

Project Waterschoon

Onderzoeksfacet: “Effectiviteit Verwerkingsysteem”

Nieuwsbrief Verwerking van zwart- en grijswater

Liesbeth Wiersma

Mei 2013

Partners

Inleiding

Half december 2012 is er een nieuwsbrief rondgestuurd waarin de eerste resultaten en bevindingen van het verwerkingsysteem werden gepresenteerd en beschreven. Het (modulaire) verwerkingsysteem is te groot gedimensioneerd voor de huidige afvalwaterstromen. Dit als gevolg van (i) een aanzienlijke vertraging met betrekking tot de bouw van de 232 woningen (tot nu toe gerealiseerd: 32 appartementen + 32 zorgappartementen, uitgegaan wordt van 69 bewoners en gemiddeld 10 mensen personeel) en (ii) een ander waterverbruik dan verwacht op basis van gemiddeld Nederlands verbruik. Het grijswaterverwerkingsysteem (AB-proces) is daarom aangepast aan het volume van de huidige grijswaterstroom. Ten tijde van de vorige nieuwsbrief was dit systeem nog in opstart/stabilisatie-fase. Daarom is er toen voor gekozen om enkel in te gaan op de zwartwaterverwerking. In deze nieuwsbrief wordt de prestatie van zowel het zwartwater- als het grijswaterverwerkingsysteem besproken.

Stand van zaken

Binnen het onderzoek “verwerkingsysteem” worden 3 scenario’s onderscheiden:

1. Volledig gescheiden grijs- en zwartwaterverwerking. De verwerking van beide stromen wordt gescheiden geanalyseerd en geëvalueerd.
2. Behandeld zwartwater effluent wordt toegevoegd aan grijswater. De impact van zwartwater effluent op de grijswaterverwerking wordt geanalyseerd.
3. Het surplusslib uit de A- en de B-trap wordt toegevoegd aan het vergistingsproces. De impact van dit slib op de zwartwaterverwerking wordt geanalyseerd.

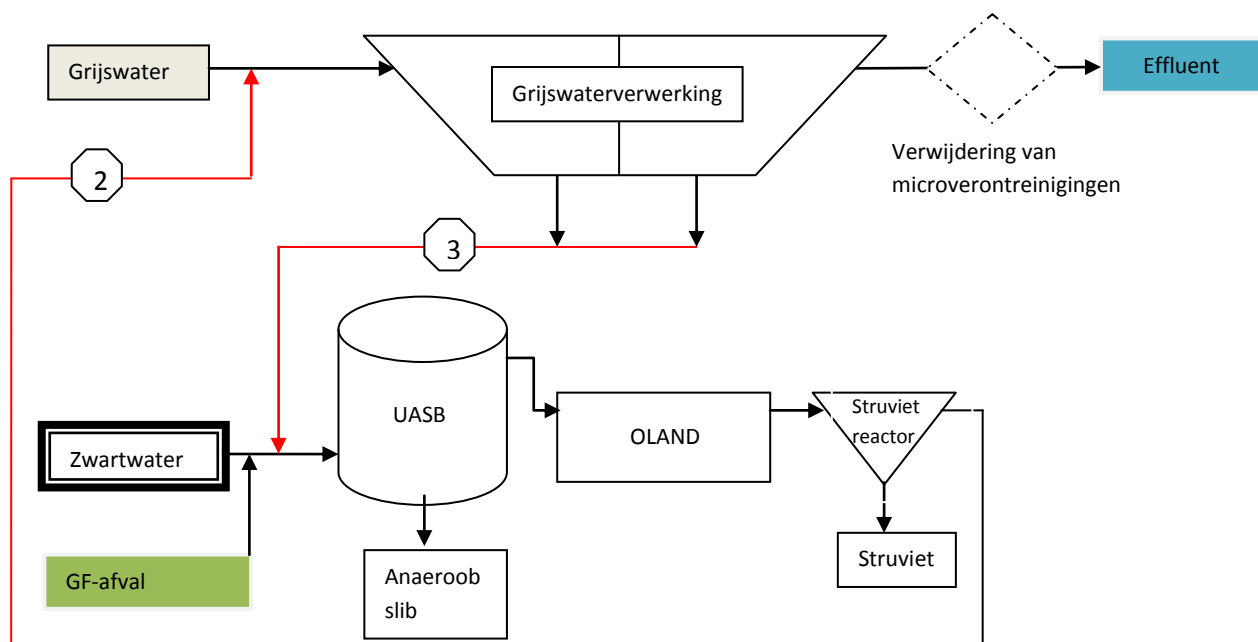


Fig 1: PFD van het verwerkingsysteem binnen het project Waterschoon met daarin de integratiestappen (scenario 2 en 3) aangegeven. Verwijdering van microverontreinigingen wordt uitgevoerd onder leiding van het deelonderzoek “microverontreinigingen”.

Begin november 2012 is begonnen met een intensieve meetperiode aan het zwartwaterverwerkingsysteem. Er zijn wekelijks monsters genomen van de in- en effluentstromen van de UASB, het OLAND proces en de struvietprecipitatie. Deze zijn vervolgens direct geanalyseerd. De samenstelling van het biogas is geanalyseerd en de groei en kwaliteit van het slibbed in de UASB zijn vastgesteld. Het intensief bemonsteren en analyseren van het grijswaterverwerkingsysteem is begin januari 2013 gestart. Wekelijks zijn er monsters genomen van het grijswater influent en effluent van zowel de A-trap als de B-trap. Voor zover mogelijk is tevens de slibproductie binnen beide onderdelen van de grijswaterverwerking bepaald en is het surplusslib bemonsterd. Beide meetperioden lopen tegen het einde en daarmee de afronding van scenario 1. Dit houdt in dat er een (voorlopige) evaluatie van de gescheiden verwerking van beide stromen kan plaatsvinden.

Resultaten

Verwerking van zwartwater in combinatie met vermalen GF-afval

De resultaten van de verwerking van zwartwater (incl. GF-afval) zijn bijgewerkt voor de meetperiode vanaf november 2012 tot en met half april 2013. De gemiddelde samenstelling van het zwartwater (incl. GF-afval) staat weergegeven in tabel 1 en wordt vergeleken met waarden verkregen binnen het demonstratieproject Lemmerweg-Oost.

Tabel 1. Gemiddelde samenstelling en debiet van zwartwaterinfluent binnen het project Waterschoon in de wijk Noorderhoek, vergeleken met metingen uit het project Lemmerweg-Oost.

Parameter	Eenheid	Waterschoon, Sneek*	Lemmerweg-Oost, Sneek**		
			Config. 1	Config. 2	Config. 3
Productie zwartwater	l.d ⁻¹	1052	505	561	681
Productie zwartwater	l.p ⁻¹ .d ⁻¹	13,3	6,3	7,0	8,5
CZV _t	g.l ⁻¹	10,3	11,7	10,9	10,5
CZV _f	g.l ⁻¹	4,2	2,6	2,7	3,7
CZV _{ss}	g.l ⁻¹	6,2	9,1	8,2	6,8
Vetzuren	g.l ⁻¹	1,2	0,9	1,0	1,1
N _t	gN.l ⁻¹	1,1	1,3	1,3	1,3
NH ₄ -N	gN.l ⁻¹	0,66	0,78	0,79	0,86
P _t	gP.l ⁻¹	0,12	0,18	0,18	0,15
PO ₄ -P	gP.l ⁻¹	0,084	0,05	0,06	0,09

* inclusief GF-afval

** de verwerking van zwartwater heeft plaatsgevonden volgens 3 verschillende configuraties, variërend in bedrijfsvoering van de UASB-reactor.

In de vorige nieuwsbrief is al aangegeven dat vergelijkbare CZV_t-concentraties in het influent zijn gevonden. Gezien de toevoeging van GF-afval aan het zwartwater in Waterschoon, werd dit niet verwacht. Dit kan het gevolg zijn van ophoping van vaste delen in de vacuümtank wat omstreeks half februari 2013 is geconstateerd. De totale hoeveelheid vaste stof dat uit de vacuümtank verwijderd is wordt geschat op 1,5 m³. De vaste stof welke verwijderd is heeft een CZV concentratie van circa 250 g l⁻¹. Hieruit volgt dat er in totaal 375 kg CZV is geaccumuleerd in de vacuümtank, over de periode dat

de woningen bewoond zijn zou dit een verhoging van de CZV concentratie van het zwartwater van $0,5 \text{ g l}^{-1}$ hebben gegeven. Er wordt nu getracht om een oplossing uit te denken waardoor ophoping in de toekomst niet meer zal plaatsvinden.

