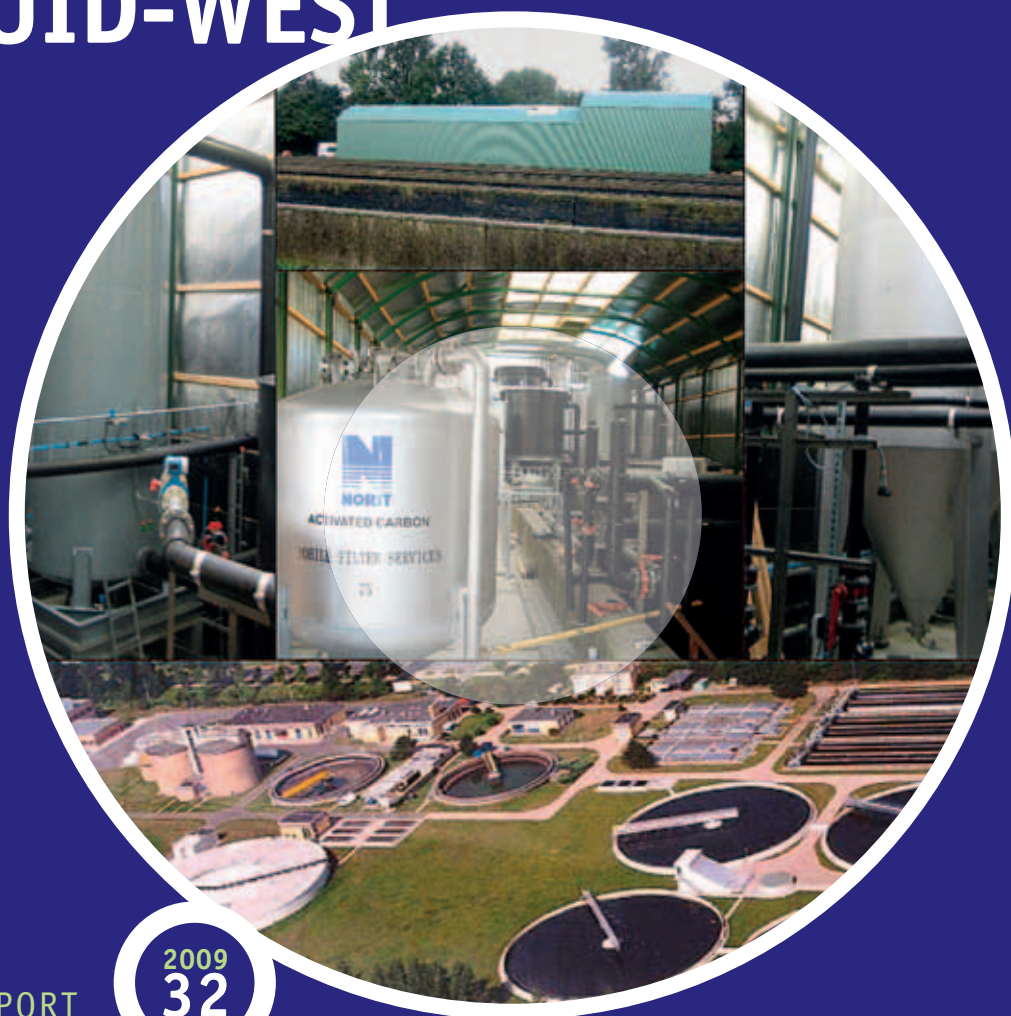


# NAGESCHAKELDE ZUIVERINGSTECHNIEKEN OP DE AWZI LEIDEN ZUID-WEST



RAPPORT

2009  
32

DEMONSTRATIEONDERZOEK VERGAANDE NUTRIËNTENVERWIJDERING

NAGESCHAKELDE ZUIVERINGSTECHNIEKEN OP DE  
AWZI LEIDEN ZUID-WEST

STOWA

2009

32

ISBN 978.90.5773.447.2



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

# COLOFON

Utrecht, augustus 2009

UITGAVE STOWA, Utrecht

## PROJECTUITVOERING

S.C. Terwisscha van Scheltinga, Witteveen+Bos  
F.H. van den Berg van Saparoea, Witteveen+Bos  
A.F. van Nieuwenhuijzen, Witteveen+Bos  
H.W.H. Menkveld, Witteveen+Bos  
Li Gao, Witteveen+Bos  
D. Schuurman, Witteveen+Bos, thans Stork-Aqua  
J.J.M. den Elzen, Hoogheemraadschap van Rijnland  
R. van Wijk, Hoogheemraadschap van Rijnland  
W. Dijkma, Hoogheemraadschap van Rijnland  
A. Malsch, Hoogheemraadschap van Rijnland  
S.M. Scherrenberg, Technische Universiteit Delft

## BEGELEIDINGSCOMMISSIE

A.W.A. de Man, Waterschapsbedrijf Limburg, (voorzitter)  
A. Sengers, Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard  
J.O.J. Duin, Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden  
R. Neef, Waternet, thans Witteveen+Bos  
A. van der Mark, Waterschap Reest en Wieden  
A.H.J. de Jonge, Waterschap De Dommel  
C.A. Uijterlinde, STOWA

DRUK Kruyt Grafisch Adviesbureau

STOWA rapportnummer 2009-32  
ISBN 978.90.5773.447.2

# TEN GELEIDE

Het toepassen van technieken van nageschakelde filtratie van rwzi-effluent is een betrekkelijk nieuwe ontwikkeling in de afvalwaterzuivering. De belangstelling voor deze techniek, van oudsher veel toegepast in de drinkwaterbereiding, komt de afgelopen vijf jaren in een stroomversnelling voor wat betreft de ontwikkeling en toepassing. Nadat in december 2000 de Europese Kader Richtlijn Water (KRW) in werking is getreden, heeft de STOWA in verschillende onderzoeksprojecten beloftevolle nageschakelde zuiveringstechnieken geïdentificeerd om de bijdrage van rioolwaterzuiveringsinrichtingen op de verontreiniging van het ontvangende oppervlaktewater verder terug te dringen.

De bestaande kennisleemten omtrent de toe te passen zuiveringstechnieken en de ambitie voor een verdergaande verbetering van het RWZI-effluent was voor STOWA aanleiding om het demonstratieonderzoek op de AWZI Leiden Zuid-West van het Hoogheemraadschap van Rijnland te ondersteunen. Het doel van deze demonstratie-installatie is om de verschillende zuiveringsscenario's gedurende aantal jaren te onderzoeken.

Dit rapport bevat waardevolle resultaten en de uitkomsten van het demonstratie-onderzoek betreffende vergaande nutriëntenverwijdering uit RWZI-effluent dat is uitgevoerd tussen 2006 en 2009. De uitkomsten van het onderzoek zijn een inspiratie- en een kennisbron voor alle waterschappen en waterbedrijven die overwegen, in voorbereiding zijn of reeds gestart zijn om nageschakelde filterinstallaties te realiseren en te bedrijven.

De positieve onderzoekservaringen geven de mogelijkheden en beperkingen van nageschakelde technieken op de AWZI Leiden Zuid-West. In hoeverre deze resultaten representatief zijn voor andere locaties zal blijken wanneer er resultaten van andere RWZI's beschikbaar komen met vergelijkbare technieken op pilot- en praktijkschaal. Benadrukt moet worden dat het effluent van de conventionele AWZI Leiden Zuid-West al van dermate goede kwaliteit was, dat ten behoeve van het onderzoek aanvullende dosering van nutriënten heeft plaatsgevonden. De vertaling van deze resultaten naar andere locaties vraagt daardoor de nodige zorgvuldigheid.

Utrecht, augustus 2009

De directeur van de STOWA  
ir. J.M.J. Leenen

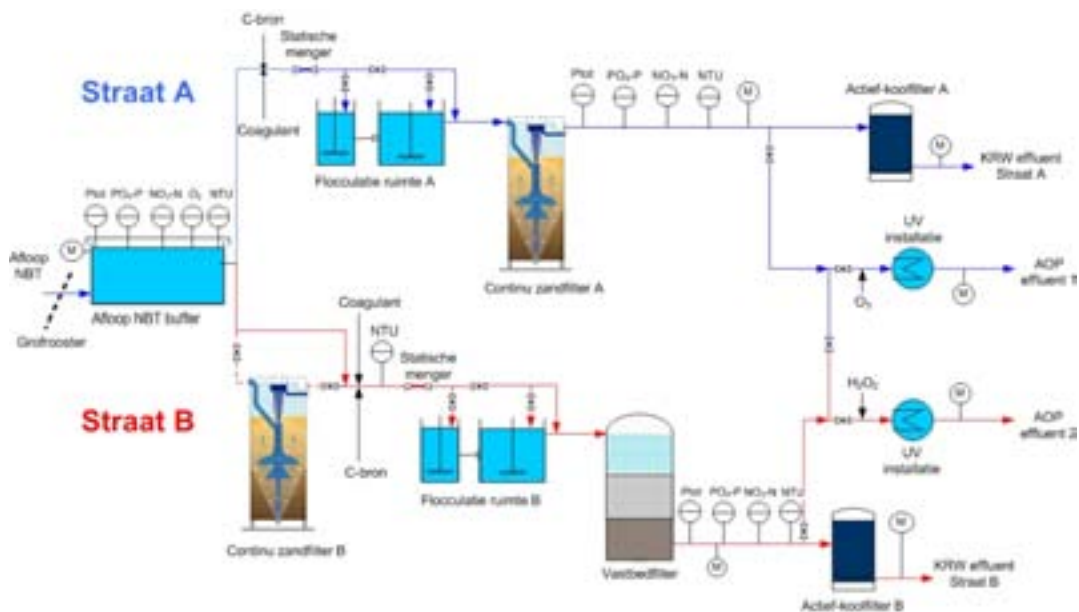
# SAMENVATTING

## ACHTERGROND EN DOEL

In december 2000 is de Europese Kader Richtlijn Water (KRW) in werking getreden waarin ondermeer vereist wordt dat het oppervlaktewater in 2015 een ecologisch en chemisch 'goede' kwaliteit heeft bereikt. De KRW noemt aandachtstoffen waarvan de belasting (onder andere via RWZI-effluent) dient te worden gereduceerd. Hierbij wordt benadrukt dat de kwaliteitseisen vanuit de KRW betrekking hebben op oppervlaktewater en niet op RWZI-effluent. Om hierop in te spelen heeft de STOWA beloftevolle zuiveringstechnieken geïdentificeerd en beschreven, waaronder het in 2005 verschenen STOWA-rapport "Verkenningen zuiveringstechnieken en KRW" waarin een overzicht is opgenomen van zuiveringstechnieken die kunnen worden ingezet om de emissie van schadelijke stoffen naar het oppervlaktewater via het effluent van RWZI's verder terug te dringen.

De huidige kennisleemte omtrent de toe te passen zuiveringstechnieken en de ambitie voor een verdergaande verbetering van het effluent was voor het Hoogheemraadschap van Rijnland een directe aanleiding om nader praktijkonderzoek te starten. In nauwe afstemming met STOWA en in samenwerking met Witteveen+Bos is in 2006 een demonstratie-installatie gebouwd en opgestart op de AWZI Leiden Zuid-West met als doel de verschillende zuiverings-scenario's gedurende een aantal jaren te onderzoeken. Het project is financieel ondersteund door de Europese Unie in de vorm van een LIFE-subsidie.

Dit rapport beschrijft de resultaten van het onderzoek naar vergaande stikstof- en fosfaatverwijdering. In het STOWA-werkrapport 2008-W02 Demonstratieonderzoek vergaande zuiveringstechnieken op de AWZI Leiden Zuid-West zijn eerder de tussenresultaten over onderzoeksfase 1 beschreven. Parallel aan dit onderzoek is een studie uitgevoerd naar de toepasbaarheid van geavanceerde oxidatie en actiefkoolfiltratie als KRW-maatregel. Van dit onderzoek is een individueel onderzoeksrapport opgesteld (STOWA 2009-33, Nageschakelde zuiveringstechnieken op de AWZI Leiden Zuid-West – Verkenning actiefkooladsorptie en geavanceerde oxidatietechnieken).



## ONDERZOEK

De demonstratie-installatie op de voor Nederland enigszins representatieve AWZI Leiden Zuid-West bestaat uit twee parallelle onderzoeksstraten A (voor het één-filterconcept in continu filtratieuitvoering) en B (voor het twee-filterconcept én het één-filterconcept in vastbeduitvoering). Gedurende het onderzoek waren de gemiddelde concentraties in het afloop van de nabezinktank voor  $N_{\text{totaal}}$  3,6 mg/l en voor  $P_{\text{totaal}}$  0,51 mg/l en kan de zuivering als uitstekend werkend worden getypeerd. Voor een eenduidige vertaling naar de praktijk is het demonstratieonderzoek zoveel mogelijk uitgevoerd onder praktijkomstandigheden. De op de demonstraties-installatie toegepaste nabehandelingstechnieken zijn dan ook direct naar de praktijk vertaalbaar en opschaalbaar. Door het werken onder praktijkomstandigheden zijn weersinvloeden, variaties in aanvoer- en zuiveringsprestaties direct van invloed op de demonstratie-installatie. Aanvullend zijn in afstemming met de praktijktesten verschillende labschaalonderzoeken uitgevoerd met het voedingswater van de demonstratie-installaties.

Na zeving over een 3 mm continu rooster wordt het afloopwater van de nabezinktanks van de AWZI Leiden Zuid-West verzameld in een continu doorstroomde buffertank waarin online  $P_{\text{totaal}}$ ,  $PO_4\text{-P}$ ,  $NO_x\text{-N}$ , troebelheid, temperatuur, pH en zuurstofgehalte worden gemeten. Op basis van deze online-metingen wordt de dosering van methanol en coagulant geregeld. Voor methanol gebeurt dat op basis van ingestelde verhoudingen met  $NO_x\text{-N}$  en het zuurstofgehalte in combinatie met het debiet. De coagulantdosering wordt gestuurd op basis van de  $PO_4\text{-P}$  meting in combinatie met het debiet.

Straat A is ontworpen om stikstof en fosfaat gecombineerd te verwijderen met een één-filterconcept met continu zandfiltratie. De initiële menging van coagulant gebeurt met een regelbare schuifafsluiter, waarmee de initiële mengenergie op een gewenste waarde kan worden ingesteld bij verschillende debieten. Hierbij kan op de proefinstallatie voor de vlokvorming al dan niet een vlokvormingsruimte worden voorgeschakeld. Het filtraat van dit continu zandfilter kan worden verpompt naar één van twee identieke actiefkoolfilters.

Straat B gaat uit van een twee-filterconcept (fase I) met gescheiden denitrificatie en chemische fosfaatverwijdering, waarin beoogd wordt om met continu zandfiltratie nitraat te verwijderen, waarna aan het filtraat een coagulant wordt gedoseerd en wordt behandeld door het vastbedfilter. In fase II is het continu filter gebypassed en het vastbedfilter als één-filterconcept bedreven met gecombineerde stikstof- en fosfaatverwijdering. De initiële menging en de vlokvorming is identiek uitgevoerd als bij straat A. De gevormde vlokken worden afgescheiden op een dubbelaags vastbedfilter, gevuld met zand en antraciet. Het filtraat van het vastbedfilter kan worden verpompt naar één van twee identieke actiefkoolfilters.

## RESULTATEN

### *Zuiveringsprestaties*

Op basis van het onderzoek wordt gesteld dat met zowel het één-filterconcept als met het twee-filterconcept de streefwaarden in het effluent (lees filtraat) van  $P_{\text{totaal}} < 0,15 \text{ mg } P_{\text{totaal}}/\text{l}$  als voortschrijdend gemiddelde over 10 opeenvolgende metingen en  $N_{\text{totaal}} < 2,2 \text{ mg } N_{\text{totaal}}/\text{l}$  als jaargemiddelde waarden te behalen zijn.

Het onderzoek heeft aangetoond dat het splitsen van denitrificatie en chemische fosfaatverwijdering in twee verschillende filters vanuit technologisch oogpunt onvoldoende voordeel heeft ten opzichte van de combinatie van processen in een één-filterconfiguratie.

De geteste filterconfiguraties kunnen structureel voldoen aan de streefwaarden met een gecombineerde metaalzout- en koolstofbrondosering. Daarnaast stelt het vastbedfilter als één-filterconcept dezelfde eisen aan het voedingswater als continu filtratie ( $< 0,75 \text{ mg P}_{\text{totaal}}/\text{l}$  en  $< 10 \text{ mg NO}_3\text{-N}/\text{l}$ ) voor vergaande stikstof en fosfaatreductie. Deze eisen gelden ook voor het twee-filterconcept.

Onderzoek op de demonstratie-installatie toont aan dat met vastbedfiltratie doorslag van zwevende stof beter kan worden beheerst. Daar waar het continu filter troebelheid toevoegt (met gemiddeld 10 %), bedraagt het verwijderingsrendement van troebelheid door vastbedfiltratie circa 35 - 55 %. Bij continu filtratie kunnen echter maximale filtratiesnelheden tot  $25 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  gehanteerd worden ten overstaan van maximaal  $20 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  voor vastbedfiltratie.

Het continu filter is doorgaans beter in staat wisselende vrachten op te vangen in vergelijking tot het vastbedfilter. Wisselende vrachten uiten zich met continu filtratie voornamelijk in verslechterde verwijderingsprestaties van fosfaat en troebelheid. Voor het vastbedfilter resulteren wisselende omstandigheden in verkorte looptijden. Operationeel zijn geen zwaarwegende voor- en nadelen aan de één-filterconfiguraties toe te wijzen. Dit maakt het dat de afweging van continu filtratie of vastbedfiltratie locatiespecifiek en volgens de wensen van de gebruiker zal moeten worden gemaakt.

In het continu één-filterconcept is getest dat voldoende  $\text{NO}_x\text{-N}$ -omzetting (tot  $2,5 \text{ kg NO}_x\text{-N}/\text{m}^3$  bedvolume per dag) haalbaar is. Daarbij is een continu filter geschikt om ingaande concentraties tot in ieder geval  $10 \text{ mg/l}$  vergaand om te zetten.

Voor vastbedfiltratie in een één-filterconcept zijn ingaande nitraatconcentraties tot  $10 \text{ mg/l}$  geen beperking. De denitrificatie in het vastbedfilter lijkt niet beïnvloed te worden door de diameters van het filterbedmedia. Zowel met een grof (zandfractie  $1,5 - 2,3 \text{ mm}$ , antracietfractie  $2,0 - 4,0 \text{ mm}$ ) als een fijn filterbed (zandfractie  $0,7 - 1,3 \text{ mm}$ , antracietfractie  $1,4 - 2,0 \text{ mm}$ ) kan nitraat goed worden verwijderd met verwijderingsrendementen hoger dan 90 % en nitraatomzettingen vergelijkbaar met het continu filter. De denitrificatie door het vastbedfilter lijkt daarnaast onafhankelijk van de filtratiesnelheid met een range van  $5 - 15 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  tot maximaal ingaande  $\text{NO}_x\text{-N}$  concentraties van  $10 \text{ mg/l}$ . Voor continu filtratie wordt de concentratie  $\text{NO}_x\text{-N}$  in het filtraat enigszins verhoogd bij filtratiesnelheden van  $17 - 24 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  in ingaande nitraatconcentraties tot  $10 \text{ mg/l}$ , waarbij het gemiddelde verwijderingsrendement terugloopt naar onder de 90 %.

De optimale doseerfactoren voor methanol zijn  $3,2 \text{ kg/kg methanol/NO}_x\text{-N}$  en  $1,2 \text{ kg/kg methanol/O}_2$ .

Voor beide één-filterconcepten is waargenomen dat bij  $\text{O}_2$ -concentraties hoger dan  $1 \text{ mg/l}$  simultane nitrificatie en denitrificatie kan optreden. Naast vergaande nitraatverwijdering kan  $\text{NH}_4\text{-N}$  ook aanvullend worden verwijderd.

#### *Filtratiesnelheid*

Met het onderzoek is aangetoond dat de filtratiesnelheid in beperkte mate invloed heeft op de verwijderingsprestaties voor fosfaat en stikstof. Voor continu filtratie wordt bij filtratiesnelheden in het gebied van  $5 - 24 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  een lichte afname van de verwijderingsrendementen met enkele procenten waargenomen. De filtratiesnelheid ( $5 - 15 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ ) heeft geen directe invloed op de verwijderingsprestaties van het vastbedfilter.

Voor de continu filtratie met gecombineerde stikstof- en fosfaatverwijdering en met alleen denitrificatie zijn in de zomer filtratiesnelheden van  $22,5 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  haalbaar zonder dat de filtraatkwaliteit nadelig beïnvloed wordt. De haalbare filtratiesnelheid van het continu filter



wordt in de zomer bepaald door hydraulische beperkingen en niet door de verwijderingsprestaties. Om ook in de winter (lage temperaturen beperken de nitraatomzettingcapaciteit) structureel vergaande denitrificatie te bereiken moet de filtratiesnelheid afnemen zodat het continu filter wordt belast met een lagere vracht. Hiervoor wordt geadviseerd om voor een één-filterconfiguratie in een continu filter in de wintersituatie een operationele filtersnelheid van  $10 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  te hanteren.

In vastbedfilter waaraan geen C-bron wordt gedoseerd kan bij een filtratiesnelheid van  $15 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  structureel de streefwaarde van de fosfaatconcentratie worden behaald (van  $< 0,15 \text{ mg/l}$ ). Met toenemende filtratiesnelheid ( $> 15 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ ) neemt de gevoeligheid voor de ingaande fosfaatconcentratie toe. Het vastbedfilter presteerde zelfs bij een filtratiesnelheid tot  $20 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  voor fosfaatverwijdering en zwevende stofverwijdering relatief nog goed, maar haalde niet structureel de streefwaarde. Daarnaast nam de duur van de looptijden af tot 3 - 4 uur.

De maximale filtratiesnelheid waarbij acceptabele looptijden ( $> 7$  uur) worden behaald door vastbedfiltratie, bedreven volgens het één-filterconcept, liggen bij een maximum  $15 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  (ook bij lage temperaturen). Beneden deze waarde zijn de filtraatconcentraties voor stikstof en fosfaat onafhankelijk van de filtratiesnelheid. Geadviseerd wordt om voor een één-filterconfiguratie in een vastbedfilter onder operationele aanvoer een filtratiesnelheid van  $10 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  aan te houden (zomer en winter), waarbij onder structurele bedrijfssituaties zoals spoelingen een maximale filtratiesnelheid van  $15 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  toelaatbaar is. Incidenteel, bijvoorbeeld bij calamiteiten (uitval van andere filters), kan een maximale filtratiesnelheid van  $20 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  toelaatbaar zijn.

#### *Filterbedconfiguratie*

Zowel continu als vastbedfiltratie kan doeltreffend toegepast worden. In de antracietlaag van het vastbedfilter bleek reeds een substantieel deel van het aangevoerde fosfaat en stikstof verwijderd te worden. Hieruit kan nut en noodzaak van het multimediafilter, bestaande uit 90 cm kwartzand en een toplaag van 60 cm antraciet, bevestigd worden. Daarnaast kan worden geconcludeerd dat met het vastbedfilter met 1,5 - 2,5 mm kwartzand en 2 - 4 mm antraciet zonder biologische activiteit maar met vlokmiddeldosering onvoldoende filtratiewerking wordt bereikt. Een filterbed bestaande uit een zandfractie van 0,7 - 1,3 mm en een toplaag van antraciet met een korreldiameterrange van 1,4 - 2,0 mm voldoet echter wel.

Voor het één-filterconcept is de samenstelling van 1,5 - 2,3 mm kwartzand en 2 - 4 mm antraciet wel voldoende gebleken voor de filtratiewerking van fosfaat en zwevende stof. Oorzaak is de aanwezigheid van biomassa waardoor de poriën worden verkleind.

Het filtermedia van het continu filter bestaat sinds de opstart uit enkel een laag kwartzand van 2 m met een korreldiameter van 1,2 - 2,0 mm. Deze configuratie is geschikt gebleken voor zowel het twee-filterconcept als het één-filterconcept.

#### *Looptijd vastbedfiltratie*

Een vastbedfilter met een grof filterbed genereert een verdubbeling van de looptijd (gemiddelde looptijd van 12 - 16 uur) voor het één-filterconcept ten opzichte van het fijnere filterbed. Bij filtratiesnelheden rond de  $15 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  nemen de looptijden met het fijnere filterbed dermate af ( $< 3$  uur) dat een normale bedrijfsvoering niet mogelijk is en de spoelwaterproductie onacceptabel wordt.

In het vastbedfilter met het fijne filterbed, bedreven volgens het twee-filterconcept, zijn de over het algemeen de looptijden bepaald door een maximale drukopbouw over het filterbed. De gemiddelde looptijd bij gemiddelde bedrijfsvoering ( $15 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ ,  $4 \text{ mol Me/mol PO}_4\text{-P}$ ) en



voedingwaterkwaliteit (ingaaud  $P_{\text{totaal}} < 1 \text{ mg/l}$ ) is bepaald op 7 tot 17 uur. Bij een filtratiesnelheid van  $10 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  ligt onder vergelijkbare omstandigheden de haalbare looptijd op 15 tot 24 uur.

Met fosfaatconcentraties tot 1 à 1,5 mg/l in het voedingswater zijn looptijden tot circa 10 uur mogelijk. Bij een fosfaatgehalte boven 1,5 mg  $\text{PO}_4\text{-P/l}$  wordt dermate veel chemische fosfaatvlokken geproduceerd dat de looptijden teruglopen tot gemiddeld 6 uur waarbij een stabiele bedrijfsvoering niet meer mogelijk is.

#### *Spoelwaterverbruik*

Het spoelwaterverbruik van het vastbedfilter ligt onder de geteste omstandigheden lager dan het gemiddelde spoelwaterverbruik van het continu filter. De spoelwaterproductie voor het continu filter wordt direct beïnvloed door de zaksnelheid van het filterzand. Bij een zandzak-snelheid van 10 mm/min wordt een stabiele hoeveelheid spoelwater geproduceerd, welke bij toepassing van nominale filtratiesnelheden lager dan  $20 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  voordeliger is, vergeleken met variërende zandzak-snelheden van 3 - 15 mm/min. Dit betekent tevens dat een hogere filtratiesnelheid resulteert in een lager spoelwaterverbruik. Bij een nominale filtratiesnelheid van 10 - 15  $\text{m}^3/\text{m}^2\text{h}$  bedraagt de spoelwaterproductie van een continu filter respectievelijk 10 % en 7 %.

De spoelwaterproductie van het vastbedfilter wordt direct bepaald door de duur van de looptijd en het benodigde spoelregime. Looptijden zijn sterk afhankelijk van de filtratiesnelheid en de concentraties aan nitraat, fosfaat en troebelheid. Tijdens een spoelprocedure is spoeling met 3 bedvolumes doeltreffend gebleken om het filterbed schoon te spoelen. Voor nominale omstandigheden heeft het vastbedfilter bij een filtratiesnelheid van  $10 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  een gemiddelde looptijd van 12 - 16 uur, indien biologisch actief bedreven en met een zand- en antracietfractie van respectievelijk 1,5 - 2,3 mm en 2 - 4 mm. De spoelwaterproductie is inclusief de downtime lager dan 5 % en zo ook lager dan het continu filter. Behaalde looptijden met een niet biologisch bedreven vastbedfilter (volgens twee-filterconcept) met een zand en antracietfractie van respectievelijk 0,7 - 1,3 mm en 1,4 - 2,0 mm, zijn gemiddeld 10 uur bij een filtratiesnelheid van  $15 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ . De geproduceerde hoeveelheid spoelwater is circa 3 %. Hieruit kan worden geconcludeerd dat vastbedfiltratie minder spoelwater produceert.

#### *Initiële menging en vlokvorming*

Met bekerglasproeven is vastgesteld dat voor het effluent van de AWZI Leiden Zuid-West ijzerchloride de meest doeltreffende coagulant is om de streefwaarde voor fosfaat te behalen.

Uit het onderzoek is gebleken dat een mengenergie van  $300 \text{ s}^{-1}$  in combinatie met een Metaal/ $\text{PO}_4\text{-P}$  verhouding van 4 mol/mol zorgt voor een maximale binding van het orthofosfaat. Deze mengenergie wordt al behaald zonder toepassing van een statische menger. Dit heeft een aanzienlijke energiebesparing tot gevolg.

Op basis van de testen met voorgeschakelde vlokvormingstanks is bepaald dat voorgeschakelde vlokvormingstanks niet of nauwelijks bijdragen tot verbetering van de fosfaatverwijdering en vlokafvang in het filterbed.

#### *Temperatuursinvloed*

Op basis van de onderzoeksresultaten is geconcludeerd dat de denitrificatie in de biologisch actieve filters alleen gevoelig is voor temperatuur-effecten bij sterk wisselende aanvoervrachten. De aanpassing aan wisselende omstandigheden en daarmee samengaande activiteit van de biologie zijn duidelijk lager bij lagere temperaturen. Zo neemt de nitraatomzetting bij de

één-filterconcepten af tot  $0,75 - 1,0 \text{ kg/m}^3\text{dag}$  bij een temperatuur van  $10 - 14 \text{ }^\circ\text{C}$  in tegenstelling tot een omzetting van  $1,5 \text{ kg/m}^3\text{dag}$  bij meer dan  $18 \text{ }^\circ\text{C}$ , terwijl de aangevoerde vracht bij beide temperaturen  $1,7 \text{ kg/m}^3\text{dag}$  was. Daarnaast is de temperatuur van invloed op de vuil- en schoonbedweerstand en de daaraan gerelateerde looptijd van het filter. Bij lagere temperaturen neemt de drukval over het filterbed toe.

