

# DISSOLVED AIR FLOTATION (DAF) ALS VOORBEHANDELING VAN COMMUNAAL AFVALWATER



RAPPORT

2014

03

DISSOLVED AIR FLOTATION (DAF) ALS VOORBEHANDELING  
VAN COMMUNAAL AFVALWATER

**RAPPORT**

2014

**03**

ISBN 978.90.5773.648.3



Publicaties van de STOWA kunt u bestellen op [www.stowa.nl](http://www.stowa.nl)

# COLOFON

UITGAVE Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer  
Postbus 2180  
3800 CD Amersfoort

## PROJECTUITVOERING

E. Broeders - Waterschap De Dommel, thans Nijhuis Water Technology  
T. Flaming - Waterschap De Dommel  
S. Kleinsman - Nijhuis Water Technology  
H. Menkveld - Witteveen+Bos, thans Nijhuis Water Technology  
A.F. Van Nieuwenhuijzen - Witteveen+Bos  
D. Schellekens - Waterschap De Dommel  
A.B. Veldhoen - Witteveen+Bos

## BEGELEIDINGSCOMMISSIE

B. Bult - Waterschap Reest en Wieden  
L. Hartog - Waterschap Brabantse Delta  
D. Piron - Waterschap Rivierenland  
D. Roes - Waterschap Rijn en IJssel  
S. Tee - Waternet  
C.A. Uijterlinde - STOWA

## FOTO OMSLAG

rwzi Eindhoven (Waterschap De Dommel)

DRUK Kruyt Grafisch Adviesbureau  
STOWA STOWA 2014-03  
ISBN 978.90.5773.648.3

**COPYRIGHT** De informatie uit dit rapport mag worden overgenomen, mits met bronvermelding. De in het rapport ontwikkelde, dan wel verzamelde kennis is om niet verkrijgbaar. De eventuele kosten die STOWA voor publicaties in rekening brengt, zijn uitsluitend kosten voor het vormgeven, vermenigvuldigen en verzenden.

**DISCLAIMER** Dit rapport is gebaseerd op de meest recente inzichten in het vakgebied. Desalniettemin moeten bij toepassing ervan de resultaten te allen tijde kritisch worden beschouwd. De auteurs en STOWA kunnen niet aansprakelijk worden gesteld voor eventuele schade die ontstaat door toepassing van het gedachtegoed uit dit rapport.

# TEN GELEIDE

De waterschappen willen in 2020 minstens 40% van het energieverbruik zelf opwekken. In de Meerjarenaafspraken energie-efficiency (2008), Klimaatakkoord (2010), Lokale Klimaatagenda (2011) Green Deal (2011), Ketenakkoord Fosfaat en recentelijk het SER Energieakkoord (2013) zijn beleidsmatige afspraken gemaakt over energie- en fosfaatwinning. Er is afgesproken dat in 2015 minimaal twaalf Energiefabrieken en drie tot vijf Fosfaatfabrieken zijn gerealiseerd.

Een Energiefabriek heeft tot doel de energie-inhoud van afvalwater optimaal te benutten. Bij veel Energiefabrieken wordt met bestaande technieken enerzijds op energie bespaard en anderzijds de energieproductie uit slib gemaximaliseerd. Daarnaast wordt er volop onderzoek gedaan naar energie-efficiëntere methoden om afvalwater te zuiveren. Eén van de onderzochte scenario's waarmee de energieopbrengst uit het afvalwater gemaximaliseerd kan worden, is het toepassen van Dissolved Air Flotation, afgekort DAF. DAF is een voorbehandelingstechniek waarmee zwevende stof uit afvalwater verwijderd kan worden. DAF kan toegepast worden ter vervanging van een voorbezinking of als maatregel bij overbelasting. De doelstelling van dit onderzoek is het verkennen of DAF als voorbehandelingstechniek voor stedelijk afvalwater technisch en economisch haalbaar is. De verkenning vindt plaats in het licht van de ontwikkeling van de rwzi als Energiefabriek en Grondstoffenfabriek.

Door het toepassen van DAF als voorbehandeling wordt het energieverbruik van de biologische zuivering verlaagd. Hier tegenover staat dat DAF ook energie kost voor onder andere beluchting en de gebruikte chemicaliën vertegenwoordigen een hoeveelheid energie. Een eerste verkenning van de energiebalans van DAF is gedaan door het berekenen van de "Gross Energy Requirement (GER)". Hiermee wordt de energie inhoud van de gebruikte chemicaliën in de afweging meegenomen. Vooralsnog lijkt het toepassen van DAF geen meerwaarde vanuit energie oogpunt te hebben. Wel kunnen mogelijk kosten worden bespaard.

Tijdens dit onderzoek is gekeken naar de meerwaarde van DAF op een grootschalige rwzi, en met name de rwzi Eindhoven. Hier bestaat de mogelijkheid om de voorbezinktanks te vervangen door DAF-installaties met een veel kleiner oppervlak. Het beperkte oppervlak en de afscheidingsprestaties van de DAF kunnen vanwege de gemakkelijke inpasbaarheid ook op andere zuiveringslocaties meerwaarde hebben. Het pilotonderzoek op rwzi Eindhoven heeft een goede technische en operationele werking van de DAF-installatie als voorbehandeling van stedelijk afvalwater aangetoond.

# SAMENVATTING

## AANLEIDING TOT HET ONDERZOEK

Voorafgaand aan de biologische zuivering van stedelijk afvalwater vindt met name bij grotere rwzi's (circa > 100.000 i.e.) voorbehandeling plaats met voorbezinktanks of met het A-trap-biosorptieproces met nageschakelde tussenbezinktank. Door metaaldosering aan het influent kan hierbij tevens fosfaat neergeslagen en afgevangen worden. In deze voorbehandeling wordt een belangrijk deel van de in het afvalwater aanwezige zwevende stof (TSS) en organisch materiaal (BZV, CVZ) verwijderd. Als alternatieve voorbehandeling kan het flotatieproces in de vorm van dissolved air flotation (DAF) worden toegepast. Hierdoor wordt de biologische zuiveringsstap nog verder ontlast en wordt minder secundair slib geproduceerd. Tevens wordt meer primair slib afgescheiden dat kan worden gebruikt voor de productie van bio-energie. Wanneer metaalzouten worden gedoseerd wordt ook hier fosfaat geprecipiteerd en met DAF vergaand verwijderd. Binnen dit STOWA-onderzoek is met pilotonderzoek en een variantenstudie de mogelijkheid onderzocht om DAF toe te passen als alternatieve voorbehandelingstechniek voor voorbezinking of A-trap/TBT waarbij het actief-slibstelsysteem intact blijft. In deze variantenstudie is tevens de fijnzeeftechniek beschouwd op basis van kengetallen van lopend STOWA-onderzoek.

DAF wordt vooral bekeken als alternatieve voorbehandeling omdat deze technologie een bijdrage kan leveren aan het concept van energiefabriek en/of grondstoffenfabriek. Het primair slib (het flotaat) kan immers worden ingezet voor de productie van biogas of grondstoffen. Een lagere zuurstofvraag van het actief-slibstelsysteem door verlaagde zwevende-stofbelasting kan leiden tot een lager energieverbruik, al moet dit wel worden gecorrigeerd voor het energieverbruik van de DAF-installatie zelf. Tijdens dit onderzoek is gekeken naar de meerwaarde van DAF op een grootschalige rwzi, en met name de rwzi Eindhoven. Hier bestaat de mogelijkheid om de voorbezinktanks te vervangen door DAF-installaties met een veel kleinere footprint. Hierdoor komt buffercapaciteit in de voorbezinktanks beschikbaar. De beperkte footprint en de afscheidingsprestaties van de DAF kunnen vanwege de gemakkelijke inpasbaarheid ook op andere zuiveringslocaties meerwaarde hebben.

Het project is opgebouwd uit drie onderdelen:

- 1 pilotonderzoek op rwzi Eindhoven naar voorbehandeling van stedelijk afvalwater (na roosterreiniging en zandvang) met een DAF om de technische haalbaarheid en de toegevoegde waarde van DAF als voorbehandelingstechniek aan te tonen;
- 2 variantenstudie om de technische en economische haalbaarheid als alternatief voor voorbezinking, A-trap, DAF en een fijnzeef te verkennen. Aanvullend is DAF beschouwd als voorbehandeling voor koude ANAMMOX (in de hoofdzuivering);
- 3 literatuurverkenning naar mogelijkheden voor verwaarding van primair slib en DAF-slib (flotaat) als grondstof.

## THEORIE

In een DAF-installatie vindt het flotatieproces onder geconditioneerde omstandigheden plaats, waarbij voorafgaand coagulatie en flocculatie kan worden toegepast wanneer chemicaliën worden gedoseerd. Coagulatie en flocculatie zijn processen die ervoor zorgen dat opgeloste stoffen neer kunnen slaan (zoals fosfaat), stoffen en deeltjes grotere deeltjes of vlokken vormen om vervolgens gemakkelijker afgescheiden te worden. Het door een DAF behandelde

water wordt eluaat genoemd. Het afgescheiden (primaair) slib heet floaat. (Vuil)deeltjes in water zijn overwegend negatief geladen. Deze lading zorgt ervoor dat de afzonderlijke deeltjes elkaar afstoten en niet samenklonteren. Deze evenwichtssituatie houdt het vuil in suspensie. Coagulatie is het neutraliseren van de afstotende lading zodat delen vrij in het water komen te liggen en kunnen samenklonteren. Hiervoor wordt in veel gevallen een coagulant toegevoegd. De meest gebruikte coagulanten zijn (positief geladen) metaalzouten (bijvoorbeeld ijzer- en aluminiumzouten) en positief geladen organische stoffen.

Wanneer de coagulatie voltooid is, zijn er zeer kleine deeltjes gevormd. Door flocculatie worden grotere deeltjes gevormd die makkelijker worden afgescheiden. Flocculatie vindt plaats door metaalhydroxidevorming of door toevoeging van een flocculant. Flocculanten zijn (veelal negatief) geladen organische stoffen, meestal bestaand uit polyacrylamides met verschillende molecuulgrootte en lading.

Flotatie kan worden toegepast om de geaggregeerde deeltjes (de vlokken) te scheiden van de vloeistoffase. De hierbij gevormde drijfslag wordt floaat genoemd. Dissolved air flotation (DAF ~ opgeloste lucht flotatie) kenmerkt zich door microluchtbelletjes die aan het water worden toegevoegd. DAF wordt wereldwijd vooral toegepast bij de productie van drinkwater, in industriële afvalwaterzuivering en in mindere mate in communale afvalwaterzuivering. In Nederland zijn geen toepassingen van DAF voor behandeling van stedelijke afvalwaterzuivering. Op enkele locaties wordt DAF voor indikking van secundair slib toegepast.

### Pilotonderzoek

Het pilotonderzoek, uitgevoerd op rwzi Eindhoven, richtte zich in hoofdzaak op de verwijdering van BZV<sub>5</sub>, CZV, zwevende stof, totaal fosfaat, orthofosfaat en Kjeldahl-stikstof uit het influent. Het voedingswater van de DAF-pilot werd aan de influentstroom onttrokken na de roosterreiniging en de zandvang. Tijdens het onderzoek is eerst de polymeerdosering geoptimaliseerd, daarna de coagulantdosering en vervolgens is de hydraulische belasting van de DAF gevarieerd om het optimale werkpunt van de installatie te vinden. De afscheiding van vuildeeltjes was onder deze procesinstellingen zodanig dat de samenstelling van het eluaat zo optimaal mogelijk was voor het actief-slibstelsel. Dit houdt in maximaal mogelijke verwijdering van zwevende stof bij een zo hoog mogelijk resterend BZV-gehalte in het eluaat om de biologische processen, en met name de denitrificatie, voldoende doeltreffend te laten verlopen bij een zo maximaal mogelijke BZV/N-verhouding, voldoende biobeschikbaar fosfaat en een zo hoog mogelijke biologisch slibgehalte. Tenslotte zijn duurproeven uitgevoerd met een optimale polymeerdosering, variabele coagulantdosering en variabele hydraulische belasting. Tijdens deze laatste onderzoeksperiode is een online regeling gebruikt voor de dosering van coagulant op basis van de orthofosfaatconcentratie in het eluaat. Immers, indien de  $P_{\text{ortho}}$ -concentratie onder een bepaalde waarde komt, wordt het actief-slibstelsel geremd door P-limitatie.

Het pilotonderzoek heeft aangetoond dat bij toepassing van een DAF met chemicaliën met optimale bedrijfsinstellingen (1 ppm PE, variabele coagulantdosering afhankelijk van  $P_{\text{ortho}}$ -concentratie, oppervlaktebelasting van 20 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h) hogere verwijderingsrendementen zijn te behalen dan in een voorbezinktank voor alle onderzochte componenten behalve stikstof (Tabel 1). De verwijderingsrendementen voor stikstof zijn vergelijkbaar voor beide voorbehandelingsopties.

TABEL 1

GEMIDDELTE VERWIJDERINGSRENDEMENTEN EN ELUAATCONCENTRATIES BIJ OPTIMALE BEDRIJFSINSTELLINGEN (1 PPM PE, VARIABELE COAGULANTDOSERING, OPPERVLAKTEBELASTING VAN 20 M<sup>3</sup>/M<sup>2</sup>H)

parameter	verwijderingsrendement (%)	eluaatconcentratie (mg/l)
zwevende stof	73 (57-82)	62 (44-113)
CZV	56 (42-72)	254 (174-319)
BZV	56 (42-61)	99 (62-140)
P-totaal	60 (44-66)	4,3 (3,3-5,0)
N-totaal	11 (1-19)	51 (29-66)
N-organisch	29 (6-45)	13 (11-17)

De relatief vergaande verwijdering van BZV en CZV en de achterblijvende verwijdering van stikstof leiden ertoe dat de BZV/N-verhouding in het eluaat van een DAF-installatie relatief laag is. Dit kan leiden tot hogere concentraties totaal stikstof in het effluent van de rwzi doordat geen volledige denitrificatie kan plaatsvinden.

Een DAF-installatie met metaalzoutdosering kan worden ingezet voor de verwijdering van orthofosfaat. Wanneer metaal (en flocculant) wordt gedoseerd voor maximale verwijdering van alle componenten is de verwijdering van orthofosfaat zeer vergaand, waardoor te weinig fosfaat aanwezig is voor microbiële groei (P-limitatie). Door een online doseerregeling toe te passen die wordt gestuurd op de orthofosfaatconcentratie in het eluaat blijkt de orthofosfaatconcentratie goed te reguleren.

Tijdens het pilotonderzoek is de samenstelling van het flotaatslib bepaald. Flotaatslib is qua samenstelling vergelijkbaar met die van primair slib afkomstig uit een voorbezinktank; echter kan door de floatiewerking het drogestofgehalte van flotaat (~5 %ds) aanzienlijk hoger zijn dan primair slib uit een voorbezinktank (~ 1 %ds). De potentie voor verwaarding van beide slibtypen zal naar verwachting dus vergelijkbaar zijn, waarbij na flotatie geen voorindikking nodige is. Tevens is door de verdergaande TSS-afscheiding met DAF de hoeveelheid flotaat groter dan de hoeveelheid primair slib.

#### VARIANTENSTUDIE

Variantenstudies zijn uitgevoerd voor rwzi Eindhoven (conventionele rwzi, proces: mUCT-concept, zes varianten) en rwzi Nieuwveer (AB-systeem, vier varianten). Op rwzi Eindhoven zijn behalve DAF in verschillende configuraties ook chemicaliëndosering op de voorbezinktank en een fijnzeef als variant meegenomen.

In de variantenstudie rwzi Eindhoven zijn met name de aspecten duurzaamheid (berekend als Gross Energy Requirement; GER-waarden), jaarlijkse kosten en levenscycluskosten uitgewerkt. De uitgangspunten zijn zo gekozen dat het zuiveringsresultaat (lees: de effluentkwaliteit) in alle varianten gelijk is. Hierbij is aangenomen dat de varianten DAF en voorbezinking met chemicaliëndosering fosfaat zo goed verwijderen dat nagschakelde effluentpolishing voor extra fosfaatverwijdering niet meer nodig is (dit blijkt op basis van eerder onderzoek mogelijk).

Kijkend naar duurzaamheid heeft geen een van de varianten meerwaarde ten opzichte van conventionele voorbehandeling met voorbezinktanks.

Wanneer de jaarlijkse kosten worden beschouwd kunnen de besparingen op onder andere de voorziene aanleg van een zandfiltratie wel een reden zijn om de voorbehandeling aan te passen. Deze besparing is dermate groot dat ook op levenscycluskosten vergaande voorbehandeling doelmatig is.

Voor rwzi Nieuwveer zijn verschillende varianten uitgewerkt waarbij de A-trap en tussenbezinktank zijn vervangen door een DAF-installatie. Wanneer chemicaliën worden gedoseerd voor maximale verwijdering blijkt de samenstelling van het afvalwater voor het actief-slibstelsysteem (te) ongunstig te worden. Andere configuraties met een lagere dosering of gedeeltelijke bypass blijken wel mogelijk. De DAF presteert echter niet beter dan de A-trap. Vanwege de beperkte meerwaarde zijn de investerings- en operationele kosten uiteindelijk niet bepaald. Wel heeft een van de varianten een lagere GER-waarde dan de referentie en kan daarmee als duurzamer aangeduid worden.

In een parallelle analyse is vastgesteld dat het DAF-principe doelmatig kan worden ingezet als voorbehandeling voor koude ANAMMOX in de hoofdzuivering, omdat onder geoptimaliseerde instellingen hoge verwijderingsrendementen voor zwevende stof en CZV haalbaar zijn. De combinatie van een DAF en een koude ANAMMOX-reactor lijkt theoretisch zeer goed haalbaar. Het is echter te vroeg hierover concrete uitspraken te doen, omdat de eisen die koude ANAMMOX stelt aan het voedingswater nog in onderzoekfase verkeren. Nader onderzoek naar de influenteisen voor koude ANAMMOX is dus nodig. Ook dient de duurzaamheid van de combinatie DAF-koude ANAMMOX ten opzichte van conventionele zuivering nader te worden bepaald.

#### **VERWAARDING VAN SLIB**

Om de verwaardingsmogelijkheden van slib te bepalen is de samenstelling van primair en secundair slib bepaald op basis van literatuurgegevens. Op basis daarvan zijn als potentiële verwaardingsmogelijkheden behandeld: fosforterugwinning, biodieselproductie, productie van PHA's voor bioplasticfabricage, productie van (vluchtige) vetzuren en proteasen. Van deze mogelijke grondstoffen heeft de productie van PHA's de hoogste technologische en financiële potentie op basis van de omvang van de markt en de marktwaarde van het product. Uit deze studie blijkt verder dat na PHA-productie, biodieselproductie uit afvalwaterslib de hoogste meerwaarde lijkt te hebben op basis van de omvang van de afzetmarkt.

Binnen dit project zijn enkele oriënterende analyses uitgevoerd voor de verwaarding van DAF-slib. Uit de analyse van papiergezels blijkt dat er weinig verschil is tussen de vezels in primair slib en die in DAF-slib. Mogelijk is voor flotaat dezelfde afzetroute toepasbaar als voor zeefgoed van fijnzeven, daarmee wordt de celluloseroute voor flotaat haalbaar geacht. Een tweede analyse is uitgevoerd naar de eiwitsamenstelling. Deze is ongeveer gelijk voor primair slib en DAF-slib en biedt daarmee vergelijkbare kansen voor verwaarding.

#### **CONCLUSIE EN AANBEVELINGEN**

Het pilotonderzoek op rwzi Eindhoven heeft aangetoond dat de technische en operationele werking van de DAF-installatie als voorbehandeling van stedelijk afvalwater goed is. Voor zwevende stof, BZV, CZV en fosfaat worden hogere verwijderingsrendementen behaald dan met een voorbezinktank. Dit leidt echter wel tot een lagere BZV/N-verhouding in het eluaat en daarmee tot een achterblijvende denitrificatie in het actief-slibproces. Op basis van GER-waarde heeft het toepassen van DAF geen meerwaarde vanuit duurzaamheidsoogpunt. Wel kunnen mogelijk kosten worden bespaard, op zowel jaarbasis als voor de levenscycluskosten.



Wanneer gekozen wordt om de verdergaande voorbehandeling aan te passen, is het wenselijk om eerst meer inzicht te verkrijgen in de detaileffecten op het actief slibstelsysteem. Aanbevolen wordt de effecten van de gewijzigde samenstelling van het afvalwater op de biologie verder te onderzoeken.

In dit onderzoek is DAF beschouwd als vervanging van een bestaande voorbehandelingstechniek. Voor de specifieke situatie op rwzi Eindhoven wordt aanbevolen om chemisch ondersteunde voorbezinking nader te beschouwen als alternatief voor het conventionele bezinkingsproces. Uit de variantenvergelijking komt verder naar voren dat de fijnzeeftechniek concurrent kan worden ingezet in plaats van het DAF-proces

Voor kleinschalige rwzi's zonder bestaande voorbezinking kan op basis van het onderzoek het DAF-proces ook worden ingezet om het actiefslibstelsysteem te ontlasten of (tijdelijke) overbelasting te voorkomen. Deze toepassing van DAF wordt in het najaar van 2013 in een aanvullend onderzoek met een pilotinstallatie onderzocht op rwzi Lienden van Waterschap Rivierenland.

Uit een eerste verkenning is gebleken dat DAF mogelijk interessant is als voorbehandeling van een koude ANAMMOX-systeem. Aanbevolen wordt om in de verdere ontwikkeling van koude ANAMMOX DAF te blijven beschouwen als mogelijke voorbehandeling.

# DE STOWA IN HET KORT

De Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, kortweg STOWA, is het onderzoeksplatform van Nederlandse waterbeheerders. Deelnemers zijn alle beheerders van grondwater en oppervlaktewater in landelijk en stedelijk gebied, beheerders van installaties voor de zuivering van huishoudelijk afvalwater en beheerders van waterkeringen. Dat zijn alle waterschappen, hoogheemraadschappen en zuiveringsschappen en de provincies.

De waterbeheerders gebruiken de STOWA voor het realiseren van toegepast technisch, natuurwetenschappelijk, bestuurlijk juridisch en sociaal-wetenschappelijk onderzoek dat voor hen van gemeenschappelijk belang is. Onderzoeksprogramma's komen tot stand op basis van inventarisaties van de behoefte bij de deelnemers. Onderzoekssuggesties van derden, zoals kennisinstituten en adviesbureaus, zijn van harte welkom. Deze suggesties toetst de STOWA aan de behoeften van de deelnemers.

De STOWA verricht zelf geen onderzoek, maar laat dit uitvoeren door gespecialiseerde instanties. De onderzoeken worden begeleid door begeleidingscommissies. Deze zijn samengesteld uit medewerkers van de deelnemers, zonedig aangevuld met andere deskundigen.

Het geld voor onderzoek, ontwikkeling, informatie en diensten brengen de deelnemers samen bijeen. Momenteel bedraagt het jaarlijkse budget zo'n 6,5 miljoen euro.

U kunt de STOWA bereiken op telefoonnummer: 033 - 460 32 00.

Ons adres luidt: STOWA, Postbus 2180, 3800 CD Amersfoort.

Email: [stowa@stowa.nl](mailto:stowa@stowa.nl).

Website: [www.stowa.nl](http://www.stowa.nl)

# SUMMARY

## INTRODUCTION AND BACKGROUND

At many larger WWTPs (> 100.000 population equivalents) in the Netherlands, primary treatment of urban wastewater takes place in a primary sedimentation tank or first stage (high loaded aeration tank) and intermediate settler of a two-stage system (AB-system). During primary treatment, a large part of suspended solids is removed from the influent. Alternatively, dissolved air flotation (DAF) could be used for solids removal. Doing so will reduce the load of the activated sludge system, so secondary sludge production will be reduced. At the same time primary sludge production is increased, which can be used for biogas production. When metal based coagulants are applied during DAF, phosphate will be removed to a large extent as well. This STOWA study evaluates the feasibility of DAF as a pre-treatment in a pilot study and scenario analysis.

DAF is being evaluated as an alternative pre-treatment because this technology can contribute to the development of so-called energy and resources factories in the Netherlands. The larger amount of primary sludge can then be used for the production of biogas or resources. A lower aeration demand of the activated sludge system decreases energy use, although the energy demand of the DAF system itself has to be taken into account. During this research the added value of DAF at Eindhoven WWTP was studied. At this location it is possible to replace the primary sedimentation tanks by DAF units, which have a much lower foot print, yielding buffer capacity. The small foot print may be an advantage at other locations as well.

The project consists of three parts:

- 1 Pilot research at Eindhoven WWTP to evaluate the technical feasibility and confirm the added value of DAF applied on urban wastewater after screening and grit removal.
- 2 Scenario analysis to evaluate the technical and economical feasibility of DAF as an alternative to primary sedimentation, an A-stage or a fine screen. Additionally, DAF was evaluated as a pre-treatment to low temperature ANAMMOX (main stream).
- 3 Literature study of valorisation of primary sludge and DAF flotote.

## THEORY

In a DAF unit flotation takes place, which can be preceded by coagulation and flocculation by the application of chemicals. Coagulation and flocculation are processes that increase the size of solids, which improves separation.

Particles in sewage are surrounded by a negatively charged boundary layer. This layer causes repulsion between particles, which prevents the formation of larger aggregates. Solids are kept in solution by this equilibrium situation. Coagulation neutralizes the charge, so particles can aggregate. Coagulation can be induced by adding a coagulant, which can be metal salts (salts of iron or aluminium) or charged organic substances.

When coagulation is completed, very small particles are formed. Flocculation is the formation of larger aggregates, which are easier to separate. Flocculation can be induced by adding a flocculant, which are organic substances, mostly poly acryl amides (polymers), with a certain size and charge.

Flotation can be applied to separate the aggregates from the liquid phase. Dissolved air flotation is characterized by small-sized air bubbles that are added to the influent. Worldwide DAF is applied in drinking water production and industrial waste water treatment. Application in communal waste water treatment is less well-known. At some WWTPs in the Netherlands, DAF is applied for sludge thickening.

### PILOT RESEARCH

Pilot research was performed at Eindhoven WWTP and focused on removal of BOD<sub>5</sub>, COD, suspended solids, total phosphate, ortho-phosphate and Kjeldahl nitrogen from raw sewage. Influent was withdrawn from the main flow after screening and grit removal. The research started with optimization of polymer dosage, followed by coagulant dosage. Then the hydraulic load was varied to find the optimum working load of the installation. At this optimum, the wastewater had the best composition for the activated sludge process. Finally, long-term tests were performed at optimum polymer dosage, variable coagulant dosage and variable hydraulic load. During this period the coagulant dosage was managed by an on-line system, which resulted in a constant concentration of ortho phosphate, which is required for the activated sludge process. The BOD/N ratio is important for good performance of the denitrification. The influence of chemicals dosing on the BOD/N ratio is however limited.

The pilot research showed that DAF at optimum settings (1 ppm PE, variable coagulant dosing, surface load 20 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h) reaches higher removal efficiencies than a primary sedimentation tank for all substances except nitrogen (table 2). Removal efficiencies for nitrogen are comparable for both treatment methods.

TABLE 2  
AVERAGE REMOVAL EFFICIENCIES AND ELUATE CONCENTRATIONS AT OPTIMUM SETTINGS  
(1 PPM PE, VARIABLE COAGULANT DOSING, SURFACE LOAD 20 M<sup>3</sup>/M<sup>2</sup>H)

parameter	removal efficiency ( % )	eluate concentration (mg/l)
TSS	73 (57-82)	62 (44-113)
COD	56 (42-72)	254 (174-319)
BOD	56 (42-61)	99 (62-140)
P-total	60 (44-66)	4,3 (3,3-5,0)
N-total	11 (1-19)	51 (29-66)
N-organic	29 (6-45)	13 (11-17)

Relatively high removal efficiencies for BOD/COD and low efficiencies for nitrogen result in a low BOD/N ratio in the effluent of the DAF installation. This causes high nitrogen concentrations in the WWTP effluent, due to limited denitrification.

A DAF unit applying chemicals can be used for phosphate removal. When removal efficiencies are maximized by increased chemical dosage, too much phosphate is removed for proper operation of the biological system. The concentration of orthophosphate in the effluent can be regulated by an on-line coagulant dosing system.

The composition of the DAF sludge proved to be comparable to the composition of primary sludge, however flotage is thicker (~ 5 %ds) compared to primary sludge from a sedimentation tank (~ 1 %ds). The options for the use of sludge are thus expected to be equal. The amount of DAF sludge will be higher than the amount of primary sludge, so more sludge can be valorized.

## SCENARIO ANALYSIS

Scenarios were evaluated for Eindhoven WWTP (conventional system, six scenarios) and Nieuwveer WWTP (AB-system, four scenarios). For Eindhoven WWTP DAF was evaluated in different configurations, as well as primary sedimentation using pre-precipitation and a fine screen.

The scenario analysis for Eindhoven WWTP focused on sustainability (GER values) and costs. The starting points used resulted in equal effluent concentrations in all scenarios, in some cases applying effluent polishing. DAF and other technologies did not yield any improvements of sustainability. Cost savings (on yearly basis and on life cycle costs) caused by implementation of another pre-treatment technology could however be a reason to change the system.

Different scenarios at Nieuwveer WWTP have been evaluated, all replacing the first stage by a DAF installation. When chemicals for maximum removal are applied, the wastewater composition is unfavourable for the activated sludge system. Other configurations are technically possible. However, performance of a DAF does not exceed performance of the first stage. Therefore CAPEX and OPEX were not calculated. In one scenario the GER value was lower than for the reference situation.

DAF could be applied as pre-treatment for low temperature ANAMMOX, because high removal efficiencies can be reached when the settings are optimized. Low temperature ANAMMOX is however in a very early stage of development, so the requirements of the influent are still uncertain. More research is required, both of the low temperature ANAMMOX as for the sustainability of the concept as a whole.

## VALORISATION OF SLUDGE

In order to judge the valorisation options of sludge, the composition of primary and secondary sludge was determined based on literature data. Based on these data, different valorisation options were considered: phosphorus, bio diesel, PHA, (volatile) fatty acids and proteases. Production of PHA proved to have the highest potential, followed by bio diesel production, based on market price and market size

Several sludge analyses related to valorisation were performed. Analysis of paper fibres did not prove any difference between primary sludge and DAF flotite. Possibly the same valorization route as for fine-sieved fraction can be used. Protein analyses were performed as well. These also showed the composition of the two sludge types to be very similar.

## CONCLUSIONS AND RECOMMENDATIONS

The pilot study at Eindhoven WWTP showed that the technical and operational performance of DAF as pre-treatment of urban wastewater is well. High removal efficiencies are reached for TSS, COD/BOD and phosphate. This leads however to a low BOD/N ratio, and thus to reduced denitrification. GER values do not show added value of DAF when looking at sustainability. Implementation of DAF can however reduce treatment costs.

When adjustments of the pre-treatment are planned, it is recommended to get more insight in the effects of the change in wastewater composition to the activated sludge system.

Specifically for Eindhoven WWTP it is recommended to evaluate chemically enhanced pre-sedimentation.

This study focussed on dissolved air flotation as a replacement of an existing pre-treatment. It can however also be applied to reduce the load on small-scale WWTPs without pre-treatment. This will be evaluated during pilot research at Lienden WWTP in the autumn of 2013.

A first exploration showed that DAF could be an interesting option for pre-treatment for a low temperature ANAMMOX system. It is recommended to regard DAF as possible pre-treatment in the further development of low temperature ANAMMOX systems.

# DE STOWA IN BRIEF

The Foundation for Applied Water Research (in short, STOWA) is a research platform for Dutch water controllers. STOWA participants are all ground and surface water managers in rural and urban areas, managers of domestic wastewater treatment installations and dam inspectors.

The water controllers avail themselves of STOWA's facilities for the realisation of all kinds of applied technological, scientific, administrative legal and social scientific research activities that may be of communal importance. Research programmes are developed based on requirement reports generated by the institute's participants. Research suggestions proposed by third parties such as knowledge institutes and consultants, are more than welcome. After having received such suggestions STOWA then consults its participants in order to verify the need for such proposed research.

STOWA does not conduct any research itself, instead it commissions specialised bodies to do the required research. All the studies are supervised by supervisory boards composed of staff from the various participating organisations and, where necessary, experts are brought in.

The money required for research, development, information and other services is raised by the various participating parties. At the moment, this amounts to an annual budget of some 6,5 million euro.

For telephone contact number is: +31 (0)33 - 460 32 00.

The postal address is: STOWA, P.O. Box 2180, 3800 CD Amersfoort.

E-mail: [stowa@stowa.nl](mailto:stowa@stowa.nl).

Website: [www.stowa.nl](http://www.stowa.nl).

# DISSOLVED AIR FLOTATION (DAF) ALS VOORBEHANDELING VAN COMMUNAAL AFVALWATER

## INHOUD

	SAMENVATTING	
	STOWA IN HET KORT	
	SUMMARY	
	STOWA IN BRIEF	
<b>1</b>	<b>INTRODUCTIE</b>	<b>1</b>
1.1	Achtergrond	1
1.2	Doelstelling	1
1.3	Leeswijzer	1
<b>2</b>	<b>PROJECTAANPAK</b>	<b>3</b>
2.1	Opzet project	3
2.2	Locatiekeuze rwzi Eindhoven	3
2.3	Onderzoeksvragen	5
	2.3.1 Pilotonderzoek	5
	2.3.2 Variantenstudie	6
	2.3.3 Verkenning verwaarding slib	7



<b>3</b>	<b>THEORETISCHE ACHTERGROND</b>	<b>8</b>
<b>3.1</b>	Inleiding	8
<b>3.2</b>	Coagulatie en flocculatie	8
<b>3.3</b>	Flotatie	9
	3.3.1 Werkingsprincipe DAF	9
	3.3.2 Toepassing van DAF in de praktijk	10
	3.3.3 Toepassing van DAF als voorbehandeling in communale afvalwaterzuivering	11
	3.3.4 Ervaringen met DAF in Nederland	11
	3.3.5 STOWA-onderzoek fysisch-chemische voorzuivering van afvalwater	11
	3.3.6 KALLISTO-onderzoek	11
<b>3.4</b>	AB-systeem	12
<b>3.5</b>	Voorprecipitatie op voorbezinktank	13
<b>3.6</b>	Fijnzeef	13
<b>3.7</b>	Effluent polishing	15
<b>3.8</b>	Koude ANAMMOX	15
<b>3.9</b>	Voorwaarden voorbehandeling voor het actief-slibproces	16
	3.9.1 BZV/N-verhouding	16
	3.9.2 Fosfaat	16
<b>4</b>	<b>MATERIALEN EN METHODE PILOTONDERZOEK</b>	<b>17</b>
<b>4.1</b>	DAF-pilotinstallatie	17
	4.1.1 Dimensies DAF en toebehoren	18
	4.1.2 Optimalisaties van de installatie	19
	4.1.3 Doseerregelingen	20
	4.1.4 Type coagulant	20
	4.1.5 Type polymeer	21
<b>4.2</b>	Methodiek en onderzoeksperiodes	21
<b>4.3</b>	Procesinstellingen	22
<b>4.4</b>	Monsternamen en analyses	23
	4.4.1 Monsternamen	23
	4.4.2 Analyses	23
<b>4.5</b>	Datavalidatie	24
<b>4.6</b>	Dataverwerking	24
<b>5</b>	<b>RESULTATEN PILOTONDERZOEK EINDHOVEN</b>	<b>25</b>
<b>5.1</b>	Inleiding	25
<b>5.2</b>	Bedrijfsvoeringservaring	25
	5.2.1 Technische en operationele aspecten	25
	5.2.2 Variatie in samenstelling influent	25
<b>5.3</b>	Onderzoeksperiode 1 en 2: Bepaling van de optimale polymeerdosering	26
	5.3.1 Optimale polymeerdosering voor verwijdering zwevende stof	26
	5.3.2 Optimale polymeerdosering voor verwijdering CZV	27
	5.3.3 Optimale polymeerdosering voor verwijdering P-totaal	28
	5.3.4 Optimale polymeerdosering voor BZV/N verhouding	29
<b>5.4</b>	Onderzoeksperiode 2, 3 en 4: optimale verwijdering zwevende stof	30
	5.4.1 Onderzoeksperiode 2: Verwijdering zwevende stof bij variatie coagulantdosering en optimale polymeerdosering	30
	5.4.2 Onderzoeksperiode 3: vergelijking verwijdering zwevende stof bij verschillende oppervlaktebelastingen met optimale polymeer- en variabele coagulantdosering	31

5.4.3	Onderzoekperiode 4: vergelijking zwevende stofverwijdering in duurproeven bij verschillende oppervlaktebelastingen met optimale polymeer- en variabele coagulantdosering	32
<b>5.5</b>	Onderzoekperiode 2, 3 en 4: optimale verwijdering CZV / BZV	33
5.5.1	Onderzoekperiode 2: verwijdering CZV/BZV bij variatie coagulantdosering en optimale polymeerdosering	35
5.5.2	Onderzoekperiode 3: Vergelijking verwijdering CZV/BZV bij verschillende oppervlaktebelastingen met optimale polymeer- en variabele coagulantdosering	37
5.5.3	Onderzoekperiode 4: Vergelijking CZV/BZV verwijdering in duurproeven bij verschillende oppervlaktebelastingen met optimaal polymeer- en variabele coagulantdosering	39
<b>5.6</b>	Onderzoekperiode 2, 3 en 4: Optimale verwijdering fosfaat	41
5.6.1	Onderzoekperiode 2: Verwijdering fosfaat bij variatie coagulantdosering en optimale polymeerdosering	41
5.6.2	Onderzoekperiode 3: Vergelijking verwijdering fosfaat bij verschillende oppervlaktebelastingen met optimale polymeer- en variabele coagulantdosering	44
5.6.3	Onderzoekperiode 4: Vergelijking fosfaat verwijdering in duurproeven bij verschillende oppervlaktebelastingen met optimaal polymeer- en variabele coagulantdosering	46
<b>5.7</b>	Onderzoekperiode 2, 3 en 4: Optimale verwijdering van stikstof	48
5.7.1	Onderzoekperiode 2: Verwijdering stikstof bij variatie coagulantdosering en optimale polymeerdosering	48
5.7.2	Onderzoekperiode 3: Verwijdering stikstof bij verschillende oppervlaktebelastingen met optimale polymeer- en variabele coagulantdosering	51
5.7.3	Onderzoekperiode 4: Stikstofverwijdering in duurproeven bij verschillende oppervlaktebelastingen met optimaal polymeer- en variabele coagulantdosering	53
<b>5.8</b>	BZV/N en BZV/P verhoudingen	54
<b>5.9</b>	Zuurstofmetingen	57
<b>5.10</b>	Slibbepalingen	58
<b>5.11</b>	Fractionering zwevende stof en CZV	59
<b>5.12</b>	Verwijdering zware metalen	60
<b>5.13</b>	Online regeling PO <sub>4</sub> -P	61
<b>5.14</b>	Beantwoording onderzoeksvragen pilotonderzoek rwzi Eindhoven	62
<b>6</b>	<b>VARIANTENSTUDIE</b>	67
<b>6.1</b>	Inleiding	67
<b>6.2</b>	Gezamenlijke uitgangspunten	67
<b>6.3</b>	Varianten en uitgangspunten rwzi Eindhoven	71
6.3.1	Ev: voorbezinktank (validatie)	71
6.3.2	E0: voorbezinktank en effluent polishing	71
6.3.3	E1: voorbezinktank met voorprecipitatie	72
6.3.4	E2: fijnzeef en effluent polishing	72
6.3.5	E3: DAF zonder chemicaliën en effluent polishing	72
6.3.6	E4: DAF met chemicaliën voor optimale samenstelling voor biologie	73
6.3.7	E5: DAF met bypass voor BZV/N naar biologie = 3,0 en effluent polishing	73
6.3.8	E6: DAF met bypass voor concentratie orthofosfaat naar biologie = 2,0 mg/l	74
6.3.9	E7: DAF met chemicaliën voor maximale verwijdering en koude ANAMMOX	74
6.3.10	Specifieke uitgangspunten rwzi Eindhoven	74

<b>6.4</b>	Varianten en uitgangspunten rwzi Nieuwveer	77
6.4.1	N0: A-trap (referentie)	77
6.4.2	N1: DAF zonder chemicaliën	77
6.4.3	N2: DAF met chemicaliën voor maximale verwijdering	78
6.4.4	N3: DAF met chemicaliën voor optimale samenstelling voor biologie	78
6.4.5	N4: DAF met bypass voor orthofosfaat naar biologie = 2,0 mg/l	78
6.4.6	Specifieke uitgangspunten rwzi Nieuwveer	79
<b>6.5</b>	Energieverbruik DAF-installatie	80
<b>6.6</b>	Resultaten varianten rwzi Eindhoven	81
6.6.1	Uitwerking varianten	81
6.6.2	Dosering van chemicaliën per variant	82
6.6.3	Productie van slib en biogas per variant	83
6.6.4	Energieverbruik	85
6.6.5	GER-waarden	86
6.6.6	Bouw- en investeringskosten	88
6.6.7	Jaarlijkse kosten	88
6.6.8	Netto Contante Waarde per variant	90
6.6.9	Risico's	92
<b>6.7</b>	Resultaten rwzi Nieuwveer	94
6.7.1	Uitwerking varianten	94
6.7.2	Dosering van chemicaliën per variant	95
6.7.3	Productie van slib en biogas per variant	95
6.7.4	Energieverbruik	97
6.7.5	GER-waarden	97
6.7.6	Investerings- en operationele kosten	98
<b>6.8</b>	DAF als voorbehandeling voor koude ANAMMOX	100
6.8.1	Inleiding	100
6.8.2	Zwevende stof	101
6.8.3	BZV en CZV	101
6.8.4	Fosfaat	102
6.8.5	Stikstofverbindingen	102
6.8.6	Benodigd volume	102
6.8.7	Conclusie	102
<b>7</b>	VERWAARDINGMOGELIJKHEDEN PRIMAIR SLIB	103
<b>7.1</b>	Inleiding	103
<b>7.2</b>	Slibsamenstelling	103
7.2.1	Invloeden op samenstelling primair zuiveringsslib	103
7.2.2	Droge en organische stofgehalte primair slib	103
7.2.3	Samenstelling ds-fractie van zuiveringsslib	103
<b>7.3</b>	Verwaardingsmogelijkheden	104
7.3.1	Inleiding	104
7.3.2	Fosfor	104
7.3.3	Biodiesel	106
7.3.4	PHA's	107
7.3.5	Overige toepassingen (vluchtige) vetzuren	109
7.3.6	Protease	109
<b>7.4</b>	Resultaten quick-scanonderzoek slib rwzi Eindhoven	110
<b>7.5</b>	Beantwoording onderzoeksvragen verkenning verwaarding slib	111

<b>8</b>	<b>CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN</b>	<b>112</b>
	<b>8.1</b> Conclusies	<b>112</b>
	8.1.1 Pilotonderzoek rwzi Eindhoven	112
	8.1.2 Variantenstudie Eindhoven	113
	8.1.3 Variantenstudie Nieuwveer	115
	8.1.4 DAF als voorbehandeling voor koude ANAMMOX	115
	8.1.5 Verwaarding van slib	116
	<b>8.2</b> Aanbevelingen	<b>116</b>
<b>9</b>	<b>REFERENTIES</b>	<b>118</b>
	<b>BIJLAGEN</b>	
I	BENODIGDE BZV/N-VERHOUDING EN FOSFAATCONCENTRATIE VOOR HET ACTIEF-SLIBPROCES	123
II	COAGULATIE FLOCCULATIE	133
III	EFFLUENT POLISHING	139
IV	MATERIALEN EN METHODE PILOTONDERZOEK EINDHOVEN	141
V	UITWERKING VARIANTEN EINDHOVEN	147
VI	BEREKENING GER-WAARDEN EINDHOVEN	155
VII	GLOBALE ONTWERPDIMENSIONERINGEN VARIANTEN EINDHOVEN	157
VIII	BOUWKOSTEN VARIANTEN EINDHOVEN	161
IX	UITWERKING VARIANTEN NIEUWVEER	163
X	BEREKENING GER NIEUWVEER	169
XI	SAMENSTELLING ZUIVERINGSSLIB	171
XII	TARGETED NATIONAL SEWAGE SLUDGE SURVEY	175
XIII	PAK, OCP EN PCB CONCENTRATIES IN SLIB	179
XIV	RAPPORTAGE MILLVISION VEZELANALYSES PROJECT GRONDSTOFFEN FABRIEK	181
XV	LABORATORIUMANALYSES EIWITTEN KOCH EUROLAB	189



# 1

## INTRODUCTIE

### 1.1 ACHTERGROND

Stedelijk afvalwater wordt in Nederland biologisch gezuiverd. Hiervoor zijn verschillende typen systemen beschikbaar. Voornamelijk aan de biologische zuivering vindt vooral bij grotere rwzi's voorbehandeling plaats in een voorbezinktank of A-trap. In deze voorbehandeling wordt een belangrijk deel van de in het afvalwater aanwezige zwevende stof verwijderd. Als alternatieve voorbehandeling kan mogelijk dissolved air flotation (DAF) worden toegepast om zwevende stof te verwijderen, waarbij de afscheiding groter is dan bij een voorbezinktank. Hierdoor wordt de biologische zuiveringsstap ontlast en wordt meer primair slib afgescheiden dat kan worden gebruikt voor de productie van bio-energie. Wanneer chemicaliën worden gedoseerd wordt daarnaast ook fosfaat vergaand verwijderd. Binnen dit STOWA-onderzoek is met pilootonderzoek en een variantenstudie de mogelijkheid onderzocht om DAF toe te passen als voorbehandelingstechniek waarbij het actief-slibstelsysteem in tact blijft.

DAF wordt in Nederland nog niet gebruikt als voorbehandeling voor stedelijk afvalwater. Wel is binnen het project KALLISTO (in opdracht van AgentschapNL) door Waterschap De Dommel onderzoek verricht naar de toepassing van DAF op stedelijk afvalwater. Het doel van KALLISTO was daarbij de chemische en ecologische waterkwaliteit van de rivier de Dommel doelmatig en duurzaam te verbeteren door grip te krijgen op de vuilwaterstromen in de afvalwaterketen van de regio Eindhoven. Binnen dit kader is, naast onder meer fijnzeven, DAF toegepast op riooloverstortwater en zijn oriënterende proeven gedaan voor de toepassing op ruw influent. Hierbij zijn stabiele hoge verwijderingsrendementen behaald. Dit STOWA-onderzoek is een vervolg op dit onderdeel van het KALLISTO-onderzoek, waarbij onder meer wordt onderzocht of hogere oppervlaktebelastingen mogelijk zijn.

### 1.2 DOELSTELLING

De doelstelling van dit onderzoek is te verkennen of DAF als voorbehandelingstechniek voor stedelijk afvalwater technisch en economisch haalbaar is als alternatief voor voorbezinking of een A-trap. De verkenning vindt plaats in het licht van de ontwikkeling van de rwzi als grondstoffen- en energiefabriek.

### 1.3 LEESWIJZER

Hoofdstuk 2 beschrijft de projectaanpak en de uitgangspunten van het onderzoek met in hoofdstuk 3 de toelichting op de theorie van DAF. In hoofdstuk 4 zijn materialen en methoden van het proefonderzoek met DAF op de rwzi Eindhoven beschreven waarvan de resultaten in hoofdstuk 5 zijn gepresenteerd. Hoofdstuk 6 omvat de variantenanalyse waarin de DAF-concepten op technische, economische en milieutechnische haalbaarheid zijn uitgewerkt en vergeleken zijn met alternatieve technieken zoals fijnzeven en voorbezinking. Deze analyse is uitgevoerd voor de specifieke locatie rwzi Eindhoven (mUCT-systeem) van waaruit

een theoretische doorvertaling is gemaakt naar de rwzi Nieuwveer (twee-trapssysteem). Hoofdstuk 7 gaat in op een eerste verkenning van mogelijke verwaarding van flotaatslib in het kader van energiefabriek of grondstoffenfabriek. Het rapport sluit af met conclusies en aanbevelingen in hoofdstuk 8.

# 2

## PROJECTAANPAK

### 2.1 OPZET PROJECT

Het project is opgebouwd uit de volgende drie deelprojecten:

- pilotonderzoek op rwzi Eindhoven naar voorbehandeling van stedelijk afvalwater met een DAF om de technische haalbaarheid en de toegevoegde waarde van DAF als voorbehandeling aan te tonen;
- variantenstudie met DAF om de technische en economische haalbaarheid als alternatief voor voorbezinking, A-trap en een fijnzeef te verkennen. Aanvullend is DAF beschouwd als voorbehandeling voor koude ANAMMOX;
- literatuurverkenning naar mogelijkheden voor verwaarding van primair slib en DAF-slib als grondstof.

Als eerste is de literatuurverkenning uitgevoerd. Vervolgens zijn parallel de variantenstudie en het pilotonderzoek op rwzi Eindhoven uitgevoerd. Dit maakte het mogelijk de resultaten van het pilotonderzoek op rwzi Eindhoven te gebruiken voor de variantenstudie en beide waar nodig bij te sturen.

Er is ook pilotonderzoek op een tweede rwzi gepland. De start van het proefonderzoek op de tweede rwzi is in afwachting van de haalbaarheid van het DAF-concept uitgesteld. Om de resultaten van het pilotonderzoek op rwzi Eindhoven, de variantenstudie en de verkenning naar de verwaarding van slib al te kunnen presenteren is besloten deze nu al te rapporteren.

In juli 2013 is besloten om een tweede pilotonderzoek uit te voeren met DAF op een kleine Nederlandse rwzi (rwzi Lienden, WSRL). Het uitwerken van varianten voor een kleine Nederlandse rwzi wordt in een separaat rapport gepubliceerd.

### 2.2 LOCATIEKEUZE RWZI EINDHOVEN

Voor het proefonderzoek en de variantenstudie is primair de rwzi Eindhoven uitgewerkt (zie afbeelding 2.1 en 2.2). De redenen waarom DAF interessant zou kunnen zijn als voorbehandeling verschillen per rwzi. Op de rwzi Eindhoven is het zo dat tijdens RWA niet voldaan kan worden aan de effluenteisen, terwijl jaargemiddelde waarden wel voldoen. Dit zou kunnen worden ondervangen door DAF te gaan gebruiken als voorbehandeling, waardoor de voorbezinktanks vrijkomen. Deze kunnen vervolgens gebruikt worden voor buffering van water tijdens RWA-situaties. Een voordeel van deze aanpassing is ook dat de grote uitspoeling van zwevende stof uit de voorbezinktanks die nu optreedt tijdens RWA-situaties niet meer zal voorkomen. Wanneer DAF wordt toegepast wordt de afscheiding van zwevende stof hoger en stabiel. Een andere reden om DAF te willen toepassen is dat de toekomstige eisen voor stikstof en fosfaat strenger worden als gevolg van de kaderrichtlijn water (KRW). Om hieraan te kunnen voldoen is nu een nabehandelinginstallatie voorzien. Wanneer DAF zorgt voor een betere verwijdering van met name fosfaat kan deze nabehandeling mogelijk worden uitgespaard.



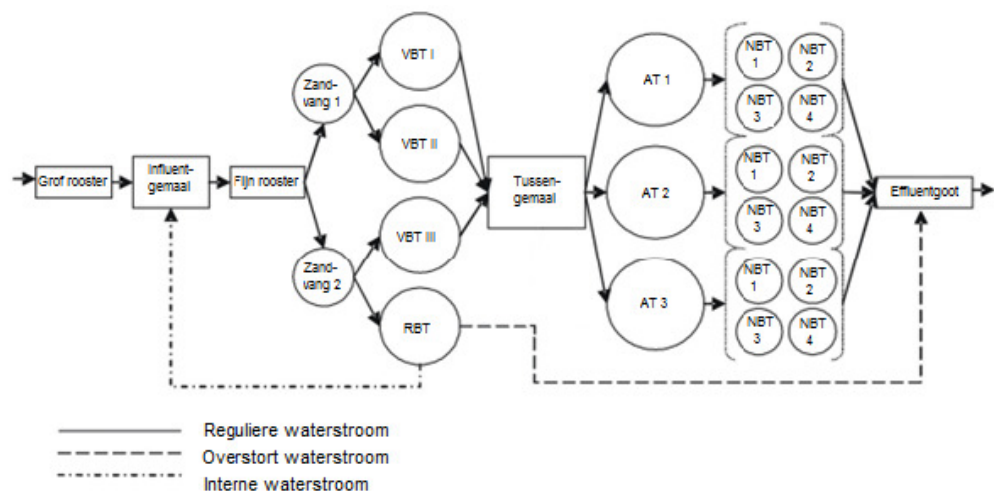
De verhouding tussen BZV en stikstof is van groot belang voor een goed werkend actief-slibstelsysteem. Dit wordt verder toegelicht in bijlage I. Op basis van deze bijlage wordt als uitgangspunt aangehouden dat een BZV/N-verhouding van 3,0 voldoende is voor een concentratie N-totaal in het effluent van 5,0 mg N/l. De verhouding tussen BZV, CZV en stikstof is voor het influent en de afloop van de voorbezinktank van rwzi Eindhoven weergegeven in

tabel 2.1. Deze tabel maakt duidelijk dat met de huidige BZV/N-verhouding van 2,9, wat in principe (bijna) voldoende zou moeten zijn voor volledige denitrificatie, nog niet de gewenste effluentconcentratie N-totaal van 5,0 mg/l of minder bereikt wordt. Waarschijnlijk spelen hier andere factoren (slibbelasting, recirculatiefactor) een rol dan de BZV/N-verhouding. Dit is geen onderdeel van het STOWA-onderzoek.

AFBEELDING 2.1 LUCHTFOTO RWZI EINDHOVEN



AFBEELDING 2.2 SCHEMATISCHE WEERGAVE RWZI EINDHOVEN



TABEL 2.1

## VERHOUDINGEN EN CONCENTRATIES BZV, CZV EN N OP RWZI EINDHOVEN

		2008	2009	2010	2011
<b>Influent</b>					
CZV	mg/l	437	514	432	415
BZV <sub>5</sub>	mg/l	145	220	161	169
N-totaal	mg/l	42	45	43	42
CZV/BZV	-	3,0	2,3	2,7	2,5
BZV/N	-	3,5	4,9	3,8	4,1
CZV/N	-	10,5	11,4	10,1	10,0
<b>Afloop VBT totaal</b>					
CZV	mg/l	319	337	344	278
BZV <sub>5</sub>	mg/l	109	159	126	112
N-totaal	mg/l	39	42	42	38
CZV/BZV	-	2,9	2,1	2,7	2,5
BZV/N	-	2,8	3,8	3,0	2,9
CZV/N	-	8,1	8,1	8,3	7,3
<b>Effluent</b>					
N-totaal	mg/l	9,0	7,7	8,8	8,9

## 2.3 ONDERZOEKSVRAGEN

Voor elk deelproject zijn onderzoeksvragen opgesteld. Deze worden in onderstaande paragrafen omschreven.

### 2.3.1 PILOTONDERZOEK

Voor het pilotonderzoek zijn de volgende onderzoeksvragen opgesteld:

- 1 Welke verwijderingsrendementen voor CZV, BZV<sub>5</sub>, fosfaat, stikstof en zwevende stof zijn maximaal haalbaar?
- 2 Is het mogelijk om een BZV/N-verhouding in het eluaat te handhaven waarbij volledige denitrificatie mogelijk blijft?
- 3 Is sturing van de eluaatconcentratie en BZV/N-verhouding binnen een bepaalde range mogelijk via een online doseerregeling?
- 4 Is het mogelijk om via een online doseerregeling het chemicaliëngebruik te sturen op ingaande vracht orthofosfaat en hiermee het chemicaliëngebruik te optimaliseren?
- 5 Bij welke maximale oppervlaktebelasting is een stabiele bedrijfsvoering met een stabiele eluaatconcentratie mogelijk?
- 6 Is overkapping van DAF bij full-scale toepassing noodzakelijk?
- 7 Wat is het energieverbruik van de gehele DAF-pilotinstallatie?
- 8 Wat is het zuurstofgehalte in het eluaat en is dit te beïnvloeden?
- 9 Wat is de slibproductie en de bijbehorende samenstelling?
- 10 Op welke manier zou het geproduceerde DAF slib op rwzi Eindhoven verwerkt kunnen worden?

### 2.3.2 VARIANTENSTUDIE

De onderzoeksvragen die zijn beantwoord in de variantenstudie zijn in de onderstaande opsomming uitgewerkt.

#### 1. UITWERKEN VARIANTEN

Er zijn varianten opgesteld voor rwzi Eindhoven, rwzi Nieuwveer en een kleine standaard Nederlandse rwzi van 10.000 i.e. De resultaten van de kleine standaard rwzi worden nog niet gepresenteerd. De volgende varianten zijn in Excel in een ontwerp op hoofdlijnen uitgewerkt.

Varianten Eindhoven:

Ev	VBT (validatie)
E0	VBT + effluent polishing (referentie)
E1	VBT + voorprecipitatie
E2	Fijnzeef + effluent polishing
E3	DAF zonder chemicaliën + effluent polishing
E4	DAF met chemicaliën voor verwijdering voor optimale samenstelling voor biologie
E5	DAF met bypass voor BZV/N = 3,0
E6	DAF met bypass voor orthofosfaat naar biologie = 2,0 mg/l
E7	DAF met chemicaliën voor maximale verwijdering als voorbehandeling voor koude ANAMMOX

Varianten Nieuwveer:

N0	A-trap (referentie);
N1	DAF zonder chemicaliën;
N2	DAF met chemicaliën voor maximale verwijdering;
N3	DAF met chemicaliën voor verwijdering met optimale BZV/N-verhouding;
N4	DAF met bypass voor orthofosfaat naar biologie = 2,0 mg/l

Voor de uitwerking voor de varianten met DAF-installatie zijn de uitkomsten van het pilot-onderzoek gebruikt. De overige varianten zijn op basis van kentallen doorgerekend. Het effect van de voorbehandelingsvarianten op de biologie voor zowel Eindhoven als Nieuwveer is niet gemodelleerd maar ingeschat op basis van expert judgement. De gegevens en prestaties van rwzi Eindhoven en rwzi Nieuwveer en enkele andere rwzi's zijn gebruikt als referentie.

#### 2. EFFECT OP NETTO ENERGIEVERBRUIK BIJ VOORBEHANDELING MET DAF

Het energieverbruik van de verschillende varianten is inzichtelijk gemaakt ten opzichte van het energieverbruik van de rwzi in de referentiesituatie. De volgende onderdelen zijn hierbij meegenomen:

mogelijke energiebesparing als gevolg van reductie in benodigde beluchting;

extra energiegebruik als gevolg van het toepassen van DAF of fijnzeef;

extra biogasproductie (energieproductie) als gevolg van hogere primair slibproductie;

extra energiegebruik als gevolg van slibbehandeling (indikken en ontwatering).

Om de varianten te beoordelen op het aspect duurzaamheid is naast een energiebalans uitgedrukt in primaire energie als Gross Energy Requirement (GER) per variant bepaald op basis van elektriciteitsverbruik, biogas, chemicaliën en slibtransport.

### 3. RAMING INVESTERINGSKOSTEN VAN VARIANTEN

Voor een aantal van de uitgewerkte varianten zijn beoogde bouw- en investeringskosten bepaald met een nauwkeurigheid van 30-50 %. Per post is de onnauwkeurigheid aangegeven. Voor de verrekening van bouwkosten naar investeringskosten is een staartkostenfactor van 1,7 (inclusief omzetbelasting) toegepast. De kosten zijn berekend als extra investeringskosten ten opzichte van de referentiesituatie.

### 4. UITWERKEN JAARLIJKSE OPERATIONELE KOSTEN

Aanvullend op de investeringskosten zijn voor enkele varianten de operationele kosten op jaarbasis bepaald. Deze operationele kosten zijn opgebouwd uit de volgende kostenposten: chemicaliëndosering (coagulant, PE, C-bron); energieverbruik/opbrengst (beluchting en retourslibgemaal, slibbehandeling); slibafzet; onderhoud.

Voor de operationele kosten zijn de eenheidsprijzen van de rwzi die fungeert als referentie gehanteerd. De jaarlijkse kosten worden berekend als meer- of minderkosten ten opzichte van de referentiesituatie.

### 5. RISICO'S EN ONZEKERHEDEN PER VARIANT

Per variant zijn de verschillende risico's en onzekerheden in kaart gebracht en met elkaar vergeleken in een waarderingstabel. De risico's en onzekerheden worden bepaald door de specifieke installatie(onderdelen), de stand der techniek, duurzaamheid en risico's volgend uit specifiek chemicaliënverbruik.

#### 2.3.3 VERKENNING VERWAARDING SLIB

De verkenning naar verwaarding van het primair slib afkomstig van de DAF en conventioneel primair slib is uitgevoerd door een stagiair van Wageningen Universiteit (biotechnologie) onder begeleiding van Witteveen+Bos. Het onderzoek is aan de hand de volgende onderzoeksvragen uitgevoerd:

1. wat is de samenstelling, gebaseerd op gegevens uit de literatuur, van primair slib afkomstig uit de communale afvalwaterzuivering?
2. wat zijn de mogelijkheden met betrekking tot het analyseren van componenten uit primair slib afkomstig uit de communale afvalwaterzuivering verkregen door middel van DAF?
3. welke aanwezige componenten in primair slib, verkregen uit de communale afvalwaterzuivering door middel van DAF, zijn interessant voor verwaarding?
4. is het haalbaar om één van deze interessante componenten (op termijn) kosteneffectief terug te winnen dan wel te produceren?

# 3

## THEORETISCHE ACHTERGROND

### 3.1 INLEIDING

In het DAF-onderzoek komen technieken en processen aan de orde die niet allemaal gebruikelijk zijn op een conventionele rwzi. Daarnaast is het belangrijk om de achtergrond van biologische zuivering te kennen om het effect van DAF op de zuivering te kunnen inschatten. DAF zal namelijk de samenstelling van het voorbehandelde water beïnvloeden. Dit hoofdstuk behandelt daarom achtereenvolgens de volgende onderwerpen:

1. coagulatie en flocculatie;
2. de werking van flotatie;
3. de toepassing van DAF in de praktijk;
4. het werkingsprincipe van een tweetrapssysteem;
5. het werkingsprincipe van voorprecipitatie;
6. het werkingsprincipe van een fijnzeef;
7. het werkingsprincipe van effluent polishing;
8. voorwaarden voor het actiefslibproces;
9. het werkingsprincipe van koude ANAMMOX.

### 3.2 COAGULATIE EN FLOCCULATIE

Coagulatie en flocculatie zijn processen die ervoor zorgen dat stoffen grotere deeltjes of vlokken vormen, waardoor deze kunnen worden afgescheiden. Om vuildeeltjes in het water bevindt zich een meestal negatief geladen laag. Deze lading zorgt ervoor dat de afzonderlijke deeltjes elkaar afstoten en niet samenklonteren. Deze evenwichtssituatie houdt het vuil als het ware in oplossing.

Coagulatie is het neutraliseren van de afstotende lading zodat delen vrij in het water komen te liggen en kunnen samenklonteren. Hiervoor wordt in veel gevallen een coagulant toegevoegd. De meest gebruikte coagulanten zijn metaalzouten en geladen organische stoffen. Toevoeging van de drievoudig geladen  $\text{Fe}^{3+}$  en  $\text{Al}^{3+}$  ionen, geladen organische stoffen of het neutraliseren tot bepaalde pH's (afhankelijk van de te coaguleren stoffen) resulteert in een verstoring van deze evenwichtssituatie. Toevoeging van deze coagulanten resulteert soms in een verlaging van de pH waardoor een pH correctie nodig is, zodat de coagulatie toch plaats kan vinden bij de optimale pH.

Wanneer de coagulatie voltooid is, zijn er zeer kleine af te scheiden deeltjes gevormd. Omdat een goede scheiding pas mogelijk is wanneer de deeltjes groot genoeg zijn, is flocculatie een logische en noodzakelijke volgende stap. Flocculatie vindt plaats door toevoeging van een flocculant. Flocculanten zijn organische stoffen, meestal bestaand uit polyacrylamides, met een bepaalde molecuulgrootte en lading. De drie hoofdgroepen flocculanten zijn: kationische (+), anionische (-) en nonionische (0).

Bovenstaande omschrijving is aangeleverd door Nijhuis Water Technology. Een nadere omschrijving van de achterliggende processen van coagulatie en flocculatie staat in bijlage II.

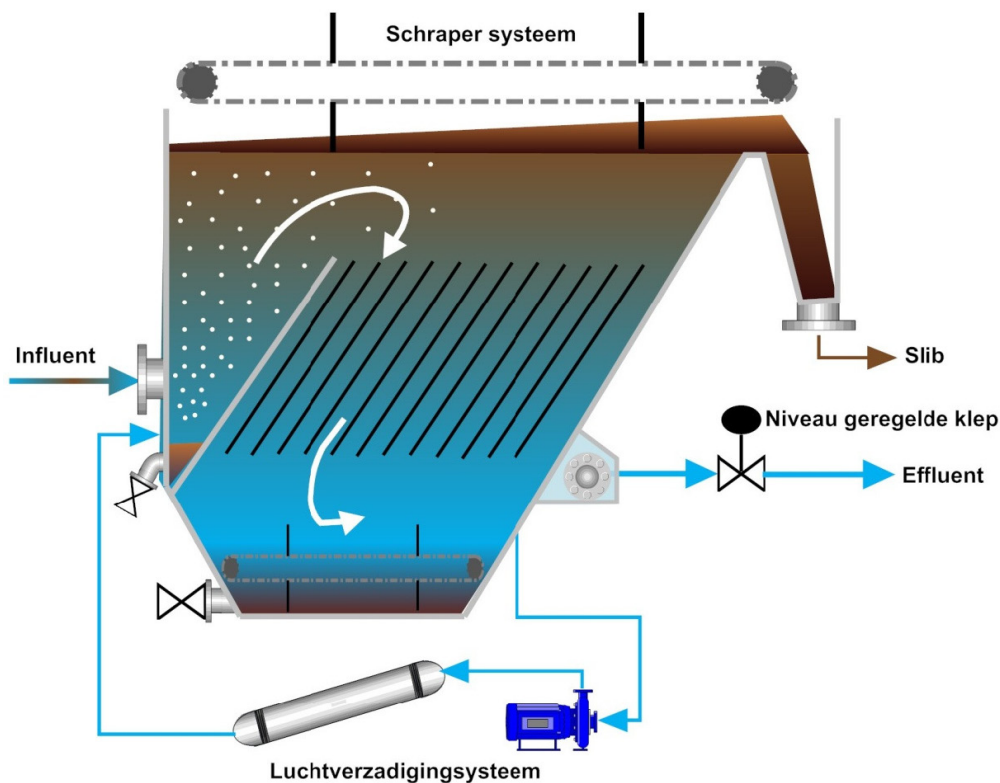
### 3.3 FLOTATIE

Flotatie kan worden toegepast om vaste of vloeibare deeltjes te scheiden van een vloeistoffase. Dissolved air flotation (DAF ~ opgeloste lucht flotatie) kenmerkt zich door microluchtbeltjes die aan het water worden toegevoegd.

#### 3.3.1 WERKINGSPRINCIPE DAF

Voor het toevoegen van lucht aan het afvalwater wordt een deel van het gereinigde water (eluaat) gerecirculeerd. De recirculatiepomp brengt het water onder een druk van 5-7 bar. Vervolgens wordt in de beluchtingspijp, vlak na de recirculatiepomp, lucht in het water gedoseerd. Boven in de mengpijp wordt het onder druk gebrachte water met lucht gemengd. De lucht lost hier op in het water. Vlak voordat het recirculatiewater aan het voedingswater wordt toegevoegd wordt de druk verlaagd tot 1 bar en vindt ontspanning plaats. Hierbij worden luchtbelletjes van 30 - 50  $\mu\text{m}$  gevormd. Deze hechten zich aan vuildeeltjes, waardoor de dichtheid van het totaal van vuil en lucht lager wordt. Vervolgens drijft het vuil naar de oppervlakte, waar het een drijfslag vormt. De drijvende sliblaag (flotaat) is mechanisch te verwijderen met een schraper. Het gezuiverde water, het eluaat, verlaat de installatie via een niveau geregelde klep. Een schematische weergave van een DAF-installatie is weergegeven in afbeelding 3.1.

AFBEELDING 3.1 SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN EEN DAF-INSTALLATIE



In een DAF-installatie kunnen onder een hoek parallelle platen geplaatst worden, waardoor laminaire stroming optreedt. Hierdoor vindt betere aanhechting van luchtbelletjes aan de vuildeeltjes plaats. Dit systeem is gebaseerd op het tegenstroomprincipe. De vuildeeltjes bewegen zich omhoog langs de platen naar de oppervlakte. Het water stroomt langs te platen naar beneden. In het laminaire stromingspatroon tussen de platen bestaan grote snelheidsverschillen van het stromende water. In het midden is de stromingssnelheid hoog en tegen de platen is de stroomsnelheid nul. Een deeltje dat lichter is dan het omringende water zal daardoor zodra het de plaat heeft bereikt ongehinderd naar boven kunnen bewegen. Deeltjes voegen samen boven in de golf van een golfplaat, waardoor ze sneller zullen kunnen stijgen.

Een DAF-installatie wordt ontworpen voor een bepaalde oppervlaktebelasting (m/uur), die is gespecificeerd als het debiet gedeeld door het vrije oppervlak in de DAF-installatie. Een lagere oppervlaktebelasting zorgt voor een betere verwijdering. Door het toepassen van parallelle platen wordt het effectieve oppervlak vergroot. Bij een gelijkblijvend debiet kan hierdoor met een kleinere DAF-installatie worden gewerkt. Bij een DAF met platen wordt deze primair ontworpen op een plaatbelasting (m/uur) welke is gedefinieerd als het debiet gedeeld door het totale plaatoppervlak. In deze rapportage is echter de term oppervlaktebelasting gebruikt, omdat deze een indicatie geeft van het ruimtegebruik en de vergelijkbaarheid met andere concepten zoals de voorbezinktank vergroot.

### 3.3.2 TOEPASSING VAN DAF IN DE PRAKTIJK

DAF wordt wereldwijd met name toegepast bij de productie van drinkwater en in de industriële afvalwaterzuivering. In mindere mate vindt DAF ook toepassing in de communale afvalwaterzuivering.

In de drinkwaterbereiding wordt DAF vooral toegepast als alternatief voor bezinking voor het zuiveren van oppervlaktewater, omdat dit veel algen en organische bestanddelen bevat. Voor deze componenten zijn met DAF hoge verwijderingsrendementen te behalen. Ook worden met DAF bij lage temperatuur betere resultaten behaald dan met bezinking. Een ander voordeel is dat het ruimtebeslag van een DAF-installatie kleiner is dan dat van bezinkbassins. Om deze redenen wordt DAF in de drinkwaterbereiding toegepast in Europa (met name Scandinavië en het Verenigd Koninkrijk), Australië, Zuid-Afrika, de Verenigde Staten, Canada en enkele landen in Azië en Zuid-Amerika [6]. Ook kan DAF dienen als voorbehandeling voor verdergaande zuiveringstechnieken zoals omgekeerde osmose [7].

DAF wordt ook gebruikt voor het zuiveren van verschillende industriële afvalwaterstromen, met name in de papierindustrie (verwijdering van vezels), textielindustrie (verwijdering van kleur) en de levensmiddelenindustrie (verwijdering van vetten en eiwitten). Ook wordt DAF gebruikt voor het verwijderen van olie, metaalhydroxiden en pigmenten uit diverse industriële afvalwaterstromen [7].

In de communale afvalwaterzuivering wordt DAF met name toegepast als techniek om het effluent verder te zuiveren. Daarnaast wordt DAF in Malmö toegepast na een voorbezinktank als voorbehandeling voor trickling filters en een actief-slibproces. Ook kan DAF worden toegepast om (surplus)slib in te dikken tot een drogestofgehalte van circa 5 % voorafgaand aan een zeefbandpers of centrifuge [6].

### 3.3.3 TOEPASSING VAN DAF ALS VOORBEHANDELING IN COMMUNALE AFVALWATERZUIVERING

De toepassing van DAF als voorbehandeling van stedelijk afvalwater is niet bekend uit de literatuur. Wel zijn er enkele kleinschalige onderzoeken naar deze toepassing uitgevoerd. Zo is in Noorwegen is ervaring opgedaan met DAF in combinatie met coagulatie/flocculatie als voorbehandeling in kleinschalige installaties (1-40 m<sup>3</sup>/uur). Rendementen die hierbij zijn gehaald zijn 92-98 % voor totaal fosfor en 70-82 % voor CZV [8]. Ook in Finland zijn kleinschalige experimenten (3-25 m<sup>3</sup>/uur) uitgevoerd waarbij DAF met toevoeging van chemicaliën werd toegepast als zuivering voor primair effluent (na onder meer een voorbezinktank). Ook is de toepassing als techniek voor effluent polishing onderzocht. Bij deze experimenten werden hoge verwijderingsrendementen behaald voor enterobacteriën (98-99,8 %), totaal fosfor (90 %), CZV (47 %) en zwevende stof (77 %) [9].

In de Verenigde Staten zijn op diverse locaties kleinschalige experimenten uitgevoerd met flotatie op ruw influent zonder chemicaliëndosering. Hierbij werd een gemiddelde verwijdering van zwevende stof van 67 % behaald. Dosering van polymeer leidde in dit geval niet tot betere resultaten [10].

### 3.3.4 ERVARINGEN MET DAF IN NEDERLAND

In Nederland wordt DAF in de praktijk toegepast voor drinkwaterbereiding en in de industriële afvalwaterzuivering. Referenties van gebruik bij communale rioolwaterzuiveringsinstallaties zijn beperkt tot de toepassing van DAF voor slibindikking [11]. Voor de waterlijn is DAF tussen 1998 en 2000 getest binnen het STOWA-onderzoek naar fysisch-chemische voorzuivering van afvalwater [2, 29, 30] en in 2011 binnen het KALLISTO-onderzoek [12].

### 3.3.5 STOWA-ONDERZOEK FYSISCH-CHEMISCHE VOORZUIVERING VAN AFVALWATER

In het STOWA-onderzoek naar fysisch-chemische voorzuivering van afvalwater zijn verschillende fysisch-chemische voorzuiveringstechnieken onderzocht, waaronder coagulatie/flocculatie gevolgd door flotatie. Hierbij zijn oriënterende proeven uitgevoerd met een DAF-installatie met een inhoud van 100 liter. Er is vooral gekeken naar troebelheid. Er is een troebelheidsreductie van 70 % bereikt bij een dosering van 3 mg kationisch polymeer/100 NTU influent. De verwijdering van zwevende stof was circa 90 % [2].

### 3.3.6 KALLISTO-ONDERZOEK

In 2011 is proefonderzoek uitgevoerd op de rwzi Eindhoven (als onderdeel van het KALLISTO-programma) met coagulatie/flocculatie gevolgd door een high rate DAF-pilotinstallatie voor behandeling van riooloverstortwater [12]. Gedurende een korte periode is ook ruw influent van de rwzi Eindhoven behandeld. Uit deze resultaten is gebleken dat stabiele en zeer goede verwijderingspercentages worden behaald voor onopgeloste CZV, P-totaal en zwevende stof waarbij een vrije oppervlaktebelasting ruim 9 m/uur is gehanteerd. Er is getest met en zonder dosering van coagulant en flocculant. De behaalde verwijderingsrendementen zijn weergegeven in tabel 3.1. Hieruit blijkt dat de verwijderingsrendementen van de DAF zonder chemicaliën vergelijkbaar zijn met die van de voorbezinktank. Bij toevoeging van coagulant en flocculant voor een maximale verwijdering zijn de rendementen van de DAF hoger dan die van de voorbezinktank.



TABEL 3.1 BEHAALDE VERWIJDERINGSRENDEMENTEN RWZI EINDHOVEN

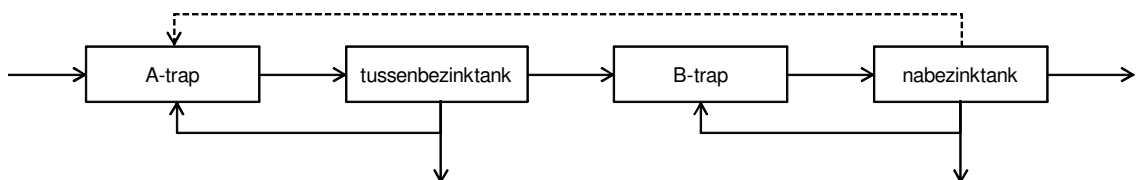
	VBT	DAF	DAF <sup>1</sup>
		zonder coagulatie+floculatie	met coagulatie+ flocculatie
bron	Meerjarenoverzicht Eindhoven, 2011	Eindrapportage KALLISTO	Eindrapportage KALLISTO
gem. opp.belasting (m/uur)	1	9	9
zwevende stof	61 %	55 %	91 %
BZV <sub>5</sub>	34 %	-	80 %
CZV	33 %	27 %	70 %
P-totaal	16 %	13 %	> 85 %
P-ortho	-	5 %	> 95 %
N-Kjeldahl	9 %	15 %	19 %

Het onderzoek op rwzi Eindhoven is op kleine schaal uitgevoerd met een installatie van 5 m<sup>3</sup>/uur. Vanwege deze kleine installatie en het beperkte aantal lamellen in de pilot was het niet mogelijk de installatie zwaarder te belasten dan 9 m/uur (plaatbelasting 3,5 m/uur). In de industrie worden echter oppervlaktebelastingen tot 40 m/uur in combinatie met een plaatbelasting van 2,5 m/h toegepast met geconcentreerder afvalwater, afhankelijk van de aard van het afvalwater. Hierbij worden vergelijkbare zuiveringsrendementen behaald.

### 3.4 AB-SYSTEEM

Een tweetrapssysteem (AB-systeem, Duits: Adsorption-Belebung System) is een biologische zuivering waarbij geen gebruik wordt gemaakt van een voorbezinktank, maar van een zogenaamde A-trap en een B-trap (afbeelding 3.2).

AFBEELDING 3.2 SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN EEN AB-SYSTEEM



De A-trap is een zeer hoog belast actiefslibproces en bestaat in het geval van rwzi Nieuwveer uit drie in serie geschakelde zones. De eerste zone is altijd onbelucht voor optimale denitrificatie. De tweede zone kan zowel belucht als onbelucht zijn. De derde zone is altijd belucht. In de A-trap vinden adsorptie en afbraak van BZV en CZV en defosfatering plaats. Met dit proces wordt een groot deel van de opgeloste organische koolstof verwijderd. In de A-trap is zuurstof of nitraat vereist voor oxidatie van CZV. Zuurstof wordt ingebracht met behulp van beluchting. In het geval van rwzi Nieuwveer wordt ook nitraat ingebracht in de A-trap (stippellijn) met behulp van recirculatie van effluent uit de effluentsloot. Hierdoor vindt ook denitrificatie plaats in de A-trap en kan optimaal gebruikt worden van het BZV/CZV in het influent.

Na de A-trap worden water en slib gescheiden in tussenbezinktanks. Het slib bezinkt en wordt door middel van pompen teruggevoerd naar de eerste trap. Het effluent van de tussenbezinktanks gaat door naar de laagbelaste B-trap waarin nitrificatie en denitrificatie plaatsvinden. Het slib uit de B-trap wordt afgescheiden in de nabezinktank.

In 2011 waren in Nederland 18 van de 345 in werking zijnde rwzi's een meertrapsinstallatie. De totale capaciteit van meertrapsinstallaties in 2011 was 1.967.000 i.e. verwerkt. De totale capaciteit van alle Nederlandse rwzi's was 24.280.000 i.e., waarvan dus circa 8 % een twee-trapssysteem is [13].

### 3.5 VOORPRECIPITATIE OP VOORBEZINKTANK

Voorbehandeling middels conventionele voorbezinking verwijdert de grotere deeltjesfracties in het influent. Hierdoor wordt de biologische zuivering minder belast met zuurstofbindende stof en inerte slibmassa. De belasting van de biologische zuivering kan verder worden gereduceerd door ook de fijnere deeltjes af te vangen met behulp van voorprecipitatie. Hierbij spelen coagulatie en flocculatie een rol, waarna de vlokken worden afgescheiden in de voorbezinktank. Voorprecipitatie kan worden toegepast door metaalzoutdosering [14], toevoeging van polymeer [15] of een combinatie van beide.