De verdubbeling aan hoeveelheid zwartwater dat binnen project Waterschoon per persoon geproduceerd wordt ten opzichte van configuratie 1 Lemmerweg-Oost zorgt bij een gelijk blijvende concentratie aan CZV voor een verdubbeling van de vracht aan CZV. Daaruit volgt dat, ondanks de ophoping aan vaste delen in de vacuümtank, de toevoeging van GF-afval aan het zwartwater zorgt voor een verdubbeling van de vracht aan CZV. Dat is tevens als verwacht. Echter wel met relatief veel waterverbruik, verwacht was een toename van slechts $1 \text{ l p}^{-1} \text{ d}^{-1}$ door gebruik van voedselrestenvermaler, maar de toename blijkt circa $6 \text{ l p}^{-1} \text{ d}^{-1}$ te zijn. Waardoor deze toename door veroorzaakt wordt, zal tijdens informatiebijeenkomsten voor de bewoners achterhaald moeten worden (eveneens aangegeven in de vorige nieuwsbrief).

Anaerobe vergisting in de UASB

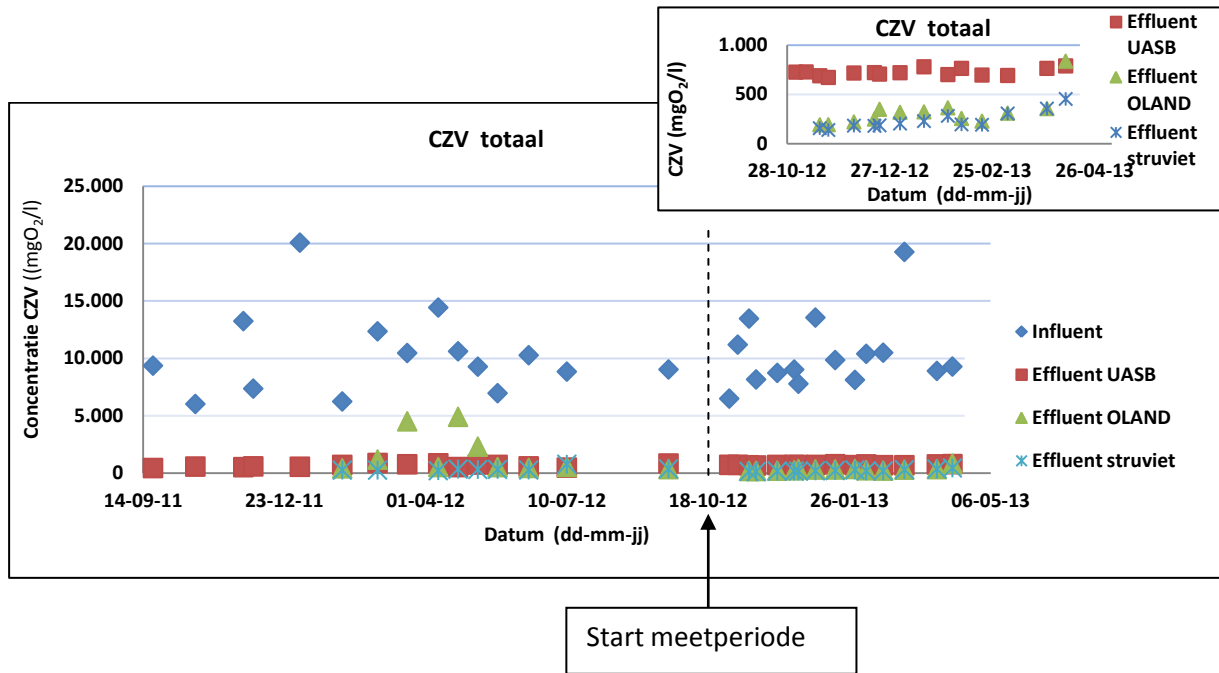
De procesomstandigheden van de anaerobe vergisting van zwartwater in combinatie met vermalen GF-afval staan vermeld in tabel 3.

Tabel 3. Operationele parameters voor de anaerobe vergisting van zwartwater (incl GF-afval) in de UASB.

Parameter	Eenheid	
Temperatuur	°C	35
Volume	m^3	37
Debiet	l.d^{-1}	1052
HRT	D	36
Organische reactor belasting	$\text{kgCZV.m}^3.\text{d}^{-1}$	0,28
Opstroomsnelheid vloeistof	m.d^{-1}	0,15
Gassnelheid	m.d^{-1}	0,61

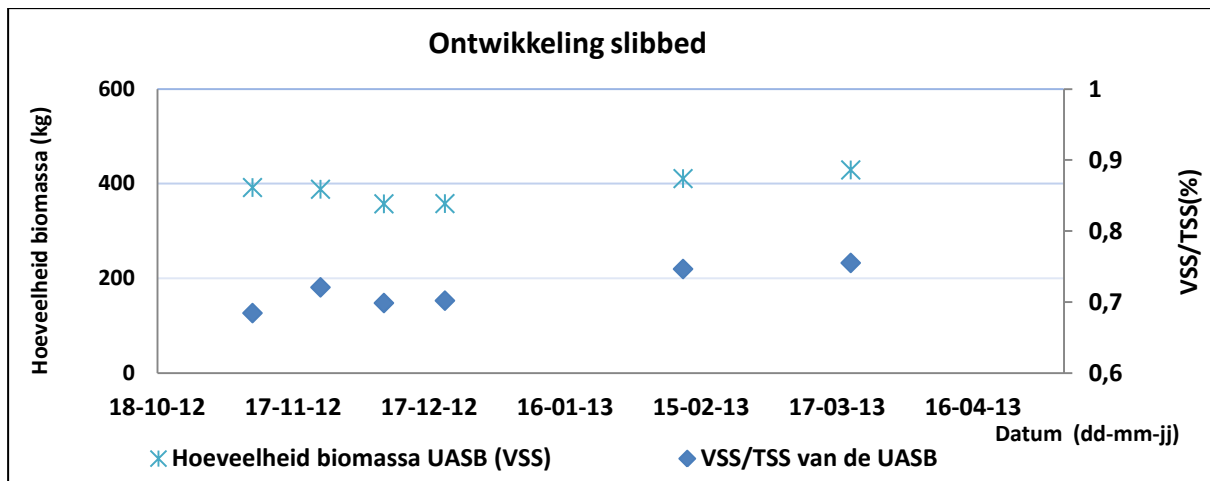
In figuur 2 staat het verloop van de CZV_t concentratie na de verschillende verwerkingsstappen weergegeven.

De gemiddelde CZV_t vracht in het influent bedraagt 10.932 g/d . Gedurende het vergistingsproces wordt gemiddeld 10.270 g/d verwijderd. Dit geeft een hoog verwijderingrendement van gemiddeld 93,9 %. Dit is ietwat hoger dan behaalde rendementen uit andere studies: 83-92%. Een mogelijke verklaring hiervoor kan gevonden worden in de lange HRT, namelijk hoe langer de HRT hoe hoger de omzettingsgraad.



Figuur 2. Concentraties organisch materiaal gemeten na op verschillende punten binnen het zwartwater verwerkingsysteem. De stippellijn geeft de start van de intensieve meetperiode weer. De metingen aan het UASB effluent, vanaf de start van de meetperiode staan uitgelicht in de grafiek rechtsboven.

De concentratie CZV_t in het UASB effluent is laag (gemiddeld 724 mg.l^{-1}), hiervan bestaat slechts 12% uit deeltjes (CZV_{ss}). Er wordt een zeer goede verwijdering van CZV_{ss} (gemiddeld 98,6%) behaald. De oplopende CZV concentratie in het effluent van de OLAND en struvietreactor kan verklaard worden door de uitspoeling van surplusslib uit de OLAND reactor met als gevolg een verhoging van de CZV concentratie. Dit wordt tevens bevestigd doordat 13,8 % van de totale hoeveelheid CZV bestaat uit deeltjes. Op basis van de geproduceerde hoeveelheid biogas is de methanogenese berekend; 90%. Dit wordt bevestigd door de zeer hoge verwijdering van CZV in combinatie met een lage concentratie aan vetzuren in het UASB effluent (gemiddeld 79 mg.l^{-1}). Daarnaast wordt de hoge methanogenese bevestigd door een zeer geringe slibgroei. Op basis van concentratiebepalingen op verschillende hoogten (elke 50 cm) in de UASB is de slibproductie berekend. Dit staat weergegeven in figuur 3. Hieruit is af te lezen dat de productie van slib minimaal is (gemiddeld 390 gVSS d^{-1}). Dit komt overeen met een lage slibaangroei van $0,058 \text{ g CZV-VSS per gram CZV influent}$, zijnde 5,8%. Globaal wordt aangenomen dat de slibproductie bij anaerobe vergisting ca. 10% bedraagt. Binnen Lemmerweg-Oost is 8-12% berekend.



Figuur 3. Slibgroei en de ratio VSS/TSS.