In het onderzoek zijn sterke temperatuursinvloeden waargenomen op de vloggroei en vloksterkte. Bij temperaturen lager dan  $15 \text{ }^\circ\text{C}$  blijkt dat de fosfaatverwijdering met ijzerzoutdoserings in zowel het vastbedfilter als het continu filter terugloopt, zij het beperkt. Zo wordt bij ingaande  $P_{\text{totaal}}$  concentratie  $< 0,75 \text{ mg/l}$  de streefwaarde structureel behaald, ongeacht de temperatuur. Bij hogere ingaande concentraties wordt de streefwaarde niet meer behaald bij een temperatuur  $< 18 \text{ }^\circ\text{C}$ . Aangetoond is dat de initiële binding van orthofosfaat niet gehinderd wordt door de lagere temperaturen, maar dat de vloggroei en vloksterkte vervolgens wel worden beperkt. In het filterbed breken vervolgens de fosfaatvlokken en spoelen door het filterbed, waardoor de totaalfosfaatverwijdering afneemt. Aanpassing van de metaalzoutdoserings (type of hoogte) heeft geen invloed op de precipitatie maar eventueel wel op de vlokvorming.

#### *P-limitatie bij gecombineerde N- en P-verwijdering*

Fosfaatlimitatie is in reguliere bedrijfsvoering niet waargenomen in de één-filterconcepten voor het continu filter en het vastbedfilter. Uit specifieke experimenten met het continu één-filterconcept is gebleken dat het wel degelijk een remmende werking kan hebben op het denitrificatieproces in het geval dat hoge nitraatconcentraties gepaard gaan met lage fosfaatconcentraties in de verhouding van circa  $0,05 \text{ g PO}_4\text{-P/g NO}_x\text{-N}$  voor coagulantdoserings. Met name bij wisselende omstandigheden (temperatuur, nitraataanvoer en koolstofbron) kan fosfaatlimitatie een belangrijke rol spelen.

#### *Bedrijfsvoering*

Met name de ingaande fosfaat- en zwevende stofconcentraties zijn van grote invloed op de bedrijfsvoering van de filterinstallaties. Door een sterke toename van de hoeveelheid gevormde metaal/fosfaat vlokken bij fosfaatconcentraties boven  $0,75 \text{ mg/l P}_{\text{totaal}}$  in het voedingswater neemt de drukopbouw over het vastbedfilter sterk toe waardoor de looptijd wordt beperkt. Verhoogde zwevende stofaanvoer, gemeten met de troebelheid ( $> 100 \text{ NTU}$ ), vanuit de afloop nabezinktanks leidt tot verstoppingen en uitval van het continu filter. Zodoende is een voorwaarde voor nageschakelde zandfiltratie dat hoge concentraties zwevende stof gebypassed dienen te worden om de filterconfiguraties te beschermen. Daarnaast zal nagestreefd moeten worden dat het fosfaatgehalte reeds op de hoofdzuivering tot onder de huidige eis van  $1 \text{ mg/l P}_{\text{totaal}}$  wordt gebracht ( $< 0,75 \text{ mg/l}$ ) om met nageschakelde zandfiltratie de genoemde streefwaarde te bereiken.

Diverse meetsystemen zijn gebruikt om continu online metingen uit te voeren, waarop de doseringen van metaalzout en methanol deels zijn gebaseerd. Voor efficiënte en betrouwbare sturing van de installatie op basis van de online metingen dienen de analysers ongeveer een keer per week gereinigd te worden en moeten wekelijks worden gekalibreerd. Het meeste beheer aan de installatie zal hierdoor worden besteed aan de analysers. Het onderhoud van de demonstratie-installatie nam ongeveer  $0,3-0,4 \text{ FTE}$  in beslag (voor een installatie van  $20.000$  i.e. dient rekening gehouden te worden met de inzet van  $0,5 \text{ FTE}$ , voor  $100.000$  i.e. dient naar verwachting  $1 \text{ FTE}$  gereserveerd te worden).

Het energieverbruik van effluentfiltratie bedraagt conform de in de demonstratie-installatie op AWZI Leiden Zuid-West uitgevoerde configuraties ca.  $0,075 \text{ kWh/m}^3$  voor continue filtratie en  $0,05 \text{ kWh/m}^3$  voor vastbedfiltratie.

# DE STOWA IN HET KORT

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

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

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

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

U kunt de STOWA bereiken op telefoonnummer: 030 -2321199.

Ons adres luidt: STOWA, Postbus 8090, 3503 RB Utrecht.

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

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

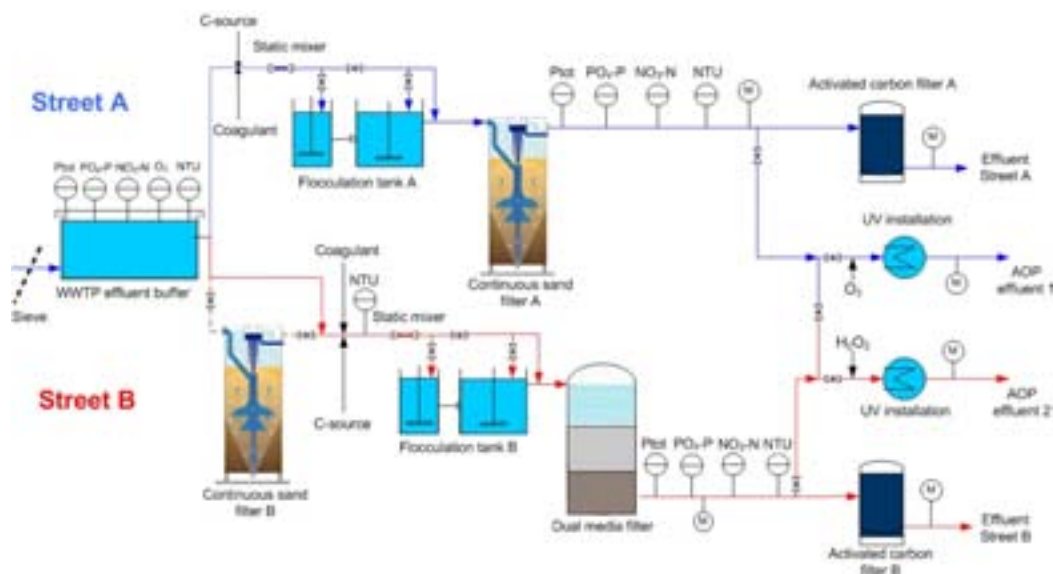
# SUMMARY

## BACKGROUND AND OBJECTIVE

In December 2000 the European Water Framework Directive (WFD) came into force, which requires that a 'good' ecological and chemical surface water quality should be reached in 2015. The WFD mentions a list of priority (hazardous) substances of which the loading (partly from WWTP-effluent) should be reduced. It should be emphasized here that the water quality requirement as mentioned in the WFD is only related to surface water and not directly to WWTP-effluent. According to this, some promising treatment technologies were introduced and described by STOWA in the report "Verkenningen zuiveringstechnieken en KRW". This report provides an overview of the treatment technologies which can reduce the discharge of harmful substances from WWTP-effluent to surface water.

Currently, due to the lack of knowledge about applying treatment technologies into practice and the ambition of further improving WWTP-effluent quality, a practical research was carried out by the Water Board of Rijnland. In close coordination with STOWA and Witteveen+Bos, a demonstration installation was designed, built and operated on the WWTP Leiden Zuid-West. Here different treatment scenarios are investigated during a couple of years. This project is financially supported by European Union in the form of a LIFE-grant.

This report describes the research results of advanced removal of nitrogen and phosphate. In STOWA-workreport 2008-W02 "Demonstratieonderzoek vergaande zuiveringstechnieken op de AWZI Leiden Zuid-West" the first obtained results from research phase 1 are described. Corresponding to this research, another study was carried out to investigate applicability of advanced oxidation and activated carbon filtration to comply with WFD. Report of this research was separately prepared. (STOWA 2009-33, Nageschakelde zuiveringstechnieken op de AWZI Leiden Zuid-West - Verkenning actief-koolfiltratie en geavanceerde oxidatietechnieken).



## RESEARCH

The demonstration installation consists of two parallel research lines A (one-filter concept as a continuous sand filtration process) and B (two-filters concept and one-filter concept as a fixed-bed filter). During the research the average effluent concentrations of  $N_{\text{total}}$  and  $P_{\text{total}}$  from secondary sedimentation tank are 3.6 mg/l and 0.51 mg/l respectively. As a result the main treatment processes can be characterized as an effective treatment processes representative for Netherlands treatment plants. In order to apply the demonstrated treatment processes into practice directly, the research circumstance should be as practical as possible. The applied demonstration installation should be converted and scaled into practice directly too. Because of operating under practical circumstance, weather conditions, variation of the feed water and the treatment performance directly affects the demonstration installation. Additionally, according to the practical experiments several different lab-scale studies were carried out to investigate the feed water of the demonstration installation.

After sieving by a 3 mm continuous screen, the effluent from secondary sedimentation tank of WWTP Leiden Zuid-West is collected in a continuous buffer tank, where the  $P_{\text{total}}$ ,  $PO_4\text{-P}$ ,  $NO_x\text{-N}$ , turbidity, temperature, pH en oxygen concentration are online measured. Based on this online-measurement the dosage of external carbon (methanol) and coagulant are determined. The amount of methanol dosage is based on the determined ratio of  $NO_x\text{-N}$  and oxygen concentration in combination with the water capacity. The amount of coagulant dosage is based on  $PO_4\text{-P}$  measurement in combination with the water capacity.

Street A is designed for nitrogen and phosphorus removal by a one-filter concept with a continuous sand filter. The initial mixing of coagulant is controlled by an adjustable slide valve, which the initial desired mixing energy can be regulated according to different water capacity. The flocculation tank can either be used or not. The effluent from continuous sand filter is pumped to one of two identical activated carbon filters.

Street B is based on two-filter concept (phase I) with a continuous denitrifying sand filter and fixed-bed filter for chemical P-removal. Firstly a separated denitrification and chemical phosphate removal are applied to remove nitrate in continuous sand filter. After that coagulant is dosed and the effluent is finally treated by the fixed-bed filter. In phase II the continuous sand filter is bypassed and only fixed-bed filter is applied as an all-in-one-filter concept to remove nitrogen and phosphate together. The initial mixing and flocculating processes are the same as street A. The formed chemically bound phosphorous is removed by a double layers fixed-bed filter, which consists of sand and anthracite. The effluent from fixed-bed filter is pumped to one of two identical activated carbon filters.

## RESULTS

### *Treatment performance*

Based on this research the desired yearly average effluent concentration of  $P < 0.15 \text{ mg } P_{\text{total}}/\text{l}$  and  $N < 2.2 \text{ mg } N_{\text{total}}/\text{l}$  can be obtained both in an all-in-one-filter concept and two-filter concept treatment processes.

The research shows that from the technological point of view, the advantages obtained by separating denitrification and chemical phosphate removal processes into two filters are insufficient compared to combination of two processes into a one-filter configuration.

The tested filter configurations can meet the requirements in all circumstances with the conditions of combined dosage of the metal salt and carbon source. Additionally, the feed water requirements ( $< 0.75 \text{ mg P}_{\text{total}}/\text{l}$  and  $< 10 \text{ mg NO}_3\text{-N}/\text{l}$ ), which are applied for both one-filter concept and two-filter concept, are the same not only for fixed-bed filter but also for continuous sand filter.

Research on demonstration installation proves that suspended solid in a fixed-bed filter is better controlled. The turbidity of the filtrate is higher than the feed water (average 10%) in the continuous sand filter and the removal efficiency of turbidity for fixed-bed filter is approximately 35 – 55 %. The maximal filtration velocities for continuous sand filter and fixed-bed filter are  $25 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  and  $20 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  respectively.

Compared to the fix-bed filter the performance of variation of loading capacity in continuous sand filter is always better. The variation of loading capacity in the continuous sand filter is expressed by deteriorated removal performance of phosphate and turbidity. For fixed-bed filtration the variation of loading capacity is expressed by shorter filter run time. With respect to operation there is no big difference between the two filter configurations, meaning the choice of fixed-bed filter and continuous sand filter depends on local situation and users specific requirements.

For nitrogen removal, sufficient  $\text{NO}_x\text{-N}$ -conversion (up to  $2.5 \text{ kg NO}_x\text{-N}/\text{m}^3$  bed volume per day) can be achieved in a continuous sand filter in the one-filter concept. As a result the continuous sand filter is suitable to be applied to effectively remove nitrogen in the case of the feed water concentration is as high as  $10 \text{ mg/l}$ .

It shows no limitation of the feed water nitrate concentration till  $10 \text{ mg/l}$  in fixed-bed filter in the one-filter concept. The denitrification performance in a fixed-bed filter seems not to be influenced by the diameters of the filter media. In both the coarse media (sand fraction  $1.5 - 2.3 \text{ mm}$ , anthracite fraction  $2.0 - 4.0 \text{ mm}$ ) and the fine media (sand fraction  $0.7 - 1.3 \text{ mm}$ , anthracite fraction  $1.4 - 2.0 \text{ mm}$ ), the nitrate can be removed effectively with the removal efficiency higher than 90 %. The nitrate conversion performance is similar to the continuous sand filter. By the maximum feed water  $\text{NO}_x\text{-N}$  concentration of  $10 \text{ mg/l}$ , the denitrification in fixed-bed filter seems independent of filtration velocity with the range of  $5 - 15 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ . For the continuous sand filter, by the maximum feed water  $\text{NO}_x\text{-N}$  concentration of  $10 \text{ mg/l}$ , the effluent  $\text{NO}_x\text{-N}$  concentration slightly increases with the filtration velocity from  $17$  to  $22 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  and the removal efficiency decreases from  $> 90 \%$  to  $84 \%$ .

The optimal dosage factors for methanol are  $3.2 \text{ kg/kg methanol}/\text{NO}_x\text{-N}$  and  $1.2 \text{ kg/kg methanol}/\text{O}_2$ .

It can be observed in both one-filter concepts that nitrification and denitrification can occur simultaneously when the  $\text{O}_2$  concentration is higher than  $1 \text{ mg/l}$ . In addition to advanced removal of nitrate,  $\text{NH}_4\text{-N}$  can also be removed.

#### *Filtration velocity*

This research shows that the filtration velocity has limited influence on removal performance of phosphate and nitrogen. For continuous filtration, removal efficiency decreases slightly in a few percent with filtration velocity of  $5 - 22 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ . For the fixed-bed filter, filtration velocity ( $5 - 15 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ ) has no directly influence on removal efficiency.

For a continuous sand filter, in both cases of combined removal process of nitrogen and phosphate and single denitrification process the filtration velocity  $22 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  can be achieved without deterioration of effluent water quality in the summer. The feasible filtration velocity in the continuous filter in summer is determined by the hydraulic conditions and not by removal performances. In the winter (low temperature limits the nitrate conversion capacity) the advanced denitrification can be achieved when filtration velocity decreases, as a result the loading capacity for continuous sand filter will be lower.

In the fixed-bed filter without C-source dosage the desired effluent phosphate concentration can always be achieved with a filtration velocity of  $15 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ . The sensitivity of the feed water phosphate concentration increases as a function of filtration velocity increase ( $> 15 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ ). The phosphate and suspended solid removal are relatively good with a filtration velocity up to  $20 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  in fixed-bed filter, however, the desired values can not always be achieved. Additionally, the filter run time decreases to 3 – 4 hours.

For fixed-bed filter in one-filter concept, the maximal filtration velocity with acceptable filter run times ( $> 7$  hours) is around  $15 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ . Below this velocity, the concentrations of nitrogen and phosphate are independent of filtration velocity. The maximal filtration velocity of  $20 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  can be occasionally achieved when extra washing is applied or emergencies (loss of other filters).

#### *Filter bed configuration*

Both continuous sand filter and fixed-bed filter can be effectively applied. In the anthracite layer of fixed-bed filter substantial parts of the feed water nitrogen and phosphate are already removed. It is still not only useful but also necessary to apply the multi-media filter, which consists of 90 cm quartz sand and a top layer of 60 cm anthracite, to ensure the filtration performance. Furthermore, it can be concluded that the fixed-bed filter, which consists of 1.5 – 2.5 mm quartz sand and 2 – 4 mm anthracite, has no biological activity and does not work sufficiently with flocculant dosage. The filter bed, which consists of a sand fraction of 0.7 – 1.3 mm and a top layer of anthracite with grain diameter of 1.4 – 2.0 mm, works sufficiently.

Filters in a one-filter concept, which consist of 1.5 – 2.3 mm quartz sand and 2 - 4 mm anthracite, can remove phosphate and suspended solid effectively, the reason is the presence of biomass leads to decrease of the porosity.

The filter media of continuous sand filter from the beginning of operation consists of a layer of 2 m quartz sand with grain diameter of 1.2 – 2.0 mm. This configuration is suitable for both two-filter concept and one-filter concept.

#### *Fixed-bed filter run time*

The run time of a fixed-bed filter in the one-filter concept with coarse filter media can be doubled (average run time 12 – 16 hours) compared to fine filter bed. With filtration velocity of around  $15 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ , the run time of a fixed-bed filter with fine filter media decreases drastically ( $< 3$  hours), which is not possible to be applied during normal operation and the washing product is not acceptable.

The run time of a fixed-bed filter in the two-filter concept with fine filter media is generally determined by maximal pressure drop over filter bed. The average filter run time under the conditions of normal operation situation ( $15 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ ,  $4 \text{ mol Me/mol PO}_4\text{-P}$ ) and feed water



quality (feed water  $P_{\text{total}} < 1 \text{ mg/l}$ ) is in the range of 7 to 17 hours. In the similar conditions the run time of 15 to 24 hours can be achieved with  $10 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  filtration velocity.

With the feed water phosphate concentration of 1 to 1.5 mg/l the run time approximately 10 hours is possible to achieve. With the feed water phosphate concentration higher than 1.5 mg  $\text{PO}_4\text{-P/l}$ , too much phosphate sludge is produced, then the run time decreases to around 6 hours and the stable operation is impossible to maintain.

#### *Wash water consumption*

Under the test conditions the average wash water consumption for the fix-bed filter is less than for the continuous sand filter. The wash water consumption for continuous sand filter is directly influenced by downwards sand velocity. Compared to various downwards sand velocity of 3 - 15 mm/min, with the advantageous application of the nominal filtration velocity which is lower than  $20 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ , a stable amount of wash water is produced by the downwards sand velocity of 10 mm/min. This also means that higher filtration velocity leads to lower wash water consumption. By applying a nominal filtration velocity of  $10 - 15 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ , the percentage of wash water consumption for the continuous sand filter are 10 % and 7 % respectively.

The wash water consumption for fixed-bed filter is directly dependent of the duration of filter run time and the necessary wash strategy. Filter run time strongly depends on filtration velocity and the feed water concentration of nitrate, phosphate and turbidity. It seems that during the washing procedure the amount of 3 bed-volume wash water can effectively clean the filter. Under the nominal circumstance with the filtration velocity of  $10 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  the average run time is from 12 to 16 hours for fixed-bed filter, which is biologically active and consists of sand and anthracite with the diameter of 1.5 - 2.3 mm and 2 - 4 mm respectively. The amount of wash water for fix-bed filter, which the downtime is included, is lower than 5%, so lower than continuous sand filter. The achievable run time for a non-biologically active fixed-bed filter (in two-filter concept), which consists of sand and anthracite with the diameters of 0.7 - 1.3 mm and 1.4 - 2.0 mm respectively, is around 10 hours by the filtration velocity of  $15 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ . The amount of produced wash water is around 3%. Based on this it can be concluded that less wash water is consumed for fixed-bed filter.

#### *Initial mixing and flocculation process*

By the jar test it can be concluded that ferric chloride is the most effective coagulant to reach the desired phosphate concentration for the effluent from WWTP Leiden Zuid-West.

This research shows that the mixing energy of  $300 \text{ s}^{-1}$  in combination with a ratio of 4 mol/mol of Metal/  $\text{PO}_4\text{-P}$  ensure the maximal binding of orthophosphate. This mixing energy can be achieved without applying a static mixer, which results in a significant energy saving.

Based on the tests, it is found that application of a flocculation tank before filters has limited or no influence on improving phosphate removal and flocculation process performance in filter.

#### *Temperature influence*

Based on the research it can be concluded that the denitrification process in biologically active filters is sensitive to temperature only in the condition of intensive variation of the feed water loading situation. The adaptation to different circumstances and the related biological

activities are significantly lower at lower temperatures. With the same amount of the feed water nitrate  $1.7 \text{ kg/m}^3\text{day}$  in one-filter concept, in contrast to a nitrate conversion capacity of  $1.5 \text{ kg/m}^3\text{day}$  with a temperature of higher than  $18 \text{ }^\circ\text{C}$ , the conversion capacity decreases to  $0.75 - 1.0 \text{ kg/m}^3\text{day}$  with a temperature of  $10 - 14 \text{ }^\circ\text{C}$ . Additionally, temperature has influence on clean filter bed resistance, which is related to filter run time. With lower temperatures the pressure drop over the filter bed increases.

Based on this research, it is observed that temperature has a strong influence on floccule growth and floccule strength. In both fixed-bed filter and continuous sand filter, when the temperature lowers than  $15 \text{ }^\circ\text{C}$ , the removal of phosphate by dosing iron salt decreases, however, the influence is limited. For example when the feed water  $\text{P}_{\text{total}}$  concentration  $< 0.75 \text{ mg/l}$  the desired effluent concentration can always be achieved irrespective of temperature. By higher feed water concentration the desired effluent concentration can not always be achieved when the temperature  $< 18 \text{ }^\circ\text{C}$ . It shows that the initial binding of orthophosphate is not hindered at lower temperature but the floccule growth and floccule strength are restrained. In the filter bed, floccule breaks after the flocculation and filter bed washing, which leads to decrease of total phosphate removal efficiency.

#### *P-limitation in combined N- and P-removal*

Phosphate limitation is not observed in normal operation situation in both of the continuous sand filter and the fixed-bed filter in one-filter concept. By the specific experiments in continuous sand filters in one filter concept, it shows inhibitory effect on denitrification process when higher feed water nitrate concentration and lower feed water phosphate concentration with a ratio of around  $0.05 \text{ g PO}_4\text{-P/g NO}_x\text{-N}$  are applied in combination with coagulant dosage. Especially in varied operation situations (temperature, feed water nitrate concentration and carbon source), phosphate plays a very important role.

#### *Operational management*

In particular, the feed water concentrations of phosphate- and suspended solid have major impacts on filter operations. With the feed water phosphate concentration higher than  $0.75 \text{ mg/l P}_{\text{total}}$ , the amount of formed metal/phosphate floccule increases drastically, which leads to the increase of pressure drop over filter bed and the decrease of filter run time for the fixed-bed filter. If the feed water from the secondary sedimentation tank has a high suspended solid concentration, which is measured by turbidity ( $> 100 \text{ NTU}$ ), then it will lead to clogging and failure for continuous sand filter. Thereby, there is a prerequisite of the feed water suspended solid concentration for downstream sand filter. If the suspended solid concentration is too high, then the filter will be bypassed to protect filter configuration. Furthermore, it will be pursued that the phosphate concentration should be lower than the current requirement of  $1 \text{ mg/l P}_{\text{total}}$  by the main treatment process, then downstream sand filter can be applied to achieve the desired value.

Various measurement systems are applied for continuous online measurement, on which the dosage of metal salt and methanol is partly depend. The efficient and reliable control of the installation is based on the online-measurement. The analysers should be cleaned around once a week and calibrated weekly. The installation is mostly operated by the analysers. The maintenance and operational management of the demonstration installation take around  $0.3\text{-}0.4 \text{ FTE}$  (for 20,000 p.e. approximately  $0.5 \text{ FTE}$ , for 100,000 p.e.  $1 \text{ FTE}$ )

# STOWA IN BRIEF

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

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

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

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

For telephone contact number is: +31 (0)30-2321199.

The postal address is: STOWA, P.O. Box 8090, 3503 RB, Utrecht.

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

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



# NAGESCHAKELDE ZUIVERINGSTECHNIEKEN OP DE AWZI LEIDEN ZUID-WEST

## INHOUD

	TEN GELEIDE	
	SAMENVATTING	
	STOWA IN HET KORT	
	SUMMARY	
	STOWA IN BRIEF	
<b>1</b>	<b>INLEIDING</b>	<b>1</b>
	1.1 Achtergrond en probleemstelling	1
	1.2 Organisatie van het onderzoek	2
	1.3 Leeswijzer	2
<b>2</b>	<b>PROJECTAANPAK</b>	<b>4</b>
	2.1 Verantwoording demonstratieonderzoek	4
	2.1.1 Continu filtratie	5
	2.1.2 Vastbedfiltratie	5
	2.1.3 Actiefkoolfiltratie en AOP technieken	6
	2.2 Doelstelling	6
	2.2.1 Vergaande nutriëntenverwijdering	6
	2.2.2 Verwijdering prioritare stoffen	7
	2.3 Onderzoeksvragen	7
<b>3</b>	<b>THEORIE</b>	<b>8</b>
	3.1 Inleiding	8
	3.2 Filtratie	8
	3.2.1 Uitvoeringsvormen filtratie	9
	3.2.2 Filtermateriaal	13
	3.2.3 Filterspoeling	14

<b>3.3</b>	Chemische (neerslag)reacties	15
3.3.1	Vlokmiddelen	15
3.3.2	Menging en flocculatie	16
3.3.3	Aandachtspunten metaalzoutdosering	18
3.3.4	Temperatuurseffecten vlokvorming	19
<b>3.4</b>	Biologische omzettingsprocessen	19
3.4.1	Combinatie fosfaat- en stikstofverwijdering in nageschakelde filtratie	20
3.4.2	Maatgevende nitraatbelasting	21
3.4.3	Koolstofbrondosering	21
3.4.4	Aandachtspunten koolstofbrondosering	22
3.4.5	Fosfaatlimitatie denitrificatie	23
<b>4</b>	<b>MATERIAAL EN METHODE</b>	<b>25</b>
<b>4.1</b>	Inleiding	25
<b>4.2</b>	AWZI Leiden Zuid-West	25
4.2.1	Waterlijn	26
4.2.2	Sliblijn	27
<b>4.3</b>	Demonstratie-installatie Leiden Zuid-West	27
4.3.1	Buffer en voorbehandeling	27
4.3.2	Onderzoeksstraat A, Één-filterconcept	28
4.3.3	Onderzoeksstraat B, Twee- en één-filterconcept	29
<b>4.4</b>	Analyses	32
4.4.1	Online-metingen	32
4.4.2	Data-analyse online-metingen	33
4.4.3	Sneltestanalyse	33
4.4.4	Laboratoriumanalyses	33
4.4.5	Apparatuur	34
<b>4.5</b>	Testmethoden	34
4.5.1	Fosfaatverdeling en fractionering	34
4.5.2	Bekerglasexperimenten	36
<b>4.6</b>	Operationele onderzoeksmethoden	36
4.6.1	Coagulantdosering	36
4.6.2	Initiële mengenergie	36
4.6.3	Vlokvorming	37
4.6.4	Temperatuursinvloed op vlokvorming	37
4.6.5	Optimalisatie dosering methanol	37
4.6.6	Maximale denitrificatiecapaciteit	37
4.6.7	Variërende zandzaksnelheid	38
4.6.8	Variërende debieten	38
4.6.9	Spoelprogramma vastbedfilter	39
4.6.10	Bump cleaningen vastbedfilter	39
4.6.11	P-limitatie voor het één-filterconcept	39
<b>5</b>	<b>RESULTATEN</b>	<b>40</b>
<b>5.1</b>	Inleiding	40
<b>5.2</b>	Coagulatie, initiële menging en vlokvorming	40
5.2.1	Coagulant dosering	40
5.2.2	Fosfaatfractionering	41
5.2.3	Initiële menging	43

5.2.4	Invloed methanol op precipitatie	46
5.2.5	Vlokvorming	46
5.2.6	Temperatuursinvloed op coagulatie en vlokvorming	48
5.2.7	Tussenconclusie coagulatie, initiële menging en flocculatie	51
<b>5.3</b>	<b>Één-filterconcept, continu filtratie</b>	<b>52</b>
5.3.1	Opstart straat A	52
5.3.2	Algemene prestaties	53
5.3.3	Stikstofverwijdering	54
5.3.4	Fosfaatverwijdering	60
5.3.5	Invloed fosfaat/nitrat verhouding op denitrificatie één-filterconcept	63
5.3.6	Verwijdering van troebelheid	66
5.3.7	Operationele aspecten	69
5.3.8	Tussenconclusie: één-filter concept, continu filtratie	72
<b>5.4</b>	<b>Twee-filterconcept, continu en vastbedfiltratie</b>	<b>74</b>
5.4.1	Opstart straat B	74
5.4.2	Algemene prestaties	74
5.4.3	Stikstofverwijdering	75
5.4.4	Fosfaatverwijdering	77
5.4.5	Verwijdering van troebelheid	84
5.4.6	Operationele aspecten	85
5.4.7	Tussenconclusie Straat B: twee-filterconcept	89
<b>5.5</b>	<b>Één-filterconcept, vastbedfiltratie</b>	<b>90</b>
5.5.1	Opstart	90
5.5.2	Looptijden met een fijn filterbed	91
5.5.3	Algemene prestaties	91
5.5.4	Stikstofverwijdering	92
5.5.5	Fosfaatverwijdering	99
5.5.6	Verwijdering van troebelheid	102
5.5.7	Hydraulische belasting	103
5.5.8	Operationele aspecten	105
5.5.9	Tussenconclusie één-filterconcept, straat B	108
<b>6</b>	<b>EVALUATIE</b>	<b>110</b>
6.1	Inleiding	110
6.2	Coagulatie, initiële menging en flocculatie	110
6.2.1	Initiële menging	110
6.2.2	Coagulantdosering	111
6.2.3	Flocculatie	112
6.2.4	Temperatuurseffect op de vlokvorming	114
6.3	Fosfaatlimitatie	114
6.4	Continu filtratie	114
6.4.1	Stikstofverwijdering	114
6.4.2	Fosfaatverwijdering	115
6.4.3	Troebelheid	116
6.4.4	Operationele aspecten	117
6.5	Vastbedfiltratie	120



