

Fysisch/chemische voorzuivering van afvalwater

*Identificatie en evaluatie van
zuiveringsscenario's gebaseerd op
fysisch/chemische voorzuivering*



98 29

Fysisch/chemische voorzuivering van afvalwater

*Identificatie en evaluatie van
zuiveringsscenario's gebaseerd op
fysisch/chemische voorzuivering*

98 29

Arthur van Schendelstraat 816
Postbus 8090, 3503 RB Utrecht
Telefoon 030 232 11 99
Fax 030 232 17 66

Publicaties en het publicatie-
overzicht van de STOWA kunt u
uitsluitend bestellen bij:
Hageman Verpakkers BV
Postbus 281
2700 AC Zoetermeer
tel. 079 - 361 11 88
fax 079 - 361 39 27
o.v.v. ISBN- of bestelnummer en
een duidelijk afleveradres.
ISBN 90.5773.040.5

INHOUD

TEN GELEIDE

SAMENVATTING

INLEIDING	1
1 Achtergrond en doel van het onderzoek	1
2 Het onderzoekskader	2
3 Randvoorwaarden en uitgangspunten	3
4 Definities	3
5 Algemene aanpak en indeling van het rapport	4
DEEL I VERKENNING	5
1 Inleiding in deel I	7
1.1 Toelichting bij deel I	7
1.2 Leeswijzer van deel I	7
2 Influentkarakterisering	9
2.1 Inleiding	9
2.2 Gegevens over het influent van Nederlandse rwzi's	9
2.3 Verdeling van de verontreinigingen over de deeltjesgrootte	10
2.4 Deeltjesgrootteverdeling na coagulatie/flocculatie	14
2.5 Zware metalen in stedelijk afvalwater	15
2.6 Mogelijke veranderingen in influentsamenstelling en - debiet in de toekomst	16
3 Haalbaarheidsstudie naar de scheiding in schoon en vuil slib	19
3.1 Inleiding	19
3.2 Samenstelling en afkomst van het slibmateriaal	19
3.3 Verdeling van zware metalen over de verschillende deeltjesgroottes in primair slib	20
3.4 Discussie en conclusies	21
4 Inventarisatie van fysisch/chemische voorzuiveringsstappen	23
4.1 Inleiding	23
4.2 Volledig fysisch/chemische voorzuiveringsstappen	23
4.2.1 Grofvuilverwijdering en zandvang	23
4.2.2 Bezinking/préprecipitatie	24
4.2.3 Flotatie	26
4.2.4 Trommelzeef	27
4.2.5 Filtratie over fijnporeuze media (snelfiltratie)	28
4.2.6 Directe influentfiltratie	30
4.2.7 Magnetische afscheiding	31
4.2.8 Het Actiflo-proces	33
4.2.9 Membraanfiltratie	34

4.3	Voorzuiveringsstappen gebaseerd op bioflocculatie en afscheiding	36
4.3.1	Inleiding	36
4.3.2	De A-trap/de A-trap met slibregeneratie	37
4.3.3	De A-trap met vlokmiddeldosering	39
4.3.4	De denitrificerende A-trap	41
4.3.5	Upflow Anaerobic Solids Retention (UASR) reactor	42
4.4	Rangschikking van de voorzuiveringsstappen en bepaling van de effluentkwaliteiten	43
4.4.1	Inleiding	43
4.4.2	Rangschikking van de voorzuiveringsstappen	43
4.4.3	Bepaling van de effluentsamenstelling van de volledig fysisch/chemische voorzuiveringsstappen	45
4.4.4	Bepaling van de effluentsamenstelling van de voorzuiveringsstappen gebaseerd op de A-trap	46
4.4.5	Bepaling van de effluentsamenstelling van de UASR-reactor	47
4.5	Vlokmiddeldosering aan voorzuiveringsscenario A en B	48
4.5.1	Inleiding	48
4.5.2	Vlokmiddeldosering aan voorzuiveringsscenario A	49
4.5.3	Vlokmiddeldosering aan voorzuiveringsscenario B	51
4.5.4	Nieuwe ontwikkelingen	52
5	Inventarisatie van nazuiveringsstappen	53
5.1	Inleiding	53
5.2	Ionenwisseling met regeneratie van de ionenwisselaar	53
5.2.1	Ionenwisseling	53
5.2.2	Mogelijkheden voor regeneratie van de ionenwisselaar	54
5.3	Fysisch/chemische nazuiveringsstappen gericht op de verwijdering van opgelost CZV	57
5.3.1	Actief-kooladsorptie	57
5.3.2	Nano/hyperfiltratie	58
5.3.3	Chemische oxidatie	58
5.4	Biologische nazuiveringsstappen	58
5.4.1	Actief-slibsystemen	58
5.4.2	Slib-op-dragersystemen	60
5.4.3	De membraanbioreactor	61
6	Conclusies van de verkenning	63
6.1	Influentkarakterisering	63
6.2	Scheiding in schoon en vuil slib	63
6.3	Overzicht van fysisch/chemische voorzuiveringsstappen	63
6.4	Overzicht van nazuiveringsstappen	64
7	Literatuur	67

**DEEL II IDENTIFICATIE EN EVALUATIE VAN AFVALWATERZUIVERINGSSCENARIO'S
GEBASEERD OP FYSISCH/CHEMISCHE VOORZUIVERING 79**

1	Inleiding in deel II	81
1.1	Toelichting bij deel II	81
1.2	Leeswijzer bij deel II	81
2	Methodiek bij het opstellen van de zuiveringsscenario's	83
2.1	Inleiding bij de toepassing van de scenario's	83
2.2	De voorzuiveringsscenario's	84
2.3	Het opstellen van de drie hoofdzuiveringsscenario's	86
2.4	Het opstellen van de volledige zuiveringsscenario's	88
2.5	De referentiescenario's	89
2.6	Modelomgeving van DEMAS	89
3	Dimensioneringsgrondslagen van de toegepaste zuiveringsstappen	93
3.1	Inleiding	93
3.2	Dimensioneringsgrondslagen van de toegepaste voorzuiveringsstappen	93
3.3	Dimensioneringsgrondslagen van de toegepaste nazuiveringsstappen	96
3.4	Dimensioneringsgrondslagen van de referentiescenario's	100
3.5	Dimensioneringsgrondslagen van de toegepaste slibverwerking	101
3.6	Selectie van zuiveringsstappen	102
4	De opgestelde volledige zuiveringsscenario's	105
4.1	Inleiding	105
4.2	De referentiescenario's	105
4.2.1	Referentiescenario 1 en 1+	105
4.2.2	Referentiescenario 2 en 2+	107
4.3	Zuiveringsscenario's gebaseerd op een fysisch/chemische voorzuivering	109
4.3.1	Scenario 1a Flotatie+zandfiltratie+ionenwisseling (luchtstripper)+ actief-kooladsorptie	109
4.3.2	Scenario 1b Préprecipitatie+zandfiltratie+ionenwisseling (luchtstripper)+ actief-kooladsorptie	110
4.3.3	Scenario 1c Denitrificerende A-trap+zandfiltratie+ionenwisseling (bio-regeneratie)+ actief-kool	111
4.3.4	Scenario 1d A-trap+zandfiltratie+ionenwisseling (luchtstripper)+ actief-kooladsorptie	112
4.3.5	Scenario 2a Flotatie+laagbelast slib-op-dragersysteem+zandfiltratie ...	113
4.3.6	Scenario 2b Préprecipitatie+laagbelast slib-op-dragersysteem+ zandfiltratie	114
4.3.7	Scenario 2c Beluchte A-trap+laagbelast slib-op-dragersysteem+ zandfiltratie	115
4.3.8	Scenario 2d Flotatie+laagbelast systeem volgens de nitrietroute+ zandfiltratie	116
4.3.9	Scenario 2e Préprecipitatie+laagbelast systeem volgens de nitrietroute+zandfiltratie	117
4.3.10	Scenario 2f Beluchte A-trap+laagbelast systeem volgens de nitrietroute+zandfiltratie	118
4.3.11	Scenario 3a Flotatie+slib-op-dragersysteem+zandfiltratie+ ionenwisseling (luchtstripper)	119
4.3.12	Scenario 3b Préprecipitatie+slib-op-dragersysteem+zandfiltratie+ ionenwisseling (luchtstripper)	120

4.3.13	Scenario 3c Denitrificerende A-trap+slib-op-dragersysteem+zandfiltratie +ionenwisseling	121
4.3.14	Scenario 3d Beluchte A-trap+slib-op-dragersysteem+zandfiltratie+ionenwisseling (stripper)	122
4.3.15	Scenario 3e Flotatie+hoogbelast actief-slibstelsysteem (nabezinking)+zandfiltratie+ionenwisseling	123
4.3.16	Scenario 3f Préprecipitatie+hoogbelast actief-slibstelsysteem+zandfiltratie+ ionenwisseling	124
4.3.17	Scenario 3g Denitrificerende A-trap+hoogbelast actief-slib+zandfiltratie+ ionenwisselaar	125
4.3.18	Scenario 3h A-trap+hoogbelast actief-slibstelsysteem+zandfiltratie+ionen- wisseling (luchtstripper)	126
5	Resultaten van de scenarioberekeningen en gevoeligheidsanalyses	127
5.1	Vergelijking van de scenario's op milieu-ingrepen en kosten	127
5.1.1	Inleiding	127
5.1.2	De energiebalans	127
5.1.3	Slibafzet na slibvergisting	128
5.1.4	Chemicaliënverbruik en ammoniumterugwinning	130
5.1.5	Vergelijking van de effluentkwaliteit	131
5.1.6	Effluentverzouting door chemicaliënverbruik	132
5.1.7	Ruimteverbruik per scenario	133
5.1.8	Kostenvergelijking door middel van de relatieve contante waarde	133
5.2	Gevoeligheidsanalyses	134
5.2.1	Inleiding	134
5.2.2	Gevoeligheid voor de energiekosten	135
5.2.3	Gevoeligheid voor de chemicaliënkosten	136
5.2.4	Gevoeligheid voor de kosten van transport, ontwatering en verbranding van slib	137
5.2.5	Gevoeligheid voor de wijze van chemicaliëndosering	138
5.2.6	Analyse van milieu-ingrepen en kosten voor referentiescenario 1 met slibvergisting	140
5.2.7	Indirect aan het zuiveringsproces gerelateerde milieu-ingrepen	141
5.3	Fysisch/chemische voorzuivering en toekomstige ontwikkelingen	142
5.3.1	Inleiding	142
5.3.2	De invloed van veranderingen in de influentsamenstelling en het influentdebiet op de toepasbaarheid van fysisch/chemische voorzuivering	142
5.3.3	Mogelijkheden tot verbetering van de effluentkwaliteit; (her)gebruik van effluent	143
6	Literatuur	145
	CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN	147

BIJLAGEN	151
Bijlage I.1	Overzicht van buitenlandse contacten 153
Bijlage II.1	Basisgegevens voor de kostenberekening 155
Bijlage II.2	Berekeningen voor de dimensionering van de zuiveringsstappen 159
Bijlage II.3	Berekening van nano/hyperfiltratie en ozon-oxidatie 177
Bijlage II.4	Overzicht van de calculatieresultaten met DEMAS per scenario 179
Bijlage II.5	Vergelijkingstabel van zuiveringsscenario's voor milieu-ingrepen 203
Bijlage II.6	Vergelijkingstabel van zuiveringsscenario's voor contante waarden 205
FIGUUR: Systematische rangschikking voorzuiveringsscenario's (uitklapversie)	207

Ten geleide

Nationaal en internationaal bestaat er veel aandacht voor de duurzaamheid van het afvalwater-behandelingsproces. Niet alleen de lozing van verontreinigende stoffen, maar ook milieu-aspecten als energieverbruik, grondstoffenverbruik, afvalstoffenproductie en emissies naar andere milieu-compartimenten komen daarbij in beeld.

In principe zijn er verschillende mogelijkheden om stedelijk afvalwater meer duurzaam te zuiveren. Daartoe behoort de toepassing van een intensieve fysisch/chemische voorzuiveringsstap, gevolgd door een fysisch/chemische of een gecombineerd fysisch/chemische en biologische nazuiveringsstap. In de onderhavige studie zijn de fysisch/chemische voorzuivering, de mogelijke nazuiveringsstappen, de scheiding in vuil en schoon slib, en de terugwinning/hergebruik van (grond)stoffen beschouwd.

De rapportage gaat in op een verkenning van in de literatuur en in contacten met buitenlandse instituten gemelde fysisch/chemische voorzuiveringsstappen en nazuiveringsstappen. De evaluatie van die mogelijkheden heeft geleid tot een selectie van zuiveringsscenario's, die in het tweede deel van het rapport worden uitgewerkt naar dimensionering en kosten.

Het onderzoek werd verricht door de Vakgroep Waterbeheer, Milieu- en Gezondheidstechniek, Sectie Gezondheidstechniek, van de Faculteit der Civiele Techniek van de Technische Universiteit Delft (projectteam bestaande uit prof.ir. J.H.J.M. van der Graaf, dr.ir. J. de Koning en ir. A.F. van Nieuwenhuijzen) en de Sectie Milieutechnologie van het Departement Agro-, Milieu- en Systeemtechno-ogic van de Landbouwniversiteit Wageningen (projectteam bestaande uit prof.dr.ir. W.H. Rulkens, dr.ir. A. Klapwijk en ir. A. Mels). Het project werd namens de STOWA begeleid door een commissie bestaande uit ir. E. van 't Oever (voorzitter), ir. P.J.M. Knaapen, ir.K.F. de Korte, ir. H.F. van der Roest, ing. A.A.J.C. Schellen, ir. J. Slange en ir. P.C. Stamperius.

Utrecht, september 1998

De directeur van de STOWA

drs. J.F. Noorthoorn van der Kruijff

Samenvatting

In Nederland wordt nagenoeg al het stedelijk afvalwater uit het gerioleerde gebied gezuiverd in een groot aantal rioolwaterzuiveringsinrichtingen (rwzi's). De zuivering is er in principe op gericht een effluent te verkrijgen dat voldoet aan de lozings-eisen voor zuurstofbindende en eutrofiërende stoffen. Met de huidige rwzi's, die hoofdzakelijk gebaseerd zijn op biologische processen, wordt dit doel grotendeels bereikt.

Met het oog op de toekomstige ontwikkeling van rwzi's kan de vraag worden gesteld in welke mate de huidige rwzi's in milieuhygiënisch opzicht voldoende duurzaam zijn en in hoeverre er mogelijkheden bestaan tot een verbetering van deze duurzaamheid. Uit een eerder onderzoek, verricht in opdracht van de STOWA, blijkt dat vooral de lozing van micro- verontreinigingen, de slibproductie en kwaliteit van het slib en het energieverbruik met daaraan gekoppeld de emissie van CO₂ en de productie van vaste afvalstoffen het meest bijdragen aan de onduurzaamheid van het proces. De ontwikkeling van nieuwe rwzi's zou met name aan deze aspecten aandacht moeten schenken.

Er zijn verschillende mogelijkheden, althans in principe, om stedelijk afvalwater meer duurzaam te zuiveren. Eén ervan is de toepassing van een intensieve fysisch/chemische voorzuiveringsstap, gevolgd door een fysisch/chemische of een gecombineerd fysisch/chemische en biologische nazuiveringsstap. Door middel van een dergelijke voorzuiveringsstap kan het energieverbruik van een eventuele aanvullende nazuiveringsstap sterk worden gereduceerd. Als verdere potentiële voordelen van een dergelijke intensieve voorzuiveringsstap kunnen worden genoemd: grotere mogelijkheden om nuttige componenten uit slib te produceren (zoals bijvoorbeeld biogas en vetzuren), grotere mogelijkheden om stikstof en fosfaat terug te winnen en compactere installaties.

Het doel van deze studie is het uitvoeren van een nadere verkenning van de mogelijkheden om door middel van een intensieve fysisch/chemische voorzuivering te komen tot de ontwikkeling van nieuwe, meer duurzame rwzi's en aan te geven welk lange-termijnonderzoek hiervoor nodig is. Binnen het kader van de fysisch/chemische voorzuivering is daarbij ook aandacht besteed aan de mogelijkheden om het slib te scheiden in een relatief schone fractie - die eventueel direct kan worden hergebruikt - en een fractie waarin de microverontreinigingen voor het grootste deel zijn geconcentreerd. Een dergelijke scheiding zou het slibprobleem kunnen verminderen. Ook het winnen van grondstoffen uit slib, zoals reeds eerder genoemd, en het mogelijk gebruik van slib als absorbens voor de verwijdering van verontreinigingen vormen punten van aandacht binnen deze studie. Dit geldt ook voor de eventuele winning van stikstof- en fosfaatcomponenten uit het slib.

Bij het inventariseren van alternatieve zuiveringsscenario's alsmede bij de technische, economische en milieuhygiënische evaluatie van deze scenario's zijn de volgende randvoorwaarden gehanteerd:

- Er is uitgegaan van een grootschalige rwzi met een biologische en hydraulische belasting van 100.000 inwonerequivalenten.
- Er is uitgegaan van de huidige influentkwaliteit en -kwantiteit.
- Het effluent van de zuiveringsscenario's moet minimaal voldoen aan de huidige lozings-eisen:

CZV	≤ 50 mg/l
BZV	≤ 20 mg/l
N _{kjeldahl}	≤ 10 mg/l
P _{totaal}	≤ 1 mg/l
Zwevendestof	≤ 10 mg/l

- De systeemgrenzen voor de bepaling van de milieu-ingrepen zijn direct rondom het zuiveringsterrein gelegd. Hierbij is de waterlijn van influentpomp tot effluentgemaal meegenomen.
- De hydraulische belasting is gebaseerd op een afvalwaterproductie van 150 l per inwonerequivalent per dag. Hierbij is een droogweerafvoer aangehouden van 1.000 m³ per uur gedurende 15 uur per etmaal. De verhouding tussen regenweerafvoer en droogweerafvoer is op drie gesteld.

Er is gekozen voor de navolgende aanpak van de studie:

- Er is een influentkarakterisering opgesteld om te komen tot een gemiddeld Nederlands standaardafvalwater. Een belangrijk aandachtspunt bij deze influentkarakterisering is de grootteverdeling van het in het influent aanwezige materiaal en de distributie van verontreinigende componenten, zoals CZV, nutriënten en zware metalen, over de verschillende groottefracties. De grootteverdeling is van belang, omdat aan de hand hiervan bepaald kan worden welk deel van de totale verontreinigingen verwijderd kan worden met een bepaalde fysisch/chemische voorzuiveringsstap.
- Om na te gaan in hoeverre er mogelijkheden zijn om tot een scheiding in vuil en schoon slib te komen is een literatuurstudie uitgevoerd naar de samenstelling van stedelijk afvalwater, met name naar de fractie van opgeloste zware metalen en de verdeling van zware metalen over de verschillende deeltjesgroottefracties. Op basis van deze inventarisatie is een haalbaarheidsstudie uitgevoerd naar de mogelijkheden om gesuspendeerde stof in het influent te scheiden in een relatief vuile en een relatief schone fractie.
- Er is een literatuurinventarisatie gemaakt van afzonderlijke zuiveringstechnieken en zuiveringsstappen. Hierbij wordt een zuiveringstap beschouwd als één of een combinatie van meerdere aan elkaar geschakelde zuiveringstechnieken. Bij deze inventarisatie is onderscheid gemaakt tussen zuiveringsstappen die mogelijk in aanmerking komen voor een fysisch-chemische voorzuivering en zuiveringsstappen, primair bedoeld voor de nazuivering. Ook gerenommeerde buitenlandse onderzoeksinstellingen zijn geraadpleegd over mogelijk interessante zuiveringstechnieken en zuiveringsstappen.
- De voor- en nazuiveringsstappen zijn gebruikt voor het opstellen van volledige zuiverings-scenario's met inbegrip van de slibverwerking. De keuze van deze volledige scenario's is gebaseerd op de te verwachten technische haalbaarheid, de mogelijke milieuverdiensten en de te verwachten kosten. Deze aspecten zijn voornamelijk indicatief en kwalitatief beschouwd.
- Er zijn twee referentiescenario's gedefinieerd. Referentiescenario 1 is gebaseerd op een laagbelast actief-slibstelsel zonder voorbezinking waarbij de slibverwerking zonder slibvergisting wordt toegepast. Dit laatste is gebeurd omdat in de zuiveringspraktijk vergisting van alleen biologisch slib nauwelijks voorkomt. Bij het tweede referentiescenario is het laagbelast actief-slibstelsel gecombineerd met een voorbezinktank en vindt tevens slibvergisting plaats. De effluentkwaliteit van beide referentiescenario's voldoet aan de huidige effluenteisen. Beide referenties zijn verder nog beschouwd met of zonder een polishingstap voor vergaande deeltjesverwijdering uit het effluent.

In het onderzoek zijn de volgende zuiveringsstappen geïnterpreteerd:

Fysisch/chemische voorzuivering (Vergaande deeltjesverwijdering)	Nazuivering (Verwijdering van CZV en of stikstof)	Tertiaire (effluent) behandeling
Préprecipitatie Flotatie (DAF) Trommelzeven Directe influentfiltratie A-trap met vlokmiddeldosering A-trap met slibregeneratie UASR-reactor Denitrificerende A-trap Magnetische deeltjesafscheiding Actiflo-principe (microzand bezinking)	Actief-kooladsorptie (CZV) Ozon-oxidatie (CZV) Ionenwisseling (N) Actief-slibsystemen (CZV en of N) Slib-op-dragersystemen (CZV en/of N) Membraan-bioreactor (CZV en/of N)	Snelle zandfiltratie Membraanfiltratie: - microfiltratie - ultrafiltratie

Bovengenoemde aanpak heeft uiteindelijk geresulteerd in een keuze van de navolgende integrale zuiveringsscenario's:

Scenario	Voorzuivering	Nazuivering
Scenario 1a	Flotatie	Zandfilter + ionenwisseling (met luchtstripping) + Actief-kool
Scenario 1b	Préprecipitatie	Zandfilter + ionenwisseling (met luchtstripping) + Actief-kool
Scenario 1c	Denitrificer. A-trap	Zandfilter + ionenwisseling (met bio-regeneratie) + Actief-kool
Scenario 1d	Beluchte A-trap	Zandfilter + ionenwisseling (met luchtstripping) + Actief-kool
Scenario 2a	Flotatie	Laagbelast slib-op-dragersysteem + zandfilter
Scenario 2b	Préprecipitatie	Laagbelast slib-op-dragersysteem + zandfilter
Scenario 2c	Beluchte A-trap	Laagbelast slib-op-dragersysteem + zandfilter
Scenario 2d	Flotatie	Laagbelast systeem volgens de nitrietroute + zandfilter
Scenario 2e	Préprecipitatie	Laagbelast systeem volgens de nitrietroute + zandfilter
Scenario 2f	Beluchte A-trap	Laagbelast systeem volgens de nitrietroute + zandfilter
Scenario 3a	Flotatie	Slib-op-dragersysteem + zandfilter + ionenwisseling (met luchtstripper)
Scenario 3b	Préprecipitatie	Slib-op-dragersysteem + zandfilter + ionenwisseling (met luchtstripper)
Scenario 3c	Denitrificer. A-trap	Slib-op-dragersysteem + zandfilter + ionenwisseling (bio-regeneratie)
Scenario 3d	Beluchte A-trap	Slib-op-dragersysteem + zandfilter + ionenwisseling (met luchtstripper)
Scenario 3e	Flotatie	Hoogbelast actief-slib + zandfilter + ionenwisseling (met luchtstripper)
Scenario 3f	Préprecipitatie	Hoogbelast actief-slib + zandfilter + ionenwisseling (met luchtstripper)
Scenario 3g	Denitrificer. A-trap	Hoogbelast actief-slib + zandfilter + ionenwisseling (bio-regeneratie)
Scenario 3h	Beluchte A-trap	Hoogbelast actief-slib + zandfilter + ionenwisseling (met luchtstripper)

Om de verschillende zuiveringsscenario's onderling te kunnen vergelijken in technisch, milieuhygiënisch en financieel opzicht is een spreadsheetmodel ontwikkeld, genaamd DEMAS, "Dimensionerings- en EvaluatieModel voor AfvalwaterzuiveringsScenario's". In dit model zijn de dimensioneringsgrondslagen, milieu-ingrepen, de rendementen en de kosten van de afzonderlijke zuiveringsstappen opgenomen.

Referentiescenario's en alternatieve zuiveringsscenario's met een fysisch/chemische voorzuivering zijn vervolgens met DEMAS doorgerekend. Op basis van de resultaten van deze berekeningen zijn scenario's onderling vergeleken op kosten en op de volgende milieuhygiënische duurzaamheidsaspecten (milieu-ingrepen): finale slibproductie, energieverbruik, chemicaliënverbruik en -terugwinning, ruimtebeslag en effluentkwaliteit.

Onderlinge vergelijking van zuiveringsscenario's op basis van scenarioberekeningen en gevoeligheidsanalyses leidt tot de volgende resultaten en conclusies:

- Het blijkt dat door een vergaande deeltjesverwijdering in de voorzuivering in combinatie met een juiste keuze van de overige zuiveringsstappen de gehele waterzuiveringsroute, compacter en energiezuiniger kan worden bedreven.
- De kosten van zuiveringsscenario's, waarbij een fysisch/chemische voorzuivering wordt gecombineerd met een biologische nazuivering (inclusief slibverwerking door middel van vergisting, centraal ontwateren en verbranden) kunnen potentieel worden beperkt tot de kosten van het huidige zuiveringsproces.
- De onderzochte volledige fysisch/chemische zuiveringsroutes zijn relatief duur vanwege de hoge kosten voor regeneraatbehandeling van de ionenwisseling en de thermische reactivering van het actiefkool.
- Als mogelijke fysisch/chemische of gecombineerd fysisch/chemische/biologische voorzuiveringsstappen kunnen worden genoemd:
 - trommelzeef met vlokmiddeldosering;
 - voorbezinking met vlokmiddeldosering (Préprecipitatie);
 - flotatie met vlokmiddeldosering;
 - directe influentfiltratie met vlokmiddeldosering;
 - A-trap met slibregeneratie en/of vlokmiddeldosering (Bioflocculatie)
 - denitrificerende A-trap (eventueel met vlokmiddeldosering).
- Door fysisch/chemische voorzuivering wordt meer (organisch) slib geproduceerd, dat kan worden (her)gebruikt. In de opgestelde scenario's vindt gedeeltelijk hergebruik plaats door de productie van biogas.
- De fysisch/chemische voorzuivering en de gecombineerd fysisch/chemische en biologische voorzuivering leidt tot een grotere hoeveelheid reststof na verbranding als gevolg van de productie van chemisch slib (ijzerfosfaat en ijzerhydroxide).
- Na de fysisch/chemische voorzuivering resteert een nagenoeg deeltjes- en fosfaatvrij effluent. Dat laatste is het gevolg van de keuze van ijzerzouten als vlokmiddel. Het effluent bevat nog opgelost CZV en opgeloste stikstof. Het CZV is relatief eenvoudig te verwijderen door toepassing van biologische processen.
- De stikstofverwijdering bepaalt in sterke mate de economische en technische haalbaarheid van zuiveringsscenario's. Daarom vormt de stikstofverwijdering een belangrijk aandachtspunt bij de toepassing van fysisch/chemische voorzuivering. Indien er vanuit wordt gegaan dat een minimale BZV/N-verhouding van 2,5 nodig is voor een biologische stikstofverwijdering, kan na een intensieve voorzuivering in sommige gevallen nog net een biologische nitrificatie en denitrificatie worden toegepast. Deze BZV/N-verhouding van 2,5 is echter kritisch. In de scenario's waar de A-trap wordt gecombineerd met een biologische nabehandelingsstap, zal wel een te lage BZV/N-verhouding ontstaan, waardoor een extra koolstofbron (methanol) moet worden gedoseerd. Het gebruik van methanol resulteert in een extra hoeveelheid organisch slib. Omdat denitrificatie na een intensieve voorzuivering kritisch of niet mogelijk wordt zonder methanoldosering, wordt een techniek als ionenwisseling mogelijk interessant. Regeneratie van de ionenwisselaar veroorzaakt wel een toename van het zoutgehalte in het uiteindelijke effluent.
- De intensieve fysisch/chemische voorzuivering, in combinatie met biologische nabehandeling, kan bij de afvalwaterzuivering leiden tot energiebesparing. Afhankelijk van het zuiveringsscenario blijkt dat een laag netto energiegebruik of zelfs een positieve energiebalans over de zuiveringsinstallatie mogelijk is door een besparing in beluchtingsenergie en de terugwinning van energie in de slibgisting. Daar staat tegenover dat bij de toepassing van volledig fysisch/chemische zuiveringsscenario's, de regeneraatbehandeling van de ionenwisseling en de thermische reactivering van het actiefkool een hoog energieverbruik veroorzaken.
- Bij de onderzochte fysisch/chemische voorzuiveringsstappen dient in de meeste gevallen een vlokmiddel te worden gedoseerd om vergaande deeltjesverwijdering te realiseren. In de haalbaarheidsstudie is gekozen voor ijzerchloride voor vlokvorming en fosfaatverwijdering. Als gevolg van de dosering van grote hoeveelheden ijzerchloride is het chemicaliënverbruik in de

fysisch/chemische voorzuiveringsstappen aanzienlijk. Dit komt tot uitdrukking in de zuiveringskosten, de hoeveelheid geproduceerd chemisch slib en de verzouting van effluent. De kosten van de chemicaliën maken een substantieel deel uit van de totale zuiveringskosten.

- De waterlijn kan niet los gezien worden van de sliblijn. De kosten van de opgestelde scenario's bestaan voor een belangrijke deel (een derde tot de helft) uit de kosten voor slibverwerking. Slibgisting op de zuivering is volgens de kostencomputaties goedkoper dan directe afvoer naar een ontwatering- en verbrandingsinstallatie.
- Er zijn geen aanknopingspunten gevonden om bij de zuivering het slib te scheiden in een relatief schone fractie en een relatief vuile fractie.

Voor de verdere ontwikkeling van meer duurzame methoden, gebaseerd op de fysisch/chemische voorzuivering van stedelijk afvalwater is het nodig een aantal knelpunten/kennisleemtes nader te onderzoeken. Als belangrijkste kennisleemtes/knelpunten kunnen worden genoemd:

- Alternatieven voor het gebruik van anorganische vlokingsmiddelen voor de vlokvorming. Als onderzoeklijnen binnen dit thema kunnen worden genoemd:
 - flocculatie met organische polymeren;
 - bioflocculatie.
- Afscheidingstechnieken van het bij de vlokvorming ontstane slib. Als alternatieve afscheidings-technieken kunnen worden genoemd:
 - flotatie;
 - afscheiding in een denitrificerende A-trap;
 - directe influentfiltratie;
 - directe membraanfiltratie.

Het onderzoek binnen dit thema zal zich moeten richten op afscheidingssnelheid, afscheidingsrendement, effluentkwaliteit en de samenstelling van het geconcentreerde slib.

- Stikstofverwijdering door ionenwisseling:
Met name zal daarbij aandacht moeten worden besteed aan de regeneratie van de ionenwisselaar en de eventuele winning van waardevolle stikstofcomponenten.

Inleiding

1 Achtergrond en doel van het onderzoek

In Nederland wordt vrijwel al het stedelijk afvalwater uit het gerioleerde gebied gezuiverd in circa 470 rioolwaterzuiveringsinrichtingen. De doelstelling van de huidige rwzi's is het afvalwater tegen zo laag mogelijke kosten zodanig te zuiveren dat het voldoet aan de eisen voor lozing op het oppervlaktewater. In eerste instantie waren de lozingseisen vooral gericht op het voorkomen van de lozing van zuurstofbindend materiaal. De laatste jaren zijn deze eisen aangevuld met lozingsnormen voor eutrofiërende stoffen (stikstof en fosfaat).

De huidige zuiveringssystemen zijn hoofdzakelijk gebaseerd op biologische processen. Dat wil zeggen dat de verwijdering van zuurstofbindende en eutrofiërende stoffen plaatsvindt door aërobe biologische afbraak en -omzetting. De meest toegepaste systemen zijn laagbelaste actief-slibsystemen, eventueel voorafgegaan door een voorbezinktank.

Er is momenteel, zowel in Nederland als ook internationaal, veel aandacht voor de duurzaamheid van het afvalwaterzuiveringsproces. De aandacht gaat hier wat betreft de afvalwaterzuivering niet alleen uit naar de lozing van verontreinigende stoffen, maar ook naar milieu-aspecten als energieverbruik, grondstoffengebruik en emissies naar andere milieu-compartimenten. [Ødegaard (1995), Etnier et al. (1996), Henze et al. (1997)]. In een verkennende studie binnen het programma Duurzame Technologische Ontwikkeling [DTO (1994)] is aandacht besteed aan de mogelijke onduurzaamheid van de gehele waterketen. Binnen deze studie is ook het afvalwaterzuiveringsproces betrokken. Hierbij is niet alleen de lozing van verontreinigende stoffen als milieu-aspect meegenomen, maar is ook onderzoek verricht naar een aantal andere milieu-aspecten, waaronder het energieverbruik en de slibproductie van de waterzuivering.

Door Rulkens & Van Starckenburg zijn in 1993 enkele algemene milieu-uitgangspunten voor een duurzame technologische ontwikkeling van de afvalwaterzuivering gegeven:

- maximale benutting van waardevolle componenten in het afvalwater en slib;
- minimalisering van de energiebehoefte en/of terugwinning van energie;
- minimalisering van het gebruik van niet hernieuwbare hulpstoffen;
- minimalisering van (directe) luchtmissies bij zuivering en slibverwerking;
- minimalisering van emissies naar oppervlaktewater;
- minimalisering van de hoeveelheid reststof (vaste stoffen).

In 1996 is in opdracht van de STOWA een studie verricht naar de duurzaamheid van de huidige waterzuiveringssystemen [STOWA 96-15 (1996)]. In deze studie is aan de hand van de LevensCyclusAnalyse (LCA) [Heijungs et al. (1992)] onderzocht in hoeverre deze systemen voldoen aan duurzame milieuhygiënische uitgangspunten. Bij deze studie zijn behalve de lozing van verontreinigende stoffen ook andere milieufactoren ('milieu-ingrepen') van het zuiveringsproces betrokken: de slibproductie, het energieverbruik en het chemicaliënverbruik. Ook is het materiaalgebruik voor bouw en de materiaalverwerking bij afdanking van de rwzi in de LCA betrokken. Uitkomst van deze studie was, dat bij zuiveringsinstallaties die voldoen aan de normen voor stikstof en fosfaat, de slibproductie (productie van finaal afval), de lozing van zware metalen en organische microverontreinigingen (aquatische ecotoxiciteit) en het energieverbruik het meest bijdragen aan de onduurzaamheid van het zuiveringsproces.

In dit rapport wordt een onderzoek beschreven naar een verdere verduurzaming van het afvalwaterzuiveringsproces. Verduurzaming wordt hierbij nagestreefd voor een zuiveringsscenario gebaseerd op een verbeterde fysisch/chemische voorzuivering. De fysisch/chemische voorzuivering wordt daarbij gecombineerd met een biologische, een fysisch/chemische of een gecombineerd fysisch/chemisch/biologische nazuivering.

Het onderzoek omvat een inventariserende en evaluerende studie naar zuiveringsroutes voor stedelijk afvalwater die zijn gebaseerd op een fysisch/chemische voorzuiveringsstap. De geïdentificeerde zuiveringsscenario's worden geëvalueerd aan de hand van technische, economische en milieuhygiënische criteria. Als milieuhygiënische criteria zullen de slibproblematiek, rest(afval)stoffen, het energieverbruik, het gebruik en de terugwinning van grondstoffen en de compactheid van de zuiveringsinstallatie meegenomen worden. Op basis van de resultaten worden onderzoeksaanbevelingen gedaan voor verdere ontwikkeling van één of meer zuiveringsroutes, met als doel een mogelijke praktijktoepassing op langere termijn (10 - 15 jaar).

2 Het onderzoekskader

In het onderzoeksproject worden de volgende aandachtspunten voor een verdere verduurzaming van het afvalwaterzuiveringsproces gecombineerd:

- fysisch/chemische voorzuivering;
- scheiding in vuil en schoon slib;
- terugwinning en hergebruik van (grond)stoffen.

In de onderstaande paragrafen worden deze aandachtspunten toegelicht:

Fysisch/chemische voorzuivering

Fysisch/chemische voorzuivering is gericht op de verwijdering van gesuspendeerd en colloïdaal materiaal in de eerste stap van het zuiveringsproces. Een groot deel van de verontreinigingen in stedelijk afvalwater is aanwezig in de vorm van deeltjes of geadsorbeerd aan deeltjes. Door een vergaande deeltjesverwijdering in de fysisch/chemische voorzuivering kan een belangrijk deel van de vervuiling in de eerste zuiveringsstap verwijderd worden.

De vraag bij de toepassing van fysisch/chemische voorzuivering is, wat de invloed is op de processen in de nazuivering. Door de fysisch/chemische voorzuivering kan een volgende zuiveringsstap worden ontlast en compacter worden uitgevoerd. Als alle colloïdale en gesuspendeerde deeltjes worden verwijderd vóórafgaande aan een biologische zuiveringsstap wordt beluchttingsenergie bespaard.

Door de toepassing van fysisch/chemische voorzuivering wordt de slibproductie in de voorzuivering gemaximaliseerd en zal de slibproductie van het gehele zuiveringssysteem toenemen. Door het slib te vergisten wordt extra biogas gewonnen dat kan worden omgezet in elektriciteit. Daarnaast vertegenwoordigt het (extra) slib een hoeveelheid organisch materiaal dat nuttig zou kunnen worden toegepast als grondstoffenbron. Een belangrijk aandachtspunt hierbij is de kwaliteit van het geproduceerde slib.

Scheiding in schoon en vuil slib

De slibproblematiek bepaalt momenteel in hoge mate de kosten en de onduurzaamheid van het zuiveringsproces. Dit wordt veroorzaakt doordat de kwaliteit van het slib door het gehalte aan zware metalen dusdanig slecht is, dat afzet in de landbouw - eventueel na compostering - niet is toegestaan. Het merendeel van het slib wordt daarom momenteel na de slibbewerking in een afvalverbrandingsinstallatie verbrand.

In het onderzoek wordt nagegaan of er mogelijkheden bestaan om de hoeveelheid te verbranden slib te beperken door op de zuiveringsinstallatie het slib te scheiden in een vuile slibstroom en een relatief schone herbruikbare slibstroom.

Terugwinning en hergebruik van (grond- en afval-)stoffen

In het onderzoek worden de mogelijkheden nagegaan om binnen het zuiveringsproces stoffen terug te winnen en/of her te gebruiken. Hierbij wordt gedacht aan het terugwinnen van stikstof en fosfaat, energieproductie en effluenthergebruik.

3 Randvoorwaarden en uitgangspunten

Bij het inventariseren van alternatieve waterzuiveringsscenario's zijn de volgende randvoorwaarden en uitgangspunten gehanteerd:

- er wordt uitgegaan van een grootschalige rwzi met een biologische en hydraulische belasting van 100.000 inwonerequivalent (i.e.);
- er wordt uitgegaan van de momenteel beschikbare influentkwaliteit en -kwantiteit;
- het effluent van de zuiveringsscenario's moet minimaal voldoen aan de huidige lozingseisen;
- de systeemgrenzen voor de bepaling van kosten en milieu-ingrepen worden direct rond het zuiveringsterrein gelegd.

De hydraulische belasting wordt gebaseerd op een afvalwaterproductie van 150 liter per inwonerequivalent per dag. Hierbij wordt een droogweerafvoer (dwa) van 1.000 m³ per uur gedurende 15 uur per etmaal aangenomen. De verhouding tussen regenweerafvoer (rwa) en droogweerafvoer wordt gesteld op drie (rwa/dwa = 3). Hieruit volgt een rwa-debiet van 3.000 m³ per uur. De totale afvoer inclusief regenweerafvoer bedraagt 1,3 maal de droogweerafvoer. Het gemiddelde dagdebiet komt hiermee op 19.500 m³ per dag (1,3 x 15 uur x 1.000 m³ per uur) [STOWA (1996-15)].

Voor de bepaling van de gemiddelde Nederlandse inluentkwaliteit is een influentkarakterisering uitgevoerd (zie hoofdstuk 2 van deel I). Hierbij is ook kwalitatief aandacht besteed aan mogelijke toekomstige veranderingen in influentkwaliteit en -kwantiteit door afkoppeling van regenwater en scheiding van de urinestroom aan de bron.

Het effluent van de zuiveringen moet minimaal aan de volgende eisen voldoen:

CZV	≤	50 mg/l	(gebaseerd op jaargemiddelden)
BZV	≤	20 mg/l	(gebaseerd op jaargemiddelden)
N _{Kjeldahl}	≤	10 mg/l	(gebaseerd op jaargemiddelden)
P _{totaal}	≤	1 mg/l	(gebaseerd op het voortschrijdend gemiddelde van tien achtereenvolgende metingen)
Zwevendestof	≤	10 mg/l	(gebaseerd op jaargemiddelden)

De systeemgrenzen worden in dit onderzoek direct rond het zuiveringsterrein gelegd. Hierbij wordt de waterlijn van influentpomp tot effluentgemaal meegenomen. De slibverwerking is meegenomen in zoverre slibverwerking op het zuiveringsterrein plaatsvindt. Als inkomende (product)stromen gelden influent, energie en chemicaliën. Als uitgaande (product)stromen wordt rekening gehouden met effluent, (overschot)energie, slib en andere (mogelijk herbruikbare) reststoffen.

4 Definities

In deze studie worden veelvuldig termen gebruikt, die voor een goed begrip hieronder eerst worden gedefinieerd:

- *Zuiveringstechniek of basistechniek:*

Onder zuiveringstechniek wordt het principe waarop het zuiveringsproces gebaseerd is verstaan. Voorbeelden van technieken zijn coagulatie/flocculatie en bezinking.

- *Zuiverings- of processtap:*

Een zuiveringsstap is een zelfstandig zuiveringsonderdeel (reactor) waarmee één of meer

verontreinigingen uit het afvalwater verwijderd worden of waarmee een deelstroom behandeld wordt. In een zuiveringsstap wordt een zuiveringstechniek of combinatie van technieken toegepast. Een voorbeeld van een zuiveringsstap is de préprecipitatiestap waarin de technieken coagulatie/flocculatie en bezinking worden gecombineerd.

– *Zuiveringsscenario of zuiveringsroute:*

Met zuiveringsscenario of zuiveringsroute wordt een serie van zuiveringsstappen bedoeld waarmee ruw afvalwater wordt gezuiverd tot loosbaar effluent. Een zuiveringsscenario kan uit één of meerdere zuiveringsstappen bestaan.

– *Milieu-ingreep:*

Milieu-ingrepen worden gedefinieerd als de interacties tussen de 'anthroposfeer' (hiermee wordt bedoeld: de economie) en het milieu, inclusief het gebruik van grondstoffen en emissies naar water, bodem en lucht [Heijungs et al. (1992)].

5 Algemene aanpak en indeling van het rapport

De studie bestaat uit twee delen. In deel I is een verkenning uitgevoerd. In deze verkenning is door middel van literatuuronderzoek en contacten met buitenlandse onderzoeksinstituten een inventarisatie gemaakt van voorzuiveringsstappen en van mogelijk geschikte nazuiveringsstappen. Voorafgaand aan de inventarisatie van voor- en nazuiveringsstappen is een literatuurstudie uitgevoerd naar de samenstelling van stedelijk afvalwater en is een haalbaarheidsstudie gedaan naar de mogelijkheden om slib in de voorzuivering te scheiden in een vuile en een schone fractie.

In deel II van deze studie zijn met behulp van de eerder geïdentificeerde zuiveringsstappen volledige zuiveringsscenario's opgesteld. Voor de berekeningen van de scenario's is een spreadsheetmodel ontwikkeld, genaamd DEMAS "Dimensionerings- en EvaluatieModel voor AfvalwaterzuiveringsScenario's". Binnen dit model zijn de dimensioneringsgrondslagen en de rendementen van de zuiveringsstappen gebracht. Door koppeling van verschillende zuiveringsstappen zijn volledige zuiveringsscenario's. Van de volledige scenario's is een evaluatie gemaakt naar kosten en milieu-ingrepen .

De conclusies van het onderzoek en de aanbevelingen voor vervolgonderzoek worden beschreven in een apart hoofdstuk volgend op deel II.

DEEL I:

VERKENNING

1 Inleiding in deel I

1.1 Toelichting bij deel I

Dit eerste deel van het onderzoeksrapport "fysisch/chemische voorzuivering" omvat een verkenning. In deze verkenning is door middel van literatuuronderzoek en contacten met buitenlandse onderzoeksinstituten (zie bijlage I.1) een inventarisatie gemaakt van fysisch/chemische voorzuiveringsstappen en van mogelijk geschikte nazuiveringsstappen. Voorafgaand aan de inventarisatie van voor- en nazuiveringsstappen is een literatuurstudie uitgevoerd naar de samenstelling van stedelijk afvalwater en is een haalbaarheidsstudie gedaan naar de mogelijkheden om slib in de voorzuivering te scheiden in een vuile en een schone fractie.

De in deel I verzamelde gegevens zullen in deel II gebruikt worden bij het opstellen en doorrekenen van nieuwe zuiveringsscenario's.

1.2 Leeswijzer bij deel I

In hoofdstuk 2 wordt het influent gekarakteriseerd. Aan de hand van literatuur wordt een standaardsamenstelling voor stedelijk afvalwater bepaald die gebruikt wordt bij het opstellen van scenario's in deel II. Daarnaast wordt kwalitatief aandacht besteed aan mogelijke veranderingen in samenstelling en omvang van stedelijk afvalwater in de toekomst.

Hoofdstuk 3 beschrijft de resultaten van een haalbaarheidsstudie naar de mogelijkheden om slib in de voorzuivering te scheiden in een vuile en een schone fractie.

Hoofdstuk 4 geeft het resultaat van de literatuurstudie naar fysisch/chemische voorzuiveringsstappen. Hierin wordt een overzicht van voorzuiveringsstappen gegeven, met per stap een korte beschrijving. Na dit overzicht is op basis van de effluentkwaliteiten een rangschikking naar drie algemene voorzuiveringsscenario's gemaakt. Hoofdstuk 4 wordt afgesloten met een studie naar vlokmiddeldosering in de voorzuivering.

In hoofdstuk 5 wordt een overzicht van nazuiveringsstappen die geschikt zijn voor de verdere behandeling van het afvalwater gegeven. In deel II worden deze nazuiveringsstappen gebruikt bij het opstellen van volledige zuiveringsscenario's.

Hoofdstuk 6 tenslotte, geeft de conclusies van deel I.

Influentkarakterisering

2.1 Inleiding

In dit hoofdstuk wordt het influent gekarakteriseerd. Het doel van deze influentkarakterisering is het vaststellen van een standaardinfluent voor Nederlandse rwzi's, waarmee de geïnventariseerde voorzuiveringsstappen en de opgestelde zuiveringsscenario's kunnen worden gedimensioneerd en geëvalueerd. Een belangrijk aandachtspunt bij deze influentkarakterisering is de deeltjesgrootteverdeling van het aanwezige materiaal en de distributie van de verschillende componenten (CZV, nutriënten, zware metalen) over de verschillende groottefracties. De deeltjesgrootteverdeling is van belang, omdat aan de hand hiervan bepaald kan worden welk deel van de totale verontreinigingen verwijderd kan worden door fysisch/chemische voorzuivering.

Naast een deeltjesgrootteverdeling voor onbehandeld stedelijk afvalwater geeft dit hoofdstuk ook een deeltjesgrootteverdeling na coagulatie/floculatie. Door coagulatie/floculatie verandert de deeltjesgrootteverdeling van stedelijk afvalwater sterk. Dit heeft grote invloed op de zuiveringsrendementen van een aantal voorzuiveringsstappen die in hoofdstuk 4 zullen worden besproken.

Afsluitend zullen in paragraaf 2.6 van dit hoofdstuk een aantal mogelijk veranderingen in de afvalwatersamenstelling en het afvalwaterdebiet kwalitatief worden beschreven.

2.2 Gegevens over het influent van Nederlandse rwzi's

Voor de Nederlandse afvalwaterzuivering worden gegevens verzameld door onder andere het Centraal Bureau voor de Statistiek (CBS). De CBS-cijfers voor de samenstelling van stedelijk afvalwater van 1991 tot en met 1995 worden weergegeven in tabel 1:

Tabel 1: Gemiddelde concentraties en totale vrachten van verontreinigingen in stedelijk afvalwater in de periode 1991 tot en met 1995

Concentraties (vrachten in 1000 kg per dag tussen haakjes)	1991	1992	1993	1994	1995
BZV (mg O ₂ /l)	214 (962)	196 (957)	190 (951)	190 (959)	179 (915)
CZV (mg O ₂ /l)	572 (2.574)	533 (2.597)	521 (2.612)	525 (2.656)	498 (2.540)
N _{kjeldahl} (mg N/l)	50,2 (226)	47,5 (231)	46,5 (233)	46,4 (235)	45,9 (234)
P _{totaal} (mg P/l)	8,6 (38,5)	7,8 (38,1)	7,7 (38,7)	7,0 (38,5)	7,5 (38,2)
Totaal debiet (m ³ /dag)	4.499.000	4.871.000	5.016.000	5.060.000	5.100.000

bron: [CBS (1995, 1997)]

Het is opvallend dat de gemiddelde concentraties over de laatste jaren significant dalen, terwijl de vrachten vrijwel dezelfde blijven. Dit hangt samen met een stijging van het gemiddeld dagdebiet (circa 13 % in de periode 1991 tot 1995). De stijging van het gemiddeld dagdebiet wordt veroorzaakt door een toenemende lozing van regenwater op het rioolstelsel als gevolg van de toename van verhard oppervlak (toenemende verdunning van het afvalwater).

De concentraties in het inkomende afvalwater kunnen per rwzi sterk verschillen. Deze verschillen zijn gebiedsafhankelijk en hangen sterk samen met het toegepaste rioolsysteem. In het rioolstelsel kan de afvalwatersamenstelling door allerlei fysisch/chemische en biologische transformaties significant veranderen. In een vrijvervalriool kunnen aërobe condities optreden, waardoor een CZV-reductie van meer dan 40 % kan optreden [STOWA (1994-16)]. In een persleiding vindt de transformatie van CZV langzamer plaats door de heersende anaërobe condities. De vorming van een biofilm op het binnenoppervlak van de persleiding kan echter een rol spelen bij het verhogen van de omzettingssnelheid. De invloed van het rioolstelsel op de samenstelling van stedelijk afvalwater is tot nu toe nauwelijks onderzocht en kan daarom moeilijk in beeld worden gebracht.

Op basis van de CBS-gegevens is een standaardinfluent opgesteld. Aan de hand van het standaardinfluent zullen de scenario's in deel II gedimensioneerd en geëvalueerd worden. De waarden hiervan worden weergegeven in tabel 2.

Voor de concentraties in het standaardinfluent zijn iets hogere waarden genomen dan de gemiddelde CBS-waarden. Dit is gedaan vanwege het feit dat de CBS-waarden op basis van gemiddelde jaarwaarden zijn berekend. Omdat in deze jaarwaarden ook perioden met regenweeraanvoer zijn verwerkt, geeft dit een iets vertekend (lager) beeld ten opzichte van de werkelijke gemiddelde dagaanvoer tijdens droog weer.

Tabel 2: Het standaardinfluent

Parameter	Waarde
CZV	600 mg/l
BZV	220 mg/l
N _{Kjedahl}	55 mg/l
P _{totaal}	9 mg/l
Zwevendestof	250 mg/l

2.3 Verdeling van de verontreinigingen over de deeltjesgrootte

Een groot deel van de verontreinigingen in stedelijk afvalwater komt voor als vaste stof. De vaste stof in stedelijk afvalwater wordt meestal aangeduid als zwevendestof, gesuspenderde stof of als deeltjes. In de literatuur worden verschillende grootte-definities voor deeltjes gehanteerd. In het algemeen wordt de scheiding tussen opgeloste stof en zwevendestof tussen 0,1 en 1 µm gelegd.

In dit onderzoek zal voor het verschil tussen opgeloste en zwevendestof een grootte van 0,45 µm aangehouden worden. Over deze verdeling bestaat in Nederland een redelijke hoeveelheid gegevens, omdat dit onderscheid veel wordt gemaakt in verband met de influentkarakterisering ten behoeve van het modelleringsprogramma SIMBA [STOWA (1996-08)].

Dat een groot deel van de verontreinigingen in stedelijk afvalwater aanwezig is in de vorm van zwevend materiaal wordt geïllustreerd door de tabellen 3 en 4.

Levine (tabel 3) geeft op basis van eerder Amerikaans onderzoek een overzicht van een deeltjesgrootteverdeling naar vier deeltjesgroottes. Deze verdeling loopt van bezinkbare, via gesuspenderde en opgeloste colloïdale, tot opgeloste deeltjes. Deeltjesgroottescheiding werd toegepast door achtereenvolgens bezinking, centrifugering en filtratie toe te passen. Uit het overzicht blijkt dat 60 % van het totale CZV aanwezig is in materiaal groter dan 1,0 µm en 75 % CZV in materiaal groter dan 0,1 µm.

Tabel 3: Samenstelling van organisch materiaal in stedelijk afvalwater volgens Levine

Parameters	Opgelost	Opgelost colloïdaal	Gesuspenderd colloïdaal	Bezinkbaar
Deeltjesgrootte (µm)	< 0,08	0,08 - 1,0	1,0 - 100	> 100
CZV (% van totaal)	25	15	26	34
Organische stoffen (% van totaal vaste stof)				
Vet	12	51	24	19
Proteïne	4	25	45	25
Koolhydraten	58	7	11	24

bron: [Levine (1985)]

Ødegaard en Munck [Ødegaard (1987), Munck (1980)] geven een volgende influentsamenstelling waarbij de diametergrootte per fractie iets verschilt van de gegevens uit tabel 3 (meting op basis van filtratie). Uit de resultaten blijkt dat 36 % van het totaal fosfaat en 73 % van de organische stikstof aanwezig is in materiaal groter dan 0,08 µm.

Tabel 4: Verdeling van verontreinigingen in stedelijk afvalwater volgens Ødegaard en Munck

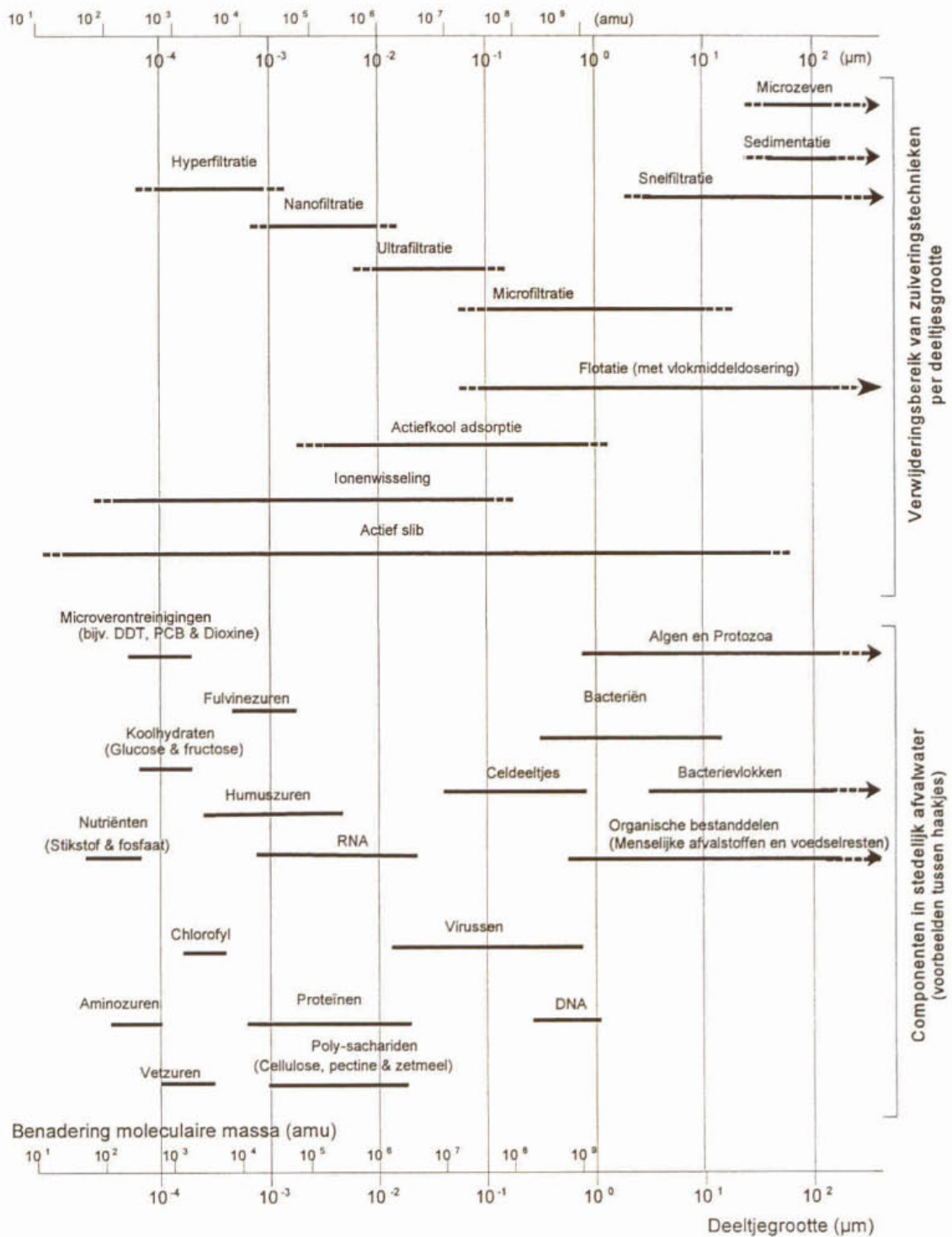
Parameter (% van totaal)	Oplosbaar	Colloïdaal	Supra colloïdaal	Bezinkbaar
Deeltjesgrootte (µm)	< 0,025	0,025 - 3,0	3,0 - 106	> 106
BZV	17	16	46	21
CZV	12	15	30	43
P _{totaal}	63	3	12	22
N _{organisch}	27	15	38	20

bron: [Ødegaard (1987), Munck (1980)]

In figuur 2.1 - onderste gedeelte - zijn de verschillende verontreinigingen in stedelijk afvalwater uitgezet tegen de grootte. Het bovenste deel van de figuur toont voor een aantal fysisch/chemische zuiveringstechnieken en het actief-slibproces het specifieke groottebereik van de verontreinigingen die door de betreffende techniek verwijderd worden [bron: Levine (1985)].

Uit de figuur blijkt dat de verontreinigingen die van belang zijn voor het zuiveringsproces een grootte hebben variërend van 100 µm tot minder dan 0,0001 µm. Tevens wordt duidelijk dat het materiaal waaruit de meeste zwevendestof is opgebouwd, bestaat uit organische afvalstoffen en pathogene organismen (o.a. coliforme bacteriën en een aantal virussen). Door een goede deeltjesafscheiding kan een belangrijk deel van deze verontreinigingen afgescheiden worden. Uit de figuur blijkt dat voor de (gedeeltelijke) verwijdering van de zwevendestof de (voor)zuiveringsstappen microzeven, sedimentatie, filtratie, flotatie en het actief-slibproces geschikt zijn. Bij de inventarisatie van voorzuiveringsstappen in hoofdstuk 4 zal hierop uitgebreid teruggekomen worden.

Opgeloste organische stoffen die in stedelijk afvalwater aanwezig zijn, omvatten celfragmenten, virussen, macromoleculen en verschillende afbraakproducten. Anorganische stoffen van die grootteklasse zijn ammonium en fosfaat. Uit de figuur blijkt dat voor deze stoffen verschillende zuiveringstechnieken geschikt zijn. Het betreft hier onder andere ultrafiltratie (deels), omgekeerde osmose, actief-kooladsorptie, ionenwisseling en het actief-slibproces. In hoofdstuk 5 zal een uitgebreidere inventarisatie van (na)zuiveringsstappen die geschikt zijn voor de verwijdering van opgeloste organische verbindingen, ammonium en fosfaat gegeven worden.

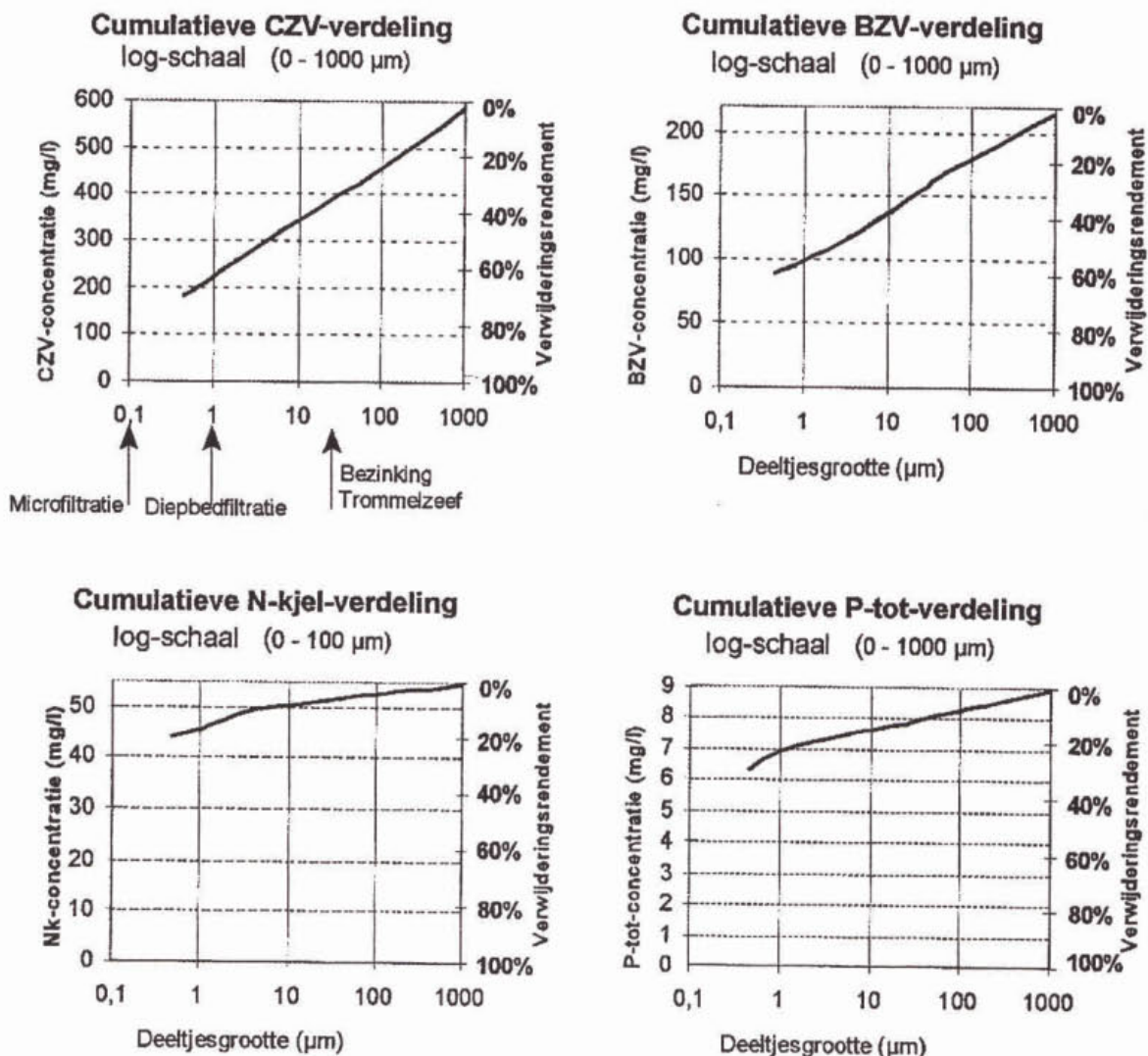


Figuur 1: Deeltjesgrootte van organische verontreinigingen in afvalwater en deeltjesgrootte-effectiviteit van een aantal waterzuiveringstechnieken [op basis van: Levine (1985)]

In figuur 2 is voor het standaardinfluent een deeltjesgrootteverdeling opgesteld. In vier grafieken wordt de relatie tussen CZV, BZV, en de N- en P-concentratie en de deeltjesgrootte weergegeven. De grafieken tonen een beeld van de cumulatieve distributie van verontreinigingen over de deeltjesgrootteverdeling. De waarden zijn bepaald aan de hand van de resultaten van verschillende Nederlandse influentkarakteriseringingen [Hettinga (1997), Man (1990), VROM (1986), STOWA (1996-20)].

De deeltjesgrootteverdeling is opgesteld om voor de Nederlandse situatie (indicatief) te bepalen welk deel van de verontreinigingen aanwezig is in deeltjes, en hoe de deeltjes zijn verdeeld over de groottes. Uit de grafieken wordt de relevantie van fysisch/chemische voorzuivering duidelijk: uit figuur 2 blijkt dat met de verwijdering van al het zwevend materiaal met een deeltjesgrootte > 0,45 µm ongeveer 70 % CZV, ongeveer 25 % $N_{Kjeldahl}$ en 30 % P_{totaal} kan worden verwijderd.

Aan de hand van de grafieken uit figuur 2 kan voor afscheidingstechnieken met een specifieke afscheidingsdiameter het verwijderingsrendement voor CZV, BZV, N en P worden vastgesteld. Dit wordt geïllustreerd voor de technieken microfiltratie, trommelzeef en bezinking die in de grafieken zijn weergegeven. Met behulp van de grafieken kan vastgesteld worden dat door toepassing van de voorzuiveringsstappen bezinking en de trommelzeef 30 tot 40 % CZV, 10 tot 20 % $N_{Kjeldahl}$ en 10 % P_{totaal} verwijderd kunnen worden. Door toepassing van microfiltratie kan - door volledige deeltjesverwijdering - ongeveer 70 % CZV, 25 % $N_{Kjeldahl}$ en 30 % P_{totaal} verwijderd worden.



Figuur 2: Cumulatieve deeltjesgrootteverdeling van CZV, BZV, $N_{Kjeldahl}$ en P_{totaal} van het standaardinfluent. Op basis van: [Hettinga (1997), Man (1990), VROM (1986), STOWA (1996-20)]

2.4 Deeltjesgrootteverdeling na coagulatie/flocculatie

Een belangrijk aspect van fysisch/chemische voorzuivering is het probleem dat de deeltjes in stedelijk afvalwater vaak te klein zijn om een goede afscheiding te verkrijgen. De meeste deeltjesafscheidingstechnieken hebben een grootte-effectiviteit waarmee alleen grotere deeltjes worden verwijderd. Dit wordt onder andere duidelijk uit de rendementen van de voorzuiveringsstappen trommelzeef en bezinking. Uit figuur 2 wordt duidelijk dat deze stappen het gesuspendeerd CZV slechts voor ongeveer de helft verwijderen. Daarom zal in veel gevallen coagulatie/flocculatie in de voorzuivering moeten worden toegepast. Door coagulatie/flocculatie worden klonters de deeltjes samen en worden de deeltjes vergroot.

In deze paragraaf zal worden ingegaan op coagulatie/flocculatie en zal een deeltjesgrootteverdeling na vlokmiddeldosering bepaald worden. In hoofdstuk 4, bij de beschrijving van de geïnventariseerde voorzuiveringsstappen, zal deze deeltjesgrootteverdeling gebruikt worden om het rendement en het effluent van een aantal voorzuiveringsstappen te bepalen.

Zwevendestof in stedelijk afvalwater bestaat voor een groot deel uit colloïden. Colloïden hebben een deeltjesgrootte variërend van ongeveer 0,45 tot 50 μm en zijn in het algemeen slecht bezinkbaar. De meeste colloïden zijn door de aanwezigheid van een enigszins geladen oppervlak zeer stabiel en klonters nauwelijks samen.

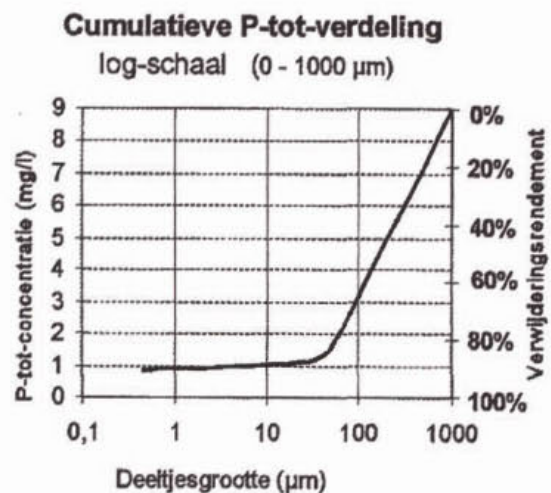
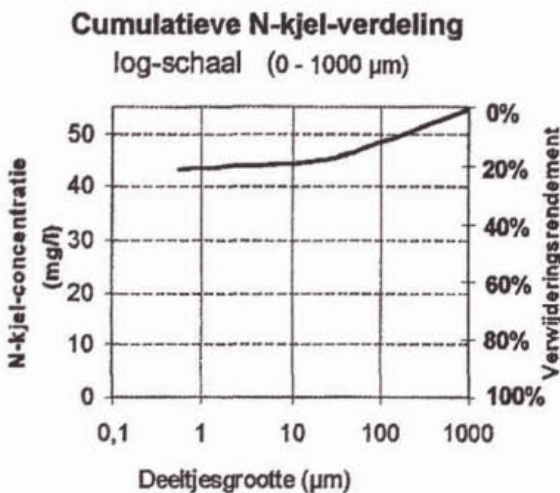
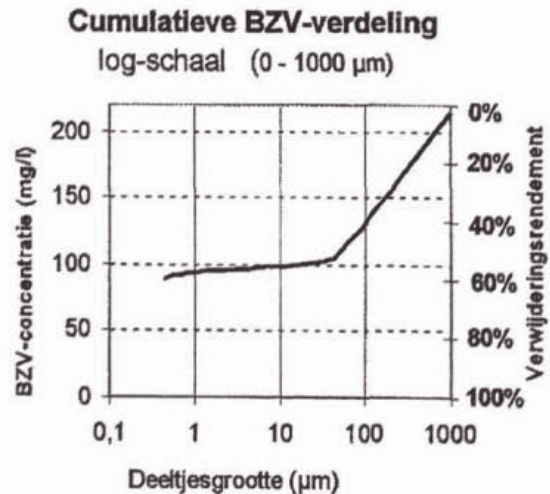
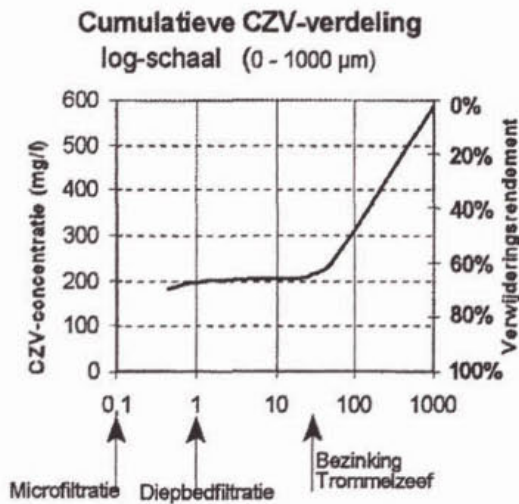
Om deze deeltjes toch samen te laten klonters kunnen chemicaliën worden toegevoegd. Door toevoeging van chemicaliën kan de invloed van de elektrische lading worden opgeheven. Dit proces heet coagulatie. Veel van de colloïdale verontreinigingen zijn negatief geladen zodat positief geladen ionen (ijzerzouten of kalk) worden gebruikt om coagulatie te bewerkstelligen. De meest gebruikte coagulatie (vlokkings) chemicaliën zijn ijzerchloride en aluminiumsulfaat. De dosering van de vlokkingsmiddelen vindt bij voorkeur in een turbulente zone vóór de eigenlijke deeltjesafscheiding plaats.

De door coagulatie gedestabiliseerde deeltjes zijn klein en moeten eerst samenklonters om verwijderd te worden door bezinking, flotatie of filtratie. Door adsorptie kunnen ook opgeloste ionen of moleculen worden ingesloten. Door langzaam roeren komen de geflocculeerde deeltjes met elkaar in contact en vormen weer grotere delen. Voor een betere vlokvorming worden vlok(hulp)middelen (anionische poly-electrolyten) toegevoegd. Dit vlokvormingsproces vindt in het algemeen plaats na de turbulente zone in een langzaam geroerde ruimte. Hierop wordt nader ingegaan in paragraaf 4.5.

Door de toevoeging van vlokmiddel (en vlokhulpmiddel) zullen fijne deeltjes conglomereren tot grotere vlokken. De lijnen in de grafieken van figuur 2 zullen hierdoor naar rechtsonder, naar een grotere deeltjesgrootte, verschuiven. Het resultaat hiervan wordt weergegeven in figuur 3. De afscheidingsdiameters van de verschillende zuiveringsstappen blijven dezelfde. Doordat er echter grotere deeltjes aanwezig zijn neemt het verwijderingsrendement van deze zuiveringsstappen toe.

Aangenomen wordt dat de verschuiving van fijne deeltjes naar grotere vlokken zover plaatsvindt dat alle gesuspendeerde en colloïdale deeltjes uitvlokken of worden ingevangen in een bezinkbare vlok ($> 50 \mu\text{m}$). Hierdoor wordt een scheiding in het influent gecreëerd in een opgeloste fractie van deeltjes kleiner dan 0,45 μm en een grove fractie van bezinkbare deeltjes ($> 50 \mu\text{m}$).

De gegevens in grafiek 3 zijn gebaseerd op aannames. Over de deeltjesgrootteverdeling na vlokmiddeldosering zijn geen Nederlandse gegevens bekend. Om een compleet en juist beeld te krijgen van de verdeling van verontreinigingen over de deeltjesgrootte in afvalwaterinfluent in Nederland moet experimenteel onderzoek uitgevoerd worden. Hierbij is van belang ook de invloed van toevoeging van verschillende vlok- en vlokhulpmiddelen op de samenstelling en deeltjesgrootteverdeling van het afvalwater te beschouwen.



Figuur 3: Cumulatieve verdeling van CZV, BZV, N_{Kjeldahl} en P_{totaal} van het standaardinfluent na vlokmiddeldosering (gebaseerd op aannames)

2.5 Zware metalen in stedelijk afvalwater

In deze paragraaf wordt apart aandacht besteed aan het voorkomen van zware metalen in stedelijk afvalwater. Het grootste gedeelte van deze zware metalen is geadsorbeerd aan deeltjes. Allereerst zal aandacht besteed worden aan de vrachten van zware metalen en de verwijderingsrendementen van de huidige rwzi's. Daarna wordt gekwantificeerd welk deel van de metalen in gebonden vorm voorkomt.

Zware metalen vormen een belangrijk milieuprobleem bij de huidige manier van zuiveren, omdat de restozing een belangrijke bijdrage betekent aan de totale metaalbelasting van het oppervlaktewater. Daarnaast komen de verwijderde metalen uiteindelijk in het zuiveringsslib terecht. De gehalten aan metalen zijn hierin in de meeste gevallen zo hoog dat het gebruik van zuiveringsslib als meststof tegenwoordig niet meer mogelijk is [Besluit kwaliteit en gebruik overige organische meststoffen - BOOM (1991)]. Op de problematiek van zware metalen in zuiveringsslib wordt nader ingegaan in hoofdstuk 3.

De concentraties aan zware metalen in het influent van rioolwaterzuiveringsinrichtingen kunnen aanzienlijk verschillen, afhankelijk van de puntbronnen en diffuse bronnen die via het rioolstelsel

op een rwzi zijn aangesloten. De gemiddelde totale belasting en de gemiddelde verwijdering zijn gegeven in tabel 5.

Tabel 5: Totale voorkomen van zware metalen in rwzi-influent en effluent en berekende gemiddelde verwijdering van de huidige rwzi's

Metaal	Influent vracht (1000 kg per dag)	Effluentvracht (1000 kg per dag)	Gemiddelde verwijdering (%)
Koper	166	38	77
Chroom	31	11	65
Zink	506	142	72
Lood	77	24	69
Cadmium	1,9	0,6	69
Nikkel	41	24	41
Kwik	0,8	0,2	75
Arseen	6,8	3,7	46

bron: [CBS statistieken (1993)]

Zware metalen komen in verschillende vormen (*speciaties*) voor in afvalwater. Het grootste deel van de zware metalen in stedelijk afvalwater is echter geassocieerd met organische deeltjes. Uit tabel 6 blijkt bijvoorbeeld dat 40 tot 70 % van het totale gehalte aan koper, chroom, zink, lood en cadmium is gebonden aan bezinkbaar gesuspendeerd materiaal (> 30 - 50 µm) en 70 tot 90 % aan de totale hoeveelheid zwevendestof. Door een vergaande deeltjesverwijdering wordt dus ook het grootste deel van de zware metalen verwijderd. Een uitzondering hierop vormt nikkel. Nikkel is slecht voor circa 30 % geadsorbeerd aan deeltjes

Tabel 6: Procentuele verdeling van de zware metalen over de verschillende deeltjesgroottes

Metaal	> 50 µm	> 0,45 µm
Koper	11 - 45 %	86 - 97 %
Chroom	25 - 39 %	53 - 96 %
Zink	18 - 30 %	73 - 95 %
Lood	25 - 50 %	67 - 90 %
Nikkel	12 %	25 - 29 %

bron: [VROM (1986)]

2.6 Mogelijke veranderingen in influentsamenstelling en - debiet in de toekomst

In deze paragraaf wordt kort aandacht besteed aan een aantal trends waardoor het volume en de samenstelling van het influent van rioolwaterzuiveringsinrichtingen in de toekomst mogelijk kunnen veranderen. In het kader van deze strategische studie worden deze veranderingen beschreven, omdat dit mogelijk consequenties voor de effectiviteit van de toegepaste zuiveringstechnieken kan hebben. Als toekomstig afvalwater een significant verschillend debiet en samenstelling heeft als het huidige influent, is het nodig om hiermee in deze studie rekening te houden.

De bedoeling van deze paragraaf is om een aantal trends en ontwikkelingsrichtingen te signaleren en kwalitatief te beschrijven. De veranderingen in samenstelling en debiet zullen verder niet kwantitatief meegenomen worden bij het opstellen van zuiveringsscenario's in deel II. Wel zal naar aanleiding van de resultaten in hoofdstuk 5 van deel II een korte discussie over de mogelijke consequenties voor de opgestelde scenario's gevoerd worden.

Als mogelijk interessante trends worden hier genoemd: het afkoppelen van verhard oppervlak, het gescheiden inzamelen van de urinestroom en de aparte behandeling van feces.

Afkoppelen van verhard oppervlak/aanleg van gescheiden regenwaterafvoerstelsels

Het systematisch afkoppelen van verharde oppervlakken is één van de maatregelen om de overstortfrequentie van gemengde rioolstelsels te verminderen en de hydraulische belasting van het rioolstelsel te beperken. Bij afkoppeling van verhard oppervlak wordt regenwater niet meer afgevoerd via het gemengde rioolwaterstelsel, maar geïnfiltreerd in de bodem (infiltratie door doorlatende verharding en/of wegzijgingstechnieken), of via een apart gescheiden regenwaterstelsel geloosd op het oppervlaktewater.

Toekomstige afkoppeling van regenwater heeft niet alleen gevolgen voor de hydraulische parameters van het rioolstelsel, maar kan daarnaast belangrijke consequenties hebben voor de toekomstige hydraulische belasting van rwzi's. In het algemeen wordt gesteld dat het gemiddeld afvalwaterdebiet van een rwzi gelijk is aan 1,3 maal de droogweerafvoer [STOWA (1996-15)]. In veel gevallen worden onderdelen van waterzuiveringsinstallaties, zoals voor- en nabezinkers echter gedimensioneerd op de maximale aanvoer. Voor deze maximale aanvoer wordt in het algemeen een debiet van drie maal de droogweeraanvoer aangehouden. In het geval van een vergaande afkoppeling van regenwater kan de maximale aanvoer omlaag. Hiermee kunnen rwzi's in de toekomst mogelijk kleiner worden gedimensioneerd, wat uiteindelijk een grote invloed op de kosten kan hebben.

Daarnaast vormt regenweeraanvoer een belangrijke bron van zware metalen en organische microverontreinigingen. Hoe groot het aandeel van regenweeraanvoer is in de totale aanvoer van microverontreinigingen op de rwzi is tot nu toe niet gekwantificeerd.

Afkoppeling van de urinestroom

Eén van de afvalproducten van het menselijk metabolisme is urine. Urine is een sterk geconcentreerde nutriëntenoplossing die tot meer dan het 100-voudige wordt verdund in het rioleringsstelsel voordat het de rwzi binnenstroomt. Deze afvalstroom draagt bij tot meer dan 85 % van de stikstofconcentratie en 50 % van fosfaatconcentratie in stedelijk afvalwater (zie tabel 7).

Tabel 7: Bronnen van verontreinigingen in stedelijk afvalwater [Pöpel (1973/1993)]

Bron	Totaal organische koolstof [g/ (i.e. dag)]		Totaal N-kjeldahl [g/ (i.e. dag)]		Totaal P [g/ (i.e.dag)]	
Keuken, schoonmaak en badkamer	15	40,5 %	0,2	1 %	/	/
Feces	17	46,0 %	1,5	11 %	0,6	43 %
Urine	5	13,5 %	12,2	88 %	0,8	57 %
Totaal	37		13,9		1,4	

Larsen en Gujer [1996] suggereren om de urinestroom apart in te zamelen en te behandelen. Omdat urine de grootste bron is van nutriënten in het influent, zal aparte inzameling en behandeling leiden tot een drastische daling van de stikstof- en fosfaatconcentraties in rwzi-influent. Hierdoor veranderen ook de vereiste zuiveringsstappen voor nutriëntenverwijdering op een rwzi.

De urinestroom wordt ook wel aangeduid als ANO (antropogene nutriëntenstroom). In tabel 8 wordt een influentsamenstelling gegeven met en zonder ANO. Hierbij wordt aangenomen dat de volledige ANO-stroom apart wordt afgevoerd. Dit geeft een vertekend beeld van een mogelijk werkelijke situatie omdat nooit een volledige afscheiding van ANO uit de influentstroom kan worden verwacht.

Tabel 8: Influentensamenstelling met en zonder ANO.

Parameter		Oorspronkelijk influent	Influent zonder ANO	ANO met schoon water
Debiet per i.e.	(m ³ /d)	0,15	0,12	0,005
Totaal zwevendestof	(mg/l)	250	250	?
CZV	(mg/l)	550	460	3.000
N _{kjeldahl}	(mg/l)	51	10	2.000
NH ₄ ⁺ na hydrolyse	(mg/l)	41	---	1.700
Totaal P	(mg/l)	8	3,4	160
(CZV : N : P)-verhouding		100 : 10 : 1,25	100 : 1,4 : 0,6	100 : 67 : 5,3

Aanname: Alle N en P is afkomstig van de mens, alle ANO wordt apart ingezameld.
Berekend op basis van [Larsen & Gujer (1996)]

Een volledige afkoppeling van de ANO-stroom heeft tot resultaat dat de CZV:N:P-verhouding zodanig wordt veranderd, dat verdere nutriëntenverwijdering waarschijnlijk nauwelijks meer nodig zal zijn om aan de lozingseisen te voldoen. Daarnaast neemt het waterverbruik af, doordat de ANO-stroom met relatief weinig water weggespoeld kan worden.

Een mogelijke afkoppelingstechniek voor de ANO-stroom wordt door Larsen en Gujer als volgt beschreven. De ANO wordt met een kleine hoeveelheid water vanuit gebouwen naar een opslagtank, op huis- of wijkniveau, gespoeld. Vanuit een centraal punt (bijvoorbeeld een rwzi) kunnen de opslagtanks gecontroleerd geleegd worden en wordt de ANO-stroom geconcentreerd afgevoerd naar een behandelingsinstallatie. Het legen van de tanks kan gebeuren door op afstand bediende regelaars die hoeveelheden of concentraties ANO meten. In het geval dat de ANO-stroom alleen 's nachts (bij lage belasting van het riool) wordt afgevoerd, kan dit gebeuren door het (bestaande) rioolstelsel. Op het centrale verzamelpunt wordt de ANO behandeld. Mogelijke behandelingsprocessen voor ANO zijn het MAP-proces, waarbij een nutriëntenzout ontstaat dat als meststof kan dienen, lucht- of stoomstrippen en gescheiden nitrificatie en denitrificatie. In het artikel van Larsen en Gujer worden tevens diverse scenario's geschetst van verschillende percentages bereikte ANO-afkoppeling.

