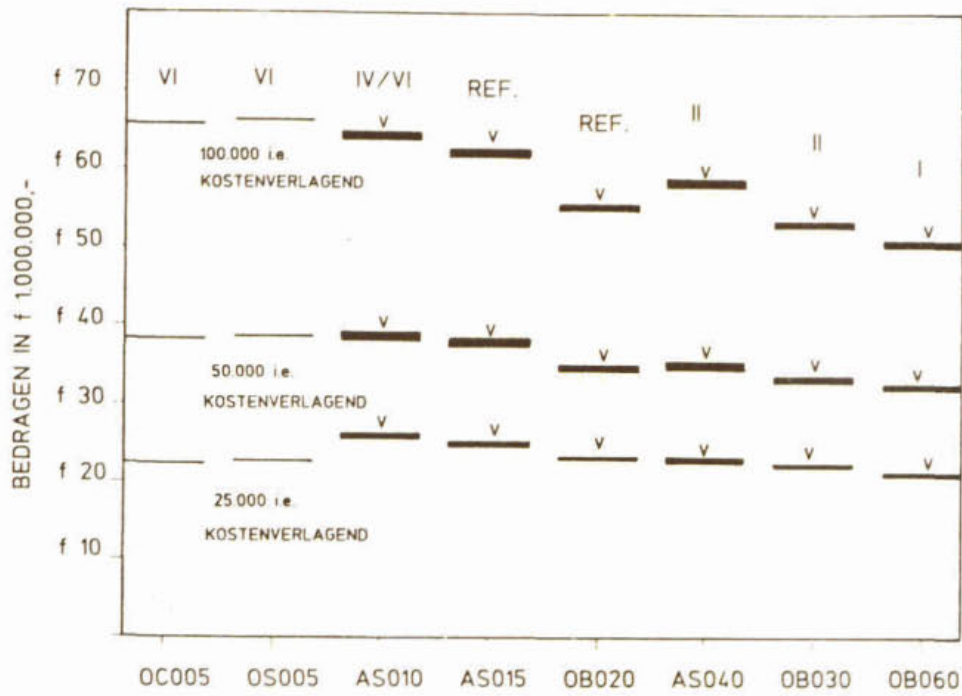
Figuur 6. De invloed van een W/K-installatie.

7.8

De slibgistingstijd

De slibgistingstijd is in de modelberekening gesteld op 25 dagen. Deze gevoeligheidsanalyse gaat uit van een slibgistingstijd van 20 dagen. Verkorting van de slibgistingstijd heeft tot gevolg dat er minder organische stof wordt afgebroken, waardoor minder gas wordt geproduceerd. Er zal dus minder energie worden opgewekt.

Aan de andere kant zullen de investeringskosten voor de slibgisting-installatie en de W/K-installatie lager worden. Figuur 7 toont de minderprijs in het geval de slibgistingstijd wordt teruggebracht tot 20 dagen.



Figuur 7. De invloed van de slijgistingstijd.

1. De slibbelasting of de volumebelasting is bij het ontwerpen van rioolwaterzuiveringsinrichtingen een van de belangrijkste criteria. Deze procesparameter bepaalt in aanzienlijke mate de bouwkosten en beïnvloedt de effluentkwaliteit.
Het was echter op grond van statistische bewerkingen niet mogelijk een scherp omlijnd verband aan te geven tussen de slibbelasting c.q. de volumebelasting en de effluentkwaliteit.
Lagere waarden voor de belasting resulteren weliswaar in lagere waarden effluent-BZV, -drogestofgehalte en -N-Kj, maar de spreiding is groot.
Specifieke interne procescondities (zoals zuurstoftoevoer, beluchtingstype, aanwezigheid anoxische zone en recirculatiemogelijkheid), de uitvoeringsvorm en de niet te beïnvloeden externe factoren (zoals toxische stoffen, samenstelling van het afvalwater en fluctuaties in de aanvoer) blijken een grote invloed te hebben op de uiteindelijke werking van de zuiveringsinrichting.
Op basis van statistisch onderzoek bleek het mogelijk verwachtingswaarden voor de effluentkwaliteit voor bepaalde typen installaties af te leiden.
2. Voor een ontwerp-grootte van 100.000 i.e. bestaat een duidelijke relatie tussen de kosten en de effluentkwaliteit. Voor de verwezenlijking van de beste kwaliteit wordt het meest betaald. Evenzo zijn bij de minste kwaliteit bij deze ontwerp-grootte de kosten het laagst.
Rwzi's voor de beste kwaliteit zijn circa 25% duurder dan rwzi's die de minste kwaliteit produceren.
Dit verband geldt in mindere mate ook voor een ontwerp-grootte van 50.000 i.e. Het kostenverschil bedraagt hier circa 15%.
Bij een ontwerp-grootte van 25.000 i.e. kan echter gesteld worden dat rwzi's die de beste kwaliteit leveren goedkoper zijn dan installaties die een mindere kwaliteit leveren.
3. Vooral de zeer laagbelaste actief-slibsystemen zijn gevoelig voor veranderingen in de energieprijzen. Bij aanwezigheid van een eigen energie-opwekkingsinstallatie is dit in veel mindere mate het geval.
Oxydatiebedden voorzien bij aanwezigheid van een eigen energie-opwekkingsinstallatie vrijwel geheel in hun eigen energiebehoefte en zijn daarmee vrijwel ongevoelig voor variaties in de energieprijzen.
Het al dan niet aanschaffen van een W/K-installatie hangt onder meer af van de energieprijs en de ontwerp-grootte. Bij de huidige energieprijzen is vanaf een ontwerp-grootte van circa 50.000 i.e. een W/K-installatie economisch verantwoord.
Bij een energieprijsstijging/-daling van 3% worden de kostenverschillen genoemd in conclusie 2 bij een ontwerp-grootte van 100.000 i.e. respectievelijk 30% en 20%.
Bij een ontwerp-grootte van 50.000 i.e. worden de verschillen respectievelijk 20% en 10%.
In het geval van een energieprijzdaling vallen de oxydatiesloten en -circuits bij een ontwerp-grootte van 25.000 i.e. extra gunstig uit.

Bij een energieprijsstijging worden bij deze ontwerp-grootte met name de hoogbelaste oxydatiebedden interessant.

4. Zeer laagbelaste actief-slibsystemen zonder slibgistinginstallatie zijn gevoeliger voor variatie in de slibverwerkingskosten dan rwzi's met een dergelijke installatie. Oxydatiebedden zijn minder 'gevoelig' dan actief-slibsystemen. Vergaande slibbehandeling verhoogt de slibverwerkingskosten (door de meerprijs t.o.v. afzet in de landbouw) met meer dan 400%. De totale kosten kontant gemaakt worden hierdoor tot circa 40% hoger. De meerprijs tengevolge van vergaande slibbehandeling is bij installaties die de beste kwaliteit leveren bij alle ontwerp-grootten circa 45% hoger dan voor de installaties die de minste kwaliteit leveren. Vanaf circa 25.000 i.e. kan voor de verwezenlijking van effluentkwaliteit IV, ook in het geval van vergaande slibbehandeling, een betere kwaliteit (VI) verkregen worden tegen lagere kosten.
5. De mogelijkheden voor modificatie bij bestaande installaties zijn van een groot aantal factoren afhankelijk. Hierdoor is het niet mogelijk algemeen geldende conclusies af te leiden. Verbeteringen in de bedrijfsvoering, het gebruik van betrouwbare apparatuur en preventieve maatregelen ter voorkoming van storingen in het proces kunnen zorg dragen voor het bereiken van een betere effluentkwaliteit.

- 1 Barahona, L. & Eckenfelder, W.W. - Relationship between organic loading and zone settling velocity in the activated sludge process, Nashville, W.Res, 18 (1984) 1 : 91 - 94.
- 2 Blom, G. - Vertaling van EG-richtlijnen in het oppervlakte-waterbeheer in Nederland, H₂O, 16 (1983) 25 : 580 -583.
- 3 Böhnke, B. & Meijer, H. - Die forderung nach weitergehende Abwasserreinigung durch chemisch-physikalisch-biologische Verfahren aus der Sicht der Gewässerschutz, Aken, Korr. Abw., 22 (1975) 6 : 173 - 187.
- 4 Böhnke, B. - Ist in Deutschland eine weitergehende Reinigung erforderlich, Aken, Korr. Abw., 24 (1977) 7 : 193 - 197.
- 5 Böhnke, B. - Gewässerschutz und Gesetzgebung und ihre Auswirkung auf die Auslegung kommunaler Kläranlagen, Aken, Korr. Abw., 27 (1980) 5 : 281 - 286.
- 6 Bungaard, E. & Kristensen, G.H. - Nitrification and phosphorus removal from trickling filter effluents, W.Sc.Tech., 16 (1984) 10/11 : 187 - 200.
- 7 Cashion, B.S. & Keinath, T.M. - Influence of three factors on clarification in the activated sludge process, JWPCF, 55 (1983) 11 : 1331 - 1337.
- 8 Chapman, D.T. - The influence of process variables on secondary clarification, Ontario, JWPCF, 55 (1983) 12 1425 - 34.
- 9 Chapman, D.T. - Final settler performance during transient loading, Ontario, JWPCF, 57 (1985) 3 : 227 - 235.
- 10 Chiesa, S.C. & Irvine, R.L. - Growth and control of filamentous microbes in activated sludge; in integrated hypothesis, Notre Dame, W.Res, 19 (1985) 4 : 471 - 479.
- 11 Chudoba, J. & Tucek, F. - Production and composition of activated sludge in aeration systems without primary sedimentation, Praag, JWPCF, 57 (1985) 3 : 201 - 206.
- 12 Chrishalm, K.A. & Rupke, J.W.G. - Upgrading lagoon effluents, in: High quality effluents seminar, by Ministry of the Environment, Canada, 1975, 134 - 153.
- 13 Culp, R.L. e.a. - Handbook of advanced wastewater treatment, 2nd e.d. 1978.
- 14 CUWVO-Nota Waterkwaliteitsdoelstellingen.
- 15 Daigger, G.T. & Grady, C.P.L. - The dynamics of microbial growth on soluble substrates; review paper, W.Res, 16 (1982) : 365 - 382.
- 16 Daigger, G.T. & Roper, R.E. - The relationship between SVI and activated sludge settling characteristics, JWPCF, 57 (1985) B : 859 - 866.
- 17 Damiecki, R. - Status of nitrification and denitrification in municipal sewage works; statistical appraisal, Aken, SWF (ab)Wasser, 125 (1984) 10 : 492 - 496.
- 18 Damiecki, R. - Leistung und Prozess-stabilitat Kommunalen Kläranlagen im internationalen Vergleich, Aken, Korr. Abw., 32 (1985) 9 : 764 - 768.

- 19 Dekker, R.H. - Zwarte-lijststoffen; stand van zaken in de
Europese Gemeenschap, H_2O , 16 (1983) 12 : 274 - 279.
- 20 Del Borghi, M. et.al. - Influence of proces variables on the
modelling and design of rotating biological surface,
Genova, Italië, W.Res, 19 (1985) 5 : 573 - 580.
- 21 DHV - Statistische verwerking van effluentgegevens van
Nederlandse RWZI, mei 1981 (niet gepubliceerd).
- 22 Ditsios, M. - Relationship between surface loading, depth and
effluent suspended solids at a rectangular, horizontal pilot
scale secondary clarifier, Graz, Oostenrijk, W.Sc.T. 16
(1984) 10/11 : 293 -302.
- 23 Eikelboom, D.H. - Het voorkomen en bestrijden van licht slib
door middel van een hoge vlokbelading, H_2O , 13 (1980) :
166.
- 24 European Federation of Chemical Engineering (EFCE) - Advanced
waste treatment of liquid effluents, London, 1979, 140.
- 25 Ferrera, R.A. & Dimino, M.A. - A case study analysis for
seasonal nitrification, economic efficiency and water
quality preservation, JWPCF, 57 (1985) 7 : 763 - 769.
- 26 Forster, C.F. - Factors involved in the settlement of
activated sludge; I nutrients and surface polymers,
Birmingham, W.Res. 19 (1985) 10 : 1259 - 1264.
- 27 Forster, C.F. - Factors involved in the settlement of
activated sludge; II the binding of polyvalent metals,
Birmingham, W.Res., 19 (1985) 10 : 1265 - 1271.
- 28 Gaudy, A.F. Jr. & Blachly, T.R. - A study of the biodegrada-
bility of residual COD, Newark Delaware, JWPCF, 57 (1985) 4
: 332 - 338.
- 29 Golterman, H.L. - Ecologische kwaliteitseisen te stellen aan
het effluent van afvalwaterzuiveringsinrichtingen, H_2O , 9
(1976) 62 - 68.
- 30 Gönenç, I.E. & Harremoës, P. - Nitrification in rotating disc
systems, W.Res, 19 (1984) 9 : 1119 - 1127.
- 31 Goud, R. - Bezinning op effluenteisen in vergunning voor
communale rwzi's lozend op rijkswater, RIZA, nota nr.
85.20.
- 32 Graaf, J.H.J.M. van der - Laten biologische zuiveringsproces-
sen zich naar temperatuur optimaliseren, H_2O , 9 (1976) 5 :
87 - 94.
- 33 Hack, P.J.F.M. & Klapwijk, A. - CZV eliminatie en nitrificatie
van anaeroob voorgezuiverd huishoudelijk afvalwater met
biorotoren, LHW, H_2O , 17 (1984) 18 : 400 - 403.
- 34 Hall, E.R. & Murphy, K.L. - Sludge age and substrate effects
on nitrification kinetics, Ontario, JWPCF, 57 (1985) 5 :
413 -481.
- 35 Hoffman, J. - Sammlung; Organisation und Nutzung von Daten
uber Stand der Klärtechnik; Bemessung und Kosten, Aken, GWA
33, 1979.
- 36 Hovey, W.H. et.al. - Activated sludge effluent quality
distribution, J.Env.Eng.Div., No. EE5, 105 (1978) 819 -
829.

- 37 Indikatief Meerjaren Programma (IMP) Water, 1981.
- 38 Indikatief Meerjaren Programma (IMP) Water, 1985.
- 39 Jago, P.H. - Review of filtration techniques for tertiary treatment of sewage effluents, WRO, TR64, 1977.
- 40 Kayser, R. & Ermel, G. - Control of simultaneous denitrification by a nitrate controller, Braunschweig, W.Sc.T., 16 (1984) 10/11 : 143 - 150.
- 41 Keinath, T.M. - Operational dynamics and control of secondary clarifiers, Clemson Uni., JWPCF, 57 (1985) 7 : 770 - 776.
- 42 Koot, A.C. - Behandeling van afvalwater, 2^e druk. Delft, Waltman, 1980.
- 43 Kroes, H.W. - Achtergronden van milieuhygiënische normstelling voor oppervlaktewater, H₂O, 16 (1983) 12 : 281 - 284.
- 44 Lovett, D.A., et.al. - Effect of sludge age and substrate composition on the settling and dewatering characteristics of activated sludge, Queensland, W.Res. 17 (1983) 11 : 1511 - 1515.
- 45 Manickem, F.S. & Gaudy, A.F. Jr. - Comparison of activated sludge response to quantitative, hydraulic and combined shock for the same increase in mass loading, JWPCF 57 (1985) 241 - 252.
- 46 Metcalf and Eddy Inc. - Waste water Engineering; treatment disposal reuse, 2nd ed. 1979.
- 47 Meyer, H. - Untersuchungen zur weitergehenden Reinigung biologisch gereinigten Abwassers; Die praktische Anwendung der Abwasserfiltration und Ihre bedeutung in die Abwassertechnologie, Aken, GWA 35, 1979.
- 48 Ministry of the Environment - High quality effluents seminar, Ontario, Canada, 1975.
- 49 Mitsutoshi Nakajima, et.al. - Inhibitory effect of oxygen on denitrification and denitrification in sludge from oxidation ditch, W.Res., 18 (1984) 3 339 - 343.
- 50 Muncksgaard, D.G. & Young, J.C. - Flow and loading variations at wastewater treatment plants, JWPCF, 52 (1980) 8 : 2131 - 2144.
- 51 MVW/VROM - Ontwerp Rijkswaterplan, WKP Rijkswateren, mei 1985.
- 52 Niku, C. & Schroeder, E.D. - Stability of activated sludge processes based on statistical measures, California, JWPCF, 53 (1981) 4 : 457 - 470.
- 53 Niku, S. et.al. - Discharge standards based on geometric mean, California, JWPCF, 53 (1981) 4 : 471 - 473.
- 54 Niku, S. & Schroeder, E.D. - Factors affecting effluent variability from activated sludge processes, California, JWPCF, 53 (1981) 5 : 546 - 559.
- 55 NTIS/EPA - Cost-effective design of wastewater treatment facilities based on field derived parameters, 1974.
- 56 Pöpel, H.J. - The effect of wastewater and treatment system on effluent quality, TH Delft, H₂O, 9 (1976) 18 - 28.
- 57 Pike, E.B. & Gameson, A.L.H. - Effects of marine sewage disposal; and discussion, W.Poll.Con. (1977) 355 - 382.
- 58 Reheis, H.F. et.al. - Treatment costs savings through monthly effluent limits, Atlanta, JWPCF, 54 (1982) 8 : 1224 - 1230.

- 59 Rensink, J.H. et.al. - Lichtslib; voorkomen of bestrijden, L.H. Wageningen, H₂O, 15 (1982) 10 : 241 - 245.
- 60 Rittman, B.E. & LangeLand, W.E. - Simultaneous denitrification in single-channel oxidation ditches, Urbana Illinois, JWPCF, 57 (1985) 4 : 300 - 308.
- 61 Roper, R.E. et.al. - Design effluent quality, J.Env.Eng.D., 105 (1979) EE2 : 309 - 321.
- 62 Rösler, N. - Weitergehende Abwasserreinigung, Erfahrungen und Folgerungen, Aken, GWA, 42 (1980) 745 - 755.
- 63 Ruffer, H. & Rosenwinkel, K.H. - The use of biofiltration for further wastewater treatment, Hannover, W.Sc.T. 16 (1984) 241 - 260.
- 64 Rulkens, W. & Starckenburg, W. van - Ontwikkelingen op het gebied van afvalwaterzuivering, CCMS-AWT, H₂O, 16 (1983) 12 : 285 - 287.
- 65 Ruiten, M.A. - Waterkwaliteitsplan en IMP; Koersbepalend of papieren tijgers, vak.curs., H₂O, 17 (1984) 22 : 522 - 526.
- 66 Rijksinstituut voor de Zuivering van Afvalwater (RIZA) - Afvalwaterzuiveringsinstallaties in gebruik genomen en buiten gebruik gesteld, H₂O, 14 (1981) 3
H₂O, 15 (1982) 10 : 252
H₂O, 16 (1983) 7 : 161
H₂O, 17 (1984) 17 : N71
- 67 Rijkswaterstaat, Dir. Beneden Rivieren - Regionota-benedenrivieren (hoort bij WKP Rijkswateren), dec. 1984.
- 68 RIZA - Biorotoren, inclusief "literatuuronderzoek biorotoren", nota nr. 85-14, 1984.
- 69 RIZA, - rwzi's voor gemeentelijke kernen in gebruik per 1-1-1985, Lelystad, 1985.
- 70 Saunders, F.M., & Dick, R.L. - Effect of mean-cell residence time on organic composition of activated sludge effluents, Urbana, Illinois, JWPCF, 53 (1980) 2 : 201 - 215.
- 71 Schuetzle, D. et.al. - Chemometric modeling of wastewater treatment processes, JWPCF, 54 (1982) 5 : 457 - 465.
- 72 Schultz, J.R. et.al. - Realistic sludge production for activated sludge plants without primary clarifiers, Fort Collins, JWPCF, 54 (1982) 10 : 1355 - 1360.
- 73 Severing, B.F. & Poduska, R.A. - Prediction of clarifier sludge blanket failure, JWPCF, 57 (1985) 4 : 285 - 290.
- 74 Standard methods, JWPCF, 15th ed., 1980.
- 75 Starckenburg, W. van & Luin, A.B. van - Trends in afvalwaterzuivering. CCMS-AWR, RIZA, H₂O, 17 (1984) 5 : 94 -95.
- 76 Stofkoper, J.A. & Trentelman, C.C.M. - Richtlijnen voor het dimensioneren van ronde nabezinktanks voor actiefslibinstallatie, H₂O, 15 (1982) 14 : 344 - 354.
- 77 STORA - Oriënterend onderzoek naar de optimalisatie van puntbeluchtersystemen; II werkrapport, 1975.
- 78 STORA - Handleiding voor microscopisch slibonderzoek, inclusief: Atlas van micro-organismen en vlokstructuren in actiefslib, 1979.

- 79 STORA - Hydraulische en technologische aspecten van het nabezinkproces; 1. literatuur, 1981.
- 80 STORA - Hydraulische en technologische aspecten van het nabezinkproces; 2. ronde nabezinktanks praktijkonderzoek, 1981.
- 81 STORA - Overbelasting van nabezinktanks; voorkomen van slibverlies met polyelectrolieten, 1981.
- 82 STORA - Hydraulische en technologische aspecten van het nabezinkproces; 2. ronde nabezinktanks; ruimer- en inlaatconstructies, 1983.
- 83 STORA - Hydraulische en technologische aspecten van het nabezinkproces; 3. rechthoekige nabezinktanks, 1983.
- 84 STORA - Verwijdering van zwevende stof uit effluent; 2 snelfiltratie en microzeving; praktijkproeven, 1983.
- 85 STORA - Sturing en regeling van de zuurstofinbreng in het actiefslibproces; praktijkonderzoek aan propstroom-systemen, 1984.
- 86 STORA - Denitrificatie, 1986
- 87 STORA - Het inwonerequivalent getoetst; 1985.
- 88 Triebel, W. - Lehr- und Handbuch der Abwassertechnik, Bd II, Berlin, Ernst, 1975, 2 Aufl.
- 89 Tuntoolavest, M. et.al. - Factors affecting the clarification performance of activated sludge final settlers, Pudue Uni. JWPCF, 55 (1983) 3 : 234 - 248.
- 90 Tuntoolavest, M. & Grady Jr., C.P.L. - Effect of activated sludge operational conditions on sludge thickening characteristics, Pudue Uni., JWPCF, 54 (1982) 7 : 1112 . 1117.
- 91 Wheatland, A.B. - Discussion statistical expression of effluent quality standards, W.Res. 6 (1972) 339 - 340.
- 92 Wijnhuizen, E. & Nelissen, C. - Globale ontwerpgrondslagen van biorotoren voor rwzi's, H₂O, 16 (1983) 21 : 470 - 473.
- 93 Wilson, T.E. et.al. - Operating experiences at low solids retention time, W.Sc.T., 16 (1984) 12 : 661 - 672.
- 94 Witteveen+Bos - Technologisch rapport 2; Zuurstofbehoefte en energieverbruik in beluchtingstank, 1978.
- 95 Witteveen+Bos - Definitief ontwerp rioolwaterzuiveringsinrichting Horstermeer, Zuiveringsschap Amstel- en Gooiland, 1980.
- 96 Witteveen+Bos - Optimalisatie variabele kosten rioolwaterzuiveringsinrichting Apeldoorn, Zuiveringsschap Veluwe, 1983.
- 97 IJff, J. - Relatie tussen waterkwaliteitsbeheer en individuele burger of bedrijf, H₂O, 17 (1984) 16 : 330 - 332.