6.5.1	Stikstofverwijdering	120
6.5.2	Fosfaatverwijdering	120
6.5.3	Verwijdering van troebelheid	121
6.5.4	Operationele aspecten	122
<b>6.6</b>	Één-filterconcept of tweefilterconcept	126
<b>6.7</b>	Één-filterconcept: continu zandfiltratie of vastbedfiltratie	127
<b>6.8</b>	Maatregelen voor de RWZI	128
<b>6.9</b>	Algemene geldende operationele aspecten	129
6.9.1	Grofrooster	129
6.9.2	Methanoldosering	129
6.9.3	Ammoniumverwijdering	129
6.9.4	Natriumnitraatdosering	130
6.9.5	Fosfaatconcentratie in de afloop NBT	130
6.9.6	Online-metingen	130
6.9.7	Operationele ervaringen	132
<b>6.10</b>	Ontwerpfilosofie	133
6.10.1	Algemeen	133
6.10.2	Één-filterconcept of twee-filterconcept	133
6.10.3	Continue of discontinue filtratie	133
6.10.4	Hydraulische belasting	133
6.10.5	Voorwaarden hoofdzuivering	134
6.10.6	Slibuitspoeling en grof vuil	134
6.10.7	Filtraatkwaliteit	135
6.10.8	Spoelwater	135
<b>6.11</b>	Ontwerpgrondslagen	135
6.11.1	Rooster voor verwijdering grof materiaal	135
6.11.2	Coagulantdosering	136
6.11.3	Koolstofbrondosering	136
6.11.4	Vlokvormingstanks	136
6.11.5	Continu filtratie	136
6.11.6	Vastbedfiltratie	137
6.11.7	Slibuitspoeling vanuit de nabezinktanks RWZI	138
<b>6.12</b>	Energie	138
<b>6.13</b>	Kosten	139
<b>7</b>	<b>CONCLUSIES, AANBEVELINGEN EN NABESCHOUWING</b>	<b>140</b>
<b>7.1</b>	Conclusies	140
<b>7.2</b>	Aanbevelingen	145
<b>7.3</b>	Nabeschuwing	146
<b>8</b>	<b>REFERENTIES</b>	<b>147</b>
	<b>BIJLAGEN</b>	
1	ONTWERP INSTALLATIES DEMONSTRATIE-INSTALLATIE AWZI LEIDEN ZUID-WEST	151
2	FOSFAATMETINGEN	155
3	LABORATORIUMTESTEN VLOKVORMING	161
4	TESTEN VLOKVORMING PRAKTIJKINSTALLATIE	171

## AFKORTINGEN

AFLOOP NBT	Afloop van de nabezinktank(s)
ANBT	Afloop van de nabezinktank(s)
AOP	Geavanceerde oxidatietechnieken
AWZI	Afvalwaterzuiveringsinstallatie
BWS	Bovenwaterstand
BZV	Biologisch Zuurstof Verbruik
C-bron	Koolstofbron
CFA	Continu Filter A
CFB	Continu Filter B
cmWK	Centimeter waterkolom
CZV	Chemisch Zuurstof Verbruik
DGV	DeeltjesGrootteVerdeling
DWA	Droog Weer Aanvoer
DOC	Dissolved Organic Compounds
FeCl <sub>3</sub>	Ijzerchloride
KRW	Kaderrichtlijn Water
G	Snelheidsgradient
HHR	Hoogheemraadschap van Rijnland
MeP	Molverhouding metaal/fosfaat
Me/PO <sub>4</sub> -P	Molverhouding metaal/PO <sub>4</sub> -P
MeOH	Methanol
mWK	Meter waterkolom
N <sub>Kjeldahl</sub>	Kjeldahl Stikstof
NBT	Nabezinktank
N <sub>totaal</sub>	Totaal Stikstof
NH <sub>4</sub> -N	Ammonium Stikstof
NO <sub>2</sub> -N	Nitriet Stikstof
NO <sub>3</sub> -N	Nitraat Stikstof
NO <sub>x</sub> -N	Nitraat/Nitriet Stikstof
NTU	Nephometric Turbidity Unit
P <sub>totaal</sub>	Totaalfosfaat
P-tot	Totaalfosfaat
P <sub>ortho</sub>	Orthofosfaat
PO <sub>4</sub> -P	Orthofosfaat
PACl	Polyaluminiumchloride
Qsep	Combinatie van Ijzerchloride en Polyaluminiumchloride (productnaam)
Qpus	Polyaluminiumchloride (productnaam)
RWZI	Rioolwaterzuiveringsinstallatie
RWA	Regenwater Aanvoer
Totaal P <sub>ortho</sub>	P <sub>ortho</sub> ongefiltreerd
TSS	Total Suspended Solids
VBF	Vastbedfilter
VR	Verwaarloosbaar Risico
W+B	Witteveen+Bos



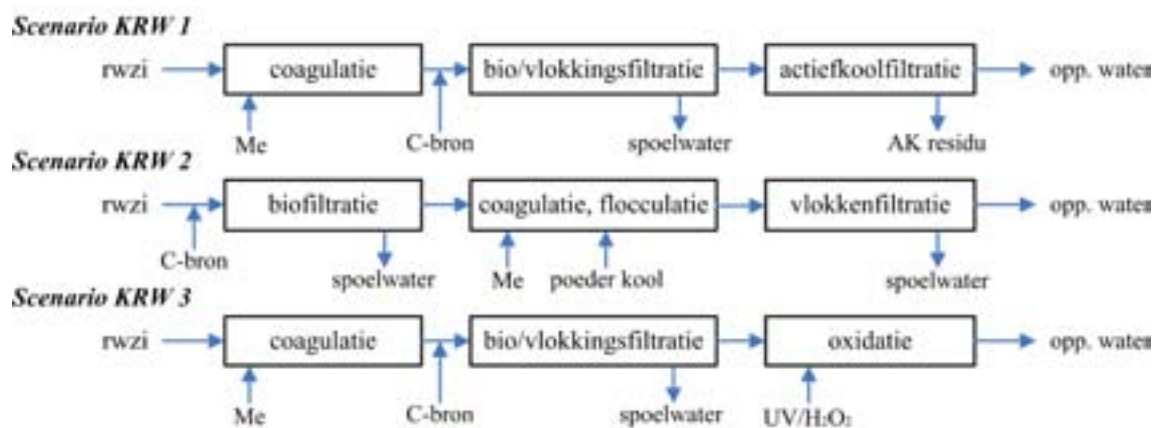
# 1

## INLEIDING

### 1.1 ACHTERGROND EN PROBLEEMSTELLING

In december 2000 is de Europese Kader Richtlijn Water (KRW) in werking getreden waarin ondermeer vereist wordt dat het oppervlaktewater in 2015 een ecologisch en chemisch 'goede' kwaliteit heeft bereikt. De KRW noemt prioritaire stoffen waarvan de belasting (onder andere via RWZI-effluent) dient te worden gereduceerd. Hierbij wordt benadrukt dat de kwaliteitseisen vanuit de KRW betrekking hebben op oppervlaktewater en niet op RWZI-effluent. Om hierop in te spelen heeft de STOWA beloftevollige zuiveringstechnieken geïdentificeerd en beschreven [2, 3]. In 2005 is het STOWA-rapport "Verkenningen zuiveringstechnieken en KRW" [3] gepubliceerd waarin een overzicht is opgenomen van zuiveringstechnieken die kunnen worden ingezet om de emissie van schadelijke stoffen naar het oppervlaktewater via het effluent van RWZI's verder terug te dringen.

AFBEELDING 1 ZUIVERINGSSCENARIO'S VOOR DE VERWIJDERING VAN RWZI-RELEVANTE KRW STOFFEN



Tijdens de verkenningen zijn een drietal zuiveringsscenario's gedefinieerd waarmee de gewenste kwaliteitsverbetering in het licht van de KRW wordt bereikt (zie Afbeelding 1). De zuiveringsscenario's zijn samengesteld op basis van de verwachting dat met de toe te passen technieken de vereiste verwijderingsrendementen voor de relevante KRW stoffen worden bereikt. Deze verwachting is voor een deel gebaseerd op resultaten van praktijkonderzoek en/of full scale toepassingen. Daarnaast zijn bij onvoldoende beschikbare ervaringen met effluent de mogelijke verwijderingsrendementen afgeleid uit andere toepassingen zoals de drinkwaterbereiding of industriële (afval)waterbehandeling. Dit betekent dat nader onderzoek gewenst is voor het vaststellen van de exacte verwijderingsrendementen van de zuiveringstechnieken voor KRW-prioritaire stoffen. Deze stoffen zijn o.a. nutriënten, bestrij-

1 Deze ambitie is vastgelegd in het Waterbeheersplan 2006. Het huidige beleid is gericht op verdergaande reductie van stikstof en fosfor in het effluent van alle installaties die lozen op boezemwater. Hiervoor wordt de procesbesturing van bestaande installaties aangepast en worden op de RWZI's Alphen en Leiden Noord grootschalige nabehandelinginstallaties (zandfiltratie) gebouwd.

dingsmiddelen, organische microverontreinigingen, zware metalen, hormoonverstorende en medicinale stoffen.

De huidige kennisleemte omtrent de toe te passen zuiveringstechnieken en de ambitie voor een verdergaande verbetering van het RWZI-effluent was voor het Hoogheemraadschap van Rijnland een directe aanleiding om nader praktijkonderzoek te starten<sup>1</sup> [1, 8]. In nauwe afstemming met STOWA is in 2006 een demonstratie-installatie gebouwd en opgestart op de AWZI Leiden Zuid-West met als doel de verschillende zuiveringsscenario's gedurende aantal jaren te onderzoeken [4].

Dit rapport bevat de resultaten en de uitkomsten van het onderzoek betreffende vergaande nutriëntenverwijdering uit RWZI-effluent dat is uitgevoerd tussen 2006 en 2009. In het STOWA-werkrapport 2008-W02 Demonstratieonderzoek vergaande zuiveringstechnieken op de AWZI Leiden Zuid-West zijn eerder de tussenresultaten over onderzoeksfase 1 beschreven. Parallel aan dit onderzoek is een studie uitgevoerd naar de toepasbaarheid van geavanceerde oxidatie en actief-koolfiltratie als KRW-maatregel. Van dit onderzoek is een individueel onderzoeksrapport opgesteld (STOWA 2009-33, Nageschakelde zuiveringstechnieken op de AWZI Leiden Zuid-West – Verkenning actief-kooladsorptie en geavanceerde oxidatietechnieken).

## 1.2 ORGANISATIE VAN HET ONDERZOEK

Het onderzoek op de demonstratie-installatie Leiden Zuid-West is gezamenlijk uitgevoerd door het Hoogheemraadschap van Rijnland, Witteveen+Bos en de Technische Universiteit Delft. De demonstratie-installaties op semi-praktijkschaal zijn uitgevoerd en bedreven onder praktijkomstandigheden (effluentdebit met de bijbehorende samenstelling en temperatuur). Het Hoogheemraadschap van Rijnland stelde de locatie, de installatie en operationele ondersteuning ter beschikking. Daarnaast zijn standaardanalyses uitgevoerd door het STER-gecertificeerde laboratorium van het Hoogheemraadschap. De coördinatie en dagelijkse uitvoering van het onderzoek is verzorgd door Witteveen+Bos in samenwerking met het Hoogheemraadschap. Vanuit de Technische Universiteit Delft is onderzoekscapaciteit en laboratoriumfaciliteiten ter beschikking gesteld.

Het Hoogheemraadschap van Rijnland en STOWA zijn opdrachtgever voor het demonstratieonderzoek op de AWZI Leiden Zuid-West. Het onderzoek wordt financieel ondersteund door de Europese Unie in vorm van een LIFE-subsidie.

## 1.3 LEESWIJZER

Dit rapport beschrijft de resultaten met de bijbehorende analyses van het demonstratieonderzoek op de AWZI Leiden Zuid-West van oktober 2006 tot en met januari 2009.

In hoofdstuk 2 is de projectaanpak en doel van het onderzoek toegelicht.

Hoofdstuk 3 geeft een overzicht van theoretische achtergronden van de toegepaste technologieën.

In hoofdstuk 4 zijn de materialen en onderzoeksmethoden beschreven waaronder AWZI Leiden Zuid-West, de proefinstallaties en de analyses en onderzoeksmethoden.

Hoofdstuk 5 presenteert de onderzoeksresultaten, onderverdeeld in: coagulatie, initiële menging, flocculatie en temperatuursinvloeden; het twee-filterconcept en het één-filterconcept van zowel vastbedfiltratie als continu filtratie.

In hoofdstuk 6 worden de resultaten en bevindingen geëvalueerd waarna een ontwerpfilosofie en ontwerpgrondslagen voor geavanceerde zuiveringstechnieken worden beschreven die uit de resultaten en ervaringen van het onderzoek worden opgemaakt.

Hoofdstuk 7 geeft de conclusie op de onderzoeksvragen, aanbevelingen en een nabeschuiving.

# 2

## PROJECTAANPAK

### 2.1 VERANTWOORDING DEMONSTRATIEONDERZOEK

De huidige generatie RWZI's niet zijn ontworpen om alle KRW-relevante stoffen in voldoende mate uit het afvalwater te verwijderen en zo aan toekomstige streefwaarden in effluent te voldoen. Om in voorkomende gevallen de vereiste emissiereductie toch te kunnen bereiken, kan het nodig zijn om op RWZI's aanvullende technieken toe te passen in de vorm van nageschakelde zuiveringstechnieken of geïntegreerde maatregelen. Dergelijke technieken zijn nog geen gemeengoed, evenmin is er veel praktijkervaring mee opgedaan.

In de afgelopen tien jaar zijn in Nederland ruim 30 praktijk- en testinstallaties met (grove media) filtratietechnieken voor de behandeling van RWZI-effluent gerealiseerd [5]. Nageschakelde filtratie met continu of vastbedsystemen wordt daarbij over het algemeen toegepast voor verwijdering van zwevende stof, fosfaat en/of nitraat. Recentelijk ligt daarbij de focus op vergaande nutriëntenverwijdering en reductie van prioritaire stoffen om de KRW-doelstellingen voor oppervlaktewater te kunnen behalen. Tot op heden worden fosfaatverwijdering en denitrificatie overwegend in gescheiden filterconfiguraties uitgevoerd. Combinatie van fosfaatverwijdering en stikstofverwijdering in één filtersysteem staat daarbij nog in de kinderschoenen. De kennis over onderlinge beïnvloeding van het chemische fosfaatverwijderingsproces en het biologische denitrificatieproces in combinatie met de optimale instellingen wordt momenteel gegenereerd [5, 6, 10]. Met name onderzoek aan de testinstallaties op de RWZI's Maasbommel, Utrecht, Harderwijk, Susteren [6] en Horstermeer [9,10] heeft veel nieuwe inzichten verschaft. De resultaten en ervaringen uit deze toepassingen en onderzoeken zijn leidend in de definitie van de onderzoeksdoelstellingen voor de demonstratie-installatie Leiden Zuid-We

Momenteel vindt bij diverse partijen (universiteiten, waterschappen, adviesbureaus en leveranciers) fundamenteel en proefonderzoek plaats. Door de STOWA is vastgesteld dat belangrijke drijfveren voor het verrichten van onderzoek en ontwikkeling op het gebied van (zand)filtratie zijn [5]: verhoging van de operationele filtratiesnelheid ter verlaging van de investeringskosten, verhoging van het verwijderingsrendement van specifieke componenten, verwijdering van meerdere componenten tegelijk en vermindering van het aantal nageschakelde zuiveringstechnieken.

De verwachting is dat door onderzoek en ontwikkeling in toenemende mate meerdere functies (deeltjesverwijdering, nutriëntenverwijdering en desinfectie) worden gekoppeld in een filterinstallatie en dat daarmee de kosten voor vergaande zuivering door nageschakelde technieken zullen dalen. Onderzoek en ontwikkeling bij (zand)filtratie richt zich met name op de volgende aspecten:

- Toepassing van alternatieve filtermaterialen;
- Alternatieve uitvoeringsvormen van filters;
- Optimalisatie van de voorgeschakelde coagulatie- en flocculatiestap met filtratie;
- Combinatie van biologische filtratie met vlokkingfiltratie in één filter.



Het onderzoek op de demonstratie-installatie Leiden Zuid-West ligt in lijn met de resultaten van recentelijk uitgevoerde en lopende onderzoeken naar het vaststellen van de mogelijkheden van gecombineerde N- en P-verwijdering in (combinaties van) continu en vastbedfiltratie.

### 2.1.1 CONTINU FILTRATIE

Continu filtratie is in Nederland sinds enkele jaren in opmars. Momenteel zijn ongeveer 25 praktijkinstallaties, waarvan het merendeel communale installaties, in bedrijf voor zwevende-stofverwijdering, fosfaatverwijdering of ammonium- en nitraatverwijdering. Continu filtratiesystemen worden in zowel testsituaties als in de praktijk over het algemeen bedreven bij hydraulische belasting van 5 tot 30 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h. Uit onderzoek blijkt dat met continu zandfilters de mate waarin stikstof en fosfaat wordt verwijderd, varieert. Voor zowel stikstof als fosfaat blijkt dat het zeer lastig is om met continu filters structureel zeer lage concentraties (beneden de streefwaarden < 2,2 mg N <sub>totaal</sub>/l en < 0,15 P <sub>totaal</sub> mg/l) te realiseren. Een relatief hoog gehalte aan zwevende stof in het filtraat (> 3 mg/l) en achtergrondconcentraties aan (organisch) opgeloste stikstofcomponenten lijken knelpunten te zijn voor het bereiken van de zeer lage concentraties. De mogelijkheid van stikstofverwijdering in combinatie met fosfaatverwijdering in één continu filtersysteem is aangetoond (RWZI Horstermeer en RWZI Susteren, [5, 6]). Echter de onderlinge beïnvloeding van optredende processen op de lange termijn dient nader onderzocht te worden en de bedrijfsvoering vergt verdere optimalisatie.

Knelpunten met betrekking tot continu filtratie hebben veelal betrekking op beheersing van zwevende stofuitspoeling naar het filtraat, de instelling en regeling van de chemicaliëndosering (metaalzout en/of methanol), de vlokvorming en vlokstabiliteit, de regeling van de filterbedweerstand en filtratiesnelheid in relatie tot verstopping en zanduitspoeling.

De bovengenoemde aandachtspunten maken onderdeel uit van het onderzoek op de demonstratie-installatie AWZI Leiden Zuid-West.

### 2.1.2 VASTBEDFILTRATIE

In tegenstelling tot continu filtratie is in Nederland veel minder ervaring opgedaan met discontinu neerwaarts doorstroomde vastbedfilters voor effluentwater van RWZI's. De eerste installaties (wel of niet in combinatie met continu filtratie) zijn pas recentelijk (2006 en 2007) in bedrijf genomen of zijn nog in de ontwerpfase zodat praktijkprestaties en specifieke bedrijfsvoeringservaringen actuele aandachtspunten zijn. De vastbedfilters worden bedreven bij filtratiesnelheden tussen 7,5 tot 30 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h. De tot op heden beschikbare onderzoeks- en praktijkresultaten geven aan dat met vastbedfiltratie-installaties lagere zwevende stofconcentraties en lagere fosfaatconcentraties in het filtraat kunnen worden gerealiseerd in vergelijking tot continu filtratie. Ook is in vastbedfiltratie vergaande denitrificatie tot onder streefwaarden bij (hoge) nitraatbelastingen mogelijk. Recentelijk is op de RWZI Horstermeer [5] aangetoond dat in vastbedfilters een combinatie van denitrificatie en chemische fosfaatverwijdering mogelijk is. Het gemis van grootschalige vastbedfiltratie-installaties in de praktijk resulteert echter in onzekerheden met betrekking tot optimaal ontwerp en bedrijfsvoering van vastbedfilters.

Vraagstellingen met betrekking tot vastbedfiltratie hebben veelal betrekking op de beheersing van looptijdoptimalisatie door voorkoming van verstopping en/of doorslag, instelling en regeling van de chemicaliëndosering (metaalzout en/of methanol), optimalisatie denitrificatiecapaciteit en de noodzaak en effectiviteit van de voorgeschakelde vlokvorming.

Deze aandachtspunten maken onder andere deel uit van het onderzoek op de demonstratie-installatie Leiden Zuid-West.

### 2.1.3 ACTIEFKOOLFILTRATIE EN AOP TECHNIKEN

Voor de verwijdering en afbraak van aandachtstoffen als zware metalen, medicijnresten, bestrijdingsmiddelen en hormoonverstorende stoffen zijn actiefkoolfiltratie en AOP technieken als ozonisatie en waterstofperoxide/UV toepasbaar. Deze technieken worden toegepast met name in de drinkwaterbereiding uit oppervlaktewater. De verwijdering van deze aandachtstoffen tezamen met het desinfecteren van afloopwater van nabezinktanks wordt niet behandeld in dit rapport. Dit is beschreven in het STOWA-rapport 2009-33, Nageschakelde zuiveringstechnieken op de AWZI Leiden Zuid-West – Verkenning actiefkooladsorptie en geavanceerde oxidatietechnieken. De in dit rapport beschreven onderzoeksresultaten en overige inzichten hebben betrekking op filtratieconcepten met als voornaamste doel nutriënten vergaand te verwijderen.

## 2.2 DOELSTELLING

Het demonstratieonderzoek op de AWZI Leiden Zuid-West heeft een doorlooptijd van twee-en-een-half jaar. Het onderzoek beoogt inhoudelijke kennis te ontwikkelen, operationele ervaring op te doen en ontwerpgrondslagen te bepalen voor nageschakelde zuiveringstechnieken waarmee aan de streefwaarden kan worden voldaan. Het onderzoek beschreven in dit rapport heeft met name betrekking op de verwijdering van stikstof en fosfaat tot streefwaarden.

De ambitie van het Hoogheemraadschap van Rijnland is daarbij om de toepasbare technieken in een demonstratie-installatie te onderzoeken zodat de 'optimale' ontwerp- en bedrijfsvoeringsgrondslagen kunnen worden afgeleid voor toekomstige praktijkinstallaties binnen het eigen beheersgebied. Daarnaast levert het onderzoek veel kennis en praktijkervaring op over de toepasbaarheid van nageschakelde filtratietechnieken voor de waterkwaliteitsbeheerders in Nederland en Europa.

### 2.2.1 VERGAANDE NUTRIËNTENVERWIJDERING

Onderzoek vindt plaats naar de benodigde maatregelen voor het behalen van de streefwaarde voor stikstof en fosfaat bij een zo hoog mogelijke filtratiesnelheid. Het doel is gesteld om stikstof, fosfaat en zwevende stof zo efficiënt mogelijk met zandfiltratie of met een combinatie van continu en vastbedfiltratie tot  $2,2 \text{ mg N}_{\text{totaal}}/\text{l}$ ,  $0,15 \text{ mg P}_{\text{totaal}}/\text{l}$  en  $\text{TSS} < 1 \text{ mg/l}$  te verwijderen uit RWZI-effluent. Tevens zijn de laagst mogelijk haalbare concentraties voor  $\text{N}_{\text{totaal}}$  en  $\text{P}_{\text{totaal}}$  in het filtraat van bovenbenoemde filtercombinaties vastgesteld. Het onderzoek naar de nutriëntenverwijdering is, als gevolg van variërende randvoorwaarden en het beschikbaar zijn van verschillende installaties, opgesplitst in deelonderzoeken.

Het eerste deelonderzoek betreft onderzoek naar  $\text{N}_{\text{totaal}}$ -verwijdering op de continu zandfilters en de  $\text{P}_{\text{totaal}}$ -verwijdering op het vastbedfilter. In het tweede deel van het onderzoek is in een continu zandfilter, naast de biologische  $\text{N}_{\text{totaal}}$ -verwijdering, gestart met aanvullende chemische P-verwijdering door metaalzoutdosering, het zogenaamde één-filterconcept. Dit concept is ook onderzocht voor het vastbedfilter. Naast de lopende onderzoeken naar N- en P-verwijdering is ervaring opgebouwd over de bedrijfsvoering en de haalbare looptijden van het vastbedfilter.

### 2.2.2 VERWIJDERING PRIORITAIRE STOFFEN

Gedurende het laatste jaar van het onderzoek is de nadruk gelegd op de benodigde maatregelen voor het behalen van de streefwaarden voor de “volledige” prioritaire stoffen in 2015 door toepassing van geavanceerde oxidatietechnieken (AOP) in vergelijking tot actiefkoolfiltratie. Dit onderzoeksprogramma wordt uitgebreid uiteengezet in het eerder genoemde STOWA-rapport 2009-33.

### 2.3 ONDERZOEKSVRAGEN

De hoofdvragen van het onderzoek naar vergaande nutriëntenverwijdering zijn als volgt te definiëren.

- A. Zijn voor doeltreffende en vergaande fosfaat- en stikstofverwijdering tot de streefwaarde ( $< 2,2 \text{ mg N}_{\text{totaal}}/\text{l}$  en  $< 0,15 \text{ mg P}_{\text{totaal}}/\text{l}$ ) met nageschakelde filtratiestappen één enkel of twee in seriegeschakelde filters noodzakelijk?
- B. Indien het één-filterconcept werkt, welke uitvoeringsvorm heeft in deze configuratie van nageschakelde technieken de voorkeur, continu of discontinu vastbedfiltratie?

Ter bevordering van de beheersbaarheid van het project betreffende het doel en de facilitering, bemensing en realisatie van demonstratie-installatie zijn deze vragen opgesplitst in subvragen:

1. Wat is de meest optimale G-waarde (mengenergie) voor initiële menging?
2. Welke coagulant is het meest geschikt en welke verhouding van metaal/fosfaat is noodzakelijk?
3. Wat is de invloed van voorgeschakelde vlokvormingstanks op de fosfaatverwijdering?
4. Welke uitvoeringsvorm voor de filterbedmedia zijn voor de verschillende configuraties gewenst?
5. Wat is de invloed van de filtratiesnelheid op de verwijderings- en omzettingenprestaties?
6. Wat is het gevolg van wisselende vrachten op de filtraatkwaliteit en de bedrijfsvoering?
7. Wat is de invloed van temperatuurswisselingen op de filterconfiguraties?
8. Welke filterconfiguratie heeft de meest gunstige spoelwaterproductie?
9. Wat is de invloed van P-limitatie voor het één-filterconcept?

Overige onderzoeksvragen:

10. Wat zijn de kosten van de verschillende filterconfiguraties?
11. Wat is het verschil in energieverbruik tussen de één-filterconcepten continu en vastbedfiltratie?
12. Welke ontwerpfilosofie komt voort uit de ervaringen opgedaan met het demonstratie-onderzoek te Leiden Zuid-West?

# 3

## THEORIE

### 3.1 INLEIDING

Om demonstratieonderzoek te kunnen uitvoeren en de resultaten te kunnen interpreteren is basiskennis noodzakelijk over de verschillende zuiveringsprocessen. In dit hoofdstuk is de basistheorie van filtratie, vlokvorming, biologische (biofilm)activiteit in filters, adsorptie en oxidatie beschreven. Voor verdere achtergrondinformatie over de verschillende zuiveringsprocessen wordt verwezen naar de vakliteratuur. Een overzicht hiervan is opgenomen in de referentielijst.

### 3.2 FILTRATIE

Bij de scheidingstechniek filtratie is het verwijderingsprincipe gebaseerd op het scheiden van het effluent in een schone hoofdstroom die wordt geloosd en een residustroom waarin de afgevangen vuilstoffen zijn geconcentreerd. Binnen het filtratiespectrum zijn verschillende filtratietechnieken te onderscheiden zoals zeef-, bed- en membraanfiltratie. Filtratie kan worden gecombineerd met biologische afbraakprocessen zoals bijv. stikstofverwijdering en bindings technieken als chemische neerslagtechnieken (coagulatie en flocculatie) en adsorptie.

Tijdens filtratie treden verschillende processen dan wel mechanismen op:

Ten eerste vindt een *zeefwerking* plaats: het tegenhouden van grove deeltjes. Deeltjes die groter dan de poriëgrootte van het filter zijn zullen zo worden tegengehouden. Ook vindt *sedimentatie* plaats. Kleinere lichte deeltjes bezinken op dezelfde manier als in een bezinktank, maar in het filter is veel meer oppervlak beschikbaar door het specifieke oppervlak van het filtermateriaal. Daarnaast treedt *interceptie* op. Deeltjes die in stroomlijn door het filterbed bewegen, worden afgevangen wanneer zij in contact komen met het filtermedium. Verder treedt *adhesie* op. Hierbij hechten deeltjes zich aan het filtermedium. Als gevolg van de door het langs stromende water veroorzaakte schuifkrachten, spoelen sommige deeltjes weer los en worden dieper in het bed afgevangen.

Een ander mechanisme is *fysische of chemische adsorptie*. Hierbij worden in het water aanwezige deeltjes aan het filtermedium gebonden elektrostatische krachten of chemische bindingsreacties. Actiefkool staat bijvoorbeeld bekend om zijn sterke adsorptieve werking, maar ook antraciet vertoont beperkt bindende werking.