Per dag wordt gemiddeld 4.358 liter biogas geproduceerd. De samenstelling van het geproduceerde biogas is op twee momenten vastgesteld (tabel 4). Het aandeel methaan hierin was gemiddeld 63,1%. De energie-inhoud hiervan is circa 30 kWh per dag. Er is momenteel echter 50 kWh per dag nodig om het vergistingsproces op gang te houden. De benodigde hoeveelheid warmte betreft enerzijds de opwarming van het zwartwater en anderzijds de afkoeling van het opgewarmde zwartwater in de vergister. Aangezien de hoeveelheid geproduceerd zwartwater per persoon aanmerkelijk hoger ligt dan verwacht en tevens een lagere CZV concentratie heeft is er beduidend meer warmte benodigd om het zwartwater op te warmen naar de procestemperatuur. Extra informatie is benodigd om te achterhalen waar het hoge waterverbruik door wordt veroorzaakt. De totale hoeveelheid warmte benodigd voor het op temperatuur houden van het zwartwater tijdens de vergisting zal bij een lagere verblijftijd in de vergister gelijk blijven maar door de hogere biogasproductie is hiervoor verhoudingsgewijs minder energie benodigd.

Tabel 4. Samenstelling van het biogas

Parameter (%)	10-07-2012	20-12-2012
CO ₂	36,37	37
CH ₄	63,24	62,9
H ₂	NB*	0,26
H ₂ S	0,39	0,86
N ₂	NB*	<1,5
O ₂	NB*	<0,75

*NB: niet bepaald

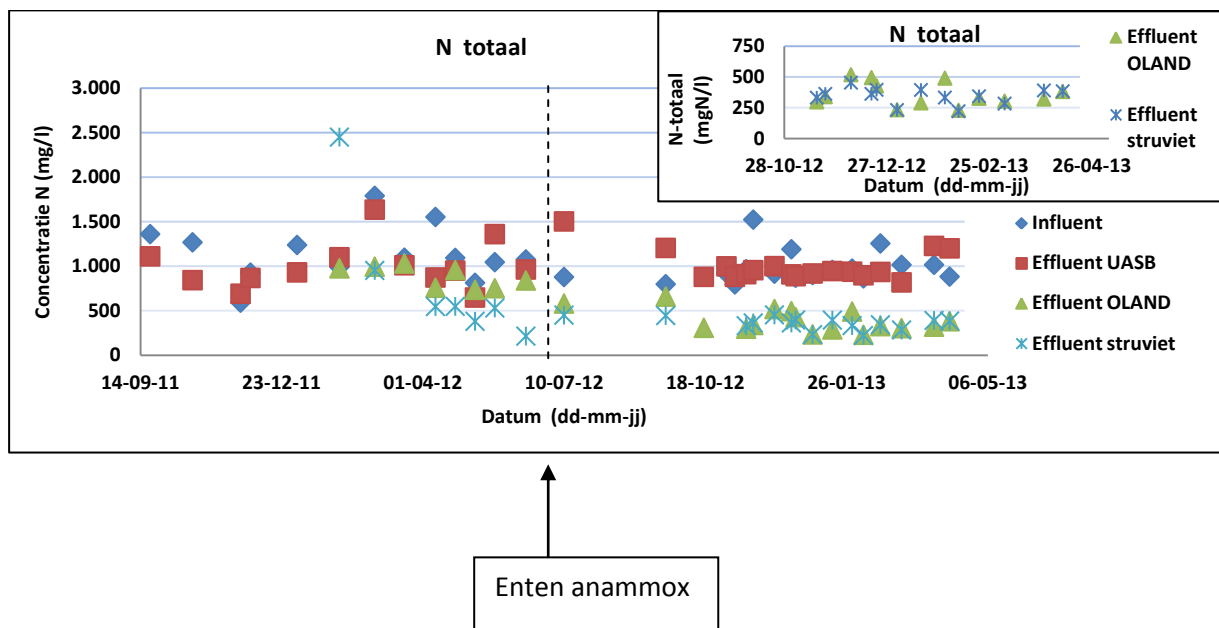
OLAND

De concentratie ammonium in het UASB effluent (gemiddeld 804 mg.l⁻¹) is verhoogd ten opzichte van de concentratie in het influent. Dit is het gevolg van hydrolyse van organisch stikstof tijdens het vergistingsproces. Dit is wenselijk, want op deze manier komt stikstof beschikbaar als voeding van het OLAND-proces.

Tabel 5. Operationele parameters van het OLAND proces

OLAND reactor	Eenheid	
Temperatuur	°C	27,5
pH	-	7,5
O ₂ concentratie	mgO ₂ l ⁻¹	0,95
Vloeibaar volume	m ³	3,5
Volumetrische Belasting	gN.l ⁻¹ .d ⁻¹	1,26

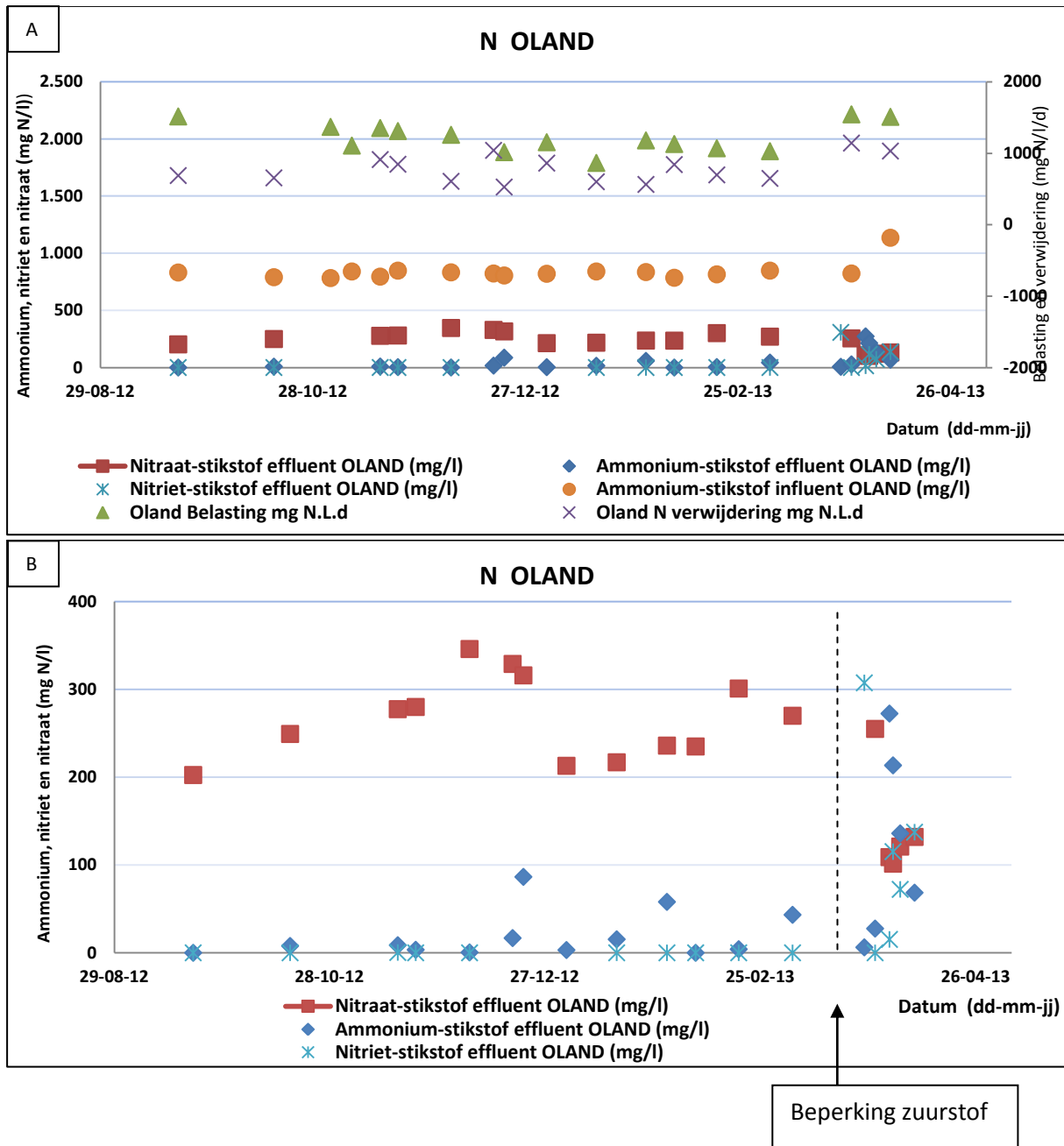
Eind juni 2012 is de zuurstofconcentratie van de OLAND reactor verlaagd en is het systeem geënt met anammox bacteriën. Uit onderstaande grafiek (figuur 5) is af te lezen dat er tijdens de voorliggende periode vrijwel geen verwijdering van stikstof heeft plaatsgevonden. Daarom kan worden vastgesteld dat de verwijdering die plaatsvindt na het verlagen van de zuurstofconcentratie en het enten daadwerkelijk komt door denitrificatie. In hoeverre dit autotrofe (anammox-activiteit) of heterotrofe denitrificatie betreft is te bepalen aan de hand van de verlaging van de CZV concentratie. Uit figuur 2 valt af te lezen dat er gemiddeld circa 415 mg CZV l⁻¹ wordt verwijderd in de OLAND-reactor. Hiermee kan maximaal circa 100 mg NO₃-N l⁻¹ worden omgezet naar N₂. Het merendeel van de stikstofverwijdering in de OLAND-reactor dient dus toegewezen te worden aan autotrofe denitrificatie. Ammonium wordt vrijwel geheel verwijderd (gem. 66 mg.l⁻¹ in het OLAND effluent) maar er wordt relatief veel nitraat gevormd (gemiddeld 243 mg.l⁻¹ in het effluent). Uit eerder onderzoek volgt dat de nitraatproductie gemiddeld tussen de 6 en 12% van de ingaande ammonium concentratie is. Dit zou neerkomen op maximaal 100 mg NO₃-N l⁻¹.