B I J L A G E N

ONDERZOEK NAAR DE RELATIE(S) TUSSEN PROCESPARAMETERS
EN EFFLUENTKWALITEITSPARAMETERS

1 EFFLUENTKWALITEITBEPALLENDE PROCESPARAMETERS

De effluentkwaliteit met betrekking tot zuurstofverbruikende stoffen, onopgeloste stoffen en stikstof, wordt bepaald door diverse procesvariabelen en procesparameters. In dit hoofdstuk wordt een beeld geschetst van de invloed van procesparameters op de effluentkwaliteit.

1.1 Biologische zuivering

De biologische stap van de afvalwaterzuivering heeft tot doel het verwijderen van biologisch afbreekbare stoffen. Om dit doel te bereiken worden goede procesomstandigheden voor de groei van bacteriën geschapen. In de praktijk bestaan deze condities uit het inbrengen van voldoende zuurstof en het realiseren van bacterieretentie. Hiervoor zijn diverse procesvoeringen mogelijk.

Essentieel bij de biologische zuivering is de opname van biologisch afbreekbare stoffen door de bacteriën, die deze stoffen gebruiken als energiebron voor de productie van nieuw bacteriemateriaal. De grote verscheidenheid aan factoren die het zuiveringsproces, in het bijzonder de biologische zuivering, bepalen wordt in diverse handboeken beschreven ^{46, 88}.

In dit onderzoek gaat het vooral om die factoren en procesvariabelen die de effluentkwaliteit bepalen.

Bepaalde factoren hebben wel invloed op de effluentkwaliteit, doch kunnen nauwelijks beïnvloed worden. De temperatuur bepaalt in hoge mate de efficiëntie van de zuivering, doch is over het algemeen een niet beïnvloedbare parameter. Ook de influentconcentratie kan de effluentkwaliteit beïnvloeden, in het bijzonder wanneer er sprake is van grote fluctuaties.

Vermindering van schommelingen in influentdebiet en -concentratie leidt tot een stabielere procesvoering en een betere effluentkwaliteit ^{9, 52, 71}.

1.2 Actief-slibinstallaties

Bij actief-slibsystemen wordt de zuurstof door beluchtingsystemen ingebracht. De bacteriemassa wordt in de nabezinktanks afgescheiden. Een deel van het slib wordt teruggevoerd naar de beluchtingsruimte en een deel wordt afgevoerd als surplusslib. Door recirculatie wordt bacterieretentie bereikt. Om te komen tot procesoptimalisatie moeten beluchtingsruimte en nabezinking als één geheel beschouwd worden.

1.2.1 onopgeloste stoffen

De concentratie aan onopgeloste stoffen in het effluent wordt bepaald door de effectiviteit van het nabezinkproces. Het effluentdro-

gestofgehalte levert een belangrijke bijdrage aan het effluent-BZV. In het recente verleden is veel aandacht besteed aan optimalisatie van nabezinktanks ^{79, 80, 81, 82, 83}. Een andere reden om de werking van de nabezinktanks te bestuderen is verhoging van de processtabiliteit en de betrouwbaarheid ^{9, 46, 73}.

De werking van de nabezinktanks wordt door twee groepen van factoren beïnvloed: factoren die de bioflocculatie beïnvloeden, zoals slibconcentratie, turbulentie en slibretourdebiel, en factoren die de afscheiding in de nabezinktank beïnvloeden, zoals oppervlaktebelasting en hydraulische verblijftijd ⁸⁹.

De meest gebruikte slibkarakterisering is de slibvolume-index (SVI). De SVI wordt gebruikt als maat voor de bezinkbaarheid van het actiefslib.

Het slib-watermengsel dat de nabezinktank binnen komt, bevat grofweg twee fracties aan onopgeloste stoffen. De eerste fractie bestaat uit slibvlokken die verder coaguleren tot grotere vlokken en door bezinking achterblijven in de nabezinktank. De tweede fractie bestaat uit zeer kleine onopgeloste deeltjes. Deze deeltjes, de zogenaamde fines, moeten in de slibdeken worden afgevangen in de grotere vlokken. Het afvangen van de fines wordt bepaald door de afstand die de fines moeten afleggen door de slibdeken. De procesomstandigheden moeten zodanig zijn dat het afvangen van fines in de slibdeken kan plaatsvinden. Wanneer de vlokken die de slibdeken vormen te snel bezinken, kunnen in de slibdeken de fines niet worden afgevangen.

Bioflocculatie

De factoren die de bioflocculatie beïnvloeden kunnen verdeeld worden in factoren die de bioflocculatie bevorderen (menging, bacterie-populatiesamenstelling, extracellulaire polymeren, tweewaardige metaalionen) en factoren die tot deflocculatie leiden (turbulentie, zeer korte slibleeftijden). Over het algemeen wordt vlokafbraak belangrijker geacht dan vlokvorming ⁸⁹. In tabel 16 wordt een overzicht gegeven van uitspraken over de bioflocculatie door verschillende auteurs en de gevolgen voor het drogestofgehalte van het effluent.

Niku ⁵⁴	- slibleeftijd < 3 dagen leidt tot deflocculatie
	- slibleeftijd > 10 dagen leidt tot deflocculatie door gistingprocessen in het slib
STORA ⁸⁴	- deflocculatie gaat gepaard met hogere effluent-BZV's
Barahona ¹	- zuurstofhoeveelheid niet van invloed op d.s.
	- zone settling velocity (ZSV) groter bij toenemende organische belasting en/of hogere slibleeftijd
	- ZSV kleiner bij hogere slibconcentraties (van 2 à 3 g/l naar 5 à 7 g/l nog slechts 25%)
	- ZSV groot bij lage concentratie draadvormende organismen (tevens grote vlokken)
Chapman ⁸	- recirculatie-debiel heeft geen invloed op SVI
	- luchtdebiel heeft geen invloed op SVI
	- slibconcentratie positief gecorreleerd met SVI
Tuntoolavest ⁸⁹	- d.s. recht evenredig met retour-slib vanwege toenemende agitatie
Cashion ⁷	- hogere slibleeftijden leiden tot hogere effluent-d.s.
Chiesa ¹⁰	- geen correlatie tussen d.s. en slibconcentratie
	- zuurstof en substraat-regimes kunnen zodanig gekozen worden dat geselecteerd wordt op bacteriën die vlokvorming bevorderen (licht slib)

Tabel 16. Effecten op bioflocculatie en onopgeloste-stoffenconcentratie.

Enkele gerapporteerde effecten zijn uit de praktijk bekend. Hogere slibconcentraties geven een hogere SVI. Hogere slibbelastingen leiden tot beter bezinkbaar slib, maar tevens tot hogere effluent-d.s. Barahona ¹ verklaart dit als volgt: De hogere belasting leidt tot een hogere ZSV (de snelheid waarmee de slibspiegel of deken naar beneden beweegt). Dit heeft een verminderd afvangen van de fines tot gevolg.

Uit tabel 16 kan worden afgeleid, dat de effluentkwaliteit beter wordt door een optimalisatie van het afvangen van fines tijdens de nabezinking. De concentratie onopgeloste stoffen kan ook verlaagd worden door de vorming van fines te onderdrukken. Deze fines worden gevormd door te grote agitatie, zoals slibterugvoer of puntbeluchting.

Afscheiding

Oppervlaktebelasting en hydraulische verblijftijd bepalen in feite de afscheiding in de nabezinktank. De oppervlaktebelasting is de hoeveelheid water die door de nabezinktank stroomt, gerelateerd aan het oppervlak. Het debiet door de nabezinktank is gelijk aan het aanvoerdebiet van de zuiveringsinstallatie zonder het retourslibdebiet. De oppervlaktebelasting is rechtevenredig met de opwaartse stroming in de nabezinktank. De opwaartse snelheid mag niet groter zijn dan de bezinksnelheid van het slib.

Voor de maximale oppervlaktebelasting wordt als richtlijn 0,8-1 m³/m².h aangehouden. Wanneer de nabezinktank te krap is gedimensioneerd zal regelmatig slib uitspoelen. Door verlaging van de oppervlaktebelasting kan slibuitspoeling afnemen of zelfs geheel verdwijnen. In een dergelijk geval zal correctie van ontwerpcriteria kunnen leiden tot een betere effluentkwaliteit.

Verlaging van de oppervlaktebelasting betekent echter niet altijd dat de effluent-d.s. vermindert. Slecht bezinkbaar slib (zie licht slib) zal ook bij een lagere oppervlaktebelasting moeilijk bezinken.

De hydraulische belasting of verblijftijd van het afvalwater in de nabezinktank komt tot uitdrukking in de diepte. De diepte is vooral van belang voor het opvangen van hydraulische schokbelastingen. De slibdeken in de nabezinktank bevindt zich niet op een constant niveau, doch verandert al naar gelang de hydraulische omstandigheden en/of de bezinkeigenschappen van het slib ¹.

Hydraulische schokbelastingen, zoals regenwateraanvoer, doen de slibdeken in de nabezinktank omhoog bewegen. De nabezinktank moet voldoende diepte hebben om de slibdeken te kunnen laten expanderen, zonder dat het slib uitspoelt. De ontwerpdiepte wordt dus bepaald door de grootte van de te verwachten fluctuaties in de hydraulische belasting ⁸.

Schokbelastingen kunnen gedeeltelijk worden opgevangen door vergroting van het recirculatie-debiet.

Oppervlakte- en hydraulische belasting worden reeds bij het ontwerp vastgelegd. Verschillende auteurs ^{7, 8, 22, 41, 89} zijn van mening dat deze ontwerpparameters van ondergeschikt belang zijn voor de effluent-d.s. De nabezinktanks moeten weliswaar goed ontworpen worden, maar een slecht bezinkbaar slib kan ook in goed ontworpen nabezinktanks niet effectief worden afgescheiden.

Voor een bedrijfsvoering zonder uitspoeling zijn dimensioneringsrichtlijnen voor nabezinktanks opgesteld ^{76, 80}.

Licht slib

Licht slib kan het nabezinkproces hinderen. Licht slib bevat relatief veel draadvormende micro-organismen die de vlokstructuur zodanig veranderen, dat het slib slechte bezinkingseigenschappen krijgt. Eikelboom ²³ en Rensink ⁵⁹ zien een hoge vlokbelasting als de belangrijkste oplossing van het licht-slibprobleem. Deze hoge vlokbelasting wordt gerealiseerd door het toepassen van propstroming in de beluchtingstank of door een aparte contacttank.

1.2.2 zuurstofverbruikende stoffen

Het effluent-BZV wordt vooral bepaald door de biologische activiteit in de beluchtingsruimte. De volgende factoren zijn van belang bij de beluchtingsstap: slibconcentratie, zuurstofconcentratie, substraatconcentratie, slibbelasting, slibleeftijd, menging of turbulentie en ontwerp van het proces. Deze parameters zijn niet onafhankelijk van elkaar, verandering van de één impliceert vaak een verandering van de ander.

Van de factoren die invloed hebben op de effluentkwaliteit is de slibbelasting de belangrijkste. Beschrijving van de invloed van andere parameters zal daarom gerelateerd aan de slibbelasting geschieden.

Het effect van de wijze van procesvoering op de restzuivering (de laatste fase van de zuivering) is niet eenduidig. Verwacht zou kunnen worden dat lage substraatconcentraties op het eind van een propstroming leiden tot verhoogde substraatcompetitie en dus een lager effluent-BZV.

In de praktijk is er weinig onderscheid in effluentkwaliteit tussen volledig gemengde en propstroomsystemen. De verwijdering van afbreekbare stoffen verloopt in de biologische zuivering in de praktijk volgens een nulde-orderreactie ⁴⁶. Dit zou betekenen dat het proces onafhankelijk is van de substraatconcentratie. De beperktheid van deze constatering volgt uit het feit dat volledige BZV-reductie nooit optreedt. Bij een laag BZV verlopen de processen dus anders dan tijdens de verwijdering van het grootste deel van het BZV. In de praktijk zou blijken dat "step aeration" een lager effluent-BZV geeft dan volledig gemengd systeem ⁵³.

De biologische zuivering verloopt volgens een pseudo eerste-orderreactie met betrekking tot de slibconcentratie. Wanneer de slibconcentratie hoger is, zal de zuivering in een kortere tijd kunnen verlopen.

De volgende slibparameters hangen sterk met elkaar samen: slibbelasting, slibleeftijd en slibproductie. De slibbelasting geeft aan hoeveel substraat (kg BZV) per hoeveelheid slib (kg d.s.) per dag wordt toegevoerd.

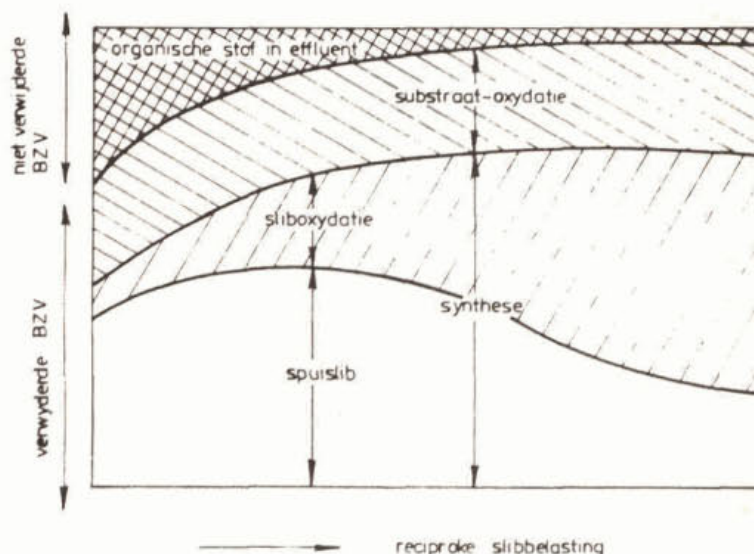
In tabel 17 wordt een overzicht gegeven van karakteristieke waarden voor bovengenoemde procesparameters.

procestype	slibparameters			hydraulische parameters	
	leeftijd (d)	belasting (kg BZV/kg d.s.d)	concen. (kg d.s./m ³)	vol.bel. (kg BZV/m ³ .d)	verbl. tijd (uren)
zeer laagbel.	20-30	0,05-0,15	3,0- 6,0	0,1-0,4	18-36
laag belast	8-15	0,15-0,40	1,5- 3,5	0,3-0,6	4- 8
hoog belast	5-10	0,40-1,50	4,0-10,0	1,6-2,6	0,5-2

Tabel 17. Karakteristiek slibparameters voor verschillende actief-slibsystemen.

Er bestaat een verband tussen de slibbelasting en de zuurstofbehoefte van de biologische zuivering. De zuurstofbehoefte is een gevolg van oxydatie, endogene ademhaling en stikstofoxydatie. De zuurstofvraag door de stikstofoxydatie wordt verkleind door de opname van stikstof in de cellen en door nitraatreductie onder anoxische omstandigheden.

In figuur 8 ⁴² is weergegeven welk deel van het verwijderde BZV wordt omgezet in nieuw celmateriaal. Een deel daarvan wordt weer afgebroken tijdens de endogene ademhaling.



Figuur 8. BZV-verwijdering en -omzetting in verschillende fracties gerelateerd aan de slibbelasting.

Het verband tussen de slibparameters en effluentkwaliteit ligt niet eenduidig vast. Het effluent-BZV wordt meestal gerelateerd aan de slibbelasting en de sibleeftijd. Hogere slibbelastingen geven in het algemeen lagere BZV-reductie.

Hoge slijbleeftijden worden gerelateerd aan verdergaande BZV-reductie⁴⁴. Bij hoge slijbleeftijden kunnen de bacteriën zich specialiseren in de afbraak van moeilijk afbreekbare verbindingen. Deze specialisatie, enzyminductie of enzymontwikkeling geheten, vergt een zekere tijd.

Effluentkarakterisering

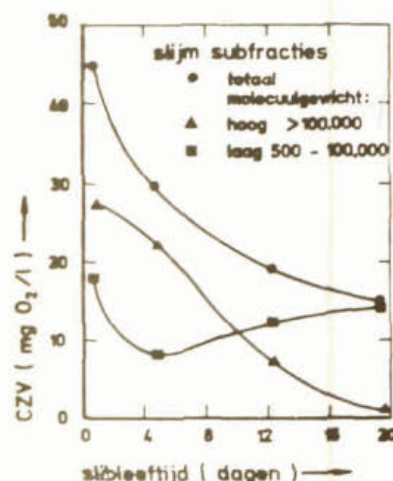
De constatering dat enzyminductie nodig is voor verdergaande zuivering betekent dat de restzuivering betrekking heeft op andere verbindingen⁷⁰. Ook het feit dat de biologische afbraak bij lage substraatconcentraties niet meer verloopt volgens een nulde-orde-reactie wijst in de richting van andere substraatcomposities bij een lagere BZV.

De organische verbindingen in het effluent kunnen onderverdeeld worden in de volgende groepen⁴⁶:

- Opgeloste, biologisch afbreekbare, organische verbindingen:
 - . organische verbindingen die nog niet zijn afgebroken;
 - . tussenprodukten van de biologische afbraak (gedeeltelijk geoxydeerd/gehydrolyseerd en condensatieprodukten);
 - . bacteriecomponenten (vrijgekomen bij celafsterving).
- Onopgeloste, biologisch afbreekbare, organische verbindingen:
 - . tijdens de zuivering ontstaan en niet afgescheiden;
 - . kolloïdale organische stof aanwezig in het effluent, niet biologisch gezuiverd en afgescheiden.
- Niet biologisch afbreekbare, organische verbindingen:
 - . oorspronkelijk in het influent aanwezig;
 - . bijprodukten van de biologische afbraak, de zogenaamde slijmcomponenten.

De hoeveelheid slijmcomponenten in het effluent bedraagt 70-80% van de totale hoeveelheid CZV. Bij hogere slijbleeftijden neemt de absolute hoeveelheid slijm, maar ook de totale hoeveelheid CZV, in het effluent af. Dit is weergegeven in figuur 9^{28, 70}.

Figuur 9. CZV-concentraties van slijm uit organische subfractie in actief-slibeffluent.



Voor dit verschijnsel bestaat een drietal hypothesen. De eerste gaat uit van grotere hoeveelheden draadvormende organismen bij lage slijbleeftijden. Deze organismen zouden meer slijm produceren.

De tweede hypothese gaat uit van een vermindering van de slijmproductie bij hogere slibleeftijden, terwijl de derde hypothese enzym-inductie bij hogere slibleeftijden als verklaring geeft. Deze enzymen maken het mogelijk moeilijk afbreekbare slijmcomponenten wel af te breken.

Waarschijnlijk dat dit impliciete verband tussen slibleeftijd en effluentkwaliteit betekent, dat er bij lage slibleeftijden een maximum is aan de te verwijderen BZV.

1.2.3 stikstofverwijdering

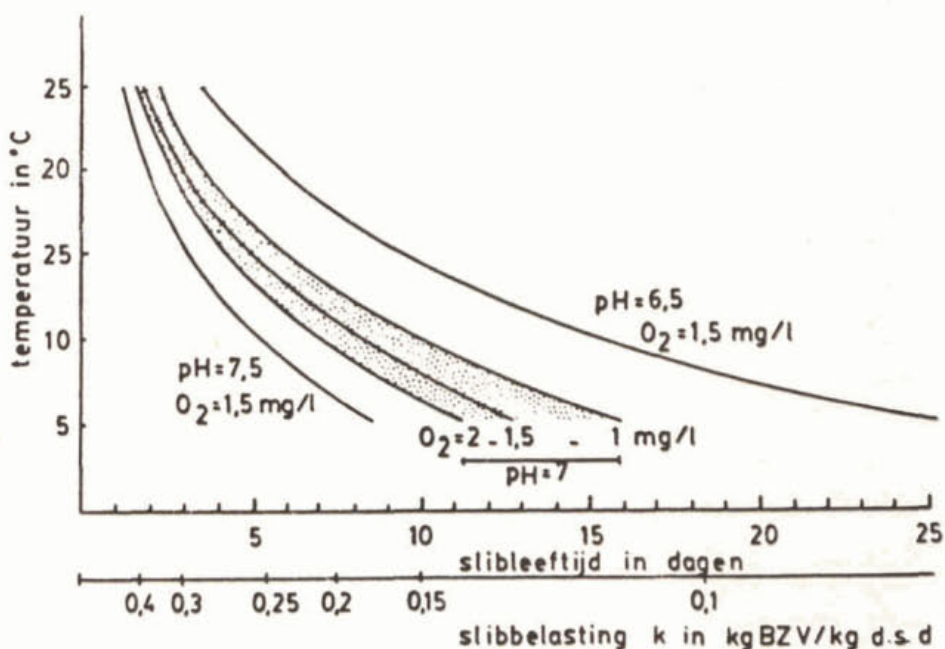
Stikstof kan in drie vormen in het afvalwater worden aangetroffen: organische-stikstof, ammonium-stikstof (tesamen Kjeldahl-stikstof) en nitraat. De verwijdering van stikstofverbindingen kan gesplitst worden in de verwijdering van Kjeldahl-stikstof en de totale verwijdering van stikstof. Bij de verwijdering van Kjeldahl-stikstof (nitrificatie), worden de stikstofverbindingen door bacteriën in aanwezigheid van zuurstof omgezet in nitraat.

Om stikstof biologisch geheel te verwijderen moet na de nitrificatie het nitraat door bacteriën in aanwezigheid van een koolstofverbinding omgezet worden in vrije stikstof.

Deze omzetting vindt alleen plaats onder anoxische condities.