### 3.6 FIJNZEEF

In de afvalwaterzuivering worden zeven en roosters gebruikt voor de afscheiding van grove en fijnere deeltjes (roostergoed) uit afvalwater. In 2007 heeft STOWA een inventarisatie uitgevoerd naar de beschikbare systemen voor roostergoedverwijdering [16]. Een zeef bestaat uit gaas, filterdoek of een plaat met spleet- of cirkelvormige perforaties met een diameter kleiner dan 10 mm. De STOWA-inventarisatie benoemt hierbij specifiek microzeven, waarvan de diameter kleiner is dan 1 mm. Voor zeven met deze maaswijdte wordt in andere studies de term fijnzeef gebruikt. De terminologie op het gebied van zeven in de literatuur is niet eenduidig.

Door de verdergaande deeltjesverwijdering wordt een fijnzeef toegepast als voorbehandeling voor membraanbioreactoren (MBR's). Hiervoor werd in het proefonderzoek MBR in Hilversum [17] een trommelzeef met een maaswijdte van 0,5 mm gebruikt. De trommelzeef behandelde ruw influent. Als voorbehandeling voor de MBR in Varsseveld zijn microzeven in twee uitvoeringen getest: een trommelzeef en een stationaire zeef [18]. Beide hadden een maaswijdte van 0,8 mm. In dit geval werd het afvalwater voorbehandeld met een fijnrooster en olie/zandvanger alvorens het door de microzeef werd geleid. De behaalde verwijderingsrendementen zijn weergegeven in tabel 3.2.

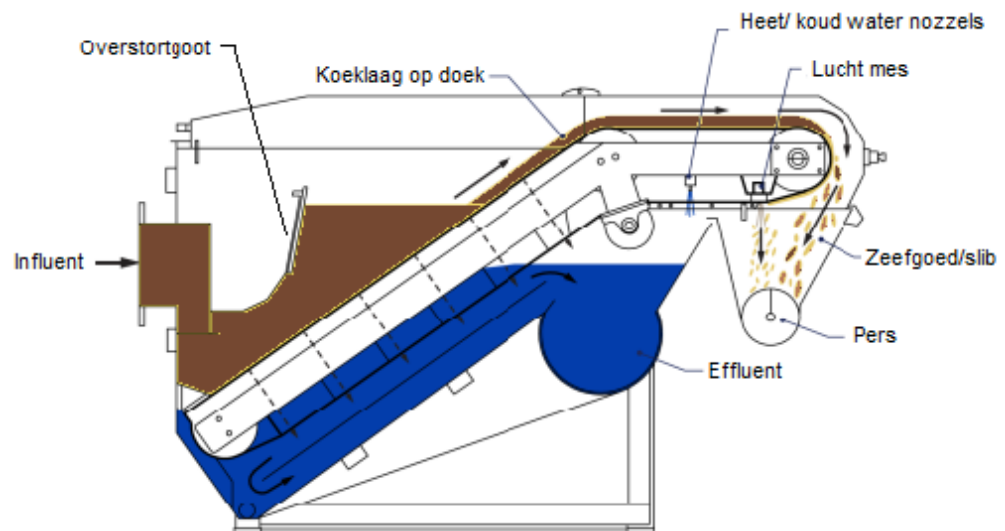
TABEL 3.2 VERWIJDERINGSRENDEMENTEN FIJNZEEF ALS VOORBEHANDELING VOOR MBR

parameter	fijnzeef Hilversum	microzeef Varsseveld
bron	STOWA 2006-16	STOWA 2006-06
maaswijdte (mm)	0,5	0,8
zwevende stof	20 %	19 %
BZV	10 %	18 %
CZV	10 %	12 %
P-totaal	0 %	-2 %
Kj-N	0 %	5 %

In STOWA-studie 2010-19 is de economische en praktische haalbaarheid bepaald van fijnzeven als alternatief voor een voorbezinktank. In het kader van dit onderzoek zijn op rwzi Blaricum een trommelzeef (maaswijdte 0,5 mm) en een bandzeef (maaswijdte 0,35 en 0,5 mm, rendement gelijk voor beide maaswijdtes) in bedrijf geweest.

Ook tijdens het KALLISTO-onderzoek is een fijnzeef getest op ruw influent. Evenals op rwzi Blaricum is gebruik gemaakt van een bandzeef van de firma Salsnes (afbeelding 3.3). Het afvalwater komt via de inlaat binnen. Vervolgens duikt het onder de overstortgoot door alvorens het boven het filterdoek uit komt. Door filtratie onder invloed van gravitatie vindt koekopbouw plaats. De koeklaag verkleint de effectieve maaswijdte van het filterdoek, waardoor een dynamische filtratie optreedt. De bandsnelheid wordt geregeld via het waterniveau. Als de koeklaag dikker wordt stijgt de druk en daarmee het waterniveau. Om hiervoor te compenseren wordt de bandsnelheid verhoogd zodat de dikte van de koeklaag min of meer constant blijft. Doordat het filterdoek een volledige omwenteling maakt, is de fijnzeef een continu filter. Het zeefgoed wordt via een pers ontwaterd.

AFBEELDING 3.3 SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN EEN BANDZEEF



In tabel 3.3 zijn verwijderingsrendementen van influentzeven weergegeven die zijn behaald tijdens het STOWA-onderzoek en tijdens het KALLISTO-onderzoek. Hierbij dient te worden opgemerkt dat de spreiding binnen de resultaten van het KALLISTO-onderzoek zeer groot was. Voor het STOWA-onderzoek is de spreiding onbekend. Ook zijn er grote verschillen tussen de verwijderingsrendementen voor BZV, fosfaat en stikstof tussen rwzi Blaricum en rwzi Eindhoven. Omdat het proefonderzoek DAF wordt uitgevoerd op rwzi Eindhoven is besloten deze data aan te houden voor de variantenstudie.

TABEL 3.3 VERWIJDERINGSRENDEMENTEN FIJNZEVEN

parameter	trommelzeef	bandzeef	bandzeef
locatie	rwzi Blaricum	rwzi Blaricum	rwzi Eindhoven
bron	STOWA 2010-19	STOWA 2010-19	Eindrapportage KALLISTO
zwevende stof	50 %	40 %	59 %
BZV	26 %	17 %	46 %
CZV	34 %	27 %	33 %
P-totaal	<1 %	<1 %	8 %
P-ortho	-	-	7 %
Kj-N	<1 %	1,5 %	11 %

### 3.7 EFFLUENT POLISHING

Een rwzi is ontworpen om bepaalde effluentconcentraties te bereiken. In de toekomst zullen deze op veel locaties strenger worden door het in werking treden van de kaderrichtlijn water (KRW). De KRW stelt eisen aan de kwaliteit van het oppervlaktewater. Om deze te bereiken is het op sommige locaties nodig ook strengere eisen te stellen aan rwzi-effluent. Door aanpassingen van de voorbehandeling of het biologische (actief slib-) systeem kunnen de effluentconcentraties worden verlaagd. Alternatief of aanvullend kan ervoor gekozen worden om een nabehandelinginstallatie (effluent polishing) te realiseren. In 2005 is in STOWA-verband al een eerste inventarisatie gedaan van verschillende technieken om een hogere effluentkwaliteit te bereiken, waaronder nabehandelingstechnieken [20]. Hieruit bleek dat filtratietechnieken kansrijk zijn als effluent polishing, wat verder is uitgewerkt in STOWA 2006-21 [21]. Een verdere omschrijving van filtratietechnieken staat in bijlage III.

De nabehandelinginstallatie die is voorzien op rwzi Eindhoven is gericht op een vergaande biologische stikstofverwijdering, voornamelijk denitrificatie, en de chemische precipitatie van fosfaat in het effluent. Op basis van de huidige stand der techniek (2011) en praktijkervaringen (STOWA; ontwerpervaringen Rijnland, ontwerpervaringen KALLISTO-partner Vallei&Eem) is door waterschap De Dommel in de huidige situatie gekozen om een neerwaarts doorstroomd vastbed multimediafilter met voorgeschakelde coagulatie en biologische nitraatverwijdering middels koolstofbrondosering als uitgangspunt voor het schetsontwerp te gebruiken.

### 3.8 KOUDE ANAMMOX

De ANAMMOX-reactie (ANoxische AMMonium OXidatie) is een onderdeel van de stikstofcyclus waarin ammonium met nitriet als elektronenacceptor wordt geoxideerd. Producten van deze reactie zijn stikstofgas en water. De reactie komt in de natuur voor en wordt ook gebruikt in de afvalwaterzuivering. Tot op heden is ANAMMOX echter alleen full-scale toegepast op geconcentreerde (> 500 mg N/l), warme (> 30°C) afvalwaterstromen en rejectiewater. Toepassing bij lagere concentraties en temperaturen is mogelijk, maar bevindt zich nog in de ontwikkelingsfase [34].

Momenteel is in STOWA-verband onderzoek gaande naar toepassing van ANAMMOX in de waterlijn van de communale afvalwaterzuivering (STOWA-projectcode 432.584). De doelstelling van het project 'ANAMMOX in de hoofdstroom' is het ontwikkelen en (in een praktijkexperiment) demonstreren van een stikstofverwijderingsproces, gebaseerd op het gebruik van ANAMMOX in de hoofdstroom van een A/B proces. Het onderzoek wordt uitgevoerd op laboratoriumschaal en op pilotschaal op rwzi Dokhaven door Waterschap Hollandse Delta, Paques, Radboud Universiteit Nijmegen en TU Delft. Het project wordt mede gefinancierd door het Innovatieprogramma Kaderrichtlijn Water van het ministerie van Verkeer en Waterstaat.

Extreem lage groeisnelheden van de ANAMMOX-bacterie bij temperaturen lager dan 20 °C, gevoeligheid voor vreemde componenten en competitie met nitriet oxiderende organismen zijn belangrijke redenen waarom een andere inrichting van de rwzi nodig zal zijn om gebruik te kunnen maken van deze efficiënte stikstofverwijdering in de waterlijn. Een van de mogelijkheden hiervoor is om ANAMMOX toe te passen in de B-trap van een AB-systeem. Deze mogelijkheid wordt onderzocht binnen het genoemde STOWA-project.

Een andere mogelijkheid zou kunnen zijn om DAF te gebruiken als voorbehandeling voor koude ANAMMOX. Wanneer de DAF maximaal CZV, fosfaat en zwevende stof verwijdert, kan de koude ANAMMOX worden toegepast voor de verwijdering van stikstof. Vergaande verwijdering van CZV is een voorwaarde voor de goede werking van dit concept, omdat aanwezigheid van CZV leidt tot competitie voor nitriet tussen heterotrofe denitrificerende bacteriën en ANAMMOX-bacteriën [34].

### 3.9 VOORWAARDEN VOORBEHANDELING VOOR HET ACTIEF-SLIBPROCES

Wanneer DAF wordt toegepast als alternatief voor een voorbezinktank, verandert de samenstelling van het afvalwater dat vervolgens als voeding naar een actief-slibstelsel gaat. De werking van het actief-slibstelsel is echter geen onderdeel van deze studie. Daarom is op basis van literatuur ingeschat bij welke richtwaarden het actief-slibstelsel nog goed zou kunnen werken. De opgedane kennis is vastgelegd in een notitie, die is toegevoegd als bijlage I.

#### 3.9.1 BZV/N-VERHOUDING

Op basis van de notitie worden de volgende grenswaarden voor de BZV/N-verhouding voor de voeding van de biologie aanbevolen:

- $BZV/N < 2,5$ : te laag, extra C-bron nodig voor voldoende denitrificatie;
- $2,5 < BZV/N < 3,0$ : kritiek gebied, voldoende denitrificatie waarschijnlijk wel mogelijk;
- $BZV/N > 3,0$ : goede waarde, geen problemen met denitrificatie verwacht. Deze waarde wordt in de variantenstudie gebruikt als stuurwaarde.

#### 3.9.2 FOSFAAT

Actief slib heeft een bepaalde hoeveelheid orthofosfaat (opgelost fosfaat) nodig om in leven te blijven. Dit wordt opgenomen in de bacteriële biomassa en verlaat het systeem via het surplusslib. Wanneer de fosfaatconcentratie te laag is, neemt de groeisnelheid van het actief slib af en worden het nitrificatie- en denitrificatieproces geremd. De notitie in bijlage I bevat eveneens een berekening van de benodigde hoeveelheid orthofosfaat in het actief-slibstelsel.

De benodigde orthofosfaatconcentratie in het voorbehandelde influent varieert tussen 1,48 en 1,89 mg  $PO_4\text{-P/l}$  voor de situatie op rwzi Eindhoven. De bijbehorende BZV/P-verhouding is 69, de CZV/P-verhouding is 174. Deze verhouding is berekend op basis van orthofosfaat, omdat deze vorm opneembaar is door micro-organismen. Wanneer de BZV/P- of CZV/P-verhouding hoger is en er relatief dus meer BZV of CZV aanwezig is, zal de microbiologische groei geremd worden. Als richtwaarde voor de variantenstudie wordt 1,95 mg  $PO_4\text{-P/l}$  aangehouden. In de pilot is 1,5 mg  $PO_4\text{-P/l}$  aangehouden. De werkelijk benodigde concentratie is sterk afhankelijk van de hoeveelheid BZV en CZV in het actief-slibstelsel, de biomassaopbrengst (yield) en het aandeel P in de cellen. Afhankelijk van deze factoren zal de benodigde concentratie tussen 1,0 en 2,0 mg  $PO_4\text{-P/l}$  liggen.

## 4

# MATERIALEN EN METHODE

## PILOTONDERZOEK

### 4.1 DAF-PILOTINSTALLATIE

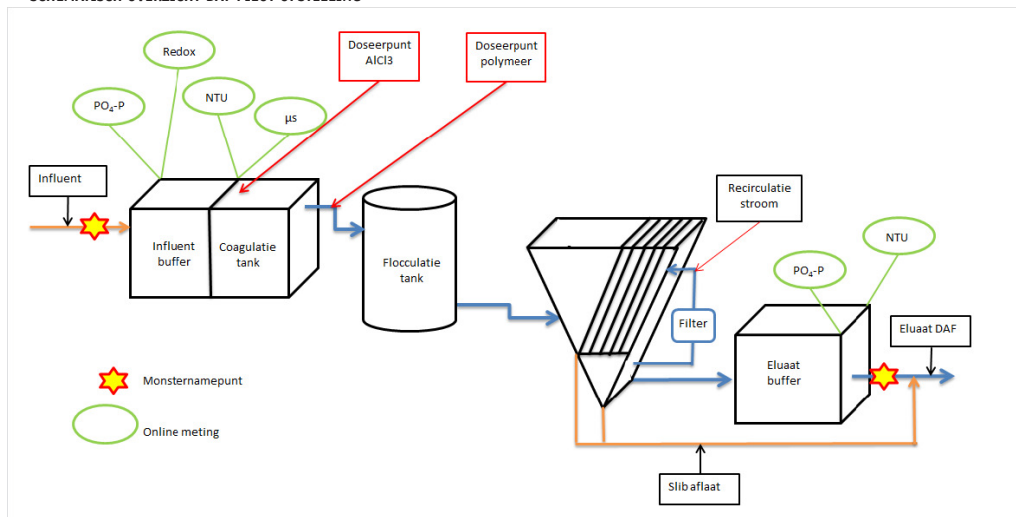
In afbeelding 4.1 is een foto weergegeven van de proeflocatie op rwzi Eindhoven.

AFBEELDING 4.1 DAF-PILOT OP LOCATIE RWZI EINDHOVEN



De pilotinstallatie onttrekt op rwzi Eindhoven het influent na de zandvanger. Dit wordt vervolgens continu behandeld door de DAF-installatie. In afbeelding 4.2 is de pilotopstelling van de DAF schematisch weergegeven.

AFBEELDING 4.2 SCHEMATISCH OVERZICHT DAF PILOT OPSTELLING



Het influent verzamelt zich in een buffer waaruit bemonsterd wordt en waarin meetapparatuur is opgesteld. Deze meet online troebelheid, redoxpotentiaal, geleidbaarheid en de concentratie orthofosfaat. Vervolgens stort het influent over naar de coagulatietank waarin een mixer is bevestigd en het coagulant ( $\text{AlCl}_3$ ) gedoseerd wordt. Het polymeer wordt gedoseerd in de leiding tussen de coagulatietank en de flocculatietank. Op deze wijze vindt een goede initiële menging plaats. In de flocculatietank is een mixer geplaatst die het water langzaam roert, zodat er voldoende tijd is voor vlokvorming. Het afvalwater wordt in de toevoerleiding gemengd met een lucht-water mengsel met zeer kleine luchtbelletjes (+/- 40  $\mu\text{m}$ ). Het hiervoor benodigde water is gerecirculeerd eluaat van de DAF. Vanwege kostenaspecten en de schaalgrootte van de pilotinstallatie is besloten een overkapping voor de geur achterwege te laten.

In afbeelding 3.1 (hoofdstuk 3) is het stroomschema van de DAF-installatie weergegeven. Het influent stroomt de unit in via een inlaatcompartiment, waar zware deeltjes bezinken. Periodieke drainage van dit compartiment is noodzakelijk. Het water stroomt vanuit het inlaatcompartiment het platenpakket in. Traag opstijgende deeltjes die aan luchtbelletjes gehecht worden in dit platenpakket uit het water verwijderd, doordat een laminair stromingspatroon is gecreëerd tussen de platen. De deeltjes gaan langs de platen omhoog en worden verzameld in de drijfslag. Door middel van een schrapersysteem vindt afscheiding flotatieslib plaats. Gereinigd water stroomt langs het platenpakket naar de bodem en verlaat de unit via een geregelde effluentklep. Een deel van het behandelde water wordt gerecirculeerd en gebruikt om het influent te beluchten. De recirculatiepomp brengt het water onder een druk van 5-7 bar.

In de beluchtingspijp vlak na de recirculatiepomp wordt lucht in het water gedoseerd. Boven in de mengpijp wordt het onder druk gebrachte water met lucht gemengd. In deze mengpijp vindt verdere oplossing van lucht in water plaats. Aan de onderkant van de mengpijp is een ontluchtungsafsluiter geplaatst om onopgeloste lucht te laten ontsnappen. Juist voordat het recirculatie water wordt toegevoegd aan het voedingswater vindt ontspanning plaats. Bij drukverlaging tot 1 bar komt het grootste deel van de opgeloste lucht vrij.

Na de DAF-installatie stroomt het behandelde water (eluaat) in de eluaatbuffer. In de eluaatbuffer wordt online troebelheid en de concentratie orthofosfaat gemeten. Na afloop van de eluaatbuffer wordt het effluent samengevoegd met de zand en slibstromen en weer terug in het proces van de rwzi geleid.

#### 4.1.1 DIMENSIES DAF EN TOEBEHOREN

In tabel 4.1 zijn per procesonderdeel van de pilotopstelling de volumes weergegeven.

TABEL 4.1 VOLUME PER PROCESONDERDEEL PILOTINSTALLATIE DAF

onderdelen	volume	eenheid	verblijftijd bij	verblijftijd bij	eenheid
			45 m <sup>3</sup> /h	60 m <sup>3</sup> /h	
Influentbuffer	2,2	m <sup>3</sup>	2,9	2,2	Min
Coagulatieruimte	1,4	m <sup>3</sup>	1,9	1,4	Min
Flocculatietank	3,0	m <sup>3</sup>	4,0	3,0	Min
DAF	4,6	m <sup>3</sup>	6,1	4,6	Min
Eluaatbuffer	2,6	m <sup>3</sup>	3,5	2,6	Min
Totaal	14	m <sup>3</sup>	18,4	13,6	Min

In tabel 4.2 zijn de procesvariabelen van de DAF pilotinstallatie weergegeven.

TABEL 4.2 SPECIFICATIES PILOTINSTALLATIE DAF

specificaties	waarde (range)	eenheid
Debiet	30 - 60	m <sup>3</sup> /h
Oppervlaktebelasting	13 - 27	m/h
Plaatbelasting	2,25 - 3	m/h
Me:PO <sub>4</sub> -P	0 - 3	
Polymeerdosering	0,5 - 3,5	ppm
Luchttoevoer	3	l/min
Druk recirculatiestroom	5 - 6,5	Bar
Debiet recirculatiestroom	6,2	m <sup>3</sup> /h

Voor de dimensionering van de DAF en de maximale belasting is de plaatbelasting leidend. Om te kunnen spreken over de footprint van een installatie is de plaatbelasting vertaald in oppervlaktebelasting (m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.h). De oppervlakte is uitgedrukt als de oppervlakte van de bovenste waterlaag in de DAF. Tabel 4.3 geeft de relatie aan tussen het ingaande debiet, plaatbelasting en oppervlaktebelasting.

TABEL 4.3 RELATIE TUSSEN HET INGAANDE DEBIET, PLAATBELASTING EN OPPERVLAKTEBELASTING

debiet (m <sup>3</sup> /h)	plaatbelasting (m/h)	oppervlaktebelasting (m/h)
30	1,5	13
45	2,25	20
60	3	27

#### 4.1.2 OPTIMALISATIES VAN DE INSTALLATIE

De pilotinstallatie is ontworpen om stand-alone te kunnen draaien. Gedurende de opstart en tijdens het pilotonderzoek trad vervuiling van de recirculatiestroom<sup>1</sup> op waardoor de installatie in storing kwam te staan. Om dit op te lossen zijn er verscheidene stappen ondernomen:

- plaatsing filter in recirculatiestroom (onderzoekperiode 1). Het betreffende filter spoelde niet automatisch en vervuilde snel. Dagelijkse schoonmaak (soms meerdere keren per dag) was nodig om continuïteit voor de pilotopstelling te garanderen;
- tijdens onderzoekperiode 2 is de pilotinstallatie uitgevallen door te veel vervuiling in het filter, waardoor de recirculatiedruk te laag was. Omdat het toen vroom, waren er diverse kleppen bevroren. Om uitval en bevroering van deze componenten te voorkomen is er een automatisch spoelend filter geïnstalleerd.

Met het automatisch spoelend filter was de continuïteit beter gewaarborgd. Ondanks dit filter is gedurende onderzoekperiode 4 de pilotinstallatie nog meerdere malen uitgevallen door vervuiling. Dit vond veelal plaats van vrijdag op zaterdag. Doordeweeks is vervuiling van het filter sporadisch opgetreden. De oorzaak van deze vervuiling op dit specifieke tijdstip is niet gevonden.

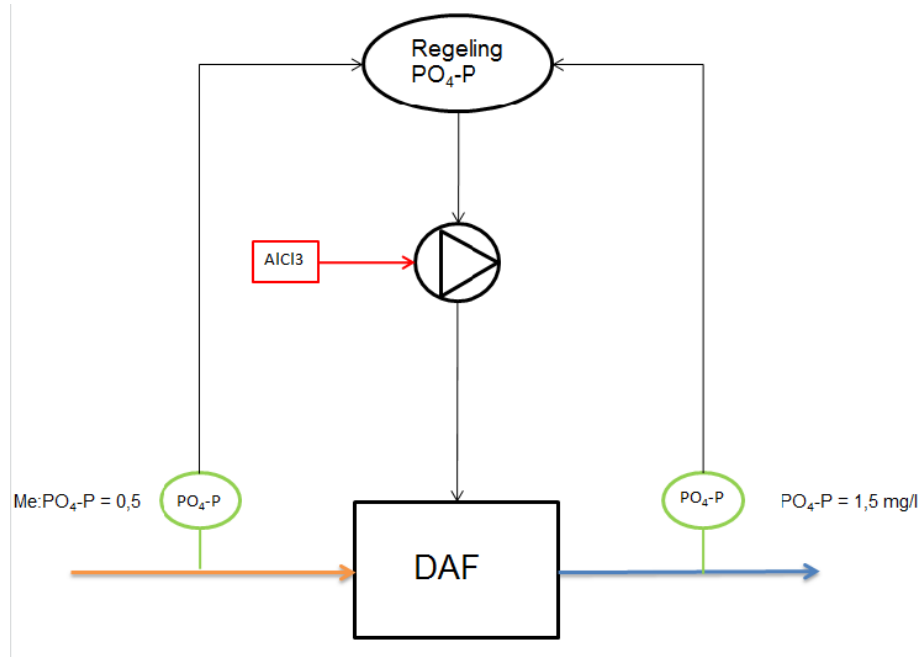
<sup>1</sup> Vanuit goede ervaringen die gedurende het Kallisto onderzoek zijn opgedaan met de DAF techniek en vanuit de overweging om te onderzoeken of een extra filtratiestap voor de recirculatie nodig is op full-scale is besloten om in eerste instantie geen filter op de recirculatiestroom te plaatsen. Hierbij is aangegeven dat dit een risico voor de bedrijfsvoering kan zijn, aangezien er op deze pilot geen 3 mm filtratie (zeefbocht) op het influent is geplaatst, zoals tijdens het Kallisto onderzoek.



#### 4.1.3 DOSEERREGELINGEN

Vanuit het onderzoeksplan is gesteld dat er onderzoek gedaan wordt naar de mogelijkheden om te sturen op BZV/N verhouding door middel van de chemicaliëndosering. Gedurende het onderzoek is gebleken (paragraaf 5.3.4) dat sturing op BZV/N verhouding niet mogelijk is. Omdat in de praktijk een doseerregeling nodig is, is er besloten een online doseerregeling voor coagulant te plaatsen die regelt op basis van de  $PO_4$  concentratie in het eluaat van de DAF. De regeling is enkel toegepast tijdens de duurproeven (onderzoeksperiode 4) en is weer gegeven in afbeelding 4.3.

AFBEELDING 4.3 ONLINE DOSEERREGELING  $PO_4$  ELUAAT DAF



De  $PO_4$ -concentratie in het eluaat wordt geregeld op basis van de online  $PO_4$  meting. De regeling is zo ingesteld dat het eluaat van de DAF een concentratie van  $1,5 \text{ mg/l}$  bevat. Indien de concentratie  $PO_4$  in het influent lager is dan de ingestelde waarde (voornamelijk tijdens RWA) is er een feedforward regeling geplaatst, op basis van de  $PO_4$  concentratie in het influent, die garandeert dat er altijd een dosering plaatsvindt voor een goede werking van de DAF-unit. Deze feedforward regeling doseert met een  $Me:PO_4\text{-P}$  verhouding van  $0,5$ . Indien het voorkomt dat het debiet van het coagulantdosering bij een  $Me:PO_4\text{-P}$  verhouding van  $0,5$  lager is dan het minimale debiet van de doseerpomp, zal de pomp doseren op het laagst mogelijke debiet, om nog een voldoende coagulatie te garanderen.

#### 4.1.4 TYPE COAGULANT

Het metaalzout dat gebruikt is tijdens het onderzoek op rwzi Eindhoven voor de coagulatie is  $AlCl_3$  met een aluminium concentratie van minimaal  $30 \text{ g/l}$ . Het is een bijproduct van de firma Solvay en wordt op de rwzi ook gebruikt voor dosering in de waterlijn.

#### 4.1.5 TYPE POLYMEER

Het polymeer dat gebruikt is gedurende het onderzoek is een middelsterk (32 – 35%) anionisch polyacrylamide van de firma Kemira, type superfloc A-1883RS. Met behulp van jarresten is vooraf aan het pilotonderzoek vastgesteld dat dit type polymeer optimaal is voor behandeling van het afvalwater van rwzi Eindhoven.

#### 4.2 METHODIEK EN ONDERZOEKSPERIODES

Het onderzoek richt zich in hoofdzaak op de verwijdering van BZV<sub>5</sub>, CZV, zwevende stof, totaal fosfaat en orthofosfaat en Kjeldahl-stikstof uit het influent. Om deze stoffen zo optimaal mogelijk te verwijderen met gebruikmaking van de minimale hoeveelheid chemicaliën is een onderzoeksprogramma uitgevoerd. In het programma is eerst de polymeerdosering geoptimaliseerd, daarna de coagulantdosering en vervolgens is de plaatbelasting gevarieerd om het optimale werkpunt van de installatie te vinden. De gevonden werkpunten zijn bij de optimale polymeer- en coagulantdosering getest op twee verschillende plaatbelastingen.

Hiervoor is het onderzoek opgedeeld in 4 afzonderlijke onderzoeksperiodes:

1. onderzoeksperiode 1: Bepalen optimale polymeerdosering;
2. onderzoeksperiode 2: Bepalen optimale coagulantdosering, bij optimale polymeerdosering;
3. onderzoeksperiode 3: Bepalen maximale oppervlaktebelasting bij optimale polymeerdosering;
4. onderzoeksperiode 4: Duurproeven bij optimale polymeerdosering, variabele coagulantdosering en variabele plaatbelasting.

##### **ONDERZOEKSPERIODE 1: BEPALEN OPTIMALE POLYMEER DOSERING**

In deze fase van het onderzoek is gevarieerd met de polymeerdosering om de optimale doseerhoeveelheid te bepalen. Het doel hiervan is om te bepalen wat de optimale (of minimale) polymeerdosering is waarbij stabiele (dus goed afscheidbare) vlokvorming plaatsvindt. Daarnaast is onderzocht wat het effect van de polymeerdosering is op de verwijderingsrendementen en eluaatconcentraties.

De dosering vond plaats op basis van het influentdebiet.

##### **ONDERZOEKSPERIODE 2: BEPALEN OPTIMALE COAGULANTDOSERING BIJ OPTIMALE POLYMEERDOSERING**

In deze fase van het onderzoek is gevarieerd met de coagulantdosering om de optimale doseerhoeveelheid te bepalen. Het doel hiervan is om te bepalen wat de optimale (of minimale) coagulantdosering is waarbij stabiele vlokvorming plaats vindt. Daarnaast is onderzocht wat het effect van het coagulant is op de verwijderingsrendementen en eluaatconcentraties van de te onderzoeken parameters.

De dosering vindt plaats op basis van ingaande PO<sub>4</sub>-P concentratie en de ingestelde Me:PO<sub>4</sub>-P. Hierbij is het te doseren debiet geregeld via het meetsignaal afkomstig van de PO<sub>4</sub>-P meter, het debiet van de pilot en de ingegeven aluminium concentratie van het coagulant.

Doordat het onderzoeksprogramma vertraging heeft opgelopen door technische problemen is het niet mogelijk geweest om met Me:PO<sub>4</sub>-P verhoudingen > 1,5 te testen om zodoende verder onderzoek te verrichten naar de invloed van de influentsamenstelling (verdere uitleg van de invloed van de influentsamenstelling is te vinden in paragraaf 5.2.2) op de werking van de DAF-installatie.

### ONDERZOEKSPERIODE 3: BEPALEN MAXIMALE OPPERVLAKTEBELASTING

#### BIJ OPTIMALE POLYMEERDOSERING

Het doel van deze onderzoeksperiode is het testen van een oppervlaktebelasting die ruim binnen het door de leverancier opgegeven werkgebied van de installatie ligt. Vervolgens is een oppervlaktebelasting getest welke op het grensgebied ligt van het werkgebied van de DAF installatie, de maximale oppervlaktebelasting. Door de vergelijking kan vastgesteld worden wat de maximale oppervlaktebelasting is waarbij rioolwater behandeld kan worden met behoud van behaalde verwijderingsrendementen. De coagulantdosering is tijdens deze periode gevarieerd op dezelfde wijze als in onderzoeksperiode 2.

### ONDERZOEKSPERIODE 4: DUURPROEVEN BIJ OPTIMALE POLYMEERDOSERING, VARIABELE COAGULANTDOSERING EN VARIABELE PLAATBELASTING

Tijdens de duurproeven is de polymeerdosering constant gehouden op het eerder bepaalde optimum. De coagulantdosering is online geregeld op basis van uitgaande en een vast ingestelde PO<sub>4</sub>-P concentratie. Tijdens de duurproeven is er zowel getest met een oppervlaktebelasting van 20 m/h als van 27 m/h. Het doel van de duurproeven is het testen van de online regeling en het bepalen van het effect van de online regeling op verwijderingsrendementen en eluaatconcentraties.

## 4.3 PROCESINSTELLINGEN

De instelbare procesvariabelen zijn weergegeven in tabel 4.4. Deze procesvariabelen zijn geoptimaliseerd gedurende de verschillende onderzoeksperiodes.

TABEL 4.4 ONDERZOEKSPERIODES EN INSTELLINGEN PILOTINSTALLATIE

onderzoeksperiode	duur onderzoeksperiode [aantal metingen]	Me:PO <sub>4</sub> -P verhouding [ppm]	PE dosering [ppm]	oppervlakte belasting [m/h]	debiet [m <sup>3</sup> /h]
1	5	1	0,5	20	45
	4	0,75	0,75	20	45
	4	0,75	0,5	20	45
2	6	1,5	1	20	45
	6	1,25	1	20	45
	8	1	1	20	45
	7	0,75	1	20	45
	9	0,5	1	20	45
	5	0,25	1	20	45
3	2	1,5	1	27	60
	4	1,25	1	27	60
	2	1	1	27	60
	4	0,75	1	27	60
4	14	Variabel PO <sub>4</sub> = 1,5 mg/l	1	20	45
	4	Variabel PO <sub>4</sub> = 1,5 mg/l	1	27	45

## 4.4 MONSTERNAME EN ANALYSES

### 4.4.1 MONSTERNAME

Gedurende het onderzoek zijn er 2 verschillende wijzen van monstername gebruikt. Er zijn volumeproportionele 24-uurs monsters genomen en er is gebruik gemaakt van een verkorte volumeproportionele verzameltijd voor monsters. Bij de verkorte verzameltijd zijn gedurende de dag 4 verzamelmonsters van 1,5 uur genomen en een verzamelmonster van 18 uur<sup>1</sup>. Het afscheidingsproces in een DAF is zeer snel (de verblijftijd in het systeem is minder dan een half uur) en dus kan gesteld worden dat een verzameltijd van 1,5 uur voldoende is voor het verkrijgen van een representatief monster voor de gekozen instelling van de proef. De verkorte verzameltijd is gebruikt in de onderzoeksperioden 1, 2 en 3.

### 4.4.2 ANALYSES

In tabel 4.5 staan de uitgevoerde analyses op het influent en het eluaat van de DAF pilot weergegeven. Hierbij is aangegeven welke type analyse er per onderzoeksperiode is uitgevoerd. Er is onderscheid gemaakt tussen analyses die op locatie zijn uitgevoerd (sneltesten) en analyses die door het laboratorium zijn uitgevoerd. In tabel 4.6 is dezelfde opzet gebruikt voor de slibanalyses. Voor het slib zijn enkel laboratoriumanalyses uitgevoerd.

TABEL 4.5 UITGEVOERDE SNELTESTEN EN LABANALYSES PER ONDERZOEKPERIODE OP INFLUENT EN ELUAAT DAF PILOT

onderzoeksperiode	sneltesten							laboratoriumtesten			
	CZV	CZV > 10 µm	P-totaal	P-tot > 10 µm	N-totaal	NH <sub>4</sub>	NO <sub>3</sub>	ZS	BZV	NKj	metalen
1	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
2	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
3	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
4	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X

TABEL 4.6 UITGEVOERDE SNELTESTEN EN LABANALYSES PER ONDERZOEKPERIODE OP FLOTATIESLIB DAF PILOT

onderzoeksperiode	laboratoriumtesten						
	droge stof	asrest	CZV	NKj	P-totaal	zandrest	metalen
1	X	X	X	X	X	X	
2	X	X	X	X		X	
3	X	X	X	X	X	X	
4	X	X	X	X	X	X	X

1 In het onderzoeksplan is uitgegaan van 24-uurs bemonsteringen. Technische problemen en een veranderende influentsamenstelling hebben tot vertraging geleid in het analyseprogramma. Deze vertraging is deels ingelopen door de tijd waarover verzamelmonsters zijn genomen te verkorten. Op deze wijze is er gedurende 4 weken extra data gegenereerd.

#### 4.5 DATAVALIDATIE

De meetdata zijn tijdens interpretatie van analysegegevens en de online meetdata gevalideerd. Voor het afkeuren van meetdata zijn de volgende uitgangspunten gehanteerd:

- perioden waarbij de installatie niet goed functioneert of buiten bedrijf is gesteld;
- onlogische verbanden voor stikstof ( $\text{NH}_4$  of  $\text{NO}_x$  kunnen niet hoger zijn dan N-totaal of N-Kj);
- onlogische verbanden voor fosfor ( $\text{PO}_4$  kan niet hoger zijn dan P-totaal);
- onlogische verbanden voor CZV en  $\text{BZV}_5$  ( $\text{BZV}_5/\text{CZV}$  verhouding kan niet groter dan 1 zijn).

In deze gevallen zijn alle analyses van het pilotonderzoek niet meegenomen in de uitwerking van de data in grafieken en tabellen.

#### 4.6 DATAVERWERKING

Analysedata van de sneltesten zijn opgeschreven in een labjournaal alvorens deze zijn ingevoerd in een digitale database (Excel). Laboratoriumanalyses worden aan de database toegevoegd na ontvangst van de rapportage.

# 5

## RESULTATEN PILOTONDERZOEK EINDHOVEN

### 5.1 INLEIDING

In dit hoofdstuk zijn de resultaten van pilotonderzoek weergegeven. In de tweede paragraaf worden de onderzoeksperiodes en bijbehorende instellingen uiteengezet. Vervolgens wordt er verder ingegaan op de bedrijfsvoeringservaringen. Tenslotte zijn de resultaten uitgewerkt als volgt:

1. verwijderingsrendementen en eluaatconcentraties per onderzoeksperiode voor zwevende stof, CZV, fosfaat en stikstof;
2. zuurstofmetingen in influent en eluaat DAF;
3. slibmetingen;
4. fractioneringen.

In de laatste paragraaf (paragraaf 5.14) zijn de onderzoeksvragen beantwoord die gekoppeld zijn aan het deelonderzoek rwzi Eindhoven.

### 5.2 BEDRIJFSVOERINGSERVARING

#### 5.2.1 TECHNISCHE EN OPERATIONELE ASPECTEN

De pilotinstallatie was, afgezien van de punten omschreven in paragraaf 4.1.3 en bijlage III, goed beheersbaar. De pilotinstallatie is geautomatiseerd, waardoor de installatie stand-alone kon draaien. Via het display waren alle procesparameters en procesonderdelen afzonderlijk in te stellen en te monitoren. Ook de  $PO_4$  regeling heeft goed gefunctioneerd. Bij een vervolgproject met een DAF installatie is het advies om rekening te houden met de volgende punten:

1. Polymeerdosering koppelen aan het ingestelde debiet. Gedurende het pilotonderzoek moest dit handmatig aangepast worden na een wijziging in de debietinstelling;
2. Polymeerdosering instelbaar maken op concentratie (ppm) in plaats van pomptijden.

#### 5.2.2 VARIATIE IN SAMENSTELLING INFLUENT

Tijdens onderzoeksperiode 1 is er een verandering in de samenstelling van het influent van rwzi Eindhoven opgetreden. Deze verandering had als gevolg dat het vlokformingsproces werd verstoord. Hierdoor konden er geen goede stabiele vlokken worden gevormd en trad er doorslag van zwevende stof op in de pilotinstallatie.

Om dit te onderzoeken zijn er diverse jartesten uitgevoerd om te bepalen hoe de vlokvorming weer stabiel gemaakt kon worden. Deze jartesten zijn uitgevoerd om de invloed van de 3 afzonderlijke rioolstrengen (waaruit het influent van rwzi Eindhoven is samengesteld) te bepalen. Uit de jartesten is gebleken dat:

- 1 het rioolwater vanuit noord en zuid problemen gaf met het vlokvormingsproces;
- 2 het rioolwater uit Eindhoven stad geen vlokvormingsproblemen gaf (identiek aan het rioolwater gebruikt tijdens Kallisto);
- 3 bij een lagere Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding van 0,5 tot 1 wel goede vlokvorming mogelijk is;
- 4 de optimale polymeerdosering tussen de 1 en 1,5 ppm is;
- 5 een andere coagulant- en polymeerkeuze geen verbetering oplevert.

### 5.3 ONDERZOEKSPERIODE 1 EN 2: BEPALING VAN DE OPTIMALE POLYMEERDOSERING

#### 5.3.1 OPTIMALE POLYMEERDOSERING VOOR VERWIJDERING ZWEVENDE STOF

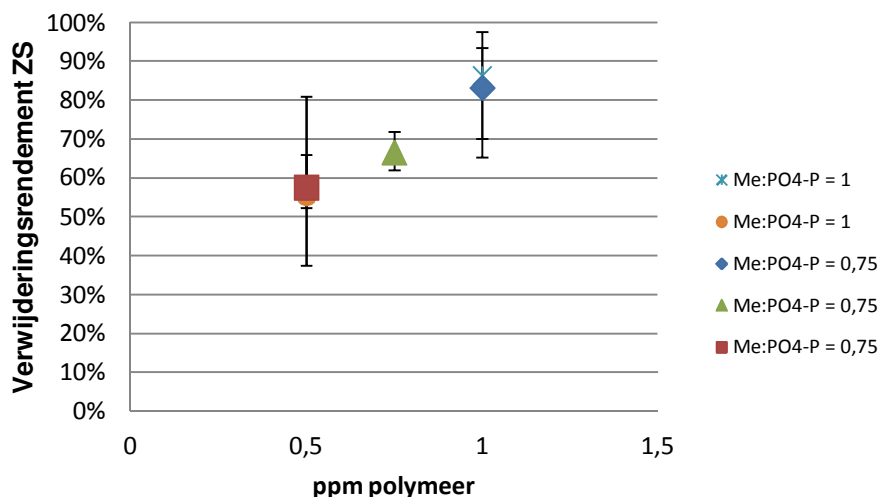
In tabel 5.1 is een vergelijking weergegeven van de instellingen die toegepast zijn tijdens onderzoeksperiode 1, het bepalen van de optimale polymeerdosering. Voor de volledigheid zijn er instellingen van onderzoeksperiode 2 aan toegevoegd (bij een polymeerdosering van 1 ppm) om een goede vergelijking te kunnen maken. De tabel laat de gemiddelde waarden zien voor de concentraties en verwijderingsrendement op zwevende stof in het influent en eluaat van de DAF pilot.

Het gemiddelde verwijderingsrendement op zwevende stof en de spreiding van resultaten zijn in tabel 5.1 en afbeelding 5.1 weergegeven.

TABEL 5.1 GEMIDDELDE WAARDEN EN VERWIJDERINGSRENDEMENT ZWEVENDE STOF IN HET INFLUENT EN ELUAAT DAF

Me:PO <sub>4</sub> -P verhouding	polymeer dosering [ppm]	oppervlakte belasting [m/h]	aantal metingen	ZS influent [mg/l]	ZS eluaat DAF [mg/l] (min-max)	rendement ZS [%] (min-max)
1	1	20	8	166	22 (5-56)	86 (70-98)
1	0,5	20	5	128	61 (20-100)	55 (38-81)
0,75	1	20	7	163	21 (13-49)	83 (65-93)
0,75	0,75	20	4	148	49 (43-57)	67 (62-72)
0,75	0,5	20	5	176	85 (57-160)	53 (36-66)

AFBEELDING 5.1 GEMIDDELD VERWIJDERINGSRENDEMENT OP ZWEVENDE STOF EN SPREIDING IN ANALYSERESULTATEN BIJ DIVERSE POLYMEERDOSERINGEN OP BASIS VAN ME:PO<sub>4</sub>-P VERHOUDING



Uit tabel 5.1 en afbeelding 5.1 blijkt dat:

1. het gemiddelde verwijderingsrendement op zwevende stof (bij een oppervlaktebelasting van 20 m/h) afneemt met ongeveer 20 tot 30 % bij een polymeerdosering van 0,75 en 0,5 ppm ten opzichte van een polymeerdosering van 1 ppm;
2. bij gebruik van 0,75 ppm polymeer het gemiddelde verwijderingsrendement op zwevende stof lineair tussen de gemiddelde verwijderingsrendementen op zwevende stof bij een dosering van 0,5 en 1 ppm ligt;
3. bij een Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding van 0,75 en 1 en dezelfde polymeerdosering de gemiddelde verwijderingsrendementen slechts 2 tot 3 % van elkaar liggen;
4. de spreiding per instelling varieert tussen 10 en 40 %.

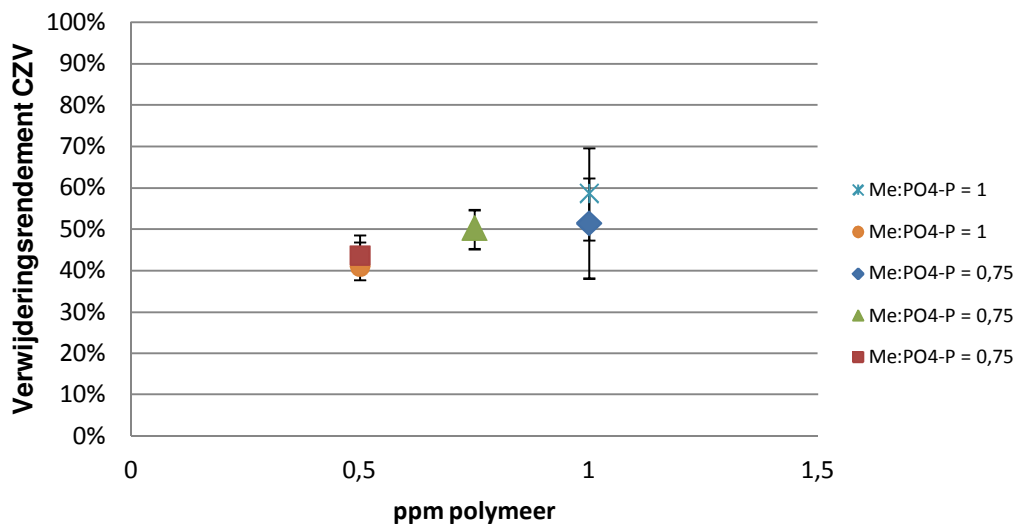
### 5.3.2 OPTIMALE POLYMEERDOSERING VOOR VERWIJDERING CZV

Het gemiddelde verwijderingsrendement op CZV en de spreiding van resultaten zijn in tabel 5.2 en afbeelding 5.2 weergegeven.

TABEL 5.2 GEMIDDELDE WAARDEN EN VERWIJDERINGSRENDEMENT CZV IN HET INFLUENT EN ELUAAT DAF

Me:PO <sub>4</sub> -P verhouding	PE dosering [ppm]	oppervlakte belasting [m/h]	aantal metingen	CZV influent [mg/l]	CZV eluaat DAF [mg/l] (min-max)	rendement CZV [%] (min-max)
1	1	20	8	562	230 (117-304)	59 (47-70)
1	0,5	20	5	343	203 (161-259)	41 (38-47)
0,75	1	20	7	487	232 (200-281)	51 (38-62)
0,75	0,75	20	4	375	185 (165-204)	50 (45-55)
0,75	0,5	20	5	475	276 (234-366)	42 (36-48)

AFBEELDING 5.2 GEMIDDELD VERWIJDERINGSRENDEMENT OP CZV EN SPREIDING IN ANALYSERESULTATEN BIJ DIVERSE POLYMEERDOSERINGEN OP BASIS VAN ME:PO<sub>4</sub>-P VERHOUDING





Uit tabel 5.2 en afbeelding 5.2 blijkt dat:

- 1 het gemiddelde verwijderingsrendement op CZV (bij een oppervlaktebelasting van 20 m/h) afneemt met ongeveer 8 tot 18 % bij een polymeedosering van 0,75 en 0,5 ppm ten opzichte van een polymeedosering van 1 ppm;
- 2 bij gebruik van 0,75 ppm polymeer ligt het gemiddelde verwijderingsrendement op CZV lineair tussen de gemiddelde verwijderingsrendementen op CZV bij een dosering van 0,5 en 1 ppm;
- 3 het verschil in het gemiddelde verwijderingsrendement tussen een Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding van 0,75 en 1 bij gelijke polymeedosering tussen de 1 en 8 % ligt;
- 4 de spreiding per instelling varieert tussen 10 en 24 %.

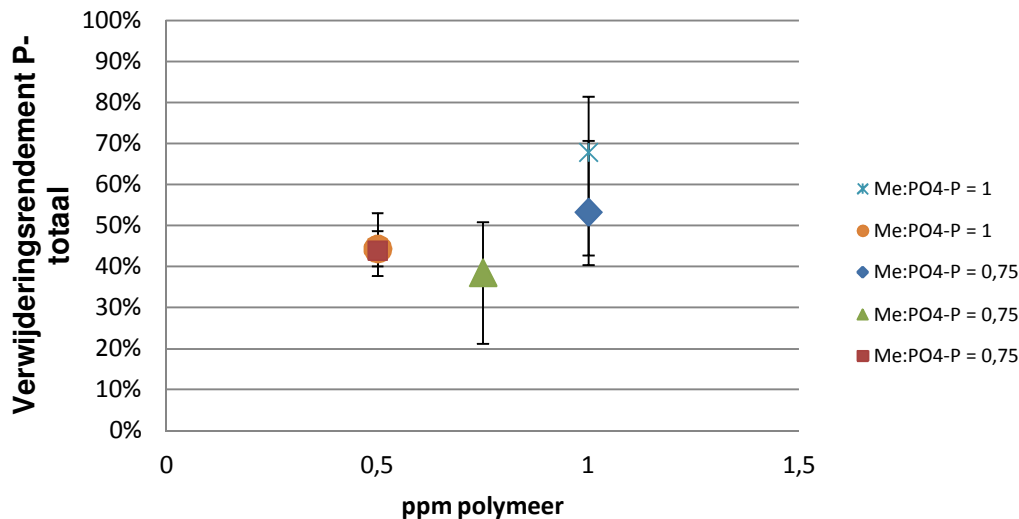
### 5.3.3 OPTIMALE POLYMEERDOSERING VOOR VERWIJDERING P-TOTAAL

Het gemiddelde verwijderingsrendement op P-totaal en de spreiding van resultaten zijn in tabel 5.3 en afbeelding 5.3 weergegeven.

TABEL 5.3 GEMIDDELDE WAARDEN EN VERWIJDERINGSRENDEMENT P-TOTAAL IN HET INFLUENT EN ELUAAT DAF

Me:PO <sub>4</sub> -P verhouding	PE dosering [ppm]	oppervlakte belasting [m/h]	aantal metingen	P-totaal influent [mg/l]	P-totaal eluaat DAF [mg/l] (min-max)	rendement P-totaal [%] (min-max)
1	1	20	8	12,0	3,6 (2,9-5,2)	68 (40-81)
1	0,5	20	5	8,6	4,8 (2,8-6,0)	44 (40-49)
0,75	1	20	7	10,3	4,5 (3,6-5,8)	53 (43-71)
0,75	0,75	20	4	6,9	4,0 (3,5-4,7)	39 (21-51)
0,75	0,5	20	5	9,9	5,9 (3,7-9,0)	42 (36-53)

AFBEELDING 5.3 GEMIDDELD VERWIJDERINGSRENDEMENT OP P-TOTAAL EN SPREIDING IN ANALYSERESULTATEN BIJ DIVERSE POLYMEERDOSERINGEN OP BASIS VAN ME:PO<sub>4</sub>-P VERHOUDING



Uit tabel 5.3 en afbeelding 5.3 blijkt dat:

- 1 het gemiddelde verwijderingsrendement op P-totaal (bij een oppervlaktebelasting van 20 m/h) afneemt met ongeveer 9 tot 29 % bij een polymeerdosering van 0,75 en 0,5 ppm ten opzichte van een polymeerdosering van 1 ppm;
- 2 het verschil in verwijderingsrendement tussen een Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding van 0,75 en 1 bij gelijke polymeerdosering tussen de 1 en 15 % ligt;
- 3 de spreiding bij een polymeerdosering van 0,5 ppm kleiner is dan bij een polymeerdosering van 0,75 en 1 ppm.

#### 5.3.4 OPTIMALE POLYMEERDOSERING VOOR BZV/N VERHOUDING

De gemiddelde BZV/N verhoudingen in het influent en eluaat van de DAF installatie zijn per dosering weergegeven in tabel 5.4.

TABEL 5.4 BZV/N VERHOUDING IN INFLUENT EN ELUAAT DAF

Me:PO <sub>4</sub> -P verhouding	PE dosering [ppm]	oppervlakte-belasting [m/h]	aantal metingen	BZV/N influent	BZV/N eluaat DAF
1	1	20	8	3,8	2,0
1	0,5	20	5	3,3	2,0
0,75	1	20	7	3,5	2,0
0,75	0,75	20	4	3,6	1,9
0,75	0,5	20	5	3,3	2,0

Uit tabel 5.4 blijkt dat een verlaging van de polymeerdosering niet leidt tot een hogere BZV/N verhouding.

Een polymeerdosering lager dan 1 ppm resulteert voor alle parameters in een lager verwijderingsrendement. Omdat een lagere polymeerdosering niet resulteert in een verhoogde BZV/N verhouding, is ervoor gekozen om in het vervolg van het onderzoek een vaste polymeerdosering van 1 ppm te gebruiken.

## 5.4 ONDERZOEKSPERIODE 2, 3 EN 4: OPTIMALE VERWIJDERING ZWEVENDE STOF

In tabel 5.5 zijn de gemiddelde ingaande en uitgaande concentraties en verwijderingsrendementen voor zwevende stof bij diverse doseerinstellingen en oppervlaktebelastingen weergegeven.

TABEL 5.5 GEMIDDELDE INGAANDE EN UITGAANDE CONCENTRATIES EN VERWIJDERING RENDEMENTEN VOOR ZWEVENDE STOF BIJ DIVERSE DOSEERINSTELLINGEN EN OPPERVLAKTEBELASTINGEN

onderzoekperiode	Me:PO <sub>4</sub> -P verhouding	PE dosering [ppm]	Oppervlakte belasting [m/h]	aantal metingen	ZS influent [mg/l]	ZS eluaat DAF [mg/l] (min-max)	rendement ZS [%]
2	1,5	1	20	6	158	29 (18-39)	80 (70-89)
	1,25	1	20	6	147	18 (11-40)	87 (79-95)
	1	1	20	8	166	22 (5-56)	86 (70-98)
	0,75	1	20	7	163	21 (13-49)	83 (65-93)
	0,5	1	20	9	370*	30 (11-64)	91 (75-97)
	0,25	1	20	5	192	41 (11-57)	77 (59-95)
3	1,5	1	27	2	195	81 (52-110)	58 (42-74)
	1,25	1	27	4	313	133 (91-230)	58 (45-74)
	1	1	27	2	265	70 (66-74)	72 (67-78)
	0,75	1	27	4	183	61 (52-81)	67 (63-73)
4	Variabel	1	20	12	237	64 (44-113)	72 (57-82)
	Variabel	1	27	4	255	154 (85-230)	40 (18-67)

\* Hoge gemiddelde waarde door regenweeraanvoer situaties bij een meting

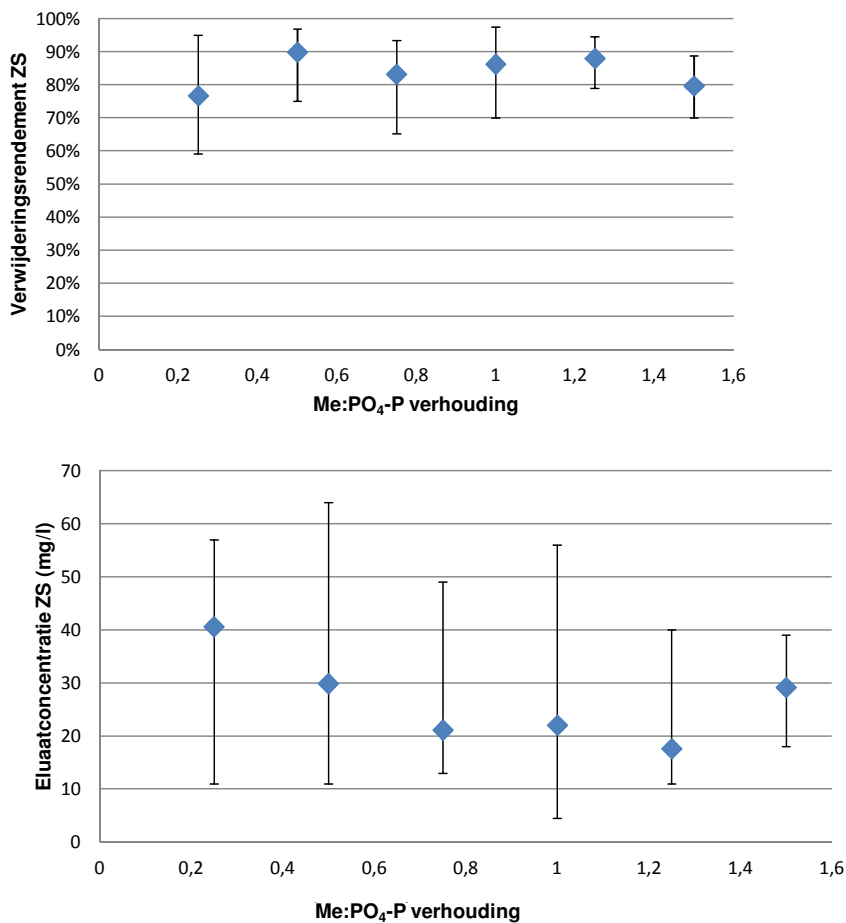
### 5.4.1 ONDERZOEKSPERIODE 2: VERWIJDERING ZWEVENDE STOF BIJ VARIATIE COAGULANTDOSERING EN OPTIMALE POLYMEERDOSERING

In afbeelding 5.4 zijn de gemiddelde waarden en spreiding in verwijderingsrendement en eluaatconcentraties voor zwevende stof per Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding weergegeven bij een oppervlaktebelasting van 20 m/h.

Uit de resultaten in tabel 5.5 en afbeelding 5.4 blijkt dat:

- 1 bij doseerinstellingen met een Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding tussen 0,5 en 1,5 de gemiddelde verwijdering voor zwevende stof > 80 % is;
- 2 het gemiddelde verwijderingsrendement voor zwevende stof van 77 % bij een Me:PO<sub>4</sub>-P van 0,25 lager is dan bij een Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding van 0,5-1,5;
- 3 de gemiddelde eluaatconcentraties voor zwevende stof vergelijkbaar zijn bij een Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding van 0,5 t/m 1,5 en variërende influentconcentraties (18-30 mg/l zwevende stof). De gemiddelde eluaatconcentratie voor een Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding van 0,25 is relatief hoog in vergelijking met de overige instellingen met 41 mg/l;
- 4 het verwijderingsrendement bij Me:PO<sub>4</sub>-P = 0,5 hoger is dan bij hogere Me:PO<sub>4</sub>-P verhoudingen. Doordat de gemiddelde eluaatconcentratie vrijwel gelijk blijft bij een variërende Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding en influentconcentratie, resulteert dit in een hoger gemiddeld verwijderingsrendement.

AFBEELDING 5.4 GEMIDDELDE WAARDEN EN SPREIDING IN VERWIJDERINGSRENDEMENT EN ELUAATCONCENTRATIE VOOR ZWEVENDE STOF PER ME:PO<sub>4</sub>-P VERHOUDING



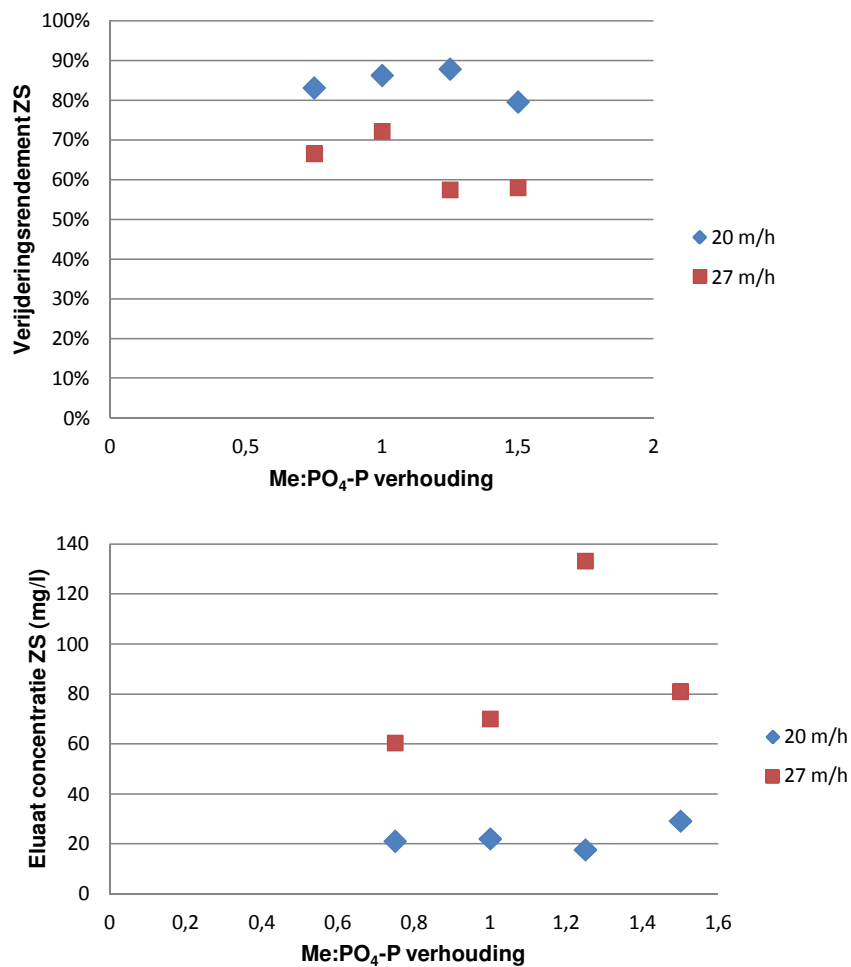
#### 5.4.2 ONDERZOEKSPERIODE 3: VERGELIJKING VERWIJDERING ZWEVENDE STOF BIJ VERSCHILLENDE OPPERVLAKTEBELASTINGEN MET OPTIMALE POLYMEER- EN VARIABLE COAGULANTDOSERING

In afbeelding 5.5 zijn geen spreidingsbalken opgenomen zoals in afbeelding 5.4. De reden hiervoor is dat het geen toegevoegde waarde heeft ten opzichte van afbeelding 5.4 en tabel 5.5. In afbeelding 5.5 wordt enkel een vergelijking gemaakt tussen een oppervlaktebelasting van 20 m/h en 27 m/h. Deze manier van resultaatverwerking wordt op iedere te behandelen parameter toegepast.

Uit de resultaten in tabel 5.5 en afbeelding 5.5 blijkt dat:

- 1 de gemiddelde verwijderingsrendementen voor zwevende stof bij Me:PO<sub>4</sub>-P verhoudingen van 0,75 t/m 1 en een oppervlaktebelasting van 27 m/h 14 -16 % lager zijn dan bij een oppervlaktebelasting van 20 m/h;
- 2 de gemiddelde verwijderingsrendementen voor zwevende stof afnemen met 20 – 30 % bij een oppervlaktebelasting van 27 m/h (ten opzichte van 20 m/h) en een Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding > 1;
- 3 de gemiddelde eluaatconcentraties zwevende stof met 40 – 50 mg/l hoger zijn bij een oppervlaktebelasting van 27 m/h dan bij 20 m/h. Bij een Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding van 1,25 is het verschil in eluaatconcentratie in verhouding groter dan bij de overige Me:PO<sub>4</sub>-P verhoudingen. Dit is voornamelijk te wijten aan de hogere gemiddelde influentconcentratie tijdens het testen van deze instelling.

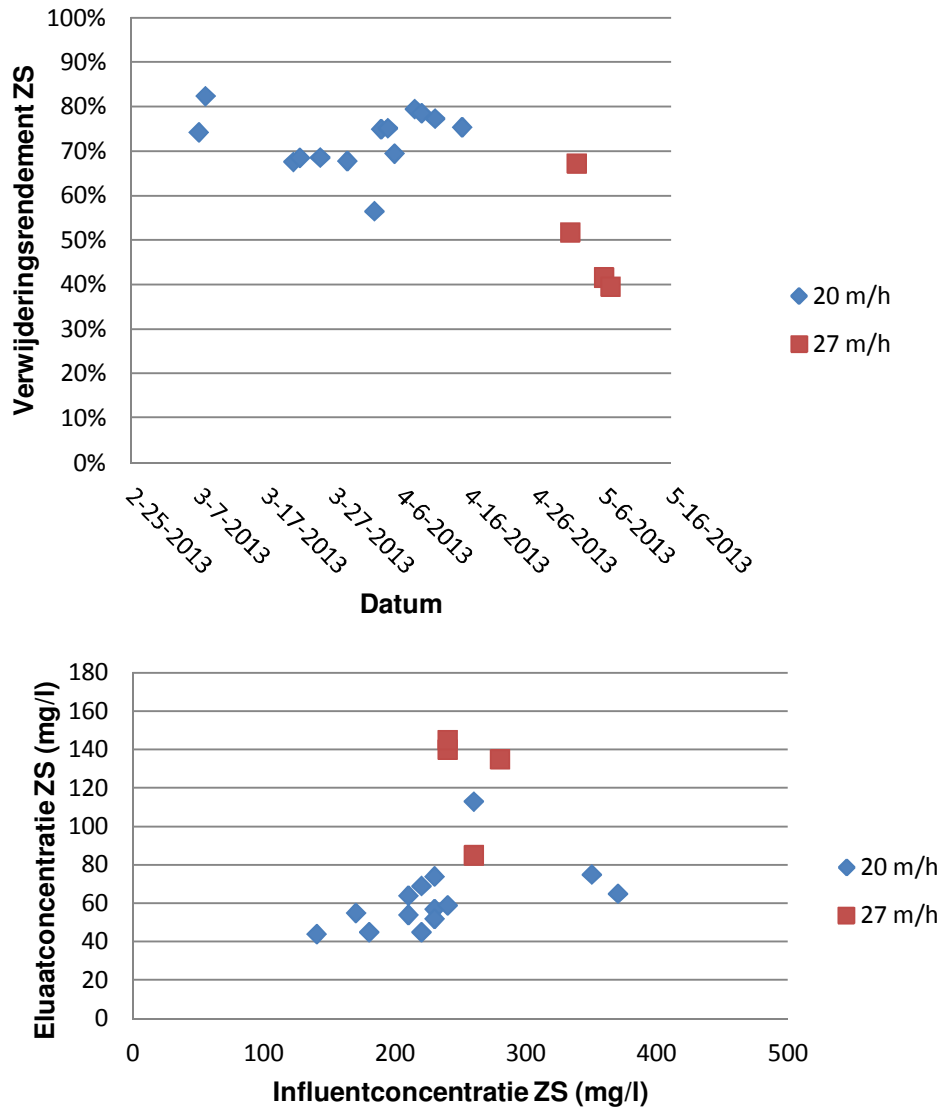
AFBEELDING 5.5 GEMIDDELTE WAARDEN IN VERWIJDERINGSRENDEMENT EN ELUAATCONCENTRATIE VOOR ZWEVENDE STOF PER ME:PO<sub>4</sub>-P VERHOUDING PER OPPERVLAKTEBELASTING



#### 5.4.3 ONDERZOEKSPERIODE 4: VERGELIJKING ZWEVENDE STOFVERWIJDERING IN DUURPROEVEN BIJ VERSCHILLENDE OPPERVLAKTEBELASTINGEN MET OPTIMALE POLYMEER- EN VARIABELE COAGULANTDOSERING

Tijdens de duurproeven zijn er 4 metingen gedaan voor zwevende stof bij een oppervlaktebelasting van 27 m/h. Hoewel de resultaten lager zijn dan de resultaten vanuit onderzoeksperiode 3, volgen deze wel dezelfde trend, bij een oppervlaktebelasting van 27 m/h zijn de verwijderingsrendementen voor zwevende stof lager dan bij een oppervlaktebelasting van 20 m/h. De resultaten van de duurproef worden hierom als indicatief beschouwd.

AFBEELDING 5.6 VERWIJDERINGSPERCENTAGES, INFLUENTCONCENTRATIES EN ELUAATCONCENTRATIES ZWEVENDE STOF PER MEETDAG



Uit de resultaten in tabel 5.5 en afbeelding 5.6 blijkt dat:

- 1 bij een oppervlaktebelasting van 27 m/h (ten opzichte van 20 m/h) en een regeling op het uitgaande  $\text{PO}_4\text{-P}$  concentratie (1,5 mg/l) het gemiddelde verwijderingsrendement voor zwevende stof afneemt met gemiddeld 23 %;
- 2 de gemiddelde eluaatconcentraties zwevende stof 64 mg/l hoger is (verdubbeling) bij een oppervlaktebelasting van 27 m/h ten opzichte van 20 m/h.

### 5.5 ONDERZOEKSPERIODE 2, 3 EN 4: OPTIMALE VERWIJDERING CZV / BZV

In tabel 5.6 en 5.7 zijn de gemiddelde ingaande en uitgaande concentraties en verwijdering rendementen voor respectievelijk CZV en CZV < 0,45  $\mu\text{m}$  en voor BZV bij diverse doseerinstellingen en oppervlaktebelastingen weergegeven.

TABEL 5.6 GEMIDDELTE INGAANDE EN UITGAANDE CONCENTRATIES EN VERWIJDERINGRENDEMENTEN VOOR CZV EN CZV<0,45 µM BIJ DIVERSE DOSEERINSTELLINGEN EN OPPERVLAKEBELASTINGEN

onderzoeks- periode	Me:PO <sub>4</sub> -P verhouding	PE	oppervlakte	aantal	CZV	CZV eluaat	rendement	aandeel CZV	rendement CZV
		dosering	belasting	metingen	influent	DAF	CZV	< 0,45 µm	+ aandeel CZV
		[ppm]	[m/h]		[mg/l]	[mg/l] (min-max)	[ %]	[ %]	[ %]
2	1,5	1	20	6	540	251 (147-463)	53 (26-72)	39 %	93 %
	1,25	1	20	6	529	260 (320-320)	51 (44-61)	48 %	99 %
	1	1	20	8	562	230 (200-281)	59 (47-70)	37 %	95 %
	0,75	1	20	7	487	232 (200-281)	51 (38-62)	41 %	93 %
	0,5	1	20	9	585	227 (141-299)	60 (45-72)	31 %	91 %
	0,25	1	20	5	563	332 (276-413)	40 (31-45)	43 %	83 %
3	1,5	1	27	2	454	248 (202-294)	46 (38-54)	39 %	93 %
	1,25	1	27	4	537	305 (205-408)	43 (37-53)	48 %	99 %
	1	1	27	2	600	252 (225-278)	57 (51-62)	38 %	90 %
	0,75	1	27	4	491	294 (237-390)	41 (26-49)	40 %	90 %
4	variabel	1	20	12	593	254 (174-319)	56 (42-72)	34 %	90 %
	variabel	1	27	4	674	354 (244-459)	40 (29-56)	35 %	75 %

In deze kolom is het aandeel CZV < 0,45 µm (voornamelijk het opgeloste CZV) opgeteld bij het totale verwijderingsrendement van CZV. Op basis van dit percentage wordt inzichtelijk gemaakt hoeveel waarde het rendement heeft ten opzichte van de verhouding opgelost en gesuspendeerd CZV in het influent.

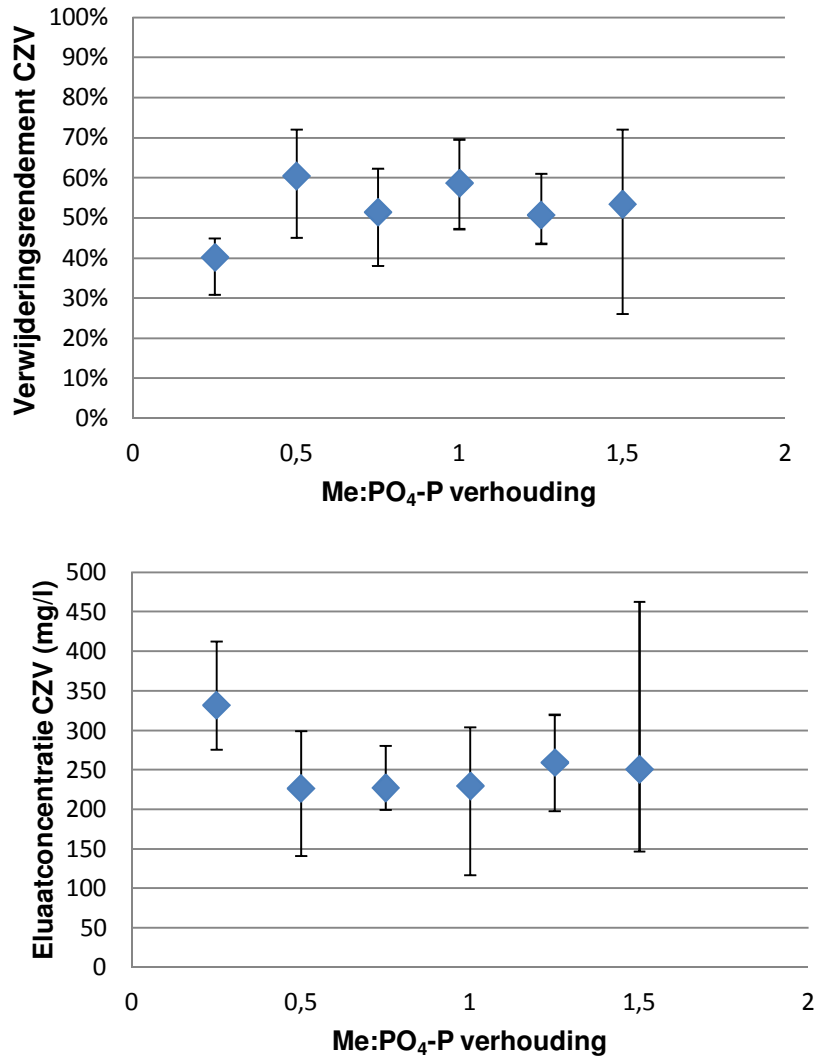
TABEL 5.7 GEMIDDELTE INGAANDE EN UITGAANDE CONCENTRATIES EN VERWIJDERINGRENDEMENTEN VOOR BZV BIJ DIVERSE DOSEERINSTELLINGEN EN OPPERVLAKEBELASTINGEN

onderzoeks- periode	Me:PO <sub>4</sub> -P verhouding	PE	oppervlakte	aantal	BZV	BZV eluaat DAF	rendement BZV
		dosering	belasting	metingen	influent	DAF	[ %]
		[ppm]	[m/h]		[mg/l]	[mg/l] (min-max)	[ %]
2	1,5	1	20	6	244	108 (68-160)	55 (43-64)
	1,25	1	20	6	208	105 (81-140)	50 (42-57)
	1	1	20	6	201	90 (43-110)	55 (45-71)
	0,75	1	20	8	177	89 (71-140)	50 (42-59)
	0,5	1	20	7	261	99 (62-150)	60 (39-76)
	0,25	1	20	9	226	146 (110-180)	35 (29-42)
3	1,5	1	27	2	205	114 (97-130)	45 (43-46)
	1,25	1	27	4	175	98 (51-140)	45 (22-66)
	1	1	27	2	185	92 (83-100)	40 (48-52)
	0,75	1	27	4	198	94 (55-130)	52 (44-71)
4	variabel	1	20	12	221	99 (62-140)	55 (42-61)
	variabel	1	27	4	265	165 (130-200)	38 (30-48)

### 5.5.1 ONDERZOEKSPERIODE 2: VERWIJDERING CZV/BZV BIJ VARIATIE COAGULANTDOSERING EN OPTIMALE POLYMEERDOSERING

In afbeelding 5.7 en 5.8 zijn de gemiddelde waarden en spreiding in verwijderingsrendement en eluaatconcentraties voor respectievelijk CZV en BZV per Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding weergegeven bij een oppervlaktebelasting van 20 m/h.

AFBEELDING 5.7 GEMIDDELDE WAARDEN EN SPREIDING IN VERWIJDERINGSRENDEMENT EN ELUAATCONCENTRATIE VOOR CZV PER Me:PO<sub>4</sub>-P VERHOUDING



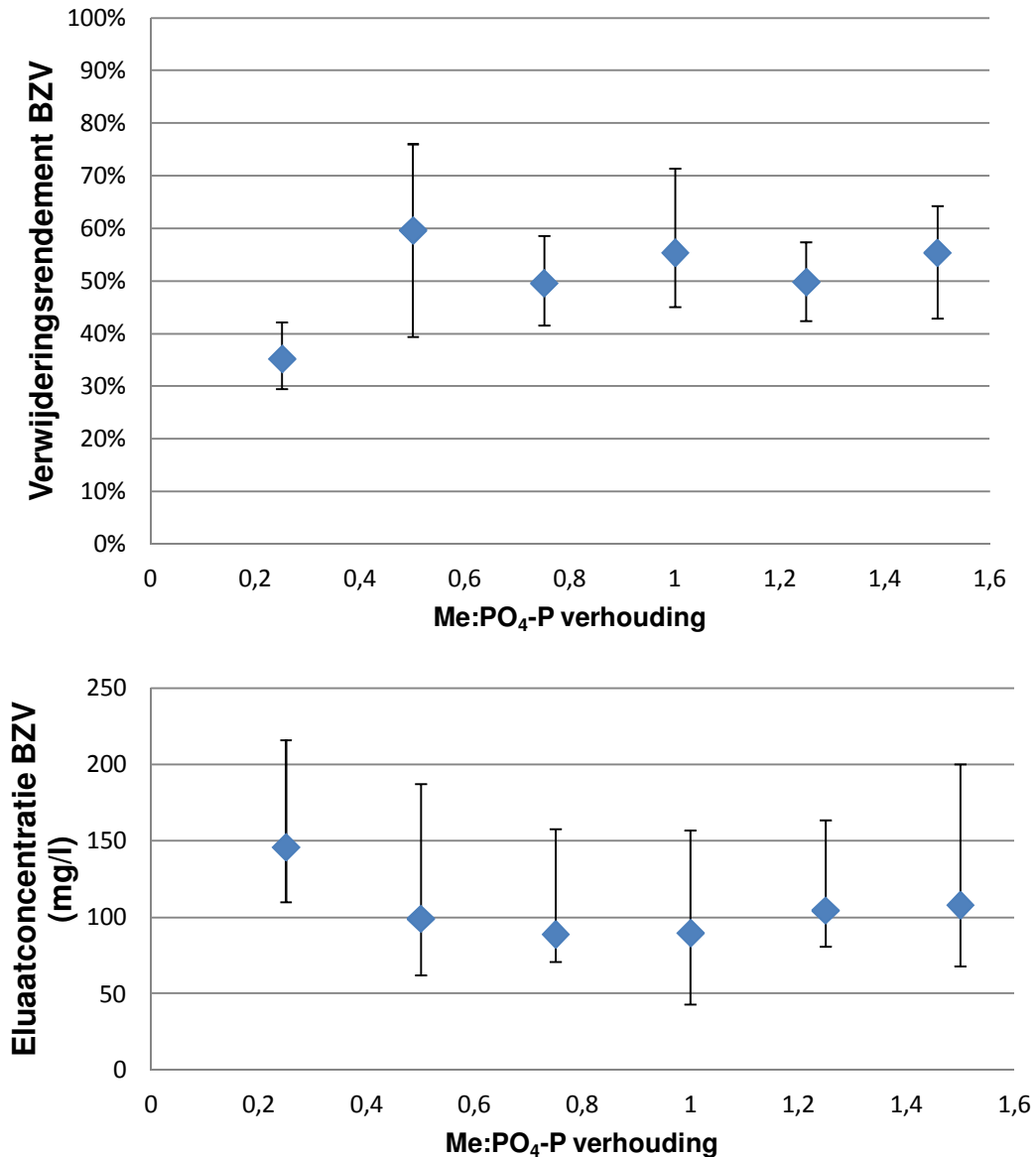
Uit de resultaten in tabel 5.6 en afbeelding 5.7 blijkt dat:

- 1 bij doseerinstellingen met een Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding tussen 0,5 en 1,25 de gemiddelde verwijderingsrendementen voor CZV vergelijkbaar zijn met waarden tussen 51 en 60 %;
- 2 het gemiddelde verwijderingsrendement voor CZV van 40 % bij een Me:PO<sub>4</sub>-P van 0,25 lager is dan bij een Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding van 0,5-1,5;
- 3 bij doseerinstellingen met een Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding tussen 0,5 en 1,5 de gemiddelde eluaatconcentraties voor CZV vergelijkbaar zijn met waarden tussen 227 en 260 mg/l;
- 4 de gemiddelde eluaatconcentratie voor CZV van 332 mg/l, bij een Me:PO<sub>4</sub>-P van 0,25, hoger is dan bij een Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding van 0,5-1,5;
- 5 bij doseerinstellingen met een Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding tussen 0,5 en 1,5 het verwijderingsrendement CZV + het aandeel CZV < 0,45 µm tussen 91 en 99 % ligt. Dit betekent dat vrijwel al het gesuspendeerde CZV verwijderd is. Bij een Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding van 0,25 is dit 83 %, er



wordt bij deze instelling minder gesuspendeerd CZV verwijderd dat bij een hogere Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding. De spreiding per instelling in verwijderingsrendementen en eluaatconcentraties bij de diverse Me:PO<sub>4</sub>-P verhoudingen verschillen voor CZV. Hier is geen duidelijke trend in aan te geven.