Figuur 5. Stikstofconcentraties na verschillende verwerkingsstappen. De stippellijn geeft aan wanneer het proces is geënt met anammox bacteriën.

Er wordt N_t verwijdering van ca. 67% gehaald, resulterend in gemiddeld 344 mg N l⁻¹ in het OLAND effluent. Zoals in de vorige nieuwsbrief is besproken, is er een overmaat aan zuurstof beschikbaar in de biorotor. Met als gevolg een (te) hoge productie van nitraat (figuur 6a). Met het oog op het behalen van een verbeterde stikstofverwijdering zijn er zuurstofbeperkende maatregelen getroffen. De draaisnelheid van de biorotor is geminimaliseerd. Middels het draaien van de biorotor wordt er

namelijk niet alleen voeding aan het OLAND-proces toegediend, maar wordt er tegelijkertijd zuurstof in het proces gebracht. Daarnaast is de reactor vrijwel luchtdicht gemaakt. Voorafgaand aan deze maatregelen bevatte het OLAND-effluent teveel nitraat en nauwelijks ammonium en nitriet.



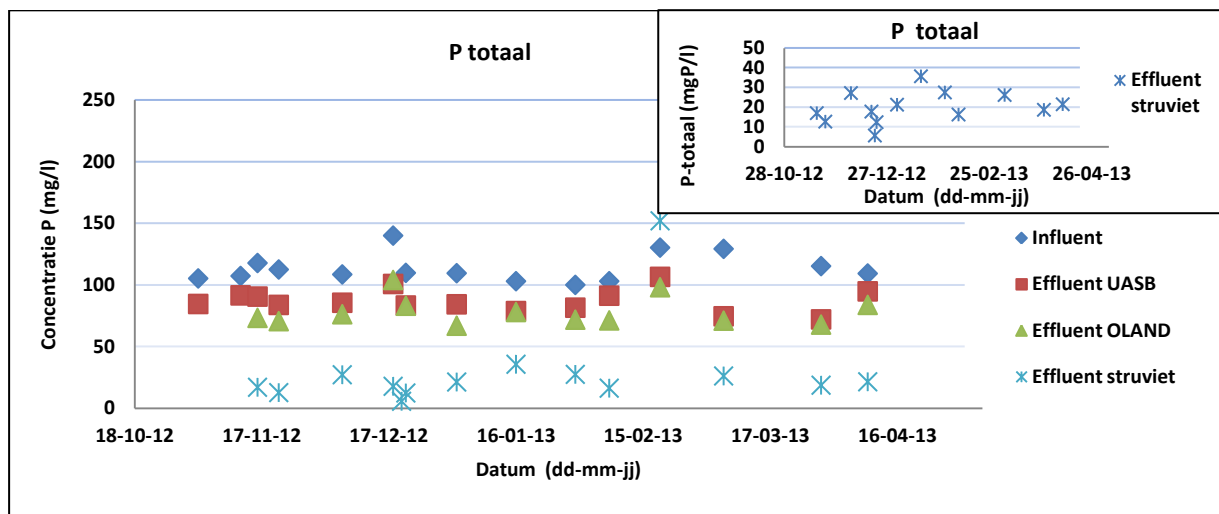
Figuur 6. Concentraties ammonium in het OLAND influent en –effluent, nitriet en nitraat concentraties in het OLAND effluent en stikstof belasting en –verwijdering (A) en concentraties ammonium, nitriet en nitraat in het OLAND effluent (B) nadat het proces is geënt met anammox bacteriën. De stippellijn geeft aan vanaf wanneer de zuurstofbeperkende worden toegepast.

Figuur 6b toont een duidelijke verhoging van met name de concentraties ammonium en nitriet en een verlaging van de concentratie nitraat in het OLAND-effluent na het beperken van de zuurstof toevoer. Echter, er is nog niet direct een hogere N_t verwijdering waargenomen. Dit suggereert dat er

nu wel voeding is voor de anammox bacteriën, maar dat de activiteit van deze nog niet voldoende is om het om te zetten. Naarmate de hoeveelheid anammox zich uitbreidt, verwachten we een gezamenlijke daling van ammonium en nitriet waar te nemen.

Struvietprecipitatie

Middels het precipitatieproces wordt nauwelijks stikstof verwijderd (figuur 5), maar duidelijk wel fosfor (figuur 7). De analyses van het OLAND-effluent laten zien dat hierin vrijwel geen ammonium aanwezig is. Er is dus een tekort aan ammonium voor de precipitatie van ammoniumstruviet. Echter, omdat er ook kalium aanwezig is in het OLAND-effluent is het aannemelijk dat er magnesium-kalium-fosfaat is gevormd.

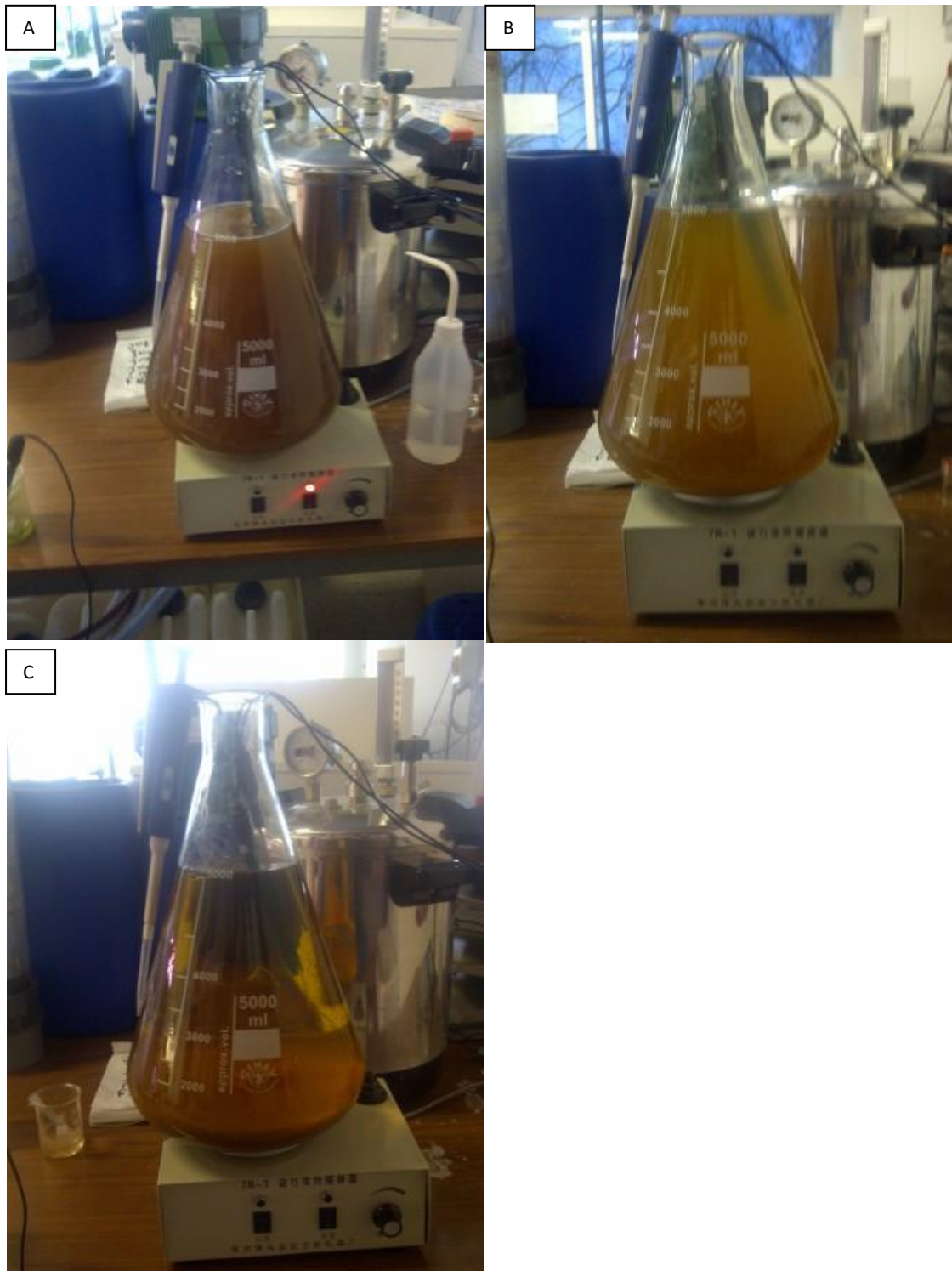


Figuur 7. Concentraties fosfor gemeten na de verschillende verwerkingsstappen.

