

# VETZUUR- PRODUCTIE OP RWZI'S



RAPPORT

2023  
34

VETZUURPRODUCTIE OP RWZI'S

RAPPORT

2023

34

ISBN 978.94.6479.034.4



[stowa@stowa.nl](mailto:stowa@stowa.nl) [www.stowa.nl](http://www.stowa.nl)

TEL 033 460 32 00

Stationsplein 89 3818 LE Amersfoort

POSTBUS 2180 3800 CD AMERSFOORT

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

AUTEURS Xian Riedijk (RHDHV)  
Jorien van Geest (RHDHV)  
Lenno van den Berg (RHDHV)  
Mathijs Oosterhuis (RHDHV)

## BEGELEIDINGSCOMMISSIE

Coert Petri, Waterschap Vallei en Veluwe  
Robert Kras, Waterschap Aa en Maas  
Saskia Hanneman, Waterschapsbedrijf Limburg  
Meinard Eekhof, Waterschap Vechtstromen  
Merle de Kreuk, Technische Universiteit Delft  
Martijn Bovee/Jouke Boorsma, Aquaminerals  
Alexander Hendriks, Waterschap Rijn en IJssel  
Cora Uijterlinde, STOWA

VORMGEVING Buro Vormvast  
STOWA STOWA 2023-34  
ISBN 978.94.6479.034.4

Copyright Teksten en figuren uit dit rapport mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.  
Disclaimer Deze uitgave is met de grootst mogelijke zorg samengesteld. Niettemin aanvaarden de auteurs en de uitgever geen enkele aansprakelijkheid voor mogelijke onjuistheden of eventuele gevolgen door toepassing van de inhoud van dit rapport.

# TEN GELEIDE

## **DUURZAME OPTIMALISATIE VAN NUTRIËNTENVERWIJDERING OP RWZI'S DOOR VERZURING VAN ZEEFGOED OF PRIMAIR SLIB**

Door primair slib of zeefgoed gedeeltelijk om te zetten in vluchtige vetzuren en deze te benutten voor optimale biologische stikstof- en fosfaatverwijdering kan op een duurzame manier met een lage CO<sub>2</sub>-emissie en tegen beperkte investeringen de effluentkwaliteit worden verbeterd.

Waterschappen staan anno 2023 voor de opgave om de waterkwaliteit te verbeteren. Hoewel rwzi's in 2021 al meer dan 85% stikstof en 87% fosfaat verwijderden, is een extra inspanning nodig om te voldoen aan de Europese Kaderrichtlijn Waterdoelstellingen in 2027 en nieuwe Europese richtlijnen.

Door verzuring van primair slib of zeefgoed en de geproduceerde vluchtige vetzuren te benutten voor biologische stikstof- en fosfaatverwijdering kan op een duurzame manier met een lage CO<sub>2</sub>-emissie en tegen beperkte investeringen de effluentkwaliteit worden verbeterd. Op deze manier kan de investering in nageschakelde technieken voor effluentbehandeling worden beperkt en kan ook het gebruik van chemicaliën zoals metaalzouten en koolstofbron worden verminderd. Waterschappen werken op deze manier aan de waterkwaliteit en hebben tegelijk oog voor duurzaamheidsaspecten.

In dit project is vetzuurproductie uit zeefgoed en primair slib onderzocht op lab- en pilotschaal en is het effect van de extra vetzuren op de effluentkwaliteit doorgerekend. Ook is de benutting van de vetzuren voor de productie van bioplastics beschouwd.

Joost Buntsma  
Directeur STOWA



# SAMENVATTING

De waterschappen staan anno 2023 voor een aantal belangrijke opgaven. EU-wetgeving (Kaderrichtlijn Water en op langere termijn de Europese richtlijn stedelijk afvalwater) vereist dat op rioolwaterzuiveringsinstallaties (rwzi's) vanaf 2027 en 2035 meer stikstof en fosfaat uit het afvalwater verwijderd wordt. Daarnaast is in verschillende klimaatakkoorden afgesproken om de CO<sub>2</sub>-footprint van rwzi's aanzienlijk te reduceren. Hierdoor is er behoefte aan technologieën om vergaand stikstof en fosfaat te verwijderen met een zo laag mogelijke CO<sub>2</sub>-footprint. Daarnaast hebben veel waterschappen als doelstelling om grondstoffen terug te winnen uit afvalwater en het hulpstoffenverbruik op rwzi's zoveel mogelijk te beperken.

In dit project is het produceren van vluchtige vetzuren (VFA's) uit de reststromen zeefgoed en primair slib getest op pilotschaal. Deze vetzuren kunnen ingezet worden om nutriëntenverwijdering te verbeteren op de rwzi zelf, door het bio-P- of het denitrificatieproces te verbeteren. Op deze manier kunnen waterschappen door middel van hergebruik van eigen grondstoffen (in plaats van ingekochte chemicaliën), op een zo duurzaam mogelijke manier een bijdrage leveren aan het voldoen aan de nieuwe richtlijnen voor nutriëntenverwijdering. Als alternatief kunnen deze vetzuren gebruikt worden als bron voor productie van bioplastisch (PHA).

## VETZUURPRODUCTIE UIT ZEEFGOED EN PRIMAIR SLIB

De vetzuurpilot heeft een jaar gedraaid op twee rwzi's: op rwzi Aarle-Rixtel (Waterschap Aa en Maas) met als grondstof influent zeefgoed en op rwzi Ommen (Waterschap Vechtstromen) met als grondstoffen zeefgoed uit actief slib en primair slib. Het doel van de pilot was om het procesontwerp te testen en procesinstellingen voor vetzuurproductie te optimaliseren. De belangrijkste conclusies van de pilotproef:

- Door middel van verwarming van de reactor tot 30 °C en handhaven van de pH op pH 5,5, kan ongeveer 20% van de organische stof uit primair slib en influent zeefgoed omgezet worden in vluchtige vetzuren. Van zeefgoed uit actief slib is dit 14%.
- Bij bovenstaande procescondities wordt ongeveer 10% van de organische stof omgezet in methaan. Dit biogas wordt afgevangen en kan toegevoegd worden aan de bestaande biogasbehandeling als er een slibgistingstank aanwezig is op de rwzi. Een andere optie is om het gevormde biogas te gebruiken voor verwarmen van de VFA-reactor.
- Als het proces niet wordt verwarmd en de pH niet wordt gecorrigeerd met behulp van een base dan stabiliseert de pH op circa pH 5. Er vindt dan nauwelijks methaanvorming plaats en de omzetting van organische stof in VFA's komt dan uit op 10-15%.

## VERWERKING RESTMATERIAAL NA VERZURING

Met het restzeefgoed dat overblijft na verzuring zijn anaerobe en aerobe batch afbreekbaarheidstesten uitgevoerd. De afbreekbaarheidstesten laten een toename van circa 8% (absoluut) zien van zowel de aerobe als anaerobe afbreekbaarheid van het restzeefgoed. Verzuren van zeefgoed zal dus een verlaging van de slibproductie tot gevolg hebben door een verhoogde afbreekbaarheid van het verzuurde zeefgoed. Het restzeefgoed kan aan een bestaande slibvergister toegevoegd worden. NB: De afbreekbaarheidstesten zijn niet gedaan met rest primair slib dat overblijft na primair slib verzuring maar, gezien de overeenkomsten tussen primair slib en influentzeefgoed, is de verwachting dat het rest primair slib ook nog goed te vergisten is.

De totale methaanproductie op de rwzi zal 7-13% lager uitkomen als het vetzuurproces wordt gecombineerd met vergisting in vergelijking met alleen vergisting, doordat een deel van de organische stof wordt omgezet in vetzuren en wordt benut voor de biologische P- of N-verwijdering in plaats van methaanproductie. In de duurzaamheidsberekeningen is dit effect meegenomen.

### **EFFECT DOSERING VETZUREN OP NUTRIËNTENVERWIJDERING**

Het effect van VFA-dosering op de stikstof- en fosfaatverwijdering is gemodelleerd met dynamische actief slibmodellen (ASM2d) en het statische HSA/Scheer model, omdat de schaal van de pilot in dit project te klein was om dit te testen op de zuivering. Uit de modellering blijkt dat wanneer 50% van het primaire slib op een zuivering wordt verzuurd, er circa 20 mg CZV/l influent aan vetzuren wordt geproduceerd. Hiermee kunnen de biologische fosfaatverwijdering en de denitrificatie worden verbeterd.

Het effect van dosering van vetzuren op het fosfaatgehalte in het effluent verschilt per locatie omdat biologische fosfaatverwijdering van verschillende factoren afhankelijk is, zoals slibleeftijd, slibontwatering, anaerobe contacttijd, etc. Een daling van het P-tot gehalte van 0,3-0,7 mg/l P-tot lijkt in principe mogelijk met behulp van dosering van vetzuren uit primair slib.

Voor stikstofverwijdering geldt dat extra vetzuren het proces kunnen verbeteren op rwzi's waar de BZV/N-verhouding in het influent beperkend is ( $< 3$ ). Dit speelt vooral op rwzi's waar veel slib wordt vergist of ontwaterd. Door 100% van het primair slib te verzuren en de vetzuren te doseren aan de denitrificatiezone stijgt het BZV-gehalte met circa 40 mg/l en zal het N-tot gehalte in het effluent circa 5 mg/l zakken. De absolute daling in N-tot gehalte hangt af van specifieke factoren zoals de recirculatiefactor en de slibbelasting en verschilt dus per rwzi. In het algemeen geldt dat met een VFA-reactor dezelfde verbetering qua N-tot verwijdering bereikt kan worden als met een Anammoxreactor die het rejectiewater behandelt.

NB: De hoeveelheid primair slib die verzuurd moet worden is afhankelijk van de opgave voor P- of N-verwijdering per rwzi. Bovenstaande voorbeelden van 50% primair slib verzuren of 100% primair slib verzuren zijn dus indicatief.

### **KOSTPRIJS VFA-PRODUCTIE**

De kosten van een VFA-reactor zijn berekend voor een 'standaard' rwzi van 100.000 ie. Afhankelijk van de hoeveelheid primair slib die wordt behandeld (50% of 100%), kost een warme VFA-reactor met natronloogdosering 1,5 – 2,4 M euro (+/- 30%). De productiekosten van VFA uit primair slib liggen bij een schaal van 100.000 ie ongeveer op hetzelfde niveau als de inkoopprijs van azijnzuur; 1,57 euro/kg (prijspijl 2023) maar dalen bij een schaal van 1 miljoen ie<sub>150</sub> naar 1 euro/kg sCOD. Op kleinere rwzi's kunnen de investeringskosten in vetzuurtechnologie worden verlaagd door een eenvoudiger reactor ontwerp waarbij het slib niet verwarmd wordt en er geen base wordt gedoseerd. De omzetting van primair slib in vetzuren zal dan lager zijn (10-15 % i.p.v. 20%), maar bij voeding van voldoende primair slib hoeft dit geen probleem te zijn. Door de lagere omzetting is de kostprijs per kg sCOD gelijk of iets hoger (1,5 – 2 euro/kg sCOD). Per rwzi zal bekeken moeten worden hoeveel extra vetzuren nodig zijn en wat vervolgens de beste optie is: een koude reactor met een lager rendement of een warme reactor met een hoger rendement.

### **VERGELIJKING MET REFERENTIETECHNIKEN**

De kosten en duurzaamheid (CO<sub>2</sub>-emissie) van VFA-technologie zijn vergeleken met alternatieve technieken voor vergaande nutriëntenverwijdering. Voor fosfaatverwijdering is

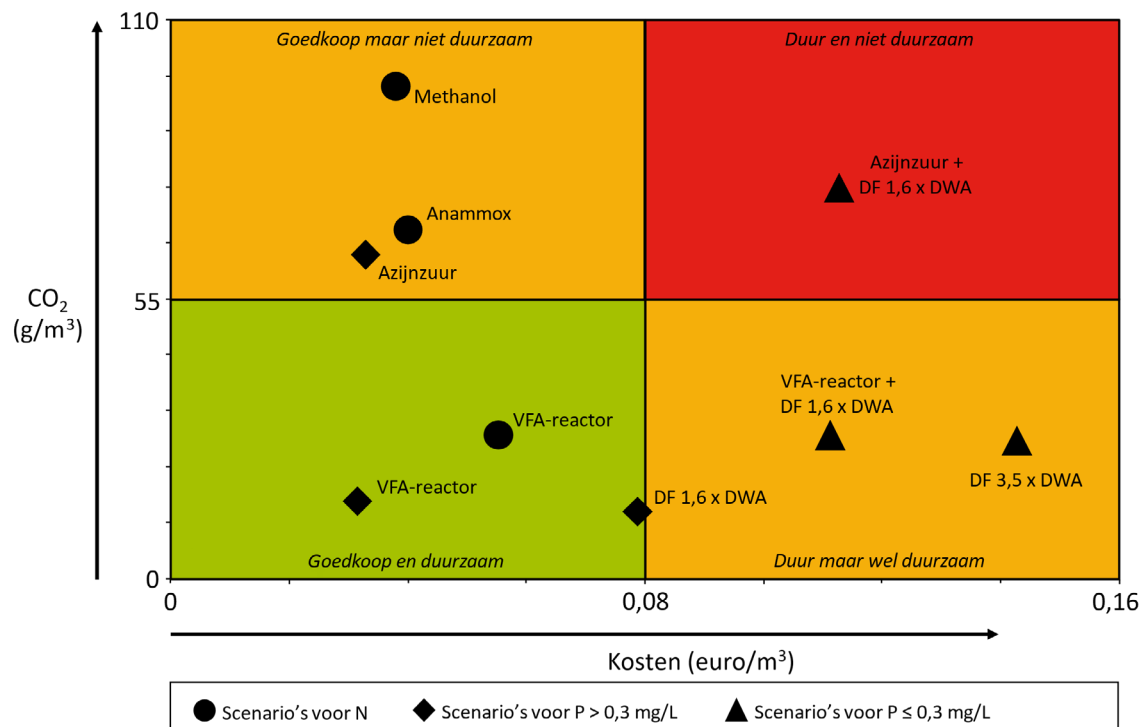
een vergelijking gemaakt met ijzerchloridedosering gecombineerd met nabehandeling met doekfiltratie voor twee fosfaatconcentraties in het effluent:

- P-tot > 0,3 mg/l: dit kan bereikt worden met een VFA-reactor of een nageschakeld doekfilter voor 1,6 x DWA.
- P-tot ≤ 0,3 mg/l: dit kan bereikt worden met een combinatie van een doekfilter (1,6 x DWA) en een VFA-reactor of met een groter doekfilter (3,5 x DWA)

Wanneer vetzuurtechnologie wordt gebruikt om het bio-P proces te verbeteren, hoeft een nageschakeld doekfilter dus maar 1,6 x DWA in plaats van 3,5 x DWA te behandelen. Dit resulteert in 30% lagere (TOTEX) kosten en een vergelijkbare CO<sub>2</sub>-emissie. In het scenario van fosfaatverwijdering onderscheidt de vetzuurtechnologie zich dus door lagere kosten.

Om stikstofverwijdering te verbeteren op een rwzi waar de BZV/N-verhouding limiterend is (bijvoorbeeld door een hoge stikstofvracht in het rejectiewater), is de VFA-technologie vergeleken met een Anammoxreactor op de rejectiewaterstroom en met C-bron dosering (methanol of Kwaliflex) voor extra denitrificatie. De kosten van een Anammoxreactor of methanoldosering komen ongeveer 25% lager uit dan VFA-productie uit primair slib. De CO<sub>2</sub>-emissie van vetzuurtechnologie is echter 3,5 maal lager dan in het scenario met methanoldosering en 2,5 maal lager dan in het scenario met Anammoxtechnologie. Kwaliflex is zowel duurzaam als goedkoop maar de beschikbaarheid van dit restproduct is beperkt. In het scenario van stikstofverwijdering onderscheidt de vetzuurtechnologie zich dus door een significant lagere CO<sub>2</sub>-emissie. Onderstaande figuur vat de belangrijkste resultaten van de duurzaamheids- en kostenvergelijking samen.

FIGUUR 1 VERGELIJKING VAN DE DUURZAAMHEID (G CO<sub>2</sub>/M<sup>3</sup> AFVALWATER) EN KOSTEN VAN EEN VFA-REACTOR EN REFERENTIETECHNIIEKEN VOOR N- EN P-VERWIJDERING



**TOEPASSING IN DE PRAKTIJK**

VFA-productie uit zeefgoed of primair slib kan in de praktijk worden toegepast voor verbetering van de effluentkwaliteit of voor de productie van bioplastics (PHA). Om na te gaan of VFA-productie kansrijk is voor verbetering van de effluentkwaliteit moet aan een aantal randvoorwaarden worden voldaan:

***Randvoorwaarden verbetering fosfaatverwijdering:***

- Aanwezigheid van een voorbezinktank of influentzeef op de rwzi zodat primair slib of zeefgoed beschikbaar is voor VFA-productie (als alternatief kan ook primair slib of zeefgoed van een andere rwzi gebruikt worden);
- De rwzi heeft een BioP-configuratie zodat sprake is van biologische P-verwijdering;
- De huidige concentratie fosfaat (P-tot) in het effluent is hoger dan 0,7 mg P/l;
- Het influent van de rwzi bevat relatief weinig BZV, de BZV/P-verhouding is kleiner dan 30.

***Randvoorwaarden verbetering stikstofverwijdering:***

- Aanwezigheid van een voorbezinktank of influentzeef op de rwzi zodat primair slib of zeefgoed beschikbaar is voor VFA-productie (als alternatief kan ook primair slib of zeefgoed van een andere rwzi gebruikt worden);
- Het influent van de rwzi bevat relatief weinig BZV, de BZV/N-verhouding is kleiner dan 3 en daarmee beperkend om stikstofeisen te halen.
- De belastinggraad van de rwzi is niet te hoog waardoor er ruimte is in het actief slibgedeelte voor extra slibgroei door de hogere BZV-belasting.

***Aandachtspunten ontwerp:***

Naast bovenstaande randvoorwaarden gelden de volgende aandachtspunten bij het ontwerp van een VFA-reactor:

- Verwarming en pH-controle: door het slib te verwarmen en de pH te controleren wordt een hogere VFA-productie bereikt maar zal ook methaan worden gevormd. Integratie met de biogaslijn van een slibgisting is belangrijk zodat geen ongecontroleerde methaan emissie naar de atmosfeer plaatsvindt. Er is een gasdichte reactor nodig en er moet rekening gehouden worden met ATEX-richtlijnen.
- Koude VFA-reactor: op (kleine) rwzi's waar geen slibgisting aanwezig is, lijkt een koude VFA-reactor zonder pH-controle en met een langere verblijftijd de beste oplossing. Door de pH niet te verhogen wordt nauwelijks CH<sub>4</sub> gevormd en is geen integratie met een biogaslijn nodig.
- Labproeven hebben aangetoond dat de gevormde vetzuren in de pilot met behulp van een zeeftrammel (0,5 mm) kunnen worden afgescheiden met een rendement op zwevende stof van circa 50%, zonder polymeerdosering. Polymeerdosering zal zorgen voor een hoger rendement.
- Rest zeefgoed of rest primair slib dat overblijft na VFA-productie kan nog goed worden vergist.

***Benutting van VFA voor de productie van bioplastics:***

De geproduceerde vetzuren kunnen ook worden ingezet voor de productie van bioplastics. Hierbij zijn de volgende punten van belang:

- Transport van geproduceerde vetzuren naar een PHA-productie locatie is al snel te duur doordat de vetzuren in relatief lage concentraties worden geproduceerd (circa 10 g CZV/l). Ook is onzeker hoe snel de oplossing degradeert. VFA-productie kan dus het best op dezelfde locatie plaatsvinden als de PHA-productie.

- Voor PHA-productie moet de VFA-stroom bij voorkeur een zo hoog mogelijke verhouding VFA/N en VFA/P hebben. Bij de verzuring van primair slib kon nog niet aan de criteria voor de samenstelling van het vetzuurmengsel worden voldaan. Bij de verzuring van zeefgoed is dat wel het geval.
- Voor PHA-productie moet het zwevende stofgehalte in het VFA-mengsel voldoende laag zijn ( $TSS/VFA < 0,15$ ). Dit vereist een scheidingsstap met PE-dosering.
- Zeefgoed heeft in vergelijking met primair slib als voordeel dat het eenvoudig geperst kan worden tot 30% DS en daardoor tegen relatief lage kosten te transporteren is. Primair slib kan ingedikt worden tot max 7-8% DS.

## VERVOLG

Op circa 80 rwzi's in Nederland is een voorbezinktank aanwezig en wordt dus primair slib geproduceerd. Op deze rwzi's kan relatief eenvoudig en binnen afzienbare tijd gestart worden met de verzuring van het primaire slib om een slag te slaan in het behalen van strengere eisen voor nutriëntenverwijdering, op een duurzame wijze en tegen nagenoeg gelijke of lagere kosten ten opzichte van referentietechnieken.

NB: deze 80 rwzi's behandelen samen ongeveer 14 miljoen V.E.'s wat ruim 50% van het afvalwater in Nederland is.

Demonstratie van de technologie voor vetzuurproductie uit primair slib en monitoring van het effect van dosering van vetzuren op de effluentkwaliteit zal helpen om dit concept nog beter op waarde te kunnen schatten. Op het moment van schrijven wordt er met verschillende waterschappen gesproken over een demonstratieproject.

Het aantal rwzi's in Nederland waar een influentzeef staat is in 2023 nog beperkt tot ongeveer vijf. Plaatsen van een influentzeef heeft meerwaarde als hiermee voorkomen kan worden dat de actief slib- en nabezinktanks uitgebreid moeten worden vanwege overbelasting, of om biologisch volume te beperken in nieuwbouwsituaties. Bij plaatsing van een influentzeef is het aan te bevelen om ook VFA-productie uit het zeefgoed serieus te verkennen.

Vooraf op grote rwzi's die vanaf 2035 waarschijnlijk een aangescherpte stikstofnorm van 6 mg/l N-tot en een aangescherpte fosfaatnorm van 0,5 mg/l P-tot krijgen, kunnen extra VFA's helpen om aan de effluentnormen te voldoen.

# BEGRIPPENLIJST

Acetogenese	De biologische omzetting van vluchtige vetzuren in azijnzuur en waterstof
Acidogenese	De biologische omzetting van kleine moleculen in vluchtige vetzuren
ASM2D	Actief slib model 2 D
BMP	Bio methaan potentiaal
BZV	Biologisch zuurstofverbruik
C-bron	Koolstofbron voor denitrificatie
CZV	Chemisch zuurstofverbruik
Fermentor	Fermentatie reactor
GC	Gas chromatograaf
ODS	Organische droge stof
PAO	Fosfaat accumulerende organismen
PE	Polyelektroliet
P-release	Afgifte van fosfaat door PAOs
sCOD	Opgelost CZV
SGT	Slibgistingstank
TOTEX	Total Expenditure (CAPEX + OPEX)
VBT	Voorbezinktank
Verzuringgraad	Het deel van het opgelost CZV dat bestaat uit vluchtige vetzuren
VFA	Vluchtige vetzuren
WKK	Warmte Kracht Koppeling

# DE STOWA IN HET KORT

STOWA is het kenniscentrum van de regionale waterbeheerders (veelal de waterschappen) in Nederland. STOWA ontwikkelt, vergaart, verspreidt en implementeert toegepaste kennis die de waterbeheerders nodig hebben om de opgaven waar zij in hun werk voor staan, goed uit te voeren. Deze kennis kan liggen op toegepast technisch, natuurwetenschappelijk, bestuurlijk-juridisch of sociaalwetenschappelijk gebied.

STOWA werkt in hoge mate vraaggestuurd. We inventariseren nauwgezet welke kennisvragen waterschappen hebben en zetten die vragen uit bij de juiste kennisleveranciers. Het initiatief daarvoor ligt veelal bij de kennisvragende waterbeheerders, maar soms ook bij kennisinstellingen en het bedrijfsleven. Dit tweerichtingsverkeer stimuleert vernieuwing en innovatie.

Vraaggestuurd werken betekent ook dat we zelf voortdurend op zoek zijn naar de 'kennisvragen van morgen' – de vragen die we graag op de agenda zetten nog voordat iemand ze gesteld heeft – om optimaal voorbereid te zijn op de toekomst.

STOWA ontzorgt de waterbeheerders. Wij nemen de aanbesteding en begeleiding van de gezamenlijke kennisprojecten op ons. Wij zorgen ervoor dat waterbeheerders verbonden blijven met deze projecten en er ook 'eigenaar' van zijn. Dit om te waarborgen dat de juiste kennisvragen worden beantwoord. De projecten worden begeleid door commissies waar regionale waterbeheerders zelf deel van uitmaken. De grote onderzoekslijnen worden per werkveld uitgezet en verantwoord door speciale programmacommissies. Ook hierin hebben de regionale waterbeheerders zitting.

STOWA verbindt niet alleen kennisvragers en kennisleveranciers, maar ook de regionale waterbeheerders onderling. Door de samenwerking van de waterbeheerders binnen STOWA zijn zij samen verantwoordelijk voor de programmering, zetten zij gezamenlijk de koers uit, worden meerdere waterschappen bij één en het zelfde onderzoek betrokken en komen de resultaten sneller ten goede aan alle waterschappen.

De grondbeginselen van STOWA zijn verwoord in onze missie:

*Het samen met regionale waterbeheerders definiëren van hun kennisbehoeften op het gebied van het waterbeheer en het voor én met deze beheerders (laten) ontwikkelen, bijeenbrengen, beschikbaar maken, delen, verankeren en implementeren van de benodigde kennis.*

# VETZUURPRODUCTIE OP RWZI'S

## INHOUD

	TEN GELEIDE	
	SAMENVATTING	
	BEGRIPPENLIJST	
	DE STOWA IN HET KORT	
<b>1</b>	<b>INLEIDING</b>	<b>1</b>
	1.1 Aanleiding	1
	1.2 Doelstelling	3
	1.3 Onderzoeksvragen	3
	1.4 Leeswijzer	4
<b>2</b>	<b>THEORETISCH KADER</b>	<b>5</b>
	2.1 Anaerobe afbraak van organische moleculen	5
	2.2 Zeefgoed versus primair slib	6
	2.3 Invloed van procescondities op VFA-productie	7
	2.4 Effect van vetzuren op nutriëntenverwijdering	8
<b>3</b>	<b>ONDERZOEKSOPZET</b>	<b>11</b>
	3.1 Literatuuronderzoek	11
	3.2 Pilotonderzoek	11
	3.2.1 Beschrijving pilot installatie	12
	3.2.2 De locaties	13
	3.2.3 Testperioden en procescondities	15
	3.2.4 Monsternamen	16
	3.2.5 Analyses	16
	3.3 Aanvullend labonderzoek	17
	3.3.1 Effect van pH, temperatuur en zeefgoedconcentratie op vetzuurproductie	17
	3.3.2 Aerobe en anaerobe afbraaktesten zeefgoed, restzeefgoed en filtraat	18
	3.3.3 Denitrificatie en P-release testen	18
	3.3.4 Kalkdosering	19
	3.3.5 Scheiding vetzuren en restzeefgoed, rest primair slib	19
	3.4 Modellerings effect vetzuren op N- en P-verwijdering	20



<b>4</b>	<b>RESULTATEN PILOT- EN AANVULLEND LABONDERZOEK</b>	<b>22</b>
<b>4.1</b>	<b>Pilotonderzoek</b>	<b>22</b>
4.1.1	Testperiode 1: Influentzeefgoed	22
4.1.2	Testperiode 2: Zeefgoed uit actief slib	25
4.1.3	Testperiode 3: Primair slib	27
<b>4.2</b>	<b>Aanvullend labonderzoek</b>	<b>30</b>
4.2.1	Effect van pH, temperatuur en zeefgoedconcentratie op vetzuurproductie	30
4.2.2	Aerobe en anaerobe afbraaktesten zeefgoed, restzeefgoed en filtraat	32
4.2.3	Denitrificatie en P-release testen	33
4.2.4	Kalkdosering voor pH correctie	34
4.2.5	Scheiding vetzuren en rest zeefgoed/-slib	37
<b>4.4</b>	<b>Vergelijking resultaten pilot- en labonderzoek</b>	<b>39</b>
<b>4.5</b>	<b>Dynamische modellering effect vetzuren op N- en P-verwijdering</b>	<b>40</b>
<b>5</b>	<b>TOEPASSING IN DE PRAKTIJK</b>	<b>41</b>
<b>5.1</b>	<b>Ontwerp</b>	<b>41</b>
<b>5.2</b>	<b>Bedrijfsvoering</b>	<b>42</b>
5.2.1	Koude VFA-reactor zonder pH controle	42
5.2.2	Warme VFA-reactor	43
<b>5.3</b>	<b>Kosten vetzuurproductie uit primair slib</b>	<b>45</b>
<b>5.4</b>	<b>Vetzuurproductie voor optimalisatie N-verwijdering</b>	<b>47</b>
5.4.1	Procesomschrijving	47
5.4.2	Vergelijking andere technieken	48
5.4.3	Case study Ede	51
<b>5.5</b>	<b>Vetzuurproductie voor optimalisatie P-verwijdering</b>	<b>54</b>
5.5.1	Procesomschrijving	55
5.5.2	Vergelijking met andere technieken	56
5.5.3	Case study Oldenzaal	59
<b>5.6</b>	<b>Vetzuurproductie voor bioplastics</b>	<b>62</b>
<b>5.7</b>	<b>Discussie</b>	<b>64</b>
<b>6</b>	<b>CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN</b>	<b>71</b>
BIJLAGE A1	LITERATUURREFERENTIES	73
BIJLAGE A2	OVERZICHT PROCESPARAMETERS VFA-PRODUCTIE	75
BIJLAGE A3	UITGANGSPUNTEN BUSINESS CASE BEREKENINGEN	77
BIJLAGE A4	GEVOELIGHEIDSANALYSE VAN DE YIELD	79
BIJLAGE A5	UITGEBREIDE TABEL INSTELLINGEN PERIODE 1	81
BIJLAGE A6	UITGEBREIDE TABEL INSTELLINGEN PERIODE 2	82
BIJLAGE A7	UITGEBREIDE TABEL INSTELLINGEN PERIODE 3	83

# 1

## INLEIDING

In dit onderzoek is een technologie ontwikkeld en onderzocht om op een rioolwaterzuiveringsinstallatie (rwzi) vluchtige vetzuren te produceren. Deze vetzuren werden geproduceerd uit de reststromen:

- Zeefgoed uit influent;
- Zeefgoed uit actief slib;
- Primair slib.

De geproduceerde vetzuren kunnen toegevoegd worden aan het actief-slibstelsel om nutriëntenverwijdering te verbeteren en nutriëntenconcentraties in het effluent van de rwzi te verlagen. Hierdoor kan aan strengere toekomstige eisen worden voldaan. Daarnaast kunnen vetzuren mogelijk gebruikt worden voor andere doeleinden zoals het produceren van poly-hydroxy-alkanoaat (PHA), een bioplastic.

De beoogde voordelen van het toepassen van vetzuurproductie op rwzi's zijn als volgt:

- Gebruik van een eigen reststroom om een nuttige stof te produceren. Deze nuttige stof kan op de zuivering zelf worden toegepast als hulpstof. Dit is een goed voorbeeld van grondstofproductie en sluit aan bij de visie van waterschappen om grondstoffen te produceren uit afvalwater.
- Doordat de geproduceerde grondstof op dezelfde locatie kan worden ingezet voor verbetering van de effluentkwaliteit, geldt er geen complexe regelgeving (einde afvalstatus).
- Wanneer zeefgoed wordt verzuurd en op de eigen zuivering ingezet, zullen de kosten voor externe afvoer van het zeefgoed dalen.
- Er hoeven minder hulpstoffen ingekocht te worden, dit scheelt kosten, vermijdt transport en verlaagt de afhankelijkheid van externe factoren (zoals voorraad).
- Verder is beoogd dat investeringskosten en exploitatiekosten gelijk zijn of lager zijn dan van andere nageschakelde technieken voor nutriëntenverwijdering voor een vergelijkbare effluentkwaliteit van de rwzi. In dit project is nagegaan of dit daadwerkelijk zo is.
- De verwachte milieu-impact van het vetzuurproces is lager dan van andere (nageschakelde) technieken voor nutriëntenverwijdering. Ook deze verwachting is in dit project onderzocht.

### 1.1 AANLEIDING

Waterschappen staan anno 2023 voor een aantal belangrijke opgaven:

#### *Steeds strengere effluenteisen*

Voor 2027 moet de waterkwaliteit in veel waterlichamen verbeterd worden vanwege de doelen die zijn gesteld in de Europese kaderrichtlijn water (KRW). Naast verschillende watersysteemmaatregelen (denk onder andere aan vismigratie en natuurvriendelijke oevers) zal ook de emissie van rioolwaterzuiveringsinstallaties (rwzi's) naar het oppervlaktewater fors moeten worden teruggebracht. Het gaat dan om de nutriënten stikstof en fosfaat en organische microverontreinigingen. Rwnzi's die lozen op klein oppervlaktewater met een lage

verdunningsfactor krijgen waarschijnlijk een extra strenge KRW-effluenteis. Van lozing op klein oppervlaktewater is vooral sprake op de zandgronden in Zuid- en Oost-Nederland. Voor de iets langere termijn wordt een aanscherping van de lozingseisen voor nutriënten verwacht voor bijna alle rwzi's in het kader van de nieuwe Europese richtlijn stedelijk afvalwater. Rwzi's groter dan 10.000 inwonerequivalenten (ie<sub>150</sub>) moeten vanaf 2035 waarschijnlijk gaan voldoen aan een N-tot eis van 6 mg/l en een P-tot eis van 0,5 mg/l. De nieuwe richtlijn moet nog wel worden vastgesteld door de lidstaten. Het is duidelijk dat steeds strengere effluenteisen vragen om passende maatregelen om hieraan te kunnen voldoen.

#### *Noodzaak om broeikasgasemissies terug te dringen*

Naast de noodzaak om de effluentkwaliteit te verbeteren, geldt dat de klimaatimpact van rwzi's gereduceerd moet worden. In verschillende klimaatakkoorden is afgesproken om in 2030 de CO<sub>2</sub>-footprint van rwzi's met 49% te reduceren ten opzichte van 1990. Het gaat dan om de CO<sub>2</sub>-emissie die gekoppeld is aan het gebruik van fossiele brandstoffen (grijze stroom), maar ook de CO<sub>2</sub>-emissie die wordt veroorzaakt door het gebruik van chemicaliën. De strategie van de waterschappen om de CO<sub>2</sub>-footprint terug te brengen is tot nu toe vooral gericht geweest op inkoop van groene stroom en de productie van biogas en zonne-energie. Met deze maatregelen zijn al grote stappen gezet op weg naar een klimaatneutrale afvalwaterketen maar extra inspanningen zijn nog nodig om de waterketen 100% klimaatneutraal te maken.

#### *Relatie nutriëntenverwijdering en CO<sub>2</sub>-emissie rwzi's*

Energiefabrieken, waar veel slib wordt vergist, zijn in veel gevallen afhankelijk van een deelstroombehandeling om aan de effluenteisen voor stikstof te kunnen voldoen. Deze deelstroombehandeling is doorgaans gebaseerd op het Anammoxproces. Dit proces heeft als nadeel dat er een aanzienlijke lachgasemissie kan ontstaan, die de CO<sub>2</sub>-footprint van de rwzi nadelig beïnvloedt. Voor de vergaande verwijdering van nutriënten en/of microverontreinigingen met nageschakelde technieken neemt het chemicaliën- en het energieverbruik van de rwzi toe. Werken aan een betere effluentkwaliteit kan er dus toe leiden dat de CO<sub>2</sub>-footprint verslechtert. Het is dus van belang om steeds integraal te kijken en te zoeken naar de meest duurzame oplossing. Door hier inzicht in te krijgen kunnen waterschappen de verschillende mogelijke maatregelen beter tegen elkaar afwegen.

### **PRODUCTIE EN TOEPASSING VAN VLUCHTIGE VETZUREN OP DE RWZI OM NUTRIËNTENVERWIJDERING TE VERBETEREN**

De productie van vluchtige vetzuren uit primair slib of zeefgoed dat op rwzi's wordt geproduceerd is mogelijk een duurzamere manier om de nutriëntenverwijdering te verbeteren. Vetzuurproductie uit zeefgoed is eerder in STOWA-verband onderzocht (STOWA 2019-16). De conclusie uit dit onderzoek was dat mogelijk 40% van de organische stof in zeefgoed om te zetten is in vluchtige vetzuren en dat dosering van deze vetzuren aan de anaerobe of anoxische tank leidt tot lagere P en/of N gehalten in het effluent van rwzi's. Het onderzoek had echter een beperkte omvang (verkennend onderzoek) en was gebaseerd op labtesten en modellering. De kernvragen die na dit vooronderzoek bleven staan waren:

- Hoe veel vetzuren kunnen worden geproduceerd uit zeefgoed op pilotschaal?
- Is het benutten van de geproduceerde vetzuren voor verbeterde N&P-verwijdering duurzaam en economisch haalbaar in vergelijking met beschikbare technieken zoals Anammox voor stikstofverwijdering en nageschakelde filtratie met dosering van metaalzouten voor fosfaatverwijdering?

In dit meerjarige onderzoeksproject (2020-2023) is daarom dieper op bovenstaande vragen ingegaan. Een pilotonderzoek naar de productie van vetzuren uit twee typen zeefgoed is uitgevoerd op rwzi Aarle-Rixtel en rwzi Ommen. In de laatste maanden van het pilotonderzoek is de scope verbreed en is eveneens de vetzuurproductie uit primair slib getest. De reikwijdte van de vetzuurtechnologie kon hierdoor worden vergroot. Daarnaast is literatuur- en labonderzoek gedaan naar het effect van temperatuur, pH en DS-gehalte op de omzetting en reactiesnelheden. Het effect van de vetzuren op de biologische nutriëntenverwijdering is onderzocht met dynamische en statische modellen. De haalbaarheid is verder onderzocht aan de hand van casestudies. Tot slot is de potentie van vetzuurproductie uit zeefgoed en primair slib voor de productie van bioplastics beschouwd op basis van de behaalde onderzoeksresultaten. In het STOWA-project PHA2USE met waterschappen, HVC en Paques wordt de productie van PHA uit vetzuren gedemonstreerd en wordt verdere opschaling onderzocht. De kennis over vetzuurproductie uit zeefgoed en primair slib is interessant voor deze ontwikkeling.

### CONSORTIUM

Het consortium van deelnemende partijen aan het onderzoek bestond uit:

- Projectuitvoering: Royal HaskoningDHV en Technische Universiteit Delft,
- Begeleiding van het onderzoek: De waterschappen Vechtstromen, Aa en Maas, Vallei en Veluwe, Rijn en IJssel, Waterschapsbedrijf Limburg, Aquaminerals en STOWA.

Dit onderzoek is uitgevoerd met Topsector Energiesubsidie van het ministerie van Economische zaken en Klimaat.