Nitrificatie

De nitrificatie in het actief-slibproces geschiedt door de obligaat aërobe bacteriën van de geslachten Nitrosomonas (omzetting van ammonium in nitriet) en Nitrobacter (omzetting nitriet in nitraat). Deze bacteriën hebben een lage groeisnelheid ten opzichte van de andere bacteriën in het actief-slib, zodat nitrificatie alleen bij hoge slibleeftijden optreedt. In figuur 10⁴² is de minimum-slibleeftijd voor nitrificatie weergegeven als functie van de temperatuur, de pH en de zuurstofconcentratie.



Figuur 10. Minimaal vereiste slibleeftijd bij verschillende milieuomstandigheden, voor het optreden van nitrificatie.

Nitrificatie is sterk afhankelijk van de temperatuur. Op veel rwzi's treedt daarom alleen in de zomer nitrificatie op. Bij een zuurstofconcentratie groter dan 2 mg O₂/l is de nitrificatie-activiteit maximaal. Voor een goede nitrificatie is minimaal 1 mg O₂/l nodig, terwijl beneden 0,5 mg O₂/l de activiteit van de nitrificerende bacteriën zeer gering is.

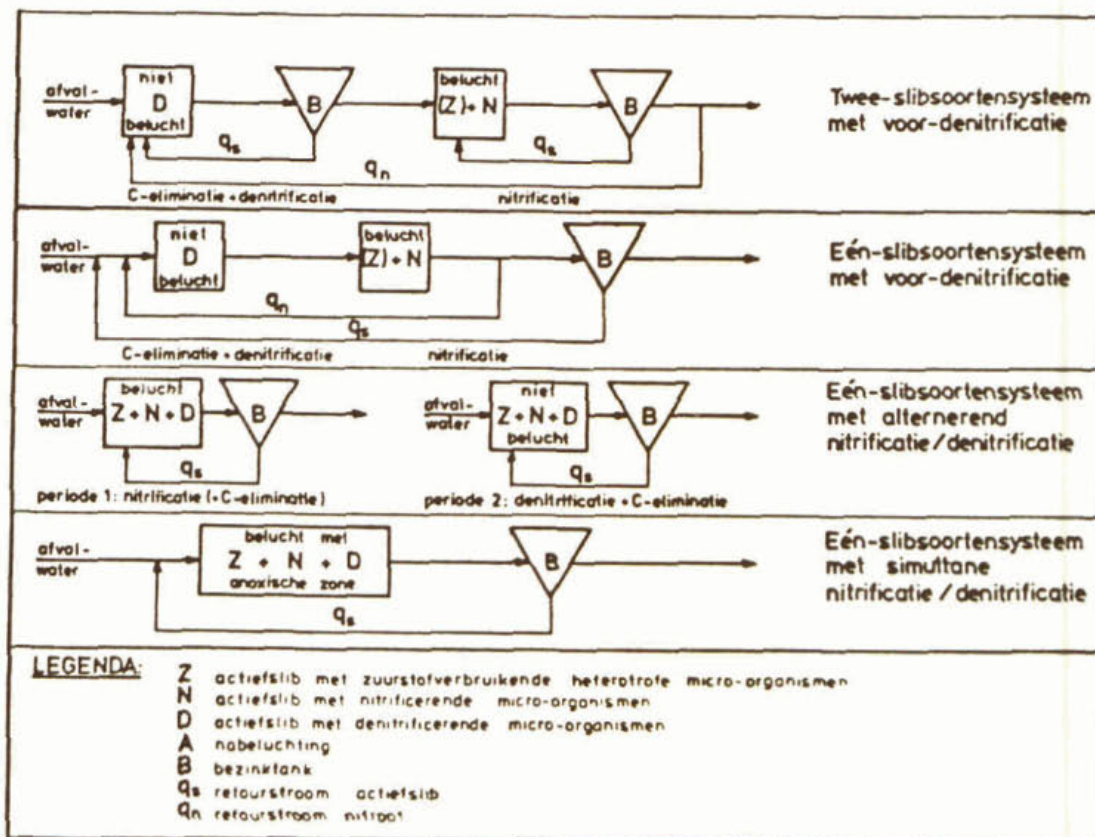
Denitrificatie

Bacteriën met het vermogen te denitrificeren komen algemeen voor in actiefslib, zodat elke actief-slibinstallatie in principe daartoe in staat is. Essentieel hierbij is de aanwezigheid van een zuurstofloze zone in het afvalwater, omdat deze bacteriën in plaats van zuurstof, nitraat gebruiken voor de oxydatie van organische stof.

Het bij nitrificatie gevormde nitraat wordt gereduceerd tot stikstofgas. Voor een goed verloop van de denitrificatie is de aanwezigheid van voldoende BZV noodzakelijk. Een BZV/N-verhouding van 4 à 5 is in het algemeen vereist. Het optimale pH-gebied voor zowel nitrificatie als denitrificatie ligt tussen de 7 en 8. Door nitrificatie daalt de pH, terwijl door denitrificatie de pH stijgt.

Procesvoering

Voor nitrificatie zal de slibbelasting van het actief-slibstelsel onder bepaalde waarden moeten blijven. Hierdoor kan bij een voldoende hoge buitentemperatuur de verwijdering van Kjeldahl-stikstof gewaarborgd blijven.

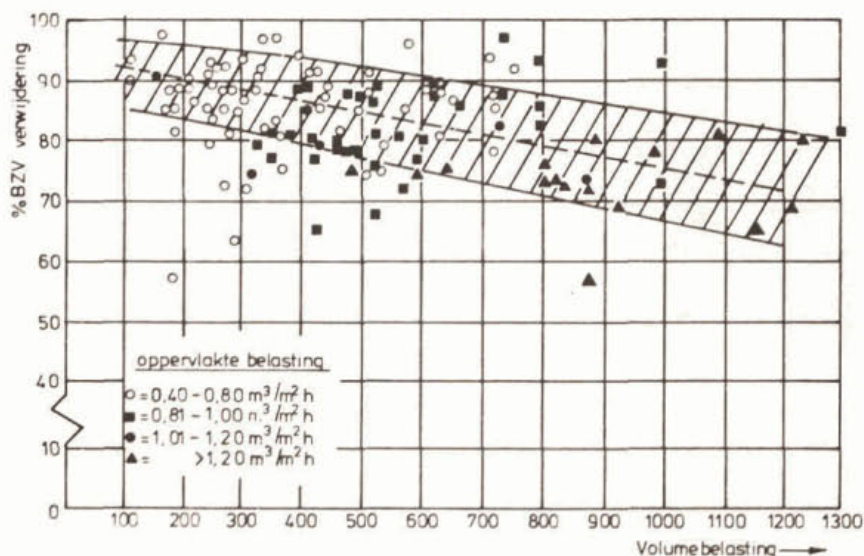


Figuur 11. Toepasbare processen voor biologische stikstofverwijdering voor huishoudelijk afvalwater.

Voor denitrificatie in huishoudelijk afvalwater, zijn onder Nederlandse omstandigheden vier processen mogelijk ⁸⁶. In figuur 11 zijn de processchema's weergegeven, die vergaande stikstofverwijdering mogelijk maken.

1.3 Oxydatiebed-installaties

Bij oxydatiebed-installaties geschiedt de zuurstofinbreng door mechanische of natuurlijke ventilatie door het bed. Bacterieretentie wordt bereikt door hechting van de bacteriën op het bedmateriaal. De flexibiliteit van oxydatiebed-installaties is beperkt. De procesbepalende parameter is de volumebelasting van de installatie. Door deze te verlagen wordt de zuivering beter. Het verband tussen volumebelasting en effluentkwaliteit wordt in de literatuur beschreven, doch de invloed van de oppervlaktebelasting op de zuivering valt niet zondermeer aan te geven. In figuur 12 ⁸⁸ wordt de invloed van volume- en oppervlaktebelasting op de BZV-reductie geschetst.



Figuur 12. BZV-verwijdering bij variërende volume- en oppervlaktebelasting van oxydatiebed-installaties.

Nitrificatie is in principe mogelijk in oxydatiebed-installaties, doch hiervoor geldt dat de maximale volumebelasting waarbij nog nitrificatie optreedt niet eenduidig beschreven is. Vergaande nitrificatie is alleen mogelijk bij volumebelastingen lager dan 0,25 kg BZV/m³.d. Dit kan worden afgeleid uit de praktijkcijfers van Nederlandse installaties ²¹.

Het (humus)slib van oxydatiebedden bevat een zeer fijne fraktie. Deze 'fines' worden in de nabezinktank niet tegengehouden. Bovendien vormt zich (vergeleken met actief-slibinstallaties) in de nabezinktank nauwelijks een slibdeken.

Verhoging van het effluent-BZV moet verwacht worden bij verhoging van de volumebelasting. De mate van verhoging is niet aan te geven. Verlaging van het effluent-BZV kan gerealiseerd worden door het verlagen van de volumebelasting. Het serieschakelen van parallel bedreven oxydatiebedden zou een verlaging van het effluent-BZV tot gevolg kunnen hebben.

Nitrificatie en zeker denitrificatie zal verwezenlijkt moeten worden door nageschakelde processtappen ⁶.

Biologische afvalwaterzuiveringsinrichtingen zijn op een aantal manieren te bestuderen. De drie meest gebruikte systeembeschrijvingen zijn:

- modelmatig (kinetische modellen zoals Monod);
- parameter-beschrijving (vaak gebaseerd op laboratoriumexperimenten);
- statistische beschrijving.

De modelmatige aanpak heeft als handicap dat de verschillende modellen betrekking hebben op stationaire condities. In de praktijk komt dit niet voor. Teveel variabelen moeten worden ondergebracht in één model.

De parameterbeschrijvingen van bijvoorbeeld slibconcentratie, slibbelasting of volumebelasting zijn vaak geënt op laboratoriumexperimenten, een nabootsing van de praktijksituatie.

De procesparameter wordt beschreven ten opzichte van een bepaalde andere procesparameter of -variabele. De complexe samenhang wordt slechts gedeeltelijk bestudeerd.

Een statistische beschrijving van de biologische zuivering heeft als voorwaarde dat voor een valide uitspraak zeer veel meetgegevens nodig zijn. Deze benadering blijft echter behept met een zekere spreiding van de waarden en een onzekerheidsfactor.

In dit onderzoek zal met behulp van statistische beschrijvingen worden aangegeven welke spreiding in effluentkwaliteiten aangetroffen wordt. Getracht zal worden met statistische gegevens correlaties aan te geven tussen procesparameters en procesvariabelen. Wanneer de spreiding in effluentkwaliteiten onvoldoende beschreven kan worden, wordt met behulp van specifieke parameterbestudering gezocht naar de oorzaak daarvan.

Het doel is steeds om een beschrijving te vinden van procesparameters die de effluentkwaliteit bepalen; in het bijzonder de procesparameters die tevens kostenbepalend zijn.

Hierbij zal dus vooral gekeken worden naar twee optimaliseringscriteria: maximalisatie van zuiveringscapaciteit en minimalisatie van kosten. De andere drie criteria: verhoging van de bedrijfszekerheid, minimalisatie van milieuhinder en minimalisatie van slibproductie worden niet expliciet bestudeerd.

2.1 Typen rwzi's in gebruik in Nederland

Zuiveringsinrichtingen zijn in verschillende perioden gebouwd, op verschillende plaatsen en voor variërende hoeveelheden afvalwater, zodat er in Nederland een grote verscheidenheid aan rwzi's te vinden is. In tabel 18 ^{37, 69} is een overzicht gegeven van de rwzi's in Nederland.

De cijfers van 1980 en de verwachtingen voor 1985 stammen uit het Indicatief Meerjaren Programma Water 1980-84 ³⁷.

	1-1-1980		1-1-1985				1-1-1985	
			verwacht		aanwezig		in aanbouw	
	aan- tal	i.e. ont.	aan- tal	i.e. ont.	aan- tal.	i.e. ont.	aan- tal	i.e. ont.
ox. sloot d	52	54	36	38	43	48		
ox. sloot k	182	4.267	231	5.399	212	5.008	8	512
ox. circuit	37	559	48	893	37	719	1	17
act. slib	51	6.831	93	12.865	70	9.150	8	1.149
ox. bed	90	2.488	63	2.348	78	2.488		
overige	28	2.805	34	3.931	35	3.312	3	87 *
totaal	440	17.004	505	25.495	475	20.725	20	1.756

Tabel 18. Aantal rwzi's naar type en ontwerpcapaciteit (in 1000 i.e.)

* tweetraps-installaties, oxydatiebed plus aeratietank.

De capaciteit van de installaties is uitgedrukt in inwonerequivalenten. De capaciteit, gerelateerd aan het aantal, geeft een indicatie van de gemiddelde grootte per type.

Uit de tabel kan afgelezen worden welke typen installaties de afgelopen jaren in gebruik zijn genomen en welke installaties de komende jaren gerealiseerd zullen worden. De buiten gebruik gestelde installaties, tabel 19⁶⁹, betreffen, naast mechanische installaties, vooral kleine installaties (enkele duizenden i.e.'s).

	1981		1983		1984	
	aantal	i.e. ontwerp	aantal	i.e. ontwerp	aantal	i.e. ontwerp
oxydatiesloot d	5	3,8			4	6,2
oxydatiesloot k	1	3	3	6,8		
actiefslib			1	11		
oxydatiebed	2	24,5	3	19		
overige					1	0,5
mechanisch	2	10,4	3	32,6	5	10,7
	10	47,7	10	69,4	10	17,4

Tabel 19. Aantal rwzi's naar type en ontwerpcapaciteit (in 1000 i.e.) buiten gebruik gesteld.

Bovenbeschreven trends worden ook aangetroffen in het buitenland. In het bijzonder wordt gestreefd naar energiezuinige systemen en systemen met een lage slibproductie of goede slibkwaliteit. Vanuit de on-

derzoekswereld dienen zich nieuwe ontwikkelingen aan. Op het gebied van de aërobe waterzuivering zijn dat vooral geavanceerde systemen: Captor, deepshaft en AB-systeem.

Anaërobe zuivering van huishoudelijk afvalwater wordt op enkele plaatsen bestudeerd. Deze methode zal in Nederland op korte termijn niet op grote schaal worden toegepast ^{64, 75}.

Wezenlijker dan de aantallen installaties en de opgestelde capaciteit is de werking en bereikte effluentkwaliteit van de verschillende typen installaties. In de volgende paragrafen zal hierop dieper worden ingegaan.

2.2 Statistische verwerking van effluentkwaliteitsgegevens

Effluentkwaliteitsgegevens zijn in wetenschappelijk onderzoek vaker statistisch bewerkt.

Er kunnen verschillende basisgegevens worden gebruikt. Jaargemiddelden geven geheel andere resultaten dan daggemiddelden. Door alle daggemiddelden te verwerken kan reeds bij een klein aantal installaties iets gezegd worden over de invloed van procesparameters of kunnen percentielwaarden berekend worden. Een deel van de auteurs, in het bijzonder de Duitse ^{4, 5, 17}, blijkt zich te baseren op Nederlandse waarnemingen. De stikstofkwaliteitsparameters van effluënten zijn slechts op zeer beperkte schaal bestudeerd.

In de Verenigde Staten hebben met name Niku en zijn mede-onderzoekers ⁵³ effluentgegevens statistisch verwerkt. Zij probeerden een goede beschrijving te vinden voor de stabiliteit van het proces en in het bijzonder de stabiliteit van de effluentkwaliteit.

Uit een door hen uitgevoerde correlatie-analyse blijkt dat de stabiliteit van een rwzi samenhangt met het gemiddelde effluent-BZV en -drogestofgehalte. Installaties die gemiddeld beter zuiveren vertonen weinig fluctuaties in effluentkwaliteit; een slechte zuivering geeft een niet constante effluentkwaliteit.

Zij vonden een hoge correlatie tussen het gemiddelde BZV en het gemiddelde drogestofgehalte. Dit wordt ook door anderen gerapporteerd ²¹. Deze relatie heeft onder andere te maken met het feit dat onopgeloste stoffen gedeeltelijk worden meebepaald als BZV.

Op basis van vooral Nederlandse cijfers heeft Böhnke ^{4, 5} gezocht naar ontwerpcriteria voor biologische zuiveringsinrichtingen. Twee belangrijke conclusies uit zijn onderzoeken zijn:

- bij een slibbelasting van 0,15 kg BZV/kg d.s.d zal ongeveer 25-30% van de rwzi's niet voldoen aan I.M.P.-effluenteisen;
- hoogbelaste installaties (hoger dan 0,40 kg BZV/kg d.s.d) kunnen niet voldoen aan I.M.P.-eisen. Vooral de N-verwijdering is minimaal.

Böhnke classificeerde de verschillende installaties naar slibbelasting. Deze klassen zijn terug te vinden in tabel 20. Hierin staan voor de verschillende belastingsklassen het gemiddelde BZV en de 50- en 80-percentielen weergegeven voor verschillende bedrijfsjaren. Onder het 80-percentiel, wordt de meetwaarde verstaan, die in 80% van de tijd niet wordt overschreden. De gemiddelden kunnen ook op basis

van alleen de jaargemiddelden berekend worden. De percentielwaarden zijn echter gebaseerd op dagwaarden.

Böhnke trok uit deze cijfers de conclusie dat hoogbelaste installaties gemiddeld minder goed en minder stabiel zuiveren (fluctuaties in effluent-BZV). Hij heeft niet geprobeerd om de stabiliteit te normeren of te standaardiseren. Verder constateerde hij dat het effluent-BZV zich niet volgens een normale verdeling laat beschrijven.

slibbelastings- groep kg BZV/ kg d.s.d.	gemiddelde/ percentiel	1976 (n=829)*	1978 (1224)	1980 (6554)	1981 (3454)
0,03 (0,0-0,04)	X	-	-	8,5	7,4
	X50%	3	5	5	4
	X80%	7	9	10	8,5
0,05 (0,04-0,10)	X	-	-	9,7	7,1
	X50%	5	6	5	4,5
	X80%	10	10	11	8,5
0,15 (0,10-0,225)	X	-	-	12,8	10,7
	X50%	10	8	8	7
	X80%	20	22	17	14,5
0,30 (0,225-0,45)	X	-	-	27	23,4
	X50%	-	21	16	14,5
	X80%	-	39	39	32,5
0,60 (0,45-0,90)	X	-	-	46	45
	X50%	-	40	34	33,5
	X80%	-	60	67	65,5
1,20 (0,90-hoger)	X	-	-	-	-
	X50%	-	39	-	-
	X80%	-	63	-	-

Tabel 20. Het gemiddelde, 50- en 80-percentiel voor BZV in het effluent van biologische zuiveringsinrichtingen.

* n = aantal meetwaarden.

Böhnke heeft op een gelijke wijze de effluent-ammoniumconcentraties verwerkt. Deze cijfers (tabel 21), geven aan dat bij hogere slibbelastingen de effluent-ammoniumconcentratie hoger is. Bij de verwerking is geen rekening gehouden met de influentconcentraties, die sterk kunnen verschillen. Ook is geen onderscheid gemaakt tussen rwzi's met of zonder een bedrijfsvoering gericht op ammoniumverwijdering.

De resultaten van Böhnkes onderzoek kunnen gebruikt worden als globale ontwerpcriteria voor nieuwe installaties. Ter verkrijging van een bepaalde effluentkwaliteit kan worden afgelezen, bij welke slibbelastingen de hoogste waarschijnlijkheid bestaat, dat voldaan wordt aan de gestelde criteria. Ook kan de mate en frequentie van overschrijding worden afgelezen.

slibbelastingsgroep kg BZV/d.s.d.	percen- tielen	1978 (n=842)*	1980 (n=6104)
0,03	X50%	2	2
	X80%	3	12
0,05	X50%	2	2
	X80%	8,5	12
0,15	X50%	ca. 2	11
	X80%	8,5	23
0,30	X50%	8	26
	X80%	20,5	36
0,60	X50%	16	34
	X80%	34	43

Tabel 21. De 50- en 80-percentiel ammoniumconcentraties in het effluent van biologische zuiveringsinrichtingen.

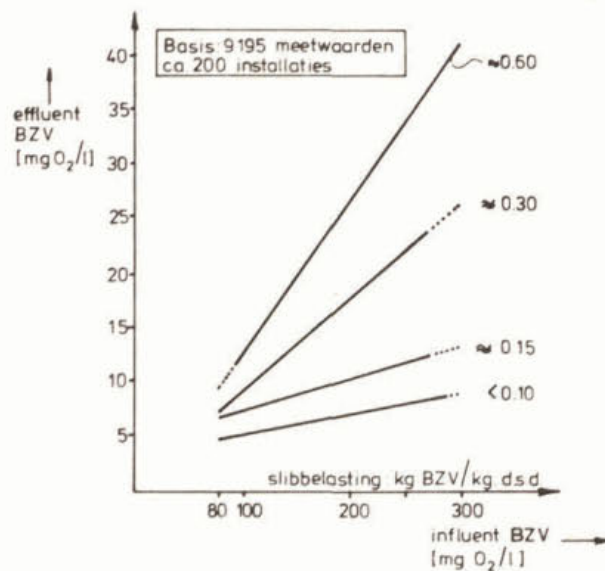
* n = aantal meetwaarden.

Recentelijk heeft Damiecki ¹⁸ ook een overzicht gegeven van statistisch verwerkte effluentgegevens. De effluentgegevens van 184 zuiveringsinrichtingen afkomstig uit 5 landen zijn samengevoegd. Volgens deze cijfers bestaat er een relatie tussen het gemiddelde influent- en effluent-BZV. Bij een influent-BZV van 100 mg/l, kan bij een slibbelasting van 0,15 kg BZV/kg d.s.d een effluent-BZV verwacht worden van 15 mg/l, terwijl bij een influent-BZV van 250 mg/l het te verwachten effluent-BZV 20 mg/l bedraagt bij dezelfde slibbelasting. De betrouwbaarheidsgrenzen zijn niet aangegeven.

De bovenbeschreven invloed van het influent-BZV op het effluent-BZV is groter bij hogere slibbelastingen. Bij slibbelastingen lager dan 0,15 kg BZV/kg d.s.d is er nauwelijks invloed, terwijl bij een slibbelasting van 0,60 kg BZV/kg d.s.d het effluent-BZV een factor twee of drie kan verschillen bij 100 of 300 mg/l influent-BZV. Dit is weergegeven in figuur 13.

Onduidelijk is of dit verschil in effluentkwaliteit inderdaad terug te voeren is op variaties in influent-BZV. De gemiddelde influent-BZV's varieerden nogal sterk per land.