AFBEELDING 5.8 GEMIDDELDE WAARDEN EN SPREIDING IN VERWIJDERINGSRENDEMENT EN ELUAATCONCENTRATIE VOOR BZV PER ME:PO<sub>4</sub>-P VERHOUDING



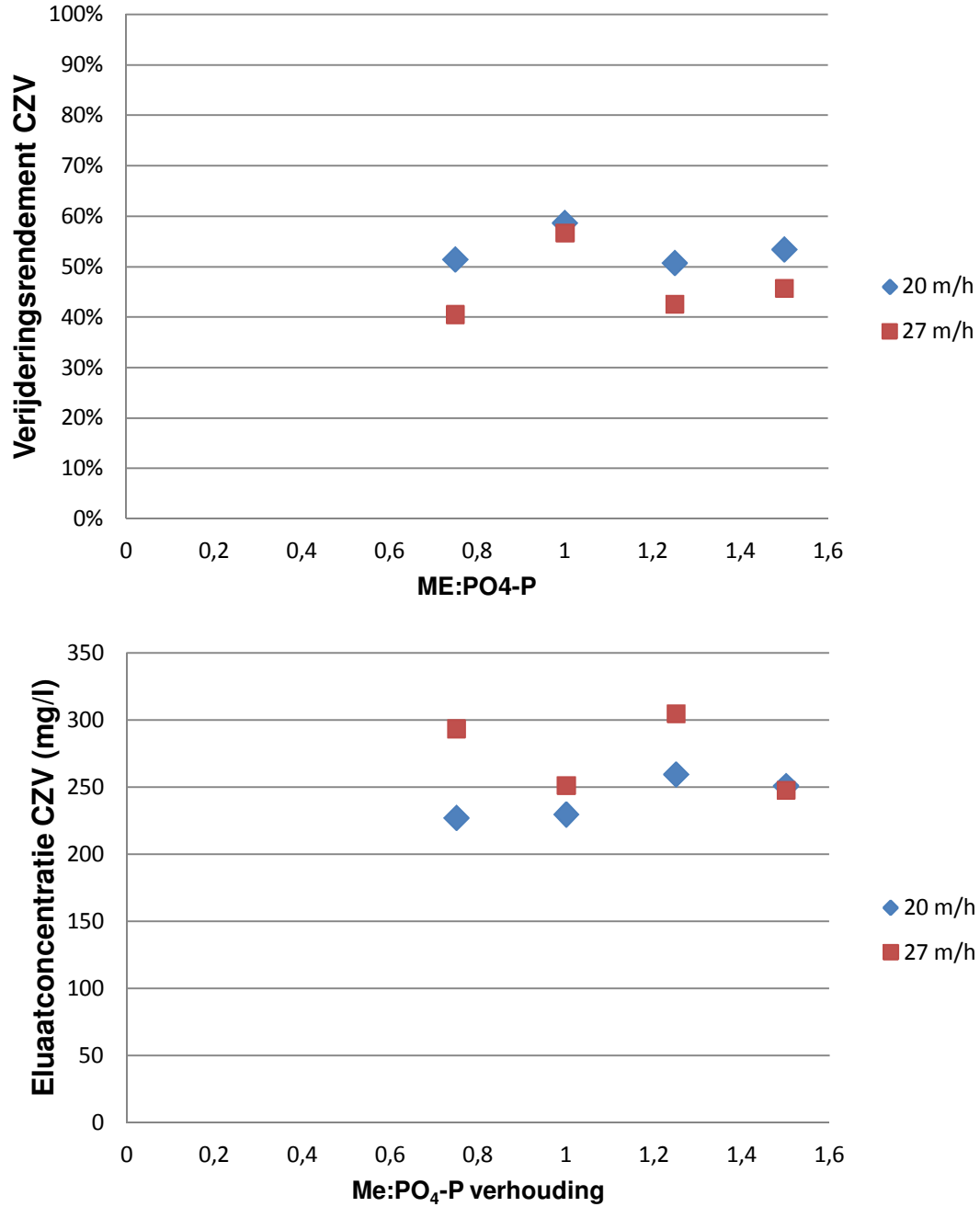
Uit de resultaten in tabel 5.7 en afbeelding 5.8 blijkt dat:

- 1 bij doseerinstellingen met een Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding tussen 0,5 en 1,5 de gemiddelde verwijderingsrendementen voor BZV vergelijkbaar zijn met waarden tussen 50 en 60 %;
- 2 het gemiddelde verwijderingsrendement voor BZV van 35 % bij een Me:PO<sub>4</sub>-P van 0,25 lager is dan bij een Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding van 0,5-1,5;
- 3 bij doseerinstellingen met een Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding tussen 0,5 en 1,5 de gemiddelde eluaatconcentraties voor BZV vergelijkbaar zijn met waarden tussen 99 en 108 mg/l;
- 4 de gemiddelde eluaatconcentratie voor BZV van 146 mg/l, bij een Me:PO<sub>4</sub>-P van 0,25, hoger is dan bij een Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding van 0,5-1,5;

- de mate van spreiding per instelling in verwijderingsrendementen en eluaatconcentraties bij de diverse Me:PO<sub>4</sub>-P verhoudingen verschilt voor BZV. Hier is geen duidelijke trend in aan te geven.

### 5.5.2 ONDERZOEKSPERIODE 3: VERGELIJKING VERWIJDERING CZV/BZV BIJ VERSCHILLENDE OPPERVLAKTEBELASTINGEN MET OPTIMALE POLYMEER- EN VARIABELE COAGULANTDOSERING

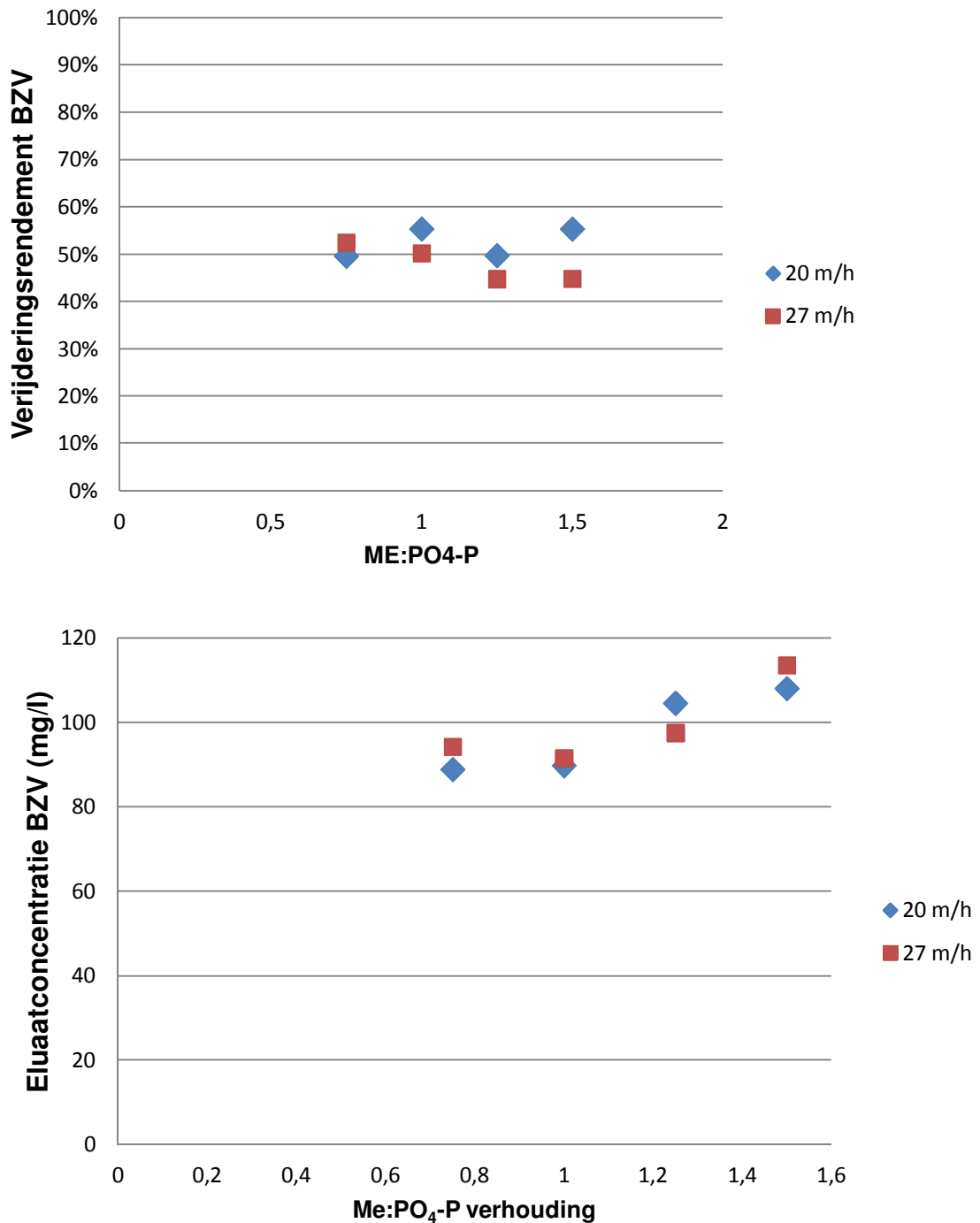
AFBEELDING 5.9 GEMIDDELDE WAARDEN IN VERWIJDERINGSRENDEMENT EN ELUAATCONCENTRATIE VOOR CZV PER ME:PO<sub>4</sub>-P VERHOUDING PER OPPERVLAKTEBELASTING



Uit de resultaten in tabel 5.6 en afbeelding 5.9 blijkt dat:

- 1 bij een oppervlaktebelasting 27 m/h de gemiddelde verwijderingsrendementen voor CZV globaal 10 % lager zijn ten opzichte van 20 m/h. Enkel bij een Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding van 1 komt het gemiddelde verwijderingsrendement voor CZV overeen voor zowel een oppervlaktebelasting van 20 als 27 m/h;
- 2 de gemiddelde eluaatconcentratie CZV met 22–62 mg/l hoger is bij een oppervlaktebelasting van 27 m/h ten opzichte van 20 m/h. Bij een Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding van 1,5 is de gemiddelde eluaatconcentratie vergelijkbaar.

AFBEELDING 5.10 GEMIDDELTE WAARDEN IN VERWIJDERINGSRENDEMENT EN ELUAATCONCENTRATIE VOOR BZV PER ME:PO<sub>4</sub>-P VERHOUDING PER OPPERVLAKEBELASTING



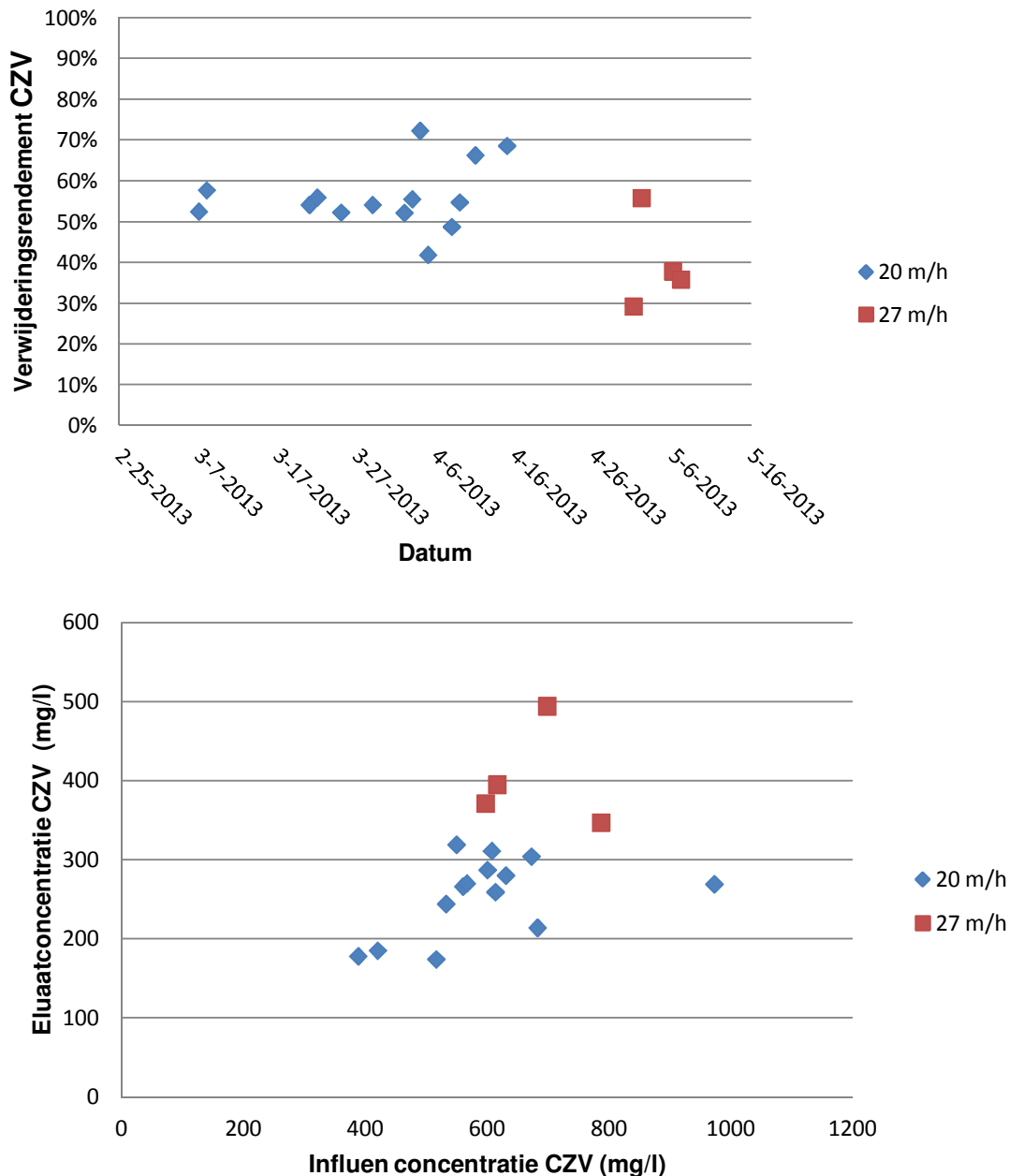
Uit de resultaten in tabel 5.7 en afbeelding 5.10 blijkt dat:

- 1 bij een oppervlaktebelasting 27 m/h de gemiddelde verwijderingsrendementen voor BZV vergelijkbaar (0-5 % verschil) zijn ten opzichte van 20 m/h. Enkel bij een Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding van 1,5 is het gemiddelde verwijderingsrendement voor BZV 10 % lager bij een oppervlaktebelasting van 27 m/h;
- 2 de gemiddelde eluaatconcentraties BZV vergelijkbaar zijn bij oppervlaktebelastingen van 20 en 27 m/h.

### 5.5.3 ONDERZOEKSPERIODE 4: VERGELIJKING CZV/BZV VERWIJDERING IN DUURPROEVEN BIJ VERSCHILLENDE OPPERVLAKTEBELASTINGEN MET OPTIMAAL POLYMEER- EN VARIABELE COAGULANTDOSERING

Tijdens de duurproeven zijn er 4 metingen gedaan voor CZV en BZV bij een oppervlaktebelasting van 27 m/h. De resultaten zijn vergelijkbaar met de resultaten vanuit onderzoeksperiode 3. De resultaten van de duurproef worden hierom als betrouwbaar beschouwd.

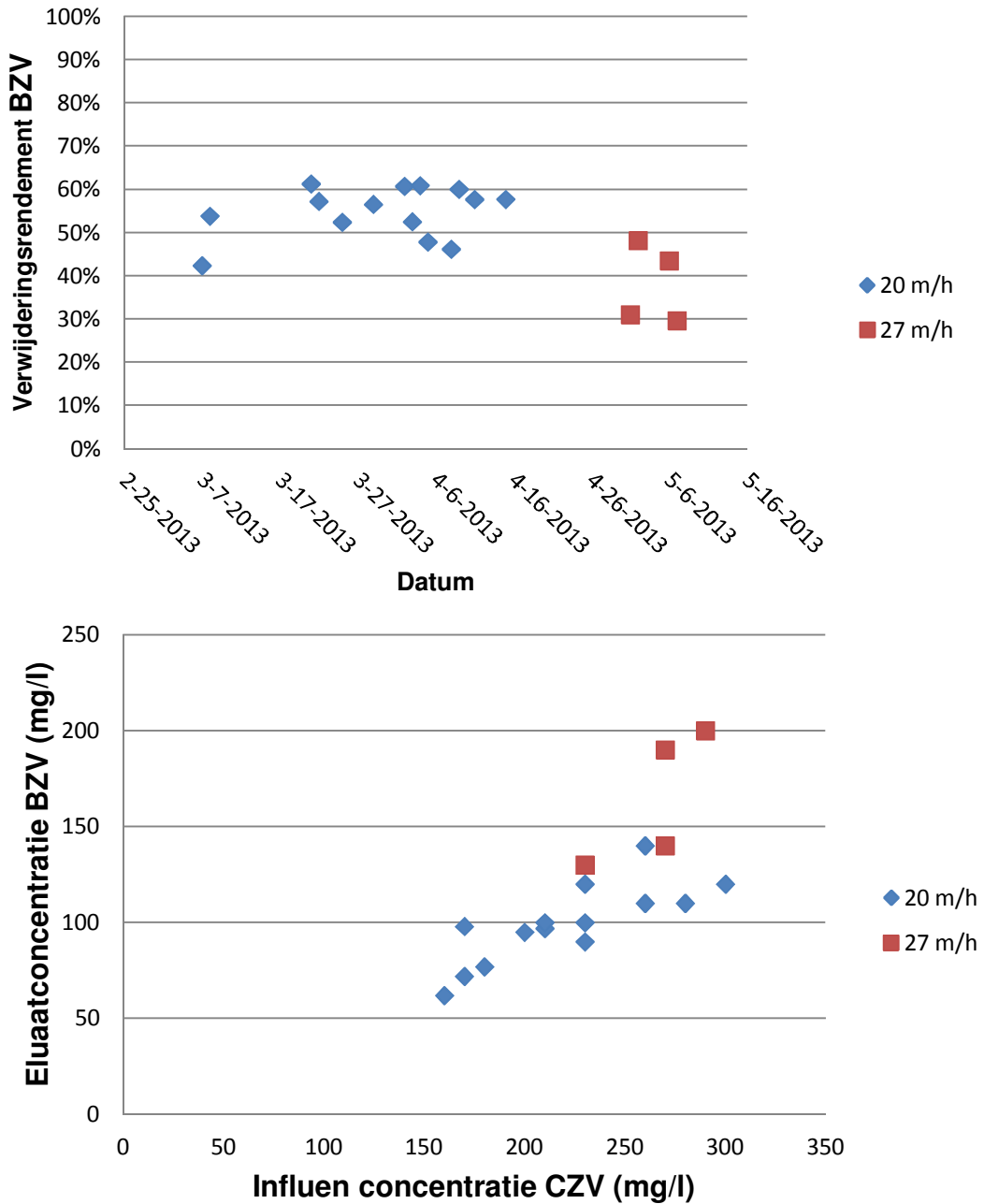
AFBEELDING 5.11 VERWIJDERINGSPERCENTAGES, INFLUENTCONCENTRATIES EN ELUAATCONCENTRATIES CZV PER MEETDAG



Uit de resultaten in tabel 5.6 en afbeelding 5.11 blijkt dat:

- 1 bij een oppervlaktebelasting van 27 m/h (ten opzichte van 20 m/h) en een regeling op het uitgaande PO<sub>4</sub>-P concentratie (1,5 mg/l) de gemiddelde verwijderingsrendementen voor CZV afnemen met gemiddeld 22 %;
- 2 de gemiddelde eluaatconcentraties CZV 100 mg/l hoger zijn bij een oppervlaktebelasting van 27 m/h ten opzichte van 20 m/h. Hierbij moet opgemerkt worden dat ook de gemiddelde influentconcentratie CZV bij een oppervlaktebelasting van 27 m/h 81 mg/l hoger was dan bij een oppervlaktebelasting van 20 m/h.

AFBEELDING 5.12 VERWIJDERINGSPERCENTAGES, INFLUENTCONCENTRATIES EN ELUAATCONCENTRATIES BZV PER MEETDAG



Uit de resultaten in tabel 5.7 en afbeelding 5.12 blijkt dat:

- 1 bij een oppervlaktebelasting van 27 m/h (ten opzichte van 20 m/h) en een regeling op het uitgaande PO<sub>4</sub>-P concentratie (1,5 mg/l) de gemiddelde verwijderingsrendementen voor BZV afnemen met gemiddeld 17 %;
- 2 de gemiddelde eluaatconcentraties BZV 66 mg/l hoger zijn bij een oppervlaktebelasting van 27 m/h ten opzichte van 20 m/h. Hierbij moet opgemerkt worden dat ook de gemiddelde influentconcentratie BZV bij een oppervlaktebelasting van 27 m/h 44 mg/l hoger was dan bij een oppervlaktebelasting van 20 m/h.

## 5.6 ONDERZOEKSPERIODE 2, 3 EN 4: OPTIMALE VERWIJDERING FOSFAAT

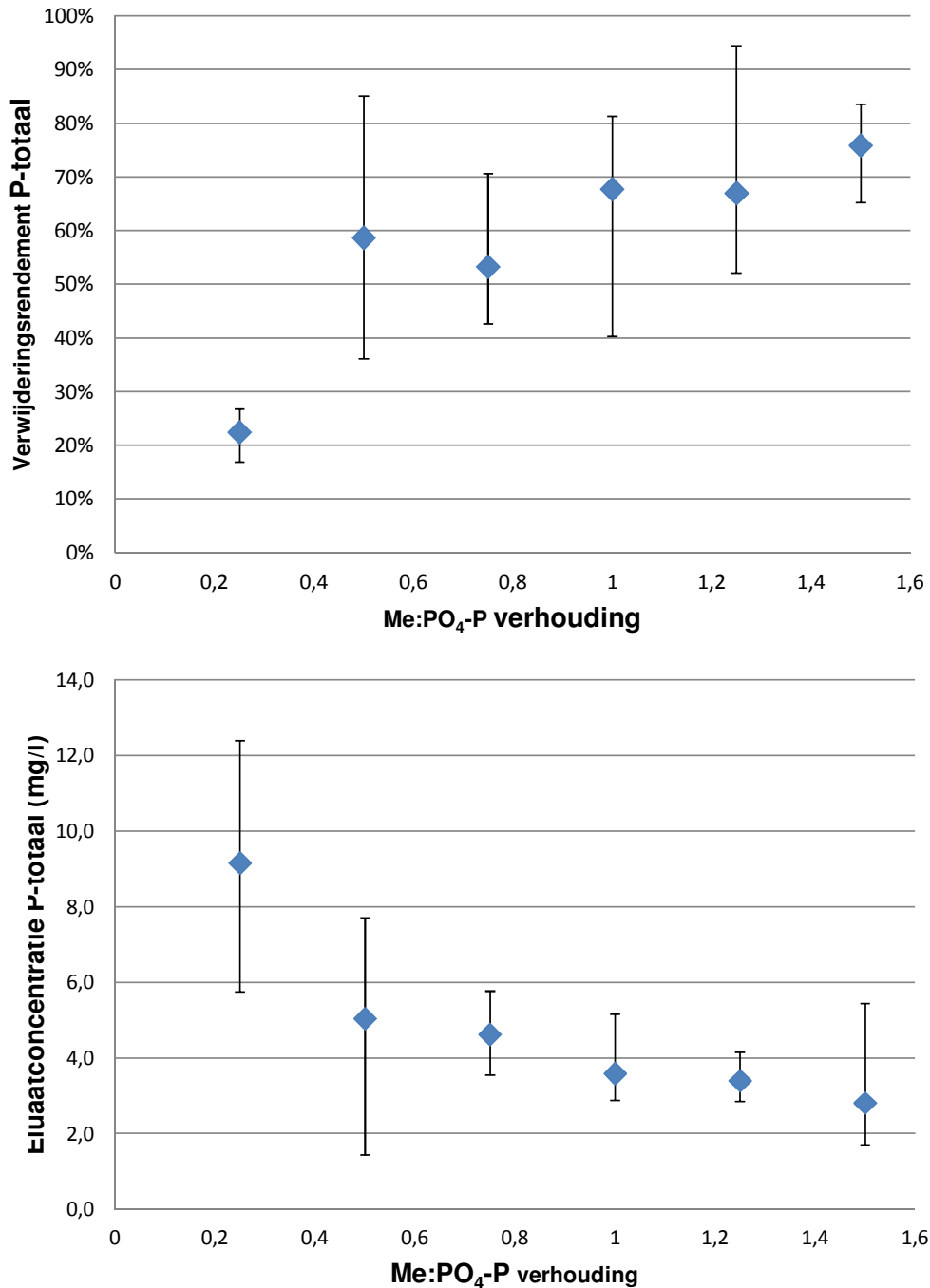
In tabel 5.8 zijn de gemiddelde ingaande en uitgaande concentraties en verwijdering rendementen voor P-totaal en PO<sub>4</sub> bij diverse doseerinstellingen en oppervlaktebelastingen weer gegeven.

TABEL 5.8 GEMIDDELDE INGAANDE EN UITGAANDE CONCENTRATIES EN VERWIJDERING RENDEMENTEN VOOR P-TOTAAL EN PO<sub>4</sub> BIJ DIVERSE DOSEERINSTELLINGEN EN OPPERVLAKTEBELASTINGEN

onderzoekperiode	Me: PO <sub>4</sub> -P verhouding	PE dosering	oppervlakte belasting	aantal metingen	P-totaal inluent	P-totaal eluaat DAF	rendement P-totaal	PO <sub>4</sub> -P inluent	PO <sub>4</sub> Eluaat DAF	rendement PO <sub>4</sub>
		[ppm]	[m/h]		[mg/l]	[mg/l] (min-max)	[ %]	[mg/l]	[ %]	[ %]
2	1,5	1	20	6	11,4	2,8 (1,7-5,5)	76 (65-84)	7,5	0,6 (0,2-1,8)	91 (73-98)
	1,25	1	20	6	10,9	3,4 (2,9-4,2)	67 (59- 94)	7,2	1,3 (1,0-1,8)	81 (77-90)
	1	1	20	8	12,0	3,6 (2,9-5,2)	68 (40-81)	7,7	1,5 (1,0-2,2)	78 (67-89)
	0,75	1	20	7	10,3	4,5 (3,6-5,8)	53 (43-71)	6,6	2,5 (1,7-3,9)	61 (50-69)
	0,5	1	20	9	12,1	5,0 (1,5-7,7)	59 (36-85)	8,0	4,0 (2,0-5,5)	50 (43-57)
	0,25	1	20	5	11,9	9,2 (5,8-12,4)	22 (17 -27)	8,6	6,3 (3,4-9,2)	26 (21-30)
3	1,5	1	27	2	9,9	3,6 (2,2-5,0)	64 (52-76)	2,7	0,4 (0,3-0,4)	89 (83-95)
	1,25	1	27	4	8,5	3,7 (2,1-4,8)	56 (41-65)	5,8	0,4 (0,1-0,9)	89 (85-91)
	1	1	27	2	10,7	3,9 (3,3-4,6)	64 (61-66)	6,0	1,1 (1,1-1,2)	80 (79-81)
	0,75	1	27	4	8,2	4,0 (2,1-6,1)	52 (42-66)	6,4	1,5 (0,8-1,6)	74 (68-77)
4	Variabel	1	20	12	11,0	4,3 (3,3-5,0)	60 (44-66)	4,5	1,8 (0,8-2,3)	69 (40-85)
	Variabel	1	27	4	14,3	8,0 (5,6-11,0)	44 (32-56)	8,9	1,6 (1,4-1,8)	82 (77-85)

### 5.6.1 ONDERZOEKSPERIODE 2: VERWIJDERING FOSFAAT BIJ VARIATIE COAGULANTDOSERING EN OPTIMALE POLYMEERDOSERING

In afbeeldingen 5.13 en 5.14 zijn de gemiddelde waarden en spreiding in verwijderingsrendement en eluaatconcentraties voor respectievelijk P-totaal en PO<sub>4</sub> per Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding weergegeven bij een oppervlaktebelasting van 20 m/h.

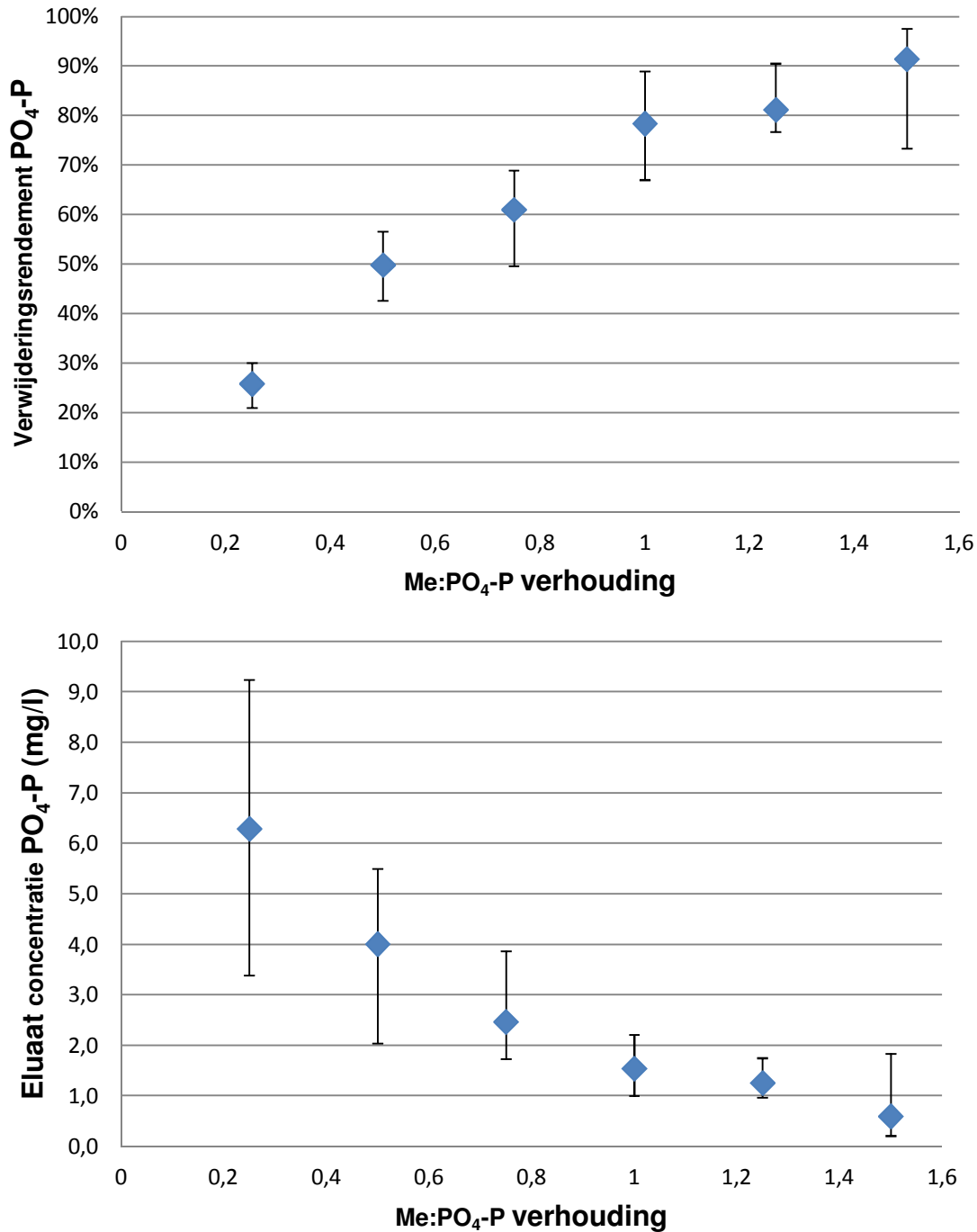
AFBEELDING 5.13 GEMIDDELTE WAARDEN EN SPREIDING IN VERWIJDERINGSRENDEMENT EN ELUAATCONCENTRATIE VOOR P-TOTAAL PER ME:PO<sub>4</sub>-P VERHOUDING

Uit de resultaten in tabel 5.8 en afbeelding 5.13 blijkt dat:

- 1 bij een afnemende Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding het gemiddelde verwijderingsrendement voor P-totaal ook afneemt en de eluaatconcentratie P-totaal toeneemt. De enige uitzondering hierop is de Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding van 0,5. Gedurende deze testreeks lag de gemiddelde influentconcentratie voor P-totaal en PO<sub>4</sub> hoger dan tijdens de voorgaande testreeksen, wat de toename in het gemiddelde verwijderingsrendement ten opzichte van een Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding van 0,75 verklaart;
- 2 bij doseerinstellingen met een Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding tussen 0,5 en 1,5 geven gemiddelde verwijderingsrendementen voor P-totaal met waarden tussen 53 en 76 %. Bij een Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding van 0,25 is een sterke daling in rendement waarneembaar tot 22 %;

- 3 doseerinstellingen met een Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding tussen 0,5 en 1,5 gemiddelde eluaatconcentraties tussen 2,8 en 5,0 mg/l voor P-totaal geven. Bij een Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding van 0,25 is een sterke toename in de gemiddelde eluaatconcentratie waarneembaar met een waarde van 9,2 mg/l;
- 4 de spreiding per instelling in verwijderingsrendementen bij de diverse Me:PO<sub>4</sub>-P verhoudingen verschilt voor P-totaal. Hier is geen duidelijke trend in aan te geven;
- 5 de spreiding per instelling in eluaatconcentratie P-totaal bij de diverse Me:PO<sub>4</sub>-P verhoudingen is bij 0,25 en 0,5 groter dan bij de Me:PO<sub>4</sub>-P verhoudingen > 0,5.

AFBEELDING 5.14 GEMIDDELDE WAARDEN IN VERWIJDERINGSRENDEMENT EN ELUAATCONCENTRATIE VOOR PO<sub>4</sub>-P PER ME:PO<sub>4</sub>-P VERHOUDING



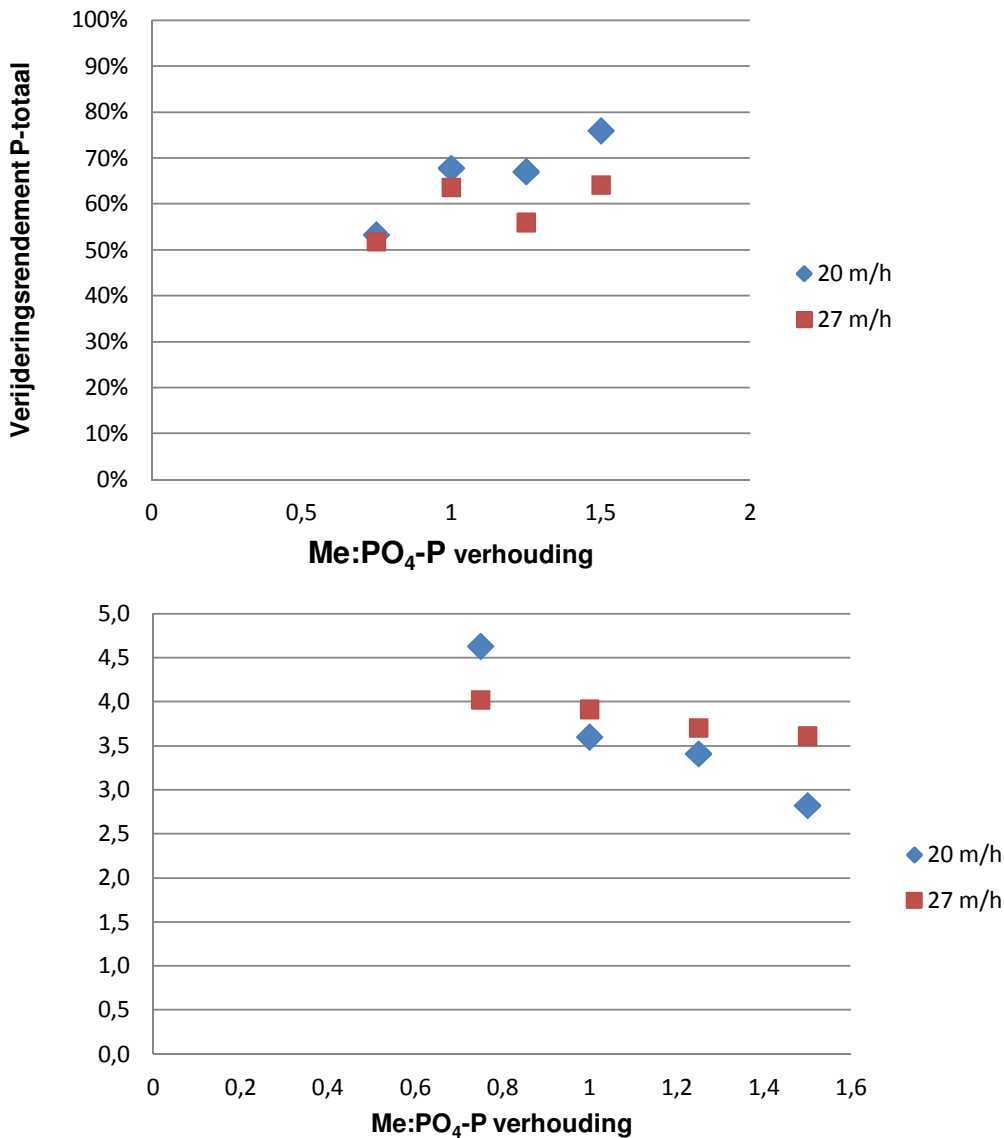


Uit de resultaten in tabel 5.8 en afbeelding 5.14 blijkt dat:

- 1 Hoe lager de Me:PO<sub>4</sub>-P is, hoe lager het gemiddelde verwijderingsrendement voor P-totaal is en hoe hoger de gemiddelde eluaatconcentratie P-totaal is;
- 2 bij doseerinstellingen met een Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding 0,25 en 0,5 het coagulant 1:1 reageert met PO<sub>4</sub>, waardoor er bij deze verhoudingen een lineair verband ontstaat tussen. Bij een Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding > 0,5 is dit niet meer het geval, er is relatief meer coagulant nodig om PO<sub>4</sub> te binden;
- 3 wanneer al het PO<sub>4</sub> gebonden dient te worden er een Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding > 1,5 nodig is;
- 4 de spreiding per instelling in verwijderingsrendementen bij de diverse Me:PO<sub>4</sub>-P verhoudingen verschillen voor PO<sub>4</sub>. Hier is geen duidelijke trend in aan te geven;
- 5 de spreiding per instelling in eluaatconcentratie PO<sub>4</sub> (over het algemeen) afneemt bij een toenemende Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding.

### 5.6.2 ONDERZOEKSPERIODE 3: VERGELIJKING VERWIJDERING FOSFAAT BIJ VERSCHILLENDE OPPERVLAKTEBELASTINGEN MET OPTIMALE POLYMEER- EN VARIABLELE COAGULANTDOSERING

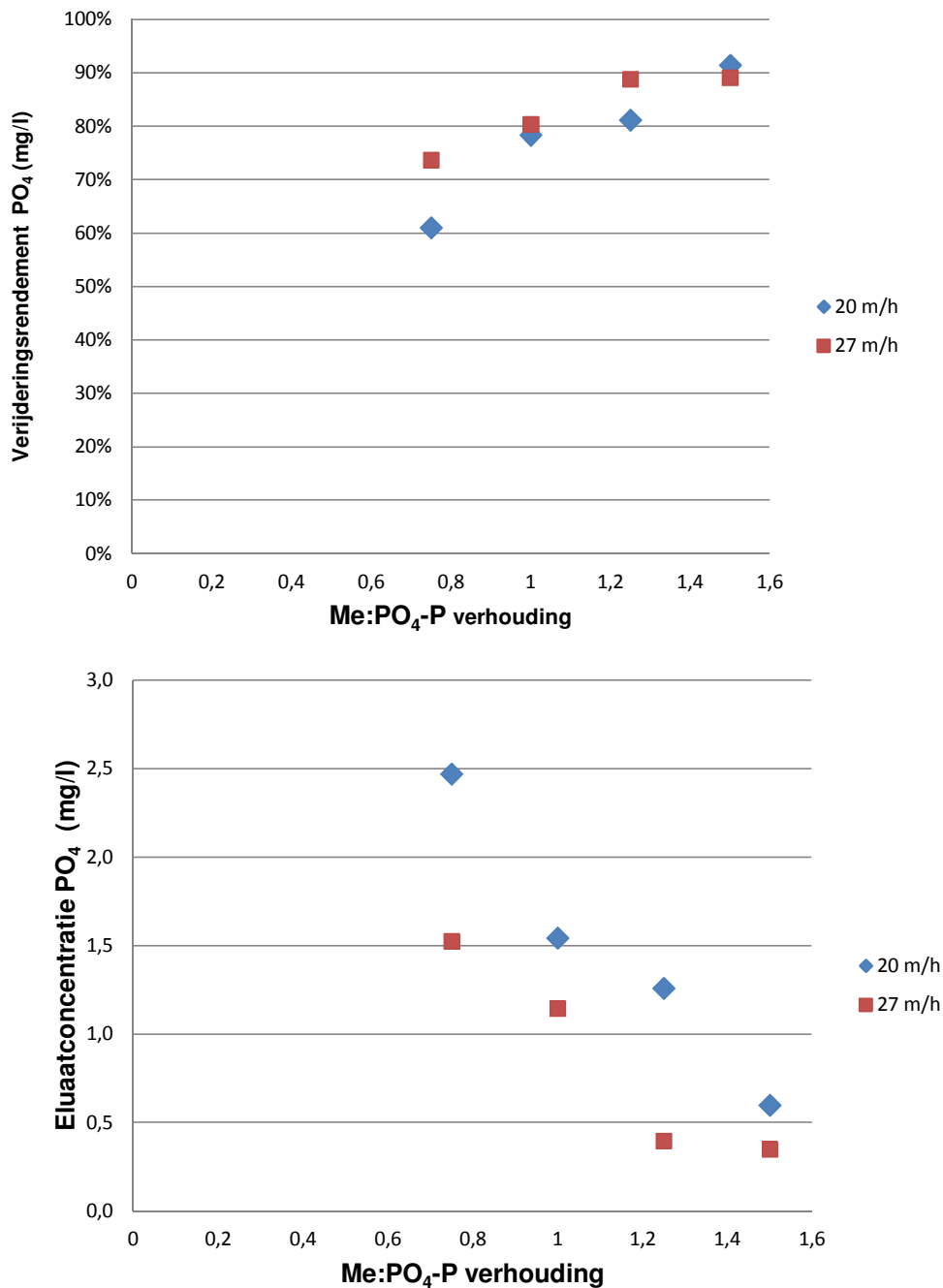
AFBEELDING 5.15 GEMIDDELDE WAARDEN IN VERWIJDERINGSRENDEMENT EN ELUAATCONCENTRATIE VOOR P-TOTAAL PER ME:PO<sub>4</sub>-P VERHOUDING BIJ DIVERSE OPPERVLAKTEBELASTINGEN



Uit de resultaten in tabel 5.8 en afbeelding 5.15 blijkt dat:

- 1 bij een oppervlaktebelasting 27 m/h en een Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding van 0,5–0,75 de gemiddelde verwijderingsrendementen voor P-totaal vergelijkbaar zijn ten opzichte van 20 m/h. Bij een Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding > 0,75 is het totale gemiddelde verwijderingsrendement voor P-totaal ongeveer 10 % lager ten opzichte van een oppervlaktebelasting van 20 m/h;
- 2 de gemiddelde eluaatconcentraties P-totaal bij een Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding van 1-1,5 met 0,3 - 0,8 mg/l hoger zijn bij een oppervlaktebelasting van 27 m/h ten opzichte van 20 m/h. Bij een Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding van 0,75 is de eluaatconcentratie bij een oppervlaktebelasting van 27 m/h 0,5 mg/l lager dan bij 20 m/h. Dit komt doordat de influentconcentratie gedurende deze testreeks lager was dan bij de testreeks bij 20 m/h.

AFBEELDING 5.16 GEMIDDELDE WAARDEN IN VERWIJDERINGSRENDEMENT EN ELUAATCONCENTRATIE VOOR PO<sub>4</sub>-P PER ME:PO<sub>4</sub>-P VERHOUDING BIJ DIVERSE OPPERVLAKTEBELASTINGEN



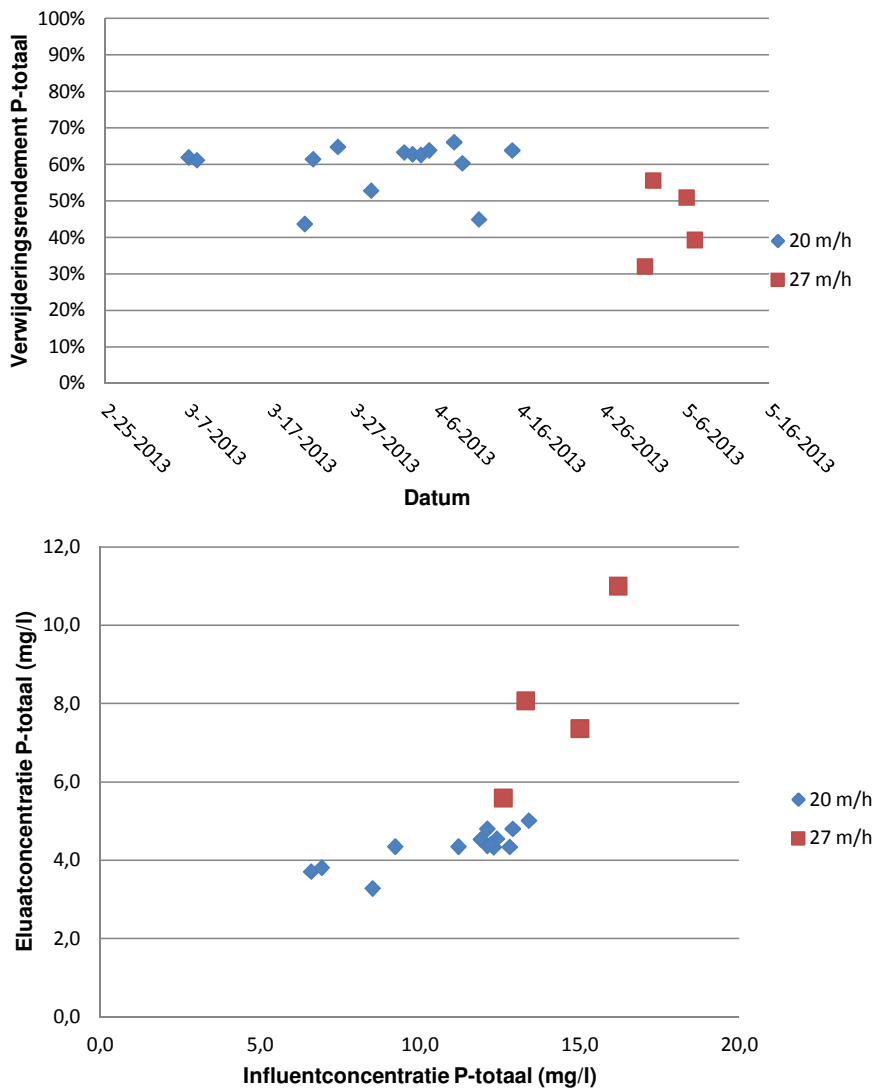
Uit de resultaten in tabel 5.8 en afbeelding 5.16 blijkt dat:

- 1 de gemiddelde verwijderingsrendementen voor  $PO_4$  vergelijkbaar zijn bij oppervlaktebelasting van 27 ten opzichte van 20 m/h bij de diverse Me: $PO_4$ -P verhoudingen. Onderlinge verschillen zijn te verklaren aan de hand van verschillen in influentconcentraties  $PO_4$  gedurende de testreeksen;
- 2 de gemiddelde eluaatconcentraties  $PO_4$  bij de diverse Me: $PO_4$ -P verhoudingen hoger zijn bij een oppervlaktebelasting van 20 m/h ten opzichte van 27 m/h, waar de verwijderingsrendementen vergelijkbaar zijn. Dit komt doordat de gemiddelde influentconcentraties gedurende deze testreeksen lager waren bij de testreeksen bij 27 m/h ten opzichte van 20 m/h.

### 5.6.3 ONDERZOEKSPERIODE 4: VERGELIJKING FOSFAAT VERWIJDERING IN DUURPROEVEN BIJ VERSCHILLENDE OPPERVLAKTEBELASTINGEN MET OPTIMAAL POLYMEER- EN VARIABELE COAGULANTDOSERING

Tijdens de duurproeven zijn 4 metingen gedaan voor P-totaal bij een oppervlaktebelasting van 27 m/h. Hoewel de resultaten zijn lager dan de resultaten vanuit onderzoeksperiode 3, volgen deze wel dezelfde trend, bij een oppervlaktebelasting van 27 m/h zijn de verwijderingsrendementen voor P-totaal lager dan bij een oppervlaktebelasting van 20 m/h. De resultaten van de duurproef worden hierom als indicatief beschouwd.

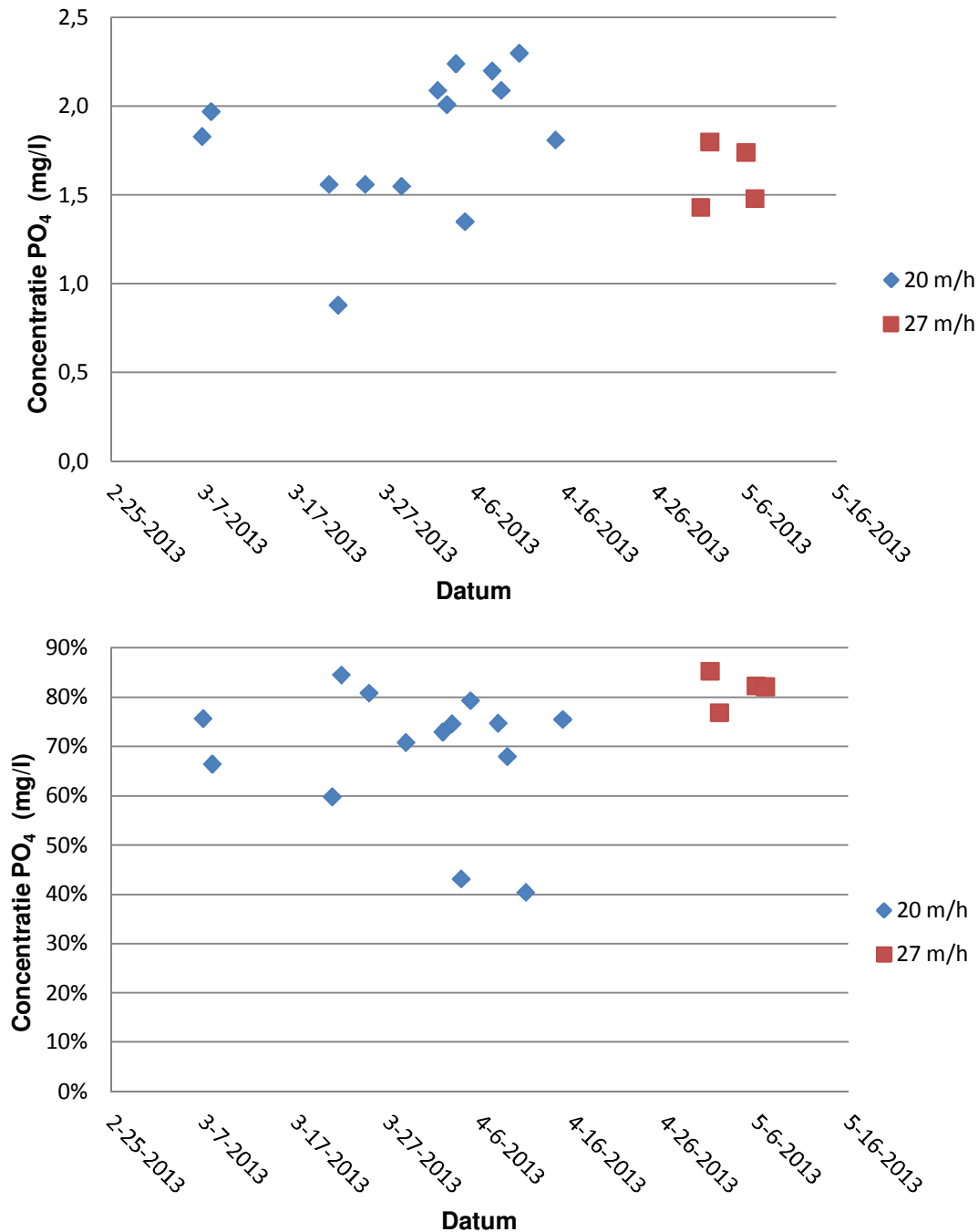
AFBEELDING 5.17 VERWIJDERINGSPERCENTAGES, INFLUENTCONCENTRATIES EN ELUAATCONCENTRATIES P-TOTAAL PER MEET DAG



Uit de resultaten in tabel 5.8 en afbeelding 5.17 blijkt dat:

- 1 bij een oppervlaktebelasting van 27 m/h (ten opzichte van 20 m/h) en een regeling op het uitgaande  $\text{PO}_4$  concentratie (1,5 mg/l) het gemiddelde verwijderingsrendementen voor P-totaal afneemt met gemiddeld 16 %;
- 2 de gemiddelde eluaatconcentraties P-totaal 3,7 mg/l hoger zijn bij een oppervlaktebelasting van 27 m/h ten opzichte van 20 m/h. Hieruit kan afgeleid worden dat er doorslag van P-totaal (zwevende stof) plaatsvindt bij een oppervlaktebelasting van 27 m/h en een uitgaande  $\text{PO}_4$  regeling van 1,5 mg/l.

AFBEELDING 5.18 VERWIJDERINGSPERCENTAGES, INFLUENTCONCENTRATIES EN ELUAATCONCENTRATIES  $\text{PO}_4$  PER MEETDAG



Uit de resultaten in tabel 5.8 en afbeelding 5.18 blijkt dat:

- 1 bij een oppervlaktebelasting van 27 m/h (ten opzichte van 20 m/h) en een regeling op het uitgaande PO<sub>4</sub> concentratie (1,5 mg/l) het gemiddelde verwijderingsrendement voor PO<sub>4</sub> toeneemt met gemiddeld 13 %. Dit komt doordat de gemiddelde influentconcentratie gedurende de testreeks bij 27 m/h hoger was dan gedurende de testreeks van 20 m/h;
- 2 de gemiddelde eluaatconcentraties PO<sub>4</sub>-P vergelijkbaar zijn bij zowel een oppervlaktebelasting van 27 m/h als van 20 m/h.

## 5.7 ONDERZOEKSPERIODE 2, 3 EN 4: OPTIMALE VERWIJDERING VAN STIKSTOF

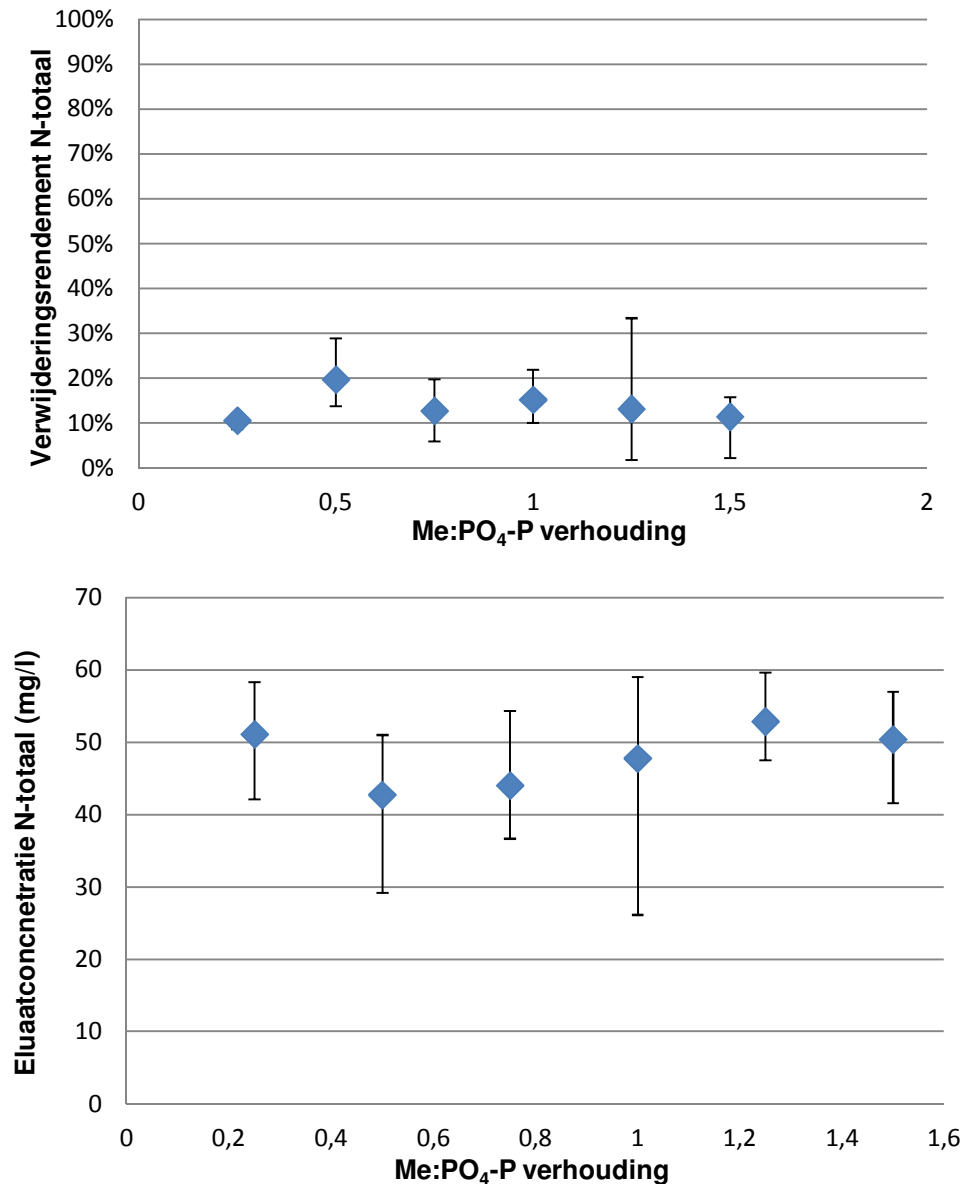
In tabel 5.9 zijn de gemiddelde ingaande en uitgaande concentraties en verwijdering rendementen voor N-totaal en N-organisch bij diverse doseerinstellingen en oppervlaktebelastingen weergegeven. De waarden voor N-organisch zijn berekend door middel van de gemeten concentratie NO<sub>3</sub> in mindering te brengen op de gemeten concentratie N-Kjeldahl.

TABEL 5.9 GEMIDDELDE INGAANDE EN UITGAANDE CONCENTRATIES EN VERWIJDERING RENDEMENTEN VOOR N-TOTAAL EN N-ORGANISCH BIJ DIVERSE DOSEERINSTELLINGEN EN OPPERVLAKTEBELASTINGEN

onderzoeks- periode	Me: PO <sub>4</sub> -P verhouding	PE dosering [ppm]	oppervlakte belasting [m/h]	aantal metingen	N-totaal influent [mg/l]	N-totaal eluaat DAF [mg/l] (min-max)	rendement N-totaal [ %]	N-org influent [mg/l]	N-org eluaat DAF [mg/l]	rendement N-org [ %]
2	1,5	1	20	6	57	50 (42-57)	11 (2-16)	17	11 (6-21)	38 (2-55)
	1,25	1	20	6	62	53 (48-60)	13 (2-33)	21	13 (6-18)	34 (4-65)
	1	1	20	10	53	44 (26-56)	15 (10-22)	15	8 (2-14)	49 (37-71)
	0,75	1	20	7	51	44 (37-54)	12 (0-20)	14	8 (5-13)	41 (24-69)
	0,5	1	20	9	53	43 (29-51)	20 (14-29)	20	10 (4-14)	48 (26-69)
	0,25	1	20	5	57	51 (42-58)	11 (9-12)	18	13 (5-17)	32 (21-49)
3	1,5	1	27	2	53	48 (43-54)	10 (6-13)	15	11 (11-12)	22 (17-28)
	1,25	1	27	4	53	47 (32-62)	11 (2-17)	15	11 (6-19)	32 (3-49)
	1	1	27	1	54	47 (47-47)	13 (13-13)	15	9 (9-9)	39 (39-39)
	0,75	1	27	4	51	45 (41-51)	11 (8-13)	13	8 (5-12)	38 (33-46)
4	Variabel	1	20	12	57	51 (29-66)	11 (1-19)	17	14 (3-28)	36 (6-78)
	Variabel	1	27	4	63	57 (51-62)	10 (4-15)	19	13 (11-17)	27 (17-37)

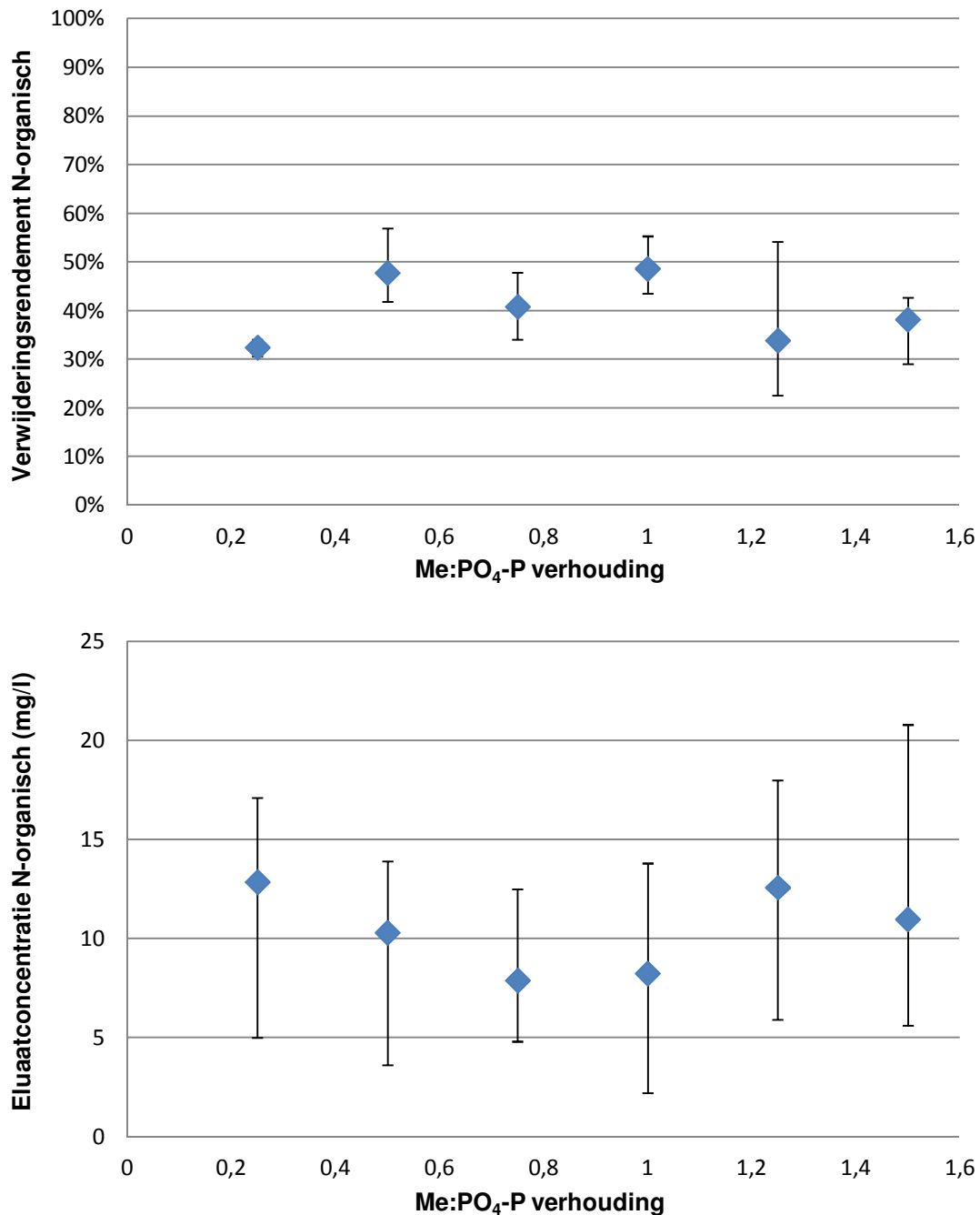
### 5.7.1 ONDERZOEKSPERIODE 2: VERWIJDERING STIKSTOF BIJ VARIATIE COAGULANTDOSERING EN OPTIMALE POLYMEERDOSERING

In afbeeldingen 5.19 en 5.20 zijn de gemiddelde waarden en spreiding in verwijderingsrendement en eluaatconcentraties voor respectievelijk N-totaal en N-organisch per Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding weergegeven bij een oppervlaktebelasting van 20 m/h.

AFBEELDING 5.19 GEMIDDELDE WAARDEN EN SPREIDING IN VERWIJDERINGSRENDEMENT EN ELUAATCONCENTRATIE VOOR N-TOTAAL PER ME:PO<sub>4</sub>-P VERHOUDING

Uit de resultaten in tabel 5.9 en afbeelding 5.19 blijkt dat:

- 1 ongeacht de Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding de gemiddelde verwijderingsrendementen voor N-totaal vergelijkbaar zijn met waarden tussen 11 en 20 %;
- 2 ongeacht de Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding de gemiddelde eluaatconcentraties voor N-totaal vergelijkbaar zijn met waarden tussen 43 en 53 mg/l;
- 3 er geen duidelijke trend zichtbaar is tussen de Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding en het verwijderingsrendement en eluaatconcentratie voor N-totaal;
- 4 de spreiding per instelling in verwijderingsrendementen en eluaatconcentraties bij de diverse Me:PO<sub>4</sub>-P verhoudingen verschillen voor N-totaal. Hier is geen duidelijke trend in aan te geven.

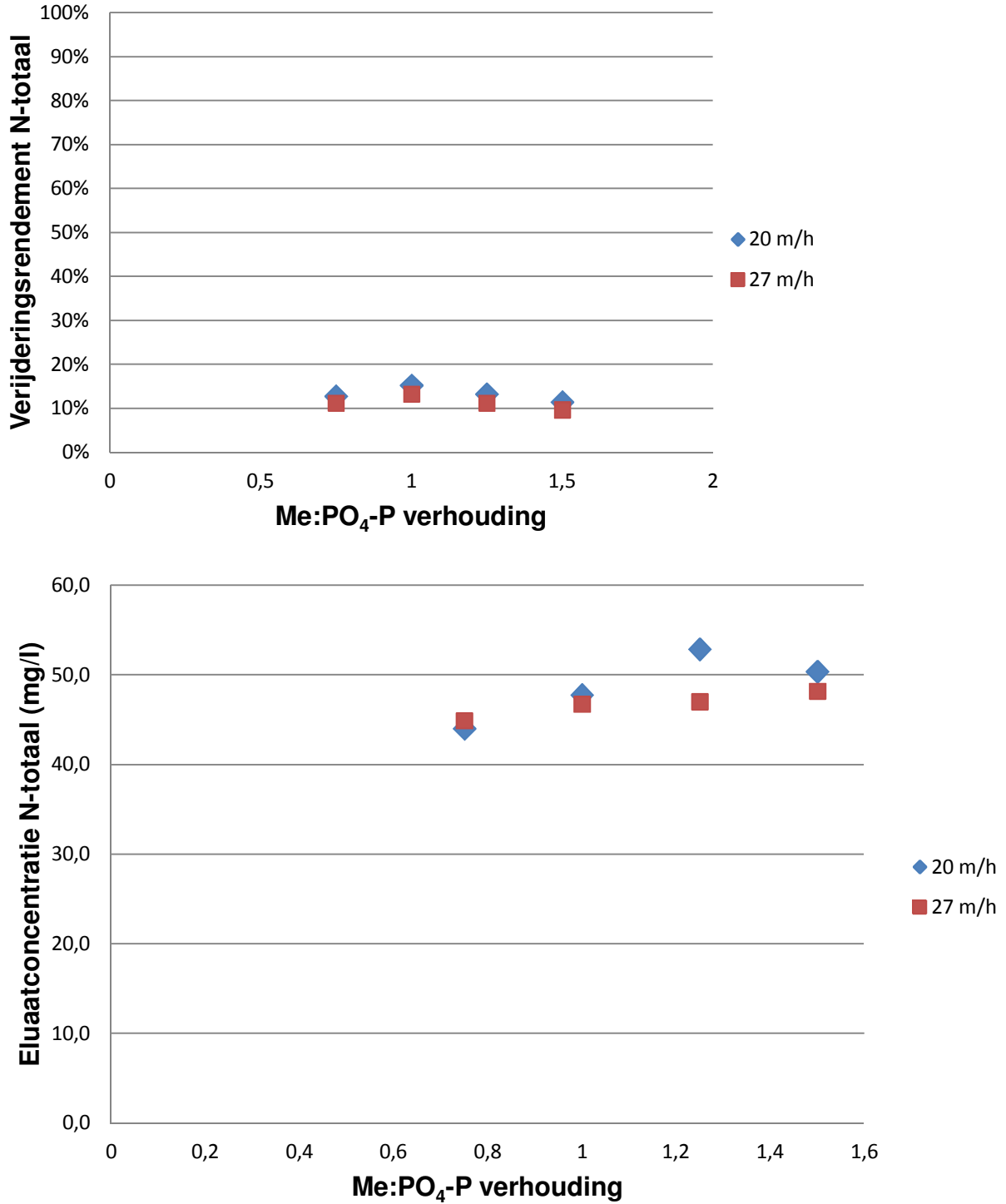
AFBEELDING 5.20 GEMIDDELDE WAARDEN EN SPREIDING IN VERWIJDERINGSRENDEMENT EN ELUAATCONCENTRATIE VOOR N-ORGANISCH PER ME:PO<sub>4</sub>-P VERHOUDING

Uit de resultaten in tabel 5.9 en afbeelding 5.20 blijkt dat:

- 1 ongeacht de Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding de gemiddelde verwijderingsrendementen voor N-organisch vergelijkbaar zijn met waarden tussen 32 en 49 %;
- 2 ongeacht de Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding de gemiddelde eluaatconcentraties voor N-organisch vergelijkbaar zijn met waarden tussen 8 en 13 mg/l;
- 3 er geen duidelijke trend zichtbaar is tussen de Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding en het verwijderingsrendement en eluaatconcentratie voor N-organisch;
- 4 de spreiding per instelling in verwijderingsrendementen en eluaatconcentraties bij de diverse Me:PO<sub>4</sub>-P verhoudingen verschillen voor N-totaal. Hier is geen duidelijke trend in aan te geven.

### 5.7.2 ONDERZOEKSPERIODE 3: VERWIJDERING STIKSTOF BIJ VERSCHILLENDE OPPERVLAKTEBELASTINGEN MET OPTIMALE POLYMEER- EN VARIABLE COAGULANTDOSERING

AFBEELDING 5.21 GEMIDDELDE WAARDEN IN VERWIJDERINGSRENDEMENT EN ELUAATCONCENTRATIE VOOR N-TOTAAL PER ME:PO<sub>4</sub>-P VERHOUDING BIJ DIVERSE OPPERVLAKTEBELASTINGEN

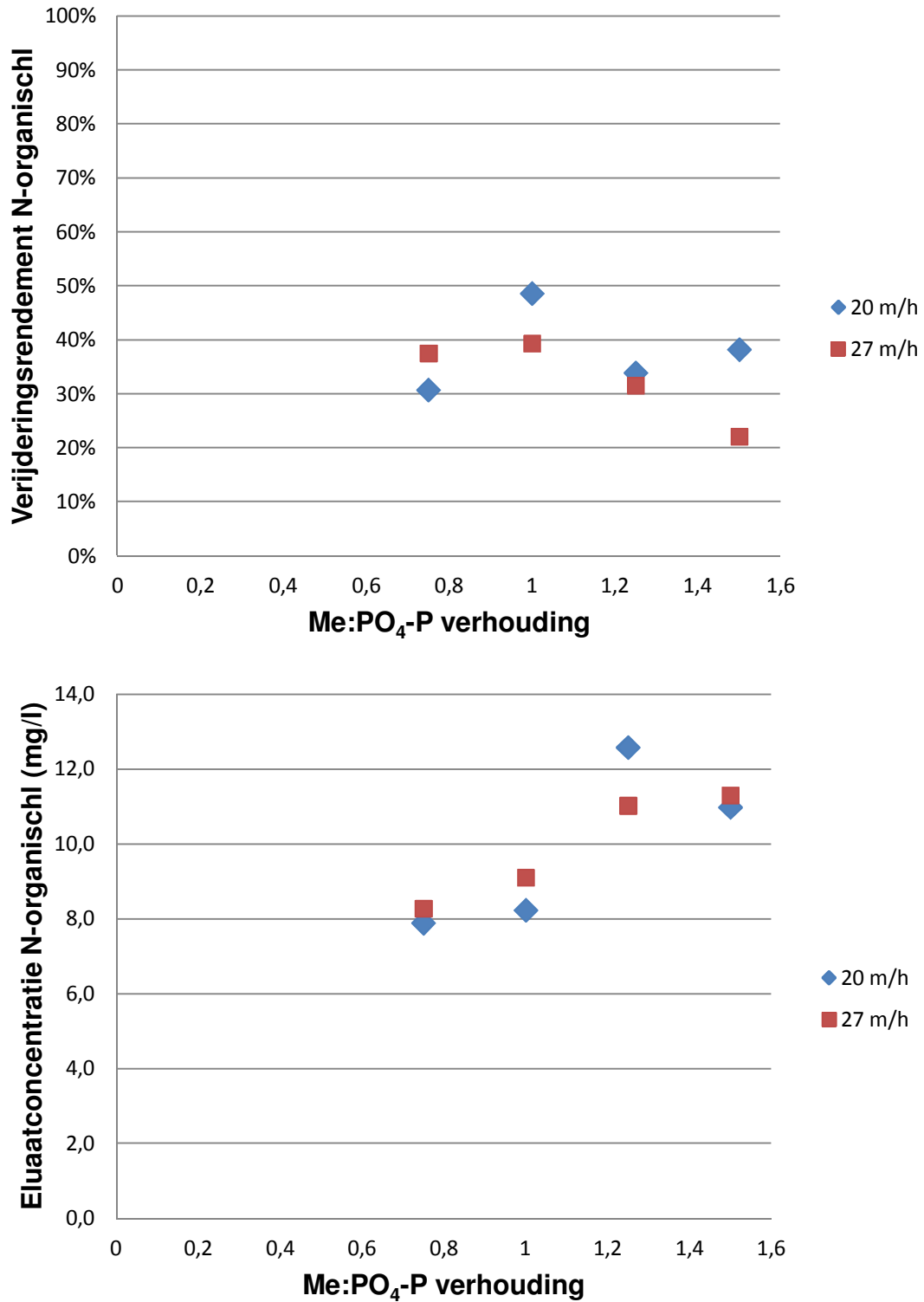




Uit de resultaten in tabel 5.9 en afbeelding 5.21 blijkt dat:

- 1 de oppervlaktebelasting geen invloed heeft op de gemiddelde verwijderingsrendementen voor N-totaal;
- 2 de oppervlaktebelasting geen invloed heeft op de gemiddelde eluaatconcentraties voor N-totaal.

AFBEELDING 5.22 GEMIDDELTE WAARDEN IN VERWIJDERINGSRENDEMENT EN ELUAATCONCENTRATIE VOOR N-ORGANISCH PER ME:PO<sub>4</sub>-P VERHOUDING BIJ DIVERSE OPPERVLAKTEBELASTINGEN



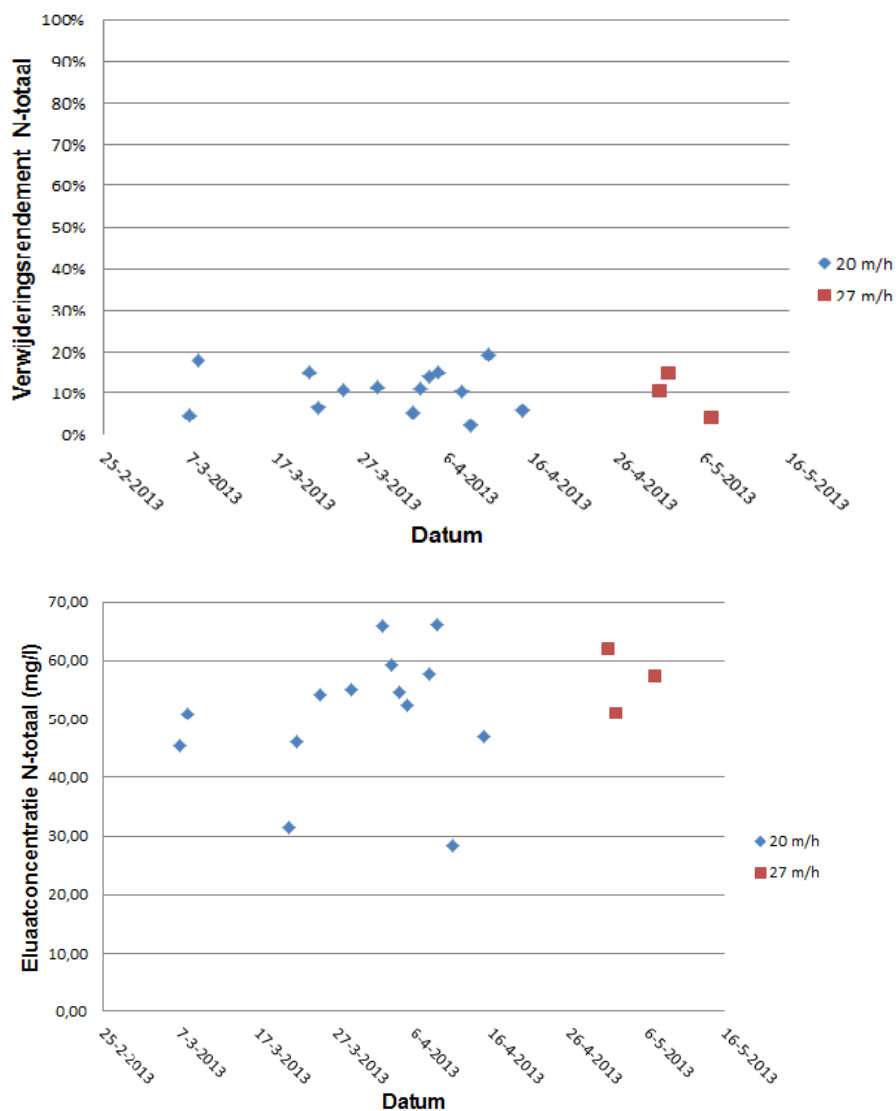
Uit de resultaten in tabel 5.9 en afbeelding 5.22 blijkt dat:

- 1 de oppervlaktebelasting een wisselend beeld geeft op de gemiddelde verwijderingsrendementen voor N-organisch, afhankelijk van de Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding;
- 2 de gemiddelde eluaatconcentraties voor N-organisch vergelijkbaar zijn bij de verschillende oppervlaktebelastingen.