Toevoeging van metaalzouten resulteert in geneutraliseerde deeltjes welke in staat zijn te precipiteren waardoor opgeloste stoffen chemisch neer kunnen slaan. Bij *flocculatie* klonteren deeltjes samen tot grotere deeltjes, welke vervolgens door de eerder genoemde mechanismen worden afgevangen.

Bij *chemische activiteit* worden opgeloste stoffen, omgezet in andere afbraakproducten of in niet-oplosbare stoffen waarna de eerder genoemde mechanismen als coagulatie en flocculatie kunnen optreden.

Bacteriën hechten zich aan het filtermedium en breken selectief organisch en anorganisch materiaal af. *Biologische activiteit* verkleint de poriëgrootte waardoor de verwijdering door eerder genoemde mechanismen als zeefwerking, sedimentatie en interceptie en adhesie verbetert.

### 3.2.1 UITVOERINGSVORMEN FILTRATIE

In de praktijk bestaan verschillende typen of uitvoeringsvormen van grove-mediafiltratie voor RWZI-effluent, met ieder een eigen doel en werking. Onderscheid wordt gemaakt tussen:

- langzaam, snel en met druk doorstroomde filters;
- opwaartse en neerwaartse doorstroomde filters;
- continu en discontinu doorstroomde filters;
- toepassing van een enkellaags medium of multimedia in het filter.

#### FILTRATIESNELHEID

Belangrijk onderscheidend kenmerk van filtertypen is de *filtratiesnelheid* die wordt toegepast. Filtratiesnelheid ook wel filtersnelheid, hydraulische belasting of oppervlaktebelasting van een filter genoemd, is de snelheid waarmee het water door het filterbed gaat. Dit wordt uitgedrukt in  $\text{m}^3/\text{m}^2\text{h}$ . Bij zandfiltratie ligt de filtratiesnelheid veelal tussen 5 en  $30 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ . Voor  $N_{\text{totaal}}$ - en  $P_{\text{totaal}}$ -verwijderende filters ligt de maximale filtratiesnelheid veelal bij  $20 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ . Het debiet ( $Q$ ), dat wil zeggen de hoeveelheid water die in de filterinstallatie of per filter wordt behandeld, uitgedrukt in  $\text{m}^3/\text{h}$  wordt gedeeld door het filteroppervlak ( $A$ ), uitgedrukt in  $\text{m}^2$ .

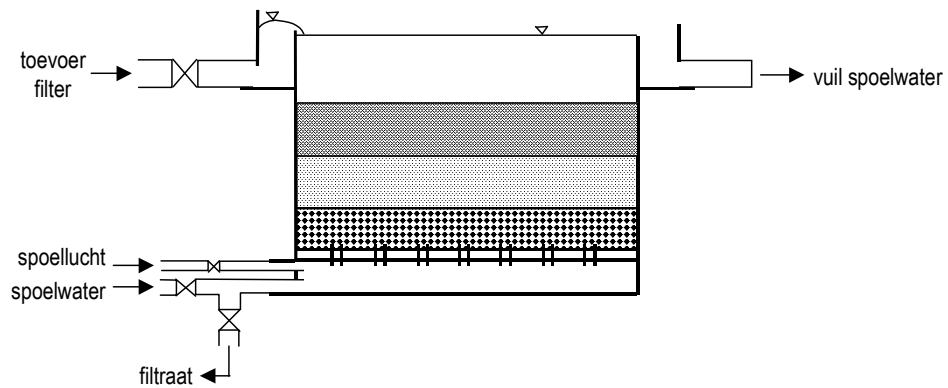
#### SNELLE ZANDFILTRATIE

Snelle zandfiltratie is de meest voorkomende filtratie in de behandeling van RWZI-effluent. Het filterbed bestaat uit zandkorrels met diameters tussen de 0,5 en 6 mm. De filtratiesnelheid ligt over het algemeen tussen 5 en  $30 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ . Door de hoge stroomsnelheden in vergelijking met langzame filtratie, vervuult het filterbed relatief snel. Hierdoor moeten de filters vaak gereinigd worden. Reinigen van het filterbed gebeurt door het filterbed terug te spoelen. Dit kan continu (in een continu filter) of discontinu (in een vastbedfilter) plaatsvinden. Bij het reinigen spoelt het vuil tussen de korrels vandaan en wordt het spoelwater afgevoerd. Na het spoelen is het filterbed weer geschikt voor filtratie.

#### VASTBEDFILTRATIE EN CONTINU FILTRATIE

Bij een discontinu gespoeld vastbedfilter, zie Afbeelding 2, bestaat er een bovenwaterlaag op het filterbed, dat zorgt voor voldoende druk om het water door het filterbed te laten stromen. Na verloop van tijd zullen de poriën tussen het filtermedium verstopt raken en zal de weerstand over het bed toenemen. Op een gegeven moment zal de weerstand zo hoog zijn dat het filter moet worden teruggespoeld met lucht en water, al dan niet gecombineerd. Het filter is dan niet in bedrijf: Er is sprake van discontinuïteit: een looptijd en een spoeltijd. Spoelingen uitgevoerd met snelheden rond de  $40 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  is gangbaar.

AFBEELDING 2 BASISPRINCIPE VAN EEN NEERWAARTS DOORSTROOMD VASTBEDFILTER [5]

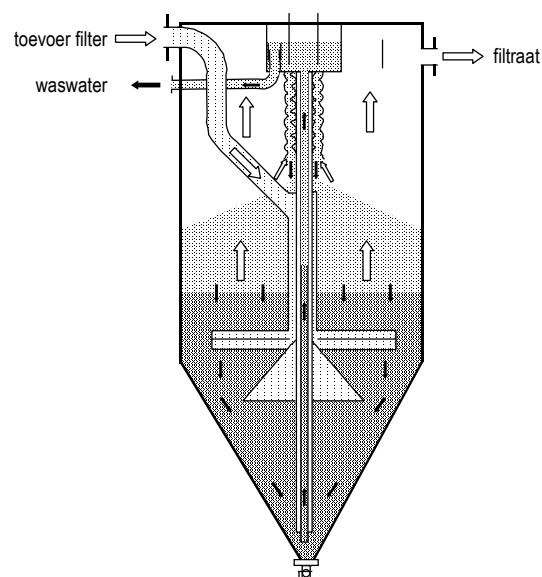


Bij een continu filter, zie Afbeelding 3, vindt continu spoeling van een deel van het filtermedium plaats waardoor het filter niet uit bedrijf hoeft te worden genomen. Het water dat gefiltreerd moet worden wordt halverwege en bij de bodem het filterbed ingebracht vanwaar het omhoog het filter in stroomt. Het filtraat verlaat het continu filter via een overlaat aan de bovenkant.

Het continu spoelen van het filterbed wordt bereikt door onderuit het filterbed, waar zich het meest vervuilde zand bevindt, continu zand te onttrekken. Dat zand wordt door een mammoetpomp opgepompt en via een stijgbuis naar de zandwas bovenin het filter gebracht. In de stijgbuis vindt een intensieve menging van water, zand en lucht plaats waardoor de verontreinigingen van het zand geschuurd en gewassen worden. De stijgbuis eindigt boven in het filter in een centraal gelegen bak, de zogenaamde zandwasser, waar de perslucht kan ontsnappen. Door de snelheidsverlaging in de zandwasser bezinkt het zand en wordt met een kleine opwaartse waterstroom afkomstig van de filtraatruimte de verontreinigingen tussen het zand uitgespoeld. De opwaartse waterstroom door de zandwasser ontstaat door een ingesteld niveauverschil tussen de filtraatruimte en de separate zandwasser. Vervolgens valt het gewassen zand terug op het filterbed. Het zand wordt daarmee gerecirculeerd. Het vuile was/spoelwater wordt onder vrij verval afgevoerd.

Door het continu reinigen van het zand ontstaat een constante bedweerstand, waardoor de bedrijfsvoering van het filter altijd hetzelfde is.

AFBEELDING 3 BASISPRINCIPE VAN EEN OPWAARTS DOORSTROOMD CONTINU FILTER [5]



Door het continu spoelen van het filterbed vindt er een constante zandcirculatie plaats. De mate van recirculatie kan worden aangegeven door de zandzaknelheid, oftewel de neerwaartse zaknelheid van de zandkolom. De zandzaknelheid bedraagt doorgaans 3-20 mm/min waarbij de spoelintensiteit, er daarmee het spoelwaterverbruik, hoger is bij hogere zandzaknelheden. De zandzaknelheid kan worden gereguleerd door middel van het aanpassen van de luchttoevoer van de mammoetpomp. Zandzaknelheden lager dan 3 mm/min zijn niet toepasbaar doordat verstoppingen optreden veroorzaakt door een te lage snelheid.

Bij meerdere filters is de belasting over alle filters meer gelijkmatig. In het algemeen is de toe te passen filtratiesnelheid voor continu filtratie hoger in vergelijking tot discontinu vastbedfiltratie. Bij continu filtratie wordt vanwege het continu spoelen over het algemeen meer spoelwater verbruikt.

#### **ENKELLAAGS OF MEERLAAGS VASTBEDFILTER**

Het poreuze filterbed waarin de deeltjes worden afgevangen kan uit één of meerdere lagen zijn opgebouwd. Te onderscheiden zijn:

- Enkellaags: hiervoor wordt veelal kwartzand gebruikt.
- Dubbellaags: het filterbed bestaat, vanuit de stromingsrichting bezien uit antraciet (groe fractie) en kwartzand (fijne fractie).
- Multimedia: In de stromingsrichting zijn te onderscheiden: antraciet (grof), zand (medium), granaatzand (fijn).

De verscheidenheid in het type en grootte van het filtermateriaal en de opbouw daarvan in het filter heeft invloed op de werking en bedrijfsvoering van het filter. Voor filtratie geldt dat het afscheidingsrendement toeneemt bij afnemende korrelgrootte; een fijn korrelbed bestaande uit een fijne fractie kan daarentegen minder slib bergen. Een filter met een relatief grove korreldiameter en daarmee grotere porositeit heeft een groter vuilbergend vermogen. Met een meerlaags filter kan een hoog afscheidingrendement met een groot vuilbergend vermogen worden gecombineerd.

#### **KOEKFILTRATIE EN DIEPFILTRATIE**

Bij filtratie treden over het algemeen twee fenomenen op: koekfiltratie en diepfiltratie. Bij koekfiltratie wordt bijna alle vervuiling afgevangen in het bovenste deel van het filter. Hierdoor zal deze laag zeer snel vervuilen. Dit komt vaak voor wanneer er (te) fijn filtermateriaal gebruikt wordt. De bedweerstand van filters met koekfiltratie zal zeer snel toenemen, waardoor filters teruggespoeld moeten worden zonder dat de waterkwaliteit daar aanleiding toe geeft. Tegenover de (sterke) verkorting van de looptijd staat dat juist hele kleine (fosfaat) deeltjes juist via koekfiltratie goed worden afgevangen [3,

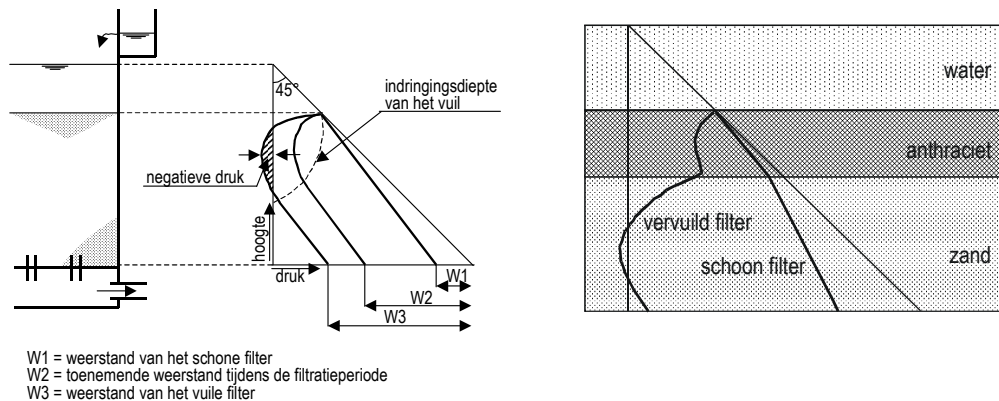
De bedweerstand ( $\Delta H$ ) is het energieverlies van het water door het doorstromen van het filterbed. Dit wordt meestal gemeten door het verschil in stijghoogte voor (niveau bovenwater) en na het filter te meten. Dit wordt uitgedrukt in meter waterkolom. Bij langere gebruiksduur van het filter zal de bedweerstand toenemen door de vervuiling die in het filter achterblijft. Dit zal merkbaar zijn aan een stijging van de bovenwaterstand, bij gelijkblijvende procesinstellingen.

Het bovenwater is het water dat boven het filterbed staat. De bovenwaterstand zal stijgen bij vervuiling van het neerwaarts doorstroomde filter, bij gelijkblijvende bedrijfsinstellingen.

Het tijdsinterval dat een filter in bedrijf is, tussen het schoonmaken van een filter, is de looptijd van een filter. Afhankelijk van de vuilvracht en de korrelgrootte van het filtermateriaal bedraagt deze tijd ongeveer tussen de 1 en 5 dagen.

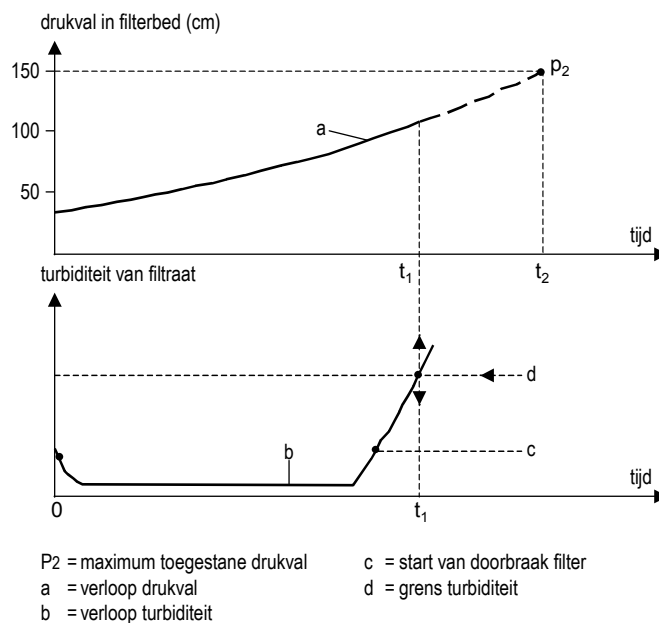
Bij koekfiltratie is de waterdruk in de sterk vervuilde laag van het filter erg hoog. Wanneer het water door deze laag is zal het ontspannen waardoor onderdruk kan ontstaan. Hierdoor ontstaan vacuumbellen die de waterstroom bemoeilijken en de filterweerstand toeneemt. Uiteindelijk leidt dit tot vroegtijdig terugspoelen van de filters. Dit alles kan worden voorkomen door een hoge bovenwaterstand te gebruiken. Het ontstaan van negatieve drukken in een filterbed is weergegeven in onderstaande Afbeelding 4.

AFBEELDING 4 VERLOOP VAN DE DRUK (WEERSTAND) IN EEN FILTERBED



Bij diepfiltratie treedt het omgekeerde proces op. De vervuiling wordt gelijkmatig over het filterbed afgevangen. De poriën van het filter verstoppen niet snel en er kan gefilterd blijven worden totdat het vuilfront de onderkant van het filterbed bereikt. Wanneer het vuilfront deze onderkant bereikt neemt de vervuiling in het filtraat zeer snel toe. Bij een stijging van de verstoppingsgrootte (te meten als drukval over het filterbed) of door bijvoorbeeld doorslag van troebelheid, dient gelijk met terugspoelen begonnen te worden. Dit is weergegeven in Afbeelding 5.

AFBEELDING 5 RELATIE TUSSEN LOOPTIJD EN DRUKVAL EN LOOPTIJD EN TROEBELHEID IN HET FILTRAAT IN EEN VASTBEDFILTER





### 3.2.2 FILTERMATERIAAL

Belangrijk voor de efficiëntie van het filterproces is het filtermateriaal. Eigenschappen zoals korrelgrootte, uniformiteit, poriegrootte en adsorptiecapaciteit spelen daarbij een rol.

Porositeit is de hoeveelheid lege ruimte gedeeld door het totale filtervolume. Uitgedrukt in procenten of zonder eenheid. Meestal in de orde van 25 tot 40% (0,25 tot 0,4) bij zandfilters. Naast de filtratiesnelheid is bij filtratie ook sprake van de stroomsnelheid ( $q$ ). Dit is de daadwerkelijke snelheid van het water door de filters. De stroomsnelheid is de filtratiesnelheid gedeeld door de porositeit. De stroomsnelheid wordt uitgedrukt in  $m^3/m^2h$ .

De korrelgrootte van het filtermateriaal is op twee manieren van belang. Ten eerste de korrelgrootte op zich. Naarmate het filtermateriaal grover is, zal het minder kleine deeltjes afvangen. Bij een grotere korrelgrootte van het filtermateriaal zal de kwaliteit van het gefilterde water over het algemeen minder goed zijn dan bij een kleinere korrelgrootte. Het zal echter ook langer duren voordat het filter zal gaan verstoppem. De looptijd van filters met een grotere korreldiameter is daarom over het algemeen ook groter dan bij filters met een kleinere korrelgrootte.

Bij het ontwerp van een filter wordt een bepaalde korreldiameter gekozen. De zandkorrels zullen echter niet allemaal dezelfde diameter bezitten. Naast de korreldiameter is dan ook de uniformiteit van het filtermateriaal van belang. De uniformiteit is daarmee een specificatie van het toegepaste filtermateriaal. De uniformiteit wordt weergegeven door de uniformiteitscoëfficiënt ( $c_u$ ). De  $c_u$  wordt gedefinieerd als volgt:

$c_u = D_{60}/D_{10}$ , waarin:

$D_{60}$  de korreldiameter is die groter is dan 60% van het gewicht van de korrels

$D_{10}$  de korreldiameter is die groter is dan 10% van het gewicht van de korrels

Deze diameters worden bepaald met behulp van zeefanalyses. Normaal wordt filtermateriaal gebruikt met een  $c_u$  van 1,3-1,5.

Wanneer de grootte van het filtermateriaal in een zeer grote range valt, zullen diverse problemen ontstaan tijdens terugspoelen. Wanneer men het fijne filtermateriaal de benodigde expansie geeft zal het grove materiaal niet expanderen. Andersom, kan het ook voorkomen dat wanneer men de grote korrels laat expanderen, het fijne korrelmateriaal met het spoelwater verdwijnt.

Kenmerkende fysische eigenschappen van filtermaterialen die in filters worden gebruikt, zijn samengevat in Tabel 1.

TABEL 1 FYSISCHE EIGENSCHAPPEN VAN BESCHIKBAAR FILTERMATERIAAL

type medium	korrelgrootte (mm)	uniformiteitscoëfficiënt (-)	korreldichtheid (g/cm <sup>3</sup> )	stortdichtheid (kg/m <sup>3</sup> )	spoelsnelheid voor voldoende expansie (m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> h) *
antraciet	0,8 – 4,0	1,3 – 1,8	1,4	720	40 bij k** < 1 mm 55 bij k = 1,5– 2,5 mm 90 bij k > 2,5 mm
hydroantraciet	1,5 – 4,0	1,4 – 1,8	1,5	550	50
kwartzand	0,4 – 3,2	1,3 – 1,8	2,5 – 3,5	1.500	55 bij k = 0,7–1,25 mm 75 bij k = 1,0–1,5 mm 90 bij k = 1,5–2,0 mm 130 bij k > 2,0 mm
basalt	1,0 – 2,0	1,5 – 1,8	2,9	1.700	110
granaatzand	0,2 – 0,6	1,5 – 1,8	3,8 – 4,3	2.300	90

\* afhankelijk van type installatie

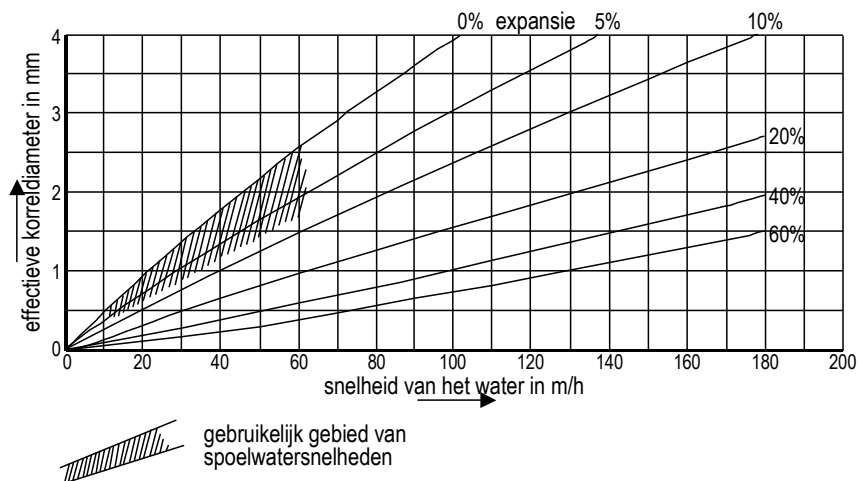
\*\* k = korreldiameter filtermateriaal

### 3.2.3 FILTERSPOELING

Wanneer de filtraatkwaliteit te laag wordt of wanneer de bedweerstand te hoog wordt, zal een vastbedfilter teruggespoeld worden met lucht en/of water, al dan niet gecombineerd. Bij een continu filter zal de spoelintensiteit worden geïntensiveerd door de continu onttrekking en wassing van vervuild zand te laten toenemen. Als spoelwater wordt voor beide filtersystemen filtraat gebruikt. Bij vastbedfiltratie is een spoelwaterreservoir noodzakelijk. Van hieruit wordt het spoelwater met spoelpompen door het filter geleid. Bij de continu filters is geen apart spoelwaterreservoir nodig. In vergelijking met vastbedfiltratie is wel een grotere hoeveelheid spoelwater noodzakelijk.

Een indruk van de benodigde terugspoelsnelheden bij toepassing van zand, afhankelijk van de korreldiameter en de expansie is weergegeven in Afbeelding 6.

AFBEELDING 6 EXPANSIE VAN EEN FILTERBED ALS FUNCTIE VAN DE KORRELDIAMETER EN DE WATERSNELHEID IN EEN VASTBEDFILTER

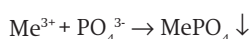


### 3.3 CHEMISCHE (NEERSLAG)REACTIES

Nageschakelde filtratie voor deeltjesverwijdering wordt vaak gecombineerd met een chemische neerslagtechniek waarbij aan het water stoffen worden toegediend waardoor verontreinigingen binden in de vorm van een neerslag, die vervolgens wordt verwijderd. Precipitatie en coagulatie/flocculatie (vlokvorming) zijn hiervan belangrijke voorbeelden.

Bij precipitatie vormt de te verwijderen oplosbare component, bijvoorbeeld fosfaat, een onoplosbare verbinding met de gedoseerde chemicaliën. Coagulatie/flocculatie richt zich op het invangen van verontreinigingen in een vlok die via filtratie kan worden verwijderd. Onder invloed van vlok(hulp)middelen agglomereren kleine zwevende deeltjes door coagulatie/flocculatie tot grotere deeltjes die beter af te filteren zijn. De door precipitatie gevormde onoplosbare verontreinigingen worden ook ingevangen. Als vlokmiddel (of coagulant) wordt een metaalzout, meestal ijzer- of aluminiumzout, toegepast. Organische polymeren worden soms als vlokhulpmiddel gebruikt.

Wanneer een metaalzout wordt gedoseerd aan het water valt deze uit elkaar en (de)stabiliseren de negatief geladen deeltjes in het water. De totaalfosfaat concentratie in het water bestaat voornamelijk uit orthofosfaat, welke negatief geladen is. Dit resulteert in de volgende stoichiometrische reactievergelijking:



Er moet echter rekening worden gehouden dat bij nageschakelde filtratie hogere Me/PO<sub>4</sub>-P verhoudingen worden toegepast dan in het hoofdproces. Zo wordt bij simultane fosfaatverwijdering in het algemeen een Me/PO<sub>4</sub>-P verhouding van 1-1,5 mol/mol toegepast, betrokken op het P<sub>ortho</sub> gehalte in het influent. In nageschakelde toepassingen fluctueert de doseerverhouding tussen 1 en 15 mol Me/mol P<sub>ortho</sub>, afhankelijk van de inkomende fosfaatbelasting en de doelstelling [14, 15, 35].

De combinatie van filtratie met precipitatie en coagulatie/flocculatie kan resulteren in een zeer effectieve verwijdering van deeltjes en een verlaging van het fosfaatgehalte tot enkele tienden van mg/l.

#### 3.3.1 VLOKMIDDELEN

Door metaalzoutionen (voornamelijk driewaardig ijzer en aluminium) toe te dienen kristalliseren fosfaat-zouten uit (precipitatie). Tevens worden door de metaalzoutdoserings colloïdale deeltjes gedestabiliseerd, wat leidt tot samengaan van de gedestabiliseerde deeltjes (coagulatie) en tot het vormen van vlokken (flocculatie).

Aanbevolen wordt, alvorens filterproeven pilot- of semi-technische schaal uit te voeren, met bekglasexperimenten onder reproduceerbare omstandigheden inzicht te krijgen in de werking van vlokmiddelen. Bij de drinkwaterbereiding liggen vloktijden tussen de 15 en 30 minuten. De optimale vloktijd voor RWZI-effluent verschilt sterk per effluent. Bij recente proefonderzoeken met RWZI-effluent zijn kortere benodigde vloktijden waargenomen.

Het is van groot belang dat gevormde vlokjes niet meer worden afgebroken door bijvoorbeeld een pompfase, een vernauwing, een hoge snelheid in transportbuis of een hoge turbulentie bij de invoer van een filter. Bij de inloop van een filter dient een rustig stromingsbeeld te worden gecreëerd.

In het algemeen worden primaire hydrolyserende vlokmiddelen op ijzer- of aluminiumbasis toegepast. Voorbeelden van ijzer- en (gepolymeriseerde) aluminiumzouten zijn in Tabel 2 weergegeven.

TABEL 2 VOORBEELD VAN TOEPASBARE METAALZOUTEN

type	molecuulformule
IJzer(III)chloride	$\text{FeCl}_3$
IJzer(III)chloridesulfaat	$\text{FeClSO}_4$
Aluminiumchloride	$\text{AlCl}_3$
Polyaluminiumchloride	$(\text{AlCl}_3)_n (\text{H}_2\text{O})_m$
Aluminiumsulfaat	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$
Natriumaluminaat	$\text{NaAlO}_2$

De keuze voor aluminium of ijzerzout vindt voornamelijk plaats op basis van de actuele marktprijs. Ook eventuele schadelijke effecten van lozing van het aluminium (vermeende toxiciteit voor aquatisch en humaan leven), chloride of sulfaat (beiden leiden tot verzouting) op het oppervlaktewater kan hier een rol in spelen.

Voor wat betreft verschil in vlokstabiliteit tussen ijzer- en aluminiumvlokken is er tot op heden weinig praktisch inzicht. Omdat aluminiumvlokken vaak onder enigszins hogere mengcondities wordt gevormd, zou theoretisch gezien deze, ook wat kleinere vlok, iets stabielere zijn.

Een apart aandachtspunt bij de dosering van metaalzout is het optimale pH-gebied van het metaal voor vlokvorming. Bij een toenemende pH en temperatuur neemt de hydrolyse snelheid toe en neemt de benodigde tijd voor de formering van oplosbaar gepolymeriseerd ijzer af [38]. Wanneer de pH een paar tienden lager is dan de optimale pH heeft dit grote gevolgen voor de vloggroei [36]. De vloggroei gaat dan langzamer waardoor vlokken uiteindelijk kleiner blijven. De gevolgen voor een pH hoger dan de optimale pH zijn nauwelijks waarneembaar. De oorzaak voor dit verschijnsel is nog onbekend. Aluminium werkt theoretisch beter in een laag pH-gebied (tussen pH 5,3 en 6,8) terwijl ijzerzout in een hoger pH-gebied actief is (pH tussen 7,0 en 8,3). De praktische en theoretische optimale pH-waarden kunnen echter verschillen.

Zoals aangegeven zal bij vergaande stikstofverwijdering de nageschakelde techniek gericht zijn op nitraatverwijdering en het hoofdproces meer op nitrificatie. Hierdoor daalt de pH van de afloop van de nabezinktank (indicatief: van pH ca. 7 naar ongeveer pH 6,5). De pH van de afloop van de nabezinktank is in de praktijk een gegeven en zal niet voorafgaande aan het filtratieproces worden gecorrigeerd.