Aparte behandeling van feces

Na de afkoppeling en individuele behandeling van de ANO-stroom kunnen ook feces afgekoppeld en apart behandeld worden. Hiervoor kunnen toiletten zonder waterspoeling of met extreem waterbesparende spoelingen (0,5 liter per spoeling) toegepast worden. De feces kunnen droog gecomposteerd of door een andersoortig proces behandeld worden. Een voorbeeld van een dergelijke afkoppeling van feces en urine wordt gegeven door Otterpohl [Otterpohl (1997), (1998)].

Door de afkoppeling van zowel de urine-stroom als de fecesproductie en mogelijk een gescheiden regenwaterafvoer, zal de samenstelling van het toekomstige afvalwater afwijken van de huidige samenstelling. Het grijswater dat na de afkoppeling van de verschillende stromen ontstaat, bestaat alleen nog uit water afkomstig van douche/bad, keuken en wasmachine. Langeveld geeft in zijn studie uit 1997 een mogelijke samenstelling van grijswater en opties voor de aparte behandeling van grijswater [Langeveld (1997)]:

Tabel 9: Afvalwaterdebiet en -samenstelling na afkoppeling van urine en feces (grijs water)

Parameter		Totaal grijswater	Grijswater zonder afvoer uit de keuken
Debiet per i.e.	(m ³ /d)	0,077	0,067
CZV	(mg/l)	650	430
N _{kjeldahl}	(mg/l)	13	10,5
Totaal P	(mg/l)	5,2	4,5

Bron: [Langeveld (1997)]

Haalbaarheidsstudie naar de scheiding in schoon en vuil slib

3.1 Inleiding

Om de milieubelasting bij hergebruik van slib in de landbouw te beperken zijn er regels gesteld aan de concentraties van zware metalen in zuiveringsslib. Deze regels zijn vastgelegd in het Besluit kwaliteit en gebruik overige organische meststoffen (BOOM-besluit) [VROM (1991)], dat sinds 1 januari 1993 van kracht is. Vanaf 1995 zijn de regels verder aangescherpt en gelden de waarden die worden weergegeven in de tweede kolom van tabel 10. In de eerste kolom van tabel 10 worden de gewogen gemiddelde metaalgehalten van Nederlands zuiveringsslib weergegeven. Duidelijk wordt dat de gehalten aan metalen in zuiveringsslib de BOOM-normen in alle gevallen overschrijden.

Dit hoofdstuk bevat de resultaten van een studie naar de mogelijkheden om op de zuiveringsinstallatie het slib te scheiden in een vuile slibstroom en een relatief schone, herbruikbare slibstroom. Schoon slib is gedefinieerd als slib waarvan de concentraties aan zware metalen voldoen aan de BOOM-normen. Een basisvraag bij deze studie was of er in het zuiveringsslib fracties aanwezig zijn met een relatief lage metalenconcentratie. Daarbij gaat het om fracties die in grootte en/of dichtheid verschillen, zodat door fractionering in de voorzuivering slib met een hoge en slib met een lage concentratie zware metalen verkregen wordt.

In dit hoofdstuk wordt allereerst aandacht besteed aan de vraag waar de deeltjes in het afvalwater vandaan komen en wat de oorspronkelijke concentratie zware metalen in deze deeltjes is. Daarna wordt aandacht besteed aan de bronnen van zware metalen in het afvalwater. Tenslotte komt aan de orde hoe de zware metalen verdeeld zijn over de verschillende fracties.

Tabel 10: Gewogen gemiddelde concentraties van zware metalen in zuiveringsslib en maximale gehalten bij gebruik van slib als meststof

Metaal	Praktijkgemiddelde en spreiding (mg/kg d.s.)	Samenstellingseisen voor gebruik als meststof (gehalte ten hoogste, in mg/kg d.s.) *
Koper	424 (100 - 800)	75
Chroom	66 (30 - 500)	75
Zink	1094 (500 - 3000)	300
Lood	206 (250 - 800)	100
Cadmium	3,8 (2 - 20)	1,25
Nikkel	36 (20 - 150)	30
Kwik	1,9	0,75
Arseen	7,3 (1 - 20)	25
	bron: [NVA Slibcommissie (1994)]	bron: [VROM (1991)]

* het organisch gehalte dient tenminste 50 % van de droge stof te bedragen of de zuurbindende waarde moet tenminste 25 zijn op d.s. basis

3.2 Samenstelling en afkomst van het slibmateriaal

Zwevendestof in stedelijk afvalwater bestaat voornamelijk uit organisch materiaal. Het is bekend dat dit organisch materiaal sterk metaalbindende eigenschappen heeft. Vandaar ook dat zware metalen in stedelijk afvalwater - met uitzondering van zink - voor het overgrote deel geassocieerd zijn met zwevendestof (zie ook hoofdstuk 2).

De bron van deeltjes in stedelijk afvalwater bestaat voor het overgrote deel uit fecaliën. Verschillende metalen komen in aanzienlijke hoeveelheden voor in menselijke feces. Dit wordt weergegeven in tabel 11. Uit deze tabel blijkt dat voor een aantal metalen de concentraties al dichtbij of boven de normen

liggen. Hiermee overschrijdt primair slib in zijn meest oorspronkelijke vorm al bijna de normen. In het rioolstelsel vindt afschuring van dit materiaal plaats, waardoor deeltjes van verschillende grootte ontstaan. Het uitgangsmateriaal is echter hetzelfde, met dezelfde achtergrondwaarde aan zware metalen.

Tabel 11: Concentratie zware metalen in menselijke feces

Metaal	Gehaltes in menselijke feces (mg/kg d.s.)	Samenstellingseisen voor gebruik als meststof (gehalte ten hoogste, in mg/kg d.s.)
Koper	68	75
Zink	250	300
Lood	11	100
Cadmium	2	1,25
Nikkel	4,7	30
	bron:[Spector (1956), Davis et al. (1980)]	bron: [VROM, (1991)]

Daar komt bij dat in het rioleringsstelsel sorptie van zware metalen uit andere bronnen aan de deeltjes plaatsvindt. Andere belangrijke bronnen van zware metalen zijn:

- erosie van leiding- en pijpwerk;
- huishoudelijke producten; producten die (sporen van) zware metalen kunnen bevatten zijn schoonmaakartikelen, cosmetica en medicijnen;
- regenweeraanvoer; tijdens regenwateraanvoer worden zware metalen naar de rwzi gevoerd, afkomstig van afspoeling van wegen en daken. De metalen op deze oppervlakken zijn afkomstig van atmosferische depositie, bandenslijtage van auto's, uitlaatgassen, slijtage van wegen en corrosie van zinken dakgoten;
- industrieën.

3.3 Verdeling van zware metalen over de verschillende deeltjesgroottes in primair slib

Naar de verdeling van zware metalen over verschillende groottefracties in stedelijk afvalwater is relatief weinig experimenteel onderzoek gedaan. In het literatuuronderzoek in het kader van deze haalbaarheidsstudie zijn slechts drie bruikbare referenties gevonden. De resultaten zijn echter opvallend eensluidend:

Het rapport "Beperking van zware metalen in zuiveringsslib door concentrering in een deelstroom" [VROM (1985)] beschrijft onderzoek dat is gedaan bij vier rwzi's in Nederland. In dit onderzoek werden deeltjes gefractioneerd op de deeltjesgroottes 50 µm, 25 µm en 0,45 µm door achtereenvolgens bezinking, microzeving en membraanfiltratie toe te passen. Van de verschillende fracties werd de Cu-, Pb-, Zn-, Cr- en Ni-concentratie gemeten. Uit dit onderzoek bleek dat alle metalen homogeen over de verschillende fracties verdeeld zijn. De resultaten zijn eerder gebruikt in hoofdstuk 2 Influentkarakterisering.

Een tweede bron bruikbare bron is een onderzoek dat in Groot-Brittannië is uitgevoerd door Yeoman [Yeoman et al. (1989)]. Hierbij is de verdeling van de zware metalen Cd, Cu, Ni, Pb en Zn over verschillende groottefracties van primair slib onderzocht. Vloeibaar slib werd in fracties afgescheiden door membraanfiltratie (poriegroottes: 100; 53; 20; 8; 2,5; 0,45; 0,2 µm). Uit dit onderzoek kwamen geen duidelijke verschillen naar voren in de concentraties zware metalen in de verschillende fracties. De metalen bleken vrij uniform verdeeld, waarbij de kleinste fracties (ca. 0,1 - 20 µm) een iets hogere affiniteit voor metalen hadden. Geen van de fracties voldeed aan de BOOM-normen.

De derde referentie is een onderzoek dat is gedaan in opdracht van de Nationale Werkgroep Riolerings- en Waterkwaliteit (NWRW) naar de belasting van het oppervlaktewater met zware metalen door overstortingen. In het kader van dit onderzoek is gekeken naar de verdeling van metalen over fracties

met verschillende bezinksnelheden. De belangrijkste conclusie was dat de valsnelheidsverdeling van de zware metalen min of meer gelijk was aan de valsnelheidsverdeling van de verschillende zwevendestof fracties. Bij een aantal overstortingen lijkt de lichte fractie te zijn verrijkt met zware metalen, maar globaal kan worden gesteld dat de concentratie zware metalen in alle fracties gelijk is.

Bij dit onderzoek moet aangetekend worden dat overstortingslib niet helemaal gelijkgesteld kan worden aan primair slib bij droogweeraanvoer, omdat ook straatvuil aanwezig zal zijn.

3.4 Discussie en conclusies

Bij de bodemsanering wordt scheiding in fracties toegepast als middel om een schone en vuile bodemfractie te verkrijgen. Deze methode is bij de bodemsanering toe te passen omdat de verschillende deeltjes verschillende stoffeïenschappen hebben. Het gaat hierbij vaak om zand met een relatief grote korreldiameter en klei en organische stof met minder grote korreldiameters. Zand is inert, dat wil zeggen het adsorbeert geen verontreinigingen. Klei en organisch materiaal hebben sterk adsorberende eigenschappen en bevatten derhalve vaak de verontreinigingen.

Primair slib daarentegen bestaat voornamelijk uit organisch materiaal. Door classificatie is hierbij geen onderscheid te maken in deeltjes met verschillende adsorptie-eigenschappen.

Het oorspronkelijk materiaal waaruit primair slib is opgebouwd - feces en groentenresten - heeft van nature al dusdanig hoge gehalten aan zware metalen dat het tegen de BOOM-normen aan zit. Tijdens transport door de riolering zal de concentratie zware metalen verder toenemen vanwege de andere bronnen. Gezien de sterk adsorberende eigenschappen van de deeltjes mag niet verwacht worden dat er een speciale fractie is die de zware metalen minder sterk zal binden.

De resultaten van de drie referenties wijzen uit dat er geen groottefracties zijn die concentraties aan zware metalen bevatten die onder de BOOM-normen liggen. De metalen lijken eerder vrij uniform verdeeld, hoewel er wel aanwijzingen zijn dat de kleinste fracties (ca. 0,1 - 20 µm) een iets hogere affiniteit voor metalen hebben.

Op grond van de haalbaarheidsstudie lijkt een scheiding in vuil en schoon slib niet mogelijk. Dit uitgangspunt zal dan ook niet verder in het onderzoek worden betrokken.

Uitzondering op deze conclusie is de afscheiding van zand. Zand wordt in veel rwzi's afgescheiden door een zandvangervoorafgaand aan de zuivering of in de sliblijn door een slib-zandscheider. Door afscheiding kan een 'schone' zandstroom verkregen worden. De hoeveelheid zand is afhankelijk van verschillende factoren, waaronder de grondsoort in het gerioleerde gebied, het type rioolstelsel, het aangesloten verhard oppervlak, het type afvalwater (industrieel, huishoudelijk) en de weergesteldheid (regen, strooizand in winter). In het algemeen varieert de afgescheiden hoeveelheid zand tussen 5 en 12 l/(ie.jaar) met een concentratie van 100 - 500 mg/l.

Een mogelijke optie voor het verkrijgen van een schone slibfractie is de afscheiding van secundair schoon slib na een fysisch/chemische voorzuivering. Hierbij zal een volledige afscheiding van zware metalen in de voorzuivering moeten plaatsvinden.

4 Inventarisatie van fysisch/chemische voorzuiveringsstappen

4.1 Inleiding

In het inventariserend deel van het onderzoek is door literatuurstudie en contacten met buitenlandse instituten informatie verzameld over mogelijk geschikte voorzuiveringsstappen. In dit hoofdstuk wordt een overzicht en een beschrijving gegeven van de resultaten. Per voorzuiveringsstap wordt een beschrijving gegeven met resultaten en ervaringen uit onderzoek en praktijk, zuiveringsprestaties en een aantal conclusies. In bijlage I.1 wordt een overzicht van de buitenlandse contacten gegeven.

Er wordt onderscheid gemaakt naar voorzuiveringsstappen die volledig fysisch/chemisch zijn - hiermee wordt bedoeld een fysische deeltjesafscheidingstechniek, eventueel voorafgegaan door chemische vlokvorming - en technieken die bestaan uit een combinatie van bioflocculatie, gevolgd door fysische afscheiding. In paragraaf 4.2 worden de volledig fysisch/chemische voorzuiveringsstappen beschreven. In paragraaf 4.3 worden de voorzuiveringsstappen gebaseerd op bioflocculatie en fysische afscheiding beschreven.

In paragraaf 4.4 worden de voorzuiveringsstappen systematisch gerangschikt, waarbij de plaats van de voorzuiveringsstappen in zogenaamde *voorzuiveringsscenario's* wordt aangegeven. Daarnaast worden in deze paragraaf de effluentkwaliteiten van de verschillende voorzuiveringsstappen bepaald. Dit gebeurt met het oog op het ontwerpen en dimensioneren van geschikte nazuiveringsmethoden.

In paragraaf 4.5 wordt de vlokmiddeldosering (zie ook paragraaf 2.4) nader onderzocht en wordt een dosering vastgesteld voor de verschillende voorzuiveringsstappen. De vastgestelde doseringen zullen gebruikt worden bij de evaluatie van volledige zuiveringsscenario's.

4.2 Volledig fysisch/chemische voorzuiveringsstappen

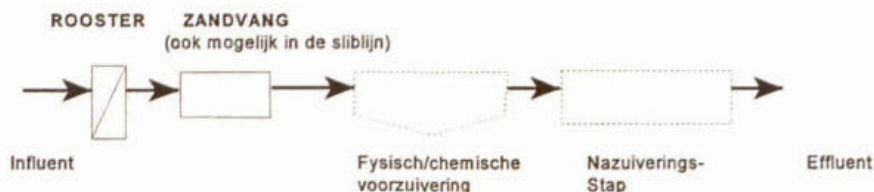
4.2.1 Grofvuilverwijdering en zandvang

Beschrijving van de techniek

Grotere, onopgeloste deeltjes ($>10 \mu\text{m}$) kunnen worden afgescheiden uit het afvalwater door roosters (ook wel zeven genoemd). Een roosterelement bestaat uit parallelle staven of draden, traliewerk of geperforeerde platen. De roosteropeningen zijn in het algemeen rond of rechthoekig, maar kunnen eigenlijk elke willekeurige vorm hebben.

Het principe van roosters is simpel. Het afvalwaterinfluent stroomt over of door een rooster en deeltjes die groter zijn dan de roosteropening worden afgevangen en blijven op het roosteroppervlak achter. De spleetwijdte of de diameter van de roosteropening bepaalt de diameter van het kleinst verwijderde deeltje. In de loop van de tijd verstopten de roosteropeningen en moet het roosteroppervlak gereinigd worden. Dit gebeurt meestal mechanisch, maar kan ook handmatig worden uitgevoerd.

Zand wordt in veel gevallen na het grofvuilrooster afgescheiden. De zandvang bestaat meestal uit een horizontaal doorstroomde bak waardoor het afvalwater met hoge snelheid heen geleid wordt (oppervlaktebelastingen: 30 - 40 m/h). Door de korte verblijftijd bezinken alleen de zwaardere zanddeeltjes. In sommige gevallen wordt beluchting toegepast om de zwevendestof in het afvalwater in suspensie te houden en zo bezinking hiervan te voorkomen.



Figuur 4: Plaats in de zuiveringsroute

Resultaten en ervaringen uit onderzoek en praktijk

Roosters worden toegepast om grotere delen zoals houtstukjes, plastic en vezelmaterialen af te scheiden. Meestal wordt een rooster direct achter het influentgemaal geplaatst om verstopping en slijtage van pompen en leidingen, en vorming van drijfslagen te voorkomen.

Er worden diverse uitvoeringsvormen van roosters toegepast. Het meest toegepast zijn staafroosters en continuoosters. Naar afscheidingsdiameter kan onderscheid gemaakt worden in *grofroosters* met een doorlaat van 50 - 100 μm en *fijnroosters* met een doorlaat van 3 - 20 mm. Bij het opstellen van scenario's in deel II van dit rapport zal voor grofvuilverwijdering een fijn staafrooster met een spleetwijdte van 6 mm gedimensioneerd worden.

De zandvang wordt meestal na het grofvuilrooster geïnstalleerd. Dit gebeurt om mechanische onderdelen (o.a pompen) te beschermen en te voorkomen dat leidingen verstopt raken. Er zijn ook configuraties bekend waarbij het zand afgevangen wordt in de waterzuiveringsinstallatie (in de voorbezinking of - bij oxidatiesloten - in het actief-slibgedeelte). Het zand wordt daarbij bij de slibverwerking van het slib gescheiden.

Bij het opstellen van scenario's in deel II is een zandvang niet meegenomen. Voor de meeste voorzuiveringsstappen die beschreven worden in dit hoofdstuk geldt dat een voorafgaande zandvang niet essentieel is voor de toepasbaarheid. Uitzondering hierop vormen hoogstwaarschijnlijk (nader onderzoek hiervoor is echter nodig) de voorzuiveringsstappen flotatie en directe influentfiltratie.

Zuiveringsprestatie

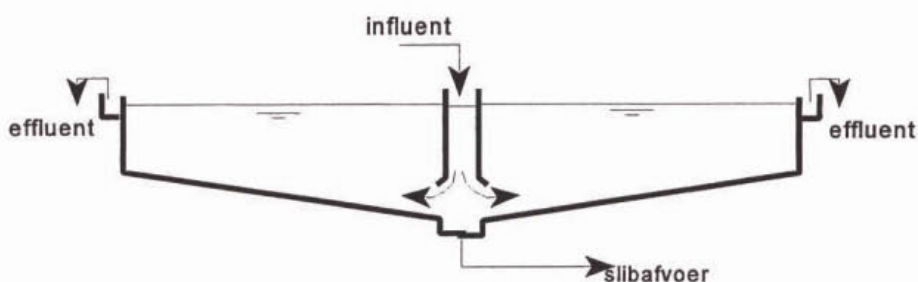
Afhankelijk van de afscheidingsdiameter scheiden roosters grof vuil en andere deeltjes af. Een goed gedimensioneerde zandvang scheidt nagenoeg al het zand af met een diameter > 0,15 mm.

4.2.2 Bezinking/préprecipitatie

Beschrijving van de techniek

Onder gravitatiebezinking wordt de afscheiding van zwevendestof door sedimentatie verstaan. Grotere deeltjes die een grotere soortelijke dichtheid hebben dan de dragervloeistof kunnen hierbij afgescheiden worden.

Voorafgaand aan bezinking wordt in een aantal gevallen coagulatie/flocculatie toegepast, waardoor kleinere, niet bezinkbare deeltjes uitvlokken tot grotere (zie ook paragraaf 2.4). Door toepassing van coagulatie/flocculatie wordt het afscheidingrendement van een voorbezinker sterk vergroot. De combinatie coagulatie/flocculatie en gravitatiebezinking wordt préprecipitatie genoemd.



Figuur 5: Dwarsdoorsnede van een ronde voorbezinktank

Zoals uit tabel 12 blijkt is de bezinksnelheid van deeltjes sterk afhankelijk van de deeltjesdiameter en van de dichtheid:

Tabel 12: Bezinksnelheden (m/h) van korrelige deeltjes bij $T = 10^{\circ}\text{C}$

Deeltjesdiameter (μm)	1000	500	200	100	50	10	5	
Kwartzand (dichtheid = 2.650 kg/m^3)	502	258	82	24	6,1	0,3	0,06	(m/h)
Zwevendestof in stedelijk afvalwater (dichtheid = 1.200 kg/m^3)	122	61	18	3	0,76	0,03	0,008	(m/h)

bron: [Van der Graaf (1995)]

Resultaten en ervaringen uit onderzoek en praktijk

Sedimentatie is een van de meest toegepaste voorzuiveringsstappen in de praktijk van de afvalwaterbehandeling. In Nederland is een groot deel van de rwzi's uitgerust met een voorbezinker. In toenemende mate wordt hieraan voorafgaand ook coagulatie/flocculatie toegepast. Gravitatiebezinking wordt daarnaast veelvuldig toegepast in de nabezinker en voor slibindikking. De nabezinker ligt achter de biologische stap ter verwijdering van biologische vlokken en is meestal de laatste zuiveringsstap. De slibindikker wordt gebruikt als eerste slibindikstap na de voor- en nabezinker.

In het algemeen wordt voor voorbezinkers uitgegaan van een oppervlaktebelasting van $1,5$ tot $3,0 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ bij maximale aanvoer (regenweeraanvoer). De verblijftijd in een bezinktank bedraagt minimaal 1 à $1,5$ uur. Voor nabezinkers worden oppervlaktebelastingen van $0,7$ tot $1,5 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ bij maximale aanvoer aangehouden. Het slib afkomstig van bezinkers heeft in het algemeen een drogestofgehalte van $0,5$ tot 1% . De meest toegepaste bezinktanks zijn cirkelvormig. Rechthoekige bezinktanks worden minder toegepast.

Zuiveringsprestatie

In een conventionele voorbezinktank wordt een verwijderingsrendement voor BZV gehaald van ongeveer $20 - 30 \%$. Zwevendestof wordt met een rendement van $30 - 40 \%$ verwijderd (zie tabel 13). In een lamellenbezinker zijn de zuiveringsrendementen gelijk of iets hoger dan in een conventionele bezinker.

Tabel 13: Zuiveringsrendementen van voorbezinking en préprecipitatie

Stof	Voorbezinking	Préprecipitatie
Zwevendestof	30 - 40 %	60 - 80 %
CZV	20 - 30 %	40 - 60 %
BZV	20 - 30 %	40 - 60 %
P _{totaal}	10 - 20 %	60 - 80 %
N	5 - 10 %	20 - 30 %

bron: [STOWA (1996-20)]

Levine en Tchobanous hanteren als minimale afscheidingsdiameter 50 µm (discrete bezinking) voor een normaal bedreven bezinktank [Levine (1991)].

4.2.3 Flotatie

Beschrijving van de techniek

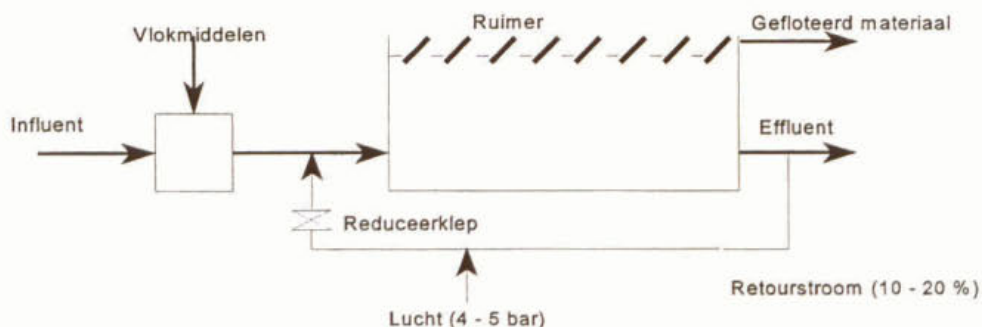
Het flotatieproces wordt gebruikt om vast of vloeibaar materiaal, dat in dichtheid nauwelijks verschilt van de dragervloeistof, uit een omringende vloeistof af te scheiden. Afscheiding wordt verkregen door het inbrengen van fijne gas(lucht)belletjes in de dragervloeistof waarna zich de belletjes hechten aan deeltjes. Als de opwaartse kracht van het gecombineerde deeltje/gasbelletje groot genoeg is, stijgt het deeltje met het belletje naar het oppervlak. Zo kunnen ook deeltjes opstijgen met een grotere soortelijke dichtheid dan de dragervloeistof. Het natuurlijke oprijfproces wordt door het aanhechten van gas(lucht)belletjes ondersteund.

Er bestaan verschillende processen om de luchtbelletjes te vormen en in het afvalwater in te brengen (o.a. mechanische flotatie, persluchtflotatie, vacuümfiltratie, electroflotatie). Het meest toegepast is *dissolved air flotation*.

Bij dissolved air flotation (DAF) wordt een deel van de afvalwaterstroom gerecirculeerd. In deze retourstroom wordt lucht onder hoge druk opgelost. Bij menging met de hoofdstroom wordt de druk plotseling opgeheven en komt de lucht in de vorm van kleine belletjes ($d = 0,05 - 0,1 \text{ mm}$) vrij. De beste resultaten worden verkregen bij drukken van 4 tot 5 bar.

Het geflooteerd materiaal (drijfslag) wordt verwijderd met een drijfslagstrijker (ruimer) die tegen de stromingsrichting van het afvalwater in beweegt. De ruimersnelheid en de insteekdiepte van de ruimer moeten gevarieerd kunnen worden om verschillende hoeveelheden en soorten materiaal te kunnen verwijderen.

Het voordeel van flotatie (DAF) boven sedimentatie is dat hele kleine of lichte deeltjes, die moeilijk bezinkbaar zijn, beter verwijderd kunnen worden in een kortere tijdsduur. Daarnaast ontstaat bij flotatie slib met een relatief hoog drogestofgehalte van 2 - 4 %.



Figuur 6: Dissolved air flotation (DAF)

Bij flotatie wordt altijd vlokmiddeldosering toegepast. De functie van de chemicaliën is hoofdzakelijk om een oppervlak of structuur te creëren waaraan de gasbelletjes kunnen adsorberen of ingevangen worden. Anorganische zouten, zoals aluminium- en ijzerzouten, worden gebruikt om deeltjes te binden tot een grotere vlokstructuur waarin gemakkelijk luchtbelletjes kunnen worden ingevangen. Verscheidene organische polymeren kunnen worden toegepast om de deeltjes meer hydrofoob te maken, waardoor de hechting aan de belletjes wordt bevorderd.

Resultaten en ervaringen uit onderzoek en praktijk

In de afvalwaterbehandeling wordt flotatie hoofdzakelijk toegepast om gesuspendeerd materiaal te verwijderen en om actief-slib in te dikken. In het algemeen wordt flotatie toegepast met lucht als flotatiemiddel.

De verblijftijd in flotatietanks is gewoonlijk 5 - 20 minuten met een oppervlaktebelasting variërend tussen 5 en 10 m/h. De grootte van de beluchtingsbelletjes is afhankelijk van het toe te passen flotatieproces. De meest voorkomende belletjesdiameter ligt tussen 10 µm en 1 mm. De stijgsnelheid van de combinatie deeltje/belletje ligt bij flotatie tussen de 0,1 en 0,3 cm/s (3,6 - 10,8 m/h).

Zuiveringsprestatie

Tabel 14 geeft een indicatie van het zuiveringsrendement van DAF als voorzuiveringsstap bij de behandeling van stedelijk afvalwater:

Tabel 14: Zuiveringsrendementen van DAF-toepassing op stedelijk afvalwater

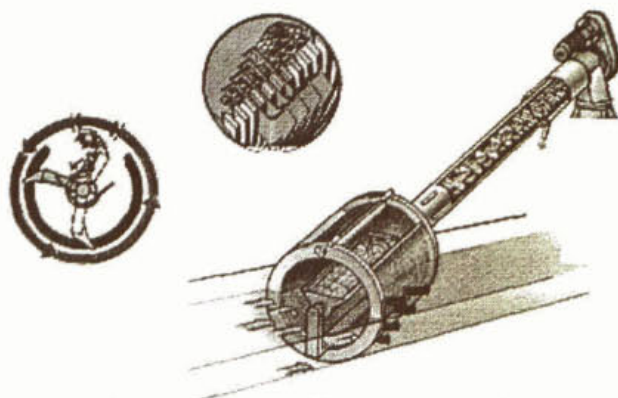
Stof	Rendement
Zwevendestof	80 - 90 %
CZV	50 - 60 %

bron: [Krofta (1995)]

4.2.4 Trommelzeef

Beschrijving van de techniek

De trommelzeef bestaat uit een langzaam roterende trommel die van fijne perforaties is voorzien. Het te behandelen influent wordt binnenin de trommel ingevoerd en door de geperforeerde mantel naar buiten toe afgevoerd. De afgezeefde deeltjes blijven achter in de trommel en worden door de draaiende beweging verplaatst naar het uiteinde van de zeef-trommel waar ze worden verwijderd. Met trommelzeven kunnen veel kleinere deeltjes worden verwijderd dan met een roosterinstallatie. Voor trommelzeven worden verschillende afscheidingsdiameters toegepast. Voor grove trommelzeven wordt een afscheidingsdiameter van 0,25 - 0,50 mm gehanteerd. In sommige gevallen kan zelfs heel fijn materiaal worden verwijderd met een deeltjesdiameter van 6 - 35 µm [Metcalf&Eddy (1991)]. Voor de toepassing van de trommelzeef als voorzuiveringsstap wordt een afscheidingsdiameter van 25 µm aangehouden.



Figuur 7: Trommelzeef

Resultaten en ervaringen uit onderzoek en praktijk

Trommelzeven worden in de afvalwaterbehandeling wel gebruikt als voorbehandelingsstap bij de zuivering van industrieel afvalwater. Hierbij worden de grovere deeltjes verwijderd. De toepassing van trommelzeven bij de (voor)zuivering van slachterijafvalwater is het meest bekend. Daarnaast worden trommelzeven wel gebruikt als polishing-stap na nabezinkers van actief-slibinstallaties om resterende zwevendestof af te scheiden.

In de stedelijke afvalwaterzuivering zijn ze nooit eerder als voorzuiveringsstap toegepast. Er bestaat het gevaar dat bij de toepassing van zo'n kleine afscheidingsdiameter snel verstoppingen ontstaan. Door vlokmiddeldosering (vlokvergroting) kan dit probleem mogelijk opgeheven worden.

Voor het spoelwaterverbruik van trommelzeven wordt in het algemeen een waarde van 5 tot 10 % van het gemiddeld dagdebiet aangehouden. Dit betekent dat slib afkomstig van een trommelzeef een drogestofgehalte van 0,2 tot 0,4 % heeft.

Zuiveringsprestatie

Tabel 15 geeft een overzicht van de geschatte zuiveringsrendementen van trommelzeven bij toepassing als voorzuivering op stedelijk afvalwater:

Tabel 15: Zuiveringsrendementen van trommelzeven met een afscheidingsdiameter van 25 µm bij toepassing als voorzuiveringsstap

Stof	Zonder vlokmiddeldosering	Met vlokmiddeldosering
Zwevendestof	30 - 40 %	60 - 80 %
CZV	20 - 30 %	40 - 60 %
BZV	20 - 30 %	40 - 60 %
P _{totaal}	10 - 20 %	60 - 80 %
N	5 - 10 %	20 - 30 %

inschatting op basis van de afscheidingsdiameter en de deeltjesgrootteverdeling van het standaardinfluent (zie ook figuren 2 en 3)

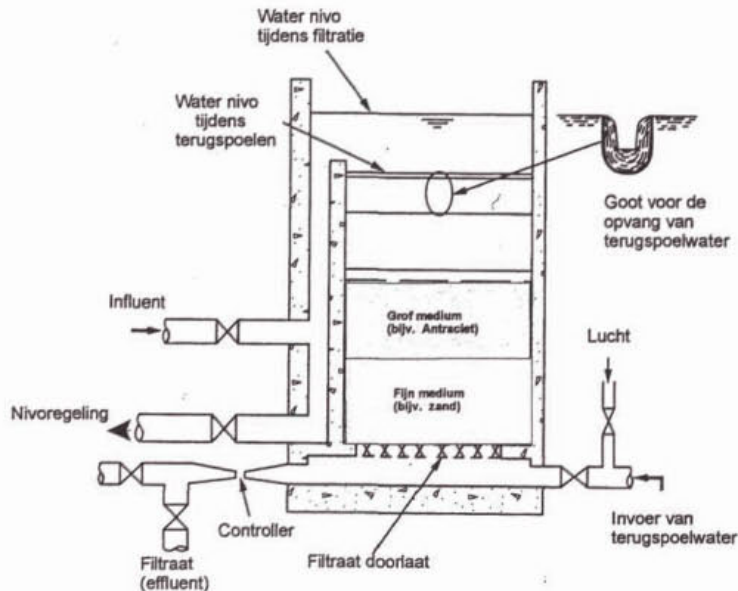
4.2.5 Filtratie over fijnporeuze media (snelfiltratie)

Beschrijving van de techniek

Bij dit type filtratie wordt afvalwater over een filterbed, gevuld met een fijnporeus medium geleid. Het filtermateriaal heeft een korrel diameter variërend tussen 0,2 en 3,5 mm. Als filtermateriaal wordt kwartszand, granaatzand, antraciet of puijsteen gebruikt.

Bij het filtratieproces spelen verschillende mechanismen een rol. Het belangrijkste mechanisme is invang van deeltjes in het filterbed. Daarnaast spelen sedimentatie en adsorptie een rol. Tevens kan (geringe) biochemisch omzetting plaatsvinden in een filter.

Door het verstopten van de poriën neemt de drukval over het filterbed (lineair) toe met de looptijd bij een constante filtratiesnelheid. Als de drukval te hoog wordt of het filterbed geen verontreiniging meer afvangt (doorslag), moet het filterbed gereinigd worden. Dit gebeurt door terugspoelen van het bed. Hiervoor wordt een combinatie van lucht en water gebruikt. Het spoelwater wordt in het algemeen teruggevoerd naar het begin van de rwzi.



Figuur 8: Schematische weergave van een dubbellaags filter

Resultaten en ervaringen uit onderzoek en praktijk

Filtratie over fijnporeuze media wordt bij de behandeling van stedelijk afvalwater in hoofdzaak toegepast op het effluent van actief-slibinstallaties. In Duitsland, Zwitserland en de Verenigde Staten wordt dit veel toegepast. Toepassing als fysisch/chemische voorzuiveringsstap is technisch moeilijker uitvoerbaar omdat, vanwege de hoge zwevendestofgehalten van het ruwe afvalwater, het filter snel verstopt. Hierdoor zal zeer vaak teruggespoeld moeten worden.

Het meest toegepaste systeem voor effluentfiltratie is snelfiltratie. Snelfilters zijn neerwaarts doorstroomde filters waarbij de filtratiesnelheid tussen de 5 en 30 m/h bedraagt. Snelfilterbedden worden uitgevoerd als enkel-, dubbel- en meerlaagse systemen. Meerlaagse filtratie heeft het voordeel dat de dieptewerking van het filter beter wordt benut. Grotere deeltjes worden hierbij boven in het filterbed afgevangen en fijnere deeltjes dieper in het filterbed. De meest voorkomende filterbedconfiguratie voor effluentbehandeling (Duitsland, Zwitserland, VS) bestaat uit een dubbellaags bed van een 0,4 m dikke kwartzandlaag (korreldiameter 0,7 - 1,5 mm) en een toplaag van 0,8 m antraciet (korreldiameter 1,7 - 2,8 mm).

Een speciale vorm van snelfiltratie is vlokkingfiltratie. Bij vlokkingfiltratie wordt aan het filterinfluent een vlokmiddel (ijzer- of aluminiumzout) gedoseerd. In het filterbed vindt tegelijkertijd vlokvorming en afvang van deeltjes en vlokken plaats. Hierdoor worden ook moeilijk filtreerbare stoffen verwijderd in het filter. Daarnaast wordt door de dosering van vlokmiddel

ook restfosfaat verwijderd. Bij vlokkingfiltratie zijn filtratiesnelheden van 30 m/h toepasbaar met bijbehorende looptijden van ongeveer 24 uur [van Nieuwenhuijzen (1996)].

Naast snelfiltratie en vlokkingfiltratie wordt voor effluentfiltratie ook wel het DynaSandfilter gebruikt. Het DynaSandfilter is een opwaartsdoorstroomd filter, dat door de filterconstructie continu werkt. Het voordeel van dit continu bedreven filter ligt daarin dat er geen onderbrekingen plaatsvinden in het filtratieproces voor de reiniging van het filterbed. Een discontinu filter moet na het beëindigen van de filterlooptijd minimaal een kwartier worden teruggespoeld om het filterbed te regenereren. In een continu filter vindt de regeneratie van het filtermateriaal tijdens het filtratieproces (automatisch) plaats.

Zuiveringsprestatie

De resultaten van het filtratieproces zijn sterk afhankelijk van de influentkwaliteit van het filter. Tabel 16 geeft een indicatie van de filtratierendementen van snelfiltratie en vlokkingfiltratie bij toepassing als effluentfilter (de zwevendestofconcentratie bedraagt circa 10 mg d.s./l):

Tabel 16: Zuiveringsrendementen van snelfiltratie en vlokkingfiltratie (bij toepassing als effluentfilter)

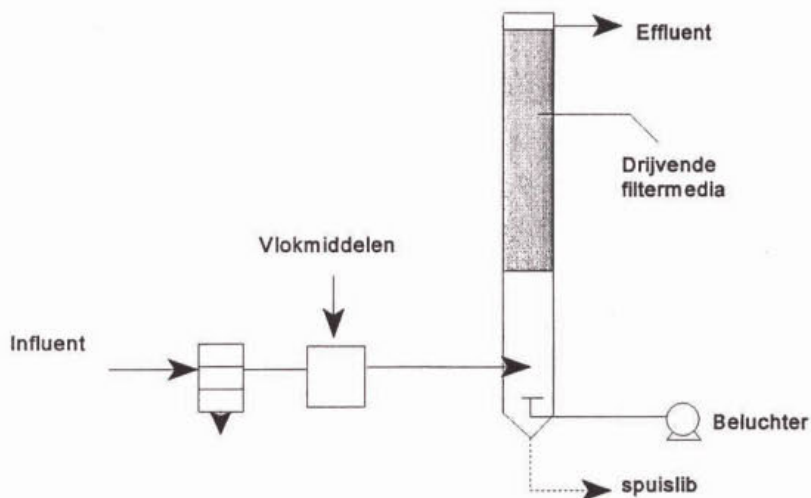
Parameter	Snelfiltratie	Vlokkingfiltratie
zwevendestof BZV CZV P _{totaal}	40 - 85 % ca. 55 % 10 - 15 %	90 % (S _{s,eff} ≈ 0,6 mg/l) 60 - 65 % (P _{eff} ≈ 0,3 mg/l)
	bron: [Van der Graaf (1995)]	Fe/P = 1,5 bron: [Van Nieuwenhuijzen (1996)]

4.2.6 Directe influentfiltratie

Beschrijving van de techniek

Dit type filtratie kan gebruikt worden voor de directe filtratie van stedelijk afvalwater (na grofvuilverwijdering). Het betreft hierbij filtratie over een kolom die half gevuld is met grofporeuze filtermedia. Als filtermedia worden plastic ringen of plastic buisjes met een diameter variërend van circa 2,5 - 8 mm gebruikt. De kolomhoogte is 3 tot 4 meter. Verwijdering van deeltjes vindt plaats door een combinatie van bezinking, adsorptie aan het filtermateriaal en adsorptie aan bacteriemateriaal op het filtermateriaal.

Figuur 9 geeft een reactorschema van een opwaarts doorstroomd influentfilter:



Figuur 9: Directe influentfiltratie (opwaarts doorstroomd)

Resultaten en ervaringen uit onderzoek en praktijk

Directe influentfiltratie is een relatief onbekende voorzuiveringstechniek, waar momenteel geen praktijktoepassing van bekend is. Op een aantal plaatsen is pilot-plantonderzoek gedaan naar directe filtratie van stedelijk afvalwater [Mouri and Niwa (1993), Ødegaard (1997), Tanaka et al. (1995)]. De resultaten van deze onderzoeken zijn opvallend goed. Er zijn zeer hoge oppervlaktebelastingen toepasbaar (5 - 40 m/h) en de zwevendestofverwijderingsresultaten (80 - 90 %) zijn goed.

Directe influentfiltratie kan zowel opwaarts doorstroomd als neerwaarts doorstroomd worden toegepast. In het geval van opwaartse filtratie heeft het filtermedium een dichtheid kleiner dan water en drijft bovenin de reactorkolom. In twee van de drie pilot-plantonderzoeken werd coagulantdosering toegepast.

De terugspoelfrequentie is afhankelijk van de toegepaste oppervlaktebelastingen. De terugspoelfrequentie varieert van om de 5 tot 10 uur bij hoge belastingen tot elke 55 tot 65 uur bij lage belastingen. Een waarde voor het drogestofgehalte van het slib wordt in de gevonden literatuur niet gegeven.

Zuiveringsprestatie

Tabel 17 geeft de zuiveringsrendementen van directe influentfiltratie:

Tabel 17: Zuiveringsrendementen van directe influentfiltratie

Stof	Zuiveringsrendement
Zwevendestof	80 - 90 %
BZV	40 - 50 %

bron: [Mouri en Niwa (1993), Tanaka et al. (1995), Ødegaard (1997)]

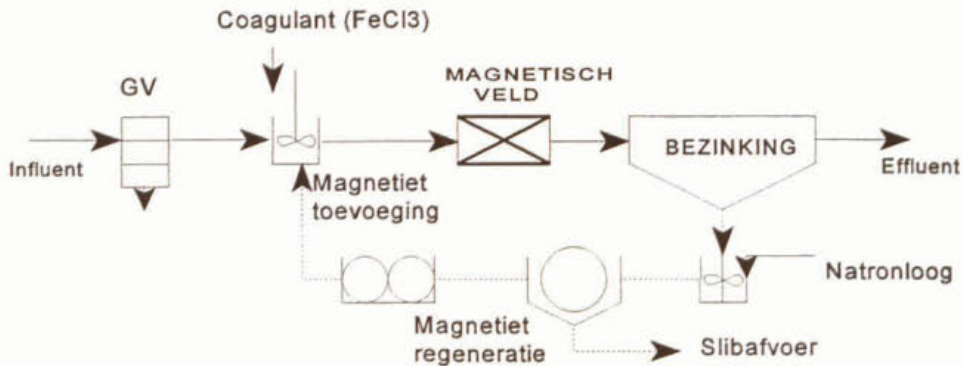
4.2.7 Magnetische afscheiding

Beschrijving van de techniek

Magnetische afscheiding is gebaseerd op het principe dat zwevendestof flocculeert rondom magnetietdeeltjes. Door de aldus gevormde deeltjes daarna in een magnetisch veld te brengen klonteren de magnetiet-slibdeeltjes zeer snel aan elkaar en wordt slib met een relatief hoog drogestofgehalte verkregen.

Magnetische afscheiding wordt als voorzuiveringsstap toegepast in het SIROFLOC™-proces [Booker et al. (1994)]. Een schema van dit proces is gegeven in figuur 10:

In het SIROFLOC™-proces wordt het afvalwater na een grofvuilrooster (GV) opgemengd met een stroom magnetietdeeltjes (Fe_3O_4) en een anorganische coagulant (FeCl_3 of AlCl_3).



Figuur 10: SIROFLOC™-reactor met magnetietregeneratie

De magnetietdeeltjes hebben een grootte van $< 20 \mu\text{m}$. Het magnetiet heeft een groot specifiek oppervlak waardoor zwevend materiaal rondom het magnetiet coaguleert.

De magnetietvlokken worden vervolgens langs een magnetisch veld geleid, waar de magnetietdeeltjes door onderlinge magnetische aantrekking gaat samenklonteren. De zeer goed bezinkbare slibvlokken die hierbij gevormd worden, worden afgevangen in een hoogbelaste bezinktank (oppervlaktebelasting circa 10 m/u).

Na de bezinking wordt de ingedikte magnetiet-slurry afgevoerd naar een tank waar natronloog wordt gedoseerd om de pH van de slurry omhoog te brengen. Door de pH-stijging laten de slibdeeltjes en het coagulant los van het magnetiet. Na de natronloogdosering wordt het magnetiet in een trommelzeef afgescheiden van het primaire slib. Het slib wordt afgevoerd. Het magnetiet wordt vervolgens geregenereerd door het tegenstrooms te wassen en kan vervolgens worden hergebruikt.

Resultaten en ervaringen uit onderzoek en praktijk

Het SIROFLOC™-proces is een Australische vinding die momenteel zowel op pilot-plant-schaal (twee installaties) als op praktijkschaal (één installatie) wordt toegepast. De praktijkschaal-installatie betreft een zuivering in Malabar, Sydney en behandelt 5000 m³/dag stedelijk afvalwater [Booker et al. (1994)]. Met het SIROFLOC™-systeem kunnen compactere installaties worden bereikt met een goed rendement. Knelpunt bij grootschalige toepassing is echter de complexiteit van de installatie en de grote hoeveelheden zuur en base die gedoseerd moeten worden.

Andere toepassingen van het magnetietprincipe betreffen het onderzoek en de praktijkproeven naar magnetische defosfatering [o.a. Van Velzen (1993)] en een onderzoek in België, waarbij magnetiet is gebruikt voor de afscheiding van actief slib na een actief-slibinstallatie [Faseur et al. (1988)]. Bij magnetische defosfatering wordt fosfaat uit het effluent van rwzi's verwijderd door precipitatie rondom magnetiet.

In het onderzoek van Faseur is veel aandacht geschonken aan de kwaliteit van het geproduceerde slib. Uit de resultaten blijkt dat bij toepassing van magnetische flocculatie een 2 tot 2,5 maal hoger drogestofgehalte bereikt kan worden (1,0 - 2,5 %).

Zuiveringsprestatie

Met het prototype van de SIROFLOC™-installatie werden de volgende zuiveringsprestaties gehaald.

Tabel 18: Zuiveringsprestatie van het prototype van de SIROFLOC™-installatie [Booker (1994)]

Parameter	Influent	Behandeld afvalwater	Verwijderingsrendement
Zwevendestof (mg/l)	212	30	86 %
BZV (mg/l)	284	129	55 %
CZV (mg/l)	582	255	56 %
P (mg/l)	7,5	0,9	88 %

Bij een dosering van : 12,3 mg/l Al-ionen, 102 mg/l H₂SO₄ en 26,6 mg/l NaOH

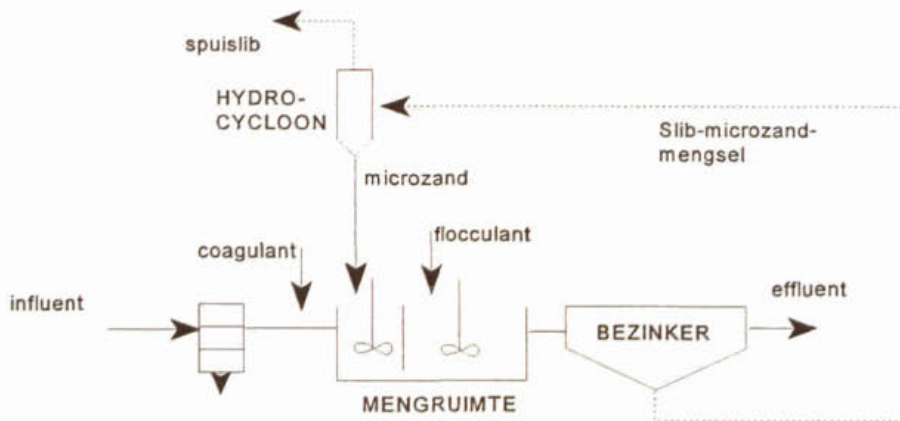
4.2.8 Het Actiflo-proces

Beschrijving van de techniek

Het Actiflo-proces is een compacte fysisch/chemische deeltjesverwijderingsmethode. Het proces komt oorspronkelijk uit de drinkwaterbereiding, waar het veel toegepast wordt voor de primaire behandeling van oppervlaktewater. De laatste jaren vindt het proces ook steeds meer toepassing bij de behandeling van stedelijk afvalwater en bij de behandeling van regenweerafvoer [Poder & Binot (1995), Plum et al. (1998), Gousailles et al. (1997)].

Figuur 11 geeft een schematische weergave van het Actiflo-proces. Het influent wordt na een fijnrooster toegevoerd aan de mengruimte. Voorafgaand aan de mengruimte wordt een coagulant (bijvoorbeeld ijzerchloride) gedoseerd. Door de coagulantdosering worden de deeltjes gedestabiliseerd en worden fosfaatprecipitaten gevormd. In de mengruimte vindt toevoeging van microzand (100 - 150 µm) plaats. Na een snelle menging van het afvalwater, de coagulant en het microzand wordt een flocculant gedoseerd. In het tweede deel van de mengruimte vindt verdere uitvlokking plaats. Het microzand dient hierbij als vlokkingkern. Door het ingesloten microzand zijn de gevormde vlokken zwaarder dan bij gewone préprecipitatie, waardoor de bezinkingsnelheid sterk wordt vergroot. De gevormde vlokken worden afgescheiden in een bezinker. In het Actiflo-proces wordt hiervoor meestal een lamellenbezinker toegepast.

Het slib-zand-mengsel uit de lamellenbezinker wordt vervolgens in een hydrocycloon gebracht, waar het microzand wordt gescheiden van het primaire slib. Het microzand wordt teruggevoerd naar de injectietank.



Figuur 11: Het Actiflo-proces

Resultaten en ervaringen uit onderzoek en praktijk

Het Actiflo-proces wordt momenteel op pilot-plantschaal in Denemarken, Frankrijk en de Verenigde Staten (New York) toegepast. Het betreft hier met name toepassing voor de behandeling van regenweerafvoer. Actiflo dient hierbij als alternatief voor de uitbreiding van bergingsbassins bij de afvalwaterzuiveringsinstallatie. De regenweeraanvoer wordt hierbij behandeld door het gesuspendeerde materiaal af te scheiden, waarna het effluent wordt geloosd op het oppervlaktewater.

Daarnaast bestaan er configuraties waarbij het Actiflo-proces wordt geïnstalleerd halverwege een rioolstelsel. Bij regenweerafvoer wordt hierbij het overstortwater opgevangen. Na behandeling wordt het geloosd op het oppervlaktewater.

Een voordeel van het proces is dat een snelle opstart mogelijk is (binnen 15 minuten). In de diverse onderzoeken worden zeer hoge oppervlaktebelastingen beschreven. Voor zowel de behandeling van riooloverstorten, als bij toepassing als voorzuivering worden oppervlaktebelastingen van 15 tot 150 m/h gegeven.

Zuiveringsprestaties

Tabel 19 geeft de zuiveringsrendementen van het Actiflo-proces:

Tabel 19: Zuiveringsrendementen van het Actiflo-proces

Stof	Bij toepassing als voorzuiveringsstap	Bij behandeling van regenweerafvoer
Zwevendestof	75 - 90 %	80 - 98 %
CZV	55 - 65 %	
P _{totaal}	50 - 95 %	50 - 98 %
N	10 - 20 %	

bron: [Poder & Binot (1995), Plum et al. (1998)]

4.2.9 Membraanfiltratie

Beschrijving van de techniek

Bij membraanfiltratie wordt water onder druk door een semi-permeabel membraan geperst. De in het water aanwezige stoffen worden hierbij geheel of gedeeltelijk tegengehouden. De poriegrootte bepaalt het scheidend vermogen van het membraan. Membraantechnieken hebben een breed bereik aan poriegroottes (ca. $1 \cdot 10^{-4}$ - 10 μm). Afhankelijk van de porie-

groottes wordt onderscheid gemaakt tussen microfiltratie, ultrafiltratie, nanofiltratie en hyperfiltratie (zie tabel 20).

Tabel 20: Overzicht van membraantechnieken

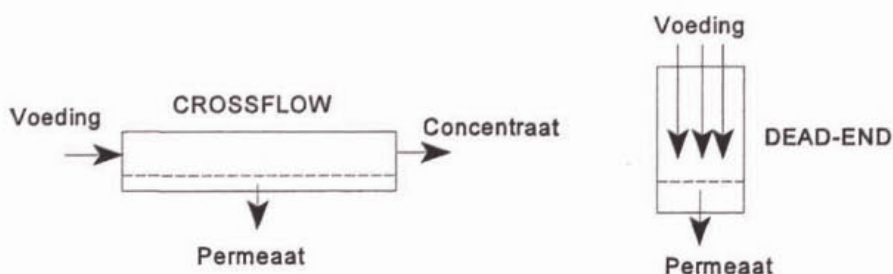
	grenzen (μm)	afscheiding van:	druk bij cross- flow filtratie (bar)*
Microfiltratie	0,1 - 10	- colloïdaal materiaal, bacteriemateriaal	ca. 0,1 - 2,5
Ultrafiltratie	0,01 - 0,1	- colloïdaal materiaal, bacteriemateriaal	ca. 0,5 - 5
Nanofiltratie	$1 \cdot 10^{-3}$ - $1 \cdot 10^{-2}$	- macromoleculen - microverontreinigingen, - kleurstoffen	5 - 15
Hyperfiltratie (omgekeerde osmose) - brakwaterontzouting - zeewaterontzouting	$1 \cdot 10^{-4}$ - $1 \cdot 10^{-3}$	- zouten - zouten	25 > 50 - 80

* [Van Dijk et al. (1995), Mallevialle et al. (1996)]

De transmembraandruk die aangezet moet worden is afhankelijk van:

- de poriegrootte van het membraan;
- de concentratie aan zouten in het water (toenemende osmotische druk);
- de mate van vervuiling van het membraan.

Membraanfiltratie kan zowel volgens het crossflowprincipe als volgens het dead-endprincipe worden toegepast (figuur 12).



Figuur 12: Crossflow en dead-end membraanfiltratie

De laatste jaren is er een zeer sterke ontwikkeling op het gebied van het gebruik van membranen. Door de komst van nieuwe materialen is het proces breder en tegen lagere kosten inzetbaar. Momenteel schommelen de kosten rond de 0,30 - 0,60 Nlg per m^3 behandeld water voor micro- en ultrafiltratie. De verwachting is dat de prijs van membranen in de toekomst nog significant zal dalen.

Een belangrijke beperking van het gebruik van membranen is de gevoeligheid voor vervuiling van het membraanoppervlak. Vervuiling wordt veroorzaakt door scaling - neerslag van zouten - en fouling - afzetting van organische verbindingen.

De vervuilende stoffen vormen een grenslaag waardoor de benodigde druk toeneemt (uitgaande van een gelijkblijvend debiet). In het geval van zouten kan dit effect nog versterkt

worden door concentratie-polarisatie, waardoor ook de osmotische tegendruk toeneemt. Door de vervuiling van het membraanoppervlak moeten membranen regelmatig teruggespoeld worden. Daarnaast is vervuiling er de oorzaak van, dat de afschrijvingstijd van membranen relatief kort is (een gemiddelde van 5 jaar wordt aangehouden).

Resultaten en ervaringen uit onderzoek en praktijk

Membranefiltratie wordt momenteel het meest toegepast als scheidings- en concentreringsproces in de drink- en proceswaterzuivering. Een recente ontwikkeling is de toepassing van membranen voor het vergaande reiniging van rwzi-effluent [Van der Graaf et al. (1998)].

Een belangrijke membraantoepassing binnen de afvalwaterzuivering is de toepassing in membraanbioreactoren (zie hoofdstuk 5). Hierbij worden membranen toegepast in actief-slibinstallaties om biomassa af te scheiden van de waterstroom.

In hoeverre membraanmicro- of ultrafiltratie is toe te passen als voorzuiveringsstap is niet bekend. In de evaluatie zal ervan uitgegaan worden dat membraanfiltratie alleen kan worden toegepast bij lagere zwevendestofconcentraties. Directe toepassing van membraanfiltratie als eerste stap in het zuiveringsproces kan echter interessant perspectieven bieden.

Zuiveringsprestatie

Membranefiltratie is een zeer betrouwbaar proces, waarbij (afhankelijk van de poriegrootte) een volledige afscheiding van de vervuiling mogelijk is. Het is hierbij belangrijk om de integriteit van het membraan te monitoren op beschadiging (bijvoorbeeld met een deeltjesteller).

4.3 Voorzuiveringsstappen gebaseerd op bioflocculatie en afscheiding

4.3.1 Inleiding

In deze paragraaf wordt een aantal voorzuiveringsstappen besproken die gebaseerd zijn op een combinatie van bioflocculatie met een fysische afscheidingstechniek. Eerst wordt nader ingegaan op het begrip *bioflocculatie*.

Onder zowel aërobe als anaërobe omstandigheden kunnen bacteriën aan elkaar of aan oppervlakken hechten. De hechtingseigenschappen van bacteriën worden veroorzaakt doordat zich rondom de cellen een slijm laag vormt. Deze slijm laag, ook wel aangeduid als glycocalyx, bestaat uit extracellulaire polymeren. Extracellulaire polymeren zijn hoogmoleculaire verbindingen, die door micro-organismen worden geproduceerd en uitgescheiden.

Onderlinge hechting van bacteriën leidt tot vlokvorming. Vlokvorming heeft voor bacteriën een aantal voordelen. De vlokvorming voorkomt uitspoeling uit het ecosysteem, leidt tot een efficiëntere manier van substraatopname en vormt een bescherming tegen predatoren (protozoën en ciliaten).

Zwevend organisch materiaal kan zich hechten aan de oppervlakken van bacteriën of bacterievlokken. Aëroob slib blijkt colloïdale en gesuspendeerde deeltjes zeer goed te kunnen ad- en absorberen. Deze sorptieprocessen vinden zeer snel plaats (binnen een tijdsbestek van < 10 minuten). Van dit gegeven wordt gebruik gemaakt in de A-trap. Binding van zwevend materiaal aan bacteriële vlokken wordt wel aangeduid als biosorptie. In deze studie wordt onder bioflocculatie de combinatie van vlokvorming en biosorptie verstaan.

Anaëroob slib heeft andere oppervlakte-eigenschappen dan aëroob slib. Dit komt doordat de glycocalyx van anaërobe bacteriën andere stoffen met minder bindende eigenschappen bevat. Daarnaast is de glycocalyx van anaërobe bacteriën ook minder omvangrijk. Hierdoor is het biosorberend vermogen van anaëroob slib minder groot dan dat van aëroob slib. Toch

vindt ook onder anaërobe omstandigheden biosorptie plaats, zoals blijkt uit de resultaten van de Upflow Anaerobic Solids Retention-reactor.

Over de theoretische achtergrond van bioflocculatie in aërobe en anaërobe installaties is relatief weinig bekend. Een fundamentele en uitgebreidere bestudering van bioflocculatie is interessant en kan nieuwe perspectieven voor zuiveringsmogelijkheden geven.

Als aanvulling op de vlokvorming door bioflocculatie kan vlokmiddeldosering worden toegepast. Dit wordt beschreven in paragraaf 4.3.3.

In tabel 21 is een overzicht van technieken gegeven die in deze paragraaf worden besproken:

Tabel 21: Overzicht van technieken waarbij bioflocculatie een rol speelt

Milieuomstandigheid	Techniek
Aëroob	de A-trap/de A-trap met slibregeneratie de A-trap met vlokmiddeldosering
Anoxisch	de denitrificerende A-trap de denitrificerende A-trap met vlokmiddeldosering
Anaëroob	de Upflow Anaerobic Solids Retention (UASR) -reactor

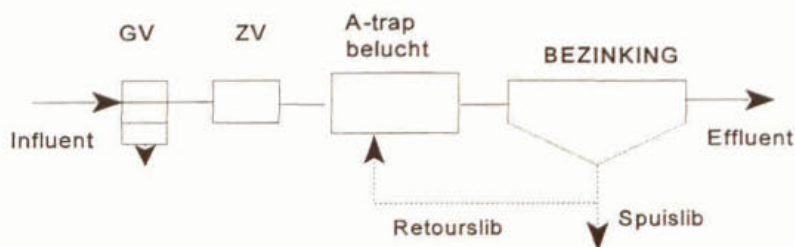
4.3.2 De A-trap/de A-trap met slibregeneratie

Beschrijving van de techniek

In deze paragraaf wordt specifiek gekeken naar de A-trap van het AB-proces. De A-trap in combinatie met de tussenbezinker wordt gezien als een biologisch/fysische voorbehandelingsstap, waarin zwevendestofverwijdering plaatsvindt door biosorptie aan slib, gevolgd door bezinking. In de A-stap wordt ruw afvalwater gedurende korte tijd (ongeveer 15 - 30 min) in contact gebracht met belucht slib.

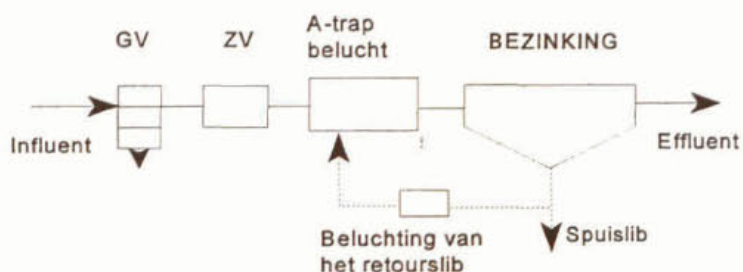
De A-trap is gebaseerd op een combinatie van bacterievlokvorming en snelle biosorptie van colloïdaal/gesuspendeerd materiaal aan slibvlokken. Daarnaast vindt ook opname van opgelost materiaal in het slib plaats (diffusie). Uit onderzoek [Böhnke (1980), Sayed (1985)] blijkt dat bij hoge slibbelastingen (1 - 5 BZV/kg d.s. dag) in de A-trap door een snelle biosorptie aan en diffusie in de cel, 60 tot 80 % van het totale BZV geassocieerd is met (bacterie)slib. Dit slib kan vervolgens worden verwijderd door bezinking. Door de korte verblijftijd is de biologische omzetting laag.

De A-trap maakt deel uit van het AB-systeem, wat staat voor Adsorption Belebung Verfahren. In dit systeem wordt het effluent van de A-trap behandeld in een laagbelast actiefslibstelsysteem voor CZV-verwijdering en nitrificatie. Door de hoge BZV-verwijdering in de A-trap is de BZV/N-verhouding in de B-trap in het algemeen te laag voor vergaande denitrificatie.



Figuur 13: Schema van de A-trap

Een variant op de A-trap is de A-trap met slibregeneratie. Hierbij wordt het retourslib dat teruggaat naar de A-trap voor korte tijd belucht. Deze configuratie is in 1985 onderzocht door Sayed [Sayed (1985)]. Uit zijn onderzoek bleek dat het rendement van de A-trap hierdoor significant verbetert. De oorzaak hiervan is niet duidelijk te verklaren. Figuur 14 geeft een schema:



Figuur 14: Schema van de A-trap met slibregeneratie

Resultaten en ervaringen uit onderzoek en praktijk

In Nederland zijn twee installaties die (deels) gebaseerd zijn op het AB-proces: rwzi Dokhaven (470.000 i.e.) en rwzi Nieuwveer (651.000 i.e.).

Het AB-systeem wordt veelvuldig toegepast in Duitsland. Hier wordt het ook veel toegepast om de capaciteit van bestaande ééntrapsinstallaties te vergroten. Dit gebeurt als volgt: veel van de ééntrapsinstallaties zijn uitgevoerd met een beluchte zandvanger. Door slib uit de voorbezinktank terug te leiden over de beluchte zandvanger wordt een A-trap gecreëerd, waarbij de voorbezinking als tussenbezinking gaat functioneren. Bij de meeste installaties is de A-trap gedimensioneerd op een hydraulische verblijftijd van 15 minuten bij rwa.

Tabel 22: Procesparameters van de A-trap van rwzi-Dokhaven en de A-trap met slibregeneratie

	A-trap	A-trap met slibregeneratie
hydraulische verblijftijd, rwa (u)	0,25	0,5
slibbelasting [kg BZV/kg d.s.dag]	1,5	4,0 - 8,5 kg CZV/kg d.s.dag
slibvolume-index [ml/g]	73	40 - 120
	[bron: RWZI 2000, rapportnr. 90-02]	[bron: Sayed (1985)]

Door de hoge verwijderingsrendementen is de primaire slibproductie van de A-trap is hoog. Dit slib is erg goed vergistbaar. Het geproduceerde slib heeft een drogestofgehalte van 0,5 tot 1 %.

Een ander interessant aspect van de A-trap is de relatief hoge fosfaatverwijdering. Er zou meer P worden verwijderd dan in andere zuiveringssystemen. In de praktijk is gebleken dat enkele AB-installaties onder bepaalde procesomstandigheden een fosfaatverwijderingsrendement van 60 tot 70 % halen [Salomé (1990), Schellen (1997)]. De oorzaak moet worden gezocht in een hogere biologische opname van P in het slib. Dit is nog weinig onderzocht.

Zuiveringsprestatie

Tabel 23 geeft de zuiveringsresultaten van de A-trap en de A-trap met slibregeneratie:

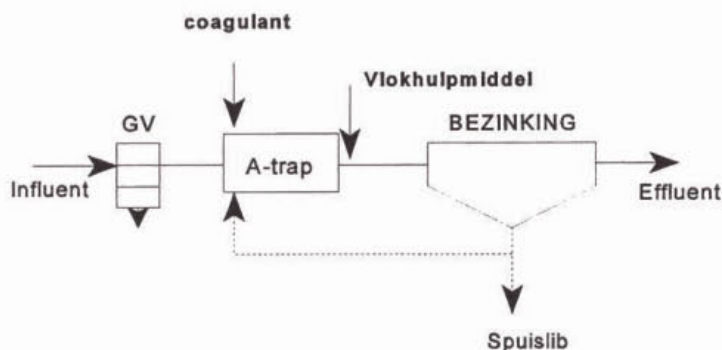
Tabel 23: Zuiveringsresultaten van de A-trap en de A-trap met slibregeneratie

Parameter	A-trap (rwzi Dokhaven)	A-trap met slibregeneratie
CZV _{totaal}	65 - 70 %	ca. 85 % (60 % bij rwa)
CZV _{opgelost}	n.g. (niet gemeten)	ca. 90 % (75 % bij rwa)
BZV	70 - 75 %	n.g.
P _{totaal}	ca. 50 %	ca. 50 %
N _{Kjeldahl}	ca. 25 %	n.g.
Zwevendestof (mg/l)	30 - 50 mg d.s./l	30 - 45 mg d.s./l
	bron: [Schellen (1997)]	bron: [Sayed (1985)]

4.3.3 De A-trap met vlokmiddeldosering

Beschrijving van de techniek

De A-trap kan ook toegepast worden in combinatie met vlokmiddeldosering. Hierbij wordt een coagulatiemiddel toegevoerd aan de beluchtingstank. Een flocculatiemiddel wordt toegevoegd tussen de beluchtingstank en de afvoer naar de bezinker. Figuur 15 geeft hiervan een schema:



Figuur 15: Schema van de A-trap met vlokmiddeldosering

Resultaten en ervaringen uit onderzoek en praktijk

In de A-trap bij Dokhaven Rotterdam worden sinds 1995 vlokmiddelen gedoseerd. Dit gebeurt om te voldoen aan de in dat jaar van kracht geworden lozingseis voor fosfaat. In eerste instantie werd aan de A-trap ijzerchloride (FeCl_3) gedoseerd in een Fe/P molverhouding van circa 1,0 mol/mol. Door de ijzerchloridedosering aan de A-trap stijgt niet alleen het fosfaatverwijderingspercentage, maar ook het CZV- en BZV-verwijderingspercentage (zie tabel 24).

Eind 1995 is men overgegaan op coagulatie/flocculatie door middel van het F.A.S.T.-procédé [Schellen (1997)]. F.A.S.T. is het acroniem voor Försedimentierungs Ausklijning av Suspenderat materia med Trippeldos = voorprecipitatie van zwevende bestanddelen in primair slib met drievoudige dosering. In het F.A.S.T.-procédé wordt een deel van het coagulummiddel ijzerchloride vervangen door een kationisch poly-elektrolyet (pe). Hierdoor kan de ijzerchloridedosering aanzienlijk verminderd worden (Fe/P = 0,4 mol/mol). Voor de vlokvorming wordt na de beluchtingstank een anionisch pe toegevoegd.

Behalve tot een vermindering van de ijzerchloridedosering leidt de tripeldosering ook tot een verlaging van de extra-(chemisch)slibproductie met circa 35 % (zie tabel 24). De combinatie van vermindering van de ijzerchloridedosering en vermindering van de slibproductie heeft geleid tot een aanzienlijke besparing op de operationele kosten [Schellen (1997)].

De ervaringen met de tripeldosering aan de A-trap zijn erg positief. De kationische coagulant zorgt voor sterke en compacte vlokken die goed bestand zijn tegen de hoge afschuifkrachten die optreden in de turbulente aëratietanks van de A-trap. Bij de overstortgoot van de afvoerleiding naar de tussenbezinktanks wordt bewerkstelligd dat grote vlokconglomeraten ontstaan die in de tussenbezinktanks zorgen voor een snelle bezinking en als een filterdeken het fijne gesuspendeerde materiaal invangen. De tripeldosering in Dokhaven is uniek. Daarvóór is nooit tripeldosering in een tweetrapszuiveringstelsel toegepast.

Zuiveringsprestaties

Tabel 24 laat de zuiveringsresultaten van de A-trap van rwzi Dokhaven zien. Hierbij worden de resultaten van de zuivering zonder dosering, met ijzerchloridedosering en met dosering volgens het F.A.S.T.-procédé vergeleken:

Tabel 24: Zuiveringsresultaten van rwzi Dokhaven: Vergelijking van de resultaten zonder dosering, met ijzerchloridedosering en met dosering volgens het F.A.S.T.-procédé

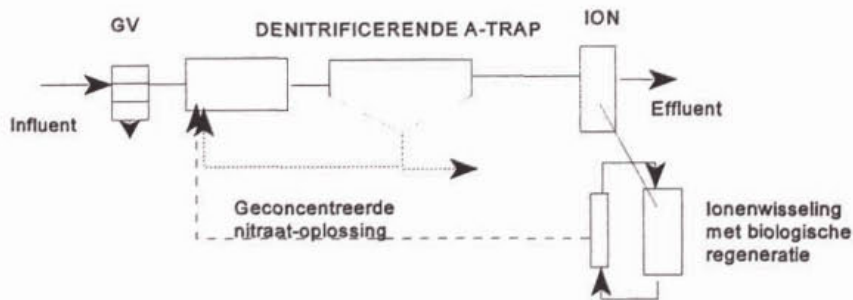
parameter	Zonder dosering	Dosering FeCl_3	Dosering volgens het F.A.S.T.-procédé
Dosering		13,3 g Fe/m ³ (1,04 mol Fe/mol P)	7,9 g Fe/m ³ 1,0 g kationisch pe/m ³ 0,2 g anionisch pe/m ³
CZV	65 - 70 %	75 - 80 %	ca. 77 %
BZV	70 - 75 %	75 - 85 %	ca. 85 %
P	ca. 50 %	75 - 85 %	ca. 78 %
Zwevendestof in het effluent	30 - 50 mg d.s./l	30 - 40 mg d.s./l	30 - 45 mg d.s./l
slibproductie (kg/d)	22.000	27.060 (+ 23 %)	25.300 (+ 15 %)

bron: [Schellen (1997)]

4.3.4 De denitrificerende A-trap

Beschrijving van de techniek

Een variant op de eerder beschreven A-trapconfiguraties is de denitrificerende A-trap. Dit systeem is gebaseerd op dezelfde principes als de eerder beschreven A-trapsystemen, alleen wordt hierbij geen lucht toegevoerd (aëroob), maar nitraat (anoxisch). Hierbij neemt nitraat de rol van electronendonor over. Dit systeem kan toegepast worden in combinatie met de ionenwisselaar met biologische regeneratie die in hoofdstuk 5.2 beschreven zal worden. Figuur 16 geeft een schema van deze configuratie, waarbij ook de ionenwisselaar met biologische regeneratie wordt afgebeeld:



Figuur 16: Schema van de denitrificerende A-trap gevolgd door een ionenwisselaar met biologische regeneratie

Resultaten en ervaringen uit onderzoek en praktijk

In de jaren '70 is door Klapwijk onderzoek gedaan aan een opwaarts doorstroomde denitrificatiereactor [Klapwijk (1979)]. Hierbij werd een reactor gevoed met voorbezonden rioolwater. Aan het influent werd nitraat (75 - 100 mg $\text{NO}_3\text{-N}$) toegevoegd om denitrificatie te realiseren. De denitrificerende A-trap werd gedurende 70 dagen bedreven bij een slibbelasting van belasting 0,18 kg CZV/kg d.s.dag. Door de denitrificatiereactie werd CZV verwijderd. Bij influentconcentraties van 410 mg CZV/l behaalde de reactor een rendement van 70 % CZV-verwijdering. Gemiddeld 63 % hiervan werd geoxideerd met nitraat door denitrificatie.

Zuiveringsrendementen

Tabel 25: Zuiveringsrendementen van een opwaarts doorstroomde denitrificerende A-trap

Stof	Verwijdering
CZV	70 %
P_{totaal}	52 %
N	15 %
zwevendestof in het effluent)	circa 40 mg d.s./l

bron: [Klapwijk (1979)]

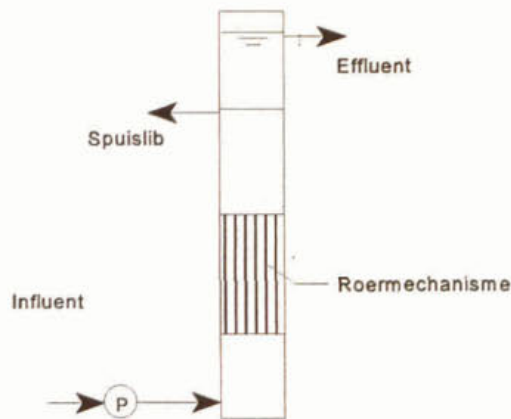
4.3.5 Upflow Anaerobic Solids Retention (UASR) reactor

Beschrijving van de techniek

De Upflow Anaerobic Solids Retention reactor is een voorzuiveringsstap waarbij het afvalwater opwaarts stroomt door een kolom, waarbij in de kolom een slibbed aanwezig is. In het slibbed worden deeltjes verwijderd door bezinking en invang en/of biosorptie. Bij een voldoende lange verblijftijd van het slib in de reactor groeien verzurende bacteriën in, waardoor gesuspendeerd en opgelost organisch materiaal (gedeeltelijk) gehydrolyseerd en gefermenteerd wordt.

In het slibbed groeien verzurende bacteriën in. Door de activiteit van deze verzurende bacteriën en door uitscheiding van exo-enzymen vinden gedeeltelijke hydrolyse van het gesuspendeerde materiaal en een bijna volledige verzuring van opgeloste stoffen plaats. Hierdoor neemt de totale hoeveelheid CZV in het effluent van de reactor toe. Dit is een sterk punt van de UASR-reactor omdat hierdoor de BZV/N-verhouding toeneemt en de mogelijkheden voor biologische denitrificatie in de nazuivering beter worden.

Het is van belang dat de slibverblijftijd in de UASR-reactor niet te groot wordt, omdat anders methaanvormers ingroeien. Dit leidt tot methaangasvorming in de reactor waardoor de bezinkbaarheid verslechtert.



Figuur 17: De Upflow Anaerobic Solids Retention (UASR)-reactor (pilotplant ontwerp)

Resultaten en ervaringen uit onderzoek en praktijk

De UASR-reactor is door een aantal onderzoekers [Gonçaves et al. (1994), Wang (1994)] op pilot-plantschaal onderzocht. De tabellen 26 en 27 geven een korte samenvatting van de resultaten die zijn gevonden:

Tabel 26: Percentage hydrolyse en percentage verzuring in de UASR-reactor

Reactortype	HVT (uur)	Temperatuur	Hydrolyse [%]	Verzuring [%]
UASR [Wang (1994)]	3,0	17 °C	0,7	7
UASR [Gonçaves et al (1994)]	2,1 2,3 2,8	20 °C	2,6 3,2 6,8	9 11 17

De UASR-reactor wordt momenteel op enkele plaatsen in China toegepast.

Zuiveringsprestaties

Tabel 27 laat het zuiveringsrendement van de UASR-reactor zien:

Tabel 27: Zuiveringsrendementen van de UASR-reactor

Stof	Verwijdering
Zwevendestof*) CZV _{totaal}	55 - 70 % ca. 30 %
hydrolyse percentage	ca. 5 % van totaal CZV
zwevendestof in het effluent	ca. 50 - 100 mg d.s./l
	De hydraulische verblijftijd varieert van 2,0 tot 3,5 uur; Opwaartse snelheid varieert van 0,6 tot 1,6 m/u. Bron: [Wang (1994), Gonçaves et al. (1994)]

*) zwevendestof is hier gedefinieerd als deeltjes > 4,4 µm. Uit het CZV-verwijderingspercentage blijkt echter dat nog veel colloïdale stof (tussen 0,45 en 4,4 µm) aanwezig is. Strikt genomen is hierdoor het zwevendestofverwijderingspercentage zoals dat in hoofdstuk 2 is gedefinieerd lager en bedraagt slecht 40 %. Door het toevoegen van vlokmiddelen zou de deeltjesverwijdering kunnen worden verbeterd.

4.4 Rangschikking van de voorzuiveringsstappen en bepaling van de effluentkwaliteiten

4.4.1 Inleiding

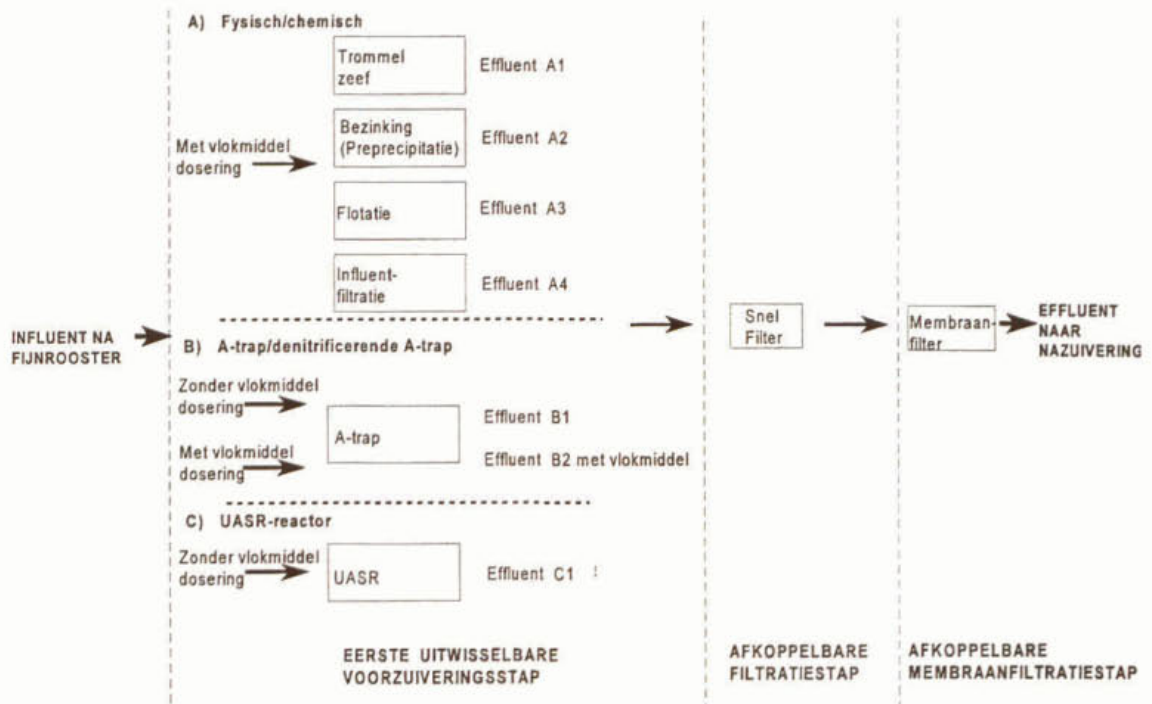
In deze paragraaf wordt een rangschikking van de in paragraaf 4.2 en 4.3 beschreven voorzuiveringsstappen gegeven, waarbij een ordening gemaakt is naar voorzuiveringsstappen met eenzelfde effluentsamenstelling. Deze effluentsamenstelling wordt beschreven in 4.4.3, 4.4.4 en 4.4.5 en zal gebruikt worden bij het kiezen en doorrekenen van de nazuiveringsstappen, zodat (in deel II) volledige zuiveringsscenario's opgesteld en geëvalueerd kunnen worden.

Wat betreft de effluentsamenstellingen zijn de parameters zwevendestof, CZV, BZV, N_{kjeldahl} , P_{totaal} en E-colibacteriën vastgesteld. Ook is de BZV/N-verhouding berekend. Deze verhouding is van belang, omdat aan de hand hiervan vastgesteld kan worden of het effluent geschikt is voor biologische stikstofverwijdering door middel van nitrificatie en denitrificatie. Bij een te lage verhouding wordt denitrificatie moeilijk door het ontbreken van voldoende koolstofbron. In dit onderzoek is als minimale verhouding een BZV/N van minimaal 2,5 aangehouden. Bij deze BZV/N-verhouding vindt denitrificatie plaats tot nitraatgehaltes die voldoen aan de effluenteisen.

4.4.2 Rangschikking van de voorzuiveringsstappen

Uit de geïnventariseerde voorzuiveringsstappen is een ordening naar drie voorzuiveringsscenario's gemaakt, waarbij onder elk scenario voorzuiveringsstappen met een vergelijkbare effluentsamenstelling zijn gebracht. De voorzuiveringsscenario's bestaan uit een voorzuiveringsstap gevolgd door snelfiltratie en/of membraanfiltratie. Na de membraanmicrofiltratiestap wordt een volledig deeltjesvrij effluent verkregen. In figuur 18 wordt een schema weergegeven van de drie voorzuiveringsscenario's. Dit schema is tevens achterin het rapport als uiklapbare versie toegevoegd.

Bij de rangschikking en het opstellen van voorzuiveringsscenario's zijn de voorzuiveringsstappen magnetische afscheiding en het Actiflo-proces niet meegenomen. Van beide technieken was op het moment van evaluatie niet voldoende informatie beschikbaar.



Figuur 18: Systematische rangschikking van voorzuiveringsstappen (zie ook uitklapversie)

Voorzuiveringsscenario A: fysisch/chemische voorzuivering

De fysisch/chemische voorzuiveringsstappen omvatten de stappen bezinking, trommelzeef, flotatie en directe influentfiltratie.

Van deze voorzuiveringsstappen hebben de stappen bezinking en trommelzeef een eigen specifieke deeltjesafscheidingsdiameter. Door deze specifieke afscheidingsdiameters te vergelijken met de deeltjesgrootteverdeling van het standaardinfluent voor en na vlokmiddeldosering (figuur 2 en 3), kan per stap bepaald worden hoe groot het zuiveringsrendement is voor een bepaalde verontreiniging. In tabel 28 wordt hiervan een overzicht gegeven:

Tabel 28: Zwevendestofverwijdering van bezinking en trommelzeef, zonder en met vlokmiddeldosering

Zuiveringsstap (afscheidingsdiameter)	zonder vlokmiddeldosering	met vlokmiddeldosering
Bezinking/préprecipitatie (> ca. 50 µm)	30 - 40 %	80 - 90 %
Trommelzeef (> ca. 25 µm)	30 - 40 %	80 - 90 %

Uit deze resultaten wordt duidelijk dat voor bezinking en trommelzeefing zonder vlokmiddeldosering geen vergaande deeltjesverwijdering behaald wordt. De technische realisatie gericht op een zo volledig mogelijke deeltjesverwijdering vereist daarom een behandeling met vlok(hulp)middelen om fijne deeltjes te laten uitvlokken tot gemakkelijker verwijderbare grove vlokdelen. Daarbij komt dat trommelzeven gevoelig zijn voor kleine deeltjes in verband met verstopping; dosering kan hier problemen voorkomen. Binnen het kader van het onder-

zoek is daarom gekozen om vlokmiddelen te doseren in het geval van bezinking (préprecipitatie) en trommelzeving.

Bij flotatie wordt ook vlokmiddeldosering toegepast. Hier geldt dat vlokmiddeldosering noodzakelijk is uit het oogpunt van vlokvergroting en voor een verandering van de oppervlakte-eigenschappen van de deeltjes. Flotatie zonder vlokmiddeldosering is niet toepasbaar. Voor directe influentfiltratie is niet bekend in hoeverre deeltjes verwijderd worden zonder voorafgaande coagulatie/flocculatie. In het kader van de evaluatie is aangenomen dat dit toegepast wordt.