Volgens Damiecki is de ammoniumverwijdering bij een slibbelasting van 0,15 kg BZV/kg d.s.d gemiddeld 50%, maar bij Nederlandse rwzi's gemiddeld 70%. Een zeer goede ammoniumverwijdering werd aangetroffen bij enkele Zwitserse installaties met een slibbelasting lager dan 0,10 kg BZV/kg d.s.d. De ammoniumverwijdering was daarbij maximaal 94% met een effluentconcentratie van 0,6 mg/l.



Figuur 13. Invloed van influentconcentratie en slibbelasting op het effluent-BZV van rwzi's.

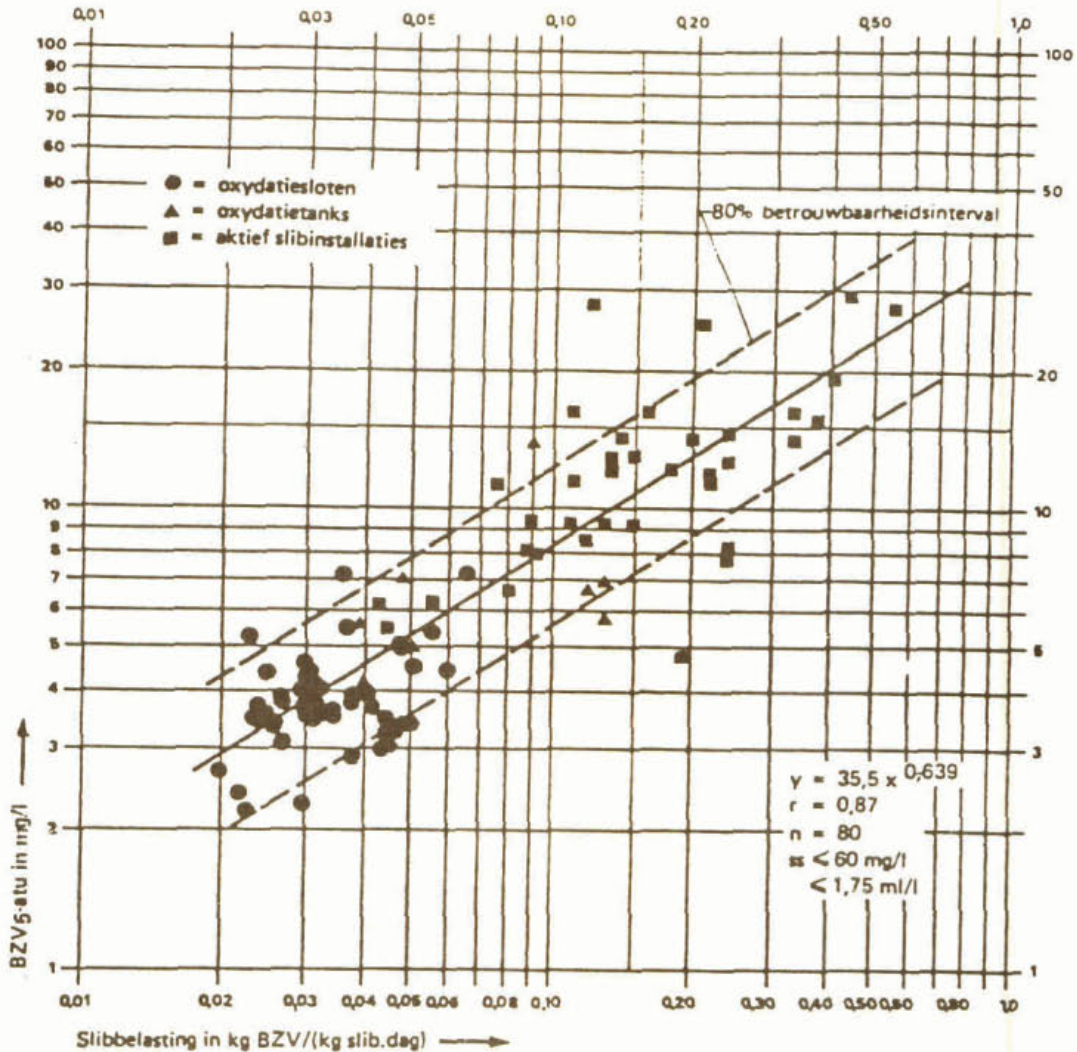
land	BZV in mg O ₂ /l
Zwitserland (voorbezonken)	60 - 80
Japan (voorbezonken)	100 - 140
Duitsland (voorbezonken)	100 - 140
Zuid Afrika (ruw afvalwater)	170
Nederland (ruw afvalwater)	240

Tabel 22. Influent-BZV in verschillende landen ¹⁸ .

2.3 Nederlandse effluentkwaliteitsgegevens

Belangrijk onderzoek op dit gebied is verricht door Trentelman ²¹ . Doel was ontwerpcriteria te ontwikkelen op basis van statistische verwerking van gegevens van bestaande rwzi's. Zijn onderzoek heeft betrekking op 96 bedrijfsjaren van 50 ééntraps actief-slibinstallaties en 52 bedrijfsjaren van 28 oxydatiebed-installaties. Van de installaties werden van het influent: BZV, CZV en N-Kj en van het effluent: BZV, CZV, drogestofgehalte en N-Kj verwerkt. Het BZV betrof BZV 20/5-(atu)metingen. De effluentwaarden werden met de slib- of volumebelasting gecorreleerd.

Van alle zuiveringsinrichtingen samen werden frequentieverdelingen opgesteld voor influent-BZV en -CZV, verhouding CZV/BZV en N-Kj/BZV. Deze verdelingen gedragen zich log-normaal. De gemiddelden van het effluent-BZV en -drogestofgehalte voor een ééntraps actief-slibinstallatie staan in respectievelijk figuur 14 en 15 ²¹ .



Figuur 14. Gemiddeld effluent-BZV van actief-slibinstallaties als functie van de slibbelasting.

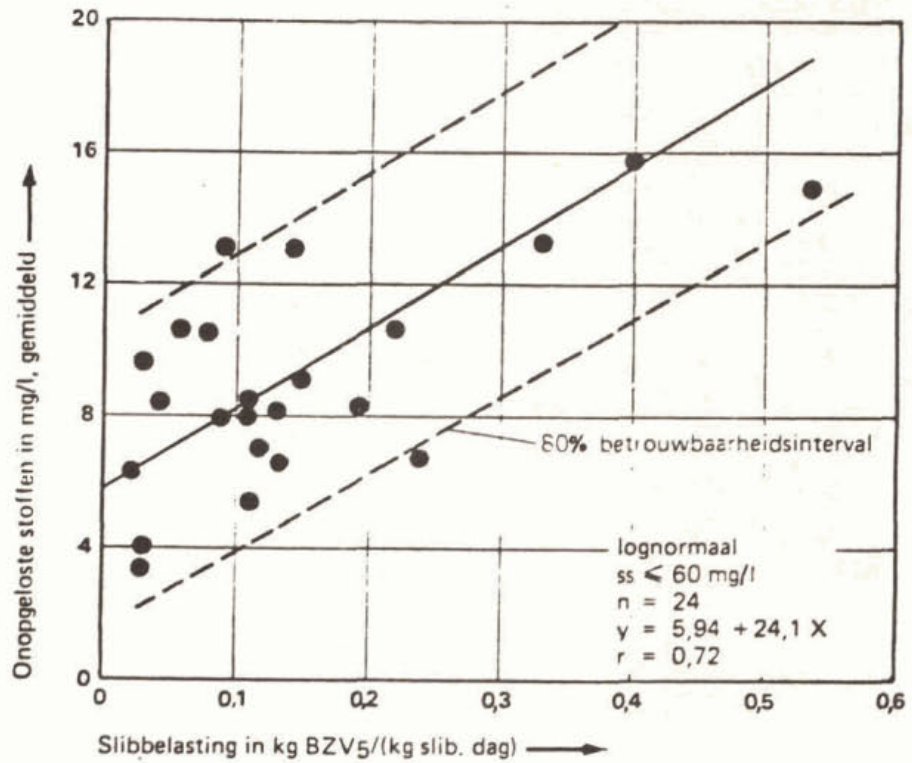
De spreiding van effluent-BZV's is groot. Ook binnen een bepaalde slibbelastingsklasse kan de spreiding groot zijn.

Binnen de slibbelastingsklassen van 0,10-0,15 kg BZV/kg d.s.d is de volgende spreiding in jaargemiddelde effluentconcentraties te zien:

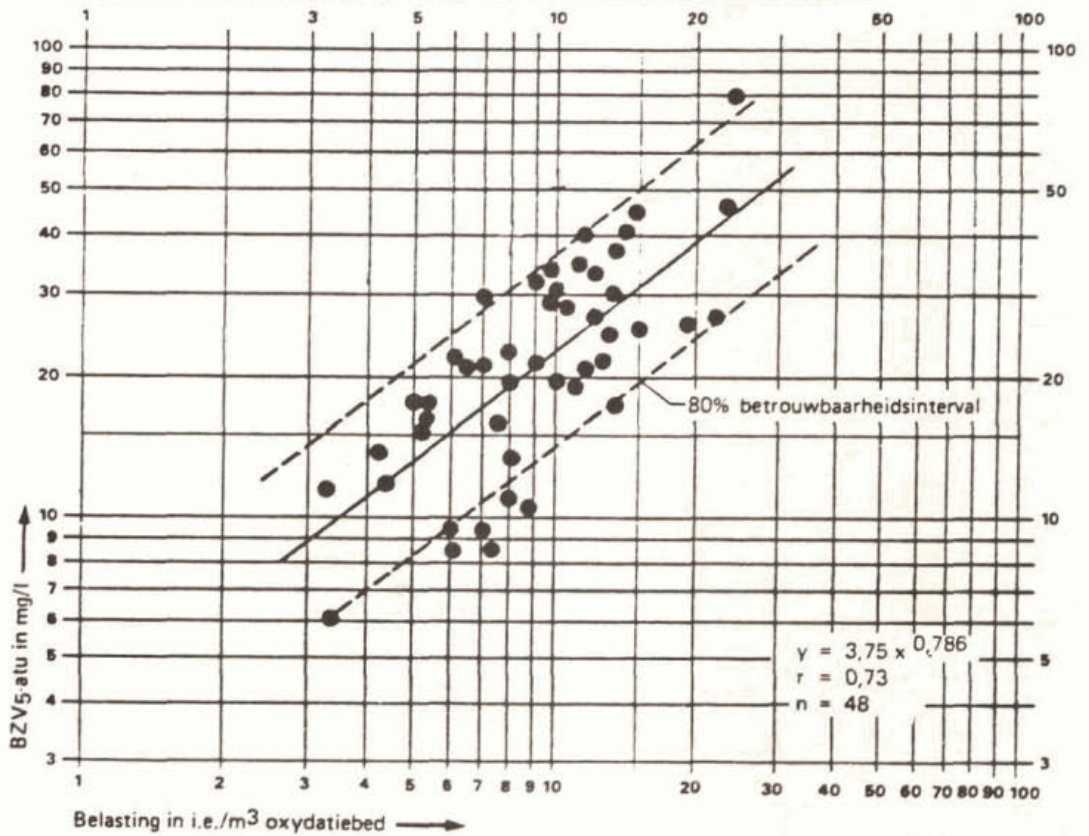
BZV:	6 - 28 mg/l
d.s.-gehalte:	5 - 13 mg/l
N-Kj:	6 - 53 mg/l

Het gemiddeld effluent-BZV en effluentdrogestofgehalte van oxydatiebed-installaties staat in respectievelijk figuur 16 en 17. In deze figuur is de grote spreiding in de waarnemingen te zien. Bij een volumebelasting van 6-10 i.e./m³ is de spreiding in effluentconcentraties als volgt:

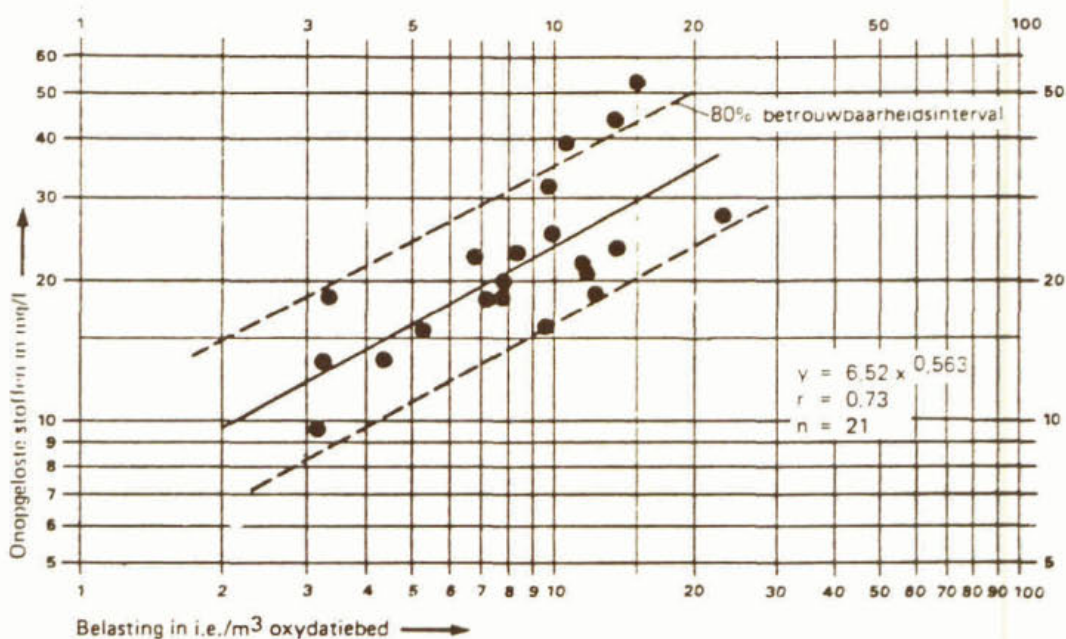
BZV:	8,5 - 32 mg/l
d.s.-gehalte:	16 - 38 mg/l
N-Kj:	6 - 40 mg/l



Figuur 15. Gemiddeld effluentdrogestofgehalte van actief-slibinstallaties als functie van de slibbelasting.



Figuur 16. Gemiddeld effluent-BZV van oxydatiebed-installaties als functie van de volumebelasting²¹.



Figuur 17. Gemiddeld effluentdrogestofgehalte van oxydatiebed-installaties als functie van de volumebelasting²¹.

Van de effluentparameters zijn verschillende percentiel-waarden berekend. Deze waarden zijn gecorreleerd met de gemiddelden van die parameters.

Op basis van de verwerkte effluentkwaliteit-cijfers vergelijkt Tren-telman actief-slibinstallaties (AS) en oxydatiebed-installaties (OX) (zie tabel 23).

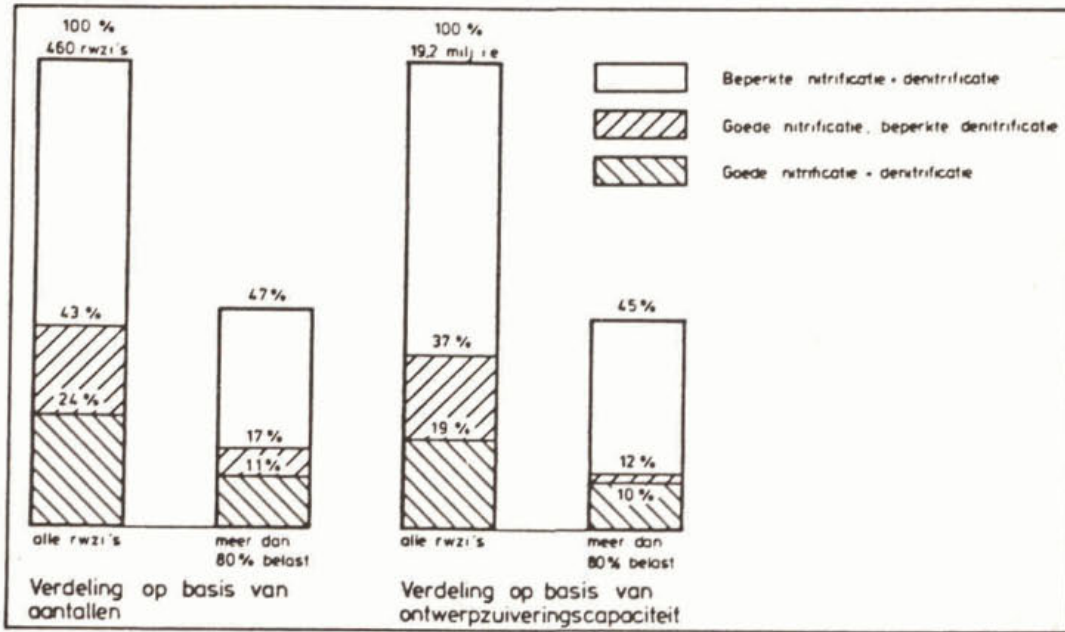
	AS	OX	AS	OX	AS	OX
slibbelasting kg BZV/kg d.s.d.	0,20		0,40		0,50	
ruimtebelasting i.e./m ³		5		7		10
BZV ₅ -atu- mg/l	13	13	17	17	23	23
CZV mg/l	80	82	90	95	110	115
N-Kj mg/l	24	14	32	19	50	25
d.s. mg/l	11	16	13	19	18	24

Tabel 23. De verwachtingswaarde van het gemiddeld BZV, CZV, drogestofgehalte en N-Kj-gehalte van het effluent bij verschillende ontwerpcriteria²¹.

N-verwijdering

Specifieke informatie over de stikstofverwijdering op Nederlandse zuiveringsinrichtingen is terug te vinden in het STORA-onderzoek 'Denitrificatie'⁸⁶. In figuur 18 staan de geïnventari-seerde gegevens samengevat. De grens voor wel of geen goede nitrifi-

catie is bij 80% N-Kj-verwijdering gelegd. De grens voor denitrificatie ligt bij 70% stikstofverwijdering. Aangezien de belastingsgraad van de installatie grote invloed heeft op de stikstofverwijdering zijn de zuiveringen uitgesplitst naar belastingsniveau.



Figuur 18. Nitrificatie en denitrificatie op Nederlandse rwzi's.

3 STATISTISCH ONDERZOEK NAAR DE RELATIE TUSSEN PROCESPARAMETERS EN EFFLUENTKWALITEITSPARAMETERS

3.1 Algemeen

Om een uitspraak te kunnen doen over proces- en effluentkwaliteitsparameters zijn procesgegevens, influent- en effluentkwaliteitsgegevens van Nederlandse rioolwaterzuiveringsinrichtingen bestudeerd. De verbanden, zoals die in de literatuur te vinden zijn, worden geverifieerd en waar mogelijk uitgebreid.

Als basisgegevens zijn de zuiveringsresultaten (jaargemiddelden) uit de technologische jaarverslagen over 1984 van de waterkwaliteitsbeheerders gebruikt.

Bij het onderzoek zijn de gegevens van rwzi's met een ontwerpcapaciteit groter dan 5.000 i.e. gebruikt. Mechanische zuiveringsinrichtingen en tweetrapsinstallaties zijn buiten dit onderzoek gelaten. In totaal betreft het gegevens van 249 inrichtingen, met een ontwerpcapaciteit van 13,2 miljoen i.e. Op i.e.-basis is 64% vertegenwoordigd.

In tabel 24 staan voor de verschillende typen en grootteklassen de aantallen inrichtingen, de i.e.-ontwerpcapaciteit en de i.e.-belasting. De verschillende typen installaties zijn niet evenredig verdeeld over de verschillende grootteklassen. De actief-slibinstallaties zijn gemiddeld groter dan de andere typen. In tabel 10 staan de verschillende typen uitgesplitst naar ontwerpcapaciteitsklasse. In de volgende paragrafen worden de resultaten van het statistisch onderzoek besproken.

Oxydatiebed-installaties zijn vanwege het ontbreken van voldoende informatie minder diepgaand en uitvoerig bewerkt.

	aantal		grootte in i.e's x 10 ³				gem. belast. (%)
	n	(%)	i.e.-ontw. (%)	i.e.-bel. (%)			
totaal	249	100	13.198	100	9.598	100	76
oxyd. bed	50	20	1.953	15	1.595	17	83
actiefslib	58	23	6.266	47	4.436	46	69
oxyd. circuit	31	13	801	6	628	6	90
oxyd. sloot	110	44	4.179	32	2.939	31	83
carrousel	55	22	2.997	23	2.174	23	83
niet carr.	55	22	1.182	9	765	8	83

Tabel 24. Indeling van beschouwde rwzi's naar type.

ontwerp capaciteit (x 10 ³ i.e.)	totaal n %		type installatie							
			act. slib		ox. circuit		ox. sloot		ox. bed	
	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%
5 - 10	38	2	3	0,5	5	4	26	4	4	1
10 - 25	74	9	5	1	12	25	40	14	17	15
25 - 50	55	15	8	4	10	43	20	18	17	30
50 - 75	31	14	16	16	4	28	5	7	6	20
75 - 100	15	9	6	8			7	14	2	9
100 - 150	18	15	9	17			6	15	3	16
150 - 200	6	75	3	8			2	7	1	9
200 - 300	7	12	4	16			4	21		
300	5	16	4	30						
	249	100	58	100	31	100	110	100	50	100

Tabel 25. Beschouwde rwzi's naar type en grootte. De ontwerp-i.e.-capaciteit is weergegeven in percentages.

3.2

Beschouwde relaties

De bestudeerde relaties zijn gebaseerd op de bevindingen uit de literatuurstudie.

Onderzocht zijn:

- relaties tussen slibbelasting en effluentparameters (BZV, d.s., N-Kj) bij actief-slibinstallaties;
- relaties tussen influent- en effluent-BZV bij actief-slibinstallaties;
- relaties tussen BZV-reductie en effluent-BZV bij verschillende BZV-influentconcentraties van actief-slibinstallaties;
- relaties tussen BZV-reductie en de effluentparameters BZV, d.s. en N-Kj bij verschillende slibbelastingsklassen;
- relaties tussen de effluentparameters BZV en d.s.;
- relaties tussen effluent-BZV en i.e.-ontwerpgrootte en belastinggraad bij verschillende slibbelastingsklassen;
- relaties tussen i.e.-ontwerp en belastinggraad van de installatie en de effluentparameter d.s. bij verschillende slibbelastingen;
- relaties tussen slibbelasting, capaciteit en het type actief-slibinstallatie;
- relaties tussen volumebelasting en enkele effluentkwaliteitsparameters bij oxydatiebed-installaties;
- relaties tussen volumebelasting van oxydatiebedden en de effluentparameters bij verschillende ontwerpgrootten;
- relatie nitrificatie en denitrificatie, betrokken op alle installaties.