Het hoge zuurstofgehalte in de biorotor resulteert niet alleen in een niet optimaal functionerend OLAND-proces, maar heeft ook een negatieve invloed op de struvietprecipitatie. De nitrificatie van ammonium naar nitraat heeft een verlaging van de pH van het effluent (tot ca. 5,5-6) tot gevolg. De toevoeging van magnesiumoxide als magnesiumbron zorgt daarentegen wel weer voor een verhoging van de pH tot ca 9-10. In het OLAND effluent is vrijwel geen ammonium aanwezig voor de precipitatie van ammoniumstruviet. Er is echter wel kalium beschikbaar voor de vorming van magnesium-kalium-fosfaat. Er is een P verwijderingpercentage van 63% behaald, resulterend in gemiddeld 28 mg P.l^{-1} in het effluent (figuur 7).

Kaliumstruviet slaat neer bij een hogere pH dan ammoniumstruviet. Een nog hogere pH (dan 9-10) zou dus een verbeterde neerslag van kaliumstruviet geven. Om een idee te krijgen van de invloed van de pH op de neerslagreactie is er een initiële proef uitgevoerd waarbij er 5 liter effluent van het precipitatieproces is genomen en in een erlenmeyer op een magneetroerder is geplaatst. Middels een verdubbelingreeks, startende met 0,1 ml eindigende met 12,8 ml, is er loog aan de vloeistof toegevoegd en is de pH gemeten. Door de roerder vervolgens 15 minuten uit te zetten kon de neerslag bezinken, waarna er een foto is gemaakt. In figuur 8 is duidelijk een verbeterde neerslagreactie en bezinken te zien bij een hogere pH. Dit geeft aanleiding om parallel aan het

verwerkingsproces batchproeven uit te voeren om na te gaan onder welke omstandigheden de P verwijdering in de struvietreactor beter kan.



Figuur 8. Foto's van het effluent struviet met neerslag zonder toevoeging van loog en pH 10,14 (A); na toevoeging van 1,6 ml loog en pH 11,15 (B) en na toevoeging van 12,8 ml loog en pH 12,42 (C).

Huidige prestatie zwartwaterverwerkingsysteem

Wanneer het volledige systeem voor de verwerking van zwartwater, in de huidige situatie, beschouwd wordt, blijkt er een zeer hoog verwijderingsrendement voor organisch materiaal (CZV_t) behaald te worden (98%). Ondanks de niet optimale werking van het OLAND-proces worden er redelijke verwijderingsrendementen voor stikstof (N_t–66%) en fosfor (P_t– 74%) behaald. Naarmate het OLAND-proces efficiënter zal functioneren wordt verwacht dat het verwijderingsrendement van stikstof alsook het verwijderingsrendement van fosfor zal verbeteren.

Mogelijkheden voor hergebruik van slib

Hoewel stikstof en fosfor grotendeels behouden blijven in het effluent van het anaëroobe vergistingsproces, is het bekend dat een kleine fractie wordt ingevangen in het slib en/of chemisch wordt gebonden. Dit suggereert dat het geproduceerde slib rijk is aan nutriënten en daarmee interessant is voor hergebruik in de landbouw. Echter, de kwaliteit van het slib met betrekking tot het gehalte zware metalen en microverontreinigingen is hiervoor bepalend. Binnen dit project zijn de concentraties van zware metalen in het in- en effluent niet bepaald. Het verwerkingsproces van zwart- en grijswater leidt niet tot het verlies van zware metalen. Weliswaar kunnen deze reageren met andere opgeloste stoffen en neerslaan in het slib waardoor de concentraties in het effluent verminderen. Slibmonsters afkomstig uit de UASB zijn onderzocht op zware metalen. De resultaten staan in tabel 6 weergegeven. In deze tabel staan ter vergelijking eveneens de waarden weergegeven zoals gevonden binnen het project Lemmerweg-Oost en de waarden gevonden in zuiverings-slib afkomstig van de huidige rwzi's (CBS-Statline, 2012)¹. Conform huidige Meststoffenwet overschrijden koper en zink de gehanteerde normen voor hergebruik van (zuiverings-)slib als meststof in de landbouw.

Ook vergelijken we de hoeveelheid zware metalen in het UASB slib uitgedrukt in mg/kg P² met de hoeveelheden in koemest en kunstmest. Deze vergelijking is terug te vinden in tabel 7 en is aangevuld met de waarden gemeten binnen Lemmerweg-Oost.

¹ CBS-Statline (2012). Zuivering van stedelijk afvalwater; afzet van zuiveringsslib. <http://statline.cbs.nl/StatWeb/publication/?VW=T&DM=SLNL&PA=70156ned&LA=NL>. (bezocht op 03/04/2013).

² Waarbij P staat voor P₂O₅

Tabel 6. Maximale gehalten zware metalen volgens de Meststoffenwet, de gemeten concentraties in slib uit de UASB.

Parameter	Eenheid	Meststoffenwet	Waterschoon Slib UASB	Lemmerweg-Oost		Zuiveringsslib RWZI
				Slib UASB 1	Slib UASB 2	
DS	%		4.0	4.3	3.4	
As	mg/kg DS	15	5.7	<10	<10	9.8
Cd	mg/kg DS	1.25	0.85	0.8	0.8	1.4
Cr	mg/kg DS	75	20.5	15.2	12.5	41.2
Cu	mg/kg DS	75	255	221	250	398.5
Hg	mg/kg DS	0.75	0.35	0.4	0.4	0.8
Ni	mg/kg DS	30	17.5	13	11	33.1
Pb	mg/kg DS	100	51	13.9	18	119.5
Zn	mg/kg DS	300	1050	813	890	1046.4

Tabel 7. Zware metalen in het UASB slib (mg/kgP), koemest en kunstmest.

Parameter	Eenheid*	Waterschoon Slib UASB	Lemmerweg-Oost		Koemest (van Dooren et al., 2005)	P kunstmest (Remy en Ruhland, 2006)
			Slib UASB 1	Slib UASB 2		
As	mg/kg P	<93	<200	<227	-	33.2
Cd	mg/kg P	13.9	16	18.2	32.7	90.5
Cr	mg/kg P	336	304	284	1145	1245
Cu	mg/kg P	4180	4420	5682	14397	207
Hg	mg/kg P	5.7	8	9.1	-	0.7
Ni	mg/kg P	287	260	250	1472	202
Pb	mg/kg P	836	278	409	695	154
Zn	mg/kg P	17213	16260	20227	25947	1923

* P als zijnde P₂O₅

In vergelijking met zuiveringsslib en koemest is het slib uit de UASB relatief schoon, terwijl fosfaatkunstmest lagere concentraties koper, zilver, lood en zink bevat. Waarbij zuiveringsslib voor bijna alle zware metalen te hoge waarden heeft is dit in het UASB-slib enkel het geval voor koper en zink. Binnen het demonstratieproject Lemmerweg-Oost is geen onderzoek gedaan naar het lot van pathogenen, medicijnresten en andere microverontreinigende stoffen. Deze vormen wel een

mogelijke bedreiging. Daarom is hiervoor aandacht binnen het deelonderzoek “microverontreinigingen”.

Verwerking van grijswater

Kenmerken van grijswaterinfluent

De samenstelling van het grijswater, weergegeven in tabel 8, laat een betrekkelijk geconcentreerd grijswater zien met een relatief hoge concentratie CZV in vergelijking met andere studies uitgevoerd in landen met een soortgelijk klimaat en overeenkomstige gebruiken (422 – 640 mg l⁻¹; Nolde 2005, Palmquist en Hanaeus 2005, Elmitwalli en Otterpohl 2007, Hernández Leal et al. 2007) De totale concentratie organisch materiaal in het grijswater in Waterschoon was 789 mg l⁻¹, waarvan ca. 46% in opgeloste vorm aanwezig is en waarvan 30% en 24% uit respectievelijk gesuspendeerd en colloïdaal materiaal bestaat. De totale CZV concentratie gemeten het grijswater afkomstig uit de woonwijk Lemmerweg-Oost was vergelijkbaar, namelijk 853 mg l⁻¹. Ook daar is een relatief grote fractie opgelost (56%) en een relatief kleine fractie gesuspendeerd (21%) waargenomen.