De voorzuiveringsstappen trommelzeef, préprecipitatie, flotatie en directe influentfiltratie worden ondergebracht onder voorzuiveringsscenario A, waarbij in alle gevallen vlokmiddel wordt gedoseerd. Als gunstige bijkomstigheid bij de dosering van anorganische vlokmiddelen worden fosfaatvlokken gevormd (FePO_4), waardoor fosfaat al in de voorzuivering vergaand verwijderd kan worden.

Voorzuiveringsscenario B: voorzuivering gebaseerd op het A-trappincipe

De voorzuiveringsstappen A-trap, A-trap met slibregeneratie, A-trap met vlokmiddeldosering en denitrificerende A-trap zijn ondergebracht onder voorzuiveringsscenario B. Voor deze stappen is een gelijke effluentkwaliteit gedefinieerd. Deze voorzuiveringsstappen kunnen zonder vlokmiddeldosering worden toegepast, omdat hier bioflocculatie optreedt. De mogelijkheid blijft echter aanwezig om ook aan deze zuiveringsstappen vlok(hulp)middel te doseren.

Voorzuiveringsscenario C: voorzuivering gebaseerd op de UASR-reactor

De UASR-reactor is ondergebracht in voorzuiveringsscenario C. Deze reactor heeft een op zichzelf staande effluentkwaliteit, omdat hierbij door hydrolyse CZV_{opgelost} toeneemt.

4.4.3 Bepaling van de effluentsamenstelling van de volledig fysisch/chemische voorzuiveringsstappen (voorzuiveringsscenario A)

De voorzuiveringsstappen trommelzeef (A1), préprecipitatie (A2), flotatie (A3) en directe influentfiltratie (A4) zijn samengebracht onder voorzuiveringsscenario A in figuur 18. Zoals eerder vermeld, wordt in alle gevallen vlokmiddel gedoseerd. De kwaliteiten van de effluënten A1 tot A 4 verschillen niet van elkaar.

Het zwevendestofgehalte in het effluent van trommelzeef, préprecipitatie, flotatie en directe influentfiltratie is gesteld op 50 mg/l. Deze waarde is vastgesteld aan de hand van gerapporteerde waarden over de zwevendestofconcentraties in het effluent van préprecipitatie [Van der Roest (1991)]. Er is van uitgegaan dat deze waarden ook gelden voor de andere drie voorzuiveringsstappen van voorzuiveringsscenario A. Op basis van het zwevendestofgehalte bevat het effluent een gesuspendeerde CZV-fractie van 60 mg/l.

Op basis van figuur 3 is bepaald dat de verwijderingspercentages voor BZV en $\text{N}_{\text{Kjeldahl}}$ respectievelijk 50 % en 20 % bedragen. De fosfaatconcentratie is - door de dosering van ijzerchloride - gesteld op 1 mg P/l.

Het voorgezuiverde afvalwater kan daarna door snelfiltratie en/of membraanfiltratie verder ontdaan worden van zwevendestof en bacteriën. Met snelfiltratie wordt zwevendestof tot circa 1 à 2 mg d.s./l verwijderd. Door membraanfiltratie kan een volledige verwijdering van zwevendestof bereikt worden.

Tabel 29: Effluentsamenstelling van de A-voorzuiveringsscenario's

Parameter	Trommelzeef préprecipitatie Flotatie Directe influentfiltratie	Snelfiltratie	Membraan- microfiltratie
CZV (mg O ₂ /l)	240 (R = 60%)	186	180 (R = 25 %)
opgelost	180	180	180
gesuspendeerd	60	6	0
BZV (mg O ₂ /l)	110 (R = 50%)	90	90
N _{kjeldahl} (mg N/l)	44 (R = 20%)	41,5	41,3
P _{totaal} (mg P/l)	1	< 1	< 1
Zwevendestof (mg d.s./l)	50	1 - 2	< 1
Bacteriologische betrouw- baarheid (E-coli)	--	+/-	+
BZV/N	2,5	2,2	2,2

R = rendement; -- slecht; +/- matig; + goed

4.4.4 Bepaling van de effluentsamenstelling van de voorzuiveringsstappen gebaseerd op de A-trap (voorzuiveringsscenario B)

De voorzuiveringsstappen gebaseerd op de A-trap (A-trap, A-trap met slibregeneratie, A-trap met vlokmiddeldosering, denitrificerende A-trap) zijn onderdeel van voorzuiveringsscenario B in figuur 18. Zoals eerder vermeld zijn de verschillende beschreven A-trappen ten behoeve van de evaluatie in deel II vereenvoudigd tot één A-trap voorzuiveringsscenario. Dit is voorzuiveringsscenario B in figuur 18. Voor dit voorzuiveringsscenario wordt ook één effluentsamenstelling gedefinieerd.

De samenstelling van het effluent van voorzuiveringsscenario B is bepaald op basis van de rendementsgegevens van de A-trap met slibregeneratie [Sayed (1985)] en de A-trap met vlokmiddeldosering [Schellen (1997)]. In tabel 30 worden deze waarden gegeven:

Tabel 30: Gemiddelde resultaten van een A-trap met slibregeneratie (zonder vlokmiddeldosering) en een A-trap met vlokmiddeldosering

parameter	A-trap met slibregeneratie	A-trap met vlokmiddeldosering
CZV _{totaal}	85 % (60 % bij rwa)	77 %
CZV _{opgelost}	90 % (75 % bij rwa)	niet gemeten
BZV	niet gemeten	85 %
N-tot.	20 %	44 %
P-tot	50 %	78 %
gemiddeld gehalte zwevendestof in het effluent	ca. 55 mg d.s./l	31 - 46 mg d.s./l
	bron: [Sayed (1985)]	bron: [Schellen (1997)]

Het verwijderingspercentage van CZV_{totaal} voor de algemene A-trap wordt gesteld op 80 %. Het zwevendestofgehalte in het effluent is gesteld op 50 mg/l, waardoor een gesuspendeerde CZV-fractie van 60 mg/l in het effluent achterblijft. De stikstofverwijdering in de A-trap bedraagt ongeveer 20 %. De P-concentratie in het effluent wordt bij een optimale dosering gesteld op 1 mg P/l.

In de snelfiltratiestap wordt zwevendestof tot circa 1 mg/l verwijderd waardoor de zwevendestof bijna volledig verwijderd wordt. Na membraanfiltratie zijn alleen nog opgeloste verontreinigingen in het effluent aanwezig.

Tabel 31: Effluentsamenstelling van de B-voorzuiwingsscenario's

Parameter	Algemeen A-trap	Snelfiltratie	Membran-microfiltratie
CZV (mg O ₂ /l)	120 (R = 80%)	66 (R ≈ 45 %)	60 (R ≈ 25 %)
opgelost	60	60	60
gesuspenseerd	60	6	0
BZV (mg O ₂ /l)	40	22	20
N _{kjeldahl} (mg N/l)	44	41,5	41,3
P _{totaal} (mg P/l)	1*)	< 1	< 1
Zwevendestof (mg d.s./l)	50	1 - 2	< 1
Bacteriologische betrouwbaarheid (E-coli)	--	+/-	+
BZV/N	0,9	0,5	0,5

R = rendement; -- slecht; +/- matig; + goed

* Bij de A-trap met slibregeneratie zal door het ontbreken van vlokmiddeldosering het P-gehalte 4 -5 mg P/l bedragen

4.4.5 Bepaling van de effluentsamenstelling van de UASR-reactor (voorzuiwingsscenario B)

De samenstelling van het effluent van de UASR-reactor is bepaald aan de hand van de gegevens in tabel 32:

Tabel 32: Gemiddelde resultaten van de UASR-reactor

parameter	resultaten
CZV _{totaal} hydrolyse percentage	ca. 30 % ca. 5 % van totaal CZV
gemiddeld gehalte zwevendestof in het effluent	ca. 50 - 100 mg d.s./l (50 - 70 % verwijdering)

pilot-plantonderzoek
bron: [Wang (1994), Gonçaves et al. (1994)]

In de UASR-reactor vindt hydrolyse van zwevendestof plaats waardoor 30 mg/l extra opgelost CZV en 10 mg/l extra opgelost BZV geproduceerd worden (5 % van het totaal CZV en BZV). In de UASR-reactor wordt zwevendestof slechts tot 175 mg/l verwijderd; hierdoor liggen de gesuspenseerde CZV- en BZV-fracties relatief hoog.

In de filtratiestappen worden de gesuspenseerde verontreinigingsfracties verwijderd en blijven alleen de opgeloste fracties aanwezig.

Tabel 33: Effluentsamenstelling van het C-voorzuiveringsscenario

Parameter	UASR-reactor	Snelfiltratie	Membraan-microfiltratie
CZV (mg O ₂ /l)	420 (R = 30%)	231 (R = 25 %)	210 (R = 25 %)
opgelost	210	210	210
gesuspendeerd	210	21	0
BZV (mg O ₂ /l)	170	107	100
N _{kjeldahl} (mg N/l)	51	42,2	41,3
P _{totaal} (mg P/l)	7	< 1	< 1
Zwevendestof (mg d.s./l)	175	< 17,5	0
Bacteriologische betrouwbaarheid (E-coli)	--	+/-	+
BZV/N	3,4	2,6	2,4

R = rendement; -- slecht; +/- matig; + goed

4.5 Vlokmiddeldosering aan voorzuiveringsscenario A en B

4.5.1 Inleiding

In de voorzuiveringsscenario's A en B worden vlokmiddelen gedoseerd om coagulatie/flocculatie te bewerkstelligen. Door coagulatie/flocculatie wordt het afscheidingsrendement van de verschillende deeltjesafscheidingstechnieken verhoogd (zie ook paragraaf 2.4).

In deze paragraaf wordt door middel van literatuurstudie gezocht naar een optimale dosering voor de verschillende voorzuiveringsstappen van scenario A en B. Voor de evaluatie in deel II - om de kosten en de milieu-ingrepen te kunnen bepalen - is het nodig de juiste vlokmiddeldosering te kennen. Een optimale dosering wordt in het onderhavige onderzoek gedefinieerd als een dosering waarbij de deeltjesvorming (en daarna -afscheiding) maximaal is.

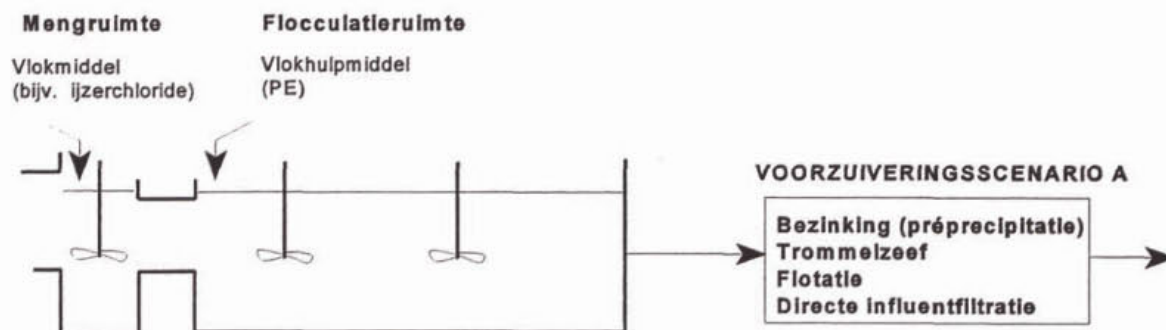
Tabel 34 geeft een kort overzicht van vlokmiddelen en vlokhulpmiddelen. De keuze (en combinaties van) vlokmiddelen en vlokhulpmiddelen heeft grote invloed op de vlokvorming en op de kwaliteit en het volume van het ontstane slib. In het onderhavige onderzoek is ervoor gekozen om als vlokmiddel ijzerchloride te gebruiken. Aanvullend worden poly-electrolieten gedoseerd, waarbij in voorzuiveringsscenario B het ijzerchloride gedeeltelijk vervangen wordt door een kationische poly-electrolyet (pe). Naast de keuze voor ijzerchloride is er ook vanuit gegaan dat de P-concentratie in het effluent van de voorbehandelingsstap < 1 mg/l dient te bedragen, wanneer een fysisch/chemische nabehandelingsstap wordt nageschakeld.

Tabel 34: Overzicht van vlokmiddelen en vlokhulpmiddelen

Type vlokmiddel	
Metaalzouten (coagulatie)	Ca(OH) ₂ ; FeCl ₃ ; AlCl ₃ ; Fe(II)SO ₄ ·7H ₂ O; Fe(II)SO ₄ ·6,5H ₂ O; Al ₂ (SO ₄) ₃ ; Fe(III)ClSO ₄
Poly-electrolyet (coagulatie en/of flocculatie)	vele (kationisch, anionisch, nonionisch)

4.5.2 Vlokmiddeldosering aan voorzuiveringsscenario A

De dosering van vlokmiddelen aan een fysisch/chemische voorzuiveringsstap vindt in het algemeen plaats volgens het schema in figuur 19. Hierbij wordt het vlokmiddel in de mengruimte gedurende korte tijd intensief gemengd met het afvalwater (hydraulische verblijftijd 10 - 30 s; mengintensiteit (G) 1000 s⁻¹). Hier vindt electrostatische destabilisatie van de deeltjes plaats. Na de mengruimte verblijft het afvalwater gedurende langere tijd (10 - 30 min.) in de flocculatieruimte. In de langzaam geroerde flocculatieruimte (mengintensiteit 45 s⁻¹) vindt het eigenlijke vlokformingsproces plaats. In veel gevallen wordt aan het begin van de flocculatieruimte een poly-electrolyet gedoseerd om de vlokvorming te bevorderen.



Figuur 19: Schema van de vlokmiddel- en vlokhulpmiddeldosering aan de voorzuiveringsstappen van voorzuiveringsscenario A

Coagulatie/flocculatie wordt bij alle voorzuiveringsstappen van voorzuiveringsscenario A, bezinking, trommelzeef, flotatie en directe influentfiltratie toegepast. De voorzuiveringsstappen zijn gebaseerd op andere afscheidingsprincipes. Vanwege de verschillen in afscheidingsprincipes verschilt ook de uiteindelijke doelstelling van de coagulatie/flocculatie. Tabel 35 vat deze verschillen samen:

Tabel 35: Verschillen in doelstelling van de vlokvorming voor de verschillende voorzuiveringsstappen van scenario A

Voorzuiveringsstap	Doel van de vlokvorming
bezinking (préprecipitatie)	De coagulatie/flocculatie is primair gericht op het bezinkbaar maken van deeltjes; dit hangt voornamelijk samen met de vlokvergroting, maar ook met de verhoging van het soortelijk gewicht.
trommelzeef	De coagulatie/flocculatie is primair gericht op vlokvergroting tot de zeefgrootte; ook de vlokstabiliteit is waarschijnlijk belangrijk vanwege de afschuifkrachten.
directe influentfiltratie	De coagulatie/flocculatie is primair gericht op vlokvergroting, zodat gevormde deeltjes afgescheiden kunnen worden door de filtermedia.
flotatie	De coagulatie/flocculatie is primair gericht op veranderingen van de oppervlakte-eigenschappen van de vlok. Voor de aanhechting van belletjes moet het deeltjesoppervlak hydrofoob zijn. Door coagulatie wordt de lading veranderd. Vlokvergroting (flocculatie) is hier minder belangrijk. Daarnaast is het belangrijk een vlok te vormen die niet te zwaar is.

Vlokmiddeldosering bij préprecipitatie (literatuurstudie)

In de literatuur zijn voor de vlokmiddelen voor de trommelzeef geen en voor flotatie en directe influentfiltratie nauwelijks gegevens bekend. Voor de evaluatie is daarom voor alle voorzuiveringsstappen uitgegaan van de dosering die toegepast wordt bij préprecipitatie.

In Nederland wordt préprecipitatie op een aantal rwzi's toegepast. In het STOWA-rapport 'Varianten op voorbezinking' [STOWA (1996-20)] is studie gemaakt van een aantal cases [o.a. Uiterlinde & Van der Roest (1994), Giesen en Peters (1994), Van der Kuij en Van Noorden (1993), Van der Roest et al., (1991a)]. Uit het deze cases blijkt dat de metaalzout-dosering gemiddeld 15 g $\text{Fe}^{3+}/\text{m}^3$ influent bedraagt bij een gemiddeld P-gehalte van 9 mg P/l. Dit komt overeen met een Me/P-verhouding van 0,9 mol Fe/mol P. De poly-electrolietdoserings loopt uiteen van 0,1 tot 1,5 g pe/ m^3 .

De dosering is in de bestudeerde cases afgestemd op het effluentgehalte van de gehele rwzi, dat wil zeggen na de biologische behandeling. Dit betekent voor de bovengescreven praktijkgevallen dat het effluent van de préprecipitatietaank P_{totaal} -gehalten van 2,2 - 3,5 mg P/l bevat. Dit wordt geïllustreerd door tabel 36.

Tabel 36: Het fosfaatgehalte in het influent en het effluent van een voorbezinktank met préprecipitatie bij verschillende doseringen [Giesen en Peters (1994)]

Dosering		Influent (incl. interne stromen)	Effluent van de voorbezinktank
Fe^{3+} (mg/l)	pe actief (mg/l)	P-tot (mg/l)	P-tot (mg/l)
0	0	6,7	5,4
12,2	0,4	5,3	2,9
15,3	0,5	5,2	2,2
13,1	0,4	6,0	2,7
11,1	0,4	5,8	3,2

Om te komen tot een verdergaande fosfaatverwijdering in de voorbezinktank (< 1 mg P/l) zal een hogere ijzerdosering moeten worden toegepast. Uit batchproeven [Van der Roest (1991a)] met influent van rwzi Walcheren blijkt dat fosfaat verwijderd kan worden tot gehalten < 1 mg/l wanneer doseringen worden toegepast van Fe/P > 1,6 mol/mol. Deze waarde zal aangehouden worden in het onderhavige rapport.

Een nadeel van ijzerchloridedosering is de productie van chemisch slib waardoor de totale hoeveelheid slib aanzienlijk toe kan nemen. Door de dosering van ijzerzout slaat fosfaat niet alleen neer als ijzerfosfaat en maar ook gedeeltelijk in de vorm van ijzerhydroxide. In het geval van ruw afvalwater is overdosering (dosering boven de stochiometrische dosering) hierdoor nodig. De hoeveelheid chemisch slib die gevormd wordt tijdens het coagulatie/flocculatieproces kan berekend worden aan de hand van de hoeveelheid gevormd ijzerfosfaat en ijzerhydroxide (de hoeveelheid slib die gevormd wordt vanuit de toevoeging van pe is door de minimale dosering verwaarloosbaar).

Tabel 37 geeft de vlokmiddel- en vlokhulpmiddeldosering die aangehouden wordt voor de voorzuiveringsstappen van voorzuiveringsscenario A bij fysisch/chemische nabehandeling en bij biologische nabehandeling :

Tabel 37: Vlokmiddeldosering aan voorzuiveringsscenario A en extra chemisch-slibproductie

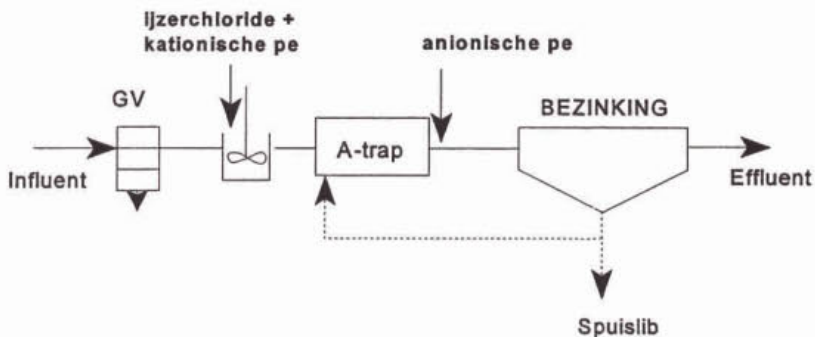
	Fe/P	Fe-dosering	pe (anionisch)	effluent-concentratie	chemisch slibproductie*)
fysisch/chemische nabehandeling	1,6 mol/mol	25,0 mg/l	0,5 mg/l	< 1 mg P/l	1150 kg d.s./dag
biologische nabehandeling	0,9 mol/mol	15,0 mg/l	0,5 mg/l	2 - 3 mg P/l	810 kg d.s./dag

*) Berekend aan de hand van de hoeveelheid gevormd ijzerfosfaat en ijzerhydroxide

4.5.3 Vlokmiddeldosering aan voorzuiveringsscenario B

Vlokmiddeldosering aan de voorzuiveringsstappen van scenario B (voorzuiveringsstappen gebaseerd op de A-trap) gebeurt volgens het schema van figuur 20. Hierbij worden ijzerchloride en een kationische pe gedoseerd in een roerwerk voorafgaand aan de A-trap (hydraulische verblijftijd 10 - 30 s; mengintensiteit (G) 1000 s⁻¹). De pe voor flocculatie wordt toegevoerd in de afloop van de A-trap.

Bij dit schema wordt opgemerkt dat bij rwzi Dokhaven de coagulantdosering direct in de beluchtingstank plaatsvindt; daar ontbreekt dus het roerwerk.

**Figuur 20:** Schema van de vlokmiddel- en vlokhulpmiddeldosering aan de A-trap

De vlokmiddeldosering die gebruikt wordt in rwzi Dokhaven [Schellen (1997)] vormt de basis voor de dosering die aangehouden voor de voorzuiveringsstappen van voorzuiveringsscenario B. Tabel 38 geeft de vlokmiddel- en vlokhulpmiddeldosering die aangehouden wordt bij fysisch/chemische nabehandeling en bij biologische nabehandeling:

Tabel 38: Vlokmiddeldosering aan voorzuiveringsscenario B en extra chemisch-slibproductie

	Fe/P	Fe-dosering	poly-electrolyet		effluent-concentratie	chemisch slibproductie*)
fysisch/chemische nabehandeling	0,6 mol/mol	10 mg/l	kationisch anionisch	1,0 mg/l 0,2 mg/l	< 1 mg P/l	380 kg d.s./dag
biologische nabehandeling	0,4 mol/mol	6,5 mg/l	kationisch anionisch	1,0 mg/l 0,2 mg/l	ca. 1,6 mg P/l	250 kg d.s./dag

*) Berekend aan de hand van de hoeveelheid gevormd ijzerfosfaat en ijzerhydroxide

4.5.4 Nieuwe ontwikkelingen

Recentelijk is een aantal publikaties verschenen over andere methoden van vlokmiddeldosering, waardoor de hoeveelheid chemisch slib vermindert [o.a. Ødegaard (1997); Schellen (1997)]. Het betreft onderzoeken waarbij de anorganische metaalzouten (gedeeltelijk) vervangen worden door een kationisch poly-electrolyet. Door de vermindering van de dosering van metaalzouten blijkt dat de totale chemisch-slibproductie aanzienlijk teruggebracht kan worden. Door het kationisch pe wordt namelijk nauwelijks extra slib geproduceerd. Het F.A.S.T.-procédé zoals dat toegepast wordt bij rwzi Dokhaven (zie paragraaf 4.3.3) is een voorbeeld van deze nieuwe manieren van vlokmiddeldosering.

In een gevoeligheidsanalyse (deel II, paragraaf 5.2) wordt de toepassing van het F.A.S.T.-procédé voor de volledig fysisch/chemische voorzuiveringsstappen nader bestudeerd.

5 Inventarisatie van nazuiveringsstappen

5.1 Inleiding

In dit hoofdstuk wordt een overzicht gegeven van nazuiveringsstappen die mogelijk geschikt zijn na de fysisch/chemische voorzuivering. Deze nazuiveringsstappen zijn er op gericht de verontreinigingen in het afvalwater ná de fysisch/chemische voorzuivering, te verwijderen. Het effluent van de nazuivering zal hierbij minimaal moeten voldoen aan de lozingseisen. De verontreinigingen die nog verwijderd moeten worden, betreffen opgelost stikstof (voornamelijk ammonium), opgelost CZV en een klein deel gesuspendeerd CZV. In twee gevallen dient nog fosfaat verwijderd te worden: na de A-trap met slibregeneratie en na de UASR-reactor. Voor een overzicht van de effluënten van de verschillende voorzuiveringsstappen wordt verwezen naar de tabellen 29, 31 en 33. De effluënten vormen hierbij dus weer de influënten van de nazuiveringsstappen.

Binnen dit hoofdstuk wordt een onderverdeling gemaakt naar fysisch/chemische nazuiveringsstappen en biologische nazuiveringsstappen. Als fysisch/chemische nazuiveringsstappen worden behandeld: ionenwisseling (voor ammoniumverwijdering) en actief-kooladsorptie, nano/hyperfiltratie en chemische oxidatie (voor opgelost CZV-verwijdering). Als biologische nazuiveringsstappen worden behandeld: actief-slibsystemen, slib-op-dragersystemen en de membraanbioreactor (alle voor CZV-verwijdering en eventueel stikstofverwijdering door nitrificatie/denitrificatie).

Aan ionenwisseling wordt in dit hoofdstuk uitgebreider aandacht besteed. Dit hangt samen met het feit dat door fysisch/chemische voorzuivering de BZV/N-verhouding voor biologische stikstofverwijdering door nitrificatie en denitrificatie kritisch of zelfs ongunstig wordt. Bij het opstellen van scenario's in deel II is een BZV/N-verhouding aangehouden van 2,5. Dit is een verhouding waarbij het effluent voldoet aan de effluenteis. Deze verhouding is echter niet gericht op volledige denitrificatie. Uit de tabellen 29, 31 en 33 komt naar voren dat de volledige fysisch/chemische voorzuiveringsstappen net aan deze eis kunnen voldoen, de UASR-reactor deze ruimschoots haalt, maar dat de A-trap-scenario's onvoldoende BZV in het effluent bevatten.

Om toch te komen tot een goede stikstofverwijdering in geval van BZV-tekort, kan methanol gedoseerd worden aan de biologische denitrificatiestap. Eerder STOWA-onderzoek [STOWA (1997-31)] wijst echter uit dat stikstofverwijdering (ammoniumverwijdering) door ionenwisseling mogelijk een concurrerend alternatief kan vormen voor denitrificatie met methanoldosering. In dit hoofdstuk zijn de mogelijkheden van ionenwisseling verder aangegeven, waarbij ook aandacht is besteed aan de mogelijkheden tot regeneratie. Binnen de regeneratie ligt de nadruk op hergebruik van het regeneraat.

De overige nazuiveringsstappen worden kort beschreven. Dit met het oog op het doel van het onderzoek waarin de nadruk ligt op fysisch/chemische voorzuivering. Voor een uitgebreidere beschrijving en onderbouwing van deze nazuiveringsstappen wordt verwezen naar de literatuurlijst.

5.2 Ionenwisseling met regeneratie van de ionenwisselaar

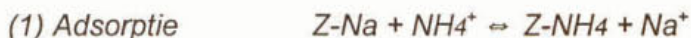
5.2.1 Ionenwisseling

Ionenwisseling wordt toegepast in de nabehandeling om ammoniumionen uit de waterstroom te verwijderen. Ionenwisseling is een proces waarbij ionen die zijn gebonden aan een onoplosbaar en meestal korrelachtig macromoleculair materiaal, worden uitgewisseld tegen ionen met eenzelfde lading uit een waterige oplossing. Voor de wisseling van ammoniumio-

nen zijn verschillende materialen geschikt, waaronder natuurlijke zeolieten en verschillende synthetisch vervaardigde harsen.

Ammoniumverwijdering door ionenwisseling heeft een aantal sterke punten in vergelijking met biologische nitrificatie en denitrificatie. Het ionenwisselingsproces is nauwelijks temperatuurafhankelijk en heeft een snelle reactietijd (< 2 minuten). Daarnaast kan ionenwisseling - bij een goed bedreven proces - leiden tot een volledige ammoniumverwijdering. In de STOWA-studie "Stikstofverwijdering bij lage BZV/N-verhouding" [STOWA (1997-31)] is naar voren gekomen dat ionenwisseling een alternatief kan vormen voor nitrificatie/denitrificatie.

Ionenwisselaars worden in twee tijdsfasen bedreven. In de eerste tijdsfase wordt ammonium uit afvalwater verwijderd volgens de volgende adsorptiereactie (Z = zeoliet, een veel gebruikte natuurlijke ammoniumionenwisselaar):



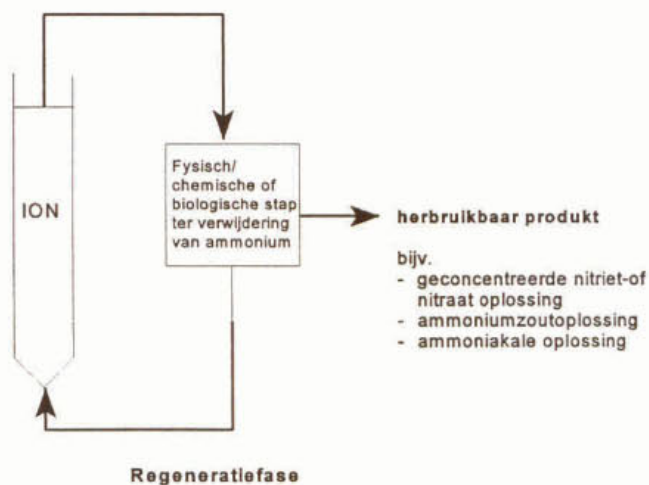
In een tweede (tijds)fase wordt de toevoer van afvalwater afgesloten en vindt regeneratie van de ionenwisselaar plaats. Tijdens deze regeneratie wordt een sterke kationenoplossing door de ionenwisselaar heen geleid en vindt desorptie plaats volgens reactie (2).



5.2.2 Mogelijkheden voor regeneratie van de ionenwisselaar

Voor de regeneratie kunnen verschillende zoutoplossingen gebruikt worden. Een typische waarde voor deze regeneratieoplossing is 1,6 eq/l [STOWA (1997-31)]. Voor een NaCl-oplossing komt dit neer op een 100 g/l oplossing. Het regeneraat dat ontstaat is in een mengsel van ammoniumionen en het regeneratiezout (tijdens de regeneratie worden de ionen niet equivalent uitgewisseld). Omdat het een mengsel betreft, is dit product niet zonder meer inzetbaar als herbruikbaar product en moet het worden aangemerkt als afvalstof. Geschat wordt dat deze afvalstroom een volume heeft van ééntiende tot ééntwintigste deel van de hoofdstroom.

Een mogelijkheid om de productie van grote hoeveelheden regeneraat te voorkomen, is de recirculatie van regeneratieoplossing over de ionenwisselaar waarbij simultaan ammonium uit de regeneratieoplossing wordt verwijderd. Dit kan zowel biologisch als fysisch/chemisch. Door de simultane verwijdering van ammonium uit de regeneratieoplossing kan deze hergebruikt worden. Een schema van dit principe wordt gegeven in figuur 21:



Figuur 21: Principe van regeneratie van de ionenwisselaar met gelijktijdige verwijdering van ammonium uit het regeneraat

Dit concept van regeneratie van de ionenwisselaar met gelijktijdige verwijdering van ammonium uit het regeneraat heeft een aantal sterke punten:

- de afvalstoffenproductie is laag, omdat er nauwelijks productie van regeneraat is;
- door het hergebruik van regeneraat wordt bespaard op chemicaliën;
- er kan een herbruikbare stikstofcomponent verkregen worden.

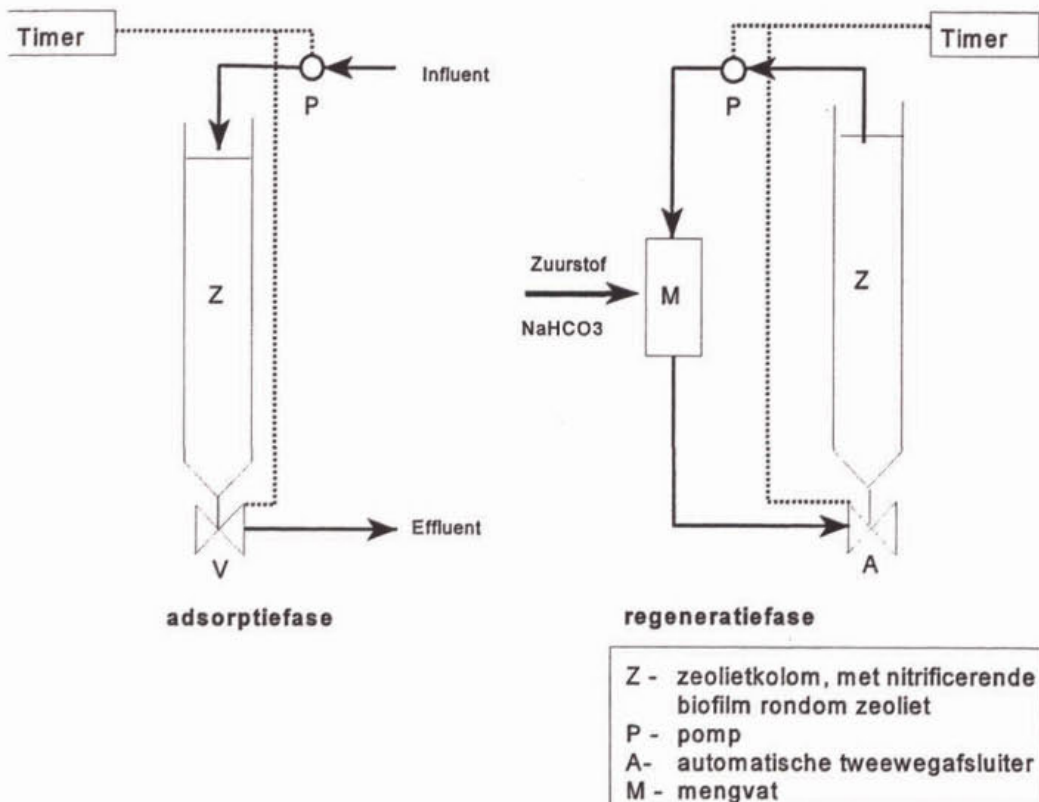
In het kader van dit STOWA-onderzoek is een oriënterende studie gedaan naar regeneratietechnieken van de ionenwisselaar. Op grond van deze studie is voor gekozen om twee varianten van de regeneratie van ionenwisselaars mee te nemen in de evaluatie:

- biologische regeneratie van de ionenwisselaar [Green et al. (1997), Mels (1995)]. Hierbij wordt het ammonium uit de regeneraatstroom verwijderd door omzetting in nitraat. Het uiteindelijke product is een geconcentreerde nitraatoplossing die teruggevoerd kan worden naar de denitrificerende A-trap of verder moet worden verwerkt. Ook kan gedacht worden aan een toepassing waarbij deze geconcentreerde nitraatoplossing wordt toegevoerd aan het riool, waardoor gedeeltelijke afbraak van CZV in het riool kan plaatsvinden.
- verwijdering van ammonium uit het regeneraat door middel van luchtstrippen bij 50 °C. Hierbij wordt ammonium fysisch/chemisch verwijderd uit de regeneraatstroom en uiteindelijk teruggewonnen als ammoniumzout of als ammoniakale oplossing.

In de hierna volgende paragrafen worden deze technieken verder uitgewerkt, terwijl in deel II een volledige dimensionering wordt gegeven. Met nadruk wordt vermeld dat het ontwerp en de berekening van de milieu-ingrepen en de kosten in deel II een oriënterende benadering betreffen.

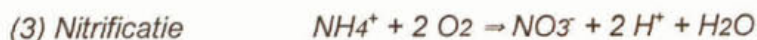
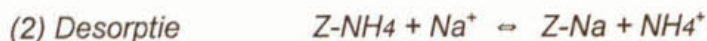
Biologische regeneratie

Momenteel wordt in Israël studie gemaakt van een techniek waarbij de ionenwisselaar biologisch wordt geregenereerd [Green et al. (1997), Mels (1995)]. In figuur 22 is een schema van dit proces gegeven. Het reactorschema bestaat uit een kolom (Z) gevuld met zeoliet. Rondom de zeolietkorrels groeit een biofilm van nitrificerende bacteriën. Daarnaast omvat het proces een mengvat (M) en een automatische tweewegafsluiter.



Figuur 22: Ionenwisselaar met biologische regeneratie [Green et al. (1997), Mels (1995)]

Het systeem wordt in twee tijdsfasen bedreven. Gedurende een eerste (tijds)fase wordt ammoniumhoudend afvalwater (na voorbehandeling) door de kolom geleid en vindt adsorptie van ammonium plaats volgens reactie (1). In een tweede (tijds)fase wordt de toevoer van afvalwater afgesloten en vindt regeneratie plaats. Hierbij wordt regeneraat gerecirculeerd over de ionenwisselaar. Door het hoge pompdebiet wordt het zeolietbed gefluïdiseerd (de ionenwisselingskolom fungeert hierbij dus als fluïdized-bedreactor). Tijdens de regeneratie vindt desorptie plaats volgens reactie (2) en wordt het vrijgekomen ammonium door de nitrificerende biofilm geoxideerd tot nitraat volgens reactie (3). Door de oxidatie wordt het ammonium uit de oplossing weggenomen en blijft de desorptiereactie doorgaan:

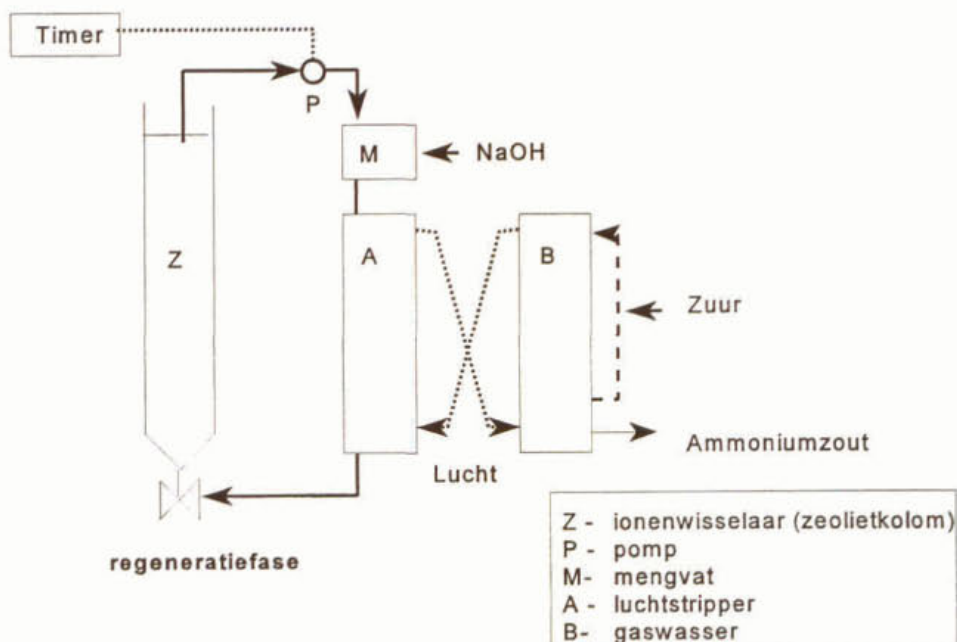


Om optimale omstandigheden voor nitrificatie in de ionenwisselaar te creëren wordt tijdens de regeneratiefase zuurstof en een buffer (NaOH) toegevoerd aan de regeneratie-oplossing. Dit gebeurt in het mengvat. De regeneratie-oplossing heeft een verhoogde temperatuur (30 °C), waardoor de nitrificatiesnelheid hoog is. Het gaat hierbij om een relatief kleine hoeveelheid te verwarmen vloeistof.

Regeneraatbehandeling door middel van luchtstrippen bij 50 °C

Voor het verwijderen van ammonium uit het regeneraat zijn in principe ook technieken geschikt, die toegepast kunnen worden op geconcentreerde stikstofstromen [STOWA (1995 - 10 t/m 15) en (1996 - 01)]. Vandaar dat in het kader van de evaluatie een studie is gemaakt van de resultaten van het onderzoek naar rejectiewaterbehandeling. Hierbij is gekozen voor een configuratie waarbij ammonium uit het regeneraat verwijderd wordt door middel van luchtstrippen bij 50 °C. Ammonium wordt in deze configuratie teruggewonnen als ammoniumzout of als ammoniakale oplossing.

In figuur 23 is een schema van dit proces gegeven (alleen regeneratiefase). Het reactorschema bestaat uit een kolom (Z) gevuld met zeoliet, een mengvat waarin NaOH wordt gedoseerd, een luchtstrippkolom (A) en een gaswasser (B).



Figuur 23: Ionenwisselaar met regeneraatbehandeling door luchtstrippen bij 50 °C [gebaseerd op STOWA (1995-12)]

Tijdens de regeneratie wordt het regeneraat gerecirculeerd over de luchtstripkolom. Hierbij wordt na een pH-verhoging het ammonium uit het regeneraat verwijderd door middel van strippen met lucht bij een temperatuur van 50 °C. De lucht wordt vervolgens gewassen in een gaswaskolom. Het uiteindelijke product is een ammoniumzout of een ammoniakale oplossing. Deze producten zijn herbruikbaar.

In het STOWA-rapport "Praktijkonderzoek aan lucht- en stoomstripinstallaties bij de RWZI Utrecht" [STOWA (1995-12)] is een uitgebreide studie gedaan naar luchtstrippen bij 50 °C. Hierin is ook een procesontwerp voor een luchtstripinstallatie voor verwijdering van ammonium uit het rejectiewater van slibverwerkingsbedrijf Sluisjesdijk. Met de gegevens in tabel 39 en het gegeven dat per dag 527 kg NH₄-N gestript moet worden, zijn de milieu-ingrepen en kosten van dit proces berekend.

Tabel 39: Milieu-ingrepen en kosten van een luchtstripinstallatie (50 °C) voor de verwijdering van ammonium uit de regeneratie-oplossing van de ionenwisselaar [STOWA (1995-12)]

Milieu-ingrepen	per kg N _{verwijderd}		
Energie	Elektriciteit	1,35 kWh	(0,5 - 2,2 kWh)
	Methaan	0,9 kg	(0,9 - 3,6 kg)
Chemicaliënverbruik	NaOH	2,8 kg	
	H ₂ SO ₄	3,4 kg	
Hergebruik	(NH ₄) ₂ SO ₄		
Kosten	per kg N _{verwijderd}		
		f 10,00	

De gegevens zijn afkomstig van een het procesontwerp voor de situatie van slibverwerkingsbedrijf Sluisjesdijk. Totale N-belasting 1200 kg/dag, debiet 600 m³/dag

5.3 Fysisch/chemische nazuiveringsstappen gericht op de verwijdering van opgelost CZV

5.3.1 Actief-kooladsorptie

Actief-kooladsorptie wordt bij de drinkwaterbereiding veel toegepast om zware metalen en organische microverontreinigingen te verwijderen. Daarnaast is actief-kooladsorptie mogelijk geschikt als effluentpolishingmethode [RIZA (1995)]. Bij het opstellen van scenario's in dit onderzoek is bestudeerd of actief-kooladsorptie kan worden toegepast om resterend CZV uit het effluent van de voorzuivering te verwijderen.

Actief-kooladsorptie wordt bij de drinkwaterbereiding toegepast als een neerwaarts doorstroomd filtratieproces. Een typische filtratiesnelheid bedraagt 5 m/h. Hierbij is de verblijftijd (Empty Bed Contact Time - EBCT) in het actief-koolfilter 24 minuten bij een bedhoogte van 2 m [Van Dijk en Aeyelts Averink (1995)].

De beladingscapaciteit van het actief-kool is voor "CZV" onbekend en afhankelijk van de afvalwatersamenstelling. De capaciteit is afhankelijk van de Freundlich-isothermen van de verschillende componenten die het CZV vormen en verschilt zodoende per afvalwater. Volgens een mondelinge mededeling van Norit Nederland BV: is de beladingscapaciteit ca. 0,3 - 0,5 kg CVZ per kg actief-kool. Voor een nauwkeurige bepaling van de capaciteit moeten adsorptieproeven met het te behandelen water worden uitgevoerd. Een typische dichtheid van het actief kool is 1250 kg/m³.

Actief-kool wordt in het algemeen thermisch geregenereerd. De reactieveringskosten per m³ actief-kool inclusief transport en vulling bedragen circa fl.450,- voor thermische regeneratie bij 700 °C.

Een andere mogelijkheid voor de toepassing van actief-kooladsorptie is de toevoeging van poederkool aan de voorzuivering. Hierbij adsorbeert opgelost CZV. Met de fysische afscheidingsstap kan ook het actief-kool afgescheiden worden. Nadeel hierbij is dat het actief-kool met het slib verwerkt dient te worden.

5.3.2 Nano/hyperfiltratie

In de voorzuivering wordt een deeltjesvrij effluent geproduceerd. Hierna kan nano/hyperfiltratie toegepast worden. Nano- (1-10 nm) en hyperfiltratie (0,1-1 nm) zijn membraantechnieken waarmee microverontreinigingen, zouten (alleen bij hyperfiltratie) en opgeloste stoffen verwijderd kunnen worden.

Bij membraanfiltratie is de drijvende kracht het drukverschil over het membraan (zie ook paragraaf 4.2.9). De toegepaste drukken verschillen per membraantechniek. Nanofiltratie vereist een drukverschil over het membraan van 2 à 3 bar (de resulterende voedingsdruk is 5 -15 bar) en hyperfiltratie kan met een drukverschil van 2 tot 10 bar bedreven worden (de resulterende voedingsdruk varieert van 25 - 50 bar) [Van Dijk et al. (1995), Mallevalle et al. (1996)].

Nano- en hyperfiltratie zijn technisch geschikt voor een redelijk tot goede verwijdering van opgelost CZV en voor verwijdering van fosfaat. Ammonium kan door deze membraantechnieken moeilijk verwijderd worden. Omdat fosfaat reeds in de voorzuivering fysisch/chemisch is verwijderd tot < 1 mg/l zijn deze membraantechnieken als nazuiveringstechniek van de geselecteerde voorzuiveringsstappen niet bedoeld als fosfaatverwijderingstechniek.

5.3.3 Chemische oxidatie

In plaats van de biologische oxidatie kan chemische oxidatie door toevoeging van ozon toegepast worden. Hierbij kan het aanwezige CZV verwijderd worden. Ammonium wordt hierbij omgezet in nitraat.

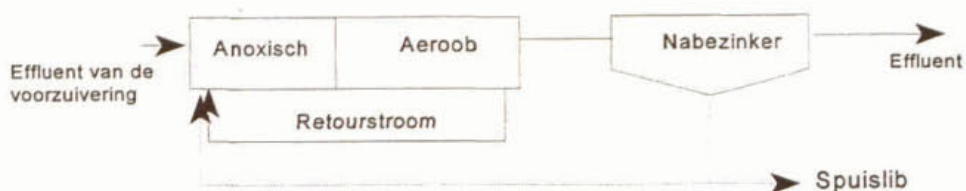
De ozonbehoefte kan berekend worden uit het CZV. Theoretisch staat 1 gram CZV voor 1 gram verbruikt ozon. Voor de oxidatie van ammonium is de theoretische ozonbehoefte 4,57 gram ozon per gram ammoniumstikstof. In de praktijk zullen deze waarden hoger liggen. De kosten van een ozoninstallatie worden hoofdzakelijk bepaald door de ozongeneratie. Omdat ozon zeer onstabiel is en explosief kan zijn, zal op het zuiveringsterrein een ozonproductie-installatie gebouwd moeten worden. De energieconsumptie voor ozongeneratie bedraagt circa 12 kWh per kg O₃ [Kaulbach (1996)].

5.4 Biologische nazuiveringsstappen

5.4.1 Actief-slibsystemen

Laagbelast actief-slibstelsysteem

Als biologische methode voor het verwijderen van CZV en stikstof kan een laagbelast actief-slibstelsysteem toegepast worden. Dit veel toegepaste systeem bestaat uit een gesuspendeerd-biomassasysteem. Stikstof wordt verwijderd door nitrificatie/denitrificatie. Hiervoor wordt het afvalwater gerecirculeerd over een anoxische zone. Het actief slib wordt afgescheiden in een nazuivering, waarna het deels teruggevoerd wordt naar het begin van de installatie. Het surplusslib wordt gespuid en afgevoerd voor slibverwerking. Figuur 24 geeft een schema van een laagbelast actief-slibstelsysteem.



Een typische ontwerpwaarde voor de slibbelasting van een laagbelast actief-slibstelsysteem is 0,06 kg BZV/kg d.s. dag. De vereiste beluchttingscapaciteit wordt bepaald door de influentconcentratie voor CZV en stikstof. De slibproductie kan bepaald worden aan de hand van de yield. Voor Nederlandse zuiveringen wordt hiervoor een waarde gevonden van 0,4 - 0,5 kg drogestof per kg verwijderd CZV. Voor volledige denitrificatie is een theoretische BZV/N-verhouding van 2,9 nodig. In het onderhavig onderzoek wordt hiervoor een verhouding van 2,5 aangehouden omdat hierbij aan de effluenteisen wordt voldaan. De oppervlaktebelasting van nabezinktanks varieert van 0,7 tot 1,5 m/h. Om aan de effluenteisen te voldoen zal een retourstroom van 3 tot 4 keer het influentdebiet moeten worden aangehouden [CBS (1995), Klapwijk et al. (1997), Van der Graaf (1995), STOWA (1996-15)].

Laagbelast actief-slibstelsysteem volgens de nitrietroute

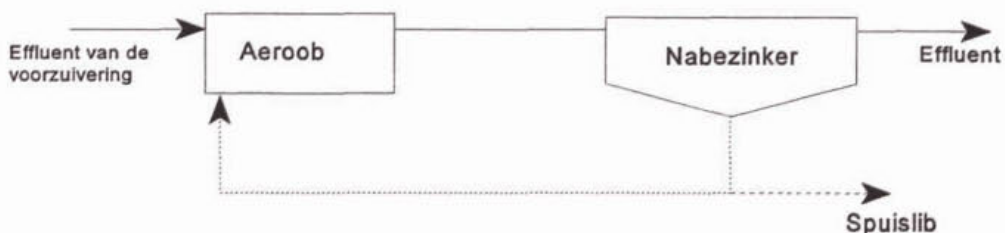
Recent onderzoek wijst uit dat denitrificatie ook bedreven kan worden via de nitrietroute [Brouwer en Klapwijk (1997)]. Stikstofverwijdering volgens de nitrietroute is de biologische verwijdering van ammonium door nitrificatie/denitrificatie, waarbij het ammonium geoxideerd wordt tot nitriet in plaats van tot nitraat. De nitrietroute kan geïnitieerd worden door de beluchting van de installatie af te stemmen op de inkomende concentratie ammonium. In het onderzoek van Brouwer en Klapwijk werd voor het continu meten van de ammoniumconcentratie gebruik gemaakt van respirometrie. De regeling van de beluchting werd op basis van deze metingen verricht.

Bij toepassing van de nitrietroute is een lagere BZV/N-verhouding voor de denitrificatie nodig. De theoretische BZV/N-verhouding bij toepassing van de nitrietroute is 1,7. Bij het onderhavige onderzoek wordt een verhouding van 1,5 aangehouden. Ook kunnen hogere slibbelastingen toegepast worden. Hier wordt de nitrietroute gedimensioneerd als variant op het laagbelast actief-slibstelsysteem, waarbij een slibbelasting van 0,08 kg BZV/kg d.s.dag toegepast. Deze slibbelasting is afgeleid uit het onderzoek van Brouwer en Klapwijk.

De nitrietroute is nog in ontwikkeling. Zoals het er nu naar uitziet kan de nitrietroute toegepast worden bij diverse systemen waarin nitrificatie/denitrificatie wordt toegepast. Een andere toepassing betreft de toepassing van de nitrietroute bij de membraanbioreactor voor rejectiewaterbehandeling [STOWA (1995-09)].

Hoogbelast actief-slibstelsysteem

In geval van toepassing van de ionenwisselaar voor ammoniumverwijdering hoeft in de nazuivering alleen nog CZV verwijderd te worden. Eén van de systemen die hiervoor geschikt zijn, is het hoogbelast actief-slibstelsysteem.



Figuur 25: Hoogbelast actief-slibproces als nazuiveringsmethode

De slibbelasting van het hoogbelast actief-slibstelsysteem bedraagt circa 0,8 kg BZV/kg d.s. dag. De vereiste beluchttingscapaciteit wordt bepaald door de influentconcentratie voor CZV. In het hoogbelast actief-slibstelsysteem wordt de slibproductie berekend met een yield van 0,6 kg d.s. per kg CZV_{verwijderd} [Klapwijk et al. (1997), Van der Graaf (1995), Metcalf & Eddy (1991)].

5.4.2 Slib-op-dragersystemen

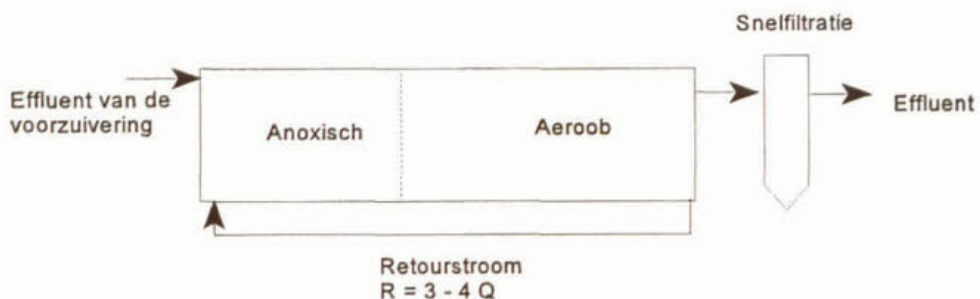
De toepassing van een slib-op-dragersysteem na een fysisch/chemische voorzuivering is zeer goed toepasbaar, omdat de inkomende afvalwaterstroom een lage concentratie zwevendestof bevat.

Het Biofor-systeem

Biofor is een opwaarts doorstroomd vastbedsysteem waarvan het filtermateriaal en de korrelgrootte afhankelijk van de toepassing verschillen: 3,0 - 3,7 mm geëxpandeerde klei voor CZV-verwijdering en denitrificatie-filters, en 2,0 - 2,5 mm zand voor nitrificatiefilters. De dichtheid van de geëxpandeerde klei is 1.400 - 1.800 kg/m³; van zand ligt de dichtheid rond de 2.600 kg/m³. De optimale bedhoogte bedraagt zo'n 3 m. De meeste operationele Biofor-systemen worden gebruikt voor de zuivering van industrieel afvalwater. Voor stedelijk afvalwater waren er in 1994 circa 40 Biofor-systemen in gebruik. Het merendeel van deze filters wordt toegepast voor CZV-verwijdering en nitrificatie. Biofor-systemen zijn per 1994 niet op praktijkschaal als integraal systeem (voor CZV- én N-verwijdering) gebruikt voor de behandeling van stedelijk afvalwater. Op de rwzi Oslo (Noorwegen) is sinds medio 1994 wel één Biofor-filter in gebruik voor vergaande stikstofverwijdering [RIZA en STOWA (1994)].

Het Biostyr-systeem

Het filtermateriaal van de Biostyr-filters bestaat uit bolletjes polystyreen met een diameter van 3,0 - 3,5 mm. Door de lage soortelijke massa van polystyreen drijft het filterbed. In Frankrijk en Denemarken is een aantal van deze Biostyr-systemen in bedrijf of in aanbouw (1994). De installaties zijn hoofdzakelijk bedoeld voor vergaande stikstof-verwijdering. Door de beluchting niet onder het filter, maar op een bepaalde hoogte in het filter toe te passen, kan relatief eenvoudig voor-denitrificatie worden gerealiseerd. Vanwege de korte contacttijd is er alleen sprake van denitrificatie als gemakkelijk afbreekbare organische stof beschikbaar is. In 1994 waren drie Biostyr-systemen in gebruik voor P- en N-verwijdering. Als integraal systeem voor CZV- en N-verwijdering werd in 1994 het Biostyr-systeem alleen toegepast op de rwzi Nyborg in Denemarken [RIZA en STOWA (1994)].



Figuur 26: Algemeen schema van een laagbelast slib-op-dragersysteem, met nageschakeld een snelfilter voor zwevendestofverwijdering

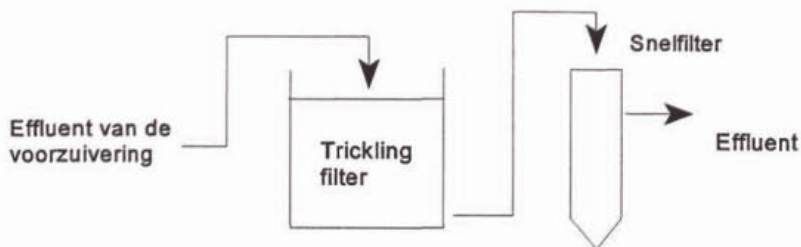
Voor laagbelaste slib-op-dragersystemen voor opgelost CZV- en stikstofverwijdering worden volumebelastingen variërend van 0,08 tot 0,32 kg BZV/m³.dag gevonden [Metcalf & Eddy (1991), Henze et al. (1995)]. Voor het laagbelaste systeem wordt uitgegaan van geforceerde beluchting (bellenbeluchting). Het energieverbruik voor de beluchting van dit systeem is berekend op basis van de CZV-en de stikstofverwijdering.

Voor het laagbelaste systeem is een yield van 0,2 kg d.s./kg CZV_{verwijderd} genomen. Opvallend is dat in de literatuur geen waarden gegeven worden voor de yield van slib-op-drager-systemen. Hiernaar is tot nu toe geen experimenteel onderzoek gedaan. De gegeven yields zijn derhalve inschattingen, de werkelijke waarden zouden lager kunnen liggen.

De zwevendestofconcentraties na dit laagbelast slib-op-dragersysteem kunnen berekend worden aan de hand van de yield en variëren van 20 - 70 mg d.s./l, afhankelijk van het voorgeschakelde voorzuiveringsscenario. Hierdoor is filtratie een geschikte nabehandelingsstap voor dit scenario (gedimensioneerd met een oppervlaktebelasting van 15 m/h bij rwa).

Hoogbelast slib-op-dragersysteem (trickling filter)

Voor het hoogbelast slib-op-dragersysteem is een trickling filter genomen. Bij trickling filters vindt de beluchting plaats door natuurlijke trek, wanneer voldoende temperatuurverschil aanwezig is. In wintersituaties is dit niet altijd het geval. Dan kan luchtinbreng met behulp van een ventilator plaatsvinden.



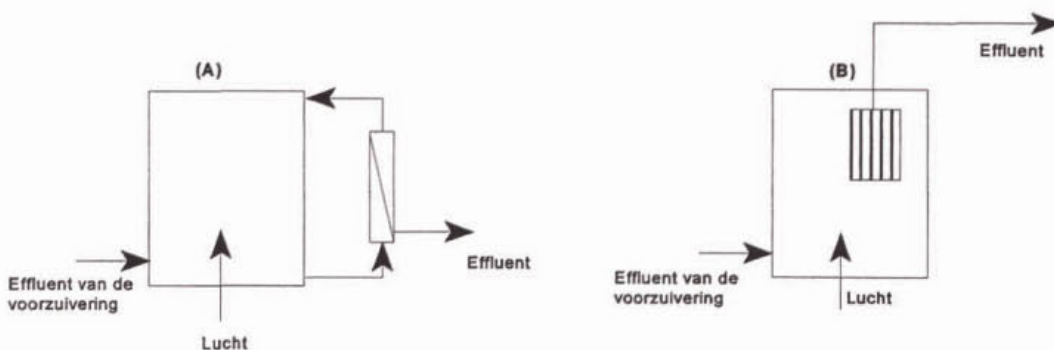
Figuur 27: Trickling filter met nageschakeld snelfilter

Voor hoogbelaste slib-op-dragersystemen voor opgelost CZV-verwijdering worden volumebelastingen variërend van 0,3 tot 1,4 kg BZV/m³.dag gevonden [Triebel (1975), Metcalf & Eddy (1991)]. Bij de dimensionering in het onderhavig onderzoek is uitgegaan van een volumebelasting van 0,6 kg BZV/m³.dag. Voor het hoogbelast slib-op-dragersysteem is uitgegaan van een yield van 0,5 kg d.s./kg CZV_{verwijderd}.

De zwevendestofconcentraties na het hoogbelast slib-op-dragersysteem kunnen berekend worden aan de hand van de yield en variëren van 50 - 100 mg d.s./l voor de A en B-scenario's (volledig fysisch/chemische voorzuivering, resp. A-trap) tot 200 mg d.s./l voor de UASR-reactor. Filtratie is hierbij een geschikte nabehandelingsstap, hoewel concentraties van 200 mg d.s./l aan de hoge kant zijn.

5.4.3 De membraanbioreactor

De membraanbioreactor bestaan uit een beluchte tank met gesuspendeerde biomassa. De verwijdering van verontreinigingen vindt plaats door biologische afbraak en omzetting. De slib/waterscheiding vindt plaats door membraanscheiding, waarna de ingedikte slibstroom wordt teruggevoerd naar de reactor.



Figuur 28: (A) Aërobe membraanbioreactor

(B) Aërobe membraanbioreactor volgens het ZeeweedTM-concept

De membraanbioreactor kan gebruikt worden voor de verwijdering van CZV en stikstof. Stikstof wordt hierbij verwijderd door nitrificatie/denitrificatie in dezelfde reactor.

Door het gebruik van membranen kunnen hoge biomassaconcentraties in de reactor bereikt worden (40 - 50 g d.s./l). Uit pilot-plantproeven blijkt dat een volumebelasting van 0,1 kg

BZV/m³ dag toepasbaar is (variatie van 0,9 - 2,0) [Muller et al. (1995), Buisson et al. (1997)]. Dit geldt zowel voor systemen mét als systemen zonder nitrificatie/denitrificatie. Hierdoor is de slibbelasting zeer laag (0,025 kg BZV/kg d.s. per dag) en wordt er weinig spuislib geproduceerd. Een indicatieve waarde voor de slibproductie is 0,05 kg d.s. per kg CZV_{verwijderd}.

Als de membraanbioreactor alleen bedoeld is voor CZV-verwijdering zal deze reactor achterin het scenario geplaatst moeten worden. Dit om nitraatvorming te voorkomen (de slibleeftijd is voldoende lang voor nitrificerende bacteriën). Het is mogelijk om tot zeer lage effluentconcentraties CZV te komen (er wordt gesteld dat membraanbioreactoren ook moeilijk verwijderbaar CZV kunnen verwijderen door de hoge slibleeftijd).

Een nieuw type membraanbioreactor is de membraanbioreactor volgens het ZeeWeedTM-principe (figuur 28B). Het ZeeWeedTM-proces bestaat uit een beluchte installatie met actief slib, waarbij de slib-waterscheiding tot stand gebracht wordt door membraanscheiding (microfiltratie). Het bijzondere van de reactor is de uitvoeringsvorm van de membranen en het vacuümprincipe: het ZeeWeedTM bestaat uit een rek waarin tubulaire membranen gehangen zijn. De membranen zijn aangesloten op een pomp, waarmee een onderdruk over de membranen wordt aangelegd. Hierdoor wordt water de membranen 'ingetrokken'. Door het onderdrukprincipe is de toegepaste druk in vergelijking tot een scheiding waarbij het slib-water-mengsel door het membraan wordt geperst, laag (0,1 - 0,3 bar). De toepassing van ZeeWeedTM in de membraanbioreactor heeft naast de lage toegepaste druk het voordeel dat de membranen door de beluchting in de reactor continu in beweging zijn en hierdoor 'schoongespoeld' worden. Dit betekent dat minder of niet teruggespoeld hoeft te worden [Buisson et al. (1997) en informatie van DHV].

Conclusies van de verkenning

6.1 Influentkarakterisering

Uit het literatuuronderzoek naar de samenstelling van stedelijk afvalwater blijkt dat het grootste deel van de verontreinigingen in het afvalwater geassocieerd is met gesuspendeerde en colloïdale verontreinigingen. Uit dit onderzoek blijkt dat met de verwijdering van al het particulier materiaal met een diameter $> 0,45 \mu\text{m}$ ongeveer 70 % CZV, ongeveer 25 % N_{totaal} en 30 % P_{totaal} wordt verwijderd. Verder wordt nagenoeg 90 % van de zware metalen met uitzondering van nikkel (circa 30 % verwijdering) afgescheiden.

De samenstelling van het standaardinfluent dat in deel II gehanteerd zal worden voor het dimensioneren en evalueren van volledige zuiveringsscenario's, is als volgt:

Tabel 40: Het standaardinfluent

Parameter	Waarde
CZV	600 mg/l
BZV ₅	220 mg/l
N_{Kjeldahl}	55 mg/l
P_{totaal}	9 mg/l
Zwevendestof	250 mg/l

In het hoofdstuk influentkarakterisering is met het oog op de toekomst ook een aantal ontwikkelingen beschreven die invloed kunnen hebben op te toekomstige influentkwaliteit en -belasting van grootschalige rwzi's. Mogelijke veranderingen zijn het afkoppelen van verhard oppervlak, het aanleggen van gescheiden stelsels, het scheiden van urine aan de bron en het scheiden van feces aan de bron. Deze veranderingen zijn ter kennisgeving beschreven en worden verder niet meegenomen bij het opstellen van zuiveringsscenario's in deel II.

6.2 Scheiding in schoon en vuil slib

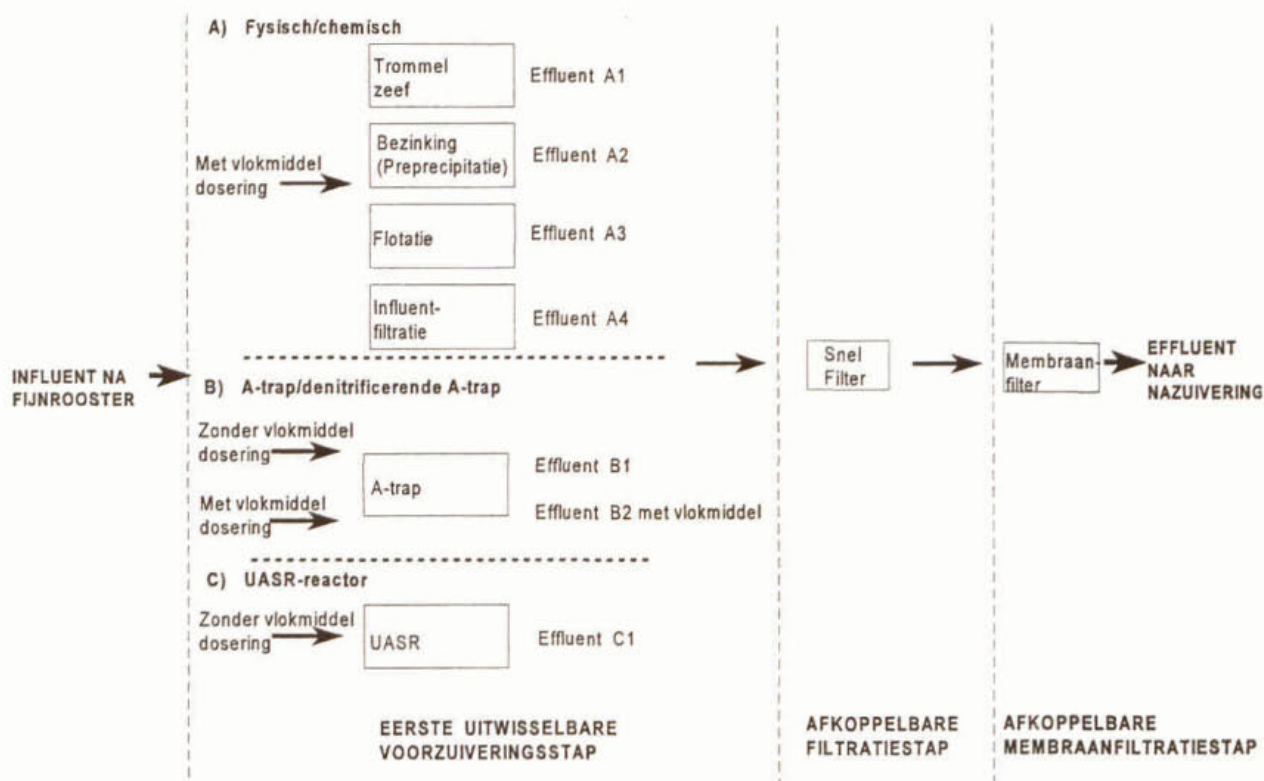
Uit de haalbaarheidsstudie komt naar voren dat een scheiding in schoon en vuil slib door deeltjesfractionering in de voorzuivering niet mogelijk is. Blijkens verschillende literatuurbronnen zijn de zware metalen min of meer uniform verdeeld over de groottefracties. In alle gevallen overschrijden de zware-metalenconcentraties van het slib dat wordt geproduceerd in de voorzuivering, de normen van de BOOM 2-wetgeving. Het slib kan daardoor niet afgezet worden in de landbouw en zal na afscheiding verwerkt moeten worden.

Een uitzondering hierop vormt zand. Zand adsorbeert geen zware metalen en kan daarom schoon afgezet worden. Door de hogere dichtheid van zand is het makkelijk af te scheiden in een zandvanger voorafgaande aan de zuivering, of in een slib/zandscheider in de sliblijn.

Bij het verdere verloop van dit onderzoek naar fysisch/chemische voorzuivering is het uitgangspunt 'scheiding in schoon en vuil slib' daarom niet meegenomen.

6.3 Overzicht van fysisch/chemische voorzuiveringsstappen

Door de toepassing van een goede fysisch/chemische voorzuiveringsstap kan het grootste deel gesuspendeerd en colloïdaal materiaal in een eerste stap verwijderd worden. In het inventariserend onderzoek naar voorzuiveringsstappen is hiervoor een aantal processtappen naar voren gekomen. Een overzicht hiervan en hun plaats in de voorzuivering worden gegeven in figuur 29.



Figuur 29: Systematische rangschikking van voorzuiveringsstappen (zie ook uitklapversie)

Na de fysisch/chemische voorzuivering resteert een effluent dat nabehandeld moet worden om aan de lozingsisen te voldoen. In de tabellen 29, 31 en 33 is van de voorzuiveringsscenario's A, B en C een indicatieve effluentsamenstelling gegeven. Deze effluentsamenstelling dient bij het opstellen van volledige scenario's als het influent van de nazuivering. Met behulp van de waarden uit deze tabellen zullen in deel II de nazuiveringsstappen gedimensioneerd worden.

Een belangrijk aandachtspunt in de nabehandeling is de BZV/N-verhouding die resteert na de fysisch/chemische voorzuivering. Bij een te lage BZV/N-verhouding zal de denitrificatie in de nazuivering onvoldoende verlopen, waardoor verhoogde nitraatconcentraties optreden en het effluent niet aan de eisen voor totaal-N voldoet. Als minimale BZV/N-verhouding wordt in dit onderzoek 2,5 aangehouden. Dit is een verhouding waarbij het totaal-N in het effluent aan de normen voldoet.

6.4 Overzicht van nazuiveringsstappen

In hoofdstuk 5 is een inventarisatie gemaakt van nazuiveringsstappen die mogelijk kunnen worden toegepast na de fysisch/chemische voorzuivering. In verband met de te verwachten problemen met de lage BZV/N-verhouding is hierbij veel aandacht geschonken aan ammoniumverwijdering door ionenwisseling. Hieraan is een oriëntatie op mogelijkheden om de ionenwisselaar te regenereren gekoppeld, met als uitgangspunt hergebruik van ammonium en/of het regeneraat.

Uit de inventarisatie zijn nazuiveringsstappen naar voren gekomen die in deel II zullen worden gebruikt bij het opstellen van volledige zuiveringsscenario's:

Tabel 41: Overzicht van nazuiveringsstappen

	Nazuiveringsstap	Verwijdering van:
Fysisch/chemische nazuiveringsstappen	Ionenwisseling met biologische regeneratie	- ammonium
	Ionenwisseling met luchtstripper (bij 50 °C)	- ammonium
	Actief-kooladsorptie	- opgelost CZV
	Nano- en hyperfiltratie	- opgelost CZV
	Chemische oxidatie	- opgelost CZV
Biologische nazuiveringsstappen	Laagbelast actief-slibstelsysteem	- opgelost CZV - stikstof
	Laagbelast slib-op-dragersysteem (Biofor of biostyr)	- opgelost CZV - stikstof
	Laagbelast actief-slibstelsysteem volgens de nitrifiteroute	- opgelost CZV - stikstof
	Membraanbioreactor (op basis van micro- of ultrafiltratie)	- opgelost CZV - stikstof (facultatief)
	Hoogbelast actief-slibstelsysteem	- opgelost CZV
	Hoogbelast slib-op-dragersysteem (Trickling filter)	- opgelost CZV

LITERATUUR

Hoofstuk 1 Inleiding

DTO, Duurzame Technologie Ontwikkeling (1994). Duurzame stedelijke waterkringloop - verkennende studie DTO-water, RIZA en Witteveen + Bos.

Etnier, C., Høyås, A., Refsgaard, K. (1996). Pricing ecological engineering systems for wastewater treatment, paper presented at the conference "Ecology, Society, Economy", University of Versailles.

Heijungs, R., Guinée, J.B., Huppes, G., Lankreyer, R.M., Udo de Haes, H.A., Wegener Sleeswijk, A., Ansems, A.M.M., Eggels, P.G. Duin, R. van, Goede, H.P. de (1992). Milieugerichte levenscyclus analyse van producten: handleiding en achtergronden, NOH-rapport 9266, Centrum voor Milieukunde Leiden.

Henze, M., Somlyódy, L., Schilling, W., Tyson, J. (eds.) (1997). Sustainable Sanitation, Water Science & Technology, Vol. 35 no. 9.

Hoogenraad, M. G. (1997). Een beoordeling van waterzuiveringsscenario's: een analyse van graf tot wieg, afstudeerrapport Vakgroep Milieutechnologie, LU Wageningen.

Roeleveld, P.J., Klapwijk, A., Eggels, P.G., Rulkens, W.H., Starckenburg, W. van (1996). Sustainability of municipal wastewater treatment, proceedings of the IAWQ-NVA conference, September 23-25 1996, Amsterdam.

Rulkens, W.H., Starckenburg, W. van (1993). Voldoet de toekomstige zuivering van stedelijk afvalwater aan duurzame milieuhygiënische uitgangspunten?, H₂O (26) nr. 3.

STOWA (1996-15). Het zuiveren van stedelijk afvalwater in het licht van duurzame milieuhygiënische ontwikkeling, rapportnr. 96-15.

STOWA (1996-24). Hergebruik van gezuiverd afvalwater ten behoeve van verdrogingsbestrijding - verkenning en doorkijk, rapportnr. 96-24.

Hoofstuk 2 Influentkarakterisering

CBS (1995). Waterkwaliteitsbeheer, deel b, zuivering van afvalwater 1993, CBS Milieustatistieken, Voorburg/Heerlen.

CBS (1996). Verwijdering van zware metalen in rioolwaterzuiveringsinrichtingen, in: Kwartaalbericht Milieustatistieken 1996-IV, Voorburg/Heerlen.

CBS (1997). Statistisch Bulletin 51, 20 december 1996.

Chen, K.Y. Young, C.S., Jan, T.K., Rohatgi, N. (1974). Trace metals in wastewater effluents, Journal WPCF, Vol. 46, no 12, pp 2663-2677.

Hartman, E.C. (1995). De AFVOER in Doesburg, afstudeerrapport Sectie Gezondheidstechniek, TU Delft.

Henze, M. (1992). Characterization of wastewater for modelling of activated sludge processes, *Water Science & Technology*, Vol. 25, no. 6, pp 1-15.

Hettinga, T. (1997). Voorbehandeling van ruw huishoudelijk afvalwater in een denitrificerende opstroomkolom, afstudeerrapport vakgroep Milieutechnologie, LU Wageningen.

Langeveld, J.G. (1997). Gebruik van hemelwater en hergebruik van grijswater in bestaande bebouwing van Utrecht, afstudeerrapport Sectie Gezondheidstechniek, TU Delft.

Larsen, T.A., Gujer, W. (1996). Separate management of anthropogenic nutrient solutions (human urine), *Water Science & Technology*, Vol. 34, no. 3-4, pp. 87-94.

Levine, A.D., Tchobanous, G., Asano, T. (1985). Characterization of the size distribution of contaminants in wastewater: treatment and reuse implications, *Journal WPCF*, no.57, 2 pp. 805-816.

Levine, A.D., Tchobanous, G., Asano, T. (1991). Size distributions of particulate contaminants in wastewater and their impact on treatability, *Water Research*, Vol. 25 no. 8, pp. 911-922.

Man, A.W.A. de (1990). Anaerobe zuivering van ruw rioolwater met behulp van korrelslib UASB-reactoren, Vakgroep Milieutechnologie, LU Wageningen.

NWRW (1986, 1989). Afkoppelen van verhard oppervlak, NWRW rapporten 7.1, 7.2.1, 7.2.2, 7.2.3, Nationale Werkgroep Riolerings en Waterkwaliteit, Ministerie van VROM, 's-Gravenhage.

Ødegaard, H. (1987). Particle separation in wastewater treatment, in: *Proceedings of 7th European Sewage and Refuse Symposium*, München.

Otterpohl, R., Grotter, M., Lange, J. (1997). Sustainable water and wastemanagement in urban areas, *Water Science & Technology*, Vol 35 no. 9 pp. 121-133.

Otterpohl, R. (1998). Future options in urban sanitation: Feasibility of different systems under different social and geographical conditions, lezing tijdens het WIMEK-congres *Options for Closed Water Systems, sustainable water management*, 11 - 12 maart 1998, Wageningen.

Pöpel, F. (1973/1993). *Lehrbuch für Abwassertechnik und Gewässerschutz*, Wiesbaden.

STOWA (1996-11). Aansluiting van 'dun-waterbronnen' op riolering en rwzi - doelmatigheidsonderzoek, rapportnr. 96-11.

STOWA (1994-16). Dimensionering van de selector, de rol van influentkarakterisering, rapportnr. 94-16.

STOWA (1996-08). Methoden voor influentkarakterisering, inventarisatie en richtlijnen, rapportnr. 96-08.

STOWA (1996-20). Varianten op voorbezinking, een haalbaarheidsstudie, rapportnr. 96-20.

VROM (1986). Beperking van zware metalen in zuiverings-slib door concentrering in een deelstroom, Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieu, 's-Gravenhage.

Hoofdstuk 3 Haalbaarheidsstudie scheiding in schoon en vuil slib

Brindley, P., Carter, D.C., Linsmith, L.J. (1982). A review of industrial effluent control experience, *Water Pollution Control*, 81, 59.

Davis, R.D. Coker, E.G. (1980). Cadmium in agriculture with special reference to the application for sewage sludge on land, Tech. Rep. 139, Water Research Centre, Stevenage, U.K.

Davis, J.A., Jacknow, J. (1975). Heavy metals in wastewater in three urban areas, *J. Water Pollut. Control Fed.*, 47, 2292.

Lester, J.N. (ed.) (1987). Heavy metals in wastewater and sludge treatment processes - Vol. 1, sources, analysis, and legislation, CRC Press Inc, Florida.

Lester, J.N. (ed.) (1987). Heavy metals in wastewater and sludge treatment processes - Vol.2, treatment and disposal, CRC Press Inc, Florida.

Ministerie van VROM (1986). Beperking van zware metalen in zuiveringsslib door concentrering in een deelstroom.

Nationale Werkgroep Riolering en Waterkwaliteit (1988). Invloed overstortwatervijver te Loenen, sedimentgedrag - NWRW-rapportnr. 10.3.1, Ministerie van VROM, 's-Gravenhage.

NVA Slibcommissie (1994). Slibwijzer.

Nielsen, J.S, Hrudey, S. E. (1983). Metal loadings and removal at a municipal activated sludge plant, *Water research*, Vol. 17, no. 9, pp 1041-1052.

Robberts, P., Hegi, H.R., Webber, A. Krädhenbühl, H.R. (1977). Metals in municipal wastewater and their elimination in sewage treatment, *Prog. Water Technol.*, 8, 301.

Spector, W.S. (1956). Handbook of biological data, W.B. Saunders, London.

Senhorst, H.A.J. (1993). Een statistische analyse van zuiveringsslib: bronnen van zware metalen, *H₂O* (26), nr. 11.

VROM (1991). Besluit kwaliteit en gebruik overige organische meststoffen, *Staatsblad* 1991 613, VROM 93062/a/3-93, 5151/076.

Yeoman, S., Sterritt, R.M., Rudd, T., Lester, J.N. (1989). Particle size fractionation and metal distribution in sewage sludges, *Water, Air and Soil Pollution*, Vol. 45, pp. 27-42.

Hoofdstuk 4 Overzicht van voorzuiveringstechnieken

ALGEMEEN GEBRUIKTE LITERATUUR

Asano, T., Richard, D., Tchobanoglous, G. (1992). Evolution of tertiary treatment requirements in California, *Water Environment & Technology*, Vol. 4, no. 2 pp. 36-40.

Cheremisinoff, P.N. (1995). Solids/Liquids Separation, Process Engineering Handbook Series, Lancaster, Pennsylvania.

Fleer, G.J. (1993). Kolloïdchemie, syllabus Vakgroep Fysische en Kolloïdchemie, LU Wageningen.

Gregory, J. (1993). The role of colloid interactions in solid-liquid separation, Water Science & Technology, Vol. 27 no. 10, pp. 1-18.

Henze, M., Harremoës, P., Jansen, J. la C., Arvin, E. (1995). Wastewater Treatment, biological and chemical processes, Springer-Verlag.

Klapwijk, A., Rensink, J.H., Spanjers, H. (1997). Collegedictaat biologische waterzuivering, onderdeel aerobe zuivering, Vakgroep Milieutechnologie, LU Wageningen.

Lettinga, G., Hulshoff Pol, L., Zeeman (1997). Collegedictaat biologische waterzuivering, onderdeel anaerobe waterzuivering, Vakgroep Milieutechnologie, LU Wageningen.

Metcalf & Eddy (1991). Wastewater Engineering; treatment, disposal, reuse third edition, Singapore.

STOWA (1996-20). Varianten op voorbezinking, een haalbaarheidsstudie, rapportnr. 96-20.

Van der Graaf, J.H.J.M. (1995). Behandeling van afvalwater I en II, TUDelft-dictaten n50 en n51, Sectie Gezondheidstechniek, TU Delft.

Weber Jr., W.J., DiGiano, F.A. (1996). Process dynamics in environmental systems, New York.

FYSISCH/CHEMISCHE VOORZUIVERING

Bezinking/préprecipitatie

Baumer, P., Volkart P., Krebs, P. (1996). Dynamic loading test for final settling tanks, Water Environment Research pp. 334-341.

Chin, R.L., et al (1977). Two-stage settling improves sludge removal efficiency, Water & Sewage Works, May 1977 pp. 41-44.

Levine, A.D., Tchobanalous, G., Asano, T. (1985). Characterization of the size distribution of contaminants in wastewater: treatment and reuse implications, Journal WPCF, no.57, 2, pp. 805-816.

Meinema, K., Van der Graaf, J.H.J.M., Kop, J.H. (1993). Lamellenbezinkers tussen beluchting en nabezinking, (Vol. 26), nr. 6.

Flotatie

Arnold, S.R., Grubb, T.P., Harvey (1995). Recent applications of dissolved air flotation: pilot studies and full scale design, Water Science & Technology, Vol. 31 no. 3-4, pp. 327-340.

Costaz, P., Miquel, J., Reinbold, M. (1983). Simultaneous electroflotation and disinfection of sewage water, Water Research, Vol. 17, no. 3, pp. 255-262.

Krofta, M., Burgess, D. (1997). Affordable treatment of municipal wastewater to obtain reusable

water and biosolids by combination of advanced dissolved air flotation, multimedia filtration and ozone disinfection, in: Proceedings 1st international conference on environmental restoration, July 6-9 1997, Ljubljana, Slovenia.

Krofta, M., Miskovic, D., Burgess, D. (1995). Primary-secondary flotation of three municipal wastewaters: pilot-scale study, *Water Science & Technology*, Vol. 31 no. 3-4, pp. 295-298.

Ødegaard, H. (1995). Optimization of flocculation/flotation in chemical wastewater treatment, *Water Science & Technology*, Vol. 31 no. 3-4, pp. 73-82.

Pouet, M.F., Grasmick, A. (1995). Urban wastewater treatment by electrocoagulation and flotation, *Water Science & Technology*, Vol. 31 no. 3-4, pp. 275-283.

Van Dorenmalen, P.H.A. et al. (1993). Flotatie versus sedimentatie: 'Goed is goed genoeg', *H₂O* (26), nr. 21.