Bij het onderzoek is gebruik gemaakt van verschillende correlatieberekeningen.

Differentiatie van de effluentkwaliteit van rwzi's uit zich in belangrijke mate in meer/minder vergaande N-verwijdering, hogere/lagere BZV en meer/minder zwevende stof in het effluent.

Aangezien het BZV, de d.s. en de stikstof (paragraaf 3.4) van het effluent de belangrijkste kwaliteitsbepalende parameters zijn voor dit onderzoek, wordt in het kort ingegaan op deze parameters. In tabel 26 wordt een frequentieverdeling gegeven van BZV- en -d.s.-waarden voor het effluent van rwzi's. Van veel inrichtingen zijn geen cijfers van het effluentdrogestofgehalte bekend. Uitspraken hierover zijn gebaseerd op minder inrichtingen dan de uitspraken over het effluent-BZV.

typen	aan- tal	*	mg/l								
			<5	< 10	<15	<20	< 25	< 30	<40	< 50	>50
			effluent BZV								
alle	249	1	74	79	34	20	16	12	7	2	4
act. slib	58		8	25	11	7	3	2		1	1
ox. circuit	31		11	14	4						
ox. sloot	110	1	55	39	8	3	3				1
ox. bed	50				11	10	8	10	7	1	2
			effluent d.s.								
alle	249	88	18	54	25	12	16	11	12	3	10
act. slib	58	13	1	18	11	3	4	2	1	1	4
ox. circuit	31	19	3	4	1	2	1	1			
ox. sloot	110	38	14	32	9	3	4	4	1	1	4
ox. bed	50	18			4	4	7	4	10	1	2

Tabel 26. Frequentieverdeling van rwzi's naar effluentparameterklassen.

(van de onder * vermelde installaties zijn de waarden niet bekend).

Uit tabel 26 blijkt dat een groot deel van de inrichtingen een gemiddeld effluent-BZV heeft kleiner dan 10 mg/l (62%) en een effluent-d.s. minder dan 15 mg/l (60%). Alleen de oxydatiebed-installaties hebben over het algemeen een hoger effluent-BZV en effluentdrogestofgehalte.

Voor de verschillende typen installaties en enkele slibbelastingsklassen is de correlatiecoëfficiënt tussen effluent-BZV en effluentdrogestofgehalte berekend (tabel 27).

De relatie tussen de twee parameters is sterker wanneer geselecteerd wordt naar type in plaats van naar slibbelastingsklasse.

De correlatiecoëfficiënt is vooral bij oxydatiesloten zeer hoog.

	aan- tal n	Num-num			effluent (mg/l)			
		Y = ax + b			BZV		d.s.	
		corr.	a	b	gem.	afw.	gem.	afw.
type installatie								
oxyd. bedden	30	0,58	1,14	1,69	22,2	6,4	27,0	12,6
actiefslib	44	0,71	1,54	0,87	9,7	6,1	15,8	13,2
oxyd. circuit	12	0,83	1,90	-1,94	6,9	3,2	11,3	7,5
oxyd. sloot	71	0,85	3,17	-5,59	5,6	3,4	12,2	13,0
carrousel	30	0,84	3,77	-8,61	5,9	3,2	13,7	14,7
niet carr.	43	0,88	2,80	-4,09	5,3	3,5	10,9	11,2

Tabel 27. Correlatie tussen de effluentparameters BZV en d.s.

Tabel 28 geeft voor verschillende influent-BZV-klassen de BZV-reductie en het effluent-BZV weer bij actief-slibinstallaties.

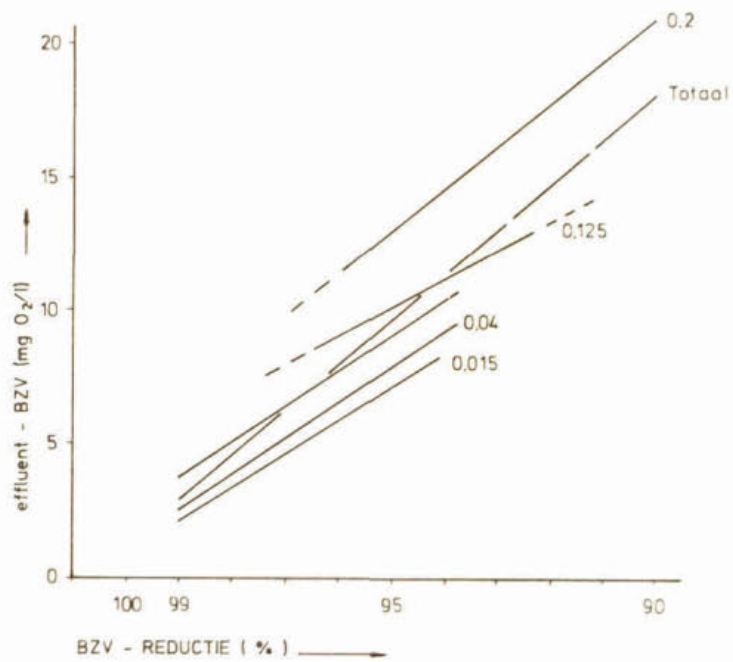
Naarmate het influent-BZV hoger is, is de reductie groter, maar is het effluent-BZV eveneens hoger.

In de figuren 19 en 20 zijn de relaties tussen de BZV-reductie en effluent-BZV of effluentdrogestofgehalte weergegeven. Hieruit blijkt dat de BZV-reductie lager is bij hogere slibbelastingen.

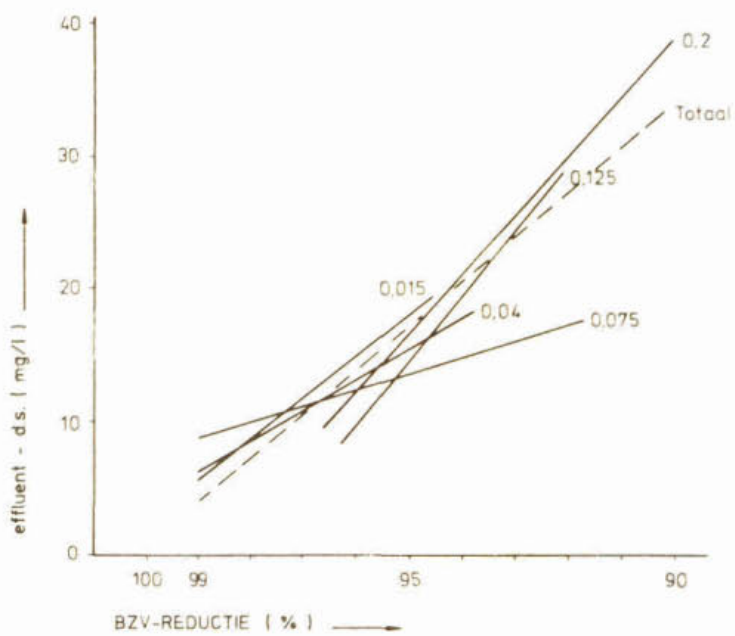
influent-BZV (mg O ₂ /l)	BZV-reductie (%)	effluent-BZV (mg O ₂ /l)
alle	96,5	7,16
< 100	95,8	6,67
100 - 200	95,8	6,45
200 - 250	97,0	6,56
250 - 300	96,3	10,04
300 - 400	97,7	7,78
> 400	98,4	8,52

Tabel 28. BZV-reductie en effluent-BZV bij verschillende influent-BZV's van actief-slibinstallaties.

Het effluent-BZV wordt in eerste instantie bij actief-slibinstallaties bepaald door de slibbelasting. Bij slibbelastingen lager dan 0,10 kg BZV/kg d.s.d kan geen spectaculaire verlaging van het effluent-BZV worden verwacht door verlaging van de slibbelasting. Bij slibbelastingen hoger dan 0,10 kg BZV/kg d.s.d zal het effluent-BZV groter worden wanneer de slibbelasting toeneemt.



Figuur 19. Effluent-BZV tegen BZV-reductie bij verschillende slibbelastingen.



Figuur 20. Effluentdrogestofgehalte tegen BZV-reductie bij verschillende slibbelastingen.

De spreiding in effluent-BZV kan binnen bepaalde slibbelastingsklassen voor een deel toegeschreven worden aan de spreiding in influent-BZV, doch in andere klassen is het tegendeel geconstateerd. Gedetailleerd onderzoek (zie hoofdstuk 5, de uitvoeringsvorm en de specifieke procescondities van de installatie) zal meer licht op de zaak werpen.

Opvallend is dat bij lage slibbelasting (lager dan 0,10 kg BZV/kg d.s.d) puntbeluchting meer BZV in het effluent geeft dan bellenbeluchting. Bij hogere slibbelasting is er nauwelijks verschil.

Het effluentdrogestofgehalte wordt bij actief-slibinstallaties nauwelijks bepaald door de slibbelasting. Verlaging van de slibbelasting resulteert weliswaar in verlaging van het effluentdrogestofgehalte, doch de spreiding binnen de verschillende slibbelastingsklassen is zeer groot. Zo groot zelfs dat de betrouwbaarheid van uitspraken over het effluentdrogestofgehalte klein is. Bij slibbelastingen lager dan 0,06 kg BZV/kg d.s.d is bij verdere verlaging van de slibbelasting geen verlaging van het effluentdrogestofgehalte te verwachten.

De spreiding van het effluentdrogestofgehalte binnen bepaalde slibbelastingsklassen kan niet verklaard worden door verschillen in slibconcentratie. De indruk bestaat dat hogere SVI-waarden resulteren in hogere effluentdrogestofgehalten. De SVI is hoger bij hogere slibbelasting. De invloed van de nabezinking, alsmede het effect van pieken in hydraulische belasting is groot. Deze invloeden zijn niet zonder meer uit de jaarcijfers te halen.

Bij lage slibbelastingen (lager dan 0,10 kg BZV/kg d.s.d) geeft bellenbeluchting lagere effluentdrogestofgehalten dan oppervlaktebeluchting. Bij hogere slibbelastingen is er geen verschil te constateren.

3.4

Stikstofverwijdering

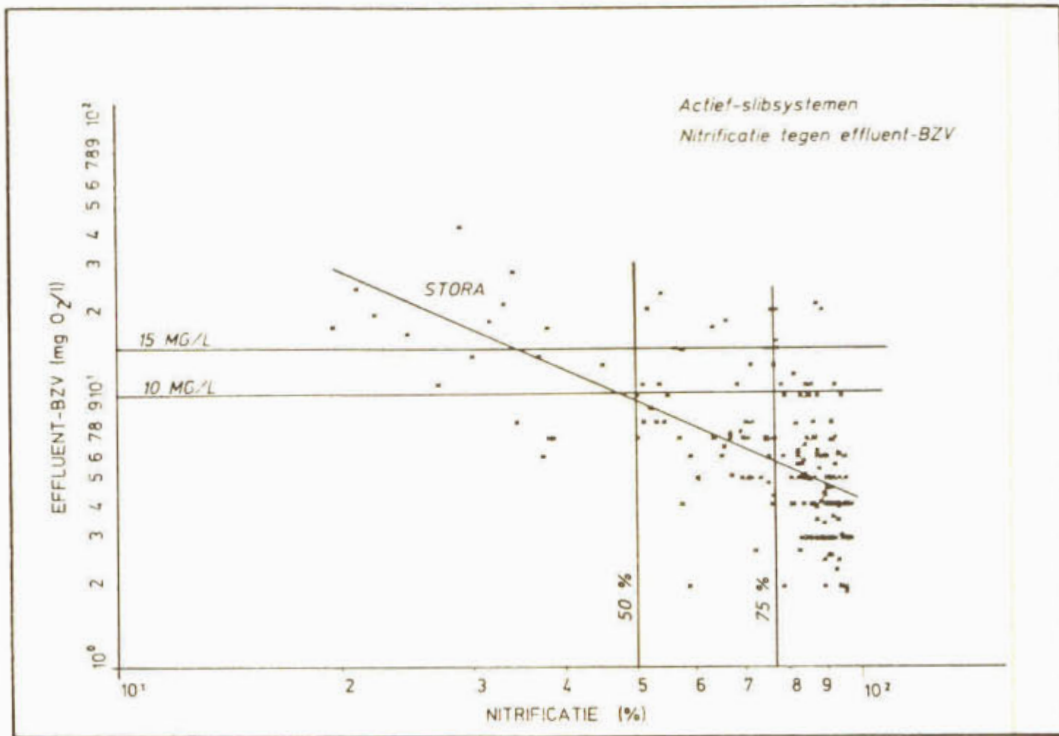
In dit onderzoek is getracht een relatie te berekenen tussen de slibbelasting en de (de)nitrificatie.

Uit deze correlatieberekening blijkt dat de denitrificatie niet afhankelijk is van de slibbelasting. Ook de totale effluentstikstofconcentratie geeft geen informatie over het nitrificatieverloop. Bij hoge nitrificatiegraden blijft de denitrificatie iets achter en is de totale effluentstikstofconcentratie relatief hoog.

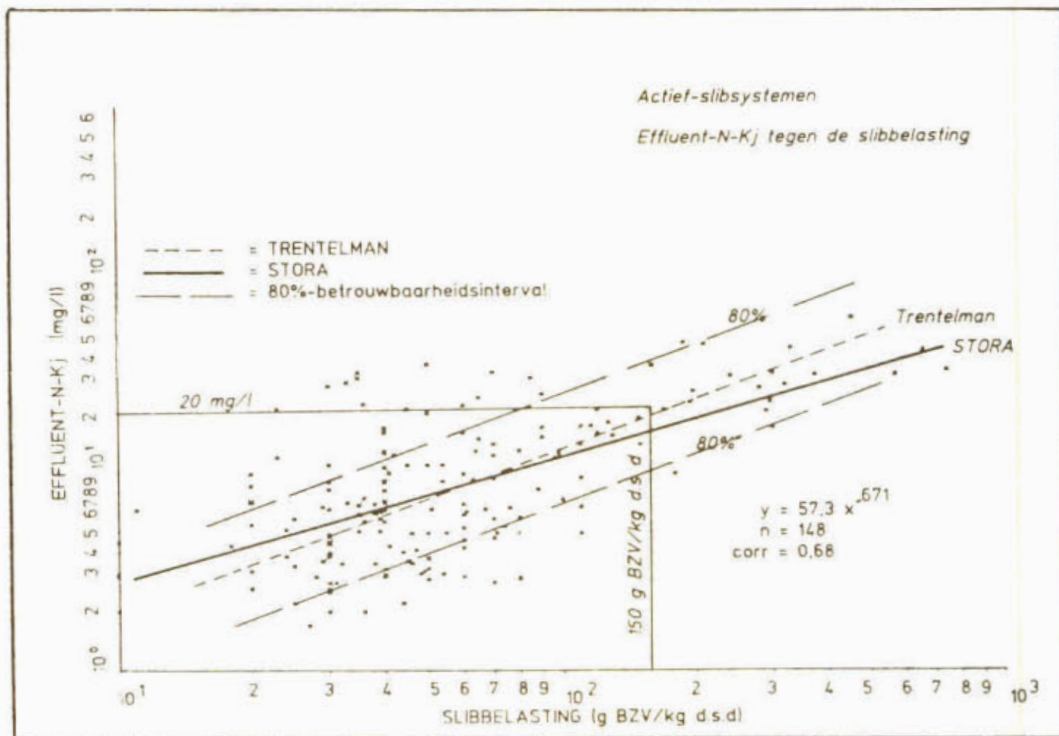
In figuur 21 zijn de effluent-BZV-waarden uitgezet tegen de nitrificatiegraad. Grenzen zijn gelegd bij BZV-waarden van 10 respectievelijk 15 mg/l en bij nitrificatiegraden van 50 en 75%.

Afgelezen kan worden, dat vergaande nitrificatie gepaard gaat met lage effluent-BZV-waarden.

Bij nitrificatiegraden hoger dan 75% worden praktisch geen effluent-BZV-waarden groter dan 15 mg/l gevonden. Wanneer aan de nitrificatie-eis van effluent-N-Kj minder dan 20 mg/l voldaan wordt, blijkt het effluent-BZV, maar ook het effluentdrogestofgehalte ver onder de IMP-richtlijn (BZV 10 à 20 mg/l, d.s. 20 à 30 mg/l) te blijven. De nitrificatie-eis kan in de praktijk alleen bereikt worden in combinatie met lage effluent-BZV en effluentdrogestofgehalten.



Figuur 21. Relatie tussen nitrificatie en effluent-BZV.



Figuur 22. Relatie tussen effluent-N-Kj en slibbelasting.

Effluent-N-Kj heeft een duidelijke relatie met de slibbelasting (zie figuur 22).

De correlatie ten opzichte van N-Kj-slibbelasting is enigszins groter dan ten opzichte van de BZV-slibbelasting. De N-Kj-belasting is dus eveneens van belang.

Bij slibbelastingen lager dan 0,15 kg BZV/kg d.s.d kunnen effluent-N-Kj-waarden lager dan 20 mg/l gerealiseerd worden.

3.5 Verificatie van de in de literatuur beschreven verbanden

De relaties tussen procesparameters en effluentkwaliteitsparameters die in het verleden reeds zijn bestudeerd worden in dit onderzoek geverifieerd.

3.5.1 actief-slibinstallaties

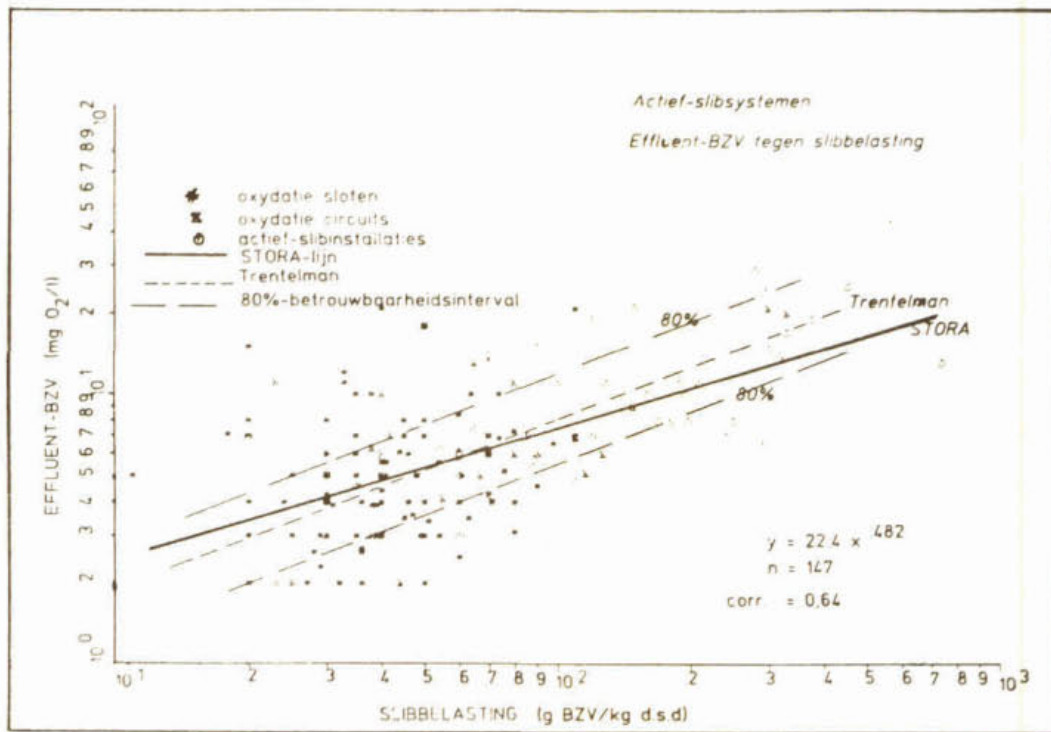
Het belangrijkste ontwerpcriterium voor actief-slibinstallaties is de slibbelasting. Trentelman ²¹ heeft deze relatie reeds eerder vastgelegd.

Tabel 29 zet de in dit onderzoek gevonden relaties tussen slibbelasting en effluentparameters naast de door Trentelman gevonden relaties.

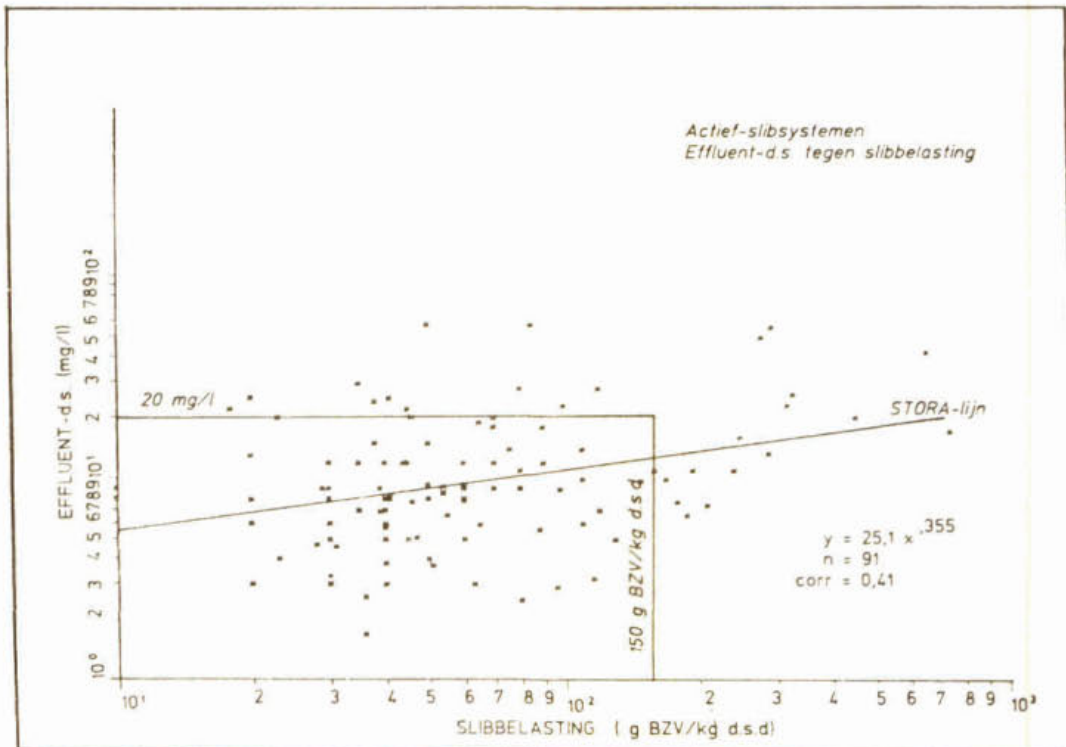
De figuren 22 en 23 geven zowel de relatie die Trentelman had gevonden als de relatie die bij dit statistisch onderzoek is berekend. In figuur 24 wordt de 'relatie' tussen het effluentdrogestofgehalte en de slibbelasting weergegeven.

slibbelasting (kg BZV/kg d.s.d)		num-num $y = ax + b$			log-log $y = bx^a$		
aantal waarne- mingen		corr.	a	b	corr.	a	b
effluent-BZV (Trentelman)	147 80	0,68	35,2	4,04	0,64 0,87	0,482 0,639	22,4 35,5
effluent-CZV (Trentelman)	130 95	0,57	114	50,1	0,54 0,74	0,224 0,293	107 127
effluent-d.s. (Trentelman)	91 24	0,39 0,72	37,3 24,1	9,04 5,94	0,41	0,355	25,1
effluent-N-Kj (Trentelman)	148 94	0,69	67,5	6,01	0,68 0,81	0,671 0,823	57,3 86,1
N-slibbelasting effluent-N-Kj (Trentelman)	144 94				0,71 0,81	0,755 0,682	0,207 1,45

Tabel 29. Relaties tussen slibbelasting en effluentparameters bij actief-slibinstallaties.