### 3.3.2 MENGING EN FLOCCULATIE

Voor precipitatie en coagulatie is dosering van chemicaliën nodig gevolgd door een mengzone. Het mengen kan gebeuren door hoge turbulentie te creëren in de te behandelen volumestroom (initiële menging) en/of in een geroerde tank (flocculatie). Voor de flocculatie is een zone nodig met minder turbulentie dan voor de initiële menging. Bij een te hoge turbulentie in de flocculatiezone vallen gevormde vlokken weer uit elkaar, of ze krijgen niet eens de kans om gevormd te worden. De ontwerpparameters voor initiële menging en flocculatie worden bepaald met de gemiddelde snelheidsgradiënt (G), de verblijftijd en de hoeveelheid toegevoegd mengvermogen:

$$G = \sqrt{\frac{P}{V \cdot \mu}} \quad \mu = v \cdot \rho \quad \tau = \frac{V}{Q}$$

G	gemiddelde snelheidsgradiënt	[s <sup>-1</sup> ]
P	toegevoegd mengvermogen	[W]
V	volume	[m <sup>3</sup> ]
μ	dynamische viscositeit	[kg/m.s of Ns/m <sup>2</sup> ]
v	kinetische viscositeit	[m <sup>2</sup> /s]
ρ	dichtheid medium	[kg/m <sup>3</sup> ]
τ	verblijftijd	[s]
Q	volumedebiet	[m <sup>3</sup> /s]

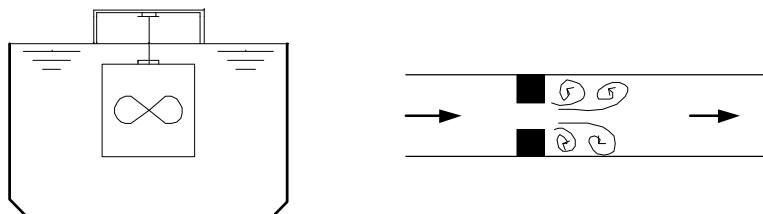
Voor coagulatie is gesteld dat een zone nodig is met een G-waarde > 1.000 s<sup>-1</sup> en een verblijftijd van een fractie van een seconde. Voor flocculatie is een rustige zone nodig met een G-waarde in de orde grootte van 10 – 200 s<sup>-1</sup> en een verblijftijd van enkele tot enkele tientallen minuten [5].

### INITIËLE MENGING

Gedurende initiële menging wordt de gedoseerde coagulant intensief gemixt met het water. De bijbehorende energieverstopping (dissipatie) bepaalt de hoeveelheid destabilisatie reacties en primaire vlokvorming. Het proces van destabilisatie reacties is voltooid binnen een fractie van een seconde (10<sup>-10</sup> seconde), de eerste vlokvorming vindt plaats binnen 10<sup>-2</sup> – 1 seconde [28].

Er zijn drie type hulpmiddelen beschikbaar voor initiële menging, dit zijn: backmix reactoren, gedeeltelijke backmix reactoren en prop stroom reactoren. Een typische back mix reactor bestaat uit een grote tank met daarin een propeller. In een dergelijke tank kan de G-waarde gevarieerd worden door het aanpassen van de rotatie snelheid van de propeller. Kortsluitstromen vormen een risico in een back-mix reactor. Een in-lijn reactor is een prop stroom met een plotselinge vernauwing in de leiding. Deze vernauwing kan bestaan uit een verschuifbare of vaste plaat of een rooster in de leiding. Ook dosering in de overstort van een verdeelwerk kan voor voldoende turbulentie zorgen. Bij een in lijn reactor hebben alle deeltjes dezelfde verblijftijd van een fractie van een seconde [28]. Beide hulpmiddelen staan in Afbeelding 7.

AFBEELDING 7 LINKS: BACK MIX REACTOR, RECHTS; PROP STROOM IN LIJN REACTOR



Initiële menging is het meest belangrijke proces voor vergaande chemische fosfaatverwijdering [28]. Voor de initiële menging is de matrix van het voedingswater, de temperatuur, het type coagulant, de coagulantdosering en de intensiteit (de G-waarde) en tijdsduur van mixen van belang [39]. Een bijkomende invloed op de G-waarde en mixtijd is de troebelheid van het water [39]. In de literatuur zijn over initiële menging voor fosfaatverwijdering uit

effluent tegenstrijdige snelheidsgradiënten (G-waarden) te vinden. Er zijn gegevens beschikbaar waaruit blijkt dat de optimale G-waarde voor initiële menging ligt tussen 500 – 1.500 s<sup>-1</sup> [35]. Daarentegen zijn er ook gegevens beschikbaar die hogere waarden aangeven, namelijk tussen 1.200 – 2.500 s<sup>-1</sup> [28]. Een ander onderzoek, gebaseerd op bekersglasproeven, heeft echter aangetoond dat de initiële menging geen invloed heeft op de verwijdering van orthofosfaat en dat de verwijdering goed blijft, ook wanneer er geen initiële menging plaatsvindt na dosering [40].

Voor ieder water is een optimale combinatie van G-waarde en mixtijd te vinden [39, 37].

### VLOKVORMING

Na initiële menging kan vlokvorming plaatsvinden waar vlokken worden gevormd die in het zandbed gedurende filtratie kunnen worden afgevangen. Bij de combinatie van coagulatie, flocculatie en filtratie wordt onderscheid gemaakt in de toepassing van vlokkinfiltratie en vlokkenfiltratie. In het geval van vlokkinfiltratie wordt geen aparte vlokformingsruimte doorstroomd maar vindt zowel de vlokvorming als de vlokafscheiding plaats in het filterbed. Voor de toepassing van vlokkenfiltratie wordt coagulatie gevolgd door een separate vlokformingsstap in een aparte reactor, gevolgd door filtratie voor de vlokafscheiding.

Bij een filter met een bepaalde (constante) bovenwaterstand zal vrijwel altijd in enige mate sprake zijn van vlokkenfiltratie aangezien in de bovenstaande waterlaag de vlokvorming plaats kan vinden omdat de turbulentie er gering is. Dit betekent echter dat, met het oog op fosfaatverwijdering, naast vlokkenfiltratie ook vlokkinfiltratie in een dergelijk filter kan optreden. Dit houdt in dat de vorming van (kleine) fosfaatvlokjes (de pinvlok) ook in het filterbed plaatsvindt, tezamen met het afzetten van deze vlokjes op het filtermateriaal. Deze diepbedfiltratie leidt ertoe dat het filterbed maximaal wordt benut voor afvang van gevormde zwevende stof.

Gedurende vlokkenfiltratie wordt er in een tank een (lage) G-waarde geïnitieerd met behulp van een regelbare propeller om de vlokken in suspensie te houden. Tevens moet deze G-waarde voldoende hoog zijn zodat de deeltjes elkaar kunnen treffen waarmee de grotere vlokken gevormd worden. Wanneer de G-waarde te hoog wordt bestaat er een kans dat de gevormde vlokken uit elkaar vallen. De G-waarde voor vlokvorming kan variëren tussen 10 - 200 s<sup>-1</sup> [28, 35]. Hoe langer de vlokformingsstap en/of hoe hoger de coagulantdosering, des te groter de vlokken kunnen worden. Er is echter ook informatie beschikbaar dat suggereert dat bij hoge ijzerdoseringen de gevormde vlokken een open structuur krijgen waardoor ze eenvoudig uiteen kunnen vallen [41].

Het is onduidelijk of voorafgaande vlokvorming daadwerkelijk noodzakelijk is om vergaande fosfaatverwijdering te kunnen bewerkstelligen. Vlokformingsruimten vragen een aanzienlijk ruimtegebruik en investeringskosten.

### 3.3.3 AANDACHTSPUNTEN METAALZOUTDOSERING

Aangezien het metaalzout aan het eind van het zuiveringsproces wordt toegevoegd, dienen de doseerproducten niet verontreinigd te zijn. Metaalzouten uit restafvalstromen met zware metalen, microverontreinigingen of andere verontreinigingen zijn bij zandfiltratie als nageschakelde techniek geen opties meer. De zuiverheid van het metaalzout is een toenemend aandachtspunt, met name met het oog op de rol van prioritair stoffen binnen de KRW-doelstellingen.

Bij de keuze van het vlokmiddel moeten ook aspecten als verzouting en toxische effecten worden meegenomen. Het toxisch effect heeft betrekking op de zuiverheid van het toegepaste metaalzout en op het mogelijke effect van het metaalion op het aquatische milieu (bijvoorbeeld aluminium: voorkom problemen door KIWA-keur aluminium toe te passen).

Zoals reeds is toegelicht hebben de diverse metaalzouten verschillende werkingsoptima voor pH en temperatuur. Om temperatuursinvloeden op menging, precipitatie, vlokvorming en vlokstructuur [28] zo veel mogelijk te beperken kan worden overwogen om bij pH- of temperatuursveranderingen over te gaan naar andere metaalzouten. Flexibiliteit in opslag en doseervoorzieningen is daarom aan te bevelen.

De ontwateringseigenschappen van anorganische (hydroxide)slibsoorten zijn slecht tot zeer slecht. Vanuit de drinkwaterbereiding is op basis van onderzoek vastgesteld dat in het algemeen een aluminiumzout een slechter ontwaterbaar slib oplevert dan een ijzerzout. Achtergrond hiervan is dat aluminiumslib meer hydraatwater vasthoudt als gevolg van een betere invangings van organische stof. Tot nu toe zijn er geen aanwijzingen dat bij gelijktijdige verwerking van zuiveringsslib, met een gering aandeel hydroxideslib vanuit de zandfiltratie, de ontwatering verslechtert.

De keuze voor metaalzout kan ook bepaald worden vanuit de (her)gebruiksroutes voor slib of asresten van zuiveringsslib voor bijvoorbeeld terugwinning van fosfaat. Zo blijkt uit onderzoek dat aluminiumfosfaat voordelen biedt ten opzichte van ijzerfosfaat bij de opwerking van fosfaat uit zuiveringsslib in de fosfaatverwerkende industrie [13].

### 3.3.4 TEMPERATUURSEFFECTEN VLOKVORMING

De watertemperatuur varieert gedurende het jaar van 8 °C in de winterperiode tot 21 °C in de zomerperiode. De temperatuur heeft invloed op de verschillende processen van coagulatie, flocculatie en filtratie. Om ook in de winter goede rendementen te halen voor de fosfaatverwijdering wordt bij lagere temperaturen veelal omgeschakeld van een ijzerhoudend product naar een aluminiumhoudend product. Aluminiumhoudende producten hebben de naam tijdens vlokvorming minder last te hebben van lagere temperaturen dan ijzerhoudende producten.

Een andere optie die bij de productie van drinkwater voorkomt is dat er naast een ijzerhoudend product een polymeer wordt gedoseerd zodat vlokken groter worden. De vraag is echter hoe groot de temperatuursinvloed werkelijk is en of er bij lage temperaturen vergelijkbare rendementen kunnen worden behaald als bij hoge temperaturen. Dit is wellicht mogelijk door de dosering te veranderen, de roerprocedure aan te passen of door langere vloktijden te gebruiken [47].

## 3.4 BIOLOGISCHE OMZETTINGSPROCESSEN

Biologische filtratie heeft tot doel om middels een bacterie-dragercultuur (biomassa) op het filtermedium organische stof of nutriënten biologisch af te breken. Bij de hedendaagse toepassing van zandfiltratie betreft het voornamelijk denitrificerende filters waarbij nitraat omgezet wordt tot stikstofgas. Hierdoor is het van belang dat de ammoniumverwijdering volledig in het hoofdproces plaatsvindt. Nitrificerende filters worden veel minder vaak toegepast als nageschakelde techniek.

In de toevoerstroam naar de zandfilters wordt de koolstofbron gedoseerd. In de leiding is normaal gesproken voldoende turbulentie aanwezig om tot homogene menging van de koolstofbron met de volumestroom te komen. Mocht de koolstofbron zeer viskeus zijn dan is wellicht een statische menger nodig. De dosering wordt afgestemd op de behoefte aan koolstofbron op basis van de gemeten concentraties zuurstof en nitraat in de toevoerstroam.

De benodigde biomassa in het filter is in de regel aanwezig als biofilm in een bed met korrels tot enkele millimeters doorsnede. Bij nitrificatie wordt de ingaande waterstroam van zuurstof voorzien; bij denitrificatie wordt een koolstofbron toegevoegd. Bij nageschakelde filtratie wordt veelal een 'schone' koolstofbron als methanol of azijnzuur gebruikt. Afhankelijk van de uitvoering kan het korrelbed uit verschillende materialen bestaan, opwaarts of neerwaarts worden doorstroamd en door middel van verschillende spoelprocessen worden ontdaan van de aanwas van biomassa en ingevangen deeltjes.

Bij toepassing van een nitrificerend filter om een teveel aan ammonium te verwijderen zal een denitrificerend filter moeten worden nageschakeld om het gevormde nitraat te elimineren.

Om een tweetraps nabehandeling te vermijden ligt het in de verwachting dat in het hoofdproces, het actiefslibstelsysteem, voorrang wordt gegeven aan volledige nitrificatie, zodat de nabehandeling zich slechts op nitraatverwijdering hoeft te richten.

Bij lage stikstofconcentraties in de afloop van het nabezinkproces is het ontwerp van het nageschakelde filter veelal hydraulisch bepaald. Bij hoge stikstofconcentraties kan ook de stikstofbelasting en daarmee samenhangend de te verwijderen stikstofvracht maatgevend zijn voor het ontwerp en dimensioneren van het filter.

Een gebruikelijk uitvoering van nitraatverwijdering in een nageschakeld filter is het opwaarts doorstroamde continu filter met voorafgaande dosering van een koolstofbron. Daarnaast zijn ook uitvoeringsvormen bekend die zijn gebaseerd op het discontinu gespoeld neerwaarts doorstroamde (vastbed)filter, waar het water met koolstofbron van boven naar beneden stroomt. Spoelen vindt in tegengestelde richting plaats.

Naast verwijdering van stikstofcomponenten kunnen binnen een biologische filtratie ook andere organische componenten in meer of mindere mate biologisch worden verwijderd. De hoeveelheid aanwezige en in stand te houden gespecialiseerde biomassa is echter vaak een beperkende factor in de verwijdering van dit soort restcomponenten.

#### **3.4.1 COMBINATIE FOSFAAT- EN STIKSTOFVERWIJDERING IN NAGESCHAKELDE FILTRATIE**

Het principe van gecombineerde P- en N-verwijdering in een nageschakeld filter is op grote proefschaal ontwikkeld op RWZI Utrecht en op RWZI Horstermeer voor zowel continu als discontinu filtratie. Onderzocht is (o.a. via pilotonderzoek met een continu filter op de RWZI Susteren) of het mogelijk is om zowel fosfaat als nitraat in één filtratiestap te verwijderen bij hoge filtratiesnelheden (tot 45 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h). Bij een conventionele filtratietrap zijn twee in serie geschakelde zandfilters aanwezig; een denitrificerend filter gevolgd door een vastbedfilter voor de fosfaatverwijdering. Doordat de nutriëntenverwijdering in één filter te laten plaatsvinden, spreekt men ook wel van een 'hoogbelast' zandfilter. Het onderzoek vindt plaats aan een continu zandfilter met zowel een koolstofbron als metaalzoutdosering. In dit filter dienen processen en eigenschappen als biomassagroei en -afsterving, vuilbergend vermogen, vlokvorming en het invangen van kleine (fosfaat)vlokken te worden gecombineerd.



### 3.4.2 MAATGEVENDE NITRAATBELASTING

Bij continu filtratie kan als maatgevende (nominale) zwevende stofbelasting 4-6 kg DS/ $m^3_{\text{filterbed}}$  per dag worden gehanteerd, voordat weerstandopbouw plaatsvindt. Als maatgevende (nominale) nitraatbelasting kan 1,0 – 3,0 kg  $\text{NO}_3\text{-N}/m^3_{\text{filterbed}}$  per dag worden aangehouden [5, 6, 7]. Deze nitraatbelasting bij nageschakelde filtratie voor vergaande zuivering is in feite hydraulisch bepaald. Bij hogere nitraatconcentraties in de toevoer naar het filter (> 10 mg/l) zijn nitraatbelastingen tot 3,5 kg  $\text{NO}_3\text{-N}/m^3_{\text{filterbed}}$  per dag haalbaar [5, 6]. Bij deze genoemde belastingen is de koolstofbron niet limiterend. De maatgevende (nominale) verblijftijd in het filterbed ligt in de orde van 10 tot 20 minuten.

De maatgevende (nominale) zwevende stofbelasting bij vastbed biofiltratie is circa 4 kg DS/ $m^3_{\text{filterbed}}$  per dag voordat weerstandopbouw plaatsvindt [5]. Als maatgevende (nominale) nitraatbelasting wordt 1,5 – 4 kg  $\text{NO}_3\text{-N}/m^3_{\text{filterbed}}$  per dag aangehouden. Bij een hogere nitraatbelasting zijn tevens hogere ingaande nitraatconcentraties toelaatbaar [5].

### 3.4.3 KOOLSTOFBRONDOSERING

Om in een nageschakeld zandfilter RWZI-effluent te kunnen denitrificeren is een koolstofbron nodig om een voldoende hoge C/N verhouding te creëren. Theoretisch is 2,86 kg CZV nodig om 1 kg  $\text{NO}_3\text{-N}$  te kunnen verwijderen. De hoeveelheid koolstofbron die benodigd is om het benodigde stikstofverwijderingsrendement te halen is echter afhankelijk van het type afloop nabezinktank en het type koolstofbron. Voor nitraatverwijdering ligt de benodigde dosering in het bereik van 2,0 – 5,5 kg Methanol/kg  $\text{NO}_3\text{-N}$ . Op CZV-basis (1,5 kg CZV/kg Methanol) komt dit neer op 3,0 – 8,3 kg CZV/kg  $\text{NO}_3\text{-N}$ . Daarnaast zal ook aanwezige zuurstof in de afloop van de nabezinktanks koolstofbron verbruiken. Voor  $\text{O}_2$  ligt het gebruik in het bereik van 0,8 – 2 kg Methanol / kg  $\text{O}_2$  of 1,2 – 3 kg CZV/ kg  $\text{O}_2$ .

Criteria bij selectie van een koolstofbron zijn:

- makkelijk en snel biologisch afbreekbaar (hoge BZV/CZV verhouding);
- leveringszekerheid;
- prijs (productprijs en kosten voor additionele voorzieningen);
- makkelijk te verpompen (niet te viskeus);
- ongevaarlijk (beperkte explosiegevaar, toxiciteit);
- zuiverheid (geen of zeer lage gehalten van N & P en zware metalen aanwezig).

Een standaard toegepaste koolstofbron is methanol, maar vanwege de vluchtigheid en de daaraan verbonden explosiebeschermende maatregelen en voorzieningen worden momenteel andere bronnen zoals azijnzuur of biodieselsproducten verkend en toegepast. Tabel 3 vermeldt verschillende koolstofbronnen met producteigenschappen. Deze producten zijn overwegend duurder dan methanol, maar vereisen in sommige gevallen minder bouwkundige explosiebeschermende maatregelen. Een aantal goedkopere biodieselsproducten bevat overigens ook een aandeel methanol waardoor alsnog explosiebeschermende maatregelen noodzakelijk zijn.

TABEL 3 SPECIFICATIES VAN VERHANDELBARE KOOLSTOFBRONNEN

koolstofbron	dichtheid (kg/m <sup>3</sup> )	pH ( - )	CZV-inhoud (kg CZV/kg product)	CZV-gehalte (kg CZV/m <sup>3</sup> )
acetol 20	1090	neutraal	0,20	218
acetol 25	1060	ca. 2	0,30	318
acetol 50	1100	ca. 2	0,50	550
acetol 80	1100	ca. 4	0,79	869
acetol 100	800	neutraal	1,00	800
azijnzuur 70%	1060	4	0,75	791
azijnzuur 80%	1100	4	0,85	939
calciumformiaat	1100		0,03	27
carbo CT*	1250	< 1	0,46	570
carbo M70	1300	neutraal	0,77	1000
carbo MT	1300	1	0,63	800
lactulose	1150	onbekend	0,17	196
methanol 60%	910	neutraal	0,90	819
methanol 100%	800	neutraal	1,50	1200
mierenzuur 85%	1100	< 4	0,29	325
natriumformiaat	1100	onbekend	0,02	26

\* bevat 1% fosfaat

#### 3.4.4 AANDACHTPUNTEN KOOLSTOFBRONDOSERING

Aangezien de koolstofbron aan het eind van het zuiveringsproces wordt toegevoegd, dienen de producten niet verontreinigd te zijn. Koolstofbronnen uit restafvalstromen waarin zich zware metalen, langzaam of niet-afbreekbare organische stof (CZV of microverontreinigingen) bevinden zijn geen opties. De zuiverheid van de koolstofbron is, evenals bij metaalzouten, een toenemend aandachtspunt, met name met het oog op de prioritaire stoffen van de KRW.

Sommige koolstofproducten bevatten een beperkte hoeveelheid fosfaat. Dosering van deze producten kan een effectieve fosfaatverwijdering tot lage gehalten belemmeren, en kan zelfs tot verhoging van het fosfaatgehalte leiden.

Door (over)dosering van koolstofbron kan het CZV gehalte van het effluent toenemen. Om overdosering te voorkomen wordt een nitraatgestuurde koolstofbrondosering aanbevolen.

Wanneer periodiek geen aanvoer vanuit de afloop van de nabezinktanks plaatsvindt, zal recirculatie in principe voor voldoende voedingstoffen voor de biomassa in de biologische filters zorgen. Bij langdurige recirculatie kunnen de voedingstoffen een beperkende factor worden voor het in stand houden van biomassa. Een kleine voedingstroom met nutriënten en organische koolstof aan de recirculatie kan de biomassa in de filters in goede 'conditie' houden. Het afschakelen van biologische filters is altijd de laatste oplossing. Indien toch voor afschakelen wordt gekozen, dienen de filters te worden schoongespoeld.

Bij biologische filtratie ontstaat naast slib bestaande uit zwevende stof en metaalvlokken, ook extra biologisch slib als gevolg van de omzetting van nitraat (en zuurstof). Deze biologische slibproductie is gezien de efficiënte omzetting met een koolstofbron relatief laag ten opzichte van de slibproductie in het hoofdproces. Voor methanol ligt de extra biologische slibproductie in de orde grootte van 0,1 – 0,25 kg DS/kg gedoseerd methanol. Bij andere, minder efficiënte koolstofbronnen ligt deze yield hoger.

### 3.4.5 FOSFAATLIMITATIE DENITRIFICATIE

Voor een goed en volledig denitrificatie proces is het van belang dat er naast de aanwezigheid van een C-bron en nitraat, fosfaat in het water aanwezig is. Bij een tekort aan beschikbaar fosfaat in het water wordt de slibgroei ten behoeve van de denitrificatie beperkt. Over de mate van fosfaat limitatie, de minimaal vereiste verhouding tussen fosfaat en nitraat en de beschikbaarheid van de verschillende soorten fosfaat zijn de meningen verdeeld.

Uit met name de Verenigde Staten, het Verenigd Koninkrijk en Australië wordt regelmatig aangegeven dat simultane verwijdering van stikstof en fosfaat in één filterbed niet mogelijk is omdat fosfaatlimitatie voor het denitrificatieproces zou optreden [25, 26, 27, 28, 29]. Ander onderzoek (met name in Nederland zoals op de proeflocaties RWZI Horstermeer, RWZI Utrecht en RWZI Susteren) toont aan dat simultane stikstof en fosfaatverwijdering wel degelijk mogelijk is [11, 12, 5, 6], ook bij zeer lage fosfaatgehalten (< 0,2 mg/l). Negatieve beïnvloeding van de denitrificatiecapaciteit door P-limitatie wordt hier niet gevonden.

De vraag is nu of P-limitatie daadwerkelijk optreedt en indien dat zo is, waarom het niet wordt waargenomen op andere proefinstallaties met vergaande nutriëntenverwijdering in Nederland. Een literatuuronderzoek heeft tot enkele tientallen (24) relevante artikelen geleid. Hierbij moet worden vermeld dat P-limitatie vaak als bijkomstigheid wordt vermeld in de literatuur.

Theoretisch is voor microbiologische groei in actief-slibsystemen een COD/N/P verhouding van 100/4-6/1 nodig [24, 25]. Echter, elk actief-slibstelsysteem heeft zijn eigen unieke macronutriëntenconcentratie nodig. Gesteld wordt dat de minimale  $N_{\text{totaal}}$  concentratie tussen de 0,5 en 1,0 mg/l moet liggen en de  $P_{\text{ortho}}$  concentratie (gefiltreerd over 0,45  $\mu\text{m}$ ) tussen 0,1 en 0,3 mg/l [24]. Bepalende factoren voor fosfaatlimitatie zijn slibleeftijd, pH, SVI en slibretourfractie [25].

Onderzoek in de Verenigde Staten heeft aangetoond dat de efficiëntie van denitrificerende continu filters en vastbedfilters problematisch is in een fosfaatlimiterende omgeving [26]. Een ingaande  $\text{NO}_3\text{-N}$  concentratie van 5,1 mg/l resulteerde in een effluentgehalte van 1,6 mg/l (70 % verwijdering). In het continu filtersysteem was de effluentconcentratie 2,6 mg/l (50 % verwijdering). De  $P_{\text{totaal}}$  concentratie was 0,1 mg/l, het gehalte opgelost fosfaat bedroeg 0,01 mg/l. Na verhoging van de  $\text{NO}_3\text{-N}$  concentratie tot 7,6 mg/l bedroeg het verwijderingsrendement voor vastbedfiltratie 74 %, terwijl het rendement voor continu filtratie tot 32 % daalde. De  $P_{\text{totaal}}$  concentratie in het effluent was in beide systemen 0,15 mg/l.

Experimenten met dosering van 0,4 mg/l opgelost  $\text{PO}_4\text{-P}$  en een ingaande  $\text{NO}_3\text{-N}$  concentratie van 15,1 mg/l resulteerden in een  $\text{NO}_3\text{-N}$  verwijderingrendement van 91 % en 85 % voor het vastbedfilter respectievelijk het continu filter [26]. Het  $P_{\text{totaal}}$  gehalte in het effluent bedroeg tijdens dit experiment met vastbedfiltratie 0,21 mg/l, waarbij gemiddeld 0,05 mg/l opgelost fosfaat aanwezig was. In het continu filtratiesysteem was 0,22 mg/l  $P_{\text{totaal}}$  en 0,03 mg/l  $P_{\text{opgelost}}$  aanwezig. Vergelijkbare resultaten worden door verschillende studies met actief-slibsystemen en nageschakelde biofilmsystemen [27, 30, 31, 32] waargenomen.

Er worden ook tegenovergestelde resultaten gevonden waarbij bij zeer lage fosfaatgehalten (tot 0,2 mg  $\text{PO}_4\text{-P/l}$ ) in combinatie met nitraatconcentraties tot 15 mg  $\text{NO}_3\text{-N/l}$  kan worden gedenitrificeerd in gecombineerde of nageschakelde biologisch actieve filters [28, 29, 34]. Een hypothese daarbij is dat bacterieculturen in staat zijn om metaalgebonden fosfaten (en

sulfiden) beschikbaar te maken en zodoende een eventueel optredend fosfaattekort te compenseren. Voor sulfidereducerende bacteriën is dit reeds aangetoond [34].

Op basis van de beschikbare informatie wordt geconcludeerd dat vanuit microbiologisch oogpunt de P-limitatie wel degelijk bestaat, maar dat dit in de praktijk geen probleem hoeft te zijn aangezien mogelijke fosfaattekorten niet direct limiterend werken voor de biomassa of door bacterieculturen zelfstandig kunnen worden gecompenseerd door fosfaat uit complexen vrij te maken.

Verder onderzoek naar deze hypothese van fosfaatlimitatie voor het denitrificatieproces is nodig om de sceptici voor gecombineerde N- en P- verwijdering in een één-filterconcept te kunnen overtuigen.

# 4

## MATERIAAL EN METHODE

### 4.1 INLEIDING

Voor een eenduidige vertaling naar de praktijk is het demonstratieonderzoek op de AWZI Leiden Zuid-West zoveel mogelijk uitgevoerd onder praktijkomstandigheden. De op de demonstratie-installatie toegepaste installaties zijn dan ook direct naar de praktijk vertaalbaar en opschaalbaar. De dagelijkse bedrijfsvoering van de hoofdzuivering is over het algemeen niet aangepast aan het onderzoek op de demonstratie-installatie. Door het werk onder praktijkomstandigheden zijn weersinvloeden (temperatuur en neerslag) en variaties in aanvoer- en zuiveringsprestaties direct van invloed op de demonstratie-installatie.

In dit hoofdstuk zijn achtereenvolgend de hoofdzuivering van de AWZI Leiden Zuid-West, de onderdelen van de demonstratie-installatie en overige materialen en methoden beschreven.

### 4.2 AWZI LEIDEN ZUID-WEST

De AWZI Leiden Zuid-West is representatief voor een uitstekend werkende zuiveringsinstallatie in Nederland en ontworpen met het oog op verdergaande stikstof- en fosfaatverwijdering ( $N_{\text{totaal}} < 10 \text{ mg/l}$  en  $P_{\text{totaal}} < 1 \text{ mg/l}$ ). De AWZI Leiden Zuid-West heeft een capaciteit van 126.000 i.e. (à 136 g TZV) en is ontworpen als een ultralaag belast systeem met voordennitrificatie en volledige 'simultane' chemische P-verwijdering. Momenteel is de AWZI voor 100 % belast, zowel hydraulisch als qua vuilvrucht. De uitvoeringsvorm is het zogenaamde rotoflow systeem (twee ringen). De installatie bestaat uit twee identieke straten. In Afbeelding 8 is de installatie weer-gegeven.

AFBEELDING 8 AWZI LEIDEN ZUID-WEST



Omdat de installatie zeer goed presteert en lage fosfaat- en stikstofconcentraties in het effluent produceert (zie ook de RWZI top 50 in het STOWA rapport Grenzen van het Actief-slibproces (7) is voor een representatieve vergelijking naar overige RWZI's in Nederland tijdens specifieke

onderzoekperiodes nitraat gedoseerd aan het voedingswater van de demonstratie-installaties. Het fosfaatgehalte in de afloop van de nabezinktanks is daarnaast tijdelijk verhoogd door minder metaalzout op de AWZI te doseren.