Trommelzeef

ATV-Fachausschuss 2.8 (1997). Arbeitsbericht Abwasserfiltration, *Korrespondenz Abwasser* 1997 (44) nr. 3 pp. 524-544.

ATV-Fachausschuss 2.1.6 (1997). Arbeitsbericht Bedeutung der Abwasserfiltration, aus Sicht der Gewässer, *Korrespondenz Abwasser* 1997 (44) nr. 3 pp. 519-523.

Grau, A., et al. (1996). Mikrosiebung als nachgeschaltete Behandlungsstufe zur weitgehenden Reinigung, *AWT-Abwassertechnik*, Heft 1/1996 pp. 19-23.

Directe influentfiltratie

Ødegaard, H. (1997). Optimised particle separation in the primary step of wastewater treatment, article presented at IAWQ-conference in Japan, June 1997.

Mouri, M., Niwa, C. (1993). Pilot plant studies on filtration of raw sewage using floating filter media and multiple filter column inlets, *Water Science & Technology*, Vol.28, no.7, pp. 143-151.

Tanaka, Y., Miyajima, K., Funakosi, T., Chida, S. (1995). Filtration of municipal sewage by ring shaped floating plastic net media, *Water Research*, Vol.29, no.5, pp. 1387-1392.

Magnetische afscheiding

Booker, N.A., Cooney, E., Öcal, G., Priestley, A.J. (1994). The SIROFLOC sewage treatment process: a high rate process for sewage clarification. In: *Chemical water and wastewater treatment III*. R. Klute/H.H. Hahn (eds.), Springer-Verlag Berlin Heidelberg 1994.

Booker, N.A., Brooks, R.B. (1994). Scale-up of the rapid sewage treatment SIROFLOC process, *Trans IChemE*, Vol. 72, part B, pp. 109-112.

Fasseur, A., Van Dooren, J., VanBrabant, R., Goossens, W.R.A. (1988). Electromagnetic treatment of wastewaters, *Filtration & Separation*, September/October 1988.

Van Velsen, A.F.M. (1993). Onderzoek demonstratie-installaties magnetische defosfatering. RWZI-2000 rapportnr. 93-02.

Actiflo-proces

Gousailles, M., Le Poder, N., Rogalla, F. (1997). Enhanced settling in plant upgrades and

stormflow handling. In: proceedings of IAWQ Conference "Upgrading of water and waste water systems", Kalmar, May 25-28 1997.

Le Poder, N., Binot, B. (1995). Treatment of combined sewer overflow (CSO) with high speed microsand settling. In: proceedings of WEF Conference "New and emerging environmental technologies and products conference for wastewater treatment and stormwater collection", Toronto - June 4 -7 1995.

Plum, V., Dahl, C.D., Bentsen, L., Petersen, C.R., Napstjert, L., Thomsen, N.B. (1998). The Actiflo-method, *Water Science & Technology*, Vol. 37 no. 1, pp. 269-275.

Filtratie

ATV-Fachausschuss 2.8 (1997). *Arbeitsbericht Abwasserfiltration, Korrespondenz Abwasser 1997* (44) nr. 3 pp. 524-544.

ATV-Fachausschuss 2.1.6 (1997). *Arbeitsbericht Bedeutung der Abwasserfiltration, aus Sicht de Gewässer, Korrespondenz Abwasser 1997* (44) nr. 3 pp. 519-523.

Geven, M. (1995). *Inventarisatie en evaluatie van filtratiemethoden voor effluent, afstudeerrapport Sectie Gezondheidstechniek, TU Delft.*

Mackie, R.I., Bai, R. (1993). The role of particle size distribution in the performance and modelling of filtration, *Water Science & Technology*, Vol. 27 no. 10 pp. 19-34.

Van der Graaf, J.H.J.M. en Van Nieuwenhuijzen, A.F. (1998). Experiments with high rate effluent filtration in The Netherlands, te presenteren op *Water Quality International 1998, IAWQ-congres Vancouver.*

Van Nieuwenhuijzen, A.F. (1996). *Optimalisatie van vlokingsfiltratie voor RWZI-effluent, afstudeerrapport Sectie Gezondheidstechniek, TU Delft.*

Task Committee on Design of Wastewater Filtration Facilities (1986). Tertiary filtration of wastewaters, *Journal of Environmental Engineering*, Vol.112 no. 6, pp. 1008-1025.

Membraanfiltratie

Dijk, J.C. van, Aejjelts Averink, C.W., Dijkstra, I.T. (1995). Theorie en modellering van membraanfiltratie, *H₂O* (28) 1995, nr. 10.

Dittrich, J., Gnirss, R., Peter-Fröhlich, A., Sarfert, F. (1996). Microfiltration of municipal wastewater for disinfection and advanced phosphorus removal, *Water Science & Technology*, Vol. 34, no. 9, pp. 125-131.

Ratanatamskul, C., Yamamoto, K., Urase, T., Ohgaki, S. (1996). Effect of operating conditions on rejection of anionic pollutants in water environment by nanofiltration especially in very low pressure range, *Water Science & Technology*, Vol. 34, no. 9, pp. 149-156.

Trouve, E., Urbain, V., Manem, J. (1994). Treatment of municipal wastewater by a membrane bioreactor: results of a semi-industrial pilot-scale study, *Water Science & Technology*, Vol. 30, no. 4, pp. 151-157.

Van der Graaf, J.H.J.M., Kramer, J.F., Pluim, J., De Koning, J., Weijs, M. (1998). Experiments on

filtration of effluent at wastewater treatment plants in The Netherlands, in: Proceedings of conference 'Options for closed water cycles', March 11-13 1998, Wageningen

VOORZUIVERING GEBASEERD OP BIOFLOCCULATIE EN AFSCHIEDING

A-trap/denitrificerende A-trap/A-trap met vlokmiddeldosering

Böhnke, B. (?). Das A-B-VERFAHREN zur biologische Abwasserreinigung - Informationsmaterial zum Adsorptions-Belebungs-Verfahren, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Rheinisch Westfälische Technische Hochschule Aachen.

Böhnke, B. (1980). Erfahrungen aus zweistufigen Versuchsanlagen und Folgerungen für die Verfahrenstechnik. Korrespondenz Abwasser, 17 (3), pp. 177-185.

Buunen - Van Bergen, A.H.M., Schellen, A.A.J.C.(1996). Modelleren processen AB-systeem met IAWQ No.1?! in: verslag van NVA symposium 'Modelleren van rwzi's, de wereld rondom het IAWQ-model' 14 november 1996.

Hettinga, T. (1997). Voorbehandeling van ruw huishoudelijk afvalwater in een denitrificerende opstroomkolom, afstudeerrapport vakgroep Milieutechnologie, LU Wageningen.

Klapwijk, A., Jol, C., Donker, H.J.G.W. (1979). The application of an upflow reactor in the denitrification step of biological sewage purification, Water Research, vol.13, pp. 1009-1015.

Klapwijk, A., Smit, H., Moore, A. (1981). Denitrification of domestic wastewater in an upflow sludge-blanket reactor without carrier material for the biomass - in: Biological fluidized bed treatment of water and wastewater, eds. P.F. Cooper & B. Atkinson (1981).

Loosdrecht, M.C.M. van, Eikelboom, D., Gjaltema, A., Mulder, A., Tjihuis, L., Heijnen, J.J. (1985).. Biofilm structure, growth and dynamics, Proceedings of the IAWQ International Conference and Workshop, Noordwijkerhout, The Netherlands, 30 August - 1 September, 1985.

Salomé, A.A. (1990). AB-systemen, een inventarisatie, RWZI 2000 rapport 90-02.

Sayed, S.K.I. (1985). Het functioneren van de A-trap in het A/B-proces, Vakgroep Milieutechnologie, LU Wageningen.

Schellen, A.A.J.C. (1997). Afvalwaterzuiveringsinrichting Rotterdam-Dokhaven - verbetering van de nutriëntenverwijdering door een proces-geïntegreerde aanpak, *conceptrapport*.

De UASR-reactor

Gonçaves, R.F., Charlier, A.C., Sammut, F. (1994). Primary fermentation of soluble and particulate organic matter for wastewater treatment, Water Science & Technology, Vol. 30, no. 6 pp. 53-62.

Wang, K. (1994). Integrated anaerobic and aerobic treatment of sewage, Ph.D. thesis, Department of Environmental Technology, Wageningen Agricultural University.

Zeeman, G., Sanders, W.T.M., Wang, K.Y., Lettinga, G. (1996). Anaerobic treatment of complex wastewater and waste activated sludge - Application of an Upflow Anaerobic Solid Removal (UASR) reactor for the removal and pre-hydrolysis of suspended COD, proceedings of the IAWQ-NVA conference, September 23-25 1996, Amsterdam.

VLOKVORMING

- Giesen, A., Peeters, Th. (1994). Préprecipitatie: nog verder optimaliseren?, *H₂O* (27), nr. 14.
- Hahn, H., Klute, R. (eds.) (1992). *Chemical Water and Wastewater Treatment II, Proceedings of the 5th Gothenburg Symposium 1992*, Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg.
- Kuij, R.J. van der, Noorden, A.W. van (1993). Vergaande P- en N-verwijdering in oxydatiebeddeninrichtingen; vóórprecipitatie-onderzoek op de RWZI Willem Annapolder, *H₂O*(26), nr. 25.
- Leentvaar, J. (1982). *Coagulation-flocculation studies on wastewater*, Ph.D.-thesis, Department of Environmental Technology, Wageningen Agricultural University.
- Ødegaard, H. (1992). Norwegian experiences with chemical treatment of raw wastewater, *Water Science & Technology*, Vol. 25 no. 12 pp. 255-264.
- Ødegaard, H., Barlundhaug, J., Böhleng, E., Aesoy, A. (1996). Wastewater treatment and resources reuse based on pre-precipitation, biofilm reactors and thermal sludge hydrolysis, in: *Proceedings of the 7th Gothenburg Symposium Chemical Water and Wastewater treatment IV*, Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg.
- Roest, H.F. van der, Willemse, L.A., Rijk, M., Klasse, L. (1991). Préprecipitatie nieuw leven ingeblazen, *H₂O* (24) 1991, nr. 23.
- Roest, H. van der (1991). *Onderzoek préprecipitatie rwzi Walcheren te Ritthem, werkrapporten fasen A, B en C, intern rapport DHV*.
- Uijterlinde, C.A., Van der Roest, H.F. (1994). Tóch verrast met préprecipitatie op de RWZI Nieuwegein, *H₂O* (27), nr.17.
- Verberne A.J.P. et al. (1993). *Praktijkonderzoek naar vóórprecipitatie met drinkwaterslib*, *H₂O* (26), nr. 26.

Hoofdstuk 5 Overzicht van nazuiveringstechnieken

FYSISCH/CHEMISCHE NAZUIVERING

Algemeen

Lettinga, G., Bruning, H. (1996). *Collegedictaat fysisch-chemische zuiveringsmethoden*, Vakgroep Milieutechnologie, LU Wageningen.

Metcalf & Eddy (1991). *Wastewater Engineering; treatment, disposal, reuse third edition*, Singapore.

Adsorptie (actiefkool)

Dijk, J.C. van, Aeyelts Averink, C.W. (1995). Technische zuivering drinkwater, syllabus Adsorption, College-dictaat N 40, Sectie Gezondheidstechniek, TU Delft.

Hand, D.W., Crittenden, J.C. (1997). Predicting the performances of fixed-bed granular activated carbon adsorbers, *Water Science & Technology*, Vol. 35, nr. 7, pp. 235-242.

RIZA (1995). Meinema, K., Rienks, J. , Inventarisatie en evaluatie van technieken voor het polijsten van effluent van rwzi's, SPA Programma nr 9502.

McKay, G. (1996). Use of adsorbents for the removal of pollutants from wastewaters.

Wang, C.K., Lee, S.E. (1997). Evaluation of granular activated carbon adsorber design criteria for removal of organics based on pilot and small-scale studies, *Water Science & Technology*, Vol. 35, nr 7, pp. 227-234.

Chemische oxidatie

Höfl, C. et al (1997). Oxidative degradation of AOX and COD by different advanced oxidation processes: a comparative study with two samples of pharmaceutical wastewater, *Water Science & Technology*, Vol. 35, no. 4, pp. 257-264.

Kruithof, J.C., Schippers, J.C., Dijk, J.C. van (1991). De drinkwaterbereiding in de jaren negentig, *H₂O*, (24) nr 17.

Kaulbach, R. (1996). Ozone technology for wastewater treatment, in: *Proceedings of the 1st international conference on oxidation technologies for water and wastewater treatment, 1996, Goslar, FRG.*

Knoppert P.L., Van der Heide J. (1990). *Chemische Waterzuivering, desinfectie en oxydatie.* College-dictaat N40, Sectie Gezondheidstechniek, TU Delft.

Logemann F.P., Annee, J.H.J. (1997). Water treatment with a fixed bed catalytic ozonation process, *Water Science & Technology*, Vol. 35, no. 4, pp. 353-360.

Ionenwisseling

Den Engelse, R., Van der Panne, W. (1992). Tahoe-Truckee Sanitation Agency Water Reclamation Plant, excursieverslag van 2 okt. 1992.

Green, M., Mels, A., Lahav, O., Tarre, S. (1996). Biological - ion exchange process for ammonium removal from secondary effluent, *Water Science & Technology*, Vol. 34, no 1-2, pp.

Hoek, J.P. van der, Klapwijk, A. (1988). The use of a nitrate selective resin in the combined ion exchange/biological denitrification process for nitrate removal from groundwater, *Water Supply* 6 (3), pp. 57-62.

Liberti, L. (1982). Ion exchange advanced treatment to remove nutrients from sewage. In: *Physicochemical methods for water and wastewater treatment*, L. Pawlowski (ed.), Elsevier Science Publishers Amsterdam.

Mels, A. (1995). A combined physico-chemical-biological process for ammonium removal using zeolite, stagerapport vakgroep Milieutechnologie, LU Wageningen.

Semmens, M.J., Porter, P.S., (1979). Ammonium removal by ion exchange: using biologically

restored regenerant, Journal WPCF, Vol. 51 no. 12 pp. 2928 - 2940.

STOWA (1997-31). Stikstofverwijdering bij lage BZV/N-verhouding, rapportnr. 97-31.

STOWA (1995-09 t/m 15). Behandeling van stikstofrijke retourstromen op rioolwaterzuiveringsinrichtingen, deel 1 tot en met 7, rapportnr. 95-09 t/m 15.

STOWA (1996-01). Behandeling van stikstofrijke retourstromen op rioolwaterzuiveringsinrichtingen: enkelvoudig reactorsysteem voor ammoniumverwijdering via nitritriet, rapportnr. 96-01.

BIOLOGISCHE NAZUIVERING

algemeen

Henze, M., Harremoës, P., Jansen, J. la C., Arvin, E. (1995). Wastewater Treatment, biological and chemical processes, Springer-Verlag.

Klapwijk, A., Rensink, J.H., Spanjers, H. (1997). Collegedictaat biologische waterzuivering, onderdeel aerobe zuivering, Vakgroep Milieutechnologie, LU Wageningen.

Metcalf & Eddy (1991). Wastewater Engineering; treatment, disposal, reuse third edition, Singapore.

RIZA en STOWA (1994). Compactsystemen voor de behandeling van stedelijk afvalwater - een haalbaarheidsstudie, RWZI-2000 rapport 94-10, Lelystad/Utrecht.

Van der Graaf, J.H.J.M. (1995). Behandeling van afvalwater I en II, TUDelft-dictaten n50 en n51, Sectie Gezondheidstechniek, TU Delft.

STOWA (1996-15). Het zuiveren van stedelijk afvalwater in het licht van duurzame milieuhygiënische ontwikkeling, rapportnr. 96-15.

Triebel (ed.) (1975). Lehr- und Handbuch der Abwassertechnik, Bc II. Verlag von wilhelm Ernst & Son, Berlin.

membraanbioreactor

Buisson, H., Cote, P., Praderie, M., Paillard, H. (1997). The use of immersed membranes for upgrading wastewater treatment plants, in: Proceedings of the IAWQ-conference 'Upgrading of water and wastewater systems, Kalmar, May 25-28, 1997'.

DHV (1996). Membraantechnologie, dé oplossing voor hergebruik van water en grondstoffen, in: DHV-times, Aquatechuitgave.

Lübbecke, S., Vogelpohl, A., Dewjanin, W. (1995). Wastewater treatment in a biological high-performance system with high biomass concentration, Water Research, Vol. 29, no. 3, pp. 793-802.

Muller, E.B., Stouthamer, A.H., Verseveld, H.W., Eikelboom, D.H. (1995). Aerobic domestic wastewater treatment in a pilot plant with complete sludge retention by cross-flow filtration, Water Research, Vol. 29, no. 4, pp. 1179-1189.

Trouve, E., Urbain, V., Manem, J. (1994). Treatment of municipal wastewater by a membrane bioreactor: results of a semi-industrial pilot-scale study, *Water Science & Technology*, Vol. 30, no. 4, pp. 151-157.

Yamagiwa, K., Oohira, Y., Ohkawa, A. (1994). Performance evaluation of a plunging liquid jet bioreactor with crossflow filtration for smallscale treatment of domestic wastewater, *Bioresource Technology*, Vol. 50, pp. 131-138.

laagbelast actief-slibstelsysteem volgens de nitrietroute

Brouwer, H., Klapwijk, B. (1997). Model-gebaseerde sturing van het aërobe volume in een propstroom actief-slibinstallatie op basis van respirometrie, publicatie Vakgroep Milieutechnologie, LU Wageningen.

STOWA (1995-09). Behandeling van stikstofrijke retourstromen op rioolwaterzuiveringsinrichtingen - praktijkonderzoek aan de membraan-bioreactor bij het slibverwerkingsbedrijf Sluisjesdijk, rapportnr. 95-09.

DEEL II:

Identificatie en evaluatie van
afvalwaterzuiveringsscenario's gebaseerd op
fysisch/chemische voorzuivering

DEEL II:

Identificatie en evaluatie van
afvalwaterzuiveringsscenario's gebaseerd op
fysisch/chemische voorzuivering

Inleiding in deel II

1.1 Toelichting bij deel II

Dit tweede onderdeel van het onderzoeksrapport "Fysisch/chemische voorzuivering" heeft tot doel het opstellen en het evalueren van de zuiveringsscenario's gebaseerd op fysisch/chemische voorzuivering.

In deel II van dit rapport worden de zuiveringsscenario's opgesteld op basis van de geselecteerde zuiveringsstappen van deel I. De opgestelde zuiveringsscenario's worden gedimensioneerd aan de hand van dimensioneringsgrondslagen die zijn vastgesteld in deel I.

Per scenario worden de milieu-ingrepen energieverbruik, slibproductie, effluentkwaliteit, chemicaliënverbruik en ruimtebeslag berekend in het Dimensionerings- en EvaluatieModel voor AfvalwaterzuiveringsScenario's (DEMAS). Tevens worden hiermee de contante waarden van de scenario's bepaald.

De evaluatie van de scenario's vindt plaats aan de hand van deze milieu-ingrepen en de kosten. Om een vergelijking van de fysisch/chemische zuiveringsscenario's met de huidige zuiveringspraktijk mogelijk te maken, is een tweetal referentiescenario's opgesteld en met de nieuwe scenario's geëvalueerd.

Door uitvoering van verschillende gevoeligheidsanalyses worden de belangrijkste milieu-ingrepen aangegeven.

1.2 Leeswijzer bij deel II

In hoofdstuk 2 worden de methodieken beschreven die zijn toegepast bij het opstellen van de zuiveringsscenario's.

Hoofdstuk 3 behandelt de vastgestelde dimensioneringsgrondslagen en de dimensies van de geselecteerde zuiveringsstappen.

De zuiveringsscenario's worden in hoofdstuk 4 beschreven en de calculatieresultaten van het model DEMAS worden in de vorm van milieu-ingrepen en kosten weergegeven per scenario.

De feitelijke evaluatie van de scenario's en de vergelijking met de referentiescenario's wordt behandeld in hoofdstuk 5. In dit hoofdstuk komen tevens de gevoeligheidsanalyses aan de orde. Afsluitend wordt kort ingegaan op fysische/chemische voorzuivering in relatie tot mogelijke toekomstige veranderingen in de afvalwaterzuivering.

Methodiek bij het opstellen van de zuiveringsscenario's

2.1 Inleiding

In het verkennende onderzoek zijn de mogelijke voorzuiveringsstappen en de noodzakelijke nazuiveringsprocessen geïdentificeerd voor het opstellen van zuiveringsroutes waarmee ruw afvalwater tot loosbaar effluent wordt gezuiverd. Hiervoor worden de zogenaamde zuiveringsscenario's opgesteld die zijn gebaseerd op een fysisch/chemische voorzuivering en een fysisch/chemische nazuivering, een biologische nazuivering of een combinatie van beide. Van de scenario's worden de milieu-ingrepen en kosten bepaald om een vergelijking onderling en met een referentiescenario te kunnen maken.

In deel I van dit rapport is een zuiveringsscenario gedefinieerd als een serie van zuiveringsstappen bedoeld om ruw afvalwater te zuiveren tot loosbaar effluent. Een zuiveringsscenario kan uit één of meerdere zuiveringsstappen bestaan.

Voorzuiveringsscenario's

In paragraaf 2.2 worden de voorzuiveringsscenario's opgesteld aan de hand van de geïdentificeerde voorzuiveringsstappen uit het verkennende onderzoek (Deel I, hoofdstuk 4). Een voorzuiveringsscenario bestaat altijd uit een grofveulrooster en de naamgevende voorzuiveringsstap met daarachter een afkoppelbare filtratietechniek. Door variaties en afkoppeling toe te laten in deze voorzuiveringsscenario's kunnen vele mogelijke voorzuiveringsstappen berekend en geëvalueerd worden.

Voor elk voorzuiveringsscenario is een effluentsamenstelling bepaald. Dit voorzuiveringseffluent behoeft echter nog een nabehandeling. Per voorzuiveringseffluent zijn de mogelijke en noodzakelijke nazuiveringsprocessen geselecteerd (Deel I, hoofdstuk 5).

Hoofduzuiveringsscenario's

Voorafgaande aan het opstellen van de volledige zuiveringsscenario's worden de hoofduzuiveringsscenario's bepaald. Hierbij worden combinaties vastgelegd van de fysisch/chemische voorzuiveringsscenario's met een fysisch/chemische, een biologische of een fysisch-/chemische/biologische nazuivering. Dit resulteert in drie hoofdszenario's die in paragraaf 2.3 uitvoeriger worden behandeld:

- Hoofdszenario 1: Fysisch/chemische voorzuivering met fysisch/chemische nazuivering;
- Hoofdszenario 2: Fysisch/chemische voorzuivering met biologische nazuivering;
- Hoofdszenario 3: Fysisch/chemische voorzuivering met een combinatie van fysisch/chemische en biologische nazuivering.

Volledige zuiveringsscenario's

De hoofdszenario's bestaan in eerste instantie alleen uit de waterlijn van de zuiveringsroute. Met behulp van de hoofdszenario's worden de volledige zuiveringsscenario's opgesteld en aan de waterlijn wordt een standaard sliblijn gekoppeld, waarin het geproduceerde slib uit de waterlijn ingedikt en vergist wordt. Voor het opstellen van de volledige zuiveringsscenario's zijn uit de beschikbare voorzuiveringsscenario's de meest belovende voorzuiveringsscenario's gekozen. In paragraaf 2.4 worden de keuzes kort onderbouwd.

De referentieszenario's

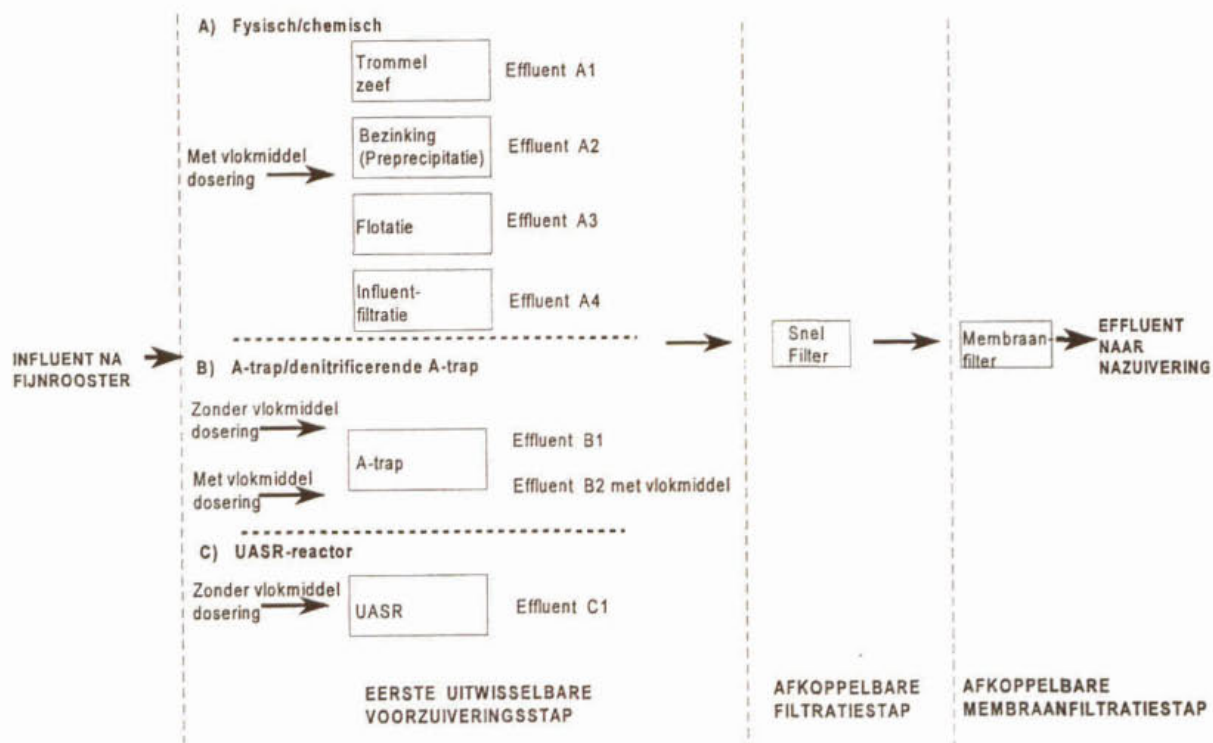
Om de nieuw opgestelde volledige zuiveringsscenario's te vergelijken met bestaande zuiveringssystemen zijn twee typen referentieszenario's opgesteld met elk één afgeleid scenario met vergaande effluentbehandeling.

Referentiescenario 1 wordt zonder voorbezinktank uitgevoerd en is gebaseerd op een laagbelast actief-slibstelsel van het type carousel met een nabezinktank. Van dit referentiescenario wordt een referentie 1+ afgeleid, waarbij een snel zandfilter zorgt voor een vergaande effluentbehandeling. Zowel referentie 1 als 1+ wordt uitgevoerd met een afwijkende slibbehandeling, waarbij het slib alleen wordt ingedikt tot een drogestofgehalte van 5%.

Daarnaast wordt een tweede referentiescenario gedimensioneerd. Referentie 2 bestaat uit een voorbezinktank met een laagbelast actief-slibstelsel en een nabezinktank. Ook hiervan is een afgeleid referentiescenario met effluentfiltratie bepaald (referentie 2+). Deze twee referentiescenario's worden uitgevoerd met de standaard slibbehandeling, bestaande uit een indikking en een slibvergisting.

2.2 De voorzuiveringsscenario's

In het verkennende onderzoek zijn de mogelijke voorzuiveringsscenario's geïdentificeerd. Deze scenario's zijn geplaatst in een schema (figuur 1) waarin door variaties en afkoppeling van zuiveringsstappen alle geïdentificeerde kansrijke voorzuiveringsscenario's vastgelegd worden. Als uitgangspunt voor de te evalueren voorzuiveringsscenario's is een route bepaald, bestaande uit een grofveulrooster en een eerste fysieke voorzuiveringsstap met vlokmiddeldosering, mogelijk gevolgd door een filtratiestap.



Figuur 1: Schematische rangschikking van voorzuiveringsscenario's

De vlokmiddeldosering wordt toegepast om de technische realiseerbaarheid van de fysische stappen te verbeteren en om effectiever deeltjes te verwijderen. Bovendien wordt hierdoor fosfaat in de voorzuivering geprecipiteerd. De biologisch/fysische voorzuiveringsstappen kunnen ook zonder vlokmiddeldosering functioneren, omdat hier bioflocculatie optreedt en fosfaat gedeeltelijk wordt vastgelegd in de biomassa. Door de uitwisseling van de eerste voorzuiveringsstap, de variatie van de vlokmiddeldosering en het afkoppelen van de filtratiestap zijn de kansrijke scenario's te verkrijgen en te evalueren.

De standaard voorzuiveringsscenario's produceren door combinaties van zuiveringsstappen en het wel of niet doseren van vlok(hulp)middelen een aantal verschillende effluentkwaliteiten. Hiervoor wordt verwezen naar tabel 1 tot en met 3.

Tabel 1: Gedefinieerde effluentsamenstelling van de A-scenario's

Parameter	Trommelzeef Preprecipitatie Flotatie Directe influentfiltratie	Filtratie	Membraanfiltratie
CZV (mg O ₂ /l)	240 (R = 60%)	186 (R = 25 %)	180 (R = 25 %)
opgelost	180	180	180
gesuspendeerd	60	6	0
BZV (mg O ₂ /l)	110	90	90
N _{totaal} (mg N/l)	44	41,5	41,3
P _{totaal} (mg P/l)	1	< 1	< 1
Zwevendestof (mg d.s./l)	50	1-2	< 1
Bacteriologische kwaliteit (E-coli)	--	+/-	+
BZV/N	2,5	2,2	2,2

R = rendement; -- slecht; +/- matig; + goed

De kwaliteit van effluent A1 tot en met A4 verschilt niet van elkaar. In alle gevallen wordt vlokmiddel gedoseerd, waarna met een trommelzeef, bezinking (precipitatie), flotatie of directe influentfiltratie deeltjes worden verwijderd. Het voorgezuiverde afvalwater kan daarna door een filtratiestap verder worden ontdaan van zwevendestof, gesuspendeerde en geadsorbeerde verontreinigingen en bacteriën.

Tabel 2: Gedefinieerde effluentsamenstelling van de B-scenario's

Parameter	A-trap met dosering A-trap met slibregeneratie	Filtratie	Membraanfiltratie
CZV (mg O ₂ /l)	120 (R = 60%)	66 (R = 45 %)	60 (R = 25 %)
opgelost	60	60	60
gesuspendeerd	60	6	0
BZV (mg O ₂ /l)	40	22	20
N _{totaal} (mg N/l)	44	41,5	41,3
P _{totaal} (mg P/l)	1*)	< 1	< 1
Zwevendestof (mg d.s./l)	50	1-2	< 1
Bacteriologische betrouwbaarheid (E-coli)	--	+/-	+
BZV/N	0,9	0,5	0,5

R = rendement; -- slecht; +/- matig; + goed

* Bij de A-trap met slibregeneratie zal door het ontbreken van vlokmiddeldosering het P-gehalte 4 - 5 mg P/l bedragen

De effluentkwaliteiten B1 en B2 verschillen onderling voornamelijk in de fosfaatconcentratie, omdat bij effluent B1 geen fosfaatprecipitatie plaatsvindt door het ontbreken van een (anorganische) vlokmiddeldosering.

Tabel 3: Gedefinieerde effluentsamenstelling van het C-scenario

Parameter	UASR-reactor	Filtratie	Membraanfiltratie
CZV (mg O ₂ /l)	420 (R = 30%)	231 (R = 25 %)	210 (R = 25 %)
opgelost	210	210	210
gesuspendeerd	210	21	0
BZV (mg O ₂ /l)	170	107	100
N _{totaal} (mg N/l)	51	42,2	41,3
P _{totaal} (mg P/l)	7	< 1	< 1
Zwevendestof (mg d.s./l)	175	<17,5	0
Bacteriologische betrouwbaarheid (E-coli)	--	+/-	+
BZV/N	3,4	2,6	2,4

R = rendement; -- slecht; +/- matig; + goed

Effluent C heeft een hoog opgelost CZV vanwege de hydrolyse reactie in de UASR-reactor. Zonder dosering van anorganische vlokmiddelen wordt fosfaat slechts matig verwijderd.

2.3 Het opstellen van de drie hoofdzuiveringsscenario's

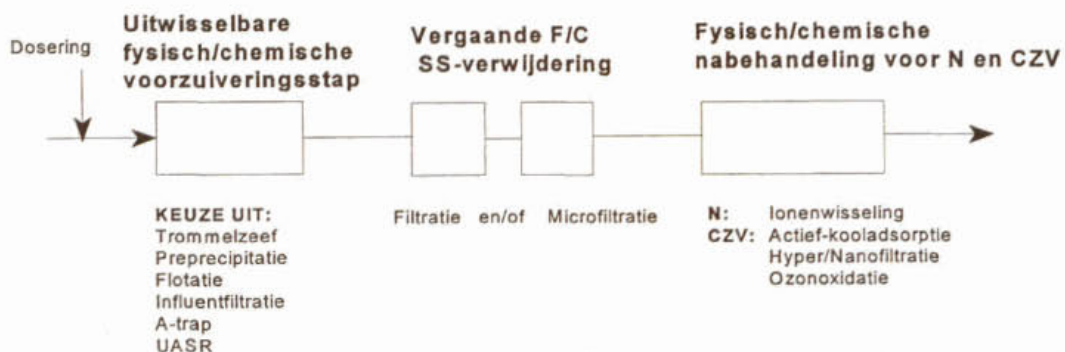
Inleiding

In deze paragraaf worden de drie hoofdzuiveringsscenario's opgezet waarmee de volledige zuiveringsscenario's worden bepaald.

Om aan de effluenteisen te voldoen is bij alle hiervoor besproken voorzuiveringsscenario's een nabehandeling vereist om opgelost CZV en ammonium te verwijderen. Bij effluent B1 en C, zonder anorganische vlokmiddeldosering, is tevens een fosfaatverwijderingsstap vereist. De nabehandeling vindt plaats via fysisch/chemische, biologische of een combinatie van biologische en fysisch/chemische nazuiveringsstappen.

Hoofdscenario 1: Fysisch/chemische voorzuivering met fysisch/chemische nazuivering

In hoofdscenario 1 wordt na de fysisch/chemische voorzuivering een fysisch/chemische nazuivering toegepast. Figuur 2 geeft schematisch hoofdscenario 1 weer, waarin een vergaande fysisch/chemische voorzuivering gecombineerd wordt met een fysisch/chemische nazuivering.



Figuur 2: Hoofdscenario 1: Fysisch/chemische voorbehandeling met fysisch/chemische nabehandeling

De ammonium- en CZV-verwijdering vinden plaats door ionenwisseling, respectievelijk een geavanceerde fysisch/chemische zuiveringsmethode voor CZV zoals actiefkool, ozonoxidatie of hyper/nanofiltratie. In de gevallen waarbij in de voorzuivering onvoldoende fosfaat wordt verwijderd, kan door toevoeging van anorganische vlokmiddelen (bijvoorbeeld in een vlokkingsfilter) fosfaat in de nazuivering tot beneden de lozingseisen verwijderd worden.

In een fysisch/chemische nazuivering wordt geen slib geproduceerd, waardoor een volledige fysisch/chemische voorzuivering efficiënt toepasbaar is. Dit resulteert in een volledige fysisch/chemische zuiveringsroute, waarin alleen in de slib- of brijnbehandeling biologische processen een rol kunnen spelen.

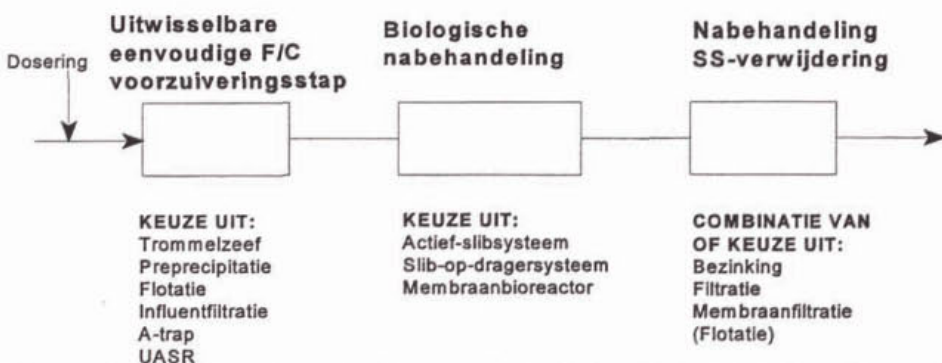
Indien geen biologische nabehandeling wordt toegepast, is de UASR-reactor niet geschikt als voorzuivering, omdat hierin de hoeveelheid opgelost CZV alleen maar toegenomen is.

Als stikstof en CZV fysisch/chemisch worden nabehandeld, kan een fysisch/chemische voorzuivering tot volledige zwevendestofverwijdering gaan (dus met filtratie en microfiltratie). In de fysisch/chemische nabehandeling wordt geen zwevendestof in de vorm van secundair slib geproduceerd. Een verdere nabehandeling om (slib)deeltjes te verwijderen, is dan ook niet nodig.

De lastigste component bij de volledig fysisch/chemische behandeling is het opgeloste CZV.

Hoofdscenario 2: Fysisch/chemische voorzuivering met biologische nazuivering

Hoofdscenario 2 wordt uitgevoerd als een fysisch/chemische voorzuiveringsscenario gecombineerd met een biologische nazuivering. In figuur 3 wordt een schema van hoofdscenario 2 gegeven.



Figuur 3: Hoofdscenario 2: Fysisch/chemische voorbehandeling met biologische nabehandeling

Biologische zuiveringsprocessen zijn effectief en gemakkelijk toepasbaar om opgelost CZV te verwijderen. Wanneer nitrificatie en denitrificatie worden toegepast, kan ook ammonium verwijderd worden. Het nadeel van een biologische nazuivering is echter de productie van secundaire slibdeeltjes, terwijl in de fysisch/chemische voorzuivering de zwevendestofdeeltjes juist (volledig) zijn verwijderd. Bij de biologische behandeling voor CZV, BZV en stikstof wordt per kg CZV circa 0,3 kg zwevendestof geproduceerd. Deze zwevendestofdeeltjes moeten na de biologische stap weer verwijderd worden.

De toepassing van een volledige voorzuivering (inclusief filtratiestap) is daarom niet efficiënt in het geval van een biologische nabehandeling. De filtratiestappen worden, in het geval van biologische nabehandeling, in plaats van in de voorzuivering als polishingstap toegepast.

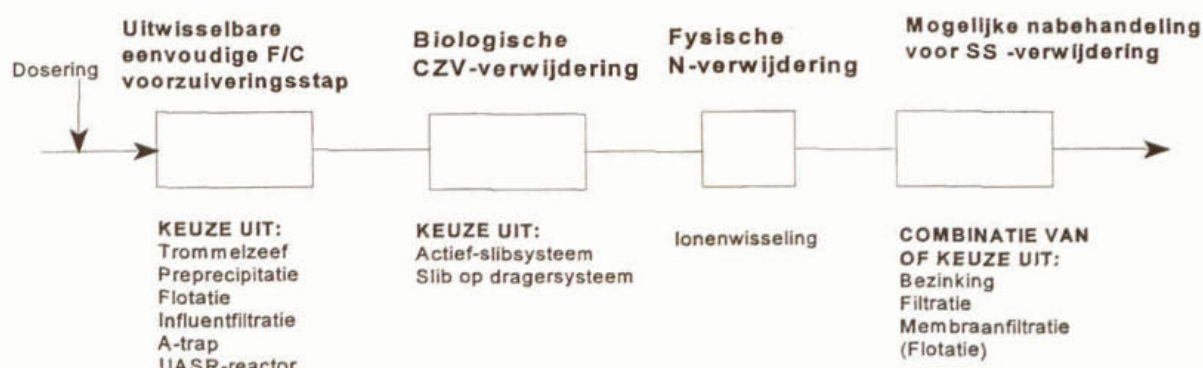
Door de toepassing van een biologische nabehandeling voor de verwijdering van opgelost ammonium, CZV en/of BZV wordt de fysisch/chemische voorzuivering dus beperkt tot een enkelvoudige voorzuiveringsstap zonder filtratie. Na de biologische zuiveringsstap moet nog een verdere nabehandeling plaatsvinden voor het verwijderen van secundair slib door toepassing van bezinking en/of filtratie.

Een ander nadeel van biologische nabehandeling na een volledige voorzuivering is de mogelijkheid van een tekort aan koolstofbron voor een volledig verlopende denitrificatie. Voor volledige denitrificatie is een vereiste BZV/N-verhouding van 2,5 vastgesteld. Is de BZV/N-verhouding van het voorgezuiverde afvalwater onvoldoende dan moet een extra koolstofbron, in de vorm van methanol, gedoseerd worden voor een voldoende verlopende denitrificatie.

Uit de bepaling van de effluentsamenstellingen blijkt dat het effluent uit de A-trapvoorzuivering (effluent B1 en B2) niet voldoet aan de vereiste BZV/N -verhouding. Door de toevoeging van extra C-bron wordt de BZV/N-verhouding gecorrigeerd, maar wordt ook meer secundair slib (zwevendestof) geproduceerd, dat weer verwijderd moet worden.

Hoofdsценario 3: Fysisch/chemische voorzuivering met een combinatie van fysisch/chemische en biologische nazuivering

Hoofdsценario 3 bestaat uit een fysisch/chemisch voorzuiveringsscenario en een combinatie van een biologische en een fysisch/chemische nazuivering. Hoofdsценario 3 wordt schematisch weergegeven in onderstaande figuur 4.



Figuur 4: Hoofdsценario 3: Fysisch/chemische voorbehandeling met een combinatie van biologische en fysisch/chemische nabehandeling

Naast de biologische nabehandeling of alleen een fysisch/chemische nabehandeling bestaat ook de optie om beide typen nabehandeling te combineren. Door selectieve ionenwisselaars kunnen ammonium en restfosfaat fysisch/chemisch nabehandeld worden. Het CZV kan biologisch verwijderd worden door bijvoorbeeld een slib-op-dragersysteem zonder dat biologische stikstofverwijdering hoeft plaats te vinden.

2.4 Het opstellen van de volledige zuiveringsscenario's

Met behulp van de hoofdzuiveringsscenario's worden uiteindelijk de volledige zuiveringsscenario's opgesteld. Aan de waterlijn wordt standaard een sliblijn gekoppeld, waarin het geproduceerde slib uit de waterlijn ingedikt en vergist wordt. Bij het opstellen van de volledige zuiveringsscenario's wordt ervoor gekozen om fosfaat in alle gevallen te precipiteren in de voorzuiveringsstappen door dosering van ijzerzout ($FeCl_3$). In het geval dat tevens biologische fosfaatverwijdering plaats kan vinden in de voor- of nazuivering (A-trapsscenario's en biologische nazuiveringsprocessen) worden lagere ijzerdoseringen toegepast.

Voor het opstellen van de volledige zuiveringsscenario's zijn uit de beschikbare voorzuivering de meest belovende stappen gekozen. In paragraaf 3.6 worden de toegepaste selecties van de zuiveringsstappen onderbouwd.

2.5 De referentiescenario's

Inleiding

Om de volledige zuiveringsscenario's te kunnen vergelijken met bestaande zuiveringssystemen zijn twee referentiescenario's gedimensioneerd. Deze referentiescenario's zijn gebaseerd op het laagbelast actief-slibstelsel, waarbij aan de huidige effluenteisen wordt voldaan. De twee referentiescenario's verschillen hierin dat in referentiescenario 2 een voorbezinktank wordt toegepast en dat de gehanteerde sliblijnen van elkaar verschillen.

Van elk referentiescenario is een referentie+ afgeleid om een laag zwevendestofgehalte (1 mg zwevendestof/l) te garanderen. Bij deze referentiescenario's met vergaande deeltjesverwijdering (referentie 1+ en 2+) wordt een snel zandfilter als polishingstap nageschakeld.

Referentiescenario 1 en 1+

Referentiescenario 1 en 1+ zijn gebaseerd op een laagbelast actief-slibstelsel zonder voorbezinking volgens de dimensioneringsgrondslagen toegepast in het STOWA-rapport "Het zuiveren van afvalwater in het licht van duurzame milieuhygiënische ontwikkeling" [STOWA (1996-15)]. Het afvalwater wordt direct na het fijnrooster naar een anaërobe ruimte en de oxidatiesloot gevoerd, waarna in een nabezinktank het slib wordt verwijderd. In het referentiescenario 1+ wordt achter de nabezinktank een snel zandfilter geplaatst om zwevendestof tot 1 mg/l te verwijderen.

De slibbehandeling van referentiescenario 1 en 1+ wordt uitgevoerd zonder slibvergisting, omdat in de zuiveringspraktijk slibvergisting van alleen biologisch slib nauwelijks wordt toegepast.

Referentiescenario 2 en 2+

Referentiescenario 2 en 2+ worden ontworpen op basis van een voorbezinktank gevolgd door een actief-slibstelsel en een nabezinktank. In referentie 2+ wordt achter de nabezinktank een effluentfilter geplaatst.

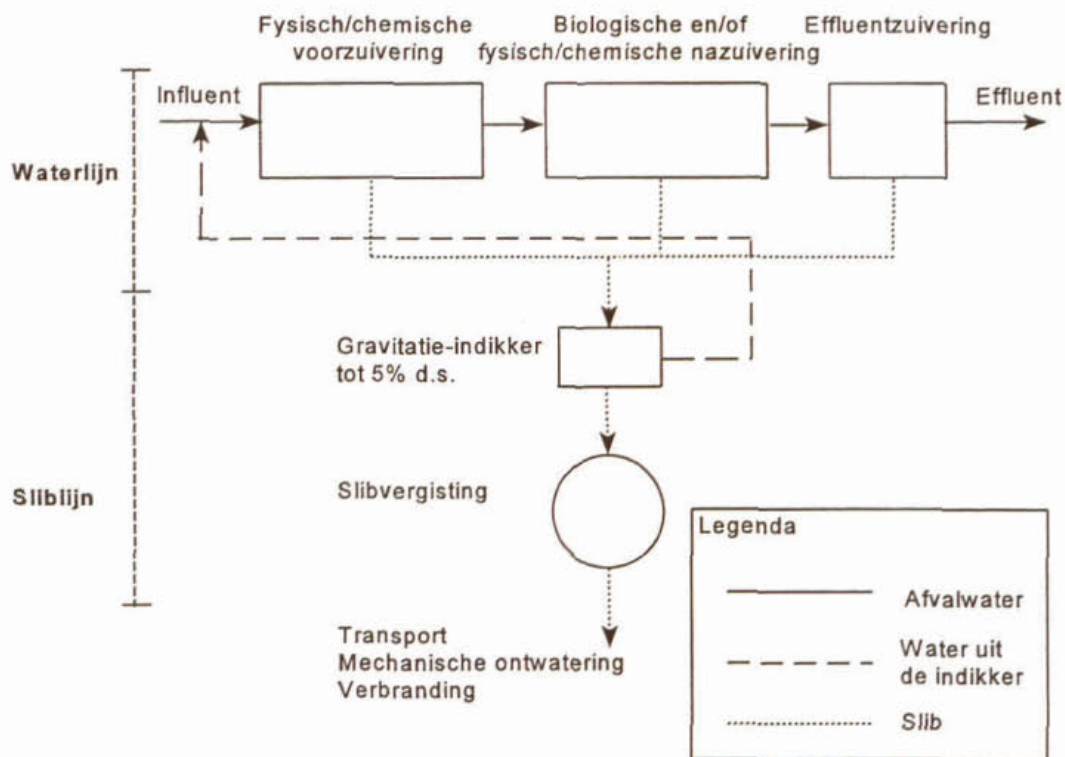
Voor het referentiescenario met voorbezinking wordt de algemeen toe te passen sliblijn gehanteerd met slibvergisting. De op te stellen volledige zuiveringsscenario's, waarbij een intensieve voorbehandeling plaatsvindt, zal met een soortgelijke sliblijn gedimensioneerd worden.

2.6 Modelomgeving van DEMAS

De dimensionering van de zuiveringsstappen en de calculatie van de milieu-ingrepen en de contante waarden van de zuiveringsscenario's zijn uitgevoerd in het voor deze studie ontwikkelde Dimensionerings-, en EvaluatieModel voor AfvalwaterzuiveringsScenario's, DEMAS genaamd. De systeemgrenzen en een korte toelichting van de methodiek van de LevensCyclusAnalyse worden in deze paragraaf behandeld.

Systeemgrenzen van de zuiveringsscenario's

Bij de dimensionering van de scenario's in DEMAS wordt uitgegaan van een systeembegrenzing rond de zuivering zoals wordt weergegeven in figuur 5. Hierbij wordt bij alle scenario's, met uitzondering van referentiescenario 1 en 1+, een standaard sliblijn toegepast, waarin het geproduceerde slib uit de waterlijn ingedikt en vergist wordt. Het vergiste slib wordt centraal ontwaterd en verbrand.



Figuur 5: Systeembegrenzing van de zuiveringsscenario's met waterlijn en de sliblijn

Milieu-ingrepen

Om de duurzaamheid van de nieuw opgestelde scenario's te bepalen zijn criteria geformuleerd die voor alle scenario's bepaald zijn. De term milieu-ingrepen is afkomstig van de LevensCyclusAnalyse-methodiek en worden hierin gedefinieerd als "de interacties tussen de 'anthroposfeer' (hiermee wordt bedoeld: de economie) en het milieu, inclusief het gebruik van grondstoffen, en emissies naar water, bodem en lucht" [Heijungs et al. (1992)]. Een overzicht van de milieu-ingrepen die meegenomen zijn in de scenariostudie wordt gevonden in tabel 4.

Tabel 4: Overzicht van milieu-ingrepen

Milieu-ingrepen
Energiebalans (energieverbruik minus energierugwinning)
Slib uit de waterlijn <ul style="list-style-type: none"> - hoeveelheid - drogestofgehalte
Effluentkwaliteit <ul style="list-style-type: none"> - CZV - BZV - N - P - Zwevendestof
Chemicaliënverbruik
Ruimte
Terugwinning en hergebruik van stikstof en fosfaat

Als basis voor de keuze van milieu-ingrepen diende het STOWA-rapport "Het zuiveren van afvalwater is het licht van duurzame milieuhygiënische ontwikkeling" [STOWA (1996-15)]. Dit rapport beschrijft een LCA van de huidige afvalwaterzuiveringstechnieken. De milieu-ingrepen uit dit onderzoek zijn met een aantal aanpassingen overgenomen. De aanpassing betreffen:

Het materiaalgebruik voor de bouw en de materiaalverwerking bij afdanking van de rwzi is niet meegenomen, omdat uit de resultaten van de LCA komt naar voren is gekomen dat dit nauwelijks invloed heeft op het totale duurzaamheidsplaatje van een rwzi. De concentraties zware metalen en micro-verontreinigingen in het effluent van de rwzi zijn niet meegenomen vanwege de randvoorwaarden, waarin gesteld is dat het effluent minimaal aan de lozingsnormen dient te voldoen. Een verbetering van de effluentkwaliteit was hiermee niet het eerste doel. Hierbij moet opgemerkt worden dat met name de lozing van zware metalen wel een belangrijke onduurzaamheidsfactor is.

Terugwinning van stikstof is toegevoegd vanuit het perspectief van mogelijke terugwinning en hergebruik van (grond)stoffen. Ruimte is toegevoegd omdat ruimte in met name stedelijke gebieden een schaars goed is.

In het kader van dit onderzoek is er voor gekozen de LCA niet volledig uit te werken naar milieuthema's (broeikas effect, uitputting van grondstoffen, etc.) omdat de gedefinieerde milieu-ingrepen voldoende handvat bieden om de scenario's te kunnen vergelijken.

De contante-waardemethode

Voor de kostenvergelijking van de scenario's is gebruikt gemaakt van de contante-waardemethode [De Mol van Otterloo (-); Wolters, et al. (-)].

De contante-waarde is de geldhoeveelheid die in het begin van het project gereserveerd moet worden om de investeringskosten en de jaarlijkse kosten gedurende de gehele looptijd van het project te kunnen financieren. De contante waarde van de investeringskosten is afhankelijk van het rentepercentage, de looptijd en de hoogte van de herinvestering (de hoogte van de herinvestering is afhankelijk van de inflatiecorrectie). De contante waarde van de jaarlijkse kosten (netto contante waarde) is afhankelijk van het rentepercentage, de looptijd en de jaarlijkse inflatie. Door deze factoren moet in het begin van een project meer geld worden gereserveerd dan de nominale waarde van de toekomstige uitgaven.

De contante-waarde wordt in dit onderzoek berekend over 30 jaar. De gebruikte kosten van de afzonderlijke zuiveringsonderdelen worden weergegeven in bijlage II.1, "Basisgegevens voor de kostenberekening".

De uiteindelijke kostenvergelijking van de scenario's wordt gemaakt aan de hand van de relatieve contante waarden. De totale contante waarde van het eerste referentiescenario wordt hierbij op 100% gesteld. De kosten van de nieuwe scenario's zijn uitgedrukt als percentages ten opzichte van het referentiescenario.

Door middel van gevoeligheidsanalyses is het mogelijk het effect na te gaan van toekomstige prijsstijging of -daling op de totale contante waarde.

Een nadeel van de contante-waardemethode is dat de kosten minder gemakkelijk per gezuiverde hoeveelheid afvalwater (kosten per m³) of per i.e. berekend kunnen worden. De gemiddelde kosten per m³ kunnen bepaald worden door de totale contante waarde te delen door de totale hoeveelheid m³ (213,5 miljoen m³) die gedurende de looptijd (30 jaar) zijn behandeld volgens het gemiddelde debiet van 19.500 m³/dag.

3 Dimensioneringsgrondslagen van de toegepaste zuiveringsstappen

3.1 Inleiding

In dit hoofdstuk worden de uitgangspunten voor de berekening van de volledige zuiveringsscenario's behandeld. Achtereenvolgend komen de dimensioneringsgrondslagen aan de orde van de toegepaste voorzuiveringsstappen, de nazuiveringsstappen en de referentiescenario's. Daarnaast wordt in een afzonderlijke paragraaf ingegaan op de dimensionering van de slibverwerking.

Bij de dimensionering van de zuiveringsstappen wordt uitgegaan van een rwzi met een belasting van 100.000 i.e. (à 54 gram BZV). De hydraulische belasting is als volgt vastgesteld [STOWA (1996-15)]:

$Q_{i.e.}$	=	150 l/d per i.e.
Q_{dwa}	=	1.000 m ³ /h
Q_{rwa}	=	3.000 m ³ /h
$Q_{daggemiddelde}$	=	19.500 m ³ /d

Het influent is gebaseerd op de gemiddelde Nederlandse influentkwaliteit en heeft de volgende samenstelling:

CZV	=	600 mg/l
BZV ₅	=	220 mg/l
N _{kjeldahl}	=	55 mg/l
P _{totaal}	=	9 mg/l
Zwevendestof	=	250 mg/l

Deze parameters alsmede de economische gegevens uit bijlage II.1, "Basisgegevens voor de kostenberekening" zijn toegepast in de calculaties met het DEMAS-model. De overige ontwerpparameters en dimensioneringsgrondslagen van de individuele zuiveringsstappen worden in de hiernavolgende paragrafen behandeld. Een overzicht van de gehanteerde basiskosten per zuiveringsstap en per onderdeel van de slibverwerking bij de berekeningen van de contante waarden per scenario worden in bijlage II.1 gegeven.

3.2 Dimensioneringsgrondslagen van de toegepaste voorzuiveringsstappen

Inleiding

In deze paragraaf worden de voorzuiveringsstappen gedimensioneerd.

Omdat alle zuiveringsscenario's zijn uitgevoerd met een grofvuilrooster, een roerwerk en een flocculator worden eerst deze zuiveringsstappen gedimensioneerd. Vervolgens worden de dimensioneringsgrondslagen gegeven van een flotatiesysteem, een precipitatietank, een trommelzeef, een influentfilter, een beluchte A-trap en een denitrificerende A-trap. De gegevens worden per zuiveringsstap samengevat in tabel 5. In bijlage II.2 wordt een uitgebreider overzicht per zuiveringsstap gegeven.

Het grofvuilrooster

Het grofvuilrooster wordt gedimensioneerd op rwa-debiet. De toegepaste spleetwijdte bedraagt 3 mm. Het rooster staat onder een hoek van 60° ten opzichte van het wateroppervlak. Het grofvuilrooster is uitgevoerd met twee roosterkamers van elk 2,20 m.

Het roerwerk en de flocculator

Het roerwerk wordt gedimensioneerd met rwa-debiet op een hydraulische verblijftijd van 15 seconden. Met een oppervlak van $12,5 \text{ m}^2$ en een diepte van 1 meter is het roerwerkvolume $12,5 \text{ m}^3$. De vereiste snelheidsgradiënt (G) van de roerders bedraagt $1.000 \text{ (s}^{-1}\text{)}$.

De flocculator heeft bij een verblijftijd van 20 minuten en een diepte van 2 meter een oppervlak van 500 m^2 . De flocculator wordt uitgevoerd met vier aparte flocculatieruimtes van elk 250 m^3 . De vereiste snelheidsgradiënt is $45 \text{ (s}^{-1}\text{)}$.

De flotatietank

De oppervlaktebelasting van de flotatietank bedraagt $7,5 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ (m/h) en wordt op rwa-debiet gedimensioneerd op het principe van Dissolved Air Flotation (DAF). De tankdiepte wordt gesteld op 2,5 meter. Hierdoor is het vereiste oppervlak 400 m^2 . De flotatietank kan zowel rond (twee tanks met een diameter van 16 m) als rechthoekig (twee tanks met elk een afmeting van 20 m bij 10 m) worden uitgevoerd. Het DAF-proces wordt bedreven bij een druk van 4 bar met een retourdebiet van 15%.

De precipitatietank

De bezinktank voor het préprecipitatie-proces wordt met een oppervlaktebelasting van 3 m/h gedimensioneerd op rwa-debiet, waardoor het minimaal vereiste bezinkoppervlak 1.000 m^2 bedraagt. Met een tankdiepte van 2 m kan een ronde tank worden uitgevoerd met een diameter van 35,7 m.

De trommelzeef

Als voorbeeld voor de dimensionering van de trommelzeef wordt een praktijkinstallatie op een rwzi in Wiesbaden (Duitsland) gehanteerd. De trommelzeef wordt belast met een oppervlaktebelasting van 7,5 m/h en een onderdompelpercentage van 65%. Hierdoor is het vereiste zeefoppervlak 400 m^2 en het totale zeefoppervlak 615 m^2 . In Wiesbaden worden trommels toegepast met een individueel debiet van 1.500 m^3 , waarbij elke trommel een lengte heeft van 10 m en een diameter van 5 m. De afscheidingsdiameter van de trommelzeven is $25 \text{ }\mu\text{m}$. Het zeefoppervlak per standaardtrommel bedraagt 157 m^2 , waardoor het minimaal aantal trommels op vier komt. Het vereiste grondoppervlak voor plaatsing van de vier trommelzeven bedraagt 200 m^2 .

Het direct influentfilter

De toepassing van een direct influentfilter is in de praktijk nog relatief onbekend. Het filter is gedimensioneerd op basis van beschikbare kennis van roughing filters en effluentfiltratie. Het filter is gedimensioneerd op rwa en een filtratiesnelheid van 20 m/h. Het filterbed is 1,2 m hoog en bestaat uit zeer grof filtermateriaal of kunstmatig filtermateriaal. Het filteroppervlak wordt bepaald op 150 m^2 . Het aantal filterunits wordt op drie bepaald met elk een diameter van 8 m.

De beluchte en de denitrificerende A-trap

Vanuit het oogpunt van de dimensioneringsgrondslagen verschillen de uitvoeringsvormen van de denitrificerende en de conventioneel beluchte A-trap nauwelijks. De A-trap wordt op rwa gedimensioneerd met een hydraulische verblijftijd van 15 minuten. Het slibgehalte in de A-trap wordt vastgesteld op 2 g drogestof, de slibconcentratie in het retourslib bedraagt 10 g drogestof per liter. De slibbelasting wordt 6,25 kg CZV per kg drogestof per dag.

Bij rwa-debiet bedraagt het retourstroomdebiet $750 \text{ m}^3/\text{h}$ (25% van Q_{rwa}). Het vereiste volume van de A-trap kan zo bepaald worden op bijna 940 m^3 . Met een tankhoogte van 4 m wordt het oppervlak 235 m^2 .

Achter de A-trap moet een tussenbezinktank geplaatst worden om het gevormde slib te laten bezinken. Deze tussenbezinktank is gedimensioneerd op een oppervlaktebelasting van 3 m/h. De dimensioneringsgrondslagen voor deze tussenbezinktank zijn identiek aan die van de bezinktank voor precipitatie. Bij de denitrificerende A-trap wordt de beluchting vervangen door een geconcentreerde nitraatstroom, waardoor beluchtingsenergie wordt gespaard.

Tabel 5: Dimensies van de voorzuiveringsstappen (alle zuiveringsstappen gedimensioneerd op rwa)

Grofvuilrooster	
Spleetwijdte	3 mm
Hoek rooster/water	60°
Aantal roosterkamers	2
Breedte per kamer	2,20 m
Roerwerk	
Hydraulische verblijftijd	15 seconden
Oppervlak	12,5 m ²
Diepte	1 m
Snelheidsgradiënt roeders	1.000 (s ⁻¹)
Flocculator	
Hydraulische verblijftijd	20 minuten
Oppervlak	500 m ²
Diepte	2 m
Snelheidsgradiënt roeders	45 (s ⁻¹)
Flotatietank (DAF-principe)	
Oppervlaktebelasting	7,5 m/h
Tankdiepte	2,5 m
Oppervlak	400 m ²
Toepasbare druk	4 bar
Retourdebiet	15%
Precipitatietank	
Oppervlaktebelasting	3 m/h
Tankdiepte	2 m
Oppervlak	1.000 m ²
Trommelzeef	
Oppervlaktebelasting	7,5 m/h
Onderdompelpercentage	65%
Zeefoppervlak	615 m ²
Aantal trommels	4
Totaal grondoppervlak	200 m ²
Direct influentfilter	
Oppervlaktebelasting	20 m/h
Filterbedhoogte	1,2 m
Oppervlak	150 m ²
A-trap	
Hydraulische verblijftijd	15 minuten
Slibgehalte	2 kg d.s./m ³
Slibbelasting	6,25 kg CZV/kg d.s.
Retourdebiet	25% van Q _{rwa} (750 m ³ /h)
Tankhoogte	4 m
Oppervlak	235 m ²

3.3 Dimensioneringsgrondslagen van de toegepaste nazuiveringsstappen

Inleiding

In deze paragraaf worden de nazuiveringsstappen gedimensioneerd die kunnen worden toegepast in een volledig zuiveringsscenario. In het voorafgaande zijn twee uitvoeringsvormen van de ionenwisselaar geïdentificeerd als mogelijke fysisch/chemische ammonium-verwijderende nazuiveringsstappen. Een mogelijke fysisch/chemische CZV- en BZV-verwijdering kan plaatsvinden door middel van actief-kooladsorptie. Als biologische stikstof- en CZV-verwijdering zijn verschillende uitvoeringsvormen geïdentificeerd. Het laag- en hoogbelaste actief-slibstelsysteem, het slib-op-dragersysteem met en zonder stikstofverwijdering en het biologisch systeem volgens de nitrietroute worden in deze paragraaf achtereenvolgens behandeld.

De ionenwisselaar

De gekozen uitvoeringsvorm van de ionenwisselaar is een neerwaarts doorstroomd filter met zeoliet als ammoniumwisselaar. Het zeolietfilter is gedimensioneerd op rwa met een oppervlaktebelasting van 30 m/h.

De ammoniumdagvrucht waarop het filter gedimensioneerd wordt, bedraagt 527 kg/d (verwijdering tot 10 mg N/l $\sim 27 \text{ g/m}^3 \cdot 19.500 \text{ m}^3/\text{dag}$). De kolomcapaciteit is berekend op 5,5 kg $\text{NH}_4\text{-N}$ per m^3 zeoliet. Hierbij is rekening gehouden met een verminderde ammoniumadsorptiecapaciteit door aanwezigheid van andere kationen in het influent [Green et al. (1997)]. Dit resulteert in een minimaal aantal zeolietkolommen van 17. Met een kolomdiameter van 2,4 m bedraagt het minimale filteroppervlak 77 m^2 . Bij een bedhoogte van 1,3 m resulteert dit in een adsorptietijd van 25 uur. Vanwege de regeneratie van het zeoliet moet een overcapaciteit aan zeolietvolume aanwezig zijn. De specifieke eisen van de dimensioneringsgrondslagen per regeneratie worden hieronder weergegeven.

Dimensionering van de biologische regeneratie

Uit onderzoek blijkt dat de regeneratiesnelheid bepaald wordt door de omzetting van ammonium naar nitraat tijdens de regeneratiefase: een nitrificatiesnelheid van 6 kg NH_4/m^3 per dag (bij 30 °C) [Green et al. (1997); Mels (1995)]. Dit betekent dat de regeneratie bij een geadsorbeerde hoeveelheid van 5,5 kg $\text{NH}_4\text{-N}$ per m^3 zeoliet 26 uur duurt. Dit is ongeveer net zo lang als de adsorptieperiode (25 uur). Met een zeolietbelasting van 96,3 m^3 per dag wordt het extra aantal kolommen voor de biologische regeneratie berekend op 21 stuks.

Daarnaast moet een aantal mengvaten gedimensioneerd worden, waarin het regeneraat wordt belucht en buffer wordt toegevoerd. In dit verband wordt ervan uitgegaan dat per vier zeolietkolommen één mengvat nodig is. Hierbij is het volume van het mengvat hetzelfde als het volume van een kolom. Globaal betekent dit dat het totaal aantal kolommen toeneemt met vier. Dit resulteert in totaal 42 kolommen met een totaal oppervlak van 189 m^2 en een volume van 245 m^3 .

Uiteindelijk zal een deel van het regeneraat gespuid moeten worden. Op grond van de concentratie kan berekend worden dat dit neerkomt op 390 m^3/dag , wat overeenkomt met ca. 2% van het totale influentdebiet. Het gaat hierbij om een geconcentreerde nitraat-oplossing die teruggevoerd kan worden naar de denitrificerende A-trap. Het energieverbruik is berekend op basis van de dagelijkse vervanging van 2% van het regeneraat dat verwarmd moet worden tot 30 °C. Daarnaast is de pompenergie en beluchtingsenergie die nodig is voor de nitrificatie in rekening gebracht.

Dimensionering van de stripper als regeneratie

Voor de regeneratie waarbij het ammonium uit de regeneratie-oplossing verwijderd wordt, wordt gerekend met een regeneratietijd van circa vier uur (bij een debiet van 10 m/h). Dit is een aanname op basis van de tijd die door een fabrikant van ionenwisselaars gegeven wordt voor regeneratie met een 1,6 eq/l oplossing [STOWA (1997-31)]. Uitgaande van 25 uur looptijd voor adsorptie en vier uur looptijd voor regeneratie resulteert dit ontwerp in 20 zeolietkolommen met een diameter van 2,4 m en een hoogte van 3,6 m. Hiervan zijn gemiddeld drie kolommen in de regeneratiefase. Het totale oppervlak bedraagt in dit geval 90 m². Per dag moet 527 kg NH₄-N gestript worden, hierop zijn de onderstaande milieu-ingrepen en kosten van het stripproces berekend.

Tabel 6: Milieu-ingrepen en kosten van een luchtstripinstallatie (50 °C) voor de verwijdering van ammonium uit de regeneratie-oplossing van de ionenwisselaar [STOWA (1995-12)]

Milieu-ingrepen	per kg N _{verwijderd}		
Energie	Elektriciteit	1,35 kWh	(0,5 - 2,2 kWh)
	Methaan	0,9 kg	(0,9 - 3,6 kg)
Chemicaliënverbruik	NaOH	2,8 kg	
	H ₂ SO ₄	3,4 kg	
Hergebruik	(NH ₄) ₂ SO ₄		
Kosten	per kg N _{verwijderd}		
		f 10,00	

De gegevens zijn afkomstig van een het procesontwerp voor de situatie van slibverwerkingsbedrijf Sluisjesdijk. Totale N-belasting 1.200 kg/dag, debiet 600 m³/dag.

Het actief-koolfilter

Als uitvoeringsvorm van het actief-koolproces is gekozen voor een actief-koolfilter. De filtratiesnelheid bedraagt 5 m/h, waardoor de verblijftijd (Empty Bed Contact Time - EBCT) in het actief-koolfilter bij een rwa-debiet 24 minuten is bij een bedhoogte van 2 m. De filtratiesnelheid is afgeleid van actief-kooltoepassingen bij de drinkwaterbereiding [Van Dijk en Aeyelts Averink (1995)].

De beladingscapaciteit van het actief-kool is voor "CZV" onbekend en afhankelijk van de samenstelling van de afvalwaterstroom. De capaciteit is afhankelijk van de Freundlich-isothermen van de verschillende componenten die het CZV vormen en verschilt zodoende per afvalwater. Volgens een mondelinge mededeling van Norit Nederland BV is de beladingscapaciteit van granulair actief-kool circa 0,3 - 0,5 kg CZV per kg actief-kool. In dit onderzoek wordt met een beladingscapaciteit van 0,45 kg CZV per kg actief-kool gerekend. Er zijn echter situaties bekend waarbij bij een gewichtstoename van 10% tot 20% doorslag van het filter plaatsvindt en het actief-kool geregenereerd moet worden. Voor een nauwkeurige bepaling van de beladingscapaciteit moeten adsorptieproeven met het te behandelen water worden uitgevoerd.

Met een filterhoogte van 2 m is het filteroppervlak berekend op 600 m². De maximale diameter van een rond filter bedraagt 4 m, waardoor het aantal filterunits gelijk is aan 48. De hoogte van de filterkolom is anderhalf keer de bedhoogte en bedraagt 3 m. Het vereiste actief-koolvolume bedraagt hierdoor 1.200 m³. De bulkdichtheid van het actief-kool is gemiddeld 600 kg/m³. Koolverlies tijdens de regeneratie wordt gesteld op 2,5%. Voor de dimensionering wordt verwezen naar tabel 7.

Tabel 7: De te verwijderen vracht aan CZV, het aantal te doorstromen bedvolumes BV en de looptijd tot verzadiging, afhankelijk van het type voorzuivering worden in het onderstaande overzicht weergegeven.

Voorzuiveringsscenario	A (na F/C-voorzuivering)	B (na A-trap)
Procesparameters:		
CZV* (kg/dag)	2.535	195
BV (m ³ /m ³)	2.080	27.000
Looptijd (dagen)	35	450
Reactivering van actief-kool		
Aantal per jaar	10,4	0,8

* CZV wordt verwijderd tot aan een concentratie van 50 mg/l (effluentnorm)

Tevens is de toepassing van poederkool berekend. In dit geval wordt poederkool gedoseerd, in een zandfilter afgevangen en met het slib afgevoerd. In het geval van poederkooldosering wordt de dure reactivering van het kool achterwege gelaten. Het beladen poederkool is echter niet her te gebruiken en verhoogt het anorganisch deel van het slib aanzienlijk. Vanwege de relatief lage beladingscapaciteit van 0,2 kg CZV per kg poederkool en de kosten van fl. 3.800,- per ton (Norit W35) ligt de totale contante waarde van de poederkooltoepassing circa twee keer zo hoog als die van het actief-koolfilter.

Het laagbelast actief-slibstelsysteem

De slibbelasting van het laagbelast actief-slibstelsysteem is 0,06 kg BZV/kg d.s. dag. De vereiste beluchtingsenergie wordt bepaald door de influentconcentratie voor CZV en stikstof. In het laagbelast actief-slibstelsysteem wordt de slibproductie berekend met een yield van 0,4 kg CZV_{slib}/kg CZV_{verwijderd}. Afhankelijk van de BZV/N-verhouding van het influent wordt methanol gedoseerd om denitrificatie mogelijk te maken. Het vereiste volume van de beluchtingstank en het energieverbruik zijn afhankelijk van het type voorzuiveringsscenario. De nabezinktank is gedimensioneerd met een oppervlaktebelasting van 0,7 m/h. Er wordt van uitgegaan dat de effluentkwaliteit voldoet aan de normen voor lozing op het oppervlaktewater.

Het hoogbelast actief-slibstelsysteem

De slibbelasting van het hoogbelast actief-slibstelsysteem is 0,8 kg BZV/kg d.s. dag. De vereiste beluchtingsenergie wordt bepaald door de influentconcentratie voor CZV. In het hoogbelast actief-slibstelsysteem wordt de slibproductie berekend met een yield van 0,6 kg CZV_{slib}/kg CZV_{verwijderd}. De nabezinktank is gedimensioneerd met een oppervlaktebelasting van 0,7 m/h. Er wordt van uitgegaan dat de effluentkwaliteit wat CZV betreft, voldoet aan de eisen voor lozing op het oppervlaktewater.

Het laagbelast slib-op-dragersysteem

Van slib-op-dragersystemen zijn vele varianten bekend. In dit onderzoek is uitgegaan van een algemeen schema van een laagbelast systeem voor CZV- en stikstofverwijdering. De stikstofverwijdering verloopt hierbij via nitrificatie/denitrificatie. Uit onderzoek van het RIZA en de STOWA blijkt dat het Biofor-systeem of het Biostyr-systeem het meest geschikt is voor de Nederlandse situatie. De dimensionering van het slib-op-dragersysteem komt redelijk overeen met de dimensioneringsgrondslagen van de twee bovengenoemde systemen. Voor laagbelaste slib-op-dragersystemen voor opgelost-CZV- en stikstofverwijdering worden volumebelastingen variërend van 0,08 tot 0,32 kg BZV/m³.dag gevonden [Metcalf & Eddy (1991), Henze et al. (1995), RIZA en STOWA (1994)]. Bij de dimensionering is uitgegaan van een volumebelasting van 0,2 kg BZV/m³.dag. Hierbij wordt een deel van het effluent ($3 \times Q_{\text{gem.}} = 58.500 \text{ m}^3/\text{d}$) gerecirculeerd.

Voor het laagbelaste systeem wordt ervan uitgegaan dat geforceerde beluchting (bellenbe-

luchting) nodig is. Het energieverbruik voor de beluchting van dit systeem is berekend op basis van de CZV- en stikstofverwijdering en is afhankelijk van het type voorzuiveringsscenario. De slibproductie is berekend met de yield. Voor het laagbelaste systeem is een yield van 0,2 kg CZV_{slib}/kg CZV_{verwijderd} aangenomen. Opvallend is dat in de literatuur nauwelijks of geen waarden gegeven worden voor de yield van slib-op-dragersystemen. Hiernaar is tot nu toe geen experimenteel onderzoek gedaan. De gegeven yields zijn derhalve aannames. Afhankelijk van de BZV/N-verhouding van het influent wordt methanol gedoseerd om denitrificatie mogelijk te maken.

De zwevendestofgehalten na dit laagbelast slib-op-dragersysteem kunnen berekend worden aan de hand van de yield en variëren van 0,02 tot 0,07 kg d.s./m³, afhankelijk van het voorgeschakelde voorzuiveringsscenario. Hierdoor is filtratie een geschikte nabehandelingsschakel voor dit scenario (gedimensioneerd met een oppervlaktebelasting van 15 m/h bij rwa).

Het slib-op-dragersysteem zonder stikstofverwijdering

Voor dit type slib-op-dragersysteem is een trickling filter genomen met geforceerde beluchting. Voor slib-op-dragersystemen met alleen verwijdering van opgelost CZV worden volumebelastingen variërend van 0,3 tot 1,4 kg BZV/m³.dag gevonden. Bij de dimensionering is uitgegaan van een volumebelasting van 0,6 kg BZV/m³.dag. Voor het hoogbelast slib-op-dragersysteem is uitgegaan van een yield van 0,5 kg CZV_{slib}/kg CZV_{verwijderd}.

De zwevendestofgehalten na het hoogbelast slib-op-dragersysteem kunnen berekend worden aan de hand van de yield en variëren van 0,05 tot 0,1 kg d.s./m³ voor de F/C-voorzuivering respectievelijk de A-trapvoorzuivering. Ook hierbij is filtratie een geschikte nabehandelingsschakel vanwege het lage zwevendestofgehalte.

Het laagbelast actief-slibstelsel volgens de nitrietroute

Stikstofverwijdering volgens de nitrietroute is de biologische verwijdering van ammonium door nitrificatie/denitrificatie, waarbij het ammonium geoxideerd wordt tot nitriet in plaats van tot nitraat. Doordat hierbij een lagere BZV/N-verhouding voor de denitrificatie nodig is, hoeft minder of geen methanol gedoseerd te worden. Daarnaast kunnen hogere slibbelastingen toegepast worden.

De nitrietroute is nog in ontwikkeling. Zoals het er nu naar uitziet kan de nitrietroute toegepast worden bij diverse systemen waarin nitrificatie/denitrificatie wordt toegepast. Eerder onderzoek is gedaan aan toepassing van de nitrietroute bij de membraanbioreactor voor rejectiewaterbehandeling en bij actief-slibsystemen voor de behandeling van huishoudelijk afvalwater. In dit onderzoek is de nitrietroute gedimensioneerd als variant op het laagbelast actief-slibstelsel. Hierbij zijn de volgende aanpassingen gedaan:

- hogere slibbelasting (hierdoor wordt de slibleeftijd bekort, wat het effect heeft dat Nitrobacter (de nitraatvormer) niet ingroeit); er wordt een slibbelasting van 0,08 kg BZV/kg d.s.dag toegepast. Deze slibbelasting is afgeleid uit het onderzoek dat door Brouwer en Klapwijk is uitgevoerd;
- de minimale BZV/N-verhouding is gesteld op 1,5 (theoretisch is de BZV/N 1,7; rekening is gehouden met de concentratie aan stikstof in het effluent).

Hierbij is een regelsysteem voor het aanpassen van het aërobe volume aan de N-belasting nodig.

Het (effluent)filter

In alle opgestelde volledige zuiveringsscenario's wordt een snel zandfilter toegepast om resterend zwevendestof en geabsorbeerde verontreinigingen zoals zware metalen en organische microverontreinigingen te verwijderen. Het filter wordt in de meeste gevallen als effluentfilter toegepast, maar in enkele gevallen kan het filter ook worden gebruikt na de eerste voorzuiveringsstappen om de nazuivering te beschermen tegen deeltjes. Zo wordt in het geval van toepassing van ionenuitwisseling en actief-kooladsorptie een filter voor deze nazuiveringsstappen

geplaatst.

Het (effluent)filter wordt op dwa gedimensioneerd met een filtratiesnelheid van 15 m/h. Bij rwa kan de filtratiesnelheid verhoogd worden tot 30 m/h, waardoor twee maal dwa kan worden gefiltreerd. Eén dwa moet in dit geval direct geloosd worden. Het filteroppervlak bedraagt daardoor minimaal 67 m². Met een minimaal aantal filterunits van vier worden de filters uitgevoerd met een afmeting van 4,1 m bij 4,1 m. Met een filterbedhoogte van 1 m, bestaande uit een 0,6 m dikke laag van grof antraciet en een grove zandlaag van 0,4 m bedraagt de hoogte van de unit 1,8 m. Het spoelwaterverbruik bedraagt 7,8% van het gemiddeld gefiltreerd debiet. De spoelduur bedraagt ongeveer 15 minuten.

3.4 Dimensioneringsgrondslagen van de referentiescenario's

Inleiding

Om uiteindelijk de volledige zuiveringsscenario's te kunnen vergelijken met bestaande systemen zijn twee referentiescenario's (ref1 en ref2) gedimensioneerd met elk een afgeleid scenario (ref1+ en ref2+). Deze referentiescenario's zijn gebaseerd op het laagbelast actief-slibstelsysteem, waarbij aan de huidige effluentnormen wordt voldaan.

De referentiescenario's verschillen doordat in referentiescenario 2 en 2+ een voorbezinktank wordt toegepast. Door de voorbezinking kan het actief-slibgedeelte kleiner uitgevoerd worden en is minder beluchttingsenergie nodig. Alle scenario's beschikken over een laagbelast actief-slibstelsysteem en een nabezinktank. Bij scenario 1+ en 2+ wordt een snel zandfilter nageschakeld om een verdergaande zwevendestofverwijdering te bereiken.

Referentiescenario 1 en 1+

Referentiescenario 1 is gebaseerd op een laagbelast actief-slibstelsysteem zonder voorbezinking volgens de dimensioneringsgrondslagen toegepast in het STOWA-rapport "Het zuiveren van afvalwater in het licht van duurzame milieuhygiënische ontwikkeling" [STOWA (1996-15)]. Het afvalwater wordt direct na het fijnrooster naar een anaërobe ruimte en de oxidatiesloot gevoerd.

De anaërobe ruimte is gedimensioneerd voor biologische fosfaatverwijdering. Met een vereiste verblijftijd van 2 uur bij dwa en een rekenkundig totaaldebiet van 2.000 m³/h (inclusief retourslib) wordt het volume van de anaërobe ruimte 4.000 m³.

De slibbelasting van het laagbelast actief-slibstelsysteem is 0,06 kg BZV/kg d.s. dag. De vereiste beluchttingscapaciteit wordt bepaald door de influentconcentratie voor CZV en stikstof. Na de biologische zuivering wordt het slib afgescheiden in een nabezinktank. In het geval van referentiescenario 1+ wordt het effluent nabehandeld in een snel zandfilter.

Het volume van de beluchtingstank en de vereiste beluchttingsenergie worden berekend aan de hand van de influentsamenstelling. In de dimensionering van referentie 1 en 1+ wordt de slibproductie berekend met een yield van 0,4 kg CZV_{slib}/kg CZV_{verwijderd}. Voor het referentiescenario 1 resulteert deze berekening in een beluchttingsruimte van 17.900 m³. Met een tankhoogte van 4 m bedraagt het oppervlak van de anaërobe ruimte en de beluchtingstank bijna 5.480 m². De nabezinktank is gedimensioneerd met een oppervlaktebelasting van 0,7 m/h. Dit resulteert in een oppervlak van 4.290 m². Het nageschakelde zandfilter bij referentie 1+ is op dwa en 15 m/h gedimensioneerd en verschilt niet van de het zandfilter in de voorzuiveringsscenario's (zie paragraaf 3.3).

Referentiescenario 2 en 2+

De voorbezinktank in het referentiescenario 2 is gedimensioneerd op een oppervlaktebelasting van 3 m/h. Dit resulteert in een tankoppervlak van 1.000 m². De anaërobe ruimte is even groot als in referentie 1. Er wordt gerekend met een slibbelasting van 0,06 kg BZV/kg d.s. per dag en een yield van 0,4 kg CZV_{slib}/kg CZV_{verwijderd}. De beluchtingstank wordt bepaald op een volume van 14.300 m³. De nabezinktank en het snelle zandfilter zijn even groot gedimensioneerd als bij referentie 1.

3.5 Dimensioneringsgrondslagen van de toegepaste slibverwerking

Inleiding

In deze paragraaf wordt de dimensionering van de sliblijn besproken, zoals deze zal worden toegepast in de referentiescenario's en in de volledige zuiveringsscenario's.

In verschillende zuiveringsstappen ontstaat slib dat als één gemengde slibstroom wordt verwerkt. De hoeveelheid geproduceerd slib wordt uitgedrukt in het slibvolume (m^3/jaar of m^3/dag) of de slibaanvoer (ton drogestof per jaar)

Sliblijn bij referentiescenario 1 en 1+

Uit literatuur en praktijk is bekend dat puur biologisch slib nauwelijks vergist wordt. Daarom is in dit onderzoek gekozen om de slibbehandeling van referentiescenario 1 en 1+ uit te voeren zonder slibvergisting. De slibbehandeling voor referentie 1 en 1+ bestaat achtereenvolgens uit:

- een gravitatie-indikker om het slib tot een drogestofgehalte van 5% in te dikken;
- transport naar een centrale slibontwatering en -verbranding.

Indikking:

De gravitatie-indikker wordt gedimensioneerd op een verwerkingscapaciteit van 30 kg drogestof per m^2 per dag voor alleen secundair slib [Metcalf&Eddy (1991)]. Het oppervlak van de voorindikker is afhankelijk van de slibproductie in de zuiveringsstraat. Het drogestofgehalte van het ingedikte slib wordt hoog bedraagt 5% (hoge praktijkwaarde). De indikfactor wordt bepaald door het uitgaande drogestofgehalte te delen door het inkomende drogestofgehalte.

In de slibindikking van het referentiescenario met biologische fosfaatverwijdering zal fosfaat vrijkomen. Hierdoor zullen in de slibbehandeling ook chemicaliën gedoseerd moeten worden om fosfaat te precipiteren.