### 5.7.3 ONDERZOEKSPERIODE 4: STIKSTOFVERWIJDERING IN DUURPROEVEN BIJ VERSCHILLENDE OPPERVLAKTEBELASTINGEN MET OPTIMAAL POLYMEER- EN VARIABLE COAGULANTDOSERING

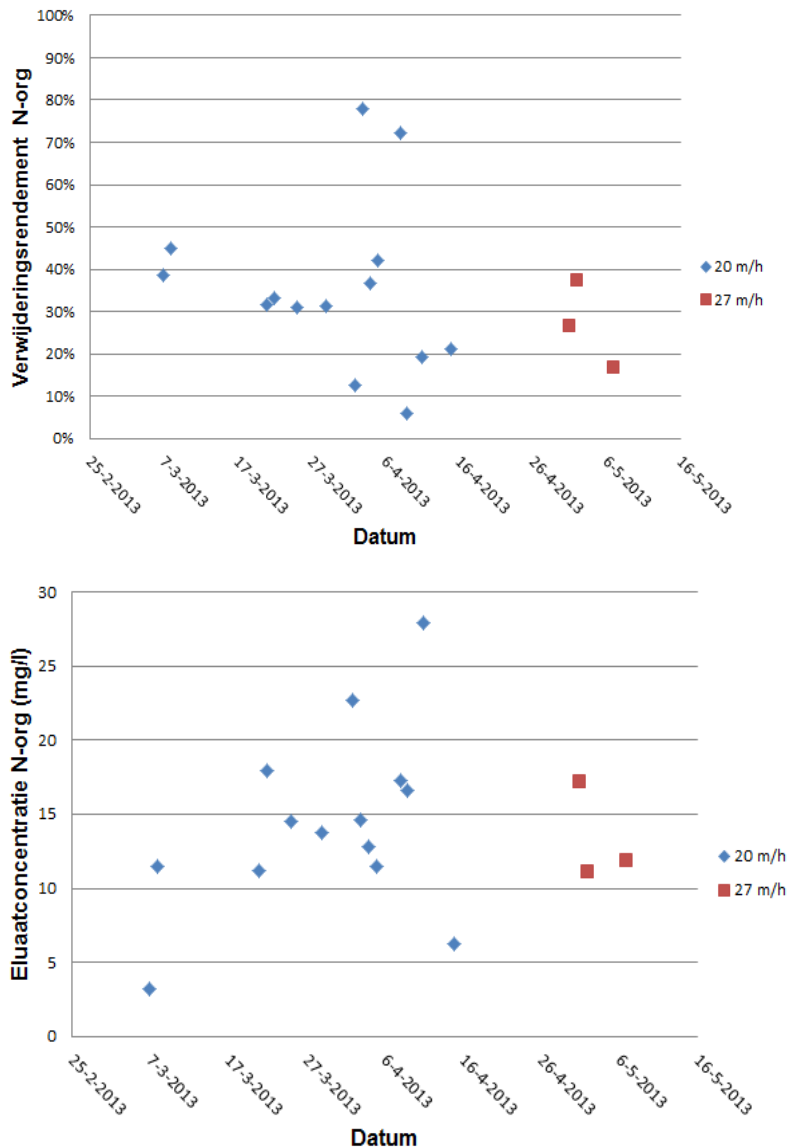
Tijdens de duurproeven zijn er 3 metingen gedaan voor N-totaal bij een oppervlaktebelasting van 27 m/h. De resultaten zijn vergelijkbaar met de resultaten vanuit onderzoeksperiode 3. De resultaten van de duurproef worden hierom als betrouwbaar beschouwd.

AFBEELDING 5.23 VERWIJDERINGSPERCENTAGES, INFLUENTCONCENTRATIES EN ELUAATCONCENTRATIES N-TOTAAL PER MEETDAG



Uit de resultaten in tabel 5.9 en afbeelding 5.23 blijkt dat de gemiddelde verwijderingsrendementen en de eluaatconcentraties voor N-totaal bij zowel een oppervlaktebelasting van 20 m/h als van 27 m/h en een regeling op het uitgaande PO<sub>4</sub>-P concentratie (1,5 mg/l) vergelijkbaar zijn met gemiddeld 10-11 % en 51-57 mg/l.

AFBEELDING 5.24 VERWIJDERINGSPERCENTAGES, INFLUENTCONCENTRATIES EN ELUAATCONCENTRATIES N-ORGANISCH PER MEETDAG



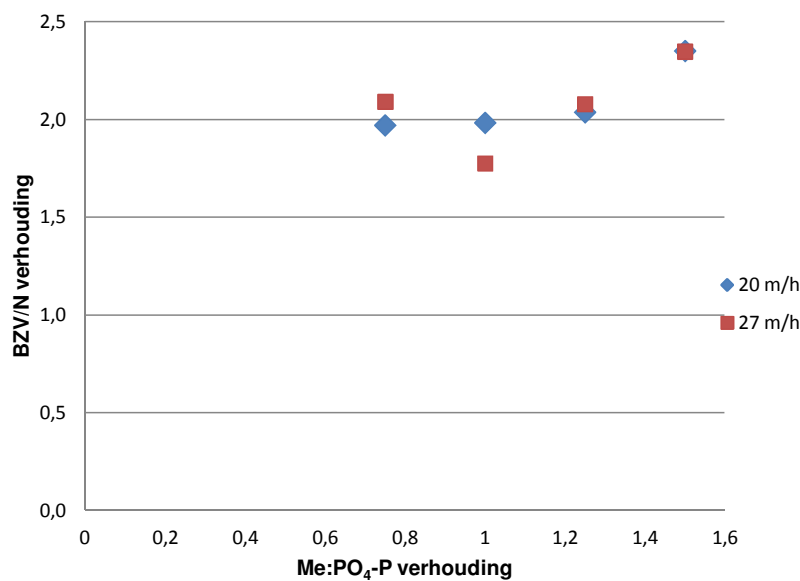
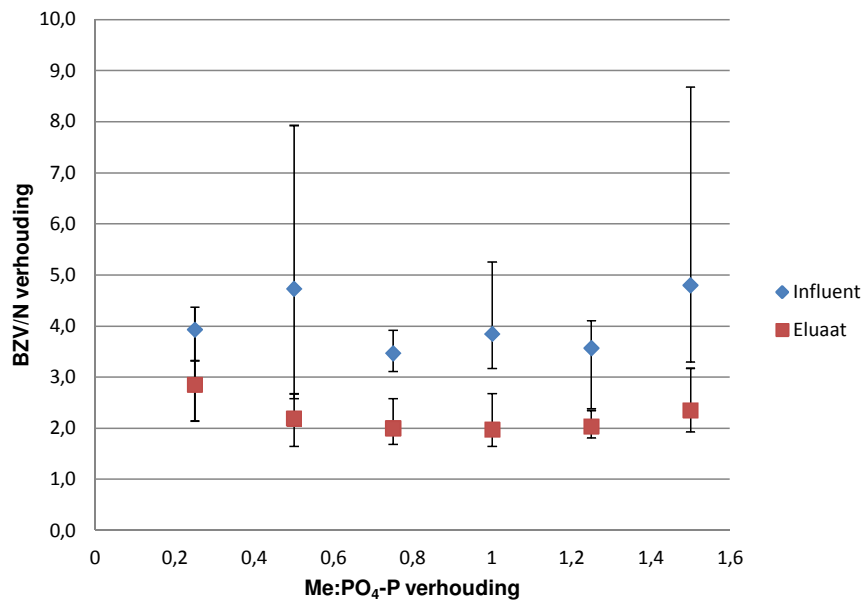
Uit de resultaten in tabel 5.9 en afbeelding 5.24 blijkt dat de gemiddelde verwijderingsrendementen en de eluaatconcentraties voor N-totaal bij zowel een oppervlaktebelasting van 20 m/h als van 27 m/h en een regeling op het uitgaande  $\text{PO}_4\text{-P}$  concentratie (1,5 mg/l) vergelijkbaar zijn met gemiddeld 17-19 % en 13-14 mg/l;

### 5.8 BZV/N EN BZV/P VERHOUDINGEN

In tabel 5.10 zijn de BZV/N en BZV/P verhoudingen weergegeven voor het influent en het eluaat van de DAF voor verschillende doseerinstellingen en oppervlaktebelastingen. Hierbij gaat het om de BZV/N-totaal en BZV/P-totaal verhoudingen.

TABEL 5.10 GEMIDDELDE BZV/N EN BZV/P VERHOUDINGEN IN INFLUENT EN ELUAAT DAF BIJ DIVERSE DOSEERINSTELLINGEN EN OPPERVLAKTEBELASTINGEN

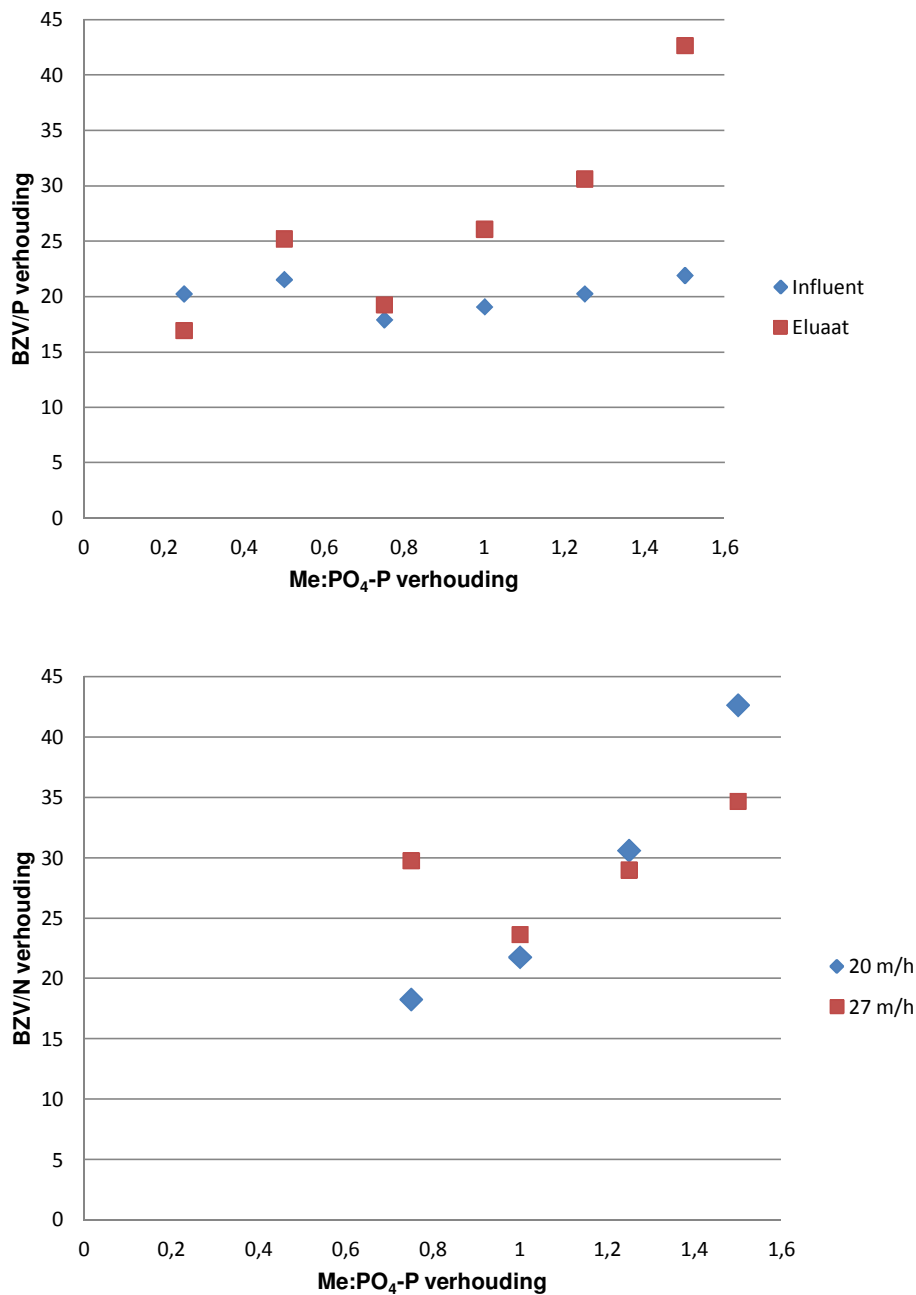
onderzoeks- periode	Me: PO <sub>4</sub> -P verhouding	PE	oppervlakte	aantal metingen	BZV/N verhouding influent	BZV/N verhouding eluaat	BZV/P verhouding influent	BZV/P verhouding eluaat
		dosering [ppm]	belasting [m/h]					
2	1,5	1	20	6	4,8	2,4	22	43
	1,25	1	20	6	3,6	2,0	20	31
	1	1	20	10	3,8	2,0	19	26
	0,75	1	20	7	3,5	2,0	18	19
	0,5	1	20	9	4,7	2,2	22	25
	0,25	1	20	5	3,9	2,9	20	17
3	1,5	1	27	2	3,8	2,3	21	35
	1,25	1	27	4	3,4	2,1	22	29
	1	1	27	1	3,0	1,8	17	24
	0,75	1	27	4	3,9	2,1	26	30
4	Variabel	1	20	12	3,9	2,0	18	21
	Variabel	1	27	4	4,4	3,0	18	21

AFBEELDING 5.25 GEMIDDELDE BZV/N VERHOUDING IN ELUAAT DAF BIJ DIVERSE ME:PO<sub>4</sub>-P VERHOUDINGEN EN OPPERVLAKTEBELASTINGEN

Uit de resultaten in tabel 5.10 en afbeelding 5.25 blijkt dat:

- 1 bij  $\text{Me}:\text{PO}_4\text{-P}$  verhoudingen tussen 0,5 en 1,25 de BZV/N verhouding in het eluaat vergelijkbare waarden geeft van 2;
- 2 bij de  $\text{Me}:\text{PO}_4\text{-P}$  verhoudingen van 0,25 en 1,5 de BZV/N toeneemt tot een waarde van respectievelijk 2,9 en 2,4;
- 3 de spreiding van de BZV/N verhouding in het eluaat van de DAF klein (ongeveer 0,5) is in vergelijking met de spreiding in BZV/N verhoudingen in het influent;
- 4 de oppervlaktebelasting geen invloed heeft op de BZV/N verhouding;
- 5 tijdens de duurproeven zijn er 4 metingen gedaan voor BZV bij een oppervlaktebelasting van 27 m/h. De resultaten komen overeen met de resultaten vanuit onderzoeksperiode 3. De resultaten van de duurproef worden hierdoor als betrouwbaar gezien.

AFBEELDING 5.26 GEMIDDELDE BZV/P VERHOUDING IN ELUAAT DAF BIJ DIVERSE  $\text{Me}:\text{PO}_4\text{-P}$  VERHOUDINGEN EN OPPERVLAKTEBELASTINGEN



Uit de resultaten in tabel 5.11 en afbeelding 5.26 blijkt dat:

- 1 bij Me:PO<sub>4</sub>-P verhoudingen tussen 0,25 en 0,75 de BZV/P verhouding in het eluaat vergelijkbare waarden heeft ten opzichte van de BZV/P verhouding in het influent;
- 2 bij de Me:PO<sub>4</sub>-P verhoudingen > 0,75 de BZV/P verhouding in het eluaat DAF steeds meer toeneemt ten opzichte van de BZV/P verhouding in het influent. Doordat bij een toenemende Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding er meer P-totaal verwijderd wordt en de BZV/P verhouding in het influent gelijk blijft is dit een logische trend;
- 3 de oppervlaktebelasting geen invloed heeft op de BZV/P verhouding;
- 4 tijdens de duurproeven zijn er 4 metingen gedaan voor BZV bij een oppervlaktebelasting van 27 m/h. De resultaten komen overeen met de resultaten vanuit onderzoeksperiode 3. De resultaten van de duurproef worden hierdoor als betrouwbaar gezien.

## 5.9 ZUURSTOFMETINGEN

Bij behandeling van influent met een DAF installatie vindt zuurstofinbrenging plaats. In de praktijk zal de DAF installatie voorgeschakeld worden aan de anaerobe tank, waar verhoging van de zuurstofconcentratie niet gewenst is. Om deze reden zijn er zuurstofmetingen uitgevoerd om inzicht te krijgen in de mate van zuurstoftoename en de zuurstofafname gedurende de tijd in het eluaat.

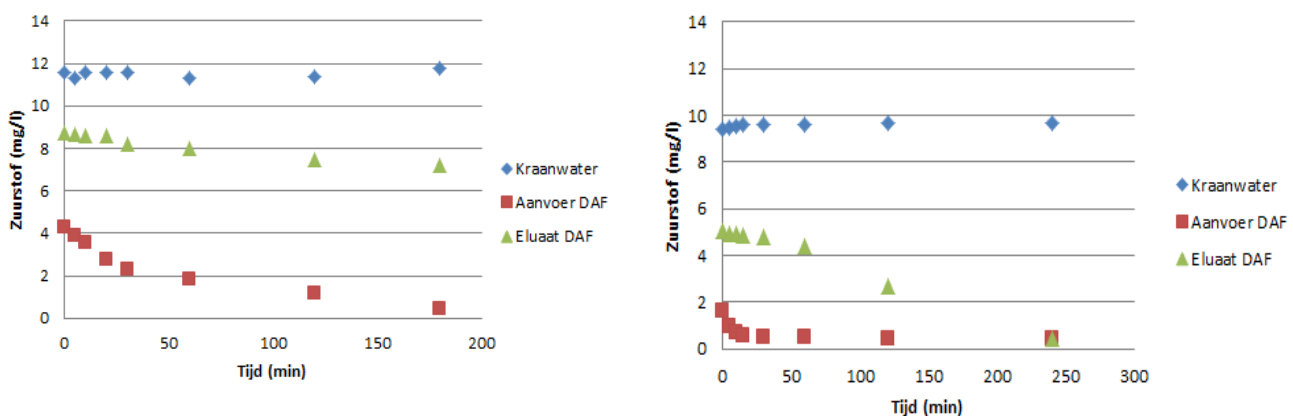
In afbeelding 5.27 zijn twee grafieken weergegeven van zuurstofmetingen die zijn verricht in het influent en het eluaat van de DAF pilot. De instellingen zijn weergegeven in de onderstaande tabel. Beide grafieken zijn representatief voor de gegeven instellingen.

TABEL 5.11 INSTELLINGEN PER ONDERZOEK ALS TOELICHTING VOOR ZUURSTOFMETINGEN

Me: PO <sub>4</sub> -P-verhouding	PE-dosering [ppm]	oppervlaktebelasting [m/h]
1,5	1	27
Variabel, PO <sub>4</sub> eluaat = 1,5 mg/l (1)	1	27

De PO<sub>4</sub> regeling regelt tussen een Me:PO<sub>4</sub>-P waarde van 0,5 en 1,5. In de praktijk zal de gemiddelde waarde tussen 0,75 en 1 liggen.

AFBEELDING 5.27 ZUURSTOF METINGEN INFLUENT EN ELUAAT DAF (LINKS ME:PO<sub>4</sub>-P 1,5 RECHTS INSTELLING 1,5 MG/L PO<sub>4</sub>-P IN ELUAAT DAF)



Uit de resultaten in tabel 5.11 en afbeelding 5.27 blijkt dat:

- 1 bij een hogere dosering van coagulant (1,5) het zuurstofgehalte in het eluaat van de DAF nagenoeg constant blijft gedurende 3 uur tijd;
- 2 bij de PO<sub>4</sub>-P regeling het zuurstofgehalte in het eluaat van de DAF binnen 4 uur gelijk is aan het zuurstofgehalte in het influent;
- 3 gedurende de meting met een constante Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding het zuurstofgehalte in het eluaat van de DAF hoger was dan gedurende de PO<sub>4</sub>-P regeling. Dit kan het gevolg zijn van de temperatuur (capaciteit zuurstofopname) van het water. De zuurstofmetingen in de eerste grafiek zijn in de winter genomen, van de tweede grafiek in de lente.

## 5.10 SLIBBEPALINGEN

In tabel 5.12 zijn de slibbepalingen weergegeven. Indien er meerdere metingen tijdens een instelling zijn verricht zijn de gemiddelde waarden opgenomen in de tabel.

TABEL 5.12 DROGESTOFGEHALTE, ASREST, CZV, P-TOTAAL EN NKJ BEPALINGEN VAN HET FLOTATIESLIB BIJ DIVERSE DOSEERINSTELLINGEN

onderzoeks- periode	Me:PO <sub>4</sub> -P verhouding	PE dosering [ppm]	oppervlakte belasting [m/h]	aantal metingen	droge stof gehalte flotatieslib [ % ds]	asrest flotatie slib [ %]	CZV [kg CZV/kg ds]	P-totaal [g/kg]	NKj [g/kg]	zandfractie [ %]
1	1	0,5	20	1	3,4	26	1,1	Nb	Nb	23
	0,75	0,75	20	1	2,7	19	1,9	Nb	Nb	3
	variabel	0,75	27	1	5,0	21	1,3	22	40	2
2	1,25	1	20	1	3,1	25	1,4	Nb	Nb	2
	1	1	20	1	3,2	24	1,2	Nb	Nb	4
	0,75	1	20	1	3,1	22	1,4	Nb	42	Nb
	0,5	1	20	1	3,0	24	1,3	Nb	Nb	11
	0,25	1	20	1	4,3	25	1,3	Nb	Nb	Nb
3	1,25	1	27	1	2,8	27	1,2	26	35	2
	0,75	1	27	1	5,2	27	1,2	Nb	Nb	Nb
4	Variabel	1	20	2	5,3	25	1,0	25	35	4
	Variabel	1	27	3	5,8	25	1,1	27	39	3

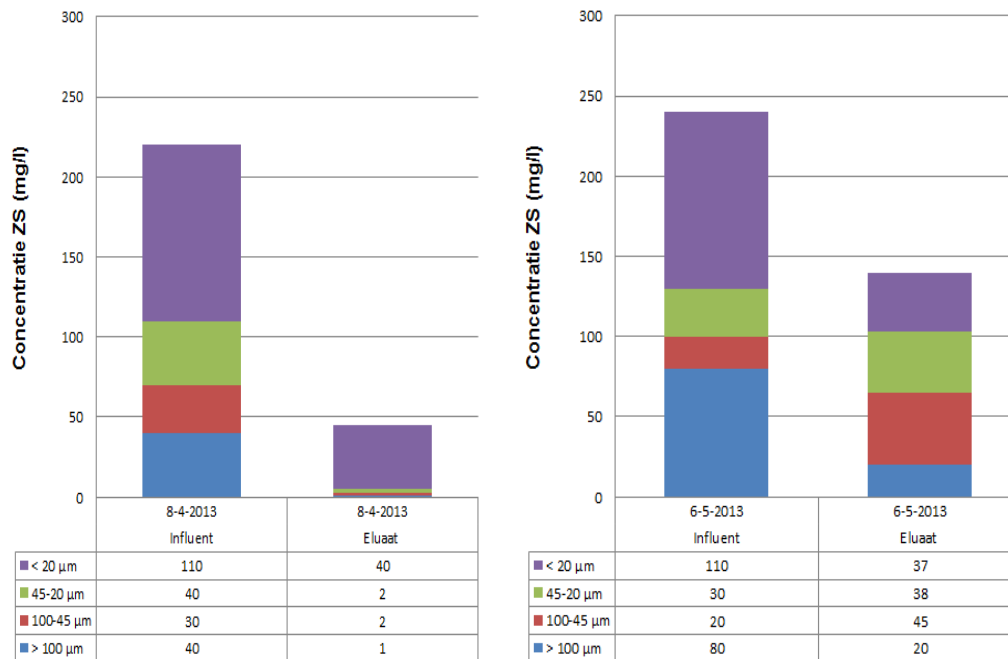
Uit de resultaten in tabel 5.12 blijkt dat:

- 1 het droge stofgehalte tussen de 2,7 en 5,8 % ligt voor alle doseerinstellingen. Het droge stofgehalte is vooral afhankelijk van de niveauafstelling van de DAF unit. Hoe minder water door de schrapers wordt afgeroomd, hoe hoger het droge stofgehalte;
- 2 de asrest in het flotatieslib vergelijkbaar is voor de diverse doseerinstellingen met waarden tussen 19 % en 27 %;
- 3 het CZV gehalte vergelijkbaar is voor de diverse doseerinstellingen met waarden tussen 1,0 en 1,4 kg CZV/kg ds. De enige waarde die opvalt, is bij een Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding van 0,75 en 0,75 ppm polymeer met 1,9 kgCZV/kg ds;
- 4 het gehalte P-totaal in het flotatieslib vergelijkbaar is voor de diverse doseerinstellingen met waarden tussen 22 en 27 gP/kg ds;
- 5 het gehalte NKj in het flotatieslib vergelijkbaar is voor de diverse doseerinstellingen met waarden tussen 35 en 42 gN/kg ds;
- 6 de zandfractie in het flotatieslib doorgaans tussen de 2 en 4 % ligt. Er zijn twee uitschieters met een zandfractie tussen 11 en 23 %.

### 5.11 FRACTIONERING ZWEVENDE STOF EN CZV

In afbeeldingen 5.28 en 5.29 zijn fractioneringen weergegeven die tijdens de duurproeven genomen zijn. Er zijn meerdere fractioneringen uitgevoerd, de hier weergegeven grafieken benaderen de verwijderingsrendementen en eluaatconcentraties voor de desbetreffende instelling van de oppervlaktebelasting. Voor beide fractioneringen is de ingaande concentratie ongeveer gelijk. De linker grafiek in beide afbeeldingen betreft een fractionering bij een oppervlaktebelasting van 20 m/h. De rechter grafiek is een fractionering bij een oppervlaktebelasting van 27 m/h.

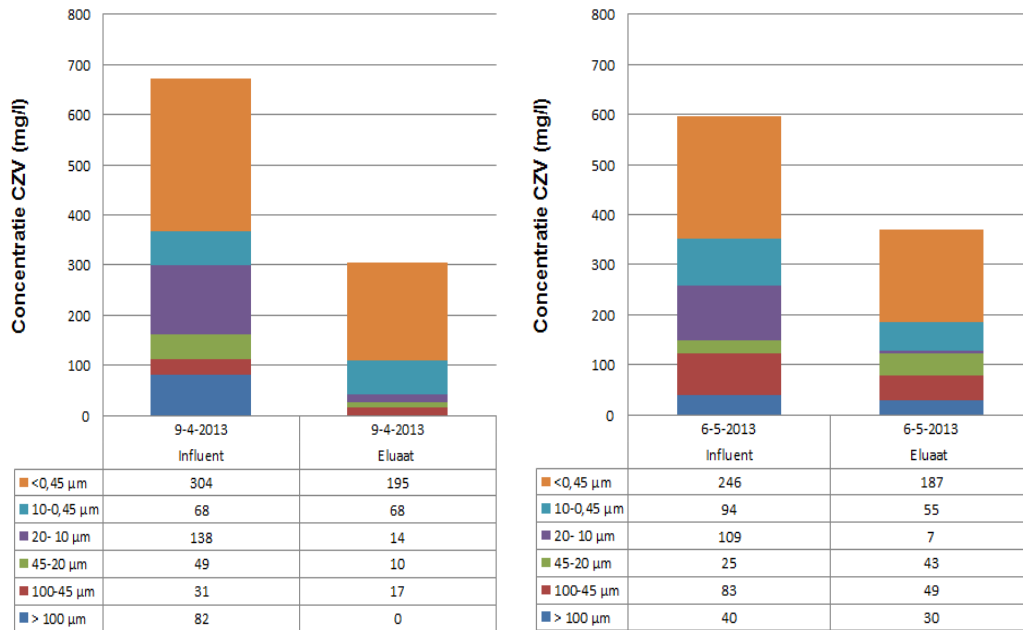
AFBEELDING 5.28 FRACTIONERING ZWEVENDE STOF TIJDENS DUURPROEVEN BIJ VERSCHILLENDE OPPERVLAKTEBELASTINGEN (LINKS 20 M/H, RECHTS 27 M/H)



Uit afbeelding 5.28 blijkt dat er naast het verschil in verwijderingsrendement, een verschil is in fractiegrootte zwevende stof tussen een oppervlaktebelasting van 20 m/h en 27 m/h. Bij een instelling van 27 m/h vindt er doorslag plaats van deeltjes zwevende stof van 20-45 µm, 45-100 µm en > 100 µm. Deze fracties komen nauwelijks meer voor wanneer de DAF op 20 m/h wordt ingesteld.



AFBEELDING 5.29 FRACTIONERING CZV TIJDENS DUURPROEVEN BIJ VERSCHILLENDE OPPERVLAKTEBELASTINGEN (LINKS 20 M/H, RECHTS 27 M/H)



Uit afbeelding 5.29 blijkt dat naast het verschil in verwijderingsrendement, er een verschil is in fractiegrootte CZV tussen een oppervlaktebelasting van 20 m/h en 27 m/h. Bij een instelling van 27 m/h vindt er doorslag plaats van deeltjes CZV van 20-45 µm, 45-100 µm en > 100 µm. Deze fracties komen nauwelijks meer voor wanneer de DAF op 20 m/h wordt ingesteld.

## 5.12 VERWIJDERING ZWARE METALEN

Tabel 5.13 presenteert de gemiddelde concentraties van zware metalen per parameter in het influent, het eluaat en van het flotatieslib van de DAF-installatie. Er zijn in totaal 3 analyses uitgevoerd op deze 3 stromen. De analyses hebben plaatsgevonden tijdens de duurproeven. Het influent en eluaat DAF is bemonsterd door middel van 24-uurs monsters. De slibmonsters bestaan uit steekmonsters die gedurende 2 uur tijd genomen zijn. Hierdoor is het niet mogelijk een sluitende massabalans te maken voor zware metalen. De slibmonsters zijn genomen als indicatie.

TABEL 5.13 GEMIDDELDE CONCENTRATIES ZWARE METALEN IN INFLUENT, ELUAAT EN FLOTATIESLIB DAF-INSTALLATIE

parameter	concentratie influent	concentratie Eluaat	eenheid	verwijderingsrendement	concentratie slib	eenheid
Al	2.000	7.367	µg/l	-285 %	20	g/kgds
Ca	54.000	50.000	µg/l	7 %	19	g/kgds
Cd	0	0	µg/l	0 %	0,74	mg/kgds
Cr	< 10	< 10	µg/l	0 %	19	mg/kgds
Cu	97	50	µg/l	49 %	257	mg/kgds
Fe	6.000	2.833	µg/l	55 %	21	g/kgds
Mg	8.800	8.367	µg/l	5 %	1,7	g/kgds
Mn	287	217	µg/l	25 %	368	mg/kgds
Ni	14	12	µg/l	17 %	37	mg/kgds
Pb	18	12	µg/l	38 %	37	mg/kgds
Zn	243	107	µg/l	54 %	467	mg/kgds
Na	89	89	mg/l	0 %	1,7	g/kgds
K	27	27	mg/l	0 %	1,1	g/kgds

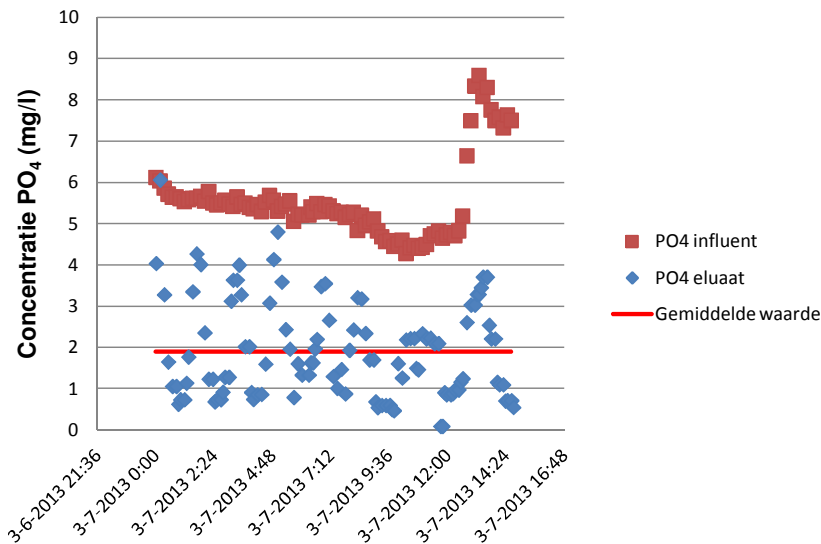
Uit tabel 5.13 blijkt dat:

- 1 er een negatief verwijderingsrendement is voor aluminium.  
Dit komt doordat er aluminiumchloride gedoseerd wordt voor behandeling via DAF;
- 2 de verwijdering van koper, ijzer en zink tussen 49 en 55 % ligt;
- 3 de verwijdering van nikkel, mangaan en lood tussen 17 en 38 % ligt;
- 4 de overige geanalyseerde zware metalen niet of nauwelijks verwijderd worden.

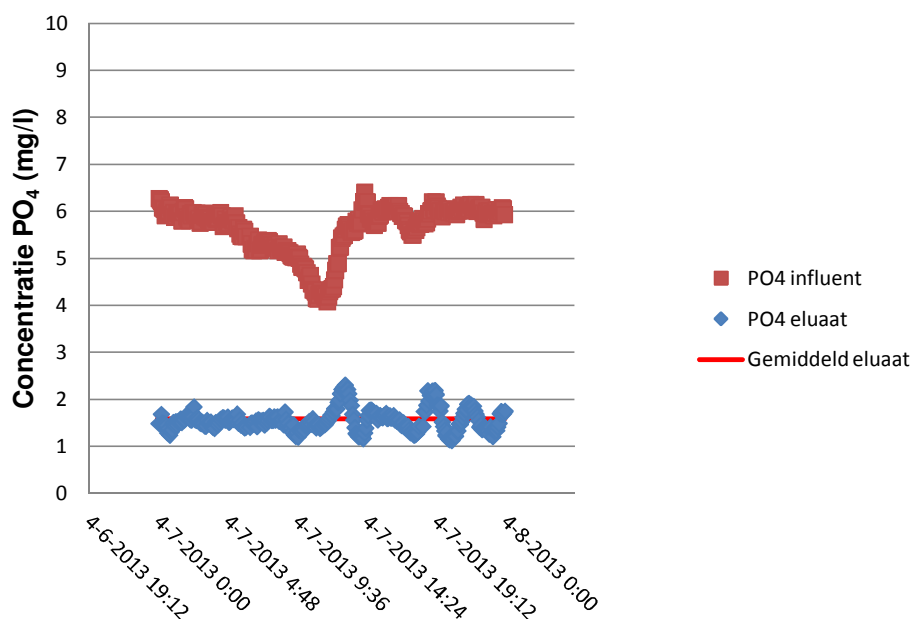
### 5.13 ONLINE REGELING PO<sub>4</sub>-P

In afbeeldingen 5.30 en 5.31 zijn de ingaande en uitgaande online PO<sub>4</sub>-P metingen weergegeven na installatie van de online PO<sub>4</sub>-P regeling. Tijdens de metingen in afbeelding 5.30 is gebruik gemaakt van een filterprobe, in afbeelding 5.31 is deze filterprobe vervangen door een filtrax sonde. Voor verdere uitleg, zie bijlage IV. In beide afbeeldingen is de uitgaande concentratie PO<sub>4</sub>-P op 1,5 mg/l ingesteld.

AFBEELDING 5.30 ONLINE INFLUENT EN ELUAATCONCENTRATIES PO<sub>4</sub>-P NA INSTALLATIE ONLINE PO<sub>4</sub>-P REGELING DOOR MIDDEL VAN FILTERPROBE



AFBEELDING 5.31 ONLINE INFLUENT EN ELUAATCONCENTRATIES PO<sub>4</sub>-P NA INSTALLATIE ONLINE PO<sub>4</sub>-P REGELING DOOR MIDDEL VAN FILTRAX UNIT



Uit afbeeldingen 5.30 en 5.31 blijkt dat:

- 1 de PO<sub>4</sub>-P regeling niet stabiel werkt bij het gebruik van een filterprobe, doordat de metingen bij een filterprobe om de 10 minuten plaatsvinden. De ingestelde waarde van 1,5 mg/l wordt niet behaald, de gemiddelde PO<sub>4</sub>-P concentratie is 1,9 mg/l;
- 2 bij vervanging van de filterprobe door een filtrax unit de regeling stabiel is, doordat de tijd tussen analyses afgenomen is van 10 minuten naar 5 minuten. Bij een ingestelde waarde van 1,5 mg/l PO<sub>4</sub>-P is de gemiddelde concentratie PO<sub>4</sub>-P in het eluaat 1,6 mg/l.

## 5.14 BEANTWOORDING ONDERZOEKSVRAGEN PILOTONDERZOEK RWZI EINDHOVEN

### 1. WELKE VERWIJDERINGSRENDEMENTEN VOOR CZV, BZV<sub>5r</sub>, FOSFAAT, STIKSTOF EN ZWEVENDE STOF ZIJN MAXIMAAL HAALBAAR?

Met de influentsamenstelling van rwzi Eindhoven is de maximaal mogelijke Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding 1,5. De polymeerdosering is geoptimaliseerd op 1 ppm. Doordat de geteste doseringen dicht bij elkaar liggen en de influentsamenstelling gedurende de diverse testreeksen invloed op de verwijderingsrendementen heeft, kan het zijn dat niet één enkele instelling de maximale verwijderingsrendementen voor alle afzonderlijke parameters heeft gegeven. Om deze reden zijn in tabel 5.14 de maximale verwijderingsrendementen en minimale eluaatconcentraties weergegeven die het gemiddelde zijn van de Me:PO<sub>4</sub>-P verhoudingen 1,5 en 1,25 voor iedere parameter. Enkel voor P-totaal zijn de resultaten voor Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding = 1,5 genomen, omdat de coagulantdosering direct invloed heeft op de verwijdering van P-totaal door binding van PO<sub>4</sub>.

TABEL 5.14 MAXIMALE VERWIJDERINGSRENDEMENTEN EN MINIMALE ELUAATCONCENTRATIES PER PARAMETER BIJ ME:PO<sub>4</sub>-P 1,25 EN 1,5

instelling	rendement ZS [ % ]	ZS eluaat DAF [mg/l]	rendement CZV [ % ]	CZV eluaat DAF [mg/l]	rendement BZV [ % ]	BZV eluaat DAF [mg/l]
maximale verwijdering	84 (74-92)	23 (15-40)	54 (39-68)	255 (173-392)	53 (43-61)	106 (75-150)
instelling	rendement P-totaal [ % ]	P-totaal eluaat DAF [mg/l]	rendement N-totaal [ % ]	N-totaal eluaat DAF [mg/l]	Rendement N-org [ % ]	N-org eluaat DAF [mg/l]
maximale verwijdering	76 (65-84)	2,8 (1,7-5,5)	12 (2-25)	52 (45-58)	36(3-60)	12 (6-19)

Tijdens de duurproeven is getest met een online PO<sub>4</sub>-P regeling. De resultaten verkregen tijdens deze duurproeven bij een oppervlaktebelasting van 20 m/h worden als optimaal gezien voor een DAF-installatie die wordt voorgeschakeld aan de biologie. De gemiddelde verwijderingsrendementen en eluaatconcentraties zijn weergegeven in tabel 5.15.

TABEL 5.15 GEMIDDELDE VERWIJDERINGSRENDEMENTEN EN ELUAATCONCENTRATIES PER PARAMETER BIJ OPTIMALE INSTELLINGEN

instelling	rendement ZS [ % ]	ZS eluaat DAF [mg/l]	rendement CZV [ % ]	CZV eluaat DAF [mg/l]	rendement BZV [ % ]	BZV eluaat DAF [mg/l]
optimale bedrijfsinstelling Eindhoven	73 (57-82)	62 (44-113)	56 (42-72)	254 (174-319)	56 (42-61)	99 (62-140)
instelling	rendement P-totaal [ % ]	P-totaal eluaat DAF [mg/l]	rendement N-totaal [ % ]	N-totaal eluaat DAF [mg/l]	rendement N-org [ % ]	N-org eluaat DAF [mg/l]
optimale bedrijfsinstelling Eindhoven	60 (44-66)	4,3 (3,3-5,0)	11 (1-19)	51 (29-66)	36 (6-78)	14 (3-28)

## **2. IS HET MOGELIJK OM EEN BZV/N-VERHOUDING IN HET ELUAAT TE HANDHAVEN WAARBIJ VOLLEDIGE DENITRIFICATIE MOGELIJK BLIJFT?**

Het uitgangspunt voor volledige denitrificatie in combinatie met het doseren van chemicaliën is een BZV/N van minimaal 3. Volledige denitrificatie wil hierbij zeggen verwijdering tot een restconcentratie van 2 tot 3 mgNO<sub>3</sub>-N/l. Uit het onderzoek is gebleken dat het niet mogelijk is een BZV/N-verhouding van minimaal 3 in het eluaat te handhaven.

In tabel 5.10 (paragraaf 5.8) staan de BZV/N verhoudingen per instelling weergegeven. De resultaten in deze tabel geven aan dat een BZV/N verhouding van 3 niet mogelijk is in combinatie met een chemicaliëndosering en een hoog verwijderingsrendement. Enkel bij een lage coagulantdosering met een Me:PO<sub>4</sub>-P verhouding van 0,25 kan een BZV/N verhouding van 3 benaderd worden. Bij een verhoogde oppervlaktebelasting zijnde verwijderingsrendementen te laag en daardoor de eluaatconcentraties te hoog om DAF toe te passen in plaats van een VBT. Dit betekent dat bij toepassing van DAF in plaats van voorbezinking, de BZV/N verhouding zo laag wordt dat deze weer moet worden verhoogd. Dit kan door de inzet van een C-bron of door het influent gedeeltelijk langs de DAF te by-passen.

## **3. IS STURING VAN DE ELUAATCONCENTRATIE EN BZV/N-VERHOUDING BINNEN EEN BEPAALDE RANGE MOGELIJK VIA EEN ONLINE DOSEERREGELING?**

Uit de conclusie van onderzoeksvraag 2 en tabel 5.10 blijkt dat sturing van de BZV/N verhouding in het eluaat niet mogelijk is.

## **4. IS HET MOGELIJK OM VIA EEN ONLINE DOSEERREGELING HET CHEMICALIËNGBRUIK TE STUREN OP INGAANDE- EN UITGAANDE P-ORTHOVRACHT EN HIERMEE HET CHEMICALIËNGBRUIK TE OPTIMALISEREN?**

Het praktijkonderzoek toont een verband (paragraaf 5.2.6, tabel 5.9 en afbeelding 5.14) aan tussen stijgende Me:PO<sub>4</sub>-P-verhouding en afnemende PO<sub>4</sub>-P-concentratie in het eluaat. Met de pilot installatie was het mogelijk om tussen een Me:PO<sub>4</sub>-P van 0,50 – 2,0 te sturen op een gewenste uitgaande PO<sub>4</sub>-P-concentratie, zonder dat hierdoor de BZV/N-verhouding wordt beïnvloed. Doordat er geen regeling mogelijk is op de BZV/N verhouding, is onderzocht of het mogelijk is om een goede online regeling te plaatsen op de PO<sub>4</sub>-P concentratie in het eluaat van de DAF. De online PO<sub>4</sub>-P regeling is omschreven in paragraaf 5.13.

Parallel aan dit onderzoek is een model gemaakt voor rwzi Eindhoven waarin de DAF dient als alternatief van de voorbezinktanks. Op basis van dit moment is er tijdens de duurproeven gekozen om de concentratie PO<sub>4</sub>-P constant te houden op 1,5 mg/l in plaats van 1,95 mg/l<sup>1</sup>. Zo wordt de regeling getest op basis van verkregen resultaten vanuit de modellering van rwzi Eindhoven. Uit de resultaten vanuit het praktijkonderzoek is gebleken dat de PO<sub>4</sub>-P concentratie goed regelbaar is zonder dat dit een effect heeft op het verwijderingsrendement en eluaatconcentratie van de overige parameters. De resultaten van de duurproeven zijn daarom ook representatief indien het setpoint voor PO<sub>4</sub>-P in de praktijk op een andere waarde ligt tussen 1 en 2 mgPO<sub>4</sub>-P/. Door een regeling te gebruiken voor een constante PO<sub>4</sub>-P concentratie is het mogelijk om het chemicaliënverbruik voor het coagulant te optimaliseren.

<sup>1</sup> Voor het vaststellen van de stuurconcentratie is in de variantenstudie een theoretische verkenning gedaan naar de effecten op de nitrificatie en biologische P verwijdering. Volgens deze verkenning is een stuurconcentratie van 1,95 mg ortho-P/l optimaal. Bij deze aanvoer concentratie naar de biologie wordt alle ortho fosfaat ingebouwd in het biologisch slib en treedt geen P limitatie op.

De polymeedosering is geoptimaliseerd op 1 ppm. Indien minder polymeer gedoseerd wordt, zal het verwijderingsrendement afnemen doordat de vlokken instabieler worden. De polymeedosering is hierdoor gekoppeld aan het te behandelen debiet door de DAF unit.

## 5. BIJ WELKE MAXIMALE OPPERVLAKTEBELASTING IS EEN STABIELE ELUAATCONCENTRATIE MOGELIJK?

Gedurende het onderzoek zijn twee verschillende oppervlaktebelastingen getest. De gemiddelde resultaten van de duurproeven met oppervlaktebelastingen van 20 en 27 m/h zijn weergegeven in tabel 5.16.

TABEL 5.16 GEMIDDELDE VERWIJDERINGSRENDEMENTEN EN ELUAATCONCENTRATIES PER PARAMETER BIJ OPTIMALE INSTELLINGEN (DUURPROEVEN)

oppervlakte belasting [m/h]	rendement ZS [ %]	ZS eluaat DAF [mg/l]	rendement CZV [ %]	CZV eluaat DAF [mg/l]	rendement BZV [ %]	BZV eluaat DAF [mg/l]
20	73 (57-82)	62 (44-113)	56 (42-72)	254 (174-319)	56 (42-61)	99 (62-140)
27	40 (18-67)	154 (85-230)	40 (29-56)	402 (347-494)	38 (30-48)	165 (130-200)
instelling	rendement P-totaal [ %]	P-totaal eluaat DAF [mg/l]	rendement N-totaal [ %]	N-totaal eluaat DAF [mg/l]	rendement N-org [ %]	N-orgeluaat DAF [mg/l]
20	60 (44-66)	4,3 (3,3-5,0)	11 (1-19)	51 (29-66)	29 (6-45)	14 (3-28)
27	44 (32-56)	8,0 (5,6-11,0)	10 (4-15)	57 (51-62)	27 (17-37)	13 (11-17)

Uit tabel 5.16 blijkt dat de duurproeven bij een oppervlaktebelasting van 20 m/h hogere verwijderingsrendementen en lagere eluaatconcentraties geven, met een lage spreiding. De spreiding in verwijderingsrendement en eluaatconcentratie bij een oppervlaktebelasting van 27 m/h is vooral hoger voor zwevende stof en P-totaal. Dit geeft aan dat er een hogere doorslag van zwevende stof plaatsvindt bij een oppervlaktebelasting van 27 m/h ten opzichte van 20 m/h. De doorslag van zwevende stof is duidelijk te zien in paragraaf 5.2.11 in afbeelding 5.28. Voor de overige parameters is de spreiding in verwijderingsrendement en eluaatconcentratie vergelijkbaar tussen een oppervlaktebelasting van 20 m/h en 27 m/h. De doorslag van zwevende stof heeft op deze parameters weinig invloed.

Met dit gegeven blijkt een oppervlaktebelasting van 27 m/h aan de hoge kant voor de pilot-opstelling. De optimale oppervlaktebelasting kan echter tussen 20 en 27 m/h liggen.

## 6. IS OVERKAPPING VAN DAF BIJ FULL-SCALE-TOEPASSING NOODZAKELIJK?

Doordat DAF bij de behandeling van afvalwater gebruik maakt van luchtinbreng is er rekening gehouden met een mogelijk strip effect van onder andere  $H_2S$ . Tijdens het onderzoek zijn geen specifieke kwantitatieve geurmetingen verricht. De bedrijfsvoerders van de pilot-installatie hebben regelmatig gecontroleerd of er een duidelijke geuremissie ontstaat in vergelijking met de ervaringen die met voorbezinktanks zijn opgedaan. Dit hangt vooral samen met de korte doorlooptijd van het afvalwater en het flotatieslib in een DAF installatie in vergelijking met een voorbezinktank. Hieruit is geconcludeerd dat er zich geen grotere geuremissie voordoet dan bij een voorbezinktank.

Of overkapping noodzakelijk is, hangt vooral samen met de locatiespecifieke emissie-eisen voor geur.

### 7. WAT IS HET ENERGIEVERBRUIK VAN DE GEHELE DAF-PILOTINSTALLATIE?

Tijdens het pilotonderzoek is het energieverbruik niet vastgesteld. Doorvertaling van energiecijfers vanuit een pilotinstallatie is niet representatief voor full-scale. Omdat bij de bepaling van het energieverbruik gekeken wordt naar het energieverbruik per m<sup>3</sup> behandeld afvalwater, zal een pilotinstallatie een hoger verbruik hebben dan een full-scale installatie. Dit hangt samen met het feit dat bij het opschalen van bijvoorbeeld pompen het energieverbruik per m<sup>3</sup> afvalwater af zal nemen. Op basis van leveranciersinformatie en een theoretische benadering is het verwachte operationele energieverbruik in de variantenstudie verder uitgewerkt.

### 8. WAT IS HET ZUURSTOFGEHALTE IN HET ELUAAT EN IS DIT TE BEÏNVLOEDEN?

Het zuurstofgehalte in het eluaat van de DAF is afhankelijk van de temperatuur van het afvalwater en de gebruikte instellingen. Tijdens de duurproeven is gebleken dat het zuurstofgehalte in het eluaat binnen 4 uur dezelfde waarde heeft als het te behandelen influent. Indien er maximale verwijdering toegepast wordt ( $\text{Me:PO}_4\text{-P} > 1,5$ ), zal het zuurstofniveau in het eluaat van de DAF langer gehandhaafd worden.

De hypothese is dat de micro-organismen bij hoge doseringen dusdanig ver zijn verwijderd dat de zuurstof, die bij flotatie wordt ingebracht, niet verbruikt wordt.

### 9. WAT IS DE SLIBPRODUCTIE EN DE BIJBEHORENDE SAMENSTELLING?

In het pilotonderzoek is de operationele slibproductie niet vastgesteld. De timer op de slibpomp blijkt voor onderzoeksdoeleinden niet geschikt te zijn (tijdintensieve monitoring).

In tabel 5.17 is de gemiddelde slibsamenstelling per parameter weergegeven over het gehele onderzoek.

TABEL 5.17 GEMIDDELDE SLIBSAMENSTELLING DAF INSTALLATIE

droge stof gehalte flotatieslib [ % ds]	asrest flotatie slib [ %]	CZV [kg CZV/kg ds]	P-totaal [g/kg]	NKj [g/kg]	zandfractie [ %]
4,2	24	1,2	25,5	38	6,3

De totale slibproductie wordt vanuit ervaring omgerekend door 65 % van het verwijderde CZV te delen door het droge stof gehalte. Dit komt neer op 4,6 liter slib per m<sup>3</sup> behandeld afvalwater. Dit komt overeen met 0,19 kg ds per m<sup>3</sup> behandeld afvalwater op basis van een soortelijk gewicht van 1.000 kg/m<sup>3</sup> slib en 4,2 % ds/l flotatieslib. Voor RWZI Eindhoven met een hydraulische jaarbelasting van 60.000.000 m<sup>3</sup> per jaar zou dit een flotatieslibproductie van 276.000 m<sup>3</sup> per jaar betekenen en een droge stof productie van 32 ton ds/dag. De huidige primair slibproductie is jaarlijks gemiddeld 358.000 m<sup>3</sup> per jaar, en een droge stof productie van 10 ton ds/dag. Overigens zijn er tijdens het onderzoek relatief weinig RWA-dagen geweest, waardoor deze getallen in de praktijk zullen afwijken.

In de variantenstudie is de slibproductie exclusief chemisch slib berekend op basis van de verwijdering van zwevende stof. De verwijdering van zwevende stof bedraagt 176 mg/l bij een plaatbelasting van 20 m/uur en optimale instellingen. Dit komt overeen met 4,2 liter slib per m<sup>3</sup> behandeld afvalwater. Beide berekeningen zijn dus redelijk met elkaar in overeenstemming. Een uitgebreidere analyse staat in paragraaf 6.6.3.

#### **10. OP WELKE MANIER ZOU HET GEPRODUCEERDE DAF SLIB OP RWZI EINDHOVEN VERWERKT KUNNEN WORDEN?**

Het primair en secundair slib van rwzi Eindhoven wordt via een persleiding verpompt naar slibverwerkingsinstallatie Mierlo. In de huidige situatie wordt het slib verpompt met een drogestofgehalte van ongeveer 2 %. Indien het primair slib van de DAF installatie opgemengd wordt met het secundair slib, zal het gemengde slib een drogestofgehalte hebben van ongeveer 3 %. Indien verhoging van het drogestofgehalte in de praktijk een probleem met de verpompings oplevert, dan is het mogelijk om de waterhoogte in de DAF installatie aan te passen om op deze manier het droge stof gehalte van het flotatieslib te verlagen.

# 6

## VARIANTENSTUDIE

### 6.1 INLEIDING

De technische en economische haalbaarheid van DAF als voorbehandeling zijn bepaald door middel van een variantenstudie. Hierbij is voor de locaties rwzi Eindhoven en rwzi Nieuwveer een aantal varianten uitgewerkt. In paragraaf 6.2 worden de verschillende varianten per locatie en hun uitgangspunten omschreven. In paragrafen 6.3 en 6.4 zijn de resultaten voor respectievelijk rwzi Eindhoven en rwzi Nieuwveer weergegeven. Hierbij is eerst een uitwerking inclusief massabalans gegeven. Ook is het energieverbruik bepaald. Vervolgens zijn voor rwzi Eindhoven de investerings- en operationele kosten bepaald. Ten slotte is ook een overzicht van de risico's en onzekerheden gemaakt. In paragraaf 6.6. is een nieuw concept voor de combinatie van DAF en koude ANAMMOX uitgewerkt.

### 6.2 GEZAMENLIJKE UITGANGSPUNTEN

#### AANVOER VAN INFLUENT

De samenstelling van het influent en de rekenwijze zijn specifiek per variant en worden dus in de betreffende paragraaf weergegeven.

#### VOORBEHANDELING

Per variant is een andere voorbehandeling toegepast. De gebruikte verwijderingsrendementen voor iedere voorbehandelingstechniek en de bron waarop deze zijn gebaseerd zijn weergegeven in tabel 6.1. Bij VBT met voorprecipitatie en DAF met chemicaliën wordt uitgegaan van dezelfde chemicaliën (PE en  $AlCl_3$ ). Hierbij dient opgemerkt te worden dat geen praktijkdata beschikbaar zijn van deze combinatie als voorprecipitatie.

#### ACTIEF-SLIBPROCES

Voor het doorrekenen van het actief-slibproces op rwzi Eindhoven en rwzi Nieuwveer zijn de onderstaande uitgangspunten gebruikt. Het actief-slibproces op rwzi Eindhoven en rwzi Nieuwveer is niet gemodelleerd, effluentconcentraties zijn gebaseerd op gegevens in de huidige situatie en expert judgement. De volgende uitgangspunten zijn gebruikt in de benadering van het actief-slibproces op rwzi Eindhoven en rwzi Nieuwveer.

- verwijdering zwevende stof op rwzi Eindhoven wordt berekend op basis van behaald rendement, op rwzi Nieuwveer wordt een vaste effluentconcentratie van 10 mg/l aangehouden;
- het effluent heeft altijd een BZV-concentratie van 4 mg/l;
- het effluent heeft altijd een CZV-concentratie van 35 mg/l (rwzi Eindhoven) of 40 mg/l (rwzi Nieuwveer);
- bij een ingaande orthofosfaatconcentratie hoger dan 3,5 mg/l vindt het bio-P-proces plaats. Om de verwijdering van orthofosfaat te berekenen is het verwijderingsrendement in de huidige situatie, waarin het bio-P-proces plaatsvindt, toegepast;



- bij een ingaande orthofosfaatconcentratie lager dan 3,5 mg/l vindt geen bio-P-proces plaats. Verwijdering van orthofosfaat is berekend op basis van 1,5 % opname in biomassa. De waarde van 1,5 % is aangehouden om de fosfaatbalans kloppend te maken;
- de verwijdering van het fosfaat dat geen orthofosfaat is, is berekend op basis van het huidige verwijderingsrendement in de biologie en nabezinktanks (rwzi Eindhoven) of expert judgement (rwzi Nieuwveer);
- de productie van biomassa is berekend op basis van CZV-concentraties die het actief-slibproces in en uit gaan. Het verschil is verwijderd CZV. Verwijderd CZV wordt met behulp van de gemeten yield omgerekend naar biomassaproductie;
- de relatie tussen BZV/N-verhouding en concentratie N-totaal in het effluent is specifiek per rwzi en is dus in de betreffende paragraaf weergegeven;
- N-Kj is altijd 30 % van N-totaal in het effluent;
- NO<sub>3</sub>-N is altijd 70 % van N-totaal in het effluent.

TABEL 6.1 VERWIJDERINGSRENDEMENTEN VAN DE VERSCHILLENDE VOORBEHANDELINGSTECHNIEKEN

parameter	eenheid	VBT (Eindhoven)	VBT + voorprecipitatie	fijnzeef	DAF zonder chemicaliën	DAF met chemicaliën (optimale verwijdering)	DAF met chemicaliën (maximale verwijdering)	A-trap
van toepassing in varianten	-	E0	E1	E2	E3, N1	E4, N3	E5, E6, E7, N2, N4	N0
bron data	-	analyses waterlijn rwzi Eindhoven (DWA) <sup>1</sup>	expert judgement op basis van [35] en [14]	KALLISTO	DAF pilot- onderzoek	DAF pilot- onderzoek	DAF pilotonderzoek / KALLISTO	[92]
gemiddelde oppervlaktebelasting	m/h	1,2	1,2	95,0	22,5	22,5	22,5	-
zwevende stof	%	55 %	70 %	55 %	55 %	85 %	91 %	59 %
BZV	%	33 %	60 %	46 %	30 %	60 %	80 %	61 %
CZV	%	31 %	60 %	33 %	30 %	55 %	70 %	53 %
P-totaal	%	10 %	60 %	8 %	13 %	60 %	89 %	44 %
P-ortho	%	5 %	70 %	8 %	8 %	70 %	98 %	44 %
N-totaal	%	10 %	15 %	10 %	10 %	14 %	19 %	29 %
N-Kj	%	10 %	15 %	10 %	10 %	14 %	19 %	29 %

## CHEMICALIËN

Voor de dosering van chemicaliën zijn de volgende uitgangspunten aangehouden:

- als metaalzout (coagulant) op de waterlijn wordt AlCl<sub>3</sub> gebruikt;
- als metaalzout (coagulant) op het zandfilter (effluent polishing) wordt PACl gebruikt;
- als flocculant wordt anionisch polymeer gebruikt;
- op rwzi Nieuwveer wordt in de referentie ijzer(II)sulfaat gebruikt voor fosfaatverwijdering;
- als externe koolstofbron wordt methanol gebruikt voor de biologie en het zandfilter;
- de hoogte van de dosering is bepaald op basis van de huidige situatie, expert judgement, en uitkomsten uit het pilotonderzoek. Waardes zijn weergegeven bij de betreffende locatie;
- bij de varianten met actief-slibstelsysteem en zonder effluent polishing wordt methanol als externe koolstofbron gedoseerd tot de ingaande BZV/N-verhouding naar het actief-slibstelsysteem 3,0 (rwzi Eindhoven) of 2,0 (rwzi Nieuwveer) is.

1 De hier gerapporteerde verwijderingsrendementen gelden voor DWA en wijken dus af van de elders gerapporteerde waardes uit het meerjarenoverzicht.

## SLIBPRODUCTIE

Voor het berekenen van de slibproductie zijn onderstaande uitgangspunten gehanteerd.

- de productie van primair slib is berekend op basis van de verwijdering van zwevende stof in de voorbehandeling;
- de productie van A-trap slib op rwzi Nieuwveer is berekend op basis van een kengetal uit [92] (slibproductie per kilogram CZV aangevoerd);
- de productie van organisch surplusslib wordt berekend op basis van verwijdering van CZV in het actief-slibstelsel en de gemeten yield (rwzi Eindhoven en rwzi Nieuwveer);
- de productie van extra organisch surplusslib als gevolg van externe koolstofbron wordt berekend op basis van de hoeveelheid die wordt toegevoegd en een literatuurwaarde voor de yield [32];
- de productie van anorganisch surplusslib wordt berekend op basis van de hoeveelheid organisch surplusslib en het gemeten of geschatte asgehalte;
- de productie van chemisch slib door metaalzoutdosering wordt berekend als  $AlPO_4$  tot een Me:P-verhouding van 1:1, de overmaat Al slaat neer als  $Al(OH)_3$ . De massa van  $AlPO_4$ ,  $Al(OH)_3$  en gedoseerd polymeer is de hoeveelheid chemisch slib (uitgedrukt als drogestof).

## ENERGIEGEBRUIK EN BIOGASPRODUCTIE

Voor het berekenen van energieverbruik en biogasproductie zijn de volgende uitgangspunten gehanteerd:

- het energieverbruik is berekend als hoger of lager gebruik voor voorbehandeling, beluchting, zandfilter (rwzi Eindhoven) en slibindikking- en ontwatering ten opzichte van de referentie;
- biogasproductie wordt gebaseerd op het Chen-Hashimoto-model (vergisting onder mesofiele omstandigheden zonder voorbehandeling zoals TDH). Hierbij zijn de uitgangspunten in tabel 6.2 gebruikt. De uitgangspunten zijn gebaseerd op de uitgangspunten van energiefabriek Tilburg en [36]. Het gistingsvolume is vastgesteld voor de referentie met een verblijftijd van 20 dagen. Vervolgens is dit volume voor alle varianten toegepast, de verblijftijd is daarmee variabel gesteld.
- de benodigde hoeveelheid biogas voor opwarmen van de vergister is niet meegerekend om dat deze in de referentie en de varianten vergelijkbaar is en dus niet onderscheidend is.

TABEL 6.2

## UITGANGSPUNTEN BIOGASROUTE

parameter	eenheid	waarde
asgehalte DS primair slib (zonder chemisch slib)	%	24
asgehalte DS secundair slib	%	0
droge stof primair slib	%	4
droge stof secundair slib	%	7
droge stof A-trap slib	%	4
droge stof B-trap slib	%	7
maximale reductie ods primair	%	65
maximale reductie ods secundair	%	40
maximale reductie ods A-trap slib	%	40
maximale reductie ods B-trap slib	%	40
afbraakconstante primair	-	1,00
afbraakconstante secundair	-	1,50
afbraakconstante A-trap slib	-	1,50
afbraakconstante B-trapslib	-	1,50
kg CZV/kg ODS primair	kg/kg	1,80
kg CZV/kg ODS secundair	kg/kg	1,42
kg CZV/kg ODS A-trap slib	kg/kg	1,40
kg CZV/kg ODS B-trap slib	kg/kg	1,40
methaangehalte biogas	%	65
efficiëntie benutting biogas	%	98
Calorische waarde biogas	MJ/m <sup>3</sup>	23
Elektrisch rendement WKK	%	40
Warmte rendement WKK	%	40
SRTmin	d	2,85
fT mesofiel (temperatuurfactor)	-	1,08
fT thermofiel (temperatuurfactor)	-	1,35
gistingvolume	m <sup>3</sup>	9.300 (Eindhoven ) / 5.700 (Nieuwveer)
temperatuur	°C	36

**EFFLUENT POLISHING MIDDELS ZANDFILTER**

Het zandfilter is alleen van toepassing op rwzi Eindhoven, uitgangspunten worden in de betreffende paragraaf weergegeven.

**BEREKENING GER-BALANS**

Om de varianten te beoordelen op het aspect duurzaamheid is een balans van GER-waarden (gross energy requirement) opgesteld, waarin de onderdelen elektriciteitsverbruik, biogas en gebruikte chemicaliën zijn opgenomen. De GER-waarde is een manier om de energie-impact van hulpstoffen uit te drukken in primaire energie. In STOWA-verband is een overzicht gemaakt van GER-waarden van in de waterketen gebruikte hulpstoffen [38]. Daarnaast is voor deze berekening gebruik gemaakt van de GER-waardendatabase van AgentschapNL [39]. De gebruikte waarden en hun bronvermelding zijn weergegeven in tabel 6.3. De invloed van de warmtebehoefte van de gisting en warmteproductie van de WKK's is niet meegenomen in de GER-balans.

TABEL 6.3 GER-WAARDEN VAN GEBRUIKTE HULPSTOFFEN

hulpstof	eenheid	waarde	bron
elektriciteit (NL mix)	MJ/kWh	11,9	[39]
aardgas	MJ/m <sup>3</sup>	44,5	[39]
methanol uit aardgas (Methanol, at plant/GLO S)	MJ/kg	37,6	[38]
aluminiumchloride (hydraatvorm; 2 AlCl <sub>3</sub> ·6H <sub>2</sub> O)	MJ/kg	14,9	[38]
poly-aluminiumchloride (Aln(Cl <sub>3</sub> n-m(OH)m); n = 10)	MJ/kg	19,5	[38]
PE: Polyacrylamide, anionisch, vloeibaar, emulsie 50 %	MJ/kg	62,2	[38]
ijzer(II)sulfaat (FeSO <sub>4</sub> )	MJ/kg	3,4	[38]
transport (vrachtwagen 16-32 ton)	MJ/tonkm	2,87	[39]

### 6.3 VARIANTEN EN UITGANGSPUNTEN RWZI EINDHOVEN

Voor de variantenstudie voor rwzi Eindhoven zijn zeven varianten doorgerekend. Daarnaast is de huidige situatie gebruikt om het model te valideren. In deze paragraaf worden de uitgewerkte varianten en de gebruikte uitgangspunten beschreven. De uitgangspunten voor de kostenberekeningen zijn in de betreffende paragrafen beschreven.

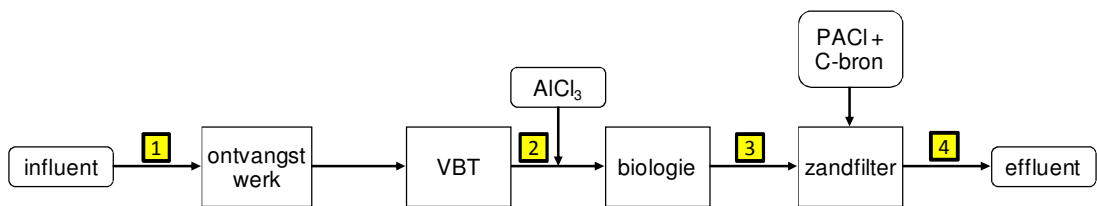
#### 6.3.1 EV: VOORBEZINKTANK (VALIDATIE)

Het rekenmodel is opgezet voor de rwzi Eindhoven in de huidige situatie. Hierbij is 2011 als referentiejaar gebruikt. Cijfers uit eerdere jaren zijn niet goed vergelijkbaar, omdat in 2011 deflectieschotten in de voorbezinktank aanwezig waren. In eerdere jaren waren deze nog niet geïnstalleerd. Op rwzi Eindhoven vindt voorbehandeling plaats in een voorbezinktank. Op de afloop van de voorbezinktank wordt aluminiumchloride (AlCl<sub>3</sub>) of aluminiumsulfaat (Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>) gedoseerd om fosfaat neer te slaan. Beide zijn een restproduct uit de industrie. De keuze tussen deze twee stoffen wordt bepaald op basis van beschikbaarheid. In de modellering is uitgegaan van AlCl<sub>3</sub>. De validatievariant is gebruikt om het model te fitten voor de specifieke situatie op rwzi Eindhoven, maar wordt verder niet uitgewerkt en gepresenteerd. Het model is dus opgebouwd en getoetst met de werkelijke resultaten uit 2011, modelparameters zijn indien nodig aangepast. Als referentie voldoet deze variant echter niet, omdat de vereiste effluentconcentraties niet worden bereikt. Daarom wordt in de referentie een zandfilter toegepast als effluent polishing.

#### 6.3.2 E0: VOORBEZINKTANK EN EFFLUENT POLISHING

Het effluent van rwzi Eindhoven voldoet nu aan jaargemiddelde effluentconcentraties van 8,9 mg/l N-totaal en 0,9 mg/l P-totaal. In de toekomst worden deze eisen strenger. Als uitgangspunt wordt 5,0 mg/l N-totaal en 0,2 mg/l P-totaal gehanteerd. Een van de mogelijkheden om aan deze eisen te voldoen is het installeren van een discontinu zandfilter als effluent polishing techniek. In 2011 is hiervoor door Witteveen+Bos een schetsontwerp [40] opgesteld. De combinatie voorbezinktank en effluent polishing zal worden toegepast, tenzij met een van de andere varianten een betere of gelijkwaardige effluentkwaliteit bereikt kan worden tegen gelijke of lagere kosten. Daarom wordt variant E0 gebruikt als referentie waartegen alle andere varianten worden afgewogen.

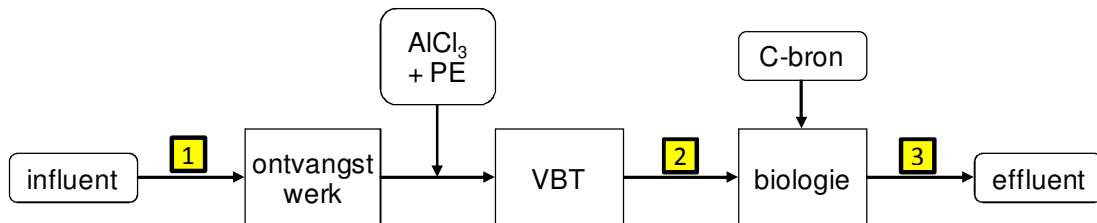
AFBEELDING 6.1 BLOKSCHEMA VARIANT E0



### 6.3.3 E1: VOORBEZINKTANK MET VOORPRECIPITATIE

Door voorprecipitatie toe te passen kan het rendement van de voorbezinktank worden verhoogd (zie paragraaf 3.5). Daarom kan voorprecipitatie mogelijk dienen als alternatief voor effluent polishing. In deze variant worden geen chemicaliën gedoseerd op de afloop voorbezinktank.

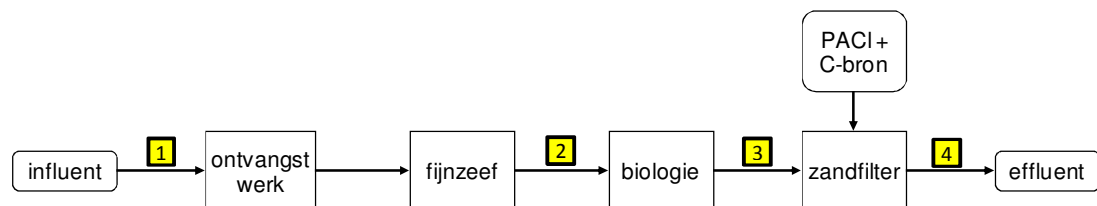
AFBEELDING 6.2 BLOKSCHEMA VARIANT E1



### 6.3.4 E2: FIJNZEEF EN EFFLUENT POLISHING

In plaats van een voorbezinktank kan een fijnzeef worden gebruikt als voorbehandeling. In deze variant worden geen chemicaliën toegevoegd. Zonder toevoeging van chemicaliën verwijdert de fijnzeef onvoldoende fosfaat om aan de strengere eisen te voldoen, dus is effluent polishing nodig. Het zeefgoed van de fijnzeef heeft een drogestofgehalte van circa 25 %, dus hoeft het niet ontwaterd te worden in SVI Mierlo.

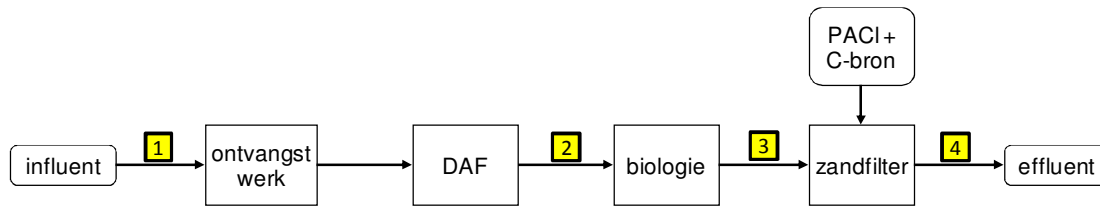
AFBEELDING 6.3 BLOKSCHEMA VARIANT E2



### 6.3.5 E3: DAF ZONDER CHEMICALIËN EN EFFLUENT POLISHING

In plaats van een voorbezinktank kan een DAF-installatie worden gebruikt als voorbehandeling. In deze variant worden geen chemicaliën toegevoegd. Zonder toevoeging van chemicaliën verwijdert de DAF-installatie onvoldoende fosfaat om aan de strengere eisen te voldoen, dus is effluent polishing nodig. De installatie van zowel een DAF-unit als van effluent polishing brengt (veel) hogere kosten met zich mee dan de referentie (E0). Om dit inzichtelijk te maken wordt deze variant wel uitgewerkt.

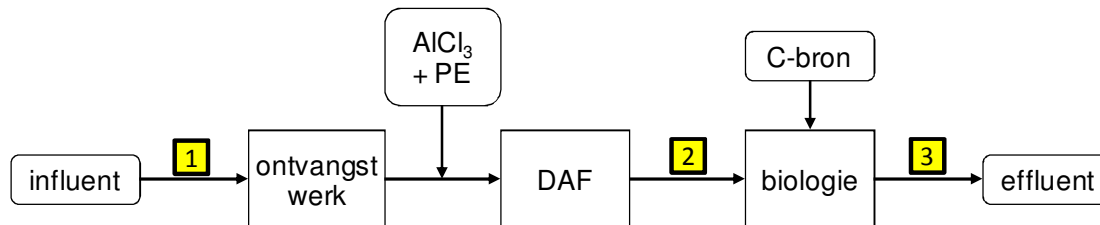
AFBEELDING 6.4 BLOKSHEMA VARIANT E3



### 6.3.6 E4: DAF MET CHEMICALIËN VOOR OPTIMALE SAMENSTELLING VOOR BIOLOGIE

In plaats van een voorbezinktank kan een DAF-installatie worden gebruikt als voorbehandeling. In deze variant worden chemicaliën toegevoegd om een hoger verwijderingsrendement te behalen. De dosering vindt in die mate plaats, dat de biologie nog zo goed mogelijk in stand blijft. Dit betekent dat de BZV/N-verhouding in het eluaat zo hoog mogelijk is en dat er voldoende orthofosfaat aanwezig is voor microbiële groei. Uit het pilotonderzoek is gebleken dat het behouden van een voldoende hoge BZV/N-verhouding met een DAF met chemicaliëndosering niet mogelijk is. Daarom wordt methanol gedoseerd als externe koolstofbron.

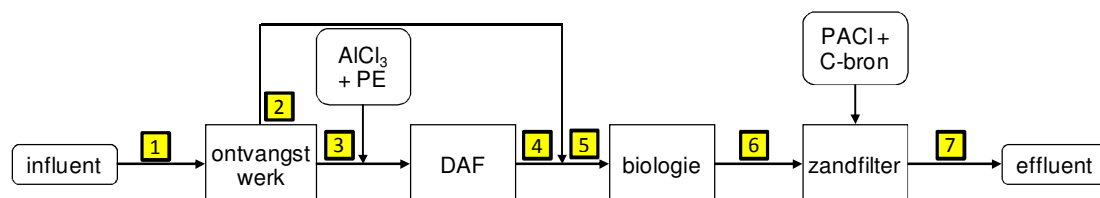
AFBEELDING 6.5 BLOKSHEMA VARIANT E4



### 6.3.7 E5: DAF MET BYPASS VOOR BZV/N NAAR BIOLOGIE = 3,0 EN EFFLUENT POLISHING

In plaats van een voorbezinktank kan een DAF-installatie worden gebruikt als voorbehandeling. In deze variant worden chemicaliën toegevoegd om een hoger verwijderingsrendement te behalen. De dosering vindt in die mate plaats, dat alle componenten maximaal verwijderd worden, maar de DAF-installatie wel stabiel blijft werken. Een deel van het influent wordt gebypassed langs de DAF-installatie, om ervoor te zorgen dat het water dat de biologie in gaat een BZV/N-verhouding van 3,0 heeft. Dit heeft als gevolg dat de effluenteis voor P-totaal niet wordt behaald, dus is ook effluent polishing nodig. De installatie van zowel een DAF-unit als effluent polishing brengt (veel) hogere kosten met zich mee dan de referentie (E0). Ook moet gezien de influentverhouding BZV/N zeer veel influent gebypassed worden, wat niet realistisch is. Daarom worden de kosten van deze variant niet uitgewerkt.

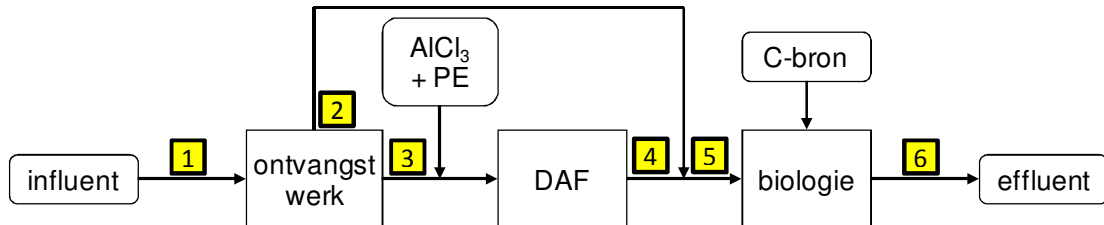
AFBEELDING 6.6 BLOKSHEMA VARIANT E5



### 6.3.8 E6: DAF MET BYPASS VOOR CONCENTRATIE ORTHOFOSFAAT NAAR BIOLOGIE = 2,0 MG/L

Variant E6 is identiek aan E5, met dit verschil dat een deel van het influent wordt gebypassed langs de DAF-installatie, om ervoor te zorgen dat het water dat de biologie in gaat een concentratie orthofosfaat van 2,0 mg/l heeft. Deze concentratie is nodig voor microbiële groei. Hierdoor is effluent voor P-totaal niet noodzakelijk, waarmee aanzienlijke kosten kunnen worden bespaard.

AFBEELDING 6.7 BLOKSCHEMA VARIANT E6



### 6.3.9 E7: DAF MET CHEMICALIËN VOOR MAXIMALE VERWIJDERING EN KOUDE ANAMMOX

Doordat DAF veel BZV en weinig stikstof kan verwijderen, kan DAF interessant zijn als voorbehandeling voor koude ANAMMOX. Dit is uitgewerkt voor de situatie op rwzi Eindhoven in paragraaf 6.6.

### 6.3.10 SPECIFIEKE UITGANGSPUNTEN RWZI EINDHOVEN

Voor de varianten op rwzi Eindhoven is het behalen van de toekomstige effluentnormen het belangrijkste doel. Vereiste effluentconcentraties zijn 5,0 mg/l N-totaal en 0,2 mg/l P-totaal. Uitgangspunt is dat met iedere variant deze concentraties behaald kunnen worden. Als de voorbehandeling te weinig fosfaat verwijdert, wordt een zandfilter als effluent polishing toegepast. Daarnaast zijn voor de verschillende aspecten van de variantenstudie onderstaande uitgangspunten aangehouden.

#### AANVOER VAN INFLUENT

Voor de aanvoer van influent zijn de volgende uitgangspunten aangehouden:

- de varianten zijn doorgerekend op basis van de gegevens van rwzi Eindhoven over 2011 (zie tabel 6.4). Er is gebruik gemaakt van het meerjarenoverzicht en specifieke data van DWA-dagen;
- de gemiddelde aanvoer van orthofosfaat op DWA-dagen is met 25 % verlaagd om het chemisch neerslaan van orthofosfaat op SVI Mierlo (slibverwerkingsinstallatie) te simuleren. Op SVI Mierlo wordt slib van rwzi Eindhoven en enkele andere rwzi's in de omgeving ontwaterd. Het rejectiewater van SVI Mierlo komt retour naar rwzi Eindhoven. Het vrijkomen van fosfaat uit bio-P biomassa zorgt voor een grote fosfaatvrucht in het rejectiewater. Dit zal in de toekomst worden ondervangen, mogelijk door chemisch neerslaan, en is daarom al meegenomen in deze studie;
- de berekeningen zijn uitgevoerd op basis van gemiddelde waardes bij DWA. Gemiddelde vruchten zijn berekend op basis van gemiddeld debiet en gemiddelde concentratie;
- berekeningen zijn uitgevoerd voor het maatgevend uurdebiet bij DWA. Het maatgevend uurdebiet is het dagdebiet gedeeld door 20.

TABEL 6.4

## GEBRUIKTE AANVOERDATA RWZI EINDHOVEN (2011)

parameter	eenheid	waarde
dagdebiet	m <sup>3</sup> /d	109.421
uurdebiet	m <sup>3</sup> /h	5.471
concentratie zwevende stof	mg/l	168
concentratie BZV	mg/l	191
concentratie CZV	mg/l	495
concentratie P-totaal	mg/l	9
concentratie P-ortho	mg/l	5
concentratie N-totaal	mg/l	55
concentratie N-Kj	mg/l	55
concentratie NO <sub>3</sub> -N	mg/l	0

**VOORBEHANDELING**

Uitgangspunten zijn weergegeven bij de algemene uitgangspunten in paragraaf 6.2.