#### 4.2.1 WATERLIJN

De AWZI Leiden Zuid-West behandelt het afvalwater van Leiden Zuid, Voorschoten en Zoeterwoude. Het afvalwater wordt verzameld in de ontvangstkelder. Na het doorstromen van de ontvangstkelder en de roostergoedverwijdering wordt het afvalwater eenmalig op hoogte gebracht. De rest van de installatie wordt onder vrijverval doorstroomd. Het afvalwater wordt verdeeld over de twee straten. Bij het verdeelwerk wordt een metaal ( $\text{Fe}^{3+}$  in de zomerperiode en  $\text{Al}^{3+}$  in de winterperiode) gedoseerd voor de chemische P verwijdering. Het afvalwater stroomt vervolgens naar de denitrificatietank (de binnenring). Vanuit de denitrificatietank stroomt het naar de beluchte nitrificatietank (de buitenring). Het slib/watermengsel wordt gerecirculeerd vanuit de nitrificatietank naar de denitrificatietank. De mate van recirculatie kan worden geregeld met een instelbare schuif. Vanuit de nitrificatietank stroomt het mengsel naar de nabezinktanks (2 per straat), waarna het water via een effluentgoot wordt geloosd op oppervlaktewater.

In Tabel 4 is de gemiddelde dagaanvoer, de influent- en de effluentsamenstelling alsmede de eisen voor de AWZI Leiden Zuid-West weergegeven voor de jaren 2006, 2007 en 2008.

TABEL 4 KARAKTERISTIEKE PARAMETERS AWZI LEIDEN ZUID-WEST (2006 – 2008)

parameters	eenheid	influent	effluent	influent	effluent	influent	effluent	eisen
jaar		2006		2007		2008		
dagaanvoer	m <sup>3</sup> /d	24.700		29.300		28.098		
CZV	mg/l	491	24	384	24	470	36	125
BZV	mg/l	173	2	135	2	161	6	8
N <sub>totaal</sub>	mg/l	45	3,2	38	3,6	403	4,0	10 <sup>1)</sup>
NH <sub>4</sub>	mg/l	-	0,7	-	0,9	-	0,8	
NO <sub>3</sub>	mg/l	-	1,7	-	1,4	-	1,45	
N <sub> Kjeldahl</sub>	mg/l	44	1,6	37	2,2	43	2,6	
P <sub>totaal</sub>	mg/l	7,2	0,21	6,6	0,73 <sup>2)</sup>	8,2	0,78 <sup>2)</sup>	0,6 <sup>3)</sup>
zwevende stof	mg/l	153	2	151	6	190	20	12

- 1) gemiddelde over één kalenderjaar.
- 2) ten behoeve van het demonstratieonderzoek is over bepaalde perioden in 2007 en 2008 tijdelijk minder ijzer c.q. aluminium gedoseerd. Hierdoor is de streefwaarde voor de RWZI tijdelijk overschreden en is het P gehalte in het effluent representatiever voor de gemiddelde Nederlandse situatie.
- 3) als voortschrijdend gemiddelde over 10 achtereenvolgende metingen.

Op de AWZI Leiden Zuid-West wordt het debiet bij DWA redelijk stabiel gehouden op circa 1.200 m<sup>3</sup>/h door een vast aantal influent pompen in te schakelen en het bufferende vermogen van het riool te gebruiken. Wanneer de wateraanvoer naar de RWZI toeneemt wordt een extra influent pomp ingeschakeld. Het debiet dat door de RWZI wordt geleid neemt dan doorgaans gedurende ca. 30 minuten toe tot ongeveer 1.900 m<sup>3</sup>/h. De extra pomp wordt weer uitgeschakeld wanneer het waterpeil in de influentkelder voldoende is gezakt. Bij DWA kan dit zich 0 tot 12 keer per dag voordoen. Bij RWA kan het afloop NBT-debiet toenemen tot circa 5.000 m<sup>3</sup>/h. Wanneer het debiet meer is dan 1.800 m<sup>3</sup>/h (1.200 m<sup>3</sup>/h keer factor RWA/DWA = 1,5) worden de nageschakelde filters belast met het maximaal ingestelde debiet.

#### 4.2.2 SLIBLIJN

Het surplusslib wordt ingedikt met behulp van indikcentrifuges en vervolgens vergist. Het vergiste slib wordt met behulp van centrifuges ontwaterd, waarbij het centraat wordt teruggevoerd naar het begin van de zuivering. Het ontwaterde slib wordt met containers afgevoerd naar de verbrandingsinstallatie van DRSH.

#### 4.3 DEMONSTRATIE-INSTALLATIE LEIDEN ZUID-WEST

De keuze voor de toepasbare techniek of combinatie van technieken is in eerste instantie bepaald door de gewenste waterkwaliteit en de gewenste verwijderingsrendementen per component. Daarnaast moeten technieken in 2009 op praktijkschaal toepasbaar zijn, in staat zijn grote debieten te kunnen behandelen en bij voorkeur een breed spectrum van stoffen kunnen verwijderen. De toegepaste zuiveringstechnieken in de demonstratie-installaties op de AWZI Leiden Zuid-West zijn gebaseerd op de “kleinste” full-scale uitvoering.

Bijlage I presenteert schematisch de demonstratie-installatie op de AWZI Leiden Zuid-West (zie Afbeelding 9) met daarin de configuraties van de verschillende filtratieprocessen, de doseerpunten voor coagulanten en methanol en de online meetpunten. In de demonstratie-installatie is parallel, in serie of kruislings aan twee onderzoeksstraten gewerkt:

- onderzoeksstraat A, één-filterconcept;
- onderzoekstraat B, twee-filterconcept en één-filterconcept.

Door deze combinatie kunnen alle voorgestelde KRW-scenario's uit het STOWA-rapport Verkenningen Zuiveringstechnologie en KRW [3] worden onderzocht.

AFBEELDING 9 ONDERZOEKSHAL MET DEMONSTRATIE-INSTALLATIE OP AWZI LEIDEN ZUID-WEST



##### 4.3.1 BUFFER EN VOORBEHANDELING

Een deelstroom van het afloopwater van de nabezinktanks van de AWZI Leiden Zuid-West wordt met een grofrooster (3 mm) (zie Tabel 5) gezeefd en verzameld in een continu doorstroomde buffertank waarin online de concentraties voor  $P_{\text{totaal}}$ ,  $PO_4\text{-P}$ ,  $NO_x\text{-N}$ , de troebelheid, pH en het zuurstofgehalte worden gemeten. Op basis van deze online metingen wordt de dosering van methanol en coagulant in de onderzoeksstraten A en B gestuurd. Voor methanol



is dit gebeurd op basis van ingestelde verhoudingen ten opzichte van de  $\text{NO}_x\text{-N}$  concentratie en het zuurstofgehalte in combinatie met het debiet. De coagulantdosering is gestuurd op basis van de  $\text{PO}_4\text{-P}$  meting in combinatie met het debiet.

Vanuit de buffertank zijn de onderzoekstraten A en B gevoed.

TABEL 5

SPECIFICATIE GROFROOSTER EN AANVOERPOMP

onderdeel	eenheid	capaciteit
spleetwijdte/ porie opening grofrooster	mm	3
reiniging grofrooster	-	handmatig
capaciteit aanvoerpomp	$\text{m}^3/\text{h}$	175

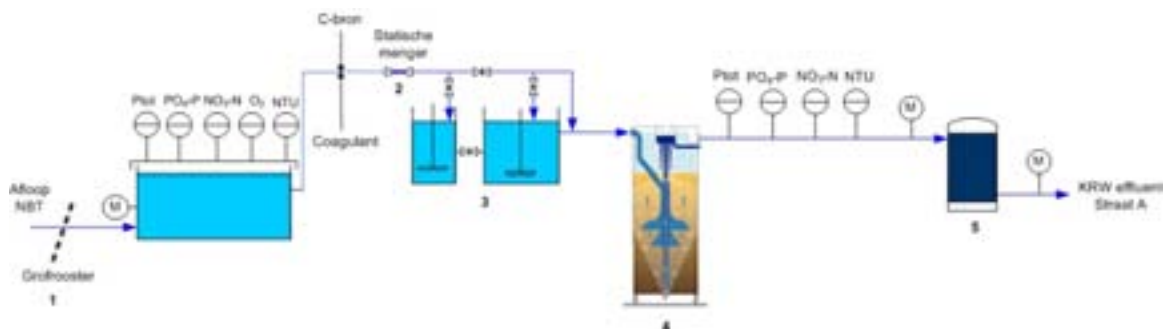
#### 4.3.2 ONDERZOEKSSTRAAT A, ÉÉN-FILTERCONCEPT

Straat A is ontworpen om stikstof en fosfaat te verwijderen in één continu zandfilter. Een processchema van onderzoekstraat A is weergegeven in Afbeelding 10. Het afloop NBT passeert allereerst het grofrooster (zie nummer 1 in Afbeelding 10). De initiële menging van coagulant (en koolstofbron) gebeurt met behulp van een regelbare schuifafsluiter (2), waarmee de initiële mengenergie op een gewenste waarde kan worden ingesteld bij verschillende debieten. Voor de vlokvorming kan al dan niet een vlokvormingsruimte (3) worden voorgeschakeld. Zowel de verblijftijd als de mengenergie in de vlokvormingsruimte is instelbaar van respectievelijk 0–25 minuten en  $40\text{--}200\text{ s}^{-1}$ . Vanuit de vlokvormingsruimte (zie Afbeelding 11) wordt het denitrificerende continu filter (4), met een filteroppervlak van  $3\text{ m}^2$  en een filterbedhoogte van 2 m (bestaande uit kwartszandbed met een nominale korrel diameter van 1,2 – 2,0 mm) gevoed met gecoaguleerd afloopwater van de nabezinktanks. Het filtraat van dit continu zandfilter kan worden verpompt naar één van twee identieke actiefkoolfilters met een bedvolume van  $2\text{ m}^3$  en een bedhoogte van 2 m (zie nummer 5 in Afbeelding 10).

Bijlage I beschrijft de ontwerpgegevens van straat A.

AFBEELDING 10

PROCESSHEMA ONDERZOEKSSTRAAT A





AFBEELDING 11 VLOKVORMINGSTANK (ZWART OP VOORGROND) EN CONTINU ZANDFILTER (RECHTS IN DETAIL) IN ONDERZOEKSSTRAAT A



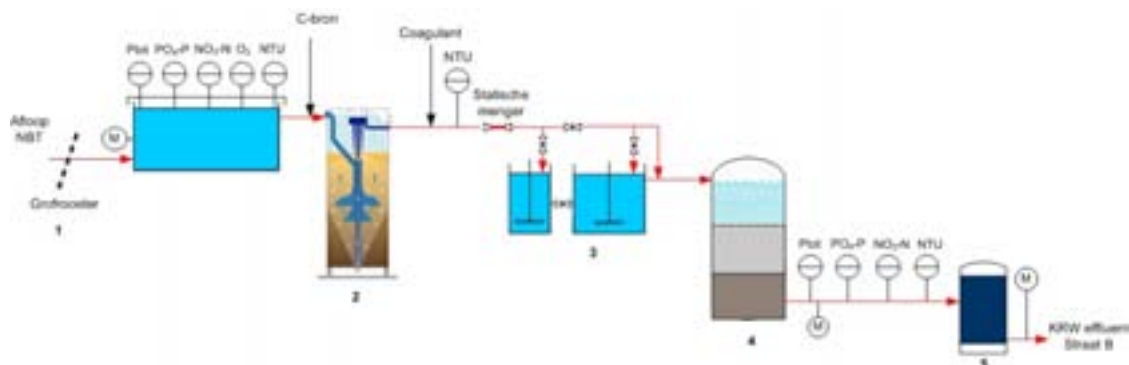
#### 4.3.3 ONDERZOEKSSTRAAT B, TWEE- EN ÉÉN-FILTERCONCEPT

Onderzoeksstraat B kan zowel als één-filterconcept als twee-filterconcept worden bedreven. In de periode van november 2006 tot april 2008 is het twee-filterconcept onderzocht. Vanaf mei 2008 tot en met januari 2009 is het continu filter binnen straat B afgekoppeld en is het vastbedfilter als één-filterconcept beproefd.

##### TWEE-FILTERCONCEPT

Straat B als twee-filterconcept is ontworpen om met één continu filter (met methanoldosering)  $N_{\text{totaal}}$  te verwijderen gevolgd door fosfaatverwijdering via vastbedfiltratie (zie Afbeelding 12). Vanuit de buffertank (1) wordt na koolstofbrondosering het denitrificerende continu filter (2) met een filteroppervlak van 3 m<sup>2</sup> en een filterbedhoogte van 2 m (bestaande uit kwartszandbed met een nominale korreldiameter van 1,2 – 2,0 mm) gevoed. Het filtraat van dit continu zandfilter wordt via statische menging, waarmee de coagulant intensief wordt gemengd met het water, verpompt richting het vastbedfilter. Voorafgaande aan het vastbedfilter (4) kan voor de vlokvorming al dan niet een vlokvormingsruimte (3, zie Afbeelding 13) worden gebruikt. Zowel de verblijftijd als de mengenergie in de vlokvormingsruimte zijn instelbaar van respectievelijk 0 – 25 minuten en 40 – 200 s<sup>-1</sup>. Het vastbedfilter (4) heeft een effectief filteroppervlak van 3 m<sup>2</sup> en is opgebouwd uit een top antracietlaag van 600 mm en een laag kwartszand van 900 mm. Voor zowel de antracietlaag als het kwartszand zijn verschillende korreldiameters toegepast met als resultaat een grof en een fijn filterbed. De korreldiameters voor het grove filterbed variëren tussen 2,0-4,0 mm voor antraciet en 1,5-2,25 voor kwartszand. Voor het fijnere filterbed variëren de korrels tussen 1,4-2,0 mm voor antraciet en 0,7-1,25 voor kwartszand. Het filtraat van het vastbedfilter wordt gevoed aan één van twee identieke actiefkoolfilters met een volume van 2 m<sup>3</sup> en een bedhoogte van 2 m (zie nummer 5 in Afbeelding 12).

AFBEELDING 12 PROCESSCHEMA ONDERZOEKSSTRAAT B TWEE-FILTERCONCEPT



Zie bijlage I voor de ontwerpgegevens van straat B.

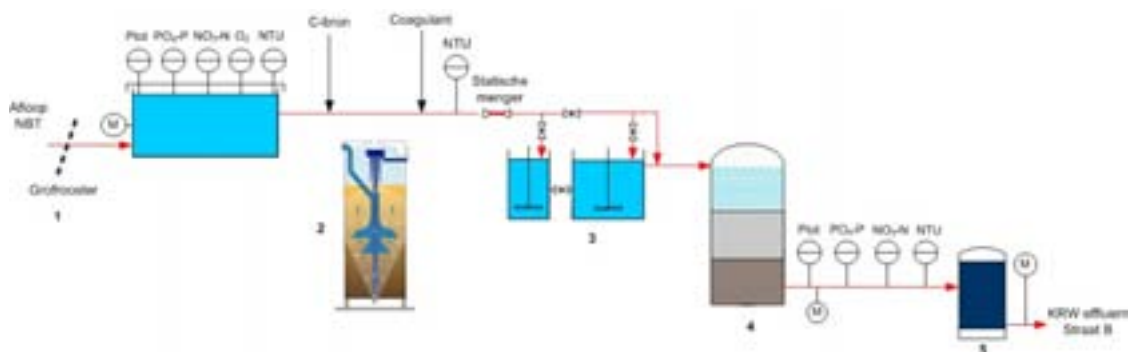
AFBEELDING 13 VLOKVORMINGSTANK (ZWART OP VOORGROND) EN VASTBEDFILTER (LINKS IN DETAIL) IN STRAAT B



### ÉÉN-FILTERCONCEPT

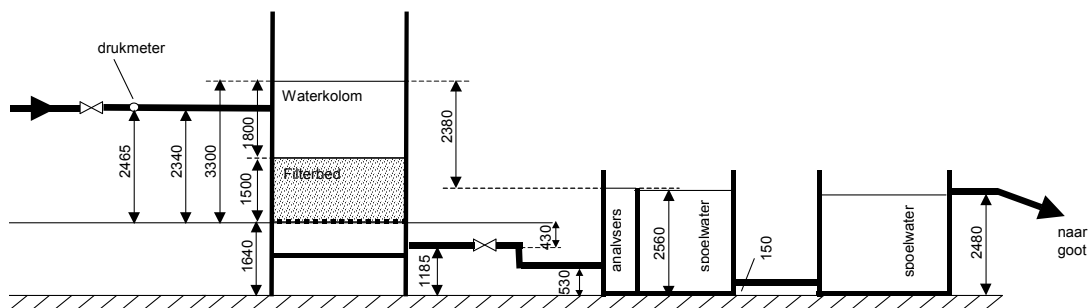
Bij de omschakeling naar het één-filterconcept zijn de afsluiters naar het continu zandfilter dichtgezet, waardoor het afloopwater NBT niet meer over het continu filter wordt geleid. De overige materialen en instellingen zijn gelijk gebleven met het twee-filterconcept. Het proces-schema van het één-filterconcept van onderzoeksstraat B is weergegeven in Afbeelding 14.

AFBEELDING 14 PROCESSCHEMA ONDERZOEKSTRAAT B ÉÉN-FILTERCONCEPT



De waterstroming door het vastbedfilter wordt mogelijk gemaakt doordat het waterniveau in het filter hoger is vergeleken met het waterniveau in de spoelwaterbuffers. Optimale uitvoering van vastbedfiltratie is aanwezig wanneer de spoelwaterbuffer onder het filter is geplaatst zodat een vrije uitstroom mogelijk is. Het vastbedfilter dat wordt getest bij het demonstratieonderzoek Leiden Zuid-West is niet op deze manier uitgevoerd. Een weergave staat in Afbeelding 15. Het vastbedfilter is communicerend gekoppeld aan de spoelwaterbuffer. Er heerst echter wel een drijvende kracht (verschil in waterstand bovenwater in het vastbedfilter en waterspiegel in de buffer) van 2,4 mWk. Dit is ruim voldoende voor de werking van het filter.

AFBEELDING 15 OVERZICHT HOOGTES VASTBEDFILTER (IN MM)



Voor het vastbedfilter is een spoelprogramma ontwikkeld bestaande uit 5 fasen die elk separaat kunnen worden ingesteld. Het spoelprogramma wordt gestart op basis van de volgende criteria:

1. Bovenwaterstand in meter (drukval);
2. Looptijd in uren (looptijd);
3. Troebelheid of orthofosfaat in het filtraat (doorslag).

De bovenwaterstand is daarbij bepalend boven de overige criteria. Dit betekent, als een sturing op basis van looptijd wordt gekozen en de looptijd nog niet verstreken is maar de bovenwaterstand oploopt, het filter zal worden teruggespoeld. Bij het hoofdspoelprogramma voor het terugspoelen van het filterbed kunnen verschillende fasen worden gedefinieerd waarbij water en luchtspoeling worden afgewisseld. Het hoofdspoelprogramma dat tijdens het grootste gedeelte van het onderzoek toegepast is weergegeven in Tabel 6. In fase 5 wordt de filtratiesnelheid (terugspoelsnelheid) langzaam afgetoerd zodat stratificatie kan plaatsvinden.

TABEL 6 INSTELLINGEN HOOFDSPOELPROGRAMMA VASTBEDFILTER

fase	duur (sec)	spoeling met	filtratiesnelheid (m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> h)	waterverbruik (m <sup>3</sup> )
1	90	lucht	-	-
2	90	water	30	2,1
3	200	water	50	7,9
4	60	water	30	1,4
5	120	water	30→0	1,9
totaal				13,3

Daarnaast is er een verkort programma mogelijk voor het verwijderen van alleen stikstofgas als gevolg van denitrificatie, de zogenaamde bump cleaning procedure. Deze is alleen van toepassing voor het één-filterconcept met vastbedfiltratie van straat B. Door stikstofgas te verwijderen ontstaat er meer ruimte in het filterbed waardoor de benodigde druk afneemt. Het beoogde gevolg is een langere looptijd in combinatie met minder spoelwaterproductie. De term bump cleaning is gekozen doordat het filterbed een kleine 'bump' krijgt en stikstofgas uit het bed wordt verdreven.

De bump cleaningen worden uitgevoerd door een waterspoeling met een terugspoelsnelheid van 20 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h met een duur van 120 seconden. Demonstratieonderzoek te Horstermeer heeft uitgewezen dat met deze instellingen aanzienlijk langere looptijden haalbaar zijn, waarbij de verwijderingsrendementen voor fosfaat en stikstof niet worden beïnvloedt.

## 4.4 ANALYSES

### 4.4.1 ONLINE-METINGEN

Door het gebruik van online meters kunnen de effecten van de verschillende instellingen, die gepaard gaan met het proces, worden geanalyseerd. De demonstratie-installaties zijn op verschillende waterstromen (zie Tabel 7) uitgerust met online metingen voor processturing en analyse van het dynamische gedrag van de installaties onder wisselende omstandigheden. Voor het onderzoek zijn de volgende online metingen gebruikt:

- $P_{\text{totaal}}$  en  $P_{\text{ortho}}$  met PHOSPHAX-sigma  $P_{\text{totaal}}$  procesfotometer met monstervoorbehandeling, maar zonder 0,45  $\mu\text{m}$  filtratie;
- $\text{NO}_x\text{-N}$  met NITRATAX plus sc probe sonde 5 mm;
- $\text{O}_2$  met LDO online zuurstofsensor;
- Temperatuur;
- Troebelheid met SOLITAX sc T-line troebelheidssonde (0-4000 NTU, kunststof met wisser);
- pH met pH-D-S sc pH sonde, Ryton;
- DR 2800 Spectrofotometer voor analyse van transmissie.

De online-analysers voor orthofosfaat en totaalfosfaat meten iedere 6 minuten afwisselend orthofosfaat en totaalfosfaat. De metingen in het afloopwater van de nabezinktanks worden gebruikt voor de sturing van de metaalzoutdosering en de methanoldosering. Het monster voor een orthofosfaatmeting wordt in de analyse niet gefiltreerd over 0,45  $\mu\text{m}$ . Het gevolg hiervan is dat eventueel metaalgebonden fosfaat in de oplossing komt en wordt gemeten als orthofosfaat. Wanneer een RWZI veel metaalgebonden fosfaat uitspoelt, geeft dit een meetfout. Indien de metaaldosering wordt gestuurd op deze waarde kan mogelijk een overdosering aan metaalzout worden veroorzaakt [37].

TABEL 7

ONLINE-METINGEN OP MONSTERNAMEPUNTEN IN DE DEMONSTRATIE-INSTALLATIE

	afloop nabezinktank	filtraat continu filter straat A	filtraat vastbedfilter straat B
$P_{\text{totaal}}$	x	x	x
$P_{\text{ortho}}$	x	x	x
$\text{NO}_x\text{-N}$	x	x	x
zuurstof	x		
troebelheid	x	x	x
temperatuur	x		
pH	x		

De analysers zijn twee keer in de week gekalibreerd aan de hand van sneltestanalyses. Bij afwijking met de gemeten waarde van de sneltestanalyse is de online gemeten waarde bijgesteld en opnieuw gecontroleerd aan de hand van een sneltestanalyse. Het bijstellen van de analysers is mogelijk door de instellingen in het menu van de besturing van de analysers aan te passen. In het lopende onderhoudscontract werden de analysers regelmatig op basis van de bedrijfsmethodiek van HachLange gekalibreerd.

Gedurende het onderzoek zijn de analysers twee tot drie keer in de week handmatig gereinigd. Met name de NITRATAX benodigde veel beheer en onderhoud doordat de lens snel vervuilde. Met name het gedoseerde ijzer zette zich af op de lens (en de rest van de onderdelen), wat tegengegaan is door gebruik te maken van zoutzuur en wattenstaafjes.

#### 4.4.2 DATA-ANALYSE ONLINE-METINGEN

De online-metingen zijn automatisch eens per vijf minuten gelogd en opgeslagen in een datafile. Elke week werd een nieuwe datafile aangemaakt van de verzamelde gegevens. Naast online-metingen van de waterkwaliteit werden ook gegevens betreffende de debieten, (tegen) drukken, bovenwaterstanden, dosering van C-bron en coagulant en dergelijke om de vijf minuten gelogd. De data uit de verzamelfile werden in MS-office omgezet naar grafieken of rapportages, welke gebruikt worden om te controleren of er storingen zijn opgetreden. De resultaten die werden gepresenteerd kwamen doorgaans voort uit perioden met weinig tot geen storingen, zodat de weergegeven resultaten zo min mogelijk zijn verstoord.

Een gedeelte van de gelogde data kon niet worden gebruikt doordat met name:

- data in de opstartperiode (hiervoor dient zeker met drie maanden rekening gehouden te worden) niet betrouwbaar of representatief waren;
- de concentraties in het afloop NBT (te) laag waren om als representatief aan te merken;
- storingen van de analysers optraden, zodat bijvoorbeeld de C-bron-dosering of de filters werd uitgeschakeld;
- voedingspompen van de onderzoeksstraten werden uitgeschakeld, doorgaans veroorzaakt door slibuitspoeling op de AWZI of het verstopt raken van het grofrooster.

Daarnaast zijn kortstondige storingen opgetreden, zoals dat de terugspoeling van het vastbedfilter bleef hangen in de spoelprocedure, waardoor de spoeling niet werd afgemaakt en hervatting van de waterbehandeling niet plaatsvond.

Al met al is ongeveer de helft van de verzamelde data over de periode maart 2006 – januari 2009 verwerkt tot bruikbare onderzoeksgegevens.

#### 4.4.3 SNELTESTANALYSE

Voor onderzoek is gebruik gemaakt van sneltesten c.q. HachLange-cuvettentesten ter controle en kalibratie van de online metingen en verschillende deelonderzoeken. De volgende HachLange-analysetesten zijn gebruikt:

- $P_{\text{totaal}}$  en  $P_{\text{ortho}}$ ;
- $N_{\text{totaal}}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2\text{-N}$  en  $\text{NH}_4\text{-N}$ ;
- metaalzout van het gebruikte coagulant (in gebonden en opgeloste vorm);
- zware metalen (zink, koper, cadmium, lood);
- chemisch zuurstofverbruik;

Andere sneltestanalyses zijn:

- zuurstof;
- deeltjestellingen ter controle van het coagulatieproces;
- fractioneringen voor inzicht in de verdeling van fosfaat.

#### 4.4.4 LABORATORIUMANALYSES

Ter controle en bevestiging van de online-meetgegevens zijn wekelijks debietproportioneel 24-uurs (08:00 – 08:00 h) verzamelmonsters genomen van verschillende stromen (toevoer en afvoer van installaties). De monsters zijn geanalyseerd op het STER-gecertificeerde laboratorium van het Hoogheemraadschap van Rijnland op de volgende relevante componenten voor het onderzoek naar vergaande nutriëntenverwijdering:

- zwevende stof;
- CZV, BZV;
- $P_{\text{totaal}}$ ;

- $P_{\text{ortho}}$  (uitgevoerd volgens eigen standaard over 3-7  $\mu\text{m}$  papierfilter (zie hiervoor ook informatie in bijlage II));
- $N_{\text{totaal}}$ ;
- $N_{\text{kjeldahl}}$ ;
- $\text{NH}_4\text{-N}$ ;
- $\text{NO}_2\text{-N}$ ;
- $\text{NO}_3\text{-N}$ .

#### 4.4.5 APPARATUUR

Voor de bepaling van het type coagulant en de daarbij behorende experimenten is gebruik gemaakt van de volgende apparatuur:

- Standaardbekerglasapparaat;
- Cuvettentesten Hach-Lange inclusief fotospectrometer type DR2800;
- Deeltjester MetOne PCX, ISO-13320-1:1999(E);
- Deeltjester Hiac R, ISO-13320-1:1999(E);
- Fractioneringset inclusief membraanfilters in de range van 0,1  $\mu\text{m}$  tot 20  $\mu\text{m}$ ;
- Vacuümpomp ten behoeve van de fractioneringen;
- Zuurstofmeter.

### 4.5 TESTMETHODEN

#### 4.5.1 FOSFAATVERDELING EN FRACTIONERING

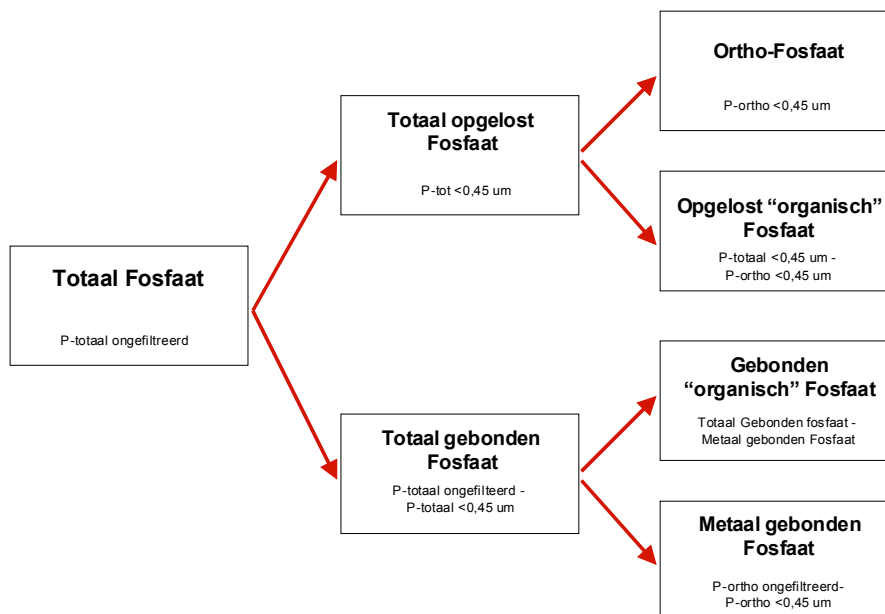
In oppervlaktewater en ook in afvalwater is fosfaat in verschillende vormen aanwezig. Er kan onderscheid worden gemaakt tussen opgelost en gebonden fosfaat. De verdeling tussen opgelost en gebonden wordt gemaakt door filtratie over 0,45  $\mu\text{m}$ . In opgeloste vorm kan fosfaat deel uitmaken van organische verbindingen. Opgelost organisch fosfaat kan net als orthofosfaat deelnemen aan een neerslagreactie met metaalzouten. Ook kan het absorberen aan deeltjes of aan filtermateriaal. Opgelost organisch fosfaat kan gebonden zijn aan humus- en fulvinezuren [37].