Sliblijn bij referentiescenario 2, 2+ en de volledige zuiveringsscenario's

Voor de referentiescenario's met voorbezinking (ref2 en ref2+) wordt de algemeen toe te passen sliblijn gehanteerd. De op te stellen volledige zuiveringsscenario's, waarbij een intensieve voorbehandeling plaatsvindt, zullen met een soortgelijke sliblijn gedimensioneerd worden. De slibbehandeling bestaat achtereenvolgens uit:

- een gravitatie-indikker, om het slib tot een drogestofgehalte van 5% in te dikken;
- een slibgisting, om organisch materiaal te vergisten en via een 32% TE-installatie (warmte- en elektrische) energie te produceren;
- transport naar een centrale slibontwatering en -verbranding.

Voorindikking:

De gravitatie-indikker wordt gedimensioneerd op een verwerkingscapaciteit van 50 kg drogestof per m^2 per dag voor gemengd primair- en secundair slib [Metcalf&Eddy (1991)]. Het oppervlak van de voorindikker is afhankelijk van de slibproductie in de zuiveringsstraat. Het drogestofgehalte van het ingedikte slib wordt hoog ingeschat op 5%. De indikfactor wordt bepaald door het uitgaande drogestofgehalte te delen door het inkomende drogestofgehalte.

Slibvergisting:

De anaërobe gistingstank wordt gedimensioneerd op een slibverblijftijd van 20 dagen [Metcalf&Eddy (1991), Van der Graaf (1995)]. Voor de tankhoogte wordt 10 m aangenomen. De temperatuur in de vergistingstank is 33 °C. Dat betekent dat de temperatuur van gemiddeld 18°C naar 33°C moet worden verhoogd.

Met het ingedikte-slibvolume wordt het volume van de gistingstank bepaald. Van het

organisch materiaal van het primaire slib wordt 50% vergist. Voor biologisch slib geldt dat 30% van het organisch materiaal vergist wordt [Gosh (1991); Lawler et al. (1986); Sanders et al. (1996)]. Met een productie van 1,15 m³ biogas per kg vergist organisch materiaal kan de gasproductie in de gisting worden berekend. Biogas heeft een gemiddelde energie-inhoud van circa 22.000 kJ/m³ waarmee de energie-inhoud van het vergiste slib wordt bepaald.

Met een TE-installatie met een rendement van 32% wordt de energie van het biogas omgezet in elektriciteit. Deze elektrische energie kan worden gebruikt om zuiveringsstappen van energie te voorzien.

Naast de productie van elektriciteit wordt in een TE-installatie energie in warmte omgezet. Deze warmte kan weer, via een rookgas/warmtewisselaar, gebruikt worden om de slibgistingstank te verwarmen. Als aanname voor de geproduceerde warmte-energie wordt 50% van de energie-inhoud van het biogas gehanteerd. De warmtebehoefte van de gistingstank wordt hierdoor volledig gedekt.

Transport, ontwatering en verbranding:

De hoeveelheid drogestof is in de vergisting afgenomen met het vergiste deel van de organischestoffractie. Het vergiste slib (ingedikte slib bij referentie 1 en 1+) verlaat de zuivering en wordt getransporteerd naar een centrale slibontwatering en de centrale verbrandingsinstallatie. Aan de behandelingsstappen transport, ontwatering en verbranding wordt een kostenpost gerelateerd van fl. 1.200,- per ton drogestof. Na het verlaten van de systeemgrenzen worden geen milieu-ingrepen meer aan de slibbehandeling toegeschreven.

3.6 Selectie van zuiveringsstappen

Keuzes in de voorzuivering

Voor het opstellen van de volledige zuiveringsscenario's zijn uit de beschikbare voorzuivering de meest belovende stappen gekozen. In dit deel worden de keuzes kort onderbouwd.

Er wordt een globale keuze gemaakt uit de fysisch/chemische voorzuiveringsstappen. Van de fysisch/chemische zuiveringsstappen: trommelzeef, préprecipitatie, flotatie en directe influentfiltratie blijkt de trommelzeef de minst aantrekkelijke optie als voorzuiveringsstap. De technische haalbaarheid van de trommelzeef als mogelijke voorzuivering is onzeker, vanwege de gemakkelijke verstopping en eventuele erosie van, in de flocculatieruimte gevormde vlokken. Uit vergelijkende berekeningen blijken daarnaast de kosten van de trommelzeef het hoogst in vergelijking met de overige fysisch/chemische zuiveringsstappen. De trommelzeef wordt verder niet betrokken bij het opstellen van de volledige zuiveringsscenario's.

De overige drie fysisch/chemische voorzuiveringsstappen flotatie, préprecipitatie en directe influentfiltratie lijken op elkaar wat betreft zuiveringsprestaties, milieu-ingrepen en kosten. In het algemeen zijn de drie technieken uitwisselbaar als voorzuiveringsstap. Vanwege de relatieve onbekendheid van directe influentfiltratie en de beperkte hoeveelheid gegevens van deze techniek wordt directe influentfiltratie niet in de volledige zuiveringsscenario's verwerkt.

Hieruit volgt dat flotatie en préprecipitatie worden toegepast als fysisch/chemische bouwstenen voor het opstellen van de volledige zuiveringsscenario's. Zij kunnen zowel vóór een fysisch/chemische als vóór een biologische nazuivering geplaatst worden. De keuze voor het flotatie- en préprecipitatiescenario betekent niet dat de overige scenario's per se moeten afvallen. Met name directe influentfiltratie lijkt een belovende voorzuiveringstechniek.

Vervolgens wordt bij het opstellen van de volledige zuiveringsscenario's ervan uitgegaan dat de denitrificerende A-trap alleen in combinatie met de ionenwisselaar met biologische

geconcentreerde nitraatstroom vereist. De beluchte A-trap kan zowel vóór een fysisch/chemische nazuivering (ionenwisselaar met stripper) als vóór een biologische nazuivering geplaatst worden. In beide gevallen wordt ervan uitgegaan dat fosfaat in de voorzuiveringsstap wordt verwijderd. Dit houdt in dat de A-trapscenario's worden uitgevoerd met een geoptimaliseerde ijzer- en polymeerdosering, de zogenaamde F.A.S.T.-dosering.

Er wordt afgezien van de toepassing van de UASR-reactor bij het opstellen van de volledige zuiveringsscenario's, op grond van het feit dat de UASR-reactor veel opgelost CZV produceert en door de vraagtekens bij de technische haalbaarheid en uitvoering van deze techniek.

Uit de theoretische calculaties blijkt dat de fysisch/chemische voorzuiveringsscenario's nog juist een voldoende hoge BZV/N-verhouding ($\geq 2,5$) produceren. De verhoging van de BZV/N-verhouding naar 2,5 voor een goed verlopende denitrificatie blijkt alleen nodig te zijn bij de toepassing van de CZV-verwijderende A-trapscenario's (BZV/N = 0,9). In deze gevallen wordt een externe koolstofbron in de vorm van methanol gedoseerd om aan de vereiste verhouding van 2,5 te voldoen.

Keuzes in de nazuivering

In tabel 8 wordt het overzicht gegeven van de vastgestelde mogelijke nazuiveringsstappen (zie ook Deel I, hoofdstuk 5).

Tabel 8: Overzicht van mogelijke nazuiveringsstappen

	Nazuiveringsstap	Verwijdering van:
Fysisch/chemische nazuivering	Ionenwisseling met biologische regeneratie met luchtstripper (bij 50 °C)	- ammonium
	Actief-kooladsorptie	- opgelost CZV
Biologische nazuivering	Laagbelast actief-slibstelsysteem	- opgelost CZV - stikstof
	Laagbelast slib-op-dragersysteem (Biofor of Biostyr)	- opgelost CZV - stikstof
	Laagbelast actief-slibstelsysteem volgens de nitrifische route	- opgelost CZV - stikstof
	Membraanbioreactor (op basis van microfiltratie)	- opgelost CZV - stikstof
Combinatie van f/c- en bio-nazuivering	Membraanbioreactor (op basis van microfiltratie)	- opgelost CZV
	Hoogbelast slib-op-dragersysteem (Trickling filter)	- opgelost CZV
	Ionenwisseling met biologische regeneratie met luchtstripper (bij 50 °C)	- ammonium

Fysisch/chemische nazuivering

Uit de evaluatie van de nazuiveringsstappen blijkt nano/hyperfiltratie geen geschikte methode voor de verwijdering van opgeloste stoffen als CZV en ammonium. Het is een dure zuiveringstechniek met een relatief hoog energieverbruik in vergelijking tot de andere nazuiveringstechnieken (zie II.3).

Uit de dimensioneringsberekeningen met DEMAS blijkt verder dat een ozonbehandeling voor oxidatie van hoge gehalten aan CZV en ammonium, zoals de voorzuiveringsscenario's produceren, een zeer dure nabehandelingsstap is. Tevens is het energieverbruik bij de ozonbehandeling zeer hoog, waardoor ozonisatie ook negatief uitvalt uit het oogpunt van de duurzaamheid. Ozonbehandeling is niet geschikt voor stikstofverwijdering, omdat ammonium slechts omgezet wordt in nitraat en niet volledig wordt verwijderd. Ozonbehandeling is mogelijk wel interessant voor de verwijdering van lage gehalten van inert CZV (bijlage II.3).

Hyper/nanofiltratie en ozonoxidatie vallen af als toepasbare fysisch/chemische nazuiveringsstappen. Hierdoor blijven ionenwisseling (met stripper of biologische regeneraatbehandeling) voor het verwijderen van ammonium en actief-koolfiltratie als CZV-verwijderingsstap over. Om met een volledig fysisch/chemisch zuiveringsscenario (hoofdscenario 1, zie §2.3) ammonium én CZV te verwijderen, moeten beide stappen achter elkaar worden toegepast. Ter bescherming van de zeoliet- en koolkolom wordt een snelfilter vóór deze twee zuiveringsstappen geplaatst.

Biologische nazuivering

In het geval van een volledige biologische nazuivering (hoofdscenario 2, zie §2.3) worden het slib-op-dragersysteem met stikstofverwijdering en het actief-slibstelsel volgens de nitrietroute toegepast.

Het slib-op-dragersysteem is zeer compact en levert dezelfde effluentkwaliteit als een conventioneel actief-slibstelsel. Deze slib-op-dragersystemen (Biofor-, Biostyr-systemen) kunnen volgens RIZA-onderzoek zowel zuiveringstechnisch als economisch concurreren met het conventionele actief-slibstelsel [RIZA en STOWA (1994)].

Het actief-slibstelsel volgens de nitrietroute is een optimalisatie van bestaande laagbelaste actief-slibsystemen dat compacter is en toepasbaar is bij lage BZV/N-verhoudingen in het influent. De nitrietroute is momenteel nog in ontwikkeling.

Combinatie van biologische en fysisch/chemische nazuivering

Bij de toepassing van een combinatie van een biologische en fysisch/chemische nazuivering (hoofdscenario 3, zie §2.3) wordt ammonium in alle gevallen verwijderd door ionenwisseling (met stripper of biologische regeneraatbehandeling). Voor de verwijdering van CZV wordt een biologische nazuiveringsstap toegepast zonder stikstofverwijdering. De gekozen biologische CZV-verwijderingsstappen zijn het hoogbelaste actief-slibstelsel en het slib-op-dragersysteem zonder stikstofverwijdering (uitgevoerd als een trickling-filter).

De hierboven afgeleide keuze voor een nazuiveringstechniek betekent niet dat de overige nazuiveringsstappen per se afvallen. De zuiveringsstappen zijn in principe met elkaar uitwisselbaar, zolang ammonium en CZV voldoende en efficiënt verwijderd worden. De opgestelde volledige zuiveringsscenario's worden in hoofdstuk 4 beschreven en schematisch weergegeven.

De opgestelde volledige zuiveringsscenario's

4.1 Inleiding

In dit hoofdstuk worden de opgestelde volledige zuiveringsscenario's beschreven en schematisch weergegeven. Binnen de schematische weergave van de zuiveringsscenario's worden de dimensioneringsgrondslagen nog eens globaal aangegeven.

Vervolgens worden per volledig zuiveringsscenario de resultaten van de calculaties met het DEMAS-model in het kort weergegeven. De berekeningen gaan in op de milieu-ingrepen: energie, slibproductie, effluentkwaliteit, de toename van natrium- en chloride-ionen door chemicaliëndosering, chemicaliënverbruik en ruimteverbruik. Daarnaast worden de contante waarden per scenario weergegeven. Een uitgebreider overzicht van de calculatieresultaten per onderdeel van het zuiveringsscenario wordt in bijlage II.4 gegeven. De vergelijking van de scenario's vindt plaats in hoofdstuk 5.

In de schematische weergave van de zuiveringsscenario's worden enkele afkortingen gebruikt die hieronder worden toegelicht.

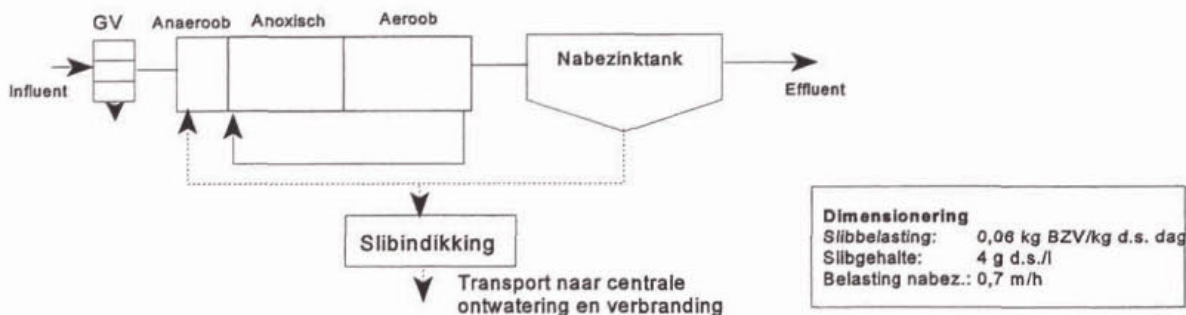
GV	=	Grofvuilverwijdering (fijnrooster)
FILT	=	Snelle zandfiltratie (gravitatiefilter)
ION	=	Ionenwisseling met zeoliet (zeoliet-filter)
AK	=	Actief-kooladsorptie (actief-koolfilter)

4.2 De referentiescenario's

4.2.1 Referentiescenario 1 en 1+

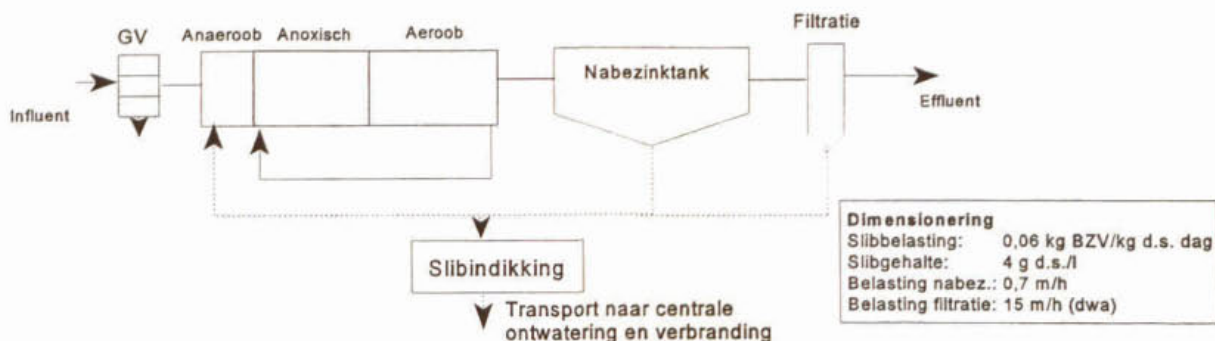
Referentiescenario 1 en 1+ bestaan beide uit een grofvuilverwijdering in de vorm van een fijnrooster en zijn verder gebaseerd op het laagbelast actief-slibstelsel met biologische fosfaatverwijdering in een anaërobe ruimte. Het gevormde slib wordt in een nabezinking verwijderd. Het slib uit de nabezinktank wordt in het geval van referentie 1 en 1+ ingedikt en direct afgevoerd naar een centrale ontwatering en slibverbranding. In referentiescenario 1+ wordt een snel zandfilter nageschakeld om een vergaande verwijdering van zwevendestof te bewerkstelligen.

Verder wordt verwezen naar de twee onderstaande figuren (referentiescenario 1 en 1+)



Referentiescenario 1: Laagbelast actief-slibstelsel, inclusief nabezinking

Voor een overzicht van de resultaten van de berekeningen met het DEMAS-model wordt verwezen naar de tabellen 9 en 10.



Referentiescenario 1+: Laagbelast actief-slibstelsysteem, inclusief nabezinking en effluentfiltratie

Tabel 9: Milieu-ingrepen van referentiescenario 1 en 1+

	Referentie 1		Referentie 1+	
Energiebalans				
Energieverbruik	3.157.000	kWh/j	3.230.000	kWh/j
Energieproductie	0	kWh/j	0	kWh/j
Negatieve energiebalans	3.157.000	kWh/j	3.230.000	kWh/j
Slibafzet				
Slibgewicht	1.570	ton d.s./j	1.630	ton d.s./j
Slibvolume	31.400	m ³ /j	32.600	m ³ /j
Effluentkwaliteit				
CZV	50,0	mg/l	44,0	mg/l
BZV	10,0	mg/l	9,0	mg/l
N	10,0	mg/l	9,7	mg/l
P	1,0	mg/l	0,6	mg/l
Zwevendestof	10,0	mg/l	1,0	mg/l
Cl- toename	--	mg/l	--	mg/l
Na+ toename	--	mg/l	--	mg/l
Chemicaliënverbruik				
Vlokmiddel (FeCl ₃)	0	ton/j	0	ton/j
Vlokhulpmiddel (pe)	0	ton/j	0	ton/j
Ruimteverbruik				
Totaal netto oppervlak	9.920	m ²	9.990	m ²

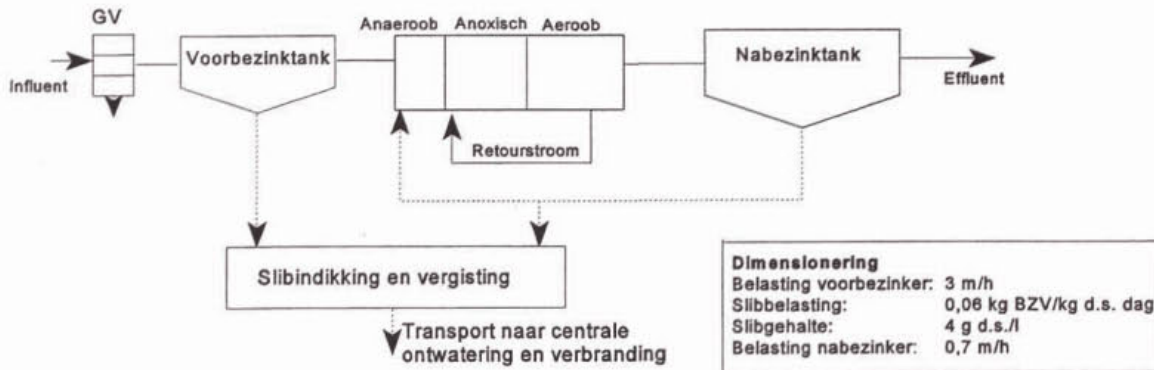
Tabel 10: Contante waarde van referentiescenario 1 en 1+

	Referentie 1		Referentie 1+	
Totale Contante waarde	Fl. 93.702.000		Fl. 98.178.000	
C.W. Civiël en E/M	Fl. 36.612.000		Fl. 39.979.000	
C.W. Onderhoud	Fl. 4.970.000		Fl. 5.389.000	
C.W. Energie	Fl. 9.645.000		Fl. 9.869.000	
C.W. Chemicaliën	Fl. -		Fl. -	
C.W. Slibontwater./afzet	Fl. 38.370.000		Fl. 39.836.000	
C.W. Personeel	Fl. 4.105.000		Fl. 4.105.000	

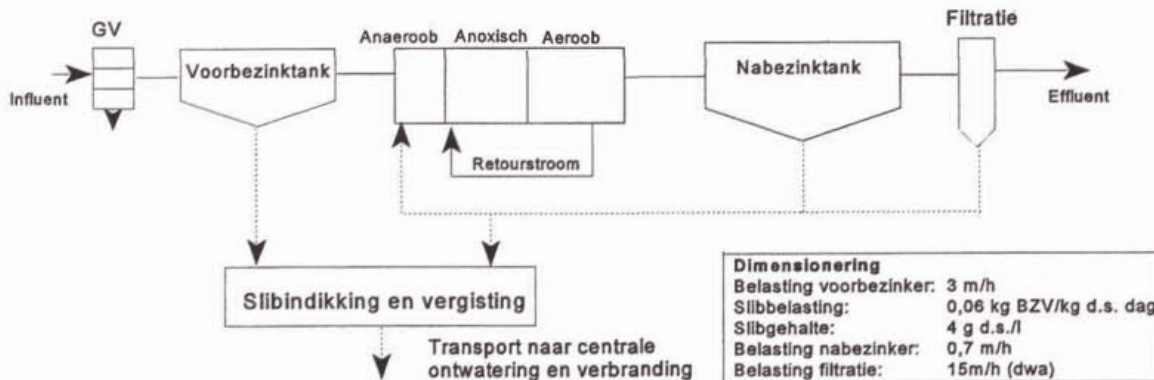
4.2.2 Referentiescenario 2 en 2+

De referentiescenario's 2 en 2+ zijn gebaseerd op het laagbelast actief-slibstelsysteem met voorbezinking. In beide gevallen wordt het afvalwater ontdaan van grof vuil door een fijnrooster en vindt een eerste zuivering plaats in de voorbezinktank. Hierna volgt het laagbelaste actief-slibstelsysteem en de nabezinktank. In referentie 2+ wordt het effluent met een snel zandfilter nabehandeld.

Het slib uit de voor- en nabezinktank wordt gemeenschappelijk ingedikt tot een drogestofgehalte van 5%, vergist en uiteindelijk afgevoerd naar een centrale slibontwatering en verbranding.



Referentiescenario 2: Laagbelast actief-slibstelsysteem met voorbezinking, inclusief nabezinking



Referentiescenario 2+: Laagbelast actief-slibstelsysteem met voorbezinking, inclusief nabezinking en effluentfiltratie

De resultaten van de berekening van de milieu-ingrepen en de kostenrekening worden in de tabellen 11 en 12 gegeven.

Tabel 11: Milieu-ingrepen van referentiescenario 2 en 2+

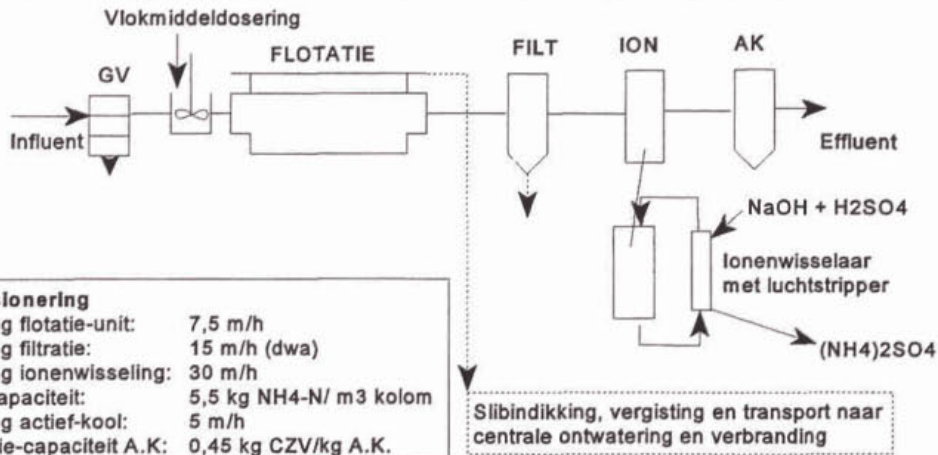
	Referentie 2		Referentie 2+	
Energiebalans				
Energieverbruik	2.553.000	kWh/j	2.626.000	kWh/j
Energieproductie	1.256.000	kWh/j	1.256.000	kWh/j
Negatieve energiebalans	1.297.000	kWh/j	1.370.000	kWh/j
Slibafzet				
Slibgewicht	1.380	ton d.s./j	1.440	ton d.s./j
Slibvolume	33.800	m3/j	40.000	m3/j
Effluentkwaliteit				
CZV	50,0	mg/l	44,0	mg/l
BZV	10,0	mg/l	9,0	mg/l
N	10,0	mg/l	9,7	mg/l
P	1,0	mg/l	0,6	mg/l
Zwevendestof	10,0	mg/l	1,0	mg/l
Cl- toename	--	mg/l	--	mg/l
Na+ toename	--	mg/l	--	mg/l
Chemicaliënverbruik				
Vlokmiddel (FeCl3)	0	ton/j	0	ton/j
Vlokhulpmiddel (pe)	0	ton/j	0	ton/j
Ruimteverbruik				
Totaal netto oppervlak	10.210	m2	10.280	m2

Tabel 12: Contante waarde van referentiescenario 2 en 2+

	Referentie 2	Referentie 2+
Totale Contante waarde	Fl. 85.250.000	Fl. 89.865.000
C.W. Civiel en E/M	Fl. 38.281.000	Fl. 40.770.000
C.W. Onderhoud	Fl. 5.173.000	Fl. 5.609.000
C.W. Energie	Fl. 3.964.000	Fl. 4.188.000
C.W. Chemicaliën	Fl. -	Fl. -
C.W. Slibontwater./afzet	Fl. 33.727.000	Fl. 35.193.000
C.W. Personeel	Fl. 4.105.000	Fl. 4.105.000

4.3 Zuiveringsscenario's gebaseerd op een fysisch/chemische voorzuivering

4.3.1 Scenario 1a Flotatie+zandfiltratie+ionenwisseling (luchtstripper)+actief-kooladsorptie
 Scenario 1a bestaat achtereenvolgens uit een fijn fijnrooster, een flotatietank met vlokmiddeldosering, een snel zandfilter, een ionenwisselaar voor de ammoniumverwijdering met regeneratie door een luchtstripper en een actief-koolfilter ter verwijdering van CZV.



Dimensionering	
Belasting flotatie-unit:	7,5 m/h
Belasting filtratie:	15 m/h (dwa)
Belasting ionenwisseling:	30 m/h
Kolomcapaciteit:	5,5 kg NH4-N/ m3 kolom
Belasting actief-kool:	5 m/h
Adsorptie-capaciteit A.K.:	0,45 kg CZV/kg A.K.

Scenario 1a: Flotatie + zandfiltratie + ionenwisseling met luchtstripper + actief- kooladsorptie

Tabel 13: Milieu-ingrepen van scenario 1a

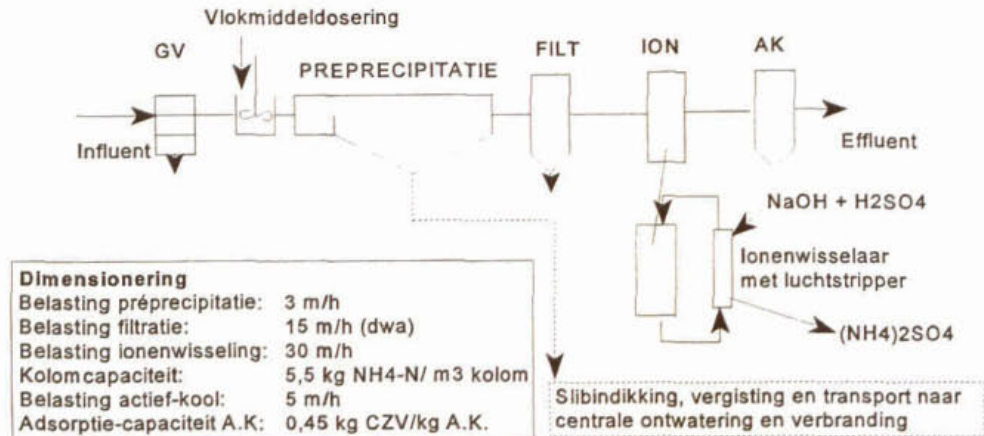
Energiebalans		
Energieverbruik	5.522.000	kWh/j
Energieproductie	1.369.000	kWh/j
Negatieve energiebalans	4.153.000	kWh/j
Slibafzet		
Slibgewicht	1.540	ton d.s./j
Slibvolume	43.000	m3/j
Effluentkwaliteit		
CZV	50,0	mg/l
BZV	10,0	mg/l
N	10,0	mg/l
P	0,6	mg/l
Zwevendestof	1,0	mg/l
Cl- toename	48,0	mg/l
Na+ toename	44,0	mg/l
Chemicaliënverbruik		
Vlokmiddel (FeCl3)	520	ton/j.
Vlokhulpmiddel (pe)	4	ton/j.
NaOH	550	ton/j.
H2SO4	660	ton/j.
Actief-kool	190	ton/j.
Ruimteverbruik		
Totaal netto oppervlak	2.130	m2

Tabel 14: Contante waarde van scenario 1a

Totale Contante waarde	Fl. 270.418.000
C.W. Civiel en E/M	Fl. 55.864.000
C.W. Onderhoud	Fl. 10.199.000
C.W. Energie	Fl. 12.689.000
C.W. Chemicaliën	Fl. 148.556.000
C.W. Slibontwater./afzet	Fl. 37.637.000
C.W. Personeel	Fl. 5.473.000

4.3.2 Scenario 1b Préprecipitatie+zandfiltratie+ionenwisseling (luchtstripper)+ actief-kooladsorptie

Scenario 1b is opgebouwd uit een fijn fijnrooster, een precipitatietank, een snel zandfilter, een ionenwisselaar voor de ammoniumverwijdering met regeneratie door een luchtstripper en een actief-koolfilter ter verwijdering van CZV.



Scenario 1b: Préprecipitatie + zandfiltratie + ionenwisseling met luchtstripper + actief- kooladsorptie

Tabel 15: Milieu-ingrepen van scenario 1b

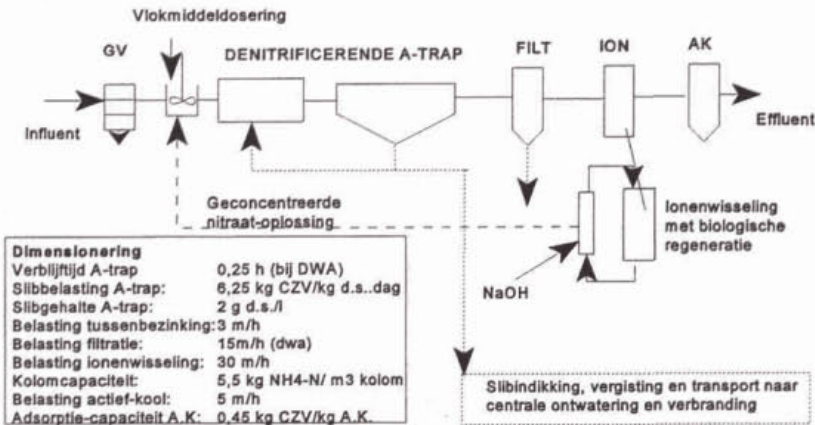
Energiebalans		
Energieverbruik	5.285.000	kWh/j
Energieproductie	1.369.000	kWh/j
Negatieve energiebalans	3.916.000	kWh/j
Slibafzet		
Slibgewicht	1.540	ton d.s./j
Slibvolume	43.000	m3/j
Effluentkwaliteit		
CZV	50,0	mg/l
BZV	10,0	mg/l
N	10,0	mg/l
P	0,6	mg/l
Zwevendestof	1,0	mg/l
Cl- toename	48,0	mg/l
Na+ toename	44,0	mg/l
Chemicaliënverbruik		
Vlokmiddel (FeCl3)	520	ton/j.
Vlokhulpmiddel (PE)	4	ton/j.
NaOH	550	ton/j.
H2SO4	660	ton/j.
Actief-kool	190	ton/j.
Ruimteverbruik		
Totaal netto oppervlak	2.730	m2

Tabel 16: Contante waarde van scenario 1b

Totale Contante waarde	Fl. 262.523.000
C.W. Civiel en E/M	Fl. 50.034.000
C.W. Onderhoud	Fl. 8.857.000
C.W. Energie	Fl. 11.966.000
C.W. Chemicaliën	Fl. 148.556.000
C.W. Slibontwater./afzet	Fl. 37.637.000
C.W. Personeel	Fl. 5.473.000

4.3.3 Scenario 1c Denitrificerende A-trap+zandfiltratie+ionenwisseling (bio-regeneratie)+ actief-kool

Scenario 1c bestaat uit een fijn fijnrooster, een denitrificerende A-trap met tussenbezinktank, een snel zandfilter, een ionenwisselaar voor de ammoniumverwijdering met biologische regeneratie en terugvoer van de nitraatstroom naar de A-trap en een actief-koolfilter.



Scenario 1c: Denitrificerende A-trap + zandfiltratie + ionenwisseling met biologische regeneratie+ actief-kooladsorptie

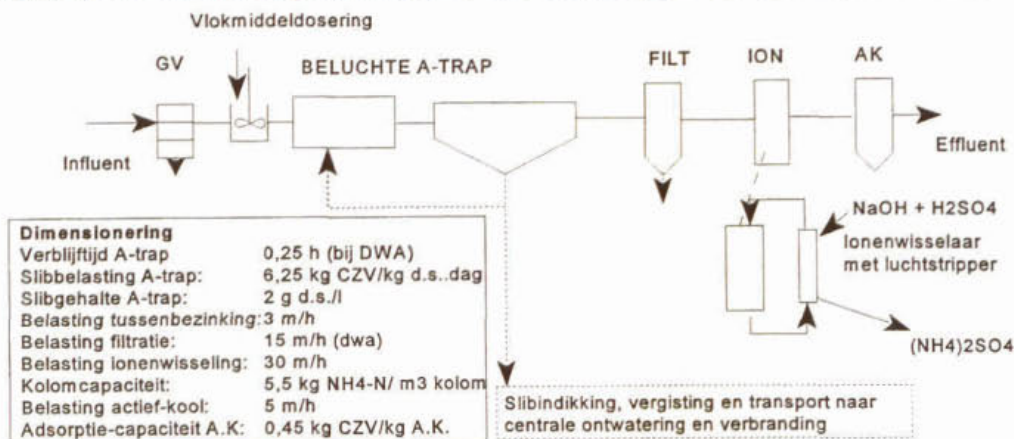
Tabel 17: Milieu-ingrepen van scenario 1c

Energiebalans		
Energieverbruik	4.449.000	kWh/j
Energieproductie	3.135.000	kWh/j
Negatieve energiebalans	1.314.000	kWh/j
Slibafzet		
Slibgewicht	2.080	ton d.s./j
Slibvolume	69.400	m3/j
Effluentkwaliteit		
CZV	50,0	mg/l
BZV	10,0	mg/l
N	10,0	mg/l
P	0,6	mg/l
Zwevendestof	1,0	mg/l
Cl- toename	19,0	mg/l
Na+ toename	89,0	mg/l
Chemicaliënverbruik		
Vlokmiddel (FeCl3)	210	ton/j.
Vlokhulpmiddel (pe)	9	ton/j.
NaOH	1.100	ton/j.
H2SO4	0	ton/j.
Actief-kool	15	ton/j.
Ruimteverbruik		
Totaal netto oppervlak	3.240	m2

Tabel 18: Contante waarde van scenario 1c

Totale Contante waarde	Fl. 162.102.000
C.W. Civiel en E/M	Fl. 59.753.000
C.W. Onderhoud	Fl. 10.330.000
C.W. Energie	Fl. 4.017.000
C.W. Chemicaliën	Fl. 31.695.000
C.W. Slibontwater./afzet	Fl. 50.834.000
C.W. Personeel	Fl. 5.473.000

4.3.4 Scenario 1d A-trap+zandfiltratie+ionenwisseling (luchtstripper)+actief-kooladsorptie
 Scenario 1d is opgebouwd uit een fijn fijnrooster, een beluchte A-trap, een snel zandfilter, een ionenwisselaar met regeneratie door een luchtstripper en een actief-koolfilter.



Scenario 1d: A-trap + zandfiltratie + ionenwisseling met luchtstripper+ actief-kooladsorptie

Tabel 19: Milieu-ingrepen van scenario 1d

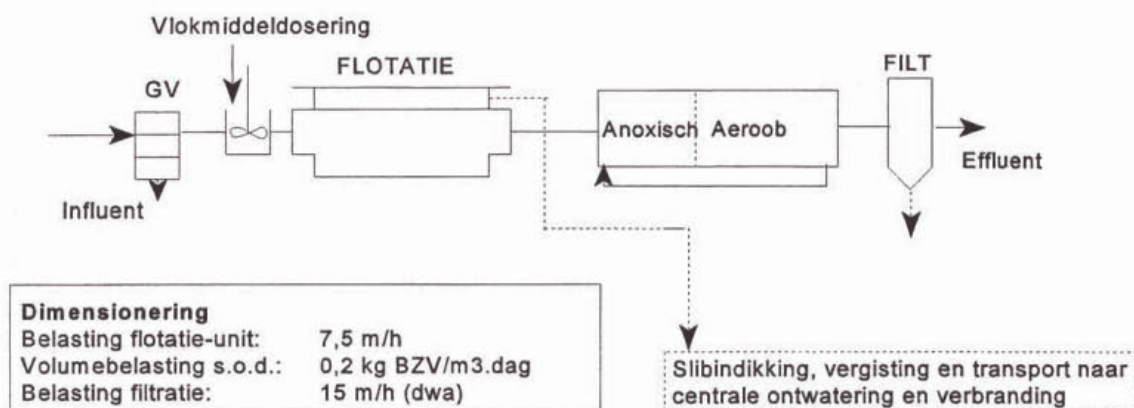
Energiebalans		
Energieverbruik	4.815.000	kWh/j
Energieproductie	3.135.000	kWh/j
Negatieve energiebalans	1.680.000	kWh/j
Slibafzet		
Slibgewicht	2.080	ton d.s./j
Slibvolume	69.400	m3/j
Effluentkwaliteit		
CZV	50,0	mg/l
BZV	10,0	mg/l
N	10,0	mg/l
P	0,6	mg/l
Zwevendestof	1,0	mg/l
Cl- toename	19,0	mg/l
Na+ toename	44,0	mg/l
Chemicaliënverbruik		
Vlokmiddel (FeCl3)	210	ton/j.
Vlokhulpmiddel (pe)	9	ton/j.
NaOH	550	ton/j.
H2SO4	660	ton/j.
Actief-kool	15	ton/j.
Ruimteverbruik		
Totaal netto oppervlak	3.180	m2

Tabel 20: Contante waarde van scenario 1d

Totale Contante waarde	Fl. 167.211.000
C.W. Civiel en E/M	Fl. 56.573.000
C.W. Onderhoud	Fl. 9.751.000
C.W. Energie	Fl. 5.135.000
C.W. Chemicaliën	Fl. 39.445.000
C.W. Slibontwater./afzet	Fl. 50.834.000
C.W. Personeel	Fl. 5.473.000

4.3.5 Scenario 2a Flotatie+laagbelast slib-op-dragersysteem+zandfiltratie

Scenario 2a bestaat uit een fijn fijnrooster, een flotatietank met dosering, een biologisch slib-op-dragersysteem voor CZV- en ammoniumverwijdering en een snel zandfilter voor de verwijdering van zwevendestof en geadsorbeerde verontreinigingen.



Scenario 2a: Flotatie + laagbelast slib-op-dragersysteem (Biofor/Biostyr)+ zandfiltratie

Tabel 21: Milieu-ingrepen van scenario 2a

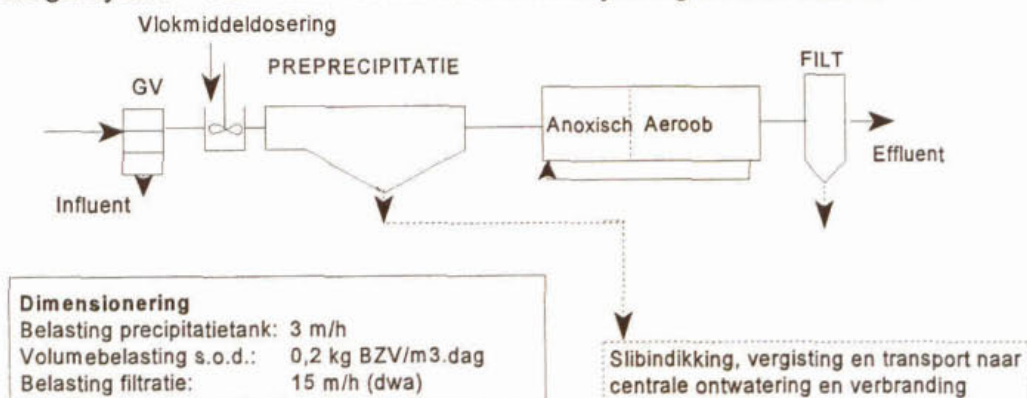
Energiebalans		
Energieverbruik	2.670.000	kWh/j
Energieproductie	1.851.000	kWh/j
Negatieve energiebalans	819.000	kWh/j
Slibafzet		
Slibgewicht	1.900	ton d.s./j
Slibvolume	54.400	m ³ /j
Effluentkwaliteit		
CZV	44,0	mg/l
BZV	9,0	mg/l
N	9,7	mg/l
P	0,6	mg/l
Zwevendestof	1,0	mg/l
Cl- toename	29,0	mg/l
Na+ toename	–	mg/l
Chemicaliënverbruik		
Vlokmiddel (FeCl ₃)	310	ton/j.
Vlokhulpmiddel (pe)	4	ton/j.
Ruimteverbruik		
Totaal netto oppervlak	3.730	m ²

Tabel 22: Contante waarde van scenario 2a

Totale Contante waarde	Fl. 112.973.000
C.W. Civiel en E/M	Fl. 48.134.000
C.W. Onderhoud	Fl. 8.303.000
C.W. Energie	Fl. 477.000
C.W. Chemicaliën	Fl. 4.151.000
C.W. Slibontwater./afzet	Fl. 46.435.000
C.W. Personeel	Fl. 5.473.000

4.3.6 Scenario 2b Préprecipitatie+laagbelast slib-op-dragersysteem+zandfiltratie

Scenario 2b wordt opgebouwd uit een fijnrooster, een precipitatietank, een biologisch slib-op-dragersysteem voor CZV- en ammoniumverwijdering en een snel zandfilter.



Scenario 2b: Préprecipitatie + laagbelast slib-op-dragersysteem (Biofor/Biostyr)+ zandfiltratie

Tabel 23: Milieu-ingrepen van scenario 2b

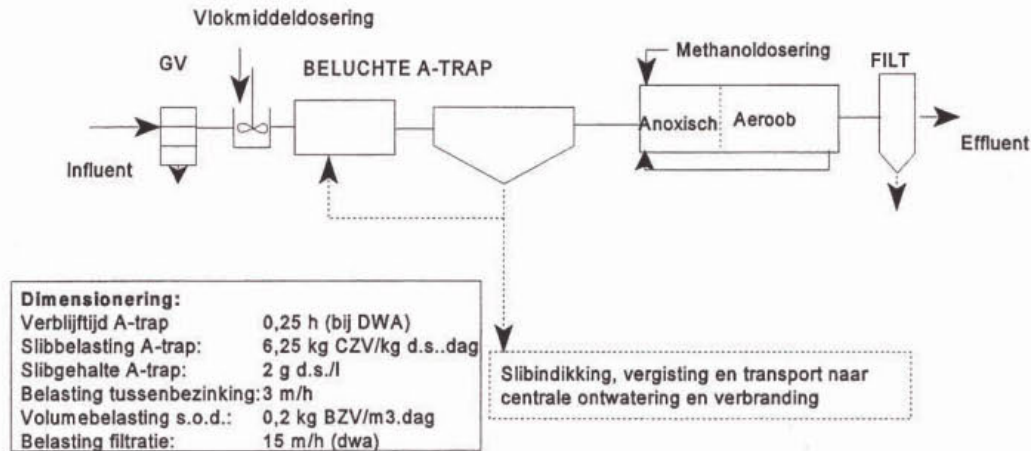
Energiebalans		
Energieverbruik	2.433.000	kWh/j
Energieproductie	1.851.000	kWh/j
Negatieve energiebalans	582.000	kWh/j
Slibafzet		
Slibgewicht	1.900	ton d.s./j
Slibvolume	54.400	m ³ /j
Effluentkwaliteit		
CZV	44,0	mg/l
BZV	9,0	mg/l
N	9,7	mg/l
P	0,6	mg/l
Zwevendestof	1,0	mg/l
Cl- toename	29,0	mg/l
Na+ toename	--	mg/l
Chemicaliënverbruik		
Vlokmiddel (FeCl ₃)	310	ton/j.
Vlokhulpmiddel (pe)	4	ton/j.
Ruimteverbruik		
Totaal netto oppervlak	4.330	m ²

Tabel 24: Contante waarde van scenario 2b

Totale Contante waarde	Fl. 105.078.000
C.W. Civiel en E/M	Fl. 42.304.000
C.W. Onderhoud	Fl. 6.961.000
C.W. Energie	Fl. -246.000
C.W. Chemicaliën	Fl. 4.151.000
C.W. Slibontwater./afzet	Fl. 46.435.000
C.W. Personeel	Fl. 5.473.000

4.3.7 Scenario 2c Beluchte A-trap+laagbelast slib-op-dragersysteem+zandfiltratie

Scenario 2c wordt opgebouwd uit een fijnrooster, een beluchte A-trap, een biologisch slib-op-dragersysteem voor CZV- en ammoniumverwijdering (met methanoldosering) en een snel zandfilter.



Scenario 2c: A-trap + laagbelast slib-op-dragersysteem + zandfiltratie

Tabel 25: Milieu-ingrepen van scenario 2c

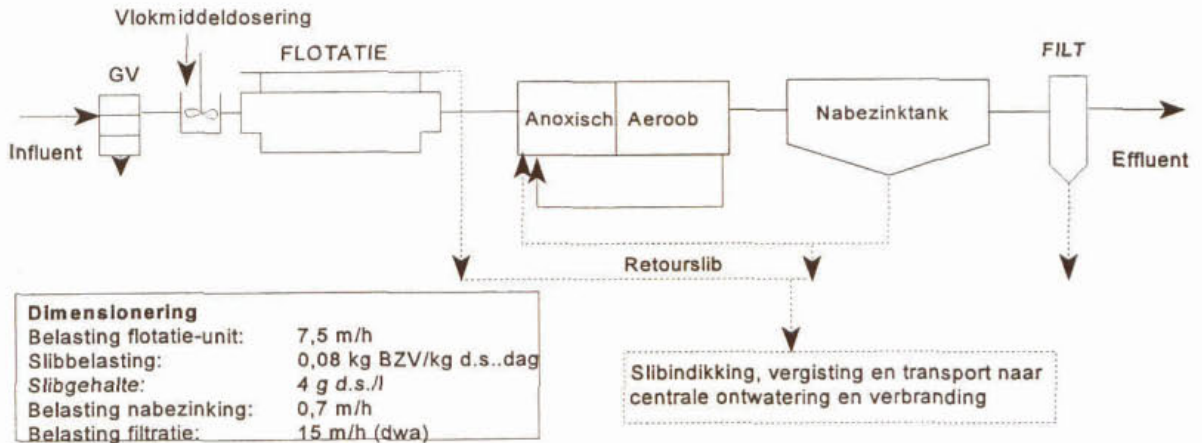
Energiebalans		
Energieverbruik	2.586.000	kWh/j
Energieproductie	3.325.000	kWh/j
Positieve energiebalans	739.000	kWh/j
Slibafzet		
Slibgewicht	2.360	ton d.s./j
Slibvolume	76.800	m3/j
Effluentkwaliteit		
CZV	44,0	mg/l
BZV	9,0	mg/l
N	9,7	mg/l
P	0,6	mg/l
Zwevendestof	1,0	mg/l
Cl- toename	12,0	mg/l
Na+ toename	—	mg/l
Chemicaliënverbruik		
Vlokmiddel (FeCl3)	130	ton/j.
Vlokhulpmiddel (pe)	9	ton/j.
Methanol	500	ton/j.
Ruimteverbruik		
Totaal netto oppervlak	3.380	m2

Tabel 26: Contante waarde van scenario 2c

Totale Contante waarde	Fl. 109.163.000
C.W. Civiel en E/M	Fl. 35.677.000
C.W. Onderhoud	Fl. 5.420.000
C.W. Energie	Fl. -3.153.000
C.W. Chemicaliën	Fl. 8.069.000
C.W. Slibontwater./afzet	Fl. 57.677.000
C.W. Personeel	Fl. 5.473.000

4.3.8 Scenario 2d Flotatie+laagbelast systeem volgens de nitrietroute+zandfiltratie

Scenario 2d bestaat uit een fijnrooster, een flotatietank met dosering, een biologisch actief-slibstelsysteem volgens de nitrietroute voor CZV- en ammoniumverwijdering en een snel zandfilter voor de verwijdering van zwevendestof en geadsorbeerde verontreinigingen.



Scenario 2d: Flotatie + laagbelast actief-slibstelsysteem volgens nitrietroute+ zandfiltratie

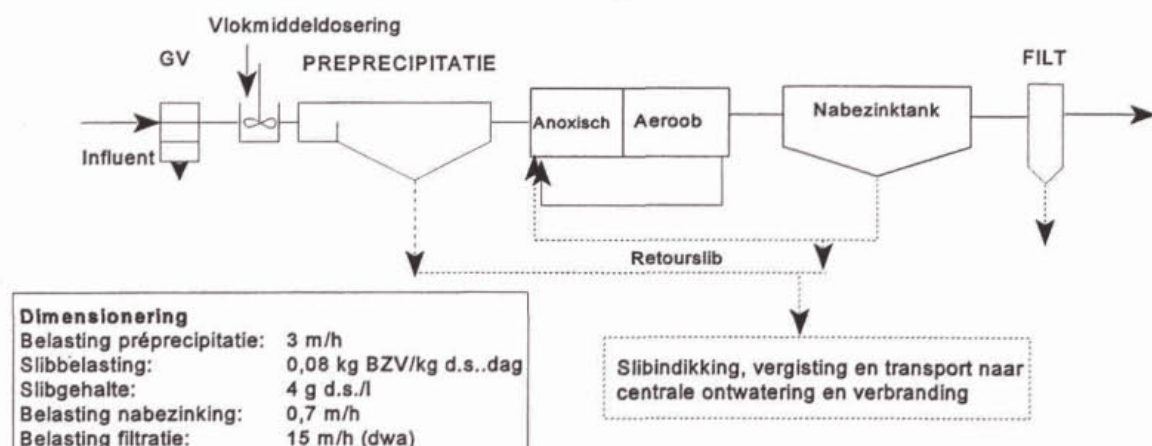
Tabel 27: Milieu-ingrepen van scenario 2d

Energiebalans		
Energieverbruik	2.664.000	kWh/j
Energieproductie	2.227.000	kWh/j
Negatieve energiebalans	437.000	kWh/j
Slibafzet		
Slibgewicht	2.220	ton d.s./j
Slibvolume	64.200	m ³ /j
Effluentkwaliteit		
CZV	44,0	mg/l
BZV	9,0	mg/l
N	9,7	mg/l
P	0,6	mg/l
Zwevendestof	1,0	mg/l
Cl- toename	29,0	mg/l
Na+ toename	--	mg/l
Chemicaliënverbruik		
Vlokmiddel (FeCl ₃)	310	ton/j.
Vlokhulpmiddel (pe)	4	ton/j.
Ruimteverbruik		
Totaal netto oppervlak	7.490	m ²

Tabel 28: Contante waarde van scenario 2d

Totale Contante waarde	Fl. 113.545.000
C.W. Civiel en E/M	Fl. 39.063.000
C.W. Onderhoud	Fl. 6.010.000
C.W. Energie	Fl. 4.230.000
C.W. Chemicaliën	Fl. 4.513.000
C.W. Slibontwater./afzet	Fl. 54.256.000
C.W. Personeel	Fl. 5.473.000

4.3.9 Scenario 2e Préprecipitatie+laagbelast systeem volgens de nitrietroute+zandfiltratie
 Scenario 2e bestaat uit een fijnrooster, een precipitatietank, een actief-slibstelsysteem volgens de nitrietroute voor CZV- en ammoniumverwijdering en een effluentfilter.



Scenario 2e: Préprecipitatie + laagbelast actief-slibstelsysteem volgens nitrietroute + zandfiltratie

Tabel 29: Milieu-ingrepen van scenario 2e

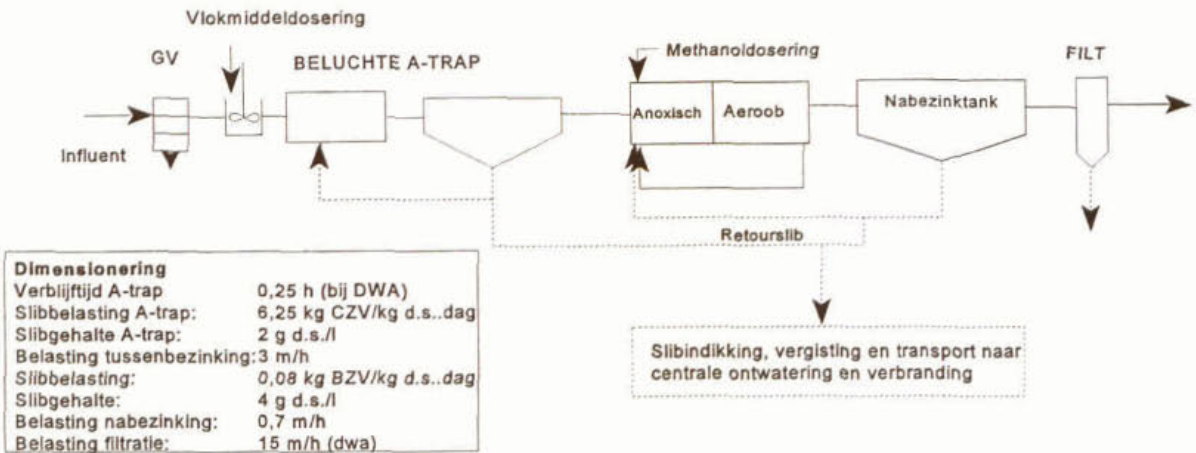
Energiebalans		
Energieverbruik	2.427.000	kWh/j
Energieproductie	2.227.000	kWh/j
Negatieve energiebalans	200.000	kWh/j
Slibafzet		
Slibgewicht	2.220	ton d.s./j
Slibvolume	64.200	m ³ /j
Effluentkwaliteit		
CZV	44,0	mg/l
BZV	9,0	mg/l
N	9,7	mg/l
P	0,6	mg/l
Zwevendestof	1,0	mg/l
Cl- toename	29,0	mg/l
Na+ toename	--	mg/l
Chemicaliënverbruik		
Vlokmiddel (FeCl ₃)	310	ton/j.
Vlokhulpmiddel (pe)	4	ton/j.
Ruimteverbruik		
Totaal netto oppervlak	8.090	m ²

Tabel 30: Contante waarde van scenario 2e

Totale Contante waarde	Fl. 105.650.000
C.W. Civiel en E/M	Fl. 33.233.000
C.W. Onderhoud	Fl. 4.668.000
C.W. Energie	Fl. 3.507.000
C.W. Chemicaliën	Fl. 4.513.000
C.W. Slibontwater./afzet	Fl. 54.256.000
C.W. Personeel	Fl. 5.473.000

4.3.10 Scenario 2f Beluchte A-trap+laagbelast systeem volgens de nitrietroute+zandfiltratie

Scenario 2f bestaat uit een fijnrooster, een beluchte A-trap, een actief-slibstelsysteem volgens de nitrietroute voor CZV- en ammoniumverwijdering (beperkte methanoldosering) en een effluentfilter voor de verwijdering van zwevendestof en geadsorbeerde verontreinigingen.



Scenario 2f: A-trap + laagbelast actief-slibstelsysteem volgens nitrietroute+ zandfiltratie

Tabel 31: Milieu-ingrepen van scenario 2f

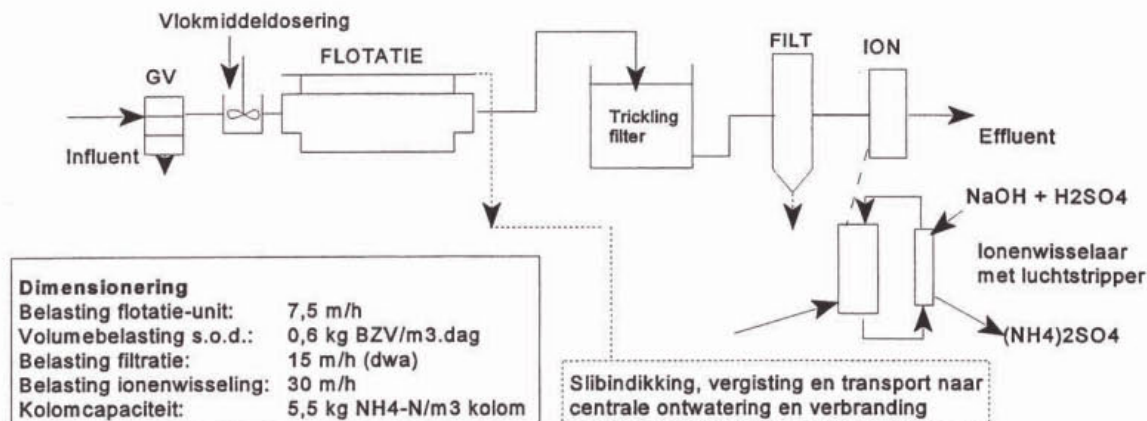
Energiebalans		
Energieverbruik	2.734.000	kWh/j
Energieproductie	3.354.000	kWh/j
Positieve energiebalans	620.000	kWh/j
Slibafzet		
Slibgewicht	2.400	ton d.s./j
Slibvolume	77.800	m ³ /j
Effluentkwaliteit		
CZV	44,0	mg/l
BZV	9,0	mg/l
N	9,7	mg/l
P	0,6	mg/l
Zwevendestof	1,0	mg/l
Cl- toename	12,0	mg/l
Na+ toename	--	mg/l
Chemicaliënverbruik		
Vlokmiddel (FeCl ₃)	130	ton/j.
Vlokhulpmiddel (pe)	9	ton/j.
Methanol	310	ton/j.
Ruimteverbruik		
Totaal netto oppervlak	7.370	m ²

Tabel 32: Contante waarde van scenario 2f

Totale Contante waarde	Fl. 110.416.000
C.W. Civiel en E/M	Fl. 33.180.000
C.W. Onderhoud	Fl. 4.657.000
C.W. Energie	Fl. 1.946.000
C.W. Chemicaliën	Fl. 6.505.000
C.W. Slibontwater./afzet	Fl. 58.655.000
C.W. Personeel	Fl. 5.473.000

4.3.11 Scenario 3a Flotatie+slib-op-dragersysteem+zandfiltratie+ionenwisseling (luchtstripper)

Scenario 3a is opgebouwd uit een fijn fijnrooster, een flotatie-unit, een slib-op-dragersysteem voor CZV-verwijdering, een zandfilter en een ionenwisselaar met regeneratie door een luchtstripper.



Scenario 3a: Flotatie + hoogbelast slib-op-dragersysteem + zandfiltratie + ionenwisseling met luchtstripper

Tabel 33: Milieu-ingrepen van scenario 3a

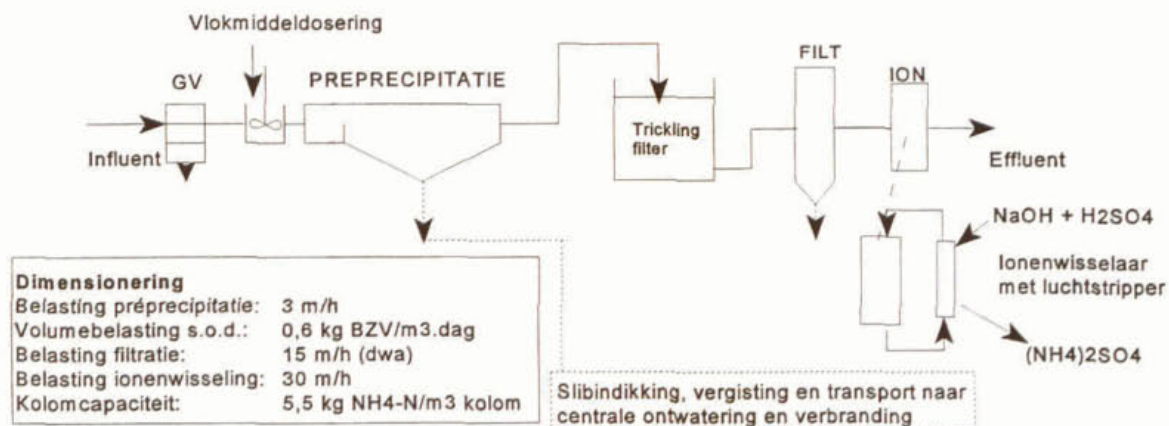
Energiebalans		
Energieverbruik	4.047.000	kWh/j
Energieproductie	2.661.000	kWh/j
Negatieve energiebalans	1.386.000	kWh/j
Slibafzet		
Slibgewicht	2.650	ton d.s./j
Slibvolume	76.600	m ³ /j
Effluentkwaliteit		
CZV	44,0	mg/l
BZV	9,0	mg/l
N	10,0	mg/l
P	0,6	mg/l
Zwevendestof	1,0	mg/l
Cl- toename	29,0	mg/l
Na+ toename	44,0	mg/l
Chemicaliënverbruik		
Vlokmiddel (FeCl ₃)	310	ton/j.
Vlokhulpmiddel (pe)	4	ton/j.
NaOH	550	ton/j.
H ₂ SO ₄	660	ton/j.
Ruimteverbruik		
Totaal netto oppervlak	2.660	m ²

Tabel 34: Contante waarde van scenario 3a

Totale Contante waarde	Fl. 165.875.000
C.W. Civiel en E/M	Fl. 51.652.000
C.W. Onderhoud	Fl. 8.737.000
C.W. Energie	Fl. 5.425.000
C.W. Chemicaliën	Fl. 29.823.000
C.W. Slibontwater./afzet	Fl. 64.765.000
C.W. Personeel	Fl. 5.473.000

4.3.12 Scenario 3b Préprecipitatie+slib-op-dragersysteem+zandfiltratie+ ionenwisseling (luchtstripper)

Scenario 3b wordt opgebouwd uit een fijnrooster, een precipitatietank, een biologisch slib-op-dragersysteem voor CZV-verwijdering, een snel zandfilter en een ionenwisseling met luchtstripper als regeneratiestap.



Scenario 3b: Préprecipitatie + hoogbelast slib-op-dragersysteem + zandfiltratie + ionenwisseling met luchtstripper

Tabel 35: Milieu-ingrepen van scenario 3b

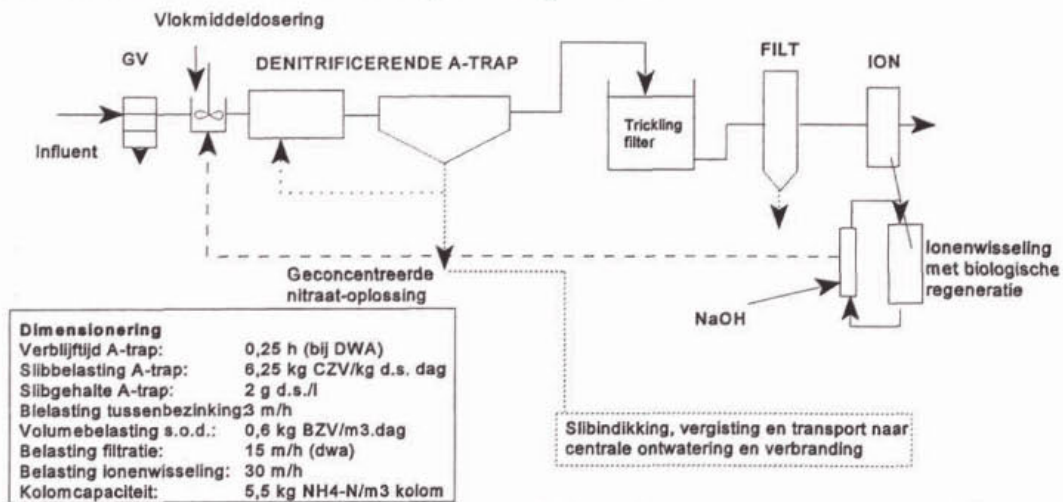
Energiebalans		
Energieverbruik	3.810.000	kWh/j
Energieproductie	2.661.000	kWh/j
Negatieve energiebalans	1.149.000	kWh/j
Slibafzet		
Slibgewicht	2.650	ton d.s./j
Slibvolume	76.600	m ³ /j
Effluentkwaliteit		
CZV	44,0	mg/l
BZV	9,0	mg/l
N	10,0	mg/l
P	0,6	mg/l
Zwevendestof	1,0	mg/l
Cl- toename	29,0	mg/l
Na+ toename	44,0	mg/l
Chemicaliënverbruik		
Vlokmiddel (FeCl ₃)	310	ton/j.
Vlokhulpmiddel (pe)	4	ton/j.
NaOH	550	ton/j.
H ₂ SO ₄	660	ton/j.
Ruimteverbruik		
Totaal netto oppervlak	3.260	m ²

Tabel 36: Contante waarde van scenario 3b

Totale Contante waarde	Fl. 157.980.000
C.W. Civiel en E/M	Fl. 45.822.000
C.W. Onderhoud	Fl. 7.395.000
C.W. Energie	Fl. 4.702.000
C.W. Chemicaliën	Fl. 29.823.000
C.W. Slibontwater./afzet	Fl. 64.765.000
C.W. Personeel	Fl. 5.473.000

4.3.13 Scenario 3c Denitrificerende A-trap+slib-op-dragersysteem+zandfiltratie +ionenwisseling

Scenario 3c is gebaseerd op een denitrificerende A-trap, een trickling-filter, een snel zandfilter en een ionenwisselaar met biologische regeneratie.



Dimensionering	
Verblijftijd A-trap:	0,25 h (bij DWA)
Slibbelasting A-trap:	6,25 kg CZV/kg d.s. dag
Slibgehalte A-trap:	2 g d.s./l
Belasting tussenbezinking:	3 m/h
Volumebelasting s.o.d.:	0,6 kg BZV/m ³ .dag
Belasting filtratie:	15 m/h (dwa)
Belasting ionenwisseling:	30 m/h
Kolomcapaciteit:	5,5 kg NH ₄ -N/m ³ kolom

Slibdikking, vergisting en transport naar centrale ontwatering en verbranding

Scenario 3c: Denitrificerende A-trap + hoogbelast slib-op-dragersysteem + zandfiltratie + ionenwisseling met biologische regeneratie

Tabel 37: Milieu-ingrepen van scenario 3c

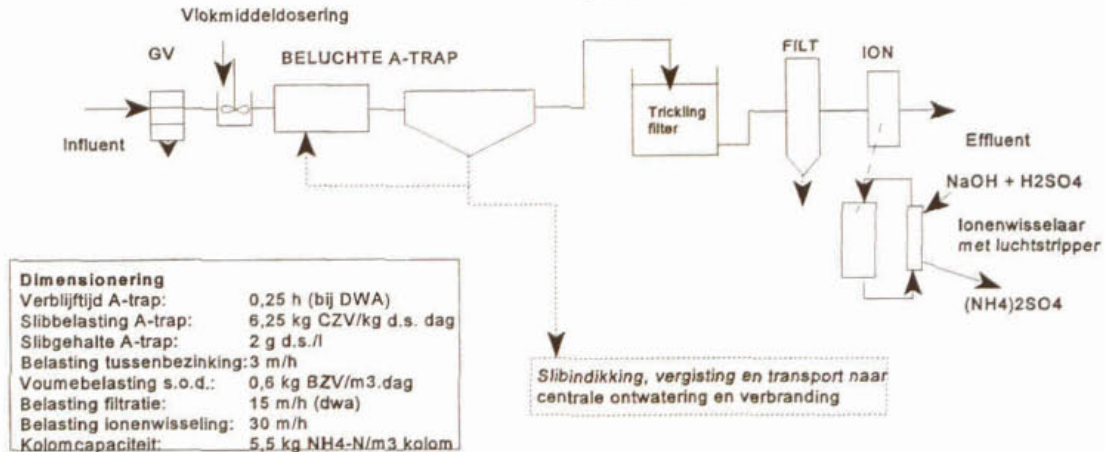
Energiebalans		
Energieverbruik	4.132.000	kWh/j
Energieproductie	3.519.000	kWh/j
Negatieve energiebalans	613.000	kWh/j
Slibafzet		
Slibgewicht	2.540	ton d.s./j
Slibvolume	82.000	m ³ /j
Effluentkwaliteit		
CZV	44,0	mg/l
BZV	9,0	mg/l
N	10,0	mg/l
P	0,6	mg/l
Zwevendestof	1,0	mg/l
Cl- toename	12,0	mg/l
Na+ toename	89,0	mg/l
Chemicaliënverbruik		
Vlokmiddel (FeCl ₃)	130	ton/j.
Vlokhulpmiddel (pe)	9	ton/j.
NaOH	1.100	ton/j.
Ruimteverbruik		
Totaal netto oppervlak	3.130	m ²

Tabel 38: Contante waarde van scenario 3c

Totale Contante waarde	Fl. 148.652.000
C.W. Civiël en E/M	Fl. 48.420.000
C.W. Onderhoud	Fl. 7.685.000
C.W. Energie	Fl. 3.066.000
C.W. Chemicaliën	Fl. 21.932.000
C.W. Slibontwater./afzet	Fl. 62.076.000
C.W. Personeel	Fl. 5.473.000

4.3.14 Scenario 3d Beluchte A-trap+slib-op-dragersysteem+zandfiltratie+ionenwisseling (stripper)

Scenario 3d bestaat uit een fijnrooster, een beluchte A-trap met dosering, een slib-op-dragersysteem voor CZV-verwijdering, een snel zandfilter voor de verwijdering van zwevende stof en een ionenwisselaar met luchtstrip-regeneratie.



Scenario 3d: A-trap + hoogbelast slib-op-dragersysteem + zandfiltratie + ionenwisseling met luchtstripper

Tabel 39: Milieu-ingrepen van scenario 3d

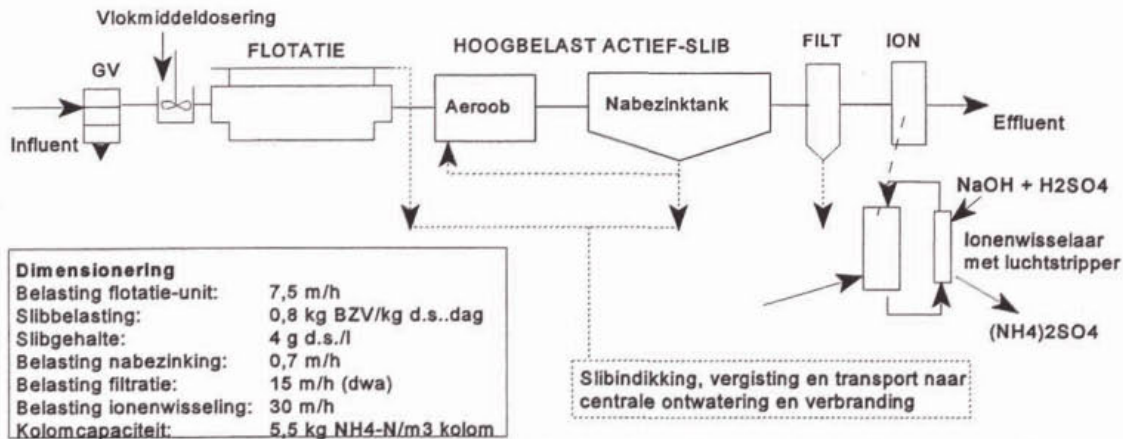
Energiebalans		
Energieverbruik	4.498.000	kWh/j
Energieproductie	3.519.000	kWh/j
Negatieve energiebalans	979.000	kWh/j
Slibafzet		
Slibgewicht	2.540	ton d.s./j
Slibvolume	82.000	m ³ /j
Effluentkwaliteit		
CZV	44,0	mg/l
BZV	9,0	mg/l
N	10,0	mg/l
P	0,6	mg/l
Zwevendestof	1,0	mg/l
Cl- toename	12,0	mg/l
Na+ toename	44,0	mg/l
Chemicaliënverbruik		
Vlokmiddel (FeCl ₃)	130	ton/j.
Vlokhulpmiddel (pe)	9	ton/j.
NaOH	550	ton/j.
H ₂ SO ₄	660	ton/j.
Ruimteverbruik		
Totaal netto oppervlak	3.080	m ²

Tabel 40: Contante waarde van scenario 3d

Totale Contante waarde	Fl. 153.761.000
C.W. Civiel en E/M	Fl. 45.240.000
C.W. Onderhoud	Fl. 7.106.000
C.W. Energie	Fl. 4.184.000
C.W. Chemicaliën	Fl. 29.682.000
C.W. Slibontwater./afzet	Fl. 62.076.000
C.W. Personeel	Fl. 5.473.000

4.3.15 Scenario 3e Flotatie+hoogbelast actief-slibstelsysteem (nabezinking)+ zandfiltratie+ionenwisseling

Scenario 3e bestaat uit een fijnrooster, een flotatietank, een hoogbelast actief-slibstelsysteem voor CZV-verwijdering met nabezinktank, een effluentfilter en een ionenwisselaar voor ammoniumverwijdering waarbij regeneratie plaatsvindt door strippen.



Scenario 3e: Flotatie + hoogbelast actief-slibstelsysteem + zandfiltratie + ionenwisseling met luchtstripper

Tabel 41: Milieu-ingrepen van scenario 3e

Energiebalans		
Energieverbruik	4.317.000	kWh/j
Energieproductie	2.763.000	kWh/j
Negatieve energiebalans	1.554.000	kWh/j
Slibafzet		
Slibgewicht	2.720	ton d.s./j
Slibvolume	79.000	m3/j
Effluentkwaliteit		
CZV	44,0	mg/l
BZV	9,0	mg/l
N	10,0	mg/l
P	0,6	mg/l
Zwevendestof	1,0	mg/l
Cl- toename	29,0	mg/l
Na+ toename	44,0	mg/l
Chemicaliënverbruik		
Vlokmiddel (FeCl3)	310	ton/j.
Vlokhulpmiddel (pe)	4	ton/j.
NaOH	550	ton/j.
H2SO4	660	ton/j.
Ruimteverbruik		
Totaal netto oppervlak	6.280	m2

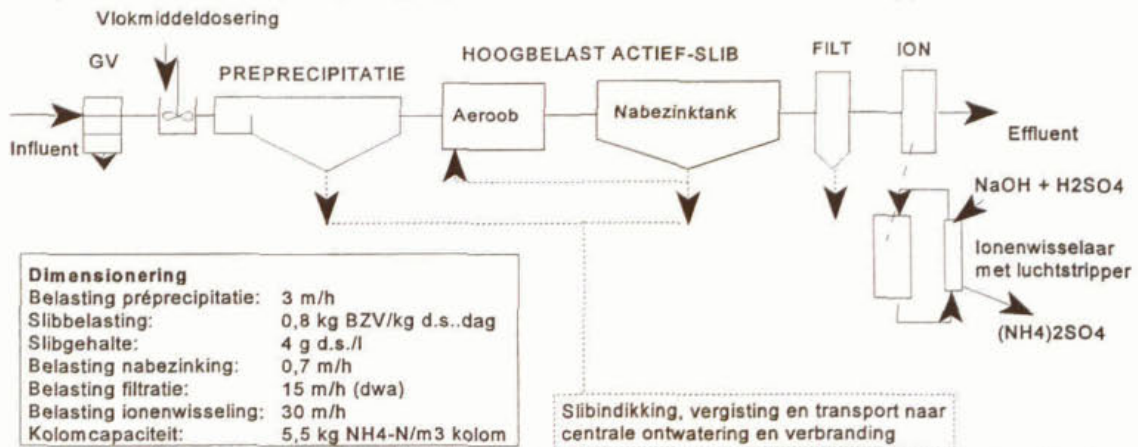
Tabel 42: Contante waarde van scenario 3e

Totale Contante waarde	Fl. 173.299.000
C.W. Civiel en E/M	Fl. 54.853.000
C.W. Onderhoud	Fl. 8.670.000
C.W. Energie	Fl. 7.642.000
C.W. Chemicaliën	Fl. 30.185.000
C.W. Slibontwater./afzet	Fl. 66.476.000
C.W. Personeel	Fl. 5.473.000

4.3.16

Scenario 3f Préprecipitatie+hoogbelast actief-slibstelsysteem+zandfiltratie+ ionenwisseling

Scenario 3f bestaat uit een fijnrooster, een bezinktank met vlokmiddeldosering, een hoogbelast actief-slibstelsysteem met nabezinktank, een effluentfilter voor de verwijdering van zwevendestof en geadsorbeerde verontreinigingen en een ionenwisselaar met stripper.



Scenario 3f: Préprecipitatie + hoogbelast actief-slibstelsysteem + zandfiltratie + ionenwisseling met luchtstripper

Tabel 43: Milieu-ingrepen van scenario 3f

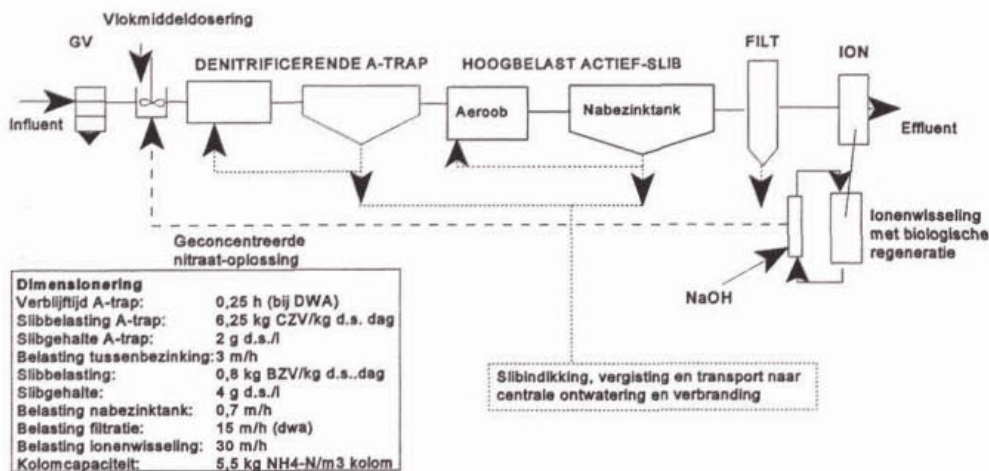
Energiebalans		
Energieverbruik	4.080.000	kWh/j
Energieproductie	2.763.000	kWh/j
Negatieve energiebalans	1.317.000	kWh/j
Slibafzet		
Slibgewicht	2.720	ton d.s./j
Slibvolume	79.000	m ³ /j
Effluentkwaliteit		
CZV	44,0	mg/l
BZV	9,0	mg/l
N	10,0	mg/l
P	0,6	mg/l
Zwevendestof	1,0	mg/l
Cl- toename	29,0	mg/l
Na+ toename	44,0	mg/l
Chemicaliënverbruik		
Vlokmiddel (FeCl ₃)	310	ton/j.
Vlokhulpmiddel (pe)	4	ton/j.
NaOH	550	ton/j.
H ₂ SO ₄	660	ton/j.
Ruimteverbruik		
Totaal netto oppervlak	6.880	m ²

Tabel 44: Contante waarde van scenario 3f

Totale Contante waarde	Fl. 165.404.000
C.W. Civiel en E/M	Fl. 49.023.000
C.W. Onderhoud	Fl. 7.328.000
C.W. Energie	Fl. 6.919.000
C.W. Chemicaliën	Fl. 30.185.000
C.W. Slibontwater./afzet	Fl. 66.476.000
C.W. Personeel	Fl. 5.473.000

4.3.17 Scenario 3g Denitrificerende A-trap+hoogbelast actief-slib+zandfiltratie+ ionenwisselaar

Scenario 3g bestaat na het fijnrooster uit een denitrificerende A-trap, een hoogbelast actief-slibstelsysteem met bezinktank en een effluentfilter ter bescherming van de nageschakelde ionenwisselaar met biologische regeneratie.



Dimensionering	
Verblijftijd A-trap:	0,25 h (bij DWA)
Slibbelasting A-trap:	6,25 kg CZV/kg d.s. dag
Slibgehalte A-trap:	2 g d.s./l
Belasting tussenbezinking:	3 m/h
Slibbelasting:	0,8 kg BZV/kg d.s. dag
Slibgehalte:	4 g d.s./l
Belasting nabezinktank:	0,7 m/h
Belasting filtratie:	15 m/h (dwa)
Belasting ionenwisseling:	30 m/h
Kolomcapaciteit:	5,5 kg NH4-N/m3 kolom

Slibdikking, vergisting en transport naar centrale ontwatering en verbranding

Scenario 3g: Denitrificerende A-trap + hoogbelast actief-slibstelsysteem + zandfiltratie + ionenwisseling met biologische regeneratie

Tabel 45: Milieu-ingrepen van scenario 3g

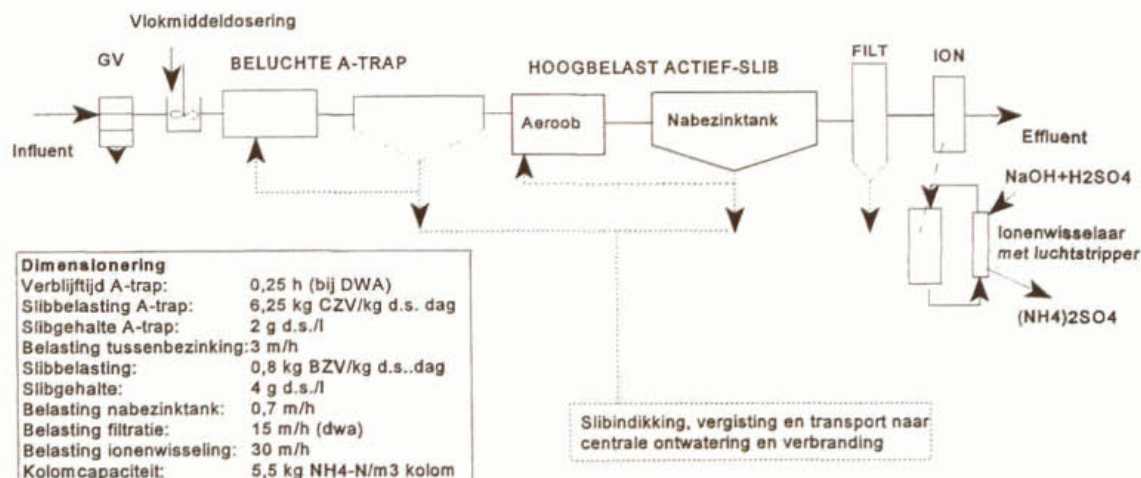
Energiebalans		
Energieverbruik	4.127.000	kWh/j
Energieproductie	3.457.000	kWh/j
Negatieve energiebalans	670.000	kWh/j
Slibafzet		
Slibgewicht	2.440	ton d.s./j
Slibvolume	79.600	m3/j
Effluentkwaliteit		
CZV	44,0	mg/l
BZV	9,0	mg/l
N	10,0	mg/l
P	0,6	mg/l
Zwevendestof	1,0	mg/l
Cl- toename	12,0	mg/l
Na+ toename	89,0	mg/l
Chemicaliënverbruik		
Vlokmiddel (FeCl3)	130	ton/j.
Vlokhulpmiddel (pe)	9	ton/j.
NaOH	1.100	ton/j.
Ruimteverbruik		
Totaal netto oppervlak	7.070	m2

Tabel 46: Contante waarde van scenario 3g

Totale Contante waarde	Fl. 154.647.000
C.W. Civiel en E/M	Fl. 54.451.000
C.W. Onderhoud	Fl. 8.216.000
C.W. Energie	Fl. 4.943.000
C.W. Chemicaliën	Fl. 21.932.000
C.W. Slibontwater./afzet	Fl. 59.632.000
C.W. Personeel	Fl. 5.473.000

4.3.18 Scenario 3h A-trap+hoogbelast actief-slibstelsysteem+zandfiltratie+ionenwisseling (luchtstripper)

Scenario 3h bestaat uit een fijnrooster, een beluchte A-trap, een hoogbelast actief-slibstelsysteem voor CZV-verwijdering, een effluentfilter voor de verwijdering van zwevendestof en een ionenwisselaar.