Figuur 23. Effluent-BZV tegen slibbelasting bij actief-slibinstallaties.



Figuur 24. Effluentdrogestofgehalte tegen de slibbelasting bij actief-slibinstallaties.

Enkele constatering:

- De berekende correlatielijns tussen de slibbelasting en effluent-BZV bij actief-slibinstallaties (figuur 19) ligt in hetzelfde bereik, als die gevonden door Trentelman. De correlatie is echter geringer.
- De berekende correlatielijns tussen de slibbelasting en effluent-N-Kj bij actief-slibinstallaties (figuur 20) ligt ook in hetzelfde bereik als die gevonden door Trentelman. De correlatie is eveneens geringer.
- Het verband tussen de slibbelasting en het effluentdrogestofgehalte is (wat betreft de cijfers over 1984) veel minder sterk dan uit Trentelmans onderzoek is gebleken (tabel 29 en figuur 24). Het effluentdrogestofgehalte wordt eerder door de eigenschappen van het slib en de nabezinking bepaald dan door de slibbelasting.

3.5.2 oxydatiebed

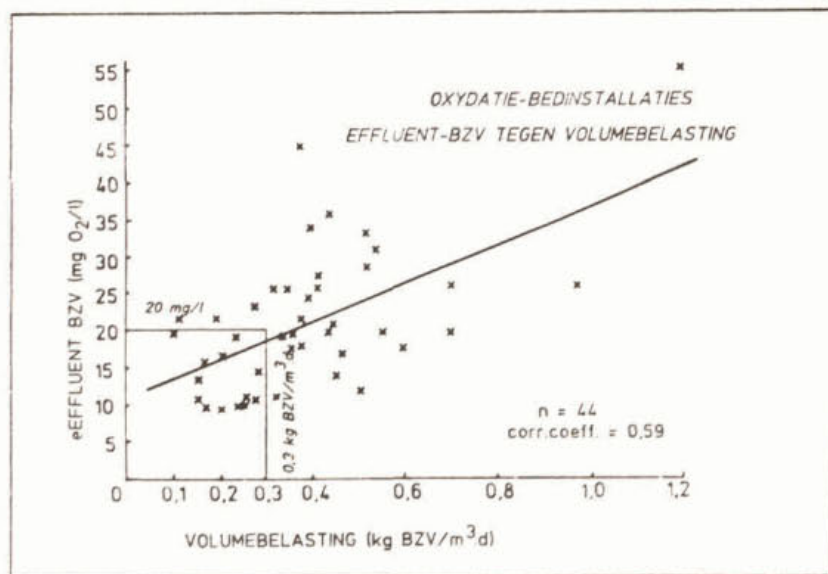
In tegenstelling tot de actief-slibinstallaties zijn er in dit onderzoek minder oxydatiebed-installaties bekeken dan in het onderzoek van Trentelman.

Trentelman heeft de volumebelasting weergegeven in i.e./m³. Dit onderzoek gaat uit van de volumebelasting in kg BZV/m³.d.

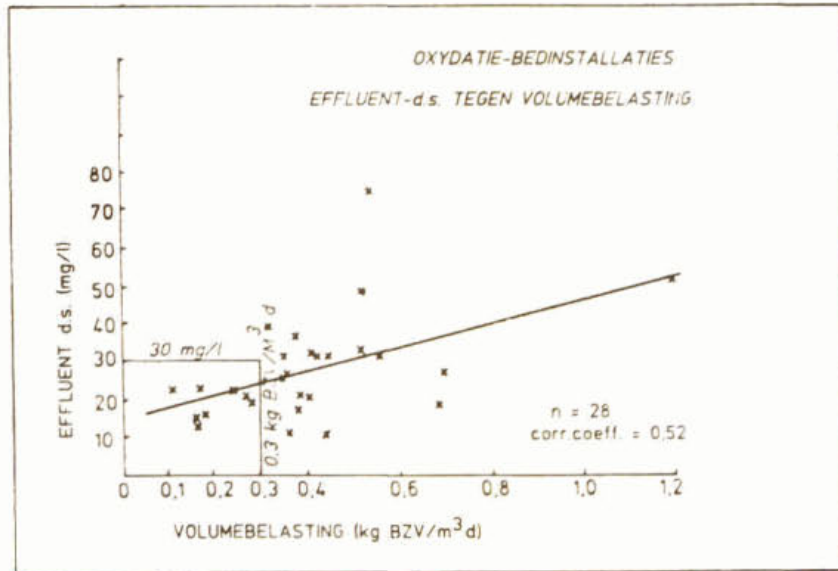
In de figuren 25, 26 en 27 zijn de relaties tussen de volumebelasting en de effluentparameters weergegeven. Grenzen zijn gelegd bij een effluentdrogestofgehalte = 30 mg/l, effluent-BZV = 20 mg/l (IMP-normen) en effluent-N-Kj-gehalte = 20 mg/l.

Dezelfde trend (zie 3.5.1), minder sterke relatie als gevonden door Trentelman, geldt ook voor de oxydatiebed-installaties.

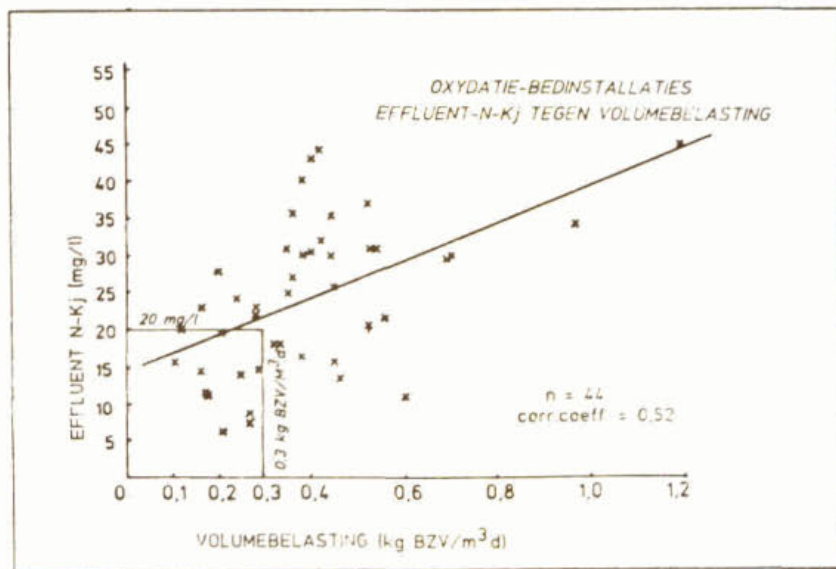
In vergelijking tot actief-slibinstallaties is de correlatie tussen biologische belasting en effluentdrogestofgehalte bij oxydatiebedden beter.



Figuur 25. Relatie tussen effluent-BZV en volumebelasting.



Figuur 26. Relatie tussen effluentdrogestofgehalte en volumebelasting.



Figuur 27. Relatie tussen effluent-N-Kj en volumebelasting.

3.5.3 nitrificatie en denitrificatie

In het STORA-onderzoek 'Denitrificatie'⁸⁶ zijn de Nederlandse rioolwaterzuiveringsinrichtingen geïnventariseerd op basis van stikstofverwijdering (jaar 1982). De daarbij gehanteerde indeling is in dit statistisch onderzoek aangehouden om de beschouwde inrichtingen te beoordelen op stikstofverwijdering. Bij het STORA-onderzoek zijn bijna alle inrichtingen betrokken. Zoals blijkt uit tabel 30 komt de steekproef van inrichtingen in dit onderzoek goed overeen met de resultaten van het denitrificatie-onderzoek. Uit de tabel blijkt verder dat een aanzienlijk deel van de inrichtingen, 50% op basis van capaciteit, minder dan 70% nitrificatie heeft.

	aantal				belasting > 80 %			
	n	%	grootte (x10 ³) ie-ont.	%	n	%	grootte (x10 ³) ie-ont.	%
totaal	249	100	13198	100	93	37	4655	35
	* 460	100	19200	100	216	47	8640	43
nitrificatie >80 %	124	50	4844	37	36	14	1673	13
	* 198	43	7104	37	78	17	2304	12
nitrificatie >80 % + denitrificatie >70 %	46	18	2797	21	21	5	1011	8
	* 110	24	3648	19	51	11	1920	10
nitrificatiegraad: onbekend	4	1,6	35,5	0,3	1	1,1	5	0,1
< 50 %	39	15,7	3069,0	23,3	25	26,9	1351,0	29,0
< 70 %	53	21,3	3504,7	26,6	21	22,6	1316,7	28,3
< 80 %	29	11,6	1742,6	13,2	10	10,8	310,0	6,7
< 85 %	29	11,6	1279,1	19,7	7	7,5	360,0	7,7
> = 85 %	95	38,2	3568,1	27,0	29	31,2	1312,5	28,2
	249	100	13198,9	100	93	100	4655,2	100
denitrificatiegraad: onbekend	7	2,8	169,3	1,3	4	4,3	138,8	3,0
< 50 %	96	38,6	6610,0	50,1	42	45,2	2188,2	47,0
< 60 %	39	15,7	2035,8	15,4	13	14,0	769,2	16,5
< 70 %	37	14,9	1297,9	9,82	12	12,9	534,0	
< 80 %	47	18,9	2032,0	15,4	16	17,2	539,5	11,6
> = 80 %	23	9,2	1054,0	8,0	6	6,5	485,5	10,4
	249	100	13198	100	93	100	4655,2	100

Tabel 30. Nitrificatie en denitrificatie.

* cijfers afkomstig van STORA-onderzoek 'Denitrificatie'.

3.5.4 relatie influent-BZV/effluent-BZV

De influent- en effluent-BZV-waarden van de inrichtingen zijn niet volgens Damiecki's theorie (paragraaf 2.2) te beschrijven. Er bestaat echter wel een trend in de richting van hogere BZV-reductie en hogere effluent-BZV bij hogere influent-BZV; een duidelijk verband is echter niet gevonden.

De belangrijkste bevindingen worden hier samengevat.

- Het effluentdrogestofgehalte ligt bij 60% van de inrichtingen beneden de IMP-richtwaarde van 30 mg/l. De oxydatiebed-installaties hebben in het algemeen een hoger effluentdrogestofgehalte.
- Het effluent-BZV ligt bij 62% van de inrichtingen beneden de IMP-richtwaarde van 20 mg/l. De oxydatiebed-installaties geven in het algemeen een hoger effluent-BZV.
- Geen duidelijke invloed op het effluentdrogestofgehalte is geconstateerd van:
 - de SVI
 - de slibconcentratie
 - de gloeirest
 - het influentdrogestofgehalte.
- De correlatie tussen effluent-BZV en effluentdrogestofgehalte is zeer groot. Bij oxydatiebedden is de relatie minder. Dit duidt erop dat de effluent-BZV-waarde voor een belangrijk deel bepaald wordt door de aanwezige zwevende stof. Deze wordt op zijn beurt echter vooral door de slibkwaliteit en hydraulische factoren bepaald. Dit is dus een belangrijke oorzaak voor de grote spreiding in BZV-waarden bij dezelfde slibbelastingen.
- Naarmate het influent-BZV groter is, is de BZV-reductie hoger, maar ook het effluent-BZV groter.
- De BZV-reductie is lager bij hoge slibbelasting.
- Lagere slibbelastingen resulteren in lagere effluent-BZV-waarden. Bij zeer laagbelaste actief-slibsystemen bestaat er geen correlatie tussen de slibbelasting en het effluent-BZV.
- De slibvolume-index is lager naarmate de slibbelasting lager is.
- Hoge nitrificatiegraden (hoger dan 75%) gaan gepaard met lage effluent-BZV-waarden en lage effluentdrogestofwaarden.
- Bij vergaande nitrificatie blijft de denitrificatie achter (een mogelijke oorzaak is onderbelasting).

Het statistisch onderzoek is uitgevoerd om meer inzicht te krijgen in de resultaten van de biologische zuivering van het afvalwater. In dit hoofdstuk zal in meer algemene zin worden stilgestaan bij de combinatie van effluenteisen, zoals die in dit project worden bestudeerd. Deze combinaties worden in paragraaf 4.1 getoetst aan de resultaten van het statistisch onderzoek.

4.1 Combinatie van effluenteisen

4.1.1 algemeen

Onderstaande tabel geeft weer de combinatie van effluenteisen, waarbij de eisen zoals die in het IMP-water worden geadviseerd, als referentie zijn aangegeven.

In de figuren 28 en 29 (subparagraaf 4.1.2) staan de effluent-BZV-waarden en effluentdrogestofgehalten uitgezet tegen het cumulatief weergegeven aantal beschouwde inrichtingen. Uit deze cumulatieve verdeling kan worden afgelezen hoeveel procent van de inrichtingen voldoet aan een bepaalde effluentkwaliteit.

BZV (mg O ₂ /l)	10	20	40
d.s. (mg/l)	15	30	60
geen nitrificatie-eis	niet (A)	II	I
N-Kj < 20 mg/l	IV	referentie	III
N-totaal < 20 mg/l	VI	V	niet (B)

Tabel 31. Mogelijke effluentkwaliteitcombinaties.

In onderstaand overzicht zijn van de verschillende zuiveringssystemen de percentages inrichtingen vermeld die aan een bepaalde effluentkwaliteit voldoen.

	oxydatie- sloten (%)	oxydatie- circuits (%)	actief- slibinst. (%)	oxydatie- bedden (%)	totaal (%)
BZV (mg O ₂ /l)					
< 10	93	88	65	4	66
10 - 20	4	8	25	43	19
> 20	3	4	11	53	15
d.s. (mg/l)					
< 15	80	75	70	17	62
15 - 30	14	25	19	48	23
> 30	6		11	35	14

Tabel 32. Effluent-BZV en effluentdrogestofgehalte van verschillende zuiveringssystemen.

4.1.2 actief-slibinstallaties

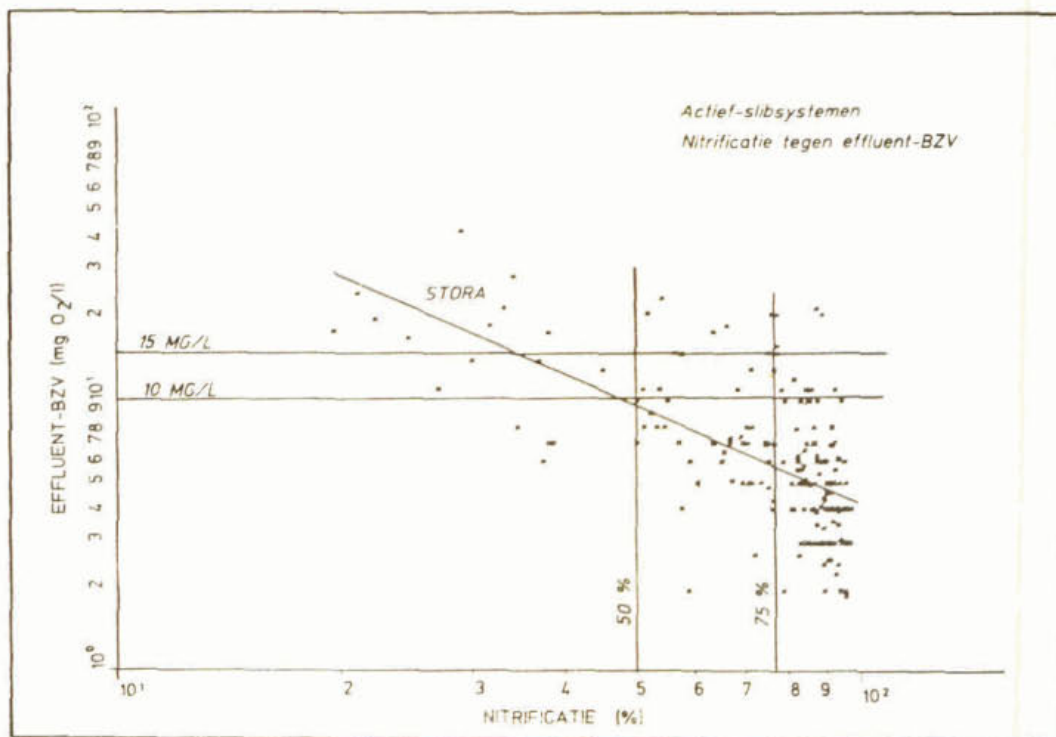
Uit het statistisch onderzoek is gebleken dat het merendeel van de actief-slibinrichtingen eerder in combinatie II of IV thuishoort, dan in de referentiecombinatie.

Een aantal, voornamelijk laagbelaste installaties, geeft een effluentkwaliteit volgens combinatie A.

In figuur 21 is de grens tussen de combinatie II + V en IV + VI gelegd bij een effluent-BZV van 10 mg/l. Uit deze figuur kan worden afgelezen dat vergaande nitrificatie lage effluent-BZV-waarden (lager dan 10 mg/l) geeft (dus combinatie IV en VI).

Slechts een enkele installatie geeft een effluent-BZV hoger dan 20 mg/l (combinatie I + III).

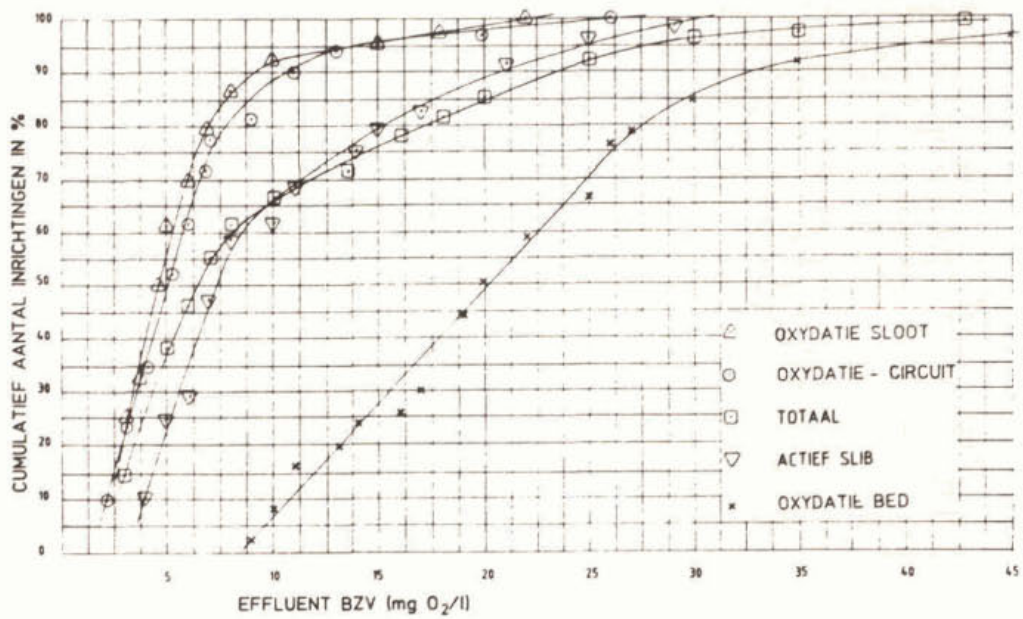
De hoogbelaste actief-slibinstallaties (hoger dan 0,3 kg BZV/kg d.s.d) hebben een effluent-BZV en effluent-d.s., die in het referentiekader thuishoren, maar nitrificeren niet.



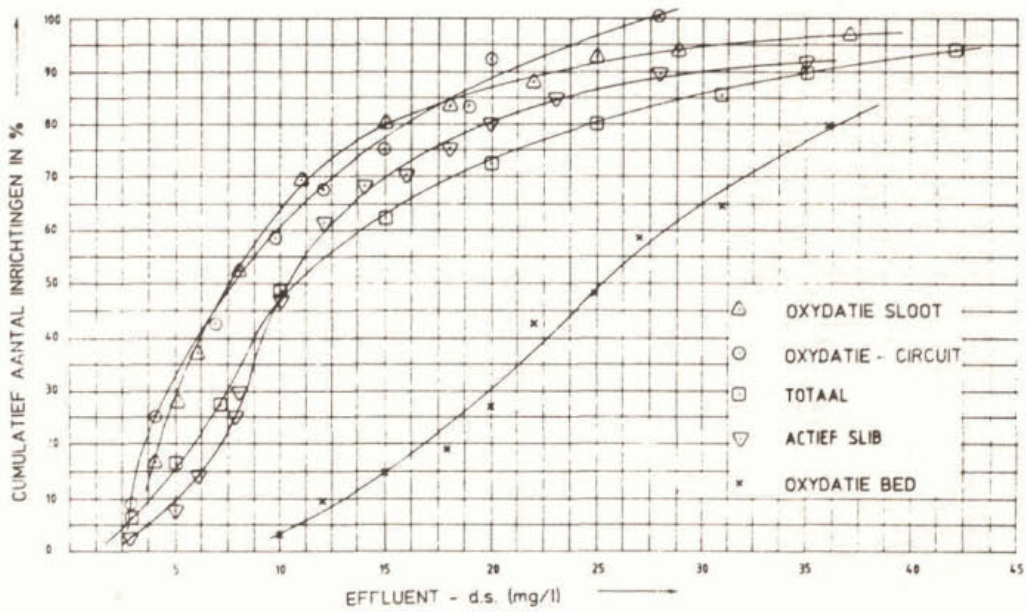
Figuur 21. Relatie tussen nitrificatie en effluent-BZV.