**ACTIEF-SLIBPROCES**

- bij een ingaande BZV/N verhouding naar het actief-slibstelsel van 2,7 is de uitgaande concentratie N-totaal 9 mg/l (huidige situatie rwzi Eindhoven);
- bij een ingaande BZV/N verhouding naar het actief-slibstelsel van 2,1 is de uitgaande concentratie N-totaal 11 mg/l (expert judgement);
- bij een ingaande BZV/N verhouding naar het actief-slibstelsel van 3,0 is de uitgaande concentratie N-totaal 5 mg/l (expert judgement).

**CHEMICALIËN**

Waardes van de chemicaliëndosering zijn weergegeven in tabel 6.6.

**SLIBPRODUCTIE**

Uitgangspunten zijn weergegeven bij de algemene uitgangspunten. Zowel primair als secundair slib wordt verzameld in de slibbinders en naar SVI Mierlo getransporteerd via een persleiding. Na ontwatering aldaar vindt transport naar Tilburg plaats, waar het slib samen met andere stromen wordt vergist. Zeefgoed van de fijnzeef heeft een hoog drogestofgehalte door de ingebouwde schroefpers. Het wordt dus niet naar Mierlo getransporteerd voor ontwatering. Wel is in de berekeningen een kleine hoeveelheid PE meegenomen voor ontwatering in de schroefpers.

**ENERGIEGEBRUIK EN BIOGASPRODUCTIE**

Uitgangspunten zijn weergegeven bij de algemene uitgangspunten.

**EFFLUENT POLISHING MIDDELS ZANDFILTER**

Bij de varianten waarbij in de voorbehandeling te weinig fosfaat wordt verwijderd om de effluenteis voor totaal fosfaat (0,2 mg/l) te bereiken is effluent polishing middels een discontinu zandfilter meegenomen als onderdeel van de variant. Het zandfilter is doorgerekend op basis van de uitgangspunten gebruikt in het schetsontwerp opgesteld door Witteveen+Bos [40]. In het schetsontwerp zijn gegevens voor 2010 gebruikt, voor de variantenstudie zijn de gegevens voor 2011 aangehouden. Gegevens zoals doseringen zijn dus niet 1 op 1 vergelijkbaar. Daarnaast was het zandfilter ontworpen voor een effluentconcentratie voor totaal



fosfaat van 0,3 mg/l. In de variantenstudie is uitgegaan van 0,2 mg/l. Aangenomen is dat deze concentratie ook te behalen is met het gemaakte ontwerp. De belangrijkste uitgangspunten zijn weergegeven in tabel 6.5.

TABEL 6.5 UITGANGSPUNTEN DISCONTINU ZANDFILTER

parameter	eenheid	waarde
benodigde CZV/N-verhouding	g CZV/g NO <sub>3</sub> -N	3,5
benodigde CZV/O-verhouding	g CZV/g O <sub>2</sub>	0,5
concentratie zuurstof in effluent	mg O <sub>2</sub> /l	5
doseerverhouding Me/P	mol Al/mol Portho	4
zwevende stof na zandfilter	mg/l	5
BZV-concentratie na zandfilter	mg/l	2
CZV-concentratie na zandfilter	mg/l	25
P-tot in effluent na zandfilter	mg/l	0,2
P-ortho in effluent na zandfilter	mg/l	0,1
N-tot in effluent na zandfilter	mg/l	5
N-Kj in effluent na zandfilter	mg/l	4,5
NO <sub>3</sub> -N in effluent na zandfilter	mg/l	0,5

De belangrijkste uitgangspunten per variant zijn samengevat in tabel 6.6.

TABEL 6.6 UITGANGSPUNTEN VARIANTEN EINDHOVEN

variant	E0	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7
verkorte omschrijving	VBT	VBT mc	fijnzeef	DAF zc	DAF oc	DAF bypass BZV/N	DAF bypass P-ortho	DAF mc + koude ANAMMOX
locatie dosering chemicaliën	afloop VBT	VBT	n.v.t.	n.v.t.	influent DAF	influent DAF	influent DAF	influent DAF
dosering AlCl <sub>3</sub> (l/uur)	500	-	-	-	-	-	-	-
dosering Al (Al: PO <sub>4</sub> -P)	0,47	0,85	-	-	0,85	2,5	2,5	2,5
dosering polymeer (ppm)	-	-	-	-	1	1	1	1
BZV/N biologie in	2,7	3,0	2,1	2,7	3,0	3,0	3,0	1,6
P-ortho biologie in (mg/l)	4,8	1,5	4,6	4,6	1,5	4,0	2,0	0,1
dosering methanol op biologie	nee	ja	nee	nee	ja	nee	ja	nee
bio-P-proces	ja	nee	ja	ja	nee	ja	nee	nee
toepassing effluent polishing	ja	nee	ja	ja	nee	ja	nee	nee
concentratie N-totaal biologie uit (mg/l)	9	5	11	9	5	5	5	-
concentratie P-totaal biologie uit (mg/l)	0,9	0,2	0,9	0,9	0,2	0,6	0,2	-
concentratie N-totaal effluent (mg/l)	5	5	5	5	5	5	5	-
concentratie P-totaal effluent (mg/l)	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	-

## 6.4 VARIANTEN EN UITGANGSPUNTEN RWZI NIEUWVEER

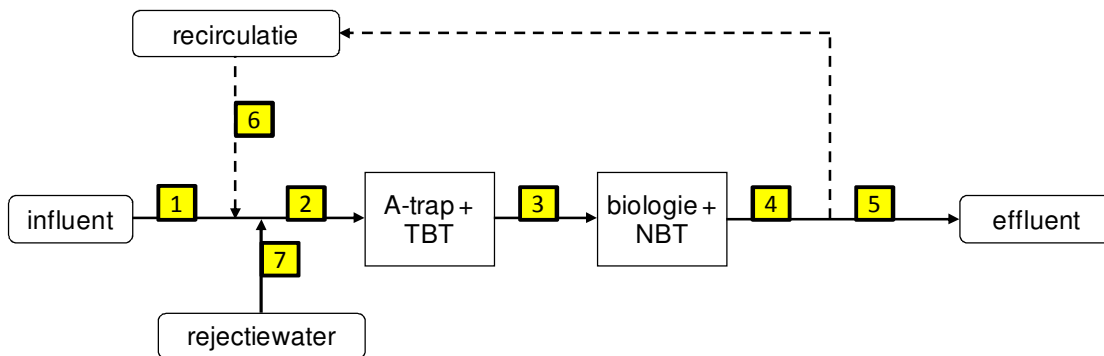
Voor de variantenstudie voor rwzi Nieuwveer zijn vijf varianten doorgerekend. De voorziene situatie in 2014 is gebruikt als referentie. In deze paragraaf worden de uitgewerkte varianten en de gebruikte uitgangspunten beschreven.

### 6.4.1 NO: A-TRAP (REFERENTIE)

In de huidige situatie wordt op rwzi Nieuwveer het water gezuiverd in een A-trap en een B-trap. Om voldoende verwijdering van stikstof te bewerkstelligen vindt een relatief grote recirculatie van de B-trap naar de A-trap plaats (stroom 6 in Afbeelding 6.8). Ook wordt een rejectiewaterstroom (stroom 7 in Afbeelding 6.8) van de slibverwerking aan het influent toegevoegd, die significant bijdraagt aan de stikstof- en fosfaatbelasting van het systeem.

In 2013 wordt hiervoor een deelstroombehandeling geïnstalleerd. De concentraties in het rejectiewater zijn daardoor lager. Ook wordt effluentrecirculatie overbodig. Stroom 6 vervalt dus. Daarnaast is recent de slibverwerkingsinstallatie vervangen. De geschatte prestaties in deze nieuwe situatie zijn referentie voor de varianten op rwzi Nieuwveer.

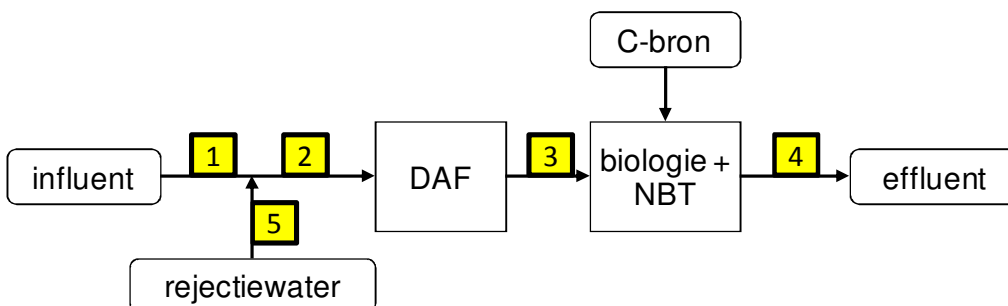
AFBEELDING 6.8 BLOKSHEMA VARIANT NO



### 6.4.2 N1: DAF ZONDER CHEMICALIËN

In deze variant wordt de A-trap inclusief tussenbezinktank vervangen door een DAF-installatie zonder chemicaliëndosering. Zonder coagulatie verwijdert de DAF weinig tot geen fosfaat. Daardoor kan niet worden voldaan aan de effluenteis (2 mg P-totaal/l).

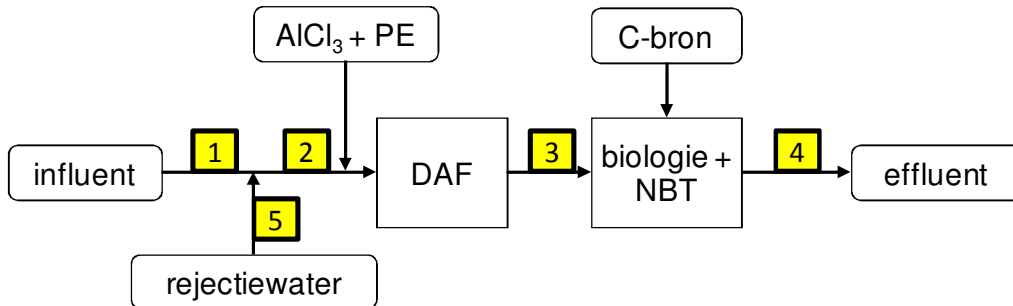
AFBEELDING 6.9 BLOKSHEMA VARIANT N1



### 6.4.3 N2: DAF MET CHEMICALIËN VOOR MAXIMALE VERWIJDERING

In deze variant wordt de A-trap inclusief tussenbezinktank vervangen door een DAF-installatie met chemicaliëndosering waarbij verwijdering van alle componenten maximaal en stabiel is. De ervaring uit het pilotonderzoek op rwzi Eindhoven is dat de biologie niet meer naar behoren kan werken door de vergaande verwijdering van BZV en orthofosfaat.

AFBEELDING 6.10 BLOKSHEMA VARIANT N2



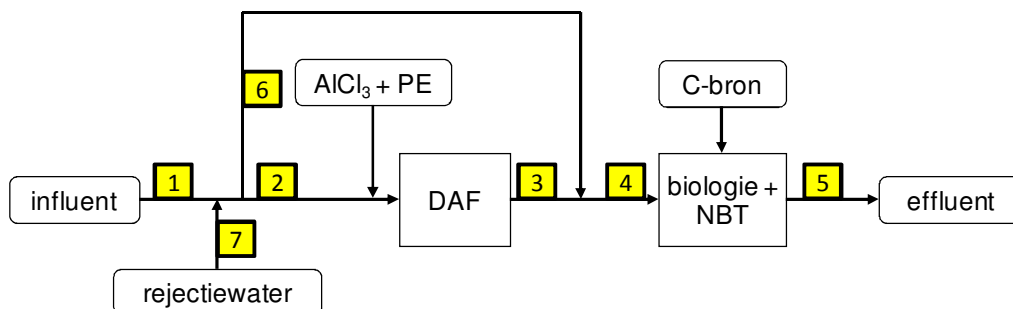
### 6.4.4 N3: DAF MET CHEMICALIËN VOOR OPTIMALE SAMENSTELLING VOOR BIOLOGIE

In deze variant wordt de A-trap inclusief tussenbezinktank vervangen door een DAF-installatie met chemicaliëndosering waarbij de BZV/N-verhouding zo hoog mogelijk is en de concentratie orthofosfaat voldoende is om de biologie in de B-trap te laten functioneren. Uit het pilotonderzoek is gebleken dat het behouden van een voldoende hoge BZV/N-verhouding met een DAF met chemicaliëndosering niet mogelijk is. Daarom wordt methanol gedoseerd als externe koolstofbron. Het blokschema komt overeen met dat van variant N2 (afbeelding 6.10).

### 6.4.5 N4: DAF MET BYPASS VOOR ORTHOFOSFAAT NAAR BIOLOGIE = 2,0 MG/L

In deze variant wordt de A-trap inclusief tussenbezinktank vervangen door een DAF-installatie met chemicaliëndosering. De dosering vindt in die mate plaats, dat alle componenten maximaal verwijderd worden, maar de DAF-installatie wel stabiel blijft werken. Een deel van het influent wordt omgeleid langs de DAF-installatie, om ervoor te zorgen dat het water dat de biologie in gaat een concentratie orthofosfaat van 2,0 mg/l heeft. Deze concentratie is nodig voor microbiële groei.

AFBEELDING 6.11 BLOKSHEMA VARIANT N4



#### 6.4.6 SPECIFIEKE UITGANGSPUNTEN RWZI NIEUWVEER

Voor de varianten op rwzi Nieuwveer is de wens een alternatief te vinden voor de A-trap dat hetzelfde resultaat oplevert, maar stabielere functioneert en minder onderhoudskosten heeft. Met name de onderhoudskosten van de tussenbezinktank zijn relatief hoog. Vereiste effluentconcentraties zijn 10 mg/l N-totaal en 2,0 mg/l P-totaal. Uitgangspunt is dat met iedere variant deze concentraties behaald kunnen worden. Daarnaast zijn voor de verschillende aspecten van de variantenstudie onderstaande uitgangspunten aangehouden.

#### AANVOER VAN INFLUENT

Voor de aanvoer van influent zijn de volgende uitgangspunten aangehouden:

- de varianten zijn doorgerekend op basis van de influentgegevens van rwzi Nieuwveer over 2012 (zie tabel 6.7). DWA-gegevens waren niet beschikbaar, dus is gerekend met jaargemiddelde waarden;
- het uurdebiet is berekend als het dagdebiet gedeeld door 24;
- concentraties in het rejectiewater zijn bepaald op basis van expert judgement.

TABEL 6.7

JAARGEMIDDELTE WAARDEN RWZI NIEUWVEER

parameter	eenheid	waarde influent	waarde rejectiewater
dagdebiet	m <sup>3</sup> /d	80.836	520
uurdebiet	m <sup>3</sup> /h	3.368	22
concentratie zwevende stof	mg/l	193	30
concentratie BZV	mg/l	144	74
concentratie CZV	mg/l	406	287
concentratie P-totaal	mg/l	6	65
concentratie P-niet ortho	mg/l	3,0	4
concentratie P-ortho	mg/l	3,0	61
concentratie N-totaal	mg/l	40	446
concentratie N-Kj	mg/l	40	286
concentratie NO <sub>3</sub> -N	mg/l	0	160

#### VOORBEHANDELING

Uitgangspunten zijn weergegeven bij de algemene uitgangspunten.

#### ACTIEF-SLIBPROCES

Voor het doorrekenen van het actiefslibproces in de B-trap zijn aanvullend op de algemene uitgangspunten de volgende uitgangspunten gebruikt:

bij een ingaande BZV/N verhouding naar het actiefslibstelsysteem van 2,0 is de uitgaande concentratie N-totaal 10 mg/l (expert judgement op basis van huidige situatie rwzi Nieuwveer).

#### CHEMICALIËN

waardes van de chemicaliëndosering zijn weergegeven in tabel 6.8.

#### SLIBPRODUCTIE

Uitgangspunten zijn weergegeven bij de algemene uitgangspunten.

#### ENERGIEGEBRUIK EN BIOGASPRODUCTIE

Uitgangspunten zijn weergegeven bij de algemene uitgangspunten.

De belangrijkste uitgangspunten per variant zijn weergegeven in tabel 6.8. In variant N2 (DAF mc) is de concentratie orthofosfaat te laag voor de biologie in de B-trap, dus zijn geen uitgangspunten voor de biologie weergegeven.

TABEL 6.8 UITGANGSPUNTEN PER VARIANT VOOR RWZI NIEUWVEER

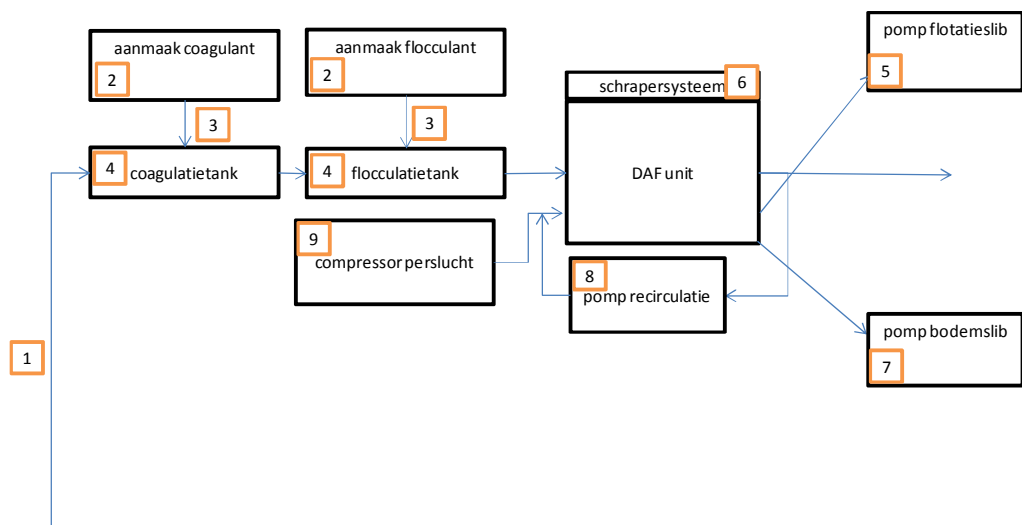
variant	N0	N1	N2	N3	N4
verkorte omschrijving	A-trap	DAF zc	DAF mc	DAF oc	DAF bp PO <sub>4</sub>
locatie dosering chemicaliën	n.v.t.	n.v.t.	influent DAF	influent DAF	influent DAF
dosering Al (Al: PO <sub>4</sub> -P)	-	-	2,5	0,85	2,5
dosering polymeer (ppm)	-	-	1	1	1
BZV/N biologie in	1,8	2,6	0,8	1,6	2,4
P-ortho biologie in (mg/l)	1,9	3,1	0,1	1,0	2,0
dosering methanol op biologie	ja	nee	n.v.t.	ja	nee
bio-P-proces	nee	nee	n.v.t.	nee	nee
concentratie N-totaal effluent (mg/l)	10	10	n.v.t.	10	10
concentratie P-totaal effluent (mg/l)	3,4	3,6	n.v.t.	1,3	2,3

### 6.5 ENERGIEVERBRUIK DAF-INSTALLATIE

Als onderdeel van de variantenstudie is het energieverbruik van een full-scale DAF-installatie in kaart gebracht. Op basis van afbeelding 6.12 en expert judgement is bepaald welke componenten een significante bijdrage leveren aan het totale energieverbruik van een DAF-installatie. Voor deze componenten is vervolgens het verbruik ingeschat op basis van vermogen van pompen en mixers (

tabel 6.9). De aanmaak van chemicaliën, schraper en pomp voor bodemslib zijn niet meegenomen in de berekening omdat hun bijdrage in het totale gebruik gering is. De pomp voor flotatieslib is niet meegenomen omdat een slibpomp al aanwezig is. De grootste bijdrage aan het totale energiegebruik wordt geleverd door de pomp op de recirculatiestroom. Deze brengt een deel van het influent op een hogere druk. Ook de voedingspomp levert een grote bijdrage aan het totale verbruik. Hierbij is uitgegaan van een opvoerhoogte van 0,3 meter. Dit is het hoogte verschil tussen de inloop van de mengtanks en de uitloop van de DAF-unit. Opvoeren vanuit een pompput is niet meegenomen in de berekening.

AFBEELDING 6.12 SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN ENERGIE VERBRUIKENDE COMPONENTEN VAN EEN DAF-INSTALLATIE



TABEL 6.9

ENERGIEVERBRUIK PER COMPONENT VAN EEN DAF-INSTALLATIE

nummer	component	eenheid	waarde
1	Pompverbruik influent	kWh/m <sup>3</sup>	0,004
2	aanmaak chemicaliën	kWh/m <sup>3</sup>	0,000
3	dosering chemicaliën	kWh/m <sup>3</sup>	0,001
4	menging coagulant/flocculant	kWh/m <sup>3</sup>	0,002
5	pomp flotatieslib	kWh/m <sup>3</sup>	-
6	schrappersysteem	kWh/m <sup>3</sup>	0,000
7	pomp bodemslib	kWh/m <sup>3</sup>	0,000
8	pomp recirculatiestroom	kWh/m <sup>3</sup>	0,022
9	compressor perslucht	kWh/m <sup>3</sup>	0,004
	Totaal	kWh/m <sup>3</sup>	0,033

## 6.6 RESULTATEN VARIANTEN RWZI EINDHOVEN

### 6.6.1 UITWERKING VARIANTEN

Iedere variant is uitgewerkt met een blokschema en bijbehorende debieten, vrachten en concentraties. Deze zijn weergegeven in bijlage V. Vervolgens zijn de varianten vergeleken op het gebied van chemicaliëndosering en productie van slib en biogas.

#### VARIANT E0, VOORBEZINKTANK EN EFFLUENT POLISHING

In variant E0 is effluent polishing onontbeerlijk, zowel voor het bereiken van de eisen voor stikstof als die voor fosfaat. Het doseren van methanol op het actief-slibstelsysteem is niet nodig, omdat het teveel aan stikstof in het zandfilter wordt verwijderd. Deze variant wordt in de grafieken aangeduid als E0 (VBT + EP).

#### VARIANT E1, VOORBEZINKTANK MET CHEMICALIËNDOSERING

In variant E1 wordt fosfaat verwijderd door chemicaliëndosering op de voorbezinktank en stikstof door methanoldosering op het actief-slibstelsysteem. Hierdoor worden de effluenteisen behaald. Kanttekening is dat de haalbare verwijderingsrendementen niet met praktijkwaardes kunnen worden gestaafd. Deze variant wordt in de grafieken aangeduid als E1 (VBT mc).

#### VARIANT E2, FIJNZEEF EN EFFLUENT POLISHING

Evenals in variant E0 is effluent polishing nodig voor de verwijdering van stikstof en fosfaat. Deze variant wordt in de grafieken aangeduid als E2 (fijnzeef + EP).

#### VARIANT E3, DAF ZONDER CHEMICALIËN EN EFFLUENT POLISHING

Evenals in variant E0 is effluent polishing nodig voor de verwijdering van stikstof en fosfaat. Deze variant wordt in de grafieken aangeduid als E3 (DAF zc + EP).

#### VARIANT E4, DAF MET OPTIMALE CHEMICALIËNDOSERING

In deze variant wordt fosfaat juist voldoende verwijderd door de combinatie van chemische verwijdering en opname in de cellen van het actief-slibstelsysteem. Aan de eis voor stikstof wordt voldaan door de toevoeging van methanol als externe C-bron aan het actief-slibstelsysteem. Deze variant wordt in de grafieken aangeduid als E4 (DAF oc).

**VARIANT E5, DAF MET BYPASS VOOR OPTIMALE BZV/N-VERHOUDING EN EFFLUENT POLISHING**

Om zonder toevoeging van methanol een BZV/N-verhouding van 3,0 in de biologie te behouden is een bypass van circa 80 % nodig. Dit betekent ook een grotere aanvoer van zwevende stof in het actief-slibstelsysteem. Gezien de huidige capaciteit van het actief-slibstelsysteem is dit niet realistisch. Deze variant wordt dan ook verder niet weergegeven in het bespreken van de resultaten.

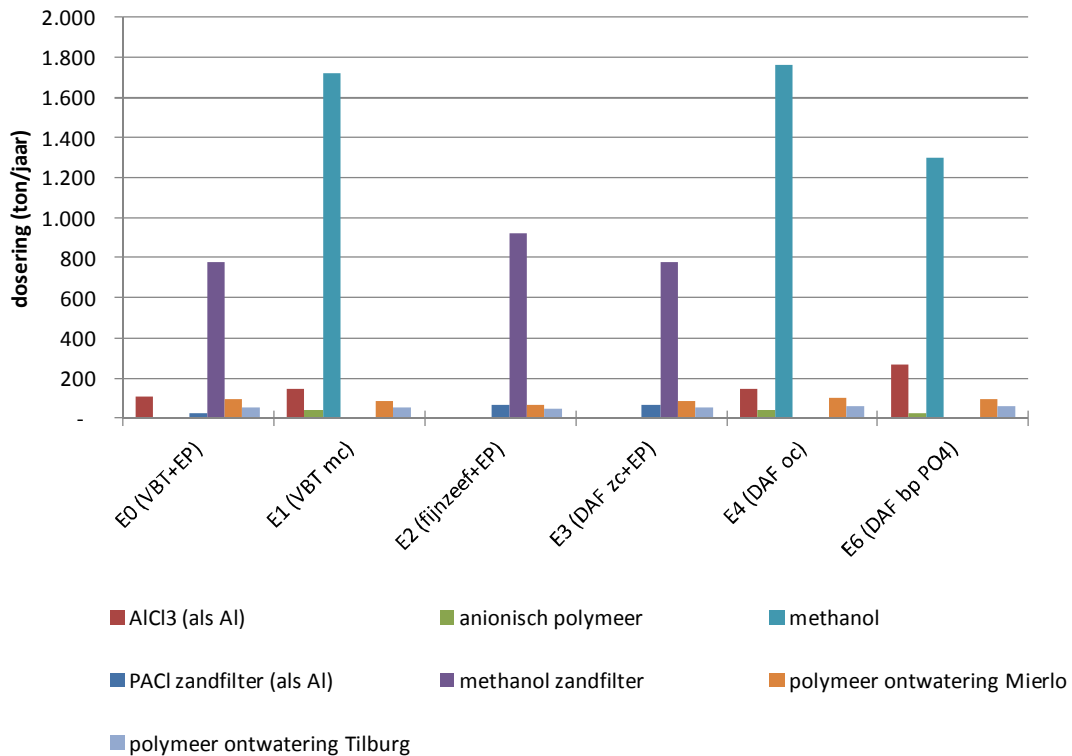
**VARIANT E6, DAF MET BYPASS VOOR P-ORTHO NAAR BIOLOGIE IS 2,0 MG/L**

Een orthofosfaatconcentratie in het eluaat van 2,0 mg/l is haalbaar bij een bypass van circa 30 %. Hiernaast is dosering van methanol nodig voor de verwijdering van stikstof. Deze variant wordt in de grafieken aangeduid als E6 (DAF bp PO4).

**6.6.2 DOSERING VAN CHEMICALIËN PER VARIANT**

Chemicaliën worden in de verschillende varianten toegediend in de voorbehandeling (coagulant AlCl<sub>3</sub> en flocculant), het actief-slibstelsysteem (methanol), het zandfilter (coagulant PACl en methanol) en bij de slibontwatering (polymeer voor ontwatering op SVI Mierlo en ontwatering na vergisting op rwzi Tilburg). Afbeelding 6.13 geeft de jaarlijkse dosering van de verschillende chemicaliën per variant weer. Hierbij valt op dat de dosering van methanol veel hoger is dan die van coagulant en polymeer. Dit geldt zowel voor de varianten met methanol-dosering op het actief-slibstelsysteem als op het zandfilter. De varianten zonder zandfilter hebben allemaal een veel hogere chemicaliëndosering dan de referentie door de hoge methanol-dosering. De varianten met zandfilter hebben een lager totaal chemicaliëngebruik dan de referentie doordat geen chemicaliën worden gebruikt in de voorbehandeling.

AFBEELDING 6.13 CHEMICALIËNGEBRUIK PER VARIANT OP RWZI EINDHOVEN



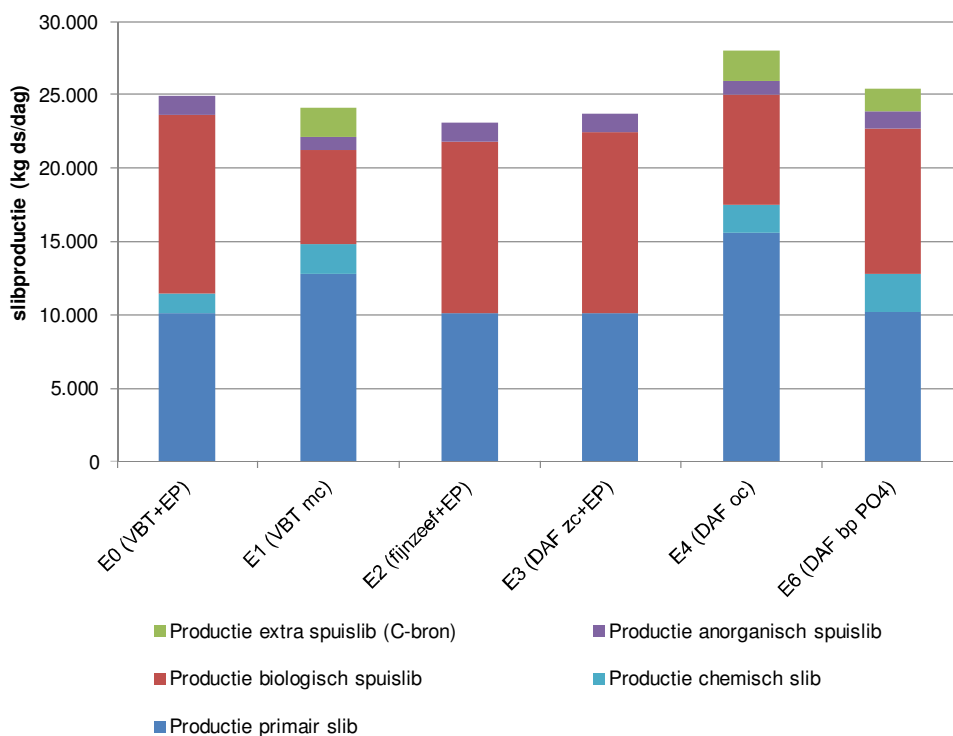
### 6.6.3 PRODUCTIE VAN SLIB EN BIOGAS PER VARIANT

De productie van slib en het aandeel van primair, secundair en chemisch slib is verschillend voor de verschillende varianten. Afbeelding 6.14 geeft dit grafisch weer. Deze afbeelding maakt duidelijk dat de totale slibproductie in de varianten niet veel afwijkt van de referentie (E0). In varianten E1 (VBT met voorprecipitatie) en E4 (DAF met optimale chemicaliëndosering), waarbij chemicaliën gedoseerd worden op het totale debiet, is de productie van primair slib hoger en die van secundair slib lager dan in de referentie. Dit kan bijdragen aan een hogere biogasopbrengst, omdat primair slib gemakkelijker te vergisten is. In de varianten E2 (fijnzeef), E3 (DAF zonder chemicaliën) en E6 (DAF met bypass voor  $\text{PO}_4\text{-P} = 2,0 \text{ mg/l}$ ) is de productie van primair slib vergelijkbaar met de referentie.

In de varianten met effluent polishing (E0, E2 en E3) wordt methanol gedoseerd op het zandfilter. Dit leidt tot microbiële groei en dus tot slibproductie. Dit is echter een relatief kleine hoeveelheid:

- E0 (VBT+EP): 365 kg ds/dag;
- E2 (fijnzeef + EP): 429 kg ds/dag;
- E3 (DAF zc + EP): 365 kg ds/dag.

AFBEELDING 6.14 SLIBPRODUCTIE VOOR DE VERSCHILLENDE VARIANTEN OP RWZI EINDHOVEN



In de variantenstudie is de primair slibproductie berekend op basis van de verwijdering van zwevende stof. Hiermee kan een primair slibproductie per  $\text{m}^3$  behandeld afvalwater worden berekend (tabel 6.10). Tijdens het pilotonderzoek is de slibproductie berekend op basis van de verwijdering van CZV en een vuistregel dat 65 % hiervan de hoeveelheid slib is. Ter vergelijking is deze berekening ook uitgevoerd voor de varianten in de variantenstudie (tabel 6.11). In de meeste gevallen komen deze waarden aardig overeen. Alleen bij variant E1 (VBT mc) en E6 (DAF bp  $\text{PO}_4$ ) is de afwijking vrij groot. Bij deze varianten liggen de verwijderingsrendementen voor zwevende stof en CZV relatief dicht bij elkaar, waardoor de vuistregel van 65 % niet meer lijkt te kloppen.



TABEL 6.10 PRIMAIR SLIBPRODUCTIE OP BASIS VAN VERWIJDERING VAN ZWEVENDE STOF

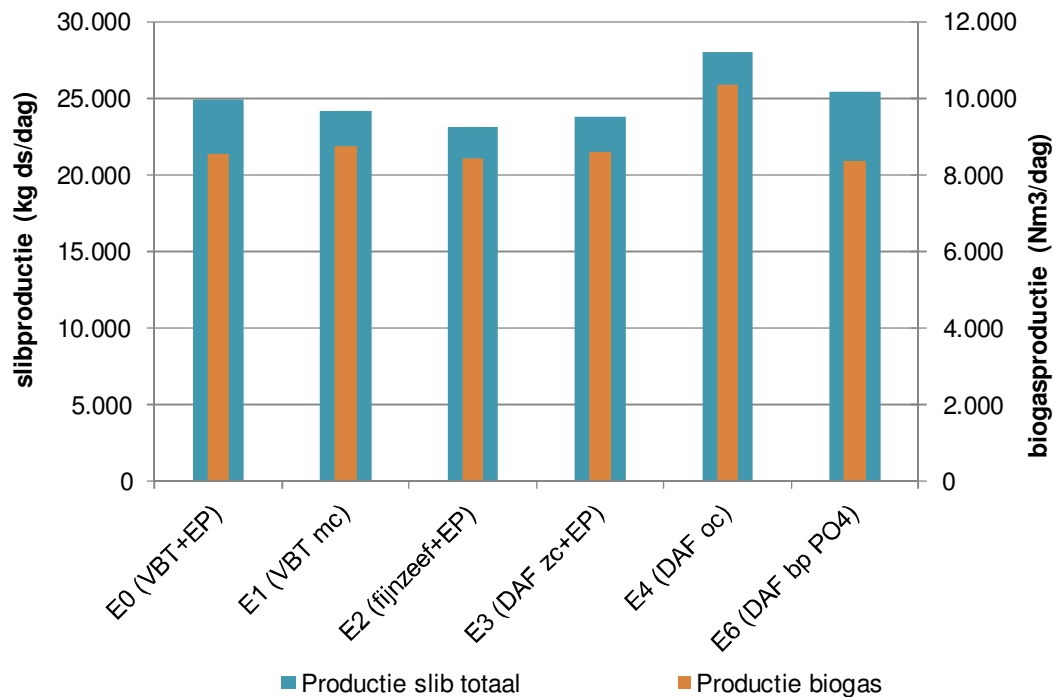
parameter	eenheid	E0	E1	E2	E3	E4	E6
		(VBT+EP)	(VBT mc)	(fijnzeef+EP)	(DAF zc+EP)	(DAF oc)	(DAF bp PO <sub>4</sub> )
zwevende stof influent	kg/uur	916	916	916	916	916	916
zwevende stof na voorbehandeling	kg/uur	412	275	412	412	137	408
zwevende stof verwijderd	kg/uur	504	642	504	504	779	509
water behandeld	m <sup>3</sup> /uur	5471	5471	5471	5471	5471	3337
ds-gehalte	%	2	2	25	4	4	4
primair slibproductie	l slib/m <sup>3</sup> behandeld	4,6	5,9	0,4	2,6	4,0	4,2

TABEL 6.11 PRIMAIR SLIBPRODUCTIE OP BASIS VAN VERWIJDERING VAN CZV EN VUISTREGEL

parameter	eenheid	E0	E1	E2	E3	E4	E6
		(VBT+EP)	(VBT mc)	(fijnzeef+EP)	(DAF zc+EP)	(DAF oc)	(DAF bp PO <sub>4</sub> )
czv influent	kg/uur	2706	2706	2706	2706	2706	2706
czv na voorbehandeling	kg/uur	1870	1083	1813	1894	1218	1551
czv verwijderd	kg/uur	836	1624	893	812	1488	1156
primair slib (65 % van CZV verwijderd)	kg/uur	543	1055	581	528	968	751
water behandeld	m <sup>3</sup> /uur	5471	5471	5471	5471	5471	3337
ds-gehalte	%	2	2	25	4	4	4
primair slibproductie	l slib/m <sup>3</sup> behandeld	5,0	9,6	0,4	2,7	4,9	6,3

De totale slibproductie is ook weergegeven in afbeelding 6.15 (blauwe balken, linker as). Hierin is daarnaast de resulterende biogasproductie (oranje balken, rechter as) weergegeven. Ook hier zijn de verschillen relatief klein. Uitschieter naar boven is variant E4 (DAF met optimale chemicaliëndosering), waar een hogere productie van primair slib bijdraagt aan een hogere biogasproductie.

AFBEELDING 6.15 SLIB- EN BIOGASPRODUCTIE IN DE VARIANTEN OP RWZI EINDHOVEN



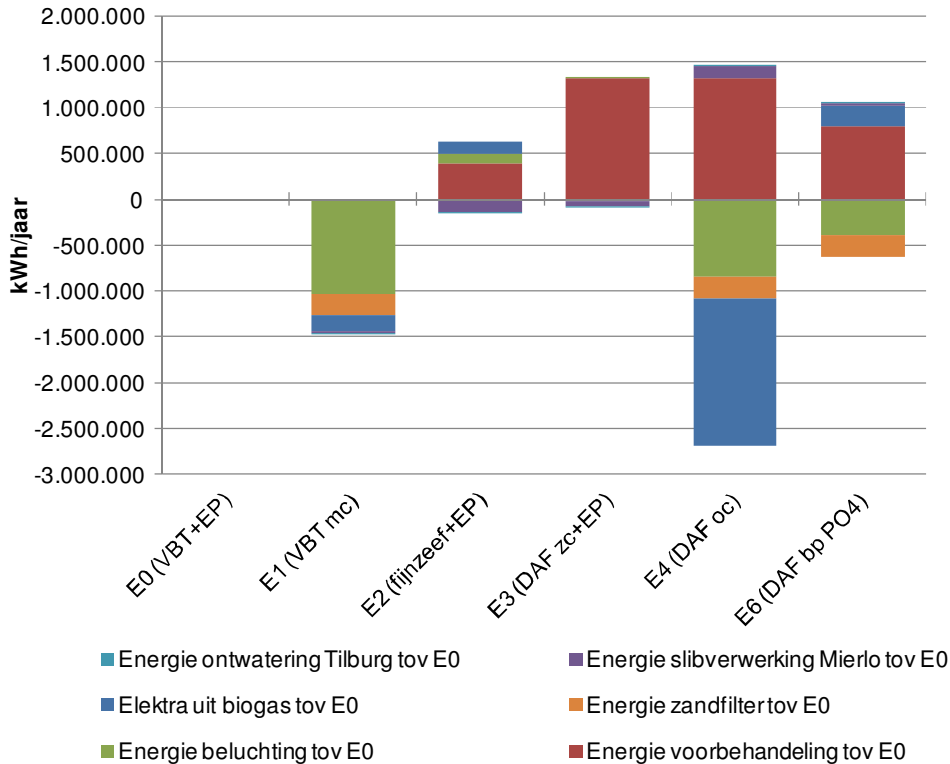
#### 6.6.4 ENERGIEVERBRUIK

Het energieverbruik van de verschillende varianten is inzichtelijk gemaakt als meer of minder verbruik dan het energieverbruik van rwzi Eindhoven in de referentiesituatie (E0). De volgende onderdelen zijn meegenomen:

- mogelijke energiebesparing als gevolg van reductie van benodigde beluchting;
- extra energiegebruik als gevolg van het toepassen van DAF of fijnzeef ten opzichte van de huidige situatie;
- het energiegebruik als gevolg van het al dan niet toepassen van het zandfilter ten opzichte van de referentiesituatie;
- extra biogasproductie (energieproductie) als gevolg van hogere primair slibproductie;
- extra energiegebruik als gevolg van slibbehandeling (indikken en ontwatering).
- Het energieverbruik voor de dosering van methanol is verwaarloosd.

Afbeelding 6.16 geeft het energiegebruik ten opzichte van de referentie per onderdeel per variant weer. De positieve waarden geven aan dat het energiegebruik hoger is dan in de referentiesituatie, de negatieve waarden geven aan dat het energiegebruik lager is. Het totale jaarlijkse energieverbruik voor rwzi Eindhoven is circa 12.000.000 kWh. Hierbij is de energie voor indikking in Mierlo niet meegerekend. Het energiegebruik van een DAF is relatief hoog (zie paragraaf 6.3), wat vooral goed te zien is bij toepassing op het totale debiet (variant E3 en E4). Bij variant E4 wordt hiervoor gecompenseerd door de hogere biogasproductie. Het energieverbruik van slibindikking in Mierlo is lager wanneer een fijnzeef wordt toegepast, omdat het zeefgoed een drogestofgehalte van circa 25 % heeft en dus niet verder ontwaterd hoeft te worden.

AFBEELDING 6.16 ADDITIONEEL ENERGIEGEBRUIK PER VARIANT OP RWZI EINDHOVEN T.O.V. REFERENTIE (E0)



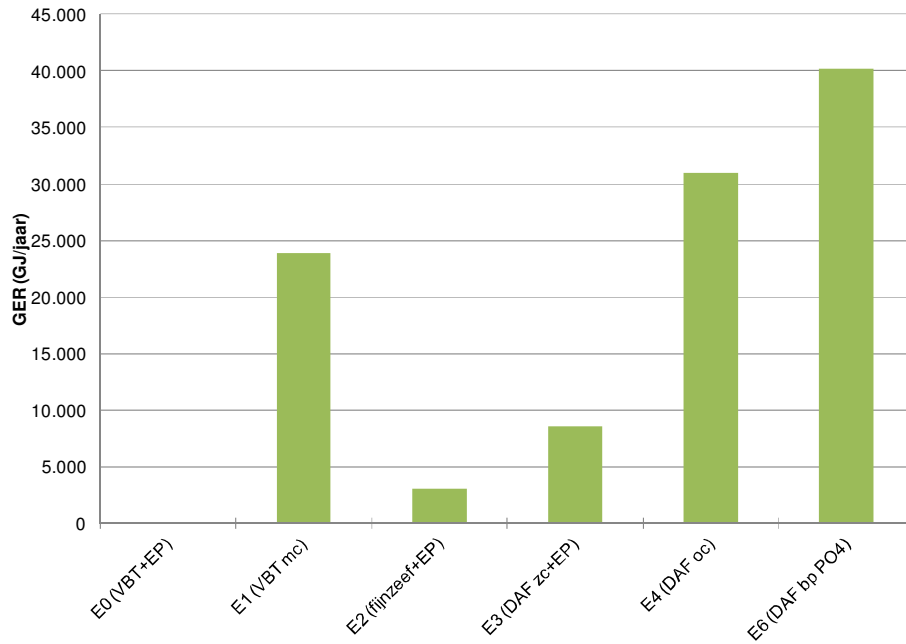
### 6.6.5 GER-WAARDEN

Om de varianten te beoordelen op het aspect duurzaamheid is een balans van GER-waarden (gross energy requirement) opgesteld, waarin de onderdelen elektriciteitsverbruik, biogas, gebruikte chemicaliën en slibtransport zijn opgenomen. De berekening is opgenomen als bijlage VI. GER-waarden zijn berekend ten opzichte van de referentie: een negatieve waarde geeft aan dat de impact van de betreffende variant lager is dan de referentie, een positieve GER-waarde betekent een grotere impact dan de referentie. Afbeelding 6.17 geeft de netto GER-waarde weer per variant.

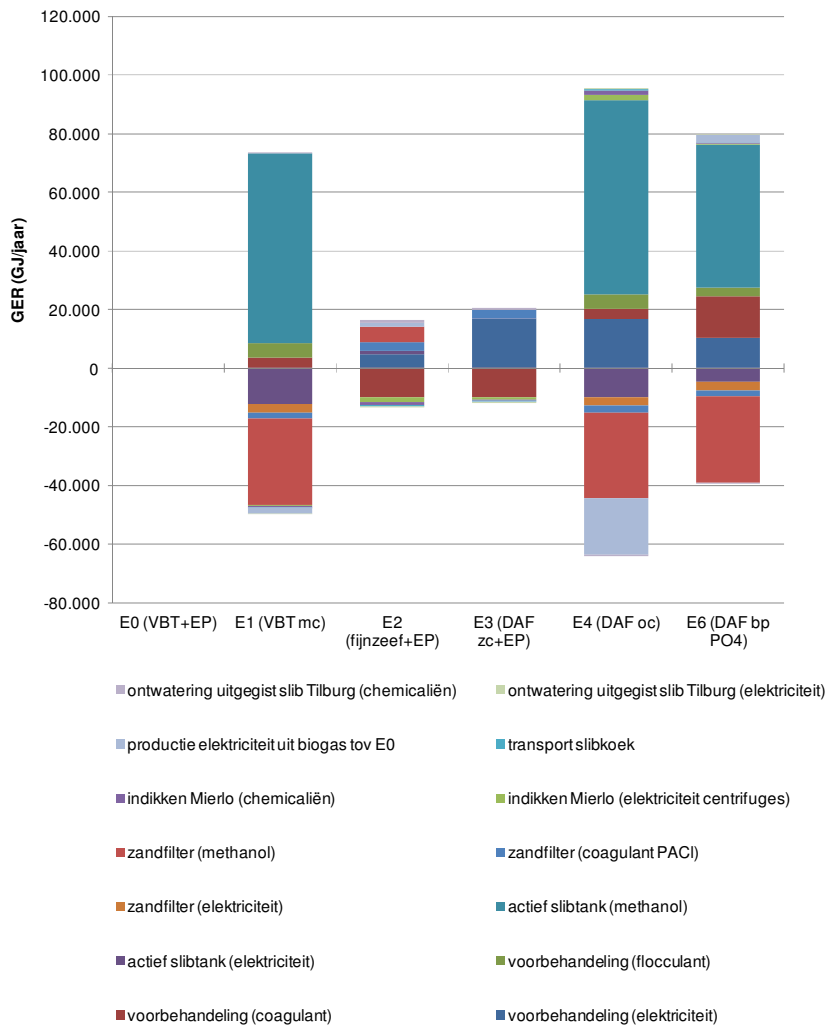
Hieruit blijkt dat de varianten zonder chemicaliëndosering in de voorbehandeling, E2 (fijnzeef) en E3 (DAF zonder chemicaliën), vergelijkbaar zijn met de referentie. De energie-impact van de overige varianten, E1 (VBT met chemicaliën), E4 (DAF met optimale chemicaliëndosering) en E6 (DAF met bypass voor P-ortho = 2,0 mg/l), is groter dan die van de referentie.

De GER-berekening is opgebouwd uit een groot aantal posten. In afbeelding 6.18 zijn deze uitgesplitst naar onderdeel. Hierbij valt op dat vooral het aandeel van methanol groot is. In de varianten zonder zandfilter is de dosering van methanol op het actief slibstelsysteem hoger dan die op het zandfilter bij de varianten met zandfilter. Ook het energiegebruik van de voorbehandeling verhoogt de GER wanneer een fijnzeef of DAF wordt gebruikt. De varianten zonder chemicaliëndosering in de voorbehandeling besparen met name op de uitstoot die gevolg is van coagulant. In variant E4 (DAF met optimale chemicaliëndosering) zorgt de productie van meer elektriciteit uit biogas voor een verlaging van de GER.

AFBEELDING 6.17 ADDITIONELE GER PER VARIANT OP RWZI EINDHOVEN T.O.V. REFERENTIE (E0)



AFBEELDING 6.18 ADDITIONELE GER PER VARIANT OP RWZI EINDHOVEN TEN OPZICHTE VAN REFERENTIE (E0) UITGESPLITST PER POST



### 6.6.6 BOUW- EN INVESTERINGSKOSTEN

De kosten zijn op basis van globale ontwerpdimensioneringen (zie bijlage VII) berekend als extra investeringskosten ten opzichte van de referentie, waarin een voorbezinktank en effluent polishing worden toegepast. De kosten zijn bepaald met een nauwkeurigheid van 30-50 %. De bouwkosten zijn bepaald voor de volgende varianten:

- E0 VBT + effluent polishing (referentie)
- E1 VBT + voorprecipitatie
- E2 Fijnzeef zonder chemicaliën + effluent polishing
- E3 DAF zonder chemicaliën + effluent polishing
- E4 DAF met chemicaliën voor verwijdering voor optimale samenstelling voor biologie
- E6 DAF met bypass voor orthofosfaat naar biologie = 2,0 mg/l

De uitwerking van deze kosten en hun nauwkeurigheid staat in bijlage VIII.

De investeringskosten worden berekend door de bouwkosten te vermenigvuldigen met de staartkostenfactor. Hierin zijn opgenomen:

1. algemene kosten (5 %);
2. financieringskosten en prijsstijgingen (3 %);
3. inrichtingskosten (2 %);
4. leges en heffingen (2 %);
5. CAR-verzekering (1 %);
6. bouwrente (3 %);
7. voorbereiding en plankosten (15 %);
8. onvoorzien (18 %);
9. omzetbelasting (21 %).

De totale staartkostenfactor is dus 1,7.

In tabel 6.12 zijn de additionele bouw- en investeringskosten ten opzichte van de referentie (E0) weergegeven. Hierbij valt op dat de varianten zonder zandfilter (E1, E4 en E6) altijd goedkoper zijn dan de referentie. De investeringskosten voor variant E1, chemicaliëndosering op de voorbezinktank, zijn veruit het laagst, doordat er al voorbezinktanks aanwezig zijn.

TABEL 6.12 ADDITIONELE BOUW- EN INVESTERINGSKOSTEN VARIANTEN RWZI EINDHOVEN TEN OPZICHTE VAN REFERENTIE

variant	bouwkosten t.o.v. E0	investeringskosten t.o.v. E0
E0	0	0
E1	-8.984.000	-15.272.800
E2	1.808.000	3.073.600
E3	3.592.000	6.106.400
E4	-4.739.000	-8.056.300
E6	-6.193.000	-10.528.100

### 6.6.7 JAARLIJKSE KOSTEN

De operationele kosten op jaarbasis zijn bepaald voor de varianten waarvoor ook de investeringskosten zijn bepaald.

### OPERATIONELE KOSTEN

De operationele kosten bestaan uit:

- chemicaliëndosering (coagulant, PE, C-bron);
- netto energieverbruik (voorbehandeling, beluchting en retourslibgemaal, zandfilter, slibbehandeling, elektra uit biogas);
- (uitgegist) slibafzet via SNB-route (1/3 lasten variabel en 2/3 vaste lasten);
- onderhoudskosten;
- eventueel personeelskosten.

Voor de operationele kosten zijn de eenheidsprijzen van rwzi Eindhoven gehanteerd. De jaarlijkse kosten zijn berekend als meer- of minderkosten ten opzichte van de referentiesituatie. De uitgangspunten voor de berekening van operationele kosten zijn weergegeven in tabel 6.13.

### KAPITAALLASTEN

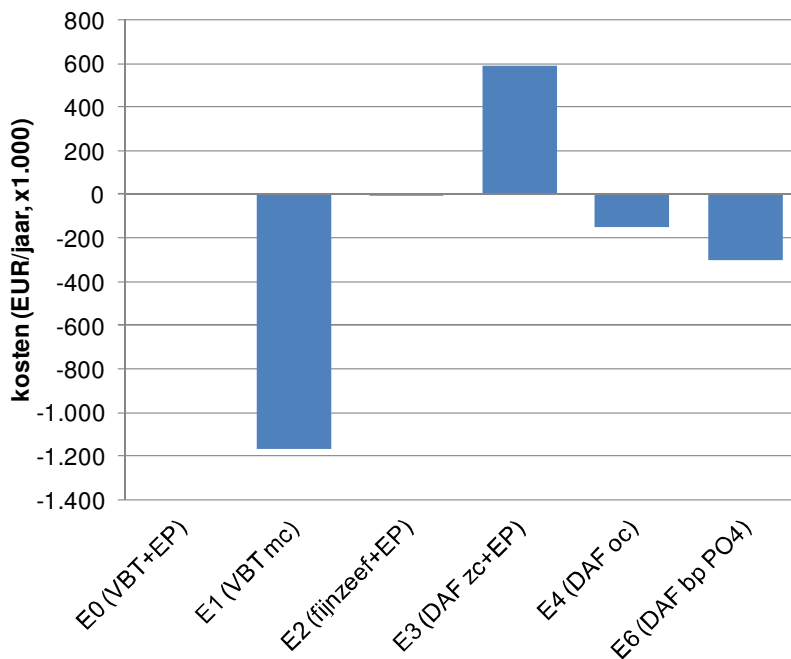
Naast de operationele kosten zijn ook de kapitaallasten (afschrijvingskosten en rente over de bouwkosten) bepaald. Hiervoor is de methodiek die gebruikt wordt door Waterschap De Dommel toegepast. Ook hiervoor zijn de uitgangspunten benoemd in tabel 6.13.

TABEL 6.13 UITGANGSPUNTEN OPERATIONELE KOSTEN EN AFSCHRIJVING

categorie	onderdeel	eenheid	kostenkengetal	referentie
Chemicaliën	polymeer	EUR/kg actief PE	4,00	mondelinge informatie BC
	AlCl <sub>3</sub>	EUR/kg Al	1,86	KALLISTO
	methanol	EUR/kg methanol	0,24	KALLISTO
	PACl (10 %)	EUR/kg Al	2,53	schetsontwerp zandfilter
Energie	elektriciteit	EUR/kWhe	0,12	KALLISTO
Slibafvoer	slibafvoer en verwerking (SNB-route)	EUR/m <sup>3</sup> slib (als 22 %ds)	35	
Onderhoud	deel civiel	% van investeringskosten	0,5	
	deel werktuigbouw	% van investeringskosten	3	
	deel elektro	% van investeringskosten	3	
Personeel	personeelskosten	EUR/FTE	60.000	
Afschrijving	afschrijfperiode Civiel	jaar	40	methode De Dommel
	afschrijfperiode Werktuigbouw	jaar	18	methode De Dommel
	afschrijfperiode Elektrotechniek	jaar	18	methode De Dommel
	rentevoet	%	4,5	
	inflatie	%	2	

In afbeelding 6.19 zijn de extra jaarlijkse kosten weergegeven. In afbeelding 6.20 zijn deze uitgesplitst per post. Variant E3 (DAF zonder chemicaliën met zandfilter) leidt tot de hoogste kosten, met name doordat er kapitaallasten voor zowel het zandfilter als voor de DAF zijn. In variant E2 zijn de kapitaallasten eveneens hoger dan in de referentie, maar wordt aanzienlijk bespaard op chemicaliën. In deze variant worden geen chemicaliën toegediend in de voorbehandeling en zijn minder chemicaliën nodig voor het ontwateren van het zeefgoed. Daardoor heeft deze variant vergelijkbare jaarlijkse kosten als de referentie. De varianten met chemicaliëndosering op de voorbehandeling hebben alle in meer of minder mate lagere operationele lasten. Hierbij wordt bespaard op de kapitaallasten en onderhoud van het zandfilter, maar zijn de chemicaliënkosten in alle gevallen hoger. Het doseren van chemicaliën op de voorbezinktank levert de grootste besparing van jaarlijkse kosten op.

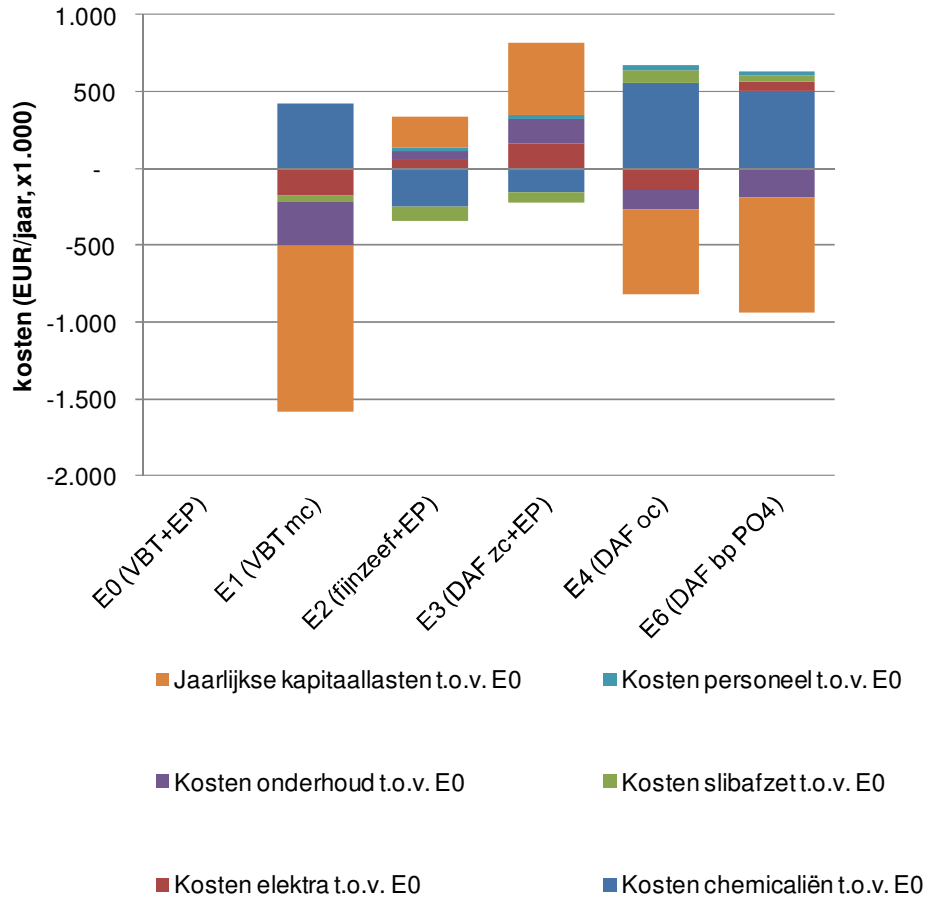
AFBEELDING 6.19 EXTRA JAARLIJKSE KOSTEN (KAPITAAL- EN OPERATIONELE LASTEN) PER VARIANT TEN OPZICHTE VAN REFERENTIE



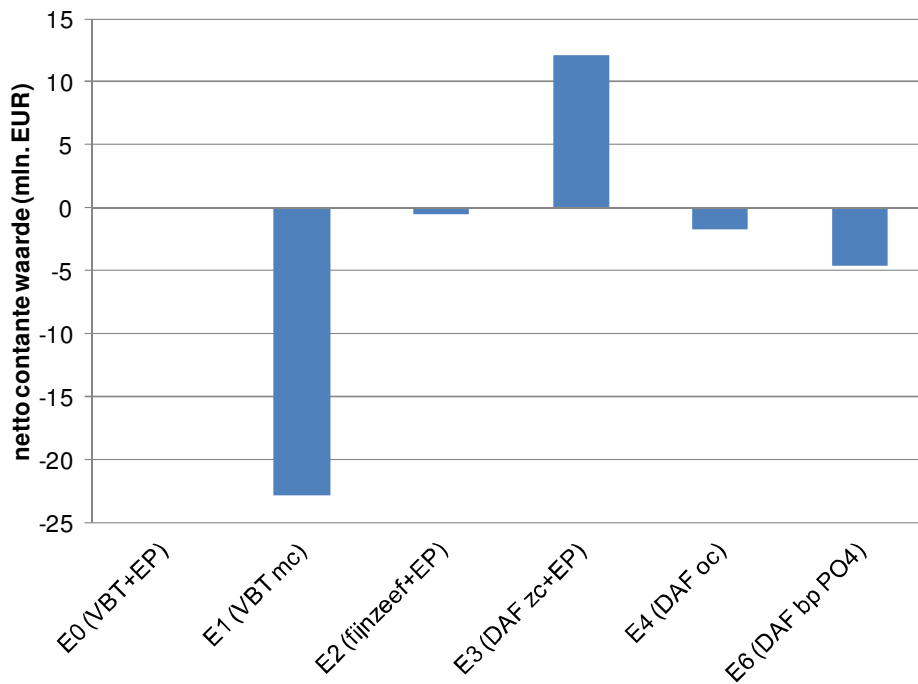
#### 6.6.8 NETTO CONTANTE WAARDE PER VARIANT

Op basis van de investeringskosten, operationele kosten en onderhoudskosten is de netto contante waarde over een periode van 30 jaar (2013 tot 2043) bepaald. Evenals de overige kostenberekeningen is deze berekening uitgevoerd voor de meer- of minderkosten ten opzichte van de referentie. Hieruit komt een vergelijkbaar beeld naar voren als uit de berekening van jaarlijkse kosten.

AFBEELDING 6.20 EXTRA JAARLIJKSE KOSTEN PER VARIANT PER POST TEN OPZICHTE VAN REFERENTIE



AFBEELDING 6.21 NETTO CONTANTE WAARDE PER VARIANT OP BASIS VAN EXTRA MAATREGELEN EN CONSUMPTIES





### 6.6.9 RISICO'S

De risico's en onzekerheden per variant worden bepaald door de specifieke installatie (onderdelen), de stand der techniek, duurzaamheid en risico's volgend uit specifiek chemicaliënverbruik. Per variant zijn verschillende risico's en onzekerheden in kaart gebracht en met elkaar vergeleken in een waarderingstabel. Deze is weergegeven in tabel 6.14. Hieruit blijkt dat de referentie en variant E3 (DAF zonder chemicaliën met effluent polishing) de hoogste totaalscore hebben. De overige varianten scoren lager.

Ook de aanpak van deze studie brengt enkele onzekerheden met zich mee. De belangrijkste zijn dat de varianten alleen zijn doorgerekend voor de DWA-situatie. Eventuele voor- of nadelen bij RWA zijn dus niet meegenomen in de analyse. Daarnaast is het actiefslibstelsysteem niet gemodelleerd, maar is het effect ingeschat op basis van expert judgement.

TABEL 6.14 RISICO'S EN ONZEKERHEDEN VAN DE VARIANTEN OP RWZI EINDHOVEN

variant	omschrijving	installatie		stand der techniek		duurzaamheid		specifiek chemicaliëngebruik		totaalscore
		omschrijving	score	omschrijving	score	omschrijving	score	omschrijving	score	
E0	VBT+EP	VBT: doorslag zwevende stof bij RWA, 0 moeilijk capaciteit bijschakelen, variërend rendement onder verschillende omstandigheden; zandfilter: minder goede resultaten bij overschrijdingen ontwerpdebiet	0	VBT en zandfilter zijn algemeen bekend + en toegepast	0	laagste GER-waarde	+	dosering AlCl3 op afloop VBT, methanoldosering op zandfilter gemiddeld lager dan op biologie	0	2
E1	VBT+voorprecipitatie	VBT: doorslag zwevende stof bij RWA, 0 moeilijk capaciteit bijschakelen, variërend rendement onder verschillende omstandigheden	0	VBT is algemeen bekend en gebruikt, voorprecipitatie minder bekend en toegepast	0	GER-waarde hoger dan van VBT	-	dosering metaalzout en PE in voorbereiding, hogere methanol op biologie dus hoger risico	-	-2
E2	fijnzeef+EP	fijnzeef: hoogste rendement fijnzeef bij maximale hydraulische belasting, dus minder goede rendementen bij lagere belasting; zandfilter: minder goede resultaten bij overschrijdingen ontwerpdebiet	0	fijnzeef niet/nauwelijks gebruikt op ruw afvalwater, zandfilter algemeen bekend en toegepast	0	GER-waarde vergelijkbaar met VBT	0	geen metaalzout of PE in voorbereiding, methanoldosering op zandfilter gemiddeld lager dan op biologie	+	1
E3	DAF zc+EP	capaciteit aan te passen aan aanvoer, + zandfilter: minder goede resultaten bij overschrijdingen ontwerpdebiet	+	DAF niet/nauwelijks gebruikt op ruw afvalwater, zandfilter algemeen bekend en toegepast	0	GER-waarde vergelijkbaar met VBT	0	geen metaalzout of PE in voorbereiding, methanoldosering op zandfilter gemiddeld lager dan op biologie	+	2
E4	DAF oc	capaciteit aan te passen aan aanvoer +	+	DAF niet/nauwelijks gebruikt op ruw afvalwater	-	GER-waarde hoger dan van VBT	-	dosering metaalzout en PE in voorbereiding, hogere methanol op biologie dus hoger risico	-	-2
E6	DAF+by-passPO4=2	capaciteit aan te passen aan aanvoer; + zandfilter: minder goede resultaten bij overschrijdingen ontwerpdebiet	+	DAF niet/nauwelijks gebruikt op ruw afvalwater, zandfilter algemeen bekend en gebruikt	0	GER-waarde hoger dan van VBT	-	dosering metaalzout en PE in voorbereiding, hogere methanol op biologie dus hoger risico	-	-1

## 6.7 RESULTATEN RWZI NIEUWVEER

### 6.7.1 UITWERKING VARIANTEN

Iedere variant is uitgewerkt met een blokschema en bijbehorende debieten, vrachten en concentraties. Deze zijn weergegeven in bijlage IX. Vervolgens zijn de varianten vergeleken op het gebied van chemicaliëndosering, productie van slib en biogas, energiegebruik en duurzaamheid (GER-waarde).

#### **NO: A-TRAP (REFERENTIE)**

In de referentiesituatie is de BZV/N-verhouding die naar de B-trap gaat 1,8. Dit is onvoldoende voor een effluentconcentratie N-totaal van 10 mg/l, dus is methanoldosering nodig. In de situatie op rwzi Nieuwveer met recirculatie van het effluent en zonder deelstroombehandeling was dit niet het geval. Wanneer alleen 1,5 % opname van orthofosfaat in de cellen wordt meegenomen, is de effluentconcentratie P-totaal 1,2 mg/l. Deze variant wordt in de grafieken aangeduid als N0 (ref).

#### **N1: DAF ZONDER CHEMICALIËN**

Wanneer een DAF zonder chemicaliën wordt toegepast is de BZV/N-verhouding die naar de B-trap gaat (2,6) gunstiger dan in de referentiesituatie, doordat minder BZV en meer stikstof wordt verwijderd door een DAF dan door een A-trap. Door de gehanteerde uitgangspunten zijn de effluentconcentraties vergelijkbaar. De effluentconcentratie P-totaal bedraagt 2,0 mg/l. Deze variant wordt in de grafieken aangeduid als N1 (DAF zc).

#### **N2: DAF MET CHEMICALIËN VOOR MAXIMALE VERWIJDERING**

Wanneer een DAF-installatie wordt toegepast waarbij chemicaliën worden gedoseerd voor een maximale verwijdering van alle componenten, wordt orthofosfaat grotendeels verwijderd. De concentratie orthofosfaat (0,07 mg PO<sub>4</sub>-P/l) is dan te laag om microbiële groei mogelijk te maken. Op basis van de hoeveelheid CZV en de yield zou een minimale concentratie orthofosfaat van 0,44 mg PO<sub>4</sub>-P/l benodigd zijn. Omdat het actief slibstelsel in de B-trap onder deze omstandigheden niet kan bestaan, wordt deze variant in de navolgende paragrafen niet weergegeven.

#### **N3: DAF MET CHEMICALIËN VOOR OPTIMALE SAMENSTELLING VOOR BIOLOGIE**

In deze variant wordt orthofosfaat in beperktere mate verwijderd dan in variant N2, waardoor de werking van de B-trap in stand blijft. De concentratie orthofosfaat die de B-trap in gaat (1,0 PO<sub>4</sub>-P/l) is hoger dan de vereiste concentratie (0,82 PO<sub>4</sub>-P/l). De resulterende effluentconcentratie is 0,3 mg/l P-totaal. De BZV/N-verhouding (1,6) is te laag voor voldoende denitrificatie, dus wordt methanol gedoseerd. Deze variant wordt in de grafieken aangeduid als N3 (DAF oc).

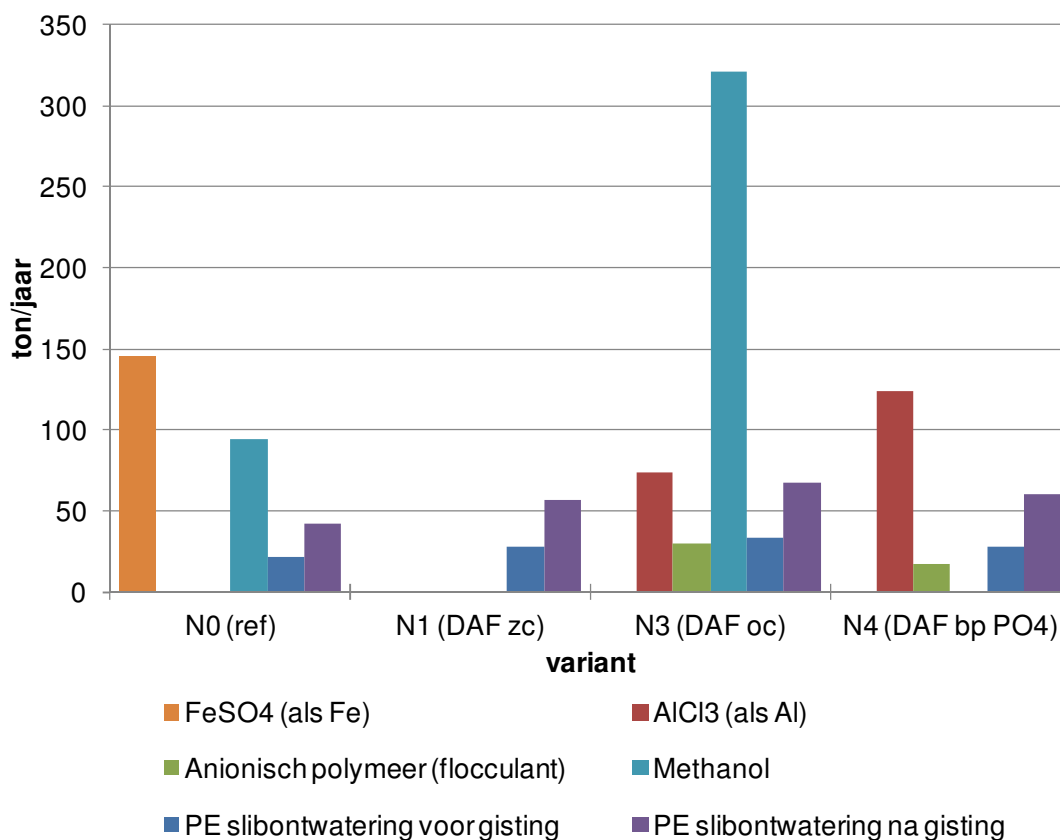
#### **N4: DAF MET BYPASS VOOR ORTHOFOSFAAT NAAR BIOLOGIE = 2,0 MG/L**

In deze variant wordt 42 % van het totale debiet (influent en rejectiewater) omgeleid langs de DAF-installatie, om ervoor te zorgen dat er voldoende orthofosfaat (2,0 mg/l PO<sub>4</sub>-P) aanwezig is voor microbiële groei in de B-trap. In de DAF worden chemicaliën toegevoegd voor maximale verwijdering. De omvang van de bypass zou verder geoptimaliseerd kunnen worden door vooral rejectiewater met een relatief hoge concentratie orthofosfaat om te leiden. Ook is waarschijnlijk een lagere concentratie orthofosfaat dan 2 mg/l voldoende. Door de bypass is de BZV/N-verhouding in de B-trap 2,4. Er is dus geen methanoldosering nodig. Deze variant wordt in de grafieken aangeduid als N4 (DAF bp PO<sub>4</sub>).

### 6.7.2 DOSERING VAN CHEMICALIËN PER VARIANT

Chemicaliën worden in de verschillende varianten toegediend in de voorbehandeling ( $\text{FeSO}_4$ , coagulant  $\text{AlCl}_3$  en flocculant), de B-trap (methanol) en bij de slibontwatering (polymeer voor ontwatering en na vergisting). Afbeelding 6.22 geeft de jaarlijkse dosering van de verschillende chemicaliën per variant weer. In de referentiesituatie levert de dosering van ijzersulfaat voor defosfatering en die van methanol een grote bijdrage aan het totale chemicaliëngebruik. Variant N3 (DAF oc) is de enige variant waarin methanoldosering nodig is. Methanol heeft het grootste aandeel in de chemicaliëndosering van deze variant. Het verschil in methanoldosering tussen de referentie N0 en variant N3 kan worden verklaard door de lagere BZV/N-verhouding in variant N3 (1,6 ten opzichte van 1,8 in de referentie) en de grotere stikstofvracht in variant N3. Een A-trap verwijdert namelijk meer stikstof dan een DAF-installatie. In variant N4 (DAF bp  $\text{PO}_4$ ) vormt  $\text{AlCl}_3$  de grootste component.

AFBEELDING 6.22 DOSERING VAN CHEMICALIËN PER VARIANT OP RWZI NIEUWVEER

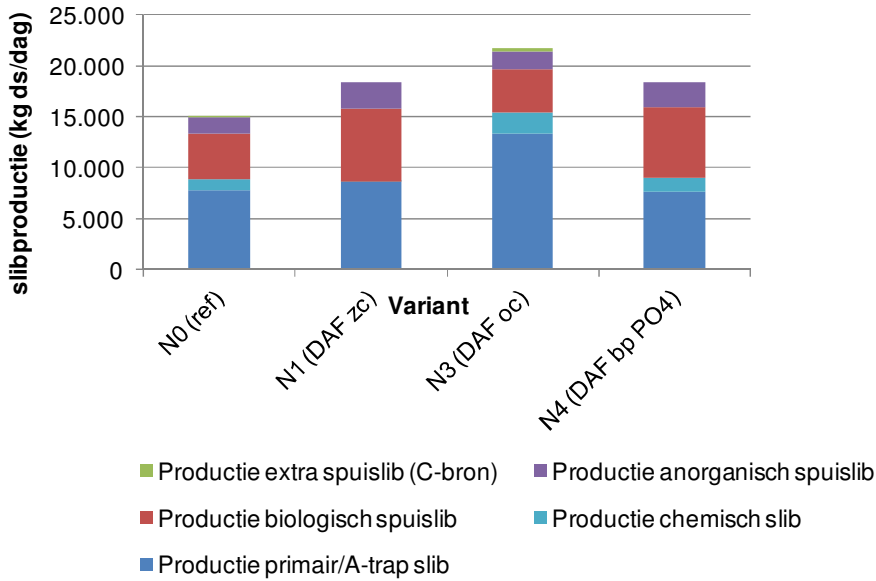


### 6.7.3 PRODUCTIE VAN SLIB EN BIOGAS PER VARIANT

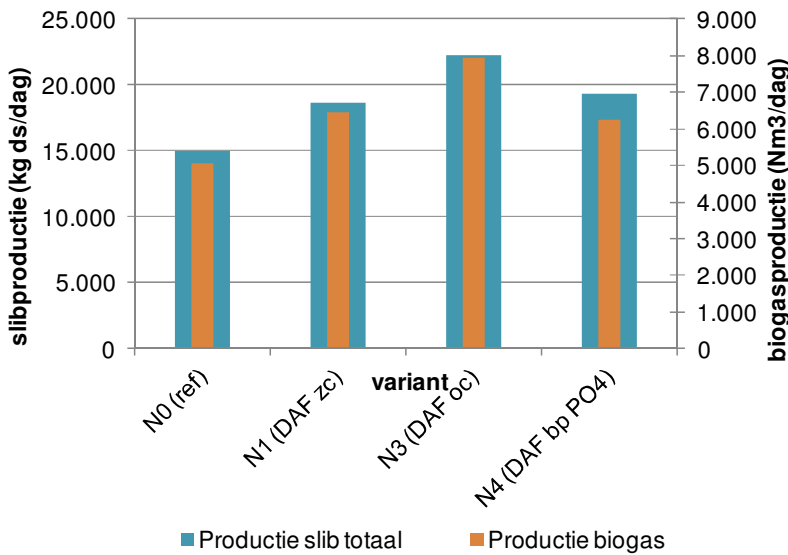
De productie van slib en het aandeel van primair, secundair en chemisch slib is verschillend voor de verschillende varianten. Afbeelding 6.23 geeft dit grafisch weer. De productie van primair slib is hoger in variant N3 (DAF oc) dan in de overige varianten en de referentie. In de overige varianten is de productie vergelijkbaar. De productie van secundair slib is het hoogst in variant N1 (DAF zc) en N3 (DAF bp  $\text{PO}_4$ ). In deze varianten wordt minder CZV verwijderd in de voorbehandeling, wat leidt tot een hogere productie van secundair slib.

De totale slibproductie is ook weergegeven in afbeelding 6.23 (blauwe balken, linker as). Hierin is daarnaast de resulterende biogasproductie (oranje balken, rechter as) weergegeven. In deze afbeelding komt duidelijk naar voren dat een hogere productie van primair slib leidt tot een hogere biogasproductie. Bij het berekenen van de biogasproductie is uitgegaan van een vast gistingvolume waarbij de verblijftijd in de referentie gelijk is aan 20 dagen. In de varianten N1, N3 en N4 leidt de hogere slibproductie tot kortere verblijftijden van respectievelijk 16, 12 en 16 dagen. Het gebruikte model kan bij deze korte verblijftijden een overschatting geven van de biogasproductie.

AFBEELDING 6.23 SLIBPRODUCTIE PER VARIANT OP RWZI NIEUWVEER



AFBEELDING 6.24 SLIB- EN BIOGASPRODUCTIE VAN DE VARIANTEN OP RWZI NIEUWVEER



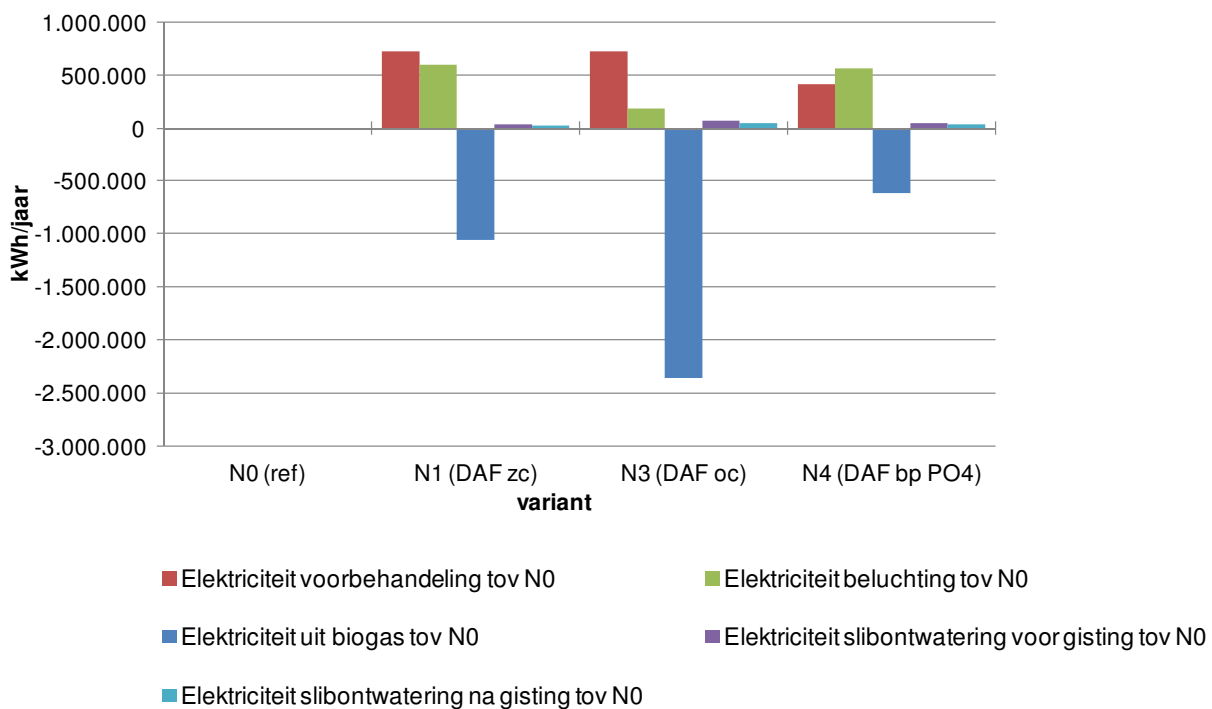
#### 6.7.4 ENERGIEVERBRUIK

Het energieverbruik van de verschillende varianten is inzichtelijk gemaakt als meer of minder verbruik dan het energieverbruik van de rwzi in de referentiesituatie (N0). De volgende onderdelen zijn meegenomen:

- mogelijke energiebesparing als gevolg van reductie van benodigde beluchting;
- extra energiegebruik als gevolg van het toepassen van DAF ten opzichte van de A-trap;
- extra biogasproductie (energieproductie) als gevolg van hogere primair slibproductie;
- extra energiegebruik als gevolg van slibbehandeling (indikken en ontwatering).