In samenwerking met de Technische universiteit Delft, het Hoogheemraadschap van Rijnland en Waternet heeft Witteveen+Bos een meetmethode ontwikkeld ter bepaling van de fosfaatfracties in afvalwater en effluent, die als volgt wordt toegelicht.

Totaalfosfaat kan worden onderverdeeld in vier meetbare fracties, dit zijn orthofosfaat, metaalgebonden fosfaat, opgelost 'organisch' fosfaat en gebonden 'organisch' fosfaat [42]. Organisch wordt tussen aanhalingstekens geschreven omdat dit eigenlijk de som is van anorganisch zuur hydrolyseerbaar fosfaat (polyfosfaten en pyrofosfaten) en organisch fosfaat. Deze verdeling naar fosfaattype wordt aangeduid als fosfaatverdeling [42].

Voor het bepalen van de fosfaatverdeling, zie Afbeelding 16, zijn vier metingen nodig. Deze metingen zijn orthofosfaat in een ongefiltreerd monster, orthofosfaat in een monster gefiltreerd over 0,45  $\mu\text{m}$ , totaalfosfaat in een ongefiltreerd monster en totaalfosfaat in een monster gefiltreerd over 0,45  $\mu\text{m}$ . Voor de filtratie over 0,45  $\mu\text{m}$  worden cellulose-acetaatfilters gebruikt. Er wordt 10 ml gefiltreerd met een onderdruk van 50 mbar. Bij een groter volume of hoger vacuüm kunnen afwijkingen in de meting ontstaan, als gevolg van koekfiltratie of doordat deeltjes afbreken en door het filter heen worden getrokken. De fosfaatconcentraties worden gemeten met Hach-Lange cuvettesten LCK 349 [37].

AFBEELDING 16 VERDELING VAN FOSFAAT EN DE MEETMETHODE



De fracties gebonden fosfaat kunnen worden gescheiden door middel van filtratie. De afmeting en de sterkte van de metaalgebonden vlokken en deeltjes is hierbij van belang. De verdeling van de deeltjesgrootte van metaalgebonden fosfaat kan worden bepaald door het monster te filtreren over filters met een poriegrootte van 0,45, 2 en 10  $\mu\text{m}$ . Dit resulteert in concentratiegebieden behorend bij metaalgebonden fosfaatdeeltjes voor: < 0,45  $\mu\text{m}$  (= ortho-fosfaat), 0,45-2  $\mu\text{m}$ , 2-10  $\mu\text{m}$  en > 10  $\mu\text{m}$ . Deze verdeling wordt aangeduid als fractionering. In principe kan elke willekeurige afscheidingsdiameter in de fosfaatfractionering worden toegepast om specifieke deeltjesgroottefractioneringen te bepalen [37, 42, 45].

Door uitvoering van fractioneringen van de afloop NBT en supernatanten van bekersglasproeven (na chemische P-precipitatie) of filtraten kan zo worden bepaald welke fosfaatfracties in de geteste media aanwezig zijn. Hiermee kan tevens inzicht worden verkregen in welke deeltjesgroottefracties verontreinigingen zich moet bevinden om afgescheiden te kunnen worden met de filterconfiguratie en/of welke vlogkrootten moeten worden nagestreefd bij coagulatie en flocculatie.

De fosfaatverdeling en -fractionering kan nauwkeurige informatie geven over de coagulatie en vlokvorming, maar ook over vlokverwijderingstechnieken zoals filtratie en bezinking. De resultaten van de fosfaatverdeling maken het mogelijk om procesinstellingen zoals initiële menging, verblijftijden in vlokvormingsruimten en filterprocessen met elkaar te vergelijken.

Naast fractioneringen zijn deeltjestellingen uitgevoerd om inzicht te verkrijgen in de verschuiving van deeltjesgrootte afhankelijk van procesomstandigheden zoals verblijftijd,  $\text{Me}/\text{PO}_4\text{-P}$  verhouding en mengenergie. Deeltjestellingen zijn uitgevoerd volgens ISO-13320-1:1999(E). De meetmethode is gebaseerd op lichtblokkering door deeltjes wanneer deze worden beschenen met een laser straal. Het monster stroomt door een meetcuvet waarin een laser door het monster straalt. Met behulp van een lichtextinctiefotodiodesensor wordt het verlies aan lichtintensiteit, veroorzaakt door deeltjes, omgezet in een elektrische puls. Vanuit de frequentie en de amplitude van de elektrische puls wordt de deeltjesgrootte berekend. Zo worden de aantallen deeltjes van een bepaalde deeltjesdiameter gemeten.



#### 4.5.2 BEKERGLASEXPERIMENTEN

Voor de selectie van het type coagulant zijn verschillende coagulanten getest met bekerglas-experimenten. Bij de testen is een zo hoog mogelijke initiële mengenergie (G-waarde) gebruikt ten tijde van dosering, waarna de mengenergie wordt verlaagd naar zo laag mogelijke waarde zonder bezinking in bekerglazen te krijgen. De vlokvormingstijd is gekozen op 10 minuten, zodat deze in het middenbereik van de vlokvormingsruimten van de demonstratie-installatie zit. De testen zijn uitgevoerd met de in Tabel 8 vermelde coagulanten.

TABEL 8 OVERZICHT TOEGEPASTE COAGULANTEN

productnaam	metaal concentratie [g/l]	viscositeit [mPas] (bij 20 °C)
FeCl <sub>3</sub>	196 Fe <sup>3+</sup>	10
AlCl <sub>3</sub>	125 Al <sup>3+</sup>	5
AlCl <sub>3</sub>	77 Al <sup>3+</sup>	5
Q-sep	33 Fe <sup>3+</sup> en 128 Al <sup>3+</sup>	< 60
Q-pus	125 Al <sup>3+</sup>	< 60
Q-pul	67 Al <sup>3+</sup>	< 20
PAX-11	63 Al <sup>3+</sup>	10 (25°C)

#### 4.6 OPERATIONELE ONDERZOEKSMETHODEN

Naast analytische methoden zijn operationele methoden gebruikt tijdens de dagelijkse bedrijfsvoering ter aanvulling van benodigde informatie.

##### 4.6.1 COAGULANTDOSERING

De Me/PO<sub>4</sub>-P verhouding of coagulantdosering in mg/l is ingesteld op basis van het maximale PO<sub>4</sub>-P verwijderingsrendement. Nadat de streefwaarde van 0,15 mg P <sub>totaal</sub>/l is bereikt, is de dosering verder geoptimaliseerd om hiermee de minimaal benodigde dosering vast te stellen. PO<sub>4</sub>-P verwijderingsrendementen met Me/PO<sub>4</sub>-P verhouding variërend tussen 2 – 8 mol/mol (respectievelijk 0,5 en 12 mg Fe<sup>3+</sup>/l) zijn onderzocht met behulp van online data en sneltest-analyses van Hach Lange waarmee fosfaatverdelingen en fosfaatfractioneringen zijn bepaald. Tevens zijn experimenten uitgevoerd om de invloed van de coagulantdosering te bepalen op andere parameters gedurende filtratie zoals de lengte van de looptijden, de filtratiesnelheid en de maximale berging van het filterbed. Deze experimenten bestaan uit metingen van totaalfosfaat en coagulant concentraties over de gehele diepte van het filterbed.

##### 4.6.2 INITIËLE MENGENERGIE

Ten behoeve van de minimalisatie van het chemicaliëngebruik en met name de energieconsumptie, is het van belang dat de coagulant optimaal wordt gedoseerd, gemengd en gebonden aan de negatieve fosfaationen. Deze optimalisatie wordt bepaald door initiële mengenergie, op het punt van, of direct na het doseren van de coagulant. De literatuur- en praktijkverwijzingen over de meest ideale G-waarde voor initiële menging zijn niet consistent. Een hoge mengenergie heeft echter een substantieel hoger energieverbruik tot gevolg. Na aanleiding hiervan is besloten onderzoek uit te voeren naar de invloed van mengenergie op de fosfaatverwijdering op de AWZI Leiden Zuid-West.

Voor het onderzoek wordt de G-waarde voor initiële menging gevarieerd tussen 300 s<sup>-1</sup> en 2000 s<sup>-1</sup>, waarna de invloed van deze verschillende G-waarden wordt onderzocht op de fosfaatverdeling en fosfaatfractionering (gemeten in de bovenwaterlaag van het vastbedfilter) en de fosfaatverwijdering [37, 45].



De G-waarde van  $300 \text{ s}^{-1}$  is de minimale G-waarde die al wordt veroorzaakt door stroming door de aanvoerleiding, zonder dat een mengfaciliteit wordt toegepast. De schuifafsluiter, waarmee de mengintensiteit geregeld kan worden, is in dit geval volledig geopend. Een G-waarde van  $2000 \text{ s}^{-1}$  wordt verkregen door de schuifafsluiter voor zestig procent te sluiten [37, 45]. De G-waarde is optimaal wanneer het resulteert in een volledige binding van  $\text{PO}_4\text{-P}$  en daarnaast een maximale verwijdering van fosfaat oplevert.

#### 4.6.3 VLOKVORMING

In het demonstratieonderzoek is besloten nut en noodzaak van vlokvormingsruimten nader te onderzoeken. De invloed van extra vlokvormingstijd op de vloggrootte en de filtraatkwaliteit na zandfiltratie wordt onderzocht. De vloktanks kunnen beide worden gepasseerd, afzonderlijk worden gebruikt of in serie worden geplaatst. Bij een filtratiesnelheid van  $10 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  is de maximale vlokvormingstijd 25 minuten. Procesinstellingen, zoals doseerverhouding of concentraties, vloktijd en de optimale mengenergie tijdens de vlokvorming, zijn eerst op laboratoriumschaal met behulp van bekersglasproeven getest, alvorens getest op de proefinstallatie [37].

Op de demonstratie installatie is de vlokvorming in de vlokvormingstanks in eerste instantie getest bij maximale verblijftijd in combinatie met een zo laag mogelijk ingestelde mengenergie. Deze maximale vlokvorming is vergeleken met de situatie zonder de extra vlokvorming voor de fosfaatverdeling, fosfaatfractionering (gemeten in de bovenwaterlaag van het vastbedfilter) en de fosfaatverwijdering.

#### 4.6.4 TEMPERATUURSINVLOED OP VLOKVORMING

Om de invloed van de temperatuur op de fosfaatverwijdering te vinden, zijn er verschillende bekersglasproeven uitgevoerd met water afkomstig van de afloop NBT. Monsters die vergeleken dienen te worden zijn gelijktijdig genomen en in de koelkast afgekoeld of op een kookplaatje verwarmd.

Coagulant (IJzer(III)chloride) is voorafgaand aan het experiment 50 maal verdund. Er wordt gebruik gemaakt van een vaste dosering van  $7 \text{ mg Fe}^{3+}/\text{l}$  (volume tot 15 ml). Na de dosering is 10 seconden op 300 rpm geroerd en daarna gedurende 10 minuten op 20 rpm. De G-waarde tijdens de initiële menging is laag, dit is echter het maximaal haalbare toerental met het bekersglasapparaat. Na afloop van de vloktijd wordt een fractionering uitgevoerd. Deze procedure is herhaald voor een hogere coagulant dosering en een aangepaste roerprocedure en vlokvormingstijd [47].

#### 4.6.5 OPTIMALISATIE DOSERING METHANOL

Voor vergaande nitraatverwijdering is het van belang dat de verhouding Methanol/ $\text{NO}_3\text{-N}$  en Methanol/ $\text{O}_2$  op orde is, echter overdosering moet worden voorkomen in verband met verspilling van chemicaliën. Onderdosering wordt tegengegaan door te reageren wanneer de  $\text{NO}_x\text{-N}$  concentratie in het filtraat van continu of vastbedfiltratie toeneemt. Om de methanoldosering te optimaliseren zijn periodiek handmatig CZV analyses uitgevoerd voor en na zandfiltratie. Bij een juiste dosering is het CZV in de afloop NBT ongeveer gelijk aan de concentratie in het filtraat. Bij overdosering is de CZV concentratie in het filtraat verhoogd.

#### 4.6.6 MAXIMALE DENITRIFICATIECAPACITEIT

Voor de bepaling van de maximale denitrificatiecapaciteit in de filters is het nitraatgehalte kunstmatig verhoogd vanwege de lage concentraties in de afloop van de nabezinktanks. Hiervoor is een natriumnitraatoplossing (35 % oplossing) in de buffertank gedoseerd aan het

voedingswater van de demonstratie-installatie. Voor de bepaling van de maximale nitraat-omzetting zijn de filters belast met de maximale hydraulische capaciteit.

#### 4.6.7 VARIËRENDE ZANDZAKSNELHEID

De zandzaksnelheid van de continu filters is instelbaar door middel van het aanpassen van de persluchttoevoer. De hoeveelheid perslucht wordt aangestuurd door een regelklep. Het effect van de zandzaksnelheid is onderzocht, door onder verschillende zandzaksnelheden en met en zonder toepassing van Astracontrol de verwijdering van stikstof, fosfaat, troebelheid en op operationele aspecten zoals de bedrijfsvoering en de spoelwaterproductie op basis van online-data vast te leggen.

De zandzaksnelheid kan worden gemeten door een meetstok met centimeterverdeling in de zandkolom te plaatsen en per bepaalde tijdseenheid waar te nemen hoever de meetstok is weggezakt. Voor de continu filters waarmee de testen op AWZI Leiden Zuid-West zijn uitgevoerd is het mogelijk de zandzaksnelheid op vier verschillende plaatsen in het zandbed te meten.

#### 4.6.8 VARIËRENDE DEBIETEN

Op een full-scale RWZI zullen nageschakelde filtratietechnieken een variërend debiet en vrachten stikstof en fosfaat moeten kunnen verwerken. Op de demonstratie-installatie is geëxperimenteerd met een variërende aanvoer. Deze is ingesteld door middel van een simulatie of het volgen van het effluentdebiet van de AWZI Leiden Zuid-West.

Bij het volgen van het AWZI debiet kan de nominale filtratiesnelheid en de maximale filtratiesnelheid worden ingesteld. De nominale filtratiesnelheid van een zandfilter is afhankelijk van maximaal toelaatbare filtratiesnelheid. Het Hoogheemraadschap van Rijnland heeft berekend dat de factor maximaal debiet (RWA) / nominaal debiet (DWA) 1,5 moet zijn om in dit geval 80% van het effluent van de AWZI te behandelen.

Het volgen van het AWZI debiet op de demonstratie installatie wordt mogelijk gemaakt door het instellen van een factor. Deze wordt berekend door het nominale debiet afloop NBT AWZI te delen door het gewenste nominale debiet van het filter. De factor die hieruit voortkomt wordt ingevoerd in het besturingssysteem. Het maximaal ingestelde debiet van de filters kan niet worden overschreden, ook al stuurt het debiet van de AWZI aan tot hogere debieten van de filters. Als maximaal debiet is in eerste instantie 60 m<sup>3</sup>/h ingesteld.

Als toetsingscriterium voor de hydraulische capaciteit is voor het continu filter de NO<sub>x</sub>-N en fosfaatconcentratie in het filtraat genomen. Zodra er een structurele toename van fosfaat of nitraat in het filtraat wordt geconstateerd wordt dit beschouwd als zijnde de maximale filtratiesnelheid.

Voor vastbedfiltratie is voor het volgen van het AWZI debiet gestart met dezelfde instellingen als voor het continu filter. Voor het bepalen van de maximale hydraulische capaciteit van het vastbedfilter is, naast doorslag van de NO<sub>x</sub>-N- en de fosfaatconcentratie, gekeken naar het aantal terugspoelingen per periode. Bij een onacceptabel aantal spoelingen wordt geconcludeerd dat de hydraulische capaciteit niet voldoet. Zo wordt een totale filterlooptijd van minder dan 7 à 8 uur als onacceptabel beschouwd.

#### 4.6.9 SPOELPROGRAMMA VASTBEDFILTER

Gedurende het onderzoek wordt de efficiëntie van de filterspoeling bepaald met behulp van lindquistdiagrammen. Deze lindquistdiagrammen zijn geconstrueerd met behulp van drukmeters die bevestigd zijn aan het filter. Door deze drukverschillen kan inzichtelijk gemaakt worden waar de fosfaataccumulaties of -verwijderingen op verschillende filterbedhoogtes zich bevinden. Bij een goed gespoeld bed neemt de troebelheid na een spoeling snel af en is de drukopbouw over het filterbed gelijk aan de schoonbedweerstand. Indien na een spoeling de troebelheid niet voldoende snel zakt of de schoonbedweerstand niet wordt bereikt, wordt de spoelprocedure aangepast.

#### 4.6.10 BUMP CLEANINGEN VASTBEDFILTER

In de onderzoeksperiode waarin het vastbedfilter is bedreven volgens het één-filterconcept is onderzocht of de looptijd kan worden verlengd door middel van toepassing van een zogenaamde “bump cleaning”. Het doel van een bump cleaning is het verwijderen van stikstofgas, ontstaan bij de denitrificatie door het filterbed periodiek kortstondig met water te spoelen. Vanaf de bovenkant van het filter kan worden waargenomen of tijdens de bump cleanings stikstofgas wordt uitgedreven, wat te zien is aan de hoeveelheid luchtbellen die vrijkomen. De duur van een bump cleaning en de terugspoelsnelheid zijn instelbaar en worden aangepast indien een bump cleaning niet het gewenste effect heeft. Daarnaast mag een bump cleaning niet leiden tot een verslechtering van de waterkwaliteit. Dit kan worden gemonitord aan de hand van de online-metingen van  $\text{NO}_x\text{-N}$ ,  $\text{P}_{\text{totaal}}$  en  $\text{P}_{\text{ortho}}$  en NTU.

#### 4.6.11 P-LIMITATIE VOOR HET ÉÉN-FILTERCONCEPT

Wanneer vergaande fosfaat- en nitraatverwijdering nagestreefd wordt, bestaat er het risico van P-limitatie gedurende filtratie. Daarom is het van belang dat de grenswaarde van de verhouding  $\text{PO}_4\text{-P}/\text{NO}_x\text{-N}$  gevonden wordt, waarboven geen P-limitatie of een remmende werking op de denitrificatie plaats kan vinden. Op basis van deze nader te bepalen grenswaarde kan vervolgens met de effluentgegevens van een RWZI worden bepaald of één filter toereikend is of dat een twee-filterconcept noodzakelijk is.

Om een lagere  $\text{PO}_4\text{-P}/\text{NO}_x\text{-N}$ -ratio te kunnen creëren voor het onderzoek moet het nitraatgehalte van het ingaande water worden verhoogd. Hiervoor is gekozen voor de dosering van een  $\text{NaNO}_3$ -oplossing. Om de resultaten te analyseren is de data van de online-analysers, handmatige sneltest analyses van steekmonsters en de 6 uur- en 24 uur-monsters gebruikt.

# 5

## RESULTATEN

### 5.1 INLEIDING

In dit hoofdstuk zijn de analyses en resultaten van het onderzoek naar vergaande nutriëntenverwijdering beschreven. Er is daarbij onderscheid gemaakt tussen de processen die plaatsvinden voor chemisch ondersteunde filtratie met en zonder biologische stikstofverwijdering; dit zijn coagulatie, flocculatie, denitrificatie en filtratie. In paragraaf 5.2 zijn de onderzoekresultaten van de chemische fosfaatverwijdering weergegeven. De onderzoeksresultaten betreffende filtratie zijn per filterconcept of deelproces beschreven om een duidelijk antwoord te genereren op de onderzoeksvragen naar de mogelijkheden van een één- of twee-filterconcept.

De toegepaste filterconcepten bestaan uit een één-filterconcept met het continu filter (straat A) in paragraaf 5.3, het twee-filterconcept in paragraaf 5.4 (straat B) en het één-filterconcepten met het vastbedfilter (straat B) in paragraaf 5.5. Binnen de paragrafen 5.3 tot en met 5.5 wordt onderscheid gemaakt in opstart, stikstofverwijdering, fosfaatverwijdering, de verwijdering van troebelheid en de operationele aspecten. Per paragraaf is een voorlopige conclusie gedefinieerd ter beantwoording van de relevante onderzoeksvragen.

### 5.2 COAGULATIE, INITIËLE MENGING EN VLOKVORMING

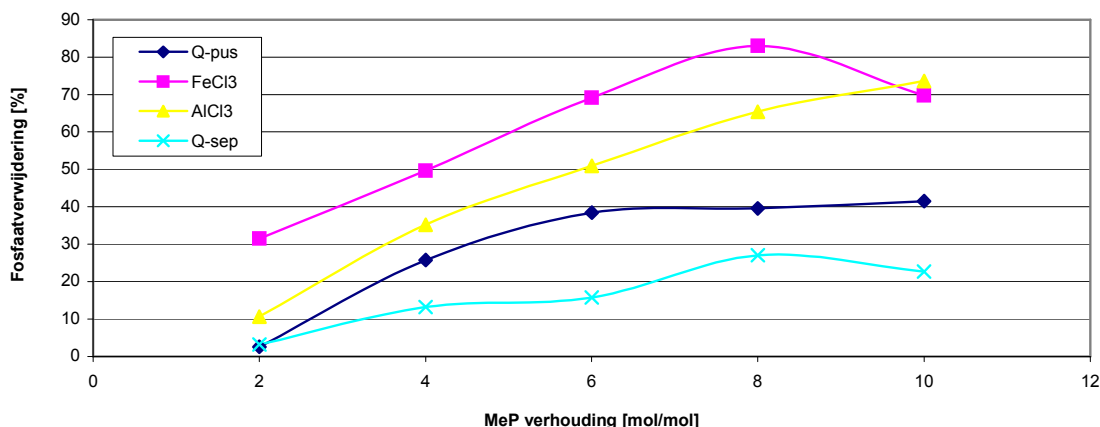
Om een efficiënte zwevende stof- en fosfaatverwijdering in nageschakelde filtratietechnieken te verkrijgen is een zo optimaal mogelijke coagulatie en flocculatie van belang. Essentieel daarbij zijn de doseerverhouding, de (initiële) menging voor coagulatie (fosfaat- en zwevende stofbinding) en de flocculatie (vlokgroei en invang van deeltjes). In deze paragraaf zijn verschillende aspecten betreffende de coagulatie, initiële menging en het vlokvormingsproces beschreven zoals deze zijn getest op de onderzoeksstraten A en B.

Coagulatie- en flocculatie-experimenten zijn zowel op labschaal in bekerglasproeven uitgevoerd als onder praktijkomstandigheden in de demonstratie-installaties.

#### 5.2.1 COAGULANT DOSERING

Op basis van de bekerglasproeven blijkt dat voor de afloop van de nabezinktanks van de AWZI Leiden Zuid-West ijzerchloride (roze lijn in grafiek) de meest doeltreffende coagulant is om de streefwaarde voor totaalfosfaat te behalen. De pH, welke mede de coagulantkeuze bepaald, had een waarde van 7 gedurende de testen. Een pH van 7-7,3 is standaard voor het afloop NBT van de AWZI Leiden Zuid-West.

Zie Afbeelding 17 en bijlage IV voor de onderlinge vergelijking van de coagulanten. In deze afbeelding zijn de Me/P-doseerverhoudingen van de verschillende coagulanten uitgezet tegen de bijbehorende verwijderingspercentages.

AFBEELDING 17 VERWIJDERINGRENDEMENTEN PORTHO VERSUS ME/PO<sub>4</sub>-P VERHOUDING (PTOTAAL INGAAND < 0,2 MG/L)

De theoretisch vereiste molverhouding tussen metaalzout en het te precipiteren fosfaat is 1 mol Me/mol PO<sub>4</sub>-P. In de praktijk is echter een overdosering nodig vanwege verlies van actief coagulant door hydroxydevorming, concurrentie met andere stoffen (bijvoorbeeld sulfide, methanol en organische micro verontreinigingen), overbelading en/of doorslag van actief metaalzout.

Voor alle coagulanten is in de toegepaste doseerrange vastgesteld dat de pH van het effluent niet of nauwelijks beïnvloed wordt door metaalzoutdosering. Mogelijke beïnvloeding van de denitrificatiecapaciteit van de filters door pH-veranderingen als gevolg van metaalzoutdosering wordt hierdoor uitgesloten.

Op basis van deze bekersglasproeven is vastgesteld dat bij lage ingaande P <sub>totaal</sub> concentraties (< 0,2 mg/l) in het effluent van de AWZI Leiden Zuid-West een Me/PO<sub>4</sub>-P verhouding van 8 mol/mol de meest effectieve metaalzoutdosering blijkt te zijn. Bij hogere ingaande fosfaatconcentraties (> 0,2 mg/l) zijn vervolgens lagere vereiste doseerverhoudingen gevonden. Op basis hiervan is een doseerstrategie ontwikkeld afhankelijk van het ingaande P <sub>orth</sub> gehalte (zie Tabel 9).

TABEL 9

ONTWIKKELDE DOSEERSTRATEGIE: ME/PO<sub>4</sub>-P VERHOUDING AFHANKELIJK VAN DE INGAANDE CONCENTRATIE

gemeten concentratie PO <sub>4</sub> -P afloopNBT [mg/l]	oorspronkelijke Me/PO <sub>4</sub> -P verhouding [mol /mol] op basis van 2 mg Me <sup>3+</sup> /l	resulterende Me/PO <sub>4</sub> -P verhouding [mol/mol]
0 – 0,15	7,5	7,5
0,15 – 0,30	4,5	4,0
0,30 – 0,60	3,75	4,0
0,60 – 1,2	2,5	4,0

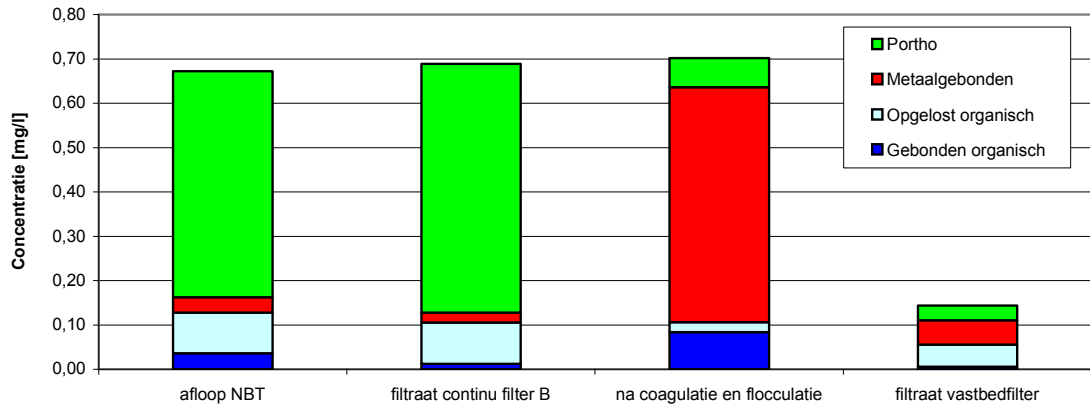
Deze geteste doseerregeling is in de loop van het onderzoek verder geoptimaliseerd. De resultaten hiervan zijn verwerkt in de paragrafen fosfaatverwijdering binnen het één- en twee-filterconcept.

### 5.2.2 FOSFAATFRACTIONERING

Om een indruk te krijgen van het effect van coagulatie, initiële menging en flocculatie op de fosfaatfracties zijn fractioneringen en fosfaatverdelingen uitgevoerd voor de waterstromen van onderzoeksstraat B. Met behulp van zes duplometingen is de gemiddelde verdeling van fosfaat bepaald in de afloop van de nabezinktank (aanvoer continu filter B), in het filtraat

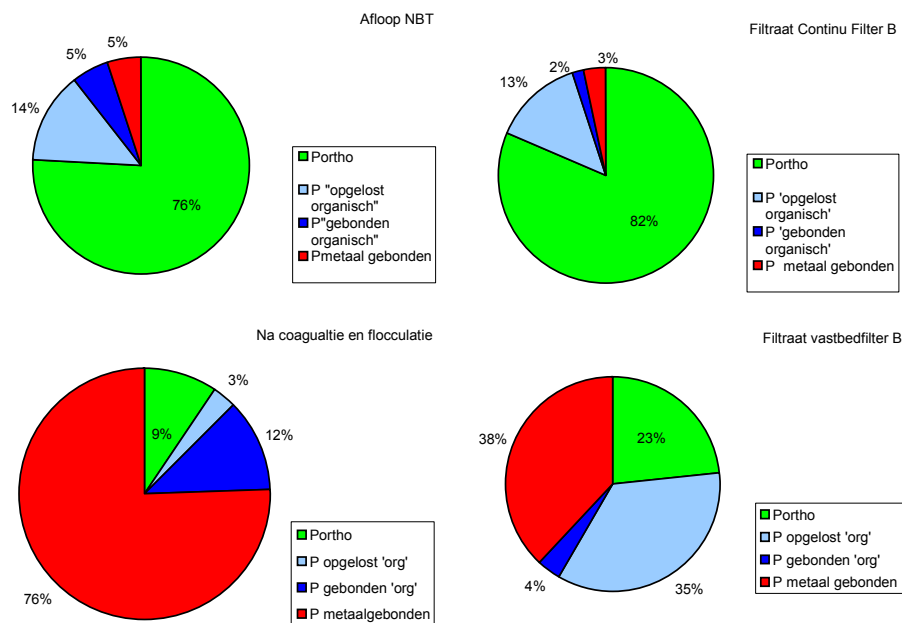
van continu filter B, na coagulatie en flocculatie (aanvoer vastbedfilter B), en in het filtraat van het vastbedfilter. De metingen zijn allen genomen bij een filtratiesnelheid van  $15 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ , een initiële menging van  $950 \text{ s}^{-1}$ , een vaste  $\text{Me}/\text{PO}_4\text{-P}$  verhouding van 4 mol/mol en een vlokformingsstijd van 15 minuten bij een mengintensiteit van  $40 - 50 \text{ s}^{-1}$ . De resultaten van de fosfaatfractioneringen zijn verwerkt in de staafdiagrammen in Afbeelding 18.