Het lagere verbruik van grijswater door de bewoners binnen het project Waterschoon , namelijk ca. 69 l p⁻¹ d⁻¹ ten opzichte van het gemiddelde grijswaterverbruik in Nederland 91,5 l p⁻¹ d⁻¹ (Foekema en Van Thiel, 2011)³; het benodigde water voor toiletspoeling niet meegerekend) en daarmee de mindere mate van verdunning kan een verklaring zijn voor de hogere CZV concentraties gemeten binnen dit project in vergelijking met andere studies.

Tabel 8. Gemiddelde concentraties van organisch materiaal, nutriënten en oppervlakteactieve stoffen in het influent en effluent van het grijswaterverwerkingsysteem in project Waterschoon en project Lemmerweg-Oost

Parameter	Eenheid	Waterschoon		Lemmerweg-Oost	
		influent	Effluent	Influent	Effluent
Debiet	l.d ⁻¹	4772		4366	
CZV _t	mg.l ⁻¹	789	84,1	853	108
CZV _{SS}	mg.l ⁻¹	233	12,1	180	15,3
CZV _c	mg.l ⁻¹	189	17,9	199	26,8
CZV _o	mg.l ⁻¹	366	54,1	474	65,9
N _t	mg.l ⁻¹	23,7	10,38	25,6	9,09
NH ₄ -N	mg.l ⁻¹	9,59	0,86	9,04	0,87
NO ₃ -N	mg.l ⁻¹	0,06	NB	0,65	0,6
NO ₂ -N	mg.l ⁻¹	0,04	1,07	0,10	0,07
P _t	mg.l ⁻¹	12,16	8,29	5,59	1,7
PO ₄ -P	mg.l ⁻¹	9,16	7,39	3,68	1,18
Cationic surfactans	mg.l ⁻¹	0,46	0,45	0,34	0,22
Anion surfactans	mg.l ⁻¹	45,5	4,59	58,1	6,64
Non-ionic surfactans	mg.l ⁻¹	5,3	1,46	10,8	2,26

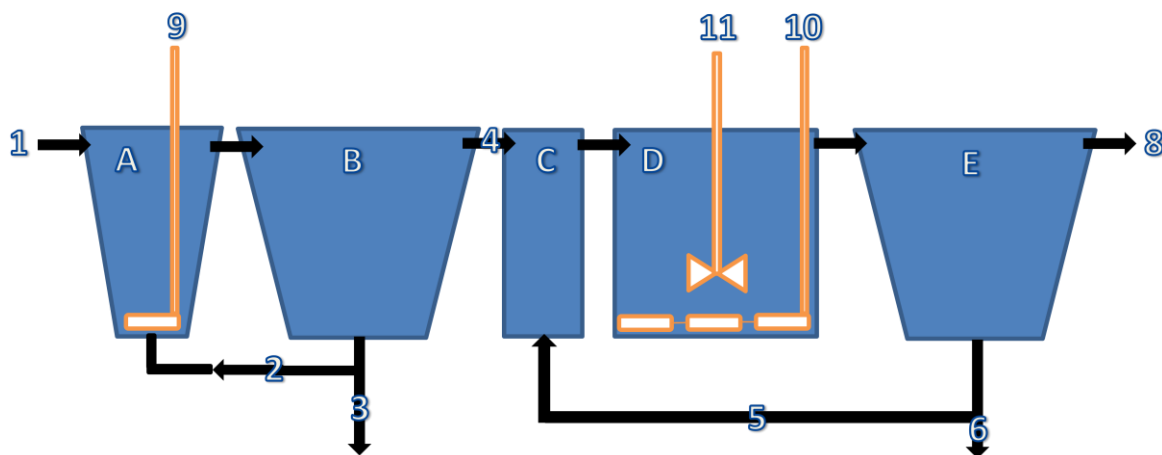
NB. Onder meetbereik

³ Foekema, H., van Thiel, L. (2011). Waterverbruik thuis 2010. C7455, 28 januari 2011, TNS-NIPO.

Oppervlakteactieve stoffen worden op grote schaal gebruikt in vele persoonlijke verzorgingsmiddelen en huishoudelijke producten. De gemeten concentraties kationische ($0,46 \text{ mg l}^{-1}$), anionische ($45,5 \text{ mg l}^{-1}$) en niet-ionische ($5,3 \text{ mg l}^{-1}$) oppervlakteactieve stoffen in het grijswater water komen overeen met waarden gevonden binnen het demonstratieproject Lemmerweg-Oost.

Verwerking middels het AB-proces

De verwerking van grijswater verloopt via het tweetraps adsorptie-actiefslibproces met daarin biologische fosfaatverwijdering (fig. 9).



Figuur 9. Schematisch weergave van de grijswaterverwerking: A-trap (A) met nabezinker (B), Bio-P (C), B-trap (D) met nabezinker (E), influent grijswater (1), recirculatie slib A-trap (2) en B-trap (5), surplusslib A-trap (3) en B-trap (6), effluent A-trap (4) en effluent B-trap (8), beluchters (9 en 10) en een roerder (11).

In verband met de geringe hoeveelheid grijswater dat geproduceerd wordt (slechts $69 \text{ l p}^{-1} \text{ d}^{-1}$ en een bevolkingsdichtheid van gemiddeld 1,2 persoon per woning waarbij ontwerp is gebaseerd op $90 \text{ l p}^{-1} \text{ d}^{-1}$ en bevolkingsdichtheid van 2,5) is het volume van zowel de A-trap als de B-trap gaandeweg het project aangepast. De procesomstandigheden van de verwerking van grijswater in de A-trap en de B-trap voor en na de aanpassing van het systeem aan de huidige grijswater debiet staan vermeld in tabel 9.

Tabel 8. Operationele parameters voor de grijswaterverwerking middels het AB-proces, voor en na de aanpassing.

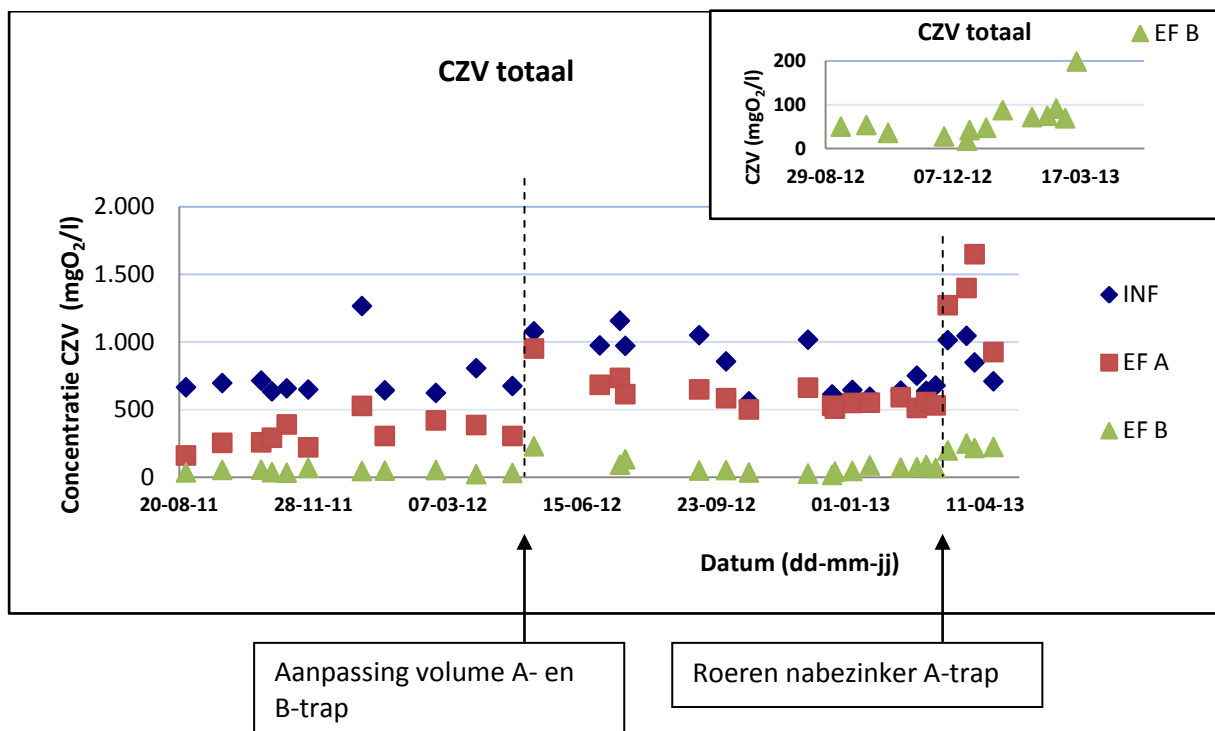
OLAND reactor	Eenheid	A-trap		B-trap	
		voor	na	voor	na
Volume	m^3	0.6	0.2	4.25	2.25
HRT	uur	5.72	1.94	42.31	18.44
SRT**	dag	-	-	-	-
O_2 concentratie	$\text{mg O}_2 \text{ l}^{-1}$	3.22	1.3	2.71*	
MLSS	g.l^{-1}	1.4	2.3	2.2	2.4
Slibgroei**	g ds.g CZV^{-1}	-	-	-	-
Belasting	$\text{g CZV g MLSS}^{-1} \text{ d}^{-1}$	3.56	10.39	0,14	0.71