Afbeelding 6.25 geeft het energiegebruik ten opzichte van de referentie per onderdeel per variant weer. De positieve waarden geven aan dat het energiegebruik hoger is dan in de referentiesituatie, de negatieve waarden geven aan dat het energiegebruik lager is. Het totale jaarlijkse energieverbruik voor rwzi Nieuwveer is circa 14.000.000 kWh in de huidige situatie. Het energiegebruik van een DAF is relatief hoog (zie paragraaf 6.3), maar de hogere biogasproductie levert meer energie op dan de extra energiekosten van de DAF-installatie. De hoeveelheid benodigde beluchtingsenergie neemt in de DAF-varianten toe, doordat minder of even veel CZV en minder stikstof wordt verwijderd dan in de A-trap.

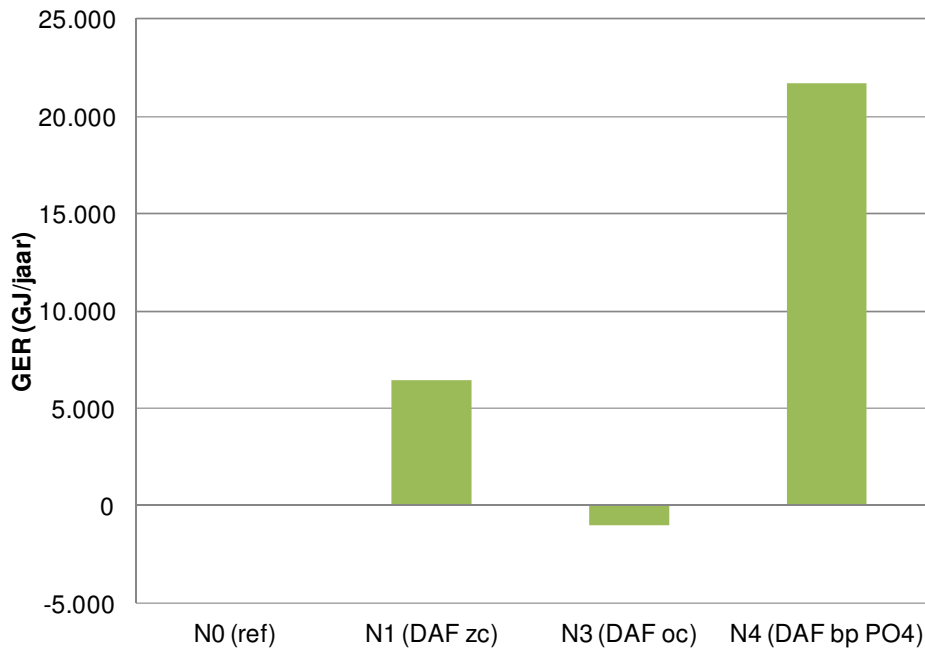
AFBEELDING 6.25 ENERGIEGEBRUIK VAN DE VARIANTEN VAN RWZI NIEUWVEER



#### 6.7.5 GER-WAARDEN

Om de varianten te beoordelen op het aspect duurzaamheid is een balans van GER-waarden (gross energy requirement) opgesteld, waarin de onderdelen elektriciteitsverbruik, biogas en gebruikte chemicaliën zijn opgenomen. De berekening is weergegeven in bijlage X. GER-waarden zijn berekend ten opzichte van de referentie: een negatieve waarde geeft aan dat de impact van de betreffende variant lager is dan de referentie, een positieve GER-waarde betekent een grotere impact dan de referentie. Afbeelding 6.26 geeft de netto GER-waarde weer per variant. Hieruit blijkt dat de GER van variant N3 (DAF oc) iets lager is dan die van de referentie. De overige varianten hebben een hogere GER, dus een grotere milieu-impact.

AFBEELDING 6.26 GER-WAARDE PER VARIANT VAN RWZI NIEUWVEER TEN OPZICHTE VAN N0



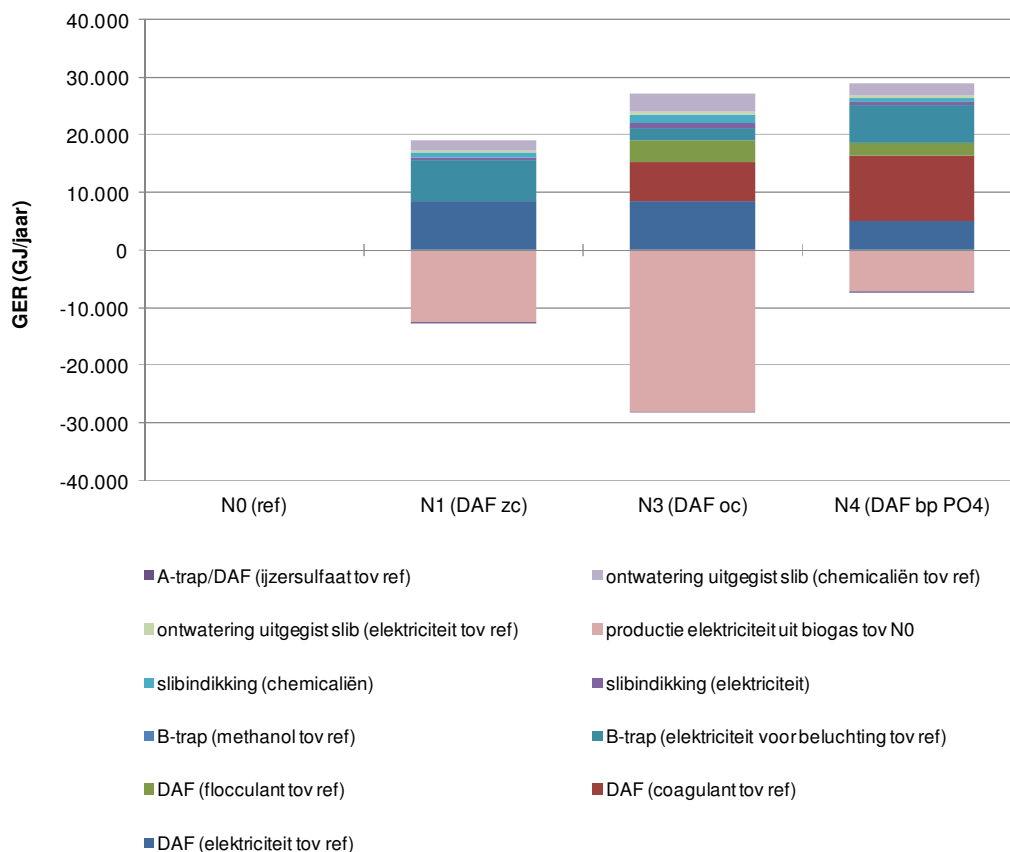
De GER-berekening is opgebouwd uit een groot aantal posten. In afbeelding 6.27 zijn deze uitgesplitst naar onderdeel. Hierbij valt op dat de productie van elektriciteit uit biogas een belangrijke bijdrage levert aan het verlagen van de GER ten opzichte van de referentie. Daarnaast leidt het hogere energiegebruik van de DAF ten opzichte van de A-trap in alle varianten tot een hogere GER-waarde. Ook is voor beluchting van de B-trap in alle varianten meer energie nodig dan in de referentiesituatie. Dit is te verklaren door de hogere verwijdering van Kjeldahl-stikstof in de A-trap en opzichte van de DAF. De verwijdering van CZV in de referentie is ook hoger dan die in variant N1 (DAF zc) en N4 (DAF bp PO<sub>4</sub>). In de varianten waarin coagulant en flocculant worden gebruikt in de DAF zorgt dit voor een hogere GER-waarde. De bijdrage van ijzersulfaat aan de GER-waarde in de referentie is beperkt, doordat de GER-waarde van ijzersulfaat laag is. Dit is namelijk een restproduct.

#### 6.7.6 INVESTERINGS- EN OPERATIONELE KOSTEN

In 2013 heeft Grontmij in opdracht van Waterschap Brabantse Delta een strategiestudie voor rwzi Nieuwveer opgeleverd waarin een aantal moderne technologieën voor afvalwaterzuivering is afgewogen. Deze technologieën dragen bij aan de toekomstbestendigheid, verlaging van energie- en grondstoffengebruik, energieproductie en productie van nuttig her te gebruiken stoffen. In dit kader is DAF beschouwd als technologie om de configuratie van het AB-systeem te optimaliseren.

Een van de knelpunten op rwzi Nieuwveer zijn de rechthoekige tussenbezinktanks, die veel onderhoud vergen, wat hoge kosten (EUR 250.000,-/jaar) met zich meebrengt. In de eerste instantie is DAF daarom gezien als vervanging van de tussenbezinktanks. Op basis van de resultaten van het Kallisto-onderzoek is in een later stadium echter besloten de DAF te beschouwen als vervanging van de complete A-trap inclusief tussenbezinktanks.

AFBEELDING 6.27 GER-WAARDE PER VARIANT VAN RWZI NIEUWVEER TEN OPZICHTE VAN NO PER POST



Om de meerwaarde van DAF ten opzichte van een A-trap te bepalen is het verwijderingsrendement dat is behaald in het pilotonderzoek op rwzi Eindhoven vergeleken met de verwijderingsrendementen van verschillende A-trappen op Nederlandse rwzi's (tabel 6.15). Hieruit blijkt dat de rendementen van een DAF ongeveer gelijk zijn aan die van een A-trap. Voor zwevende stof scoort een DAF iets beter, terwijl de stikstofverwijdering in de A-trap hoger is dan in een DAF. De meerwaarde van de DAF en opzichte van een A-trap is dus beperkt.

TABEL 6.15 VERGELIJKING VERWIJDERINGSRENDEMENTEN DAF EN A-TRAP

parameter	DAF met chemicaliën (optimale bedrijfsinstelling)	A-trap rwzi Nieuwveer	A-trap rwzi Dokhaven	A-trap rwzi Utrecht	A-trap rwzi Garmerwolde
bron data	DAF pilotonderzoek	[92]	[92]	[92]	[92]
gemiddelde oppervlaktebelasting	22,5	-	-	-	-
zwevende stof	73 %	59 %	68 %	-	67 %
BZV	56 %	61 %	82 %	58 %	43 %
CZV	56 %	53 %	74 %	60 %	55 %
P-totaal	60 %	44 %	68 %	65 %	51 %
N-totaal	11 %	-	-	-	-
N-Kj	-	29 %	38 %	18 %	25 %



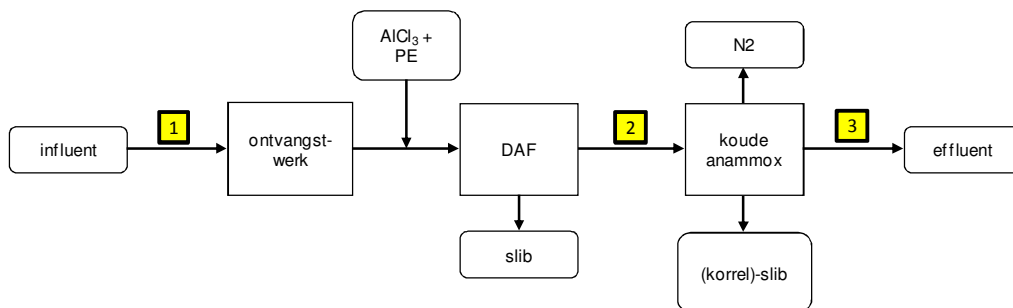
De toepassing van DAF als vervanging van de A-trap en tussenbezinktanks leidt tot een hoge afschrijving ineens van de A-trap en tussenbezinktanks van EUR 5.250.000,-. Deze kapitaalsvernietiging, hoge investeringskosten en de beperkte toegevoegde waarde ten opzichte van de huidige situatie maken dat het op deze wijze toepassen van DAF op rwzi Nieuwveer niet interessant is. In deze rapportage worden de investerings- en operationele kosten daarom niet verder uitgewerkt.

## 6.8 DAF ALS VOORBEHANDELING VOOR KOUDE ANAMMOX

### 6.8.1 INLEIDING

Omdat door toepassing van DAF met chemicaliëndosering zeer hoge verwijderingsrendementen haalbaar zijn, kan de DAF mogelijk worden ingezet in nieuwe concepten. Een voorbeeld hiervan is de DAF gecombineerd met een koude ANAMMOX-reactor. Een mogelijke configuratie is weergegeven in Afbeelding 6.28.

AFBEELDING 6.28 CONFIGURATIE DAF MET NAGESCHAKELDE KOUDE ANAMMOX



De dosering van coagulant en flocculant vindt in die mate plaats, dat alle componenten maximaal verwijderd worden, maar de DAF-installatie wel stabiel blijft werken. Dit is bij een  $\text{Al:PO}_4\text{-P}$  van 2,5 en een flocculantdosering van 1 ppm. Stikstof wordt in een DAF met chemicaliëndosering minder goed verwijderd dan andere componenten. Het eluaat bevat dus relatief veel stikstof en relatief weinig zwevende stof, BZV, CZV en fosfaat. Debiet en samenstelling van het influent en eluaat zijn weergegeven in Tabel 6.16. Omdat voor de koude ANAMMOX de verhouding tussen ammoniumstikstof en organisch stikstof van belang is, is hiervan een inschatting gemaakt (80 %  $\text{NH}_4\text{-N}$  en 20 % organisch N).

TABEL 6.16 DEBIET, VRACHT EN CONCENTRATIE IN INFLUENT, ELUAAT DAF EN EFFLUENT

parameter	eenheid	1	2	3	
debiet	m <sup>3</sup> /h	5471	5471	5471	
vracht	zwevende stof	kg/h	916	82	82
	BZV	kg/h	1047	209	63
	CZV	kg/h	2706	812	665
	P-totaal	kg/h	48	5,3	onbekend
	P-ortho	kg/h	27	0,5	0
	N-totaal	kg/h	303	245	33
	NH <sub>4</sub> -N	kg/h	242	196	5
	NO <sub>2</sub> -N	kg/h	0	0	3
	N-org	kg/h	61	49	27
	N-Kj	kg/h	303	245	22
	NO <sub>3</sub> -N	kg/h	0	0	3
concentratie	zwevende stof	mg/l	168	15	15
	BZV	mg/l	191	38	11
	CZV	mg/l	495	148	122
	P-totaal	mg/l	9	1,0	onbekend
	P-ortho	mg/l	5	0,1	0
	N-totaal	mg/l	55	45	6,0
	NH <sub>4</sub> -N	mg/l	44	36	1,0
	NO <sub>2</sub> -N	mg/l	0	0	0,5
	N-org	mg/l	11	9	4,0
	N-Kj	mg/l	55	45	5,0
	NO <sub>3</sub> -N	mg/l	0	0	0,5

De geschiktheid van het eluaat voor de toepassing van koude ANAMMOX is bepaald op basis van de kennis en ervaring van Mark van Loosdrecht. Hierbij is uitgegaan van een biofilm- of korrelslibreactor. Een suspensiereactor blijft buiten beschouwing.

### 6.8.2 ZWEVENDE STOF

Zwevende stof wordt niet verwijderd in de koude ANAMMOX-reactor. De effluentconcentratie is dus gelijk aan de concentratie in het eluaat van de DAF.

### 6.8.3 BZV EN CZV

Voor BZV en biologisch beschikbaar CZV wordt een onderscheid gemaakt tussen een opgeloste en een gesuspendeerde fractie. Met de gesuspendeerde fractie en het inerte CZV gebeurt niets in de ANAMMOX-reactor, dus de effluentconcentratie is gelijk aan de concentratie in het eluaat van de DAF. Van het opgeloste BZV zal het gedeelte dat bestaat uit vluchtige vetzuren worden omgezet door ANAMMOX-bacteriën. Overig opgelost BZV wordt gebruikt door heterotrofe organismen, die concurreren met ANAMMOX-bacteriën.

In Eindhoven zal naar schatting circa 30 % van het BZV in het eluaat (11 mg/l) gesuspendeerd zijn en dus in het effluent belanden. Het opgeloste BZV zal nauwelijks vluchtige vetzuren bevatten, doordat er gebruik wordt gemaakt van een vrij vervalstelsel en de vetzuren in de DAF worden geoxideerd. Dat betekent dat de concurrentie van heterotrofen de specifieke stikstofverwijderingscapaciteit zal doen afnemen en een grotere reactor nodig is. Tot een concentratie van 10 à 20 mg/l zal dit geen problemen opleveren. De concentratie in het eluaat van de DAF is 38 mg/l. Het effect hiervan deze hogere concentratie is onbekend en kan met experimenten worden bepaald.

#### 6.8.4 FOSFAAT

De totale hoeveelheid fosfaat is opgebouwd uit orthofosfaat en resterend fosfaat. Orthofosfaat zal worden opgenomen voor de groei van heterotrofe en ANAMMOX-bacteriën. Of er van het resterende deel een gedeelte zal worden opgenomen in de slibkorrel is onbekend. De concentratie orthofosfaat in het eluaat van de DAF van 0,1 mg/l is voldoende voor de groei van ANAMMOX-bacteriën. De yield van heterotrofen is circa 0,8 g VSS/gBZV. Uitgaande van een opname van 1,5 % orthofosfaat in de cellen zal dus 0,5 mg/l orthofosfaat nodig zijn. Dit is niet aanwezig in het eluaat van de DAF bij chemicaliëndosering voor maximale verwijdering.

De concentratie orthofosfaat in het eluaat kan worden verhoogd door de coagulantdosering te verlagen. Uit het pilotonderzoek blijkt dat een verlaging van de dosering een groter effect heeft op orthofosfaat dan op BZV. De orthofosfaatconcentratie zal dus sneller toenemen dan de BZV-concentratie bij het verlagen van de dosering, waardoor beide geoptimaliseerd zouden kunnen worden.

#### 6.8.5 STIKSTOFVERBINDINGEN

In de ANAMMOX-reactor wordt een deel van het ammonium met zuurstof geoxideerd tot nitriet. De rest van het ammonium wordt vervolgens met nitriet geoxideerd tot stikstofgas. Het inerte deel van het organische stikstof zal niet worden omgezet. De rest van het organisch stikstof zal eerste moeten worden gemineraliseerd voordat de ANAMMOX-reactie kan plaatsvinden. Haalbare effluentconcentraties zijn dan 1,0 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$ , 0,5 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$  en 0,5 mg/l  $\text{NO}_2\text{-N}$ . De effluentconcentratie organisch stikstof is onbekend, maar zal circa 4 mg/l zijn.

#### 6.8.6 BENODIGD VOLUME

Bij koude ANAMMOX is een conversie van 0.3-0.5 kgN/(m<sup>3</sup>.dag) voor korrelslib mogelijk op basis van een slibinhoud van 250 ml bezonken slibkorrels per liter reactorvolume. De omzetting op rwzi Eindhoven zal naar schatting 4.240 kg N/dag zijn, wat resulteert in een reactorvolume van 8.500-14.000 m<sup>3</sup>. De totale installatie bestaat dan uit een DAF en een ANAMMOX reactor. Ter vergelijking: de huidige biologische zuivering bestaat uit drie grote voorbezinktanks, drie aërietanks van ieder 30.200 m<sup>3</sup> en 12 grote nabezinktanks.

#### 6.8.7 CONCLUSIE

Het combineren van een DAF en een koude ANAMMOX-reactor lijkt theoretisch haalbaar te zijn. Belangrijk aandachtspunt hierbij is de maximale BZV-concentratie waarbij het koude ANAMMOX-proces kan plaatsvinden. Daaraan gerelateerd zal de concentratie orthofosfaat moeten worden geoptimaliseerd om te voorzien in voldoende fosfaat voor opname in de cellen. De componenten zwevende stof, gesuspendeerd BZV en inert CZV zullen niet worden verwijderd in de koude ANAMMOX-reactor. De verwijdering van totaal fosfaat en organisch stikstof is onbekend. Om voor deze componenten aan de toekomstige effluenteisen voor de rwzi Eindhoven te kunnen voldoen is zeer waarschijnlijk een nabehandeling van het effluent nodig.

# 7

## VERWAARDINGMOGELIJKHEDEN PRIMAIR SLIB

### 7.1 INLEIDING

Een van de voordelen van DAF als voorbehandeling is de hogere afscheiding van primair slib ten opzichte van een voorbezinktank of A-trap. Dit slib kan vervolgens worden gebruikt voor de productie van energie en grondstoffen. De mogelijkheden hiervoor worden in dit hoofdstuk verkend. Hiertoe wordt eerst de samenstelling van primair slib bepaald op basis van literatuurgegevens. Vervolgens worden diverse verwaardingsopties van de aanwezige componenten besproken.

### 7.2 SLIBSAMENSTELLING

#### 7.2.1 INVLOEDEN OP SAMENSTELLING PRIMAIR ZUIVERINGSSLIB

De specifieke samenstelling van primair slib verschilt per rwzi en is mede afhankelijk van de specifieke kwaliteit van het afvalwater. De specifieke afvalwaterkwaliteit is onder andere afhankelijk van de aanwezige industrie, het type rioelstelsel en het type aanvoer (droogweeraanvoer (DWA) of regenwateraanvoer (RWA)). Naast de kwaliteit van het afvalwater beïnvloedt de voorbehandelingstechniek de specifieke slibsamenvorming. Een voorbeeld hiervan is de toevoeging van chemicaliën, zoals metaalzouten (ijzer-, aluminium- of magnesiumchloride), ten behoeve van de verwijdering van fosfaat en zwevende stof.

#### 7.2.2 DROGE EN ORGANISCHE STOFGEHALTE PRIMAIR SLIB

Over het algemeen kan primair slib, afkomstig uit de voorbezinktank (VBT) van de communale afvalwaterzuivering, omschreven worden als een stroom met een dichtheid gelijk aan die van water en een droge stof- (ds) gehalte tussen 0,5 en 4 % (gemiddeld 1 %) [11]. Deze ds-fractie bestaat voor ongeveer 75 % uit organische stof, de overige 25 % is anorganische stof. Gemiddelde stikstof- en fosfaatgehalten liggen respectievelijk rond de 3 en 2 %DS.

#### 7.2.3 SAMENSTELLING DS-FRACTIE VAN ZUIVERINGSSLIB

De organische fractie bestaat voornamelijk uit eiwitten, oliën en vetten en cellulose. De anorganische fractie bestaat met name uit stikstof, fosfaat, silica en (alkali)metalen. Tabel 7.1 geeft samenvattend de gemiddelde waarden weer van de deelfracties met betrekking tot primair slib. Voor de volledigheid is hierbij ook de samenstelling van secundair slib weergegeven. Secundair of surplusslib bestaat vooral uit microbiële biomassa afkomstig uit het actiefslibstelsel. De achterliggende informatie is weergegeven in bijlage XI-XIII. Het verschil tussen primair en secundair slib is dat primair slib een grotere olie- en vetfractie en een grotere vezelfractie (o.a. cellulose) bevat. Daarnaast bevat primair slib minder stikstof en is de eiwitfractie kleiner, vergeleken met secundair slib. Deze vergelijkingsresultaten zijn in overeenstemming met conclusies uit de literatuur [25].

TABEL 7.1 SAMENVATTING VAN DE GROOTSTE FRACTIES IN PRIMAIR EN SECUNDAIR SLIB

	primair slib (DS%)	secundair slib (DS%)
organische stof	75	70
eiwitten	25	35
oliën en vetten	15	8
cellulose	15	7
overig	20	20
anorganische fractie	25	30
stikstof	3	5
fosfaat	2	3
silica	10	0
(alkali)metalen*	7	7
calcium, ijzer, magnesium en natrium*	6,9	6,9
overig	3**	15**

\*Waarden zijn afkomstig uit bijlage IX, het gaat hierbij om combinatieslib (een mengsel van primair en secundair slib).

\*\*Uit de literatuurstudie is niet naar voren gekomen waar de fractie 'overig' uit bestaat.

De fractie (alkali)metalen wordt gedomineerd door calcium, ijzer, kalium, magnesium en natrium. Daarnaast is de aanwezigheid van mangaan, koper, zink, chroom en lood in relatief hoge concentraties mogelijk (zie ook bijlage XI en XII).

Naast de fracties die hierboven benoemd zijn, komt een groot aantal componenten in lagere concentraties voor in zuiveringsslib. Uit bijlage XII blijkt dat van deze componenten medicijnresten als triclocarban en triclosan en de steroiden campesterol, cholestanol, cholesterol coprostanol en epicoprostanol in relatief hoge concentraties voor kunnen komen. Bijlage XIII geeft de concentratie van Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen (PAK's), OrganoChloor Bestrijdingsmiddelen (OCB's), waaronder PolyChloorBifenylen (PCB's), gemeten in communaal (en deels industrieel) slib weer. Het meten van deze stoffen is relevant vanwege hun toxische eigenschappen. Uit deze tabel is op te maken dat PAK's, OCP's en PCB's in zeer geringe hoeveelheden aanwezig zijn, daarnaast zijn onderlinge concentratieverschillen erg klein.

## 7.3 VERWAARDINGSMOGELIJKHEDEN

### 7.3.1 INLEIDING

De componenten die aanwezig zijn in primair en eventueel secundair slib kunnen worden gebruikt voor de productie van energie en grondstoffen. Er zijn vele verschillende producten denkbaar. In onderstaande tekst zijn de producten fosfor, biodiesel, PHA's, vetzuren en proteasen uitgewerkt. Deze producten zijn geselecteerd op basis van een korte literatuurinventarisatie.

### 7.3.2 FOSFOR

De belangrijkste toepassing van fosfor is het gebruik in de landbouw als fosfaat in kunstmest. Fosfaat is de enige primaire bron voor de wereldwijde winning van fosfaat. In 2004 kwam 18,9 miljard kg fosfor ( $\approx$  43 miljard kg fosfaat) de wereldmarkt op. Hiervan werd 73 % gebruikt als meststof, andere applicaties zijn de toevoeging in diervoeder en detergenten. Omdat fosfaat is de enige primaire bron van fosfaat is, zijn de voorraden eindig. Naar verwachting is de beschikbare hoeveelheid fosfaat opgebruikt tussen 2072 en 2200 [42].

In de literatuur zijn verschillende (commerciële) technieken beschreven om fosfaat terug te

winnen uit afvalwaterstromen, inclusief slib. Een overzicht van verschillende technieken, inclusief factsheet per techniek, is terug te vinden in het STOWA rapport 2011-24 [43]. Uit dit rapport blijkt dat fosfaatwinning uit uitgegist slib of uit het rejectiewater na slibgisting de meeste kansen biedt. Uitgegist slib wordt verbrand, waarna fosfaatterugwinning uit as mogelijk is. De relatief hoge concentratie fosfaat in de rejectiestroom kan door verschillende precipitatieprocessen worden verwijderd.

### AFZETMARKT

De afzetmarkt voor fosfaat in Nederland kan worden ingeschat op basis van het huidige gebruik en wetgeving met betrekking tot fosfaatgebruik. In 2006 produceerde de agrarische sector in Nederland 161 miljoen kg fosfaat in de vorm van mest. Hiervan werd 16 miljoen kg buiten de Nederlandse landbouw werd afgezet. Daarnaast werd er in 2006 ongeveer 40 miljoen kg fosfaatkunstmest in de Nederlandse landbouw gebruikt (uitgezonderd glastuinbouw) [44]. Hoewel er in Nederland dus een fosfaatoverschot is, vindt ook import van fosfaatkunstmest plaats.

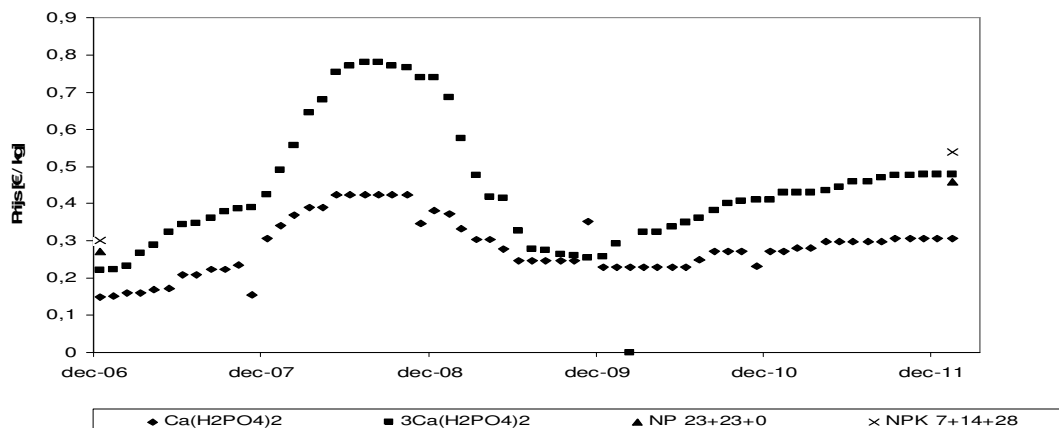
De meststoffenwet geldend in 2012 stelt dat in 2015 een situatie moet worden bereikt waarbij de toevoer van fosfaat uit meststoffen en uit de bodem gemiddeld in evenwicht is met de fosfaatbehoefte van de gewassen [45]. Tot op heden werd meer fosfaat toegediend in de vorm van mest dan werd afgevoerd met het gewas. Naar verwachting zal de hoeveelheid fosfaatbemesting dus afnemen. Echter, volledige reductie tot de gestelde norm door het achterwege laten van fosfaatkunstmest, is niet voor elke regio en teeltvorm reëel. Wel kan verwacht worden dat het aandeel van kunstmest in het Nederlandse mestgebruik gereduceerd wordt [44].

De wereldwijde fosfaatmarkt besloeg in 2007, 43,3 miljard kg fosfaat. Verwacht wordt dat de vraag naar fosfaat zal groeien met 2 % per jaar [46].

### MARKTWAARDE

De marktwaarde van  $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$  (kunstmest; superfosfaat) en  $3\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$  (kunstmest; tripelsuperfosfaat) is voor de periode van januari 2006 tot februari 2012 weergegeven in afbeelding 7.1. De prijzen van twee andere kunstmeststoffen, NPK 23+23+0 en NPK 7+14+28, zijn ter indicatie weergegeven voor januari 2006 en februari 2012. De prijzen van de genoemde kunstmeststoffen lagen begin 2012 tussen EUR 0,30 (1,1 EUR/kg P) en EUR 0,55 (3,9 EUR/kg P) per kg kunstmest [47].

AFBEELDING 7.1 MARKTPRIJZEN KUNSTMESTSTOFFEN ( $\text{H}_2\text{PO}_4$ )<sub>2</sub>,  $3\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ , NP 23+23+0 EN NPK 7+14+28 VOOR DE PERIODE JANUARI 2006 TOT FEBRUARI 2012 [47]



De wereldwijde marktprijs in augustus 2007, net voor de forse stijging, bedroeg voor diammoniumfosfaat (18+46+0) circa EUR 0,22 per kg (0,46 EUR/kg P) [48]. Volgens het Landbouw Economisch Instituut is deze prijs vergelijkbaar met de Nederlandse prijs voor fosfaat bevattende kunstmeststoffen. Er zijn geen vrij toegankelijke publicaties waarin het verwachte verloop van de fosfaat- of kunstmestprijs staat beschreven, wel kan verwacht worden dat deze prijzen zullen stijgen in tijd door de terugloop van fosfaatreserves.

### 7.3.3 BIODIESEL

Fossiele brandstoffen raken op. Verschillende modellen uit de periode 2006-2008 stellen dat de olievoorraad over 34-40 jaar is verbruikt [49]. Hierbij is echter niet altijd het veranderende consumptiepatroon meegewogen. Daarnaast is de technologische vooruitgang, die een rol speelt in de winning van complex winbare olie, moeilijk te voorspellen. De overgang naar duurzame alternatieven zoals biobrandstoffen is op termijn noodzakelijk. De keuze van biobrandstof verschilt per continent, biodiesel en bio-ethanol zijn de meest voorkomende biobrandstoffen.

In de literatuur zijn verschillende technieken beschreven waarbij afvalwaterslib gebruikt wordt voor de productie van biodiesel. Deze processen worden momenteel op labschaal getest. Een belangrijke processtap bij de productie van biodiesel is transesterificatie, waarbij de alkylgroep van een ester en van een alcohol worden uitgewisseld. Mogelijke technieken voor de productie van biodiesel uit slib zijn:

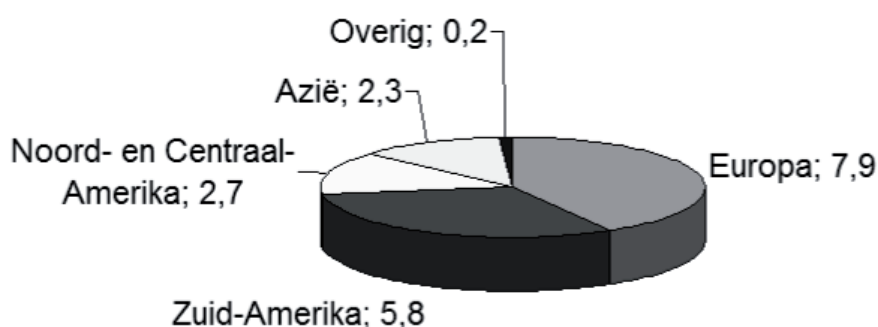
- in situ transesterificatie, waarbij transesterificatie plaats vindt voor het scheiden van de oliefractie [50,51]
- transesterificatie na olie-extractie uit slib door middel van een oplosmiddel [49,52].

Naast deze twee technieken is de productie van Medium-Chain Fatty Acids (MCFA's) mogelijk, als voorloper van biodiesel of chemicaliën. Hierbij worden Volatile Fatty Acids (VFA's), die gevormd zijn tijdens verzuring van biomassa, in een tweede fermentatie omgezet in MCFA's (voornamelijk hexanoaat). Zuivering van deze MCFA's is, op laboratoriumschaal, mogelijk door precipitatie of extractie [53].

### AFZETMARKT

De wereldwijde productie van biodiesel is voor het jaar 2012 voorspeld op 18,9 miljard kg, een lichte stijging ten opzichte van het jaar 2011 (18,8 miljard kg). Een overzicht is, per (deel) continent, weergegeven in afbeelding 7.2. Europa is de grootste producent voor biodiesel, binnen Europa zijn Duitsland (2,5 miljard kg/jaar) en Frankrijk (1,8 miljard kg/jaar) de belangrijkste producenten [54].

AFBEELDING 7.2 OVERZICHT VAN WERELDWIJDE BIODIESELPRODUCTIE [MILJARD KG] [14]

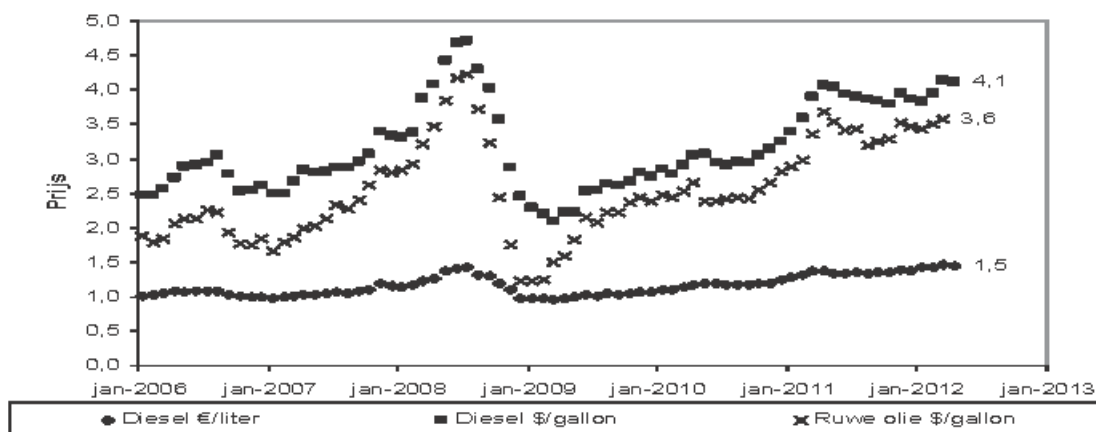


Voor Europa, de grootste producent van biodiesel, zijn de vooruitzichten met betrekking tot de uitbreiding van de afzetmarkt gunstig. Reden hiervoor is het feit dat Europese Unie tot doel heeft gesteld dat in 2020, 10 % van de transportbrandstoffen duurzaam geproduceerde biobrandstoffen dient te zijn.

### MARKTWAARDE

De verkoopprijs van biodiesel zal ongeveer gelijk zijn aan de prijs van conventionele diesel. De dieselprijs is sterk afhankelijk van de prijs voor ruwe olie, als is weergegeven in afbeelding 7.3 (waarbij de prijs van diesel de adviesverkoopprijs representeert). Gezien de toenemende consumptie van ruwe olie en de eindigheid van deze fossiele brandstof, wordt verwacht dat de prijs in de toekomst zal blijven stijgen met gemiddeld 2 % per jaar tot 2020 [55].

AFBEELDING 7.3 STATISTISCHE GEGEVENS VAN DIESELPRIJZEN (ADVIESPRIJS) EN RUWE OLIE IN DE PERIODE VAN JANUARI 2006 TOT MAART 2012 [56,57]



#### 7.3.4 PHA'S

Polyhydroxyalkanoaten (PHA's), een grondstof voor bioplastics, zijn lineaire polyesters. Bacteriën zijn in staat om PHA's op te slaan in intracellulaire compartimenten. Het belangrijkste kenmerk van PHA's is de mogelijkheid tot biologische afbraak. Wanneer PHA's worden toegepast in polymeren ontstaan biologisch afbreekbare plastics. Omdat meer dan 130 monomeren, waaruit polymeren zijn opgebouwd, geïdentificeerd zijn, is de productie van polymeren met uiteenlopende eigenschappen (broosheid, flexibiliteit en elasticiteit) mogelijk. Dit is een voordeel ten opzichte van het biologisch afbreekbare polymeer polylactic acid (PLA), dat bestaat uit slechts twee monomeren [58,59].

Voor de productie van PHA's worden PHA-accumulerende micro-organismen ingezet. Er zijn verschillende (genetisch gemodificeerde) bacteriën die hiervoor op industriële schaal worden toegepast. Deze fermentatie wordt onder steriele omstandigheden bedreven met suiker of zetmeel als koolstofbron. Als koolstofbron zou echter ook een organische reststroom gebruikt kunnen worden. De productie van PHA's uit afvalstromen is wenselijk omdat dit de grondstofkosten (koolstofbron) reduceert. Geschat wordt dat de grondstofkosten  $\pm 40\%$  van de totale productiekosten uitmaken [19, 20]. Het gebruik van zuiveringsslib voor de productie van PHA's is mogelijk, omdat VFA's die vrijkomen tijdens het vergistingsproces als koolstofbron kunnen dienen voor PHA-productie [59,61,62,63].

De productie van VFA's dient de vaste fase te worden afgescheiden. De fermentatievloeistof is vervolgens te gebruiken voor twee PHA-productiemethoden: productie door het gebruik van een enkele bacteriecultuur of met een samengestelde bacteriecultuur. Het gebruik van



een enkele bacteriecultuur resulteert in een hogere productopbrengst. Het medium dient echter gesteriliseerd te worden, wat extra kosten met zich meebrengt. Een samengestelde bacteriecultuur heeft een lagere productopbrengst maar sterilisatie van grondstoffen is niet nodig. Onder andere de bacteriën afkomstig uit het bio-P-proces van de waterzuivering zijn in staat tot PHA-accumulatie en kunnen dienen als een samengestelde bacteriecultuur voor de productie van PHA's [61,63]. Na PHA-accumulatie is zuivering van de PHA's nodig, waarbij celdisruptie en extractie de voornaamste processen zijn.

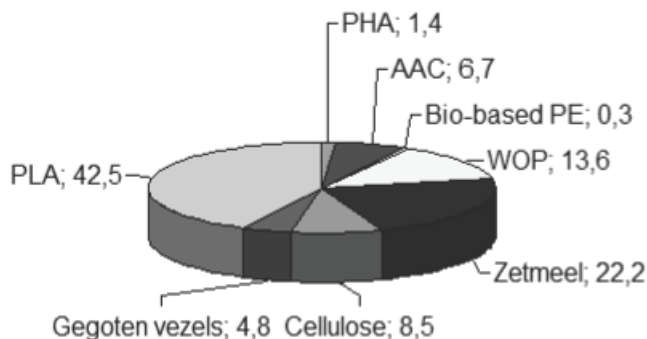
### AFZETMARKT

De wereldwijde markt voor biologisch afbreekbare plastics bedroeg 664 miljoen kg in 2010 en stijgt naar verwachting naar 2,3-3,7 miljard kg in 2016 [64,65]. PHA's vinden hun toepassing op het gebied van verpakkingen, landbouw, transportbrandstoffen, elektronica, textiel, in de medische branche en als fijnchemicaliën [59,64].

Het grootste toepassingsgebied (55-60 %) is de verpakkingenmarkt. Hiervan bezat Europa in 2010 de grootste regionale markt (circa 50 %), Noord-Amerika en Azië zijn opkomende markten. Van de totale hoeveelheid bioplastics werd in 2009 93 % bio-based geproduceerd, door gebruik te maken van hernieuwbare bronnen [66].

In 2010 was de wereldwijde afzetmarkt van bioplastics, met betrekking tot verpakkingsmaterialen, 71 miljoen kg met een aandeel van 1 miljoen kg PHA's (Zie afbeelding 7.4 voor onderverdeling per producttype). Verwacht wordt dat het marktaandeel PHA's in 2020 is gestegen naar 3,5 %, dat is 30 miljoen kg van in totaal 884 miljoen kg bioplastics [66].

AFBEELDING 7.4 WERELDWIJDE BIOPLASTICMARKT PER PRODUCTTYPE (VERPAKKINGSMARKT) IN 2010 (%)



PLA: polylactic acid; PHA: polyhydroxyalkanoaten; AAC:alifatische en aromatische co-polyesters; PE: Polyethyleen; WOP: water oplosbaar polymeer.

### MARKTWAARDE

De verpakkingenmarkt, het grootste toepassingsgebied van bioplastics, had in 2010 een waarde van 670 miljard US dollar. Verwacht wordt dat deze markt in 2016 820 miljard US dollar waard is [67]. De prijs voor petrochemische plastics als grondstof is circa USD 1,50 per kg (EUR 1,14/kg). Synthetische biologisch afbreekbare plastics zijn op de markt voor 3 - 4 USD per kg (EUR 2,30-3,00/kg) [68]. De marktprijs van PHA lag in 2011 tussen de 4,10 - 4,70 EUR/kg [69].

### 7.3.5 OVERIGE TOEPASSINGEN (VLUCHTIGE) VETZUREN

Vluchtige vetzuren kunnen dienen als chemisch platvorm, waarvan toepassing in PHA-productie een voorbeeld is. Overige mogelijke toepassingen van VFA's zijn: als koolstof bron voor micro-organismen die gebruikt worden tijdens de biologische verwijdering van fosfaat, in de productie van biobrandstoffen (omzetting naar alcoholen) en als koolstofbron voor vet accumulierende micro-organismen, waarmee de productie van biodiesel mogelijk wordt [70,71,72].

Voor vetzuren met een lengte van koolstofketen vanaf 6 koolstofatomen zijn er veel toepassingen in de oleochemische industrie. Oleochemicaliën worden voornamelijk geproduceerd uit plantaardige en dierlijke vetten en kunnen worden onderverdeeld in de subgroepen vetzuren, vetalcoholen, methylesters en glycerol. De toepassing hangt onder andere af van de lengte van de koolstofketen en de bewerking van de vetzuurketen (esterificatie, hydrogenatie en dergelijke). Vetzuurketens kunnen bijvoorbeeld dienen als toiletzeep, vetzuuresters als hoogwaardige smeermiddelen en biodiesel (methylesters) en vetalcoholen als detergenten [73].

Omdat de ruwe grondstof 80 % van de vetzuurkosten omvat en de winstmarges dalen, is de vetzuurmarkt onbestendig. Concurrentie, overcapaciteit en de opkomst van nieuwe vetzurenfabrieken in China en Zuidoost-Azië creëren extra prijsdruk. Ondanks de onbestendigheid van de markt, werd in 2005 een groei verwacht van USD 3,84 miljard in 2003 naar USD 4,59 miljard in 2010 [74]. De methylestermarkt maakt de grootste groei door, voornamelijk door de eis van de Europese Unie dat in 2020 10 % van de biodiesel duurzaam geproduceerd dient te worden [75].

De productie van biodiesel en bioplastic (PHA) uit zuiveringsslib, via vluchtige vetzuren, wordt als meest kansrijk gezien, mede door de sterk groeiende markten. Om deze reden wordt achtergrondinformatie van overige in deze paragraaf genoemde producten niet nader behandeld.

### 7.3.6 PROTEASE

Enzymen zijn eiwitten die fungeren als biokatalysator voor specifieke reacties. Voor industriële toepassingen domineren proteasen (enzymen die aminozuurketens af breken) in de wereldwijde enzymmarkt ( $\pm 65\%$ ). Binnen de groep proteasen nemen alkalische proteasen een zeer prominente plaats in ( $\pm 50\%$ ) [75,76]. Alkalische proteasen zijn actief in de pH range van 8-13 en tot temperaturen van 70 °C. Daarnaast hebben microbiële proteasen de voorkeur boven conventionele chemische katalysatoren door de hoge activiteit en specificiteit en is productie in grote hoeveelheden mogelijk [76].

De commerciële productie van microbiële alkalische proteasen wordt op industriële schaal toegepast door verschillende bedrijven, die voornamelijk gebruik maken van *Bacillus* soorten [75]. Het gebruik van slib als nutriëntenbron zal leiden tot een reductie in grondstofkosten en zou daarmee kunnen leiden tot een goedkoper product. Er zijn verschillende studies bekend waarbij enzymen zijn geproduceerd door slib als nutriënten bron toe te passen [59,77]. Ook de productie (laboratoriumschaal) van alkalische proteasen met behulp van slib als nutriëntenbron is in de literatuur beschreven [78,79,80], waarbij gebruik is gemaakt van secundair slib als substraat.

## AFZETMARKT

Over de wereldwijde afzetmarkt van alkalische proteasen is in de literatuur, als het gaat om volumetrische getallen, niets gepubliceerd. De toepassingsgebieden van proteasen zijn de detergentenindustrie, leerindustrie, voedsel- en voederindustrie, peptidensynthese, textielindustrie, fotografie-industrie en de medische branche [73,76].

## MARKTWAARDE

Verwacht wordt dat in 2016 het marktaandeel van enzymen als volgt is verdeeld: technische enzymen 1,7 miljard US dollar, voedingsenzymen 2,1 miljard US dollar en overig voor 2,1 miljard US dollar [81]. Wanneer bovenstaande percentages als uitgangspunt genomen worden beslaan de alkalische proteasen een marktaandeel van ongeveer 550 miljoen US dollar.

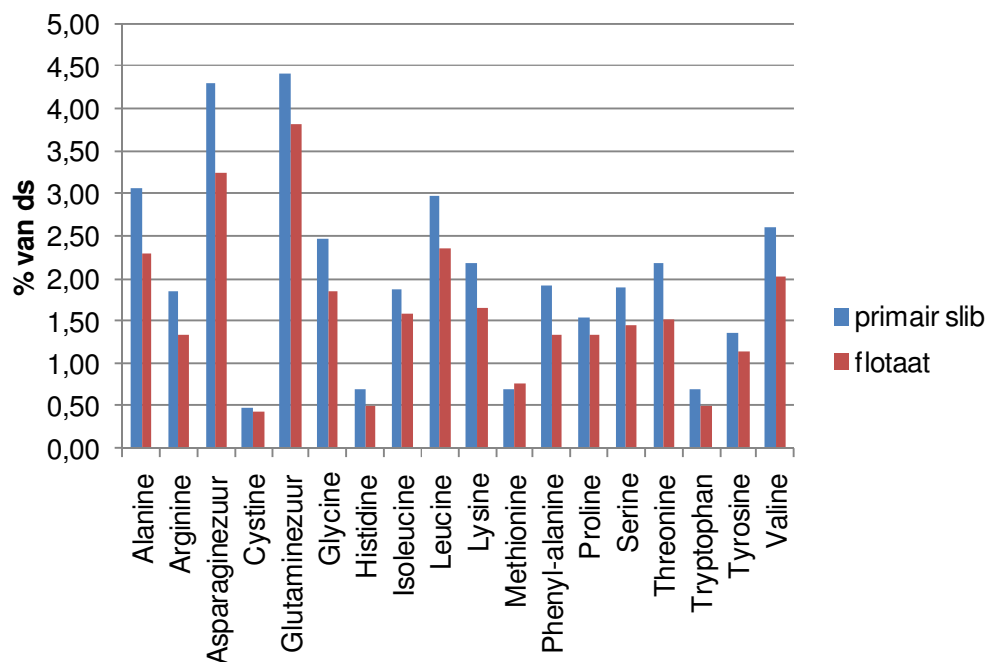
### 7.4 RESULTATEN QUICK-SCANONDERZOEK SLIB RWZI EINDHOVEN

Tijdens het pilotonderzoek op rwzi Eindhoven zijn externe analyses uitgevoerd op het DAF-slib en op primair slib om de mogelijkheden tot verwaarding verder in kaart te brengen. De volgende analyses zijn uitgevoerd:

- 1 papiervezels;
- 2 eiwitten;
- 3 VFA ten behoeve van PHA-productie.

De resultaten van de analyse van papiervezels en eiwitten zijn beschikbaar en zijn toegevoegd als bijlage XIV en XV. Van de overige analyses zijn nog geen resultaten beschikbaar. Uit de analyse van papiervezels blijkt dat er weinig verschil is tussen de vezels in primair slib en die in DAF-slib. Beide zouden kunnen worden ingezet in de productie van karton. De papier- en kartonindustrie zullen dit echter in de praktijk naar verwachting niet doen. De resultaten van de eiwitanalyse zijn weergegeven in afbeelding 7.5. Hieruit blijkt dat er geen grote verschillen zijn tussen beide slibtypes.

AFBEELDING 7.5 EIWITANALYSE PRIMAIR SLIB EN FLOTAAT



## 7.5 BEANTWOORDING ONDERZOEKSVRAGEN VERKENNING VERWAARDING SLIB

Op basis van de verkenning naar verwaarding van slib zijn de onderzoeksvragen als volgt beantwoord:

- 1 *wat is de samenstelling, gebaseerd op gegevens uit de literatuur, van primair slib afkomstig uit de communale afvalwaterzuivering?*

Primair slib, afkomstig uit de communale afvalwaterzuivering, bestaat voor het grootste gedeelte uit water (99 %, zonder nabehandeling). De fractie droge stof bestaat voornamelijk uit organisch materiaal (75 %). De grootste deelfracties binnen dit organisch materiaal zijn eiwitten (20-30 %), oliën en vetten (10-30 %) en cellulose (10-20 %). Stikstof en fosfaat maken gemiddeld voor 3 % en 2 % deel uit van het DS-gehalte. Binnen de fractie (alkali)metalen komen calcium, ijzer, kalium, magnesium en natrium in relatief hoge concentraties voor. PAK's, OCP's, PCB's en medicijnresten komen in geringe hoeveelheden voor, wel zijn deze componenten al in kleine hoeveelheden schadelijk. In vergelijking met secundair slib bevat primair slib meer vezels, oliën en vetten, maar minder stikstof en eiwitten. Tabel 7.1 geeft de gemiddelde samenstelling van primair en secundair slib weer.
- 2 *wat zijn de mogelijkheden met betrekking tot het analyseren van componenten uit primair slib afkomstig uit de communale afvalwaterzuivering verkregen door middel van DAF?*

Uit onderzoek is gebleken dat Koch/Eurolab en Omegam in staat zijn om componenten uit de, voor dit onderzoek samengestelde lijst, zo volledig mogelijk te analyseren. De enige uitzondering hierop is de fractie (alkali)metalen, deze fractie kan het best via Waterschap Groot Salland of Aquon (instituut voor wateronderzoek) geanalyseerd worden. Daarnaast is Universiteit Utrecht in staat om Pyrolyse GC-MS uit te voeren. Door middel van deze methoden worden thermische afbraakproducten van de organische fractie in kaart gebracht en is semikwantitatieve bepaling van een aantal afbraakproducten mogelijk. KWR Water heeft GC-MS en HPLC-LTQ-Orbitrap als technieken voorgesteld om een zo volledig mogelijk beeld te krijgen van het spectrum organische stoffen in de matrix afvalwaterslib.
- 3 *welke aanwezige componenten in primair slib, verkregen uit de communale afvalwaterzuivering door middel van DAF, zijn interessant voor verwaarding?*

In dit hoofdstuk zijn de volgende grondstoffen als potentiële verwaardingsmogelijkheden behandeld: fosfor, biodiesel, PHA's, (vluchtige) vetzuren en proteasen. De productie van PHA's heeft de meeste potentie met betrekking tot de verwaarding van slib. De markt voor bioplastics is namelijk sterk groeiende (23-34 % per jaar), daarnaast is de marktwaarde relatief hoog (2-4,25 EUR/kg) en heeft PHA een hogere waarde wat betreft de toepassingsmogelijkheden in vergelijking met biodiesel. Biodiesel uit afvalwaterslib heeft na PHA-productie de meeste potentie wanneer het gaat om de verwaarding van slib.
- 4 *is het haalbaar om één van deze interessante componenten (op termijn) kosteneffectief terug te winnen dan wel te produceren?*

Binnen deze verkenning is een eerste analyse uitgevoerd naar de productie van PHA's uit zuiveringsslib. Hieruit bleek dat dit concept potentie zou kunnen hebben. Dit wordt verder uitgewerkt binnen het STOWA-project 'Productie van bioplastics op rwzi's', projectcode 432634. Doel van dat project is het geven van basiskennis over de vorming van PHA, het opstellen van productiescenario's, waarbij ook wordt gekeken naar het effect op de verwijdering van stikstof en fosfaat op de rwzi's en 'energiefabrieken'. Ook wordt onderzocht welke organische biomassastromen interessant kunnen zijn voor de productie van bioplastics, wat de potentie van PHA-productie is door communale rwzi's en hoe de huidige afzetmogelijkheden voor bioplastics zijn. Dit wordt dus niet verder uitgewerkt binnen deze STOWA-rapportage.

## 8

## CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

## 8.1 CONCLUSIES

## 8.1.1 PILOTONDERZOEK RWZI EINDHOVEN

Het pilotonderzoek heeft aangetoond dat bij toepassing van een DAF met chemicaliën met optimale bedrijfsinstellingen hogere verwijderingsrendementen zijn te behalen dan in een voorbezinktank voor alle onderzochte componenten behalve stikstof (tabel 8.1). De verwijderingsrendementen voor stikstof zijn vergelijkbaar voor beide voorbehandelingsopties.

TABEL 8.1 VERWIJDERINGSRENDEMENTEN IN VOORBEZINKTANK EN DAF

parameter	eenheid	VBT	DAF optimale bedrijfsvoering
zwevende stof	%	55	73
BZV	%	33	56
CZV	%	31	56
P-totaal	%	10	60
P-ortho	%	5	-
N-totaal	%	10	11
N-Kj	%	10	-

De relatief vergaande verwijdering van BZV en CZV en de achterblijvende verwijdering van stikstof leiden ertoe dat de BZV/N verhouding in het eluaat van een DAF-installatie laag is. Deze verhouding blijkt niet te sturen te zijn bij Me:PO<sub>4</sub>-P-verhoudingen tussen 0,50 en 2,0. In de praktijk leidt een lagere BZV/N-verhouding tot hogere concentraties totaal stikstof in het effluent van de rwzi doordat geen volledige denitrificatie kan plaatsvinden. Dit is onwenselijk. Daarnaast wordt een lage BZV/N-verhouding gezien als een van de factoren die kunnen leiden tot verhoogde emissie van het broeikasgas N<sub>2</sub>O (lachgas) uit een rwzi. De BZV/N-verhouding in het actief slibstelsysteem kan worden verhoogd door het doseren van een externe koolstofbron zoals methanol. Hierdoor kunnen de genoemde problemen naar verwachting worden ondervangen.

Een DAF-installatie met chemicaliëndosering kan goed worden ingezet voor de verwijdering van orthofosfaat. Wanneer chemicaliën worden gedoseerd voor maximale verwijdering van alle componenten is de verwijdering van orthofosfaat zeer vergaand, waardoor te weinig fosfaat aanwezig is voor microbiële groei. Door een online doseerregeling toe te passen die wordt gestuurd op de orthofosfaatconcentratie in het eluaat blijkt de orthofosfaatconcentratie goed te reguleren. Daarmee is het naar verwachting mogelijk verwijdering in de DAF-installatie en opname en omzetting in het actief slibstelsysteem op elkaar af te stemmen, om de gewenste effluentconcentratie te bereiken. Omdat de norm wordt gesteld voor totaal fosfaat is het wel van belang om ook te zorgen voor voldoende verwijdering van andere vormen van fosfaat, zoals gebonden fosfaat en opgelost organisch fosfaat.

Tijdens het pilotonderzoek is de samenstelling van het flotaatslib bepaald. Om de verwaardingsmogelijkheden van slib te bepalen is daarnaast op basis van literatuurwaarden een gemiddelde samenstelling van primair slib bepaald. Beide zijn weergegeven in tabel 8.2. Hieruit blijkt dat het asgehalte vergelijkbaar is voor beide slibtypes. Ook het CZV-gehalte is vergelijkbaar. De potentie voor vergisting van beide slibtypen zal naar verwachting dus vergelijkbaar zijn.

TABEL 8.2 SLIBPRODUCTIE EN -SAMENSTELLING VAN PRIMAIR SLIB EN DAF-SLIB

Parameter	eenheid	primair slib	DAF-slib
Slibproductie_volume	l/m <sup>3</sup> behandeld	4,6-5,0	4,6
Ds	DS%	1	4,2
Slibproductie_massa	g DS/m <sup>3</sup> behandeld	46-50	166
organische stof	% van DS	75	76
asrest	% van DS	25	24
czv	kg CZV/kg DS	1,35 <sup>1</sup>	1,2
P-totaal	% van DS	2	2,6
N-totaal	% van DS	3	3,8
zand	% van DS	10	6,3

<sup>1</sup> berekend op basis van 1,80 kg CZV/kg ods

### 8.1.2 VARIANTENSTUDIE EINDHOVEN

Voor de variantenstudie voor rwzi Eindhoven zijn naast een referentie zes varianten uitgewerkt:

- 1 variant E0, voorbezinktank en effluent polishing (referentie);
- 2 variant E1, voorbezinktank met chemicaliëndosering;
- 3 variant E2, fijnzeef en effluent polishing;
- 4 variant E3, DAF zonder chemicaliën en effluent polishing;
- 5 variant E4, DAF met optimale chemicaliëndosering;
- 6 variant E5, DAF met bypass voor optimale BZV/N-verhouding en effluent polishing;
- 7 variant E6, DAF met bypass voor P-ortho naar biologie is 2,0 mg/l.

In alle varianten kan worden voldaan aan de effluenteisen voor N-totaal en P-totaal, hetzij door vergaande verwijdering in de voorbehandeling en methanoldosering, hetzij door toepassing van een denitrificerend zandfilter als effluent polishing. In alle varianten heeft de methanoldosering het grootste aandeel in het chemicaliëngebruik. De dosering van methanol op het actief-slibstelsel is altijd hoger dan die op het denitrificerend zandfilter.

De totale slibproductie is voor alle varianten ongeveer gelijk en varieert tussen 23.000 en 28.000 kg ds/dag (circa 14 kg ds per i.e. per jaar). Wel leidt de toepassing van DAF met chemicaliëndosering tot een hogere productie van primair slib en daarmee van biogas. De productie van biogas varieert tussen 8.300 Nm<sup>3</sup>/dag en 10.400 Nm<sup>3</sup>/dag (circa 5 Nm<sup>3</sup>/i.e. per jaar).

Het toepassen van chemicaliëndosering op de voorbezinktank of een DAF met chemicaliëndosering leidt tot een verlaging van het energiegebruik ten opzichte van de referentie, doordat minder energie nodig is voor beluchting en doordat er geen zandfilter wordt geïnstalleerd dat energie vraagt. Ook de extra biogasproductie draagt in beperkte mate bij. De overige varianten (E2 en E3) leiden tot een hoger energieverbruik dan de referentie, met name doordat een DAF of fijnzeef meer energie vraagt dan een voorbezinktank.

Om de duurzaamheid van de varianten te bepalen is een GER-berekening uitgevoerd. Hieruit blijkt dat alle varianten een hogere GER-waarde hebben dan de referentie. Ze zijn dus minder duurzaam. De belangrijkste oorzaak hiervan is het methanolgebruik, met name als dit wordt gedoseerd op het actief-slibstelsysteem, en het energieverbruik van de voorbehandeling door fijnzeef of DAF. De varianten zonder chemicaliëndosering in de voorbehandeling (E2, fijnzeef en E3, DAF zonder chemicaliën) laten de kleinste toename in GER zien. In de berekening van GER-waarden is de warmtebehoefte van de vergister en de warmteproductie van het biogas niet meegenomen. Dit kan enig effect hebben op de werkelijke GER.

Voor alle varianten zijn de meer- of minderinvesteringen bepaald ten opzichte van de referentie. Op basis hiervan zijn de additionele kapitaallasten berekend. Tezamen met de additionele operationele kosten vormen zij de jaarlijkse lasten ten opzichte van de referentie. Voor variant E3, DAF zonder chemicaliëndosering, zijn de jaarlijkse kosten hoger dan voor de referentie. De jaarlijkse kosten bij toepassing van een fijnzeef (variant E2) zonder chemicaliëndosering zijn ongeveer gelijk aan die in de referentie. De overige varianten, E1 (voorbezinktank met chemicaliëndosering), E4 (DAF met optimale chemicaliëndosering) en E6 (DAF met maximale chemicaliëndosering en bypass voor PO<sub>4</sub>) leiden tot lagere jaarlijkse kosten.

In de variantenstudie zijn met name de aspecten duurzaamheid en kosten uitgewerkt. De uitgangspunten zijn zo gekozen dat het zuiveringsresultaat in alle varianten gelijk is. Kijkend naar duurzaamheid hebben de varianten geen meerwaarde getoond van het aanpassen van de voorbehandeling door om te schakelen naar DAF of een van de andere onderzochte technologieën. Wanneer de jaarlijkse kosten worden beschouwd kunnen de voorziene besparingen wel een reden zijn om de voorbehandeling aan te passen.

Om een afgewogen eindoordeel te kunnen geven voor de juiste voorbehandelingstechniek op rwzi Eindhoven dient een aantal aspecten te worden meegenomen die niet in de variantenstudie zijn verwerkt. Ten eerste is de variantenstudie uitgewerkt op basis van gemiddelde waarden tijdens DWA-situaties. In de praktijk speelt het verwijderingsrendement tijdens RWA ook een belangrijke rol, omdat de uitspoeling van zwevende stof en de kortere hydraulische verblijftijd invloed hebben op het zuiveringsresultaat. Het niet meer gebruiken van voorbezinktanks voor hun oorspronkelijke functie biedt daarbij de mogelijkheid deze in te zetten voor het tijdelijk bufferen van afvalwater tijdens RWA.

Naar aanleiding van de resultaten van het pilotonderzoek is waterschap de Dommel doorgaan met het onderzoek naar de aanpassing van de voorbehandeling. In de zomer van 2013 is gestart met gebruik van slechts 1 van de 3 voorbezinktanks tijdens DWA. Het resultaat was positief, er was geen nadelig effect op de biologie en het primair slib was dikker en constanter in droge-stofgehalte. Het onderzoek is in het najaar van 2013 uitgebreid met dosering van coagulant voor een verhoogde fosfaatverwijdering (hiervan zijn ten tijde van de druk van dit rapport nog geen resultaten bekend).

Een ander aspect dat de waarde van een voorbehandelingstechniek bepaalt, is het effect op het actief slibstelsysteem. In de variantenstudie is dit niet gemodelleerd maar zijn effluentconcentraties vastgesteld op basis van expert judgement. De gebruikte eisen voor de BZV/N-verhouding en benodigde hoeveelheid orthofosfaat zijn op basis van literatuurgegevens zo goed mogelijk ingeschat. Ook het effect van dosering van methanol op de denitrificatie is bepaald op basis van literatuurgegevens. In de praktijk kunnen deze effecten anders zijn, wat bijvoorbeeld gevolgen kan hebben voor de mate van dosering of effluentconcentraties. Ook het effect van RWA op het actief-slibstelsysteem is niet beschouwd.

### 8.1.3 VARIANTENSTUDIE NIEUWVEER

Voor de variantenstudie voor rwzi Nieuwveer zijn naast een referentie vier varianten uitgewerkt:

- 1 N0: A-trap (referentie);
- 2 N1: DAF zonder chemicaliën;
- 3 N2: DAF met chemicaliën voor maximale verwijdering;
- 4 N3: DAF met chemicaliën voor optimale samenstelling voor biologie;
- 5 N4: DAF met bypass voor orthofosfaat naar biologie = 2,0 mg/l.

Bij uitwerking van de varianten bleek de verwijdering van orthofosfaat in variant N2 zo hoog dat het actief-slibstelsysteem in de B-trap niet kan functioneren. Deze variant is dus verder buiten beschouwing gebleven. In alle overige varianten worden de vereiste effluentconcentraties behaald. In de referentie (N0) en variant N3 (DAF met chemicaliën) is methanoldosering op de B-trap nodig om voldoende denitrificatie te bewerkstelligen.

De totale slibproductie varieert tussen 5.500 kg ds/dag en 7.900 kg ds/dag. Hiermee is de variatie relatief groter dan bij de varianten van rwzi Eindhoven. Ook de variatie in resulterende biogasproductie is groter. Deels zou dit verklaard kunnen worden door een andere benadering van de slibproductie in de referentie dan in de varianten.

In alle varianten is het energieverbruik voor voorbehandeling en beluchting van de B-trap hoger dan in de referentie. Er wordt echter ook meer biogas geproduceerd. In variant N3 (DAF met chemicaliën) resulteert dit per saldo in een lager energieverbruik.

Variant N3 is de enige variant die een lagere GER-waarde heeft dan de referentie en dus hoger scoort op het aspect duurzaamheid. Dit kan worden verklaard door de hogere biogasproductie. De overige varianten produceren weliswaar meer biogas, maar hebben een hogere GER door een hoger energieverbruik en het gebruik van chemicaliën met een hogere GER-waarde. In de berekening van GER-waarden is de warmtebehoefte van de vergister en de warmteproductie van het biogas niet meegenomen. Dit kan enig effect hebben op de werkelijke GER.

De investerings- en operationele kosten zijn niet bepaald voor de varianten van rwzi Nieuwveer, omdat op basis van een eerdere studie is gebleken dat het vervangen van de A-trap inclusief tussenbezinktanks door een DAF-installatie weinig meerwaarde heeft, maar wel leidt tot hogere kosten door versnelde afschrijving. De mogelijkheid om A-trap en tussenbezinktanks opnieuw in te zetten voor andere doeleinden is echter niet meegenomen.

### 8.1.4 DAF ALS VOORBEHANDELING VOOR KOUDE ANAMMOX

Omdat door toepassing van DAF met chemicaliëndosering zeer hoge verwijderingsrendementen haalbaar zijn, kan de DAF mogelijk worden ingezet als voorbehandeling voor koude ANAMMOX. Het combineren van een DAF en een koude ANAMMOX-reactor lijkt theoretisch haalbaar te zijn. Het lijkt op dit moment echter de vroeg hierover concrete uitspraken te doen, omdat de eisen die koude ANAMMOX stelt aan het influent nog onduidelijk zijn.

Belangrijk aandachtspunt is de maximale BZV-concentratie waarbij het koude ANAMMOX-proces kan plaatsvinden. Daaraan gerelateerd zal de concentratie orthofosfaat moeten worden geoptimaliseerd om te voorzien in voldoende fosfaat voor opname in de cellen. De componenten zwevende stof, gesuspendeerd BZV en inert CZV zullen niet worden verwijderd in de koude ANAMMOX-reactor. De verwijdering van totaal fosfaat en organisch stikstof is onbe-



kend. Om voor deze componenten aan de effluenteisen te kunnen voldoen is mogelijk nabehandeling van het effluent nodig.

#### 8.1.5 VERWAARDING VAN SLIB

Om de verwaardingsmogelijkheden van slib te bepalen is de samenstelling van primair en secundair slib bepaald op basis van literatuurgegevens. Op basis daarvan zijn als potentiële verwaardingsmogelijkheden behandeld: fosfor, biodiesel, PHA's, (vluchtige) vetzuren en proteasen. Van deze mogelijke grondstoffen heeft de productie van PHA's de meeste potenties, door de groeiende markt en hoge marktwaarde. Biodiesel uit afvalwaterslib heeft na PHA-productie de meeste potentie wanneer het gaat om de verwaarding van slib.

Binnen dit project zijn enkele oriënterende analyses uitgevoerd voor de verwaarding van DAF-slib. Een van de opties is het verwerken van papiervezels. Uit de analyse van papiervezels blijkt dat er weinig verschil is tussen de vezels in primair slib en die in DAF-slib. Beide zouden kunnen worden ingezet in de productie van karton. De papier- en kartonindustrie zullen dit echter naar verwachting niet doen vanwege het risico op imagoschade.

### 8.2 AANBEVELINGEN

De resultaten van het pilotonderzoek en de variantenstudie hebben geen grote meerwaarde van DAF aangetoond door betere zuiveringsprestaties of op het gebied van duurzaamheid. Door te kiezen voor een andere voorbehandeling zouden in het geval van rwzi Eindhoven wel kosten kunnen worden bespaard.

De toepassing van een vergaande verwijderingstechniek zoals DAF is slechts duurzaam als kan worden voorkomen dat in de verdere behandeling een koolstofbron moet worden gedeeld voor de verwijdering van stikstof. Dat betekent dat DAF een optie is bij hoge BZV/N influentverhoudingen of zuiveringen die met een lage BZV/N verhouding voldoende stikstof verwijderen.

Wanneer voor gekozen wordt de voorbezinktank uit te rusten met chemicaliëndosering of te vervangen door een DAF of fijnzeef is het wenselijk om eerst meer inzicht te verkrijgen in de effecten op het actief slibstelsel. Aanbevolen wordt de effecten van de gewijzigde samenstelling van het afvalwater op de biologie verder te onderzoeken (bijvoorbeeld door dynamische modellering) alvorens een nieuwe voorbehandelingstechniek full-scale toe te passen.

Daarnaast is de voorbezinktank met chemicaliëndosering in deze studie slechts theoretisch beschouwd. De gebruikte verwijderingsrendementen zijn voor rwzi Eindhoven nog niet bewezen. Aanbevolen wordt om pilotonderzoek uit te voeren alvorens over te gaan tot full-scale toepassing.

In dit onderzoek is DAF enkel beschouwd als vervanging van een bestaande voorbehandelingstechniek. Er zijn echter in Nederland ook rwzi's zonder voorbezinktank, die in sommige gevallen overbelast zijn. In deze gevallen kan DAF worden ingezet om een deel van de belasting weg te nemen. Aanbevolen wordt om pilotonderzoek met een DAF uit te voeren op een dergelijke locatie. Het pilotonderzoek met een DAF is najaar 2013 voortgezet op de rwzi Lienden, dit is een kleine volbelaste rwzi zonder voorbezinktank.

Uit een eerste verkenning is gebleken dat DAF mogelijk interessant is als voorbehandeling van een koude ANAMMOX-systeem. Deze combinatie heeft veel kleinere footprint dan een conventionele rwzi. De huidige kennis van koude ANAMMOX is echter onvoldoende om hierover al concrete uitspraken te doen. Aanbevolen wordt om in de verdere ontwikkeling van koude ANAMMOX DAF te blijven beschouwen als mogelijke voorbehandeling.

# 9

## REFERENTIES

1. Malvern Instruments, Zeta Potential an introduction in 30 minutes
2. STOWA, Fysisch-chemische voorzuivering van afvalwater, onderzoek naar fysisch-chemische voorzuiveringstechnieken (2001), STOWA 2001-07, ISBN 90.5773.116.9
3. Zeta-meter Inc., Zeta Potential: a complete course in 5 minutes
4. Liu Y. en Fang H.P.H. Influences of extracellular polymeric substances (EPS) on flocculation, settling and dewatering of activated sludge (2003). *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, vol. 33, no. 3, p. 237-273, ISSN 0013-936X.
5. Nellenschulte, T en Kayser, R. Change of particle structure of sewage sludges during mechanical and biological processes with regard to the dewatering result (1997). *Water Science and Technology*, vol. 36, no.4, p. 293-306, ISSN 0273-1223
6. Crossley, I.A. en M.T. Valade (2006), A Review of the Technological Developments of Dissolved Air Flotation, *Journal of Water Supply: research and technology*.
7. Degrémont (2012) Degrémont Handbook fact sheet no. 4 High speed flotation.
8. Odegaard, H (2001), The use of dissolved air flotation in municipal wastewater treatment, *Water Science and Technology Vol 43 No 8 pp 75-81*.
9. Koivunen, J en Heinonen-Tanski, H (2008), Dissolved Air Flotation (DAF) for primary and tertiary treatment of municipal wastewaters, *Environmental Technology*.
10. Schammas (1992) in: *Handbook of Environmental Engineering, Volume 12, 2010, Flotation Technology*, Lawrence K. Wang, Nazih K. Shamma, William A. Selke and Donald B. Aulenbach.
11. STOWA (2011), *Handboek slibgisting*, STOWA 2011-16, ISBN 978.90.5773.522.6
12. Broeders, E., Schellekens, D en Van Dijk, P (2012), Pilotonderzoek naar behandeling van riooloverstortwater, KALLISTO WP III.
13. CBS (2012), CBS Statline, zuivering van stedelijk afvalwater, technische kenmerken installaties.
14. STOWA (2006), Gevanaceerde voorzuivering van afvalwater - praktijktoepassing op de rwzi Amstelveen, STOWA 2006-13, ISBN 90.5773.346.3
15. STOWA (2003), Vergaande voorzuivering van afvalwater, Haalbaarheidsstudie voor praktijktoepassing, STOWA 2003-20, ISBN 90.5773.229.7
16. STOWA (2007), Inventarisatie roosters en zeven in de communale afvalwaterbehandeling, STOWA 2007-25, ISBN 90.5773.375.8
17. STOWA (2006), MBR proefinstallatie rwzi Hilversum, STOWA 2006-16, ISBN 90.5773.336.6
18. STOWA (2006), Onderzoek MBR Varsseveld, Deelstudie voorbehandeling, STOWA 2006-06, ISBN 90.5773.353.6
19. STOWA (2010), Influent fijnzeven in rwzi's, STOWA 2010-19, ISBN 90.5773.477.9

20. STOWA (2005), Verkenning zuiveringstechnieken en KRW, STOWA 2005-28, ISBN 90.5773.316.1
21. STOWA (2006), Filtratietechnieken rwzi's, STOWA 2006-21 ISBN 90.5773.341.2
22. STOWA (2009), Demonstratieonderzoek vergaande nutriëntenverwijdering, nageschakelde zuiveringstechnieken op de awzi Leiden Zuid-West, STOWA 2009-32, ISBN 90.5773.477.2
23. STOWA (2009), Pilotonderzoek rwzi Horstermeer, 1-STEP®filter als effluentpolishingstechniek, STOWA 2009-34, ISBN 90.5773.456.4
24. Waterschap De Dommel (2012), Meerjarenoverzicht rwzi Eindhoven 2000-2011.
25. Metcalf & Eddy, (2003). waste water engineering treatment and reuse. (4th edition ed.). New York: McGraw-Hill.
26. STOWA (2007), Het Actief Slibproces - de mogelijkheden en grenzen, STOWA 2007-24, ISBN 90.5773.373.4
27. STOWA (1996), Varianten op voorbezinking. Een haalbaarheidsstudie, STOWA 1996-20, ISBN 90.74476.57.0
28. STOWA (1997), Stikstofverwijdering bij lage BZV/N-verhouding: Haalbaarheid van biochemische en fysisch-chemische processen, STOWA 1997-31, ISBN 90.74476.93.7
29. STOWA (1998), Fysische/chemische voorzuivering van afvalwater. Identificatie en evaluatie van zuiveringsscenario's gebaseerd op fysisch/chemische voorzuivering, STOWA 1998-29, ISBN 90.5773.040.5
30. STOWA (2001), Fysisch/chemische voorzuivering van afvalwater; Flocculatie van stedelijk afvalwater met organische polymeren, gevolgd door biologische nabehandeling, STOWA 2001-20, 90.5773.195.9
31. STOWA (2008), Demonstratieonderzoek vergaande zuiveringstechnieken op de rwzi Leiden zuidwest: fase 1 Vergaande nutriëntenverwijdering, STOWA 2008-W02, ISBN 978.90.5773.389.5
32. STOWA (2010), Alternatieve C-bronnen voor nageschakelde denitrificatie, STOWA 2010-23, ISBN 978.90.5773.495.3
33. Kampschreur, M.J, Temmink, H., Kleerebezem, R., Jetten, M.S.M., Van Loosdrecht, M.C.M. Nitrous oxide emission during wastewater treatment, Water Research 43 (2009), 4093-4103.
34. Hendrickx, T.L.G., Wang, Y, Kampman, C, Zeeman, G, Temmink, H en Buisman, C.J.N. (2012), Autotrophic nitrogen removal from low strength waste water at low temperature. Water Research 46, 2187-2193.
35. Waternet (2012), Jaarresultaten 2003-2012 rwzi Amsterdam West, Weesp, Amstelveen, Hilversum, Horstermeer
36. Wiegant, W. (2012), Voorspelling van de biogasproductie en de slibafbraak tijdens slibgisting, WT Afvalwater, nr 2, jaargang 2012.
37. STOWA (2013), Symbaalzuivering, technische verkenning van de haalbaarheid. STOWA 2013-10, ISBN 978.90.5773.607.0
38. STOWA (2012), GER-waarden en milieu-impactscores productie van hulpstoffen in de waterketen, STOWA 2012-06, ISBN 978.90.5773.548.6
39. AgentschapNL (2012), GER-waarden database, te vinden op <http://www.agentschapnl.nl/content/ger-waarden-database-mja>
40. Witteveen+Bos (2011), Nabehandeling Eindhoven schetsontwerp, referentie BTL180-4/berr9/003

41. Gavala, H. N., Yenal, U., Skiadas, I. V., Westermann, P., & Ahring, B. K. (2003). Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of primary and secondary sludge. effect of pre-treatment at elevated temperature. *Water Research*, 37, 4561–4572.
42. The phosphate balance, current developments and future outlook (2011). Report Number 10.2.232E, Utrecht, the Netherlands.
43. STOWA, Fosfaatterugwinning in communale afvalwaterzuiveringsinstallaties, STOWA 2011-24, ISBN 978.90.5773.539.4, Utrecht (2011)
44. Milieu- en Natuurplanbureau, Werking van de Meststoffenwet 2006, 2007.
45. Stark, K. (2007): Phosphorus recovery from sewage sludge - Experiences from European countries In: Integration and optimisation of urban sanitation systems. Plaza, Levlin, (Editors), Report No 12, pp. 19-29.
46. FAO Report. Food and Agriculture Organization of the United Nations, (2008). Current world fertilizer trends and outlook to 2011/12. Rome: FAO.
47. Agrarische prijzen. (2012, may 01). Retrieved from [http://www.lei.wur.nl/NL/statistieken/Agrarische\\_prijzen/](http://www.lei.wur.nl/NL/statistieken/Agrarische_prijzen/).
48. Hernandez, M. A., & Torero, M. INTERNATIONAL FOOD POLICY RESEARCH INSTITUTE, (2011). Fertilizer market situation market structure, consumption and trade patterns, and pricing behaviour.
49. Shafiee, S., & Topal, E. (2009). When will fossil fuel reserves be diminished?. *Energy Policy*, 37, 181–189.
50. Mondala, A., Liang, K., Toghiani, H., Hernandez, R., & French, T. (2009). Biodiesel production by in situ transesterification of municipal primary and secondary sludges. *Bioresource Technology*, 100, 1203-1210.
51. Kargbo, D. M. (2010). Biodiesel production from municipal sewage sludges. *Energy Fuels*, 24, 2791–2794
52. Siddiquee, M. N., & Rohani, S. (2011). Lipid extraction and biodiesel production from municipal sewage sludges: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 15, 1067–1072.
53. Steinbusch, K. J. J. (2010). Liquid biofuel production from volatile fatty acids. (Thesis, Wageningen University, Wageningen, The Netherlands).
54. F. O. Licht, World: 2012 biodiesel production, Toepfer International, March 27 2012
55. Shafiee, S., & Topal, E. (2010). A long-term view of worldwide fossil fuel prices. *Applied Energy*, 87, 988–1000.
56. U.S. Energy Information Administration (EIA), Retrieved from <http://www.eia.gov/petroleum/>, 04-05-2012
57. Centraal Bureau voor de Statistiek (CBS), Retrieved from <http://www.cbs.nl/nl-NL/menu/themas/prijzen>, 04-05-2012.
58. Abideen, M. Z. (2007). Polyhydroxyalkanoates (pha) production from palm oil mill effluent (pome) using mixed cultures in sequencing batch reactor (sbr). (Thesis, Universiti Teknologi Malaysia).
59. Chen, G. (2009). A microbial polyhydroxyalkanoates (pha) based bio- and materials industry. *Chemical society reviews*, 38(8), 2434-2446.
60. Ed. by Tyagi, R.D., Surampalli, R.Y., Yan S., Zhang, T.C., Kao, C.M., Lohani, B.N., (2009). Sustainable sludge management; production of value added products. Reston: ASCE

61. Ma, C., Chua, H., Yu, P., & Hong, K. (2000). Optimal production of polyhydroxyalkanoates in activated sludge biomass. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 84-86(1), 981-989.
62. Serafim, L. S., Lemos, P. L., Albuquerque, M. G. E., & Reis, M. A. M. (2008). Strategies for pha production by mixed cultures and renewable waste materials. *Appl Microbiol Biotechnol*, 81, 615-628.
63. Morgan-Sagastume, F., Karlsson, A., Johansson, P., Pratt, S., Boon, N., Lant, P., Werker, A., Production of polyhydroxyalkanoates in open, mixed cultures from a waste sludge stream containing high levels of soluble organics, nitrogen and phosphorus, *Water Research*, Volume 44, Issue 18, October 2010, Pages 5196-5211
64. Marketsandmarkets. (2011, May). Biodegradable plastics market: by types (starch, pla, pha, pcl and pbs) applications, regulations, prices, trends & forecast (2011-2016).
65. BCC research. (2012). Global Markets for Bioplastics (PLS050B).
66. Smithers Pira. (2010, July 12). The future of bioplastics for packaging to 2020.
67. Smithers Pira. (2011, December 13). The Future of Global Packaging to 2016
68. Yang, S. T. (2007). *Bioprocessing for value-added products from renewable resources*. Amsterdam: Elsevier.
69. Bolck, C., Ravenstijn, J., Molenveld, K., & Harmsen, P. (2012). *Biobased plastics 2012*. Wageningen UR.
70. Morgan-Sagastume, F., Pratt, S., Karlsson, A., Cirne, D., Lant, P., & Werker, A. (2011). Production of volatile fatty acids by fermentation of waste activated sludge pre-treated in full-scale thermal hydrolysis plants. *Bioresource Technology*, 102(3), 3089-3097.
71. Chang, H. N., Kim, N. J., Kang, J., & Jeong, C. M. (2010). Biomass-derived volatile fatty acid platform for fuels and chemicals. *Biotechnology and Bioprocess Engineering*, 15, 1-10.
72. Fei, Q., Chang, H. N., Shang, L., Choi, J. D. R., Kim, N. J., & Kang, J. W. (2011). The effect of volatile fatty acids as a sole carbon source on lipid accumulation by *Cryptococcus albidus* for biodiesel production. *Bioresource Technology*, 102(3), 2695-2701.
73. Rupilius, W. & Ahmad, S. The changing world of oleochemicals. *Palm Oil Developments* 44, 15-28 (2006).
74. Frost & Sullivan Research Service (2005). *Global fatty acids markets*.
75. Genckal, H. (2004). *Studies on alkaline protease production from bacillus sp.* (Thesis, Izmir Institute of Technology).
76. Manjusha, K. (2011). *Alkaline protease from a non-toxicogenic virio sp. (v26) and its applications*. (Unpublished doctoral dissertation, Cochin University of Science en Technology).
77. Pengthamkeerati, P., Numsomboon, S., Satapanajaru, T., & Chairattanamanokorn, P. (2012). Production of  $\alpha$ -amylase by *Aspergillus oryzae* from cassava bagasse and wastewater sludge under solid-state fermentation. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 31(1), 122-129.
78. Chenel, J. P., Tyagi, R. D., & Surampalli, R. Y. (2008). Production of thermostable protease enzyme in wastewater sludge using thermophilic bacterial strains isolated from sludge. *Water Sci Technol*, 57(5), 639-645.
79. Bezawada, J., Yan, S., Tyagia, R. D., & Surampalli, R. Y. (2010). Comparison of protease activities in different *Bacillus licheniformis* strains using wastewater sludge and synthetic soy medium as raw material. *Environmental Technology*, 31(1), 63-72.