Wanneer een installatie aan de nitrificatie-eis voldoet, is de slibbelasting zodanig laag, dat die inrichting tegelijkertijd een effluent-BZV heeft van minder dan 10 mg/l en een effluentdrogestofgehalte lager dan 15 mg/l.

Hierdoor treedt in feite de referentiecombinatie nauwelijks op. Combinatie II zal dan zeker niet voorkomen.



Figuur 28. Cumulative frequentieverdeling voor verschillende typen installaties als functie van het effluent-BZV.



Figuur 29. Cumulative frequentieverdeling voor verschillende typen installaties als functie van het effluentdrogestofgehalte.

De figuren 28 en 29 laten zien, dat vrijwel geen actief-slibinstallatie aan de effluentkwaliteitscombinaties I of III voldoet. In het algemeen geven actief-slibinstallaties betere effluent-BZV- en -d.s.-waarden.

Deze inrichtingen voldoen in het algemeen, behalve bij hoge slibbelastingen, aan de gestelde eisen voor effluent-BZV en effluentdrogestofgehalte, die gehanteerd worden in het IMP.

Aangezien slechts enkele installaties een effluent-BZV en effluentdrogestofgehalte geven overeenkomstig combinatie I of III, kunnen moeilijk conclusies getrokken worden, om te komen tot een effluentkwaliteit met een hoger BZV en effluentdrogestofgehalte. Wel is gebleken dat een deel van de actief-slibinstallaties met een slibbelasting hoger dan 0,3 kg BZV/kg d.s.d een effluentkwaliteit heeft die veelal slechter is dan de referentiecombinatie.

Combinatie B is terecht niet in het onderzoek meegenomen. Immers een effluent-N-totaal lager dan 20 mg/l valt, met uitsluitend biologische zuivering, niet te rijmen met een geringere effluent-BZV-kwaliteit. Mede gebaseerd op het statistisch onderzoek blijkt de nitrificatie-eis tevens te resulteren in een effluent-BZV minder dan 10 mg/l en een effluentdrogestofgehalte lager dan 15 mg/l.

Omgekeerd geldt niet, dat een effluent-BZV lager dan 10 mg/l en een effluent-d.s. minder dan 15 mg/l tevens vergaande stikstofverwijdering inhouden.

4.1.3 oxydatiebed-installaties

Er zijn nauwelijks oxydatiebed-installaties met een effluent-BZV lager dan 10 mg/l (zie figuur 28 en 29). De helft van de installaties geeft een effluent-BZV tussen 10 en 20 mg/l en de andere helft levert een effluent-BZV tussen 20 en 40 mg/l. De helft van het aantal inrichtingen heeft een effluent-d.s. dat zich bevindt tussen 10 en 30 mg/l, de overigen geven waarden tussen 30 en 50 mg/l.

Oxydatiebed-installaties bevinden zich dus hoofdzakelijk in effluentkwaliteitscombinaties I en II en nitrificeren niet. Slechts de zeer laagbelaste oxydatiebedden voldoen aan de referentiecombinatie, maar zeker niet aan III.

Oxydatiebed-installaties zijn dus zeer geschikt in situaties waar de effluentkwaliteit uit combinatie I en II wordt nagestreefd. Bij volumebelastingen lager dan 0,3 kg BZV/m³.d wordt aan combinatie II zonder meer voldaan.

Zeer laagbelaste installaties (circa 0,2 kg BZV/m³.d) zijn in staat aan de referentie-eis te voldoen.

5 DE UITVOERINGSVORM VAN DE INSTALLATIE

5.1 Inleiding

In het voorgaande is getracht om door middel van statistische bewerkingen van gegevens van rwzi's correlaties te vinden tussen diverse procesvariabelen en effluentkwaliteitbepalende parameters.

De bij de correlatieberekeningen behorende grafieken geven zo'n enorme spreiding te zien tussen de diverse punten, dat de invloed van die parameters nauwelijks aan te geven valt.

Vele andere factoren spelen een zodanige rol, dat die invloed versterkt of verzwakt kan worden. In dit hoofdstuk wordt getracht een verklaring te geven voor dat verschijnsel.

Het zal blijken dat specifieke (interne) procescondities een grote invloed hebben op de uiteindelijke resultaten, waardoor de vergelijking van de installaties sterk beïnvloed wordt.

Daarnaast spelen niet te beïnvloeden (externe) factoren een belangrijke rol. Deze externe factoren staan soms, niet expliciet, vermeld in de commentaren bij de jaarcijfers. In dit hoofdstuk zal de uitvoeringsvorm van de installatie als een selectiecriterium worden gehanteerd, alvorens tot een vergelijking van resultaten kan worden overgegaan.

5.2 Selectie

Hoewel de statistische vergelijking is gemaakt voor inrichtingen van hetzelfde type, vooral actief-slibinstallaties, blijken er wezenlijke verschillen te bestaan tussen de diverse rwzi's. Een installatie die speciaal ontworpen is voor denitrificatie zal een hoger totaalstikstofverwijderingsrendement geven dan een installatie die alleen tot doel heeft het BZV en het N-Kj-gehalte van het effluent te verlagen, terwijl toch veel procesparameters gelijk zijn.

Deze verschillende benaderingen, die al in de ontwerpfase een belangrijke rol spelen, zullen uiteindelijk leiden tot grote verschillen in effluent-waarden.

Naast de basisprocesparameters heeft de uitvoeringsvorm invloed op de resultaten.

Het is belangrijk dat de uitvoeringsvorm niet verloren gaat tijdens de statistische bewerking. De uitvoeringsvorm geeft belangrijke informatie, die voor een deel de spreiding in effluentkwaliteiten kan verklaren.

Die spreiding in waarden geldt ondermeer voor:

- a. de nitrificatie;
- b. de denitrificatie;
- c. de totale stikstofverwijdering;
- d. het effluent-BZV;
- e. het effluentdrogestofgehalte;
- f. de slibvolume-index.

Niet iedere rwzi dient dezelfde effluentkwaliteit te leveren. De installaties moeten daarom geselecteerd worden naar uitvoeringsvorm. Het voornaamste criterium blijft daarbij de slib-/volumebelasting. De volgende indeling is het gevolg:

- I. Zeer laagbelaste actief-slibinstallaties.
 Kenmerk: geen voorbezinking en slibgisting, slibbelasting lager dan 0,06 kg BZV/kg d.s.d, veelal in de vorm van een circuit.
 Tot deze categorie behoren onder meer:
 a. oxydatiesloten met oppervlaktebeluchting (o.a. carrousel);
 b. oxydatiecircuits met bellenbeluchting en gescheiden voortstuwing (o.a. type Schreiber, Rotoflow, Landox), al dan niet voorzien van een aparte denitrificatieruimte.
- II. Laagbelaste actief-slibinstallaties.
 Kenmerk: wel voorbezinking en slibgisting, slibbelasting tussen 0,06 en 0,20 kg BZV/kg d.s.d.
 Hiertoe behoren:
 a. propstroomsystemen met bellenbeluchting;
 b. gemengde systemen met oppervlaktebeluchting.
- III. Hoogbelaste actief-slibinstallaties.
 Kenmerk: wel voorbezinking en slibgisting, slibbelasting hoger dan 0,20 kg BZV/kg d.s.d.
 a. In het algemeen gemengde systemen met oppervlaktebeluchting.
- IV. Oxydatiebed-installaties.

Twee-trapsinstallaties en bicrotoren zijn niet in dit onderzoek meegenomen: er zijn te weinig installaties en de installaties vertonen te grote verschillen, zodat een vergelijking niet mogelijk is.

Ook nadat de verschillende installaties geselecteerd waren naar type (volgens bovenvermelde indeling) kwamen geen goede correlaties uit de berekeningen naar voren. Enerzijds wordt dit veroorzaakt door het geringe aantal gegevens (onder andere vanwege de selectie), anderzijds door de invloed van specifieke procescondities en externe factoren. In de volgende paragraaf wordt ingegaan op de gedetailleerde procescondities.

5.3 Specifieke procescondities

Van groot belang voor de werking van de inrichting in de praktijk zijn, naast de basisprocesparameters, de specifieke procescondities, zoals:

- Regeling van de zuurstoftoevoer.
 Een hoge zuurstofconcentratie is gunstig voor de BZV-reductie en nitrificatie, maar ongunstig voor de denitrificatie en het energieverbruik. Een goede afstemming van de zuurstoftoevoer op de behoefte tijdens het zuiveringsproces is wenselijk.
 Uit het statistisch onderzoek volgt bijvoorbeeld, dat denitrificatie bij vergaande nitrificatie achterblijft.
- Beschikbaarheid van een C-bron en nitraat.
 Wil denitrificatie goed kunnen verlopen, dan moet er naast nitraat een gereduceerde C-bron aanwezig zijn.
 In de praktijk blijkt dat bij een BZV/N-verhouding van minder dan 4 à 5 duidelijk lagere denitrificatiesnelheden optreden.

- Aanwezigheid en grootte van een anoxische ruimte.
In deze zone heerst een staat van zuurstofloosheid, waarbij het zuurstofgehalte lager dan 0,5 mg O₂/l blijft. De condities zijn zodanig dat het in nitraat en nitriet gebonden zuurstof kan fungeren als elektronenacceptor bij de oxydatie van biochemisch afbreekbaar materiaal.
Voor een goed verloop van het denitrificatieproces is een lage redox-potentiaal nodig. De aanwezigheid van zuurstof remt het denitrificatieproces. O₂ neemt anders de functie van NO₃⁻ over bij de oxydatie van organische stof.
In het algemeen geldt: hoe groter de denitrificatieruimte, hoe groter de verwijdering.
Voor een vergaande denitrificatie is minimaal 30% van het totale volume nodig.
- Recirculatiemogelijkheid.
NO₃⁻ moet worden teruggevoerd naar de anoxische zone. Deze mogelijkheid is niet altijd in voldoende mate aanwezig of wordt in de praktijk niet voldoende toegepast.
Vooral bij onderbelasting treedt geen optimale denitrificatie op, omdat onvoldoende nitraat wordt gerecirculeerd; ook bij de systemen met denitrificatieruimte.
- Beluchtingssysteem/type beluchter/rangschikking elementen.
In het voorgaande is over het belang van de aanwezigheid van een anoxische zone voor denitrificatie reeds gesproken. Verschillende methoden zijn mogelijk om aan deze condities te voldoen.
Genoemd worden:
 - . de zuurstofconcentratie in de beluchtingsbak zo laag houden, dat in de actief-slibvlok anoxische condities optreden;
 - . zones creëren met anoxische condities.

In carrousel wordt in het algemeen een goede denitrificatie verkregen tengevolge van een lage zuurstofconcentratie in het lange omloopbeen waarin niet wordt belucht. Met name anoxische zones in de slibvlokken spelen hierbij een belangrijke rol. Circuits van het type 'Schreiber' hebben een aparte denitrificatieruimte. Hierin vindt geen beluchting plaats.

Bij sommige laagbelaste actief-slibsystemen die voorzien zijn van meerdere beluchters wordt alternerende beluchting toegepast, dat wil zeggen dat de beluchting van tijd tot tijd wordt stopgezet.

Alternerende beluchting kan echter alleen worden toegepast wanneer het systeem is voorzien van oppervlaktebeluchters. Bij bellenbeluchting is het gevaar voor verstopping van de beluchtingssystemen te groot.

De invloed van het beluchtingssysteem op het zuiveringsproces is van wezenlijk belang voor de totale stikstofverwijdering.

- Aanwezigheid van een contacttank.
Sommige waterkwaliteitsbeheerders hebben een contacttank opgenomen in het afvalwaterzuiveringsproces. Een verlaging van de SVI is vaak het gevolg.
- Dimensionering nabezinktank.
In de praktijk blijken er grote verschillen te bestaan in oppervlaktebelasting en diepte van de nabezinktanks. Dit heeft een belangrijke invloed op het effluentdrogestofgehalte.

Deze specifieke informatie is niet zonder meer uit de jaarcijfers te halen. Daarvoor is het nodig dat de verschillende installaties aan een nader onderzoek worden onderworpen.

5.4

Externe factoren

Alhoewel de specifieke procescondities voor een belangrijk deel de spreiding in effluentkwaliteiten verklaren, levert een statistische bewerking van de gegevens geen relaties. Naast de specifieke procescondities zijn er nog externe factoren (randvoorwaarden) die het uiteindelijk zuiveringsresultaat van de installatie in hoge mate beïnvloeden. Slechte resultaten kunnen een indicatie zijn, maar geven daaromtrent geen zekerheid. Met andere woorden, puur cijfermatig te werk gaan kan tot verkeerde conclusies leiden, wanneer niet tevens de randvoorwaarden in aanmerking worden genomen.

Belangrijke externe factoren zijn onder andere:

- aanwezigheid van toxische stoffen;
- fluktuaties in aanvoer;
- aard en samenstelling van het afvalwater;
- buiten bedrijf zijn;
- de pH.

De installaties die verantwoordelijk zijn voor de bij de correlatieberekeningen gebruikte effluentkwaliteiten en zuiveringsrendementen zijn, waar mogelijk aan een nader onderzoek onderworpen. Het voert hier te ver om in te gaan op al die factoren, maar voor de duidelijkheid worden enkele voorbeelden genoemd.

- Een hoger BZV van het influent geeft vaak aanleiding tot een hogere BZV-reductie, maar tevens een hoger BZV van het effluent. Het is te voorbarig om op grond van een hogere BZV-reductie of lager effluent-BZV te concluderen dat de installatie beter werkt.
- Een toxische stof kan de bacterie-activiteit verminderen. De invloed van toxische stoffen is het eerst te merken aan het sterk teruglopen van de nitrificatie, pas daarna wordt de BZV-eliminatie geremd. De invloed van toxische stoffen is het kleinst wanneer:
 - . er een evenwichtige voedingsstoffenverhouding is;
 - . de slibbelasting laag is;
 - . de zuurstofvoorziening ruim voldoende is;
 - . de temperatuur optimaal is.
- Het uit het bedrijf nemen van een gedeelte van een installatie, wegens onderhoudswerkzaamheden, heeft een niet te verwaarlozen invloed op de gemiddelde effluentkwaliteit.
- De aard en samenstelling van het afvalwater en met name de pH bepalen voor een belangrijk deel het biologisch zuiveringsproces. Het percentage nitrificerende bacteriën in het actiefslib is afhankelijk van de slibbelasting, met name de slibbelasting op basis van het stikstofaanbod.

Een hoge slibleeftijd bij gelijke slibbelasting betekent dat de aangroefactor kleiner is. Een geringer deel van het substraat wordt omgezet in nieuw celmateriaal. Deze lagere aangroefactor kan zijn oorzaak vinden in het soort substraat of in de procescondities. Bepaalde substraten zoals eiwitten zijn moeilijker af te breken. Voor de afbraak is meer energie nodig, waardoor er minder energie overblijft voor de opbouw van nieuw celmateriaal. De karakteristiek van het influent, samen met de aan- of afwezigheid van een voorbezinking, bepalen mede de aangroeisnelheid. Moeilijk afbreekbare stoffen worden pas afgebroken als de slibleeftijd voldoende hoog is, maar tegelijkertijd leiden moeilijk afbreekbare verbindingen tot lagere aangroeisnelheden, die weer resulteren in hogere slibleeftijden.

Genoemde externe factoren worden, waar mogelijk, betrokken bij de beoordeling van de werking van de installatie. Uiteindelijk levert deze benadering verwachtingswaarden op voor de zuiveringsrendementen en effluentkwaliteiten van bepaalde typen installaties. Deze verwachtingswaarden kunnen als richtlijn dienen.

Een doorsnee rwzi kan in de praktijk aan deze verwachting voldoen.

Voordat een installatie echter objectief beoordeeld kan worden moet ze ingedeeld worden in een klasse. Een laagbelaste oxydatiesloot kan nu eenmaal niet vergeleken worden met een hoogbelaste actief-slibinstallatie.

5.5 Indeling in klassen

Worden de installaties nader bekeken dan valt de volgende indeling te maken:

- a. Oxydatiecircuits met bellenbeluchters.
- b. Oxydatiesloten met oppervlaktebeluchters.
- c. Actief-slibinstallaties.
- d. Oxydatiebed-installaties.

Enkele installaties kunnen op basis van de informatie uit de jaarverslagen niet ingedeeld worden.

5.5.1 oxydatiecircuits met bellenbeluchting

De oxydatiecircuits met bellenbeluchting kunnen in twee slibbelastingsklassen worden ingedeeld. Deze klassen zijn zodanig gekozen, dat er per klasse een redelijk aantal vertegenwoordigd is. Binnen deze klassen kan weer een opsplitsing gemaakt worden in installaties met en zonder een denitrificatieruimte.

De indeling ziet er als volgt uit:

- Slibbelastingsklasse < 0,035 kg BZV/kg d.s.d met denitr. zone.
- Slibbelastingsklasse < 0,035 kg BZV/kg d.s.d zonder denitr. zone.
- Slibbelastingsklasse > 0,035 kg BZV/kg d.s.d met denitr. zone.
- Slibbelastingsklasse > 0,035 kg BZV/kg d.s.d zonder denitr. zone.

De slibbelasting is maximaal 0,067 kg BZV/kg d.s.d.

5.5.2 oxydatiesloten met oppervlaktebeluchting

Oxydatiesloten met oppervlaktebeluchters, voornamelijk van het type 'Carrousel', worden alleen ingedeeld in slibbelastingsklassen.

Deze indeling is zodanig gekozen, dat per klasse een redelijk aantal vertegenwoordigd is.

Slibbelastingsklasse		$k < 0,03$ kg BZV/kg d.s.d.
Slibbelastingsklasse	$0,03 < =$	$k < 0,06$ kg BZV/kg d.s.d.
Slibbelastingsklasse	$0,06 < =$	$k < 0,09$ kg BZV/kg d.s.d.

5.5.3 actief-slibinstallaties

Van veel installaties wordt het type beluchter niet in de jaarverslagen vermeld. Per klasse kan daarom niet verder geselecteerd worden op grond van beluchtingstype.

Bovendien wordt bij lagere k vooral bellenbeluchting toegepast en bij hogere k vooral oppervlaktebeluchting.

De indeling, uitsluitend op basis van slibbelasting, ziet er als volgt uit:

Slibbelastingsklasse		$k < 0,06$ kg BZV/kg d.s.d.
Slibbelastingsklasse	$0,05 < =$	$k < 0,11$ kg BZV/kg d.s.d.
Slibbelastingsklasse	$0,11 < =$	$k < 0,17$ kg BZV/kg d.s.d.
Slibbelastingsklasse	$0,17 < =$	$k < 0,3$ kg BZV/kg d.s.d.
Slibbelastingsklasse		$k > 0,3$ kg BZV/kg d.s.d.

De slibbelasting is bij dit type maximaal 0,87 kg BZV/kg d.s.d.

5.5.4 oxydatiebed-installaties

De belangrijkste parameter is hier de volumebelasting. Daarom wordt een indeling op grond van deze parameter gemaakt. Onderscheiden worden drie klassen: laag-, gemiddeld- en hoogbelaste installaties.

Ook hier is de indeling zodanig gekozen, dat per klasse een redelijk aantal installaties vertegenwoordigd is.

Volumebelasting		$B < 0,3$ kg BZV/m ³ .d.
Volumebelasting	$0,3 < =$	$B < 0,5$ kg BZV/m ³ .d.
Volumebelasting	$0,5 < =$	$B < 0,7$ kg BZV/m ³ .d.

6 VERWACHTINGSWAARDEN VAN EFFLUENTKWALITEITEN EN ZUIVERINGSRENDEMENTEN VOOR VERSCHILLENDE INSTALLATIES

Na de selectie en het nader onderzoek (hoofdstuk 5) worden in dit hoofdstuk verwachtingswaarden voor diverse inrichtingen opgesteld. Volstaan wordt met het per type vermelden van de voornaamste effluentkwaliteiten en zuiveringsrendementen.

De invloeden van speciale voorzieningen (bijv. contacttank voor het licht-slibprobleem) zijn niet in de verwachtingswaarden verwerkt.

6.1 Oxydatiecircuits met bellenbeluchting

denitrificatieruimte	ja nee		ja nee	
	slibbelasting k (kg BZV/kg d.s.d)	0,020 < k < 0,035		0,035 < k < 0,055
BZV-reductie (%)	97	97	97	97
effluent-BZV (mg O ₂ /l)	5	5	5	5
effluent-d.s. (mg/l)	10	10	15	15
nitrificatie (%)	90	90	85	85
denitrificatie (%)	70	60	75	60
N-totaal verw. (%)	60	55	70	50
effluent-N-Kj (mg/l)	5	5	5	5
effluent-NO ₃ ⁻ (mg/l)	10	20	10	15
SVI (ml/g)	70	70	75	90

Tabel 33. Verwachtingswaarden voor oxydatiecircuits.

De belangrijkste conclusies worden hieronder vermeld.

- . De slibbelasting heeft bij deze zeer laagbelaste typen actief-slibinstallaties geen invloed op de BZV-reductie.
- . De nitrificatie is bij de lager belaste installaties beter.
- . Denitrificatie is niet direct afhankelijk van de slibbelasting. In het algemeen geldt echter dat de laagbelaste installaties onderbelast zijn, waardoor de zuurstofregeling niet optimaal is. Dit geeft dus een indirect effect van de slibbelasting.
- . De denitrificatie is bij installaties met denitrificatieruimte duidelijk beter. Opgemerkt dient te worden dat de denitrificatie bij installaties met denitrificatieruimte beter is naarmate:
 - de denitrificatieruimte groter is;
 - de recirculatiefactor groter is.
- . Verhoging van de slibbelasting leidt tot hogere drogestofgehalten van het effluent.
- . Verhoging van de slibbelasting leidt tot iets hogere SVI-waarden, waarbij de invloed van een denitrificatieruimte bij vooral de hogere slibbelasting goed merkbaar is.

6.2

Oxydatiesloten met oppervlaktebeluchting

slibbelasting k (kg BZV/kg.d.s.d)	< 0,03	0,03 - 0,06	0,06 - 0,09
BZV-reductie (%)	97	97	97
effluent-BZV (mg O ₂ /l)	5	5	7
effluent-d.s. (mg/l)	10	10	10
nitrificatie (%)	85	85	85
denitrificatie (%)	75	80	80
N-totaal verw. (%)	70	70	70
effluent-N-Kj (mg/l)	7	8	10
effluent-N O ₃ ⁻ (mg/l)	10	9	8
SVI (ml/g)	100	150	175

Tabel 34. Verwachtingswaarden voor oxydatiesloten.