* geen verschil als gevolg van de aanpassing

** niet te meten/berekenen

In figuur 10 staat het verloop van de CZV_t concentratie weergegeven. Tijdens de eerste, hoog belaste, stap in de grijswaterverwerking (A-trap, organische belasting 3,56 g CZV g MLSS⁻¹ d⁻¹) wordt voor de aanpassing een verwijderingrendement van 52% voor organisch materiaal bereikt. Gezien er geen surplusslib is gevormd, kan dit vrijwel geheel worden toegeschreven aan mineralisatie. Hoewel het proces in de A-trap gestuurd wordt op een lage zuurstofconcentratie (gemiddeld 1,2 mg l⁻¹), is de waargenomen zuurstofconcentratie relatief hoog (gemiddeld 3,22 mg l⁻¹). Daarom is het aannemelijk dat een groot deel van het organisch materiaal is omgezet naar CO₂ en H₂O.

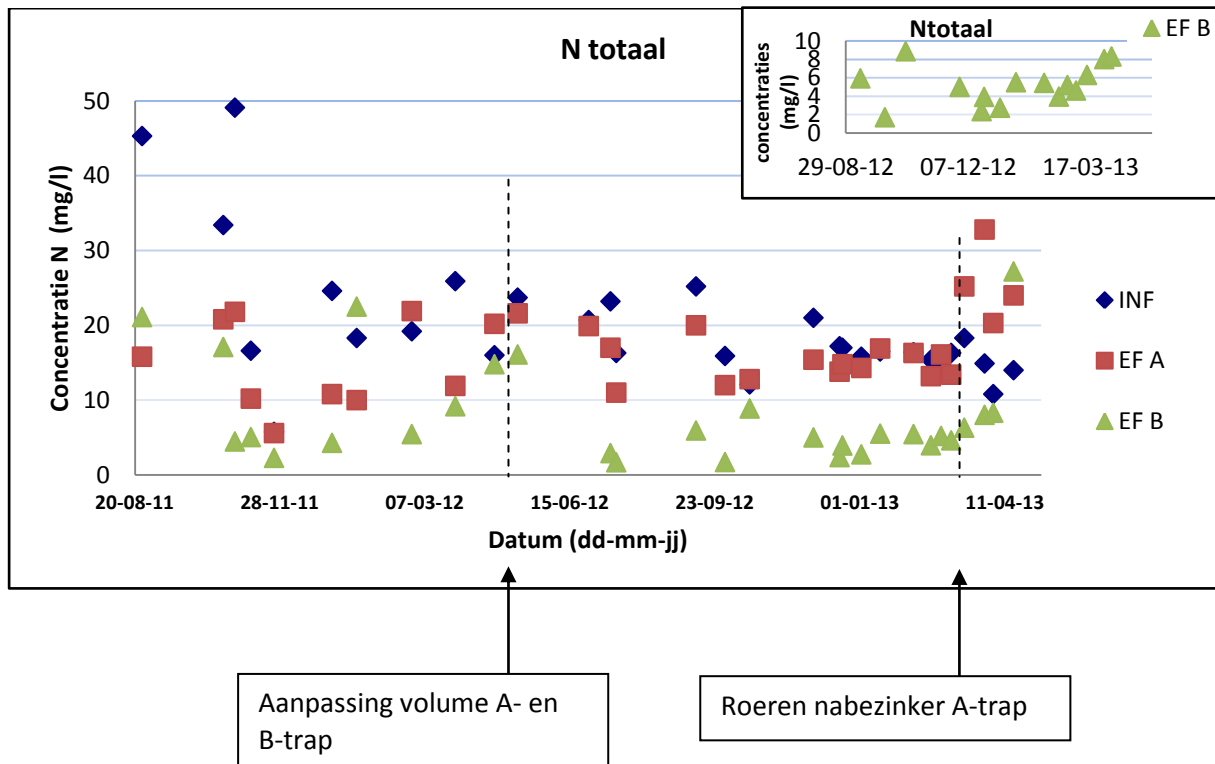
Naast het aanpassen van het volume van de A-trap is er ook een kleinere blower geïnstalleerd. Desondanks hebben de hogere belasting (10,39 g CZV g MLSS⁻¹ d⁻¹) en een lagere zuurstofconcentratie (gemiddeld 1.3 mg l⁻¹) niet geresulteerd in een verbeterde CZV verwijdering en de productie van surplusslib. Verklaring hiervoor zou de zeer lange verblijftijd in de nabezinktank kunnen zijn. Mogelijk zijn hier anaerobe zones aanwezig waardoor het gevormde surplusslib wordt gehydrolyseerd en na recirculatie in de A-trap wordt omgezet tot CO₂. Daarnaast is het zeer goed mogelijk dat het slib in de nabezinktank dermate inklinkt dat er kanaalvorming ontstaat en de slibdeeltjes niet gesuspendeerd zijn in het recirculatiestroom. Om zowel anaerobe omstandigheden als kanaalvorming in de nabezinktank te voorkomen wordt het slib (vanaf half maart) licht geroerd door periodiek lucht in te blazen op de bodem van de nabezinktank. Dit heeft in eerste instantie tot gevolg gehad dat er een grotere uitspoeling van deeltjes naar de B-trap plaatsvond. Met zelfs hogere waarden in het effluent dan in het influent als gevolg. Recent is de frequentie verlaagd en de tijdsduur verkort van het inblazen van lucht.



Figuur 10. Concentraties organisch materiaal gemeten op verschillende punten binnen het grijswaterverwerkingsstelsel. De metingen aan het effluent van de B-trap staan uitgelicht in de grafiek rechtsboven.

Ook de temperatuur van het te behandelen water heeft invloed op de werking van het systeem. In januari-februari 2013 is de concentratie CZV in het influent bijna gelijk aan de concentratie in het effluent van de A-trap.

In tegenstelling tot de A-trap tot de relatief hoge belasting van het systeem in de A-trap, wordt de B-trap laag belast ($0,71 \text{ g CZV g MLSS}^{-1} \text{ d}^{-1}$). Onder intensieve beluchting in de B-trap wordt nogmaals 83% en 88% van het organisch materiaal verwijderd voor en na de aanpassing respectievelijk.

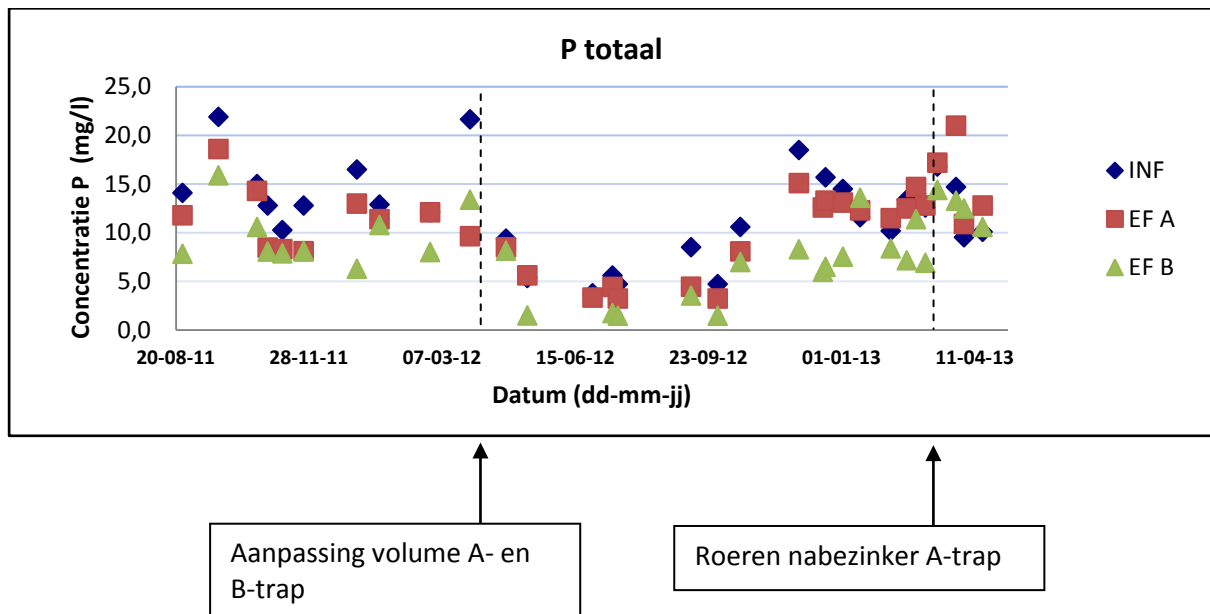


Figuur 11. Concentratie stikstof gemeten op verschillende punten binnen het grijswaterverwerkingsstelsel. De metingen aan het effluent van de B-trap staan uitgelicht in de grafiek rechtsboven.