Scenario 3h: A-trap + hoogbelast actief-slibstelsysteem + zandfiltratie + ionenwisseling met luchtstripper

Tabel 47: Milieu-ingrepen van scenario 3h

Energiebalans		
Energieverbruik	4.493.000	kWh/j
Energieproductie	3.457.000	kWh/j
Negatieve energiebalans	1.036.000	kWh/j
Slibafzet		
Slibgewicht	2.440	ton d.s./j
Slibvolume	79.600	m3/j
Effluentkwaliteit		
CZV	44,0	mg/l
BZV	9,0	mg/l
N	10,0	mg/l
P	0,6	mg/l
Zwevendestof	1,0	mg/l
Cl- toename	12,0	mg/l
Na+ toename	44,0	mg/l
Chemicaliënverbruik		
Vlokmiddel (FeCl3)	130	ton/j.
Vlokhulpmiddel (pe)	9	ton/j.
NaOH	550	ton/j.
H2SO4	660	ton/j.
Ruimteverbruik		
Totaal netto oppervlak	7.050	m2

Tabel 48: Contante waarde van scenario 3h

Totale Contante waarde	Fl. 159.756.000
C.W. Civiel en E/M	Fl. 51.271.000
C.W. Onderhoud	Fl. 7.637.000
C.W. Energie	Fl. 6.061.000
C.W. Chemicaliën	Fl. 29.682.000
C.W. Slibontwater./afzet	Fl. 59.632.000
C.W. Personeel	Fl. 5.473.000

5 Resultaten van de scenarioberekeningen en gevoeligheidsanalyses

5.1 Vergelijking van de scenario's op milieu-ingrepen en kosten

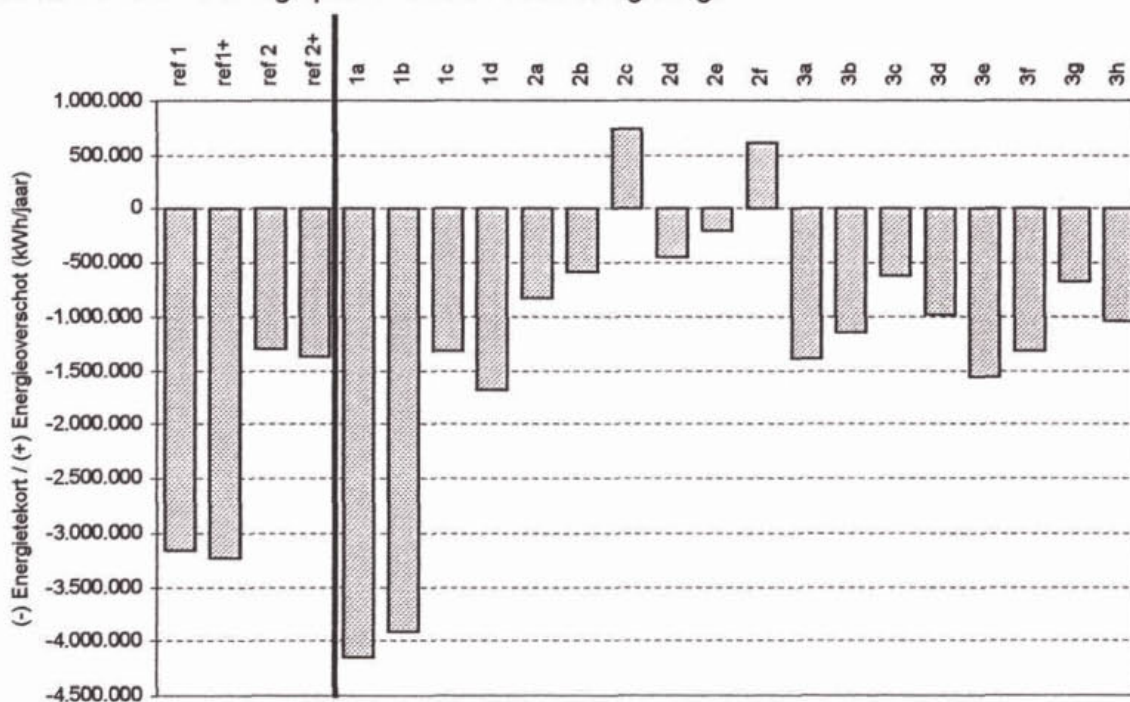
5.1.1 Inleiding

In deze paragraaf worden de volledige zuiveringsscenario's met elkaar vergeleken door de calculatieresultaten van het DEMAS-model per scenario in staafdiagrammen weer te geven. De energiebalans, de slibafzet na slibvergisting, het chemicaliënverbruik, de mogelijke ammoniumterugwinning, de effluentkwaliteit en het ruimteverbruik per scenario worden als milieu-ingrepen gepresenteerd. Daarnaast zijn de contante waarden per scenario in een diagram verwerkt.

De diagramgegevens per scenario worden in de bijlagen II.5 en II.6 in tabelvorm weergegeven zodat ook een vergelijking op basis van cijfermateriaal kan worden gemaakt.

5.1.2 De energiebalans

In figuur 6 wordt per scenario de energiebalans over de gehele zuiveringsroute weergegeven. In de energiebalans is het energieverbruik van de zuiveringsstappen en slibbehandeling verrekend met de energieproductie van de slibvergisting.



Figuur 6: Energiebalans van de volledige zuiveringen in kWh/jaar

De energiebalans van de referentiescenario's is in alle gevallen negatief. Er is sprake van een netto energieverbruik. In referentiescenario 1 (laagbelast actief-slib zonder voorbezinking) ligt het energieverbruik bij 3,1 miljoen kWh/jaar. Referentie 1+ heeft een hoger energieverbruik (3,2 miljoen kWh/jaar) vanwege het extra energieverbruik van de effluentfiltratie. In referentiescenario 2 (laagbelast actief-slib met voorbezinking) ligt het energieverbruik rond 1,3 miljoen kWh/jaar. Met een nageschakelde filtratiestap (ref2+) bedraagt het netto jaarlijks energieverbruik circa 1,4 miljoen kWh/jaar. Een belangrijke oorzaak voor het verschil in energieverbruik tussen de referentiescenario's 1 en 2 is dat in referentiescenario 1 (en ref1+) geen slibvergisting wordt toegepast. In de scenarioberekeningen is aangenomen dat de vergisting van puur biologisch slib economisch niet interessant is. In de gevoeligheidsanalyses wordt hierop teruggekomen.

De scenario's 1a tot en met 1d, die zijn gebaseerd op hoofdsценario 1, hebben een negatieve energiebalans. Met name de scenario's 1a en 1b hebben, ondanks de energieproductie in de slibvergisting, een groot energietekort op de zuivering. Voor deze scenario's wordt een energieverbruik van om en nabij de 4 miljoen kWh per jaar berekend. Dit wordt veroorzaakt door het hoge energieverbruik van de regeneraatsbehandelingen van de ionenwisseling en van de reactivering van het actief-koolfilter.

Scenario 1c en 1d hebben een lager verbruik van respectievelijk 1,3 en 1,7 miljoen kWh/jaar, doordat door de A-trapvoorzuivering het actief-koolfilter minder zwaar belast wordt met CZV. Daarnaast wordt in scenario 1c energie bespaard in de A-trap, omdat in plaats van zuurstof de geconcentreerde nitraatstroom, afkomstig van de ionenwisseling met biologische regeneratie, als elektronendonor wordt gebruikt.

Voor de zuiveringsscenario's die zijn gebaseerd op hoofdsценario 2 (2a tot en met 2f) wordt een relatief laag netto energieverbruik of zelfs een energie-overschot berekend. De scenario's met een A-trapvoorzuivering, 2c en 2f, hebben een energieoverschot van respectievelijk 0,74 en 0,6 miljoen kWh/jaar. De overige scenario's binnen hoofdsценario 2 hebben een netto energieverbruik variërend van 0,2 tot circa 0,8 miljoen kWh/jaar. Dit lage energieverbruik en de energie-overschotten worden veroorzaakt door het lage energieverbruik in de waterlijn en de hoge energieproductie in de sliblijn. Met name door de A-trapvoorzuivering wordt energie bespaard in de voorzuivering en wordt veel organisch slib geproduceerd, waardoor veel energie kan worden teruggewonnen in de slibgisting. Uit de resultaten van deze scenario's blijkt de sterke invloed van een vergaande deeltjesverwijdering in de voorzuivering op de energiebalans. Ook wordt een deel van het gedoseerde methanol omgezet in organisch slib dat in de slibvergisting weer wordt omgezet in energie.

De scenario's gebaseerd op hoofdsценario 3 (3a tot en met 3h) hebben een negatieve energiebalans van 0,6 miljoen tot 1,5 miljoen kWh per jaar. Dit wordt hoofdzakelijk veroorzaakt door het energieverbruik van de regeneraatsbehandeling na de ionenwisseling. De energieproductie in de slibvergisting is door de hoge slibproductie hoog, maar toch niet voldoende voor een positieve energiebalans.

De scenario's die zijn gebaseerd op flotatie en préprecipitatie (3a, 3b, 3e en 3f) hebben een energietekort van 1,2 miljoen kWh per jaar tot 1,5 miljoen kWh per jaar. Daarmee lijken deze scenario's op de scenario's 1c en 1d.

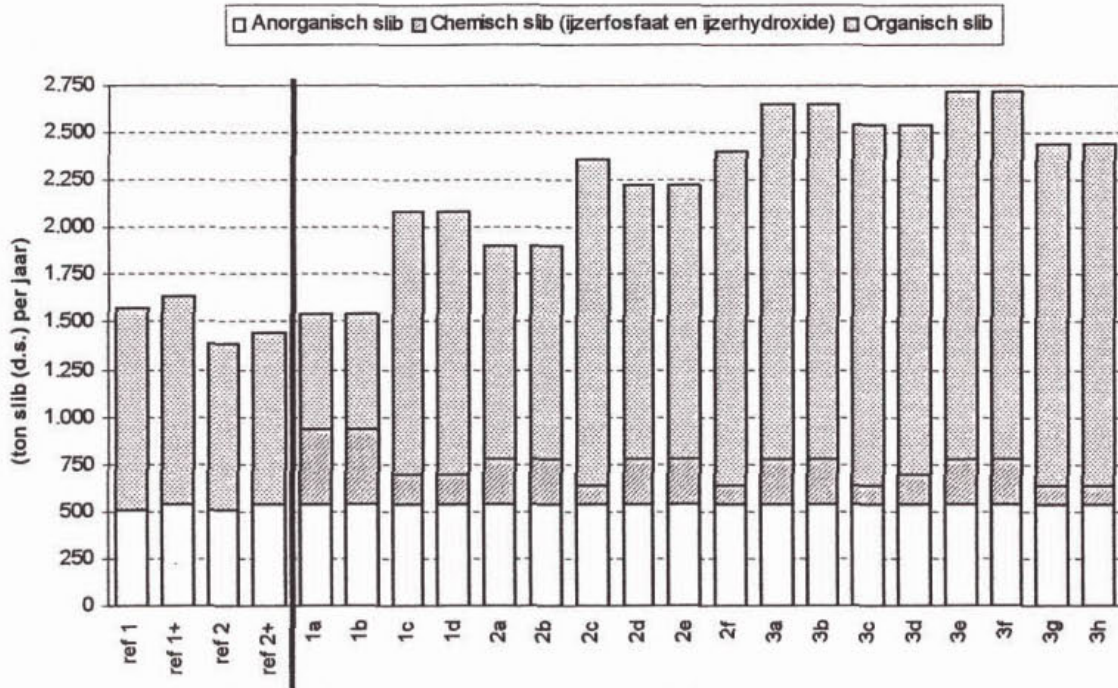
Het energietekort voor de A-trapscenario's wordt berekend op circa 0,6 miljoen kWh/jaar voor scenario 3c en 3g en ongeveer 1 miljoen kWh per jaar voor scenario 3d en 3h. Daarmee komt het energieverbruik van deze scenario's overeen met het energietekort van scenario 2a en 2b.

N.B. I Een energieverbruik van 1 miljoen kWh/jaar voor een rwzi van 100.000 i.e. komt over met een continu vereist vermogen van 1,14 W per i.e..

N.B. II In de calculaties voor deze energiebalansen is de energie voor de productie van chemicaliën niet ingecalculleerd.

5.1.3 Slibafzet na slibvergisting

Figuur 7 visualiseert het aantal tonnen drogestof dat jaarlijks, na behandeling in de slibverwerking, wordt afgezet naar de centrale ontwatering en de slibverbranding. Hierbij is onderscheid gemaakt in de fractie anorganisch slib, de fractie chemische slib en organische slibfractie.



Figuur 7: Slibafzet na slibverwerking, onderverdeeld in een anorganische slibfractie, een chemischslibfractie en een organische slibfractie

De fractie anorganisch slib is in alle scenario's, inclusief de referenties, constant.

In referentiescenario 1 en 1+ wordt de volledige slibproductie uit de waterlijn onvergist afgevoerd. Hierdoor is het resterende slibgewicht na indikking relatief hoog met respectievelijk 1.570 en 1.630 ton drogestof per jaar. Het slibgewicht na slibbehandeling is in het geval van referentiescenario 2 en 2+ afgenomen tot 1.380 en 1.440 ton d.s. per jaar door vergisting van het organisch materiaal. De hogere slibproductie van de referentiescenario's 1+ en 2+ wordt veroorzaakt doordat in de toegevoegde filtratiestap extra (slib)deeltjes worden verwijderd.

In de scenario's die gebaseerd zijn op hoofdscenario 1 is de slibafzet 1.540 ton drogestof per jaar voor de scenario's 1a en 1b en 2.080 ton drogestof per jaar voor de A-trapscenario's 1c en 1d. Voor al deze scenario's geldt dat het slib volledig bestaat uit primair slib uit de fysisch/chemische voorbehandeling.

In scenario 1a en 1b wordt in de fysisch/chemische voorbehandeling (flotatie respectievelijk préprecipitatie) een hoge ijzerdosering toegepast (25 mg Fe³⁺/l) om een fosfaatconcentratie in het effluent ≤ 1 mg P/l te garanderen. Deze dosering resulteert, met ruim 25% van de totale hoeveelheid geproduceerd slib, in een relatief grote hoeveelheid chemisch slib. In scenario 1c en 1d (denitrificerende A-trap en beluchte A-trap) worden lagere ijzerdoseringen gebruikt (10 mg Fe³⁺/l), omdat door biomassavorming een deel van het te verwijderen fosfaat reeds vastgelegd en verwijderd wordt. Door deze lagere ijzerdosering ligt de hoeveelheid chemisch slib bij circa 160 ton per jaar. De organische slibfractie is groot door de extra organische slibproductie in de A-trap vanwege de hogere CZV-verwijdering in de A-trap ten opzichte van de fysisch/chemische voorzuiveringsstappen.

In de scenario's bij hoofdscenario 2 is de slibafzet 1.900 ton drogestof per jaar voor scenario 2a en 2b en 2.200 tot 2.400 ton drogestof per jaar voor de scenario's 2c tot en met 2f. In het algemeen is de organische slibfractie in deze scenario's relatief groot door de biologische slibproductie in de nazuivering. In de scenario's 2a en 2b wordt de slibproductie in de nazuivering beperkt door toepassing van slib-op-dragersystemen.

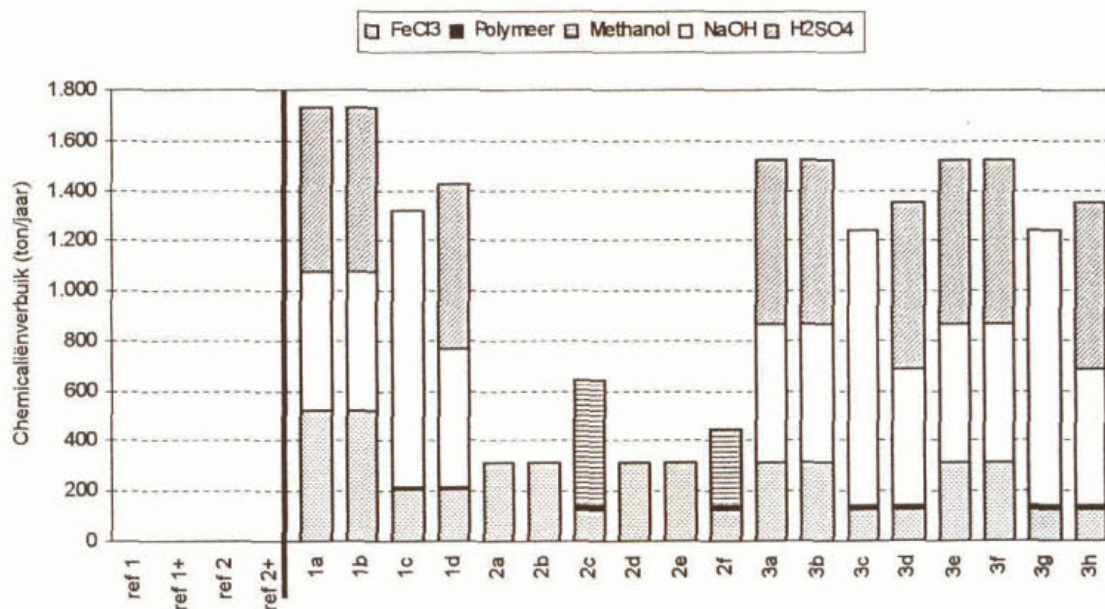
In de fysisch/chemische scenario's van hoofdscenario 2 wordt een ijzerdosering van 15 mg

Fe^{3+} /l toegepast terwijl aan de A-trapscenario's met biologische nazuivering 6,5 mg Fe^{3+} /l wordt gedoseerd. Hierdoor is de chemischslibproductie duidelijk lager dan bij scenario 1a en 1b. De lagere ijzerdosering is mogelijk omdat tijdens de biologische nabehandeling fosfaat wordt verwijderd door vastlegging in biomassa.

In hoofdscenario 3 is de slibafzet na behandeling circa 2.600 ton drogestof per jaar (2.540 - 2.720 ton d.s./jaar) voor de scenario's 3a, 3b, 3c, 3d, 3e en 3f. Voor scenario 3g en 3h ligt de totale slibproductie bij 2.440 ton drogestof per jaar. Bij al deze scenario's valt de totale slibproductie groot uit door de hoge productie van organisch slib in de hoogbelaste nazuivering (hogere yield).

5.1.4 Chemicaliënverbruik en ammoniumterugwinning

Figuur 8 en 9 geven het chemicaliënverbruik en de ammoniumterugwinning per scenario weer.



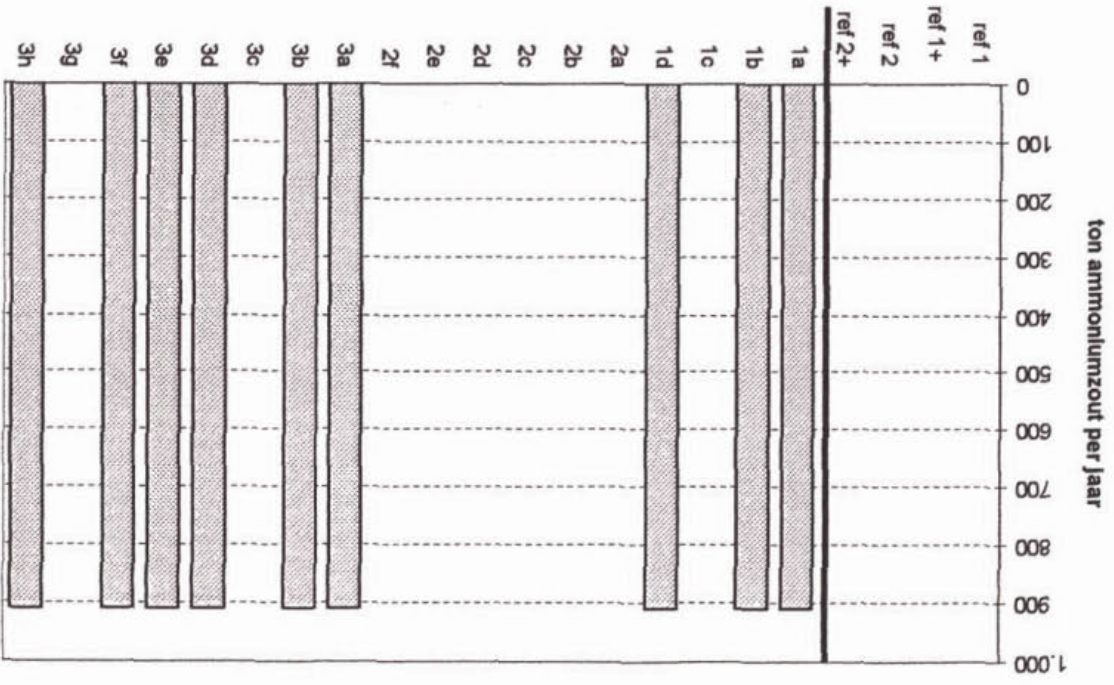
Figuur 8: Chemicaliënverbruik per scenario

In de referentiescenario's worden geen chemicaliën toegepast.

Het chemicaliënverbruik in de scenario's gebaseerd op hoofdscenario 1 is hoog. Voor een fosfaatverwijdering in de voorzuivering tot een concentratie < 1 mg P/l wordt een hoge ijzerdosering toegepast, 25 mg Fe^{3+} /l [$\text{Fe}/\text{P} = 1,5 \text{ mol/mol}$] voor de scenario's 1a en 1b. Het chemicaliënverbruik van de A-trapscenario's 1c en 1d is met 10 mg Fe^{3+} /l [$\text{Fe}/\text{P} = 0,6 \text{ mol/mol}$] duidelijk lager.

Bij de toepassing van ionenwisseling in combinatie met de luchtstripper worden veel natronloog (NaOH) en zwavelzuur (H_2SO_4) verbruikt bij de regeneratie. De luchtstripper levert echter wel ammoniumsulfaat ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$) als product. Het chemicaliënverbruik dient in dit geval afgezet te worden tegen het grondstoffenverbruik (en andere milieu-ingrepen) bij de productie van ammoniumzouten in de kunstmestindustrie.

Bij toepassing van ionenwisseling met biologische regeneratie wordt veel NaOH voor buffering verbruikt. Het product uit deze regeneratie is een geconcentreerde nitraatstroom die in de denitrificerende A-trap kan worden gebruikt en daardoor bespaart op beluchting.



Figuur 9: Teruggwinning van ammoniumzout per scenario

In de scenario's van hoofdsceenario 2 is het chemicaliënverbruik beperkt tot vlok(hulp)midde-len. Omdat hier een biologische nabehandeling wordt toegepast, kan met een lagere ijzerdosering (15 mg/l [Fe/P = 0,9 mol/mol]) worden gewerkt. Voor de A-trapscenario's met een biologische nazuivering wordt een ijzerdosering van 6,5 mg/l gehanteerd. Het resterende fosfaat wordt biologisch verwijderd.

Vanwege de lage BZV/N-verhouding in het A-trapeffluent moet, aan de scenario's waarin een A-trapzuivering is opgenomen (2c en 2f), een externe koolstofbron in de vorm van methanol gedoseerd worden.

In de scenario's van hoofdsceenario 3 wordt een lage vlokmiddeldosering (15 mg Fe³⁺/l voor de fysisch/chemische voorzuivering en 6,5 mg Fe³⁺/l voor de A-trapscenario's) toegepast omdat het resterende fosfaat biologisch verwijderd wordt in de hoogbelaste nabehandeling. Bij de toepassing van ionenuitwisseling worden, net als in hoofdsceenario 1, NaOH en H₂SO₄ verbruikt. Hierbij wordt als restproduct van de stripper weer ammoniumsulfaat verkregen en wordt bij de biologische regeneratie een geconcentreerde nitrastroom geproduceerd die in de denitrificerende A-trap wordt gebruikt.

5.1.5 *Vergelijking van de effluentkwaliteit*

In dit onderzoek is uitgegaan van een effluentkwaliteit die voor alle scenario's minimaal voldoet aan de geldende effluenteisen. De optredende variaties in effluentsamenstelling worden hoofdzakelijk bepaald door de toepassing en de plaats van een effluentfilter in de zuiveringsroute.

Het BZV en CZV bij de referentiescenario's 1 en 2 alsmede bij de scenario's 1a tot en met 1d ligt bij 10 mg/l respectievelijk 50 mg/l.

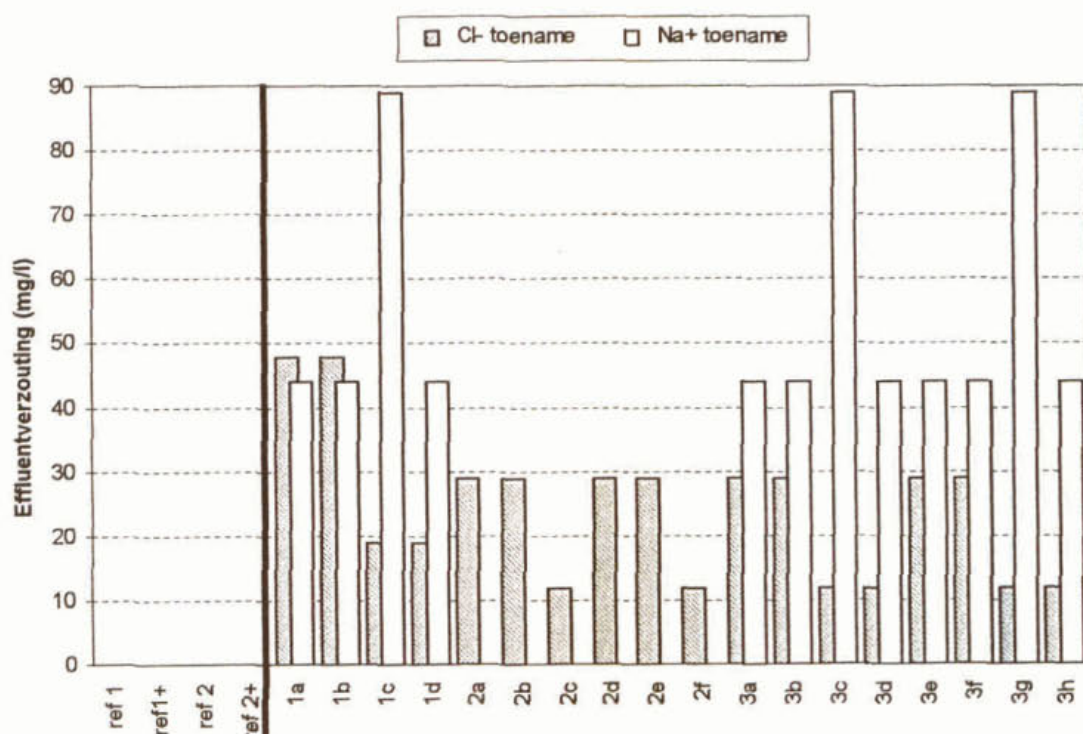
De overige scenario's inclusief referentie 1+ en 2+ produceren een effluent met 9 mg BZV/l en 44 mg CZV/l. Dit verschil wordt veroorzaakt doordat een effluentfilter wordt toegepast dat met de zwevende stof ook gesuspendeerde verontreinigingen verwijderd.

Hetzelfde geldt voor de stikstof- en fosfaatconcentratie en het zwevendestofgehalte per scenario. Door de naschakeling van een snel zandfilter wordt zwevendestof tot 1 mg/l verwijderd. Met de verwijdering van zwevendestof worden ook de gesuspendeerde fracties stikstof en fosfaat verwijderd, waardoor de concentraties in het effluent 9,7 mg N/l en 0,6 mg P/l bedragen.

De referentiescenario's zonder filtratiestap (ref1 en ref2) produceren een effluent met een zwevendestofgehalte van 10 mg/l en een fosfaat- en stikstofconcentratie van 1 mg P/l respectievelijk 10 mg N/l.

5.1.6 Effluentverzouting door chemicaliënverbruik

Door de dosering van zouten in de vorm van ijzerchloride in de voorzuivering en natronloog in de regeneratie van de ionenwisseling verzout het effluent van de zuiveringsscenario's. Door de dosering van ijzerchloride wordt het effluent belast met chloride-ionen en de toevoeging van natronloog resulteert in een hoger gehalte aan natriumionen in het effluent. Figuur 10 geeft de toename van chloride- en natriumionen weer door de chemicaliëndosering per scenario.



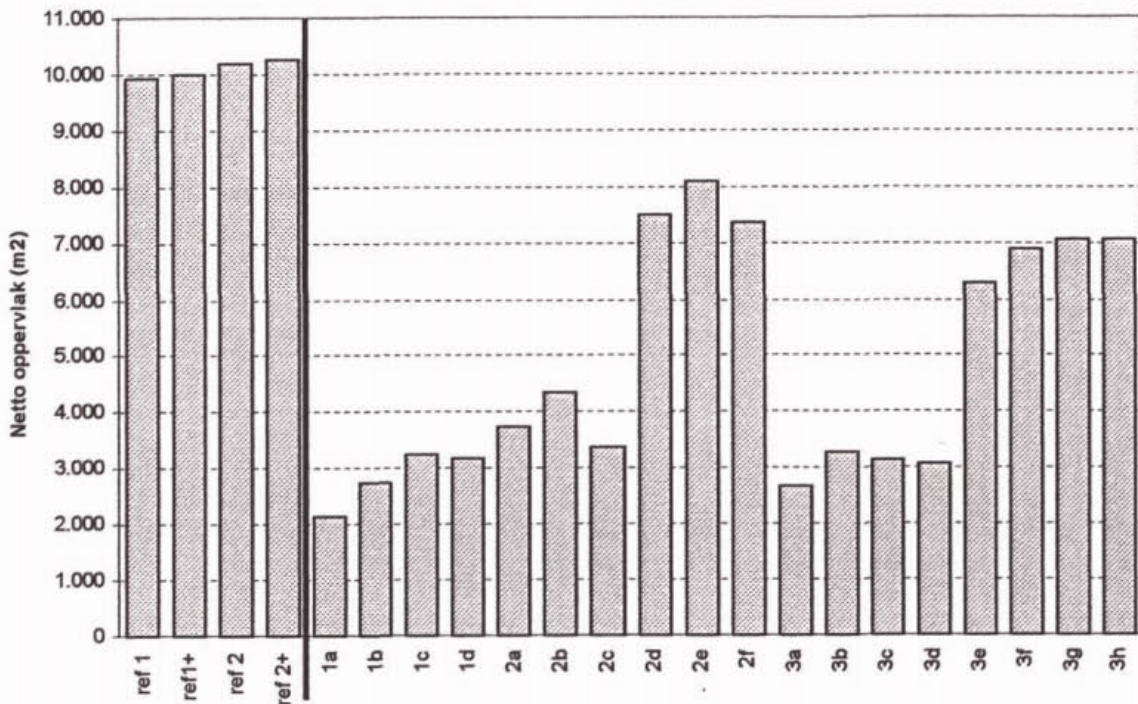
Figuur 10: Effluentverzouting: toename van de Cl⁻- en Na⁺-concentratie in het effluent door chemicaliëngebruik (FeCl₃ en NaOH) per scenario

Drie scenario's vallen op door de grote toename van natriumionen in het effluent: scenario 1c, 3c en 3g waarbij grote hoeveelheden natronloog worden gedoseerd in de biologische regeneratie van de ionenwisseling. De natriumbelasting van het effluent bedraagt in deze scenario's 89 mg/l. De overige scenario's waarin natronloog wordt gedoseerd aan de regeneratie van de ionenwisseling door strippen, vertonen een toename aan van 44 mg Na⁺/l. De chloridebelasting van het effluent is met 48 mg/l het hoogst in scenario 1a en 1b. In deze twee scenario's wordt ijzerchloride toegevoegd met een dosering van 25 mg Fe³⁺/l.

De overige fysisch/chemische voorzuiveringen, waarbij gedoseerd wordt met 15 mg Fe³⁺/l, belasten het effluent met 29 mg chloride per liter. Door de dosering van ijzervloot (6,5 en 10 mg Fe³⁺/l) aan de A-traps scenario's neemt het chloridegehalte in deze scenario's toe met 12 mg/l respectievelijk 19 mg/l.

5.1.7 Ruimteverbruik per scenario

Figuur 11 geeft het ruimteverbruik per scenario weer.



Figuur 11: Netto ruimteverbruik per scenario

Het netto ruimteverbruik van referentiescenario 2 en 2+ is met circa 10.200 m² iets groter dan het ruimteverbruik van referentie 1 en 1+ (rond de 9.900 m²). Dit verschil wordt voornamelijk veroorzaakt door de extra ruimtebehoefte van de voorbezinktank en de slibgistingstank.

Het ruimteverbruik van alle hoofdsenario's is kleiner dan dat van de referentiescenario's. In het geval van een volledige fysisch/chemische zuivering kan het vereiste oppervlak zelfs beperkt worden tot één-vijfde van het oppervlak van de referenties.

De volledig fysisch/chemische zuiveringsscenario's (1a tot en met 1d) kunnen, met een ruimtebeslag van 2.100 à 3.200 m², zeer compact gedimensioneerd worden.

Daarnaast zijn de scenario's waarbij het slib-op-dragersysteem wordt toegepast als biologische nazuivering (2a - 2c; 3a - 3d) compact, met een ruimteverbruik variërend van 2.600 tot 4.300 m². Dit wordt deels veroorzaakt door de compactheid van het slib-op-dragersysteem en deels door de vervanging van de nabezinktank (4.290 m²) door een snelfilter (200 m²).

De scenario's die zijn opgesteld met het actief-slibstelsysteem (nitrietroute of hoogbelast) in de nazuivering (2d - 2f; 3e - 3h) hebben een ruimtebeslag oplopend van circa 6.300 tot 8.100 m². Oorzaken hiervoor zijn de grotere beluchtingstanks, maar meer nog de vereiste nabezinktanks.

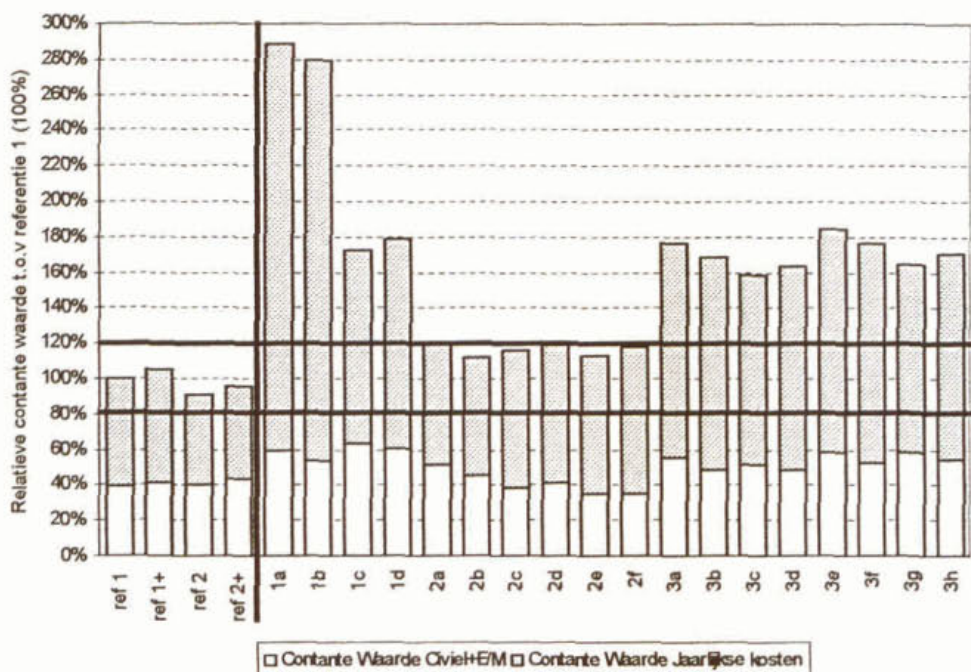
5.1.8 Kostenvergelijking door middel van de relatieve contante waarde

Figuur 12 geeft de relatieve contante waarde van de scenario's weer ten opzichte van het referentiescenario 1. De contante waarde van referentie 1 is op 100% gesteld, waarna de contante waarden van de overige scenario's gerelateerd zijn aan referentie 1. De verhoudingen worden weergegeven als percentages ten opzichte van referentie 1.

In de grafiek wordt onderscheid gemaakt tussen de *contante waarden die gebaseerd zijn op de civiele en elektromechanische investeringskosten* (wit staafdeel) en de *netto contante waarden gebaseerd op de jaarlijkse kosten* (grijs staafdeel), zoals onderhoudskosten,

energiekosten, chemicaliënkosten, slibverwerking en personeelskosten. Deze twee contante waarden opgeteld leveren de *totale contante waarde* (gehele staaf).

Bij de gestelde aannames hebben de uitkomsten van de kostencalculaties een onzekerheidsmarge van ongeveer 20%.



Figuur 12: Relatieve vergelijking van de contante waarden per scenario ten opzichte van referentiescenario 1 (totale contante waarde van ref 1 = 100%)

Uit de kostencalculaties blijkt dat de referentiescenario's zonder voorbezinking (ref 1 en 1+) op circa hetzelfde kostenniveau liggen als de referentiescenario's met voorbezinking (ref 2 en ref 2+).

In figuur 12 kan voor de nieuw opgestelde scenario's onderscheid gemaakt worden tussen een veel duurdere, een duurdere en een evendure groep. De duurste groep bestaat uit scenario 1a en 1b en is circa driemaal zo duur als referentiescenario 1. Daarnaast is een aantal scenario's ongeveer anderhalf- tot tweemaal zo duur als referentie 1. Binnen deze groep behoren de scenario's 1c en 1d alsmede de scenario's gebaseerd op hoofdsenario 3 (3a tot en met 3h). De even dure groep bestaat uit de scenario's 2a tot en met 2f waarvan de contante waarde ongeveer gelijk is aan de contante waarde van referentie 1.

5.2 Gevoeligheidsanalyses

5.2.1 Inleiding

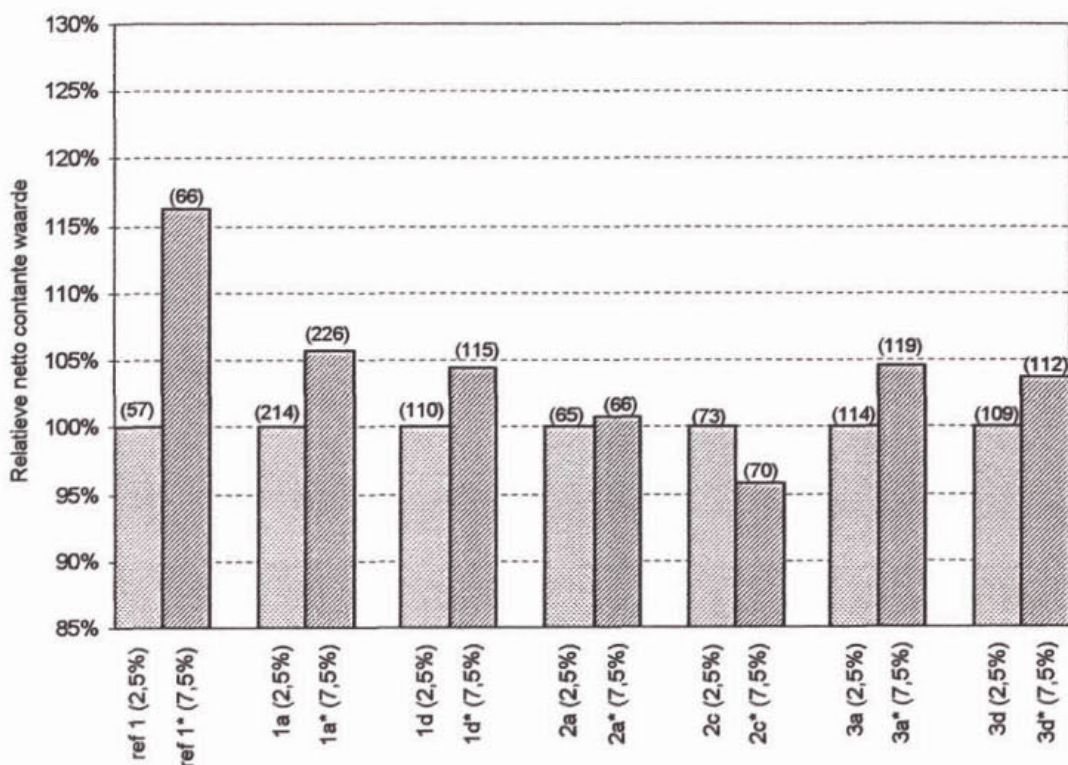
In deze paragraaf worden de resultaten van een viertal gevoeligheidsanalyses weergegeven. Achtereenvolgens wordt de invloed besproken van de energiekosten, de chemicaliënkosten en de slibverwerkingskosten op de netto contante waarde (gebaseerd op de jaarlijkse kosten) van de scenario's. Tevens is de invloed van een aangepaste vlok(hulp)middeldosering, de zogenaamde F.A.S.T.-dosering, op de fysisch/chemische zuiveringsscenario's bepaald.

Voor de gevoeligheidsanalyses zijn enkele karakteristieke zuiveringsscenario's gekozen vanuit de referentiescenario's en voor elk hoofdzuiveringsscenario. Gekozen is om referentiescenario 1, scenario 1a, 1d, 2a, 2c, 3a en 3d te analyseren. De scenario's 1a, 2a, en 3a zijn alle gebaseerd op een voorzuivering door flotatie en vertegenwoordigen de fysisch/chemische voorzuiveringsscenario's. De scenario's 1d, 2c en 3d zijn gebaseerd op de beluchte A-trap.

5.2.2 Gevoeligheid voor de energiekosten

De invloed van de energiekosten op de verschillende zuiveringsscenario's is bepaald door de inflatie van de energieprijzen te verhogen van 2,5% naar 7,5%¹. Na deze aanpassing is van het zelfde scenario het verschil bepaald tussen de oorspronkelijke netto contante waarde (gesteld op 100%) en de netto contante waarde voor het inflatiecijfer van 7,5%. Het resultaat van deze analyse wordt weergegeven in figuur 13.

Om te voorkomen dat de procentuele verschillen een vertekend beeld geven van de absolute kostenverandering worden de afgeronde netto contante waarden tussen haakjes in miljoenen guldens boven de kolommen weergegeven.



Figuur 13: Resultaten van de gevoeligheidsanalyse op de energiekosten:

(2,5%) = Standaard inflatie voor de energieprijzen van 2,5%
 (7,5%) = Fictieve inflatie voor de energieprijzen van 7,5%

Uit figuur 13 is op te maken dat het referentiescenario gevoeliger is voor wijzigingen in de energieprijzen dan de geanalyseerde zuiveringsscenario's waarbij een fysisch/chemische voorzuivering wordt toegepast. Dit wordt veroorzaakt doordat meer energie ingekocht moet worden bij referentie 1 dan bij scenario 1a, 1d, 2a, 2c, 3a en 3d waar de slibvergisting gedeeltelijk of volledig in energie voorziet.

¹ Dit inflatiecijfer (7,5%) is hoog in verhouding tot de reële jaarlijkse stijging van de energieprijzen over de afgelopen 18 jaar. De prijsindex van energie voor nutsbedrijven is 96 in het jaar 1997 ten opzichte van de index in 1980 (prijsindex 1980 = 100). (Bron: CBS, Maandstatistieken van prijzen, Divisie 1: sector energie, Voorburg)

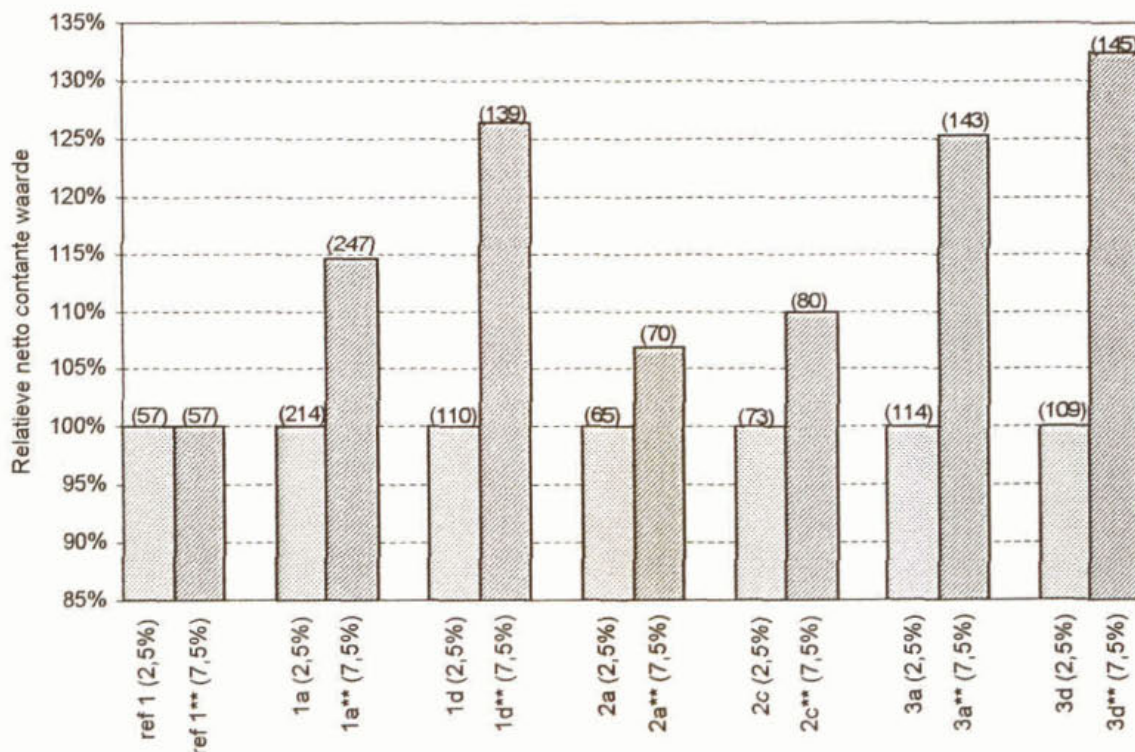
De wijziging van de energie-inflatie van 2,5% naar 7,5% resulteert voor de referentie in een 16% hogere netto contante waarde.

De zuiveringsscenario's die op hoofdscenario 1 en 3 zijn gebaseerd, vertonen een stijging van de netto contante waarde van ongeveer 5%.

De scenario's onder hoofdscenario 2 zijn nauwelijks gevoelig voor een verhoging van de energieprijzen. De energieprijzen-gevoeligheid resulteert voor scenario 2a in een stijging van de netto contante waarde van slechts 1%, omdat in dit scenario het energieverbruik beperkt is door het lage netto energieverbruik op de zuivering. Scenario 2c profiteert zelfs van een hogere energieprijzen, omdat dit scenario een energie-overschot heeft op de zuivering dat teruggeleverd kan worden aan het elektriciteitsnet. Door de extra inkomsten uit de energielevering daalt de netto contante waarde van scenario 2c met 4%.

5.2.3 Gevoeligheid voor de chemicaliënkosten

De invloed van de chemicaliënkosten op contante waarde van de zuiveringsscenario's is bepaald door de inflatie op de chemicaliënprijzen te verhogen van 2,5% naar 7,5%. Na deze aanpassing is het verschil bepaald tussen de oorspronkelijke netto contante waarde (= 100%) en de netto contante waarde voor het inflatiecijfer van 7,5%. Het resultaat van deze gevoeligheidsanalyse wordt in figuur 14 vermeld. Tussen haakjes worden de afgeronde netto contante waarden vermeld.



Figuur 14: Resultaten van de gevoeligheidsanalyse op de chemicaliënkosten inclusief actief-kool:
 (2,5%) = Standaard inflatie voor de chemicaliënkosten van 2,5%
 (7,5%) = Fictieve inflatie voor de chemicaliënkosten van 7,5%

In figuur 14 blijkt de invloed van de verhoging van de inflatie van de chemicaliënkosten duidelijk groter dan de verhoging van de energieprijzen-inflatie. Een uitzondering vormt het referentiescenario, omdat daar geen chemicaliën gedoseerd worden.

De netto contante waarde van scenario 1a stijgt met 15% door de verhoging van de inflatie voor de chemicaliënkosten: voor scenario 1d is dit 26%. Dit verschil wordt veroorzaakt doordat in scenario 1a de chemicaliën reeds een hoge kostenpost uitmaken binnen de netto contante waarde (fl. 150 miljoen van de fl. 215 miljoen aan netto contante waarde wordt bepaald door

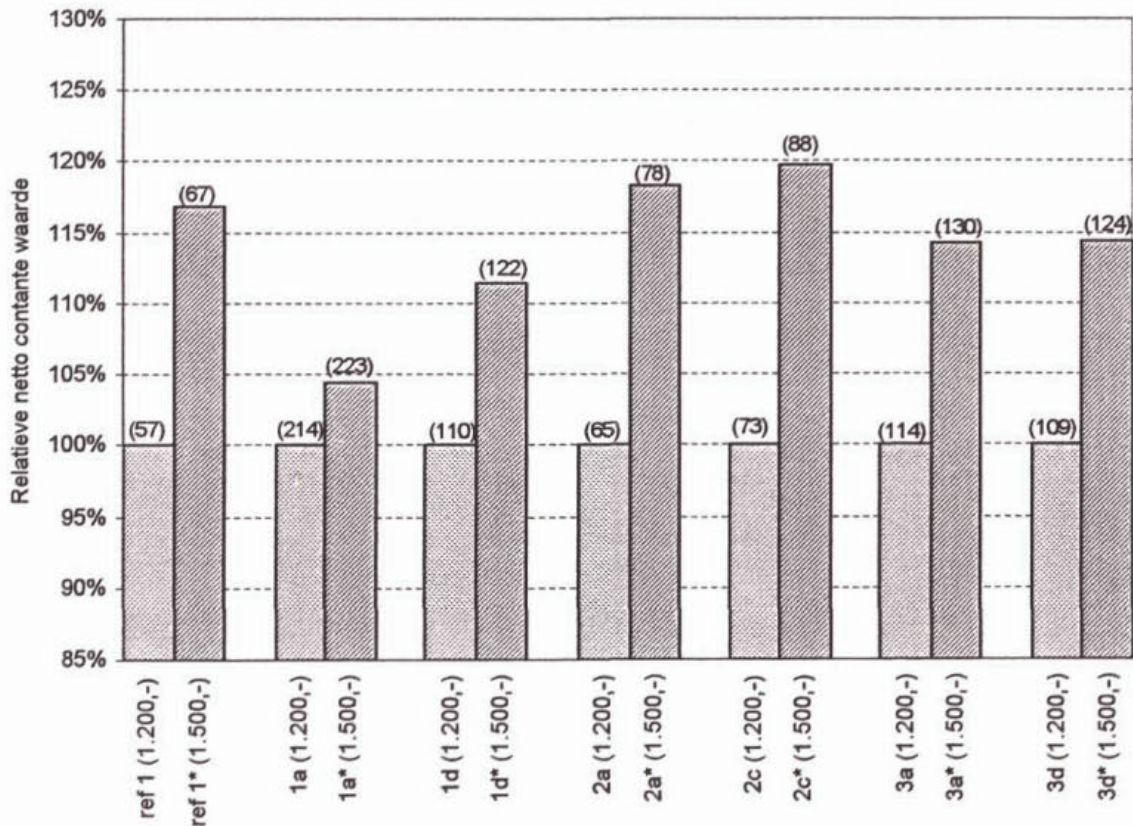
chemicaliënkosten), waardoor de relatieve stijging beperkt blijft. De absolute kostenstijging van scenario 1a is met fl. 33 miljoen groot doordat in dit scenario veel FeCl₃ en NaOH worden verbruikt.

De relatieve stijging van de netto contante waarde van scenario 2a en 2c bedraagt 7% respectievelijk 10%. De grotere kostenstijging van scenario 2c ten opzichte van 2a wordt veroorzaakt door de dosering van methanol aan de biologische stikstofverwijdering bij scenario 2c.

Door de verhoging van het inflatiecijfer stijgt de netto contante waarde van scenario 3a van fl. 114 miljoen naar fl. 143 miljoen en voor scenario 3d neemt de contante waarde toe van fl. 109 miljoen naar fl. 145 miljoen. De relatieve stijging van de netto contante waarde van scenario 3a en 3d bedraagt hierdoor respectievelijk 25% en 33%.

5.2.4 Gevoeligheid voor de kosten van transport, ontwatering en verbranding van slib

De gevoeligheid van de scenario's voor de variatie van de transport-, ontwaterings- en verbrandingskosten van geproduceerd slib is bepaald door de slibverwerkingskosten met 25% te verhogen van fl. 1.200,- naar fl. 1.500,- per ton drogestof. Na deze aanpassing is het verschil bepaald tussen de oorspronkelijke netto contante waarde (gesteld op 100%) en de netto contante waarde voor de hogere verwerkingskosten. Het analyseresultaat wordt weergegeven in figuur 15.



Figuur 15: Resultaten van de gevoeligheidsanalyse op de slibverwerkingskosten

(1.200,-) = Standaardkosten voor de slibverwerking van fl. 1.200,- per ton d.s.
 (1.500,-) = Fictieve slibverwerkingskosten van 1.500,- per ton d.s.

Door een 25% duurdere slibverwerking neemt de netto contante waarde van het referentiescenario met 17% toe.

De verhoging van de slibverwerkingskosten heeft de minste invloed op scenario 1a, dat slechts met 4% duurder wordt. De invloed is gering omdat scenario 1a relatief weinig slib produceert. De absolute kostenstijging is, met fl. 19 miljoen in tegenstelling tot de relatieve stijging het grootst van alle gepresenteerde scenario's. Scenario 1d is gevoeliger voor de kostenverhoging van de slibverwerking, omdat in dit scenario meer slib naar de ontwatering en de verbranding moet worden getransporteerd. De netto contante waarde neemt met 11% toe.

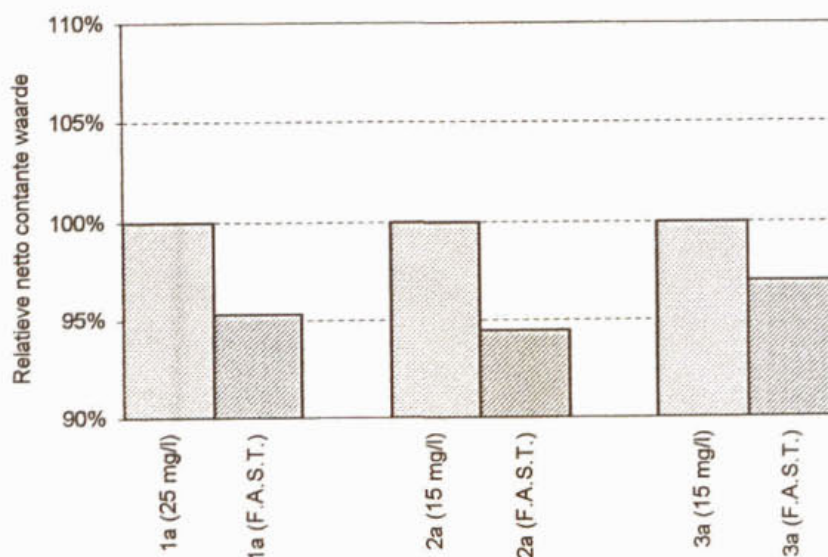
De netto contante waarde van scenario 2a en 2c neemt toe met 18% respectievelijk met 20%.

De stijging van de contante waarde van scenario 3a en 3d door de verhoging van de slibverwerkingskosten bedraagt in beide gevallen 14%, ondanks dat in scenario 3a een geringe hoeveelheid meer slib geproduceerd wordt.

5.2.5 Gevoeligheid voor de wijze van chemicaliëndosering

De oorspronkelijke dosering van scenario 1a bestaat uit een combinatie van 25 mg Fe^{3+}/l en 0,5 mg anionisch poly-elektrolyet per liter. Bij scenario 2a en 3a werd standaard een combinatie van 15 mg Fe^{3+}/l en 0,5 mg anionisch pe/l gedoseerd. In de gevoeligheidsanalyse zijn deze standaarddoseringen vervangen door een dosering van 10 mg Fe^{3+}/l te combineren met 0,3 mg anionisch pe/l en 1 mg kationisch pe/l. Dit wordt de F.A.S.T.-dosering genoemd en komt overeen met de dosering in de A-trapsscenario's (zie ook deel I, paragraaf 4.5.4).

Door de F.A.S.T.-dosering wordt minder ijzerzout gedoseerd, neemt de chemische slibproductie af en zal het effluent minder met chloride-ionen belast worden. Door de vermindering van de anorganische vlokmiddelen zal minder fosfaat geprecipiteerd worden en verwijderd worden in de voorzuiveringsstappen. Hierdoor moet elders in de zuiveringsroute fosfaat worden verwijderd om aan de effluenteisen te voldoen. De extra investering om fosfaat voldoende te verwijderen, is niet bij deze gevoeligheidsanalyse betrokken.



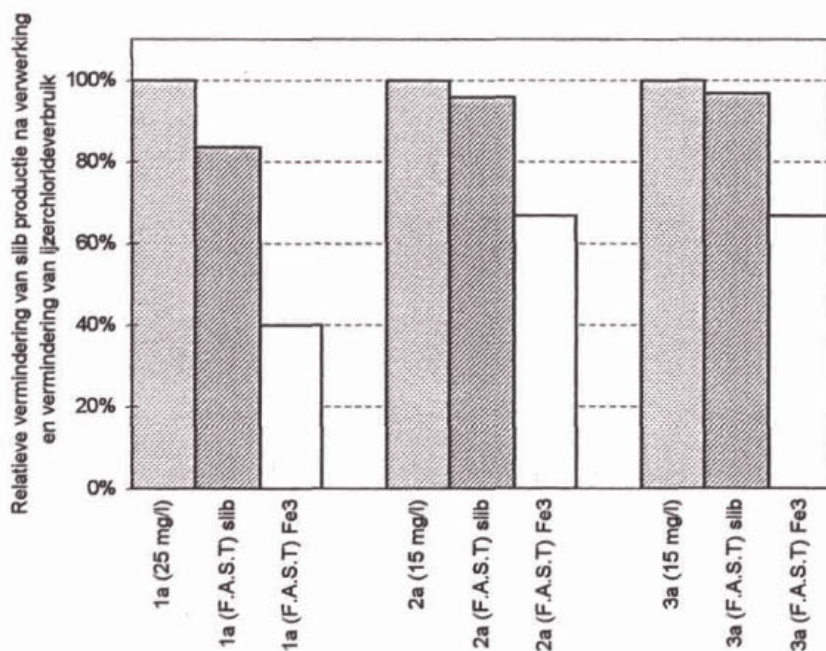
Figuur 16: Invloed van de F.A.S.T.-dosering op de netto contante waarde
 (25 / 15 mg/l) = Standaarddosering van 25 of 15 mg Fe^{3+}/l
 (F.A.S.T.) = F.A.S.T. (10 mg Fe^{3+}/l , 0,3 mg anionisch pe/l, 1 mg kationisch pe/l)

In figuur 16 wordt de invloed van de F.A.S.T.-dosering op de netto contante waarde gepresenteerd. De netto contante waarden van de scenario's met de oorspronkelijke hoge ijzerdosering zijn in dit geval op 100% gesteld.

Door de toepassing van de F.A.S.T.-dosering in plaats van de standaarddosering van vlok(hulp)middelen wordt de hoeveelheid te doseren ijzerzout beperkt. Uit figuur 16 blijkt dat hierdoor de netto contante waarde van de scenario's lager uitvallen. Door de F.A.S.T.-dosering ligt de netto contante waarde 3% tot 6% lager dan van de oorspronkelijke hoge ijzerdosering, omdat minder FeCl_3 wordt verbruikt ondanks dat met de F.A.S.T.-dosering meer duurder poly-elektrolyet gebruikt wordt.

Deze geringe kostenbesparingen zullen hoogstwaarschijnlijk tenietgedaan worden door de extra investeringen die nodig zijn voor de aanvullende fosfaatverwijdering.

Naast de kostenverandering door de F.A.S.T.-dosering is tevens de invloed op de slibproductie na verwerking geanalyseerd. In figuur 17 worden de ijzerdosering en slibproductie bij de standaarddosering op 100% gesteld en wordt de verandering van de finale slibafzet en het verbruik van ijzerchloride weergegeven.



Figuur 17: Invloed van de F.A.S.T.-dosering op slibproductie en chemicaalverbruik
 (25 / 15 mg/l) = Standaarddosering van 25 of 15 mg Fe^{3+} /l
 (F.A.S.T.) = F.A.S.T. (10 mg Fe^{3+} /l, 0,3 mg anionisch pe/l, 1 mg kationisch pe/l)

Door de gedeeltelijke vervanging van metaalzouten door organische vlokmiddelen wordt de productie van chemisch slib beperkt. Hierdoor neemt ook de finale slibafzet af. Figuur 17 geeft aan dat in scenario 1a ruim 15% minder slib wordt geproduceerd (zie donkere staaf), door de ijzerdosering met 40% (zie witte staaf) te verminderen.

Scenario 2a produceert 4% minder slib doordat met de F.A.S.T.-dosering nog maar 67% van het oorspronkelijk gedoseerde ijzer verbruikt wordt.

Scenario 3a heeft met een 33% lager Fe^{3+} -verbruik slechts een 3% lagere slibproductie na indikking en vergisting.

De percentuele vermindering van de finale slibafzet ligt bij scenario 2a en 3a duidelijk lager dan bij scenario 1a. Dit wordt veroorzaakt doordat in scenario 1a de verlaging van de ijzerdosering (van 25 mg/l naar 10 mg/l) groter is dan bij scenario 2a en 3a (van 15 mg/l naar 10 mg/l) en doordat de hoeveelheid geproduceerd slib in de scenario's 2a en 3a groter is dan in scenario 1a (zie figuur 7).

Een bijkomend voordeel van de vermindering van de ijzerzoutdosering is, dat de chloridebelasting van het effluent aanzienlijk verlaagd wordt.

5.2.6 Analyse van milieu-ingrepen en kosten voor referentiescenario 1 met slibvergisting

In deze paragraaf wordt de invloed van de toepassing van slibvergisting bij referentiescenario 1 geanalyseerd. In het onderzoek werd referentiescenario 1 tot nu toe standaard zonder slibvergisting uitgevoerd. Deze keuze is gemaakt vanwege de weinige praktijktoepassing van slibvergisting van alleen biologisch slib zoals in referentiescenario 1 wordt geproduceerd. Toch is het interessant te weten hoe met name de energiebalans en de kosten van een referentiescenario zonder voorbezinking (referentie 1 en 1+) maar met slibvergisting in verhouding staan tot de overige scenario's. Om deze vraag te beantwoorden is referentiescenario 1 gedimensioneerd met de standaard sliblijn zoals deze ook is toegepast in referentiescenario 2 en de overige opgestelde scenario's. Van dit nieuwe referentiescenario zijn de milieu-ingrepen en de kosten bepaald. In tabel 49 worden de milieu-ingrepen en kosten van referentiescenario 1 zonder en met slibvergisting weergegeven. Aangenomen wordt dat van het volledig biologische slib 30% van de organische stof wordt vergist.

Tabel 49: Milieu-ingrepen en kosten van referentiescenario 1 en referentiescenario 1 met slibvergisting

	Referentie 1	Referentie 1 met vergisting
Energiebalans		
Energieverbruik	3.157.000 kWh/j	3.157.000 kWh/j
Energieproductie	0 kWh/j	715.400 kWh/j
Negatieve energiebalans	3.157.000 kWh/j	2.442.000 kWh/j
Slibafzet		
Slibgewicht	1.570 ton d.s./j	1.250 ton d.s./j
Slibvolume	31.400 m ³ /j	31.400 m ³ /j
Ruimteverbruik		
Totaal netto oppervlak	9.920 m ²	10.100 m ²
Totale contante waarde	Fl. 93.702.000	Fl. 88.116.000
C.W. Civiel en E/M	Fl. 36.612.000	Fl. 40.497.000
C.W. Onderhoud	Fl. 4.970.000	Fl. 5.506.000
C.W. Energie	Fl. 9.645.000	Fl. 7.459.000
C.W. Chemicaliën	Fl. -	Fl. -
C.W. Slibontwater./afzet	Fl. 38.370.000	Fl. 30.549.000
C.W. Personeel	Fl. 4.105.000	Fl. 4.105.000

Met de slibvergisting wordt energie teruggewonnen waardoor de berekening van de energiebalans een lager netto energieverbruik tot resultaat heeft. Met een netto energieverbruik van 2,4 miljoen kWh per jaar ligt de energiebalans van referentie 1 met slibvergisting duidelijk lager dan de energiebalans van het scenario zonder slibvergisting. In vergelijking met referentiescenario 2 ligt het netto energieverbruik van referentie 1 met slibvergisting echter nog 1,2 miljoen kWh per jaar hoger (zie hoofdstuk 4, tabel 11).

Doordat een groot deel van het organische deel van het slib vergist wordt, neemt de uiteindelijke slibproductie af van 1.570 ton drogestof per jaar tot 1.250 ton drogestof per jaar.

Het totaal netto ruimteverbruik van referentie 1 met slibvergisting is 180 m² groter.

In de calculatie van de contante waarden vindt een verschuiving plaats in de kosten. Het civiele en elektro/mechanische deel van de contante waarde neemt toe van fl. 37 miljoen naar fl. 41 miljoen vanwege de slibverwerkingstechnieken op de zuivering. Hier tegenover staat een vermindering van de kosten voor transport, ontwatering en verbranding van het geproduceerde slib van fl. 38 miljoen tot fl. 31 miljoen. Ook worden energiekosten bespaard door terugwinning van energie uit de slibvergisting. De totale contante waarde daalt door de toepassing van slibvergisting met 6% van fl. 94 miljoen naar fl. 88 miljoen.

Bij de gestelde aannames is de vergisting van volledig biologisch slib financieel interessant. Een kanttekening hierbij is dat door vergisting de ontwaterbaarheid van het biologisch slib verslechtert, waardoor praktijktoepassing minder aantrekkelijk is.

5.2.7 Indirect aan het zuiveringsproces gerelateerde milieu-ingrepen

Voorafgaand aan de evaluatie zijn een aantal milieu-ingrepen gedefinieerd ter inventarisatie van de (on)duurzaamheid van de opgestelde scenario's. Deze milieu-ingrepen zijn de slibproductie, het energieverbruik, het gebruik van chemicaliën, de terugwinning van stoffen en het ruimteverbruik van de zuiveringsinstallatie. De opgestelde milieu-ingrepen zijn direct gerelateerd aan het zuiveringsproces.

Aan de verdere verwerking van slib, de productie van energiedragers en de productie van chemicaliën zijn ook milieu-ingrepen gerelateerd. Bij verbranding van het slib zal een asrest vrijkomen, bij de productie van energiedragers en chemicaliën worden grondstoffen en energie verbruikt. Tegelijkertijd wordt bij de terugwinning van stoffen een deel milieu-ingrepen in andere productieprocessen voorkomen.

Voor een volledige beoordeling van de scenario's willen de auteurs van dit rapport het belang van milieu-ingrepen benadrukken die gerelateerd zijn aan in- en uitgaande energie- en stofstromen. Vanwege het ontbreken van voldoende juiste gegevens en de complexiteit van de materie is er voor gekozen om in het kader van dit onderzoek deze aspecten niet mee te nemen in de berekeningen.

Ter illustratie zijn in tabel 50 het productieproces en het energieverbruik bij productie van ijzerchloride, methanol en natronloog gegeven.

Tabel 50: Het productieproces en het energieverbruik bij productie van enkele chemicaliën die zijn gebruikt in de opgestelde scenario's (de getallen dienen ter illustratie)

Parameter	FeCl ₃ (1 ton Kemwater PIX)	Methanol (per ton)	NaOH (100 %) (per ton)
Productieproces		$\text{CH}_4 + \text{H}_2\text{O} = \text{CH}_3\text{OH} + \text{H}_2$	$2 \text{NaCl} + 2 \text{H}_2\text{O} = 2 \text{NaOH} + \text{Cl}_2 + \text{H}_2$
Energie	200 kWh	—*	1.620 kWh
	bron: [Kemira (1995)]	bron: [Emissie-registratie(1992)]	bron: [Emissie-registratie (1992)]
	* De productieproces van methanol is exotherm; er wordt wel aardgas (energiedrager) gebruikt als grondstof		

Uit de tabel wordt duidelijk dat de productie van natronloog relatief veel energie vergt. De productie van methanol vergt geen energie. Bij de productie van methanol wordt echter wel een energiedrager, in de vorm van aardgas, gebruikt. Door het gebruik hiervan als grondstof wordt dus indirect energie verbruikt.

5.3 Fysisch/chemische voorzuivering en toekomstige ontwikkelingen

5.3.1 Inleiding

In paragraaf 2.6 van deel I is een aantal mogelijke veranderingen beschreven die invloed kunnen hebben op de toekomstige influentkwaliteit en belasting van rwzi's, zoals het afkoppelen van verhard oppervlak, het aanleggen van gescheiden stelsels, het scheiden van urine en feces aan de bron en het toenemende gebruik van waterbesparende apparatuur. In subparagraaf 5.3.2 worden de consequenties van deze veranderingen op de opgestelde scenario's kwalitatief bediscussieerd.

Naast de veranderingen in de influentsamenstelling en het -debiet spelen momenteel ook ontwikkelingen met betrekking tot verbetering van de effluentkwaliteit. Door verbetering van de effluentkwaliteit behoort hergebruik van effluent tot de mogelijkheden. In subparagraaf 5.3.3 wordt aandacht geschonken aan zuiveringsstappen waarmee de kwaliteit van het effluent van de opgestelde scenario's verbeterd kan worden. Hierbij worden ook een inschatting van de kosten en een overzicht van de toepassingsmogelijkheden gegeven.

5.3.2 De invloed van veranderingen in de influentsamenstelling en het influentdebiet op de toepasbaarheid van fysisch/chemische voorzuivering

Afkoppeling van verhard oppervlak, de aanleg van gescheiden stelsels en de separate inzameling en behandeling van urine en feces hebben verschillende effecten op de opgestelde scenario's. Achtereenvolgens worden de consequenties van de verschillende bronmaatregelen voor de toepasbaarheid van fysisch/chemische voorzuivering besproken.

1) Afkoppeling van verhard oppervlak en de aanleg van gescheiden stelsels

De hydraulische belasting van de rwzi vermindert en piekafvoeren worden voorkomen. Zuiveringsstappen kunnen in plaats van op rwa op dwa ontworpen worden; in de opgestelde scenario's worden deze stappen hiermee een factor 3 kleiner ($rwa = 3 \times dwa$). De geïnventariseerde fysisch/chemische voorzuiveringsstappen zijn gedimensioneerd op hydraulische afvoer. Door de afwezigheid van hydraulische stootbelastingen zijn deze stappen eenvoudiger toepasbaar en kunnen kleiner worden gedimensioneerd.

De vuilbelasting zal, met uitzondering van zware metalen, nauwelijks afnemen.

2) Separate inzameling en behandeling van urine

De stikstofbelasting van het afvalwaterinfluent neemt met circa 80% af. Door de afkoppeling van urine worden aanvullende maatregelen voor stikstofverwijdering (biologische nitrificatie/ denitrificatie of ionenwisseling) op de rwzi overbodig. De overige 20% stikstof is gebonden aan deeltjes of vormt een onderdeel van het opgelost CZV. Deze overige stikstof kan verwijderd worden door de toepassing van fysisch/chemische voorzuivering en in de nazuivering. Afkoppeling van urine vormt hiermee een interessante oplossingsrichting voor het BZV-tekort dat kan optreden na fysisch/chemische voorzuivering.

Door de afkoppeling van urine wordt een aantal tientallen liters drinkwater per i.e. per dag bespaard doordat toiletspoelingen worden voorkomen; de totale dwa van de rwzi neemt hierdoor ook af. Bij het doorrekenen van deze optie moeten rekening gehouden worden met de aanvullende maatregelen die voor de separate inzameling en behandeling genomen dienen te worden.

3) Separate inzameling en behandeling van feces

De vuilvrachten voor CZV, BZV en P (niet de stikstofcomponenten) in het afvalwater nemen met ongeveer de helft af door de fecesafkoppeling. Met name de biologische zuiveringsstappen voor CZV-verwijdering kunnen hierdoor aanzienlijk kleiner worden

gedimensioneerd. De vermindering van de dwa door de vermindering van toiletspoelingen door de afkoppeling van feces is geringer dan bij de separate inzameling van urine door de minder frequente lozing.

In het geval van een combinatie van de bovengenoemde maatregelen bestaat de te zuiveren afvalwaterstroom nog slechts uit het zogenaamde grijswater (water afkomstig van douche/bad, keuken en wasmachine, zie paragraaf 2.6 van deel I). De (voor)zuiveringsstappen kunnen hierdoor gedimensioneerd worden op circa eenderde tot de helft van de huidige dwa. Doordat naast de vuilvracht tevens de hoeveelheid af te voeren water afneemt, zullen de concentraties (behalve van ammonium) in het bovengedefinieerde grijswater weinig afwijken van de huidige concentraties in afvalwaterinluent. De totale dagelijkse organische-stofvracht is ook gehalveerd en aparte stikstofverwijdering is niet meer nodig waardoor de biologische zuiveringsstappen aanzienlijk kleiner kunnen worden gedimensioneerd.

5.3.3 Mogelijkheden tot verbetering van de effluentkwaliteit; (her)gebruik van effluent

Uit het LCA-onderzoek dat eerder door STOWA [STOWA 96-15] is verricht, blijkt dat de verontreiniging van het oppervlaktewater door rwzi-effluent een belangrijk aandachtspunt is in de bepaling van de duurzaamheid van afvalwaterzuiveringsscenario's. Het betreft hierbij met name de lozing van zware metalen.

In de huidige opzet van het onderzoek is ervan uitgegaan dat de referentiescenario's en de nieuw opgestelde zuiveringsscenario's aan de huidige effluenteisen dienen te voldoen. Een verbetering van de effluentkwaliteit was niet het eerste doel. Opgemerkt wordt hierbij dat door de nageschakelde zandfiltratie in alle scenario's een betere en constantere effluentsamenstelling bereikt wordt dan met de huidige zuiveringsinstallaties mogelijk is. Het nageschakelde zandfilter zorgt voor een constant laag zwevendestofgehalte van circa 1 - 3 mg d.s./l in het effluent. Door de verwijdering van de extra zwevendestof worden tevens geadsorbeerde verontreinigingen (met name zware metalen) verwijderd. Met zandfiltratie is tegen relatief lage kosten een beter effluent te produceren dan tot nu toe in de praktijk wordt verkregen.

In tabel 51 wordt een aantal zuiveringstechnieken beschreven waarmee de effluentkwaliteit verder verbeterd kan worden. Het gaat hierbij om membraanfiltratie (micro- en ultrafiltratie) voor de volledige verwijdering van zwevendestof, omgekeerde osmose voor de verwijdering van opgeloste verontreinigingen en zouten en ionenwisseling voor de volledige verwijdering van ammoniumstikstof. Daarnaast wordt actief-kooladsorptie beschreven voor de verwijdering van inert organisch materiaal en microverontreinigingen. De toepassing van deze polishingstechnieken scheidt de mogelijkheid het effluent (her) te gebruiken; hierbij kunnen de zuiveringskosten (gedeeltelijk) worden terugverdiend.

In tabel 51 worden de toegevoegde waarden van de polishingstappen genoemd met daarbij een globale kostenindicatie. De contante waarde per m³ wordt berekend door de extra contante waarde over een looptijd van 30 jaar te delen door de hoeveelheid verwerkt afvalwater (in m³) gedurende 30 jaar.

Tabel 51: Toegevoegde waarde van effluentpolishing en de extra kosten

Zuiveringstechniek	Toegevoegde waarde	Extra contante waarde (30 jaar looptijd)	Contante waarde per m ³
Micro / Ultrafiltratie	Volledige deeltjesverwijdering; Toename bacteriologische betrouwbaarheid; Verwijdering van geadsorbeerde zware metalen; Mogelijke toepassing als huishouden en industriewater.	ca. Fl. 35 - 40 miljoen (dimensionering op dwa)	ca. Fl. 0,2
Omgekeerde osmose	Verwijdering van opgeloste verontreinigingen en zouten. Opwerking tot drinkwaterkwaliteit.	ca. Fl. 130 miljoen (dimensionering op rwa)	ca. Fl. 0,6
Ionenwisseling	Volledige verwijdering. ammoniumstikstof	ca. Fl. 20 miljoen (verwijdering van 10 naar 0 mg N/l op rwa)	ca. Fl. 0,1
Actief-kool	Verwijdering van inert organisch materiaal en microverontreinigingen.	ca. Fl. 35 miljoen (verwijdering van 10 mg/l inert organisch materiaal op rwa)	ca. Fl. 0,15

In de zuiveringsscenario's wordt in een aantal gevallen ionenwisseling toegepast om ammoniumstikstof te verwijderen. Hierbij zijn de ionenwisselaar en de regeneratiestap zo ontworpen dat aan de effluentnorm van 10 mg N/l wordt voldaan. Met ionenwisseling is stikstof echter (bijna) volledig uit de waterfase af te scheiden. Hierdoor kan de stikstofconcentratie in het effluent tot 0 mg/l gereduceerd worden, maar zal ook een groter volume ionenwisselaar vaker geregenereerd moeten worden. Dit heeft tot gevolg dat de regeneraatsbehandeling groter en duurder uitvalt.

Voor de verwijdering van inert organisch materiaal (rest-CZV) en microverontreinigingen kan actief-kooladsorptie een interessante optie vormen. Uit de kostenberekeningen bij het doorrekenen van de opgestelde scenario's blijkt dat actief-kooladsorptie voor hoge CZV-waarden relatief duur is. De kosten worden hierbij met name bepaald door de (thermische) regeneratie. Voor lagere concentraties CZV zijn de kosten aanzienlijk lager, omdat minder vaak geregenereerd hoeft te worden. Als nageschakelde techniek achter een biologische zuiveringsstap en een filtratiestap is actief-kooladsorptie een effectieve techniek voor de verwijdering van lage concentraties moeilijk verwijderbare stoffen.

Voor de meeste polishingtechnieken (met name ionenwisseling en actief-koolfiltratie) is een deeltjesvrij water van belang. Door de toepassing van vergaande fysisch/chemische voorzuivering kunnen concurrerende verontreinigingen en deeltjes voorafgaande aan de adsorptie en ionenwisseling verwijderd worden. Verstopping van de actief-koolfilters en zeoliet-filters door fouling wordt op deze manier voorkomen en de actieve plaatsen op het actief-kool en het zeoliet blijven vrij.

De toepassing van (een combinatie) van polishingtechnieken kan (her)gebruik van effluent mogelijk maken. Afhankelijk van de zuiveringsgraad kan gedacht worden aan toepassingen als huishoudwater of verdrogingsbestrijding. Theoretisch behoort zelfs opwerking tot drinkwaterkwaliteit tot de mogelijkheden.

Literatuur

- De Mol Van Otterloo, J.W. (1977). Kapitaalslasten en inflatie. *H₂O* Vol. 10, Nr 2, pp. 45 - 53
- Gosh, S. (1991). Pilot-scale demonstration of two-phase anaerobic digestion of activated sludge, *Water Science & Technology*, Vol 23, pp 1179 - 1188.
- Green, M., Mels, A., Lahav, O., Tarre, S. (1996). Biological - ion exchange process for ammonium removal from secondary effluent, *Water Science & Technology*, Vol. 34, no 1-2, pp.
- Heijungs, R., Guinée, J.B., Huppes, G., Lankreyer, R.M., Udo de Haes, H.A., Wegener Sleeswijk, A., Ansems, A.M.M., Eggels, P.G. Duin, R. van, Goede, H.P. de (1992). Milieugerichte levenscycluse analyse van producten: handleiding en achtergronden, NOH-rapport 9266, Centrum voor Milieukunde Leiden.
- Henze, M., Harremoës, P., Jansen, J. la C., Arvin, E. (1995). *Wastewater Treatment, biological and chemical processes*, Springer-Verlag.
- Lawler, D.F., Chung, Y.J., Hwang, S-J., Hull, B.A. (1986). Anaerobic digestion: effects on particle size and dewaterability, *Journal WPCF*, vol 58(12), pp 1107-117.
- Mels, A. (1995). A combined physico-chemical-biological process for ammonium removal using zeolite, stagerapport vakgroep Milieutechnologie, LU Wageningen.
- Metcalf & Eddy (1991). *Wastewater Engineering; treatment, disposal, reuse* third edition, Singapore.
- RIZA en STOWA (1994). Compactsystemen voor de behandeling van stedelijk afvalwater - Een haalbaarheidstudie, RWZI-2000 rapport 94-10, Lelystad/Utrecht.
- Sanders, W., Van Bergen, D. Buijs, S., Corstanje, R., Gerrits, M., Hoogerwerf, T., Kanwar, S., Zeeman, G., Van Groenestijn, J., Lettinga, G. (1996). Treatment of waste activated sludge in an anaerobic hydrolysis upflow sludge bed reactor, in: Proc. Of 10th European Sewage and Refuse symposium, München.
- STOWA (1995-09 t/m 15). Behandeling van stikstofrijke retourstromen op rioolwaterzuiveringsinrichtingen, deel 1 tot en met 7, rapportnr. 95-09 t/m 15.
- STOWA (1996-15). Het zuiveren van stedelijk afvalwater in het licht van duurzame milieuhygiënische ontwikkeling, rapportnr. 96-15.
- STOWA (1997-31). Stikstofverwijdering bij lage BZV/N-verhouding, rapportnr. 97-31
- Van Dijk, J.C., Aeyelts Averink, C.W. (1995). Technische zuivering drinkwater, syllabus Adsorption, College-dictaat N 40, Sectie Gezondheidstechniek, TU Delft.
- Van der Graaf, J.H.J.M. (1995). Behandeling van afvalwater I en II, TUDelft-dictaten n50 en n51, Sectie Gezondheidstechniek, TU Delft.
- Wolters J.W., Nooijen W.F.J.M., De Mol, P.J. (1993). Wat kost zuiver water. *H₂O* Vol , Nr 13 pp. 344-348

Conclusies en aanbevelingen

1 Conclusies

Door vergaande deeltjesverwijdering in de voorzuivering kan de gehele waterzuiveringsroute compacter en energiezuiniger worden bedreven. De kosten van enkele zuiveringsscenario's bestaande uit een fysisch/chemische voorzuivering met een compacte biologische nazuivering kunnen, inclusief de slibverwerking, worden beperkt tot het kostenniveau van het huidige zuiveringsproces.

Er worden echter ook enkele problemen geïdentificeerd bij de toepassing van fysisch/chemische voorzuivering, met name het hoge verbruik aan chemicaliën en de productie van chemisch slib. Daarnaast kan door fysisch/chemische voorzuivering een mogelijk koolstofdeficit (te lage BZV/N-verhouding) optreden en dient methanol toegevoegd worden.

Door de toepassing van een goede fysisch/chemische voorzuivering wordt het grootste deel van het gesuspendeerde en colloïdale materiaal in een eerste zuiveringsstap verwijderd. De hiervoor mogelijke processtappen worden vermeld in tabel 52. Nieuwe interessante, maar relatief onbekende, voorzuiveringsstappen zijn directe influentfiltratie, flotatie en de denitrificerende A-trap.

Tabel 52: Overzicht van mogelijke fysisch/chemische voorzuiveringsstappen

FYSISCH/CHEMISCHE VOORZUIVERING

Trommelzeef met vlokmiddeldosering

Voorbezinking met vlokmiddeldosering (Préprecipitatie)

Flotatie met vlokmiddeldosering

Directe influentfiltratie met vlokmiddeldosering

COMBINATIE VAN BIOFLOCCULATIE EN FYSISCH/CHEMISCHE VOORZUIVERING

A-trap met slibregeneratie

A-trap met vlokmiddeldosering

Denitrificerende A-trap (eventueel met vlokmiddeldosering)

Door de toepassing van een intensieve fysisch/chemische voorzuivering wordt als gevolg van vergaande deeltjesverwijdering een hoge productie van primair slib verkregen. Hierdoor wordt via slibvergisting een grote hoeveelheid biogas geproduceerd. De uiteindelijk, na slibindikking en slibvergisting te verwerken hoeveelheid slib is groter dan die van de huidige zuiveringsinstallaties. Dit wordt mede veroorzaakt door de productie van chemisch (ijzer)slib in de voorzuivering.