De belangrijkste conclusies volgen hieronder.

- . De BZV-reductie en N-Kj-verwijdering zijn nauwelijks afhankelijk van de slibbelasting. Verhoging van de slibbelasting geeft wel iets hogere BZV- en N-Kj-waarden, mogelijk mede veroorzaakt door overbelasting.
- . Het drogestofgehalte van het effluent is bij deze lage slibbelasting niet afhankelijk van de slibbelasting.
- . Bij lage slibbelasting is de denitrificatie enigszins lager door onvoldoende mogelijkheden om het zuurstofgehalte laag te houden.
- . Duidelijk blijkt de invloed van de slibbelasting op de SVI. De waarden zijn bovendien duidelijk hoger dan bij de circuits met bellenbeluchting.

6.3

Actief-slibinstallaties

slibbelasting k (kg BZV/kg d.s.d)	< 0,06	0,06-0,11	0,11-0,17	0,17-0,3	> 0,3
BZV-reductie (%)	97	97	95	96	92
effluent-BZV (mg O ₂ /l)	5	10	10	15	20
effluent-d.s. (mg/l)	10	15	15	20	25
nitrificatie (%)	80	75	65	55	35
denitrificatie (%)	65	65	70	75	90
N-tot. verw. (%)	55	50	45	45	30
effluent-N-Kj (mg/l)	10	10	15	25	35
effluent-N O ₃ ⁻ (mg/l)	15	15	10	10	5
SVI (ml/g)	95	150	150	200	200

Tabel 35. Verwachtingswaarden voor actief-slibinstallaties.

De belangrijkste conclusies volgen hierna.

- . De BZV-reductie is bij zeer lage slibbelasting (lager dan 0,11 kg BZV/kg d.s.d) nauwelijks afhankelijk van de slibbelasting. Pas bij hoge slibbelasting (hoger dan 0,3 kg BZV/kg d.s.d) wordt de BZV-reductie aanmerkelijk minder.
- . De nitrificatie neemt geleidelijk af wanneer de slibbelasting wordt verhoogd. Bij hoge slibbelasting (hoger dan 0,3 kg BZV/kg d.s.d) daalt de nitrificatie aanzienlijk.
- . Het drogestofgehalte neemt vooral bij hogere slibbelasting duidelijk toe.
- . Opmerkelijk is de invloed van de slibbelasting op de SVI; deze neemt fors toe bij hogere slibbelastingen.
- . Bij hogere slibbelasting daalt ook het nitraatgehalte. Een belangrijk deel van de verwijderde N-Kjeldahl bij hoge belastingen zal worden opgenomen in het slib, zodat de denitrificatiegraad schijnbaar hoog is.

6.4 Oxydatiebed-installaties

volumebelasting B (kg BZV/m ³ .d)	< 0,3	0,3-0,5	0,5-0,7
BZV-reductie (%)	91	90	85
effluent-BZV (mg O ₂ /l)	20	25	35
effluent-d.s. (mg/l)	25	30	45
nitrificatie (%)	60	50	35
denitrificatie (%)	55	65	70
N-totaal verw.(%)	35	30	25
effluent-N-Kj (mg/l)	20	30	40
effluent-NO ₃ ⁻ (mg/l)	15	10	10

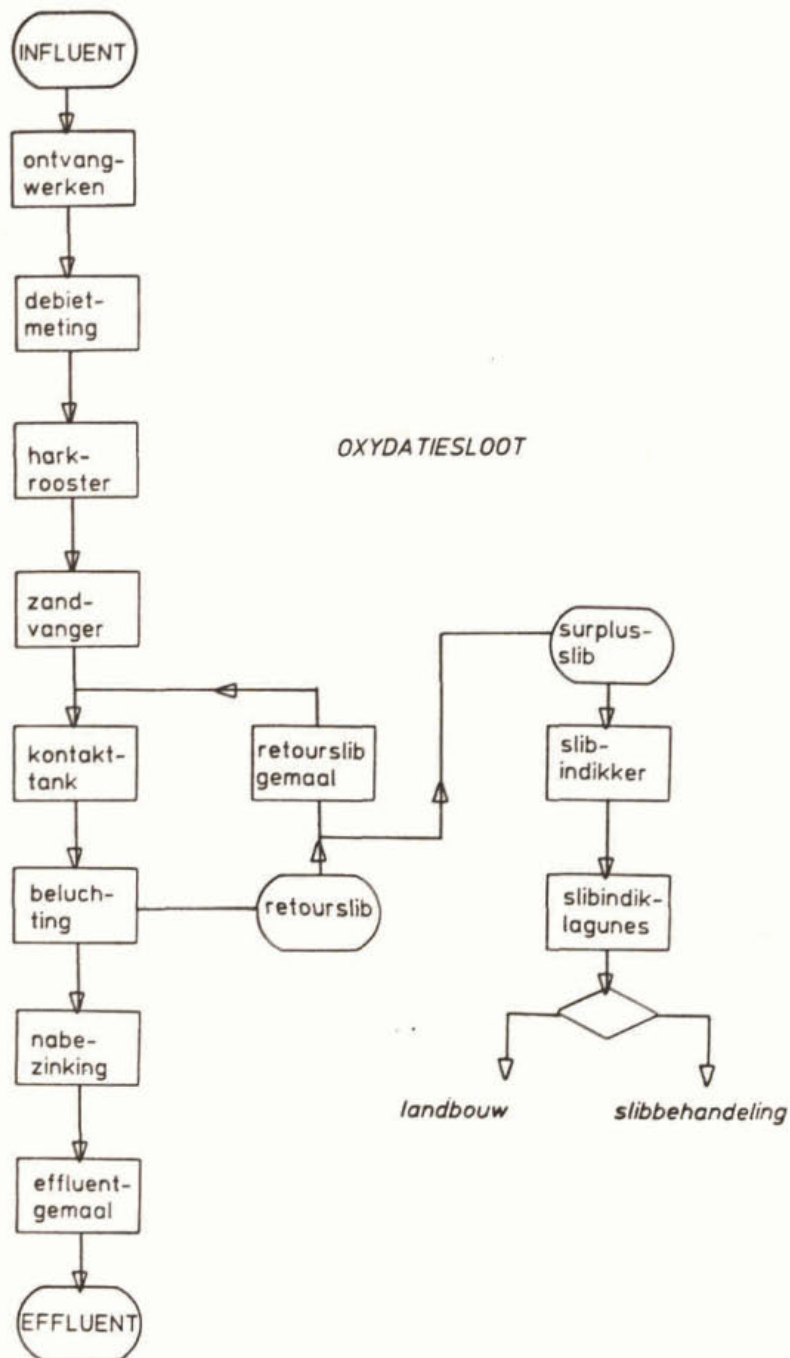
Tabel 36. Verwachtingswaarden voor oxydatiebed-installaties.

De belangrijkste conclusies worden hieronder genoemd.

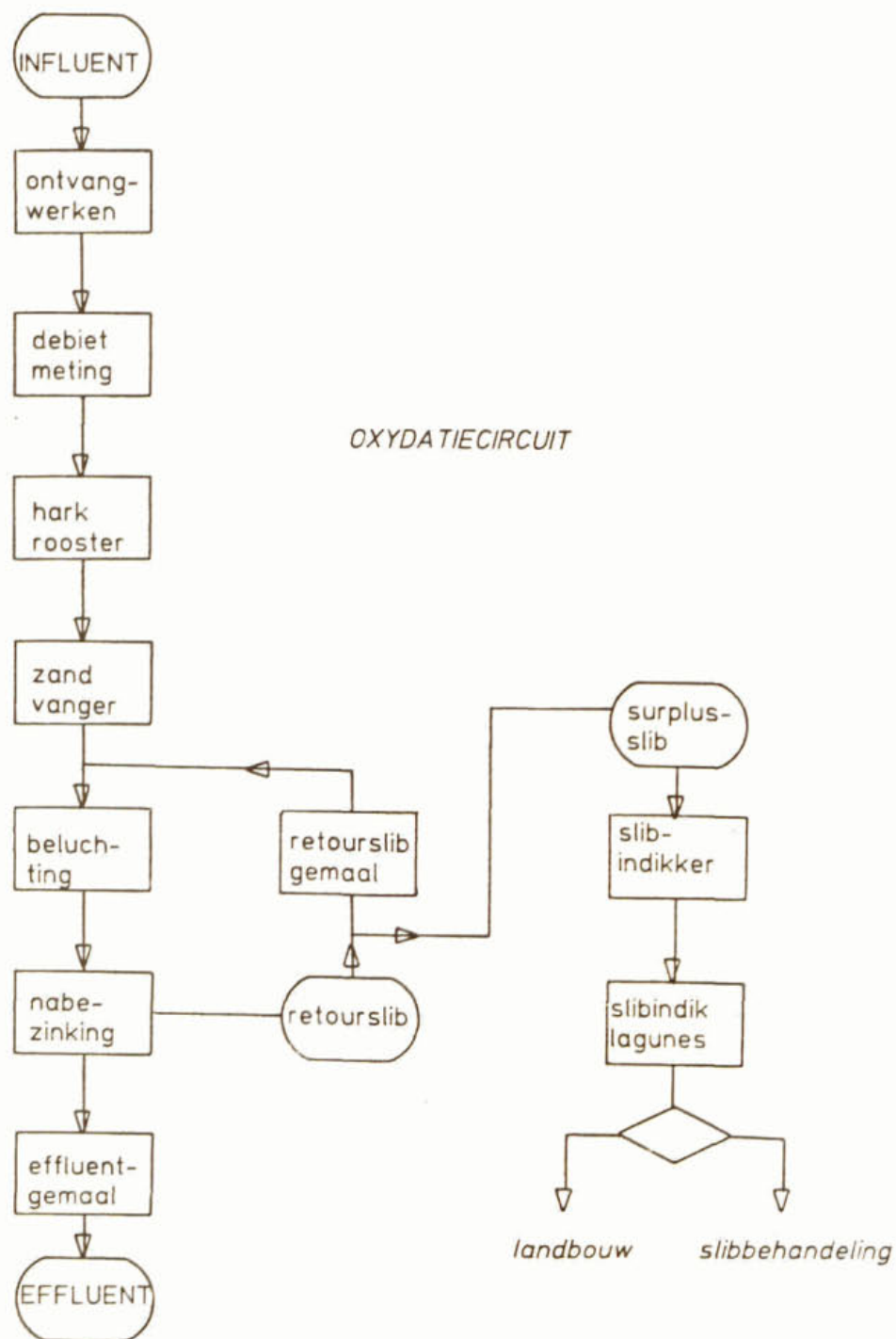
- . Bij een volumebelasting lager dan 0,5 kg BZV/m³.d is de BZV-reductie rond de 90-91%. Verhoging van de volumebelasting leidt tot een aanzienlijke vermindering van de BZV-reductie.
- . Verhoging van de volumebelasting leidt tot hogere BZV- en drogestofgehalten van het effluent.
- . De nitrificatie bij oxydatiebed-installaties blijft ver onder de 75%. Verhoging van de volumebelasting uit zich in verdere verlaging van de nitrificatiegraad.

ONTWERPMODELLEN VOOR DE ONTWERPBEREKENINGEN

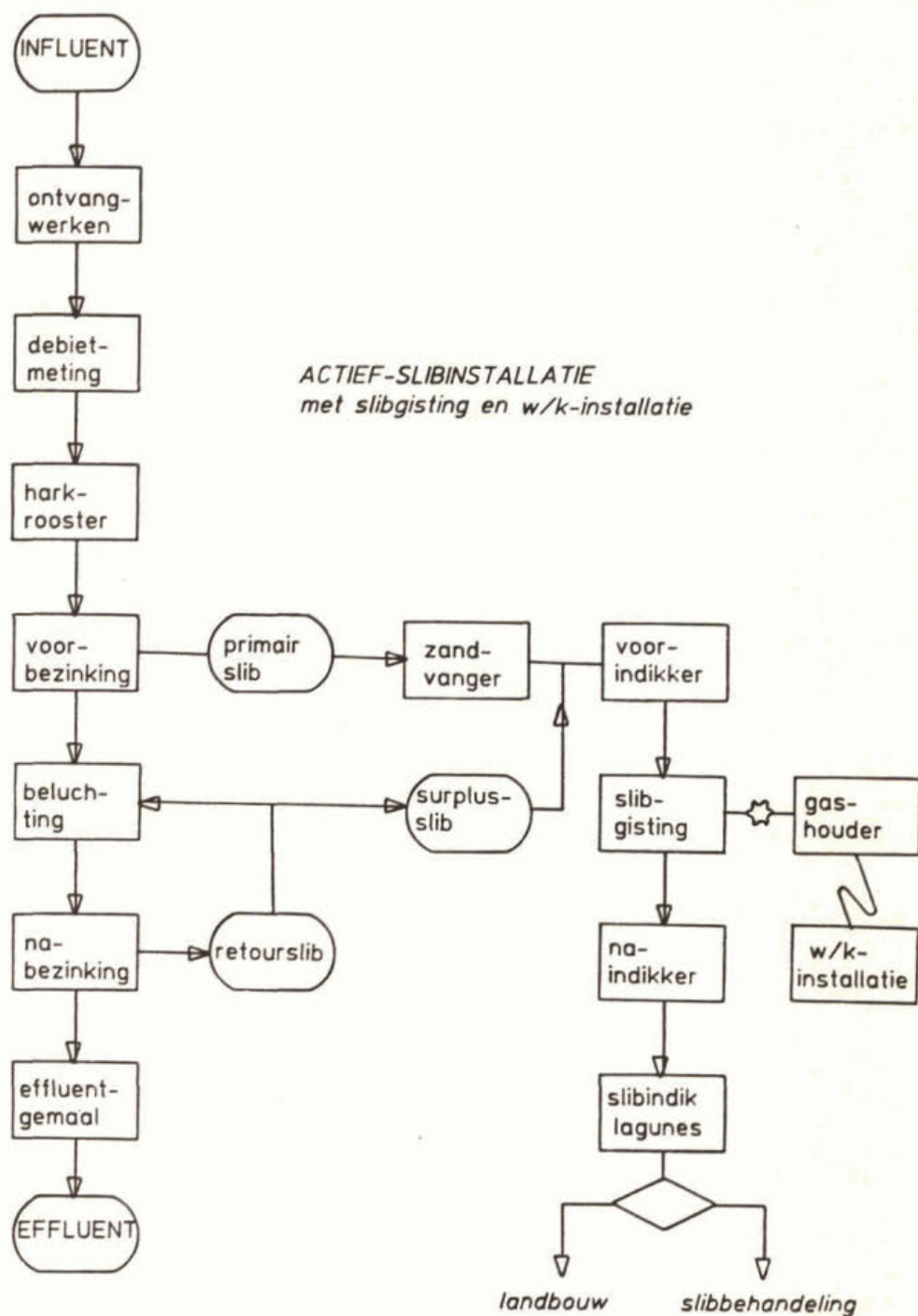
1.1 Oxydatiesloten met oppervlaktebeluchters



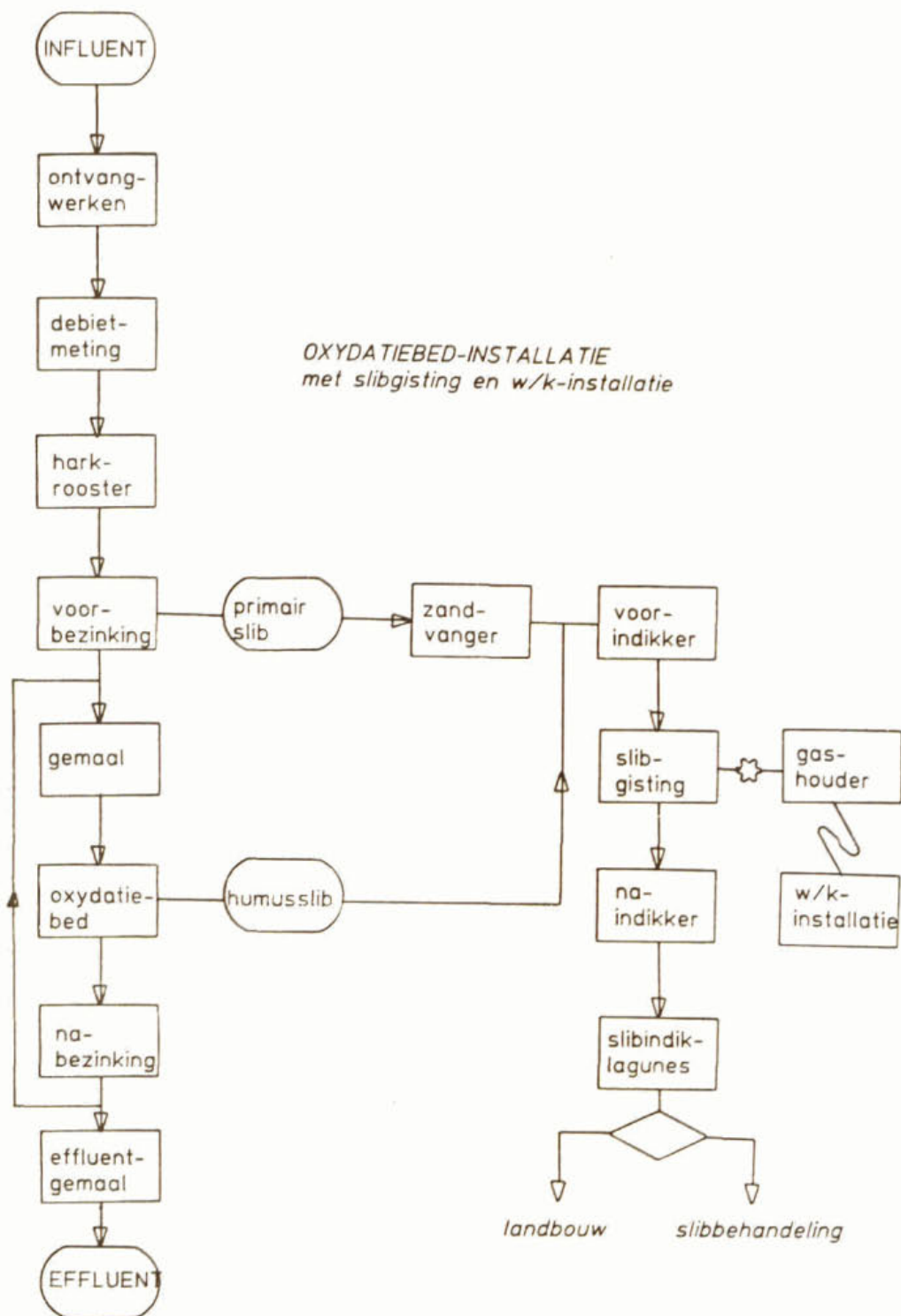
Figuur 30. Blokschema 1: Oxydatiesloot met oppervlaktebeluchting.



Figuur 31. Blokschema 2: Oxydatiecircuit met bellenbeluchting.



Figuur 32. Blokschema 3: Actief-slibinstallatie.



Figuur 33. Blokschema 4: Oxydatiebed-installatie.

1.5 Toelichting

1.5.1 algemeen

De verschillende rwzi's hebben belangrijke procesonderdelen gemeen, met name de bezinking en de zandverwijdering. Juist deze onderdelen zijn in hoge mate afhankelijk van het zuiveringsproces en hebben directe gevolgen voor de kosten.

Uit de tabellen 6 t/m 9 blijkt dat de ontwerpgegevens voor deze onderdelen nogal kunnen verschillen.

In de subparagrafen 1.5.2 en 1.5.3 van deze bijlage wordt daarom in het kort ingegaan op genoemde onderdelen.

1.5.2 de bezinktanks

Het aantal tanks wordt bepaald door de volgende overwegingen:

- de bedrijfszekerheid van de zuiveringsinrichting;
- de diameter van de tanks.

De toelaatbare oppervlaktebelasting van de nabezinktanks is bij actief-slibinstallaties afhankelijk van de slibvolume-index. Deze neemt toe met de slibbelasting. Bij oxydatiebed-installaties is de toelaatbare oppervlaktebelasting groter dan bij actief-slibinstallaties vanwege:

- het ontbreken van retourslib;
- betere bezinkbaarheid van het slib;
- het wegvallen van de slibbufferfunctie.

1.5.3 de zandverwijdering

Met het huishoudelijk afvalwater wordt zand meegevoerd naar de rwzi. Dit zand kan slijtage veroorzaken en bezinken op plaatsen waar de stroomsnelheid laag is. Bovendien kan het zand zich ophopen in de gistingstank.

De zandvanger kan in principe op twee plaatsen in het zuiveringsproces worden opgenomen:

- in de waterlijn, voor de voorbezinking;
- in de primaire sliblijn, voor de voorindikker.

De hoeveelheid primair slib is echter veel geringer dan de waterstroom, zodat in de sliblijn met een aanzienlijk kleinere zandvanger kan worden volstaan.

Zandverwijdering in de sliblijn geeft naast lagere investeringskosten, lagere kosten ten behoeve van stankbestrijding.

Zandvangers in de waterlijn worden vaak gedimensioneerd op de maximale aanvoer. Bij minimale aanvoer is de zandvanger zeer laagbelast, waardoor veel organisch materiaal wordt afgescheiden.

De zandvanger in de sliblijn daarentegen kan veel gelijkmatiger worden belast. Zandverwijdering in de sliblijn heeft daarom de voorkeur.

1.5.4 stankbestrijding

In het modelontwerp wordt aangenomen dat bij de volgende onderdelen stankmaatregelen zijn genomen:

- het ontvangwerk;
- de zandvanger, -wasser en -container;
- de afvoergoten van de voorbezinktanks;
- de voorindikers;
- het retourslibgemaal;
- de oxydatiebedden;
- de diverse verdeelwerken.

De stankbestrijding op de rwzi vindt plaats door afdekking van bovengenoemde onderdelen. De lucht met de aanwezige geurstoffen wordt uit de afgesloten ruimten afgezogen, waarna deze wordt gezuiverd. Voor de zuivering worden kompostfilters gebruikt. De in het kompostfilter aanwezige micro-organismen zorgen (onder bepaalde condities) voor een omzetting van sulfide en andere geurstoffen in reukloze verbindingen.