## 1.2 DOELSTELLING

Het doel van dit project was: Een zo hoog mogelijke productie van vluchtige vetzuren uit zeefgoed en/of primair slib en benutting van deze vetzuren voor verbeterde biologische fosfaat- en stikstofverwijdering, of productie van bioplastics.

## 1.3 ONDERZOEKSVRAGEN

Van de doelstelling zijn de volgende onderzoeksvragen afgeleid:

### PROCESKENNIS EN -OPTIMALISATIE

- Welk deel van de organische stof wordt omgezet in vetzuren en welk deel in biogas?
- Welke vetzuren worden er gevormd en in welke mate?
- Wat is de samenstelling van het biogas dat wordt gevormd (% CH<sub>4</sub>, H<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>S)
- Hoe is de omzetting van vetzuren naar biogas te beperken?
- Hoe bepalen de procesomstandigheden de vetzuurproductie? En hoe is de productie te optimaliseren, afhankelijk van de volgende factoren:
  - Droge stofgehalte
  - Verbliftijd
  - Temperatuur
  - pH
- Is de vetzuursamenstelling te beïnvloeden, afhankelijk van de procesparameters?
- In hoeverre bepaalt nutriëntenlimitatie de maximale omzetting naar vetzuren?

**VERWERKING VAN DE GEPRODUCEERDE VETZUREN EN RESTSTROMEN**

- Wat is de optimale doseerstrategie om vetzuren aan een actief-slibstelsysteem toe te voegen voor optimalisatie van de biologische N- en P-verwijdering?
- Welke effluentconcentraties N en P zijn haalbaar in vergelijking met een referentiesituatie?
- Hoe kunnen de vetzuren afgescheiden worden van het rest zeefgoed/ rest primair slib dat niet is omgezet?
- Wat is de aerobe en anaerobe afbreekbaarheid van het restmateriaal in vergelijking met het uitgangsmateriaal?
- Hoe is de ontwaterbaarheid van het restmateriaal? Welk DS-gehalte is haalbaar met een pers?

**OVERIG**

- Is dosering van kalk een alternatief voor dosering van natronloog ten behoeve van de pH-regeling?

**1.4 LEESWIJZER**

In dit rapport zijn de resultaten beschreven van het uitgevoerde onderzoek en wordt ingegaan op de duurzaamheid en haalbaarheid van vetzuurproductie voor verbetering van de nutriëntenverwijdering. Het rapport is als volgt opgebouwd:

- In hoofdstuk 2 wordt het theoretisch kader toegelicht waarop de technologie is gebaseerd.
- In hoofdstuk 3 is de opzet van het onderzoek beschreven.
- Hoofdstuk 4 beschrijft de resultaten van het pilotonderzoek naar verzuring van zeefgoed uit influent, zeefgoed uit actief slib en primair slib.
- In hoofdstuk 5 wordt ingegaan op de toepassing in de praktijk aan de hand van het reactorontwerp en verschillende casestudies.
- Tot slot beschrijft hoofdstuk 6 de conclusies van het onderzoek en de aanbevelingen.

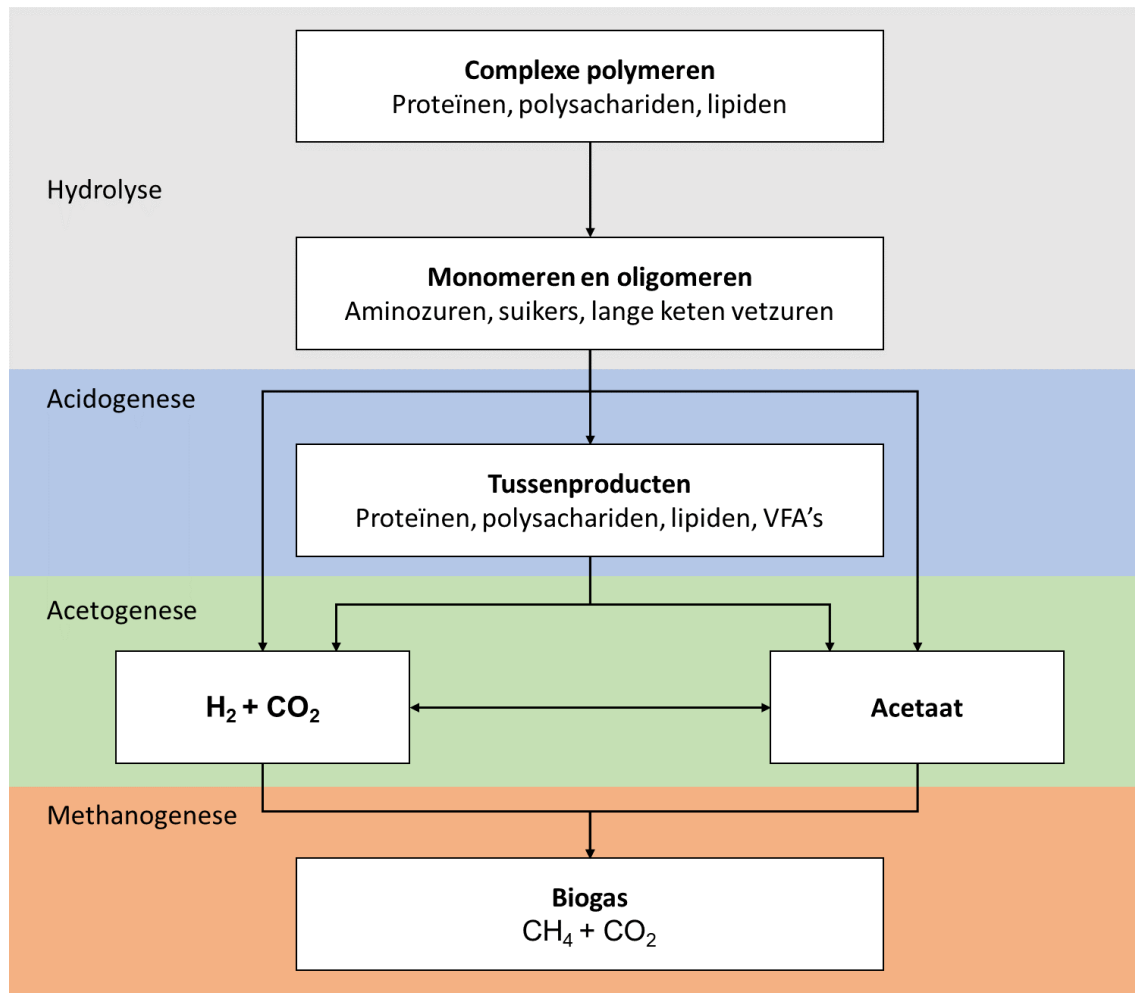
# 2

## THEORETISCH KADER

### 2.1 ANAEROBE AFBRAAK VAN ORGANISCHE MOLECULEN

Anaerobe afbraak, ook wel vergisting genoemd, van complexe organische moleculen verloopt via een aantal stappen: hydrolyse, acidogenese, acetogenese en methanogenese (Figuur 2). De eerste stap is hydrolyse; hierin worden complexe polymeren omgezet naar kleinere moleculen genaamd oligomeren en monomeren. De tweede stap is acidogenese waarin de kleinere moleculen worden omgezet in vluchtige vetzuren (of volatile fatty acids, VFA's) en alcoholen. Uit de VFA's worden vervolgens acetaat en waterstof gevormd. Deze fase wordt acetogenese genoemd. Acetaat en waterstof zijn de substraten voor methanogenese, het proces waarin methaan wordt geproduceerd (biogas).

FIGUUR 2 SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN DE ANAEROBE AFBRAAK VAN ORGANISCHE MOLECULEN



VFA's zijn een tussenproduct in de vergisting van organisch materiaal. Zowel in zeefgoed als in primair slib bevinden zich organische moleculen die omgezet kunnen worden naar vetzuren. De eigenschappen van zeefgoed en primair slib worden in de volgende paragraaf toegelicht.

## 2.2 ZEEFGOED VERSUS PRIMAIR SLIB

Zeefgoed en primair slib worden beide afgescheiden uit ruw afvalwater om enerzijds de belasting van het actief-slibstelsysteem te verlagen en anderzijds energie terug te winnen door middel van slibvergisting (primair slib) of cellulose terugwinning mogelijk te maken (zeefgoed).

Het scheidingsprincipe waarmee zeefgoed en primair slib worden geproduceerd, is verschillend:

- Zeefgoed wordt geproduceerd door influent te scheiden op deeltjesgrootte met een (fijn)zeef. De fijnzeef heeft een poriegrootte van circa 350 µm, dus deeltjes groter dan 350 µm worden in principe afgevangen. Daarnaast geldt dat er sprake is van koekfiltratie op het doek van de zeef waardoor ook kleinere deeltjes deels worden afgevangen. De CZV-reductie door toepassing van een fijnzeef is ongeveer 20%.
- Primair slib wordt gevormd door onopgeloste bestanddelen in rioolwater in een voorbezinktank te laten bezinken. Bij een oppervlaktebelasting van circa 4 m/uur wordt ongeveer 40% CZV verwijderd. Een voorbezinktank heeft dus een twee keer zo groot rendement op CZV-basis als een fijnzeef.

Qua samenstelling geldt dat beide stromen een redelijk hoog organisch stofgehalte hebben (80-90% op basis van organische droge stof (ODS) en een vrij laag nutriënten-gehalte (2 - 4% N, 0,3 – 1% P). Doordat zeefgoed relatief veel cellulose bevat, is het beter te ontwateren dan primair slib. In Tabel 1 is de samenstelling van zeefgoed vergeleken met primair slib.

**TABEL 1 SAMENSTELLING ZEEFGOED (UIT INFLUENT) EN PRIMAIR SLIB VERGELEKEN (STOWA 2019-16)**

Parameter	Eenheid	Zeefgoed	Primair slib
Droge stof	%DS	25 – 40*	5-9
Organische droge stof	% van DS	90 – 92	60 – 80
CZV	g CZV/g ODS	1,4 – 1,8	1,6 – 1,8
Stikstof	g N-tot/kg DS	16	15 – 40
Fosfaat	g P-tot/kg DS	4 – 9	3 – 9
Cellulose	% van DS	47 – 65	17 – 27
Eiwitten	% van DS	10	20 – 30

\*Na ontwatering met een schroefpers

De anaerobe afbreekbaarheid van zeefgoed is vergelijkbaar met die van primair slib, circa 60% ODS-afbraak (Gashimi et al, 2016).

### ZEEFGOED UIT ACTIEF SLIB

Naast zeefgoed uit influent kan ook zeefgoed uit actief slib geproduceerd worden. Op rwzi Ommen is in 2016 een zeefbochtinstallatie geïnstalleerd waarmee het actief slib wordt gezeefd en ontdaan van vezels. Met deze techniek kan circa 10% van het slib als zeefgoed worden afgescheiden. De samenstelling van dit zeefgoed is vergelijkbaar met influent-zeefgoed, maar de hoeveelheid zeefgoed die op deze manier geproduceerd kan worden ligt ongeveer een factor drie lager ten opzichte van influent-zeefgoed. Zie verder STOWA rapport 2020-33.

### 2.3 INVLOED VAN PROCESCONDITIES OP VFA-PRODUCTIE

Vetzuurproductie (acidogenese) is niet los te zien van de hydrolyse van organische stof en de vorming van azijnzuur (acetogenese) en methaan (methanogenese). Al deze processen staan met elkaar in verbinding en beïnvloeden elkaar. Een te korte hydrolysetijd zal leiden tot minder opgelost organisch materiaal en dus minder VFA. Een te lange verblijftijd of te hoge temperatuur kan juist weer leiden tot ingroei van methaanvormende bacteriën die gevormd azijnzuur omzetten naar methaan. Hierdoor zal de VFA-concentratie dalen. In een literatuurscan zijn de procesomstandigheden voor maximale vetzuurproductie onderzocht. Tabel 2 geeft de belangrijkste effecten van verschillende procescondities op VFA-productie weer. Meer detail is te zien in de tabellen in Appendix A2.

**TABEL 2** OVERZICHT VAN PARAMETERS DIE EFFECT HEBBEN OP DE VFA-PRODUCTIE (FANG ET AL., 2020; LEE ET AL., 2014). ZIE MEER DETAIL EN REFERENTIES M.B.T. INVLOED VAN PH EN TEMPERAATUUR OP VFA-PRODUCTIE IN APPENDIX A2

Parameter	Effect op VFA-productie
pH	<ul style="list-style-type: none"> <li>Vetzuurproductie kan, afhankelijk van het substraat, plaatsvinden bij pH-waarden tussen 3 en 12;</li> <li>In meerdere testen waarin vetzuurproductie gemeten is bij een pH-range van laag (&lt; 3) tot hoog (12) zijn de resultaten het beste bij pH 11-12. Dit komt door goede hydrolyse van het substraat en remming van methanogenese. Bij batchtesten heeft een hoge pH aan het begin van de test een extra pH-bufferend effect wat leidt tot een hogere vetzuurproductie.</li> <li>Bij zure condities (&lt;pH 5-6) wordt de methanogenese eveneens geremd maar is ook sprake van een lagere hydrolysesnelheid.</li> <li>De samenstelling van het geproduceerde VFA-mengsel is pH afhankelijk. Bij lagere pH (pH 5) wordt naar verhouding meer propionzuur geproduceerd en minder azijnzuur dan bij een hogere pH (pH 6) bleek uit testen met zuiveringsslib. Echter, bij andere substraten wordt soms een tegenovergesteld effect gezien. Mogelijk speelt ook de microbiële populatie mee die sterk afhankelijk is van het type substraat en pH.</li> </ul>
Temperatuur	<ul style="list-style-type: none"> <li>Bij mesofiele procescondities (temperatuur 30-37 °C) is de VFA-productiesnelheid het meest optimaal. VFA-productie bij lagere temperaturen, tot 10 °C is aangetoond maar gaat veel langzamer. Thermofiele condities (55 °C) zijn ook mogelijk maar de VFA-productie wordt instabieler en gevoeliger voor temperatuurschommelingen.</li> <li>Doorgaans geldt dat een temperatuurverhoging van 10 °C leidt tot een twee keer hogere omzettingssnelheid (Bradjanovic et al., 1997).</li> </ul>
Verblijftijd*	<ul style="list-style-type: none"> <li>Sturen op een lage hydraulische verblijftijd (&lt; 8 d) is een beproefde strategie om methaanvorming te voorkomen of te minimaliseren en zo een hoge VFA-productie te bereiken. Dit komt door de relatief lage groeisnelheid van methanogenen.</li> <li>Wanneer het substraat bestaat uit vaste delen (zoals zeefgoed en primair slib), dan is hydrolyse zeer waarschijnlijk de snelheidslimiterende stap in het proces van vetzuurproductie. In dat geval leidt een te korte verblijftijd tot een beperkte VFA-productie.</li> <li>Optimale SRT voor VFA-productie: primair slib 5 – 6 d; secundair slib &gt; 6 d. Zeefgoed: onbekend.</li> </ul>
C/N ratio	<ul style="list-style-type: none"> <li>Optimaal voor verzuring: 20-30.</li> </ul>
ODS-belasting	<ul style="list-style-type: none"> <li>Een range van 1-32 kg COD/m<sup>3</sup>.d wordt gerapporteerd in de literatuur.</li> <li>Bij een hoge ODS-belasting (&gt; 24 kg COD/m<sup>3</sup>.d) wordt een verschuiving naar hogere vetzuren (propionzuur en boterzuur) waargenomen ten koste van azijnzuur.</li> </ul>

\*In de pilottesten wordt de reactor continu gemengd dus is de hydraulische verblijftijd (HRT) gelijk aan de verblijftijd van het slib (SRT).

In labtesten (zie paragraaf 3.3.1 en 4.2.1) en in de pilottesten (3.2 en 4.1) zijn bovenstaande procescondities gevarieerd om een optimale vetzuurproductie te verkrijgen. Hierbij zijn de volgende uitgangspunten gehanteerd:

- Het is economisch veel voordeliger en duurzamer om een vetzuurreactor te bedrijven op een lage pH (rond 5-6) dan op een hoge pH (rond 11-12), vanwege chemicaliëndosering om de pH te verhogen (zie chemicaliënprijzen in appendix A3). Vandaar dat er niet getest is met hoge pH-waarden.
- Het is economisch voordeliger om de reactor weinig te verwarmen. Vandaar dat de temperatuur in principe zo laag mogelijk wordt gehouden, tenzij duidelijk is dat de vetzuurproductie dan aanzienlijk lager is dan bij een verhoogde temperatuur.
- De verblijftijd wordt gevarieerd om een optimale balans te vinden tussen verzuring en biogasproductie.
- Wanneer er sprake is van nutriëntenlimitatie (lage stikstof- of fosfaatconcentratie in de vetzuurreactor) zal extra N of P gedoseerd worden aan de reactor.



## 2.4 EFFECT VAN VETZUREN OP NUTRIËNTENVERWIJDERING

Een belangrijk doel van het onderzoek is om met de productie van vluchtige vetzuren de nutriëntenverwijdering te verbeteren op de rwzi. Om nader te bepalen wat de minimale effluent N- en P concentraties zijn die verwacht kunnen worden, is er literatuuronderzoek gedaan.

### EFFECT VETZUREN OP BIOLOGISCHE N EN P VERWIJDERING

Het effect van vluchtige vetzuren op biologische nutriëntenverwijdering is veelvuldig beschreven in de literatuur, zie onder andere de handboeken biologische fosfaatverwijdering (STOWA 2001-15) en het meer recente handboek stikstof en fosfaatverwijdering (STOWA 2017-46). Biologische fosfaatverwijdering is afhankelijk van vluchtige vetzuren zoals azijnzuur en propionzuur. Fosfaat-accumulerende bacteriën maken met deze vetzuren onder anaerobe omstandigheden een intern opslagproduct (PHA) waarop ze onder aerobe omstandigheden kunnen groeien. Tegelijkertijd wordt energie gegenereerd door splitsing van poly-fosfaat in orthofosfaat (P-release). Voor een goede bioP-verwijdering is een BZV/P-verhouding van 15-20 (g/g) nodig in combinatie met een voldoende hoge verblijftijd in de anaerobe tank (minimaal 1 uur) zodat er voldoende tijd is om vetzuren te vormen uit de BZV. Het denitrificatieproces voor stikstofverwijdering (omzetting van nitriet en nitraat in stikstofgas) is afhankelijk van de aanwezigheid van snel afbreekbaar organische stof (BZV). Aangezien vluchtige vetzuren makkelijk afbreekbaar zijn, geldt dat de denitrificatie sneller verloopt bij aanwezigheid van extra vetzuren in het influent of een relatief hoge BZV/N-verhouding, BZV/N: 4-5.

### VERZUREN VAN PRIMAIR SLIB VOOR NUTRIËNTENVERWIJDERING IN LITERAATUUR

Verzuren van primair slib om extra vetzuren te verkrijgen voor de biologische fosfaatverwijdering is eveneens beschreven in de literatuur. Een overzicht van fermentors voor primair slib is gegeven in: Water Research Foundation et al, 2019. De gebruikelijke strategie is om primair slib extra verblijftijd (3-5 dagen bij een temperatuur > 15 °C en 4-8 dagen bij een temperatuur < 15 °C) te geven in een aparte tank of indikker en het vetzuurrijke overloopwater terug te voeren naar de anaerobe tank of voorbezinktank. Ook recirculatie van primair slib over een gravitatie-indikker en een voorbezinktank is mogelijk. Met dit soort fermentors wordt, afhankelijk van de temperatuur en verblijftijd, een vetzuurproductie gehaald van 0,05-0,3 g VFA/g ODS. Het vetzuurgehalte in het influent kan hierdoor met 5-30 mg/l stijgen. NB: doordat de temperatuur niet gecontroleerd wordt zal de VFA-productie in dit soort fermentors in landen met een gematigd klimaat in de winterperiode lager zijn.

### TE BEHALEN MINIMALE P-CONCENTRATIE IN EFFLUENT MET BIO-P

Het effect van de verzuring van primair slib op biologische P-verwijdering is afhankelijk van:

- De hoeveelheid primair slib die wordt verzuurd.
- De conversie in de verzuringsstap (het deel van de organische stof dat wordt omgezet in VFA).
- Daarnaast geldt dat bioP-verwijdering afhankelijk is van andere parameters zoals de influentsamenstelling (BZV/P-verhouding, VFA-concentratie), de terugvoer van fosfaat uit de sliblijn, de beluchtingsregeling (vooral het nitraatgehalte waarop gestuurd wordt) en de slibafscheiding in de nabezinktank.

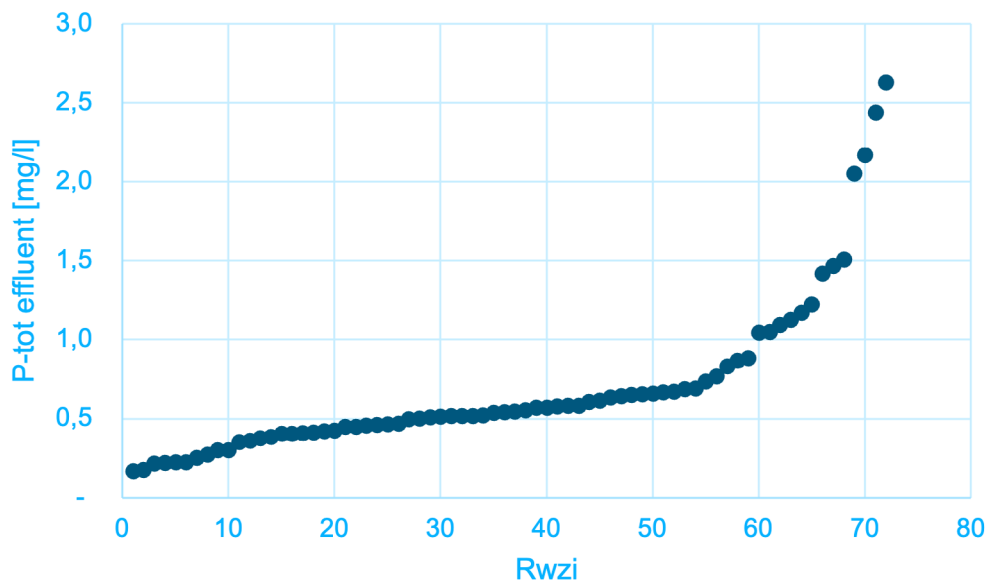
In Water Research Foundation et al, 2019 worden twee rwzi's (Kalispell, VS en Kelowna, Canada) genoemd die met fermentatie van primair slib jaargemiddelde P-tot gehalten in het effluent halen van 0,12 en 0,16 mg P/l. De 90-percentiel waarden zijn met respectievelijk 0,13

en 0,22 mg P/l niet veel hoger dan het jaargemiddelde wat aangeeft dat de spreiding in het effluent fosfaatgehalte ook sterk wordt beperkt.

Echter, beide rwzi's hebben ook een nageschakeld filter als tertiaire behandeling en het is niet helemaal duidelijk of er nog beperkt chemicaliën worden gedoseerd.

Als de Nederlandse bioP-rwzi's waar geen metaalzouten worden gedoseerd in de Waves databank worden geselecteerd (78 rwzi's in totaal) dan blijkt dat de 20% best presterende bioP-rwzi's een effluent P-tot gehalte halen van < 0,4 mg/l (zie Figuur 3). Het lijkt aannemelijk dat op deze rwzi's vetzuren niet limiterend zijn en 0,2-0,4 mg P/l een ondergrens is van een optimaal functionerend BioP-systeem. Dit wordt ook bevestigd door de literatuur, zie Van Loosdrecht et al., 1997, STOWA 2017-46.

**FIGUUR 3** EFFLUENT P-TOTAAL GEHALTE VAN 78 BIO-P ZUIVERINGEN WAAR GEEN IJZER OF ALUMINIUM GEDOSEERD WORDT. DE 7 ZUIVERINGEN MET EEN EFFLUENT P-TOTAAL VAN 2 MG/L OF HOGER ZIJN NIET WEERGEGEVEN (BRON: WAVES DATABANK, 2021)



De effluent P-tot concentratie bij optimaal functionerende BioP-rwzi's bestaat voornamelijk uit organisch gebonden fosfaat dat deels is opgelost en deels is gebonden aan zwevende stof. Gemiddeld is de fractie opgelost organisch P  $0,14 \pm 0,05$  mg P/l (STOWA 2009-03) en de fractie onopgelost organisch P 0,25 mg/l (4% van 5-7 mg/l zwevende stof). Effluent  $PO_4$ -P (opgelost) gehalten zijn < 0,1 mg/l bij optimaal functionerende BioP-installaties.

Door primair slib of zeefgoed te verzuren en de vetzuren te doseren op BioP-installaties kan dus het  $PO_4$ -P gehalte verlaagd worden tot < 0,1 mg P/l en kan in theorie een vergelijkbare effluentkwaliteit behaald worden als op de best presterende rwzi's uit Figuur 3. Hier moet wel bij opgemerkt worden dat het effluent P-gehalte niet alleen bepaald wordt door vetzuren in het influent. Ook de werking van de nabezinktank, wijze van slibindikking/-ontwatering, slibbelasting en de beluchttingsregelingen hebben invloed. Om een zo laag mogelijk effluent P-gehalte te bereiken moet alles optimaal functioneren.

#### EFFECT VETZUREN OP DE STIKSTOFVERWIJDERING

Voor stikstofverwijdering geldt dat op rwzi's waar veel extern slib wordt vergist en ontwaterd de BZV/N verhouding limiterend kan zijn voor voldoende denitrificatie. Extra vetzuren kunnen op deze locatie een oplossing zijn omdat de BZV/N-verhouding hierdoor stijgt. Naast de BZV/N verhouding in het influent geldt voor stikstofverwijdering dat de recirculatiefactor

tussen nitrificatie en denitrificatiezone voldoende hoog moet zijn om tot een laag stikstofgehalte ( $< 5 \text{ mg N-tot/l}$ ) te kunnen komen. Caroussels hebben een veel hogere recirculatiefactor (circa 40 x) in vergelijking met voordenitrificatiesystemen (4-8 keer). Voor rwzi's waar een strenge stikstofeis geldt zal bekeken moeten worden of deze te halen is met een hoge BZV/N verhouding en voldoende recirculatie of door middel van denitrificatie met een externe C-bron in een nageschakeld zandfilter.

Vetzuurdosering voor verbeterde stikstofverwijdering is dus vooral van toegevoegde waarde als de BZV/N verhouding in het influent van de rwzi een limiterende factor is.

# 3

## ONDERZOEKSOPZET

In het project zijn de volgende stappen (soms parallel aan elkaar) doorlopen om te komen tot het eindresultaat:

- a. Literatuuronderzoek
- b. Pilotonderzoek
- c. Aanvullend labonderzoek
- d. Dynamische modellering effect vetzuren op N- en P-verwijdering
- e. Reactorontwerp
- f. Casestudies

Van de stappen a t/m d is in dit hoofdstuk de opzet verder toegelicht. Reactorontwerp en casestudies komen aan bod in hoofdstuk 5.

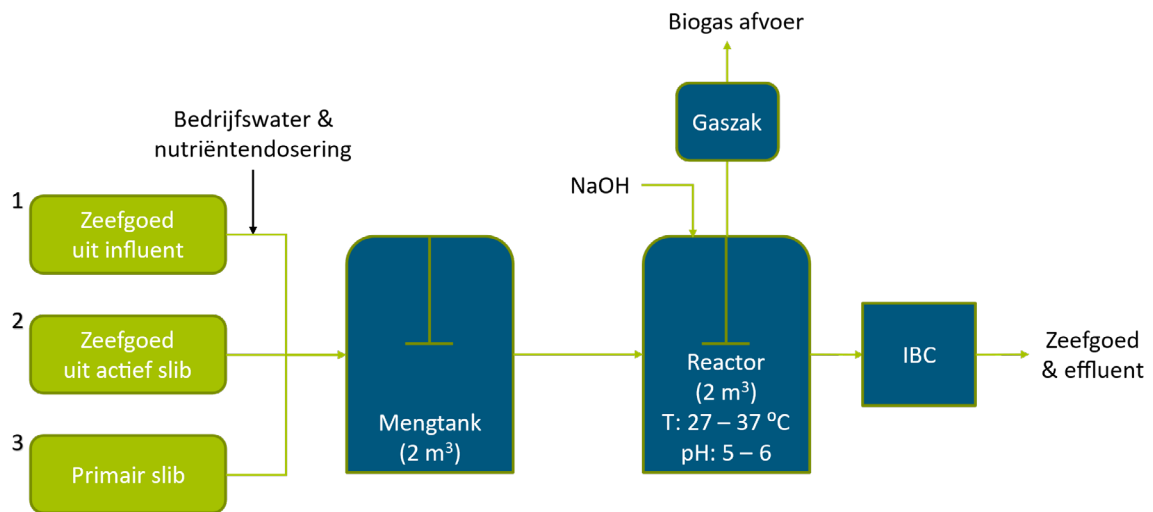
### 3.1 LITERATUURONDERZOEK

Door de TUD is literatuuronderzoek gedaan naar de optimale procesparameters voor productie van vetzuren uit zeefgoed, cellulose en primair slib. De inzichten uit dit literatuuronderzoek zijn gebruikt bij het bedienen van de pilot. Daarnaast is literatuuronderzoek gedaan naar de effecten van vluchtige vetzuren op de nutriëntenverwijdering, vooral naar het effect op biologische fosfaatverwijdering. De resultaten van het literatuuronderzoek zijn verwerkt in hoofdstuk 2.

### 3.2 PILOTONDERZOEK

Het pilotonderzoek is uitgevoerd om inzicht te krijgen in de optimale procesparameters voor de productie van vetzuren. De pilot heeft gedurende veertien maanden gedraaid op verschillende substraten bij semi-continubedrijf van de reactor (viermaal per dag aflat en voeden van de reactor). Er is gekozen voor het testen op pilotschaal in plaats van op labschaal, omdat er dan beter continu getest kan worden. Het bedienen van een continueactor op labschaal gaf in eerdere onderzoeken met zeefgoed te veel operationele problemen zoals verstopping, doordat het substraat moeilijk verpompbaar is in kleine hoeveelheden. De pilotopstelling is schematisch weergegeven in Figuur 4.

FIGUUR 4 SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN DE PILOT INSTALLATIE. FASE 1: ZEEFGOED UIT INFLUENT, FASE 2: ZEEFGOED UIT ACTIEF SLIB, FASE 3: PRIMAIR SLIB



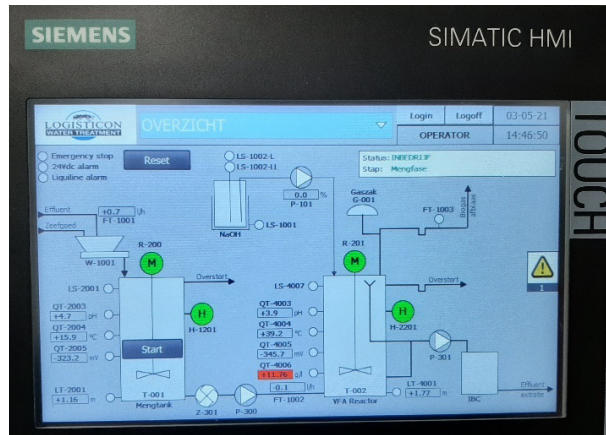
### 3.2.1 BESCHRIJVING PILOT INSTALLATIE

De pilot bestond uit twee gemengde tanks met beide een volume van 2 m<sup>3</sup>. De eerste tank (mengtank) diende als buffertank, de tweede tank diende als anaerobe reactor waarin de verzuring van het substraat plaatsvond. In de mengtank en de vetzuurreactor werden de pH en temperatuur online gemeten. De temperatuur werd geregeld via een verwarmde buitenmantel. De pH in de reactor kon geregeld worden door middel van natronloogdosering. Biogas dat gevormd werd in de reactor verliet het systeem via een gaszak. Met een gasklok is de gasproductie geregistreerd. De gaszak diende als biogasbuffer en was nodig om onderdruk in de kopruimte van de reactor te voorkomen tijdens het afpompen van het verzuurde zeefgoed of primair slib.

Het substraat werd verpompt naar de eerste tank, de mengtank. Vanuit de mengtank werd het substraat via een versnijder (om verstoppingen te voorkomen) naar de reactor verpompt. Het pompdebiet werd gemeten met een flowmeter. De reactor werd batchgewijs gevoed, 4-8x per dag. De reden hiervoor was dat met grotere verdringerpompen en een hoger pompdebiet verstoppingen van het substraat voorkomen konden worden. Vanuit de reactor werd het zeefgoed verpompt naar een industrial bulk container (IBC). De besturing van de pilot gebeurde met een PLC en alle metingen en instellingen werden online geregistreerd. De geregistreerde debieten zijn met handmatige metingen van het niveau in de IBC gecontroleerd. Vanuit de IBC werd het verzuurde zeefgoed afgevoerd naar het terreinriool van de rwzi.

FIGUUR 5

HMI MET TOUCHSCREEN VOOR BEDIENING VAN DE PILOT



De leverancier van de pilot was Logisticon Water Treatment.

### 3.2.2 DE LOCATIES

De pilotopstelling heeft op twee locaties gedraaid, met verschillende substraten:

- Rwwz Aarle-Rixtel (Waterschap Aa en Maas, zie Figuur 6): verzuring van zeefgoed uit influent.
- Rwwz Ommen (Waterschap Vechtstromen, zie Figuur 8): verzuring van zeefgoed uit actief slib en verzuring van primair slib.

#### AARLE-RIXTEL

De capaciteit van rwwz Aarle-Rixtel bedraagt circa 300.000 i.e.<sub>150</sub>. Het binnenkomende afvalwater passeert achtereenvolgens een 6 mm rooster, een zand/vetvang en roterende doekfilters (type Salsness, maaswijdte 350 µm). Het natte zeefgoed (3-5% DS) dat hierbij vrijkomt wordt met een schroefpers ontwaterd tot circa 30% DS en opgeslagen in containers voordat het wordt afgevoerd naar een externe verwerker.

Het actief-slibstelsysteem bestaat uit twee parallelle straten en is gebaseerd op biologische fosfaatverwijdering met behulp van een separate anaerobe tank (UCT-configuratie). Slib/water scheiding vindt plaats in tien nabezinktanks. Het effluent wordt geloosd op de Aa.

Het geperste zeefgoed is gebruikt in de pilotopstelling en met bedrijfswater verdund tot ongeveer 3% DS in de mengtank. Driemaal per week werd de mengtank aangevuld met verdund zeefgoed à 3% DS. Aangezien geperst zeefgoed weinig stikstof bevat, is er tijdens de pilotproeven handmatig ammoniumchloride gedoseerd aan de mengtank om N-limitatie te voorkomen. Fosfaat bleek niet limiterend in de reactor.

**FIGUUR 6** PILOT OPSTELLING OP RWZI AARLE-RIXTEL, LINKS: DE MENG-TANK EN REACTOR MET CONTAINER EN GASZAK VOOR BIOGASOPVANG, RECHTS: OPVANGTRECHTER EN WEEGSCHAAL VOOR AANMAAK VAN HET SUBSTRAAT UIT GEPERST ZEEFGOED



### OMMEN

De capaciteit van rwzi Ommen bedraagt circa 26.500 iel<sub>150</sub>. De rwzi is gebaseerd op het UCT/BCFS-principe en bestaat uit één zuiveringsstraat. Het effluent wordt geloosd op het Ommerkanaal. Op de rwzi zijn in 2016 twee zeefbochten (maaswijdte 0,3 en 0,5 mm, Reko BV) geplaatst waarmee cellulosevezels uit actief slib worden gezeefd, zie Figuur 7.

**FIGUUR 7** ZEEFBOCHTINSTALLATIE OP ACTIEF SLIBTANK RWZI OMMEN. HET ACTIEF SLIB WORDT OVER TWEE ZEEFBOCHTEN GEFILTERD WAARBIJ VEZELS WORDEN AFGESCHIEDEN. ZIE OOK STOWA 2020-33





Op rwzi Ommen is de pilot eerst gevoed met zeefgoed uit actief slib en vervolgens met primair slib afkomstig van rwzi Oldenzaal. Het natte zeefgoed werd opgevangen in een afgedekte opvangtank met een volume van 2 m<sup>3</sup>. Vanuit deze opvangtank werd het zeefgoed verpompt naar de pilotinstallatie.

**FIGUUR 8** LOCATIE PILOT OP RWZI OMMEN. DE OPEN BAK (RECHTS) IS NA ENKELE WEKEN VERVANGEN DOOR EEN MENG-TANK IDENTIEK AAN DE AL GEPLAATSTE MENG-TANK (HELEMAAL LINKS). DE REACTOR STAAT NET LINKS VAN DE CONTAINER



### 3.2.3 TESTPERIODEN EN PROCESCONDITIES

Het pilotonderzoek bestond uit drie testperiodes: zeefgoed uit influent (op rwzi Aarle Rixtel), zeefgoed uit actief slib (op rwzi Ommen) en primair slib (van rwzi Oldenzaal, getest op rwzi Ommen). De procescondities tijdens deze periodes, en de variatie hierin, zijn weergegeven in Tabel 3.

**TABEL 3** PROCESCONDITIES EN VARIATIE HIERIN TIJDENS DE VERSCHILLENDE TESTPERIODES IN DE PILOT

Parameter	Eenheid	Periode 1	Periode 2	Periode 3
Substraat		Influent zeefgoed	Zeefgoed uit actief slib	Primair slib
Pilot locatie		Rwzi Aarle-Rixtel	Rwzi Ommen	Rwzi Ommen
Verbljftijd	dagen	3 – 7	2 – 4	3,5 – 4,5
Temperatuur	°C	28 – 38	32 – 36	31 – 37
pH-correctie	[-]	4,7 – 6	5,5	5 – 6
Chemicaliëndosering	[-]	Natronloog	Natronloog	Natronloog of calciumcarbonaat



### 3.2.4 MONSTERNAME

De mengtank en reactor zijn tijdens de pilotproef dagelijks bemonsterd van maandag tot en met vrijdag. Monsterkraantjes waren bevestigd op beide tanks zodat een representatief monster genomen kon worden. Regelmatig zijn biogasmonsters genomen uit de afvoer van de gaszak, zie Figuur 9.

FIGUUR 9 REGISTRATIE VAN DE GASPRODUCTIE MET BEHULP VAN EEN GASKLOK, CONDENSOPVANG EN WATERSLOT



### 3.2.5 ANALYSES

Aan de hand van meerdere analyses (online of offline) is het proces gemonitord. Deze analyses zijn weergegeven in Tabel 4.