De relevante conclusies voor de verschillende aspecten van het zuiveringsproces volgen hieronder:

Stikstofverwijdering

Na de fysisch/chemische voorzuivering resteert een nagenoeg deeltjes- en fosfaatvrij effluent. Dit effluent bevat echter nog opgelost CZV en opgeloste stikstof. Het CZV is relatief eenvoudig te verwijderen door toepassing van biologische processen. De stikstofverwijdering bepaalt echter in sterke mate de economisch en technische haalbaarheid van zuiveringsstappen en -scenario's. Daarom vormt de stikstofverwijdering een belangrijk aandachtspunt bij de toepassing van fysisch/chemische voorzuivering.

Uit modelberekeningen blijkt dat een fysisch/chemische voorzuivering niet noodzakelijkerwijs een te lage BZV/N-verhouding voor de biologische stikstofverwijdering oplevert als een

minimale verhouding van 2,5 wordt aangehouden. Na een intensieve voorzuivering kan daarom in sommige gevallen toch nog biologische stikstofverwijdering worden toegepast. Deze BZV/N-verhouding is echter kritisch. Bij de scenario's waar de A-trap wordt gecombineerd met een biologische nabehandelingsstap zal wel een te lage BZV/N-verhouding ontstaan, waardoor methanol moet worden gedoseerd. Het gebruik van methanol resulteert in extra organisch slib dat biogas in de slibvergisting levert. Omdat denitrificatie na een intensieve voorzuivering kritisch of niet mogelijk wordt zonder methanoldosering, worden technieken als ionenwisseling en de gescheiden inzameling en behandeling van antropogene stikstof interessante onderzoeksthema's.

Energieverbruik

Met een intensieve fysisch/chemische voorzuivering in combinatie met biologische nabehandeling kan bij de afvalwaterzuivering energie worden bespaard. Afhankelijk van het zuiveringsscenario blijkt dat een laag netto energieverbruik of zelfs een neutrale energiebalans over de zuiveringsinstallatie mogelijk is door een besparing in beluchtingsenergie en de terugwinning van energie in de slibgisting.

Daar staat tegenover dat bij de toepassing van volledig fysisch/chemische zuiveringsscenario's de regeneraatsbehandeling van de ionenwisseling en de thermische reactivering van het actiefkool een hoog energieverbruik veroorzaken.

Verbruik van chemicaliën

Bij de onderzochte fysisch/chemische voorzuiveringsstappen dient in de meeste gevallen een vlokmiddel te worden gedoseerd om vergaande deeltjesverwijdering te realiseren. In deze studie is gekozen voor ijzerchloride voor vlokvorming en fosfaatverwijdering in voorzuivering. Door de dosering van grote hoeveelheden ijzerchloride is het chemicaliënverbruik in de fysisch/chemische voorzuiveringsstappen aanzienlijk. Naast de dosering van ijzerchloride draagt het verbruik van natronloog en zwavelzuur in de regeneraatsbehandeling van de ionenwisseling bij aan het hoge chemicaliënverbruik. Dit komt tot uitdrukking in de zuiveringskosten, de hoeveelheid geproduceerd chemisch slib en de verzouting van het effluent. De kosten van de chemicaliën maken een aanzienlijk deel uit van de totale zuiveringskosten.

Ruimtebeslag

Een zuiveringstelsel gebaseerd op een fysisch/chemische voorzuiveringsstap kan zeer compact uitgevoerd worden. Het ruimtebeslag van de fysisch/chemische scenario's is duidelijk lager dan dat van de referentiescenario's. De combinatie van fysisch/chemische voorzuivering met een compacte nabehandeling levert zuiveringsscenario's op met een laag ruimtebeslag. In het bijzonder bij toepassing van een volledig fysisch/chemische zuivering zijn de scenario's compact.

Slibverwerking

De waterlijn kan niet los gezien worden van de sliblijn. De kosten van de opgestelde scenario's bestaan voor een belangrijke deel (een derde tot de helft) uit de kosten voor slibverwerking. Slibgisting op de zuivering is volgens de kostencalculaties goedkoper dan directe afvoer naar ontwatering en verbrandingsinstallatie.

Met een hogere slibproductie uit de waterlijn kunnen meer nuttige componenten uit het slib geproduceerd worden zoals vetzuren en biogas.

Vanwege de productie van chemisch slib in de fysisch/chemische voorzuivering is de uiteindelijk, na slibverwerking en verbranding, te storten hoeveelheid slib groter dan die van de huidige zuiveringsinstallaties.

Kosten

Zoals reeds genoemd kunnen enkele zuiveringsscenario's, gebaseerd op een intensieve fysisch/chemische voorzuivering in combinatie met een efficiënte biologische nazuivering, tegen dezelfde kosten als de huidige conventionele zuiveringssystemen geconstrueerd en bedreven worden.

De onderzochte volledig fysisch/chemische zuiveringsroutes zijn relatief duur vanwege de hoge kosten voor de regeneratiebehandeling van de ionenwisseling en de reactivering van het actief-kool.

Scheiding in een schone en vuile slibfractie

Uit het literatuuronderzoek naar de verdeling van zware metalen over de verschillende fracties in het afvalwater lijkt de scheiding van slib in een vuile en een schone fractie niet mogelijk.

Toekomstige ontwikkelingen en fysisch/chemische voorzuivering

Fysisch/chemische voorzuivering kan mogelijk een rol spelen in de toekomstige methoden van afvalwaterzuivering door veranderingen van sanitatieconcepten en ontwikkeling van nieuwe verbeterde zuiveringstechnieken en de wens tot verbetering van de effluentkwaliteit.

2 Aanbevelingen voor verder onderzoek

De problemen van fysisch/chemische voorzuivering liggen bij de grote hoeveelheid te doseren anorganische bulkchemicaliën, bij de daarmee gepaard gaande productie van chemisch slib en bij de stikstofverwijdering die kritisch wordt bij lage BZV/N-verhoudingen.

Om deze problemen op te lossen, wordt aanbevolen om onderzoek te verrichten naar alternatieven voor de vlokvorming met anorganische metaalzouten en nieuwe, efficiëntere deeltjesafscheidingstechnieken. Als een mogelijke oplossing voor het stikstofprobleem wordt stikstofverwijdering met behulp van ionenwisseling aangedragen. Uit het oogpunt van kosten en duurzaamheid vragen slibverwerking en effluentverzouting aandacht.

In het hiernavolgende worden voor verschillende aspecten aanbevelingen gedaan voor verder onderzoek.

Verbeterde vlokvorming en deeltjesverwijdering

Voor een milieu- en bedrijfsvriendelijker intensieve voorzuivering moet een verbeterde deeltjesafscheiding zonder of met minder anorganische vlokmiddelen plaatsvinden. Dit kan door toepassing van natuurlijke vlokvorming (bioflocculatie) en/of door gestimuleerde vlokvorming door organische vlok(hulp)middelen. Daarnaast kan bijvoorbeeld door directe (membraan)filtratie of flotatie van influent een vergaande deeltjesafscheiding zonder vlokmiddeldosering verkregen worden. Tevens kan door gebruik te maken van nieuwe alternatieven voor vlokvormings- en afscheidingstechnieken mogelijk een hoger drogestofgehalte in het slib verkregen worden. In het geval van voorzuivering zonder anorganische vlokmiddeldosering moet aandacht worden besteed aan fosfaatverwijdering elders in de zuiveringsroute.

Verder onderzoek zou moeten uitgaan naar:

- Alternatieven voor de vlokvorming met anorganische vlokmiddelen;
- Nieuwe deeltjesafscheidingstechnieken;
- Deeltjesgrootteverdeling in relatie tot de vlokvorming en afscheidingstechnieken;
- Effecten van vlokvorming met organische vlokmiddelen en nieuwe deeltjesafscheidings-technieken op de kwaliteit van het geproduceerde slib.

Stikstofverwijdering

De verwijdering van BZV, als gevolg van vergaande deeltjesverwijdering in de voorzuivering, resulteert in een BZV/N-verhouding die kritisch kan zijn voor denitrificatie. Aanbevolen wordt om alternatieven te zoeken voor de biologische stikstofverwijdering. Uit het onderzoek "Stikstofverwijdering bij lage BZV/N-verhouding" [STOWA 97-31] is reeds naar voren gekomen dat ionenwisseling mogelijk een alternatief kan vormen voor de huidige stikstofverwijdering. In dit onderzoek wordt deze conclusie bevestigd. Meer onderzoek naar ionenwisseling en de regeneraatbehandeling zal nodig zijn om ionenwisseling geschikt te maken voor praktijktoepassing en eventueel hergebruik van stikstof.

BIJLAGEN

- Bijlage I.1 Overzicht van buitenlandse contacten
- Bijlage II.1 Basisgegevens voor de kostenberekening
- Bijlage II.2 Berekeningen voor de dimensionering van de zuiveringsstappen
- Bijlage II.3 Berekening van Nano/hyperfiltratie en ozon-oxidatie
- Bijlage II.4 Overzicht van de calculatieresultaten met DEMAS per scenario
- Bijlage II.5 Vergelijkingstabel van zuiveringsscenario's voor milieu-ingrepen
- Bijlage II.6 Vergelijkingstabel van zuiveringsscenario's voor contante waarden

Bijlage I.1 Overzicht van buitenlandse contacten

Met onderstaande personen is in de loop van het onderzoek contact geweest. Zij hebben informatie verstrekt en/of hebben met de onderzoeksgroep ideeën uitgewisseld over (aspecten van) het onderzoek:

- Professor T. Asano, Department of Civil Engineering, University of California, Darmouth Place Davis, Verenigde Staten
- Dolloff F. Bishop, United States Environmental Protection Agency, Cincinnati Ohio, Verenigde Staten
- Dr Nic Booker, CSIRO - division of chemicals and polymers, Ian Wark Laboratories, Clayton - Victoria, Australië
- Dr Rolf F Clayton, Crowther Clayton Associates, Mill Hill, London, Groot Britannië
- Dr Michal Green, Faculty of Agricultural Engineering - Technion, Haifa, Israël
- Professor J. Gregory, Department of Civil & Environmental Engineering, University College London, Londen, Groot-Britannië
- Professor W. Gujer, ETHZ - Hydromechanika Wasserwirtschaft, Departement Bau und Umwelt (D-BAUM), Zürich, Zwitserland
- Professor H.H. Hahn, Technische Universität Karlsruhe, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Duitsland
- Mr Ingemar Karlsson, technical manager water management, Kemira Kemi AB, Helsingborg, Zweden
- Professor J.N. Lester, Environmental and Water Resource Engineering Section, Imperial College of Science, Technology and Medicine, Londen, Groot Britannië
- Professor H. Ødegaard, Norwegian University of Science and Technology, Department of Water & Environmental Engineering, Trondheim, Noorwegen
- Mr Robert J. Ooten, Director of Operations and Maintenance, County Sanitation Districts of Orange County, California, Verenigde Staten
- Dr. Ralf Otterpohl, Otterpohl Wasserkonzepte, Lübeck, Duitsland
- Mr Frank Rogalla, Metcalf & Eddy of New York, Inc., New York, Verenigde Staten
- Professor Ing. K.H. Rosenwinkel, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Universität Hannover, Hannover, Duitsland
- Professor Y. Watanabe, Faculty of Engineering, Hokkaido University, Sapporo, Japan

Bijlage II.1 Basisgegevens voor de kostenberekening

Energiekosten	=	fl. 0,15 per kWh
Energieprijs	=	fl. 0,075 per kWh bij teruglevering aan het net
Chemicaliënkosten		
- FeCl ₃ (41%)	=	fl. 325,- per m ³
- pe	=	fl. 12.500,- per ton
- kation. coagulant	=	fl. 12.100,- per ton (Magnafloc 368)
- anion. coagulant	=	fl. 6.850,- per ton (Magnafloc 308)
NaOH-oplossing	=	fl. 270,-/ton (33%)
Methanol	=	fl. 400,-/ton
Slibverwerking	=	fl. 1.200,- per ton drogestof (transport, ontwatering en verbranding)
Personeelskosten	=	fl. 80.000,- per jaar per werknemer
Bezetting rwzi =	Referentiescenario: 3 personen	
	Nieuwe geavanceerde scenario's: 4 personen	
Rente	=	5,5%
Inflatie	=	2,5%
Reële rente	=	3,0%
Inflatie energieprijs	=	2,5%
Inflatie chemicaliën	=	2,5%
Looptijd civiel deel	=	30 jaar
Looptijd m/e deel	=	15 jaar

Fijnrooster (met spleetwijdte: 6 mm)

Debiet 3.000 m³/h

Civiel f 300.000,-

Elektro/mechanisch f 500.000,-

Jaarlijks onderhoudskosten = 0,5% civiele investeringskosten

= 1,5% e/m investeringskosten

Vlokvorming

Doseerinstallatie, mengbak, vlokvormingsruimte, roerwerk

Civiel f 1.000,- per m³

Elektro/mechanisch f 750,- per m³

Jaarlijks onderhoudskosten = 0,5% civiele investeringskosten

= 2,0% e/m investeringskosten

Ronde bezinktank

(Oppervlak > 700 m²)

Civiel f 600,- per m²

Elektro/mechanisch f 150,- per m²

Jaarlijks onderhoudskosten = 0,5% civiele investeringskosten

= 1,5% e/m investeringskosten

Afdekking voor voorbezinktanks

Afdekkosten f. 200,- per m²

Flotatietank

(Aanname naar aanleiding van flotatiekosten in de drinkwaterbereiding)

Civiel	f 2.500,- per m ²
Elektro/mechanisch	f 5.000,- per m ²
Jaarlijks onderhoudskosten	= 0,5% civiele investeringskosten = 2,0% e/m investeringskosten

Trommelzeef

(Geen referentie, alleen informatie van een leverancier van roterende fijnroosters)

Civiel	f 1.500,- per m ² zeefoppervlak
Elektro/mechanisch	f 3.000,- per m ² zeefoppervlak
Jaarlijks onderhoudskosten	= 0,5% civiele investeringskosten = 2,5% e/m investeringskosten

Beluchtingsruimte A-trap

(referentie: Nieuwveer)

Civiel	f 600,- per m ³
Elektro/mechanisch	f 400,- per m ³
Jaarlijks onderhoudskosten	= 0,5% civiele investeringskosten = 1,5% e/m investeringskosten

UASR-reactor

(Schatting)

Civiel	f 600,- per m ²
Elektro/mechanisch	f 300,- per m ²
Jaarlijks onderhoudskosten	= 0,5% civiele investeringskosten = 2,0% e/m investeringskosten

Snelfiltratie

(aan de hand van diverse praktijkvoorbeelden)

Civiel	f 8.000,- per m ² filteroppervlak
Elektro/mechanisch	f 7.500,- per m ² filteroppervlak
Jaarlijks onderhoudskosten	= 0,5% civiele investeringskosten = 2,0% e/m investeringskosten

Microfiltratie

Membranen	f 3.500,-	per module
Elektro/mechanisch	f 3.800,-	per module
Civiel	f 1.500,-	per module
Jaarlijks onderhoudskosten	= 0,5% civiele investeringskosten = 1,5% e/m investeringskosten = 1,5% membraan investeringskosten	

Actief-slibstelsysteem en nitriet-route

	laag belast	hoog belast (schaafeffect)
Civiel	f 300,- per m ³	f 450,- per m ³
Elektro/mechanisch	f 200,- per m ³	f 300,- per m ³
Jaarlijks onderhoudskosten	= 0,5% civiele investeringskosten = 1,5% e/m investeringskosten	

Slib-op-dragersysteem

(op basis van toepassing van een Biostyr-systeem op een 100.000 i.e. zuivering)

Civiel	f 3.000,- per m ² oppervlak
Elektro/mechanisch	f 3.500,- per m ² oppervlak
Jaarlijks onderhoudskosten	= 0,5% civiele investeringskosten = 2,0% e/m investeringskosten

Ionenwisselaar exclusief regeneraatsbehandeling

Civiel	f 120.000,- per kolom
Elektro/mechanisch	f 8.500,- per m ³
Jaarlijks onderhoudskosten	= 0,5% civiele investeringskosten = 2,0% e/m investeringskosten

Actief-koolfilter

Civiel	f 3.500,- per m ³
Elektro/mechanisch	f 5.300,- per m ³
Jaarlijks onderhoudskosten	= 0,5% civiele investeringskosten = 2,0% e/m investeringskosten

Sliblijn

Slibindikking (gravitatie-indikker)

(Oppervlak < 200 m²)

Civiel	f 2.000,- per m ²
Elektro/mechanisch	f 500,- per m ²
Jaarlijks onderhoudskosten	= 0,5% civiele investeringskosten = 1,5% e/m investeringskosten

Afdekking

Afdekkosten	f 200,- per m ²
-------------	----------------------------

Gistingstank

Civiel	f 400,- per m ³
Elektro/mechanisch	f 200,- per m ³
Jaarlijks onderhoudskosten	= 0,5% civiele investeringskosten = 1,5% e/m investeringskosten

Warmtekoppeling (TE) installatie

Civiel	f 100,- per m ³ biogasproductie / d
Elektro/mechanisch	f 500,- per m ³ biogasproductie / d
Jaarlijks onderhoudskosten	= 0,5% civiele investeringskosten = 1,5% e/m investeringskosten

Kosten Ontwatering,

Transport en verbranding	f 1.200,-	per ton droge stof
--------------------------	-----------	--------------------

Bijlage II.2 Berekeningen voor de dimensionering van de zuiveringsstappen

II.2a Dimensionering van de voorzuiveringsstappen

Fijnrooster

Dimensionering op RWA

Dit resulteert in een dimensioneringsdebiet Q_{dim} van 3.000 m³/h

Staafdikte	b	=	0,005 m	[0,005 - 0,015 m]
Spleetwijdte	d	=	0,003 m	[0,003 - 0,008 m]
Hoek van het rooster	a	=	60°	[55° - 65°]

Dimensies van het fijnrooster

Aantal roosterkamers	=	2
Breedte per kamer	=	2,20 m
Totale roosterbreedte	=	4,40 m
Energieverbruik	=	20.000 kWh/jaar

Roerwerk en flocculator

Roerwerk

verblijftijd in roerwerk	HVT	=	15 s	[10 - 30 s]
snelheidsgradiënt	Gf	=	1000 1/s	
diepte roerwerk	hr	=	1m	
oppervlak roerwerk	Or	=	12,5 m ²	
dynamische viscositeit	μ	=	1,139E-03 Ns/m ²	[variërend met T]
roerkamervolume	V	=	12,5 m ³	
roervermogen	P	=	14.238 Watt (J/s) = 14,2 kW	
jaarlijks energieverbruik		=	124.720 kWh/jaar	

Flocculator

verblijftijd in flocculator	Tf	=	20 min	[10 - 30 min]
snelheidsgradiënt	Gf	=	45 1/s	
diepte flocculator	hf	=	2 m	
oppervlak flocculator	Of	=	500 m ²	
aantal flocculators	Nf	=	4 (2 achter elkaar en 2 naast elkaar)	
breedte per roerkamer	bf	=	11,2 m	
lengte per roerkamer	lf	=	11,2 m	
vermogen	P	=	577 Watt (J/s) =	0,58 kW per kamer
totaal vermogen	Ptot	=	2,3 kW	
jaarlijks energieverbruik		=	20.200 kWh/jaar	

Trommelzeef

Dimensionering op RWA.

Als dimensioneringsvoorbeeld wordt een trommelzeefinstallatie voor effluent in Wiesbaden (Duitsland) genomen. Hier worden trommelzeven toegepast met een afscheidingsdiameter van 20 μ m (PE-zeefmateriaal). De trommels verwerken elk een debiet van 1.500 m³/h

Zeef

oppervlaktebelasting	v_0	=	7,5 m/h
vereist zeefoppervlak	O_{zeef}	=	400 m ²
onderdompelingspercentage p		=	65%
totaal zeefoppervlak	O	=	615 m ²
Per trommel			
max. lengte per trommel	l	=	10 m
max. diameter per trommel	D	=	5 m
zeefoppervlak per trommel	O_{trom}	=	157 m ²
vereist aantal trommels	n	=	4
afscheidingsdiameter	d	=	25 micron
totaal grondoppervlak	Opp	=	200 m ²
energieverbruik	Ed	=	71.180 kWh/jaar

Spoelprocedure: drukspoeling onder 4 bar

spoelwaterverbruik		=	10%
spoelwaterdebiet		=	135 m ³ /h
pomp rendement		=	80%
vereist pompvermogen	P	=	2,3E+08 J/h = 62.500 Watt = 62,5 kW
jaarlijks energieverbruik	E	=	158.170 kWh/jaar
totaal jaarlijks energieverbr.	E_{tot}	=	229.350 kWh/jaar

Préprecipitatie

Dimensionering op RWA

Bezinktank

oppervlaktebelasting	v_0	=	3 m/h	[2-5 m/h]
vereist bezinkoppervlak	O	=	1.000 m ²	

Ronde tank:

diameter ronde tank	D	=	35,7 m
diepte tank	h	=	2 m

Rechthoekige tank:

aantal tanks	n	=	2
oppervlak per tank	O	=	500 m ²
breedte tank	b	=	8 m
lengte tank	l	=	62,5 m
diepte tank	h	=	2 m
Energieverbruik ruimers		=	35.000 kWh/jaar

Bezinktank met lamellen

De toegestane oppervlaktebelasting van een bezinktank met lamellen is groter dan zonder lamellen: dit houdt in dat het vereiste oppervlak kleiner uitvalt:

oppervlaktebelasting	v_0	=	3 m/h [2-5 m/h]
afstand tussen lamellen	d	=	0,1 m
diepte tank	h	=	2 m
hoek van lamellen t.o.v. horizontaal	α	=	60°

vereist oppervlak	O	=	$Q/v_0 \cdot (d / [h \cos + d])$
		=	90,9 m ²

Ronde tank:

diameter ronde tank	D	=	10,8 m
---------------------	---	---	--------

Rechthoekige tank:

breedte tank	b	=	3,5 m
--------------	---	---	-------

lengte tank	l	=	26 m
-------------	---	---	------

Flotatie

Dimensionering op RWA

Flotatietank

oppervlaktebelasting	v_0	=	7,5 m/h	[3 - 12 m/h]
----------------------	-------	---	---------	--------------

tankdiepte	h	=	2,5 m
------------	---	---	-------

verzuigingsdruk	p	=	4 bar	[3-5 bar]
-----------------	---	---	-------	-----------

%retourdebiet	R _q	=	15 %	[10-20%]
---------------	----------------	---	------	----------

vereist oppervlak	O	=	400 m ²
-------------------	---	---	--------------------

Ronde tank

maximaal toelaatbare diameter volgens ATV (1997)

D_{max}	=	20 m
-----------	---	------

vereiste diameter ronde tank

D_{eis}	=	22,6 m
-----------	---	--------

aantal tanks	n	=	2
--------------	---	---	---

diameter per tank	D	=	16 m
-------------------	---	---	------

Rechthoekige tank

aantal tanks	n	=	2
--------------	---	---	---

lengte bij l/h = 8	l	=	20 m
--------------------	---	---	------

breedte per tank	b	=	10 m
------------------	---	---	------

Met de toepassing van lamellen in de flotatietanks kan het vereiste oppervlak verkleind worden. Hiervoor kan dezelfde berekening gevolgd worden als bij de bezinktank (zie hier boven)

Energie

debiet onder druk	q	=	195 m ³ /h	(15% van 19.500 m ³ /d)
-------------------	---	---	-----------------------	------------------------------------

toegepaste druk	p	=	4 bar =	4,0E+05 N/m ²
-----------------	---	---	---------	--------------------------

pomp rendement	=	80%
----------------	---	-----

vereist vermogen	P	=	27.100 Watt (J/s)
------------------	---	---	-------------------

jaarlijks energieverbruik	=	237.250 kWh/jaar
---------------------------	---	------------------

Directe influentfiltratie

Voor de dimensionering is uitgegaan van de volgende ontwerpparameters:

- dosering voor vlokvergroting en fosfaatverwijdering is nodig
- zelfde effluentkwaliteit als van preprecipitatie, trommelzeef en flotatie
- opwaarts/neerwaarts doorstroomd maakt verder niet uit voor het ontwerp en de kosten van het proces

Oppervlaktebelasting O	=	20 m/h [5 - 20 m/h]		
Hoogte kolom D	=	2 m		
Vulhoogte medium M	=	1 m		
Max. slibaccumulatie voor terugspoelen	=	10 kg ss/m ³		
Terugspoelfrequentie F	=	1 x per vijf uur		
Filteroppervlak	=	150,0 m ²		
Aantal filterunits	=	3		
Hoogte filterunit	=	2,4 m		
Diameter filterunit	=	8,0 m		
Spoelwaterverbruik	=	21% van Q _{gem}	Spoelduur =	4 min
Energieverbruik	=	40.900 kWh/jaar		

A-trap en denitrificerende A-trap met/zonder dosering

Dimensionering op RWA

Toelichting

Voor de A-trap en de denitrificerende A-trap is uitgegaan van dezelfde dimensioneringsgrondslagen. In de denitrificerende A-trap is wel een roerwerk nodig om de geconcentreerde nitraatoplossing voor invoer in de A-trap te mengen met het afvalwater. Daarnaast is onderscheid gemaakt tussen een A-trap/denitr. A-trap met en zonder dosering.

A-trap:

Adsorptieruimte

verblijftijd	HVT	=	0,25 h (bij RWA) [0,17 - 0,25h]
diepte	h	=	4 m
slibgehalte	X _{A-trap}	=	2,0 g d.s./l [2,0 - 3,1 g d.s./l]
slibconcentratie Q _{slib}	X _{Q slib}	=	10 g d.s./l [6 - 10 g d.s./l]
retourstroom slib	Q slib	=	750 m ³ /h (bij RWA)
volume	V	=	0,25*3.000 + 0,25*750 = 938 m ³
oppervlak	O	=	234 m ²
slibbelasting	B	=	6,25 kg CZV/kg d.s. per dag

Tussenbezinker: Zie bezinktank bij préprecipitatie

Extra bij A-trap met dosering

Dosering

Vlokmiddel	Fe ³⁺	C _{fe}	=	0,6 mol Fe/mol
Vlokhulpmiddel				
	kationisch coagulant (Magnafloc 368)	C _{PE1}	=	1,0 g/m ³
	anionisch flocculant (Magnafloc 308)	C _{PE2}	=	0,2 g/m ³

Hierbij is uitgegaan van een FeCl₃ dosering, waarbij de P-tot.concentratie in het effluent van de A-trap en denitrificerende A-trap < 1 mg/l is

opmerking:

- de A-trap kan evt. gecombineerd worden met een beluchte zandvanger (Duitsland)

Energieverbruik van de beluchting:

20% van het influent CZV wordt geoxideerd (totaalverwijderingspercentage - slibaanwaspercentage) = $0,15 \cdot 0,6 \cdot 19.500 = 2.340 \text{ kg CZV/dag}$;

Het energieverbruik voor de beluchting wordt berekend volgens:

$$\alpha \cdot OC = (OV) \cdot p \cdot \frac{C_s}{(C_s - C)}$$

Waarbij:

- OV = zuurstofverbruik (kg O₂/d)
 α = factor waarmee standaardcondities voor OC-waarde omgerekend kan worden naar praktijkomstandigheden. De A-trap is voorzien van een bellenbeluchter. Voor bellenbeluchters wordt een α -waarde genomen van 0,9.
 p = piekfactor, waarden rond 1,1, - 1,5. In deze berekeningen wordt uitgegaan van een piekfactor van 1,2.
 C_s = verzadigingsconcentratie van zuurstof bij de temperatuur van het afvalwater. In deze berekeningen wordt uitgegaan van een C_s -waarde van 10,2 mg/l (bij 14 °C)
 C = zuurstofconcentratie van het afvalwater. Deze wordt gesteld op 0,5 mg/l.

Met behulp van bovenstaande kan een OC-waarde berekend worden van 4716 kg O₂/dag. Het zuurstofinbrengrendement van bellenbeluchters in actief-slib bedraagt globaal 2,0 - 3,0 kg O₂/kWh. Bij de berekening van dit scenario wordt uitgegaan van een zuurstofinbrengrendement van 2,5 kg O₂/kWh. Het berekende energieverbruik is:

Energieverbruik belucht. = 688.500 kWh/jaar

Tabel 1: Ontwerpgegevens A-trap met slibregeneratie (zonder dosering) en A-trap met dosering (Dokhaven +)

parameter	A-trap met slibregeneratie	A-trap met dosering (Dokhaven +)
hydraulische verblijftijd A-trap		
- RWA	- 0,17 h	- 0,25 h
- DWA	- 0,5 h	- 0,75 h (ontwerp) ca. 1,0 h (praktijk)
slibbelasting	6 - 8,5 kg CZV/kg d.s.d	2 - 3 kg BZV/kg d.s.d
slibgehalte	2,5 g d.s./l	3,1 g d.s./l (praktijk) (ontwerp 2,0 g d.s./l)
hydraulische verblijftijd regeneratietank	0,25 - 0,5 h	--
oppervlaktebelasting tussenbezinker	1,1 m/h (DWA)	3,0 m/h (RWA)
drogestof concentratie effluent TB	1 %	0,6 %
CZV-verwijdering: CZV _{totaal}	85%	77%
slibaanwasfactor (op CZV-basis)	0,7	0,6

Diepbedfiltratie

Dimensionering op DWA

Dimensionering filterunits

totale bedhoogte	h	=	1 m	[0,8-1,2 m]
	toplaag=		0,6 m	grof antraciet (dk = 2,0 - 4,0 mm)
	onderlaag=		0,4 m	grof zand (dk = 1,5 - 2,0 mm)
filtratiesnelheid	v	=	15 m/h	[5-35 m/h]
max. filteroppervlak	O	=	66,7 m ²	
aantal filterunits	n	=	4	
oppervlak per filterunit	O _{unit}	=	16,7 m ²	
breedte per filterunit	b	=	4,1 m	
lengte per filterunit	l	=	4,1 m	
hoogte filterunit	h	=	1,8 m	

Energieverbruik door terugspoelen:

aangenomen wordt dat 15 minuten wordt teruggespoeld met water met 90 m/h

Totaal jaarlijks energieverbruik voor het terugspoelen van een filterinstallatie met de ontwerpgrootte van 66,7 m²

Spoelwaterverbruik	=	7,8 %	van Q _{gem}
Spoelduur	=	15	min
Energieverbruik	=	73.000	kWh/jaar

Microfiltratie

Dimensionering op DWA

Uitgegaan wordt van dead-end microfiltratie:

inwendige membraandiameter

	d _{in}	=	1,5 mm
poriëndiameter	d _p	=	0,1 μm
nominale flux	F	=	0,1 m ³ /(m ² h) (m/h)
benuttingsgraad	R	=	90%
transmembraandruk	TMP	=	0,8 bar [0,4 - 1 bar (1e5 N/m ²)]

Module:

modulediameter	D	=	0,2 m
modulelengte	L	=	1 m
membraanoppervlak per module		=	15 m ²
aantal modules per drukvat	N	=	6 modules
aantal drukvaten per stack	S	=	24 drukvatten

Vereist totaal membraanoppervlak bij DWA = 1.000 m³/h

	O	=	11.100 m ²
Vereist aantal modules n		=	740 modules
Vereist aantal drukvaten N		=	123 drukvaten
Vereist aantal stacks S		=	5 stacks + 1 stack met 3 drukvatten
Energieverbruik		=	278.000 kWh/jaar

II.2b Dimensionering van de nabehandelingsstappen

Ionenwisseling met regeneratie van de ionenwisselaar

Dimensionering op RWA

ontwerp ionenwisselaar

Te verwijderen ammonium	=	27	mg/l = 529	kg/d
oppervlaktebelasting v0	=	30	m/h	
minimaal oppervlak	Oion	=	73 m ²	
capaciteit	Cion	=	0,6 eq/l	
kolomcapaciteit	Ckolom	=	5,5 kg NH ₄ -N / m ³ hars	
dagbelading hars	Bhars	=	96,8 m ³ beladen hars per dag	
harsbedhoogte	Hbed	=	1,3 m	
kolomhoogte	Hkol	=	3,6 m	
uitvoering				
kolomdiameter	Dkol	=	2,4 m	
minimaal aantal kolommen	Akol	=	17	
extra ivm regeneratie		=	afhankelijk van brijnbehandeling	
werkelijk oppervlak	O	=	//	
harsvolume	Vhars	=	//	
regeneratie				
regeneratie	Reg	=	0,96 per dag	
		=	1 maal per 1,0 dag	
		=	om de 25 uur = looptijd	
spoeltijd	Tspoel	=	0,25 h = 15 min.	

biologische regeneratie

regeneratievolume = adsorptievolume

aantal mengvaten = 0,25 • totaal aantal kolommen

Dit resulteert in een totaal aantal kolommen van 42 met een totaal oppervlak van 190 m².

Energieverbruik

*pwarming van het regeneraat van 2 % = 390 m³ per dag

= volume per jaar * dichtheid * soortelijke warmte * temperatuurverschil

= 390*365*999,1*4100*(30 - 15) / 3,6e10⁶ = 2.430.000 kWh/jaar

*beluchttingsenergie voor nitrificatie

OV = stikstofvracht*4,57 = 724*4,57 = 2417 kg O₂/dag

Energieverbruik = 553.200 kWh/jaar

Chemicaliënverbruik

dagbelading zeoliet = 529 kg NH₄-N/dag = 3,7 x 10⁴ mol NH₄-N/dag

door de nitrificatie worden per mol NH₄-N 2 zuurequivalenten geproduceerd, dus moet 2 mol NaOH gedoseerd worden per mol NH₄-N

bufferdosering = 7,4 x 10⁴ mol NaOH/dag *365 = 1.100 ton NaOH/jaar

Regeneraatbehandeling met luchtstrippen bij 50 °C

regeneratietijd T reg 2 4,1 uur per kolom

Dit resulteert in 4 extra kolommen waardoor het totaal aantal op 20 komt met een totaal oppervlak van 90 m²

Energieverbruik

elektrische energie	1,35 kWh/kg Nverwijd	= 260.700 kWh/jaar
energie uit methaan (173.800 kg/jaar)		= 2.399.870 kWh/jaar
Totaal energieverbruik stripper		= 2.660.000 kWh/jaar
NaOHverbruik		= 550 ton per jaar
H2SO4verbruik		= 660 ton per jaar

Actief-kooladsorptie

Dimensionering op RWA

Dimensionering neerwaarts doorstroomd actief-koolfilter

vereiste hoogte koolbed	H	=	2	m		
oppervlaktebelasting	v ₀	=	5	m/h		
AKvolume	V	=	1200	m ³		
Dichtheid AK		=	600	kg/m ³		
Gewicht AK		=	720.000	kg		
oppervlak	O	=	600,0	m ²		
verblijftijd	HVT	=	0,40	h	=	24 minuten
max diameter	D	=	4	m		
aantal units	N	=	48			
oppervlak per unit		=	12,6	m ²		
hoogte filterkolom		=	3	m		
Volume per kolom		=	38	m ³	1810	m ³ (totaal)
CZV A		=	180	mg/l	naar 50	mg/l
CZV B		=	60	mg/l	naar 50	mg/l
CZV C		=	210	mg/l	naar 50	mg/l
Beladingscapaciteit		=	0,45	kg/kg		

	A	B	C
ci - ce	0,130 kg/m ³	0,010	0,160
qe	0,45 kg/kg	0,45	0,45
W	0,289 kg/m ³	0,022	0,356
BV	2078 m ³ /m ³	27000	1690
T	831 h	10800	675
	72 dagen	937	28
	0,1 jaar	1,2	0,08

Laagbelast actief-slibstelsysteem als nabehandeling

Dimensionering op BZV-belasting

Oxidatiesloot

slibbelasting	B = 0,06 kg BZV/kg d.s.dag
slibgehalte	X = 4 g d.s./l [3 - 4 g d.s./l]
yield	Y = 0,4 g CZV/slib/g CZV _{verwijderd} [0,4 - 0,6]
diepte	h = 4 m

totaal volume $V = (\text{INPUT BZV [kg/m}^3] \bullet 19.500)/(4 \bullet 0,06)$
oppervlakte $O = V/4$

Nabezinktank

oppervlaktebelasting $v_0 = 0,7 \text{ m/h [0,7 - 2 m/h]}$
bezinkoppervlak $O = 4286 \text{ m}^2$

Energieverbruik beluchting

berekening: zie referentiescenario 1

Methanoldosering

Of methanol gedoseerd moet worden, is afhankelijk van de BZV/N verhouding. Als de BZV/N-verhouding onder 2,5 (eis) ligt, moet de koolstofbron met methanol aangevuld worden. Dit gaat als volgt: eerst wordt de hoeveelheid, niet gedenitrificeerde stikstof bepaald, waarna met de doseerfactor van 2,5 g methanol/g $\text{NO}_3\text{-N}$ de hoeveelheid methanol wordt berekend

in formule:

Methanoldosering = $[(2,5 - \text{BZV/N}) / 2,5 \bullet \text{NO}_3\text{-N}] \bullet 2,5$ [mg methanol / l]

Verwachte effluentkwaliteit: eisen voor lozing op oppervlaktewater (zie referentieproces)

Hoogbelast actief-slibstelsysteem als nabehandeling

Dimensionering op BZV-belasting

Oxidatiesloot

slibbelasting $B = 0,8 \text{ g BZV/g d.s.dag [0,5 - 1,0]}$
slibgehalte $X = 4 \text{ g d.s./l}$
yield $Y = 0,6 \text{ g CZVslib/g CZV}_{\text{verwijderd}} [0,4 - 0,6]$
diepte $h = 4 \text{ m}$

BEREKENING:

totaal volume $V = (\text{INPUT BZV [kg/m}^3] \bullet 19.500)/(2 \bullet 0,8)$
oppervlakte $O = V/4$

Nabezinktank

oppervlaktebelasting $v_0 = 0,7 \text{ m/h [0,7 - 2 m/h]}$
bezinkoppervlak $O = 4286 \text{ m}^2$

Energieverbruik beluchting

berekening, zie referentiescenario 1

Verwachte effluentkwaliteit: CZV-norm voor lozing op oppervlaktewater (zie referentieproces)

Laagbelast slib-op-dragersysteem voor verwijdering van CZV- en stikstof

Dimensionering op BZV-belasting

Reactorvolume

Volumebelasting $\text{VB} = 0,2 \text{ kg BZV/m}^3\text{.dag [0,08 - 0,32]}$
Diepte $H = 4 \text{ m}$
Volume $V = (\text{BZV}_{\text{effluent voorzuivering}} \bullet 19.500)/0,6 \text{ m}^3$
Oppervlakte $O = V/H$
Yield $Y = 0,2$

Energieverbruik beluchting
berekening, zie referentiescenario 1

Methanoldosering
Berekening, zie laagbelast actief-slibstelsysteem als nabehandeling

Nafiltratie:

Dimensionering filterunits

totale bedhoogte	h =	1	m
filtratiesnelheid	v =	15	m/h
max. filteroppervlak	O =	200	m ²
aantal filterunits		4	
oppervlak per filterunit	Ounit	50	m ²
breedte per filterunit	b	7,07	m
lengte per filterunit	l	7,07	m
hoogte filterunit	hunit	1,8	m

Totaal jaarlijks energieverbruik voor het terugspoelen van een filterinstallatie met de ontwerpgrrootte van 200 m²

Etotaal 184.000 kWh/jaar

Hoogbelast slib-op-drager (trickling filter) voor verwijdering van opgelost CZV

Dimensionering op BZV-belasting

Reactorvolume

Volumebelasting	VB	= 0,6 kg BZV/m ³ .dag [0,3 - 1,4]
Diepte	H	= 4 m
Volume	V	= (BZVeffluent voorzuivering • 19.500)/0,6 m ³
Oppervlakte	O	= V/H
Yield	Y	= 0,5

Nafiltratie: zie hier boven

Energieverbruik beluchting
zie referentiescenario 1

Verwachte CZV-kwaliteit: normen voor lozing op oppervlaktewater (zie referentieproces)

Membraanbioreactor

Dimensionering op BZV-belasting

Membraanbioreactor

volumebelasting	VB	= 1,0 kg BZV/m ³ dag [0,9 - 2,0]
slibgehalte	X	= 40 g d.s./l [40 - 50 g d.s./l]
yield	Y	= 0,05 g CZVslib/g CZV _{verwijderd}
diepte	h	= 4 m
totaal volume	V	= (INPUT BZV [kg/m ³] * 19.500)/(1,0)
oppervlakte	O	= V/4

Verder benodigd:
membraanmicrofiltratieunit (crossflow of Zeeweed™)

Energieverbruik

beluchting: berekenen op basis van CZV en N-verwijdering, zie referentiescenario 1
membraanmicrofiltratie: zie crossflowmicrofiltratie (Zeeweed™ = 0,1 - 0,3 bar)

Eerste indicatie door microfiltratie te berekenen zonder civiele werken

Flux	0,05	m/h		
Benutting	90%			
Membraanoppervlak	66.700	m ²		
TMP	20000 N/m ²	=	0,2	bar
pomp rendement	70%			
vermogen = debiet*TMP/pomp rendement	2,0E+08	J/h		
jaarlijks energieverbruik bij rwa	493.000	kWh/jaar		

Methanoldosering

berekening: zie laagbelast actief-slibstelsel als nabehandeling

Laagbelast actief-slibstelsel volgens de nitriet-route

Dimensionering op BZV-belasting

Oxidatiesloot

slibbelasting	B	= 0,08 kg BZV/kg d.s.dag
slibgehalte	X	= 4 g d.s./l [3 - 4 g d.s./l]
yield	Y	= 0,4 g CZVslib/g CZV _{verwijderd}
diepte	h	= 4 m

BEREKENING:

totaal volume	V	= (INPUT BZV [kg/m ³] * 19.500)/(4 * 0,11)
oppervlakte	O	= V/h

Nabezinktank

oppervlaktebelasting	v ₀	= 0,7 m/h [0,7 - 2 m/h]
bezinkoppervlak	O	= 4286 m ²

Methanoldosering

berekening: zie laagbelast actief-slib. BZV/N-verhouding = 1,5

Tevens is een regelsysteem voor zuurstof nodig.

Energieverbruik van de beluchting

zuurstofverbruik:

$$OV = O_e + O_s + O_n - O_d$$

Waarbij:

OV = totaal zuurstofverbruik (kg O₂/d)

O_e = zuurstofverbruik van de endogene ademhaling (kg O₂/d)

O_s = zuurstofverbruik ten gevolge van de substraatademhaling (kg O₂/d)

O_n = zuurstofverbruik ten gevolge van nitrificatie tot nitriet (kg O₂/d)

O_d = negatief 'zuurstofverbruik' door denitrificatie vanuit nitriet (kg O₂/d)

$$\begin{aligned} O_e + O_s &= CZV_{\text{influent}} - CZV_{\text{effluent}} - CZV_{\text{slib}} \\ &= [CZV_{\text{influent}} - CZV_{\text{effluent}} - Y \cdot (CZV_{\text{influent}} - CZV_{\text{effluent}})] \cdot Q \\ &= [(1-Y) \cdot (CZV_{\text{influent}} - CZV_{\text{effluent}})] \cdot Q \\ O_n &= [(N\text{-kj}_{\text{in}} - N\text{-kj}_{\text{uit}}) \cdot Q - N_{\text{slib}}] \cdot 3,43 \\ N_{\text{slib}} &= Y \cdot (CZV_{\text{influent}} - CZV_{\text{effluent}}) \cdot Q \cdot 0,067 \text{ [CZV/N-ratio slib]} \\ O_d &= [(N\text{-kj}_{\text{in}} - N\text{-kj}_{\text{uit}}) \cdot 19.500 - N_{\text{slib}}] \cdot 1,7 \end{aligned}$$

Verdere berekening: zie laagbelast actief-slib

Verwachte effluentkwaliteit: eisen voor lozing op oppervlaktewater (zie referentieproces)

Referentiescenario 1:

Laagbelast actief-slibstelsysteem voor biologische CZV-en stikstofverwijdering; P-verwijdering door combinatie biologisch/chemisch

Influent- en effluentconcentraties

	Influent	Effluent (gelijk aan de eis)
CZV	600 mg/l	50 mg/l
opgelost	180 mg/l	opgelost 38 mg/l
gesusp.	420 mg/l	gesusp. 12 mg/l
BZV ₅	220 mg/l	10 mg/l
opgelost	90 mg/l	
gesusp.	130 mg/l	
N	55 mg/l	10 mg/l
BZV ₅ /N	4	n.v.t.
P-tot	9 mg/l	< 1 mg/l
SS	250 mg/l	10 mg/l
Hygiëne	--	+

Anaërobe ruimte voor P-verwijdering

(biologische P-verwijdering, eventueel aangevuld met dosering van vlokmiddelen voor rest P-verwijdering)

contacttijd	C	= 2 h (bij DWA)
debiet	Q _{dwa}	= 1000 m ³ /h
retourdebiet	Q _{slib}	= 1000 m ³ /h
volume	V	= (1000 + 1000) * 2 = 4000 m ³
diepte	H	= 4 m
oppervlakte	O	= 1000 m ²

NB de anaërobe ruimte is integraal onderdeel van het laagbelast slibstelsysteem

Oxidatiesloot

slibbelasting	B	= 0,06 kg BZV/kg d.s.dag
slibgehalte	X	= 4 g d.s./l [3 - 4 g d.s./l]
yield	Y	= 0,4 g CZVslib/g CZV _{verwijderd} [0,4 - 0,6]
diepte	h	= 4 m

Nabezinktank

oppervlaktebelasting	v ₀	= 0,7 m/h [0,7 - 2 m/h]
vereist bezinkoppervlak	O	= 4286 m ²

Energieverbruik van de beluchting

Het energieverbruik van de beluchters in de carousel is afhankelijk van de benodigde hoeveelheid zuurstof. Het zuurstofverbruik is afhankelijk van de volgende factoren:

$$OV = O_e + O_s + O_n - O_d$$

Waarbij:

OV = totaal zuurstofverbruik (kg O₂/d)

O_e = zuurstofverbruik van de endogene ademhaling (kg O₂/d)

O_s = zuurstofverbruik van de substraatademhaling (kg O₂/d)

O_n = zuurstofverbruik door nitrificatie (kg O₂/d)

O_d = negatief 'zuurstofverbruik' door denitrificatie (kg O₂/d)

$$\begin{aligned} O_e + O_s &= CZV_{\text{tot, influent}} - CZV_{\text{tot, effluent}} - CZV_{\text{tot, slib}} \\ &= [CZV_{\text{influent}} - CZV_{\text{effluent}} - Y \cdot (CZV_{\text{influent}} - CZV_{\text{effluent}})] \cdot Q \\ &= [(1-Y) \cdot (CZV_{\text{influent}} - CZV_{\text{effluent}})] \cdot Q = [(1 - 0,4) \cdot (600 - 50)] \cdot 19,5 \\ &= 6435,0 \text{ kg O}_2/\text{d} \end{aligned}$$

$$O_n = [(N\text{-kj.}_{\text{in}} - N\text{-kj.}_{\text{uit}}) \cdot Q - N_{\text{slib}}] \cdot 4,57 = [(55 - 10) \cdot 19,5 - 287,4] \cdot 4,57 = 2697 \text{ kg O}_2/\text{d}$$

$$N_{\text{slib}} = Y \cdot (CZV_{\text{influent}} - CZV_{\text{effluent}}) \cdot Q \cdot 0,067 \text{ [CZV-ratio slib]} = 287,4 \text{ kg N}_{\text{slib}}/\text{d}$$

$$O_d = [(N\text{-kj.}_{\text{in}} - N\text{-kj.}_{\text{uit}}) \cdot 19.500 - N_{\text{slib}}] \cdot 2,86 = 1687,7 \text{ kg O}_2/\text{d}$$

$$OV = 6435 + 2697 - 1688 = 7444 \text{ kg O}_2/\text{d}$$

Het energieverbruik voor de beluchting wordt berekend volgens:

$$\alpha \cdot OC = (OV) \cdot p \cdot \frac{C_s}{(C_s - C)}$$

Waarbij:

OV = zuurstofverbruik (kg O₂/d)

α = factor waarmee standaardcondities voor OC-waarde omgerekend kan worden naar praktijkomstandigheden. Voor bellenbeluchters wordt een α-waarde genomen van 0,7.

p = piekfactor, waarden rond 1,1, - 1,5. In deze berekeningen wordt uitgegaan van een piekfactor van 1,2.

C_s = verzadigingsconcentratie van zuurstof bij de temperatuur van het afvalwater. In deze berekeningen wordt uitgegaan van een C_s-waarde van 10,2 mg/l (bij 14 °C)

C = zuurstofconcentratie van het afvalwater. Deze wordt gesteld op 1,5 mg/l.

Met behulp van bovenstaande kan een OC-waarde berekend worden van 15.002 kg O₂/dag. Het zuurstofinbrengrendement van bellenbeluchters in actief-slib bedraagt globaal 2,0 - 3,0 kg O₂/kWh. Bij de berekening van dit scenario wordt uitgegaan van een zuurstofinbrengrendement van 2,5 kg O₂/kWh. Het berekende energieverbruik is:

Energieverbruik beluchters	=	6.001 kWh/dag
Jaarlijks energieverbruik E	=	2.190 MWh/jaar
Jaarlijkse energiekosten K	=	f 328.500,-

Referentiescenario 2

Voorbezinker + oxidatiesloot + nabezinktank

Influent- en effluentconcentraties

	Influent (tabellen standaard influent)	Effluent voorbezinker (gelijk aan de norm)	Effluent oxidatiesloot
CZV	600 mg/l opgelost 180 mg/l gesusp. 420 mg/l	420 mg/l (R = 30 %) opgelost 180 mg/l gesusp. 240 mg/l	50 mg/l opgelost 38 mg/l gesusp. 12 mg/l
BZV ₅	220 mg/l opgelost 90 mg/l gesusp. 130 mg/l	176 mg/l (R = 20%) opgelost 90 mg/l gesusp. 86 mg/l	10 mg/l
N	55 mg/l	52,3 mg/l (R = 5 %)	10 mg/l
BZV ₅ /N	4	3,4	n.v.t.
P-tot	9 mg/l	8 mg/l	< 1 mg/l
SS	250 mg/l	125 mg/l (R = 50 %)	10 mg/l
Hygiëne	--	--	+

Voorbezinker

oppervlaktebelasting	v_0	= 3 m/h [2 - 5 m/h]
vereist bezinkoppervlak	O	= 1.000 m ²

Anaërobe ruimte voor P-verwijdering: zie referentiescenario 1

Oxidatiesloot

slibbelasting	B	= 0,06 kg BZV/kg d.s.dag
slibgehalte	X	= 4 g d.s./l [3 - 4 g d.s./l]
yield	Y	= 0,4 g CZV/slib/g CZV _{verwijderd}
diepte	h	= 4 m
totaal volume	V	= (176 * 19,5)/(4 * 0,06) = 14.300 m ³
oppervlakte	O	= V/h = 3.575 m ²

Nabezinker: zie referentiescenario 1

Energieverbruik beluchting

$$\begin{aligned}
 OV &= O_e + O_s + O_n - O_d \\
 O_e + O_s &= [(1-Y) * (CZV_{\text{influent}} - CZV_{\text{effluent}})] * Q = [(1 - 0,4) * (420 - 50)] * 19,5 \\
 &= 4329 \text{ kg O}_2/\text{d} \\
 O_n &= [(N\text{-kj}_{\text{in}} - N\text{-kj}_{\text{uit}}) * Q - N_{\text{slib}}] * 4,57 = 2514 \text{ kg O}_2/\text{d} \\
 N_{\text{slib}} &= Y * (CZV_{\text{influent}} - CZV_{\text{effluent}}) * Q * 0,067 \text{ [N/CZV-ratio slib]} = 145 \text{ kg} \\
 &N_{\text{slib}}/\text{d} \\
 O_d &= [(N\text{-kj}_{\text{in}} - N\text{-kj}_{\text{uit}}) * 19.500 - N_{\text{slib}}] * 2,86 = 1573 \text{ kg O}_2/\text{d} \\
 \\
 OV &= 5270 \text{ kg O}_2/\text{d}
 \end{aligned}$$

Het energieverbruik wordt hiermee:

OC	=	10.620 kg O ₂ /dag.
Energieverbruik beluchters	=	4.248 kWh/dag
Jaarlijks energieverbruik E	=	1.550 MWh/jaar
Jaarlijkse energiekosten K	=	f 232.600,-

II.2d Dimensionering van de sliblijn

Scenario Referentie 2 met voorbezinking

Slibproductie	=	1.940	ton ds/jaar
Dagproductie	=	5.315	kg ds/dag
Drogestofgehalte	=	0,6%	5,9 kg/m ³
Organischstofgehalte	=	73,6%	
Slibvolume	=	898	m ³ /dag

Gravitatie-indikker

Verwerkingscap.	=	50	kg d.s./m ² dag) gemengd slib
Oppervlak	=	106	m ²
Drogestofgehalte uit	=	5%	
Indikfactor	=	8,4	

Slibgisting

Slibvolume in	=	106	m ³ /d
Slibverblijftijd	=	20	dagen
Gistingsvolume	=	2.130	m ³
Hoogte	=	10	m
Oppervlak	=	213	m ²
Verwarming energie	=	100.000	kJ/m ³
Benodigde verwarming-energie	=	1.077.800	kWh/jaar
m ³ biogas per kg org.stof	=	1,15	m ³ /kg
Org.afbraak	=	50%	primair slib
		30%	secundair slib
Gasproductie	=	1.760	m ³ biogas/dag
Energie-inhoud	=	22.000	kJ/m ³
Energie-inhoud slib	=	10.760	kWh/dag
Elektrische energie	= (32% TE)	3.440	kWh/dag = 1.255.600 kWh/jaar
Warmte-productie	= (50% TE)	1.963.700	kWh/jaar
Drogestof uit	=	1.380	ton d.s. per jaar
Relatieve d.s.reductie	=	29%	
D.s.gehalte uit gisting	=	3,6%	
Slibvolume	=	38.800	m ³ /jaar

Bijlage II.3 Berekening van Nano/hyperfiltratie en ozon-oxidatie

Nano/hyperfiltratie

Nano- (1-10 nm) en hyperfiltratie (0,1-1 nm) zijn membraantechnieken, waarmee microverontreinigingen, zouten (alleen bij hyperfiltratie) en opgeloste stoffen verwijderd kunnen worden. In deze paragraaf wordt bekeken of deze membraantechnieken technisch en economisch haalbaar zijn voor de verwijdering van CZV, ammonium en fosfaat.

Bij membraanfiltratie is de drijvende kracht het drukverschil over het membraan. De toegepaste drukken verschillen per membraantechniek. Nanofiltratie vereist een drukverschil over het membraan van 2 à 3 bar (de resulterende voedingsdruk is 5-10 bar) en hyperfiltratie kan met een drukverschil van 2 tot 10 bar bedreven worden (de resulterende voedingsdruk varieert van 10 - 40 bar).

In de voorzuivering wordt een deeltjesvrij effluent geproduceerd. Hierna is het mogelijk nano/hyperfiltratie toe te passen, waarmee een redelijk tot goede CZV-verwijdering behaald kan worden. Ammonium kan door deze membraantechnieken moeilijk verwijderd worden. Omdat fosfaat reeds in de voorzuivering fysisch/chemisch is verwijderd tot beneden de 1 mg/l zijn deze membraantechnieken niet bedoeld als fosfaatverwijderingstechniek, waarvoor ze echter wel geschikt zouden zijn.

Met nano/hyperfiltratie worden verontreinigingen met een factor 5 tot 10 geconcentreerd, waarmee de opgelost CZV-concentratie waarden van 1000 tot 2000 mg/l bereikt. Een globale inventarisatie levert de volgende verwerkingsmogelijkheden voor deze geconcentreerde stroom op:

1. Terugvoer naar het begin van de installatie. Hiermee wordt de vracht van het influent verhoogd en worden de verontreinigingen uiteindelijk weer met de membraanfiltratie uit de waterstroom afgescheiden. De concentraties opgelost CZV in het systeem, lopen hierbij op omdat geen daadwerkelijke verwijdering plaatsvindt. Hierbij bestaat de mogelijkheid dat CZV bij hoge concentraties gedeeltelijk uit het systeem verdwijnt door adsorptie aan primair slib of door uitvloeking bij de chemicaliëndosering.
2. Verdere concentratie van de brijn door een nageschakelde nano/hyperfiltratie unit. Deze unit kan een factor 5 à 10 kleiner gedimensioneerd worden dan de unit in de waterlijn. Deze stroom (concentratie CZV ca. 10.000 mg/l = 1 %-oplossing) zou naar de slibvergisting kunnen.
3. Toepassing van een oxidatietechniek (biologisch of chemisch) op de geconcentreerde stroom. Hiermee kan CZV en stikstof omgezet worden.
4. Indamping van de geconcentreerde stroom met behulp van stoom. Dit is een dure verwerkingsmethode (ca. Fl. 25,- per m³ verdampt water).

Voor een nano/hyperfiltratie-unit gedimensioneerd op rwa ligt de totale contante waarde bij circa 130 miljoen gulden over 30 jaar looptijd. De hyperfiltratie is globaal gedimensioneerd op een flux van 0,075 m³/m²·h (bij rwa), een drukverschil over het membraan van 3 bar en een recovery van 85%. Het energieverbruik van hyperfiltratie is met meer dan 3.000.000 kWh/jaar zeer hoog. Hierbij is de brijnbehandeling niet betrokken.

Conclusie

Voorlopig kan geconcludeerd worden dat nano/hyperfiltratie weinig perspectief biedt als verwijderingstechniek van opgeloste stoffen als CZV en ammonium. Dit omdat het een dure zuiveringstechniek is met een relatief hoog energieverbruik in vergelijking tot de andere geselecteerde nazuiveringstechnieken.

Chemische oxidatie

In plaats van de biologische oxidatie kan ozonisatie toegepast worden om CZV en ammonium chemisch te oxideren. Om een indicatie te geven van de dimensies en de kosten van een ozoninstallatie als nazuiveringsstap wordt hieronder de ozonisatie van CZV en ammonium gedimensioneerd.

Met een vereiste hydraulische verblijftijd van minimaal 20 minuten en een kamerdiepte van 1,5 m wordt het totale oppervlak van de ozonisatiekamers 667 m².

De ozonbehoefte wordt bepaald door met de theoretische ozon/CZV-verhouding van 1 kg/kg te rekenen. Voor de oxidatie van ammonium wordt met een theoretische ozonbehoefte van 4,57 kg ozon per kg ammoniumstikstof gerekend. In de praktijk zullen deze waarden hoger liggen. De ozonbehoefte is berekend op basis van de vereiste CZV-verwijdering en ammoniumoxidatie:

Vorzuiveringsscenario's:	A (na F/C-voorzuivering)	B (na A-trap)	C (na UASR-reactor)
Ozonbehoefte*	6.211 kg/d	3.871 kg/d	6.796 kg/d
Vereiste ozonproductie	414 kg/h	258 kg/h	453 kg/h
Energieverbruik**	27,2 GWh/j	16,9 GWh/j	29,8 GWh/jaar

* CZV wordt verwijderd tot aan een concentratie van 50 mg/l (effluentnorm)

** Energieconsumptie van de ozongeneratie = 12 kWh per kg O₃

De kosten van een ozoninstallatie worden hoofdzakelijk bepaald door de ozongeneratie. Omdat ozon zeer onstabiel is en explosief kan zijn, moet op het zuiveringsterrein zelf een dure ozonproductie-installatie gebouwd worden.

Indicatie van de contante waarde van ozonisatie:

Scenario's:	A	B	C
Contante waarde c + e/m =	Fl. 158.805.000,--	Fl. 98.975.000,--	Fl. 173.762.000,--
Contante waarde onderhoud =	Fl. 32.678.000,--	Fl. 20.367.000,--	Fl. 35.756.000,--
Contante waarde energie excl.=	Fl. 83.107.000,--	Fl. 51.798.000,--	Fl. 90.933.000,--
Totaal contante waarde =	Fl. 274.590.000,--	Fl. 171.140.000,--	Fl. 300.451.000,--

Conclusie

Uit deze berekeningen blijkt dat een ozonbehandeling ter oxidatie van hoge concentraties CZV en ammonium, zoals de voorzuiveringsscenario's produceren een zeer dure nabehandelingsschik is. Tevens is het energieverbruik bij de ozonbehandeling zeer hoog, waardoor ozonisatie ook negatief uitvalt uit het oogpunt van de duurzaamheid. Een laatste belangrijke conclusie is dat ozonbehandeling niet geschikt is voor stikstofverwijdering, omdat ammonium slechts omgezet wordt in nitraat en niet volledig wordt verwijderd.

Ozonbehandeling is mogelijk wel interessant voor de verwijdering van inert CZV.

Bijlage II.4 Overzicht van de calculatieresultaten met DEMAS per scenario

De tabellen waarin de resultaten van de volledige zuiveringsscenario's staan vermeld, behoeven een korte toelichting.

In de eerste tabel worden in de tweede kolom de milieu-ingrepen en de contante waarde van de gehele waterlijn van het scenario weergegeven. Rechts daarnaast staat de tabel van de sliblijn. Onder deze twee compacte tabellen staan de belangrijkste onderwerpen van de milieu-ingrepen van het volledige zuiveringsscenario (water- en sliblijn gecombineerd) vermeld.

In deze kleine overzichtstabellen worden achtereenvolgens: de energiebalans, de slibafzet na de slibbehandeling, de geproduceerde effluentkwaliteit, het chemicaliënverbruik en het ruimteverbruik van de volledige zuiveringsscenario's weergegeven.

In de laatste kleine overzichtstabel (rechtsonder) worden de contante waarden van het volledige scenario gepresenteerd.

De milieu-ingrepen zijn als volgt verdeeld:

Energie

Energieverbruik:	energieverbruik, in kWh per jaar;
Energieproductie:	energie geproduceerde in de slibvergisting, in kWh per jaar;
Energiebalans:	energieproductie - energieverbruik, in kWh per jaar.

Slib

Slibproductie:	jaarlijkse slibproductie in ton drogestof per jaar;
Drogestofgehalte:	gemiddeld drogestofgehalte van het geproduceerde slib per zuiveringsstap, in procenten;
Organischstofgehalte:	organischstofgehalte van het geproduceerde slib per zuiveringsstap, in procenten.

Effluentkwaliteit

CZV:	CZV-effluent per scenario en per zuiveringsstap;
BZV:	BZV-effluent per scenario en per zuiveringsstap;
N:	N_{kjeldahl} -effluentconcentratie per scenario en per zuiveringsstap;
P:	N_{totaal} -effluentconcentratie per scenario en per zuiveringsstap;
SS:	zwevendestof-effluentconcentratie per scenario en per zuiveringsstap.
Na ⁺ :	toename van natrium-ionen in het effluent door dosering van chemicaliën;
Cl ⁻ :	toename van chloride-ionen in het effluent door dosering van chemicaliën;

Chemicaliënverbruik

Vlokmiddel:

verbruik van vlokmiddelen (FeCl_3) in het scenario en de zuiveringsstappen, in ton per jaar;

Vlokhulpmiddel:

verbruik van anionische of kationische vlokhulpmiddelen in het scenario en de zuiveringsstappen, in ton per jaar.

Overige chemicaliën:

verbruik van NaOH en H_2SO_4 in de stripper en of biologische regeneraatbehandeling, verbruik van methanol voor denitrificatie.

Ruimte

Netto grondoppervlak:

het grondoppervlak dat per zuiveringsstap en per scenario netto wordt vereist, berekend uit de dimensioneringsgrondslagen.

Referentiescenario 1: Laagbelast actief-slibstelsysteem (carrousel) met nabezinktank (zonder slibvergisting)

Referentie 1 Milieu-ingrepen voor de LCA in de waterlijn	Referentiescenario laagbelast zonder voorbezinking	Laagbelast actief slib inclusief nabezinktank	
Energie			
Energieverbruik	3.157.000 kWh/j	3.157.300	100%
Slib			
Slibproductie	1.570 ton d.s./j	1.570	100%
Drogestofgehalte	0,5%	0,5%	
Organischstofgehalte	67%	67%	
Effluentkwaliteit			
CZV	50,0 mg/l	50,0	
BZV	10,0 mg/l	10,0	
N	10,0 mg/l	10,0	
P	1,0 mg/l	1,0	
SS	10,0 mg/l	10,0	
Chemicaliënverbruik			
Vlokmiddel (FeCl3)	0 ton/j	0	
Vlokhulpmiddel (PE)	0 ton/j	0	
Ruimte			
Netto grondoppervlak	9.780 m2	9.776	100%
Kosten waterlijn			
Totale contante waarde	Fl. 54.462.000	Fl. 50.357.000	
C.W. Civiel en E/M	Fl. 35.834.000	Fl. 35.834.000	
C.W. Onderhoud	Fl. 4.878.000	Fl. 4.878.000	
C.W. Energie	Fl. 9.645.000	Fl. 9.645.000	
C.W. Chemicaliën	Fl. -	Fl. -	
C.W. Personeel	Fl. 4.105.000		

Milieu-ingrepen voor de LCA in de sliblijn	
Energie	
Energieverbruik(-)/productie (+)	0 kWh/j
Slibafvoer uit de sliblijn	
Slibafvoer	1.570 ton d.s./j
Drogestofgehalte	5,0%
Slibvolume	31.400 m3/j.
Ruimteverbruik van de sliblijn	
Netto grondoppervlak	143 m2
Kosten sliblijn	
Totale contante waarde	Fl. 39.240.000
C.W. Civiel en E/M	Fl. 778.000
C.W. Onderhoud	Fl. 92.000
C.W. Energie	Fl. -
C.W. Ontwatering en verdere afzet	Fl. 38.370.000

Energiebalans		
Energieverbruik	=	3.157.000 kWh/j
Energieproductie	=	0 kWh/j
Negatieve energiebalans	=	3.157.000 kWh/j
Slibafzet		
Slibgewicht	=	1.570 ton d.s./j
Slibvolume	=	31.400 m3/j

Effluentkwaliteit		
CZV	=	50,0 mg/l
BZV	=	10,0 mg/l
N	=	10,0 mg/l
P	=	1,0 mg/l
SS	=	10,0 mg/l
Cl-	=	- mg/l
Na+	=	- mg/l
Chemicaliënverbruik		
Vlokmiddel (FeCl3)	=	0 ton/j
Vlokhulpmiddel (PE)	=	0 ton/j

Ruimteverbruik		
Totaal netto oppervlak	=	9.920 m2
Totale contante waarde		
C.W. Civiel en E/M	=	Fl. 36.612.000
C.W. Onderhoud	=	Fl. 4.970.000
C.W. Energie	=	Fl. 9.645.000
C.W. Chemicaliën	=	Fl. -
C.W. Slibontwater./afzet	=	Fl. 38.370.000
C.W. Personeel	=	Fl. 4.105.000

Referentiescenario 1+: Laagbelast actief-silbsysteem (carrusel) met nabezinktank en effluentfiltratie (zonder silbvergisling)

Referentie 1-plus	Referentiescenario laagbelast	Referentiescenario laagbelast zonder voorbereiding	Filter
Milieu-ingrepen voor de LCA in de silblijn	Energie		
Energieverbruik	3.230,000 kWh		
Silb	1,630 ton d.s./j		
Silbproductie	0,5%		
Drogestofgehalte	67%		
Organischstofgehalte			
Effluentkwaliteit			
CZV	44,0 mg/l	50,0	44,0
BZV	9,0 mg/l	10,0	9,0
N	9,7 mg/l	10,0	9,7
P	0,7 mg/l	1,0	0,7
SS	1,0 mg/l	10,0	1,0
Chemicaliënverbruik			
Viekmidde! (FeCl3)	0 ton/j	0	0
Viekmidde! (PE)	0 ton/j	0	0
Ruimte			
Ruimte grondoppervlak	9,840 m2		
Kosten waterlijn			
Totale contacte waarde	FL 57,437,000	FL 50,357,000	FL 2,975,000
C.W. Civiel en E/M	FL 38,170,000	FL 35,834,000	FL 2,336,000
C.W. Onderhoud	FL 5,293,000	FL 4,678,000	FL 415,000
C.W. Chemicaliën	FL -	FL -	FL -
C.W. Personeel	FL 4,105,000		

Effluentkwaliteit			
CZV	=	44,0 mg/l	=
BZV	=	9,0 mg/l	=
N	=	9,7 mg/l	=
P	=	0,7 mg/l	=
SS	=	1,0 mg/l	=
Cl-	=	- mg/l	=
Na+	=	- mg/l	=
Chemicaliënverbruik			
Viekmidde! (FeCl3)	=	0 ton/j	=
Viekmidde! (PE)	=	0 ton/j	=

Energiebalans	=	3.230,000 kWh/j	=
Energieverbruik	=	0 kWh/j	=
Negatieve energiebalans	=	3.230,000 kWh/j	=
Silbzet			
Silbgewicht	=	1,630 ton d.s./j	=
Silbvolume	=	32,600 m3/j	=

Milieu-ingrepen voor de LCA in de silblijn	Energie	Silbverbruik uit de silblijn	Silbvolume
Energie	0 kWh		
Silbverbruik			
Ruimteverbruik			
van de silblijn			
Netto grondoppervlak	149 m2		
Kosten silblijn			
Totale contacte waarde	FL 40,741,000		
C.W. Civiel en E/M	FL 809,000		
C.W. Onderhoud	FL 96,000		
C.W. Ontwikkeling	FL 39,836,000		
en verdere afzet			

Totaal netto oppervlak	=	9,990 m2	
Totale contacte waarde	=	98,178,000	
C.W. Civiel en E/M	=	38,979,000	
C.W. Onderhoud	=	5,389,000	
C.W. Energie	=	9,869,000	
C.W. Chemicaliën	=	-	
C.W. Silbontwater/afzet	=	39,836,000	
C.W. Personeel	=	4,105,000	

Referentiescenario 2 : Voorbezinktank, laagbelast actief-slibstelsysteem en nabezinking

Referentie 2 Milieu-ingrepen voor de LCA in de waterlijn	Referentiescenario laagbelast met voorbezinking	Voorbezinktank	Laagbelast actief slib inclusief nabezinktank
Energie Energieverbruik	2.553.000 kWh/j	35.000 1%	2.517.500 99%
Slib Slibproductie	1.380 ton d.s./j	890 46%	1.050 54%
Drogestofgehalte	0,6%	0,7%	0,5%
Organischstofgehalte	74%	70%	77%
Effluentkwaliteit			
CZV	50,0 mg/l	420,0	50,0
BZV	10,0 mg/l	176,0	10,0
N	10,0 mg/l	48,1	10,0
P	1,0 mg/l	7,1	1,0
SS	10,0 mg/l	125,0	10,0
Chemicaliënverbruik			
Vlokmiddel (FeCl3)	0 ton/j		0
Vlokhulpmiddel (PE)	0 ton/j		0
Ruimte Netto grondoppervlak	9.890 m2	1.000 10%	8.896 90%
Kosten waterlijn			
Totale contante waarde	FL 49.239.000	FL 1.810.000	FL 43.324.000
C.W. Civiel en E/M	FL 32.893.000	FL 1.520.000	FL 31.373.000
C.W. Onderhoud	FL 4.441.000	FL 182.000	FL 4.259.000
C.W. Energie	FL 7.800.000	FL 107.900	FL 7.692.000
C.W. Chemicaliën	FL -	FL -	FL -
C.W. Personeel	FL 4.105.000	FL -	FL -

Milieu-ingrepen voor de LCA in de silblijn		
Energie Energieverbruik(-)productie (+)	1.255.600 kWh/j	
Slibafvoer uit de silblijn		
Slibafvoer	1.380 ton d.s./j	
Drogestofgehalte	3,6%	
Slibvolume	38.800 m3/j	
Ruimteverbruik van de silblijn		
Netto grondoppervlak		319 m2
Kosten silblijn		
Totale contante waarde	FL 36.011.000	
C.W. Civiel en E/M	FL 5.388.000	
C.W. Onderhoud	FL 732.000	
C.W. Energie	FL -3.836.000	
C.W. Ontwatering en verdere afzet	FL 33.727.000	

Effluentkwaliteit			
CZV	=	50,0 mg/l	
BZV	=	10,0 mg/l	
N	=	10,0 mg/l	
P	=	1,0 mg/l	
SS	=	10,0 mg/l	
Cl-	=	- mg/l	
Na+	=	- mg/l	
Chemicaliënverbruik			
Vlokmiddel (FeCl3)	=	0 ton/j	
Vlokhulpmiddel (PE)	=	0 ton/j	

Ruimteverbruik		
Totaal netto oppervlak	=	10.210 m2
Totale contante waarde		
C.W. Civiel en E/M	=	FL 85.250.000
C.W. Onderhoud	=	FL 38.281.000
C.W. Energie	=	FL 5.173.000
C.W. Chemicaliën	=	FL 3.964.000
C.W. Slibontwatering/afzet	=	FL 33.727.000
C.W. Personeel	=	FL 4.105.000

Energiebalans		
Energieverbruik	=	2.553.000 kWh/j
Energieproductie	=	1.255.600 kWh/j
Negatieve energiebalans	=	1.297.440 kWh/j
Slibafzet		
Slibgewicht	=	1.380 ton d.s./j
Slibvolume	=	38.800 m3/j

Referentiescenario 2+: Voorbezinktank, laagbelast actief-slibstelsysteem, nabezinking en effluentfiltratie

Referentie 2-plus Milieu-ingrepen voor de LCA in de waterlijn	Referentiescenario laagbelast met voorbezinking	Voorbezinktank	Laagbelast actief slib inclusief nabezinktank	Filter
Energie				
Energieverbruik	2.626.000 kWh/j	35.000 1%	2.517.500 96%	73.000 3%
Slib				
Slibproductie	2.000 ton d.s./j	890 45%	1.050 53%	64 3%
Drogestofgehalte	0,6%	0,7%	0,5%	0,1%
Organischstofgehalte	73%	70%	77%	70%
Effluentkwaliteit				
CZV	44,0 mg/l	420,0	50,0	44,0
BZV	9,0 mg/l	176,0	10,0	9,0
N	9,7 mg/l	48,1	10,0	9,7
P	0,7 mg/l	7,1	1,0	0,7
SS	1,0 mg/l	125,0	10,0	1,0
Chemicaliënverbruik				
Viokmiddel (FeCl3)	0 ton/j		0	0
Viokhulpmiddel (PE)	0 ton/j		0	0
Ruimte				
Netto grondoppervlak	9.950 m2	1.000 10%	8.886 89%	67 1%
Kosten waterlijn				
Totale contante waarde	FL 52.214.000	FL 1.910.000	FL 43.324.000	FL 2.975.000
C.W. Civiel en E/M	FL 35.229.000	FL 1.520.000	FL 31.373.000	FL 2.336.000
C.W. Onderhoud	FL 4.856.000	FL 162.000	FL 4.259.000	FL 415.000
C.W. Energie	FL 8.024.000	FL 107.900	FL 7.692.000	FL 224.000
C.W. Chemicaliën	FL -	FL -	FL -	FL -
C.W. Personeel	FL 4.105.000	FL -	FL -	FL -

Milieu-ingrepen voor de LCA in de silbilijn	Energie	Silbatvoer uit de silbilijn
Energie	1.255.600 kWh/j	1.440 ton d.s./j
Energieverbruik(-)productie (+)		3,6%
Silbatvoer		40.000 m3/j
Drogestofgehalte		
Silbvolum		
Ruimteverbruik		
van de silbilijn		329 m2
Netto grondoppervlak		
Kosten silbilijn		
Totale contante waarde	FL 37.651.000	
C.W. Civiel en E/M	FL 5.541.000	
C.W. Onderhoud	FL 753.000	
C.W. Energie	FL -3.836.000	
C.W. Oriëntering en verdere afzet	FL 35.193.000	

Effluentkwaliteit	
CZV	= 44,0 mg/l
BZV	= 9,0 mg/l
N	= 9,7 mg/l
P	= 0,7 mg/l
SS	= 1,0 mg/l
Cl-	= -- mg/l
Na+	= -- mg/l
Chemicaliënverbruik	
Viokmiddel (FeCl3)	= 0 ton/j
Viokhulpmiddel (PE)	= 0 ton/j

Energiebalans	
Energieverbruik	= 2.626.000 kWh/j
Energieproductie	= 1.255.600 kWh/j
Negatieve energiebalans	= 1.370.400 kWh/j
Silbatzet	
Silbgewicht	= 1.440 ton d.s./j
Silbvolum	= 40.000 m3/j

Ruimteverbruik	
Totaal netto oppervlak	= 10.280 m2
Totale contante waarde	
C.W. Civiel en E/M	= FL 89.865.000
C.W. Onderhoud	= FL 40.770.000
C.W. Energie	= FL 5.609.000
C.W. Chemicaliën	= FL 4.188.000
C.W. Silbontwater./afzet	= FL -
C.W. Personeel	= FL 35.193.000
	= FL 4.105.000

Scenario 1a Flotatie+zandfiltratie+ionenuwissing (luchtstrippeer)+actief-kooladsorptie

Milieu-ingrepen voor de LCA in de waterlijn	Hoofdcenario 1a	Flotatie+Filter+ionen(Strp)+Ak	Voorzuiveringsscenario	Flocatie	Voorzuivering Filter	Natuurwingscenario	ionenuwissing+strippeer	Natuurwingscenario	Actief-kooladsorptie
Energie	5.522,000 kWh]	8%	437,000 kWh]	1%	73,000 kWh]	58%	3.221,000 kWh]	32%	1.791,000 kWh]
Slib uit de waterlijn	2,150 ton d.s./	85%	1,830 ton d.s./	15%	320 ton d.s./	0%	0 ton d.s./	0%	0 ton d.s./
Drogestofgehalte	2,6%		3,0%		0,1%				
Organischstofgehalte	57%		54%		70%				
Effluentkwaliteit									
CZV	50,0 mg/l	110,0 mg/l	240,0 mg/l	180,0 mg/l	180,0 mg/l	180,0 mg/l	180,0 mg/l	180,0 mg/l	50,0 mg/l
BZV	10,0 mg/l	44,0 mg/l	80,0 mg/l	41,5 mg/l	10,0 mg/l	10,0 mg/l	10,0 mg/l	10,0 mg/l	10,0 mg/l
N	0,5 mg/l	1,3 mg/l	0,5 mg/l	0,5 mg/l	0,5 mg/l	0,5 mg/l	0,5 mg/l	0,5 mg/l	0,5 mg/l
P	1,0 mg/l	50,0 mg/l	1,0 mg/l	1,0 mg/l	1,0 mg/l	1,0 mg/l	1,0 mg/l	1,0 mg/l	1,0 mg/l
Chemicaliënverbruik									
Viokmiddel (FeCl3)	520 ton]	520 ton]	4 ton]	0 ton]	0 ton]	0 ton]	0 ton]	0 ton]	0 ton]
NaOH	4 ton]	4 ton]	4 ton]	4 ton]	4 ton]	4 ton]	4 ton]	4 ton]	4 ton]
H2SO4	660 ton]	660 ton]	660 ton]	660 ton]	660 ton]	660 ton]	660 ton]	660 ton]	660 ton]
Actief-kool	190 ton]	190 ton]	190 ton]	190 ton]	190 ton]	190 ton]	190 ton]	190 ton]	190 ton]
Ruimteverbruik van de waterlijn	1,780 m2	52%	932 m2	4%	67 m2	10%	180 m2	34%	600 m2
Kosten waterlijn	FL 220,182.000	FL 24,550.000	FL 13,736.000	FL 2,975.000	FL 51,687.700	FL 145,516.400	FL 20,157.000	FL 145,516.400	FL 145,516.400
C.W. Chloel en EM	FL 49,984.000	FL 13,736.000	FL 2,336.000	FL 13,665.000	FL 13,665.000	FL 20,157.000	FL 20,157.000	FL 20,157.000	FL 20,157.000
C.W. Onderhoud	FL 9,388.000	FL 2,592.000	FL 415.000	FL 2,490.000	FL 2,490.000	FL 3,921.000	FL 3,921.000	FL 3,921.000	FL 3,921.000
C.W. Energie	FL 16,871,000	FL 1,394.000	FL 1,394.000	FL 224.000	FL 8,841.000	FL 5,472.400	FL 5,472.400	FL 5,472.400	FL 5,472.400
C.W. Chem./kool-react.	FL 148,556,000	FL 8,918.000	FL 8,918.000	-	FL 25,871.700	FL 115,966.000	FL 115,966.000	FL 115,966.000	FL 115,966.000
C.W. Personeel	FL 5,473,000	FL 5,473,000	FL 5,473,000	FL 5,473,000	FL 5,473,000	FL 5,473,000	FL 5,473,000	FL 5,473,000	FL 5,473,000
Totale contactante waarde	FL 220,182,000	FL 24,550,000	FL 13,736,000	FL 2,975,000	FL 51,687,700	FL 145,516,400	FL 20,157,000	FL 145,516,400	FL 145,516,400
Kosten waterlijn									
C.W. Chloel en EM	FL 40,236,000	FL 5,970,000	FL 5,970,000	FL 40,236,000	FL 40,236,000	FL 40,236,000	FL 40,236,000	FL 40,236,000	FL 40,236,000
C.W. Onderhoud	FL 811,000	FL 811,000	FL 811,000	FL 811,000	FL 811,000	FL 811,000	FL 811,000	FL 811,000	FL 811,000
C.W. Energie	FL (4,182,000)	FL (4,182,000)	FL (4,182,000)	FL (4,182,000)	FL (4,182,000)	FL (4,182,000)	FL (4,182,000)	FL (4,182,000)	FL (4,182,000)
C.W. Ontwatering en verdere afzet	FL 37,537,000	FL 37,537,000	FL 37,537,000	FL 37,537,000	FL 37,537,000	FL 37,537,000	FL 37,537,000	FL 37,537,000	FL 37,537,000
Totale contactante waarde	FL 40,236,000	FL 5,970,000	FL 5,970,000	FL 40,236,000	FL 40,236,000	FL 40,236,000	FL 40,236,000	FL 40,236,000	FL 40,236,000
Ruimteverbruik van de waterlijn	354 m2	354 m2	354 m2	354 m2	354 m2	354 m2	354 m2	354 m2	354 m2
Netto grondoppervlak	354 m2	354 m2	354 m2	354 m2	354 m2	354 m2	354 m2	354 m2	354 m2
Kosten slijblijn									

Energieverbruik	5.522,000 kWh/]	=
Energieproductie	1.369,000 kWh/]	=
Negatieve energiebalans	4.153,000 kWh/]	=
Slibgewicht	1.540 ton d.s./	=
Slibvolume	43,000 m3/]	=

Effluentkwaliteit		
CZV	50,0 mg/l	=
BZV	10,0 mg/l	=
N	10,0 mg/l	=
P	0,6 mg/l	=
SS	1,0 mg/l	=
Cl-	48,0 mg/l	=
Na+	44,0 mg/l	=
Chemicaliënverbruik		
Viokmiddel (FeCl3)	520 ton/]	=
Viokmiddel (PE)	4 ton/]	=
NaOH	550 ton/]	=
H2SO4	660 ton/]	=
Actief-kool	190 ton/]	=

Ruimteverbruik	2.130 m2	=
Totale contactante waarde		
C.W. Chloel en EM	FL 270,418,000	=
C.W. Energie	FL 12,689,000	=
C.W. Chem./kool-react	FL 148,556,000	=
C.W. Slibwater/afzet	FL 37,637,000	=
C.W. Personeel	FL 5,473,000	=

Milieu-ingrepen voor de LCA in de slijblijn	Energie	Slibhoeveelheid uit de slijblijn	Drogestofgehalte	Slibvolume
Energie	1,368,800 kWh]			
Slibhoeveelheid uit de slijblijn		1,540 ton d.s.	3,6%	43,000 m3/]
Drogestofgehalte				
Slibvolume				
Ruimteverbruik van de slijblijn		354 m2		
Netto grondoppervlak		354 m2		
Kosten slijblijn				
C.W. Chloel en EM	FL 40,236,000			
C.W. Onderhoud	FL 811,000			
C.W. Energie	FL (4,182,000)			
C.W. Ontwatering en verdere afzet	FL 37,537,000			
Totale contactante waarde	FL 40,236,000			

Scenario 1b Préprecipitatie+zandfiltratie+ionenuitwisseling (luchtstrippeper)+actief-kooladsorptie

Milieu-Ingrepen voor de LCA in de waterlijn	Hoofdsceario 1b +Precipitatie+Filter +Ionen(Strip)+Afk	Voorzuivingsscenario Préprecipitatie Voorzuivering Filter	Nazuilvingsscenario Ionenwisselaar+Strippeper	Nazuilvingsscenario Actief-kooladsorptie
Energie	5.285.000 kWh]	4%	200.000 kWh]	1%
Slijb uit de waterlijn	2.150 ton d.s./]	85%	1.830 ton d.s./]	15%
Slijbproductie	0,6%	0,7%	0,1%	0%
Drogestofgehalte	57%	54%	70%	0%
Organischstofgehalte				
Effluentkwaliteit				
CZV	50,0 mg/l	240,0 mg/l	188,0 mg/l	166,0 mg/l
BZV	10,0 mg/l	110,0 mg/l	90,0 mg/l	90,0 mg/l
N	10,0 mg/l	44,0 mg/l	41,5 mg/l	10,0 mg/l
P	0,6 mg/l	1,3 mg/l	0,6 mg/l	0,6 mg/l
SS	1,0 mg/l	50,0 mg/l	1,0 mg/l	1,0 mg/l
Chemicaliënverbruik				
Vlokmiddel (FeCl3)	520 ton]	520 ton]	0 ton]	0 ton]
NaOH	4 ton]	4 ton]	0 ton]	0 ton]
H2SO4	660 ton]	660 ton]	550 ton]	660 ton]
Actief-kool	190 ton]			190 ton]
Ruimteverbruik				
van de waterlijn	2.380 m2	64%	1.532 m2	3%
Netto grondoppervlak				
Kosten waterlijn	FL 222.287.000	FL 16.655.000	FL 2.975.000	FL 51.667.700
Totale contente waarde	FL 44.064.000	FL 7.906.000	FL 2.336.000	FL 13.665.000
C.W. Civiel en E/M	FL 8.048.000	FL 1.220.000	FL 415.000	FL 2.490.000
C.W. Onderhoud	FL 16.148.000	FL 611.000	FL 224.000	FL 8.841.000
C.W. Energie	FL 148.556.000	FL 6.918.000	-	FL 25.671.700
C.W. Chem/Kool/react	FL 5.473.000			
C.W. Personeel				
Effluentkwaliteit				
CZV	50,0 mg/l			
BZV	10,0 mg/l			
N	10,0 mg/l			
P	0,6 mg/l			
SS	1,0 mg/l			
Cl-	48,0 mg/l			
Na+	44,0 mg/l			
Chemicaliënverbruik				
Vlokmiddel (FeCl3)	520 ton]			
NaOH	4 ton]			
H2SO4	660 ton]			
Actief-kool	190 ton]			
Ruimteverbruik				
van de waterlijn	2.730 m2			
Netto grondoppervlak				
Kosten slijblijn	FL 40.236.000	FL 5.970.000	FL 20.157.000	FL 145.516.400
Totale contente waarde	FL 811.000	FL 3.921.000	FL 20.157.000	FL 115.966.000
C.W. Civiel en E/M	FL 8.110.000	FL 1.157.000	FL 2.490.000	FL 8.841.000
C.W. Onderhoud	FL 14.182.000	FL 5.472.400	FL 2.490.000	FL 8.841.000
C.W. Energie	FL 4.182.000	FL 115.966.000	FL 25.671.700	FL 25.671.700
C.W. Omgeving	FL 37.637.000			
en verdere afzet				

Energieverbruik	=	5.285.000 kWh]
Energieproductie	=	1.369.000 kWh]
Negatieve energiebalans	=	3.916.000 kWh]
Siliciumgewicht	=	1.540 ton d.s./]
Siliciumvolume	=	43.000 m3]

Effluentkwaliteit		
CZV	=	50,0 mg/l
BZV	=	10,0 mg/l
N	=	10,0 mg/l
P	=	0,6 mg/l
SS	=	1,0 mg/l
Cl-	=	48,0 mg/l
Na+	=	44,0 mg/l
Chemicaliënverbruik		
Vlokmiddel (FeCl3)	=	520 ton]
NaOH	=	4 ton]
H2SO4	=	660 ton]
Actief-kool	=	190 ton]

de LCA in de slijblijn	Energie	Siliciumverbruik uit de slijblijn	Siliciumverbruik	Netto grondoppervlak	Kosten slijblijn
Milieu-Ingrepen voor de LCA in de slijblijn	1.368.800 kWh]	1.540 ton d.s.]	43.000 m3]	354 m2	FL 40.236.000
Energieverbruik(-)productie (+)					FL 5.970.000
Siliciumverbruik					FL 8.110.000
Drogestofgehalte	3,6%				FL 14.182.000
Siliciumvolume					FL 37.637.000
Totale contente waarde					FL 40.236.000
C.W. Civiel en E/M					FL 8.110.000
C.W. Onderhoud					FL 14.182.000
C.W. Energie					FL 4.182.000
C.W. Omgeving					FL 37.637.000
en verdere afzet					

Ruimteverbruik	=	2.730 m2
Totale contente waarde		
C.W. Civiel en E/M	=	FL 50.034.000
C.W. Onderhoud	=	FL 8.857.000
C.W. Energie	=	FL 11.966.000
C.W. Chem/Kool/react	=	FL 148.556.000
C.W. Siliciumwater/afzet	=	FL 37.637.000
C.W. Personeel	=	FL 5.473.000

Scenario 1c Denitrificerende A-trap+zandfiltratie+ionenwisseling (bio-regeneratie) + actief-kool

Milieu-ingrepen voor de LCA in de waterlijn		Hoofdsenario 1c Denitri A-trap+filter +ionen(Bio)+AK		Voorzuivingsscenario A-trap		Voorzurenscenario Denitrificeren		Voorzuivingsscenario Filtrat		Natuurwingscenario Ionenwisseling+biogeneratie		Natuurwingscenario Actief-kooladsorptie		B	
Energie	Energieverbruik	4.449.000 kWh/j		4%	200.000 kWh/j	2%	73.000 kWh/j	80%	3.543.000 kWh/j	14%	633.000 kWh/j			3.135.400 kWh/j	
Slib uit de waterlijn	Slibproductie	3.470 ton d.s./j		91%	3.150 ton d.s./j	9%	320 ton d.s./j	0%	- ton d.s./j	0%	- ton d.s./j			2.080 ton d.s./j	
Drogestofgehalte	Organischstofgehalte	0,6% 80%		0,7% 81%		0,1% 70%								3,0%	
Effluentkwaliteit		50,0 mg/l 10,0 mg/l 10,0 mg/l 0,6 mg/l 1,0 mg/l		120,0 mg/l 40,0 mg/l 44,0 mg/l 1,4 mg/l 50,0 mg/l		66,0 mg/l 22,0 mg/l 10,0 mg/l 0,6 mg/l 1,0 mg/l		66,0 mg/l 22,0 mg/l 10,0 mg/l 0,6 mg/l 1,0 mg/l						50,0 mg/l 10,0 mg/l 10,0 mg/l 0,6 mg/l 1,0 mg/l	
Chemicaliënverbruik		210 ton/j 9 ton/j 1.100 ton/j 0 ton/j 15 ton/j		210 ton/j 9 ton/j 9 ton/j 0 ton/j 15 ton/j		0 ton/j 0 ton/j		0 ton/j 0 ton/j 1.100 ton/j 0 ton/j							
Ruimteverbruik van de waterlijn	Netto grondoppervlak	2.570 m ²		65%	1.813 m ²	2%	67 m ²	7%	190 m ²	22%	600 m ²			570 m ²	
Kosten waterlijn	Totale contante waarde	FL 109.924.000 FL 50.137.000 FL 9.024.000 FL 13.555.000 FL 31.685.000 FL 5.473.000		FL 17.860.000 FL 10.799.000 FL 1.619.000 FL 611.000 FL 4.851.000		FL 2.975.000 FL 2.336.000 FL 415.000 FL 224.000		FL 48.681.000 FL 16.845.000 FL 3.069.000 FL 10.824.700 FL 17.922.300		FL 34.934.800 FL 20.157.000 FL 3.921.000 FL 1.934.800 FL 8.922.000				FL 52.178.000 FL 9.616.000 FL 1.306.000 FL (9.578.000) FL 50.834.000	

Milieu-ingrepen voor de LCA in de silblijn		Energie	
Energie	Energieverbruik(-)productie (+)	3.135.400 kWh/j	
Slibaafvoer uit de silblijn	Slibaafvoer	2.080 ton d.s./j	
Drogestofgehalte	Organischstofgehalte	3,0%	
Slibvolume		69.400 m ³ /j	
Ruimteverbruik van de silblijn	Netto grondoppervlak	570 m ²	
Kosten silblijn	Totale contante waarde	FL 52.178.000 FL 9.616.000 FL 1.306.000 FL (9.578.000) FL 50.834.000	

Effluentkwaliteit	
CZV	= 50,0 mg/l
BZV	= 10,0 mg/l
N	= 10,0 mg/l
P	= 0,6 mg/l
SS	= 1,0 mg/l
Cl-	= 19,0 mg/l
Na+	= 89,0 mg/l
Chemicaliënverbruik	
Vlokmiddel (FeCl3)	= 210 ton/j.
Vlokhulpmiddel (PE)	= 9 ton/j.
NaOH	= 1.100 ton/j.
H2SO4	= 0 ton/j.
Actief-kool	= 15 ton/j.