80. Bezawada, S., Yan, S., John, R. P., Tyagi, R. D., & Surampalli, R. Y. (2011). Recovery of bacillus licheniformis alkaline protease from supernatant of fermented wastewater sludge using ultrafiltration and its characterization. *Biotechnology Research International*.
81. BCC research. (2012). Global Markets for Enzymes in Industrial Applications( BIO030G ).
82. Rios, R. A. Engineering university of Puerto Rico, Department of the interior. (1992). Development of the sludge disposal
83. Higgins, A. J., Kaplovsky, A. J., & Hunter, J. V. (1982). Organic composition of aerobic, anaerobic, and compost-stabilized sludges. *Water Pollution Control Federation*, 54(5), 466-473. (Higgins et al., 1982)
84. Haandel, A., & Lubbe, J. (2007). Handbook biological waste water treatment . Leidschendam, The Netherlands: quist.
85. European Communities. (2001). Disposal and recycling routes for sewage sludge part 3 – scientific and technical report. Luxembourg.
86. Chisht, S. S., Hasnain, S. N., & Khan, M. A. (1992). Studies on the recovery of sludge protein. *Water Research*, 26(2), 241-248. (Chisht et al., 1992)
87. Kügler, I., Öhlinger, A., & Walter, B. Umweltbundesamt GmbH, (2004). Dezentrale Klärschlammverbrennung. Wien: ISBN 3-85457-756-7. (Kügler et al., 2004)
88. Clevenger, T. E., Hemphill, D. D., Roberts, K., & Mullins, W. A. (1983). Chemical composition and possible mutagenicity of municipal sludges. *Water Pollution Control Federation*, 55(12), 1470-1475. (Clevenger et al., 1983)
89. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water. (2009). Targeted national sewage sludge survey sampling and analysis technical report. Washington
90. Berset, J.D., & Holzer, R. (1999). Quantitative determination of polycyclic aromatic hydrocarbons, polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in sewage sludges using supercritical fluid extraction and mass spectrometric detection. *Journal of Chromatography A*, 852, 545-558. (Berset & Holzer, 1999)
91. Wang, Y., Zhang, Q., Lv, J., Li, A., Liu, H., Li, G., & Jiang, G., Polybrominated diphenyl ethers and organochlorine pesticides in sewage sludge of wastewater treatment plants in China, *Chemosphere*, Volume 68, Issue 9, August 2007, Pages 1683-1691(Wang et al., 2007)
92. Pérez, Z., Marinel, P., La Farré, Gracia, M. J., & Barceló, D. (2001). Occurrence of polycyclic aromatic hydrocarbons in sewage sludge and their contribution to its toxicity in the toxalert 100 bioassay. *Chemosphere*, 45(6-7), 705. (Pérez et al., 2001)
93. KWR (2012), Inventarisatie van AB-systemen - optimale procescondities in de A-trap, KWR 2012.094

## BIJLAGE I

# BENODIGDE BZV/N-VERHOUDING EN FOSFAATCONCENTRATIE VOOR HET ACTIEF-SLIBPROCES

## 1 INLEIDING

Wanneer DAF wordt toegepast als alternatief van een voorbezinktank verandert de samenstelling van het afvalwater dat vervolgens als voeding naar een actief-slibstelsysteem gaat. De werking van het actief-slibstelsysteem is echter geen onderdeel van dit project. Daarom is op basis van literatuur ingeschat bij welke richtwaarden het actief-slibstelsysteem nog goed zou kunnen werken.

## 2 DOEL NOTITIE

Deze notitie heeft tot doel:

- te onderbouwen wat de optimale (minimale) verhouding tussen BZV en totaal stikstof (BZV/N-verhouding) is waarbij in het actief-slibstelsysteem voldoende denitrificatie plaatsvindt om te voldoen aan de effluenteisen. Hierbij wordt een vaste verhouding aangegeven, die zowel in de zomer als in de winter geldig is;
- te onderbouwen wat de minimale concentratie orthofosfaat is die vereist is om de microbiologie in het actief-slibstelsysteem in leven te houden;
- de relatie tussen CZV, bCZV en BZV toe te lichten. Doordat deze parameters aan elkaar gerelateerd zijn kan, wanneer de verhouding tussen BZV en CZV bekend is, de CZV/N-verhouding gebruikt worden als stuurparameter in pilotonderzoek en bij full-scale toepassing.

Deze notitie is dus voorafgaand aan het onderzoek opgesteld om te bepalen wat de juiste waarden zijn voor de BZV/N-verhouding en orthofosfaatconcentratie. Vervolgens is in het pilotonderzoek onderzocht of deze waarden te behalen zijn en het mogelijk is een DAF configuratie voor full-scale te ontwikkelen waarbij het nageschakelde actief-slibproces goed kan functioneren.

## 3 ACHTERGROND

Na voorbehandeling in een voorbezinktank (referentie Eindhoven), A-trap (referentie Nieuwveer) of DAF (variant Eindhoven / Nieuwveer) wordt het afvalwater verder gezuiverd in een actief-slibproces, waarbij BZV, stikstof en eventueel fosfaat verder afgebroken, omgezet en verwijderd worden.

De verwijdering van stikstof vindt in conventionele actief-slibinstallaties plaats door het nitrificatie- en denitrificatieproces. Tijdens het nitrificatieproces wordt ammonia onder aerobe omstandigheden geoxideerd tot nitriet en vervolgens tot nitraat. Tijdens het denitrificatieproces wordt nitraat onder anoxische omstandigheden gereduceerd tot stikstofgas, waarbij BZV wordt gebruikt als elektronendonor. Voor het denitrificatieproces is dus een zekere hoeveelheid BZV nodig.



Fosfaat kan zowel biologisch, via het bio-P-proces, als chemisch, door het vormen van neerslagen met ijzer of aluminium, worden verwijderd. Naast deze verwijderingsmethoden wordt een deel van het aanwezige fosfaat door actief slib opgenomen en gebruikt voor celopbouw.

Voorbehandeling in een DAF-installatie leidt tot een andere samenstelling van het afvalwater in de biologische zuivering, doordat verwijderingsrendementen voor DAF anders zijn dan voor de VBT (tabel 3.1). In deze tabel zijn de DAF-resultaten uit het Kallisto-onderzoek en het pilotonderzoek weergegeven. Voor het berekenen van de orthofosfaatconcentratie is gebruik gemaakt van de gegevens uit het Kallisto-onderzoek, omdat de gegevens uit het pilotonderzoek op dat moment nog niet beschikbaar waren.

Wanneer een DAF-installatie met chemicaliëndosering wordt gebruikt als voorbehandeling kan een gedeelte van het BZV en van het fosfaat chemisch worden verwijderd. Voor een goede werking van het nageschakelde actiefslibproces is een goede verhouding nodig tussen de hoeveelheid BZV en de hoeveelheid stikstof en fosfaat die naar de biologische zuivering gaat.

TABEL 3.1

GEMIDDELDE VERWIJDERINGSRENDEMENTEN VAN VBT EN DAF-INSTALLATIE RWZI EINDHOVEN

	VBT	DAF zonder coagulatie+floculatie	DAF <sup>1</sup> met coagulatie+ floculatie gericht op maximale verwijdering	DAF <sup>2</sup> bij optimale bedrijfsvoering
bron	Meerjarenoverzicht Eindhoven, gegevens 2011	Eindrapportage Kallisto WP III	Eindrapportage Kallisto WP III	pilotonderzoek DAF (STOWA)
gem. oppervlakte.belasting (m/uur)	1	9	9	20
gem. plaatbelasting (m/uur)	-	2,5	2,5	2,25
aluminiumsulfaat dosering (mol Me/mol Portho)	-	-	3,5	variabel
polymeerdosering (ppm actief)	-	-	1,8-2,8	1
zwevende stof	61 %	55 %	91 %	73%
BZV <sub>5</sub>	34 %	-	80 %	56%
CZV	33 %	27 %	70 %	56%
P-totaal	16 %	13 %	> 85 %	60%
P-ortho	-	5 %	> 95 %	-
N-Kjeldahl	9 %	15 %	19 %	-

#### 4 RELATIE TUSSEN CZV, BCZV EN BZV

Het chemisch zuurstofverbruik (CZV) geeft de hoeveelheid zuurstof aan die nodig is om alle oxideerbare bestanddelen in een monster te oxideren. Een belangrijk deel van het CZV bestaat uit organische stof. Het bCZV is de biologisch afbreekbare fractie van het CZV, dit is het totale gedeelte van het CZV dat biologisch beschikbaar is.

- 1 Dit zijn maximale behaalde rendementen. In het pilotonderzoek is ook gekeken naar verwijdering waarbij een goede BZV/N en fosfaatconcentratie verhouding behouden blijft.
- 2 Dit zijn behaalde rendementen tijdens de duurproeven met online PO<sub>4</sub>-P-regeling.

Het biologisch zuurstofverbruik is de hoeveelheid zuurstof die in een bepaalde periode, bijvoorbeeld 5 dagen ( $BZV_5$ ), wordt gebruikt om de in het monster aanwezige organische verbindingen af te breken. Het  $BZV_5$  is altijd lager dan het  $bCZV$ , omdat een deel van het  $bCZV$  wordt gebruikt voor celopbouw (zie Afbeelding 4.1). Het  $bCZV$  is gemiddeld 1,6 tot 1,7 maal zo groot als het  $BZV_\infty$  (uiteindelijke hoeveelheid  $BZV$  na "oneindige" reactietijd), afhankelijk van de yield (productie van biomassa) en de fractie celmateriaal (Metcalf&Eddy, 4th edition). Ongeveer 40% van het  $bCZV$  wordt gebruikt voor celopbouw, de resterende 60% die wordt gebruikt voor respiratie wordt bemeten als  $BZV$ .

AFBEELDING 4.1 RELATIE TUSSEN CZV, bCZV EN BZV

CZV	bCZV	BZV
respiratie	respiratie	respiratie
celopbouw	celopbouw	
niet biologisch beschikbaar		

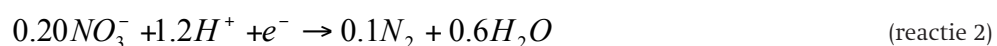
Ook tijdens denitrificatie wordt een deel van het  $bCZV$  gebruikt voor respiratie (met nitraat in plaats van met zuurstof) en een deel voor celopbouw. Deze verhouding is vergelijkbaar met die tijdens de  $BZV$ -meting. Voor het bepalen van de benodigde verhouding tussen oxideerbare bestanddelen en nitraat voor denitrificatie kan zowel het  $BZV$  als het  $bCZV$  gebruikt worden.

Wordt de verhouding bepaald op basis van  $BZV$ , dan is tijdens het meten van het  $BZV$  al gecorrigeerd voor het gedeelte dat wordt gebruikt voor celopbouw. Dat wordt immers niet gemeten, dus is alle  $BZV$  beschikbaar voor denitrificatie. Wordt  $bCZV$  gebruikt, dan wordt een gedeelte hiervan gebruikt voor celopbouw. Dit gedeelte kan dus niet worden gebruikt voor de reductie van nitraat. De vereiste  $bCZV/N$ -verhouding zal dus hoger zijn dan de  $BZV/N$ -verhouding.

In de Nederlandse praktijk wordt vooral gesproken van  $BZV$ . Daarom is besloten om in het STOWA-onderzoek ook de termen  $BZV/N$ -verhouding en  $BZV/P$ -verhouding te gebruiken.

#### THEORETISCH BENODIGDE HOEVEELHEID BZV VOOR DENITRIFICATIE

De hoeveelheid  $BZV$  die benodigd is om nitraat te reduceren kan worden berekend met behulp van de halfreacties van zuurstof en nitraat.  $BZV$  wordt gemeten als de hoeveelheid zuurstof die nodig is om organische stof te oxideren. De  $BZV/N$ -verhouding geeft aan hoeveel nitraat nodig is voor deze oxidatie in plaats van zuurstof. De oxidaties met behulp van zuurstof (reactie 1) en nitraat (reactie 2) zijn hieronder weergegeven.



Uit deze reactievergelijkingen volgt dat 1 g  $\text{NO}_3^-$ -N (14 g N/mol) overeenkomt met 2,86 g  $\text{O}_2$  (32 g  $\text{O}_2$ /mol). 1 g  $\text{NO}_3^-$ -N kan dus worden gebruikt om 2,86 g BZV te oxideren. De theoretisch benodigde BZV/N-verhouding die hieruit volgt is 2,86.

## 6 BZV/N-VERHOUDING IN DE PRAKTIJK

Voor praktijksystemen worden verschillende waarden voor de gewenste BZV/N-verhouding voor een goede werking van de biologie aangehouden. Waarden die zijn aangehouden in eerdere STOWA-onderzoeken zijn samengevat in Tabel 6.1. Wat hierbij opvalt, is dat de meeste waarden lager zijn dan de theoretische BZV/N-verhouding van 2,86. De reden die hiervoor wordt aangedragen is dat een deel van de stikstof het systeem verlaat via afvoer met het spuislib (20-40%) en het effluent (STOWA 2007-24). Hierbij dient te worden opgemerkt dat een groot deel van de genoemde studies in de jaren 1990 is uitgevoerd. In die periode waren hogere effluenteisen van toepassing dan tegenwoordig en hoefde dus een kleiner gedeelte van het nitraat gedenitrificeerd te worden.

TABEL 6.1 GEBRUIKTE BZV/N-VERHOUDINGEN IN EERDERE STOWA-STUDIES

STOWA-onderzoek nr.	Titel	BZV/N-verhouding	Effluentconcentratie (mg N/l)	Opmerkingen
1996-20	Varianten op voorbezinking. Een haalbaarheidsstudie	1,8-2	-	verhouding tussen beschikbaar CZV (bCZV) en N na voorbezinking met precipitatie is 3-3,5
1997-31	Stikstofverwijdering bij lage BZV/N-verhouding: Haalbaarheid van biochemische en fysisch-chemische processen	3-4	< 10 (o.b.v. N-totaal)	BZV/N-verhouding in aanvoer beluchtingstank (praktijkwaarde). voorwaarde: goed geconfigureerd proces
1998-29	Fysische/chemische voorzuivering van afvalwater. Identificatie en evaluatie van zuiveringsscenario's gebaseerd op fysisch/chemische voorzuivering	2,5	< 10 (o.b.v. N-Kjeldahl)	BZV/N-verhouding na voorzuivering, voldoende om te voldoen aan effluenteisen
2001-20	Fysisch/chemische voorzuivering van afvalwater; Flocculatie van stedelijk afvalwater met organische polymeren, gevolgd door biologische nabehandeling	2,5	> 10 (o.b.v. N-totaal, bij CZV/N van 8).	BZV/N-verhouding na voorbehandeling
2003-20	Vergaande voorzuivering van afvalwater. Haalbaarheidsstudie voor praktijktoepassing	2,0	10 (o.b.v. N-totaal)	uiterste ondergrens van de BZV/N-verhouding na voorbehandeling indien geen metaalzout gebruikt wordt
2007-24	Het Actief Slibproces - de mogelijkheden en grenzen	ondergrens: < 2,5 vergaande N-verwijdering: >3 < 5 (bij BZV/N = 3) bovengrens: 4		influentwaardes, praktijkwaardes van de 60 best presterende rwzi's in 2005

Twee van de in Tabel 6.1 genoemde studies verdienen extra aandacht. In STOWA 2003-20 is de haalbaarheid van geavanceerde voorzuivering door het toevoegen van PE onderzocht op rwzi Amstelveen. Uit dit onderzoek blijkt dat indien alleen PE gebruikt wordt voor coagulatie-flocculatie het aandeel gemakkelijk degradeerbaar organisch materiaal hoger is dan bij gebruik van metaalzout als precipitant. Verondersteld wordt dat met metaalzoutdosering een organi-

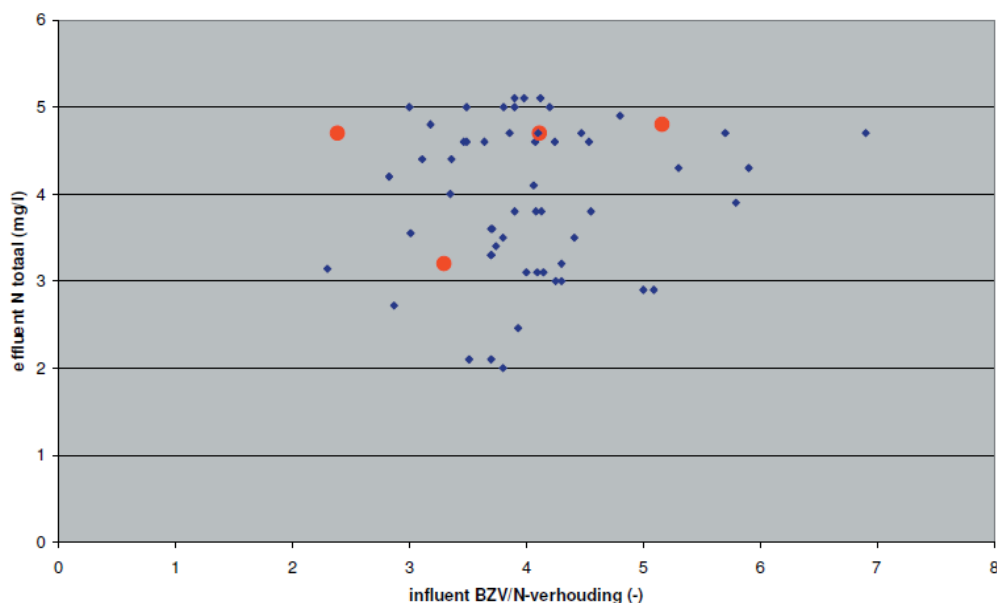
sche fractie uit de waterfase neergeslagen wordt, die bij PE-vlokvorming behouden blijft voor denitrificatie. Hierdoor is de minimaal toelaatbare BZV/N-verhouding naar 2,0 bijgesteld voor een effluentconcentratie van 10 mg N-totaal/l.

In STOWA 2007-24 zijn twee (jaargemiddelde) effluentkwaliteiten gedefinieerd:

- B-kwaliteit: totaal stikstof < 5,0 mg/l; totaal fosfaat < 0,30 mg/l;
- A-kwaliteit: totaal stikstof < 2,2 mg/l; totaal fosfaat < 0,15 mg/l.

Vervolgens is bekeken welke Nederlandse rwzi's aan deze kwaliteiten voldoen en welke invloedsfactoren hierbij een rol spelen. Over individuele invloedsfactoren bleken echter geen conclusies te trekken, omdat veel factoren met elkaar samenhangen. De in dit kader uitgevoerde inventarisatie onder de zestig best presterende rwzi's in Nederland toonde niet aan dat een hogere BZV/N-verhouding in het influent of voorbezonden water tot een lagere effluentconcentratie N-totaal leidde (Afbeelding 6.1). Waarschijnlijk is er hiervoor een andere oorzaak limiterend. De weinige datapunten met een BZV/N-verhouding lager dan 3 laten geen hoge effluentwaarden zien. Of dit ook geldt voor rwzi's die niet tot de zestig best presterende behoren, is onbekend.

AFBEELDING 6.1 RELATIE TUSSEN N-TOTAAL IN HET EFFLUENT EN BZV/N IN HET INFLUENT (BLAUW) EN VOORBEZONKEN WATER (ROOD) [STOWA 2007-24]



De Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) stelt ecologische doelen waaraan eisen voor de kwaliteit van het oppervlaktewater gekoppeld zijn. Op sommige locaties zullen hierdoor ook strengere eisen aan het effluent gesteld worden. Dit pleit ervoor een hogere BZV/N-verhouding aan te houden dan de waardes genoemd in Tabel 6.1. Daarnaast zijn er twee andere redenen om een iets hogere BZV/N-verhouding aan te houden.

Ten eerste kan een te lage BZV/N-verhouding leiden tot emissie van het sterke broeikasgas lachgas ( $N_2O$ ). Dit is een van de tussenproducten van denitrificatie. Bij een lage BZV/N-verhouding kan geen volledige denitrificatie plaatsvinden, waardoor lachgas vrijkomt. De omvang van deze uitstoot is niet precies bekend (Kampschreur et al. 2009). Wanneer stikstofverbindingen de zuivering verlaten als lachgas wordt weliswaar voldaan aan de effluenteisen, maar wordt tegelijkertijd het broeikaseffect versterkt.

Een tweede reden is dat behalve nitraat, ook andere oxidatoren gebruikt kunnen worden voor de oxidatie van BZV, waardoor het BZV niet meer beschikbaar is voor de reductie van nitraat. Hierdoor zou een hogere BZV/N-verhouding vereist zijn dan de theoretische 2,86.

Op basis van Tabel 6.1 en bovenstaande overwegingen worden de volgende grenswaarden aanbevolen:

- $BZV/N < 2,5$ : te laag, extra C-bron nodig voor voldoende denitrificatie;
- $2,5 < BZV/N < 3,0$ : kritiek gebied, voldoende denitrificatie wel mogelijk. Bij gebruik van metaalzouten extra C-bron nodig;
- $BZV/N > 3,0$ : goede waarde, geen problemen met denitrificatie verwacht.

In de praktijk zal voor het sturen van het proces de CZV/N-verhouding gebruikt worden in plaats van de BZV/N-verhouding, omdat het meten van BZV te veel tijd in beslag neemt (minimaal 5 dagen). Dit kan door gebruik te maken van de verhouding tussen BZV en CZV. Deze zal in dat geval wel bepaald moeten worden voor de specifieke situatie, bijvoorbeeld het eluaat van de DAF.

### 6.1 SPECIFIEKE SITUATIE RWZI EINDHOVEN

De verhouding tussen BZV en CZV is voor het influent en de afloop van de voorbezinktank van rwzi Eindhoven weergegeven in Tabel 6.2. Voor rwzi Eindhoven is een CZV/BZV<sub>5</sub>-verhouding van 2,5 aangehouden. Door toepassing van DAF kan de verhouding tussen CZV en BZV wijzigen, doordat niet alle componenten in dezelfde mate verwijderd worden als in de VBT. De verwachting op basis van het Kallisto-onderzoek was dat door voorbehandeling met DAF relatief meer BZV dan CZV verwijderd wordt. Dan zou de verhouding CZV/BZV<sub>5</sub> toenemen, dus is relatief meer CZV nodig. Dit is echter niet bevestigd in het pilotonderzoek, hierin bleken de verwijderingsrendementen van BZV en CZV ongeveer gelijk te zijn.

Bij een BZV/N-verhouding voor de biologie van 3,0 of 2,5 (geen metaalzout) betekent een CZV/BZV<sub>5</sub>-verhouding van 2,5 dat de vereiste CZV/N-verhouding 7,5 respectievelijk 6,3 is. Veiligheidshalve is voor het pilot-onderzoek een CZV/N-verhouding van 8,5 respectievelijk 7,5 aangehouden.

Overigens maakt Tabel 6.2 duidelijk dat met de huidige BZV/N-verhouding van 2,9, wat in principe voldoende zou moeten zijn, nog niet de gewenste effluentconcentratie N-totaal van 5,0 mg/l of minder bereikt wordt. Waarschijnlijk spelen hier andere factoren (slibbelasting, recirculatiefactor) een rol dan de BZV/N-verhouding. Dit is geen onderdeel van het STOWA-onderzoek.

TABEL 6.2

## VERHOUDINGEN EN CONCENTRATIES BZV, CZV EN N OP RWZI EINDHOVEN

		2008	2009	2010	2011
Influentconcentraties					
CZV	mg/l	437	514	432	415
BZV <sub>5</sub>	mg/l	145	220	161	169
N-totaal	mg/l	42	45	43	42
CZV/BZV	-	3,0	2,3	2,7	2,5
BZV/N	-	3,5	4,9	3,8	4,1
CZV/N	-	10,5	11,4	10,1	10,0
Afloop VBT totaal					
CZV	mg/l	319	337	344	278
BZV <sub>5</sub>	mg/l	109	159	126	112
N-totaal	mg/l	39	42	42	38
CZV/BZV	-	2,9	2,1	2,7	2,5
BZV/N	-	2,8	3,8	3,0	2,9
CZV/N	-	8,1	8,1	8,3	7,3
Effluent					
N-totaal	mg/l	9,0	7,7	8,8	8,9

**7 BENODIGDE HOEVEELHEID FOSFAAT**

Actief slib heeft een bepaalde hoeveelheid orthofosfaat (opgelost fosfaat) nodig om in leven te blijven. Dit wordt opgenomen in de bacteriële biomassa en verlaat het systeem via het surplusslib. Wanneer de fosfaatconcentratie te laag is, neemt de groeisnelheid van het actief slib af en worden het nitrificatie- en denitrificatieproces geremd.

De theoretisch vereiste CZV/N/P-verhouding voor microbiologische groei in actief-slibsystemen is 100/4-6/1 (STOWA 2008-W02). In het algemeen wordt gesteld dat per 100 g BZV, 5 g stikstof en 1 g fosfor nodig is om een overmaat aan nutriënten te behouden (Metcalf&Eddy, 4th edition). In de praktijk blijkt dit voor ieder systeem uniek te zijn. Als vuistregel wordt aangehouden dat de concentratie orthofosfaat tussen 0,1 en 0,3 mg/l zou moeten liggen om limitatie te voorkomen. Bepalende factoren voor fosfaatlimitatie zijn slibleeftijd, pH, SVI en slibretourfractie (STOWA 2008-W02, Metcalf&Eddy, 4th edition).

Op basis van het percentage fosfaat in het slib en de slibproductie kan een eerste inschatting gemaakt worden van de benodigde fosfaatconcentratie in het actief-slibstelsel. Ongeveer 2% van het drooggewicht van actief slib bestaat uit fosfor (Metcalf&Eddy, 4th edition). Voor de situatie op rwzi Eindhoven is de benodigde concentratie fosfor voor het actief-slibstelsel uitgerekend op basis van gegevens uit het meerjarenoverzicht 2011 van rwzi Eindhoven en de resultaten van het Kallisto-onderzoek. Hierbij is enkel de benodigde hoeveelheid P voor groei berekend, er is vanuit gegaan dat er door de lage concentratie fosfaat geen bio-P-proces optreedt. De berekening staat in tabel 7.1.

TABEL 7.1 BEREKENING VAN MINIMALE P-CONCENTRATIE VOOR DENITRIFICATIE

parameter	eenheid	voorbezinktank obv CZV	voorbezinktank obv BZV	DAF met chemicaliën obv CZV	DAF met chemicaliën obv BZV
vracht CZV in	ton/jaar	24408	24408	24408	24408
verwijdering in voorbehandeling	%	33	33	70	70
vracht CZV naar actief slib	ton/jaar	16438	16438	7322	7322
vracht BZV in	ton/jaar	8424	8424	8424	8424
verwijdering in voorbehandeling	%	33	33	80	80
vracht BZV naar actief slib	ton/jaar	5607	5607	1685	1685
vracht N in	ton/jaar	2450	2450	2450	2450
verwijdering in voorbehandeling	%	8	8	19	19
vracht N naar actief slib	ton/jaar	2252	2252	1984	1984
CZV/N naar actief slib voor C-bron dosering	-	7,3	7,3	3,7	3,7
BZV/N naar actief slib voor C-bron dosering	-	2,49	2,49	0,85	0,85
CZV/BZV voor C-bron dosering	-	2,93	2,93	4,35	4,35
extra CZV nodig <sup>3</sup>	ton/jaar	2700	1150	9550	4275
extra BZV nodig	ton/jaar	2700	1150	9550	4275
CZV/N na C-bron dosering	-	8,5	7,8	8,5	5,8
BZV/N na C-bron dosering	-	3,7	3,0	5,7	3,0
CZV/BZV na C-bron dosering	-	2,72	2,91	1,60	2,14
totale CZV-vracht naar actief slib	ton/jaar	19138	17588	16872	11597
totale BZV-vracht naar actief slib	ton/jaar	8307	6757	11235	5960
verwijdering CZV in actief slib	%	87	87	87	87
verwijdering BZV in actief slib	%	95	95	95	95
CZV verwijderd	ton/jaar	16650	15301	14679	10090
BZV verwijderd	ton/jaar	7891	6419	10673	5662
biomassaproductie (yield)	g VSS/g CZV verwijderd	0,33		0,33	
biomassaproductie (yield)	g VSS/g BZV verwijderd		0,76		0,76
totaal spuislib obv CZV	ton VSS/jaar	5494		4844	
totaal spuislib obv BZV	ton VSS/jaar		4878		4303
P-gehalte	% van VSS	2	2	2	2
hoeveelheid P	kg/jaar	109889	97568	96881	86060
hoeveelheid afvalwater	m <sup>3</sup> /jaar	58108905	58108905	58108905	58108905
concentratie P	mg/l	1,89	1,68	1,67	1,48
BZV/P	-	76	69	116	69
CZV/P	-	174	180	174	135
BZV/N	-	3,7	3,0	5,7	3,0
CZV/N	-	8,5	7,8	8,5	4,7

Legenda:

Rood: aangenomen waarde

Blauw: door opdrachtgever opgegeven waarde

Zwart: berekening

3 Hierbij is uitgegaan van methanol als externe C-bron, waarvan de CZV/BZV-verhouding 1 is (STOWA 2010-23).

In de berekening is rekening gehouden met de BZV-behoefte van denitrificatie. Om te zorgen voor een voldoende hoge BZV/N-verhouding (3,0 in beide gevallen, omdat na de VBT en in de DAF metaalzout wordt gebruikt) is uitgegaan van methanol als externe C-bron. Voor de volledigheid is de berekening zowel uitgevoerd op basis van BZV en CZV, waarbij de vereiste verhouding (BZV/N 3,0 of CZV/N 8,5) en de biomassaopbrengst (0,76 g VSS/g BZV of 0,33 g VSS/g CZV) voor de betreffende situatie is gebruikt.

Beide berekeningen leiden tot een andere benodigde concentratie, omdat de verhouding tussen BZV en CZV na de voorbehandeling verschillend is in de situatie met DAF ten opzicht van die met voorbezinktank. Ook de CZV/BZV-verhouding van de C-bron (1 voor methanol) speelt een rol. De berekende waarde geeft dus een indicatie van de benodigde orthofosfaatconcentratie. De werkelijk benodigde concentratie kan op deze wijze niet worden bepaald.

Uit Tabel 7.1 blijkt dat de benodigde fosforconcentratie varieert tussen 1,48 en 1,89 mg PO<sub>4</sub>-P/l voor de situatie op rwzi Eindhoven. De bijbehorende BZV/P-verhouding is 69, de CZV/P-verhouding is 174. Wanneer deze verhouding hoger is en er relatief dus meer BZV of CZV aanwezig is, zal de microbiologische groei geremd worden. Als richtwaarde wordt 1,95 mg PO<sub>4</sub>-P/l aangehouden.

TABEL 7.1 BENODIGDE FOSFORCONCENTRATIE BIJ VBT EN DAF ALS VOORBEHANDELING

parameter	eenheid	voorbezinktank	voorbezinktank	DAF	DAF
		obv CZV	obv BZV	met chemicaliën obv CZV	met chemicaliën obv BZV
concentratie P-ortho	mg P/l	1,89	1,68	1,67	1,48
BZV/P	-	76	69	116	69
CZV/P	-	174	180	174	135
BZV/N	-	3,7	3,0	5,7	3,0
CZV/N	-	8,5	7,8	8,5	4,7



## REFERENTIES

Kampschreur, M.J, Temmink, H., Kleerebezem, R., Jetten, M.S.M., Van Loosdrecht, M.C.M., Nitrous oxide emission during wastewater treatment, *Water Research* 43 (2009), 4093-4103.

Metcalf & Eddy, *Wastewater Engineering Treatment and Reuse* 4th edition, McGraw-Hill, New York, 2003.

STOWA, Varianten op voorbezinking. Een haalbaarheidsstudie, STOWA 1996-20, 1996

STOWA, Stikstofverwijdering bij lage BZV/N-verhouding: Haalbaarheid van biochemische en fysisch-chemische processen, STOWA 1997-31, 1997

STOWA, Fysische/chemische voorzuivering van afvalwater. Identificatie en evaluatie van zuiveringsscenario's gebaseerd op fysisch/chemische voorzuivering, STOWA 1998-29, 1998

STOWA, Fysisch/chemische voorzuivering van afvalwater; Flocculatie van stedelijk afvalwater met organische polymeren, gevolgd door biologische nabehandeling, STOWA 2001-20, 2001

STOWA, Vergaande voorzuivering van afvalwater. Haalbaarheidsstudie voor praktijktoepassing, STOWA 2003-20, 2002

STOWA, Het Actief Slibproces - de mogelijkheden en grenzen, STOWA 2007-24, 2007

STOWA, Demonstratieonderzoek vergaande zuiveringstechnieken op de rwzi Leiden zuid-west: fase 1 Vergaande nutriëntenverwijdering, STOWA 2008-W02, 2008

STOWA, Alternatieve C-bronnen voor nageschakelde denitrificatie, STOWA 2010-23, 2010

BIJLAGE II

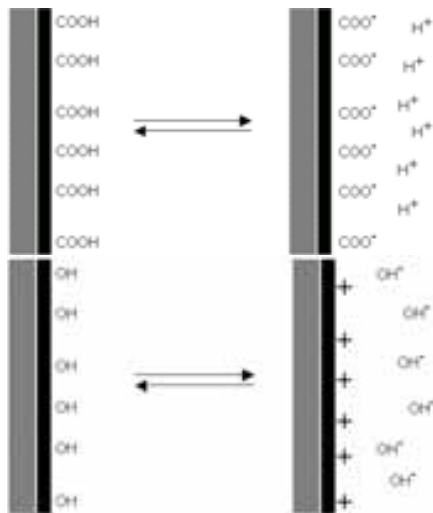
# COAGULATIE FLOCCULATIE

## COAGULATIE EN FLOCCULATIE

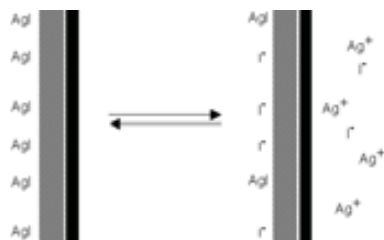
Om de processen coagulatie en flocculatie beter te begrijpen, is enige kennis over colloïden en een belangrijke eigenschap daarvan, de zeta-potentiaal, benodigd. Een colloïde is een klein deeltje dat groter is dan een molecuul en een diameter heeft tussen de 1 en de 1000 nm. Colloïdale deeltjes (disperse fase) bevinden zich in een gasvormig, vloeibaar of vast medium (continue fase) en ze vormen dan samen met dit medium een colloïdaal systeem of colloïdaal mengsel. In de afvalwaterzuivering is vooral sprake van colloïdale mengsels die bestaan uit vaste deeltjes in een vloeibaar (waterig) medium. Deze worden hieronder behandeld.

Colloïden in een waterig medium hebben meestal een elektrische lading. Deze kan op drie manieren tot stand komen.

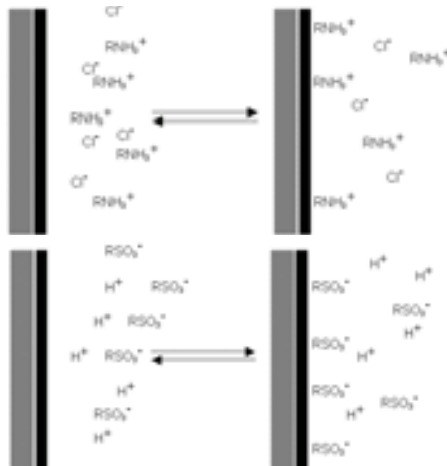
- 1 Door geladen groepen aan de buitenzijde, zoals zure of basische groepen.



- 2 Door het loskomen van ionen uit een kristalrooster (doordat het ene ion gemakkelijker oplost dan het andere)



## 3 Door adsorptie van geladen deeltjes (oppervlakte actieve stoffen of surfactants).



De (gelijke) lading van de colloïden zorgt ervoor dat deze elkaar afstoten, waardoor geen grotere aggregaten gevormd worden. Een oplossing waarin dit het geval is wordt stabiel genoemd. Wanneer de oplossing instabiel wordt gemaakt worden wel aggregaten gevormd en kunnen de colloïden verwijderd worden. Een vloeistof kan bijvoorbeeld worden gestabiliseerd door de pH te veranderen, (andere) ionen aan de oplossing toe te voegen of surfactants te gebruiken die de lading van de colloïden veranderen. In het geval van afvalwater is de oppervlakte-lading van colloïden negatief.

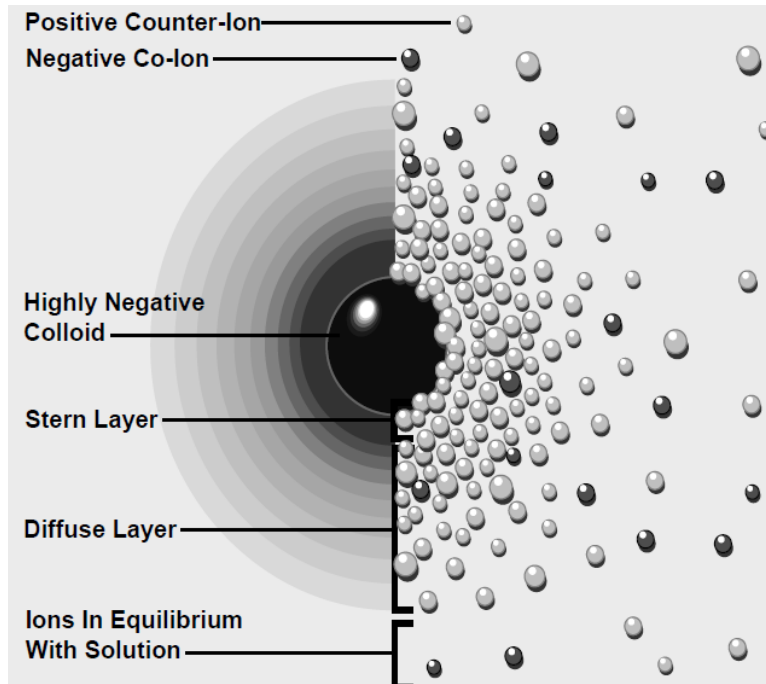
**DIFFUSE LAAG EN ZETA-POTENTIAL**

Het gedrag van ionen rondom een colloïde kan worden verklaard door het model van de dubbellaag. In dit voorbeeld gaan we uit van een negatief geladen colloïde. Om deze negatieve lading te compenseren bevinden zich dicht rondom het colloïde zeer veel sterk gebonden positief geladen ionen (kationen). Dit heet de Sternlaag. Daar omheen bevindt zich een diffuse laag waarin meer kationen dan anionen voorkomen. Dit is gevisualiseerd in afbeelding 1. De dikte van de diffuse laag is afhankelijk van het type ionen in de oplossing en de concentratie.

Afhankelijk van de afstand tot een colloïde varieert de concentratie positieve en negatieve ionen. Het verschil tussen de concentratie positieve en negatieve ionen wordt ladingsdichtheid genoemd. De ladingsdichtheid neemt af als de afstand tot het colloïde toeneemt (afbeelding 2).

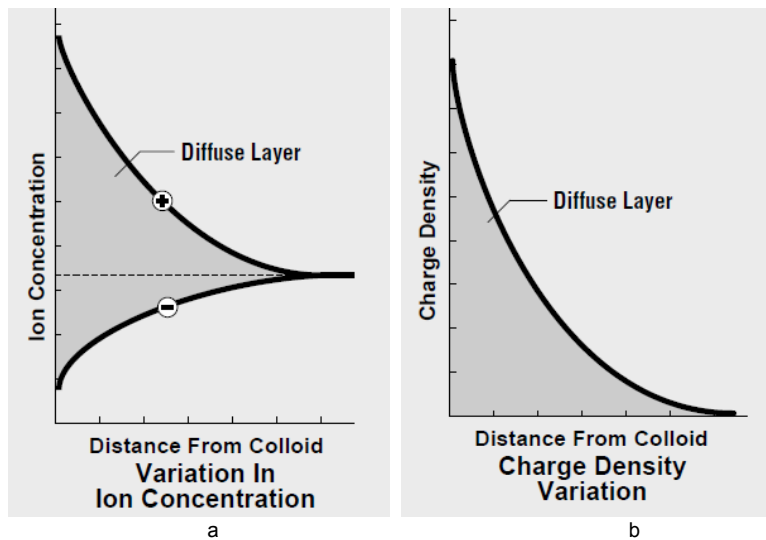
AFBEELDING 1

VISUALISATIE VAN DE STERNLAAG EN DE DIFFUSE LAAG RONDOM EEN NEGATIEF COLLOÏDE



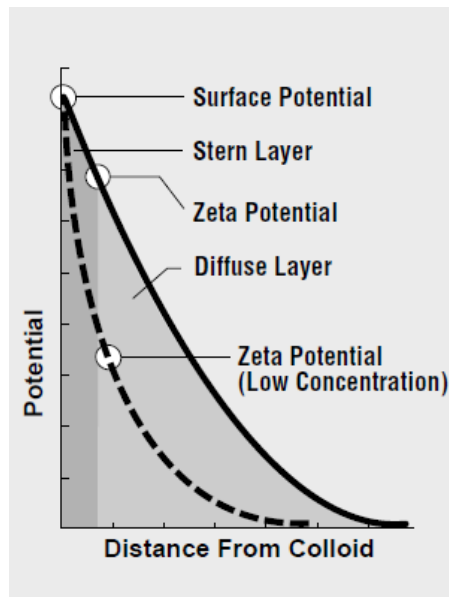
AFBEELDING 2

CONCENTRATIE IONEN (A) EN LADINGSDICHTHEID (B) ALS FUNCTIE VAN AFSTAND TOT HET COLLOÏDE



Door het verschil in lading tussen het colloïde en de diffuse laag, bestaat er een elektrokinetische potentiaal (in de orde van grootte van millivolt) tussen het oppervlak van het colloïde en willekeurige punten in de oplossing daar omheen. Dit wordt de oppervlaktepotentiaal genoemd. Deze potentiaal is afhankelijk van de oppervlaktelading (van het colloïde) en de dikte van de diffuse laag. In de Sternlaag neemt de potentiaal lineair af met de afstand tot het colloïde. In de diffuse laag is deze afname exponentieel (afbeelding 3).

AFBEELDING 3 OPPERVLAKTEPOTENTIAAL EN ZETA-POTENTIAAL



De potentiaal op het punt waar de Sternlaag overgaat in de diffuse laag wordt zeta-potentiaal genoemd. Dit heeft te maken met het fenomeen elektroforese. Elektroforese betekent dat geladen deeltjes zich met een zekere snelheid bewegen door een elektrisch veld. De snelheid van een deeltje is afhankelijk van het elektrisch veld (de spanning die wordt toegepast) en de elektroforetische mobiliteit. Deze mobiliteit hangt af van drie factoren:

- 1 de dielektrische constante (die te maken heeft met de geleidbaarheid van de vloeistof);
- 2 de viscositeit van de vloeistof;
- 3 de potentiaal op het grensvlak tussen deeltje en vloeistof (zeta-potentiaal).

Het grensvlak tussen deeltje en vloeistof wordt over het algemeen gedefinieerd als het punt waarop de Sternlaag overgaat in de diffuse laag, omdat de Sternlaag zich als stevige laag rondom het colloïde bevindt, terwijl de diffuse laag een lossere verbinding heeft. De dielektrische constante en viscositeit van een vloeistof kunnen relatief eenvoudig worden gemeten. Elektroforese kan dus worden gebruikt voor het bepalen van de zeta-potentiaal.

#### DE RELATIE TUSSEN ZETA-POTENTIAAL EN WATERZUIVERING

Op het gebied van afvalwaterzuivering lijkt de zeta-potentiaal geen veelgebruikte parameter te zijn. Beschikbare data over de zeta-potentiaal hebben betrekking op slib, met name surpluslib. De gerapporteerde zeta-potentiaal van actief slib zijn alle negatief en variëren tussen -7 mV en -40 mV. Het effect van de zeta-potentiaal en de vorming van slibvlokken en SVI is niet eenduidig. Een mogelijk verband tussen zeta-potentiaal en ontwaterbaarheid is onderzocht, maar niet gevonden.

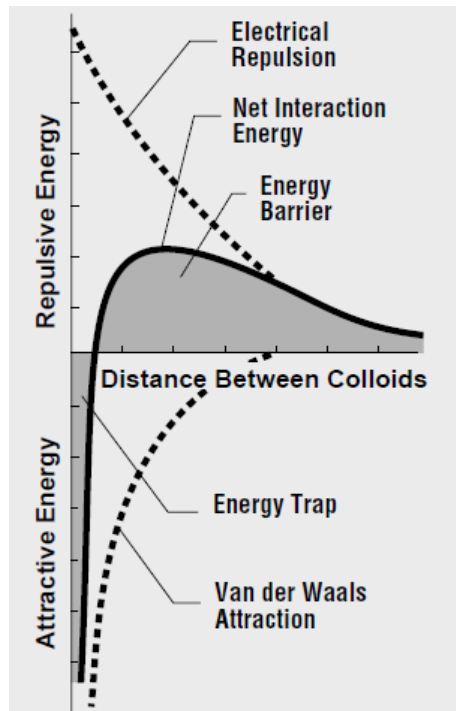
#### DLVO THEORIE

De DLVO-theorie (genoemd naar de natuurkundigen Derjaguin, Landau, Verwey en Debye) kan worden gebruikt om de stabiliteit van een colloïdale oplossing te verklaren. Hierbij wordt gekeken naar de resultante van afstoting van twee gelijkgeladen deeltjes en aantrekking als gevolg van Vanderwaalskrachten. Afstotingsenergie hangt samen met de oppervlaktepotentiaal en zeta-potentiaal. De netto interactie-energie tussen twee colloïden wanneer afstotings- en aantrekkingsenergie worden opgeteld is te zien in afbeelding 4. Twee colloïden moeten

dus dicht genoeg bij elkaar zijn om samen een vlokje te gaan vormen. Om zo dicht bij elkaar te komen dient de netto afstoting, de energiedrempel ('energy barrier'), overwonnen te worden. Dit kan wanneer de deeltjes voldoende snelheid (kinetische energie) hebben.

AFBEELDING 4

NETTO INTERACTIE-ENERGIE



### COAGULATIE

De hoogte van de energiedrempel kan worden verhoogd of verlaagd door de stabiliteit van de vloeistof te beïnvloeden. Om vlokvorming mogelijk te maken moet de energiedrempel worden verlaagd door de vloeistof te destabiliseren. Dit kan worden bewerkstelligd door middel van coagulatie. Coagulatie kan plaatsvinden via drie mechanismen.

- In het geval van elektrostatische coagulatie wordt de ionenconcentratie verhoogd door toevoeging van een metaalzout. Hierdoor daalt de potentiaal in de diffuse laag sneller naar nul. De zeta-potentiaal is daardoor lager, dus kunnen deeltjes elkaar dichter naderen.
- In het geval van precipitatie-coagulatie worden colloïden afgescheiden door insluiting door metaalhydroxide-vlokken. Dit wordt ook wel sweep coagulation genoemd.
- In het geval van adsorptieve coagulatie destabiliseert een oplossing doordat vlokmiddelen aan colloïden adsorberen. Dit kunnen zowel metaalzouten als polymeren zijn. Een belangrijk verschil is dat adsorptie met metaalzouten zeer pH-gevoelig is en adsorptie met polymeren in mindere mate. Het positief geladen vlokmiddel adsorbeert aan het negatief geladen colloïde, waardoor de oppervlaktelading deels of geheel geneutraliseerd wordt. Hierdoor destabiliseert de oplossing en wordt vlokvorming mogelijk. Dit effect wordt nog versterkt door de toename van de massa van de deeltjes door het geadsorbeerde metaalzout of polymeer.

### FLOCCULATIE

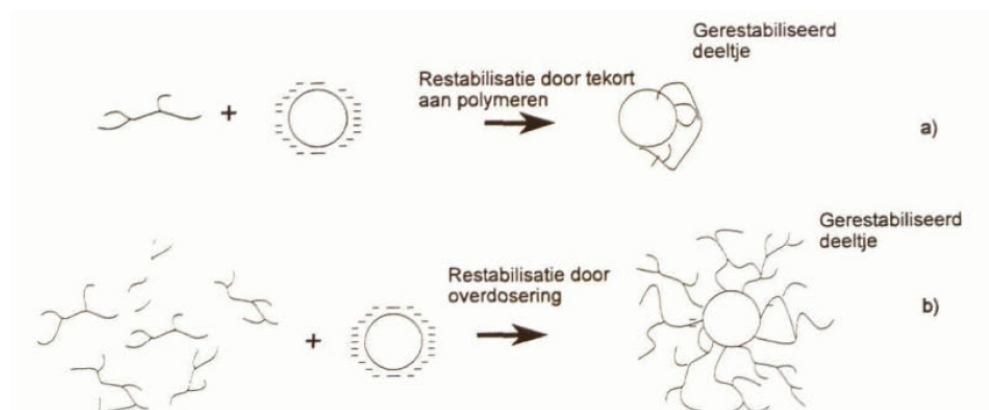
Flocculatie kan worden gezien als een vorm van adsorptieve coagulatie. Bij flocculatie worden flocculanten - langere polymeerketens en macromoleculen - gedoseerd om destabilisatie en brugvorming te bewerkstelligen. Als flocculant worden over het algemeen organische polymeren toegepast. De indeling van organische polymeren wordt primair gemaakt

op basis van lading: er zijn kationische (positief geladen) anionische (negatief geladen) en nonionische (niet geladen) polymeren. Daarnaast wordt meestal aangegeven wel percentage van de monomeren geladen is. Ook speelt de moleculaire massa een rol, waarbij onderscheid wordt gemaakt tussen laag, middel en hoog moleculair gewicht (respectievelijk LMW, MMW en HMW). Daarnaast wordt onderscheid gemaakt tussen vertakte en onvertakte polymeren, waarbij vertakte polymeren sterkere vlokken opleveren.

In de afvalwaterzuivering worden vooral kationische en anionische polymeren gebruikt. Kationische polymeren zorgen zowel voor coagulatie door ladingsneutralisatie als voor flocculatie door brugvorming. Anionische polymeren zorgen vooral voor flocculatie door het vormen van bruggen. Bruggen worden gevormd door massakrachten tussen de deeltjes en polymeerketens. Doordat zowel colloïden als anionische polymeren negatief geladen zijn, zal ladingsneutralisatie niet optreden.

De dosering van polymeren dient goed te worden afgestemd. Een te hoge of te lage dosering kan leiden tot restabilisatie. Bij een te lage polymeerdosering kan een polymeerketen zich om een deeltje vouwen, waardoor een oppervlaktelading geneutraliseerd en geen actieve plaatsen meer vrij zijn voor brugvorming. Bij een te hoge dosering kunnen meerdere polymeerketens zich hechten aan het colloïdale oppervlak zonder bruggen te vormen met andere deeltjes. Ook bij overdosering van metaalzouten kan op deze manier restabilisatie plaatsvinden. Beide mechanismen zijn weergegeven in afbeelding 5.

AFBEELDING 5 RESTABILISATIE VAN DEELTJES DOOR TE LAGE OF HOGE DOSERING



## BIJLAGE III

## EFFLUENT POLISHING

**EFFLUENT POLISHING**

Voor effluent polishing kan bedfiltratie worden ingezet. Hierbij stroomt het water door een bed opgebouwd uit een medium zoals zand of antraciet, waarbij deeltjes verwijderd worden. Een belangrijk kenmerk van filtratie is de filtratiesnelheid, ook wel filtersnelheid, hydraulische belasting of oppervlaktebelasting van een filter genoemd. Bij zandbedfiltratie ligt de snelheid waarmee het water door het filterbed stroomt meestal tussen de 5 en 30 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h (= m/h). Voor filters die stikstof en/of fosfaat verwijderen is het maximum normaliter 20 m/h. Nageschakelde filtratie voor deeltjesverwijdering wordt vaak gecombineerd met precipitatie en coagulatie/flocculatie waarbij ijzer- of aluminiumzouten worden toegediend.

Er zijn verschillende typen of uitvoeringsvormen van bedfiltratie als nageschakelde techniek beschikbaar, die ieder een eigen doel en werking hebben. Snelle zandfiltratie is de meest voorkomende vorm van filtratie. Het filterbed bestaat uit zandkorrels met een diameter tussen de 0,5 en 5 à 6 mm. Er zijn zowel neerwaarts als opwaartse doorstroomde filters. Het neerwaarts doorstroomde filter is veelal als discontinu filter uitgevoerd, waarbij het filter periodiek van beneden naar boven wordt gespoeld en waar bij de ingevangen verontreinigingen worden verwijderd. Het opwaarts doorstroomde filter is vaak uitgevoerd als continu filter waar een continue spoeling van een deel van het filtermedium plaatsvindt, waardoor het filter niet uit bedrijf hoeft te worden genomen en er geen sprake is van een loop- en spoeltijd.

Verscheidenheid in filters ontstaat ook door het toegepaste filtermedium. In een enkellaagsfilter wordt veelal zand toegepast. In multimedia- of meerlaagsfilters is dit meestal een combinatie van antraciet (grove fractie) en zand (fijne fractie). De verscheidenheid in het type en grootte van het filtermateriaal en de opbouw daarvan in het filter heeft invloed op de werking en bedrijfsvoering van het filter. Eigenschappen zoals korrelgrootte, uniformiteit, poriegrootte en adsorptiecapaciteit van het filtermateriaal spelen daarbij een rol. Met een multimediafilter kan met een fijne en een grove fractie een hoog afscheidingrendement met een groot vuilbergend vermogen worden gecombineerd.

Biologische verwijdering van stikstofcomponenten door nitrificatie en/of denitrificatie is een belangrijk proces dat met filtratie als nageschakelde techniek kan worden gecombineerd. De benodigde biomassa is in de regel aanwezig als biofilm in een bed met korrels tot enkele millimeters doorsnede. Bij nitrificatie wordt de ingaande waterstroom van zuurstof voorzien; bij denitrificatie wordt een koolstofbron toegevoegd. Een gebruikelijk uitvoering van nitraatverwijdering in een nageschakeld filter is het opwaarts doorstroomde continue filter.

Wanneer de filtraatkwaliteit te laag wordt of wanneer de bedweerstand te hoog wordt, zal een discontinu filter teruggespoeld worden met lucht en/of water. Bij een continu filter zal de spoelintensiteit worden geïntensiveerd door de continue onttrekking en wassing van vervuild zand te laten toenemen. Spoelwater is bij beide filtersystemen in principe filtraat. In tegenstelling tot continue filtratie is bij discontinue filtratie een spoelwaterreservoir noodzakelijk. Bij continue filtratie is wel een grotere spoelwaterhoeveelheid benodigd. In de afvalwater



behandeling kan het spoelwater, dat een veel hogere vervuilingsgraad heeft dan de afloop van de nabezinktank, in het algemeen naar de waterlijn, worden teruggeleid, eventueel via een spoelwaterreservoir.

Recent is onder meer op awzi Leiden Zuid-West en rwzi Horstermeer pilotonderzoek uitgevoerd naar verschillende filtratietechnieken. Beide onderzoeken hebben aangetoond dat filtratietechnieken in verschillende configuraties kunnen worden ingezet voor het bereiken van toekomstige strengere effluenteisen.

## BIJLAGE IV

# MATERIALEN EN METHODE

## PILOTONDERZOEK EINDHOVEN

### 1.1 OPTIMALISATIES PILOTINSTALLATIE

- Het doseerpunt van het coagulant was niet optimaal geplaatst, waardoor het coagulant niet voldoende gemengd kon worden en via kortsluitstromingen direct naar de flocculatie-tank stroomde. Daardoor werd een te grote variatie in analyseresultaten aangetroffen bij vergelijkbare instellingen. Dit was vooral te zien aan de hand van de concentratie  $\text{PO}_4\text{-P}$  in het eluaat van de DAF pilot. Deze is aangepast tijdens onderzoeksperiode 1 door het doseerpunt te verplaatsen direct onder de overstort van de meetbuffer naar de coagulatietank;
- De geïnstalleerde polymeerpomp bleek een hoger debiet te verpompen dan was aangevraagd. Het gevolg hiervan was dat er 3,5 ppm polymeer gedoseerd werd i.p.v. 1 ppm. Dit resulteerde in een hoge polymeerconsumptie, maar had geen negatief effect op de resultaten. De pomp is aangepast tijdens onderzoeksperiode 1, zodat er met een lagere polymeerdosering getest kon worden;
- Er was een door NWT een testtype van een explosiebestendig mechanische actuator geïnstalleerd (voor aansturing effluentklep op basis van regeling van de niveauhoogte in het DAF installatie) op de pilotinstallatie. Doordat de mechaniek van deze actuator niet altijd goed functioneerde, regelde de effluentklep niet altijd goed en bleef deze te ver open staan. Hierdoor is het voorgekomen dat de DAF unit gedeeltelijk leeg stroomde, waardoor het filter op de recirculatiestroom teveel vervuiling kreeg te verwerken en op storing viel;
- De niveausensor was vorstgevoelig doordat deze op een stuk dode leiding was geïnstalleerd. Door uitval van de pilotinstallatie, of door strenge vorst, is deze een paar keer kapot gevoren, waardoor het niveau in de DAF niet meer te regelen was;
- De  $\text{PO}_4$  regeling, welke voorafgaand aan de duurproeven is geïnstalleerd, functioneerde in het begin moeizaam. Dit komt door de volgende oorzaken:
  - Doordat de online  $\text{PO}_4$  meting van Hach-Lange gebruik maakte van een filterprobe kwam er soms geen analog signaal door. Dit kwam doordat bij een foutmelding (vervuiling van de probe) de analyser geen analog signaal meer verstuurde. Nadat de filterprobes zijn vervangen door een Filtrax unit, welke geen terugkoppeling naar de analyser verstuurd en een groter filteroppervlak heeft, werkte de regeling goed;
  - Door de vertragingstijd in het systeem (ongeveer 15 minuten, afhankelijk van het totale debiet), doorstroming door de pilotinstallatie en de tijd tussen de metingen van de analyser is een regeling op het uitgaande  $\text{PO}_4$  in het begin lastig gebleken. Tijdens het gebruik van de filterprobe is de tijd tussen de metingen op 10 minuten gezet om vervuiling van de filterprobe enigszins tegen te gaan. De combinatie van 1 meting iedere 10 minuten en de vertragingstijd in de pilotinstallatie is teveel gebleken om een goede stabiele regeling te krijgen. Toen de filterprobe is vervangen door de Filtrax unit is de tijd tussen metingen op 5 minuten gezet. Vanaf dit moment heeft de regeling goed gefunctioneerd.

## 1.2 SNELTESTEN

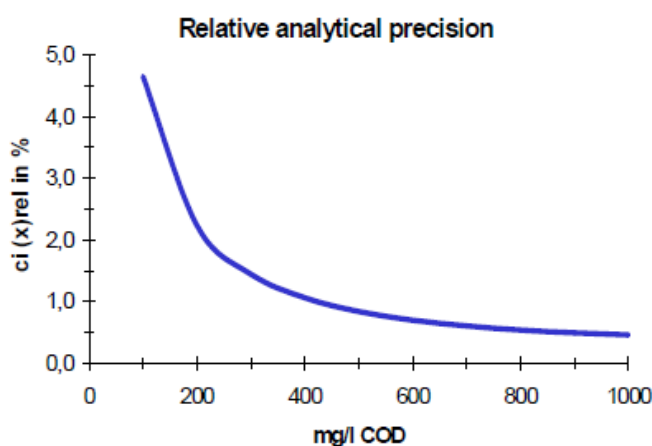
Om op korte termijn inzicht te krijgen naar de werking van de DAF pilot is gebruik gemaakt van sneltesten van de firma Hach-lange in tabel 1 een overzicht van de sneltesten die gebruikt zijn en het meetbereik hiervan.

TABEL 1 MEETBEREIK GEBRUIKTE SNELTESTEN

Naam sneltest	Meetbereik (mg/l)
LCI 400 CZV ISO 15705	0 – 1000
LCK 348 ortho&totaal fosfaat	0,5 – 5,0
LCK 349 ortho&totaal fosfaat	0,05 – 1,5
LCK 350 ortho&totaal fosfaat	2,0 – 20
LCK 338 LAtoN stikstof totaal	20 – 100
LCK 303 Ammonium	2,0 – 47
LCK 339 Nitraat	0,23 – 13,5

De sneltesten hebben een nauwkeurigheid die afhankelijk is van de concentratie van de betreffende parameter. In afbeelding 1 is een grafiek van de onnauwkeurigheid van de CZV sneltest weergegeven. Naarmate de concentratie hoger in het bereik van de sneltest zit, stijgt de nauwkeurigheid van de analyse.

AFBEELDING 1 ONNAUWKEURIGHEIDPERCENTAGE T.O.V. CONCENTRATIE, GRAFISCHE WEERGAVE BIJGELEVERD BIJ HET KWALITEITSCERTIFICAAT VAN SNELTEST LCI 400 CZV



Het gemiddelde betrouwbaarheidsinterval (95 %) van een LCI 500 CZV sneltest is circa 4,2 mg/l. De onnauwkeurigheid, uitgedrukt in percentages, is 4,5% aflopend naar 1% naarmate de concentratie stijgt. De betrouwbaarheidsintervallen en de maximale en minimale onnauwkeurigheid voor de overige sneltesten zijn in tabel 2 weergegeven.

TABEL 2 BETROUWBAARHEIDINTERVAL EN ONNAUWKEURIGHEID SNELTESTEN

Naam sneltest	Betrouwbaarheidsinterval 95% (mg/l)		Onnauwkeurigheid laag-hoog (%)
LCI 400 CZV ISO 15705	+/-	1,9	13 - 2,8
LCK 348 ortho & totaal fosfaat	+/-	0,045	10 - 2
LCK 349 ortho & totaal fosfaat	+/-	0,010	7 - 1,5
LCK 350 ortho & totaal fosfaat	+/-	0,221	12 - 1,5
LCK 338 LAtoN stikstof totaal	+/-	0,17	13 - 2,5
LCK 303 Ammonium	+/-	0,8	15 - 3
LCK 339 Nitraat	+/-	0,45	8 - 1,5

### 1.3 LABORATORIUMANALYSES

Analyses die niet uitvoerbaar zijn op locatie zijn verzonden naar Aquon het gemeenschappelijk laboratorium voor waterschappen Aa & Maas, Dommel, Brabantse Delta en Rivierenland. Tabel 3 weergeeft de methode en onnauwkeurigheid van de geanalyseerde parameters.

TABEL 3 METHODE EN BETROUWBAARHEID ANALYSES AQUON

Parameter	Norm	Methode	Onnauwkeurigheid %
Zwevende stof	NEN 6621	Gravimetrie	20
BZV5	NEN-EN 1899-1	Elektrochemie	10
Kjeldahl stikstof (afvalwater)	NEN 6646	Fotometrie CFA	15
Droge stofgehalte slib	NEN-EN 12880	Gravimetrie	10
Gloeirest slib	NEN-EN 12879	Gravimetrie	10
Kjeldahl stikstof (slib)			20
CZV (slib)			10
P-totaal			

### 1.4 ON-LINE METINGEN

In het onderzoek is gebruik gemaakt van online meetapparatuur (locatie is omschreven in paragraaf 4.1.1), weergegeven in tabel 4

TABEL 4 TYPE ONLINE SENSOREN EN MEETFREQUENTIE

Naam en type sensor	Meet frequentie
Solitax; troebelheid sensor	Continue (log 1x / min)
Phosphax; PO4- P analyser	Om de 5 minuten
3798- S sc digitale inductieve geleidbaarheid sensor	Continue (log 1x / min)
pHD digitale referentiële elektrode voor redox	Continue (log 1x / min)
LDOSS mobiele meetsensoren	Handmeting

De phosphax, voor bepaling van PO<sub>4</sub>-P concentraties, wordt gevoed door een slangenpomp die continu monster onttrekt via 2 ultrafiltratiemembranen (0,15 µm). Deze membranen zijn 1x per week gereinigd.

### 1.5 SLIBANALYSES

Om de mogelijkheden van het flotatieslib te onderzoeken in het kader van onderzoek naar verwaardingsmogelijkheden van slib zijn diverse slibmonsters geanalyseerd in het lab. Deze monsters zijn handmatig als steekmonster genomen. Voor iedere instelling worden slibmonsters geanalyseerd op de volgende parameters:

Indamprest (droge stof);

- Asrest;
- Organische stof;
- Kjeldahl stikstof;
- Totaal fosfaat;
- CZV;
- Zandfractie.

Verder zal er visueel een beoordeling worden uitgevoerd op het afscheidingsrendement van haren/vezels door een DAF-installatie en of deze worden afgevangen in de sliblaag.

In het kader van de verkenning van de verwaarding van slib zijn enkele slibmonsters van primair slib en flotaatslib door een extern laboratorium geanalyseerd op vluchtige vetzuren (ten behoeve van bioplasticproductie), eiwitten en aminozuren en cellulose. Voor zover beschikbaar worden deze analyses besproken in hoofdstuk 7 (verwaardingsmogelijkheden primair slib) en zijn de resultaten toegevoegd als bijlage.

### 1.6 FRACTIONERING

Naast de analyses van de verzamelmonsters zijn er fractioneringen uitgevoerd. Door fractioneringen wordt inzicht verkregen in de hoeveelheid zwevende stof en CZV die per range in deeltjesgrootte zijn verwijderd. Op deze wijze kan inzichtelijk gemaakt worden tot welke deeltjesgrootte de DAF installatie zwevende stof effectief kan verwijderen. Deeltjes kleiner dan  $<10\ \mu\text{m}$  worden in dit onderzoek gezien als ultrafijne of colloïdale deeltjes of het opgeloste deel van de verontreiniging.

Door het ruwe verzamelmonster te zeven is inzicht verkregen in de hoeveelheid ZS, CZV en P-totaal die gekoppeld is aan een bepaalde deeltjesgrootte van ZS. Hierbij is telkens de totale hoeveelheid van iedere vervuilingparameter bepaald van het ruwe verzamelmonster en na iedere zeving. Door vervolgens, bijvoorbeeld de totale hoeveelheid CZV van het monster na  $100\ \mu\text{m}$  zeving van de totale hoeveelheid CZV van het ruwe monster af te trekken, is de hoeveelheid CZV gekoppeld aan deeltjes  $> 100\ \mu\text{m}$  inzichtelijk gemaakt.

Op deze wijze is inzicht verkregen van de hoeveelheid ZS, CZV en P-totaal in de volgende fracties:

- Deeltjes  $> 100\ \mu\text{m}$  ( $100\ \mu\text{m}$  RVS zeef);
- Deeltjes tussen  $100 - 45\ \mu\text{m}$  ( $45\ \mu\text{m}$  RVS zeef);
- Deeltjes tussen  $45 - 20\ \mu\text{m}$  ( $20\ \mu\text{m}$  RVS zeef);
- Deeltjes tussen  $20 - 10\ \mu\text{m}$  (of  $< 20\ \mu\text{m}$  in het geval van ZS) ( $10\ \mu\text{m}$  vouwfilter);
- Deeltjes tussen  $10 - 0,45\ \mu\text{m}$  ( $0,45\ \mu\text{m}$  opzet filter en injectiespuit);
- Deeltjes  $< 0,45\ \mu\text{m}$ .

Van de grove filtraten (na 100, 45 en 20  $\mu\text{m}$ ) zijn monsters genomen voor analyse van ZS door het laboratorium en voor de sneltesten (+/- 1 liter). De filtraten na 10  $\mu\text{m}$  en 0,45  $\mu\text{m}$  zijn enkel gebruikt voor analyse door middel van sneltesten op CZV.

- Met behulp van de fractionering is inzicht verkregen in:
- De verhouding van verschillende parameters ten opzichte van elkaar (bijvoorbeeld de hoeveelheid CZV dat gekoppeld is aan ZS);
- De verwijderingsefficiëntie van de DAF installatie op bepaalde fracties.