TABEL 4 MONITORING OP DE PILOT

Meting	Reactor	Mengtank	Methode	Online/offline
pH/Temperatuur	x	x	E+H	Online
Drogestof/organische drogestof****	x	x	Monsters gedroogd bij 105 °C voor bepaling DS-gehalte, gedroogd bij 550 °C voor bepaling ODS-gehalte	Offline
Opgeloste COD*	x	x	Hach Lange kuvettentest (LCK514)	Offline
Ammonium	x	X	Hach Lange kuvettentest (LCK303)	Offline
Dagdebiet**		x	Controle aan de hand van IBC	Offline
Fosfaat	x	x	Hach Lange kuvettentest (LCK049)	Offline
Natronloogverbruik		x	Pulsen doseerpomp	Offline
Biogasproductie		x	Gasklok (Honeywell BK-G2,5M)	Offline
Biogassamenstelling		x	Gasmeter, Binder Combimass® GA-m (CH <sub>4</sub> , CO <sub>2</sub> , H <sub>2</sub> S, H <sub>2</sub> )	Offline
VFA-compositie***	x	x	GC	Offline

\*Opgelost COD is dagelijks gemeten als indicatie voor het gehalte vetzuren

\*\*Dagelijks is het debiet gecheckt op basis van het niveau in de IBC na de reactor

\*\*\*Per testperiode is een aantal keer een monster uit de mengtank en reactor opgestuurd naar de TUD voor bepaling van vluchtige vetzuren met behulp van gaschromatografie (GC).

\*\*\*\* De droge stof van de monsters is bepaald als indamprest.

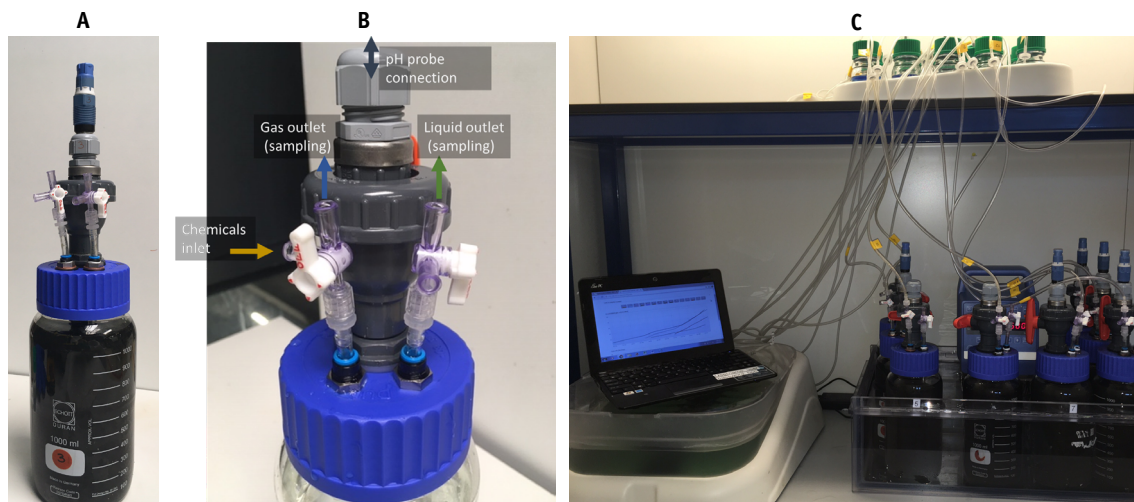
### 3.3 AANVULLEND LABONDERZOEK

Verschillende labonderzoeken zijn uitgevoerd door de TUD en RHDHV om meer inzicht te krijgen in de vetzuurproductie bij verschillende procesomstandigheden en de verwerking van het restzeefgoed na verzuring. In de labonderzoeken is eerst met influent zeefgoed en later met primair slib gewerkt, parallel aan het pilotonderzoek. De labonderzoeken waren wel verschillend qua opzet. Zo is op de TUD vrij uitgebreid labonderzoek gedaan met influent zeefgoed en zijn door RHDHV enkele verkennende labtesten gedaan met zowel influent zeefgoed als primair slib. Doordat influent zeefgoed qua CZV/ODS verhouding lijkt op primair slib, zijn de resultaten redelijk goed door te vertalen.

#### 3.3.1 EFFECT VAN PH, TEMPERAATUUR EN ZEEFGOEDCONCENTRATIE OP VETZUURPRODUCTIE

In batchtesten is het effect van substraatconcentratie (DS-gehalte), pH en temperatuur op vetzuurproductie onderzocht. Het substraat was fijnzeefgoed uit influent van rwzi Aarle-Rixtel. Substraat is in test 1 en test 2 in verschillende concentraties toegevoegd aan Schott flessen met een volume van 1160 ml, bij een constante temperatuur (zie Tabel 5). In test 3 is de temperatuur gevarieerd bij een vaste substraatconcentratie. Tijdens de batchtesten werd de pH online gemeten en ongeveer twee keer per week handmatig gecorrigeerd door toevoeging van NaOH (in test 2 is in een controlefles geen pH correctie toegepast). Gasproductie werd in test 1 en 2 gemeten met een 'Automated Methane Potential Test System' (AMPTS) van Bioprocess control, Zweden. In test 3 werd de gasproductie berekend uit een toename in druk in de Schott fles. Periodiek werd handmatig de gascompositie gemeten.

**FIGUUR 10** BATCHREACTOREN GEBRUIKT VOOR DE VETZUURPRODUCTIETESTEN UITGEVOERD DOOR DE TU DELFT. A: SCHOTT FLES MET PH ELECTRODE. B: DETAILS VAN DE AANSLUITINGEN. C: FLESSEN VERBONDEN AAN DE AMPTS (AUTOMATED METHANE POTENTIAL TEST SYSTEM)



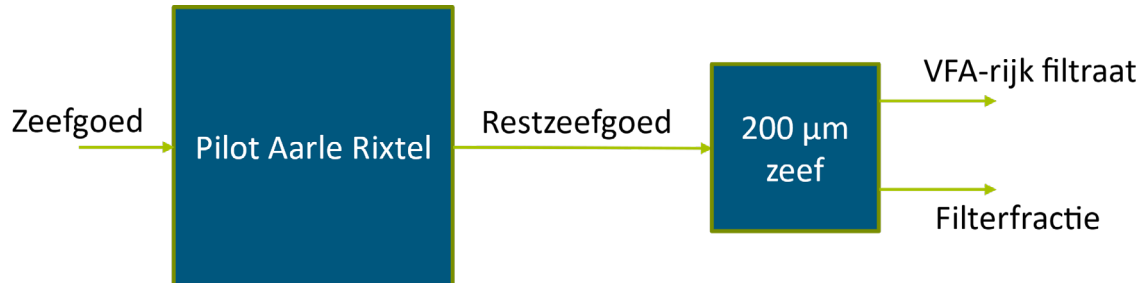
**TABEL 5** OVERZICHT VAN DE BACHEXPERIMENTEN. DOEL VAN DE TESTEN: 1: EFFECT VAN PH EN INITIEEL DS-GEHALTE OP VFA-PRODUCTIE, 2: EFFECT VAN PH EN INITIEEL (HOGER DAN IN TEST 1) DS-GEHALTE OP VFA-PRODUCTIE, 3: EFFECT VAN TEMPERAATUUR OP VFA-PRODUCTIE

Variabele	Eenheid	Test 1	Test 2	Test 3	Test 4
pH (correctie met NaOH)	[-]	6,75	6,75	6,75	Geen pH-correctie
Temperatuur	°C	25	15	10, 15, 20, 25	20
DS-gehalte	%	0,5, 1, 2	2, 3, 5, 7	2	2

### 3.3.2 AEROBE EN ANAEROBE AFBRAAKTESTEN ZEEFGOED, RESTZEEFGOED EN FILTRAAT

Met behulp van batchtesten is de afbraak van zeefgoed, restzeefgoed (aflaat reactor) en gefilterd restzeefgoed (filterfractie na zeven restzeefgoed over handzeef van 200 µm) onderzocht onder aerobe en anaerobe omstandigheden (zie zeefgoedfracties in Figuur 11). Het VFA-rijke filtraat is gebruikt voor denitrificatie- en P-release testen, zie hoofdstuk 3.3.3.

FIGUUR 11 FRACITIES ZEEFGOED WAARMEE AFBREEKBAARHEIDSTESTEN, DENITRIFICATIE- EN P-RELEASE TESTEN ZIJN GEDAAN



De aerobe afbreekbaarheid is bepaald volgens de APHA standaard 5210B procedure. De anaerobe biologische afbreekbaarheid is bepaald met behulp van BMP testen (Bio Methaan Potentiaal), de experimentele procedure is beschreven in García-Depraect et al. (2022). De procescondities waaronder de experimenten zijn gedaan zijn weergegeven in Tabel 6.

TABEL 6 OVERZICHT VAN PROCESCONDITIES TIJDENS AEROBE- EN ANAEROBE AFBREEKBAARHEIDSTESTEN VAN VERSCHILLENDE ZEEFGOEDFRACITIES

	Eenheid	Aeroob	Anaeroob
Opgeloste zuurstof bij start	mg/l	> 7,5	0 (gehandhaafd gedurende het experiment)
pH	[-]	6,6 – 7,2	7
Temperatuur	°C	20	35
Substraat	[-]	Zeefgoed, restzeefgoed & filtraat	Zeefgoed, restzeefgoed, filtraat, primair slib & cellulose

### 3.3.3 DENITRIFICATIE EN P-RELEASE TESTEN

Met behulp van denitrificatietesten is de denitrificatiesnelheid bepaald voor zeefgoed, restzeefgoed en filtraat. Het doel van het onderzoek was het vaststellen van de denitrificatiecapaciteit van het zeefgoed, dat zowel snel biologisch afbreekbare koolstofbronnen bevat als langzaam biologisch afbreekbare koolstofbronnen. Voor een uitgebreide beschrijving van de testprocedure, zie van Loosdrecht et al. (2016).

Onder anaerobe omstandigheden nemen fosfaat accumulierende bacteriën (PAO's) azijnzuur of propionzuur op waarbij opgeslagen poly-fosfaat wordt gesplitst en ortho-fosfaat wordt afgegeven (P-release). In de P-release testen is onderzocht wat het effect was van de verschillende substraten op biologische P-release onder anaerobe condities (zie testcondities in Tabel 7). De experimentele procedure EBPR.ANA.2 is afgeleid van Loosdrecht et al. (2016).

**TABEL 7 OVERZICHT VAN TESTCONDITIES TIJDENS DENITRIFICATIE EN P-RELEASE BATCHEXPERIMENTEN, NAAR PROCEDURE EBPR.ANA.2 LOOSDRECHT ET AL. (2016)**

Parameter	Eenheid	Denitrificatie	P-release
Opgeloste zuurstof bij start	mg/l	< 0,1	0 (gehandhaafd gedurende het experiment)
pH	[-]	6,6 – 7	6,6 – 7
Temperatuur	°C	20	20
Substraat	[-]	Actief slib gevoed met zeefgoed, restzeefgoed of filtraat	Actief slib gevoed met zeefgoed, restzeefgoed of filtraat

### 3.3.4 KALKDOSERING

In de pilot is de pH gestuurd door middel van natronloogdosering. In de praktijk zou het doseren van calciumcarbonaat ( $\text{CaCO}_3$ ) een interessant alternatief kunnen zijn i.v.m. prijs en duurzaamheid,  $\text{CaCO}_3$  komt namelijk vrij als restproduct bij drinkwaterzuivering.

Met batch verzuringstesten is het effect van twee verschillende typen calciumcarbonaat op de VFA-productie uit zeefgoed onderzocht:

1. Calciumcarbonaatpoeder
2. Calciumcarbonaat in korrelvorm (kalkkorrels), die worden geproduceerd als restproduct van drinkwaterzuivering (verkregen via Aquaminerals).

Gedurende 14 dagen is zeefgoed (DS-gehalte 3%) batchgewijs verzuurd bij kamertemperatuur. Dagelijks zijn pH, temperatuur en biogasproductie gemeten. Driemaal per week is de sCOD gemeten. Aan het begin van de proef is kalk gedoseerd tot een concentratie van 2,7 g/l in het zeefgoed. Aan het eind van de proef is de vetzuursamenstelling gemeten.

### 3.3.5 SCHEIDING VETZUREN EN RESTZEEFGOED, REST PRIMAIR SLIB

#### ZEEFTESTEN VERZUURD ZEEFGOED

Van monsters van (verzuurd) zeefgoed van rwzi Aarle-Rixtel, genomen uit de mengtank en de reactor van de pilot (in augustus 2021) zijn met handzeven zeeffracties bepaald. De fractiëring heeft plaatsgevonden door de monsters te zeven met verschillende maaswijdtes en vervolgens een DS-balans op te stellen voor de verschillende fracties. Door de zeeftesten te doen met onverzuurd zeefgoed uit de mengtank en verzuurd zeefgoed uit de reactor werd duidelijk wat het effect van de verzuring op de deeltjesgrootte van het zeefgoed was.

#### ZEEFTESTEN VERZUURD PRIMAIR SLIB

De scheiding tussen zwevende stof en vetzuren uit verzuurd primair slib van de pilot in Ommen, is op iets grotere schaal onderzocht met een trilzeef van Beta industries BV. Enkele jerrycans met verzuurd primair slib (2% TS, monsternamen 14 juli 2022) zijn gefilterd over een trilzeef met maaswijdtes van 500, 180 en 30  $\mu\text{m}$ .

FIGUUR 12

ZEEFTEST MET VERZUURD PRIMAIR SLIB MET TRILZEEF VAN BETA INDUSTRIES. MAASWIJDTE: 500, 180, 30  $\mu\text{M}$ 

#### ONTWATERINGSTESTEN MET VERZUURD PRIMAIR SLIB

De ontwaterbaarheid van verzuurd primair slib is in duplo bepaald door het slib achtereenvolgens te ontwateren met een mini filter pers (Mareco) en een labschaal centrifuge (1.800 RPM, 25 min). De ontwaterbaarheid van de monsters is vergeleken op basis van droge stofpercentage van de slibkoek en een polymeerdosering (PE-type: Praestol K 134 L). De testen zijn uitgevoerd met 100 gram verzuurd primair slib en een PE-oplossing van 0,3% PE-actief, w/v% (procentuele verhouding van gewicht per volume). De procedure is beschreven door Mirzaee et al, 2021.

### 3.4 MODELLERING EFFECT VETZUREN OP N- EN P-VERWIJDERING

Dynamische en statische modellen zijn gebruikt om een beeld te krijgen van het effect van vetzuren op de biologische zuivering. Eerst heeft de TU Delft rwzi Aarle-Rixtel dynamisch gemodelleerd om de VFA-doseerstrategie te optimaliseren. De keus voor rwzi Aarle-Rixtel is gebaseerd op het feit dat deze rwzi uitgerust is met influentzeven en hier ook de pilot bedreven is.

Bij de modellering is het actief slib model (ASM2d) gebruikt, omdat ASM2d VFA's expliciet meeneemt als substraat (Henze et al., 2000). Daarnaast bevat ASM2d de relevante processen voor biologische N- en P-verwijdering. Het model is geïmplementeerd in Matlab/Simulink binnen het Benchmark Simulation Model 1 (BSM1) van de Technische Universiteit van Denemarken en Lund University. Het model is eerst gekalibreerd op basis van de effluentconcentraties van fosfaat, ammonium en nitraat, voor de periode januari 2019 tot juli 2021. Vervolgens is het model gebruikt om verschillende doseerstrategieën te evalueren. Hierbij is gekeken naar:

- De doseerlocatie: begin en midden van de anaerobe tank,
- De samenstelling van de vetzuurstroom (gefilterd of ongefilterd)
- De doseerstrategie: continu, 's nachts, debiet-proportioneel, of feed backward op basis van gemeten  $\text{PO}_4\text{-P}$  gehalte in de AT.

Voor het model is de influentkarakterisering van Roeleveld en Van Loosdrecht (2002) toegepast. Hierbij is gebruik gemaakt van influent- en effluentgegevens van rwzi Aarle-Rixtel van Waterschap Aa en Maas. Bepaalde parameters waren wel nodig voor de influentkarak-

terisering, maar worden niet standaard gemeten: opgelost CZV in het influent en effluent, vetzuren in het influent, en biologisch afbreekbaar CZV in het influent. Deze parameters zijn geschat op basis van literatuur (Roeleveld en Van Loosdrecht, 2002; Flores-Alsina et al., 2012). De fractie opgelost CZV in het influent is geschat op basis van gemeten waarden van totaal CZV en zwevende stof.

#### **STATISCHE MODELLERING**

Vervolgens is gebruik gemaakt van het statische HSA/Scheer model (Böncke et al, 1989, Scheer et al, 1994). Met een statisch model kunnen de fluctuaties in N- en P-verwijdering niet beschreven worden, maar het globale effect van vetzuren kan wel geschat worden. Het HSA/Scheer model is alleen gebruikt in de casestudies die beschreven zijn in paragraaf 5.4.3 en 5.5.3. Rwzi Aarle-Rixtel is dus niet statisch gemodelleerd. Een belangrijke kanttekening is dat ook voor het statische model geen influentfractionering is gedaan. De  $S_A$  en de  $S_F$ -fractie na de voorbehandeling zijn respectievelijk geschat op 20% en 30% van de totaal CZV-concentratie.

## 4

# RESULTATEN PILOT- EN AANVULLEND LABONDERZOEK

In dit hoofdstuk worden de resultaten van het pilotonderzoek en aanvullend labonderzoek beschreven. Vervolgens wordt een vergelijking gemaakt tussen de pilot en labresultaten en wordt ingegaan op de resultaten van de dynamische modellering van het effect van extra vetzuren op rwzi Aarle-Rixtel.

## 4.1 PILOTONDERZOEK

### 4.1.1 TESTPERIODE 1: INFLUENTZEEFGOED

#### 4.1.1.1 INSTELLINGEN

Op rwzi Aarle-Rixtel is in de periode mei-half december 2021 zeefgoed uit influent verzuurd in de pilotinstallatie (periode 1). De pilot is eerst enkele weken bedreven op 37 °C zonder pH controle (mei 2021). Vervolgens is de pH in de reactor gecontroleerd op verschillende waarden tussen pH 5 en pH 6 (juni-december 2021). Onderstaand zijn globaal de instellingen tijdens deze periode weergegeven. Meer informatie over procesinstellingen in de verschillende periodes is opgenomen in Appendix A5.

**TABEL 8** PROCESINSTELLINGEN PILOT BIJ BEDRIJF IN PERIODE 1: INFLUENT ZEEFGOED, RWZI AARLE-RIXTEL

Periode	HRT (d)*	Temp (°C)	pH
Mei 2021	7	37	5
Juni-november 2021	3-7	27-37	5-6
December 2021	3	27-37	5.5

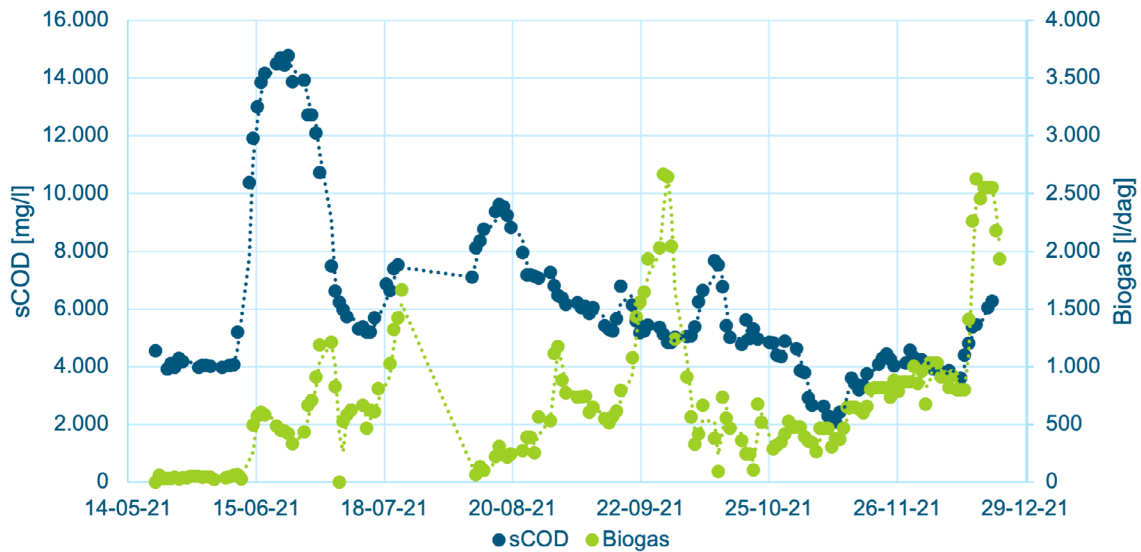
\*HRT = hydraulic retention time. Dit is de tevens de hydraulische verblijftijd van het substraat in de reactor.

In de volgende paragrafen worden de resultaten die in de verschillende periodes zijn gehaald, besproken.

#### 4.1.1.2 SCOD- EN BIOGASPRODUCTIE

In Figuur 13 zijn de sCOD-concentratie in de reactor en de biogasproductie tijdens testperiode 1 weergegeven. De sCOD-concentratie is weergegeven in plaats van de VFA-concentratie omdat deze dagelijks gemeten is. VFA's zijn periodiek gemeten met GC, zie 4.1.1.3.

FIGUUR 13 SCOD CONCENTRATIE IN DE REACTOR EN BIOGASPRODUCTIE TESTPERIODE 1 (MEI T/M DECEMBER 2021)



De sCOD-concentratie in de reactor varieerde tussen 2 en 15 g/l en de biogasproductie tussen 0 en 2.500 liter/dag met redelijk grote schommelingen. De oorzaak van de grote schommelingen is dat tijdens het onderzoek regelmatig procesinstellingen zijn aangepast om het proces te stabiliseren en optimaliseren.

In de opstartfase (mei 2021) is de reactor bedreven op 37 °C, zonder pH-controle en met een HRT van circa 7 dagen. In deze periode stabiliseert de sCOD op 4 g/l en de pH op 5.

Vanaf juni 2021 is met natronloogdosering de pH verhoogd tot pH 6, dit resulteerde direct in een sterke toename van de sCOD-concentratie tot 14 g/l. Echter, al snel nam ook de biogasproductie toe en daalde de sCOD concentratie weer, naar circa 6 g/l. Dit werd veroorzaakt door de ingroei van methanogenen in het slib. In de periode juni t/m november is gepoogd om de biogasproductie te verlagen, door het veranderen van de volgende procesparameters:

- Verlagen temperatuur (27 °C)
- Verlagen pH (5,0-5,7)
- Kortere verblijftijd in de vetzuurreactor (2-3 dagen).
- Eenmalig leeg zetten reactor om ingegroeide methanogenen kwijt te raken (begin augustus).

De biogasproductie was goed te beperken door een lage pH (pH 5) en gedeeltelijk door een lage HRT (2-3 dagen) en lage temperatuur (27 °C). Echter, de sCOD-concentratie daalde bij deze omstandigheden ook, richting 4 g/l (half oktober – november).

Het ontkoppelen van de vetzuurproductie en de biogasproductie bleek maar beperkt mogelijk. Begin december is daarom besloten om een gedeeltelijke omzetting naar methaan te accepteren en de reactor te bedrijven op 37 °C, pH 5,5 en een HRT van 3 dagen. Deze wijziging resulteerde direct in een stijgende sCOD-concentratie en gasproductie, zie het laatste deel van Figuur 13.

Door vorst is de pilot stilgevallen in de week voor kerst (bevroren leiding) en kon helaas geen stabiele situatie worden bereikt met de laatste instellingen.



Op basis van de resultaten in de periodes waarin de reactor is bedreven op een temperatuur > 30 °C en een pH van 5,5 kan geconcludeerd worden dat een sCOD concentratie van 6 – 8 g/l ((220 – 300 g sCOD/kg ODS) haalbaar moet zijn bij een verblijftijd van 3 dagen. Onder deze omstandigheden wordt gemiddeld 195 l biogas/kg ODS geproduceerd.

Het gaat dan om de periodes 6-11 oktober en 17-21 december waarin het sCOD-gehalte stijgende was naar 6-8 g/l (periode I en P uit het overzicht in appendix A5). In alle andere periodes tussen eind juli en half december was de temperatuur < 30 °C of was de pH < 5,5.

Het methaangehalte van het gevormde biogas is met gemiddeld 45% beduidend lager dan het methaangehalte in biogas dat gevormd wordt in slibvergisters. Het lage methaangehalte kan worden verklaard door een lage CH<sub>4</sub>-productie in combinatie met een lage pH waarbij er minder CO<sub>2</sub> in oplossing blijft in vergelijking met slibvergisters die op een pH van 7 – 8 worden bedreven.

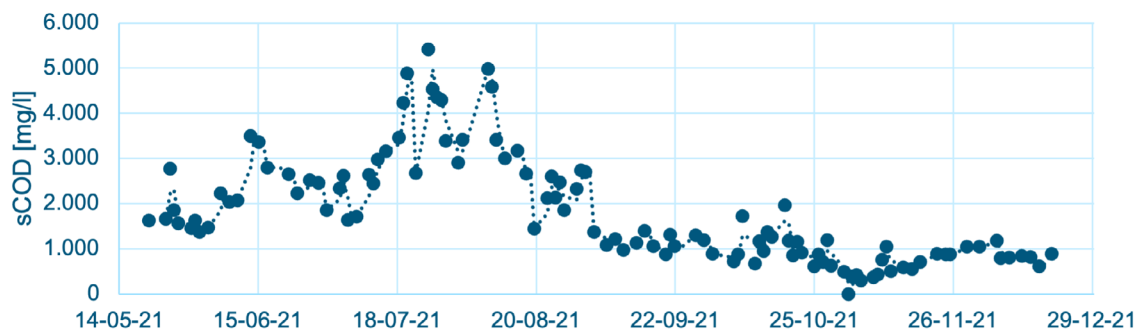
H<sub>2</sub>S en H<sub>2</sub>-gehalten varieerden respectievelijk tussen 500-1.500 ppm (1.100 ppm gemiddeld) en 100 – 300 ppm (190 ppm gemiddeld).

### Mengtank

Geperst zeefgoed werd tijdens de pilotproef 3 maal per week toegevoegd aan de mengtank en verdund tot 3% droge stof. Vanuit de mengtank werd het verdunde zeefgoed toegevoegd aan de reactor. De verblijftijd in de mengtank was net als in de reactor ongeveer 3 dagen. Uit de sCOD-gehalten in de mengtank in Figuur 14 blijkt dat het zeefgoed hier al aan het verzuren was. Vooral in de zomerperiode, als de temperatuur in de mengtank boven de 20 °C steeg was sprake van verhoogde sCOD-gehalten (tot 5 g/l).

FIGUUR 14

SCOD-GEHALTE MENGANK TIJDENS TESTPERIODE 1



#### 4.1.1.3 VERZURINGSGRAAD

De verzuringsgraad is het deel van de sCOD dat bestaat uit vetzuren. Tussen mei en december 2021 is op 15 verschillende dagen de vetzuursamenstelling bepaald in monsters uit de reactor en de mengtank. Uit de resultaten bleek een verzuringsgraad van 80-100%, waarbij de verzuringsgraad circa 80% is bij pH 5 en 100% bij pH 5,5-pH 6,0. De geproduceerde vetzuren bestonden voor het grootste deel uit propionzuur (50%) en azijnzuur (40%). Het overige deel bestond voornamelijk uit boterzuur (C4) en valeriaanzuur (C5).

#### 4.1.1.4 NUTRIËNTEN

Geperst zeefgoed bevat weinig opgelost fosfaat en stikstof, wat resulteerde in circa 15 mg PO<sub>4</sub>-P/l en < 1 mg NH<sub>4</sub>-N/l in de reactor. NH<sub>4</sub>-N bleek limiterend vanaf het moment dat de pH werd geregeld > pH 5,5. Om N-limitatie te voorkomen is vanaf augustus NH<sub>4</sub>Cl gedoseerd aan het zeefgoed zodat het NH<sub>4</sub>-N gehalte in de reactor > 20 mg/l bleef. Omgerekend is er gemiddeld 115 mg NH<sub>4</sub>-N/l gedoseerd. In de praktijk zou ammoniumlimitatie voor een

belangrijk deel voorkomen kunnen worden door geen geperst maar nat zeefgoed te gebruiken. In nat zeefgoed (3-5% DS) zit nog een groot aandeel influent met een ammoniumgehalte van circa 40 mg/l. Daarnaast is het mogelijk om wat secundair slib te voeden aan de verzuringsreactor. Bij de anaerobe afbraak van secundair slib komt ammonium en fosfaat vrij waardoor N- en P-limitatie voorkomen kan worden. (Zie ook hoofdstukken 4.1.2 en 4.1.3 waarin de resultaten van verzuring van zeefgoed uit actief slib en primair slib worden besproken).

#### 4.1.1.5 LOOGVERBRUIK

Het natronloogverbruik in de periode waarin de pH werd geregeld op pH 5,5 varieerde van 40-70 mol/m<sup>3</sup>. Omgerekend is dit 0,8-1,1 mol/mol VFA geproduceerd. Het loogverbruik is afhankelijk van de buffercapaciteit van het zeefgoed en de biogasproductie. Aangezien er gewerkt is met geperst zeefgoed wat weinig ammonium en fosfaat bevat is de buffercapaciteit relatief laag en het loogverbruik dus relatief hoog in vergelijking met andere substraten die getest zijn (zie hoofdstukken 4.1.2.5 en 4.1.3.5).

#### 4.1.1.6 COD-CONVERSIE

De COD-conversie in de reactor en mengtank bestaat uit hydrolyse van onopgelost COD, VFA-productie en omzetting van COD in CH<sub>4</sub>. In onderstaande tabel is de conversie naar sCOD en CH<sub>4</sub> voor 3 periodes waarin de reactor op pH 5,5-6,0 is bedreven berekend:

TABEL 9 COD-CONVERSIE IN DE PILOT REACTOR EN MENGKANK SAMEN IN PERIODE 1

Periode*	Temp °C	pH	sCOD reactor g/l	tCOD in %	sCOD %	COD → CH <sub>4</sub> %	COD-conversie %
B (juni)	37	6	12,3	100%	35%	5%	40%
I (okt)	28	5,5	4,3	100%	10%	6%	16%
P (dec)	37	5,5	5,4	100%	12%	15%	27%

\*Zie appendix A5

NB: de gekozen periodes zijn vrij kort (periode B: 21 dagen, periode I: 10 dagen, periode P: 8 dagen) en van een evenwichtssituatie was nog geen sprake. Als wordt gerekend met 6-8 g sCOD/l (wat goed mogelijk is gezien de resultaten van de hele proefperiode) en 3% DS in de voeding naar de reactor dan wordt 15-20% van de ingaande COD omgezet in sCOD. Zie verder hoofdstuk 4.1.3 voor de COD-balans die is opgesteld voor verzuring van primair slib.

### 4.1.2 TESTPERIODE 2: ZEEFGOED UIT ACTIEF SLIB

#### 4.1.2.1 INSTELLINGEN

In periode 2 is de pilot gevoed met zeefgoed uit actief slib op rwzi Ommen. De procesinstellingen voor de reactor waren als volgt:

- Verblijftijd: 1,8 - 3,2 dagen
- Temperatuur: 32 °C - 36 °C
- pH: 5,5

Het ingaande DS-gehalte van het zeefgoed varieerde van 1-3% DS, gemiddeld 1,7% DS.

Voor uitgebreide instellingen, zie Appendix A6.

#### 4.1.2.2 SCOD- EN BIOGASPRODUCTIE

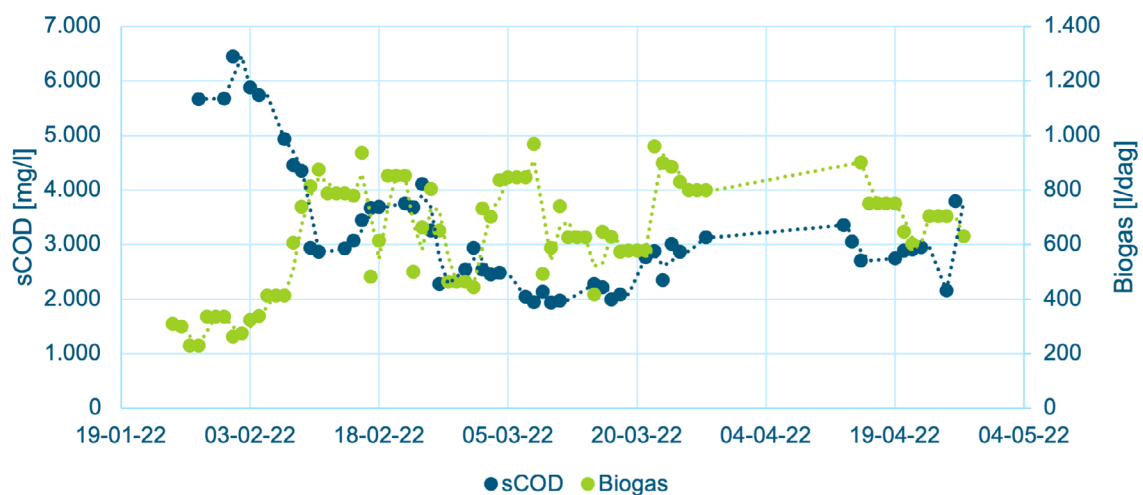
In Figuur 15 zijn de sCOD-concentratie in de reactor en de biogasproductie tijdens testperiode 2 weergegeven. In de eerste weken is het sCOD-gehalte relatief hoog (6 g/l) en een lage biogasproductie. Vanaf februari (circa 2 weken na de opstart) schommelt het sCOD-

gehalte tussen 2 en 4 g/l en is de biogasproductie toegenomen naar waarden tussen de 400-900 l/dag. Het biogas had net als bij influentzeefgoed een relatief laag  $\text{CH}_4$ -gehalte (circa 50%). Het  $\text{H}_2\text{S}$ -gehalte varieerde van 500-1.800 ppm (1.400 ppm gemiddeld) en het  $\text{H}_2$ -gehalte varieerde van 200-500 ppm (320 ppm gemiddeld).

De schommelingen in sCOD-gehalte worden vooral veroorzaakt door variaties in het ingaande DS-gehalte. De toename in biogasproductie is te verklaren door ingroei van methanogene bacteriën.

De specifieke sCOD- en biogasproductie bedragen gemiddeld: 210 g sCOD/kg ODS en 68 l biogas/kg ODS. Dit is niet heel veel lager dan de sCOD-productie uit influent zeefgoed (220-300 g sCOD/kg ODS) maar doordat er potentieel veel meer influent zeefgoed te produceren is dan zeefgoed uit actief slib, zal de absolute vetzuurproductie uit zeefgoed uit actief slib beperkt zijn. NB: Ook de verzuringsgraad is van belang voor de totale vetzuurproductie die gehaald kan worden, zie 4.1.2.3.

FIGUUR 15 SCOD CONCENTRATIE IN DE REACTOR EN BIOGASPRODUCTIE TESTPERIODE 2 (JANUARI T/M APRIL 2022)



#### MENGTANK

Ook in de mengtank was al sprake van enige verzuring met sCOD gehalten van gemiddeld 1,5 g/l bij een temperatuur van 10-20 °C, pH van 6,0-6,5 en een HRT van 2-3 dagen (de temperatuur en pH zijn niet gecontroleerd in de mengtank). De relatief hoge pH in de mengtank kan worden verklaard door de lage temperatuur waarbij er beperkt vetzuren worden gevormd. Dit is vergelijkbaar met de resultaten uit testperiode 1.

#### 4.1.2.3 VERZURINGSGRAAD

Op 23 verschillende dagen is de vetzuursamenstelling bepaald in de mengtank en de reactor. De verzuringsgraad in de mengtank en reactor was gemiddeld 41% en 62% en de gevormde vetzuren bestonden voor het grootste deel uit azijnzuur en propionzuur. Op CZV-basis was de verdeling azijnzuur/propionzuur ongeveer 50/50%. In vergelijking met influent zeefgoed werden er nauwelijks hogere vetzuren gevormd en was de verzuringsgraad een stuk lager. Dit bevestigt dat het zeefgoed uit actief slib veel moeilijker te verzuren is dan influentzeefgoed. NB: Het is niet bekend uit welke componenten het overige deel van de sCOD bestaat die gevormd wordt in de reactor.

#### 4.1.2.4 NUTRIËNTEN

De nutriëntengehaltes in de reactor waren gemiddeld 136 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$  en 164 mg/l  $\text{PO}_4\text{-P}$ . Van nutriëntenlimitatie was dus geen sprake. De relatief hoge nutriëntengehaltes zijn te verklaren door de aanwezigheid van actief slib, dat met het zeefgoed meekomt. Als de P-afgifte van actief slib van rwzi Ommen wordt vergeleken met de P-afgifte in de mengtank dan lijkt 20-50% van het zeefgoed uit actief slib te bestaan.

#### 4.1.2.5 LOOGVERBRUIK

De pH is gedurende de gehele periode gecontroleerd op pH 5,5. Het gemiddelde loogverbruik is slechts 0,3 l/dag wat neerkomt op 4 mol  $\text{NaOH}/\text{m}^3$  en circa 0,2 mol/mol vetzuur<sub>geproduceerd</sub>. Het lage specifieke loogverbruik kan verklaard worden door relatief hoge nutriëntengehaltes en de productie van biogas die beide zorgen voor buffercapaciteit. Dit lijkt ook bevestigd te worden door de trend in het loogverbruik; bij de opstart van de reactor in januari lag het loogverbruik op ongeveer 0,6 l/dag, later daalde dit naar 0,2 l/dag. De daling in loogverbruik correleerde goed met de stijging in biogasproductie.

#### 4.1.2.6 COD-CONVERSIE

In onderstaande tabel is de conversie van COD naar sCOD en  $\text{CH}_4$  weergegeven voor de verzuring van zeefgoed uit actief slib. Circa 14% van de inkomende COD wordt omgezet in sCOD waarbij ongeveer 60% van de sCOD bestaat uit vetzuren. Feitelijk wordt er dus maar 9% van de inkomende COD omgezet in vetzuren.

Naast sCOD wordt ook een klein deel (6%) omgezet in  $\text{CH}_4$ . De totale COD-conversie is met 20% duidelijk lager dan bij influent zeefgoed dat voor 27-40% omgezet werd in sCOD en  $\text{CH}_4$ .

NB: Bij het opstellen van de balans is aangenomen dat zeefgoed uit actief slib eenzelfde COD-waarde heeft als influent zeefgoed (1,5 g COD/g ODS). Dit is echter niet gemeten en onderstaande getallen moeten dan ook als indicatief worden beschouwd. NB: naar de samenstelling van zeefgoed uit actief slib is nauwelijks onderzoek gedaan dus literatuurgegevens over de COD/ODS verhouding van dit type zeefgoed zijn ook niet bekend.

TABEL 10

COD-CONVERSIE IN DE PILOT REACTOR EN MENGKANK IN PERIODE 2

Temp °C	pH	sCOD reactor g/l	tCOD-in %	sCOD %	COD → $\text{CH}_4$ %	COD-conversie %
33	5,5	3,2	100%	14%	6%	20%

### 4.1.3 TESTPERIODE 3: PRIMAIR SLIB

#### 4.1.3.1 INSTELLINGEN

In periode 3 is de pilot gevoed met gravitair ingedikt primair slib (2-5 %DS) van rwzi Oldenzaal. Het slib had een gemiddelde buffertijd van ongeveer 7 dagen op rwzi Oldenzaal en werd wekelijks met een vrachtwagen aangevoerd op rwzi Ommen waar het werd opgeslagen in 2 tanks van elk 2 m<sup>3</sup> inhoud.