Energiebalans	
Energieverbruik	= 4.449.000 kWh/j
Energieproductie	= 3.135.000 kWh/j
Negatieve energiebalans	= 1.314.000 kWh/j
Slibaafzet	
Slibgewicht	= 2.080 ton d.s./j
Slibvolume	= 69.400 m ³ /j

Ruimteverbruik	
Totaal netto oppervlak	= 3.240 m ²
Totale contante waarde	= FL 162.102.000
C.W. Civiel en E/M	= FL 59.753.000
C.W. Onderhoud	= FL 10.330.000
C.W. Energie	= FL 4.017.000
C.W. Chem./Kool-react.	= FL 31.695.000
C.W. Silbontwater./afzet	= FL 50.834.000
C.W. Personeel	= FL 5.473.000

Scenario 1d A-trap+zandfiltratie+ionenwisseling (luchtstripper)+actief-kooladsorptie

Milieu-ingrepen voor de LCA in de waterlijn	Hoofdscenario 1d A-trap+Filter+Ionen(Strip)+AK	Voorzuiveringsscenario A-trap met d inclusief tussenbezinking	Voorzuiveringsscenario Ionenwisselaar+stripper	Nazuiveringscenario Actief-kooladsorptie	B					
Energie	4.815.000 kWh/j	18%	888.000 kWh/j	2%	73.000 kWh/j	67%	3.221.000 kWh/j	13%	633.000 kWh/j	
Slib uit de waterlijn		91%	3.150 ton d.s./j	9%	320 ton d.s./j	0%	0 ton d.s./j	0%	0 ton d.s./j	
Slibproductie	0,6%		0,7%		0,1%					
Drogestofgehalte	80%		81%		70%					
Organischstofgehalte										
Effluentkwaliteit										
CZV	50,0 mg/l		120,0 mg/l		66,0 mg/l		66,0 mg/l		50,0 mg/l	
BZV	10,0 mg/l		40,0 mg/l		22,0 mg/l		22,0 mg/l		10,0 mg/l	
N	10,0 mg/l		44,0 mg/l		41,5 mg/l		10,0 mg/l		10,0 mg/l	
P	0,6 mg/l		1,4 mg/l		0,6 mg/l		0,6 mg/l		0,6 mg/l	
SS	1,0 mg/l		50,0 mg/l		1,0 mg/l		1,0 mg/l		1,0 mg/l	
Chemicaliënverbruik										
Vloekmiddel (FeCl3)	210 ton/j		210 ton/j		0 ton/j		0 ton/j		0 ton/j	
Vloekmiddel (PE)	9 ton/j		9 ton/j		0 ton/j		0 ton/j		0 ton/j	
NaOH	550 ton/j		550 ton/j		550 ton/j		550 ton/j		550 ton/j	
H2SO4	660 ton/j		660 ton/j		660 ton/j		660 ton/j		660 ton/j	
Actief-kool	15 ton/j		15 ton/j		15 ton/j		15 ton/j		15 ton/j	
Ruimteverbruik van de waterlijn										
Netto grondoppervlak	2.610 m ²	66%	1.766 m ²	3%	67 m ²	7%	160 m ²	23%	600 m ²	
Kosten waterlijn	FL 115.033.000		FL 19.962.000		FL 2.875.000		FL 51.667.700		FL 34.934.800	
Totale contante waarde	FL 48.987.000		FL 10.799.000		FL 2.336.000		FL 13.665.000		FL 20.157.000	
C.W. Civiel en E/M	FL 8.445.000		FL 1.619.000		FL 415.000		FL 2.490.000		FL 3.921.000	
C.W. Onderhoud	FL 14.713.000		FL 2.713.000		FL 224.000		FL 9.841.000		FL 1.934.800	
C.W. Energie	FL 39.445.000		FL 4.851.000		FL -		FL 25.671.700 (Stripper)		FL 8.922.000 (Reactieven)	
C.W. Chem./Kool-react.										
C.W. Personeel										

Effluentkwaliteit

CZV	=	50,0 mg/l
BZV	=	10,0 mg/l
N	=	10,0 mg/l
P	=	0,6 mg/l
SS	=	1,0 mg/l
Cl-	=	19,0 mg/l
Na+	=	44,0 mg/l
Chemicaliënverbruik		
Vloekmiddel (FeCl3)	=	210 ton/j.
Vloekmiddel (PE)	=	9 ton/j.
NaOH	=	550 ton/j.
H2SO4	=	660 ton/j.
Actief-kool	=	15 ton/j.
Energiebalans		
Energieverbruik	=	4.815.000 kWh/j
Energieproductie	=	3.135.000 kWh/j
Negatieve energiebalans	=	1.680.000 kWh/j
Slibafzet		
Slibgewicht	=	2.080 ton d.s./j
Slibvolume	=	69.400 m ³ /j

Milieu-ingrepen voor de LCA in de silbilijn	Energie	Slibafvoer uit de silbilijn
Energieverbruik(-)productie (+)	3.135.400 kWh/j	2.080 ton d.s.
Slibafvoer		3,0%
Drogestofgehalte		69.400 m ³ /j
Slibvolume		
Ruimteverbruik van de silbilijn		570 m ²
Netto grondoppervlak		
Kosten silbilijn		
Totale contante waarde	FL 52.178.000	
C.W. Civiel en E/M	FL 9.616.000	
C.W. Onderhoud	FL 1.306.000	
C.W. Energie	FL (9.578.000)	
C.W. Ontwatering en verdere afzet	FL 50.834.000	

Ruimteverbruik

Totaal netto oppervlak	=	3.180 m ²
Totale contante waarde	=	FL 167.211.000
C.W. Civiel en E/M	=	FL 56.573.000
C.W. Onderhoud	=	FL 9.751.000
C.W. Energie	=	FL 5.135.000
C.W. Chem./Kool-react.	=	FL 39.445.000
C.W. Slibontwater./afzet	=	FL 50.834.000
C.W. Personeel	=	FL 5.473.000

Scenario 2a Flotatie+laagbelast silib-op-dragersysteem+zandfiltratie

Milieu-ingrepen voor de LCA in de waterlijn	Hoofdscenario 2 a Flotatie+Laag s.od.+Filter	Voorzetsingscenario Flotatie Inclusief nuffralie	Nazetsingscenario Laagbelast sil Inclusief nuffralie
Energie	2.670.000 kWhj	16%	437.000 kWhj
Slib uit de waterlijn	2.720 ton d.s./j	81%	1.660 ton d.s./j
Slibproductie	2,0%	3,0%	1,001 ton d.s./j
Drogestofgehalte	72%	60%	0,5%
Organischstofgehalte			90%
Effluentkwaliteit			
CZV	44,0 mg/l	240,0 mg/l	44,0 mg/l
BZV	9,0 mg/l	110,0 mg/l	9,0 mg/l
N	9,7 mg/l	44,0 mg/l	9,7 mg/l
P	0,6 mg/l	2,2 mg/l	0,6 mg/l
SS	1,0 mg/l	50,0 mg/l	1,0 mg/l
Chemicaliënverbruik			
Viokmiddel (FeCl3)	310 ton/j	310 ton/j	0 ton/j
Viokhulpmiddel (PE)	2 ton/j	2 ton/j	0 ton/j
Methanol	0 ton/j	0 ton/j	0 ton/j
Ruimteverbruik van de waterlijn	3.280 m2	28%	832 m2
Netto grondoppervlak			71%
			2.345 m2
Kosten waterlijn			
Totale contante waarde	FL 63.827.000	FL 21.783.000	FL 36.371.300
C.W. Civiel en E/M	FL 40.594.000	FL 13.736.000	FL 26.658.000
C.W. Onderhoud	FL 7.278.000	FL 2.582.000	FL 4.717.000
C.W. Energie	FL 6.130.000	FL 1.334.000	FL 4.798.300
C.W. Chemicaliën	FL 4.151.000	FL 4.151.000	-
C.W. Personeel	FL 6.473.000		

Energie	1.850.600 kWhj
Slibafvoer uit de siliblijn	1.900 ton d.s.
Drogestofgehalte	3,5%
Slibvolume	64.400 m3j.
Ruimteverbruik van de siliblijn	447 m2
Netto grondoppervlak	
Kosten siliblijn	
Totale contante waarde	FL 49.346.000
C.W. Civiel en E/M	FL 7.540.000
C.W. Onderhoud	FL 1.024.000
C.W. Energie	FL (6.653.000)
C.W. Ontwatering en verdere afzet	FL 46.435.000

Effluentkwaliteit	
CZV	44,0 mg/l
BZV	9,0 mg/l
N	9,7 mg/l
P	0,6 mg/l
SS	1,0 mg/l
Cl-	29,0 mg/l
Na+	-- mg/l
Chemicaliënverbruik	
Viokmiddel (FeCl3)	310 ton/j.
Viokhulpmiddel (PE)	4 ton/j.
Methanol	0 ton/j.

Ruimteverbruik	
Totaal netto oppervlak	= 3.730 m2
Totale contante waarde	= FL 112.973.000
C.W. Civiel en E/M	= FL 48.134.000
C.W. Onderhoud	= FL 8.303.000
C.W. Energie	= FL 477.000
C.W. Chemicaliën	= FL 4.151.000
C.W. Slibontwater./afzet	= FL 46.435.000
C.W. Personeel	= FL 5.473.000

Energiebalans	
Energieverbruik	= 2.670.000 kWhj
Energieproductie	= 1.851.000 kWhj
Negatieve energiebalans	= 819.000 kWhj
Slibafzet	
Slibgewicht	= 1.900 ton d.s./j
Slibvolume	= 54.400 m3j

Scenario 2b Préprecipitatie+laagbelast slib-op-dragersysteem+zandfiltratie

Milieu-ingrepen voor de LCA in de waterlijn	Hoofdscenario 2b Préprecipitatie+Laag s.o.d.+Faser	Voorzuiveringsscenario Préprecipitatie	Nazulveringsscenario Laagbelast sil inclusief nafiltratie
Energie	2.433.000 kWh/j	200.000 kWh/j	2.233.000 kWh/j
Slib uit de waterlijn	2.720 ton d.s./j	1.660 ton d.s./j	1.061 ton d.s./j
Slibproductie	0,6%	0,7%	0,5%
Drogestofgehalte	72%	60%	60%
Organischstofgehalte			
Effluëntkwaliteit			
CZV	44,0 mg/l	240,0 mg/l	44,0 mg/l
BZV	9,0 mg/l	110,0 mg/l	9,0 mg/l
N	9,7 mg/l	44,0 mg/l	9,7 mg/l
P	0,6 mg/l	2,2 mg/l	0,6 mg/l
SS	1,0 mg/l	50,0 mg/l	1,0 mg/l
Chemicaliënverbruik			
Vlokmiddel (FeCl3)	310 ton/j	310 ton/j	0 ton/j
Vlokhulpmiddel (PE)	4 ton/j	4 ton/j	0 ton/j
Methanol	0 ton/j	0 ton/j	0 ton/j
Ruimteverbruik van de waterlijn	3.880 m2	1.532 m2	2.345 m2
Netto grondoppervlak			
Kosten waterlijn			
Totale contante waarde	FL 55.732.000	FL 13.888.000	FL 36.371.300
C.W. Civiel en E/M	FL 34.764.000	FL 7.800.000	FL 26.658.000
C.W. Onderhoud	FL 5.937.000	FL 1.220.000	FL 4.717.000
C.W. Energie	FL 5.407.000	FL 611.000	FL 4.790.300
C.W. Chemicaliën	FL 4.151.000	FL 4.151.000	FL -
C.W. Personeel	FL 5.473.000		

Milieu-ingrepen voor de LCA in de sliblijn	1.850.600 kWh/j
Energie	1.850.600 kWh/j
Energieverbruik(-)productie (+)	
Slibafvoer uit de sliblijn	1.900 ton d.s.
Slibafvoer	3,5%
Drogestofgehalte	64.400 m3/j
Slibvolume	
Ruimteverbruik van de sliblijn	447 m2
Netto grondoppervlak	
Kosten sliblijn	
Totale contante waarde	FL 49.346.000
C.W. Civiel en E/M	FL 7.540.000
C.W. Onderhoud	FL 1.024.000
C.W. Energie	FL (5.653.000)
C.W. Ontwatering en verdere afzet	FL 46.435.000

Effluëntkwaliteit		
CZV	=	44,0 mg/l
BZV	=	9,0 mg/l
N	=	9,7 mg/l
P	=	0,6 mg/l
SS	=	1,0 mg/l
Cl-	=	29,0 mg/l
Na+	=	- mg/l
Chemicaliënverbruik		
Vlokmiddel (FeCl3)	=	310 ton/j
Vlokhulpmiddel (PE)	=	4 ton/j
Methanol	=	0 ton/j

Energiebalans		
Energieverbruik	=	2.433.000 kWh/j
Energieproductie	=	1.851.000 kWh/j
Negatieve energiebalans	=	582.000 kWh/j
Slibafzet		
Slibgewicht	=	1.900 ton d.s./j
Slibvolume	=	54.400 m3/j

Ruimteverbruik		
Totaal netto oppervlak	=	4.330 m2
Totale contante waarde		
C.W. Civiel en E/M	=	FL 105.078.000
C.W. Onderhoud	=	FL 42.304.000
C.W. Energie	=	FL 6.961.000
C.W. Chemicaliën	=	FL (246.000)
C.W. Slibontwatering/afzet	=	FL 4.151.000
C.W. Personeel	=	FL 46.435.000
	=	FL 5.473.000

Scenario 2c Beluchte A-trap+laagbelast silb-op-dragersysteem+zandfiltratie

Milieu-ingrepen voor de LCA in de waterlijn	Hoofdscenario 2c A-trap+Laag s.o.d.+Filter	Voorzuilingsscenario A-trap met d inclusief tussenbevochtiging	Nacuiveringsscenario Laagbelast al inclusief natfiltratie
Energie	2.586.000 kWh/j	888.000 kWh/j	1.098.000 kWh/j
Energieverbruik		34%	66%
Silb uit de waterlijn	3.840 ton d.s./j	3.100 ton d.s./j	743 ton d.s./j
Stroproductie	0,7%	0,7%	0,5%
Drogestofgehalte	83%	83%	86%
Organischstofgehalte			
Effluentkwaliteit			
CZV	44,0 mg/l	120,0 mg/l	44,0 mg/l
BZV	9,0 mg/l	40,0 mg/l	9,0 mg/l
N	9,7 mg/l	44,0 mg/l	9,7 mg/l
P	0,6 mg/l	2,1 mg/l	0,6 mg/l
SS	1,0 mg/l	50,0 mg/l	1,0 mg/l
Chemicaliënverbruik			
Vlokmiddel (FeCl3)	134 ton/j	134 ton/j	
Vlokhulpmiddel (PE)	9 ton/j	9 ton/j	
Methanol	488 ton/j		488 ton/j
Ruimteverbruik van de waterlijn	2.780 m2	1.760 m2	980 m2
Netto grondoppervlak		64%	30%
Kosten waterlijn			
Totale contante waarde	FL 48.416.000	FL 19.141.000	FL 23.801.900
C.W. Civiel en E/M	FL 25.025.000	FL 10.799.000	FL 14.226.000
C.W. Onderhoud	FL 3.973.000	FL 1.619.000	FL 2.354.000
C.W. Energie	FL 5.876.000	FL 2.713.000	FL 3.162.900
C.W. Chemicaliën	FL 8.069.000	FL 4.010.000	FL 4.059.000
C.W. Personeel	FL 5.473.000		

Milieu-ingrepen voor de LCA in de silblijn	Energie	3.325.200 kWh/j
Energieverbruik(-)productie (+)		
Silbafvoer uit de silblijn	2.360 ton d.s.	
Silbafvoer	3,1%	
Drogestofgehalte	76.800 m3/j	
Silbvolumen		
Ruimteverbruik van de silblijn		631 m2
Netto grondoppervlak		
Kosten silblijn		
Totale contante waarde	FL 60.697.000	
C.W. Civiel en E/M	FL 10.652.000	
C.W. Onderhoud	FL 1.447.000	
C.W. Energie	FL (9.179.000)	
C.W. Ontwatering en verdere afzet	FL 87.677.000	

Effluentkwaliteit			
CZV	=	44,0 mg/l	
BZV	=	9,0 mg/l	
N	=	9,7 mg/l	
P	=	0,6 mg/l	
SS	=	1,0 mg/l	
Cl-	=	12,0 mg/l	
Na+	=	- mg/l	
Chemicaliënverbruik			
Vlokmiddel (FeCl3)	=	130 ton/j.	
Vlokhulpmiddel (PE)	=	9 ton/j.	
Methanol	=	500 ton/j.	

Energiebalans		
Energieverbruik	=	2.586.000 kWh/j
Energieproductie	=	3.325.000 kWh/j
Positieve energiebalans	=	739.000 kWh/j
Silbafzet		
Silbgewicht	=	2.360 ton d.s./j
Silbvolumen	=	76.800 m3/j

Ruimteverbruik			
Totaal netto oppervlak	=	3.380 m2	
Totale contante waarde			
C.W. Civiel en E/M	=	FL 109.163.000	
C.W. Onderhoud	=	FL 35.677.000	
C.W. Energie	=	FL 5.420.000	
C.W. Chemicaliën	=	FL (3.153.000)	
C.W. Silbontwater./afzet	=	FL 8.069.000	
C.W. Personeel	=	FL 57.677.000	
	=	FL 5.473.000	

Scenario 2d Flotatie+laagbelast systeem volgens de nitrietroute+zandfiltratie

Milieu-ingrepen voor de LCA in de waterlijn	Hoofdscenario 2 d Flotatie+Nitriet-Bezuinig+Filter	Voorzuivingsscenario Flotatie	Nazuuwingscenario nitrietroute inclusief bezuiging	Nazuuwingscenario nitrietroute	Nazuuwingscenario Flotatie
Energie	2.664.000 kWh/j	10%	81%	2.154.000 kWh/j	3%
Energieverbruik					73.000 kWh/j
Slib uit de waterlijn	3.210 ton d.s./j	52%	46%	1.482 ton d.s./j	2%
Slibproductie	1,8%	3,0%	0,5%	0,1%	0,1%
Drogestofgehalte	76%	60%	94%	70%	70%
Organischstofgehalte					
Effluentkwaliteit					
CZV	44,0 mg/l	240,0 mg/l	50,0 mg/l	44,0 mg/l	44,0 mg/l
BZV	9,0 mg/l	110,0 mg/l	10,0 mg/l	9,0 mg/l	9,0 mg/l
N	9,7 mg/l	44,0 mg/l	10,0 mg/l	9,7 mg/l	9,7 mg/l
P	0,6 mg/l	2,2 mg/l	0,8 mg/l	0,6 mg/l	0,6 mg/l
SS	1,0 mg/l	50,0 mg/l	10,0 mg/l	1,0 mg/l	1,0 mg/l
Chemicaliënverbruik					
Vlokmiddel (FeCl3)	310 ton/j	310 ton/j	-	0 ton/j	0 ton/j
Vlokhulpmiddel (PE)	4 ton/j	4 ton/j	0 ton/j	0 ton/j	0 ton/j
Methanol	0 ton/j	0 ton/j	0 ton/j	0 ton/j	0 ton/j
Ruimteverbruik van de waterlijn	6.960 m2	13%	86%	5.961 m2	1%
Netto grondoppervlak					67 m2
Kosten waterlijn	FL 55.974.000	FL 22.145.000	FL 25.381.000	FL 2.875.000	FL 2.875.000
Totale contante waarde	FL 30.156.000	FL 13.736.000	FL 14.084.000	FL 2.336.000	FL 2.336.000
C.W. Civiël en E/M	FL 4.800.000	FL 2.562.000	FL 1.823.000	FL 415.000	FL 415.000
C.W. Onderhoud	FL 11.032.000	FL 1.334.000	FL 9.474.000	FL 224.000	FL 224.000
C.W. Energie	FL 4.513.000	FL 4.513.000	FL -	FL -	FL -
C.W. Chemicaliën	FL 5.473.000	FL -	FL -	FL -	FL -
C.W. Personeel	FL -	FL -	FL -	FL -	FL -

Milieu-ingrepen voor de LCA in de silbilijn	Energie	2.226.500 kWh/j
Energieverbruik(-)productie (*)		
Slibafvoer uit de silbilijn		
Slibafvoer	2.220 ton d.s.	
Drogestofgehalte	3,5%	
Slibvolume	64.200 m3/j	
Ruimteverbruik van de silbilijn		528 m2
Netto grondoppervlak		
Kosten silbilijn		
Totale contante waarde	FL 87.571.000	
C.W. Civiël en E/M	FL 8.907.000	
C.W. Onderhoud	FL 1.210.000	
C.W. Energie	FL (6.802.000)	
C.W. Ontwikkeling en verdere afzet	FL 54.266.000	

Effluentkwaliteit		
CZV	44,0 mg/l	=
BZV	9,0 mg/l	=
N	9,7 mg/l	=
P	0,6 mg/l	=
SS	1,0 mg/l	=
Cl-	29,0 mg/l	=
Na+	- mg/l	=
Chemicaliënverbruik		
Vlokmiddel (FeCl3)	310 ton/j.	=
Vlokhulpmiddel (PE)	4 ton/j.	=
Methanol	0 ton/j.	=

Energiebalans		
Energieverbruik	=	2.664.000 kWh/j
Energieproductie	=	2.227.000 kWh/j
Negatieve energiebalans	=	437.000 kWh/j
Slibafzet		
Silgewicht	=	2.220 ton d.s./j
Silbvolume	=	64.200 m3/j

Ruimteverbruik		
Totaal netto oppervlak	=	7.490 m2
Totale contante waarde	=	FL 113.545.000
C.W. Civiël en E/M	=	FL 39.063.000
C.W. Onderhoud	=	FL 6.010.000
C.W. Energie	=	FL 4.230.000
C.W. Chemicaliën	=	FL 4.513.000
C.W. Slibontwater./afzet	=	FL 54.266.000
C.W. Personeel	=	FL 5.473.000

Scenario 2e Préprecipitatie+laagbelast systeem volgens de nitretroute+zandfiltratie

Milieu-Ingrepen voor de LCA in de waterlijn	Hoofdsceenario 2e	Voorzuhveringsscenario Préprecipitatie+Nazulveringsscenario nitretroute	Nazulvering filter
Energie	2.427.000 kWh/j	200.000 kWh/j	89%
Energieverbruik			
Slib uit de waterlijn	3.210 ton d.s./j	1.660 ton d.s./j	46%
Silicproductie			
Drogestofgehalte	0,6%	0,7%	
Drogestofgehalte	76%	60%	
Effluentkwaliteit			
CZV	44,0 mg/l	240,0 mg/l	50,0 mg/l
BZV	9,0 mg/l	110,0 mg/l	10,0 mg/l
N	9,7 mg/l	44,0 mg/l	10,0 mg/l
P	0,6 mg/l	2,2 mg/l	0,6 mg/l
SS	1,0 mg/l	50,0 mg/l	1,0 mg/l
Chemicaliënverbruik			
Vlokmiddel (FeCl3)	310 ton/j	310 ton/j	0 ton/j
Vlokmiddel (PE)	4 ton/j	4 ton/j	0 ton/j
Meethand	0 ton/j	0 ton/j	0 ton/j
Ruimteverbruik			
Netto grondoppervlak van de waterlijn	7.660 m2	1.532 m2	79%
Ruimteverbruik			
Netto grondoppervlak		5.901 m2	1%
Kosten waterlijn			
Totale contante waarde	FL 48.079.000	FL 25.391.000	FL 2.975.000
C.W. Chisel en EM	FL 24.326.000	FL 14.064.000	FL 2.336.000
C.W. Onderhoud	FL 3.458.000	FL 1.823.000	FL 415.000
C.W. Energie	FL 10.309.000	FL 611.000	FL 224.000
C.W. Chemicaliën	FL 4.513.000	FL 4.513.000	-
C.W. Personeel	FL 5.473.000	FL 5.473.000	-

Energiebalans	=	2.427.000 kWh/j
Energieverbruik	=	2.227.000 kWh/j
Energieproductie	=	200.000 kWh/j
Negatieve energiebalans	=	
Silbafzet		
Silbgewicht	=	2.220 ton d.s./j
Silbvolume	=	64.200 m3/j

Effluentkwaliteit		
CZV	=	44,0 mg/l
BZV	=	9,0 mg/l
N	=	9,7 mg/l
P	=	0,6 mg/l
SS	=	1,0 mg/l
Cl-	=	29,0 mg/l
Na+	=	-- mg/l
Chemicaliënverbruik		
Vlokmiddel (FeCl3)	=	310 ton/j
Vlokmiddel (PE)	=	4 ton/j
Meethand	=	0 ton/j

Milieu-Ingrepen voor de LCA in de silblijn	Energie	Silbafvoer uit de silblijn	Silbafvoer	Drogestofgehalte	Silbvolume
Energie	2.226.500 kWh/j				
Energieverbruik(-)productie (+)					
Silbafvoer uit de silblijn		2.220 ton d.s./j		3,5%	64.200 m3/j
Drogestofgehalte					
Ruimteverbruik					
Netto grondoppervlak van de silblijn		528 m2			
Kosten silblijn					
Totale contante waarde	FL 67.571.000	FL 8.907.000	FL 1.210.000	FL 1.110.000	FL 84.256.000
C.W. Chisel en EM					
C.W. Onderhoud					
C.W. Energie					
C.W. Ontwatering en verdere afzet					

Ruimteverbruik	=	8.090 m2
Totale contante waarde	=	105.650.000
C.W. Civielen EM	=	33.233.000
C.W. Onderhoud	=	4.668.000
C.W. Energie	=	3.507.000
C.W. Chemicaliën	=	4.513.000
C.W. Silbontwater./afzet	=	54.256.000
C.W. Personeel	=	5.473.000

Scenario 2f Beluchte A-trap+laagbelast systeem volgens de nitrietroute+zandfiltratie

Milieu-ingrepen voor de LCA in de waterlijn	Hoofdsceario 2f A-trap-nitrietrouw-bezinking+Filter	Voorzuiveringsscenario A-trap met d inclusief tussenzeenking	Nazuiveringsscenario nitrietroute inclusief bezinking	Nazuivering filter
Energie	2.734.000 kWh	888.000 kWh	1.772.800 kWh	73.000 kWh
Slib uit de waterlijn	3.890 ton d.s./j	3.100 ton d.s./j	730 ton d.s./j	64 ton d.s./j
Drogestofgehalte	0,7%	0,7%	0,5%	0,1%
Organischstofgehalte	84%	83%	88%	70%
Effluëntkwaliteit				
CZV	44,0 mg/l	120,0 mg/l	50,0 mg/l	44,0 mg/l
BZV	9,0 mg/l	40,0 mg/l	10,0 mg/l	9,0 mg/l
N	9,7 mg/l	44,0 mg/l	10,0 mg/l	9,7 mg/l
P	0,6 mg/l	2,1 mg/l	0,8 mg/l	0,6 mg/l
SS	1,0 mg/l	50,0 mg/l	10,0 mg/l	1,0 mg/l
Chemicaliënverbruik				
Vlokmiddel (FeCl3)	130 ton/j	134 ton/j	0 ton/j	0 ton/j
Vlokhulpmiddel (PE)	9 ton/j	9 ton/j	0 ton/j	0 ton/j
Methanol	306 ton/j	306 ton/j	306 ton/j	306 ton/j
Ruimteverbruik van de waterlijn	6.730 m2	1.766 m2	4.895 m2	67 m2
Netto grondoppervlak				
Kosten waterlijn				
Totale contante waarde	FL 48.518.000	FL 19.141.000	FL 21.229.000	FL 2.975.000
C.W. Civiel en E/M	FL 22.401.000	FL 10.769.000	FL 9.266.000	FL 2.338.000
C.W. Onderhoud	FL 3.193.000	FL 1.619.000	FL 1.159.000	FL 415.000
C.W. Energie	FL 11.248.000	FL 2.713.000	FL 8.309.000	FL 224.000
C.W. Chemicaliën	FL 6.908.000	FL 4.010.000	FL 2.495.000	FL -
C.W. Personeel	FL 5.473.000			

Effluentkwaliteit	=
CZV	44,0 mg/l
BZV	9,0 mg/l
N	9,7 mg/l
P	0,6 mg/l
SS	1,0 mg/l
Cl-	12,0 mg/l
Na+	- mg/l
Chemicaliënverbruik	
Vlokmiddel (FeCl3)	130 ton/j.
Vlokhulpmiddel (PE)	9 ton/j.
Methanol	310 ton/j.

Energiebalans	=
Energieverbruik	2.734.000 kWh/j
Energieproductie	3.354.000 kWh/j
Positieve energiebalans	620.000 kWh/j
Slibafzet	
Slibgewicht	2.400 ton d.s./j
Slibvolume	77.800 m3/j

Ruimteverbruik	=
Totaal netto oppervlak	7.370 m2
Totale contante waarde	
C.W. Civiel en E/M	FL 110.416.000
C.W. Onderhoud	FL 33.180.000
C.W. Energie	FL 4.657.000
C.W. Chemicaliën	FL 1.946.000
C.W. Slibontwater./afzet	FL 6.505.000
C.W. Personeel	FL 58.655.000
C.W. Ontwatering en verdere afzet	FL 5.473.000

Milieu-ingrepen voor de LCA in de waterlijn	=
Energie	
Energieverbruik(-)productie (+)	3.354.400 kWh/j
Slibafvoer uit de waterlijn	
Slibafvoer	2.400 ton d.s.
Drogestofgehalte	3,1%
Slibvolume	77.800 m3/j

Ruimteverbruik van de waterlijn	639 m2
Netto grondoppervlak	

Kosten waterlijn	=
Totale contante waarde	FL 61.283.000
C.W. Civiel en E/M	FL 10.775.000
C.W. Onderhoud	FL 1.464.000
C.W. Energie	FL (9.635.000)
C.W. Ontwatering en verdere afzet	FL 58.655.000

Scenario 3b Préprecipitatie+slib-op-dragersysteem+zandfiltratie+ ionenwisseling (luchtstripper)

Milieu-ingrepen voor de LCA in de waterlijn	Hoofdscenario 3 b Préprec.+s.od.+Filter+Ionenwissel	Voorzuiveringsscenario slib-op-drager	Préprecipitatie slib-op-drager	Inclusief nauffiltratie	Nazuiveringsscenario Ionenwisselaar+stripper	Nazuiveringsscenario Ionenwisselaar+stripper	
Energie	3.810.000 kWh/j	5%	200.000 kWh/j	10%	389.000 kWh/j	58%	3.221.000 kWh/j
Slib uit de waterlijn	3.830 ton d.s./j	43%	1.660 ton d.s./j	57%	2.173 ton d.s./j	0%	0 ton d.s./j
Slieproductie	0,6%		0,7%		0,5%		
Drogestofgehalte	80%		60%		85%		
Organischstofgehalte							
Effluentkwaliteit							
CZV	44,0 mg/l		240,0 mg/l		44,0 mg/l		44,0 mg/l
BZV	9,0 mg/l		110,0 mg/l		9,0 mg/l		9,0 mg/l
N	10,0 mg/l		44,0 mg/l		41,3 mg/l		10,0 mg/l
P	0,6 mg/l		2,2 mg/l		0,6 mg/l		0,6 mg/l
SS	1,0 mg/l		50,0 mg/l		1,0 mg/l		1,0 mg/l
Chemicaliënverbruik							
Viokmiddel (FeCl3)	310 ton/j		310 ton/j				550 ton/j
Viokhulpmiddel (PE)	4 ton/j		4 ton/j				656 ton/j
NaOH	550 ton/j						
H2SO4	660 ton/j						
Ruimteverbruik van de waterlijn	2.630 m2	56%	1.532 m2	35%	915 m2	10%	180 m2
Netto grondoppervlak							
Kosten waterlijn							
Totale content waarde	FL 89.276.000		FL 13.888.000		FL 18.246.800		FL 51.667.700
C.W. Chiel en E/M	FL 35.197.000		FL 7.906.000		FL 13.626.000		FL 13.685.000
C.W. Onderhoud	FL 5.952.000		FL 1.220.000		FL 2.242.000		FL 2.480.000
C.W. Energie	FL 12.831.000		FL 611.000		FL 2.378.800		FL 9.841.000
C.W. Chemicaliën	FL 29.823.000		FL 4.151.000		FL -		FL 25.671.700 (Slipp)
C.W. Personeel	FL 8.473.000						

Effluentkwaliteit	
CZV	= 44,0 mg/l
BZV	= 9,0 mg/l
N	= 10,0 mg/l
P	= 0,6 mg/l
SS	= 1,0 mg/l
Cl-	= 29,0 mg/l
Na+	= 44,0 mg/l
Chemicaliënverbruik	
Viokmiddel (FeCl3)	= 310 ton/j.
Viokhulpmiddel (PE)	= 4 ton/j.
NaOH	= 550 ton/j.
H2SO4	= 660 ton/j.

Energiebalans	=	3.810.000 kWh/j
Energieverbruik	=	2.661.000 kWh/j
Energieproductie	=	1.149.000 kWh/j
Negatieve energiebalans		
Slibafzet	=	2.650 ton d.s./j
Slibgewicht	=	76.600 m3/j
Slibvolume		

Milieu-ingrepen voor de LCA in de silbilijn		
Energie		2.660.900 kWh/j
Energieverbruik(-)productie (+)		
Slibafvoer uit de silbilijn		
Slibafvoer	2.650 ton d.s.	
Drogestofgehalte	3,5%	
Slibvolume	76.600 m3/j	
Ruimteverbruik van de silbilijn		630 m2
Netto grondoppervlak		
Kosten silbilijn		
Totale content waarde	FL 68.704.000	
C.W. Chiel en E/M	FL 10.625.000	
C.W. Onderhoud	FL 1.443.000	
C.W. Energie	FL (8.129.000)	
C.W. Chemicaliën en verdere afzet	FL 64.765.000	

Ruimteverbruik	=	3.260 m2
Totaal netto oppervlak		
Totale content waarde	=	FL 157.980.000
C.W. Chiel en E/M	=	FL 45.822.000
C.W. Onderhoud	=	FL 7.395.000
C.W. Energie	=	FL 4.702.000
C.W. Chemicaliën	=	FL 29.823.000
C.W. Slibontwater./afzet	=	FL 64.765.000
C.W. Personeel	=	FL 5.473.000

Scenario 3c Denitrificerende A-trap+slib-op-dragersysteem+zandfiltratie +ionenwisseling

Milieu-ingrepen voor de LCA in de waterlijn	Denitrificerende A-trap +s.od.+Filtrat+ionenwissel	Voorzuiveringsscenario	Natuiveringsscenario	Natuiveringsscenario	Denitrificerende A-trap incl bezinking slib-op-drager inclusief natuurlijke ionenwisselaar +biogeneratie
Energie	4.132.000 kWh]	5%	200.000 kWh]	9%	354.000 kWh]
Energieverbruik					
Slib uit de waterlijn	4.100 ton d.s./]	76%	3.100 ton d.s./]	24%	1.003 ton d.s./]
Slibproductie	0,7%		0,7%		0,5%
Drogestofgehalte	84%		83%		89%
Effluentkwaliteit					
CZV	44,0 mg/l	120,0 mg/l	44,0 mg/l	44,0 mg/l	44,0 mg/l
BZV	9,0 mg/l	40,0 mg/l	8,0 mg/l	8,0 mg/l	8,0 mg/l
N	10,0 mg/l	44,0 mg/l	41,3 mg/l	10,0 mg/l	10,0 mg/l
P	0,6 mg/l	2,1 mg/l	0,6 mg/l	0,6 mg/l	0,6 mg/l
SS	1,0 mg/l	50,0 mg/l	1,0 mg/l	1,0 mg/l	1,0 mg/l
Chemicaliënverbruik					
Vlokmiddel (FeCl3)	130 ton]		134 ton]		
Vlokmiddel (PE)	9 ton]		9 ton]		
NaOH	1.100 ton]				1.100 ton]
Ruimteverbruik					
Netto grondoppervlak van de waterlijn	2.460 m2	74%	1.813 m2	19%	460 m2
Ruimteverbruik					
Totale contante waarde	FL 84.421.000	FL 17.039.000	FL 13.247.800	FL 48.661.000	FL 48.661.000
C.W. Civiel en E/M	FL 37.069.000	FL 10.799.000	FL 9.415.000	FL 18.845.000	FL 18.845.000
C.W. Onderhoud	FL 6.142.000	FL 1.619.000	FL 1.454.000	FL 3.069.000	FL 3.069.000
C.W. Energie	FL 13.816.000	FL 611.000	FL 2.378.800	FL 10.824.700	FL 10.824.700
C.W. Chemicaliën	FL 21.932.000	FL 4.010.000	-	FL 17.922.300	FL 17.922.300
C.W. Personeel	FL 5.473.000				

Energiebalans	=	4.132.000 kWh]
Energieverbruik	=	3.519.000 kWh]
Energieproductie	=	613.000 kWh]
Negatieve energiebalans	=	
Slibgewicht	=	2.540 ton d.s./]
Slibvolume	=	82.000 m3/]

Effluentkwaliteit		
CZV	=	44,0 mg/l
BZV	=	9,0 mg/l
N	=	10,0 mg/l
P	=	0,6 mg/l
SS	=	1,0 mg/l
Cl-	=	12,0 mg/l
Na+	=	89,0 mg/l
Chemicaliënverbruik		
Vlokmiddel (FeCl3)	=	130 ton/]
Vlokmiddel (PE)	=	9 ton/]
NaOH	=	1.100 ton/]

Ruimteverbruik	=	3.130 m2
Totale contante waarde	=	FL 148.652.000
C.W. Civiel en E/M	=	FL 48.420.000
C.W. Onderhoud	=	FL 7.685.000
C.W. Energie	=	FL 3.066.000
C.W. Chemicaliën	=	FL 21.932.000
C.W. Slibontwater./afzet	=	FL 62.076.000
C.W. Personeel	=	FL 5.473.000

Milieu-ingrepen voor de LCA in de slijlijn	Energie	Slibafvoer uit de slijlijn	Drogestofgehalte	Slibvolume
Energie	3.518.500 kWh]			
Energieverbruik(-)productie (+)				
Slibafvoer	2.540 ton d.s.]		3,1%	82.000 m3/]
Drogestofgehalte				
Ruimteverbruik van de slijlijn		674 m2		
Netto grondoppervlak				
Kosten slijlijn				
Totale contante waarde	FL 64.231.000			
C.W. Civiel en E/M	FL 11.361.000			
C.W. Onderhoud	FL 1.543.000			
C.W. Energie	FL 10.748.000]			
C.W. Ontwatering en verdere afzet	FL 82.076.000			

Scenario 3d Beluchte A-trap+slib-op-dragersysteem+zandfiltratie+ionen-wisseling (stripper)

Milieu-ingrepen voor de LCA in de waterlijn	Hoofdsceario 3 d A-trap+s.od.+Fibril ionenwissel	Voorzuiwingscenario A-trap met dosering	Nazuiwingscenario slib-op-drager inclusief nafiltraie	Nazuiwingscenario ionenwisselaar+stripper				
Energie	4.498.000 kWh/j	20%	888.000 kWh/j	9%	389.000 kWh/j	58%	3.221.000 kWh/j	0 ton d.s./j
Slib uit de waterlijn	4.100 ton d.s./j	76%	3.100 ton d.s./j	24%	1.003 ton d.s./j	0%	0 ton d.s./j	0 ton d.s./j
Slibproductie	0,7%				0,5%			
Drogestofgehalte	84%				89%			
Organischstofgehalte								
Effluentkwaliteit								
CZV	44,0 mg/l	120,0 mg/l	44,0 mg/l	44,0 mg/l	44,0 mg/l	44,0 mg/l	44,0 mg/l	44,0 mg/l
BZV	9,0 mg/l	40,0 mg/l	9,0 mg/l	9,0 mg/l	9,0 mg/l	9,0 mg/l	9,0 mg/l	9,0 mg/l
N	10,0 mg/l	44,0 mg/l	10,0 mg/l	10,0 mg/l	10,0 mg/l	10,0 mg/l	10,0 mg/l	10,0 mg/l
P	0,6 mg/l	2,1 mg/l	0,6 mg/l	0,6 mg/l	0,6 mg/l	0,6 mg/l	0,6 mg/l	0,6 mg/l
SS	1,0 mg/l	50,0 mg/l	1,0 mg/l	1,0 mg/l	1,0 mg/l	1,0 mg/l	1,0 mg/l	1,0 mg/l
Chemicaliënverbruik								
Viokmiddel (FeCl3)	134 ton/j	134 ton/j	9 ton/j	9 ton/j	9 ton/j	9 ton/j	9 ton/j	9 ton/j
Viokhulpmiddel (PE)	550 ton/j	550 ton/j	8 ton/j	8 ton/j	8 ton/j	8 ton/j	8 ton/j	8 ton/j
NaOH	660 ton/j	660 ton/j						
H2SO4								
Ruimteverbruik van de waterlijn	2.410 m2	73%	1.768 m2	19%	460 m2	10%	180 m2	674 m2
Netto grondoppervlak								
Kosten waterlijn								
Totale contante waarde	FL 89.520.000	FL 10.141.000	FL 13.247.800	FL 51.667.700	FL 13.247.800	FL 13.665.000	FL 11.361.000	FL 64.231.000
C.W. Civiel en E/M	FL 33.875.000	FL 10.799.000	FL 9.415.000	FL 2.490.000	FL 9.415.000	FL 2.490.000	FL 1.543.000	FL 11.361.000
C.W. Onderhoud	FL 5.563.000	FL 1.619.000	FL 1.454.000	FL 9.841.000	FL 1.454.000	FL 2.378.900	FL 10.748.000	FL 1.543.000
C.W. Energie	FL 14.933.000	FL 2.713.000	FL 2.378.900	FL 25.871.700 (Stripper)	FL 2.378.900		FL 62.075.000	FL 10.748.000
C.W. Chemicaliën	FL 29.682.000	FL 4.010.000						FL 62.075.000
C.W. Personeel	FL 5.473.000							

Milieu-ingrepen voor de LCA in de sliblijn	Energie	Slibafvoer uit de sliblijn	Slibafvoer	Drogestofgehalte	Slibvolume
Energieverbruik(-)productie (+)	3.518.600 kWh/j		2.540 ton d.s.	3,1%	82.000 m3/j
Ruimteverbruik van de sliblijn					
Netto grondoppervlak					674 m2
Kosten sliblijn					
Totale contante waarde	FL 64.231.000				
C.W. Civiel en E/M	FL 11.361.000				
C.W. Onderhoud	FL 1.543.000				
C.W. Energie	FL 10.748.000				
C.W. Chemicaliën en andere afzet	FL 62.075.000				

Effluentkwaliteit			
CZV	=	44,0 mg/l	
BZV	=	9,0 mg/l	
N	=	10,0 mg/l	
P	=	0,6 mg/l	
SS	=	1,0 mg/l	
Cl-	=	12,0 mg/l	
Na+	=	44,0 mg/l	
Chemicaliënverbruik			
Viokmiddel (FeCl3)	=	130 ton/j.	
Viokhulpmiddel (PE)	=	9 ton/j.	
NaOH	=	550 ton/j.	
H2SO4	=	660 ton/j.	

Energiebalans	=	4.498.000 kWh/j
Energieverbruik	=	3.519.000 kWh/j
Energieproductie	=	979.000 kWh/j
Negatieve energiebalans		
Slibafzet	=	2.540 ton d.s./j
Slibgewicht	=	82.000 m3/j
Slibvolume		

Ruimteverbruik			
Totaal netto oppervlak	=	3.080 m2	
Totale contante waarde	=	FL 153.761.000	
C.W. Civiel en E/M	=	FL 45.240.000	
C.W. Onderhoud	=	FL 7.106.000	
C.W. Energie	=	FL 4.184.000	
C.W. Chemicaliën	=	FL 29.682.000	
C.W. Slibontwater./afzet	=	FL 62.076.000	
C.W. Personeel	=	FL 5.473.000	

Scenario 3e Flotatie+hoogbelast actief-slibstelsiem (nabezinking) + zandfiltratie+ionenwisseling

Milieu-ingrepen voor de LCA in de waterlijn	Hoofdcategorie 3	Flotatie+hoogbelast a.s.+nabezink	Voorzietingsscenario	Flotatie	Nazievergisscenario	Nabezinking filter	Nazievergisscenario	Ionenuisselaar+stijper
Energie	4.317,000 kWh/j	10%	437,000 kWh/j	14%	586,000 kWh/j	2%	73,000 kWh/j	58%
Slib uit de waterlijn	3,950 ton d.s./j	42%	1,660 ton d.s./j	56%	2,223 ton d.s./j	2%	64 ton d.s./j	0%
Stofproductie	1,0%	3,0%	60%	0,5%	96%	0,1%	70%	
Organischstofgehalte	44,0 mg/l	240,0 mg/l	50,0 mg/l	110,0 mg/l	10,0 mg/l	8,0 mg/l	10,0 mg/l	0,6 mg/l
BZV	9,0 mg/l	110,0 mg/l	50,0 mg/l	10,0 mg/l	10,0 mg/l	8,0 mg/l	10,0 mg/l	0,6 mg/l
N	10,0 mg/l	44,0 mg/l	2,2 mg/l	44,0 mg/l	41,3 mg/l	41,3 mg/l	10,0 mg/l	0,6 mg/l
P	0,6 mg/l	44,0 mg/l	50,0 mg/l	10,0 mg/l	10,0 mg/l	1,0 mg/l	1,0 mg/l	1,0 mg/l
SS	1,0 mg/l	310 ton/j	310 ton/j	4 ton/j	0 ton/j	0 ton/j	0 ton/j	0 ton/j
Chemicaliënverbruik	310 ton/j	310 ton/j	4 ton/j	4 ton/j	0 ton/j	0 ton/j	0 ton/j	0 ton/j
Vlokkmiddel (FeCl3)	4 ton/j	4 ton/j	4 ton/j	4 ton/j	0 ton/j	0 ton/j	0 ton/j	0 ton/j
Vlokkmiddel (PE)	650 ton/j	650 ton/j	650 ton/j	650 ton/j	650 ton/j	650 ton/j	650 ton/j	650 ton/j
H2SO4	5,630 m2	17%	932 m2	79%	4,453 m2	1%	67 m2	10%
Ruimteverbruik van de waterlijn	5,630 m2	17%	932 m2	79%	4,453 m2	1%	67 m2	10%
Netto grondoppervlak	5,630 m2	17%	932 m2	79%	4,453 m2	1%	67 m2	10%
Kosten waterlijn	FL 102.822,000	FL 22.145,000	FL 20.561,200	FL 2.975,000	FL 51.667,700	FL 13.665,000	FL 25.671,700 (Stijper)	FL 2.490,000
C.W. Civiel en E/M	FL 43.899,000	FL 13.736,000	FL 14.162,000	FL 2.336,000	FL 16.665,000	FL 2.975,000	FL 2.490,000	FL 2.490,000
C.W. Onderhoud	FL 7.182,000	FL 2.562,000	FL 1.715,000	FL 415,000	FL 2.490,000	FL 2.490,000	FL 2.490,000	FL 2.490,000
C.W. Energie	FL 16.083,000	FL 1.334,000	FL 4.884,200	FL 224,000	FL 9.841,000	FL 9.841,000	FL 9.841,000	FL 9.841,000
C.W. Chemicaliën	FL 30.185,000	FL 4.513,000	-	-	FL 25.671,700	-	-	-
C.W. Personeel	FL 5.473,000	-	-	-	-	-	-	-

Energiebalans	4.317,000 kWh/j	=	4.317,000 kWh/j
Energieverbruik	2.763,000 kWh/j	=	2.763,000 kWh/j
Negatieve energiebalans	1.554,000 kWh/j	=	1.554,000 kWh/j
Slibgewicht	2.720 ton d.s./j	=	2.720 ton d.s./j
Slibvolume	79,000 m3/j	=	79,000 m3/j

Effluentkwaliteit	Chemicaliënverbruik	Na+
CZV	44,0 mg/l	44,0 mg/l
BZV	9,0 mg/l	29,0 mg/l
N	10,0 mg/l	1,0 mg/l
P	0,6 mg/l	0,6 mg/l
SS	1,0 mg/l	1,0 mg/l
Cl-	29,0 mg/l	29,0 mg/l
Na+	44,0 mg/l	44,0 mg/l
Chemicaliënverbruik	310 ton/j	310 ton/j
Vlokkmiddel (FeCl3)	4 ton/j	4 ton/j
Vlokkmiddel (PE)	650 ton/j	650 ton/j
NaOH	650 ton/j	650 ton/j
H2SO4	5,630 m2	5,630 m2

Milieu-ingrepen voor de LCA in de silblijn	Energie	Slibafvoer uit de silblijn	Stofafvoer	Drogestofgehalte	Slibvolume
Energie	2.763,100 kWh/j	2,720 ton d.s.	3,4%	79,000 m3/j	
Slibafvoer uit de silblijn		2,720 ton d.s.			
Drogestofgehalte			3,4%		
Slibvolume				79,000 m3/j	
Netto grondoppervlak van de silblijn					649 m2
Kosten silblijn	FL 70.477,000	FL 10.954,000	FL 1.488,000	FL 66.476,000	
C.W. Chriet en E/M	FL 10.954,000	FL 10.954,000	FL 1.488,000	FL 66.476,000	
C.W. Onderhoud	FL 2.490,000	FL 2.490,000	FL 1.488,000	FL 66.476,000	
C.W. Energie	FL 8.441,000	FL 8.441,000	FL 1.488,000	FL 66.476,000	
C.W. Chemicaliën	FL 30.185,000	FL 30.185,000	FL 1.488,000	FL 66.476,000	
C.W. Personeel	FL 5.473,000	FL 5.473,000	FL 1.488,000	FL 66.476,000	

Ruimteverbruik	6.280 m2	=	6.280 m2
Totaal netto oppervlak	6.280 m2	=	6.280 m2
Totale contante waarde	FL 173.299,000	=	FL 173.299,000
C.W. Civiel en E/M	FL 54.853,000	=	FL 54.853,000
C.W. Onderhoud	FL 8.670,000	=	FL 8.670,000
C.W. Energie	FL 7.642,000	=	FL 7.642,000
C.W. Chemicaliën	FL 30.185,000	=	FL 30.185,000
C.W. Slibontwater./afzet	FL 66.476,000	=	FL 66.476,000
C.W. Personeel	FL 5.473,000	=	FL 5.473,000

Scenario 3f Préprecipitatie+hoogbelast actief-slibstelsysteem+zandfiltratie+ ionenwisseling

Milieu-ingrepen voor de LCA in de waterlijn	Hoofdsceario 3 f Préprec.+hoogbelast a.s. incl bezink +Filter+ionenwissel	Voorzuiveringsscenario Préprecipitati	Nazuiveringsscenario hoogbelast actief-slib incl. nabezink	Nazuivering filter	Nazuiveringsscenario ionenwisselaar+stripper
Energie					
Energieverbruik	4.080.000 kWh/j	5% 200.000 kWh/j	14% 586.000 kWh/j	2% 73.000 kWh/j	58% 3.221.000 kWh/j
Slib uit de waterlijn					
Slibproductie	3.950 ton d.s./j	42% 1.660 ton d.s./j	56% 2.223 ton d.s./j	2% 64 ton d.s./j	0% 0 ton d.s./j
Drogestofgehalte	0,6%	0,7%	0,5%	0,1%	
Organischstofgehalte	80%	60%	96%	70%	
Effluentkwaliteit					
CZV	44,0 mg/l	240,0 mg/l	50,0 mg/l	44,0 mg/l	44,0 mg/l
BZV	9,0 mg/l	110,0 mg/l	10,0 mg/l	9,0 mg/l	9,0 mg/l
N	10,0 mg/l	44,0 mg/l	41,3 mg/l	41,3 mg/l	10,0 mg/l
P	0,6 mg/l	2,2 mg/l	0,8 mg/l	0,6 mg/l	0,6 mg/l
SS	1,0 mg/l	50,0 mg/l	10,0 mg/l	1,0 mg/l	1,0 mg/l
Chemicaliënverbruik					
Vlokmiddel (FeCl3)	310 ton/j	310 ton/j		0 ton/j	
Vlokhulpmiddel (PE)	4 ton/j	4 ton/j		0 ton/j	
NaOH	550 ton/j				550 ton/j
H2SO4	660 ton/j				656 ton/j
Ruimteverbruik van de waterlijn					
Netto grondoppervlak	6.230 m2	25% 1.532 m2	71% 4.453 m2	1% 67 m2	10% 180 m2
Kosten waterlijn					
Totale contante waarde	FL 94.927.000	FL 14.250.000	FL 20.561.200	FL 2.975.000	FL 51.667.700
C.W. Civiel en E/M	FL 38.069.000	FL 7.906.000	FL 14.162.000	FL 2.336.000	FL 13.665.000
C.W. Onderhoud	FL 5.840.000	FL 1.220.000	FL 1.715.000	FL 415.000	FL 2.490.000
C.W. Energie	FL 15.360.000	FL 611.000	FL 4.684.200	FL 224.000	FL 9.841.000
C.W. Chemicaliën	FL 30.185.000	FL 4.513.000	FL -	FL -	FL 25.671.700 (Stripper)
C.W. Personeel	FL 5.473.000				

Milieu-ingrepen voor de LCA in de slijblijn	
Energie	
Energieverbruik(-)/productie (+)	2.763.100 kWh/j
Slibafvoer uit de slijblijn	
Slibafvoer	2.720 ton d.s./j
Drogestofgehalte	3,4%
Slibvolume	79.000 m3/j
Ruimteverbruik van de slijblijn	
Netto grondoppervlak	649 m2
Kosten slijblijn	
Totale contante waarde	FL 70.477.000
C.W. Civiel en E/M	FL 10.954.000
C.W. Onderhoud	FL 1.488.000
C.W. Energie	FL (8.441.000)
C.W. Ontwatering en verdere afzet	FL 66.476.000

Energiebalans		
Energieverbruik	=	4.080.000 kWh/j
Energieproductie	=	2.763.000 kWh/j
Negatieve energiebalans	=	1.317.000 kWh/j
Slibafzet		
Slibgewicht	=	2.720 ton d.s./j
Slibvolume	=	79.000 m3/j

Effluentkwaliteit		
CZV	=	44,0 mg/l
BZV	=	9,0 mg/l
N	=	10,0 mg/l
P	=	0,6 mg/l
SS	=	1,0 mg/l
Cl-	=	29,0 mg/l
Na+	=	44,0 mg/l
Chemicaliënverbruik		
Vlokmiddel (FeCl3)	=	310 ton/j.
Vlokhulpmiddel (PE)	=	4 ton/j.
NaOH	=	550 ton/j.
H2SO4	=	660 ton/j.

Ruimteverbruik		
Totaal netto oppervlak	=	6.880 m2
Totale contante waarde		
Totale contante waarde	=	FL 165.404.000
C.W. Civiel en E/M	=	FL 49.023.000
C.W. Onderhoud	=	FL 7.328.000
C.W. Energie	=	FL 6.919.000
C.W. Chemicaliën	=	FL 30.185.000
C.W. Slibontwater./afzet	=	FL 66.476.000
C.W. Personeel	=	FL 5.473.000

Scenario 3g Denitrificerende A-trap+hoogbelast actief-slib+zandfiltratie+ ionenwisselaar

Hoofdscenario 3g Denitrificerende A-trap+hoogbelast as. incl. nabezink.+flier+ionenwissel	Voorziteringsscenario Denitrificerende A-trap incl bezinking hoogbelast actief-slib incl. nabezink	Naziteringsfilter Naziteringsscenario Ionenwisselaar+biogeneratie
Milieu-ingrepen voor de LCA in de waterlijn Energieverbruik 4.127.000 kWh]	Milieu-ingrepen voor de LCA in de waterlijn Energieverbruik 3.543.000 kWh]	Milieu-ingrepen voor de LCA in de waterlijn Energieverbruik 73.000 kWh]
Slib uit de waterlijn 3.980 ton d.s./]	Slib uit de waterlijn 3.100 ton d.s./]	Slib uit de waterlijn 64 ton d.s./]
Drogestofgehalte 0,6%	Drogestofgehalte 0,7%	Drogestofgehalte 0,1%
Organischstofgehalte 84%	Organischstofgehalte 83%	Organischstofgehalte 70%
Effluentkwaliteit CZV 44,0 mg/l BZV 9,0 mg/l N 10,0 mg/l P 0,6 mg/l SS 1,0 mg/l	Effluentkwaliteit CZV 50,0 mg/l BZV 10,0 mg/l N 41,3 mg/l P 2,1 mg/l SS 50,0 mg/l	Effluentkwaliteit CZV 44,0 mg/l BZV 9,0 mg/l N 10,0 mg/l P 0,6 mg/l SS 1,0 mg/l
Chemischalvenverbruik Vikkulpmiddel (Fec13) 9 ton]	Chemischalvenverbruik Vikkulpmiddel (Fec13) 134 ton]	Chemischalvenverbruik Vikkulpmiddel (Fec13) 0 ton]
Ruimteverbruik van de waterlijn Netto grondoppervlak 6.420 m2	Ruimteverbruik van de waterlijn Netto grondoppervlak 1.813 m2	Ruimteverbruik van de waterlijn Netto grondoppervlak 190 m2
Kosten waterlijn C.W. Cijel en E/M FL 93.046.000 C.W. Cijel en E/M FL 43.419.000 C.W. Onderhoud FL 6.718.000 C.W. Energie FL 15.503.000 C.W. Chemicaliën FL 21.932.000 C.W. Personeel FL 5.473.000	Kosten waterlijn C.W. Cijel en E/M FL 17.039.000 C.W. Cijel en E/M FL 10.799.000 C.W. Onderhoud FL 1.619.000 C.W. Energie FL 1.815.000 C.W. Chemicaliën FL 3.543.100 C.W. Personeel FL 4.010.000	Kosten waterlijn C.W. Cijel en E/M FL 48.661.000 C.W. Cijel en E/M FL 16.845.000 C.W. Onderhoud FL 3.069.000 C.W. Energie FL 224.000 C.W. Chemicaliën FL 10.824.700 C.W. Personeel FL 17.822.300

Energiebalans	Energieproductie	Negatieve energiebalans
4.127.000 kWh]	3.457.000 kWh]	670.000 kWh]
=	=	=
Slibgewicht 2.440 ton d.s./]	Slibgewicht 2.440 ton d.s./]	Slibgewicht 2.440 ton d.s./]
=	=	=
Slibvolume 79.600 m3]	Slibvolume 79.600 m3]	Slibvolume 79.600 m3]

Effluentkwaliteit	Chemischalvenverbruik	NaOH
CZV 44,0 mg/l	Vikkulpmiddel (Fec13) 130 ton]	Vikkulpmiddel (PE) 9 ton]
=	=	=
BZV 9,0 mg/l	Vikkulpmiddel (Fec13) 130 ton]	Vikkulpmiddel (PE) 9 ton]
=	=	=
N 10,0 mg/l	Vikkulpmiddel (Fec13) 130 ton]	Vikkulpmiddel (PE) 9 ton]
=	=	=
P 0,6 mg/l	Vikkulpmiddel (Fec13) 130 ton]	Vikkulpmiddel (PE) 9 ton]
=	=	=
SS 1,0 mg/l	Vikkulpmiddel (Fec13) 130 ton]	Vikkulpmiddel (PE) 9 ton]
=	=	=
Cl- 12,0 mg/l	Vikkulpmiddel (Fec13) 130 ton]	Vikkulpmiddel (PE) 9 ton]
=	=	=
Na+ 89,0 mg/l	Vikkulpmiddel (Fec13) 130 ton]	Vikkulpmiddel (PE) 9 ton]

de LCA in de waterlijn	Energie	Slibvoer uit de waterlijn	Drogestofgehalte	Slibvolume
Milieu-ingrepen voor de LCA in de waterlijn Energieverbruik(-)productie (+) 3.456.600 kWh]	Energieverbruik(-)productie (+) 3.456.600 kWh]	Slibvoer uit de waterlijn 2.440 ton d.s.]	Drogestofgehalte 3,1%	Slibvolume 79.600 m3]
Ruimteverbruik van de waterlijn Netto grondoppervlak 654 m2	Kosten sliblijn C.W. Cijel en E/M FL 61.602.000 C.W. Cijel en E/M FL 11.032.000 C.W. Onderhoud FL 1.488.000 C.W. Energie FL (10.560.000) C.W. Ontwatering en verdere afzet FL 59.632.000	Ruimteverbruik van de waterlijn Netto grondoppervlak 654 m2	Kosten sliblijn C.W. Cijel en E/M FL 61.602.000 C.W. Cijel en E/M FL 11.032.000 C.W. Onderhoud FL 1.488.000 C.W. Energie FL (10.560.000) C.W. Ontwatering en verdere afzet FL 59.632.000	Ruimteverbruik van de waterlijn Netto grondoppervlak 654 m2

Ruimteverbruik	Totale contante waarde	C.W. Cijel en E/M	C.W. Onderhoud	C.W. Energie	C.W. Chemicaliën	C.W. Slibontwater./afzet	C.W. Personeel
Ruimteverbruik	Totale contante waarde	C.W. Cijel en E/M	C.W. Onderhoud	C.W. Energie	C.W. Chemicaliën	C.W. Slibontwater./afzet	C.W. Personeel
=	=	=	=	=	=	=	=
Totaal netto oppervlak 7.070 m2	Totale contante waarde 154.647.000	C.W. Cijel en E/M 54.451.000	C.W. Onderhoud 8.216.000	C.W. Energie 4.943.000	C.W. Chemicaliën 21.932.000	C.W. Slibontwater./afzet 59.632.000	C.W. Personeel 5.473.000

Scenario 3h A-trap+hoogbelast actief-slibstelsysteem+zandfiltratie+ionen-wisseling (luchtstripper)

Milieu-ingrepen voor de LCA in de waterlijn	Hoofdscenario 3 h A-trap+hoogbelast a.s. incl. bezink +Filter+ionenuissel	Voorzuiveringsscenario A-trap met dosering		Nazuliveringsscenario hoogbelast actief-slib incl. nabezink		Nazulivering filter		Nazuliveringsscenario ionenuisselaar+stripper	
Energie									
Energieverbruik	4.493.000 kWh/j	20%	888.000 kWh/j	7%	311.000 kWh/j	2%	73.000 kWh/j	58%	3.221.000 kWh/j
Slib uit de waterlijn									
Slibproductie	3.980 ton d.s./j	78%	3.100 ton d.s./j	21%	819 ton d.s./j	2%	64 ton d.s./j	0%	0 ton d.s./j
Drogestofgehalte	0,6%		0,7%		0,5%		0,1%		
Organischstofgehalte	84%		83%		90%		70%		
Effluentkwaliteit									
CZV	44,0 mg/l		120,0 mg/l		50,0 mg/l		44,0 mg/l		44,0 mg/l
BZV	9,0 mg/l		40,0 mg/l		10,0 mg/l		9,0 mg/l		9,0 mg/l
N	10,0 mg/l		44,0 mg/l		41,3 mg/l		41,3 mg/l		10,0 mg/l
P	0,6 mg/l		2,1 mg/l		0,8 mg/l		0,8 mg/l		0,6 mg/l
SS	1,0 mg/l		50,0 mg/l		10,0 mg/l		1,0 mg/l		1,0 mg/l
Chemicaliënverbruik									
Vlokmiddel (FeCl3)	130 ton/j		134 ton/j				0 ton/j		
Vlokhulpmiddel (PE)	9 ton/j		9 ton/j				0 ton/j		
NaOH	550 ton/j								550 ton/j
H2SO4	660 ton/j								660 ton/j
Ruimteverbruik van de waterlijn									
Netto grondoppervlak	6.400 m2	28%	1.766 m2	68%	4.347 m2	1%	67 m2	10%	180 m2
Kosten waterlijn									
Totale contante waarde	Fl. 98.154.000		Fl. 19.141.000		Fl. 18.897.100		Fl. 2.975.000		Fl. 51.667.700
C.W. Civiël en E/M	Fl. 40.239.000		Fl. 10.789.000		Fl. 13.439.000		Fl. 2.336.000		Fl. 13.665.000
C.W. Onderhoud	Fl. 6.139.000		Fl. 1.619.000		Fl. 1.615.000		Fl. 415.000		Fl. 2.490.000
C.W. Energie	Fl. 16.621.000		Fl. 2.713.000		Fl. 3.843.100		Fl. 224.000		Fl. 9.641.000
C.W. Chemicaliën	Fl. 29.682.000		Fl. 4.010.000		Fl. -		Fl. -		Fl. 25.671.700 (Stripper)
C.W. Personeel	Fl. 5.473.000								

Milieu-ingrepen voor de LCA in de slijblijn	
Energie	
Energieverbruik(-)productie (+)	3.456.600 kWh/j
Slibafvoer uit de slijblijn	
Slibafvoer	2.440 ton d.s./j
Drogestofgehalte	3,1%
Slibvolume	79.600 m3/j
Ruimteverbruik van de slijblijn	
Netto grondoppervlak	654 m2
Kosten slijblijn	
Totale contante waarde	Fl. 61.602.000
C.W. Civiël en E/M	Fl. 11.932.000
C.W. Onderhoud	Fl. 1.498.000
C.W. Energie	Fl. (10.560.000)
C.W. Ontwatering en verdere afzet	Fl. 59.632.000

Energiebalans	
Energieverbruik	= 4.493.000 kWh/j
Energieproductie	= 3.457.000 kWh/j
Negatieve energiebalans	= 1.036.000 kWh/j
Slibafzet	
Slibgewicht	= 2.440 ton d.s./j
Slibvolume	= 79.600 m3/j

Effluentkwaliteit	
CZV	= 44,0 mg/l
BZV	= 9,0 mg/l
N	= 10,0 mg/l
P	= 0,6 mg/l
SS	= 1,0 mg/l
Cl-	= 12,0 mg/l
Na+	= 44,0 mg/l
Chemicaliënverbruik	
Vlokmiddel (FeCl3)	= 130 ton/j.
Vlokhulpmiddel (PE)	= 9 ton/j.
NaOH	= 550 ton/j.
H2SO4	= 660 ton/j.

Ruimteverbruik	
Totaal netto oppervlak	= 7.050 m2
Totale contante waarde	
	= Fl. 159.756.000
C.W. Civiël en E/M	= Fl. 51.271.000
C.W. Onderhoud	= Fl. 7.637.000
C.W. Energie	= Fl. 6.061.000
C.W. Chemicaliën	= Fl. 29.682.000
C.W. Slibontwatering/afzet	= Fl. 59.632.000
C.W. Personeel	= Fl. 5.473.000

Bijlage II.5: Vergelijkingstabel van zuiveringsscenario's voor milieu-ingrepen

Milieu-ingrepen	Scenario	ref 1	ref1+	ref 2	ref 2+	1a	1b	1c	1d
Energiebalans (kWh/jaar)		-3.157.000	-3.230.000	-1.297.440	-1.370.400	-4.153.000	-3.916.000	-1.314.000	-1.680.000
Slibafzet (ton/jaar)	Organisch slib	1.057	1.095	867	905	600	600	1.384	1.384
	Anorganisch slib	513	535	513	535	535	535	535	535
	Chemisch slib	0	0	0	0	405	405	161	161
	Totaal	1.570	1.630	1.380	1.440	1.540	1.540	2.080	2.080
Chemicaliënverbruik (ton/jaar)	FeCl3	0	0	0	0	520	520	210	210
	Polymeer	0	0	0	0	4	4	9	9
	Methanol	0	0	0	0	0	0	0	0
	NaOH	0	0	0	0	550	550	1.100	550
	H2SO4	0	0	0	0	660	660	0	660
Ammoniumzout (ton/jaar)		0	0	0	0	910	910	0	910
Ruimteverbruik (m2)		9.920	9.990	10.210	10.280	2.130	2.730	3.240	3.180
Effluent (mg/l)	CZV	50,0	44,0	50,0	44,0	50,0	50,0	50,0	50,0
	BZV	10,0	9,0	10,0	9,0	10,0	10,0	10,0	10,0
	N	10,0	9,7	10,0	9,7	10,0	10,0	10,0	10,0
	P	1,0	0,7	1,0	0,7	0,6	0,6	0,6	0,6
	SS	10,0	1,0	10,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
Effluentverzouting (mg/l)	Cl- toename	--	--	--	--	48,0	48,0	19,0	19,0
	Na+ toename	--	--	--	--	44,0	44,0	89,0	44,0

Milieu-ingrepen	Scenario	2a	2b	2c	2d	2e	2f
Energiebalans (kWh/jaar)		-819.000	-582.000	739.000	-437.000	-200.000	620.000
Slibafzet (ton/jaar)	Organisch slib	1.124	1.124	1.719	1.444	1.444	1.759
	Anorganisch slib	535	535	535	535	535	535
	Chemisch slib	241	241	106	241	241	106
	Totaal	1.900	1.900	2.360	2.220	2.220	2.400
Chemicaliënverbruik (ton/jaar)	FeCl3	310	310	130	310	310	130
	Polymeer	4	4	9	4	4	9
	Methanol	0	0	500	0	0	310
	NaOH	0	0	0	0	0	0
	H2SO4	0	0	0	0	0	0
Ammoniumzout (ton/jaar)		0	0	0	0	0	0
Ruimteverbruik (m2)		3.730	4.330	3.380	7.490	8.090	7.370
Effluent (mg/l)	CZV	44,0	44,0	44,0	44,0	44,0	44,0
	BZV	9,0	9,0	9,0	9,0	9,0	9,0
	N	9,7	9,7	9,7	9,7	9,7	9,7
	P	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6
	SS	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
Effluentverzouting (mg/l)	Cl- toename	29,0	29,0	12,0	29,0	29,0	12,0
	Na+ toename	--	--	--	--	--	--

Milieu-ingrepen	Scenario	3a	3b	3c	3d	3e	3f	3g	3h
Energiebalans (kWh/jaar)		-1.386.000	-1.149.000	-613.000	-979.000	-1.554.000	-1.317.000	-670.000	-1.036.000
Slibafzet (ton/jaar)	Organisch slib	1.874	1.874	1.899	1.844	1.944	1.944	1.799	1.799
	Anorganisch slib	535	535	535	535	535	535	535	535
	Chemisch slib	241	241	106	161	241	241	106	106
	Totaal	2.650	2.650	2.540	2.540	2.720	2.720	2.440	2.440
Chemicaliënverbruik (ton/jaar)	FeCl3	310	310	130	130	310	310	130	130
	Polymeer	4	4	9	9	4	4	9	9
	Methanol	0	0	0	0	0	0	0	0
	NaOH	550	550	1.100	550	550	550	1.100	550
	H2SO4	660	660	0	660	660	660	0	660
Ammoniumzout (ton/jaar)		910	910	0	910	910	910	0	910
Ruimteverbruik (m2)		2.660	3.260	3.130	3.080	6.280	6.880	7.070	7.050
Effluent (mg/l)	CZV	44,0	44,0	44,0	44,0	44,0	44,0	44,0	44,0
	BZV	9,0	9,0	9,0	9,0	9,0	9,0	9,0	9,0
	N	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0
	P	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6
	SS	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
Effluentverzouting (mg/l)	Cl- toename	29,0	29,0	12,0	12,0	29,0	29,0	12,0	12,0
	Na+ toename	44,0	44,0	89,0	44,0	44,0	44,0	89,0	44,0

Bijlage II.6: Vergelijkingstabel van zuiveringsscenario's voor contante waarden

Scenario	ref 1		ref 1+		ref 2		ref 2+	
TOTALE	fl	93.702.000	fl	98.178.000	fl	85.250.000	fl	89.865.000
CONTANTE WAARDE								
C.W. Civiel + E/M	fl	36.612.000	fl	38.979.000	fl	38.281.000	fl	40.770.000
C.W. Onderhoud	fl	4.970.000	fl	5.389.000	fl	5.173.000	fl	5.609.000
C.W. Energie	fl	9.645.000	fl	9.869.000	fl	3.964.000	fl	4.188.000
C.W. Chemicaliën	fl	-	fl	-	fl	-	fl	-
C.W. Slibontwater/afzet	fl	38.370.000	fl	39.836.000	fl	33.727.000	fl	35.193.000
C.W. Personeel	fl	4.105.000	fl	4.105.000	fl	4.105.000	fl	4.105.000

Scenario	1a		1b		1c		1d	
TOTALE	fl	270.418.000	fl	262.523.000	fl	162.102.000	fl	167.211.000
CONTANTE WAARDE								
C.W. Civiel + E/M	fl	55.864.000	fl	50.034.000	fl	59.753.000	fl	56.573.000
C.W. Onderhoud	fl	10.199.000	fl	8.857.000	fl	10.330.000	fl	9.751.000
C.W. Energie	fl	12.689.000	fl	11.966.000	fl	4.017.000	fl	5.135.000
C.W. Chemicaliën	fl	148.556.000	fl	148.556.000	fl	31.695.000	fl	39.445.000
C.W. Slibontwater/afzet	fl	37.637.000	fl	37.637.000	fl	50.834.000	fl	50.834.000
C.W. Personeel	fl	5.473.000	fl	5.473.000	fl	5.473.000	fl	5.473.000

Scenario	2a		2b		2c		2d		2e		2f	
TOTALE	fl	112.973.000	fl	105.078.000	fl	109.163.000	fl	113.545.000	fl	105.650.000	fl	110.416.000
CONTANTE WAARDE												
C.W. Civiel + E/M	fl	48.134.000	fl	42.304.000	fl	35.677.000	fl	39.063.000	fl	33.233.000	fl	33.180.000
C.W. Onderhoud	fl	8.303.000	fl	6.961.000	fl	5.420.000	fl	6.010.000	fl	4.688.000	fl	4.857.000
C.W. Energie	fl	477.000	fl	246.000	fl	3.153.000	fl	4.230.000	fl	3.507.000	fl	1.946.000
C.W. Chemicaliën	fl	4.151.000	fl	4.151.000	fl	8.069.000	fl	4.513.000	fl	4.513.000	fl	6.505.000
C.W. Slibontwater/afzet	fl	46.435.000	fl	46.435.000	fl	57.677.000	fl	54.256.000	fl	54.256.000	fl	58.655.000
C.W. Personeel	fl	5.473.000	fl	5.473.000	fl	5.473.000	fl	5.473.000	fl	5.473.000	fl	5.473.000

Scenario	3a		3b		3c		3d	
TOTALE	fl	165.875.000	fl	157.980.000	fl	148.652.000	fl	153.761.000
CONTANTE WAARDE								
C.W. Civiel + E/M	fl	51.552.000	fl	45.822.000	fl	48.420.000	fl	45.240.000
C.W. Onderhoud	fl	8.737.000	fl	7.395.000	fl	7.685.000	fl	7.106.000
C.W. Energie	fl	5.425.000	fl	4.702.000	fl	3.066.000	fl	4.184.000
C.W. Chemicaliën	fl	29.823.000	fl	29.823.000	fl	21.932.000	fl	29.682.000
C.W. Slibontwater/afzet	fl	64.765.000	fl	64.765.000	fl	62.076.000	fl	62.076.000
C.W. Personeel	fl	5.473.000	fl	5.473.000	fl	5.473.000	fl	5.473.000

Scenario	3e		3f		3g		3h	
TOTALE	fl	173.299.000	fl	165.404.000	fl	154.647.000	fl	159.756.000
CONTANTE WAARDE								
C.W. Civiel + E/M	fl	54.853.000	fl	49.023.000	fl	54.451.000	fl	51.271.000
C.W. Onderhoud	fl	8.670.000	fl	7.328.000	fl	8.216.000	fl	7.637.000
C.W. Energie	fl	7.642.000	fl	6.919.000	fl	4.943.000	fl	6.061.000
C.W. Chemicaliën	fl	30.185.000	fl	30.185.000	fl	21.932.000	fl	29.682.000
C.W. Slibontwater/afzet	fl	66.476.000	fl	66.476.000	fl	59.632.000	fl	59.632.000
C.W. Personeel	fl	5.473.000	fl	5.473.000	fl	5.473.000	fl	5.473.000

stematische rangschikking van y's