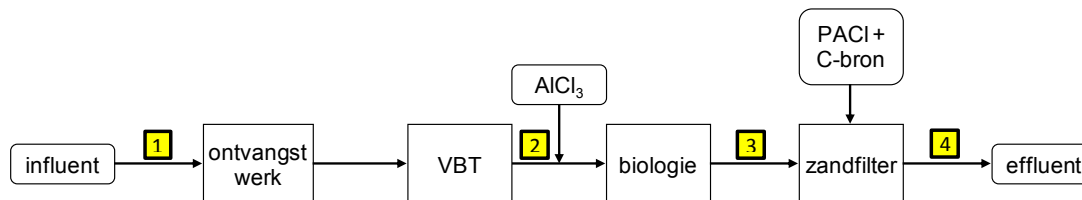


## BIJLAGE V

## UITWERKING VARIANTEN EINDHOVEN

## VARIANT E0, VOORBEZINKTANK EN EFFLUENT POLISHING

AFBEELDING 1 BLOKSHEMA VARIANT E0



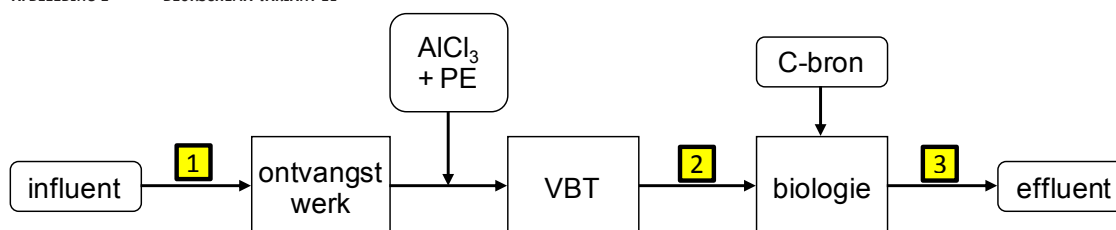
TABEL 1 DEBIETEN, VRACHTEN EN CONCENTRATIES VARIANT E0

parameter	eenheid	1	2	3	4	
debiet	m <sup>3</sup> /h	5471	5471	5471	5471	
vracht	zwevende stof	kg/h	916	412	21	21
	BZV	kg/h	1.047	705	22	11
	CZV	kg/h	2.706	1.870	191	137
	P-totaal	kg/h	48	43	3	1
	P-ortho	kg/h	27	26	1	0
	N-totaal	kg/h	303	274	49	27
	N-Kj	kg/h	303	274	15	16
	NO <sub>3</sub> -N	kg/h	0	0	34	11
concentratie	zwevende stof	mg/l	168	75	3,8	3,8
	BZV	mg/l	191	129	4,0	2,0
	CZV	mg/l	495	342	35,0	25,0
	P-totaal	mg/l	9	8	0,6	0,2
	P-ortho	mg/l	5	5	0,3	0,1
	N-totaal	mg/l	55	50	8,9	5,0
	N-Kj	mg/l	55	50	2,7	3,0
	NO <sub>3</sub> -N	mg/l	0	0	6,2	2,0



## VARIANT E1, VOORBEZINKTANK MET CHEMICALIËNDOSERING

AFBEELDING 2 BLOKSCHEMA VARIANT E1

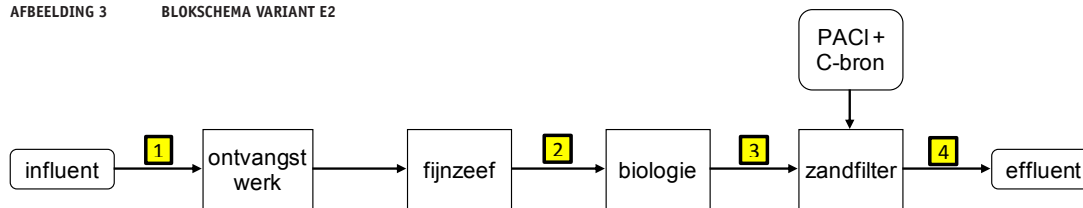


TABEL 2 DEBIETEN, VRACHTEN EN CONCENTRATIES VARIANT E1

stroom			1	2	3
debiet		m <sup>3</sup> /h	5471	5471	5471
vracht	zwevende stof	kg/h	916	275	14
	BZV	kg/h	1.047	419	22
	CZV	kg/h	2.706	1.083	191
	P-totaal	kg/h	48	19	3
	P-ortho	kg/h	27	8	2
	N-totaal	kg/h	303	257	27
	N-Kj	kg/h	303	257	8
	NO <sub>3</sub> -N	kg/h	0	0	19
concentratie	zwevende stof	mg/l	168	50	2,5
	BZV	mg/l	191	77	4,0
	CZV	mg/l	495	198	35,0
	P-totaal	mg/l	9	4	0,5
	P-ortho	mg/l	5	2	0,3
	N-totaal	mg/l	55	47	5,0
	N-Kj	mg/l	55	47	1,5
	NO <sub>3</sub> -N	mg/l	0	0	3,5

## VARIANT E2, FIJNZEEF

AFBEELDING 3 BLOKSHEMA VARIANT E2

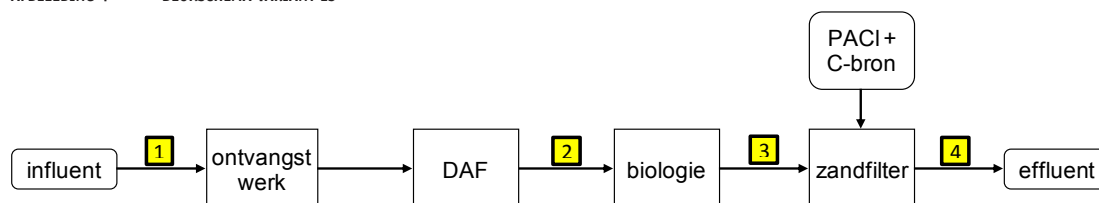


TABEL 3 DEBIETEN, VRACHTEN EN CONCENTRATIES VARIANT E2

stroom			1	2	3	4
debiet		m <sup>3</sup> /h	5471	5471	5471	5471
vracht	zwevende stof	kg/h	916	412	21	21
	BZV	kg/h	1.047	566	22	11
	CZV	kg/h	2.706	1.813	191	137
	P-totaal	kg/h	48	44	4	1
	P-ortho	kg/h	27	25	3	0
	N-totaal	kg/h	303	272	60	27
	N-Kj	kg/h	303	272	18	16
	NO <sub>3</sub> -N	kg/h	0	0	42	11
concentratie	zwevende stof	mg/l	168	75	3,8	3,8
	BZV	mg/l	191	103	4,0	2,0
	CZV	mg/l	495	331	35,0	25
	P-totaal	mg/l	9	8	0,7	0,2
	P-ortho	mg/l	5	5	0,5	0,1
	N-totaal	mg/l	55	50	11,0	5,0
	N-Kj	mg/l	55	50	3,3	3,0
	NO <sub>3</sub> -N	mg/l	0	0	7,7	2,0

## VARIANT E3, DAF ZONDER CHEMICALIËN EN ZANDFILTER

AFBEELDING 4 BLOKSHEMA VARIANT E3



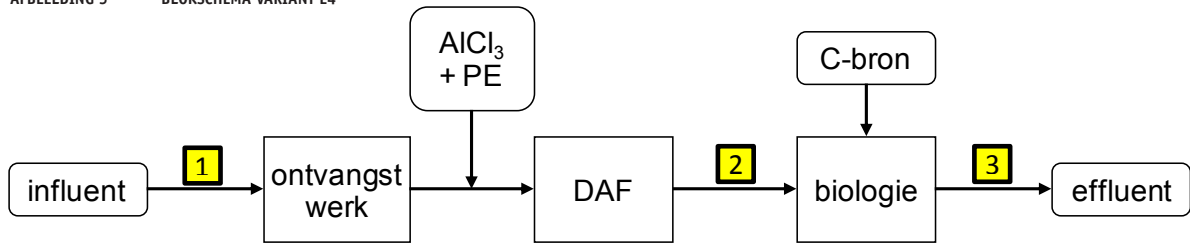
TABEL 4 DEBIETEN, VRACHTEN EN CONCENTRATIES VARIANT E3

stroom			1	2	3	4
debiet		m <sup>3</sup> /h	5471	5471	5471	5471
vracht	zwevende stof	kg/h	916	412	21	21
	BZV	kg/h	1.047	733	22	11
	CZV	kg/h	2.706	1.894	191	137
	P-totaal	kg/h	48	42	4	1
	P-ortho	kg/h	27	25	3	0
	N-totaal	kg/h	303	272	49	27
	N-Kj	kg/h	303	272	15	16
	NO <sub>3</sub> -N	kg/h	0	0	34	11
concentratie	zwevende stof	mg/l	168	75	3,8	3,8
	BZV	mg/l	191	134	4,0	2,0
	CZV	mg/l	495	346	35,0	25,0
	P-totaal	mg/l	9	8	0,7	0,2
	P-ortho	mg/l	5	5	0,5	0,1
	N-totaal	mg/l	55	50	8,9	5,0
	N-Kj	mg/l	55	50	2,7	3,0
	NO <sub>3</sub> -N	mg/l	0	0	6,2	2,0

## VARIANT E4, DAF MET OPTIMALE CHEMICALIËNDOSERING

AFBEELDING 5

BLOKSCHEMA VARIANT E4



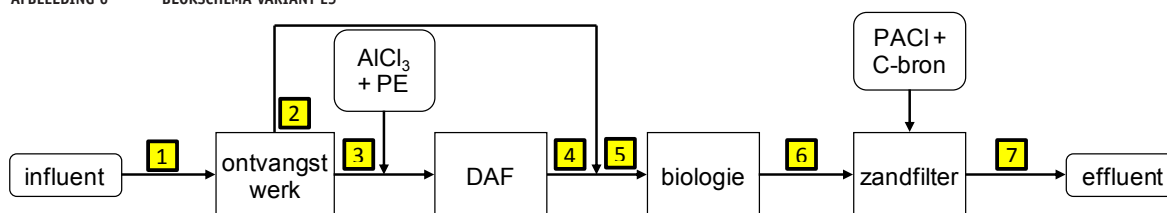
TABEL 5 DEBIETEN, VRACHTEN EN CONCENTRATIES VARIANT E4

stroom			1	2	3
debiet		m <sup>3</sup> /h	5471	5471	5471
vracht	zwevende stof	kg/h	916	137	7
	BZV	kg/h	1.047	419	22
	CZV	kg/h	2.706	1.218	191
	P-totaal	kg/h	48	19	2
	P-ortho	kg/h	27	8	1
	N-totaal	kg/h	303	260	27
	N-Kj	kg/h	303	260	8
	NO <sub>3</sub> -N	kg/h	0	0	19
concentratie	zwevende stof	mg/l	168	25	1
	BZV	mg/l	191	77	4
	CZV	mg/l	495	223	35
	P-totaal	mg/l	9	4	0
	P-ortho	mg/l	5	2	0,2
	N-totaal	mg/l	55	48	5
	N-Kj	mg/l	55	48	2
	NO <sub>3</sub> -N	mg/l	0	0	4

## VARIANT E5, DAF MET BYPASS VOOR OPTIMALE BZV/N-VERHOUDING

AFBEELDING 6

BLOKSCHEMA VARIANT E5

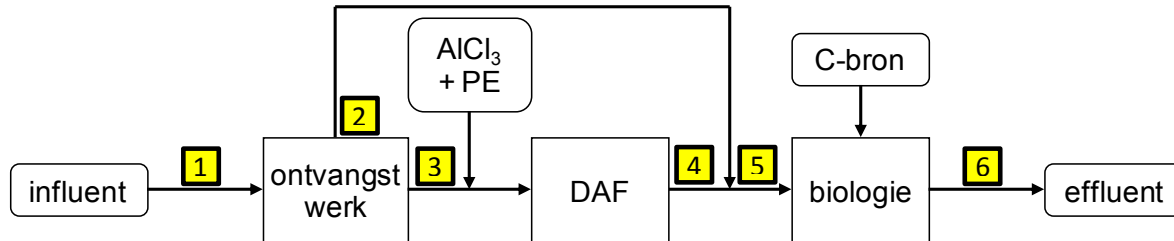


TABEL 6 DEBIETEN, VRACHTEN EN CONCENTRATIES VARIANT E5

stroom			1	2	3	4	5	6	7
debiet		m <sup>3</sup> /h	5471	4321	1150	1150	5471	5471	5471
vracht	zwevende stof	kg/h	916	724	193	17	741	37	27
	BZV	kg/h	1.047	827	220	44	871	22	11
	CZV	kg/h	2.706	2.137	569	171	2.308	191	137
	P-totaal	kg/h	48	38	10	1	39	3	1
	P-ortho	kg/h	27	22	6	0	22	3	1
	N-totaal	kg/h	303	239	64	52	291	27	0
	N-Kj	kg/h	303	239	64	52	291	8	27
	NO <sub>3</sub> -N	kg/h	0	0	0	0	0	19	16
concentratie	zwevende stof	mg/l	168	168	168	15	135	7	5
	BZV	mg/l	191	191	191	38	159	4	2
	CZV	mg/l	495	495	495	148	422	35	25
	P-totaal	mg/l	9	9	9	1	7	1	0
	P-ortho	mg/l	5	5	5	0	4	0	0
	N-totaal	mg/l	55	55	55	45	53	5	5
	N-Kj	mg/l	55	55	55	45	53	2	3
	NO <sub>3</sub> -N	mg/l	0	0	0	0	0	4	2

## VARIANT E6, DAF MET BYPASS VOOR P-ORTHO NAAR BIOLOGIE IS 2,0 MG/L

AFBEELDING 7 BLOKSHEMA VARIANT E6



TABEL 7 DEBIETEN, VRACHTEN EN CONCENTRATIES VARIANT E6

stroom			1	2	3	4	5	6
debiet		m <sup>3</sup> /h	5471	2134	3337	3337	5471	5471
vracht	zwevende stof	kg/h	916	357	559	50	408	20
	BZV	kg/h	1.047	409	639	128	536	22
	CZV	kg/h	2.706	1.055	1.651	495	1.551	191
	P-totaal	kg/h	48	19	29	3	22	3
	P-ortho	kg/h	27	11	17	0	11	2
	N-totaal	kg/h	303	118	185	150	268	27
	N-Kj	kg/h	303	118	185	150	268	8
concentratie	NO <sub>3</sub> -N	kg/h	0	0	0	0	0	19
	zwevende stof	mg/l	168	168	168	15	75	4
	BZV	mg/l	191	191	191	38	98	4
	CZV	mg/l	495	495	495	148	283	35
	P-totaal	mg/l	9	9	9	1	4	0,6
	P-ortho	mg/l	5	5	5	0	2	0,5
	N-totaal	mg/l	55	55	55	45	49	5
	N-Kj	mg/l	55	55	55	45	49	2
NO <sub>3</sub> -N	mg/l	0	0	0	0	0	4	



## BIJLAGE VI

## BEREKENING GER-WAARDEN EINDHOVEN

## 1. BEREKENING VERBRUIK

Proces	eenheid	E0 (VBT+EP)	E1 (VBT mc)	E2 (fijnzeef+EP)	E3 (DAF zc+EP)	E4 (DAF oc)	E5 (DAF bp BZV/N+EP)	E6 (DAF bp PO4)
voorbezinktank/alternatieve voorbehandeling (elektriciteit tov ref)	kWh/jaar	0	0	399.387	1.397.855	1.397.855	293.825	852.691
voorbezinktank/alternatieve voorbehandeling (coagulant tov ref)	ton AlCl <sub>3</sub> .6H <sub>2</sub> O/jaar	0	236	-673	-673	236	-111	958
voorbezinktank/alternatieve voorbehandeling (flocculant tov ref)	ton PE/jaar	0	40	0	0	40	8	24
actief slibtank (elektriciteit voor beluchting tov ref)	kWh/jaar	0	-1.026.634	94.526	21.272	-843.148	668.412	-392.625
actief slibtank (methanol tov ref)	ton MeOH/jaar	0	1.720	0	0	1.765	0	1.300
zandfilter (elektriciteit tov ref)	kWh/jaar	0	-239.632	0	0	-239.632	0	-239.632
zandfilter (coagulant PACl tov ref)	ton Al <sub>10</sub> Cl <sub>15</sub> (OH) <sub>15</sub> /jaar	0	-113	152	152	-113	112	-113
zandfilter (methanol tov ref)	ton MeOH/jaar	0	-781	137	0	-781	-255	-781
indikken Mierlo (elektriciteit centrifuges tov referentie)	kWh/jaar	0	-33.984	-137.572	-50.150	133.694	-151.040	20.532
indikken Mierlo (PE tov ref)	ton PE/jaar	0	-3	-7	-4	12	-13	2
transport slibkoek van Mierlo naar Tilburg (tov ref)	tonkm/jaar	0	-58.429	-220.166	-86.247	230.347	-260.064	35.461
productie biogas Tilburg (tov ref)	Nm <sup>3</sup> /jaar	0	65.262	-46.162	19.470	660.607	-794.616	-74.448
productie elektriciteit uit biogas tov E0	kWh/jaar	0	-167.000	139.000	-28.000	-1.611.000	2.027.000	222.000
ontwatering uitgestig slib Tilburg (elektriciteit tov ref)	kWh/jaar	0	-6.006	-15.048	-11.245	13.363	-13.935	6.909
ontwatering uitgestig slib Tilburg (chemicaliën tov ref)	ton PE/jaar	0	2	6	4	-5	6	-3



## 2. BEREKENING GER

Proces	eenheid	E0 (VBT+EP)	E1 (VBT mc)	E2 (fijnzeef+EP)	E3 (DAF zc+ EP)	E4 (DAF oc)	E5 (DAF bp BZV/N+EP)	E6 (DAF bp P04)
voorbezinktank/alternatieve voorbehandeling (elektriciteit tov VBT)	MJ/jaar	0	0	4.752.707	16.634.473	16.634.473	3.496.518	10.147.029
voorbezinktank/alternatieve voorbehandeling (coagulant)	MJ/jaar	0	3.517.755	-10.031.011	-10.031.011	3.517.755	-1.654.802	14.277.069
voorbezinktank/alternatieve voorbehandeling (floculant)	MJ/jaar	0	4.968.376	0	0	4.968.376	1.044.338	3.030.709
actief slibtank (elektriciteit voor beluchting tov VBT)	MJ/jaar	0	-12.216.941	1.124.860	253.136	-10.033.463	7.954.107	-4.672.233
actief slibtank (methanol)	MJ/jaar	0	64.685.419	0	0	66.349.626	0	48.864.161
zandfilter (elektriciteit)	MJ/jaar	0	-2.851.624	0	0	-2.851.624	0	-2.851.624
zandfilter (coagulant PACl)	MJ/jaar	0	-2.199.316	2.961.331	2.961.331	-2.199.316	2.182.508	-2.199.316
zandfilter (methanol)	MJ/jaar	0	-29.378.100	5.157.834	0	-29.378.100	-9.578.835	-29.378.100
indikken Mierlo (elektriciteit centrifuges tov referentie)	MJ/jaar	0	-404.410	-1.637.111	-596.785	1.590.959	-1.797.376	244.331
indikken Mierlo (chemicaliën, 10,2 kg actief PE/ton ds)	MJ/jaar	0	-364.767	-840.346	-538.428	1.438.032	-1.623.552	221.378
transport slibkoek van Mierlo naar Tilburg (brandstof)	MJ/jaar	0	-167.425	-630.871	-247.134	660.045	-745.197	101.611
productie elektriciteit uit biogas tov E0	MJ/jaar	0	-1.987.300	1.654.100	-333.200	-19.170.900	24.121.300	2.641.800
ontwatering uitgegist slib Tilburg (elektriciteit)	MJ/jaar	0	-71.468	-179.066	-133.815	159.023	-165.821	82.212
ontwatering uitgegist slib Tilburg (chemicaliën)	MJ/jaar	0	298.842	748.765	559.548	-664.956	693.384	-343.769
Totaal	MJ/jaar	0	23.829.042	3.081.191	8.528.115	31.019.929	23.926.571	40.165.257

## BIJLAGE VII

# Globale ontwerpdimensioneringen

## Varianten Eindhoven

### 1.1 Variant E0: Voorbezinktank en effluent polishing

Het zandfilter is berekend conform schetsontwerp. De belangrijkste parameters zijn weergegeven in tabel 1.

TABEL 1 BELANGRIJKSTE PARAMETERS ZANDFILTER

parameter	eenheid	waarde
capaciteit	m <sup>3</sup> /h	8.652
filtratiesnelheid	m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .h	11
totaal vereist filteroppervlak	m <sup>2</sup>	809
filteroppervlak per unit	m <sup>2</sup>	38,75
aantal units	#	21
gerealiseerd totaal filteroppervlak	m <sup>2</sup>	814
ontwerpdebiet per filter	m <sup>3</sup> /h	412

### Variant E1: Voorbezinktank met voorprecipitatie

De belangrijkste parameters voor de chemicaliëndosering op de voorbezinktank zijn weergegeven in tabel 2. In deze variant is methanoldosering nodig op het actief-slibstelsel. De belangrijkste parameters zijn weergegeven in tabel 3.

TABEL 2 BELANGRIJKSTE PARAMETERS CHEMICALIËNDOSERING VOORBEZINKTANK

parameter	eenheid	waarde
doseerpomp AlCl <sub>3</sub>	#	3
capaciteit per doseerpomp AlCl <sub>3</sub>	l/h	226
opslagtank AlCl <sub>3</sub>	m <sup>3</sup>	bestaand
totaal doseerleidingen AlCl <sub>3</sub>	m	740
aanmaakunit PE-oplossing	#	2
doseerpomp PE	#	3
capaciteit per doseerpomp PE	l/h	1824
opslag zakken PE poeder (100% PE)	m <sup>3</sup>	5,8
totaal doseerleidingen PE	m	788
inhoud gebouw coagulatie/flocculatie	m <sup>3</sup>	250

TABEL 3 BELANGRIJKSTE PARAMETERS METHANOLDOSERING

parameter	eenheid	waarde
aantal pompen methanol	#	3
capaciteit per pomp	l/h	99
doseerleidingen methanol van opslag naar AT's	#	3
lengte doseerleidingen	m	419
opslag methanol	m <sup>3</sup>	179

### 1.3 VARIANT E2: FIJNZEEF EN EFFLUENT POLISHING

De belangrijkste parameters voor de fijnzeef zijn weergegeven in tabel 4. In deze variant wordt ook een zandfilter toegepast, zie tabel 1.

TABEL 4 BELANGRIJKSTE PARAMETERS FIJNZEEF

parameter	eenheid	waarde
aantal fijnzeven	#	12
oppervlakte opstelling (open lucht)	m <sup>2</sup>	104
type zeef	-	SFK6000
aansluitend leidingwerk	m	145
afvoer zeefgoed	m <sup>3</sup> /dag	4,3

### 1.4 VARIANT E3: DAF ZONDER CHEMICALIËN EN EFFLUENT POLISHING

In deze variant worden een DAF zonder chemicaliën (tabel 5) en zandfilter (tabel 1) toegepast.

TABEL 5 BELANGRIJKSTE PARAMETERS DAF MET COAGULATIE EN FLOCCULATIE

parameter	eenheid	waarde
totaal debiet	m <sup>3</sup> /uur	5471
aantal DAF-installaties in gebruik	#	4
capaciteit per installatie	m <sup>3</sup> /uur	1368
extra DAF-installaties (redundantie)	#	1
totaal DAF-installaties	#	5
inhoud gebouw E-kasten	m <sup>3</sup>	150
aansluitend leidingwerk	m	340

**1.5 VARIANT E4: DAF MET CHEMICALIËN VOOR OPTIMALE SAMENSTELLING VOOR BIOLOGIE**

In deze variant worden een DAF met chemicaliën (tabel 5) en methanoldosering op het actiefslibstelsysteem (tabel 3) toegepast.

TABEL 6 BELANGRIJKSTE PARAMETERS DAF MET COAGULATIE EN FLOCCULATIE

parameter	eenheid	waarde
totaal debiet	m <sup>3</sup> /uur	5471
aantal DAF-installaties in gebruik	#	4
capaciteit per installatie	m <sup>3</sup> /uur	1368
extra DAF-installaties (redundantie)	#	1
totaal DAF-installaties	#	5
inhoud gebouw E-kasten en chemicaliën	m <sup>3</sup>	250
aansluitend leidingwerk	m	340
doseerpomp AlCl <sub>3</sub>	#	3
capaciteit per doseerpomp AlCl <sub>3</sub>	l/h	226
aantal dagen opslag	dag	30
opslagtank AlCl <sub>3</sub>	m <sup>3</sup>	406
aantal coagulatie tanks	#	2
coagulatie tijd	min	5
volume per coagulatie tank	m <sup>3</sup>	228
aantal mixers coagulatie	#	2
aanmaakunit PE-oplossing	#	3
doseerpomp PE	#	3
capaciteit per doseerpomp PE	l/h	1824
aantal dagen opslag	dag	30
opslag zakken PE poeder (100% PE)	m <sup>3</sup>	6
aantal flocculatie tanks	#	2
flocculatie tijd	min	15
volume per flocculatie tank	m <sup>3</sup>	684
aantal mixers flocculatie	#	2
inhoud gebouw	m <sup>3</sup>	250

**1.6 VARIANT E6: DAF MET BYPASS VOOR CONCENTRATIE ORTHOFOSFAAT NAAR BIOLOGIE = 2,0 MG/L**

TABEL 7

BELANGRIJKSTE PARAMETERS DAF MET COAGULATIE EN FLOCCULATIE EN BYPASS

parameter	eenheid	waarde
totaal debiet door coagulatie/flocculatie/DAF	m <sup>3</sup> /uur	3337
aantal DAF-installaties in gebruik	#	2
capaciteit per installatie	m <sup>3</sup> /uur	1669
extra DAF-installaties (redundantie)	#	1
totaal DAF-installaties	#	3
inhoud gebouw E-kasten en chemicaliën	m <sup>3</sup>	250
doseerpomp AlCl <sub>3</sub>	#	1
capaciteit per doseerpomp AlCl <sub>3</sub>	l/h	1214
opslagtank AlCl <sub>3</sub>	m <sup>3</sup>	728
aantal coagulatietanks	#	1
coagulatietijd	min	5
volume per coagulatietank	m <sup>3</sup>	278
aantal mixers coagulatie	#	1
aanmaakunit PE-oplossing	#	3
doseerpomp PE	#	1
capaciteit per doseerpomp PE	l/h	3337
opslag zakken PE poeder (100% PE)	m <sup>3</sup>	4
aantal flocculatietanks	#	1
flocculatietijd	min	15
volume per flocculatietank	m <sup>3</sup>	834
aantal mixers flocculatie	#	1
aansluitend leidingwerk	m	530

## BIJLAGE VIII

## BOUWKOSTEN VARIANTEN EINDHOVEN

Voor het bepalen van de investeringskosten zijn eerst de bouwkosten per onderdeel in kaart gebracht. Deze zijn weergegeven in onderstaande tabellen.

TABEL BOUWKOSTEN VARIANT E0: VBT + EFFLUENT POLISHING

onderdeel	eenheid	civiel	werktuigbouw	elektrotechniek	totaal	nauwkeurigheid
zandfilter	EUR	3.932.000	4.915.000	983.000	9.830.000	40%
persluchtvoorziening	EUR	inclusief	inclusief	inclusief		
bedrijfswatervoorziening	EUR	inclusief	inclusief	inclusief		
onvolledigheid	EUR	inclusief	inclusief	inclusief		
terreinverhardingen	EUR	inclusief	inclusief	inclusief		
elektrotechnische installatie	EUR	-	-	inclusief		
TOTAAL bouwkosten	EUR	3.932.000	4.915.000	983.000	9.830.000	

TABEL BOUWKOSTEN VARIANT E1: VBT + VOORPRECIPITATIE

onderdeel	eenheid	civiel	werktuigbouw	elektrotechniek	totaal	nauwkeurigheid
voorprecipitatie (incl. gebouw)	EUR	150.000	315.000	0	465.000	50%
methanoldosering biologie (incl. gebouw)	EUR	90.000	94.000	0	184.000	50%
persluchtvoorziening	EUR	0	20.000	0	20.000	50%
bedrijfswatervoorziening	EUR	0	50.000	0	50.000	50%
onvolledigheid	EUR	0	50.000	0	50.000	50%
terreinverhardingen	EUR	12.000	0	0	12.000	50%
elektrotechnische installatie	EUR	0	0	65.000	65.000	50%
TOTAAL bouwkosten	EUR	252.000	529.000	65.000	846.000	

TABEL BOUWKOSTEN VARIANT E2: FIJNZEEF + EFFLUENT POLISHING

onderdeel	eenheid	civiel	werktuigbouw	elektrotechniek	totaal	nauwkeurigheid
fijnzeef	EUR	763.000	617.000	120.000	1.500.000	40%
zandfilter	EUR	3.932.000	4.915.000	983.000	9.830.000	40%
voorbezinktank	EUR	0	0	0	100.000	50%
persluchtvoorziening	EUR	0	20.000	0	20.000	50%
bedrijfswatervoorziening	EUR	0	50.000	0	50.000	50%
onvolledigheid	EUR	0	100.000	0	100.000	50%
terreinverhardingen	EUR	38.000	0	0	38.000	50%
elektrotechnische installatie	EUR	0	0	inclusief		
TOTAAL bouwkosten	EUR	4.733.000	5.702.000	1.103.000	11.678.000	

TABEL BOUWKOSTEN VARIANT E3: DAF ZONDER CHEMICALIËN + EFFLUENT POLISHING

onderdeel	eenheid	civiel	werktuigbouw	elektrotechniek	totaal	nauwkeurigheid
aansluitend leidingwerk DAF	EUR	125.000	0	0	125.000	50%
flotatie (DAF)	EUR	213.000	2.483.000	0	2.696.000	30%
gebouw E-kasten (DAF)	EUR	90.000	0	390.000	480.000	50%
voorbezinktank	EUR	0	0	0	100.000	50%
zandfilter	EUR	3.932.000	4.915.000	983.000	9.830.000	40%
persluchtvoorziening	EUR	0	20.000	0	20.000	50%
bedrijfswatervoorziening	EUR	0	50.000	0	50.000	50%
onvolledigheid	EUR	0	100.000	0	100.000	50%
terreinverhardingen	EUR	21.000	0	0	21.000	50%
elektrotechnische installatie	EUR	0	0	inclusief		
TOTAAL	EUR	4.381.000	7.568.000	1.373.000	13.422.000	

TABEL BOUWKOSTEN VARIANT E4: DAF MET CHEMICALIËN VOOR VERWIJDERING VOOR OPTIMALE SAMENSTELLING VOOR BIOLOGIE

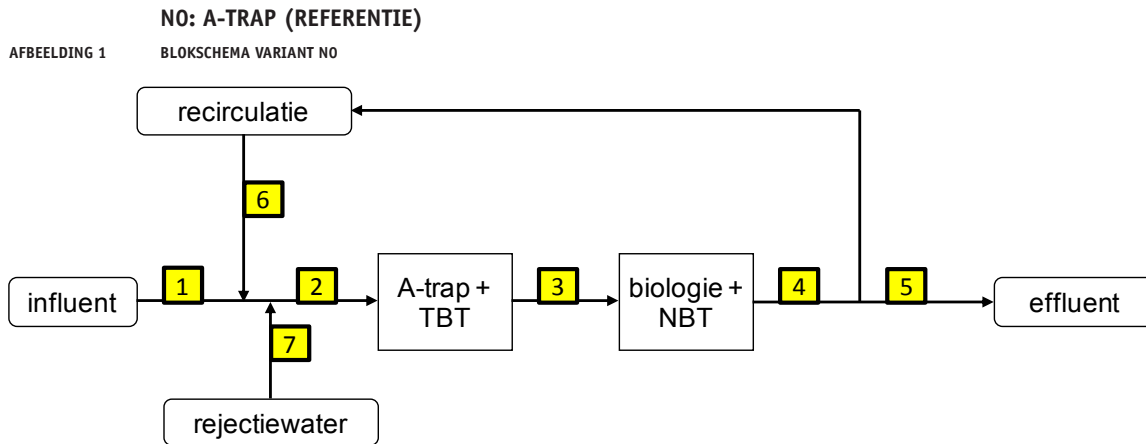
onderdeel	eenheid	civiel	werktuigbouw	elektrotechniek	totaal	nauwkeurigheid
aansluitend leidingwerk DAF	EUR	125.000	0	0	125.000	50%
coagulatie	EUR	182.000	122.000	0	304.000	40%
flocculatie	EUR	547.000	310.000	0	857.000	40%
flotatie (DAF)	EUR	213.000	2.483.000	0	2.696.000	30%
gebouw E-kasten en chemicaliën (DAF)	EUR	150.000	0	390.000	540.000	50%
voorbezinktank (reiniging)	EUR	0	0	0	100.000	50%
methanoldosering biologie (incl. gebouw)	EUR	90.000	94.000	0	184.000	50%
persluchtvoorziening	EUR	0	20.000	0	20.000	50%
bedrijfswatervoorziening	EUR	0	50.000	0	50.000	50%
onvolledigheid	EUR	0	100.000	0	100.000	50%
terreinverhardingen	EUR	65.000	0	0	65.000	50%
elektrotechnische installatie (excl coagulatie/ flocculatie/DAF)	EUR	0	0	50.000	50.000	50%
TOTAAL	EUR	1.372.000	3.179.000	440.000	5.091.000	

TABEL BOUWKOSTEN VARIANT E6: DAF MET BYPASS VOOR ORTHOFOSFAAT NAAR BIOLOGIE = 2,0 MG/L

onderdeel	eenheid	civiel	werktuigbouw	elektrotechniek	totaal	nauwkeurigheid
aansluitend leidingwerk DAF en bypass	EUR	208.000	0	0	208.000	50%
coagulatie	EUR	111.000	47.000	0	158.000	40%
flocculatie	EUR	334.000	235.000	0	569.000	40%
flotatie (DAF)	EUR	153.000	1.453.000	0	1.606.000	30%
gebouw E-kasten en chemicaliën (DAF)	EUR	150.000	0	390.000	540.000	50%
voorbezinktank	EUR	0	0	0	100.000	50%
methanoldosering biologie (incl. gebouw)	EUR	90.000	94.000	0	184.000	50%
persluchtvoorziening	EUR	0	20.000	0	20.000	50%
bedrijfswatervoorziening	EUR	0	50.000	0	50.000	50%
onvolledigheid	EUR	0	100.000	0	100.000	50%
terreinverhardingen	EUR	52.000	0	0	52.000	50%
elektrotechnische installatie (excl coagulatie/ flocculatie/DAF)	EUR	0	0	50.000	50.000	50%
TOTAAL	EUR	1.098.000	1.999.000	440.000	3.637.000	

## BIJLAGE IX

## UITWERKING VARIANTEN NIEUWVEER



TABEL 1      DEBIETEN, VRACHTEN EN CONCENTRATIES VARIANT NO

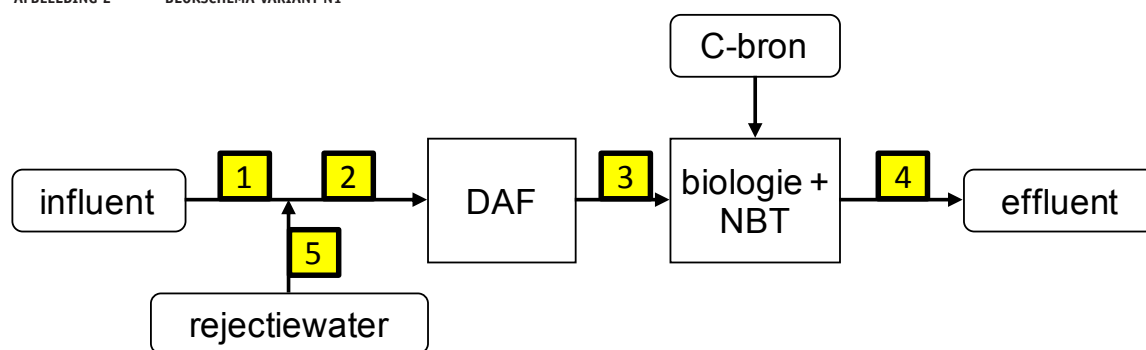
stroom	eenheid	1	2	3	4	5	6	7	
debiet	m <sup>3</sup> /h	3368	3390	3390	3390	3390	0	22	
vracht	zwevende stof	kg/h	650	651	267	34	34	0	1
	BZV	kg/h	485	487	190	14	14	0	2
	CZV	kg/h	1.367	1.374	646	136	136	0	6
	P-totaal	kg/h	20	22	12	4	4	0	1
	P-niet ortho	kg/h	10	10	6	1	1	0	0
	P-ortho	kg/h	10	11	6	4	4	0	1
	N-totaal	kg/h	135	145	103	34	34	0	10
	N-Kj	kg/h	135	142	101	10	10	0	6
	NO <sub>3</sub> -N	kg/h	0	3	3	24	24	0	3
concentratie	zwevende stof	mg/l	193	192	79	10	10	0	30
	BZV	mg/l	144	144	56	4	4	0	74
	CZV	mg/l	406	405	190	40	40	0	287
	P-totaal	mg/l	6	6	4	1	1,2	0	65
	P-niet ortho	mg/l	3	3	2	0	0	0	4
	P-ortho	mg/l	3	3	2	1	1	0	61
	N-totaal	mg/l	40	43	30	10	10	0	446
	N-Kj	mg/l	40	42	30	3	3	0	286
	NO <sub>3</sub> -N	mg/l	0	1	1	7	7	0	160



**N1: DAF ZONDER CHEMICALIËN**

AFBEELDING 2

BLOKSCHEMA VARIANT N1



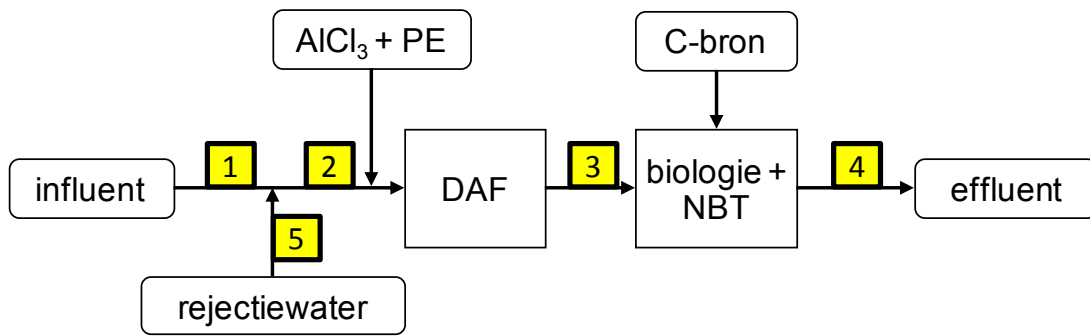
TABEL 2 DEBIETEN, VRACHTEN EN CONCENTRATIES VARIANT N1

stroom	eenheid	1	2	3	4	5	
debiet	m <sup>3</sup> /h	3368	3390	3390	3390	22	
vracht	zwevende stof	kg/h	650	651	293	34	1
	BZV	kg/h	485	487	341	14	2
	CZV	kg/h	1.367	1.374	962	136	6
	P-totaal	kg/h	20	22	19	7	1
	P-niet ortho	kg/h	10	10	8	1	0
	P-ortho	kg/h	10	11	11	6	1
	N-totaal	kg/h	135	145	131	34	10
	N-Kj	kg/h	135	142	127	10	6
	NO <sub>3</sub> -N	kg/h	0	3	3	24	3
concentratie	zwevende stof	mg/l	193	192	86	10	30
	BZV	mg/l	144	144	100	4	74
	CZV	mg/l	406	405	284	40	287
	P-totaal	mg/l	6	6	6	2,0	65
	P-niet ortho	mg/l	3	3	2	0,2	4
	P-ortho	mg/l	3	3	3	1,8	61
	N-totaal	mg/l	40	43	39	10	446
	N-Kj	mg/l	40	42	38	3	286
	NO <sub>3</sub> -N	mg/l	0	1	1	7	160

## N2: DAF MET CHEMICALIËN VOOR MAXIMALE VERWIJDERING

AFBEELDING 3

BLOKSCHEMA VARIANT N2

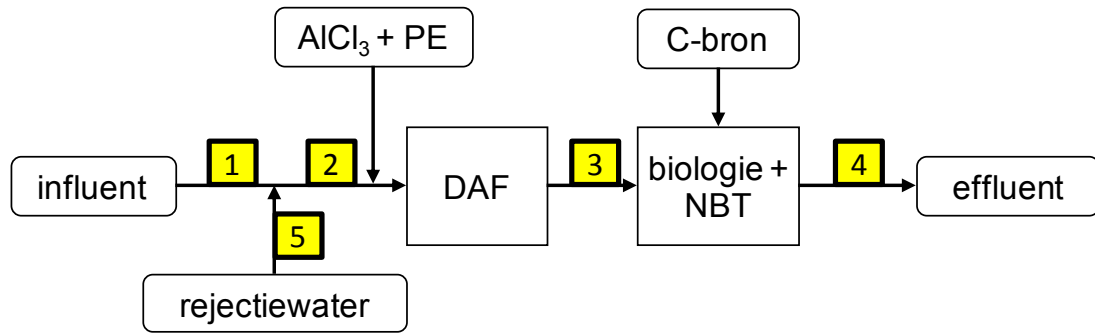


TABEL 3 DEBIETEN, VRACHTEN EN CONCENTRATIES VARIANT N2

stroom		eenheid	1	2	3	4	5
debiet		m <sup>3</sup> /h	3368	3390	3390	3390	22
vracht	zwevende stof	kg/h	650	651	59	34	1
	BZV	kg/h	485	487	97	14	2
	CZV	kg/h	1.367	1.374	412	136	6
	P-totaal	kg/h	20	22	2	-2	1
	P-niet ortho	kg/h	10	10	2	-1	0
	P-ortho	kg/h	10	11	0	-2	1
	N-totaal	kg/h	135	145	118	34	10
concentratie	N-Kj	kg/h	135	142	115	10	6
	NO <sub>3</sub> -N	kg/h	0	3	0	24	3
	zwevende stof	mg/l	193	192	17	10	30
	BZV	mg/l	144	144	29	4	74
	CZV	mg/l	406	405	122	40	287
	P-totaal	mg/l	6	6	0,7	-0,7	65
	P-niet ortho	mg/l	3	3	0,7	-0,2	4
	P-ortho	mg/l	3	3	0,1	-0,6	61
	N-totaal	mg/l	40	43	35	10	446
	N-Kj	mg/l	40	42	34	3	286
	NO <sub>3</sub> -N	mg/l	0	1	0	7	160

## N3: DAF MET CHEMICALIËN VOOR OPTIMALE SAMENSTELLING VOOR BIOLOGIE

AFBEELDING 4 BLOKSCHEMA VARIANT N3



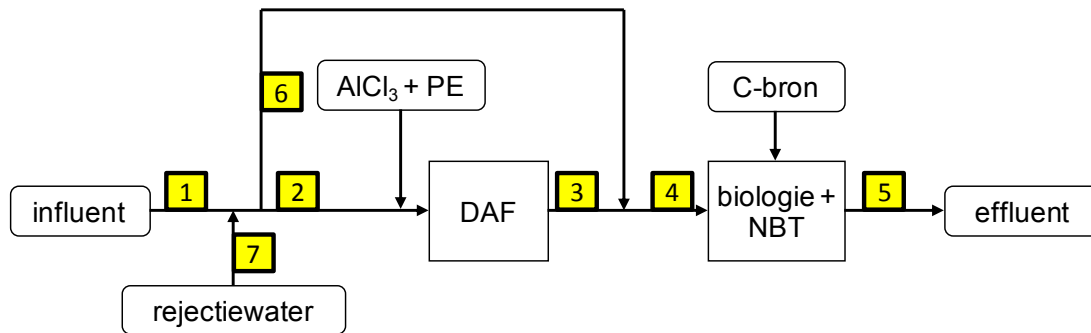
AFBEELDING 4 DEBIETEN, VRACHTEN EN CONCENTRATIES VARIANT N3

stroom		eenheid	1	2	3	4	5
debiet		m <sup>3</sup> /h	3368	3368	3368	3368	22
vracht	zwevende stof	kg/h	650	651	98	34	1
	BZV	kg/h	485	487	195	14	2
	CZV	kg/h	1.367	1.374	618	136	6
	P-totaal	kg/h	20	22	9	1	1
	P-niet ortho	kg/h	10	10	5	1	0
	P-ortho	kg/h	10	11	3	1	1
	N-totaal	kg/h	135	145	125	34	10
	N-Kj	kg/h	135	142	122	10	6
	NO <sub>3</sub> -N	kg/h	0	3	3	24	3
concentratie	zwevende stof	mg/l	193	192	28,8	10,0	30,0
	BZV	mg/l	144	144	57,4	4,0	74,0
	CZV	mg/l	406	405	182,4	40,0	286,6
	P-totaal	mg/l	6	6	2,5	0,3	65,0
	P-niet ortho	mg/l	3	3	1,6	0,2	4,0
	P-ortho	mg/l	3	3	1,0	0,2	61,0
	N-totaal	mg/l	40	43	36,8	10,0	446,0
	N-Kj	mg/l	40	42	35,9	3,0	286,0
	NO <sub>3</sub> -N	mg/l	0	1	1,0	7,0	160,0

## N4: DAF MET BYPASS VOOR ORTHOFOSFAAT NAAR BIOLOGIE = 2,0 MG/L

AFBEELDING 5

BLOKSCHEMA VARIANT N4



TABEL 5 DEBIETEN, VRACHTEN EN CONCENTRATIES VARIANT N4

stroom	eenheid	1	2	3	4	5	6	7	
debiet	m <sup>3</sup> /h	3368	1966	1966	3390	3390	1424	22	
vracht	zwevende stof	kg/h	650	377	57	330	34	273	1
	BZV	kg/h	485	282	113	317	14	204	2
	CZV	kg/h	1.367	797	359	935	136	577	6
	P-totaal	kg/h	20	13	5	14	3	9	1
	P-niet ortho	kg/h	10	6	3	7	1	4	0
	P-ortho	kg/h	10	7	2	7	2	5	1
	N-totaal	kg/h	135	84	72	133	34	61	10
concentratie	N-Kj	kg/h	135	82	71	130	10	59	6
	NO <sub>3</sub> -N	kg/h	0	2	0	1	24	1	3
	zwevende stof	mg/l	193	192	29	97	10	192	30
	BZV	mg/l	144	144	57	94	4	144	74
	CZV	mg/l	406	405	182	276	40	405	287
P-totaal	mg/l	6	6	3	4	1	6	65	
P-niet ortho	mg/l	3	3	2	2	0	3	4	
P-ortho	mg/l	3	3	1	2	1	3	61	
N-totaal	mg/l	40	43	37	39	10	43	446	
N-Kj	mg/l	40	42	36	38	3	42	286	
NO <sub>3</sub> -N	mg/l	0	1	0	0	7	1	160	



## BIJLAGE X

## BEREKENING GER NIEUWVEER

TABEL 1 BEREKEND VERBRUIK

Proces	eenheid	N0 (ref)	N1 (DAF zc)	N3 (DAF oc)	N4 (DAF bp P04)
A-trap/DAF (elektriciteit tov ref)	kWh/jaar	0	717.341	717.341	416.058
A-trap/DAF (coagulant tov ref)	ton $AlCl_3 \cdot 6H_2O$ /jaar	0	0	456	764
A-trap/DAF (floculant tov ref)	ton PE/jaar	0	0	30	17
A-trap/DAF (ijzersulfaat tov ref)	ton $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ /jaar	0	-394	-394	-394
B-trap (elektriciteit voor beluchting tov ref)	kWh/jaar	0	592.823	179.402	557.618
B-trap (methanol tov ref)	ton MeOH/jaar	0	-95	226	-95
slibindikking (elektriciteit)	kWh/jaar	0	39.350	69.650	40.025
slibindikking (chemicaliën)	ton PE/jaar	0	7	12	7
productie elektriciteit uit biogas tov N0	kWh/jaar	0	-1.056.000	-2.362.000	-612.000
ontwatering uitgestig slib (elektriciteit tov ref)	kWh/jaar	0	26.327	45.138	31.851
ontwatering uitgestig slib (chemicaliën tov ref)	ton PE/jaar	0	15	25	18

TABEL 2 GER

Proces	eenheid	N0 (ref)	N1 (DAF zc)	N3 (DAF oc)	N4 (DAF bp P04)
DAF (elektriciteit tov ref)	MJ/jaar	0	8.536.361	8.536.361	4.951.090
DAF (coagulant tov ref)	MJ/jaar	0	0	6.789.239	11.382.183
DAF (floculant tov ref)	MJ/jaar	0	0	3.694.032	2.128.844
A-trap/DAF (ijzersulfaat tov ref)	MJ/jaar	0	-1.341	-1.341	-1.341
B-trap (elektriciteit voor beluchting tov ref)	MJ/jaar	0	7.054.594	2.134.882	6.635.651
B-trap (methanol tov ref)	MJ/jaar	0	-3.564	8.499	-3.564
slibindikking (elektriciteit)	MJ/jaar	0	468.265	828.835	476.298
slibindikking (chemicaliën)	MJ/jaar	0	812.593	1.438.300	826.532
productie elektriciteit uit biogas tov N0	MJ/jaar	0	-12.566.400	-28.107.800	-7.282.800
ontwatering uitgestig slib (elektriciteit tov ref)	MJ/jaar	0	313.288	537.142	379.025
ontwatering uitgestig slib (chemicaliën tov ref)	MJ/jaar	0	1.820.926	3.122.031	2.203.011
Totaal	MJ/jaar	0	6.434.723	-1.019.819	21.694.929



## BIJLAGE XI

## SAMENSTELLING ZUIVERINGSSLIB

Tabel 1 geeft de samenstelling weer van slib afkomstig uit de communale afvalwaterzuivering. Hierbij zijn de componentfracties weergegeven als percentage van het DS- of DW-gehalte.

TABEL 1 SAMENSTELLING VAN ONBEHANDELD PRIMAIR EN SECUNDAIR SLIB

Component	Primair slib				Secundair slib			
	% <sub>DS</sub> [1]	% <sub>DW</sub> <sup>1</sup> [2]	% <sub>DS</sub> [3]	% <sub>DW</sub> [4]	% <sub>DS</sub> [4]	% <sub>DW</sub> [3]	% <sub>DW</sub> [5]	% <sub>DS</sub> [1]
DS-gehalte (DS%)	5-9	-	-	-	2,6			0,8-1,2
Organische fractie	60-80	64-93	75	76,7	69	60-75	67	59-88
Koolstof	-	-	39,4	-	38,5	17-44	-	-
Olien en vetten	6-30	6-35	-	18,9	5,9	5-12	8	-
Ether oplosbaar	7-35	7-35	10,3	-	-	-	-	5-12
Free Fatty Acids (FFA)	-	-	6,4*	-	-	-	-	-
Niet-zeepachtigen	-	-	2,9**	-	-	-	-	-
Glyceride Fatty Acids (GFA)	-	-	1,0***	-	-	-	-	-
Tannin (alcohol oplosbaar)	-	-	0,05	-	-	-	-	-
Koolhydraten (alcohol oplosbaar)	-	-	0,07	-	-	-	-	-
Eiwit	20-30	20-30	>19****	23,0	45	32-41	36	32-41
Stikstof (N)	1,5-4	1,5-4	-	-	-	4,7-6,7	7,5	2,4-5
Fosfor (P)	0,8-2,8	0,8-2,8	-	-	-	-	2	2,8-11
Silica	15-20	15-20			-	-	-	-
Cellulose	8-15	8-15	32,3	19,1	-	7	-	-
Lignine	-	-	13,6	-	-	-	-	-
Hemicellulose	-	-	2,5	-	-	-	-	-
Pectine	-	-	1,0	-	-	-	-	-

<sup>1</sup> Afhankelijk van de voorberekingsmethode geven de termen DS en DW, ofwel dezelfde informatie, ofwel licht afwijkende informatie.

\*\*\*\* Deelfracties van deze componenten zijn hieronder verder uitgewerkt



* Deelfractie van FFA fractie (%) [3]	
Onverzadigd	
Palmitoleïnezuur	2,4
Oliezuur	26,6
Linolzuur	3,4
Linoleenzuur	0,7
Verzadigd	
Laurinezuur	0,8
Myristinezuur	3,6
Palmitinezuur	34,0
Stearinezuur	15,8
Arachidinezuur	0,4
*** Deelfractie van GFA fractie (%) [3]	
Onverzadigd	
Palmitoleïnezuur	2,5
Oliezuur	23,5
Linolzuur	2,7
Linoleenzuur	0,2
Verzadigd	
Laurinezuur	0,6
Myristinezuur	2,8
Palmitinezuur	20,0
Stearinezuur	12,8
Arachidinezuur	0,6
** Deelfractie van niet-zeepachtige fractie (%) [3]	
Alifatische verbinding	52,0
Aromatische verbindingen	26,5
Zuurstofrijk	18,6
**** Aminozuren (% DS) [3]	
Valine	2,1
Leucine	2,1
Isoleusine, glycine, and proline	7,5
Serine	1,1
Threonine	1,0
Alanine	0,4
Hydroxyproline, cyctine, methionine en asparaginezuur	1,2
Fenylalanine	1,0
Arginine and glutamine zuur	1,1
Tyrosine	0,3
Lysine	-
Histidine	-
Threonine	-

****Amino-zuren (% totaal eiwit) [6]	
Valine	3,3
Leucine	6,2
Glycine, and proline	3,7
Serine	0,8
Threonine	1,6
Alanine	2,3
Methionine, and asparaginezuur	2,8
Fenylalanine	2,2
Arginine and glutamine zuur	4,8
Tyrosine	1,3
Lysine	2,4
Histidine	1,6
Threonine	1,6

De aanwezigheid van (alkali)metalen in communaal slib is weergegeven in onderstaande tabel, waarbij de samenstelling is onderverdeeld in een range en de mediaan.

TABEL ANORGANISCHE SAMENSTELLING VAN COMMUNAAL SLIB

(Alkali)metaal	Communaal combinatieslib [7]		Communaal combinatieslib [8]		Communaal combinatieslib [1]		Communaal combinatieslib [9 <sup>1</sup> ]
	Mediaan	Range	Mediaan	Range	Mediaan	Range	Range
Eenheid:	[g/kg DW]	[g/kg DW]	[g/kg DS]	[g/kg DS]	[g/kg DW]	[g/kg DW]	[g/kg DW]
Calcium	71	3-332	39	13-280	-	-	95-311
IJzer	-	-	16	3-41	17	1-145	1.6-299
Kalium	3	1-10	3	0-11	-	-	-
Magnesium	9	1-30	5	15-21	-	-	0.7-18
Natrium	-	-	1.5	0.2-50	-	-	0.15-26.6
Eenheid:	[mg/kg DW]	[mg/kg DW]	[mg/kg DS]	[mg/kg DS]	[mg/kg DW]	[mg/kg DW]	[mg/kg DW]
Arseen	6	0-16	6	2-39	10	1-230	1.2-49.2
Boor	-	-	33	9-380	-	-	5.7-204
Beryllium	-	-	1	0-3	-	-	0.04-2.3
Cadmium	1	0-3	8	2-320	10	1-3410	0.2-11.8
Chroom	43	6-236	86	10-12000	500	1-99000	6.7-1160
Kobalt	7	3-36	-	-	30	11-2490	0.87-290
Koper	197	52-623	390	45-5200	800	84-17000	115-2580
Kwik	1	0-3	4	1-130	6	1-56	0.17-8.3
Mangaan	221	0-7100	460	60-6800	260	32-9870	34.8-14900
Molybdeen	4	1-10	-	-	4	0-214	2.51-132
Nikkel	28	5-133	34	10-1300	80	2-5300	7.4-526
Lood	54	11-583	145	42-960	500	13-26000	5.8-450
Seleen	-	-	-	-	5	1.7-17.2	1.1-24.7
Tin	-	-	-	-	14	2.6-327	7.5-522
Zink	810	87-1948	1200	170-13000	1700	101-49000	216-8550
AOX	-	-	147	60-338	-	-	-

<sup>1</sup>Zie bijlage XII voor een compleet overzicht inclusief farmaceutische bestanddelen, steroïden en hormonen.

**REFERENTIES**

- 1 Metcalf & Eddy, (2003). *waste water engineering treatment and reuse*. (4th edition ed.). New York: McGraw-Hill.
- 2 Rios, R. A. Engineering university of Puerto Rico, Department of the interior. (1992). *Development of the sludge disposal*
- 3 Higgins, A. J., Kaplovsky, A. J., & Hunter, J. V. (1982). Organic composition of aerobic, anaerobic, and compost-stabilized sludges. *Water Pollution Control Federation*, 54(5), 466-473. (Higgins *et al.*, 1982)
- 4 Haandel, A., & Lubbe, J. (2007). *Handbook biological waste water treatment*. Leidschendam, The Netherlands: quist.
- 5 European Communities. (2001). Disposal and recycling routes for sewage sludge part 3 – scientific and technical report. Luxembourg.
- 6 Chisht, S. S., Hasnain, S. N., & Khan, M. A. (1992). Studies on the recovery of sludge protein. *Water Research*, 26(2), 241-248. (Chisht *et al.*, 1992).
- 7 Kügler, I., Öhlinger, A., & Walter, B. Umweltbundesamt GmbH, (2004). *Dezentrale klärschlammverbrennung*. Wien: ISBN 3-85457-756-7. (Kügler *et al.*, 2004)
- 8 Clevenger, T. E., Hemphill, D. D., Roberts, K., & Mullins, W. A. (1983). Chemical composition and possible mutagenicity of municipal sludges. *Water Pollution Control Federation*, 55(12), 1470-1475. (Clevenger *et al.*, 1983)
- 9 U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water. (2009). Targeted national sewage sludge survey sampling and analysis technical report. Washington

## BIJLAGE XII

## TARGETED NATIONAL SEWAGE SLUDGE SURVEY

Class	Analyte	Units	# Detects	Observed Dry-weight Concentration	
				Minimum	Maximum
Solids	Percent Solids	%	84	0.43	93.5
Anions	Fluoride	mg/kg	84	7.6	234
	Nitrate/Nitrite		84	1.6	6,120
	Water-extractable phosphorus		84	11.0	9,550
	WEP ratio	unitless	84	0.00065	0.33920
Metals	Aluminum	mg/kg	84	1400	57,300
	Antimony		72	0.45	26.6
	Arsenic*		84	1.18	49.2
	Barium		84	75.1	3,460
	Beryllium		83	0.04	2.3
	Boron		80	5.70	204.0
	Cadmium*		84	0.21	11.8
	Calcium		84	9,480	311,000
	Chromium*		84	6.74	1160
	Cobalt		84	0.87	290
	Copper*		84	115	2,580
	Iron		84	1,575	299,000
	Lead*		84	5.81	450
	Magnesium		84	696	18,400
	Manganese		84	34.8	14,900
	Mercury*		84	0.17	8.3
	Molybdenum*		84	2.51	132
	Nickel		84	7.44	526
	Phosphorus		84	2,620	118,000
	Selenium*		84	1.10	24.7
	Silver		84	1.94	856
	Sodium		84	154	26,600
	Thallium		80	0.02	1.7
Tin	78	7.50	522		
Titanium	83	18.50	7,020		
Vanadium	84	2.04	617		
Yttrium	84	0.70	26.3		
Zinc*	84	216	8,550		
Organics (PAHs and Semi- volatiles)	4-Chloroaniline	µg/kg	63	51	5,900
	2-Methylnaphthalene		39	10	4,600
	Fluoranthene		77	45	12,000
	Pyrene		72	44	14,000
	bis (2-Ethylhexyl) phthalate		84	657	310,000
	Benzo(a)pyrene		64	63	4,500
PBDEs	BDE-28	ng/kg	84	2,200	160,000
	BDE-47		84	73,000	5,000,000
	BDE-66		84	1,800	110,000
	BDE-85		84	3,200	150,000
	BDE-99		84	64,000	4,000,000
	BDE-100		84	13,000	1,100,000
	BDE-138		56	1,900	40,000
	BDE-153		84	9,100	410,000
	BDE-154		84	7,700	440,000
	BDE-183		84	2,100	120,000
	BDE-209		83	150,000	17,000,000

\* Metals currently regulated at 40 CFR 503

Analyte	Units	# Detects	Observed Dry-weight Concentration		
			Minimum	Maximum	
Percent Solids	%	84	0.14	94.9	
Acetaminophen	µg/kg	2	1,120	1,300	
Albuterol		1	23.2	23.2	
Anhydrochlortetracycline		1	125	125	
Anhydrotetracycline		52	94.3	1,960	
Azithromycin		80	10.2	6,530	
Caffeine		39	65.1	1,110	
Carbadox		0	NA	NA	
Carbamazepine		80	8.74	6,030	
Cefotaxime		0	NA	NA	
Chlortetracycline		1	1,010	1,010	
Cimetidine		74	7.59	9,780	
Ciprofloxacin		84	74.5	47,500	
Clarithromycin		45	8.68	617	
Clinafloxacin		0	NA	NA	
Cloxacillin		0	NA	NA	
Codeine		20	9.59	328	
Cotinine		39	11.4	690	
Dehydronifedipine		19	3.48	24.6	
Demeclocycline		3	96	200	
Digoxigenin		0	NA	NA	
Digoxin		0	NA	NA	
1,7-Dimethylxanthine		4	1,130	9,580	
Diltiazem		69	1.39	225	
Diphenhydramine		84	36.7	5,730	
Doxycycline		76	50.8	5,090	
Enrofloxacin		14	12.1	66	
4-Epianhydrochlortetracycline		0	NA	NA	
4-Epianhydrotetracycline		31	126	2,160	
4-Epichlortetracycline		1	974	974	
4-Epioxytetracycline		8	35.7	54.9	
4-Epitetracycline		80	47.2	4,380	
Erythromycin-total		77	3.1	180	
Flumequine		0	NA	NA	
Fluoxetine		79	12.4	3,130	
Gemfibrozil		µg/kg	76	12.1	2,650
Ibuprofen		54	99.5	11,900	
Isochlortetracycline		1	3,140	3,140	
Lincomycin		3	13.9	33.4	
Lomefloxacin		2	33.3	39.8	
Metformin		6	550	1,160	
Miconazole		80	14.2	9,210	
Minocycline		32	351	8,650	
Naproxen		44	20.9	1,020	
Norfloxacin	29	99.3	1,290		
Norgestimate	0	NA	NA		
Ofloxacin	83	73.9	58,100		
Ormetoprim	1	5.91	5.91		
Oxacillin	0	NA	NA		
Oxolinic Acid	1	39.4	39.4		
Oxytetracycline	29	18.6	467		
Penicillin G	0	NA	NA		
Penicillin V	0	NA	NA		
Ranitidine	46	3.83	2,250		
Roxithromycin	3	14.3	22.8		
Sarafloxacin	2	179	1,980		
Sulfachloropyridazine	2	35.9	58.7		
Sulfadiazine	3	22.9	140		
Sulfadimethoxine	5	3.58	62.2		

Analyte	Units	# Detects	Observed Dry-weight Concentration	
			Minimum	Maximum
Sulfamerazine		1	5.61	5.61
Sulfamethazine		2	21.5	23.2
Sulfamethizole		0	NA	NA
Sulfamethoxazole		30	3.91	651
Sulfanilamide		8	191	15,600
Sulfathiazole		1	21	21
Tetracycline		81	38.3	5,270
Thiabendazole		58	8.42	239
Triclocarban		84	187	441,000
Triclosan		79	430	133,000
Trimethoprim		24	12.4	204
Tylosin		0	NA	NA
Virginiamycin		15	43.5	469
Warfarin		0	NA	NA

NA = Not applicable, because the analyte was not reported in any sample

Analyte	Units	# Detects	Observed Dry-weight Concentration	
			Minimum	Maximum
Percent Solids	%	84	0.14	94.9
Androstenedione		32	108	1,520
Androsterone		50	21.3	1,030
Campesterol		84	2,840	524,000
Cholestanol		84	3,860	4,590,000
Cholesterol		81	18,700	5,390,000
Coprostanol	µg/kg	84	7,720	43,700,000
Desmosterol		58	2,730	94,400
17 α-Dihydroequilin		1	98.4	98.4
Epicoprostanol		83	868	6,030,000
Equilenin		1	60.6	60.6
Equilin		15	22.3	107
Ergosterol	µg/kg	53	4,530	91,900
17 α-Estradiol		5	16.1	48.8
17 β-Estradiol		11	22	355
β-Estradiol 3-benzoate		18	30.2	1850
17 α-Ethinyl-estradiol		0	NA	NA
Estriol		18	7.56	232
Estrone		60	26.7	965
Norethindrone		5	21	1,360
Norgestrel		4	43.8	1,300
Progesterone		19	143	1,290
β-Sitosterol		73	24,400	1,640,000
β-Stigmastanol		83	3,440	1,330,000
Stigmasterol		76	11,000	806,000
Testosterone		17	30.8	2,040

NA = Not applicable, because the analyte was not reported in any sample



## BIJLAGE XIII

## PAK, OCP EN PCB CONCENTRATIES IN SLIB

PCB's, OCP's en PAH's	Primair communaal slib [1]	Communaal/ industrieel combinatieslib [2]	Communaal combinatieslib [3]
Eenheid:	[mg/kg DW]	[mg/kg DW]	[mg/kg DW]
PAK's	0.77-4.054		4.081
Ácenaftteen	0,021-0,282	-	0,4035
Acenaftyteen	0,004-0,024	-	0,0315
Anthraceen	0,009-0,065	-	0,203
Benzo(a)anthraceen	0,054-0,082	-	0,1705
Benzo(a)pyreen	0,078-0,150	-	0,0395
Benzo(b)fluorantheen	0,108-0,226	-	0,0465
Benzo(ghi)perylene	0,067-0,138	-	0
Benzo(k)fluorantheen	0,056-0,099	-	0,044
Chryseen	0,085-0,119	-	0,162
Dibenzo(ah)anthraceen	0,020-0,034	-	0
Fenantreen	0,115-1,48	-	1,7
Fluorantheen	0,014-0,057	-	0,5435
Fluoreen	0,019-0,633	-	0,584
Indeno(123-cd)pyreen	0,068-0,156	-	0
Naftaleen	0,038-0,478	-	0,153
Pyreen	0,014-0,031	-	0,649
OCP's	0.017-0.47	0.019-1.421	
Aldrin	0,005-0,006	-	-
Chlordane	-	-	-
DDE	0,036-0,062	0,011-0,730	-
DDD	0,015-0,035	0-0,0339	-
DDT	0,009-0,017	0-0,147	-
Dieldrin	0-0,11	-	-
-Endosulfan	0,001-0,023	-	-
Endrin	0	-	-
-HCH	-	0-0,042	-
-HCH	0	0-0,134	-
-HCH	0,005-0,034	0-0,007	-
-HCH	-	0-0,008	-
Heptachloro epoxide	0,097,2-0,17	-	-
Hexachlorobenzene	0-0,013	0,0075-0,319	-
PCB's	0.04-0.108		
PCB 28	0,004-0,009	-	-
PCB 52	0,004-0,012	-	-
PCB 101	0,007-0,020	-	-
PCB 118	0,006-0,016	-	-
PCB 138	0,006-0,018	-	-
PCB 153	0,009-0,023	-	-
PCB 180	0,004-0,011	-	-



**REFERENTIES**

- 1 Berset, J. D., & Holzer, R. (1999). Quantitative determination of polycyclic aromatic hydrocarbons, polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in sewage sludges using supercritical fluid extraction and mass spectrometric detection. *Journal of Chromatography A*, 852, 545-558. (Berset & Holzer, 1999)
- 2 Wang, Y., Zhang, Q., Lv, J., Li, A., Liu, H., Li, G., & Jiang, G., Polybrominated diphenyl ethers and organochlorine pesticides in sewage sludge of wastewater treatment plants in China, *Chemosphere*, Volume 68, Issue 9, August 2007, Pages 1683-1691(Wang et al., 2007)
- 3 Pérez, Z., Marinel, P., La Farré, Gracia, M. J., & Barceló, D. (2001). Occurrence of polycyclic aromatic hydrocarbons in sewage sludge and their contribution to its toxicity in the toxalert 100 bioassay. *Chemosphere*, 45(6-7), 705. (Pérez et al., 2001)

BIJLAGE XIV

# RAPPORTAGE MILLVISION VEZELANALYSES

## PROJECT GRONDSTOFFEN FABRIEK



100ADOMMEL050413.1  
204R-15052013SC



## Vezel analyses Project Grondstoffen fabriek

Alle rechten voorbehouden.  
Niets uit deze uitgave mag worden vermenigvuldigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze dan ook, zonder voorafgaande toestemming van Millvision.

Indien dit rapport in opdracht werd uitgebracht, wordt voor die rechten en verplichtingen van opdrachtgever en opdrachtnemer verwezen naar de algemene voorwaarden voor opdrachten aan Millvision, dan wel de betreffende ter zake tussen de partijen gesloten overeenkomst. Het ter inzage geven van het Millvision rapport aan direct belanghebbende is toegestaan.

© 2013 Millvision B.V.

Op opdrachten aan Millvision zijn van toepassing de Algemene Voorwaarden voor opdrachten aan Millvision zoals gedeponeerd bij de Kamer van Koophandel te Tilburg onder depotnummer 4059.

Auteur : Ing. S. van Calker (Millvision B.V.)

Gezien door : L.P.A.A. Joore, M.Sc. (Millvision B.V.)

Gericht aan : Dhr. T. Flaming (Waterschap De Dommel)

Datum : 15 mei 2013



Millvision is een onderzoeks- en adviesbureau gespecialiseerd in proces en product optimalisatie en innovatie in de marktsegmenten papier- & kartonindustrie en milieu & infrastructuur.



Telefoon: + 31 (0)162 519414  
 Fax: + 31 (0)162 519500  
 E-mail: welcome@millvision.eu

## Vezel analyses Project Grondstoffen fabriek

### Vezel classificatie en prestaties van primair en DAF slib in papier en karton applicaties.

#### Opzet van het onderzoek

1. Door het waterschap zijn 2 monsters á 20L aangeleverd op 6-5-2013. Monster 1 is primair slib uit een RWZI en monster 2 DAF slib uit een pilotopstelling.
2. M.b.v. de Clark classificatie methode (Tappi 233) wordt het aandeel vezels in het primaire en DAF slib geanalyseerd. Hierbij worden verschillende vezelfracties van elkaar gescheiden, verzameld, gedroogd en gewogen.
3. Gescheiden vezels uit de Clark Classifier worden in verschillende verhoudingen (25%, 50%, 75% en 100% als mogelijk) geblend met oud papierpulp. Van deze pulp worden handsheets gemaakt van  $\pm 100 \text{ gr/m}^2$ .
4. Handsheets met het juiste gramgewicht worden getest op treksterkte, rek, porositeit, berstdruk en dikte, waarna de resultaten worden geëvalueerd t.o.v. oud papier.

#### Resultaten

##### Clark classificatie

##### Fractie 0 (Mesh 100 – Deeltjes $< 0,149\text{mm}$ )

Deze fractie is kleiner dan de fijnste zeef in de classifier. Droge stof in deze suspensie bestaat voornamelijk uit fijn opgelost stof en micro vervuiling. Als deze stof in kartonpulp terecht komt kan dit de snelheid van de machine negatief beïnvloeden door slechte runability van de papiermachinep.

##### Fractie 1, 2 en 3 (Mesh 50, 30, 14 – Deeltjes $> 0,149\text{mm}$ en $< 1,4 \text{ mm}$ )

Van de vezels uit deze fracties worden de handsheets gevormd. Aan de percentages in Tabel 1 is te zien of de pulp veel lange vezels of juist korte vezels bevat. Dit kan de sterkte eigenschappen deels voorspellen. Lange vezels dragen bij aan een sterk product, maar zijn duur als grondstof. Kortvezel is goedkoper en heeft lagere sterkte eigenschappen.

##### Fractie 4 (Mesh 14 – Deeltjes $> 1,4\text{mm}$ )

Deze fractie bestaat voornamelijk uit vezelkluwen of onopgeloste etiketten. In beide gevallen (Primair en DAF slib) bestaat deze fractie niet uit vezels, maar plantmateriaal en witte korrels.

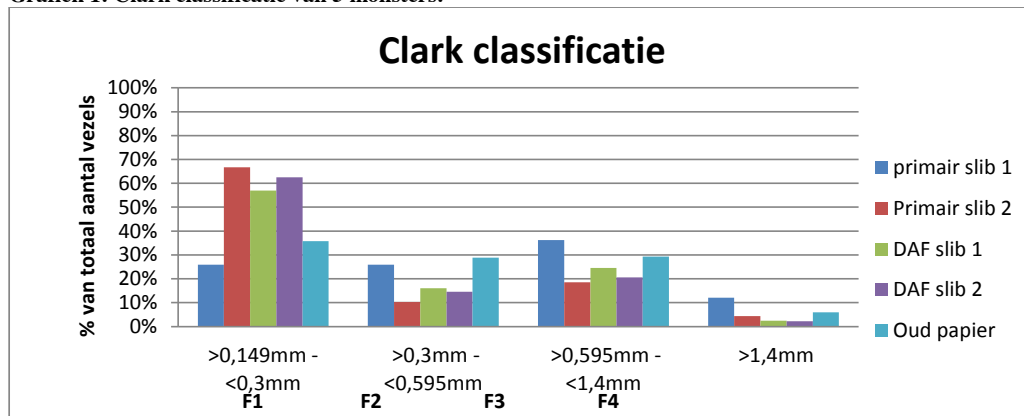


Telefoon: + 31 (0)162 519414  
 Fax: + 31 (0)162 519500  
 E-mail: welcome@millvision.eu

**Tabel 1: Resultaten Clark classificatie**

gr		F0 Stof		% meetbare vezels		F1 fijnste vezelfractie		F2		F3		F4 grote fractie	
		<0,149mm				>0,149/<0,3mm		>0,3/<0,595mm		>0,595/<1,4mm		>1,4mm	
Primair slib	1	5,00	4,42 88%	0,58 12%	0,15 26%	0,15 26%	0,21 36%	0,07 12%					
	2	12,15	8,75 72%	3,40 28%	2,27 67%	0,35 10%	0,63 19%	0,15 4%					
DAF pilot slib	1	5,00	3,00 60%	2,00 40%	1,14 57%	0,32 16%	0,49 25%	0,05 3%					
	2	5,00	2,33 47%	2,67 53%	1,67 63%	0,39 15%	0,55 21%	0,06 2%					
Oud papier		4,40	2,39 54%	2,01 46%	0,72 36%	0,58 29%	0,59 29%	0,12 6%					
totaal			% van DS	% van DS	% van vezels	% van vezels	% van vezels	% van vezels	% van vezels	% van vezels	% van vezels	% van vezels	% van vezels

**Grafiek 1: Clark classificatie van 5 monsters.**



**Trends:**

- Oud papierpulp bestaat voornamelijk uit 3 fracties (F1, 2 en 3) die even groot zijn.
- Primair slib 1 (F1) is lager dan 2, waarschijnlijk door de bezinking van vaste stof in de emmer.
- Primair slib 2 bestaat voornamelijk uit fijne vezels, bijna 70% F1.
- Overall bestaan slibvezels (primair en DAF) uit vezels van 0,149 tot 1,3mm.
- Tussen de classificatie van het primair en het DAF pilot slib zit geen significant verschil, anders dan dat F0. Uit deze fractie is op te maken dat het aandeel fijn stof lager is dan in het DAF slib.

**Conclusie classificatie**

In de oud papierpulp zijn meer vezels >0,3mm - <1,4mm (F1, 2, 3). Deze ontbreken of zijn niet aanwezig in de slibmonsters. Op dit moment zal de pulp waarschijnlijk minder sterkte geven dan oud papier. Als F1 geanalyseerd wordt en de kleinste vezels worden gescheiden/verwijderd zal de kwaliteit toenemen.

## Pulpblends

Na het classificeren van de vezels wordt een grotere batch vezels op de Clark gescheiden en daarna geblend volgens Tabel 2.

Tabel 2: Pulpblends

	Primair slib [ml]	DAF slib [ml]	Oud papier [ml]
con. [%]	0,78%	1,32%	1,10%
0%	0	0	300
25%	102	60	225
50%	205	121	150
75%	307	180	75
100%	410*	242	0

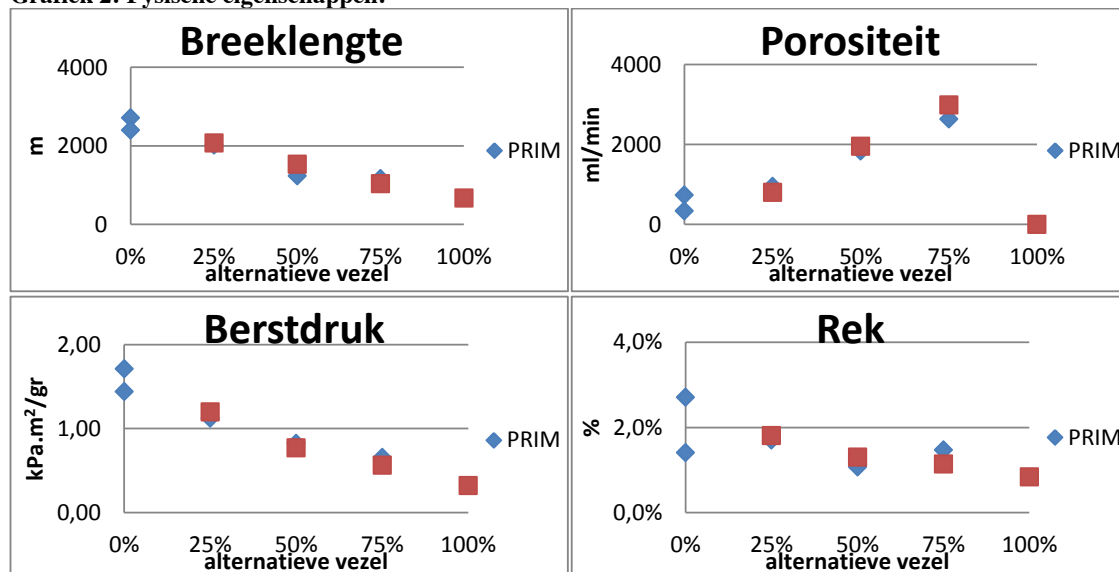
\* Sheets is niet los te koetsen, te weinig structuur.

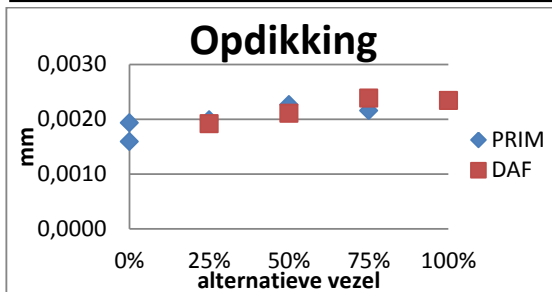
Met deze pulpblends zijn vervolgens 9 sheets m.b.v. een Rapid Köthen sheetsformer gemaakt. Na het drogen worden de sheets geconditioneerd bij 23°C en 25%RV. Tijdens het maken van de sheets wordt de ontwatering van de pulp gecontroleerd en vergeleken met die van oud papier. Deze is niet verslechterd door de toevoeging van de alternatieve vezels en de ontwateringstijd in de Rapid Köthen blijft <15sec.

## Fysische eigenschappen handsheets

In de onderstaande grafieken zijn de prestaties van de handsheets te zien en af te lezen.

Grafiek 2: Fysische eigenschappen.





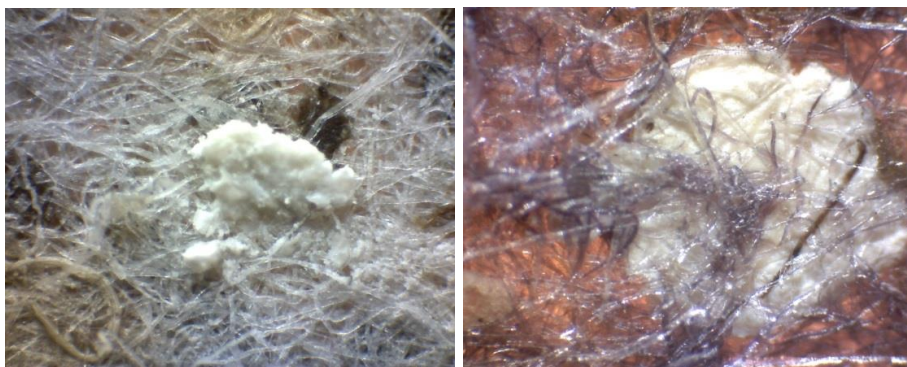
## Trends vezelprestaties:

- Breeklinge, berstdruk en rek nemen af, de vezels zijn korter, waardoor het recept van oudpapier verandert en daarmee ook de eigenschappen zoals voorspeld waren bij de Conclusie classificatie.
- Porositeit van de sheets neemt toe doordat de vezel opdikkend is. Deze opdikkendheid wordt veroorzaakt doordat: 1. de vezels opstapelen in de sheet en niet geordend in elkaar passen en 2. de vezels lichter van gewicht zijn, waardoor meer vezels nodig zijn voor het standaardgewicht (100gr/m<sup>2</sup>).



Figuur 1: Foto van de handsheets

In Figuur 1 is te zien dat het slib zwarte en witte stippen bevat, welke geen vezelvorm hebben. Deze witte substantie is m.b.v. microscopie verder onderzocht en hiervan zijn de volgende opnamen gemaakt.



Figuur 2: Witte puntjes in de sheets (vergroting 4) (rechts na vezelkleuring – Herzberg)



Telefoon: + 31 (0)162 519414  
 Fax: + 31 (0)162 519500  
 E-mail: welcome@millvision.eu

Een mogelijke verklaring voor deze kleverige verontreinigingen (gevonden in de literatuur) zijn struvietkristallen. Dit wordt gevormd in het slib van een RWZI wanneer de oplosbaarheid van struviet wordt overschreden.

Deze vorm van verontreiniging zorgt voor een onderbreking in de vezel mat, waardoor deze uiteindelijk sterkte eigenschappen verzwakken.

### **Conclusie vezelanalyse**

Tussen de DAF pilotvezels en de primaire slibvezels is geen significant verschil te zien in classificatie en vezelprestaties. Beide monsters bestaan voor het grootste deel uit vezels groter dan 0,149mm en kleiner dan 0,3mm.

Als deze vezels (>0,149mm en <1,4mm) worden gescheiden en ontdaan van de witte neerslag (mogelijk struviet), zou deze vezel prima met lage percentages (5-15%) toegepast kunnen worden in karton zonder veel kwaliteitsverlies. Mogelijk kan een additief ingezet worden om dit te compenseren (immers de ontwatering/link met runnability lijkt wel goed).

De Oud papierprijs (Bont papier) fluctueert tussen €125,- en €145,- per ton (ludro). De beschouwde vezels zouden dus een waarde hebben van €100,- per ton (ludro). De papier- en kartonindustrie zullen deze vezels, zoals eerder aangegeven, nog niet inzetten.

Aanbeveling: mogelijk kunnen deze vezels wel ingezet worden in de composiet sector waar de vezellengte in de orde van 0,2-0,5mm ligt en waar met het tarief gerekend wordt van ca. €300,- tot €350,- per ton.





## BIJLAGE XV

## LABORATORIUMANALYSES EIWITTEN

## KOCH EUROLAB

Waterschap De Dommel  
Postbus 10.001  
5280 DA BOXTEL

Uw monsteraanduiding		Labnummer	MONSTER DATUM
Primair Slib RWZI eindhoven 6-5-2013 12:00		05504	08-05-2013

Parameters	Resultaat in droog slib	Eenheid	Resultaat ongedroogd	Eenheid	
Drogestof	100		0,31	% van het slib	
Ruw Eiwit (Dumas, N x 6,25)	48,86	% van ds.	0,15	% van het slib	
Aminozuren					
E 699 Aminozuursamenstelling (excl. Tryptophan) .					
E 700 Alanine	3,07	% van ds.	0,009	% van het slib	
E 701 Arginine	1,84	% van ds.	0,006	% van het slib	
E 703 Asparaginezuur	4,29	% van ds.	0,013	% van het slib	
E 704 Cystine	0,48	% van ds.	0,001	% van het slib	
E 707 Glutaminezuur	4,40	% van ds.	0,014	% van het slib	
E 709 Glycine	2,47	% van ds.	0,008	% van het slib	
E 710 Histidine	0,69	% van ds.	0,002	% van het slib	
E 711 Isoleucine	1,87	% van ds.	0,006	% van het slib	
E 712 Leucine	2,97	% van ds.	0,009	% van het slib	
E 713 Lysine	2,17	% van ds.	0,007	% van het slib	
E 714 Methionine	0,69	% van ds.	0,002	% van het slib	
E 715 Phenyl-alanine	1,91	% van ds.	0,006	% van het slib	
E 716 Proline	1,54	% van ds.	0,005	% van het slib	
E 717 Serine	1,89	% van ds.	0,006	% van het slib	
E 718 Threonine	2,17	% van ds.	0,007	% van het slib	
E 719 Tryptophan	0,69	% van ds.	0,002	% van het slib	
E 720 Tyrosine	1,36	% van ds.	0,004	% van het slib	
E 721 Valine	2,60	% van ds.	0,008	% van het slib	

## Toelichting:

De monsters zijn eerst op max 70oC ingedampt om een voor aminozuren analyseerbare massa te krijgen. Van beide monsters is de hoeveelheid ruw eiwit (in de droge stof) als zeer hoog te kenmerken. Achteraf bezien had ook het ammoniumgehalte moeten worden bepaald (in het ingedampte monster) om dit te corrigeren. Hoewel een deel van het ammonium bij uitdampen is ontweken, blijft dit toch een lacune. De eiwitbenadering via de optelling van alle bepaalde aminozuren is dan ook een beter houvast. Methode voor aminozuren bepaling: na monstervoorbewerking wordt een ontsluiting missels hydrolyse toegepast, waarna met HPLC de aminozuren worden bepaald.

Rapportnummer: 130505504

1-Jul-2013

Layoutnr.: 15 sep 2011 RAP.XLT

**RAPPORT: 130505504**

Waterschap De Dommel  
 Postbus 10.001  
 5280 DA BOXTEL

<b>Uw monsteraanduiding</b>	<b>Labnummer</b>	<b>MONSTER</b>
Flotatie slib Pilotinstallatie D.A.F. 6-5-2013 12:00	05505	<b>DATUM</b> 08-05-2013

Parameters	Resultaat droog slib	Eenheid	Resultaat ongedroogd	Eenheid
Drogestof	100		3,04	% van het slib
Ruw Eiwit (Dumas, N x 6,25)	55,16	% van ds	1,679	% van het slib
Aminozuren				
E 699 Aminozuursamenstelling (excl. Tryptophan) .				
E 700 Alanine	2,28	% van ds	0,069	% van het slib
E 701 Arginine	1,33	% van ds	0,041	% van het slib
E 703 Asparaginezuur	3,23	% van ds	0,098	% van het slib
E 704 Cystine	0,44	% van ds	0,014	% van het slib
E 707 Glutaminezuur	3,80	% van ds	0,116	% van het slib
E 709 Glycine	1,84	% van ds	0,056	% van het slib
E 710 Histidine	0,51	% van ds	0,015	% van het slib
E 711 Isoleucine	1,59	% van ds	0,048	% van het slib
E 712 Leucine	2,35	% van ds	0,071	% van het slib
E 713 Lysine	1,65	% van ds	0,050	% van het slib
E 714 Methionine	0,76	% van ds	0,023	% van het slib
E 715 Phenyl-alanine	1,33	% van ds	0,041	% van het slib
E 716 Proline	1,33	% van ds	0,041	% van het slib
E 717 Serine	1,46	% van ds	0,044	% van het slib
E 718 Threonine	1,52	% van ds	0,046	% van het slib
E 719 Tryptophan	0,51	% van ds	0,015	% van het slib
E 720 Tyrosine	1,14	% van ds	0,035	% van het slib
E 721 Valine	2,03	% van ds	0,062	% van het slib

**Rapportnummer: 130505504**

1-Jul-2013

Layoutnr.: 15 sep 2011 RAP.XLT