Tijdens deze proefperiode waren de procesomstandigheden als volgt (voor uitgebreide instellingen, zie Appendix A7):

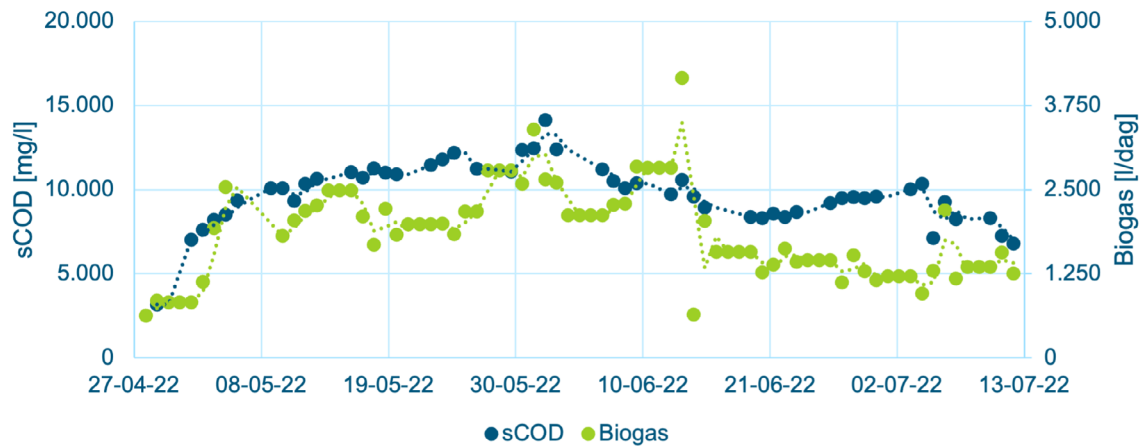
- Temperatuur 32 - 37 °C
- pH: 5 - 5,5
- Verblijftijd: 3 dagen

#### 4.1.3.2 SCOD- EN BIOGASPRODUCTIE

In Figuur 16 zijn de sCOD concentratie in de reactor en de biogasproductie tijdens periode 3 weergegeven:

- De sCOD concentratie varieert van 8-12 g/l en de biogasproductie varieert van 1.000 – 2.700 l/dag.
- De schommelingen zijn deels te verklaren door een variatie in het DS-gehalte in het aangevoerde primair slib. Een hoger DS-gehalte van het primair slib geeft ook een hogere sCOD en biogasproductie.
- Vanaf half juni is geprobeerd om de pH te regelen met behulp van  $\text{CaCO}_3$  dosering. Doordat de kalk matig oploste bleef de pH steken op pH 5,1 en daalde hierdoor de sCOD-concentratie en biogasproductie.
- Voor de periode tot half juni, waarin met NaOH-dosering de pH is geregeld op pH 5,5, is de specifieke sCOD-productie 325 g sCOD/kg ODS (+/- 27%) en 162 l biogas/kg ODS (+/- 35%).

FIGUUR 16 SCOD CONCENTRATIE IN DE REACTOR EN BIOGASPRODUCTIE TESTPERIODE 3 (APRIL T/M JULI 2022)



NB: door een defecte gasmeter zijn er in deze testperiode geen betrouwbare data van de gassamenstelling.

#### MENGTANK

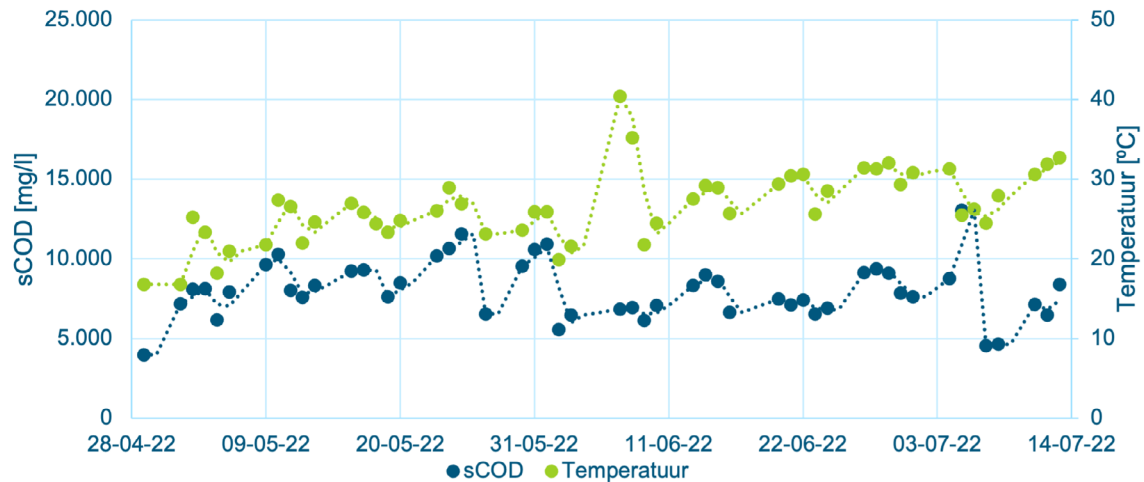
Het primair slib was al behoorlijk verzuurd in de mengtank. De gemiddelde pH in de mengtank was 4,9 (4,5 – 5,4) en de gemiddelde sCOD-concentratie was 8 g/l (6-10 g/l). De hoge sCOD-concentratie in de mengtank kan als volgt worden verklaard:

- Tijdens opslag (circa 3-7 dagen) in de gravitatie-indikker op rwzi Oldenzaal kon het slib al verzuren.
- Tijdens opslag (1 week) bij de pilot in twee gemengde buffertanks voor de reactor kon het slib nog verder verzuren.
- De temperatuur in de mengtank nam tijdens de proeven geleidelijk toe van 20 °C naar 30 °C als gevolg van oplopende buitentemperaturen, dit heeft de verzuring verder gestimuleerd.

In onderstaande grafiek is de sCOD-concentratie in de mengtank weergegeven voor de periode waarin primair slib is aangevoerd en verzuurd (periode 3). Het patroon in de grafiek is een soort zaagtand; als er vers primair slib is aangevoerd (1 keer per week) is de sCOD-concentratie het laagst. Na een week opslag, vlak voor een nieuwe levering van primair slib is de sCOD-concentratie het hoogst. Door het primair slib voldoende verblijftijd te geven kan bij

een temperatuur > 20 °C dus al een sCOD-gehalte van 8-10 g/l bereikt worden. In de wintermaanden zal deze temperatuur niet gehaald worden en zal het sCOD gehalte een stuk lager liggen<sup>1</sup>. In hoofdstuk 5 wordt ingegaan op de betekenis hiervan bij toepassing in de praktijk.

FIGUUR 17 SCOD-GEHALTE MENGKANK EN TEMPERAATUUR



#### 4.1.3.3 VERZURINGSGRAAD

De vetzuursamenstelling is tussen 2 en 23 mei 14 keer bepaald in de mengtank en de reactor. Uit de analyses bleek een gemiddelde verzuringsgraad van respectievelijk 77% en 88%. In de mengtank bestaat 32% van de vetzuren uit azijnzuur en 48% uit propionzuur. Het overige deel wordt gevormd door C-4 en C-5 vetzuren. In de reactor is tot 9 mei ongeveer dezelfde verhouding gemeten; 36% azijnzuur en 46% propionzuur. Vanaf 9 mei wordt er voornamelijk propionzuur gemaakt; 74% van de gevormde vetzuren is in deze periode propionzuur en slechts 3% is azijnzuur. Het overige deel bestaat uit hogere vetzuren. Het is niet duidelijk waarom er naar verhouding veel meer propionzuur wordt gevormd in deze periode.

#### 4.1.3.4 NUTRIËNTEN

De nutriëntengehaltes zijn in de reactor dagelijks gemeten:

- $\text{NH}_4\text{-N}$  varieerde van 200 tot 400 mg/l
- $\text{PO}_4\text{-P}$  varieerde van 100 tot 200 mg/l

Van stikstof en fosfaatlimitatie is dus geen sprake. Er moet juist rekening mee gehouden worden dat, wanneer de geproduceerde vetzuren worden gedoseerd aan de anaerobe tank of denitrificatietank, er een klein deel ammonium en fosfaat meekomt. Afhankelijk van de hoeveelheid primair slib die verzuurd wordt loopt dit op tot 3% fosfaat van de influentvracht van de rwzi en 1% stikstof van de influentvracht van de rwzi.

NB: als gestuurd wordt op een kortere verblijftijd van het primair slib in de vetzuurreactor dan zal het gehalte opgelost  $\text{NH}_4\text{-N}$  en  $\text{PO}_4\text{-P}$  ook lager uitkomen.

#### 4.1.3.5 LOOGVERBRUIK

Het loogverbruik was tussen 2 mei en 13 juni gemiddeld 47 mol NaOH/m<sup>3</sup>. Omgerekend is dit ongeveer 0,4 mol OH/mol vetzuur geproduceerd. Dit is lager dan het verbruik bij de verzuring van influent zeefgoed (0,8-1,1 mol OH/mol VFA). Een verklaring hiervoor kan zijn dat het primaire slib al behoorlijk verzuurd was voordat het de reactor ingepompt werd. Dit was niet het geval bij influent zeefgoed. Een andere verklaring voor het lage loogverbruik

<sup>1</sup> In Januari 2023 is in een monster ingediikt primair slib van rwzi Oldenzaal de pH, DS en sCOD bepaald. Het slib had een pH van 5,3, DS-gehalte van 3,9% en een sCOD-gehalte van 1,5 g/l

kan het hogere nutriëntengehalte van primair slib zijn in vergelijking met influent zeefgoed, waardoor het bufferend vermogen hoger is.

### KALKDOSERING

Tussen 23 juni en 5 juli is geprobeerd om de pH te regelen met een commerciële kalksuspensie (Neutrasorb-HA 72%, Omya B.V.) De kalk is gedoseerd aan de reactor op dezelfde manier als gedaan is met de natronloogdosering.

Ondanks een vrij hoge dosering van > 100 mol CaCO<sub>3</sub>/dag bleek het niet mogelijk om de pH te controleren op pH 5,5, de pH bleef steken op pH 5,2. De lage oplosbaarheid van kalk in water (13 mg/l bij 25 °C) verklaart waarschijnlijk dat de pH niet > pH 5,2 uitkwam. Ter vergelijking: de NaOH dosering was ongeveer 25 mol NaOH/dag).

De kalkdosering is eveneens getest op labschaal, zie hoofdstuk 4.2.4.

#### 4.1.3.6 COD-CONVERSIE

De conversie van COD in primair slib naar sCOD en CH<sub>4</sub> voor de periode 2 mei – 13 juni is weergegeven in Tabel 11. Uit de tabel wordt duidelijk dat 19% van de totale COD in het primair slib in sCOD wordt omgezet en 11% in CH<sub>4</sub>. De concentratie sCOD in het aangevoerde primair slib was in deze periode gemiddeld 6 g/l en na de mengtank met een verblijftijd van ongeveer 7 dagen was de concentratie gemiddeld 8 g/l. Een groot deel van de sCOD-productie vond dus al plaats tijdens primair slib opslag.

TABEL 11 COD-CONVERSIE IN DE REACTOR EN MENGKANK (INCLUSIEF OPSLAG OP RWZI) IN PERIODE 3

Temp °C	pH	sCOD reactor g/l	tCODin %	sCOD %	COD → CH <sub>4</sub> %	COD-conversie %
32	5,5	10,3	100%	19%	11%	30%

## 4.2 AANVULLEND LABONDERZOEK

### 4.2.1 EFFECT VAN PH, TEMPERATUUR EN ZEEFGOEDCONCENTRATIE OP VETZUURPRODUCTIE

#### 4.2.1.1 RESULTATEN

De resultaten van de batch verzuringstesten met variërende zeefgoedconcentraties, temperaturen en pH-waarden zijn weergegeven in Tabel 12. De productie van vetzuren begon vrijwel direct na start van de testen. Dit wijst op de aanwezigheid van hydrolyse enzymen en acidogene bacteriën in het zeefgoed. Dit betekent ook dat er geen externe biomassa-bron toegevoegd hoeft te worden aan een verzuringsreactor.

TABEL 12

RESULTATEN VAN DE BATCH VERZURINGSTESTEN UITGEVOERD DOOR DE TU DELFT. IN DRIE RUNS IS HET EFFECT VAN VERANDERING IN ZEEFGOEDCONCENTRATIE ( $S_0$ ) (RUN 1 EN 2) EN TEMPERATUUR (T) (RUN 2 EN 3) OP DE PRODUCTIESNELHEID ( $\mu_{VFA}$ ), YIELD ( $Y_{VFA}$ ) EN UITEINDELIJKE VETZUURCONCENTRATIE ( $S_{VFA}$ ) GEMETEN BIJ EEN TESTDUUR (T) VAN 42 DAGEN TIJDENS RUN 1 EN 28 DAGEN TIJDENS RUN 2. DE GEMIDDELTE PH TIJDENS DE PROEVEN IS GEGEVEN, TUSSEN HAAKJES STAAN DE MINIMUM EN MAXIMUM PH

Test	$S_0$ (%)	pH <sup>a</sup>	T (°C)	t (d)	$\mu_{VFA}$ (mgCOD/ gVS <sub>0</sub> /d)	$Y_{VFA}$ (mgCOD/ gVS <sub>0</sub> )	$S_{VFA}$ (gCOD/L)
1	0,5	6,5 [5,3, 7,1]	25	42	15,9	325	1,50
1	1	6,5 [5,1, 7,0]	25	42	17,6	353	3,36
1	2	6,4 [5,0, 7,2]	25	42	35,0	513	9,35
2	2	6,4 [5,5, 7,5]	15	28	14,9	276	5,11
2	3	6,4 [5,3, 7,5]	15	28	12,0	239	6,54
2	5	6,3 [5,2, 7,2]	15	28	12,5	263	11,98
2	7	6,3 [5,1, 7,2]	15	28	12,1	230	14,72
3	2	6,6 [6,1, 7,0]	10,1	28	9,2	162	2,95
3	2	6,4 [5,6, 7,0]	14,9	28	14,3	281	5,09
3	2	6,3 [5,2, 7,1]	20,6	28	20,6	440	7,95
3	2	6,2 [4,9, 7,0]	24,8	28	31,2	513	9,45
2(c)	2	5,8 [4,3, 7,3]	19,6	28	9,1	179	3,18
3(c)	2	5,6 [4,6, 7,1]	20,6	28	11,0	217	3,93

*Effect van zeefgoedconcentratie:*

Tijdens run 1 was een kleine toename in vetzuurproductiesnelheid en yield zichtbaar bij een verhoging van 0,5 tot 1% zeefgoedconcentratie (toename in snelheid en yield allebei ongeveer 10%). Bij een toename van 1 tot 2% zeefgoed was de verhoging aanzienlijker (snelheid 100% hoger, yield 45% hoger). De hoogste gehaalde snelheid was 35 mg COD/g VS<sub>0</sub>/d en de hoogst gehaalde yield 513 mg COD/g VS<sub>0</sub>.

Tijdens run 2 leidde een verhoging van 2 tot 7% zeefgoedconcentratie tot een afname van ongeveer 30% in snelheid en VFA-yield. De uiteindelijke vetzuurconcentratie was met een concentratie van 14,7 g COD/l het hoogst bij de hoogste zeefgoedconcentratie (7%).

*Effect van temperatuur:*

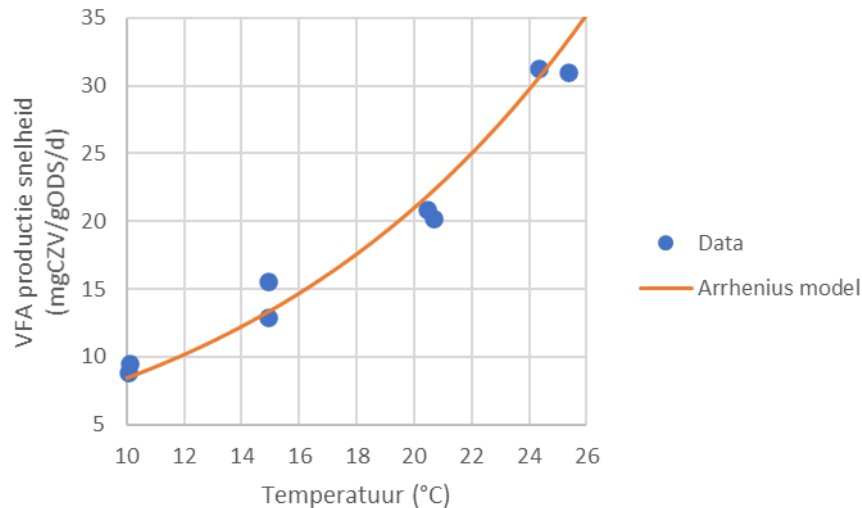
Tijdens run 2 was de temperatuur lager dan tijdens run 1 (15°C versus 25°C), dit leidde tot lagere snelheden en yields. Bij dezelfde zeefgoedconcentratie (2%) leidde een verlaging van 25 tot 15 °C tot een verlaging van ongeveer 50% in snelheid en yield. Hetzelfde verband was te zien in run 3: hierin werd de temperatuur gevarieerd tussen 10 en 25 °C. Ook hier leidde een toename van de temperatuur van 10 °C tot een verdubbeling van de snelheid.

De vetzuurproductiesnelheden zijn gefit met het Arrhenius model en weergegeven in Figuur 18. Het Arrhenius model is een exponentieel model waarbij een toename van 10 °C tot een verdubbeling van de snelheid leidt. Figuur 18 laat zien dat het effect van temperatuur op de vetzuurproductiesnelheid goed met het Arrhenius model beschreven kan worden.



FIGUUR 18

EFFECT VAN TEMPERatuur OP VETZUURPRODUCTIESNELHEID, GEFIT VOLGENS HET ARRHENIUS MODEL



#### Effect van pH regeling

In run 2 en 3 is beiden een fles ingezet waarin de pH niet is gecorrigeerd. In deze flessen is de pH gedaald tot 4,3 en 4,6. De vetzuurproductiesnelheid en yield waren in beide flessen ongeveer een factor twee lager dan in de flessen waarin onder verder gelijke condities de pH wel werd gecorrigeerd. In de praktijk zal dosering van loog aan de reactor de vetzuurproductie dus waarschijnlijk verhogen.

#### Vetzuursamenstelling

Tijdens de testen werd op verschillende momenten de vetzuurcompositie gemeten. De verzuringsgraad varieerde van 88-103% en was gemiddeld 97% (N.B. de sCOD-concentraties genoemd in deze paragraaf zijn daadwerkelijke vetzuur-SCOD concentraties, berekend uit resultaten van GC-analyses, i.p.v. sCOD concentraties gemeten met Hach Lange kits. Vandaar dat de verzuringsgraad boven de 100% uit kan komen). Er werd voornamelijk azijnzuur en propionzuur gemeten, daarnaast een kleiner deel boterzuur en valeriaanzuur. Azijnzuur en propionzuur zijn beide geschikte substraten voor het bio-P proces.

### 4.2.2 AEROBE EN ANAEROBE AFBRAAKTESTEN ZEEFGOED, RESTZEEFGOED EN FILTRAAT

#### AEROBE AFBREEKBAARHEID

In een aerobe afbreekbaarheidstest is de afbreekbaarheid van ruw zeefgoed vergeleken met verzuurd zeefgoed uit de pilotreactor en met het filtraat van gefilterd verzuurd zeefgoed uit de pilot reactor. De test is uitgevoerd bij 20 °C gedurende 30 dagen en het resultaat geeft een indicatie van de maximale aerobe afbraak in een actief slibstelsysteem. De resultaten waren als volgt:

TABEL 13

AEROBE AFBREEKBAARHEID ZEEFGOED, VERZUURD ZEEFGOED EN FILTRAAT VAN GEFILTERD VERZUURD ZEEFGOED

Substraat	Aerobe afbreekbaarheid CZV <sup>2</sup>
Ruw zeefgoed <sup>1</sup>	52,3% ± 1,4%
Verzuurd zeefgoed pilot	60,4% ± 1,7%
Filtraat gefilterd verzuurd zeefgoed	72,1% ± 6,4%

<sup>1</sup> Het ruwe zeefgoed was voor deze test afkomstig van rwzi Beemster i.p.v. rwzi Aarle-Rixtel. De reden voor deze keus was dat de fijnzeef tijdelijk buiten gebruik was op Aarle-Rixtel en monsternamen van ruw zeefgoed daar niet mogelijk was.

<sup>2</sup> De afbreekbaarheid is gecorrigeerd voor een verhoogde VFA-concentratie in de monsters. Per monster is de BZV-waarde na 30 dagen bepaald waar de VFA-concentratie in het monster vanaf is getrokken. De rest BZV-waarde is een maat voor de aerobe afbreekbaarheid van de gesuspendeerde organische stof in het monster.

Uit de tabel blijkt dat de afbreekbaarheid van zeefgoed door verzuring fors toeneemt. Dit kan worden verklaard door hydrolyse waarbij grotere deeltjes/vezels in kleinere uiteenvallen en in oplossing gaan. Het filtraat van gefilterd verzuurd zeefgoed bevat in vergelijking met ruw zeefgoed de minste grote deeltjes en heeft daarom ook de hoogste aerobe afbreekbaarheid. Verzuren van zeefgoed zal dus een verlaging van de slibproductie tot gevolg hebben door een verhoogde afbreekbaarheid van het verzuurde zeefgoed.

#### ANAEROBE AFBREEKBAARHEID

De anaerobe afbreekbaarheid van ruw zeefgoed is vergeleken met verzuurd zeefgoed en gefilterd verzuurd zeefgoed. Met een BMP-test is de methaanproductie bij 37 °C gedurende 38 dagen gevolgd. Na correctie voor verhoogde VFA-gehalten in de monsters is de anaerobe afbreekbaarheid voor de verschillende substraten berekend:

TABEL 14

ANAEROBE AFBREEKBAARHEID RUW ZEEFGOED, VERZUURD ZEEFGOED, GEFILTERD VERZUURD ZEEFGOED

	Anaerobe afbreekbaarheid CZV
Ruw zeefgoed	56,8% ± 8,4%
Verzuurd zeefgoed pilot	68,2% ± 6,4%
Gefilterd verzuurd zeefgoed	51,5% ± 7,8%

De tabel laat zien dat verzuurd zeefgoed de hoogste anaerobe afbreekbaarheid heeft wat in lijn is met de resultaten van de aerobe afbreekbaarheidstest. Kleinere deeltjes/vezels leiden kennelijk tot zowel een verbeterde aerobe als anaerobe afbraak. Echter, het verzuurde zeefgoed moet worden gefilterd om de opgeloste vetzuren te kunnen benutten voor de nutriëntenverwijdering. De filterfractie (gefilterd verzuurd zeefgoed) die hierbij overblijft kan als rest zeefgoed worden vergist. Deze fractie heeft juist een iets lagere afbreekbaarheid in vergelijking met ruw zeefgoed (52% i.p.v. 57%). De lagere afbreekbaarheid van het restzeefgoed kan worden verklaard doordat 20-30% van de organische stof al is omgezet in VFA en CH<sub>4</sub> tijdens de verzuringstap. Eigenlijk zou, op basis van de omzetting die reeds heeft plaatsgevonden in de verzuringstap verwacht mogen worden dat de anaerobe afbreekbaarheid van het restzeefgoed 20-30% lager is dan die van het ruwe zeefgoed. Uit de test blijkt dat de afbreekbaarheid slechts 10% lager ligt (52% i.p.v. 57%). Dus ook de beperkt lagere afbreekbaarheid van het restzeefgoed bevestigt dat verzuring overall leidt tot een hogere anaerobe afbraak.

#### 4.2.3 DENITRIFICATIE EN P-RELEASE TESTEN

##### Denitrificatietesten

Denitrificatietesten zijn uitgevoerd met actief slib (afkomstig van rwzi Harnasch Polder) zowel op de TUD als in het lab van RHDHV. Bij de testen op de TUD is de denitrificatiesnelheid met zeefgoed, verzuurd zeefgoed en gefilterd verzuurd zeefgoed onderzocht. Bij de test in het lab van RHDHV is de denitrificatiesnelheid met verzuurd primair slib onderzocht. De testen zijn uitgevoerd bij 20 °C. De volgende resultaten kwamen uit de testen:

- Denitrificatiesnelheid:
  - Met verzuurd zeefgoed/primair slib: 2-3 mg NO<sub>3</sub>-N/g DS.hr
  - Met zeefgoed: 1 mg NO<sub>3</sub>-N/g DS/hr
- Verloop denitrificatiesnelheid: eerst snel (2-3 mg NO<sub>3</sub>-N/g DS.hr) daarna als de VFA's geconsumeerd zijn langzaam (1 mg NO<sub>3</sub>-N/g DS.hr)
- Endogene denitrificatie met actief slib is circa 0,3 mg NO<sub>3</sub>-N/g DS.hr

De verhoogde denitrificatiesnelheid met verzuurd zeefgoed en verzuurd primair is vergelijkbaar met resultaten uit eerdere denitrificatietesten, zie STOWA 2019-16. De opgeloste vetzuren zorgen voor een versnelde denitrificatie. Als de vetzuren niet aanwezig zijn (ruw zeefgoed) of verbruikt zijn (na circa 1 uur bij verzuurd zeefgoed en gefilterd verzuurd zeefgoed) dan is de denitrificatiesnelheid significant lager maar er is nog wel sprake van denitrificatie. De onopgeloste COD die nog in dit substraat aanwezig is, is nog afbreekbaar en draagt dus bij aan denitrificatie.

NB:

- Gefilterd verzuurd zeefgoed: filtraat na filtratie over 200 µm zeef
- Verzuurd primair slib: afkomstig uit pilot en gecentrifugeerd gedurende 20 min op 4.500 RPM. Het centraat met de opgeloste vetzuren is gebruikt in de denitrificatietest.

#### FOSFAATAFGIFTETESTEN

Op de TUD is de P-afgifte van actief slib (afkomstig van rwzi Harnasch Polder) getest met toevoeging van zeefgoed, verzuurd zeefgoed en gefilterd verzuurd zeefgoed. Het verzuurde zeefgoed was net als bij de denitrificatietesten afkomstig uit de pilot. Filtratie van het verzuurde zeefgoed is gedaan met een 200 µm zeef. Uit de testen blijkt dat met verzuurd zeefgoed en gefilterd verzuurd zeefgoed een P-afgiftesnelheid van 8-9 mg P/g ODS.uur wordt gehaald. Met zeefgoed is de P-afgiftesnelheid 2,8 mg P/g ODS.uur. In het handboek biologische fosfaatverwijdering (STOWA 2001-15) staat in tabel 1 een kwalificatie van bio-P slib aan de hand van P-afgifte snelheden:

- Matig bioP slib: P-afgifte snelheid < 3 mg P/g ODS.uur
- Goed bioP slib: P-afgifte snelheid 3-7 mg P/g ODS.uur
- Zeer goed bioP slib: P-afgifte snelheid > 7 mg P/g ODS.uur

De P-afgifte met verzuurd zeefgoed kan dus als zeer goed gekenmerkt worden. NB: de tabel in het bioP handboek is bedoeld als een kwalificatie van het slib qua P-afgifte capaciteit en niet als kwalificatie van type CZV voor P-afgifte. Aangezien de P-afgiftesnelheid > 7 mg P/g ODS.uur mag verondersteld worden dat er gebruik gemaakt is van goed bioP-slib in combinatie met een VFA-mix met dezelfde kwaliteit als azijnzuur.

#### 4.2.4 KALKDOSERING VOOR PH CORRECTIE

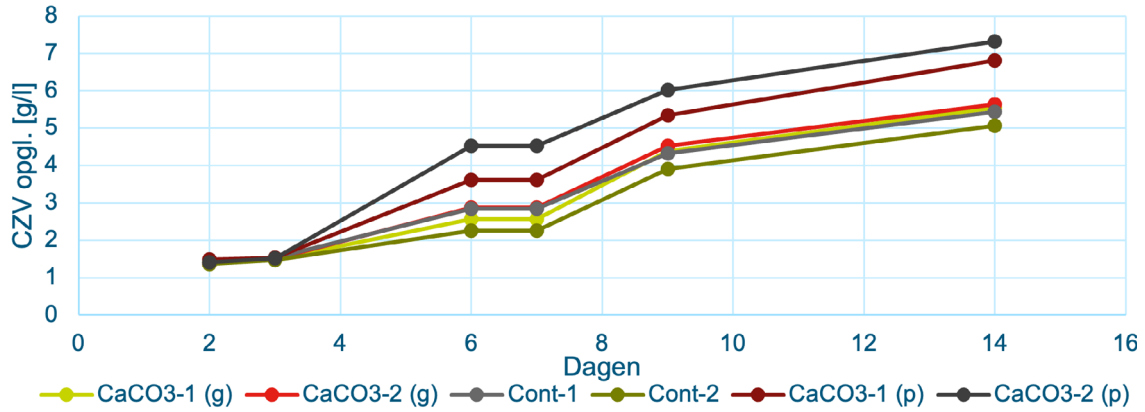
Het verloop van opgeloste CZV, pH en biogasproductie gedurende de tijd, gemeten tijdens batch verzuringstesten met zeefgoed, zonder en met pH correctie d.m.v. calciumcarbonaat ( $\text{CaCO}_3$ ) is weergegeven in Figuur 19, Figuur 20 en Figuur 21. Calciumcarbonaat is toegevoegd in twee vormen, in korrels verkregen via Aquaminerals (g) en in poedervorm (p). De testen zijn uitgevoerd in duplo.

De CZV (opgelost) neemt in alle flessen toe gedurende de tijd (Figuur 19). In de flessen met poedervorming calciumcarbonaat neemt het meer toe, tot ongeveer 7.0 g/l, ongeveer 1.8 g/l hoger dan in de flessen zonder pH correctie en met het korrelvormige calciumcarbonaat. De vetzuurproductie in deze flessen is nagenoeg gelijk.

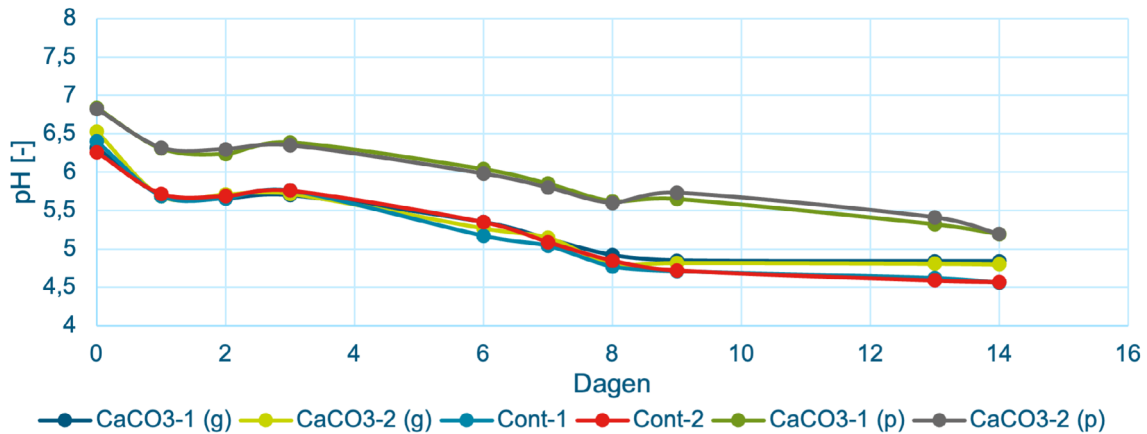
Eenzelfde trend blijkt uit het verloop van de pH (Figuur 20) en de biogasproductie (Figuur 21). De pH daalt tot ongeveer 4.5 in de flessen zonder pH correctie, tot 4.8 in de flessen met calciumcarbonaat korrels en tot 5.2 in de flessen met poedervorming calciumcarbonaat. De biogasproductie is bij dosering van poedervormig calciumcarbonaat 61% hoger dan de referentie zonder pH controle en gemiddeld 37% hoger dan bij dosering van kalkkorrels.

Geconcludeerd kan worden dat dosering van poedervormig calciumcarbonaat effectiever is voor het verhogen van de pH dan kalkkorrels. Dit leidt tot een hogere vetzuur- en biogasproductie. Kalkkorrels lijken minder effectief, mogelijk lossen deze niet goed in de toegepaste condities.

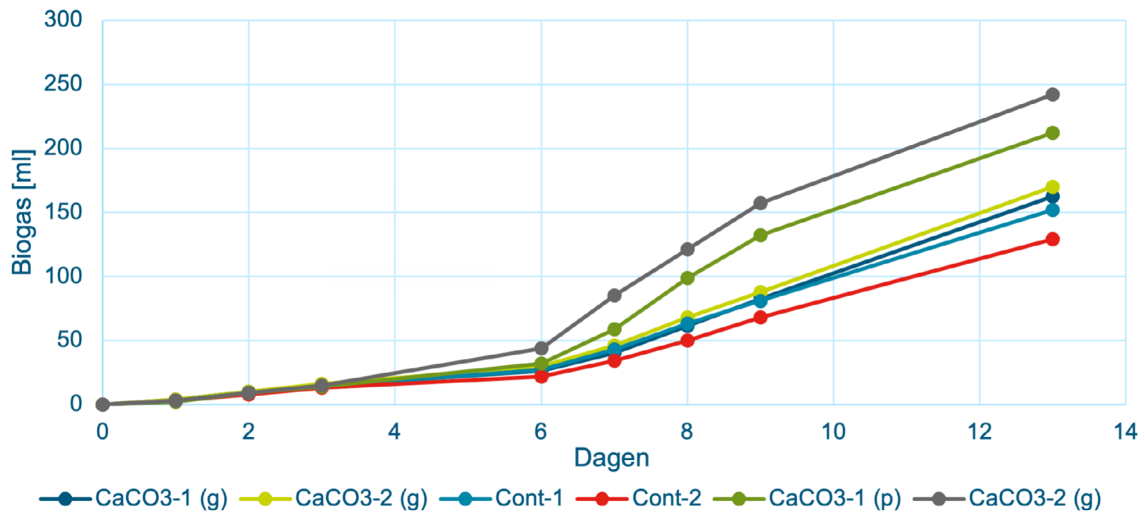
**FIGUUR 19** VERLOOP VAN DE CONCENTRATIE OPGELOSTE CZV IN DE TIJD, GEMETEN TIJDENS BATCH VERZURINGSTESTEN ZONDER (CONT) EN MET PH CORRECTIE D.M.V.  $\text{CaCO}_3$  (G:  $\text{CaCO}_3$  TOEGEVOEGD IN KORRELVORM (AQUAMINERALS), P:  $\text{CaCO}_3$  TOEGEVOEGD IN POEDERVORM). TESTEN UITGEVOERD IN DUPLO (1 EN 2)



**FIGUUR 20** VERLOOP VAN DE PH, GEMETEN TIJDENS BATCH VERZURINGSTESTEN ZONDER (CONT) EN MET PH CORRECTIE D.M.V.  $\text{CaCO}_3$  (G:  $\text{CaCO}_3$  TOEGEVOEGD IN KORRELVORM (AQUAMINERALS), P:  $\text{CaCO}_3$  TOEGEVOEGD IN POEDERVORM). TESTEN UITGEVOERD IN DUPLO (1 EN 2)



FIGUUR 21 BIOGASPRODUCTIE, GEMETEN TIJDENS BATCH VERZURINGSTESTEN ZONDER (CONT) EN MET PH CORRECTIE D.M.V.  $\text{CaCO}_3$  (G:  $\text{CaCO}_3$  TOEGEVOEGD IN KORRELFORM (AQUAMINERALS), P:  $\text{CaCO}_3$  TOEGEVOEGD IN POEDERVORM). TESTEN UITGEVOERD IN DUPLO (1 EN 2)



Aan het eind van de test is per sample de vetzuurconcentratie- en samenstelling gemeten en de verzuringsgraad berekend (percentage opgeloste CZV aanwezig als vetzuur-CZV). De verzuringsgraad varieerde van 53% in de referentie zonder pH controle, tot 58% met kalkkorreltoevoeging en 61% bij kalkpoeder toevoeging. De verzuringsgraad is dus wat hoger wanneer er pH controle plaatsvindt. Opvallend is dat de verzuringsgraad aanzienlijk lager is dan tijdens de lab- en pilottesten die met zeefgoed zijn uitgevoerd (4.2.1, 4.1.1.3). In deze testen was de verzuringsgraad 80-100%. Een mogelijke verklaring voor het verschil in verzuringsgraad is de duur van de batchtest. Bij de proeven met kalkdosering was deze 14 dagen, bij de batchtesten op de TUD was deze 28 dagen.

De verdeling van de verschillende vetzuren op CZV-basis was in alle monsters redelijk gelijk:

- Azijnzuur: 41% (38-43%)
- Propionzuur: 26% (23-30%)
- Boterzuur: 19% (16-21%)
- Capronzuur: 11% (10-12%)
- Valeriaanzuur: 3% (1-7%)

De vetzuursamenstelling week af van de pilot waar het aandeel hogere vluchtige vetzuren (> C3) maximaal 5-10% was. De reden hiervoor is niet duidelijk.

#### VERGELIJKING KALKDOSERING OP LABSCHAAL MET NATRONLOOGDOSERING IN DE PILOT

Bij een pH van 5 kan in theorie ongeveer 2 mol vetzuren (= 2 mol  $\text{H}^+$ ) geneutraliseerd worden met 1 mol kalk.  $\text{CaCO}_3$  lost op als  $\text{Ca}^{2+}$  en  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$  wordt met  $\text{H}^+$  geneutraliseerd via  $\text{HCO}_3^+$  (pka = 10,25) naar  $\text{H}_2\text{CO}_3$  (pka = 6,36). Bij natronloogdosering geldt dat 1 mol  $\text{OH}^-$  1 mol  $\text{H}^+$  neutraliseert. Toen de pilot werd bedreven met influentzeefgoed, bleek dit redelijk te kloppen, zie hoofdstuk 4.1.1.5.

In de labproeven is 27 mmol/l  $\text{CaCO}_3$  gedoseerd waarmee in theorie ongeveer 54 mmol VFA geneutraliseerd kan worden bij een pH van 5. In de flessen met kalkpoeder was de pH aan het eind van de proef 5,2 en de VFA-concentratie 40 mmol/l. Deze concentratie is iets lager dan de berekende 54 mmol/l VFA op basis van het bufferend vermogen van de toegevoegde kalk. Echter, de test duurde 14 dagen en het is niet duidelijk of de maximale VFA-concentratie al was bereikt. Aangezien de pH 5,2 was aan het eind van de proef (bij de flesjes zonder kalk en

met kalkkorrels was de pH aan het eind van de proef  $< \text{pH } 5$ ) is het aannemelijk dat een deel van de kalkpoeder nog kon oplossen en de VFA-concentratie nog verder door kon stijgen.