Een stikstofverwijdering van 30% (voor de aanpassing) was bereikt in de A-trap (figuur 11). Hetzelfde als voor organisch materiaal geldt ook voor stikstof. Door het slib in de nabezinktank van de A-trap licht te roeren, is het waarschijnlijk dat de er een groot aandeel van het N_t mee uitspoelt naar de B-trap. In de B-trap is nogmaals 66% stikstof verwijderd (na aanpassing). Doordat de B-trap ten opzichte van de A-trap intensiever wordt belucht in combinatie met een langere verblijftijd, is het waarschijnlijk dat tijdens deze tweede verwerkingsstap wel nitrificatie optreedt. In de nabezinktank van de B-trap is een anaërobie zone waar vervolgens denitrificatie kan plaatsvinden en stikstof in de vorm van stikstofgas wordt verwijderd. De concentratie stikstof totaal in het effluent ligt bijna altijd onder de lozingsnorm van grote rwzi's (10 mg l^{-1}).

Fosfor blijft voor 82-94% (voor en na aanpassing respectievelijk) behouden in het effluent van de A-trap (fig 12). Vervolgens wordt in de B-trap wederom tot 18-35% (voor en na aanpassing respectievelijk) verwijderd. Uitgangspunt is dat fosfaat, in tegenstelling tot stikstof, niet kan ontwijken naar de gasfase. Daarom kan gesteld worden dat de verwijdering van fosfor uit de grijswaterstroom zal plaatsvinden via het invangen van gesuspendeerd en colloïdaal organisch materiaal, reageert met aanwezige elementen zoals calcium, magnesium en ijzer, en in mindere

mate door de opname voor microbiële groei. Door minimale en zeer onregelmatige productie van surplusslib in combinatie met relatief grote nabezinktanks, zijn er geen metingen en (betrouwbare) berekeningen verricht aan de yield, de SRT en de samenstelling van het slib. Het is daarom op dit moment moeilijk om aan te geven via welke route de fosfaatverwijdering heeft plaatsgevonden en wat hieraan de bijdrage van bio-P is. Zodra het systeem weer stabiel is, zal hiervoor aandacht zijn.



Figuur 12. Concentratie fosfor gemeten op verschillende punten binnen het grijswaterverwerkingsstelsel.

Huidige prestatie grijswaterverwerkingsstelsel

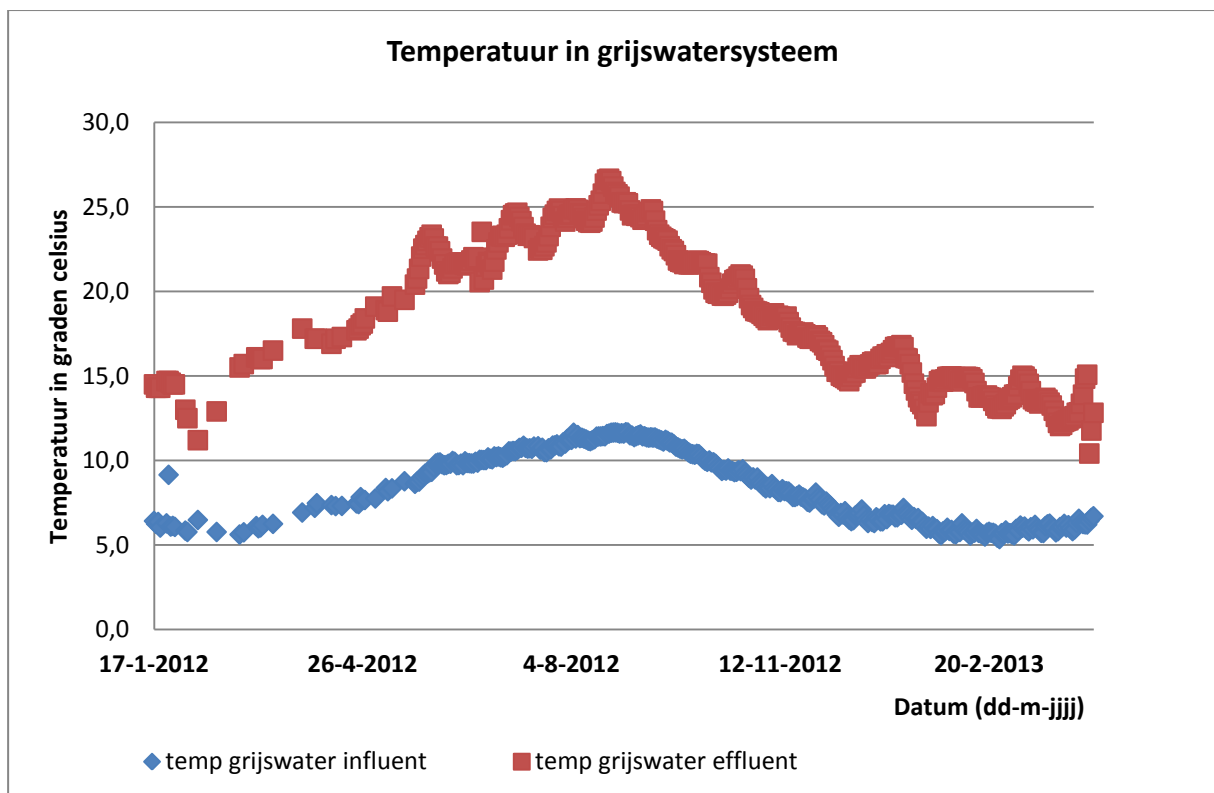
Over het gehele AB-systeem bekeken wordt 89-92% van de ingaande hoeveelheid CZV verwijderd. Echter door de huidige, nog niet optimale werking van de A-trap wordt het verwijderde CZV niet omgezet in biomassa maar voornamelijk gemineraliseerd tot CO₂ er niet of nauwelijks CZV verwijderd in de vorm van slib. Het doel van de A-trap is juist om een zo hoog mogelijke slibproductie te realiseren. Resultaten binnen het project Lemmerweg-Oost hebben aangetoond dat door mechanismen als bioflocculatie en adsorptie doeltreffend CZV verwijderd kan worden zonder dat daarbij een groot deel van het CZV omgezet wordt naar CO₂.

De configuratie voor de verwerking van grijswater is niet gericht op een actieve verwijdering van nutriënten. In de huidige situatie wordt 60% en 37% van respectievelijk de totale hoeveelheid stikstof en fosfor verwijderd. Met name door een verhoging van de slibproductie en daarmee de verwijdering van surplusslib, wordt een betere verwijdering van zowel stikstof als fosfor via het slib beoogd. Er zal hierbij gekeken moeten worden hoeveel fosfor er maximaal verwijderd kan worden. En daarbij moet de vraag gesteld worden of er dan toevoeging benodigd is van bijvoorbeeld ijzerzouten of calcium of de huidige normen te behalen.

Warmteterugwinning

Wanneer grijswater wordt geloosd bevat deze nog een aanzienlijke hoeveelheid thermische energie (warmte). Dit wordt veroorzaakt door de bronnen van grijswater als de douche, de vaatwasser, de

wasmachine etc. Al deze bronnen verwarmen het water (tussen de 35 en 60 graden) en deze thermische energie blijft aanwezig in het grijswater. Het grote volume van deze reststroom vertegenwoordigd een aanzienlijke bron van thermische energie die met behulp van een warmtewisselaar is terug te winnen. Binnen het project Waterschoon wordt de thermische energie teruggewonnen uit het grijswater effluent. Het voordeel van terugwinnen uitverwerkt grijswater is onder andere dat het water schoner is waardoor het mogelijk wordt om in plaats van terug te koelen tot circa 10 graden zelfs tot 6 graden kan worden teruggekoeld (geen kans op stollen van vet opdat dit tijdens verwerking is verwijderd). Bovendien heeft het naderhand afkoelen geen invloed op de biologische activiteit in het verwerkingssysteem. Figuur 13 laat zien dat het grijswaterinfluent, ondanks de toevoeging van warmte door de huishoudens, ver is teruggekoeld. Dit is logisch, want hoe dichterbij de bron hoe warmer. Echter, een interessante bevinding is dat het grijswaterinfluent in de winter erg koud wordt. Dit in tegenstelling tot de verwachte “grondtemperatuur” van ca.10-12 graden. Daarbij blijkt dat de temperatuur van het grijswater tijdens de verwerking ervan toeneemt.



Figuur 13. Temperatuursverloop van het grijswaterinfluent en –effluent gedurende een jaar.