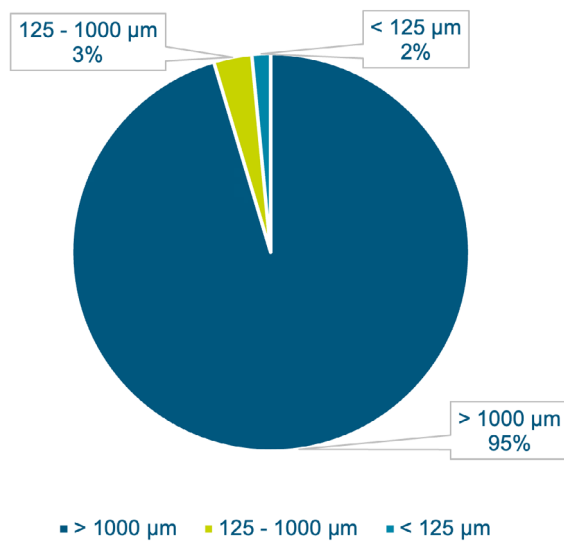
Op basis van de labresultaten is besloten kalkdosering ook te testen op pilotschaal. Deze resultaten zijn beschreven in 4.1.3.5.

#### 4.2.5 SCHEIDING VETZUREN EN REST ZEEFgoed/-SLIB

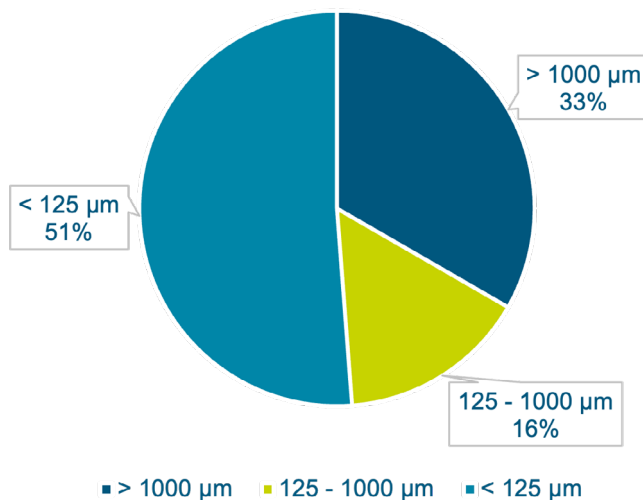
*Fractionering verzuurd zeefgoed uit influent*

De zeeffracties van monsters genomen uit de mengtank en de reactor van de pilot op rwzi Aarle-Rixtel zijn bepaald door de monsters te zeven met verschillende maaswijdtes. Van de gezeefde fracties is het DS-gehalte bepaald (Figuur 22 en Figuur 23).

FIGUUR 22 DEELTJESGROOTTEVERDELING VAN MONSTERS VAN DE MENGtank VAN DE PILOT BIJ AARLE RIXTEL, BEPAALD DOOR HET METEN VAN HET DROGE STOFGEHALTE VAN DE VERSCHILLENDE ZEEFFRACTIES



FIGUUR 23 DEELTJESGROOTTEVERDELING VAN MONSTERS VAN DE REACTOR VAN DE PILOT BIJ AARLE RIXTEL, BEPAALD DOOR HET METEN VAN HET DROGE STOFGEHALTE VAN DE VERSCHILLENDE ZEEFFRACTIES



De vaste fractie van het monster van de mengtank bleef grotendeels ( $> 90\%$ ) liggen op een zeef met een maaswijdte van 1 mm (Figuur 22). Het monster van de reactor gaf een ander beeld, hiervan bleef 30% liggen op een zeef van 1 mm en meer dan 50% spoelde nog door een zeef met een maaswijdte van 125 µm heen (Figuur 23). Om uit te sluiten dat de versnijder tussen

de mengtank en de reactor invloed heeft gehad op de deeltjesgrootte, is ook een monster na de versnijder (voor de reactor) getest. Net als het monster van de mengtank werd hierbij 90% afvangen op een zeef met een maaswijdte van 1mm.

Gedurende het verzuringsproces lijken de deeltjes dus kleiner te worden wat verklaard kan worden door hydrolyse.

Bij de labtesten op de TUD werd het verzuurde zeefgoed met een 200  $\mu\text{m}$  zeef gefilterd en werd 55% verwijdering van organische droge stof bereikt. Deze resultaten zijn vergelijkbaar met bovenstaande fractionering voor verzuurd zeefgoed.

#### **PILOTSCHAAL SCHEIDING VETZUREN UIT VERZUURD PRIMAIR SLIB**

De scheiding tussen zwevende stof en vetzuren uit verzuurd primair slib is op iets grotere schaal onderzocht met een trilzeef van Beta industries BV. Enkele jerrycans met verzuurd primair slib (2% TS, monsternamen 14 juli 2022) zijn gefilterd over een trilzeef met maaswijdtes van 500, 180 en 30  $\mu\text{m}$ .

De filterfractie had een TS-gehalte van 9,6 – 11,3% DS en verschilde nauwelijks tussen de verschillende zeven. Het filtraat had een TS-gehalte van 1,3 – 1,7 % TS waarbij de laagste waarde werd gemeten bij de zeef van 30  $\mu\text{m}$ . De TS-afscheiding met behulp van een trilzeef is dus 15 - 35%. Dit is lager dan de verwijdering die gevonden is bij het zeven van verzuurd zeefgoed met handzeven waarbij ongeveer 50% verzuurd zeefgoed achterbleef op een zeef > 125  $\mu\text{m}$ . Opgemerkt moet worden dat het om indicatieve resultaten gaat. De mate van trilling bij de trilzeef en de DS-belasting van de zeef die leidt tot meer of minder koekfiltratie kunnen een groot verschil maken in het eindresultaat.

Als het filtraat nog wordt gecentrifugeerd (1.800 RPM, 25 min) dan zakt het TS-gehalte naar 0,4% TS en is het afscheidingsrendement ongeveer 80%. Een hogere afscheiding lijkt dus mogelijk.

#### **LABSCHAAL ONTWATERING VERZUURD PRIMAIR SLIB**

Met het verzuurde primair slib zijn tevens enkele lab-ontwateringstesten gedaan. Het ontwaterde verzuurde primair slib had na behandeling met een minifilterpers en centrifuge een gemiddeld DS-gehalte van 37,8% ( $\pm$  0,4%) bij een PE-dosering van 12,6 gram PE-actief/kg DS. Dit is in lijn met de verwachting aangezien primair slib goed ontwaterbaar is. Bij lagere PE-doseringen (9,2 – 11,9 g PE-actief/kg DS) werden vergelijkbare DS-gehalten gevonden (36,2% DS – 38,2% DS) maar was het centraat nog troebel.

#### **DOORKIJK NAAR DE PRAKTIJK**

Voor een praktijktoepassing zal per situatie bekeken moeten worden welk afscheidingsrendement na de VFA-reactor nodig is en met welke techniek dit bereikt kan worden. Bij een eenvoudige zeefstap kan waarschijnlijk 50% TS verwijdering bereikt worden. Als er PE wordt gedoseerd dan kan de afscheiding sterk verbeteren en is 70-95% afscheiding mogelijk.

#### 4.4 VERGELIJKING RESULTATEN PILOT- EN LABONDERZOEK

Als de onderzoeksresultaten die behaald zijn met de pilot worden vergeleken met de labresultaten dan valt het volgende op.

##### YIELD

De totale vetzuurproductie uit influent zeefgoed (yield) in de pilot kwam uit op 220-300 mg sCOD/g ODS. Dit was bij een temperatuur > 30 °C, pH 5,5 en een HRT van 3 dagen. De labtesten zijn uitgevoerd als batchtest bij lagere temperaturen (15-25 °C) en liepen langer door (28-42 dagen). De gemiddelde yield in de testen waarbij de pH gecontroleerd werd rond pH 6 was 326 mg sCOD/g ODS. De yield in de batchtesten en in de pilot liggen dus min of meer in dezelfde range. In het vooronderzoek naar verzuring van zeefgoed werd 26% van de organische stof omgezet in een gemengde reactor bij een verblijftijd van 6 dagen, pH 6,5 en een temperatuur van 37 °C. Een kolomproef waarbij geperst zeefgoed met kraanwater en nutriënten gedurende 27 dagen en kamertemperatuur werd gepercoleerd gaf een omzetting van organische stof in vetzuren van 25,3%. Omgerekend zijn dit yields van 380-390 mg sCOD/g ODS. Deze waarden liggen dus iets hoger dan in de pilot en de labproeven die in dit onderzoek zijn uitgevoerd. Echter, de proeven zijn niet helemaal vergelijkbaar door verschillen in pH en temperatuur. De gemengde reactor werd bedreven als semi-continu met voeding van maandag tot vrijdag. Uit de metingen bleek dat het proces niet in steady state was en methaanvormers ingroeyden. Dit is in lijn met de ervaring in de pilot waarbij ook methaanproductie gemeten werd bij een pH > 5,5.

##### OMZETTINGSSNELHEID

De VFA-productiesnelheid uit influent zeefgoed is in de pilot 60-90 mg sCOD/g ODS.d bij een temperatuur van 37 °C en een pH van 5,5 in de reactor.

Uit de labtesten blijkt een VFA-productiesnelheid van ongeveer 23 mg sCOD/g ODS.d bij 25 °C. Verder blijkt dat de snelheid ongeveer een factor 2 toeneemt met 10 °C temperatuurstijging. Als de labresultaten worden doorvertaald naar een temperatuur van 37 °C dan geeft dit een snelheid van circa 46 mg sCOD/g ODS.d. In de pilot wordt dus een hogere snelheid gehaald maar de labtesten hadden een veel langere looptijd in vergelijking met de verblijftijd in de reactor (3 dagen). Dit geeft een wat vertekend beeld omdat de vetzuurproductie tijdens de test afvlakt en de gemiddelde snelheid in een lange batchtest dan lager uitkomt.

##### KALKDOSERING

Het effect van kalkdosering op de vetzuurproductie is op labschaal getest door dosering van kalkpoeder en kalkkorrels aan batchtesten. De kalk is hierbij gedoseerd aan het begin van de test en een duidelijke verhoging (+ 20 - 40%) van de sCOD-concentratie was zichtbaar bij dosering van kalkpoeder ten opzichte van dosering van kalkkorrels en de controle zonder kalk. In de pilot is de kalkdosering tijdelijk getest in de periode waarin primair slib werd behandeld. Hierbij is kalk als een slurrie (72% CaCO<sub>3</sub>) gedoseerd aan de reactor. Ondanks een vrij hoge dosering van > 100 mol CaCO<sub>3</sub>/dag bleek het niet mogelijk om de pH te controleren op pH 5,5 zoals gebruikelijk was met NaOH dosering (25 mol NaOH/dag). De pH bleef steken op pH 5,2 in deze periode. Mogelijk lost de kalk beter op als het met een lagere concentratie wordt gedoseerd. Ook gebruik van Ca(OH)<sub>2</sub> oplossing is mogelijk een goedkoper en duurzamer alternatief voor natronloog. De oplosbaarheid van Ca(OH)<sub>2</sub> is met 1,7 – 1,9 g/l (bij respectievelijk 0-20 °C) meer dan 10 keer hoger dan CaCO<sub>3</sub>. Extra proeven zijn nodig om duidelijkheid te krijgen over de haalbaarheid van kalkdosering.



#### 4.5 DYNAMISCHE MODELLERING EFFECT VETZUREN OP N- EN P-VERWIJDERING

Met een ASM2d model van rwzi Aarle-Rixtel is het effect van verschillende doseerstrategieën op de effluentkwaliteit onderzocht. De voornaamste conclusie van de modelstudie was het belang van influent fractionering voor kalibratie van het model. Met een globale gevoeligheidsanalyse is bepaald dat de fractie gebonden CZV ( $X_s$  en  $X_i$ ) de meest invloedrijke parameter was voor de fosfaatverwijdering. De bio-P organismen kunnen vluchtige vetzuren ( $S_A$ -fractie) en fermenteerbaar CZV ( $S_F$ -fractie) als substraat gebruiken. Deze fracties worden niet gemeten in de praktijk. In het model zijn deze fracties geschat op basis van Roeleveld en Van Loosdrecht (2002). Hierbij zijn de  $S_A$  en  $S_F$ -fracties geschat op basis van de concentratie totaal CZV en de fractie gebonden CZV. Voor de fractie gebonden CZV was geen historische meetdata beschikbaar. Om toch een beeld te krijgen van de fractie gebonden CZV zijn in een periode van één week 5 influent monsters genomen en geanalyseerd voor totaal en opgelost CZV. Hieruit volgde dat de fractie gebonden CZV  $0,63 \pm 0,12$  was voor Aarle-Rixtel. Deze parameter kan dus sterk variëren, wat het een essentieel onderdeel van het model maakt. Bij gebrek aan data is een constante fractie verondersteld. Het model was door deze beperking helaas niet in staat om de pieken in de fosfaat effluent concentratie te beschrijven. De uitkomsten van het dynamische model zijn daarom moeilijk op waarde te schatten.

Ondanks de limitatie van het model kunnen de verschillende doseerstrategieën onderling wel vergeleken worden. Het doseren van VFA's had een positief effect op zowel N- en P-verwijdering en er was weinig onderscheid tussen de verschillende strategieën.

Met continue, periodieke (alleen van 00:00-07:00 's nachts) en debiet-proportionele dosering werd een vergelijkbare effluentkwaliteit behaald. In alle drie de gevallen daalde de effluent fosfaatconcentratie met 0,2-0,3 mg/l van 0,7-0,8 tot 0,5 mg P/l. De ammoniumgehalten bleven gelijk en de nitraatconcentraties daalden met ongeveer 1 mg/l van 5,5 naar 4,7 mg  $\text{NO}_3\text{-N/L}$ . Als het vetzuurmengsel niet gezeefd werd dan was geen daling te zien in P- en N-gehalte. De meest logische verklaring hiervoor is een hogere slibbelasting in vergelijking met de huidige situatie waarin het zeefgoed wordt afgevoerd.

De resultaten laten het volgende zien:

- Zowel het  $\text{PO}_4\text{-P}$ - als  $\text{NO}_3\text{-N}$ -gehalte in het effluent kan dalen bij een vetzuurdosering van 20 mg/l VFA-CZV,
- Zeven van het vetzuurmengsel kan van invloed zijn.
- De doseerstrategie lijkt niet veel verschil te maken

NB: deze modelresultaten zijn gevonden voor Aarle-Rixtel en niet direct door te vertalen naar andere rwzi's. Mogelijk is het effect op andere rwzi's groter of kleiner door andere beperkende factoren.

# 5

## TOEPASSING IN DE PRAKTIJK

In dit hoofdstuk wordt ingegaan op de toepassing van vetzuurproductie uit primair slib of zeefgoed in de praktijk. Eerst wordt ingegaan op het ontwerp van een VFA-reactor. Daarna worden kosten gegeven van het vetzuurproces wanneer toegepast op een rwzi met een schaal-grootte van 100.000 ie. Vervolgens wordt de economische haalbaarheid en de duurzaamheid beschouwd voor een drietal scenario's. Bij de scenario's worden ook een aantal casestudies uit de praktijk besproken.

1. Vetzuren voor stikstofverwijdering.
2. Vetzuren voor fosfaatverwijdering
3. Vetzuren voor bioplastics

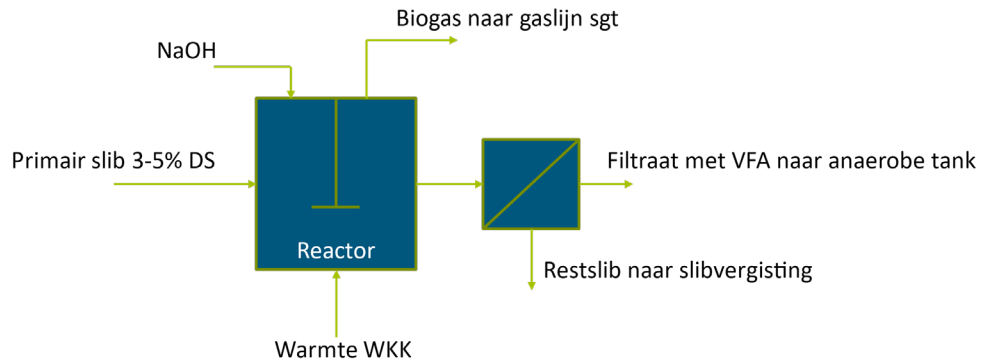
Het hoofdstuk wordt afgesloten met een discussieparagraaf waarin een overzicht wordt gegeven van de belangrijkste kansen en zaken die nog extra aandacht behoeven.

NB: omdat vetzuurproductie uit primair slib meer voor de hand ligt dan vetzuurproductie uit zeefgoed (er zijn veel meer rwzi's met een voorbezinktank dan met een fijnzeef) is bij de cases uitgegaan van primair slib als bron voor vetzuren. In hoofdstuk 5.7 wordt voor de vergelijking ook ingegaan op vetzuurproductie uit zeefgoed.

### 5.1 ONTWERP

Het ontwerp van de VFA-reactor is gebaseerd op een gasdichte en gemengde reactor met een temperatuur van 30 °C en een hydraulische verblijftijd van ongeveer 3 dagen. De pH wordt geregeld door dosering van NaOH. Na de reactor wordt het verzuurde primair slib of zeefgoed gefiltreerd waarbij ongeveer 50-70% van de onopgeloste bestanddelen wordt afgescheiden. Dit restslib wordt vergist, het filtraat bevat de geproduceerde vetzuren en wordt gedoseerd aan de anaerobe of denitrificatietank. Het biogas dat geproduceerd wordt tijdens de verzuring, wordt opgevangen en afgevoerd naar de bestaande biogaslijn van de slibvergisting.

In Figuur 24 is een voorbeeld weergegeven van inpassing van het vetzuurproces op een zuivering voor verzuring van primair slib. De reactor wordt hierbij verwarmd met warmte van een WKK omdat dit de meest gebruikelijke warmtebron is op rwzi's met slibgisting. Echter, op steeds meer rwzi's wordt productie van groen gas en verwarming van de slibgisting met een warmtepomp overwogen. Voor deze locaties zal de warmtepomp ontworpen moeten worden op verwarming van zowel de slibvergisting als de VFA-reactor. De totale warmtevraag zal hierdoor naar verwachting niet toenemen omdat het primair slib zowel bij slibvergisting als bij een vetzuurreactor verwarmd moet worden.

FIGUUR 24      **PROCESSHEMA VOOR VERZURING VAN PRIMAIR SLIB**

NB: als zeefgoed wordt verzuurd dan geldt een vergelijkbaar processchema. Op zuiveringen waar geen slibvergisting aanwezig is, kan het biogas dat vrijkomt worden opgevangen en benut voor verwarming van de reactor. Het biogas dat ontstaat bij de vetzuurreactor heeft weliswaar een laag  $\text{CH}_4$ -gehalte (circa 45%) maar de totale productie is beperkt in vergelijking met de biogasproductie in een slibvergister. Opmengen van beide stromen zal een gering effect hebben op het uiteindelijke  $\text{CH}_4$ -gehalte in het biogas.

## 5.2 BEDRIJFSVOERING

Een VFA-reactor op een rwzi vraagt aandacht van de beheerder voor een zo optimaal mogelijke procesvoering. Onderstaand zijn de belangrijkste aandachtspunten voor een koude VFA-reactor en een warme VFA-reactor beschreven.

### 5.2.1 KOUDE VFA-REACTOR ZONDER PH CONTROLE

*Verblijftijd, pH, temperatuur*

Bij een koude VFA-reactor heeft het primair slib 3-7 dagen verblijftijd in de reactor en wordt het overloopwater teruggevoerd naar de anaerobe tank, denitrificatietank of het retourslib. Vooral in de zomer als de temperatuur in de reactor stijgt  $> 20\text{ }^\circ\text{C}$  zal de pH zakken naar waarden rond pH 5.

*Droge stofgehalte*

De VFA-reactor kan goed bedreven worden op een DS-gehalte van 3-5%. Bij een hoog DS-gehalte is sprake van meer verblijftijd in de reactor en zal de vetzuurproductie hoger liggen. Echter, afscheiden van de vetzuren door bezinken van het slib kan alleen goed bij DS-gehaltes  $< 3\%$  DS. Zie ook scheiding vetzuren en rest primair slib.

*Menging*

Intermitterend mengen van de reactor wordt aanbevolen. Door de menger periodiek uit te zetten kan het slib bezinken en kan het bovenstaande vetzuurrijke water worden afgevoerd naar het actief slib systeem.

*Afdekking en afzuiging*

Vetzuurproductie is een anaeroob proces. De tank moet dus worden afgedekt en afgezogen. De lucht kan worden behandeld in een lavafilter voor  $\text{H}_2\text{S}$  verwijdering. Methaanproductie is bij een koude VFA-reactor waarschijnlijk verwaarloosbaar door de lage temperatuur en lage pH.

*Scheiding vetzuren en rest primair slib*

De afscheiding van het verzuurde primair slib en de vetzuren in de waterfase kan zowel door bezinking plaatsvinden als met een mechanische scheidingsstap zoals een zeeftrommel. Door de relatief lage omzetting van het primair slib in een koude reactor is bezinking waarschijnlijk nog goed mogelijk. Het primair slib is nog niet helemaal uit elkaar gevallen en wil nog steeds goed bezinken. Een andere mogelijkheid is om het verzuurde primair slib te recirculeren over de voorbezinktank waarbij de vetzuren vrijkomen in het influent, als hiervoor voldoende ruimte beschikbaar is in de voorbezinktank. Afvoer van het rest primair slib gebeurt door het naar een vergister te transporteren.

*Monitoring en optimalisatie de vetzuurproductie*

Monitoring van het proces kan het beste worden gedaan aan de hand van de pH (online) in de reactor en de concentratie opgelost CZV (sCOD) (offline) in het overloopwater wat een goede indicatie is voor het vetzuurgehalte. Periodiek kan extern het werkelijke vetzuurgehalte gemeten worden met een gaschromatograaf (GC).

De optimalisatiemogelijkheden zijn beperkt bij een koude vetzuurreactor zoals hierboven beschreven. De verblijftijd in de reactor is de enige variabele die beperkt beïnvloed kan worden. Een langere verblijftijd zal over het algemeen leiden tot een hogere vetzuurproductie. Door primair slib tijdelijk te bufferen in de voorbezinktank zal de verblijftijd in de reactor toenemen wat tot een hogere vetzuurproductie leidt. Dit kan binnen bepaalde grenzen omdat een ophoping van primair slib in de voorbezinktank bij regenweer kan leiden tot overbelasting van de beluchtingstank.

Een andere strategie is om het niveau in de VFA-reactor te variëren en afhankelijk van de behoefte aan extra vetzuren in de hoofdzuivering periodiek het vetzuurmengsel af te voeren naar het actief slib systeem (anaerobe tank/ denitrificatietank).

Uiteraard is het ook mogelijk om een deel van het primair slib te verzuren en dit deel te variëren afhankelijk van de behoefte aan extra vetzuren in de hoofdzuivering. Bij gelijkblijvend volume van de VFA-reactor zal een groter deel primair slib dat wordt behandeld leiden tot een kortere verblijftijd en een lagere omzetting naar vetzuren. Toch kan de totale vetzuurproductie hoger uitkomen omdat er meer primair slib wordt behandeld. In de praktijk zal onderzocht moeten worden welke instellingen tot de hoogste vetzuurproductie leiden.

**5.2.2 WARME VFA-REACTOR**

Bij een warme VFA-reactor met of zonder pH-regeling komen nog enkele andere bedrijfsvoeringsaspecten kijken:

*pH-regeling*

De pH in de reactor kan worden geregeld door een base te doseren. Door de extra buffercapaciteit die wordt toegevoegd zal de vetzuurproductie toenemen maar dit werkt ook methaanvorming in de hand. Methaanvorming is afhankelijk van pH, temperatuur en verblijftijd en kan worden beperkt door deze parameters goed te controleren. Bij een verblijftijd van 3 dagen, pH 5,5 en temperatuur van 30 °C bleef de CZV-omzetting naar CH<sub>4</sub> in de pilotproef beperkt tot ongeveer 10%. Geadviseerd wordt om bij deze waarden in de buurt te blijven om de CH<sub>4</sub> productie maar ook het baseverbruik te beperken.

*Base dosering*

De pH kan goed geregeld worden met natronloog (30%). Een alternatief voor natronloog is kalkmelk (Ca(OH)<sub>2</sub>). Dit is goedkoper dan natronloog en heeft hetzelfde effect. Een aandachtspunt is de oplosbaarheid van kalkmelk. Deze is beduidend lager dan de oplos-

baarheid van natronloog. In de praktijk zal goed getest moeten worden of kalkmelk te gebruiken is voor pH-controle in een VFA-reactor.

#### *Biogas/ATEX*

Het biogas dat wordt gevormd in een warme VFA-reactor kan het beste worden opgevangen en opgemengd met biogas van een bestaande slibvergister. Als er geen slibvergister aanwezig is op de rwzi dan is het in principe mogelijk om het biogas te verbranden in een ketel en de warmte te benutten voor verwarming van de VFA-reactor. Dit vraagt specifieke aandacht in het ontwerp.

Als er sprake is van biogasproductie dan moet voldaan worden aan de ATEX-regels voor biogasveiligheid. Ook dit dient in het ontwerp meegenomen te worden.

#### *Verwarmen van de VFA-reactor*

Verwarming van de VFA-reactor kan het beste worden geïntegreerd met de verwarming van een slibgisting. Doorgaans wordt een slibvergisting verwarmd met water van 60-70 °C. hetzelfde water kan gebruikt worden voor verwarming van de VFA-reactor. Omdat er geen extra slib verwarmd hoeft te worden, zal de warmtevraag voor de slibgisting niet toenemen. Een VFA-reactor verliest altijd warmte, net als een gistingstank, maar de verwachting is dat de warmtevraag hierdoor maar zeer beperkt toeneemt.

#### *Scheidingsstap*

Bij een warme VFA-reactor wordt meer organische stof omgezet in vetzuren en zal het primaire slib veranderen qua structuur waardoor het niet goed meer wil bezinken. Afscheiden van de vetzuren kan dan het beste met behulp van een mechanische scheiding zoals een trommelzeef. Hiermee kan 50-70% DS afscheiding worden bereikt. Als polymeer wordt gedoseerd dan zal het scheidingsrendement hoger liggen. De slibstroom kan verpompt worden naar de slibvergister. Het filtraat met de vetzuren kan gedoseerd worden aan de anaerobe tank, denitrificatietank of retourlib. Eventueel kan het filtraat ook toegevoegd worden aan het influent van de rwzi.

#### *Menging*

Voor menging wordt uitgegaan van continue menging. Intermitterende menging heeft geen voordeel bij een warme VFA-reactor, doordat het slib niet goed bezinkt.

#### *DS-gehalte*

Het proces kan bedreven worden op een DS-gehalte van 3-5% DS.

#### *Monitoring en optimalisatie*

Door monitoring van pH (online) en opgelost CZV (offline) kan het proces goed gevolgd worden. Daarnaast is monitoring van de gasproductie en het baseverbruik van belang om inzicht te krijgen in het proces. Optimalisatie van de vetzuurproductie kan door het regelen van de temperatuur, pH en verblijftijd. De ranges waarbinnen geoptimaliseerd kan worden zijn ongeveer:

- pH 5-6, bij een pH > 6 is er onevenredig veel base nodig is
- Temperatuur: 20-37 °C
- Verblijftijd: 3-7 dagen

NB: als er teveel methanogene activiteit ontstaat in de reactor dan zal het vetzuurgehalte gaan dalen. Het is dan het meest effectief om de pH en of temperatuur te verlagen.

### 5.3 KOSTEN VETZUURPRODUCTIE UIT PRIMAIR SLIB

De investeringskosten voor een warme vetzuurreactor voor een schaal van 100.000 ie<sub>150</sub> zijn geraamd volgens de SSK-methodiek<sup>2</sup> en komen uit op 1,5 M euro (+/- 30%) als 50% van het primair slib wordt verzuurd (125 m<sup>3</sup> reactorvolume) en 2,4 M euro (+/- 30%) als 100% van het primair slib (250 m<sup>3</sup> reactorvolume) wordt verzuurd. Bij een grotere schaal wordt de reactor dus naar verhouding goedkoper. Bij de berekening van de investeringskosten zijn de volgende aspecten meegenomen:

- Gasdichte vetzuurreactor
- Pompen
- Instrumentatie
- Elektrische aansluitingen + behuizing en procesautomatisering
- Leidingwerk
- Mechanische scheidingsstap + PE-dosering en opslag om restslib van vetzuren te scheiden
- Warmtewisselaars voor verwarming van het slib met warmte van de WKK
- Natronloogopslag en -dosering
- Afzuiging van de reactor en aansluiting op biogasleiding slibvergisting
- Fundering op staal
- Nader te detailleren (25% van de directe kosten)

De bouwkosten bestaan voor 50% uit werktuigbouwkundige kosten, voor 40% uit elektrische en procesautomatiseringskosten en voor 10% uit civiele kosten. De belangrijkste kostenposten zijn de reactor, de warmtewisselaar en de doseerinstallaties voor natronloog en PE. De bouwkosten (inclusief nader te detailleren) zijn vermenigvuldigd met een opslagfactor van 1,8 om te komen tot stichtingskosten.

Naast de investeringskosten moeten uiteraard ook operationele kosten worden gemaakt om de vetzuurreactor te kunnen bedienen. In Tabel 15: zijn zowel de OPEX als de CAPEX van een vetzuurreactor voor verzuring van 100% van het primair slib voor een rwzi van 100.000 ie weergegeven. De onderliggende financiële uitgangspunten zijn weergegeven in bijlage A3. Als de totale kosten van de vetzuurproductie uit primair slib worden gedeeld op de vetzuurproductie dan is de kostprijs op deze schaal 1,57 euro/kg sCOD. De invloed van de schaalgrootte en de vergelijking met de kostprijs van azijnzuur wordt gemaakt in hoofdstuk 5.6.

Uit de tabel wordt duidelijk dat de natronloogdosering<sup>3</sup> een groot deel uitmaakt van de operationele kosten. In de praktijk kunnen deze kosten worden beperkt door gebruik te maken van een ander type base zoals kalkmelk (Ca(OH)<sub>2</sub>), dat ongeveer 4 keer zo goedkoop is als natronloog, of door het proces te sturen op een zo laag mogelijke pH. Dit laatste zal ten koste gaan van de vetzuurproductie maar een iets lagere productie kan opwegen tegen de besparing op natronloog.

2 Standaard systematiek Kostenramingen

3 Voor het natronloogverbruik is uitgegaan van 0,4 mol OH/mol VFA geproduceerd zoals gemeten in de testperiode met primair slib

TABEL 15

## KOSTEN VFA PRODUCTIE UIT PRIMAIR SLIB VOOR EEN SCHAAL VAN 100.000 IE

Parameter	Eenheid	Kosten
Elektriciteit	Euro/j	€ 2.000,00
Natronloog	Euro/j	€ 120.000,00
Beheer	Euro/j	€ 15.000,00
Onderhoud	Euro/j	€ 40.000,00
OPEX	Euro/j	€ 180.000,00
CAPEX*	Euro/j	€ 180.000,00
TOTEX**	Euro/j	€ 360.000,00
sCOD	kg/j	228.608
sCOD-prijs	euro/kg	€ 1,57

\* De CAPEX heeft een onnauwkeurigheid van  $\pm 30\%$  omdat de investeringskosten gebaseerd zijn op een schetsontwerp.

\*\* De onnauwkeurigheid van de exploitatiekosten is moeilijk te bepalen onder andere i.v.m. fluctuaties in de huidige markt.

Bij een grotere schaal zal de kostprijs dalen doordat de kapitaallasten naar verhouding minder bepalend zullen zijn in de totale kosten, zie Figuur 33, Hoofdstuk 5.6 (in deze figuur is ook de prijs toegevoegd van dosering van puur azijnzuur dat ingekocht is op de markt, prijspeil jan 2023). Vanaf ongeveer 125.000 ie<sub>150</sub> wordt vetzuurproductie uit primair slib goedkoper dan commercieel beschikbaar azijnzuur.

### ZEEFGOED

In bovenstaande kostenberekening is ervan uitgegaan dat er een voorbezinktank en dus primair slib aanwezig is op de rwzi. In plaats van primair slib kan influent zeefgoed ook dienen als bron voor vetzuren. Echter, slechts weinig rwzi's hebben een influentzeef. Een influentzeef installeren om vetzuren te maken uit het zeefgoed ten behoeve van de N&P-verwijdering kan een economisch rendabele optie zijn als dit goed past in de hydraulische lijn van de rwzi. Qua type influentzeef kan gekozen worden uit een roterend bandfilter of een trommelzeef. De bouwkosten van twee roterende trommelzeven, inclusief leidingwerk zijn ongeveer 200.000 euro (prijspeil 2021). Als het zeefgoed wordt verzuurd dan is in principe geen pers nodig voor ontwatering en geen containers voor afvoer van ontwaterd zeefgoed.

### KOUDE VETZUURREACTOR

De vetzuurreactor kan ookeenvoudig worden uitgevoerd door alleen extra verblijftijd te creëren voor het primair slib en verwarming en pH regeling achterwege te laten. De pH zal dan dalen naar pH 5 waardoor methaanproductie niet of nauwelijks plaatsvindt. Een verblijftijd van circa 7 dagen is waarschijnlijk genoeg om 5% - 15% van de organische stof om te zetten in vetzuren. Voor rwzi's zonder slibvergisting maar met een voorbezinktank of waar een influentzeef goed inpasbaar is, is dit mogelijk een interessante optie om de biologische P-verwijdering, die vaak in de zomer wat instabieler is, te stimuleren. Afhankelijk van de verblijftijd waarop een koude verzuringsreactor wordt ontworpen en randvoorzieningen zoals scheidingstechniek en leidingwerk, zijn de totale kosten van een koude reactor ongeveer 33% lager in vergelijking met een warme reactor. Door de lagere omzetting naar sCOD (geschat: 10% gemiddeld door het jaar heen) is de kostprijs per kg sCOD gelijk of iets hoger dan bij een warme VFA-reactor (1,5 – 2 euro/kg sCOD versus 1,57 euro/kg sCOD). De keus voor het type afscheiding (bezinking of mechanische scheiding met of zonder PE-dosering) maakt verschil qua investeringskosten.

Per rwzi zal bekeken moeten worden of een koude reactor met een wat lager rendement volstaat of dat een warme reactor met een hoger rendement nodig is.

## 5.4 VETZUURPRODUCTIE VOOR OPTIMALISATIE N-VERWIJDERING

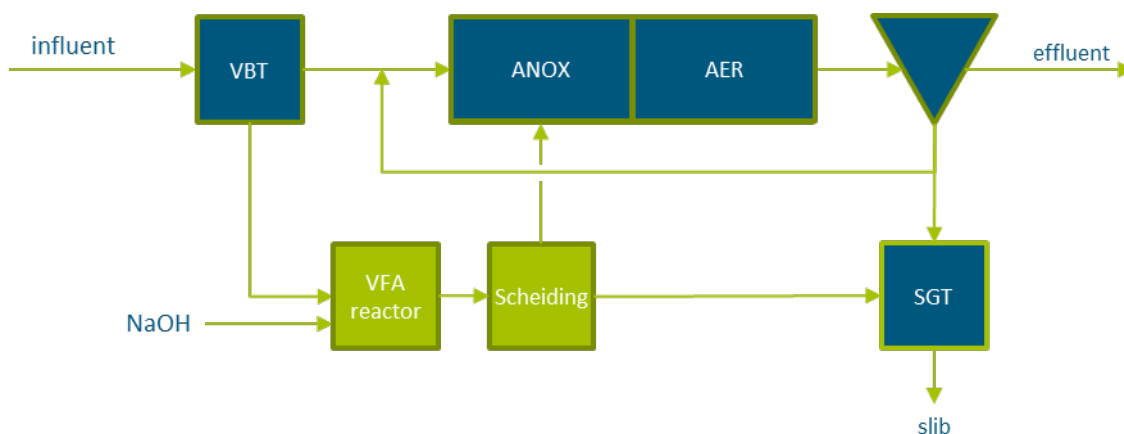
Steeds meer waterschappen kiezen ervoor om slib op een centrale locatie te vergisten. Deze centrale locatie wordt hiermee een energiefabriek, waar efficiënt biogas geproduceerd wordt uit slib. Het verwerken van extern slib zorgt echter ook voor een hogere stikstofbelasting op de rwzi waar het slib vergist wordt. Bij vergisting van slib komt ammonium vrij, dat na ontwatering van het uitgegiste slib in het rejectiewater terecht komt. In de waterlijn is niet altijd voldoende capaciteit om al het ammonium in het rejectiewater te nitrificeren en te denitrificeren. De beluchtingscapaciteit kan bijvoorbeeld ontoereikend zijn, maar de BZV/N-verhouding kan ook te laag zijn voor voldoende denitrificatie. Centrale vergistingslocaties hebben soms een deelstroombehandeling om de stikstofvracht naar de waterlijn te verkleinen, maar dit is niet altijd het geval.

Met een VFA-reactor kan er extra BZV gemaakt worden uit primair slib om zo de denitrificatie te verbeteren. Op deze manier kan een energiefabriek de extra stikstofvracht uit het extern aangevoerde slib wel verwerken, zonder dat de effluentnorm overschreden wordt. Dit scenario wordt hieronder verder uitgewerkt. De financiële en technologische uitgangspunten staan vermeld in appendix A3.

### 5.4.1 PROCESOMSCHRIJVING

Voor het scenario waarbij vetzuren worden gebruikt voor N-verwijdering is de business case opgesteld op basis van een rwzi van 100.000 i.e.<sub>150</sub> met voorbezinktank en gistingstank, zie Figuur 25. Al het primair slib wordt in de VFA-reactor verzuurd. Een deel van het slib wordt omgezet in BZV (VFA's + een deel afbreekbaar onopgelost CZV). Na de VFA-reactor volgt een scheidingsstap. Het filtraat wordt gedoseerd in de anoxische zone van de rwzi, waar denitrificatie plaatsvindt. Op basis van de gemeten conversies in de pilot blijkt dat door primair slib te verzuren jaargemiddeld 38 mg BZV kan worden toegevoegd per liter influent. Bij DWA is dit 52 mg BZV/L. De BZV-belasting stijgt met 23% door de dosering van het filtraat uit de VFA-reactor. Dit is een aanzienlijke stijging, maar een belangrijke kanttekening is dat de toename in BZV-belasting komt door snel afbreekbaar CZV dat ook nog eens gedoseerd wordt in de anoxische tank.

FIGUUR 25 SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN HET ZUIVERINGSPROCES, ZOALS HET GEBRUIKT IS IN HET SCENARIO VETZUREN VOOR N-VERWIJDERING. DE VFA-REACTOR EN DE SCHEIDINGSTAP ZIJN DE NIEUWE PROCESSTAPPEN





#### 5.4.2 VERGELIJKING ANDERE TECHNIEKEN

In deze business case wordt de VFA-reactor gebruikt op een rwzi met een hoge N-vracht in het rejectiewater. De VFA-reactor geeft een boost aan de waterlijn om de N-vracht te verwerken. Er zijn ook andere technieken waarmee hetzelfde effect bereikt kan worden. Tot nog toe werd een deelstroom behandeling met Anammox of DEMON vaak toegepast om de N-vracht op de waterlijn te verkleinen. Met Anammox wordt het ammonium in het rejectiewater efficiënt verwijderd, maar recent is er meer aandacht gekomen voor de N<sub>2</sub>O uitstoot uit het Anammox proces en potentiële legionella groei in Anammox reactoren. Het is ook mogelijk om een commercieel ingekochte C-bron te doseren aan de waterlijn, bijvoorbeeld in de vorm van methanol of azijnzuur. Soms is er een restproduct beschikbaar als C-bron, bijvoorbeeld het product Kwaliflex uit de drank- en voedingsindustrie. Een restproduct is vaak goedkoper en duurzamer, maar niet altijd breed beschikbaar. In deze business case zijn vier scenario's met elkaar vergeleken:

1. VFA-reactor
2. Anammox
3. Methanol dosering
4. Kwaliflex dosering

In deze vergelijking was de N-vracht in de deelstroom 245 kg N/d. Anammox verwijdert 80% van deze N-vracht, dit komt neer op 196 kg N/d. Om dezelfde hoeveelheid stikstof te denitrificeren is 783 kg BZV/d nodig, op basis van een verhouding van 4 g BZV/g N. De dosering van VFA's, methanol en Kwaliflex is dus vastgesteld op 783 kg BZV/d, voor een eerlijke vergelijking tussen de scenario's. NB: 245 kg N/d in het rejectiewater komt overeen met 200.000 – 250.000 ie<sub>150</sub>. De stikstofvracht omvat dus meer dan alleen de stikstof die vrijkomt door vergisting van eigen slib. Ook het effect van vergisting van extern slib is meegenomen.

De verwachting is dat de VFA-reactor de meeste toegevoegde waarde heeft voor een zuivering waar ook extern slib vergist wordt. Deze business case is daarom bewust opgezet voor een dergelijke zuivering. De aanvoer van extra stikstof met extern slib zorgt voor een minder gunstige BZV/N-verhouding op een rwzi waar extern slib vergist wordt. Met een VFA-reactor kan BZV geproduceerd worden om de BZV/N-verhouding weer te verhogen. In deze business case worden VFA's uit de VFA-reactor gebruikt om 196 kg N/d te verwijderen (zie berekening in de vorige alinea), dit is gelijk aan 10 mg N/l in het influent. Afhankelijk van de lokale situatie kan het effluent N-gehalte dus met 5-10 mg/l dalen.

##### 5.4.2.1 DUURZAAMHEID

De duurzaamheid van de vier scenario's is vergeleken door alle benodigde chemicaliën, al het energieverbruik en alle N<sub>2</sub>O emissies om te rekenen in CO<sub>2</sub>-equivalenten. De elektriciteitsproductie van de WKK wordt geteld als een negatieve CO<sub>2</sub>-footprint.

De vergelijking in Tabel 16 laat zien dat er een duidelijk onderscheid is in de duurzaamheid van de scenario's. De methaanproductie is bij het VFA-scenario lager doordat een deel van het primair slib niet meer direct wordt omgezet in methaan. Bij de dosering van externe koolstof neemt de methaanproductie juist iets toe maar ook de slibproductie. Door voor alle scenario's de CO<sub>2</sub>-emissie te berekenen zijn ze onderling beter vergelijkbaar:

De VFA-reactor en Kwaliflex scoren allebei goed met een CO<sub>2</sub>-footprint van 220 en 120 ton CO<sub>2</sub>/jaar, respectievelijk. Doordat kwaliflex een restproduct is, heeft het in principe een lage CO<sub>2</sub>-footprint. De CO<sub>2</sub>-footprint van het product Kwaliflex bestaat in deze berekening alleen

uit emissies uit transport naar de zuivering, waarbij gerekend is met een transportafstand van 100 km. De dosering van Kwaliflex zorgt wel voor een hoger energieverbruik van de beluchting en een hogere slibafzet, wat de CO<sub>2</sub>-footprint van het Kwaliflex scenario verhoogt. Ook moet er rekening gehouden worden met andere mogelijke bestemmingen van Kwaliflex. Kwaliflex kan namelijk ook vergist worden in een industriële vergister en dan levert het biogas op. De directe vergisting van Kwaliflex is ook duurzaam en door hoge energieprijzen mogelijk financieel aantrekkelijker. De mogelijkheid om Kwaliflex direct te vergisten is niet meegenomen in deze business case, maar het is wel een belangrijke kanttekening.

De scenario's Anammox en methanoldosering hebben een grotere CO<sub>2</sub>-footprint. Voor Anammox bestaat de CO<sub>2</sub> footprint voor een groot deel uit de N<sub>2</sub>O emissies. Voor methanol dosering is de productie en afbraak van methanol de belangrijkste post. Methanol is een C-bron die gemaakt wordt uit fossiele bronnen, waardoor zowel de productie als de afbraak van methanol bijdragen aan de CO<sub>2</sub>-footprint.

Deze vergelijking laat zien dat de VFA-reactor een duurzaam alternatief is voor de, op dit moment veel gebruikte, Anammoxtechnologie. Dit komt met name door het verschil in N<sub>2</sub>O emissie. De N<sub>2</sub>O emissies van Anammox zijn gemiddeld 2,0% (kg N<sub>2</sub>O-N/kg N<sub>vracht</sub>) (Vasilaki et al., 2019), terwijl de N<sub>2</sub>O emissies uit de waterlijn gemiddeld 0,5% zijn (STOWA 2019-05). Met de VFA-reactor vindt er dus nog steeds N<sub>2</sub>O-emissie plaats, maar met een veel lagere emissiefactor. De emissiefactor van de waterlijn verschilt per rwzi, bij sommige rwzi's kan de emissiefactor zelfs 3% zijn (STOWA 2019-05). Om te zien wat het effect van de N<sub>2</sub>O emissiefactor van de waterlijn is op de CO<sub>2</sub> footprint van de VFA-reactor, is deze emissiefactor gevarieerd van 0,1 tot 3,0%. Hieruit bleek dat bij een emissiefactor van de waterlijn van 1,4% of lager, de VFA-reactor duurzamer is dan Anammox.

**TABEL 16** VERGELIJKING VAN DE DUURZAAMHEID IN CO<sub>2</sub> UITSTOOT VAN DE VIER SCENARIO'S VOOR N-VERWIJDERING. DE TABEL GEEFT DE TOE- OF AFNAME WEER TEN OPZICHTE VAN DE REFERENTIE RWZI. ALLE WAARDEN IN TON CO<sub>2</sub>/JAAR ZIJN AFGEROND OP 10 TON CO<sub>2</sub>/JAAR

		VFA-reactor	Anammox	Methanol	Kwaliflex
Methaanproductie	%	87%	100%	114%	119%
Slibafzet	%	98%	100%	123%	132%
Elektriciteit (VFA-reactor, Anammox)	ton CO <sub>2</sub> /j	10	60	0	0
Elektriciteit beluchting	ton CO <sub>2</sub> /j	50	0	80	110
Elektriciteit uit methaan	ton CO <sub>2</sub> /j	90	0	-100	-130
N <sub>2</sub> O extra	ton CO <sub>2</sub> /j	0	460	0	0
Natronloog	ton CO <sub>2</sub> /j	70	0	0	0
C-bron	ton CO <sub>2</sub> /j	0	0	680	50
Slibafzet	ton CO <sub>2</sub> /j	0	0	70	90
TOTAAL	ton CO <sub>2</sub> /j	220	520	730	120

#### 5.4.2.2 KOSTEN

Naast de duurzaamheid spelen ook de stichtingskosten en de exploitatielasten een rol in de afweging van de vier scenario's. In Tabel 17 staan de kosten geschat met een nauwkeurigheid van ±30%. De stichtingskosten van een VFA-reactor en Anammox zijn vergelijkbaar. De stichtingskosten voor de methanol en Kwaliflex scenario's zijn aanmerkelijk lager, omdat er alleen een doseerinstallatie, inclusief opslagtank nodig is. NB: methanol is explosief en voor een doseerinstallatie gelden ATEX-regels voor veiligheid. In werkelijkheid zullen de investeringskosten bij een methanoldosering dus hoger uitkomen.

De totale exploitatielasten bestaan voor een groot deel uit operationele kosten. De operationele kosten zijn het laagst voor Anammox met 130 k EUR/jaar. Methanoldosering heeft de hoogste operationele kosten met 269 k EUR/jaar. Een belangrijk verschil is de slibafzet. Bij dosering van een externe C-bron zoals methanol en Kwaliflex neemt de slibproductie toe (zie ook Tabel 16) en daarmee stijgen de kosten voor slibafzet. Hier staat wel tegenover dat de biogasproductie ook toeneemt bij dosering van een externe C-bron.

De VFA-reactor heeft de hoogste exploitatiekosten wat voor een belangrijk deel veroorzaakt wordt door de kosten van natronloog. Als natronloog vervangen wordt door een goedkopere base dan komen de kosten vergelijkbaar uit met Anammox, zie ook hoofdstuk 5.7. Kwaliflex heeft de laagste exploitatielasten en is aanmerkelijk goedkoper dan de VFA-reactor en Anammox. De belangrijkste redenen hiervoor zijn dat Kwaliflex een restproduct is met een relatief lage inkoopprijs en dat alleen geïnvesteerd hoeft te worden in een doseerinstallatie.

**TABEL 17** VERGELIJKING VAN DE STICHTINGSKOSTEN EN EXPLOITATIELASTEN VAN DE VIER SCENARIO'S VOOR N-VERWIJDERING. DE TABEL GEEFT DE TOE- OF AFNAME WEER TEN OPZICHTE VAN DE REFERENTIE RWZI. ALLE WAARDEN ZIJN ±30% EN AFGEROND OP 1000 EUR/J. ALS CO<sub>2</sub>-TAKS IS 100 EURO PER TON CO<sub>2</sub> GEHANTEERD

		VFA-reactor	Anammox	Methanol	Kwaliflex
Stichtingskosten	EUR	2.406.000	2.428.000	328.000	328.000
Afschrijvingskosten	EUR/j	177.000	179.000	24.000	24.000
Operationele kosten	EUR/j	245.000	130.000	269.000	225.000
Elektriciteit (VFA-reactor, Anammox)	EUR/j	2.000	23.000	0	0
Elektriciteit beluchting	EUR/j	20.000	0	31.000	42.000
Elektriciteit uit methaan	EUR/j	34.000	0	-37.000	-50.000
Natronloog	EUR/j	120.000	0	0	0
C-bron	EUR/j	0	0	90.000	77.000
Slibafzet	EUR/j	-7.000	0	97.000	130.000
Beheer	EUR/j	15.000	15.000	9.000	9.000
Onderhoud	EUR/j	40.000	40.000	5.000	5.000
CO <sub>2</sub> -taks	EUR/j	21.000	52.000	74.000	12.000
Totale exploitatielasten	EUR/j	422.000	309.000	293.000	249.000

#### 5.4.2.3 EVALUATIE

Op basis van de duurzaamheidsvergelijking en de kostenvergelijking kunnen de volgende conclusies getrokken worden:

- De verschillen in CO<sub>2</sub> footprint zijn groot, zie Tabel 16. Met name de VFA-reactor en Kwaliflex goed, met een relatief lage CO<sub>2</sub>-footprint. Methanol en Anammox hebben een relatief hoge CO<sub>2</sub>-footprint door methanol en N<sub>2</sub>O emissies.
- De exploitatielasten van de vier scenario's variëren aanzienlijk. Kwaliflex heeft de laagste exploitatielasten. De VFA-reactor heeft de hoogste exploitatielasten, wat voor een groot deel veroorzaakt wordt door het natronloogverbruik. De exploitatielasten van de VFA-reactor kunnen nog verlaagd worden door optimalisatie van het loogverbruik en door het gebruik van een goedkopere base (bijvoorbeeld Ca(OH)<sub>2</sub>).

Kwaliflex heeft dus potentie voor N-verwijdering. Het is het scenario met de laagste kosten en de laagste CO<sub>2</sub>-footprint. Kwaliflex is een restproduct, dus het is niet verrassend dat dit scenario goed scoort. Tegelijkertijd is dit ook een beperking voor Kwaliflex. Een restproduct is niet altijd beschikbaar en voor de toelevering is er een afhankelijkheid van externe

leveranciers. Als meerdere partijen ervoor kiezen om reststromen zelf te vergisten, zal er minder Kwaliflex beschikbaar zijn voor gebruik in de rwzi. De totale beschikbaarheid van Kwaliflex is op dit moment 60.000 ton/jaar. In dit scenario is berekend dat een zuivering van 100.000  $ie_{150}$  met een centrale vergisting van 250.000  $ie_{150}$  een verbruik heeft van 3.700 ton/jaar. Met Kwaliflex kan op dit moment dus maximaal 4 miljoen  $ie_{150}$  bediend worden, terwijl de totale Nederlandse afvalwaterhoeveelheid overeenkomt met 27 miljoen  $ie_{150}$ .

Na Kwaliflex is de VFA-reactor de meest kansrijke optie, op basis van kosten en duurzaamheid, voor een rwzi met VBT en een centrale slibgisting. Een VFA-reactor is weliswaar duurder dan een Anammoxreactor of methanoldosering maar de  $CO_2$ -footprint is veel lager. Daarnaast zijn nog de volgende aspecten van belang:

- *Afhankelijkheid van externen:*  
Een VFA-reactor is voor de CZV onafhankelijk van externe partijen, de benodigde C-bron wordt op eigen terrein uit eigen reststromen geproduceerd.
- *Technische problemen Anammox:*  
Anammoxreactoren kennen nog de nodige problemen/uitdagingen. Omdat het proces wordt bedreven op een temperatuur van  $> 30$  °C en er belucht wordt, is sprake van Legionellagroei met risico's voor verspreiding naar de omgeving via aerosolen. Andere problemen zijn schuimvorming (dosering van anti-schuim is nodig), fosfaatneerslag op beluchtingselementen door de hoge  $PO_4$ -P gehaltes in rejectiewater en afhankelijkheid van verwarming in de wintermaanden. Deze problemen spelen niet bij een VFA-reactor doordat er niet belucht wordt, er is dus geen legionellagroei en geen productie van  $N_2O$  in een VFA-reactor.

De kosten en duurzaamheid van de VFA-reactor zijn afhankelijk van de VFA-yield die behaald kan worden met primair slib. In deze business case is uitgegaan van een VFA-yield van 20%, op basis van de resultaten behaald in de pilot. Als de VFA-yield hoger is dan 20% zullen de kosten en  $CO_2$ -footprint met ongeveer 25% dalen. De volledige gevoeligheidsanalyse voor de yield is opgenomen in bijlage A4.

Een alternatieve technologie voor de verwijdering van stikstof is het strippen van ammonia met lucht. Dit is eerder onderzocht (STOWA 1995-12), maar niet toegepast in Nederland. De kosten van luchtstrippen bij 50 °C werden in 1995 geschat op 14-19 euro/kg N-verwijderd. Als de kosten uit Tabel 17 worden vertaald naar de stikstofvracht die wordt verwijderd door extra vetzuren dan is de kostprijs van een VFA-reactor 5,90 euro/kg N-verwijderd.

Er loopt op dit moment nieuw onderzoek naar stikstofstrippen uit rejectiewater uit huishoudelijk afvalwater, maar de resultaten hiervan zijn nog niet beschikbaar.

### 5.4.3 CASE STUDY EDE

Rwzi Ede is een zuivering waar ook extern vergist slib ontwaterd wordt. Als gevolg hiervan komt er een hoge stikstofvracht met het rejectiewater in de waterlijn terecht. De hoge stikstofvracht vormt een uitdaging voor het voldoen aan de te verwachten effluenteis van 6,0 mg/L voor N-totaal en van 1,0 mg/L voor ammonium<sup>4</sup>. Met het HSA/Scheer-model is onderzocht of het vetzuurproces van toegevoegde waarde kan zijn voor rwzi Ede.

#### 5.4.3.1 BESCHRIJVING RWZI

Rwzi Ede is een grotere zuivering, met een ontwerpcapaciteit van 272.000  $ie_{150}$ . De zuivering bestaat uit voorbezinktanks, selector, anaerobe tank, twee beluchtingstanks die alternerend aerob en anoxisch zijn (stikstofverwijdering volgens het BIODENIPHO proces) en een na-nitrificatie tank. Een uitgebreide beschrijving van het BIODENIPHO proces is te vinden in STOWA

<sup>4</sup> Voor de KRW geldt mogelijk een  $NH_4$ -N eis van 0,3 of 0,4 mg/l voor rwzi Ede

1990-06 en STOWA 2017-46. De debieten en vrachten van het voorbezonden influent zijn samengevat in Tabel 18.

**TABEL 18 DEBIETEN EN VRACHTEN IN HET VOORBEZONKEN INFLUENT VOOR RWZI EDE IN 2021**

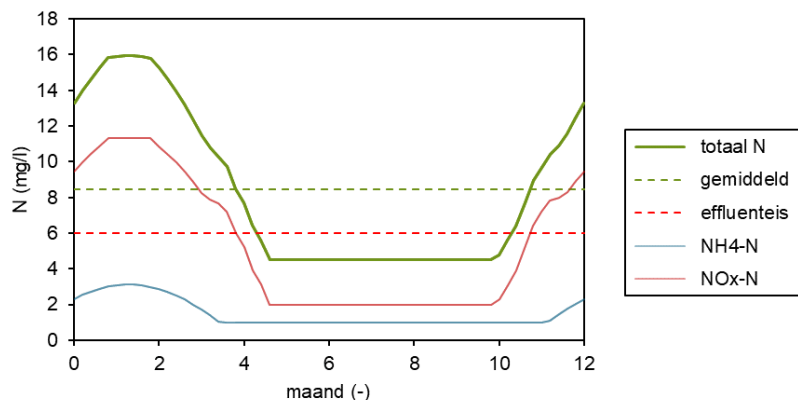
Parameter	Waarde	Eenheid
Debieten		
Gemiddelde DWA	1.285	m <sup>3</sup> /h
Maximale aanvoer	2.056	m <sup>3</sup> /h
Totale aanvoer	40.096	m <sup>3</sup> /d
BZV/N-verhouding na vbt	2,9	
BZV/P-verhouding na vbt	17,5	
Slibbelasting		
BZV-belasting	42,9	g BZV/kg DS/d
CZV-belasting	117,2	g CZV/kg DS/d
Huidig effluent		
N-totaal jaargemiddeld	7,2	mg N/L
P-totaal jaargemiddeld	0,59	mg P/L
Onopgeloste bestanddelen jaargemiddeld	6,6	mg/l

#### 5.4.3.2 VERIFICATIE MODEL

Allereerst is bestudeerd of de huidige effluentkwaliteit met een zekere nauwkeurigheid met het HSA/Scheer model kan worden gesimuleerd. Dit is van belang om in een later stadium het effect van de vetzuurdosering te kunnen beoordelen.

In Figuur 26 wordt het berekende verloop van de concentratie totaalstikstof over het jaar gepresenteerd. Het berekende verloop laat een aanzienlijke toename van de concentratie totaalstikstof in de winter zien. De berekende jaargemiddelde concentratie is 8,5 mg N/L, terwijl de gemeten jaargemiddelde concentratie 7,2 mg N/L is. Een mogelijk verklaring voor het verschil in het N-totaal gehalte in het effluent is het dynamische karakter van het BioDenipho proces, dat niet volledig te beschrijven is met het HSA/Scheer model. In het HSA/Scheer model zijn de twee alternerende beluchtingstanks als 50% aerob en 50% anoxisch gesimuleerd, maar in praktijk kan deze verdeling verschuiven. Het is aannemelijk dat de gemeten N-totaal concentratie lager is dan de berekende waarden door de regeling van het BioDeniphosysteem. Desondanks is het verschil tussen het berekende en werkelijke effluent N-totaal klein te noemen, waardoor het model geschikt geacht wordt om het effect van VFA-dosering op de zuivering te kwantificeren.

**FIGUUR 26 BEREKEND VERLOOP VAN DE CONCENTRATIE TOTAALSTIKSTOF OVER HET JAAR VOOR RWZI EDE**



Daarnaast komt de berekende ijzerdosering van 317 kg Fe/d goed overeen met de werkelijke dosering van 346 kg Fe/d. Ook de berekende slibproductie van 7.167 kg DS/d ligt dicht bij de werkelijke productie van 6.888 kg DS/d.

#### 5.4.3.3 EFFECT VAN ANAMMOX

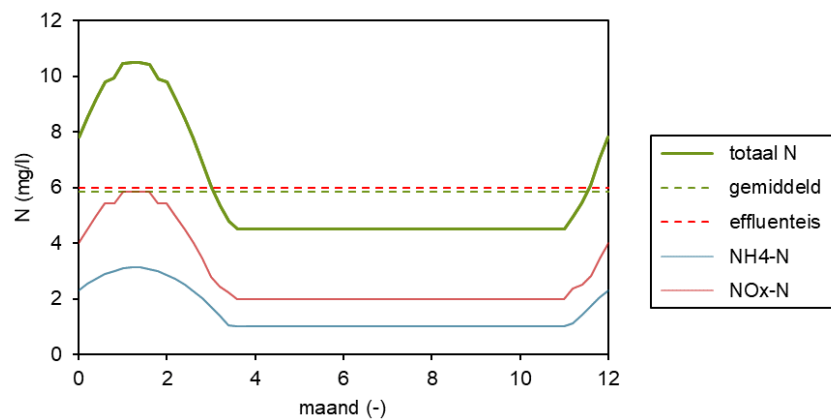
Op rwzi Ede wordt op dit moment geen deelstroombehandeling toegepast. Om een lager effluent N-totaal gehalte te behalen kan de zuivering uitgebreid worden met een deelstroombehandeling, zoals Anammox. In deze paragraaf wordt berekend wat het effect van Anammox zou zijn op de effluent kwaliteit.

Anammox verwijdert gemiddeld 80% van de N-vracht in de deelstroom. Het deel dat niet verwijderd wordt bestaat uit organisch N, een rest  $\text{NH}_4\text{-N}$  en  $\text{NO}_3\text{-N}$ . De N-vracht in de deelstroom is 277 kg N/d en er wordt aangenomen dat Anammox hier 222 kg N/d van kan verwijderen. De N-vracht naar de AT zonder Anammox is 2.702 kg/d. Met Anammox wordt de N-vracht 2.480 kg N/d, een afname van 8,2%. De BZV/N verhouding in het voorbezonken influent stijgt dan van 2,9 naar 3,2.

Het effect van Anammox op de rwzi Ede, gesimuleerd met het HSA/Scheer model, is dat het effluent N-totaal gehalte daalt van 8,5 naar 5,9 mg/L. Deze duidelijke afname laat zien dat een deelstroombehandeling zoals Anammox een nuttige processtap kan zijn. Zeker op rwzi Ede, waar de BZV/N verhouding in het voorbezonken influent aan de lage kant is. In Figuur 27 is te zien dat de denitrificatie in de wintermaanden aanmerkelijk verbetert volgens de simulatie. De effluentconcentraties pieken nog steeds rond januari, maar de piek is nu lager. Ook is de periode dat de effluentconcentratie gelijk is aan de minimumwaarde van het model (5,0 mg N/L) nu langer, van april tot en met november.

FIGUUR 27

EFFLUENT N GEHALTES OVER HET JAAR VOOR RWZI EDE NA TOEPASSING VAN ANAMMOX IN DE DEELSTROOM, VOLGENS HET HSA/SCHEER MODEL



#### 5.4.3.4 EFFECT VAN VFA-DOSERING

Naast een deelstroombehandeling kan de effluentkwaliteit ook verbeterd worden door vetzuren uit een VFA-reactor te doseren in de denitrificatietank. In deze paragraaf is het effect hiervan beschreven.

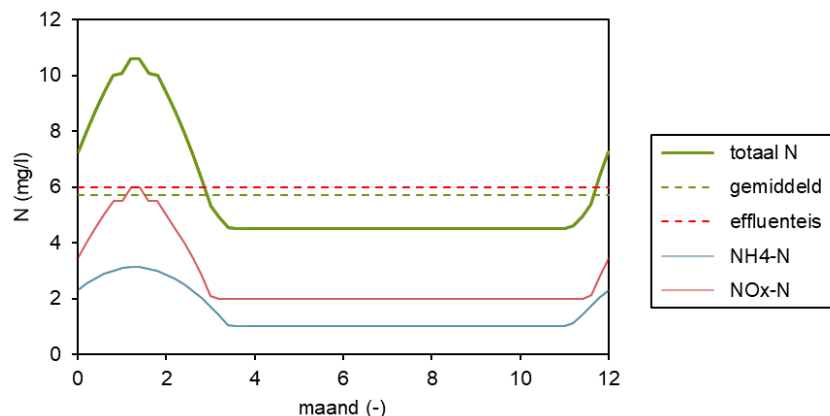
De vetzuurdosering is gebaseerd op de hoeveelheid BZV die nodig is om 80% van de N-vracht uit de deelstroom te denitrificeren. Dit betekent dat 46% van het primair slib verzuurd moet worden in een VFA-reactor. Hierbij hoort een debiet van 90 m<sup>3</sup>/d en een reactor volume van 270 m<sup>3</sup>. De BZV-productie is dan 885 kg/d, wat naar verwachting zorgt voor een toename in het influent van 22 mg BZV/L jaargemiddeld en 29 mg BZV/l bij DWA. Door de dosering van de vetzuren stijgt de BZV/N-verhouding in het voorbezonken influent van 2,9 naar 3,2 en de

BZV/P-verhouding van 17,5 naar 19,4. De BZV-belasting stijgt van 42,9 naar 47,8 g BZV/kg DS/d, een toename van 11%.

De dosering van vetzuren heeft net als Anammox een positief effect op de effluent N-gehaltenes, het jaargemiddelde effluent N-totaal daalt naar 5,7 mg N/L. Ook bij vetzuren verbetert met name de denitrificatie en nemen de effluent concentraties in de winter het sterkst af. Het verloop van de effluent N-concentraties is weergegeven in Figuur 28

De reden dat VFA-dosering tot een lagere effluent N-totaal concentratie (5,7 mg N/L) leidt dan bij toepassing van Anammox (5,9 mg N/L) heeft te maken met de P-verwijdering. Op rwzi Ede wordt fosfaat biologisch verwijderd, maar er wordt ook aanvullend ijzer gedoseerd. Bij vetzuurdosering verbetert ook de biologische P-verwijdering, door de extra vetzuren. Volgens het HSA/Scheer model daalt de benodigde ijzerdosering van 317 kg Fe/d naar 218 kg Fe/d, een afname van 31%. Een lagere ijzerdosering heeft een positief effect op de slibsamenvorming. Er wordt minder chemisch slib gevormd, waardoor het aandeel nitrificerende en denitrificerende organismen groter wordt. Hiermee gaat de zuiveringscapaciteit omhoog. Als het effect van de vetzuren op de bio-P niet meegenomen wordt in het HSA/Scheer model (door de fracties  $S_A$  (vluchtige vetzuren) en  $S_F$  (fermenteerbaar CZV) niet aan te passen), dan levert vetzuurdosering precies hetzelfde resultaat op als Anammox. Uit deze casus volgt dat de toegevoegde waarde van vetzuurdosering is dat zowel de N-verwijdering als de P-verwijdering verbetert en hierdoor synergie ontstaat.

**FIGUUR 28** EFFLUENT N GEHALTES OVER HET JAAR VOOR RWZI EDE NA TOEPASSING VAN HET VETZUURPROCES, VOLGENS HET HSA/SCHIEER MODEL



De case study laat zien dat een VFA-reactor een positief effect heeft op de effluentkwaliteit van rwzi Ede. De toevoeging van vetzuren aan het influent zorgt voor een lager effluent nitraatgehalte en een afname in de benodigde ijzerdosering. Het effect van de VFA-reactor is zelfs groter dan het effect van Anammox. De ammoniumeis is nu niet meegenomen in de case study. Als de procesregeling aangepast wordt om op een laag effluent ammoniumgehalte te sturen, dan zal het nitraatgehalte stijgen, maar het N-totaal gehalte gelijk blijven.

## 5.5 VETZUURPRODUCTIE VOOR OPTIMALISATIE P-VERWIJDERING

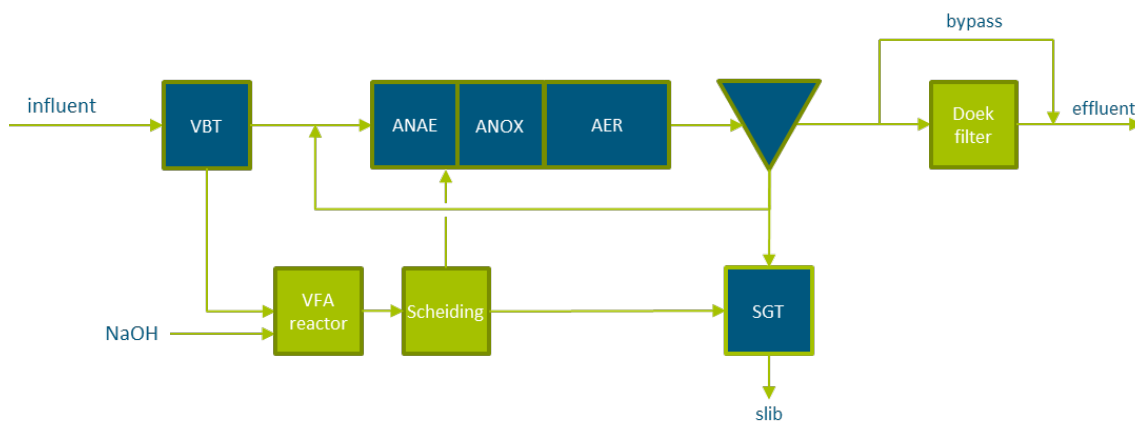
Vanwege de Kaderrichtlijn water (KRW) krijgen steeds meer rwzi's te maken met een strenge eis voor effluent fosfaat. De huidige eis is meestal 1 mg/L P-totaal (jaargemiddeld) en op kleine rwzi's soms 2 mg/L P-totaal (jaargemiddeld). Toekomstige effluenteisen verschillen per

zuivering en hangen onder andere af van het type oppervlaktewater waarop geloosd wordt en de mate van de verdunning van het effluent. De KRW-effluenteisen voor fosfaat variëren van 0,1 – 0,5 mg/l P-tot waarbij de strengste eisen voor het zomerhalfjaar gelden. Zeer strenge P-tot eisen (< 0,3 mg/l) zijn eigenlijk alleen te halen met een nageschakelde techniek zoals een zandfilter of doekfilter. Een zandfilter of doekfilter verwijdert zowel gebonden als opgelost fosfaat, door een combinatie van coagulatie/flocculatie en filtratie. Dergelijke nageschakelde technieken kunnen lage effluentwaarden bereiken, maar optimalisatie van het actiefslibstelsysteem is een belangrijke randvoorwaarde om voldoende laag te komen qua P-tot gehalte in het effluent. Dit heeft te maken met het feit dat nageschakelde technieken om bedrijfseconomische redenen meestal ontworpen worden op twee keer het DWA-debiet waardoor tijdens regenweer een deel van het effluent niet behandeld wordt. Dit onbehandelde deel bevat zowel gebonden als opgelost fosfaat. De concentratie opgelost fosfaat kan tijdens regenweer veel hoger zijn dan tijdens droogweer. RWA-situaties hebben hierdoor een behoorlijk grote invloed op de gemiddelde effluentkwaliteit die geloosd wordt. Extra vetzuren kunnen helpen om de  $PO_4$ -P concentratie na de nabezinktank zo laag mogelijk te krijgen, waardoor de bypass een minder negatief effect heeft op de effluentkwaliteit. De financiële en technologische uitgangspunten van dit scenario staan vermeldt in appendix A3.

### 5.5.1 PROCESOMSCHRIJVING

Voor het scenario waarbij vetzuren worden gebruikt voor P-verwijdering is de business case opgesteld op basis van een rwzi van 100.000 ie<sub>150</sub> met voorbezinktank en gistingstank, zie Figuur 29. In dit scenario verwerkt de rwzi geen extern slib. De helft van het primair slib wordt in de VFA-reactor verzuurd. Een deel van het CZV wordt omgezet in VFA's. Na de VFA-reactor volgt een scheidingsstap. Het filtraat wordt gedoseerd in de anaerobe tank. Op basis van de gemeten conversies in de pilot blijkt dat door primair slib te verzuren de jaargemiddelde VFA-concentratie in het influent zal stijgen met 15 mg/L, bij DWA is de toename 21 mg/L. De influentgegevens zijn te vinden in appendix A3.

FIGUUR 29 SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN HET ZUIVERINGSPROCES, ZOALS HET GEBRUIKT IS IN HET SCENARIO VETZUREN VOOR P-VERWIJDERING. DE VFA-REACTOR, DE TROMMELZEEF EN DE DOEKFILTER ZIJN DE NIEUWE PROCESSTAPPEN



Met een VFA-reactor kan naar verwachting het effluent P-totaal gehalte verlaagd worden van 1,0 mg/l naar 0,3 mg/l gehaald (zie hoofdstuk 2.4). Als de eis lager is dan 0,3 mg/l dan is een combinatie van een VFA-reactor met een nabehandlingsstap nodig. Als nabehandeling kan gekozen worden voor een zand- of doekfilter met ijzerdosering. Hiermee wordt zowel orthofosfaat als gebonden fosfaat verwijderd, waardoor lage effluent concentraties bereikt kunnen worden (circa 0,15 mg P/l gemiddeld). Het nadeel van nageschakelde P-verwijdering is dat behandeling van het volledige debiet meestal niet kosteneffectief is. Afhankelijk van



de capaciteit van de nabehandeling wordt over het algemeen 70-90% van het jaardebiet behandeld. Het overige deel wordt om het filter heen geleid en geeft een verhoging van gemiddelde P-tot gehalte in het effluent. In deze casus behandelt het doekfilter 1,6 x DWA, wat ongeveer overeenkomt met 80% van het jaardebiet. Een doekfilter heeft ongeveer 30% lagere exploitatielasten dan een zandfilter (mondelinge info Eliquo BV). Een zandfilter is met name interessant als zowel stikstof als fosfaat verwijderd moeten worden, maar hier staan wel hogere kosten tegenover. Omdat deze casus gericht is op enkel fosfaatverwijdering, is ervoor gekozen om een doekfilter door te rekenen.

### 5.5.2 VERGELIJKING MET ANDERE TECHNIEKEN

Zoals eerder al beschreven is een combinatie van een VFA-reactor en een doekfilter nodig om zeer lage effluent concentraties te bereiken. Als alternatief scenario kan de VFA-reactor weggelaten worden, maar dan is wel een groter doekfilter nodig. Om tot een laag effluent P-totaal gehalte van 0,2 mg P/l te komen moet dan 95% van het effluent behandeld worden, wat overeenkomt met een capaciteit van ongeveer 3,5 x DWA, zie ook Tabel 19. Nog een alternatief scenario is dat de VFA-reactor weggelaten wordt, maar dat er ingekocht azijnzuur gedoseerd wordt in de anaerobe tank. Er is hier voor azijnzuur gekozen omdat azijnzuur direct opgenomen kan worden door PAOs. Ook in dit alternatieve scenario is een doekfilter van 1,6 x DWA-capaciteit nodig om de benodigde effluent kwaliteit te behalen. Uiteindelijk zijn er drie scenario's met elkaar vergeleken die tot dezelfde effluent concentratie leiden:

1. VFA-reactor met doekfilter 1,6 x DWA
2. Azijnzuur dosering met doekfilter 1,6 x DWA
3. Doekfilter 3,5 x DWA

Tabel 19 laat zien welke effluentkwaliteit gehaald wordt met de verschillende configuraties. Hierbij is rekening gehouden met het effect van de bypass. De nabehandeling behandelt slechts een gedeelte van het jaardebiet, dus een gedeelte van het debiet wordt onbehandeld geloosd. Hierbij moet de kanttekening gemaakt worden dat het deel dat via de bypass gaat afhankelijk is van de RWA/DWA verhouding van een rwzi. Bij een hogere RWA/DWA verhouding is een nabehandeling met een grotere capaciteit nodig om dezelfde effluent kwaliteit te halen. Een grotere nabehandeling gaat gepaard met hogere investeringskosten.

**TABEL 19** VERGELIJKING VAN DRIE SCENARIO'S VOOR P-VERWIJDERING OM EEN LAAG EFFLUENT P-TOTAAL GEHALTE TE BEREIKEN

		VFA + 1,6x DWA	Azijnzuur + 1,6x DWA	3,5x DWA
Influent	mg P/L	7,00	7,00	7,00
Afloop NBT	mg P/L	0,40	0,40	1,00
Afloop doekfilter	mg P/L	0,15	0,15	0,15
Deel via bypass	%	20%	20%	6%
Effluent P-tot	mg P/L	0,20	0,20	0,20

#### 5.5.2.1 DUURZAAMHEID

De duurzaamheid van de drie scenario's is vergeleken door alle benodigde chemicaliën en al het energieverbruik om te rekenen in CO<sub>2</sub>-equivalenten. De elektriciteitsproductie van de WKK wordt geteld als een negatieve CO<sub>2</sub>-footprint. De vergelijking in Tabel 20 laat het volgende zien:

- De methaanproductie is bij het VFA-scenario iets lager ten opzichte van een referentie rwzi.

- De slibproductie is bij de scenario's met azijnzuur + 1,6 x DWA doekfilter en het scenario 3,5 x DWA doekfilter het hoogst.
- Als de scenario's worden vergeleken qua CO<sub>2</sub>-footprint dan geldt het volgende:
  - De dosering van azijnzuur is duidelijk de minst duurzame optie. Dosering van azijnzuur gaat gepaard met een hoge footprint, doordat azijnzuur is geproduceerd uit fossiele brandstoffen. En daarnaast ook door CO<sub>2</sub>-emissie bij de biologische afbraak van azijnzuur en/of bij de vergisting en verbranding van het slib dat gegroeid is op het azijnzuur.
  - De CO<sub>2</sub>-footprint van de VFA-reactor met een doekfilter voor 1,6 x DWA is iets lager dan die van een doekfilter voor 3,5 x DWA. De verschillen zitten vooral in elektriciteitsverbruik van de rwzi (beluchttingsenergie), elektriciteitsproductie in de WKK en dosering van ijzerchloride. Met een 3,5 x DWA-doekfilter wordt er echter meer biogas geproduceerd uit primair slib en is er minder energie nodig voor beluchting.
- Het 3,5 x DWA-doekfilter heeft een hogere ijzerchloridedosering nodig, vooral doordat de fosfaatconcentratie na de nabezinktank hoger is dan met een VFA-reactor.

De vergelijking is afhankelijk van specifieke uitgangspunten. Parameters die een grote impact hebben op de vergelijking zijn de benodigde hoeveelheid ijzerchloridedosering (Me/P ratio) voor het doekfilter en het P-gehalte in de afloop van de nabezinktank. Deze vergelijking is gebaseerd op een Me/P van 5 mol Fe/mol P en een fosfaatconcentratie na de nabezinktank van 1,0 mg P/l. Als deze waarden hoger zijn dan valt de vergelijking gunstiger uit voor de VFA-reactor, terwijl bij lagere waarden het 3,5 x DWA-doekfilter mogelijk de meer duurzame optie is.

TABEL 20

**VERGELIJKING VAN DE CO<sub>2</sub> FOOTPRINT VAN DE DRIE SCENARIO'S VOOR P-VERWIJDERING. ALLE WAARDEN IN TON CO<sub>2</sub>/JAAR AFGEROND OP 10 TON CO<sub>2</sub>/JAAR**

		VFA-reactor + 1,6 x DWA doekfilter	Azijnzuur + 1,6 x DWA doekfilter	3,5 x DWA doekfilter
Methaanproductie	%	93%	102%	100%
Slibafzet	%	108%	112%	118%
Elektriciteit (VFA-reactor, doekfilter)	ton CO <sub>2</sub> /j	40	40	50
Elektriciteit beluchting	ton CO <sub>2</sub> /j	30	10	0
Elektriciteit uit methaan	ton CO <sub>2</sub> /j	50	-10	0
Natronloog	ton CO <sub>2</sub> /j	30	0	0
FeCl <sub>3</sub>	ton CO <sub>2</sub> /j	60	60	180
Azijnzuur	ton CO <sub>2</sub> /j	0	480	0
Slibafzet	ton CO <sub>2</sub> /j	20	30	60
TOTAAL	ton CO <sub>2</sub> /j	230	610	290

### 5.5.2.2 KOSTEN

Naast de duurzaamheid zijn ook de stichtingskosten en de exploitatielasten bepaald voor de drie scenario's. In Tabel 21 zijn de kosten van de verschillende scenario's weergegeven met een nauwkeurigheid van ±30%. De kostenvergelijking laat het volgende zien:

- De exploitatielasten van de scenario's met VFA-reactor en azijnzuurdosering zijn vergelijkbaar. De exploitatielasten van het 3,5 x DWA-doekfilter zijn beduidend hoger, met name door de hoge afschrijvingskosten.
- De stichtingskosten verschillen tussen de scenario's:
  - De stichtingskosten voor azijnzuur dosering met een 1,6 x DWA-doekfilter zijn het

- laagst, omdat die kosten alleen bestaan uit het doekfilter en een doseerinstallatie voor azijnzuur.
- De stichtingskosten voor de VFA-reactor met een 1,6 x DWA-doekfilter zijn hoger door de investering in de VFA-reactor.
  - Het 3,5 x DWA-doekfilter heeft de hoogste stichtingskosten.
  - De belangrijkste operationele kosten zijn het elektriciteitsverbruik en slibafzet.

**TABEL 21** VERGELIJKING VAN DE STICHTINGSKOSTEN EN EXPLOITATIELASTEN VAN DE DRIE SCENARIO'S VOOR P-VERWIJDERING, ALLE WAARDEN ZIJN ±30%

		VFA-reactor + 1,6 x DWA	Azijnzuur + 1,6 x DWA	3,5 x DWA
Stichtingskosten	EUR	6.706.000	5.405.000	9.037.000
Afschrijving	EUR/j	493.000	398.000	665.000
Operationele kosten	EUR/j	353.000	461.000	446.000
Elektriciteit (VFA-reactor, doekfilter)	EUR/j	16.000	15.000	17.000
Elektriciteit beluchting	EUR/j	10.000	5.000	0
Elektriciteit uit methaan	EUR/j	19.000	-5.000	0
Natronloog	EUR/j	60.000	0	0
FeCl <sub>3</sub>	EUR/j	54.000	54.000	160.000
Azijnzuur	EUR/j	0	171.000	0
Slibafzet	EUR/j	31.000	49.000	81.000
Beheer	EUR/j	30.000	24.000	15.000
Onderhoud	EUR/j	112.000	90.000	151.000
CO <sub>2</sub> -taks	EUR/j	21.000	58.000	22.000
Totaal exploitatielasten	EUR/j	846.000	859.000	1.111.000

### 5.5.2.3 EVALUATIE

De evaluatie op duurzaamheid en kosten van de inzet van het vetzuurproces voor P-verwijdering, laat zien dat het scenario met een VFA-reactor en een doekfilter voor 1,6 x DWA een kansrijk scenario is. Het is aanmerkelijk duurzamer dan dosering van commercieel azijnzuur en de exploitatielasten zijn lager dan in het scenario met een doekfilter voor 3,5 x DWA.

Voor de vergelijking is de huidige fosfaatconcentratie in de afloop van de nabezinktank een belangrijke parameter. Als deze relatief hoog is, > 0,7 mg P/l, dan wordt verzuring van primair slib met een doekfilter voor 1,6 x DWA economisch aantrekkelijker dan alleen een grotere doekfilter. Deze grenswaarde geeft alleen een ruwe indicatie weer. Per zuivering kan de grenswaarde verschuiven door factoren zoals de schaalgrootte en of de verzuring koud of warm uitgevoerd wordt.

De vergelijking is opgesteld voor een strenge effluenteis, waarbij de VFA-reactor gecombineerd moet worden met een doekfilter. Bij een effluenteis voor fosfaat van 0,3-0,5 mg P/l is de VFA-reactor (zonder doekfilter) een zeer goede optie met lage investeringskosten en een beperkte CO<sub>2</sub> footprint.

Daarnaast biedt implementatie van het VFA-proces de volgende voordelen:

- VFA's worden in dit scenario geproduceerd op de rwzi zelf, uit een continu beschikbare bron: primair slib. De rwzi produceert hiermee zelf een grondstof en is minder afhankelijk van de aanlevering van ijzerchloride door een externe partij voor het behalen van de effluentkwaliteit. Momenteel zijn de ijzer prijzen hoog en is de beperkte beschikbaarheid een risico voor stabiele bedrijfsvoering.

- Implementatie van een VFA-reactor heeft ook een positief effect op de N-verwijdering. Voor zuiveringen met zowel een strenge N- als P-eis kan dit een voordeel zijn. Door het doseren van VFA's in de anaerobe tank zal ook de denitrificatie verbeteren en de effluent N-tot concentratie dalen (zie hoofdstuk 5.4).

De kosten en duurzaamheid van de VFA-reactor zijn afhankelijk van de VFA-yield die behaald kan worden met primair slib. In deze business case is uitgegaan van een VFA-yield van 20%, op basis van de resultaten behaald in de pilot. Als de yield 30% is, zullen de kosten met zo'n 5% dalen en de CO<sub>2</sub>-footprint daalt dan met ongeveer 15%. Bij een yield van 10% zullen de kosten ca. 16% hoger zijn en de CO<sub>2</sub>-footprint ca. 40% hoger. Dit geeft aan dat een VFA-reactor minder interessant wordt bij een lagere yield omdat de kosten en CO<sub>2</sub>-emissie toenemen. Het is wel belangrijk om op te merken dat een yield van 10% niet waarschijnlijk is bij een warme reactor met pH-regeling. Waarschijnlijk kan deze yield ook gehaald worden met een koude reactor met een langere verblijftijd. De kosten van een dergelijk systeem zijn circa 30% lager.

De volledige gevoeligheidsanalyse voor de VFA-yield is opgenomen in bijlage A4.

### 5.5.3 CASE STUDY OLDENZAAL

Rwzi Oldenzaal moet in de toekomst (na 2027) in het zomerhalfjaar voldoen aan een effluenteis van 0,1 mg P/l. Het voldoen aan deze eis is een grote uitdaging en vereist een optimaal functionerende rwzi. Daarom is onderzocht of door implementatie van het vetzuurproces deze eis gehaald kan worden.

#### 5.5.3.1 BESCHRIJVING VAN DE RWZI

Rwzi Oldenzaal is een kleinere zuivering, met een ontwerpcapaciteit van 66.000 ie<sub>150</sub>. De huidige belasting is een stuk hoger (91.000 ie<sub>150</sub> in 2019). De zuivering bestaat uit voorbezinktanks gevolgd door een actief slibstelsysteem, gebaseerd op het PhoRedox proces voor biologische P-verwijdering. De debieten en zuiveringsprestaties zijn samengevat in Tabel 22. De afloop van de voorbezinktank wordt niet bemonsterd, daarom zijn de vrachten in de aanvoer naar de AT berekend op basis van de gemeten primair slibproductie. De BZV/N- en BZV/P-verhouding in het voorbezonden influent zijn ongeveer 4,0 en 25,7, respectievelijk.

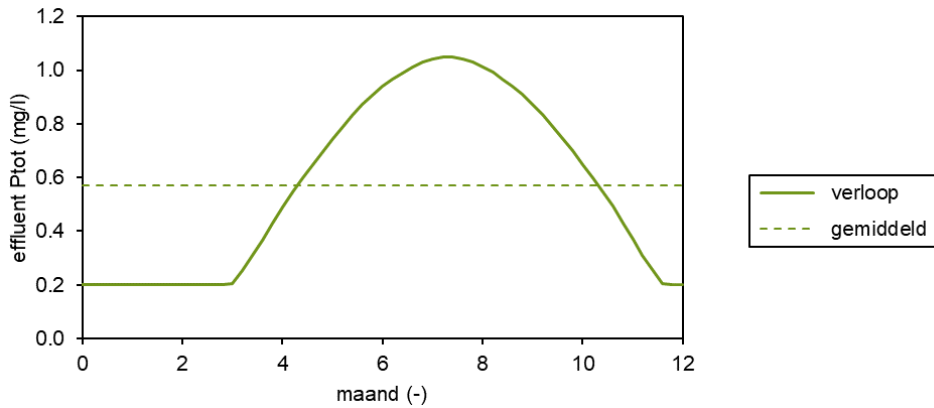
TABEL 22 DEBIETEN EN ZUIVERINGSPRESTATIES VOOR RWZI OLDENZAAL IN 2019

Parameter	Waarde	Eenheid
Debieten		
Gemiddelde DWA	422	m <sup>3</sup> /h
Maximale aanvoer	4.060	m <sup>3</sup> /h
Totale aanvoer	13.170	m <sup>3</sup> /d
BZV/N-verhouding na vbt	4,0	g/g
BZV/P-verhouding na vbt	25,7	g/g
Slibbelasting	158,6	g CZV/g DS/d
Huidig effluent		
N-totaal jaargemiddeld	6,3	mg N/L
P-totaal jaargemiddeld	0,71	mg P/L
Onopgeloste bestanddelen jaargemiddeld	2,4	mg/L



Desondanks kan het statische model nog steeds gebruikt worden om het effect van vetzuren te kwantificeren, alleen zijn de resultaten meer generiek en niet direct toepasbaar op rwzi Oldenzaal. De modelresultaten in de volgende paragraaf moeten daarom als indicatief worden beschouwd.

**FIGUUR 31** BEREKEND VERLOOP VAN DE CONCENTRATIE TOTAALFOSFAAT OVER HET JAAR VOOR RWZI OLDENZAAL. HET DROGE STOFGEHALTE IN DE AT WAS IN DE WINTER 4,1 G/L EN IN DE ZOMER 3,8 G/L



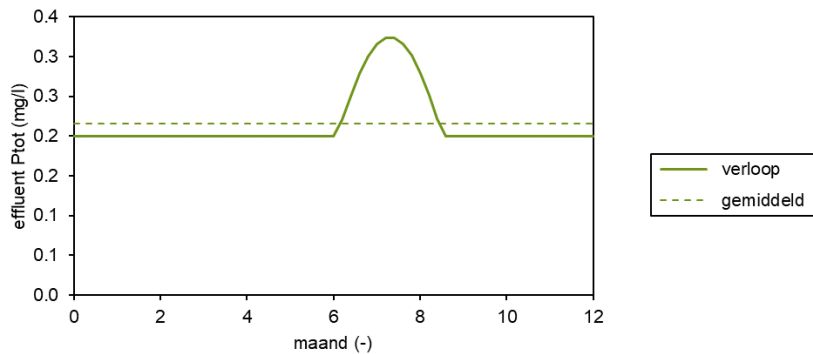
### 5.5.3.3 EFFECT VAN VFA-DOSERING

De P-verwijdering op rwzi Oldenzaal functioneert al betrekkelijk goed, dus niet al het primair slib hoeft verzuurd te worden. Voor deze casus is het uitgangspunt dat 50% van het primair slib in een VFA-reactor verzuurd wordt. Dit betekent een slibdebiet naar de vetzuurreactor van 39 m<sup>3</sup>/d. Voor een verwarmde reactor (ca. 31 °C) is de verblijftijd 3 dagen en wordt het reactor volume 115 m<sup>3</sup>. Als de reactor niet verwarmd wordt is een verblijftijd van 7 dagen nodig en wordt het volume 270 m<sup>3</sup>. In beide gevallen is de VFA-productie 272 kg CZV/d in de zomer, wat overeenkomt met een toename in het influent van 20 mg CZV/l gemiddeld en 26 mg CZV/l bij DWA. Bij een niet verwarmde VFA-reactor is de VFA-productie in de winter zeer beperkt. Door de dosering van de vetzuren stijgt de BZV/N-verhouding in het voorbezonden influent van 4,0 naar 4,7 en de BZV/P-verhouding van 25,7 naar 29,6. De fracties  $S_A$  (vluchtige vetzuren) en  $S_F$  (fermenteerbaar CZV) stijgen van 20 naar 23 en 30 naar 32%, respectievelijk.

De dosering van vetzuren heeft een positief effect op de prestaties van de zuivering, volgens het HSA/Scheer model. In Figuur 32 is te zien dat het P-tot gehalte in het effluent het grootste deel van het jaar een minimale waarde van 0,2 mg P/l heeft. Dit minimum P-gehalte bestaat uit opgelost en onopgelost organische gebonden P. De piek in de zomer is duidelijk lager dan in de situatie zonder extra vetzuren, zie Figuur 31. De geschatte jaargemiddelde effluent concentratie wordt hiermee 0,22 mg P/l, zonder vetzuurdosering was de berekende jaargemiddelde effluent concentratie 0,57 mg P/l. De verbetering komt door een toename van het aantal bio-P organismen in het actief slib. Door de extra vetzuren stijgt het aandeel bio-P organismen en daarmee ook het P-gehalte in het slib volgens het model van 5,1 naar 5,4%.

FIGUUR 32

EFFLUENT P-TOTAAL GEHALTE OP RWZI OLDENZAAL BIJ DOSERING VAN VETZUREN, VOLGENS HET HSA/SCHIEER MODEL



### STIKSTOF

Het model voorspelt geen verbetering van het N-totaal gehalte in het effluent. Dit komt doordat dit gehalte zonder extra vetzuurdosering al gelijk was aan de ondergrens van het model (5 mg N-tot/l). Dit betekent echter niet dat de vetzuurdosering geen positief effect heeft op de N-verwijdering, door snelle denitrificatie met extra vetzuren ontstaat meer ruimte voor nitrificatie en kan gestuurd worden op een lager  $\text{NH}_4\text{-N}$ -gehalte. De N-tot concentratie in het effluent komt waarschijnlijk dus lager uit dan in de huidige situatie, maar het model kan dit niet goed beschrijven.

Deze case study laat zien dat vetzuren tot een verbetering van de effluentkwaliteit kunnen leiden. Het effect is vooral te zien in de zomerperiode, wanneer de slibgroei het laagst is. Dit is tegelijkertijd de periode waarin de P-totaal eisen het strengst zijn. De dosering van vetzuren is dus een aantrekkelijke optie om bio-P zuiveringen te optimaliseren. Een belangrijke kanttekening hierbij is wel dat de rekening gehouden moet worden met de influentkarakteristiek en het RWA-effect. Dit kon nog onvoldoende worden meegenomen in de modelberekeningen in dit rapport.

## 5.6 VETZUURPRODUCTIE VOOR BIOPLASTICS

De vetzuren die met een VFA-reactor geproduceerd worden, kunnen ook ingezet worden voor de productie van bioplastics. Dit is eerder onderzocht in het PHARIO-project (STOWA 2017-15). In dit project werd primair slib in 6 dagen gefermenteerd, bij een temperatuur van 37 °C en zonder pH controle. De concentratie vetzuren na fermentatie was 7 g COD/l en met deze vetzuren kon PHA geproduceerd worden. De LCA liet zien dat productie van PHA uit primair slib aanmerkelijk duurzamer was dan PHA uit azijnzuur. In dit project zijn andere instellingen gebruikt voor vetzuurproductie uit primair slib dan in het PHA-project. De volgende instellingen zijn in deze case gebruikt: de temperatuur was 31 °C, de pH werd gecorrigeerd met natronloog en de verblijftijd was 3 dagen. Hiermee kon een vetzuur concentratie van 8,7 g/L sCOD bereikt worden (en onder sommige condities zelfs 15 g/L sCOD).

Op basis van bovenstaande condities zijn de kosten en  $\text{CO}_2$ -footprint van vetzuurproductie geschat voor een rwzi van 100.000  $\text{ie}_{150}$ . Het uitgangspunt in dit scenario was dat al het primair slib in de VFA-reactor behandeld wordt. In deze business case zijn zowel de directe kosten van vetzuurproductie (natronloog, beheer, etc.) als de indirecte kosten (minder biogasproductie, minder slibafzet) meegenomen. De directe kosten zijn eerder al berekend in hoofdstuk 5.2. De kosten voor eventuele opwerking van de geproduceerde vetzuren zijn niet meegenomen in deze business case. De kosten worden vergeleken met de kosten van commercieel azijnzuur.

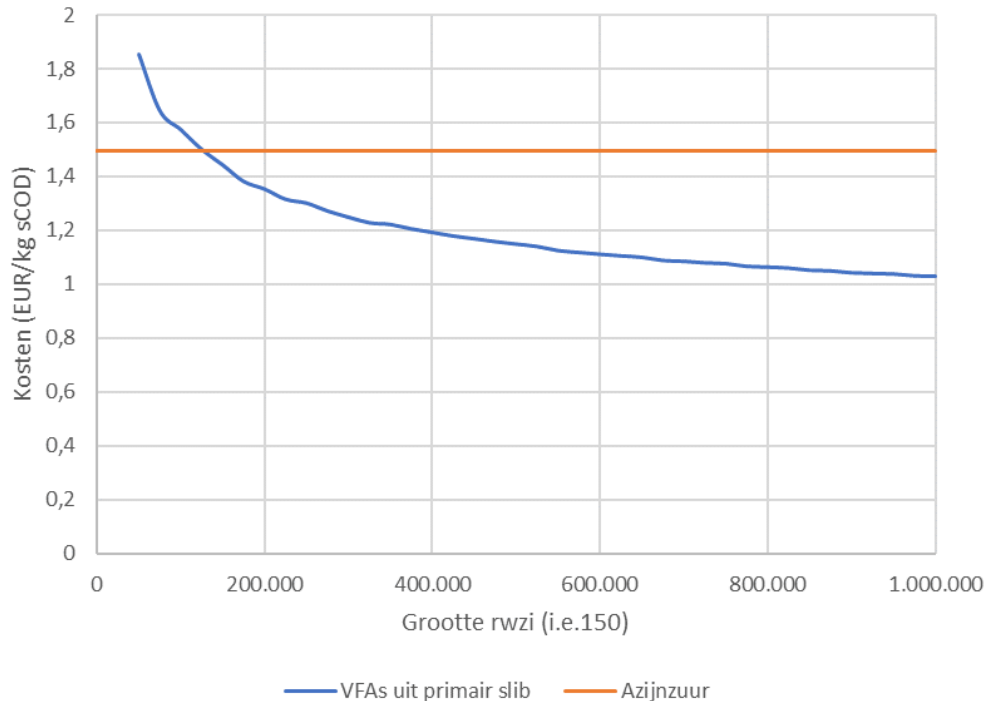
De directe kosten voor vetzuurproductie zijn 1,57 euro/kg sCOD voor een schaalgrootte van 100.000  $ie_{150}$ . Hierbij komen nog indirecte kosten, doordat er met vetzuurproductie voor bioplastics zowel minder biogas als minder slib geproduceerd wordt. De afname in biogasproductie leidt tot gederfde inkomsten, terwijl de afname in slibproductie leidt tot lagere kosten. In deze business case zijn de gederfde inkomsten uit biogas 29.000 EUR/j en de afname in slibafzetkosten 26.000 EUR/j. Dit betekent dat de indirecte kosten elkaar nagenoeg opheffen. De totale kosten zijn dus ook 1,57 euro/kg sCOD voor een schaalgrootte van 100.000  $ie_{150}$ . Met deze prijs zijn vetzuren uit een VFA-reactor iets duurder zijn per kg sCOD dan commercieel azijnzuur, wat 1,50 euro/kg sCOD kost (prijspeil 2023). Factoren die bepalend zijn voor de prijs per kg sCOD zijn:

- **Opwerking:** Als opwerking van de vetzuren uit de VFA-reactor nodig is (bijv. een aanvullende filtratiestap), dan zullen de kosten toenemen.
- **Energieprijs:** De prijs van azijnzuur is in bepaalde mate afhankelijk van de energieprijs omdat commercieel azijnzuur uit olie wordt geproduceerd. Bij vetzuren uit primair slib maken de energiekosten ongeveer 8% uit van de totale kosten. Dit is gebaseerd op het elektriciteitsverbruik van de VFA-reactor, de toename in elektriciteitsverbruik van het actief slibstelsel en de afname van de elektriciteitsproductie van de WKK. Verwarmen van de VFA-reactor kost geen extra energie omdat het primair slib normaliter ook verwarmd wordt in de slibvergisting.
- **Schaalgrootte:** de kosten van VFA-productie zijn gerelateerd aan de hoeveelheid primair slib van een rwzi van 100.000  $ie_{150}$ . Bij een grotere rwzi zal de kostprijs lager liggen doordat de investering en dus de kapitaallasten naar verhouding lager uitkomen. Het effect van de schaalgrootte is weergegeven in Figuur 33. De kosten van VFA-productie zullen vanaf ongeveer 125.000  $ie_{150}$  lager zijn dan de kosten van commercieel azijnzuur.

De vetzuren uit een VFA-reactor zijn wel duurzamer dan commercieel azijnzuur. De  $CO_2$ -footprint van vetzuren uit primair slib is 0,60 kg  $CO_2$ /kg sCOD, terwijl commercieel azijnzuur een footprint heeft van 4,23 kg  $CO_2$ /kg sCOD. De hogere waarde voor azijnzuur wordt voor een deel veroorzaakt door de  $CO_2$ -emissie uit afbraak van het azijnzuur tijdens de productie van bioplastics en op de middellange termijn uit het bioplastic zelf. Vetzuren uit primair slib worden eveneens omgezet naar  $CO_2$  maar deze emissie is niet anders dan in de huidige situatie waarin vetzuren in het actief slib of slibverwerking in  $CO_2$  worden omgezet. Door de lage  $CO_2$ -emissie zijn vetzuren uit primair slib een duurzame feedstock voor de productie van bioplastics.



FIGUUR 33 KOSTPRIJS VFA-PRODUCTIE UIT PRIMAIR SLIB IN VERGELIJKING MET AZIJNZUUR (PRIJSPEIL 2023)



## 5.7 DISCUSSIE

In de voorgaande paragrafen is ingegaan op ontwerp, kosten en duurzaamheid van vetzuurproductie uit primair slib voor verbetering van de nutriëntenverwijdering op rwzi's en voor productie van bioplastics.

In deze paragraaf wordt een overzicht gegeven van de belangrijkste kansen en aandachtspunten van vetzuurproductie op rwzi's. Achtereenvolgens wordt ingegaan op:

- Benutting van vetzuren voor fosfaat en stikstofverwijdering
- Benutting van vetzuren voor bioplastics
- Kosten
- Duurzaamheid
- Aandachtspunten
- Beslisboom voor vetzuurproductie op rwzi's

### BENUTTING VAN DE VETZUREN VOOR P&N-VERWIJDERING

Uit de casestudies voor Ede en Oldenzaal blijkt dat het statische actief slib model op basis van Scheer en HSA een verbetering van de P&N verwijdering voorspelt bij een dosering van 20-40 mg/l extra VFA-COD:

- P-gehalten in het effluent kunnen zakken van 1,0 tot 0,3-0,4 mg P/l met 20 mg/l extra VFA
- Met 40 mg/l VFA kan ongeveer 20% van de N-vracht worden gedenitrificeerd in het actief slib wat een alternatief is voor een Anammoxbehandeling van het rejectiewater. Afhankelijk van de huidige effluentkwaliteit daalt het stikstofgehalte met ongeveer 5 mg/l<sup>5</sup>.

5 Dit is gebaseerd op een rwzi die door een te lage BZV/N-verhouding een effluent N-tot heeft van circa 12 mg/l en door extra VFA weer zakt naar 7 mg/l N-tot. Als de rwzi al voldoet aan N-tot 7 mg/l zal het effect van extra VFA geringer zijn en wordt de recirculatiecapaciteit naar verhouding meer bepalend voor het N-tot gehalte in het effluent.

Het deel van het primair slib dat hiervoor behandeld moet worden, varieert van 30-100%, afhankelijk van de opgave qua P- of N-verwijdering en limiterende factoren zoals het vetzuur-gehalte en de BZV/N-verhouding na de voorbezinktank.

De modellering van het effect van de extra VFA's op de biologische P-verwijdering kent wel enige onzekerheden. Met dynamische actief slib modellen blijkt het moeilijk om pieken goed te voorspellen (zie hoofdstuk 4.4) en met het statische Scheermodel wordt soms in de zomer een te hoog P-gehalte voorspeld, zie hoofdstuk 5.5.3. Voor stikstof is met het HSA-model nauwkeuriger het effect van extra vetzuren te voorspellen, zie hoofdstuk 5.4.3. Modelberekeningen zijn dus geen harde garantie voor een effect in de praktijk. Echter, op basis van modellering, literatuurgegevens en data van rwzi's (Waves databank) kan redelijk goed ingeschat worden welke effluentkwaliteit mogelijk is bij dosering van extra vetzuren:

- De minimale P-tot concentratie in effluent van optimaal functionerende BioP rwzi's is 0,3 – 0,4 mg P/l waarbij het P-tot gehalte voornamelijk bepaald wordt door organische gebonden P. Effluent PO<sub>4</sub>-P-gehalten liggen bij goed functionerende systemen < 0,1 mg P/l.
- De minimale effluent N-tot concentratie van optimaal functionerende actief slibsystemen is afhankelijk van de BZV/N-verhouding in het influent en de recirculatiefactor van het actief slibstelsel. Als deze factoren niet beperkend zijn dan kan een N-tot gehalte bereikt worden < 5 mg/l en soms zelfs < 3 mg/l bij erg lage slibbelastingen, zie STOWA 2007-24.
- Voor optimale BioP-verwijdering gelden naast voldoende vetzuren enkele andere belangrijke randvoorwaarden (zie STOWA 2017-46):
  - Slibindikking/ontwatering: zoveel mogelijk beperken van terugvoer van fosfaat met het overloopwater/centraat door snelle indikking of chemische precipitatie.
  - Slibbelasting: de slibbelasting moet niet te laag zijn zodat vrijkomen van opgeslagen P door aerobe slibmineralisatie zoveel mogelijk wordt beperkt. Verlagen van het slibgehalte in de zomerperiode is een manier om slibmineralisatie te beperken.
  - Nabezinktank: voorkomen van hoge gehalten zwevende stof in het effluent door een lage SVI en niet te hoge slibvolumebelasting van de nabezinktank.
  - Procesregelingen: sturen op laag nitraatgehalte.

#### *Benutting van vetzuren voor productie van bioplastics*

De vetzuren kunnen ook worden benut voor de productie van PHA waaruit bioplastics gemaakt kunnen worden. Vetzuurproductie uit primair slib is afhankelijk van de schaal-grootte tot 35% goedkoper dan azijnzuur, zie Figuur 33. Primair slib lijkt daarmee een geschikte bron voor vetzuren. Hier moet wel bij opgemerkt worden dat door de relatief lage vetzuurconcentratie (circa 10 g/l), transport van vetzuren naar een PHA-productielocatie al snel te duur is. Gebruik van primair slib is dus alleen haalbaar als dit in de directe omgeving van de PHA-productie beschikbaar is. Ook de scheidingsstap na de vetzuurproductie en verwerking van het restslib dat overblijft na vetzuurproductie, is een aandachtspunt. De PHA-accumulatie vergt een zo schoon mogelijke vetzuurstroom met een hoge VFA/N, VFA/P ratio en zo laag mogelijke concentratie zwevende stof.

In STOWA 2017-15 staan enkele criteria genoemd voor het VFA-mengsel dat gevoed wordt aan een PHA-accumulatiereactor. Onderstaand zijn deze criteria vergeleken met de samenstelling die is gemeten bij verzuring van influent zeefgoed en primair slib.

TABEL 23

SAMENSTELLING VFA-MENGSEL IN VERGELIJKING MET RICHTWAARDEN VOOR PHA-PRODUCTIE

		Richtwaarde voor PHA	Influent zeefgoed verzuurd	Primair slib verzuurd
sCOD	g/l	> 0,5	6-8	10-12
sCOD/N	-	> 67	320	30
sCOD/P	-	> 333	290	71
TSS/sCOD	-	< 0,15	Niet gemeten	0,1*

\*Als het mengsel wordt gecentrifugeerd met PE-dosering dan worden TSS-gehaltenes < 1 g/l bereikt en kan voldaan worden aan de richtwaarde voor PHA-productie.

Uit de tabel blijkt dat bij het verzuren van influent zeefgoed wordt voldaan aan de criteria voor hoge sCOD/N en sCOD/P maar bij primair slib nog niet. Als de zwevende stof in het vetzuurmengsel wordt afgescheiden met een centrifuge met PE-dosering dan kan voldaan worden aan het criterium voor lage TSS/sCOD.

De reststromen die overblijven na vetzuurproductie kunnen het beste vergist worden.

#### KOSTEN EN DUURZAAMHEID VETZUURPRODUCTIE UIT PRIMAIR SLIB

Als vetzuren worden ingezet voor verbeterde P- of N-verwijdering dan moet er een vergelijking gemaakt worden met referentietechnieken waarmee eveneens P en N verwijderd kan worden.

In de business cases is vetzuurproductie uit primair slib vergeleken met een aantal referentiescenario's:

Fosfaatverwijdering:

- Nageschakeld doekfilter met dosering van  $\text{FeCl}_3$
- Dosering van azijnzuur

Stikstofverwijdering:

- Dosering van azijnzuur, methanol of Kwaliflex (afgekeurde dranken)
- Autotrofe N-verwijdering m.b.v. Anammox in het rejectiewater.

#### Kosten

Als de scenario's vergeleken worden qua kosten dan valt op dat een nageschakeld doekfilter voor P-verwijdering fors duurder is dan een vetzuurreactor. Echter, met een vetzuurreactor kan het P-tot gehalte zakken tot minimaal 0,3-0,4 mg/l wat onvoldoende is bij zeer strenge P-eisen (bijv. 0,2 mg/l). Een nageschakeld doekfilter met  $\text{FeCl}_3$  dosering kan in principe 0,15 mg P/l halen. Echter, nageschakelde filters worden om economische redenen meestal ontworpen op 1,5-2 keer het DWA-debiet waardoor er op jaarbasis nog 10-20% van het effluent om het filter heen geleid wordt. Door de bypass bij RWA is de gemiddelde P-tot concentratie in het effluent hoger dan 0,15 mg P/l.

Een combinatie van een vetzuurreactor en een nageschakeld doekfilter kan bij een strenge P-eis een goede oplossing zijn om het bypass effect bij RWA zoveel mogelijk te beperken. Immers, door extra vetzuren wordt het P-gehalte na de nabezinktank lager (0,3-0,4 mg P/l) en dus ook de P-vracht die via de bypass geloosd wordt.

Een alternatief is om een grotere nabehandeling te bouwen. Een nabehandeling met een capaciteit van 3,5 keer het DWA-debiet haalt ongeveer dezelfde effluentkwaliteit als een combinatie van een vetzuurreactor en een nabehandeling van 1,6 keer DWA maar is ongeveer 30% duurder, zie: Tabel 21.

Naast de vergelijking met een nageschakeld doekfilter kan de VFA-reactor ook vergeleken worden met een nageschakeld zandfilter wat dezelfde fosfaatverwijdering kan halen als een doekfilter. Echter, de totale kosten van een zandfilter (CAPEX+OPEX) liggen ongeveer 30% hoger dan bij een doekfilter. De besparing die kan worden bereikt met een VFA-reactor is dus nog hoger als de vergelijking wordt gemaakt met zandfiltratie in plaats van doekfiltratie.

Voor stikstofverwijdering geldt dat een Anammoxreactor ongeveer 10% goedkoper is dan een vetzuurreactor maar het is niet helemaal duidelijk welke randvoorzieningen nodig zijn om Anammox goed te laten functioneren zonder problemen met schuim, scaling, Legionella etc. Mogelijk zijn de kosten van Anammox dus te laag aangehouden. NB: bij een vetzuurreactor is geen sprake van Legionellagroei omdat vetzuren in een anaerobe reactor worden geproduceerd. Legionella is een aerobe bacterie.

De kosten van vetzuurproductie worden voor een derde deel bepaald door de dosering van natronloog, zie Tabel 15. Uit de pilottest met primair slib bleek dat ook in de mengtank, waarin geen natronloog werd gedoseerd, al behoorlijk vergaande verzuring optrad vooral als de temperatuur > 25 °C was; 80% van de sCOD werd in deze periode al geproduceerd in de mengtank. Als de primair slibproductie op een rwzi niet de beperkende factor is om voldoende vetzuren te produceren dan kan dus ook een warme vetzuurreactor overwogen worden waaraan geen natronloog gedoseerd wordt voor pH correctie. De jaarlijkse kosten worden dan ongeveer 30% lager. De kostprijs voor vetzuurproductie (euro/kg sCOD) daalt met ongeveer 15%.

#### *Duurzaamheid*

Als de scenario's vergeleken worden qua duurzaamheid dan valt vooral op dat dosering van azijnzuur/methanol en Anammox een significant hogere CO<sub>2</sub>-footprint hebben dan de vetzuurreactor. De productie van azijnzuur en methanol in combinatie met de afbraak in de rwzi of slibverbranding geeft een hoge CO<sub>2</sub>-footprint. Anammox heeft vooral een hoge CO<sub>2</sub>-footprint door een relatief hoge lachgasemissie in vergelijking met nitrificatie/denitrificatie in actief slib.

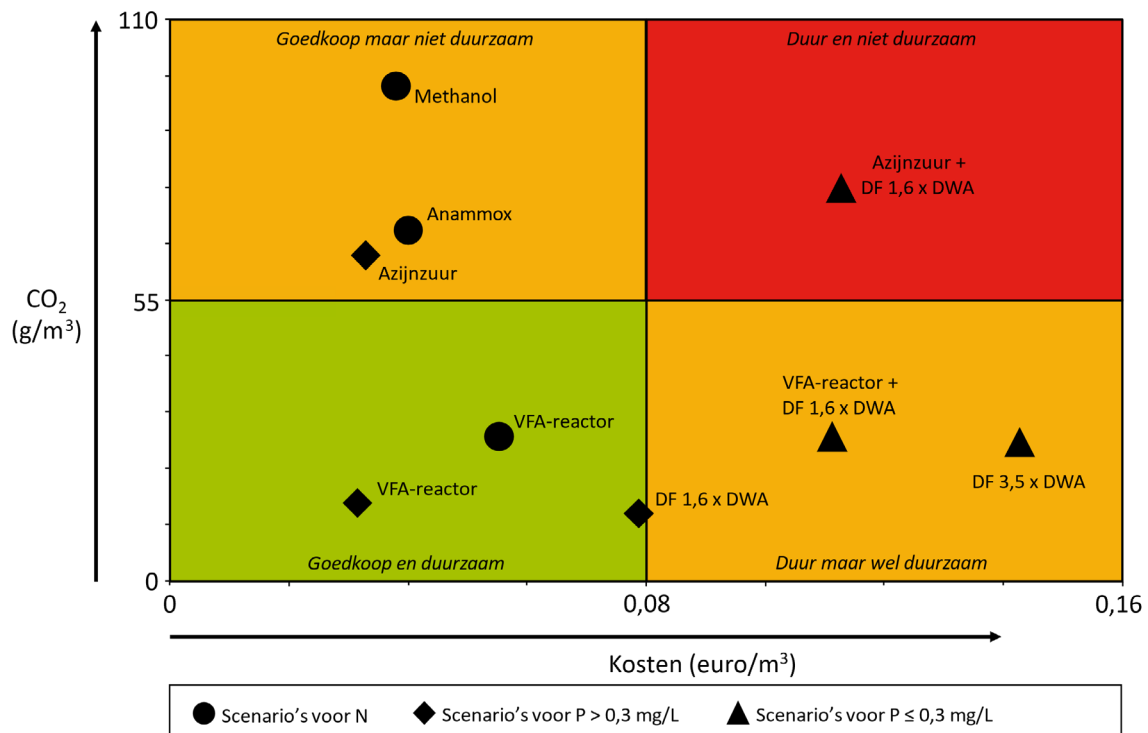
Voor nageschakelde filtratie met Fe-dosering is de CO<sub>2</sub>-footprint vergelijkbaar met een vetzuurreactor. De CO<sub>2</sub>- footprint die gerelateerd is aan het ijzerchloride- en energieverbruik van het doekfilter is ongeveer gelijk aan de CO<sub>2</sub>- footprint van een vetzuurreactor die vooral bepaald wordt door een iets lagere biogasproductie en een iets hoger energieverbruik van de rwzi (beluchting).

De CO<sub>2</sub>-footprint van de VFA-reactor voor N-verwijdering is 220 ton/j voor een zuivering van 100.000 ie<sub>150</sub>, voor de VFA-reactor voor P-verwijdering is dit 230 ton/j (zie paragraaf 5.4.2.1 en 5.5.2.1). Het is niet eenvoudig om deze CO<sub>2</sub>-footprint te vergelijken met de totale CO<sub>2</sub>-footprint van de rwzi, omdat de totale footprint niet berekend is in dit project. Op basis van een studie voor de Unie van Waterschappen is de CO<sub>2</sub>-footprint van een rwzi van 100.000 ie<sub>150</sub>, met gisting en voorbezinktank, ongeveer 4.400 ton CO<sub>2</sub>/jaar (Royal HaskoningDHV, 2021). Hieruit volgt dat de CO<sub>2</sub>-footprint van de hele rwzi met zo'n 5% zal toenemen door toepassing van een VFA-reactor. Dit getal is slechts indicatief, omdat de studie voor de Unie van Waterschappen gedeeltelijk op andere uitgangspunten gebaseerd is. Het geeft wel aan dat de toename van de CO<sub>2</sub>-footprint door toepassing van de VFA-reactor beperkt zal zijn.

Onderstaand zijn de verschillende scenario's vergeleken qua CO<sub>2</sub>-emissie en kosten.

FIGUUR 34

VERGELIJKING SCENARIO'S VOOR P- EN N-VERWIJDERING QUA KOSTEN EN CO<sub>2</sub>-EMISSIE PER M<sup>3</sup> AFVALWATER. KWALIFLEX IS BUITEN BESCHOUWING GELATEN VANWEGE EEN BEPERKTE BESCHIKBAARHEID



In de grafiek is voor drie scenario's de VFA-reactor vergeleken met 1 of 2 referenties:

- 80% N-verwijdering deelstroom versus VFA/azijnzuur doseren voor hogere BZV/N in het influent.
- ◆ P-effluent: 0,3 mg P/l door VFA doseren versus nageschakeld doekfilter met FeCl<sub>3</sub> voor 1,6 x DWA.
- ▲ P-effluent: 0,2 mg P/l door combinatie van VFA doseren en een Doekfilter van 1,6 x DWA versus een doekfilter van 3,5 x DWA.

De VFA-reactor komt overall het meest duurzaam en kosteneffectief uit de vergelijking. De referentietechnieken voor P-verwijdering zijn vooral duurder dan de VFA-reactor. De referentietechnieken voor N-verwijdering zijn vooral minder duurzaam door een hogere CO<sub>2</sub>-emissie.

#### AANDACHTSPUNTEN VFA-REACTOR OP RWZI'S

##### Primair slib of zeefgoed?

Zowel primair slib als influent zeefgoed is een geschikte bron voor vetzuren. Het voordeel van primair slib is dat dit meer beschikbaar is op rwzi's omdat er veel meer rwzi's met een voorbezinktank zijn dan rwzi's met een influentzeef. Daar komt nog bij dat een voorbezinktank meer CZV afvangt (35-40%) in vergelijking met een fijnzeef (20%). De potentiële vetzuurproductie uit primair slib is dus groter dan uit zeefgoed.

Voor rwzi's zonder voorbezinktank kan verkend worden of een influentzeef inpasbaar is in het hydraulisch profiel. Als dit het geval is dan kan de influentzeef gebruikt worden om de capaciteit van de rwzi te vergroten (zoals op rwzi Aarle-Rixtel, Beemster en Leidsche Rijn) of om de effluentkwaliteit te verbeteren door het afgevangen zeefgoed te verzuren en zo het vetzuurgehalte in het influent te verhogen.

Zeefgoed kan ook worden ingezet voor de productie van bioplastics. Een voordeel ten

opzichte van primair slib is dat geperst zeefgoed een hoog DS-gehalte heeft (30-40% DS) en goedkoop te transporteren is naar een centrale PHA-productielocatie. Een ander voordeel van zeefgoed is het lage N- en P-gehalte van het zeefgoed waarmee een vetzuurstream met een hoge CZV/N,P verhouding kan worden geproduceerd.

#### *Procesparameters VFA-reactor*

In het pilotonderzoek is de vetzuurreactor vooral bedreven op een temperatuur van > 30 °C, pH 5,5 en een verblijftijd van 3 dagen. Deze omstandigheden gaven een vetzuuryield van ongeveer 20%. Echter, in de onverwarmde mengtank werden ook al vetzuren gevormd, vooral in de zomer als de temperatuur > 20 °C was. Ook het primair slib, afkomstig uit een primair slibindikker van rwzi Oldenzaal, bleek al behoorlijk verzuurd als het aangevoerd werd naar de pilot op rwzi Ommen. Uit deze data kan geconcludeerd worden dat een koude verzuring zonder pH regeling ook goed mogelijk is, mits de verblijftijd niet te kort is. Het rendement van de reactor zal in de winter wel lager zijn dan in de zomer maar dit hoeft niet direct een probleem te zijn omdat de fosfaatverwijdering vooral in de zomer verbeterd moet worden (strengere zomernorm, instabieler bioP in de zomer). Voor stikstof is het andersom; de stikstofverwijdering verloopt juist langzamer in de winter en extra BZV is dan juist gewenst. Per rwzi zal dus bekeken moeten worden of en in welke vorm een vetzuurreactor bij kan dragen aan betere P- of N-verwijdering. NB: als de vetzuurreactor bedreven wordt zonder loogdosering dan zal de pH zakken naar pH 5 waarbij methaanvorming minimaal is, blijkt uit de metingen in de pilot. Integratie met de slibvergisting voor verwerking van het biogas is dan niet nodig. Het proces wordt hierdoor eenvoudiger en goedkoper.

#### *Basedosering*

Om het proces op pH 5,5 te kunnen bedrijven, is dosering van een base nodig. In het pilotonderzoek is dit voornamelijk natronloog geweest wat goed bleek te werken. Echter, natronloog is vrij duur en draagt bij aan de CO<sub>2</sub>-emissie van het proces. Het is daarom verstandig om alternatieven te verkennen. Kalk (CaCO<sub>3</sub>) wat vrijkomt bij drinkwaterzuivering, zou een duurzaam en goedkoper alternatief voor natronloog kunnen zijn.

Naast kalk kan ook gedacht worden aan kalkmelk (Ca(OH)<sub>2</sub>), wat een hogere oplosbaarheid heeft dan CaCO<sub>3</sub> en ook een veel lagere prijs (circa 4 keer goedkoper) heeft dan natronloog. De CO<sub>2</sub>-emissie van kalkmelk, omgerekend naar g CO<sub>2</sub>/g OH is ongeveer 6 keer lager dan de CO<sub>2</sub>-emissie van natronloog. Gebruik van kalkmelk lijkt dus een goed alternatief voor natronloog maar in de praktijk moet blijken hoe goed de kalkmelk oplost in de VFA-reactor.

#### *Afscheiding vetzuren/restslib*

De afscheiding van de opgeloste vetzuren en het restslib na de verzuringsreactor is in dit project onderzocht door middel van enkele verkennende testen met zeeftechnieken en lab centrifugetesten met/zonder PE. Het verzuurde primair slib of zeefgoed bevat 3-5% TS maar verschilt van primair slib en zeefgoed doordat de deeltjes kleiner zijn geworden als gevolg van hydrolyse van organische stof.

De zeefsten laten afscheidingsrendementen van 30-55% TS zien. Bij de centrifugetesten wordt 90-95% TS verwijdering gehaald. Als gekozen wordt voor een techniek met een hoog afscheidingsrendement dan blijft er meer organische stof over om in de slibvergister om te zetten in biogas. Echter, de kosten van een centrifuge zijn hoger dan van een trommelfilter. Als maar een beperkt deel van het primair slib wordt behandeld in een vetzuurreactor dan is een eenvoudige zeefstap het meest economisch. Wordt al het primair slib verzuurd dan is het verstandig om na de verzuringsstap een zo hoog mogelijke TS -af scheiding na te streven. Een aandachtspunt bij een lager scheidingsrendement is de slibbelasting. Doordat er meer

zwevende stof met het VFA-mengsel teruggevoerd wordt naar de AT, neemt de slibbelasting toe. Per situatie moet bekeken worden of de toename acceptabel is.

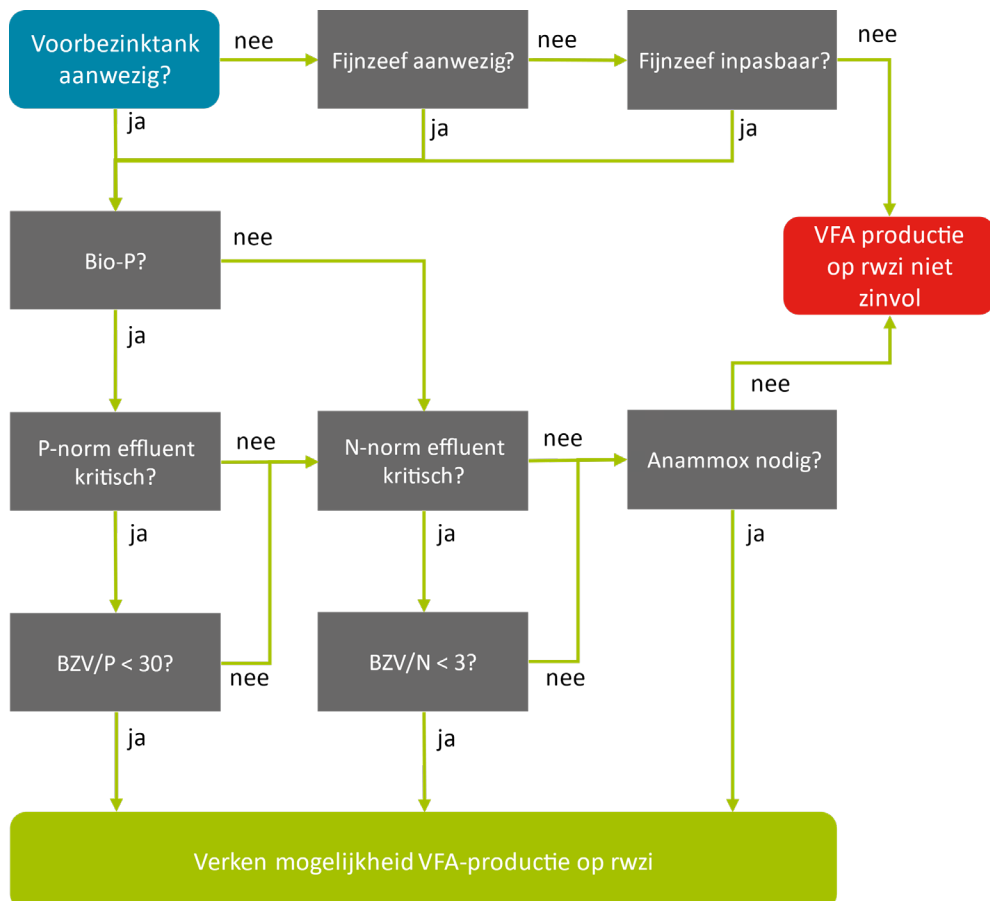
### BESLISBOOM VETZUURPRODUCTIE

Onderstaand is een beslisboom weergegeven waarmee een eerste idee verkregen kan worden van de kansrijkheid van vetzuurproductie voor P&N-verwijdering op rwzi's.

Aanwezigheid van een voorbezinktank of influentzeef in combinatie met een kritische P- of N-effluentis is de belangrijkste randvoorwaarde. Als ook de BZV/P- of BZP/N-verhouding na de voorbezinktank of influentzeef onder een bepaalde waarde ligt dan is het zinvol om vetzuurproductie verder te verkennen. Een eerste stap bij deze verkenning is het uitvoeren van een batch verzuringstest met het primair slib of zeefgoed. Door het substraat in een afgesloten flesje bij kamertemperatuur te laten verzuren en het sCOD-gehalte en de pH te volgen, wordt een indruk verkregen van de snelheid waarmee verzuring plaatsvindt en de vetzuuropbrengst onder ongecontroleerde omstandigheden. Bij normaal verzurend substraat zou de pH binnen een week moeten zakken naar circa pH 5. Het sCOD-gehalte zou > 2,5 g/l moeten zijn bij een DS-gehalte van 3%. Belangrijk aandachtspunt bij de test is dat het flesje anaeroob is en blijft. Om dit te bereiken dient de headspace van de flesjes aan het begin van de test en na elke meting geflusht te worden met stikstofgas.

FIGUUR 35

#### BESLISBOOM TOEPASSING VFA-REACTOR OP RWZI'S



# 6

## CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

Uit de pilot- en labproeven met zeefgoed en primair slib kunnen de volgende conclusies getrokken worden:

### VETZUURPRODUCTIE

- Circa 20% van de organische stof in primair slib en influent zeefgoed is om te zetten in vluchtige vetzuren bij een pH van 5,5, HRT van 3 dagen en een temperatuur > 30 °C.
- Zeefgoed uit actief slib is voor ongeveer 14% om te zetten in vluchtige vetzuren bij vergelijkbare omstandigheden.
- Bij pH 5,5, Temp > 30 °C en HRT van 3 dagen wordt daarnaast ongeveer 10% van de organische stof omgezet in methaan.
- Als het proces wordt bedreven op een pH van 5 dan vindt nauwelijks biogasproductie plaats.
- Ook bij lagere temperaturen worden nog vetzuren geproduceerd maar het proces verloopt veel langzamer. De temperatuurafhankelijkheid van de VFA-productiesnelheid volgt ongeveer de Arrhenius kinetiek.

### BENUTTING VAN DE GEPRODUCEERDE VETZUREN

- Verzuren van al het zeefgoed of al het primair slib dat vrijkomt op een rwzi, geeft een verhoging van respectievelijk 20-40 mg/l VFA in het influent.
- Als de vetzuren gedoseerd worden aan de anaerobe tank dan wordt de biologische fosfaatverwijdering stabiel en is afhankelijk van de lokale situatie naar verwachting een effluent P-tot gehalte van minimaal 0,3-0,4 mg P/l als jaargemiddelde mogelijk. De daling van het P-gehalte zal verschillen per rwzi maar is naar verwachting 0,3-0,7 mg P/l.
- De vetzuren kunnen ook benut worden voor verbeterde denitrificatie op rwzi's waar de BZV/N-verhouding limiterend is voor de stikstofverwijdering.
- De verhouding BZV/sCOD na filtratie van het verzuurde zeefgoed/primair slib is ongeveer 1,25. De extra BZV zal naast de vetzuren ook bijdragen aan verbeterde denitrificatie. Afhankelijk van de slibbelasting en de recirculatiefactor kan hierdoor het stikstofgehalte circa 5 mg/l zakken. NB: dit is vooral het geval op rwzi's waar de BZV/N-verhouding beperkend is door te veel stikstof terugvoer vanuit de sliblijn.

### VERGELIJKING MET ANDERE TECHNIEKEN VOOR P-VERWIJDERING

- Verzuren van primair slib en het doseren van de vetzuren aan het bio-P proces is goedkoper dan een nageschakelde techniek voor extra P-verwijdering. Het P-tot gehalte zal echter niet lager uitkomen dan 0,3-0,4 mg P/l.
- Als de P-tot eis strenger is dan 0,3 mg P/l dan is een nageschakelde techniek (zand of doekfilter met dosering van FeCl<sub>3</sub>) noodzakelijk. Een combinatie met het verzuren van primair slib of zeefgoed is economisch haalbaar als het P-gehalte in de afloop nabezinktank nog relatief hoog is (> 0,7 mg P/l). Optimalisatie van de bioP-verwijdering door extra vetzuren vermindert namelijk het negatieve effect van de bypass om het nageschakelde filter op de gemiddelde effluentkwaliteit.



- Qua duurzaamheid geldt dat als volstaan kan worden met alleen een VFA-reactor de CO<sub>2</sub>-emissie lager is dan bij een nageschakeld filter. De combinatie van een VFA-reactor en een nageschakeld filter (1,6 keer DWA) is qua CO<sub>2</sub>-emissie vergelijkbaar met een nageschakeld filter dat op 3,5 keer DWA is gedimensioneerd.

#### **VERGELIJKING MET ANDERE TECHNIEKEN VOOR N-VERWIJDERING**

- Verzuren van zeefgoed/primair slib voor verbeterde stikstofverwijdering is ongeveer 25% duurder dan behandeling van het rejectiewater met een Anammoxsysteem.
- Afhankelijk van de hoeveelheid zeefgoed/primair slib die wordt verzuurd, daalt de biogasproductie met 7-14% in vergelijking met een zuivering waar Anammox wordt toegepast.
- De totale CO<sub>2</sub>-emissie van het vetzuurproces is circa 50 % lager in vergelijking met Anammox, doordat een hoge N<sub>2</sub>O-emissie uit een Anammoxreactor wordt voorkomen.

#### **AANBEVELINGEN**

De volgende aanbevelingen worden gedaan:

- Verzuring van primair slib voor P- en/of N-verwijdering testen op praktijkschaal met de focus op een stabiel en robuust proces.
- Evaluatie van het effect van extra vetzuren op de P&N-verwijdering, vooral het effect op pieken tijdens RWA.
- Samen met waterschappen in kaart brengen op welke rwzi's de grootste kansen liggen voor verzuren van primair slib of zeefgoed. Aandachtspunten hierbij zijn:
  - BZV/P-, BZV/N-verhouding in het influent of na de voorbezinktank;
  - Influent CZV-karakterisering (welk deel is hydrolyseerbaar?) Dit hangt o.a. samen met het type aanvoerstelsel (persleiding of vrij verval riool);
  - Huidige effluentkwaliteit in relatie tot de te halen P- of N- effluenteis;
  - Mogelijkheden voor integratie van een VFA-reactor met de slibgisting.
- Vervolgonderzoek doen naar gebruik van kalkmelk (CaOH<sub>2</sub>) voor pH-buffering.

## BIJLAGE A1

## LITERATUURREFERENTIES

- STOWA 1990-06, Verkenning Bio-denitro/bio-denitro.
- STOWA 1991-07, Handleiding biologische fosfaatverwijdering.
- STOWA 2001-15, Handboek biologische fosfaatverwijdering.
- STOWA 2007-24, Het actief slibproces, de mogelijkheden en de grenzen.
- STOWA 2009-03, Biobeschikbaarheid van stikstof en fosfaat in rwzi-effluent
- STOWA 2017-15, PHARIO. Stepping stone to a value chain for PHA bioplastic using municipal activated sludge.
- STOWA 2017-46, Handboek stikstof en fosforverwijdering uit communaal afvalwater op rwzi's.
- STOWA 2019-05, Risico-inschatting emissie lachgas vanuit Nederlandse rioolwaterzuiveringen
- STOWA 2019-16, Verkennend onderzoek naar de verzuring van zeefgoed.
- STOWA 2020-33, Actiever actief slib, onderzoek met zeefbocht op rwzi Ommen.
- P. Mirzaee, E. Koornneef, A. Visser, Nieuwe LAB-methode om slibontwatering op rwzi's te voorspellen, Water Matters dec. 2021.
- Mark C.M. van Loosdrecht, Per Halkjaer Nielsen, Carlos M. Lopez-Vazquez, and Damir Brdjanovic. Experimental methods in wastewater treatment. 2016
- Octavio García-Depraect, Raquel Lebrero, Sara Rodriguez-Vega, Sergio Bordel, Fernando SantosBeneit, Leonardo J Martínez-Mendoza, Rosa Aragao Börner, Tim Börner, and Raúl Munoz. Biodegradation of bioplastics under aerobic and anaerobic aqueous conditions: Kinetics, carbon fate and particle size effect. *Bioresource Technology*, 344:126265, 2022
- Rodger B Baird et al. Standard methods for the examination of water and wastewater, 23rd, 2017.
- Fang, W., Zhang, X., Zhang, P., Wan, J., Guo, H., Ghasimi, D. S. M., Morera, X. C., and Zhang, T. (2020). Overview of key operation factors and strategies for improving fermentative volatile fatty acid production and product regulation from sewage sludge. *Journal of Environmental Sciences (China)* 87, 93 – 111.
- Horiuchi, J. I., Shimizu, T., Tada, K., Kanno, T., and Kobayashi, M. (2002). Selective production of organic acids in anaerobic acid reactor by pH control. *Bioresource Technology* 82, 209 – 213.
- Lee, W. S., Chua, A. S. M., Yeoh, H. K., and Ngoh, G. C. (2014). A review of the production and applications of waste-derived volatile fatty acids. *Chemical Engineering Journal* 235, 83 – 99.

- Henze, M., Gujer, W., and Mino, T. (2000). Activated Sludge Models ASM1, ASM2d and ASM3, IWA Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation of Biological Wastewater Treatment. London: IWA Publishing.
- Roeleveld, P. J., and van Loosdrecht, M. C. M. (2002). Experience with guidelines for wastewater characterisation in The Netherlands. *Water Science and Technology* 45, 77–87.
- Van Loosdrecht, M. C. M., Hooijmans, C. M., Brdjanovic, D., & Heijnen, J. J. (1997). Biological phosphate removal processes. *Applied microbiology and biotechnology*, 48(3), 289-296.
- WRF (The Water Research Foundation). 2019. “Fermenters for Biological Phosphorus Removal Carbon Augmentation” from the Nutrient Removal Challenge.
- Scheer H 1994. Belebungsverfahren mit biologischer Phosphatelimination: Bemessungsansätze und Kostenabschätzung. *Korrespondenz Abwasser* 41: 426-441.
- Böncke B 1989. Bemessung der Stickstoffelimination in der Abwasserreinigung - Ergebnisse eines Erfahrungsaustausches der Hochschulen. *Korrespondenz Abwasser* 36: 1046-1061.
- Brdjanovic et al. 1997. Temperature effects on Physiology of Biological Phosphorus Removal. *Journal of Environmental Engineering*, 144-153, 1997.
- Flores-Alsina, X., Gernaey, K. V., and Jeppsson, U. (2012). Benchmarking biological nutrient removal in wastewater treatment plants: Influence of mathematical model assumptions. *Water Science and Technology* 65, 1496–1505.
- Vasilaki, V., Massara, T. M., Stanchev, P., Fatone, F., & Katsou, E. (2019). A decade of nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) monitoring in full-scale wastewater treatment processes: a critical review. *Water Research*, 161, 392-412.
- Royal HaskoningDHV. (2021). Duurzaamheid van productie van biogas op rwzi's. Unie van Waterschappen.

## BIJLAGE A2

# OVERZICHT PROCESPARAMETERS VFA-PRODUCTIE

TABEL A2-1 PH-AFHANKELIJKHEID VAN VFA-PRODUCTIE UIT ORGANISCHE RESTSTROMEN

Reference	Substrate	Range tested	Optimal/best
Xu et al. (2011)	Food waste	4 (Test), 4-3 (Control)	4
Cadavid-Rodríguez and Horan (2014) leach-bed reactor. Variations in recirculation ratio of the leachate of 4 and 8l/lreactor/day and pH values of 5 and 6 were evaluated in order to determine the optimal operating conditions for maximum total volatile fatty acids (VFA)	WW screenings	5, 6, 5.3-7.0	6
Jiang et al. (2013)	Synthetic FW (35% rice, 45% cabbage, 16% pork, 4% tofu)	5.0, 6.0, 7.0, uncontrolled (43.0)	6
Wang et al. (2014)	Food waste	4.0, 5.0, 6.0, uncontrolled	6
Hu et al. (2006)	Cattail	5.8-7.3	6.9
Babel et al. (2004)	Pineapple peel	5-6; 6-7	6-7
Babel et al. (2004)	Pineapple peel	5, 6, 7, 8	7
Hong and Haiyun (2010)	Synthetic FW + dewatered WAS (80-100% FW, 88% optimal)	5.5-7.5	7
Chen et al. (2013)	Kitchen waste (inoculum WAS)	4-12	8
Feng et al. (2009)	WAS	6 - 9	8
Chen et al. (2013a)	Food waste + dewatered sludge	5 - 11	9
Chen et al. (2007)	WAS	4-11	10
Jie et al. (2014)	WAS	5-12	10
Wu et al. (2009)	Primary sludge	3-11	10
Mengmeng et al. (2009)	WAS	8-11	11
Yu et al. (2013)	WAS	8-12	11
Lin and Li (2018) the derived sludge (Al-sludge)	PS, Al-enhanced	2 -10	10
Jankowska et al. (2015)	Primary sludge + WAS (1:1)	4 - 12	10 [worst 6-9]
Zhang et al. (2009)	WAS	4-11	9 (35°C, 5d), 8 (55°C, 9d)
Liu et al. (2012)	Supernatant of pretreated proteinaceous sewage sludge	3 - 11	9
Zhao et al. (2018)	WAS	7 - 12	9 (acidification), 11 (hyd)

TABEL A2-2 TEMPERATUURAFHANKELIJKHEID VAN VFA-PRODUCTIE UIT ORGANISCHE RESTSTROMEN

Reference	Substrate	Range tested (°C)	Optimal/Best (°C)
Zhang et al. (2009a)	WAS (+ surfactant)	10-35	35
Feng et al. (2009b)	WAS	10-35	35
Ferreiro and Soto (2003)	Primary sludge	10-35	35
Zhuo et al. (2012)	WAS	10-55	37
Bolzonella et al. (2005)	OFMSW	14 - 22	Higher better
Skalsky and Daigger, (1995)	Primary sludge	14-15, 20-21, 15-26, 17-20	Higher better
Bouzas et al. (2002)	Primary sludge	20, 30	30
Yuan et al. (2011)waste streams would be a preferred source. Since VFAs were shown to vary in the incoming sewage and fermentate from primary sludge the next available source is waste activated sludge (WAS	WAS	4, 14, 24.6	24.6
Chen et al. (2013b)	Kitchen waste	5,20,35,50,65	37
Maharaj and Elefsiniotis (2001)	Primary sludge (diluted)	8, 16, 25	25
Maharaj and Elefsiniotis (2001)	Primary sludge (diluted) + starch-rich industrial WW [1:1]	8, 16, 25	25

## BIJLAGE A3

# UITGANGSPUNTEN BUSINESS CASE

## BEREKENINGEN

Verschillende scenario's zijn voor een voorbeeldzuivering van 100.000 i.e. doorgerekend. Het gehanteerde debiet en de influentconcentraties zijn weergegeven in Tabel 24.

**TABEL 24 DEBIET EN INFLUENTCONCENTRATIES ZOALS GEBRUIKT IN DE BEREKENING VAN DE KOSTEN EN DUURZAAMHEID VAN VERSCHILLENDE SCENARIO'S**

Parameter	Waarde	Eenheid
Dagdebiet gemiddeld	20.800	m <sup>3</sup> /d
DWA	15.000	m <sup>3</sup> /d
Concentraties influent		
CZV	510	mg/L
BZV	250	mg/L
N-totaal	50	mg/L
P-totaal	7	mg/L
Zwevende stof	220	mg/L

De procesparameters die voor de berekeningen zijn gebruikt worden in Tabel 25 samengevat.

**TABEL 25 PROCESPARAMETERS ZOALS GEBRUIKT IN HET DOORREKENEN VAN DE VERSCHILLENDE SCENARIO'S**

Parameter	Waarde	Eenheid	Opmerking
Waterlijn			
Slibgroei	0,4	g ODS/g CZV	
Beluchttingsenergie	0,20	kWh/kg CZV	0. b.v. WAVES databank
Overige energie	0,13	kWh/m <sup>3</sup>	
Sliblijn			
DS ontwaterd slib	22%		
ODS-gehalte primair slib	85%		
ODS-gehalte secundair slib	80%		
CZV-waarde primair slib	1,7	g CZV/g ODS	
CZV-waarde secundair slib	1,4	g CZV/g ODS	
Afbraak primair slib	60%		
Afbraak secundair slib	40%		
Afbraak primair slib na verzuring	54%		Geschat o.b.v. labtesten

Aan het technologisch ontwerp kunnen kosten worden verbonden met behulp van de financiële uitgangspunten uit Tabel 26.

**TABEL 26** **FINANCIËLE UITGANGSPUNTEN**

Parameter	Waarde	Eenheid	Opmerking
Operationele kosten (OPEX)			
Inkooprijns natronloog	93,30	EUR/kmol	Brenntag
Inkooprijns ijzer(III)chloride	2,48	EUR/kgFe	Brenntag
Inkooprijns methanol	0,50	EUR/kg	
Inkooprijns azijnzuur	1,60	EUR/kg	Brenntag
Inkooprijns Kwaliflex	20,67	EUR/m <sup>3</sup>	incl. transport
Kosten elektriciteit	0,20	EUR/kWh	
Kosten slibverwerking	90	EUR/ton	o.b.v. slibkoek
CO <sub>2</sub> -beprijzing	100	EUR/ton CO <sub>2</sub>	
Beheer	60.000	EUR/fte	
Onderhoud	2%		
Investeringskosten			
Opslagfactor stichtingskosten	1,8		
Afschrijvingstermijn	20	jaar	
Rente	4%		

De CO<sub>2</sub>-emissiefactoren die gebruikt zijn in de berekening van de CO<sub>2</sub>-footprint staan weergegeven in Tabel 27. Voor methanol en azijnzuur is er rekening mee gehouden dat de CO<sub>2</sub>-emissiefactor uit STOWA IPMV volgens 'cradle-to-factory gate' afgeleid zijn. Dit betekent dat de STOWA IPMV emissiefactoren de afbraak van azijnzuur en methanol niet meenemen. De emissiefactor van de afbraak is hier berekend op basis van de stoichiometrische omzetting van azijnzuur of methanol in CO<sub>2</sub>. De emissiefactor voor Kwaliflex is gebaseerd op het transport naar de rwzi (100 km afstand) en het biogas dat met Kwaliflex geproduceerd had kunnen worden, als het niet gebruikt wordt in de rwzi.

**TABEL 27** **DUURZAAMHEIDSUITGANGSPUNTEN**

Parameter	Waarde	Eenheid	Opmerking
Natronloog 100%	1,33	kg CO <sub>2</sub> /kg	STOWA IPMV
IJzer(III)chloride 100%	0,95	kg CO <sub>2</sub> /kg	STOWA IPMV
Methanol – productie	2,20	kg CO <sub>2</sub> /kg	STOWA IPMV
Methanol – afbraak	1,38	kg CO <sub>2</sub> /kg	Stoichiometrie
Azijnzuur – productie	3,06	kg CO <sub>2</sub> /kg	STOWA IPMV
Azijnzuur – afbraak	1,47	kg CO <sub>2</sub> /kg	Stoichiometrie
Kwaliflex	0,05	kg CO <sub>2</sub> /kg	Berekend
Elektriciteit	0,53	kg CO <sub>2</sub> /kWh	STOWA IPMV
Lachgas	273	kg CO <sub>2</sub> /kgN <sub>2</sub> O	IPCC 2021
Slibafzet	0,05	kg CO <sub>2</sub> /kg	STOWA IPMV, o.b.v. slibkoek
Slibtransport	0,13	kg CO <sub>2</sub> /ton.km	STOWA IPMV

## BIJLAGE A4

# GEVOELIGHEIDSANALYSE VAN DE YIELD

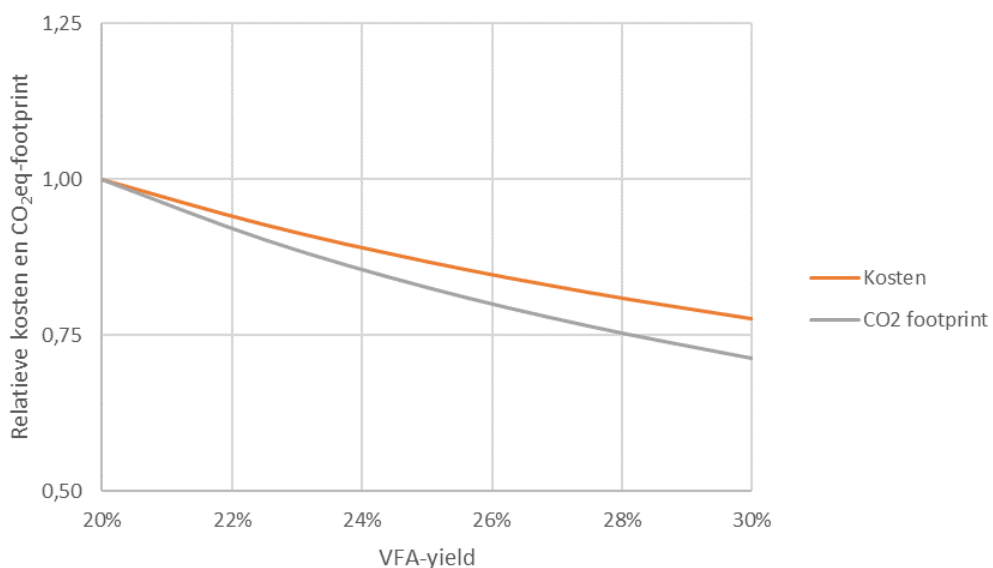
Bij de business case berekeningen voor de VFA-reactor is uitgegaan van een VFA-yield van 20% (200 mg VFA-CZV/g CZV), zoals gemeten tijdens de pilot. In de pilot werd primair slib van rwzi Ommen verzuurd. Het is mogelijk dat primair slib van andere rwzi's meer of minder goed te verzuren is, waardoor de vetzuuropbrengst hoger of lager wordt dan nu gebruikt is in de business case berekeningen. Om inzicht te krijgen in het effect van de VFA-yield op de kosten en de duurzaamheid van de VFA-reactor is een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd. Hierbij is de VFA-yield gevarieerd voor zowel het scenario 'Vetzuurproductie voor N-verwijdering' als voor het scenario 'Vetzuurproductie voor P-verwijdering'.

## VETZUURPRODUCTIE VOOR N-VERWIJDERING

In Figuur 36 wordt het effect van de VFA-yield op de kosten en duurzaamheid weergegeven. In deze gevoeligheidsanalyse is alleen het effect van een hogere VFA-yield meegenomen, van de standaardwaarde van 20% tot 30%. Bij de businesscaseberekening in paragraaf 5.4 is namelijk uitgegaan van een yield van 20%, waarbij al het primair slib nodig was om voldoende BZV te produceren. Bij een hogere VFA-yield is minder primair slib nodig om dezelfde hoeveelheid BZV te produceren. Bij een VFA-yield lager dan 20%, zou meer primair slib nodig zijn dan beschikbaar is. Om die reden kunnen de kosten en duurzaamheid bij een lagere VFA-yield niet één op één vergeleken worden met de kosten en duurzaamheid bij een hogere VFA-yield.

Figuur 36 laat zien dat een stijging van de VFA-yield van 20% naar 30% leidt tot een daling in de kosten van ca. 25% en van de CO<sub>2</sub>-footprint van bijna 30%. Een hogere VFA-yield maakt de VFA-reactor dus relatief goedkoper en duurzamer.

**FIGUUR 36** EFFECT VAN DE VFA-YIELD OP DE KOSTEN EN CO<sub>2</sub>-FOOTPRINT VAN HET SCENARIO 'VETZUURPRODUCTIE VOOR N-VERWIJDERING'. DE Y-AS GEEFT DE RELATIEVE WAARDEN AAN, TEN OPZICHTE VAN DE KOSTEN EN FOOTPRINT BIJ EEN VFA-YIELD VAN 20%





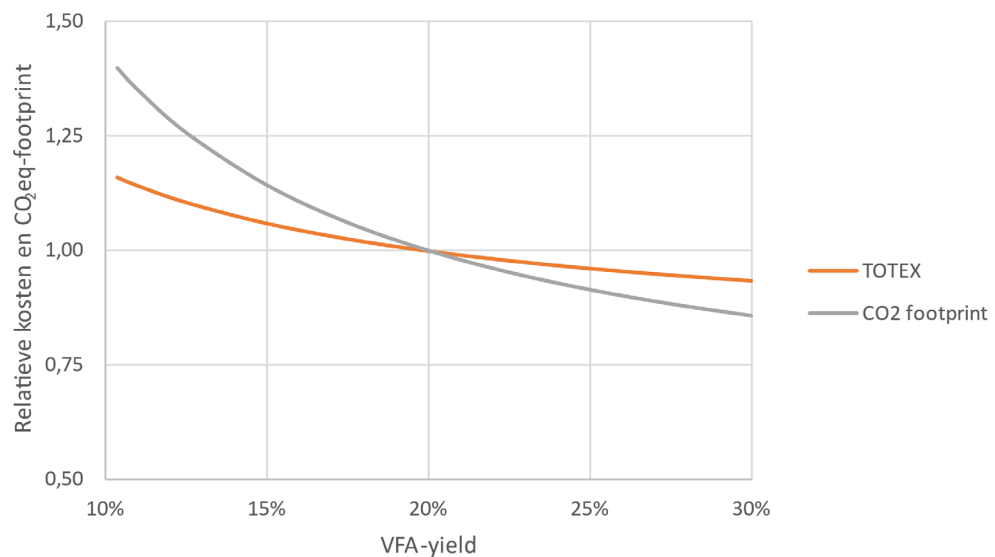
### VETZUURPRODUCTIE VOOR P-VERWIJDERING

In Figuur 37 wordt het effect van de VFA-yield op de kosten en duurzaamheid weergegeven voor een scenario waarbij vergaand fosfaat wordt verwijderd. In deze gevoeligheidsanalyse is zowel het effect van een lagere als een hogere VFA-yield meegenomen. Bij een lagere VFA-yield moet een groter aandeel primair slib verzuurd worden om dezelfde hoeveelheid VFA's te produceren en bij een hogere VFA-yield juist een kleiner aandeel. Bij de businesscaseberekening in paragraaf 5.5 is uitgegaan van een VFA-yield van 20%, waarbij de helft van het primair slib nodig was om voldoende BZV te produceren.

Figuur 37 laat zien dat bij een lage VFA-yield van 10% de kosten 20% hoger liggen ten opzichte van een VFA-yield van 20%. De CO<sub>2</sub>-footprint ligt 40% hoger. De reden dat de CO<sub>2</sub>-footprint harder stijgt bij een lagere yield heeft vooral te maken met het rendement van de scheidingsstap na de VFA-reactor waarvoor aangenomen is dat deze 70% TSS verwijdert. Bij een hoger afscheidingsrendement zou de stijging qua CO<sub>2</sub>-footprint minder hoog uitkomen.

Bij een hogere VFA-yield nemen de kosten en de CO<sub>2</sub>-footprint iets af. Bij een hogere VFA-yield volstaat een kleiner aandeel van het primair slib en daarmee een kleinere reactor. Echter, bij een kleinere reactor is het schaalvoordeel beperkt. De kosten dalen daardoor minder hard.

**FIGUUR 37** EFFECT VAN DE VFA-YIELD OP DE KOSTEN EN CO<sub>2</sub>-FOOTPRINT VAN HET SCENARIO 'VETZUURPRODUCTIE VOOR P-VERWIJDERING'. DE Y-AS GEEFT DE RELATIEVE WAARDEN AAN, TEN OPZICHTE VAN DE KOSTEN EN FOOTPRINT BIJ EEN VFA-YIELD VAN 20%



## BIJLAGE A5

## UITGEBREIDE TABEL INSTELLINGEN

## PERIODE 1

Periode	Maand	Startdag d	Duur d	Temp °C	pH -	HRT reactor d
A	Mei	1	20	38	4,9	6,8
B	Juni	21	21	38	5,9	6,9
C	Juli	42	23	29	6,1	6,8
D	Aug	65	16	27	5,8	10,9
E	Aug	81	19	26	6,0	3,7
F	Sept	100	19	27	5,6	2,8
G	Sept	119	6	36	5,5	2,6
H	Sept	125	14	36	5,0	2,7
I	Okt	139	6	32	5,4	2,2
J	Okt	145	7	28	5,3	2,2
K	Okt	152	11	27	5,7	2,3
L	Nov	163	12	27	5,8	2,3
M	Nov	175	8	27	6,0	2,3
N	Nov	183	14	28	5,6	3,4
O	Dec	197	11	27	5,3	3,3
P	Dec	208	8	36	5,6	3,1

## BIJLAGE A6

# UITGEBREIDE TABEL INSTELLINGEN

## PERIODE 2

Periode	Maand	Startdag d	Duur d	Temp °C	pH -	HRT reactor d
A	Jan	224	17	36	5,5	3,2
B	Feb	241	28	36	5,5	2,2
C	Feb	269	20	32	5,5	2,2
D	Apr	304	15	32	5,5	4

## BIJLAGE A7

# UITGEBREIDE TABEL INSTELLINGEN

## PERIODE 3

Periode	Maand	Startdag d	Duur d	Temp °C	pH -	HRT reactor d
A	Apr	319	34	32	5,5	3,8
B	Jun	352	13	32	5,7	3,6
C	Jun	366	9	32	5,1 (kalk)	3,6
D	Jun	375	13	32	5,2 (kalk)	3,6
E	Jul	388	8	37	5,5	3,6