AFBEELDING 18 FOSFAATFRACTIONERING ONDERZOEKSTRAAT B



Uit Afbeelding 18 blijkt dat de afloop nabezinktank en het filtraat van het continu filter B (zonder metaalzoutdosering) voornamelijk bestaat uit orthofosfaat ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ) en 'organisch' fosfaat. Na coagulatie en flocculatie is een groot deel van het  $\text{PO}_4\text{-P}$  gebonden en vormt metaalgebonden fosfaat. Het opgeloste 'organisch' fosfaat neemt af en het gebonden 'organische' fosfaat neemt toe. Het feit dat opgelost 'organisch' fosfaat afneemt tijdens coagulatie impliceert dat het colloïdaal ( $10 \text{ nm} - 1 \mu\text{m}$ ) is of dat het gebonden is aan colloïdaal materiaal [29] waardoor het ingevangen kan worden in vlokken. Direct na coagulatie is de fractie gebonden 'organisch' fosfaat groter dan in het effluentmonster. Opgelost 'organisch' fosfaat vermindert na de coagulatie met de mogelijke oorzaak dat het colloïdaal is of gebonden is aan colloïdaal materiaal. In het filter wordt het metaalgebonden fosfaat grotendeels door filtratie verwijderd.

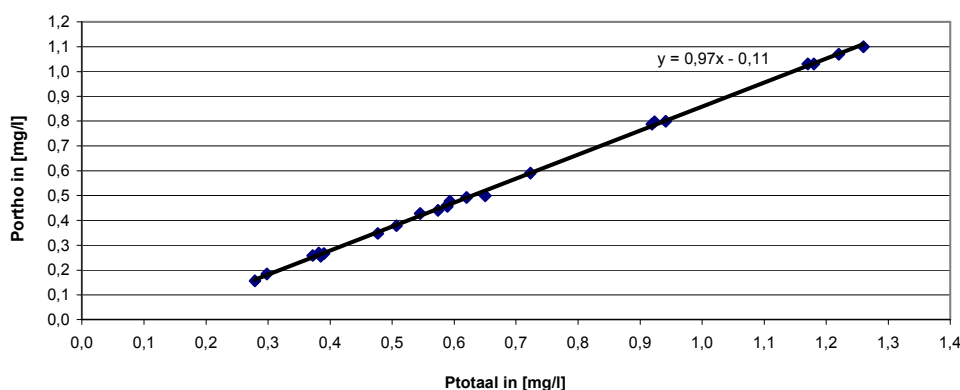
AFBEELDING 19 OVERZICHT GEMIDDELTE VERDELING VAN FOSFAAT IN DE AFLOOP NBT, IN HET FILTRAAT VAN CONTINU ZANDFILTER B, NA COAGULATIE EN FLOCCULATIE EN IN HET FILTRAAT VAN VASTBEDFILTER B



De totaalfosfaat concentratie in de NBT kan onder reguliere omstandigheden variëren tussen 0,25 en 1,5 mg/l. De fosfaatfractionering is vaak uitgevoerd en geanalyseerd voor meerdere plekken in het proces. De relatie tussen de totaalfosfaat concentratie en de orthofosfaat concentratie in de NBT, bepaald door middel van fractioneringen, is weergegeven in Afbeelding 20. De relatie totaal- en orthofosfaat voor het water in NBT is lineair, wat in dit geval betekent dat 90 % van het totaalfosfaat bestaat uit orthofosfaat.

Orthofosfaat is in het oppervlakte water direct biologisch beschikbaar voor micro-organismen. Het is echter ook de fractie die als gevolg van de negatieve lading verwijderend kan worden door chemische neerslag met een metaalzout. Noemenswaardige relaties in het water van de NBT tussen totaalfosfaat en metaalgebonden fosfaat, gebonden 'organisch' fosfaat en opgelost 'organisch' fosfaat zijn niet gevonden.

AFBEELDING 20 RELATIE TUSSEN TOTAALFOSFAAT EN ORTHOFOSFAAT IN DE AFLOOP NBT

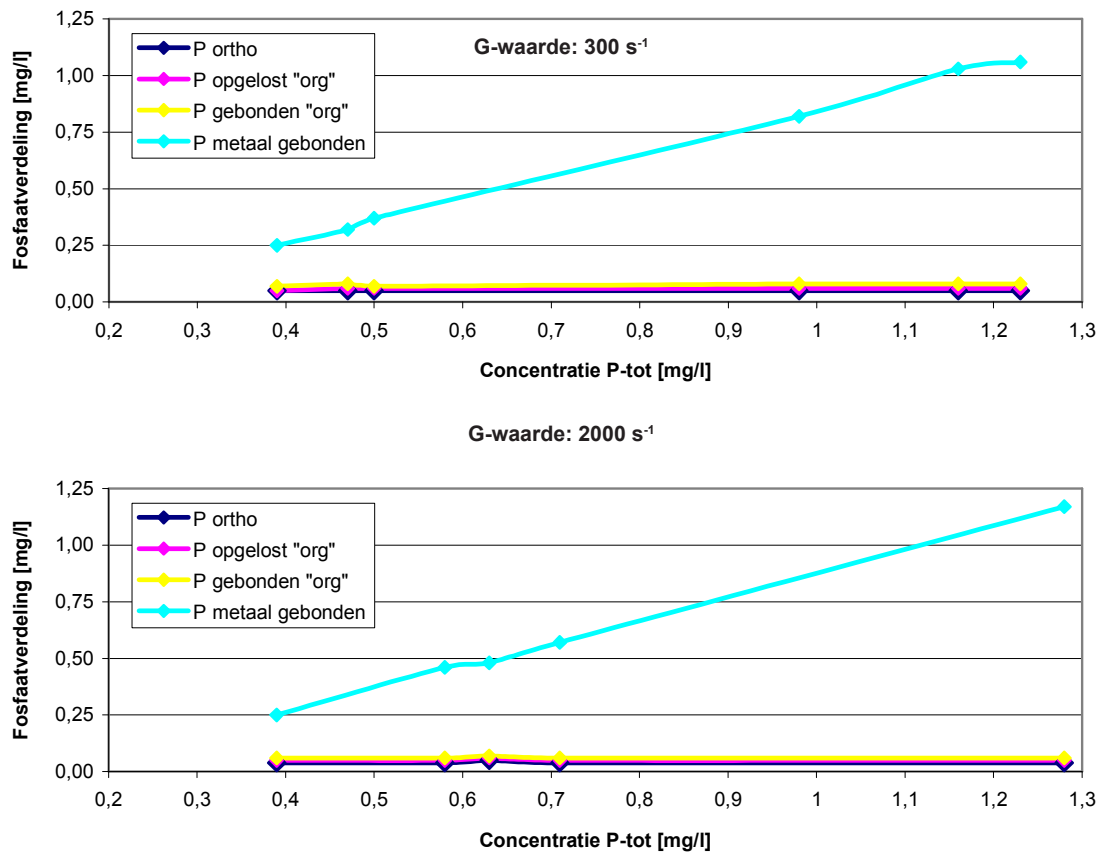


### 5.2.3 INITIËLE MENGING

Om de invloed te vinden van de initiële mengingenergie ( $G$ -waarde in  $s^{-1}$ ) op de binding tussen metaal en fosfaat zijn op de praktijkinstallatie experimenten uitgevoerd. Hiertoe is de schuifafsluiter afgesteld op verschillende statische mengintensiteiten. Op het eerste oog waren de resultaten veelbelovend. Reeds bij relatief lage initiële mengenergie ( $< 500 s^{-1}$ ) werd nagenoeg al het aanwezige orthofosfaat gebonden aan het gedoseerde metaal. In een later stadium bleek dat de monsternamemerkraan direct na de regelbare schuifafsluiter zelf een dermate hoge mengenergie veroorzaakte dat de invloed van de statische menging via de schuifafsluiter niet vast te stellen was. In het vervolg zijn de monsters genomen uit de bovenwaterlaag van het vastbedfilter, waardoor de testen niet tot nauwelijks zijn beïnvloed door de monsternamemerkraan.

Er is een initiële menging bij een  $G$ -waarde van  $300 s^{-1}$  vergeleken met  $2000 s^{-1}$ , elk in combinatie met ijzerdoseringen van 2, 4 en 8 mol/mol. Hiertoe zijn fosfaatverdelingen en fosfaatfractioneringen uitgevoerd van monsters afkomstig van het voedingswater van het vastbedfilter straat B juist voor menging met metaalzout, van het voedingswater van het vastbedfilter na menging met metaalzout (monsters genomen van bovenwaterkolom) en uit het filtraat van het vastbedfilter. De pH-waarde van het effluent was tijdens de metingen ongeveer 7. De temperatuur varieerde bij deze testen tussen de 12 en 13 °C. Het debiet was  $10 m^3/m^2h$ .

De resultaten van de testen betreffende de initiële zijn weergegeven in de grafieken van Afbeelding 21. Op de x-as van de grafieken is de totale fosfaatconcentratie in het voedingswater van het vastbedfilter zonder metaalzoutdosering (filtraat van continu filter straat B) weergegeven tegen de bijbehorende fosfaatconcentratie per type fosfaat op de y-as (de fractionering).

AFBEELDING 21 FOSFAATVERDELING (Y-AS) VOOR VERSCHILLENDE INGAANDE FOSFAATCONCENTRATIES (X-AS) VOOR EEN G-WAARDE VAN 300 S<sup>-1</sup> EN 2000 S<sup>-1</sup>

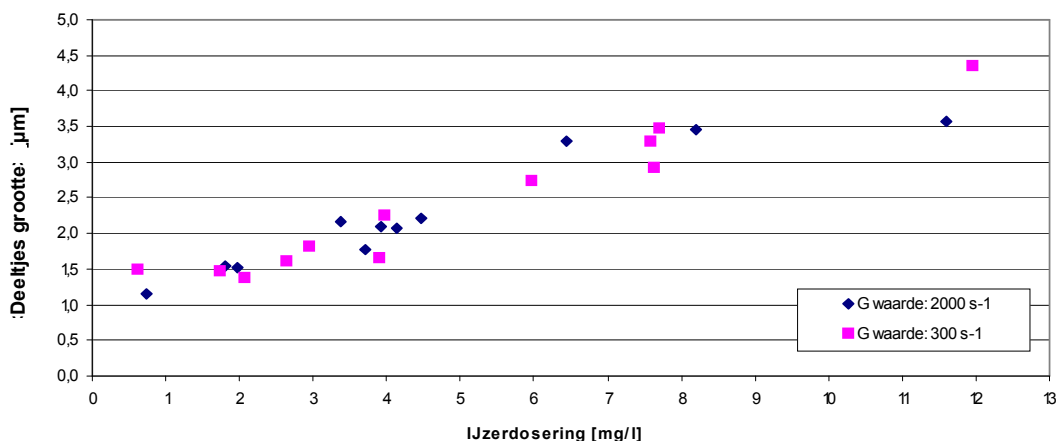
De grafiek geeft aan dat de fosfaatverdeling onafhankelijk is van de initiële menging. Dit valt af te leiden doordat de grafieken voor 300 s<sup>-1</sup> en 2000 s<sup>-1</sup> vrijwel identiek zijn en dat reeds bij een G-waarde voor initiële menging van 300 s<sup>-1</sup> nagenoeg al het orthofosfaat wordt gebonden aan het gedoseerde metaal (zie lichtblauwe lijn). De grafiek geeft tevens weer dat de concentratie metaal gebonden fosfaat in de bovenwaterstand van het vastbedfilter lineair gerelateerd is aan de totale fosfaat concentratie. De concentraties opgelost 'organisch' fosfaat, gebonden 'organisch' fosfaat en orthofosfaat blijven vrijwel constant bij een toenemende totaalfosfaatconcentratie.

De bovenstaande grafieken betreffen een Me/P-verhouding van 4 mol/mol. Ook voor de ijzerdoseringen van 2 en 8 mol/mol blijkt de G-waarde voor initiële menging geen invloed te hebben op de binding tussen het gedoseerde ijzer en orthofosfaat.

Afbeelding 22 geeft de relatie weer tussen de gedoseerde ijzerconcentratie in mg/l en de gemiddelde vloggrootte van het metaalgebonden fosfaat in de bovenwaterstand van het vastbedfilter. De gemiddelde vloggrootte is berekend met behulp van fosfaatfractioneringen, waarbij de fosfaatconcentraties per fractioneringsgebied verhoudingsgewijs zijn opgeteld.



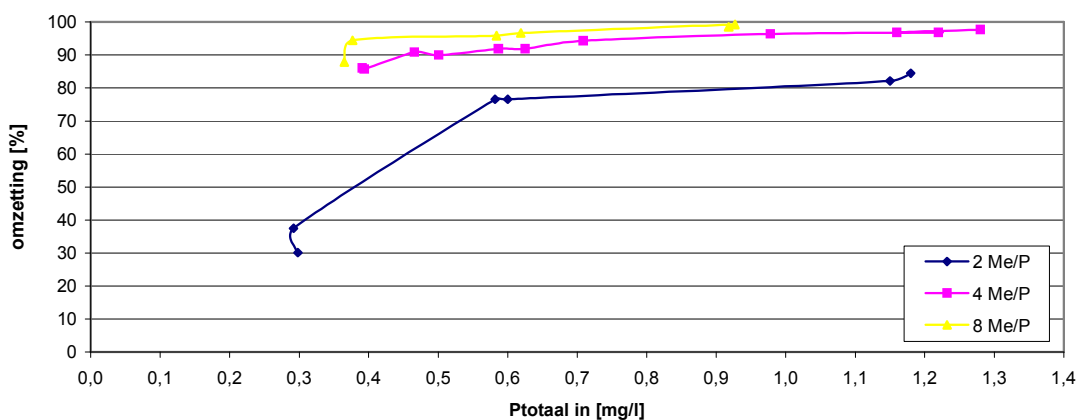
AFBEELDING 22 RELATIE TUSSEN IJZERDOSERING EN DIAMETER VAN DE GEVORMDE DEELTJES (ZONDER EXTRA VLOKVORMING)



De grafiek laat zien dat de gemiddelde deeltjesgrootte onafhankelijk is van de G-waarde voor initiële menging en lineair afhankelijk is van de ijzerdosering.

Voor eenzelfde metingen als Afbeelding 21 en Afbeelding 22 zijn de totaal ingaande fosfaatconcentraties uitgezet tegen de omzettingpercentages van orthofosfaat naar metaalgebonden fosfaat na coagulatie. Dit is gedaan door verschillende ijzerdoseringen, met Me/PO<sub>4</sub>-P verhoudingen van 2, 4 en 8 mol/mol.

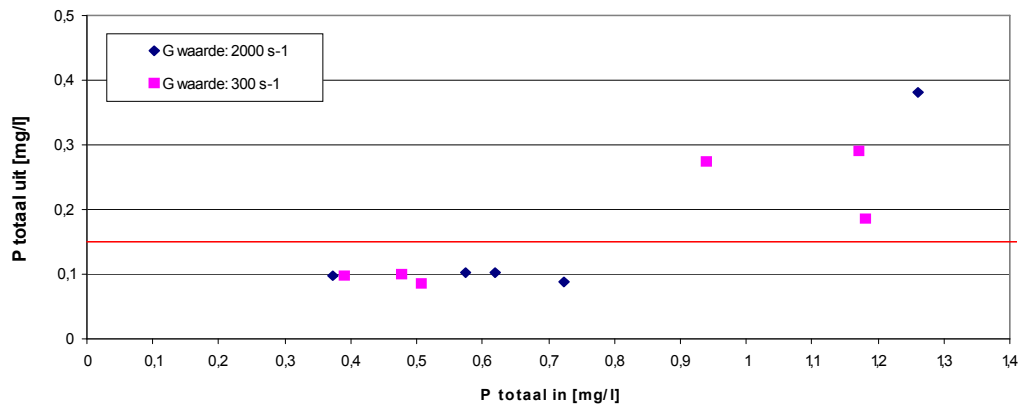
AFBEELDING 23 OMZETTINGSPERCENTAGE VAN ORTHOFOSFAAT NAAR METAALGEBONDEN FOSFAAT NA COAGULATIE



Afbeelding 23 toont dat een Me/PO<sub>4</sub>-P verhouding van 2 mol/mol (zie donkerblauwe lijn) leidt tot een onderdosering voor wat betreft het omzettingpercentage. Zeker bij laag ingaande fosfaatconcentraties (< 0,5 mg/l) en dus ook lage ijzerdoseringen is het omzettingpercentage significant lager. De omzettingpercentages na een ijzerdosering van 4 en 8 mol/mol zijn nagenoeg gelijk en zijn > 90 %. Het is aannemelijk dat er bij een Me/PO<sub>4</sub>-P verhouding van 2 mol/mol de ijzerconcentratie te laag blijft om in contact te komen met al de orthofosfaat ionen.

De fosfaatverwijdering door het vastbedfilter bij een initiële menging van 300 s<sup>-1</sup> en 2000 s<sup>-1</sup> en een ijzerdosering van 4 Me/PO<sub>4</sub>-P is weergegeven in Afbeelding 24. Deze metingen zijn niet uitgevoerd bij een Me/PO<sub>4</sub>-P verhouding van 2 en 8 mol/mol. De x-as geeft de totaalfosfaatconcentratie weer voor filtratie met het vastbedfilter en de y-as de totaalfosfaatconcentratie in het filtraat van het vastbedfilter. De rode lijn geeft de streefwaarde (0,15 mg/l) aan voor totaal fosfaat.

AFBEELDING 24 FOSFAATVERWIJDERING DOOR HET VASTBEDFILTER, INGAANDE FOSFAAT CONCENTRATIE (X-AS) TEGEN DE UITGAANDE FOSFAATCONCENTRATIE (Y-AS)



De figuur laat zien dat deze streefwaarde wordt gehaald tot ingaande fosfaatconcentraties van 0,7 tot 0,8 mg/l. Bij hogere concentraties ( $P_{\text{totaal}} > 0,8$  mg/l en  $Fe^{3+} > 5$  mg/l) daalt de verwijderingsprestatie voor metaalgebonden fosfaat van gemiddeld 96 % naar circa 82 % [37]. Deze verminderde verwijderingsprestatie is mogelijk het gevolg van het uiteenvallen van de grotere (en minder sterke) metaal-fosfaatvlokken in het filterbed. Dit verschijnsel wordt verder geëvalueerd in paragraaf 5.2.7. De fosfaatverwijderingsprestatie over het filterbed lijkt echter niet te worden beïnvloed door de waarde van de initiële menging. Dit wijst mogelijk op een gelijke vloksterkte bij lage en hoge G-waarden.

#### 5.2.4 INVLOED METHANOL OP PRECIPITATIE

Om uit te sluiten dat methanoldosering en coagulantdosering op één filter elkaar (negatief) beïnvloeden is onderzoek gedaan naar de effecten van methanoldosering op de efficiëntie van de metaalzoutdosering. Mogelijke adsorptie of binding van metaalzout aan methanol dient te worden uitgesloten.

TABEL 10 RESULTATEN INVLOED METHANOL OP COAGULATIE (BEGINCONCENTRATIE PORTH0 = 0,56 MG/L)

$FeCl_3$	$Me/PO_4-P = 2$	$Me/PO_4-P = 4$	$Me/PO_4-P = 6$
$P_{\text{ortho}}$ zonder methanol	0,22 mg/l	0,06 mg/l	0,03 mg/l
$P_{\text{ortho}}$ met methanol (4 kg CZV/kg N)	0,19 mg/l	0,06 mg/l	0,04 mg/l

Bij dosering van  $Me/PO_4-P$  van 2, 4 en 6 mol/mol is geen noemenswaardig verschil waarneembaar op de P-precipitatie bij wel en geen dosering van methanol. Hieruit is geconcludeerd dat methanoldosering geen invloed heeft op de fosfaatbinding, waardoor gecombineerde fosfaat- en stikstofverwijdering middels metaalzout- en methanoldosering in één procesonderdeel niet beperkt wordt.

#### 5.2.5 VLOKVORMING

Om de noodzaak en indicaties voor verblijftijden voor vlokvorming voorafgaande aan het filtratieproces vast te stellen zijn vlokvormingsproeven uitgevoerd op het vastbedfilter. Met bekersglasproeven is, voor de verschillende coagulanten, de invloed van de vlokvormingstijd op het fosfaatgehalte in het supernatant bepaald. Hiermee is bevestigd dat voor het afloop NBT van de AWZI Leiden Zuid-West onder de geteste omstandigheden (pH 7 en temperatuur  $> 15$  °C),  $FeCl_3$  de meest efficiënte coagulant is en dat zeer korte vlokvormingstijden (in de orde van enkele tientallen seconden) voldoende zijn om de streefwaarde voor fosfaat te bereiken.

In Tabel 11 is een voorbeeld gegeven met de resultaten van bekerglasproeven met ijzerchloride en vlokvormingstijden tot 15 minuten.

Voor ijzerchloride blijkt dat, zoals verwacht, na minder dan één minuut na dosering, de hoeveelheid gebonden fosfaat maximaal is. De fosfaatprecipitatie vindt dan ook volgens de theorie zeer snel plaats, in minder dan een seconde. Vorming van de grootst mogelijke vlokstructuren kan echter langere vlokvormingstijden vereisen.

TABEL 11

INVLOED VLOKVORMINGSTIJDEN OP HET FOSFAATGEHALTE (METINGEN VERRICHT MET  $FeCl_3$ , DOSERING VAN 4 MOL ME/MOL  $PO_4-P$ , BEGINCONCENTRATIE 0,84 MG  $P_{ortho}$ /L)

floculatietijd [min]	$P_{ortho}$ [mg/L]
ingaaand	0,84
0	0,11
2	0,09
5	0,08
10	0,07
15	0,07

### VLOKSTERKTE EN HERSTEL

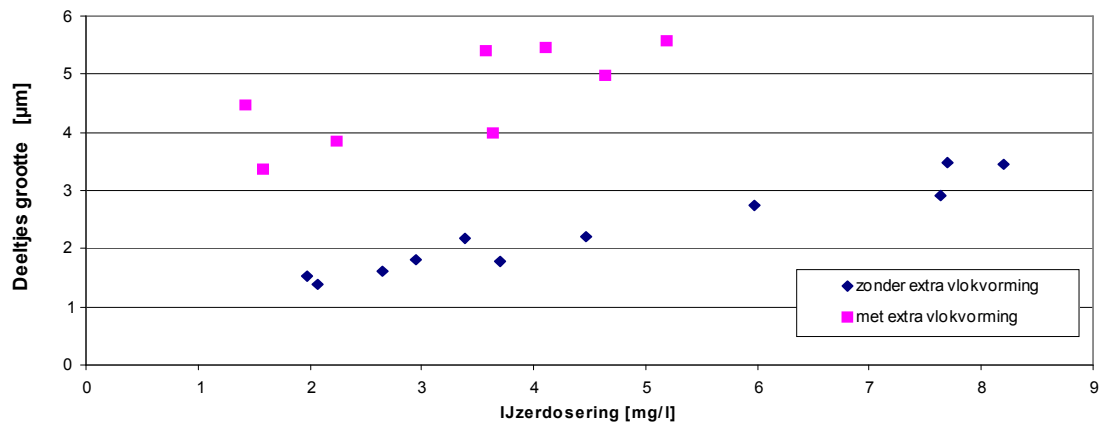
Aangezien in beide onderzoekstraten continu zandfilters zijn opgenomen waarin toevoerpompen en inlaatconstructie worden toegepast met gevaar voor vlokbreuk is de vloksterkte en de vlokherstelcapaciteit onderzocht. Met bekerglasproeven en deeltjestellingen is vastgesteld dat ijzervlokken bij een roersnelheid van 100 rpm (overeenkomstige G-waarde  $\pm 300 s^{-1}$ ) worden verbroken. Aluminiumvlokken lijken sterker dan ijzervlokken, aangezien geen vlokbreuk waargenomen is bij roersnelheden tot 200 rpm (overeenkomstige G-waarde  $\pm 850 s^{-1}$ ).

In tegenstelling tot gangbare theorie en ervaringen elders is met vlokherstelproeven na intensief mengen met een bekerglasapparaat in combinatie met deeltjestellingen vastgesteld dat ijzervlokken redelijk kunnen herstellen in een laminaire omgeving na 10 seconden intensieve menging van 300 rpm (G-waarde  $> 1200 s^{-1}$ ). Theoretisch is hier nog geen verklaring voor gevonden. Voor aluminiumvlokken is het vlokherstel vergelijkbaar met de ijzervlokken (zie ook bijlage III en IV).

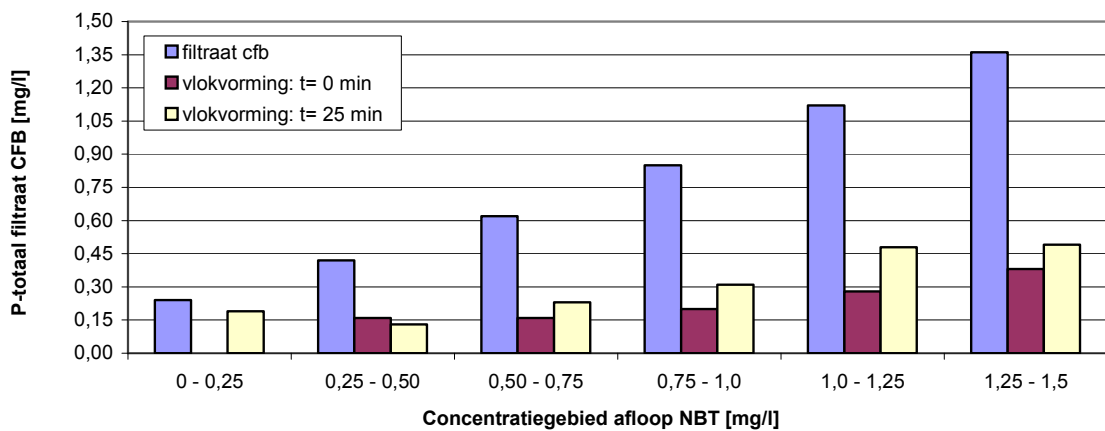
### NOODZAAK VLOKVORMINGSTANKS

Om de invloed te bepalen van de maximaal benodigde vlokvormingstijd van de vlokvorming en de fosfaatverwijdering op de praktijkinstallatie, zijn aanvullende fractionerings- en verdeeltesten uitgevoerd na vlokvorming. De maximale vlokvormingstijd die bij een debiet van  $10 m^3/m^2h$  kan worden gecreëerd door twee vloktanks in serie te schakelen is 25 minuten. Zonder vloktanks fungeert de bovenwaterstand van het vastbedfilter als vlokvormingsruimte. De vlokvormingstijd in de bovenwaterstand is dan ongeveer 10 minuten. De testen zijn uitgevoerd bij een gemiddelde temperatuur van  $12,5 ^\circ C$  en een pH van 7. In Afbeelding 25 zijn de gemiddelde vloggroottes met en zonder de extra vlokvormingstijd uitgezet tegen de gedoseerde ijzerconcentratie.

AFBEELDING 25 RELATIE TUSSEN IJZERDOSERING EN DE GEMIDDELDE VLOKGRROOTTE VAN DE GEVORMDE DEELTJES MET EN ZONDER EXTRA VLOKVORMING



AFBEELDING 26 FOSFAATVERWIJDERING DOOR HET VASTBEDFILTER MET EN ZONDER EXTRA VLOKVORMING



Uit de resultaten blijkt dat extra vlok Vormingstijd een positieve invloed heeft op de vlok grootte. De vlokken worden gemiddeld twee keer zo groot met de maximale vlok Vormingstijd. Afbeelding 26 laat echter zien dat deze grotere vlokken niet resulteren in een verbeterde fosfaatverwijdering van het vastbedfilter. In de grafiek is de gemiddelde ingaande fosfaatconcentratie van het voedingswater zonder metaalzoutdosering (blauwe staven), de gemiddelde fosfaatconcentratie in het filtraat zonder extra vlok Vorming (rode staven) en met 25 minuten extra vlok Vorming (gele staven) weergegeven. Dit diagram is geconstrueerd met behulp van data afkomstig van de online-analysers gedurende een periode van ongeveer 3 weken met een gemiddelde watertemperatuur van 12,5 °C. Het is duidelijk zichtbaar dat de  $P_{\text{totaal}}$  concentratie na filtratie met extra vlok Vorming gemiddeld iets hoger ligt vergeleken met de situatie zonder extra vlok Vorming.

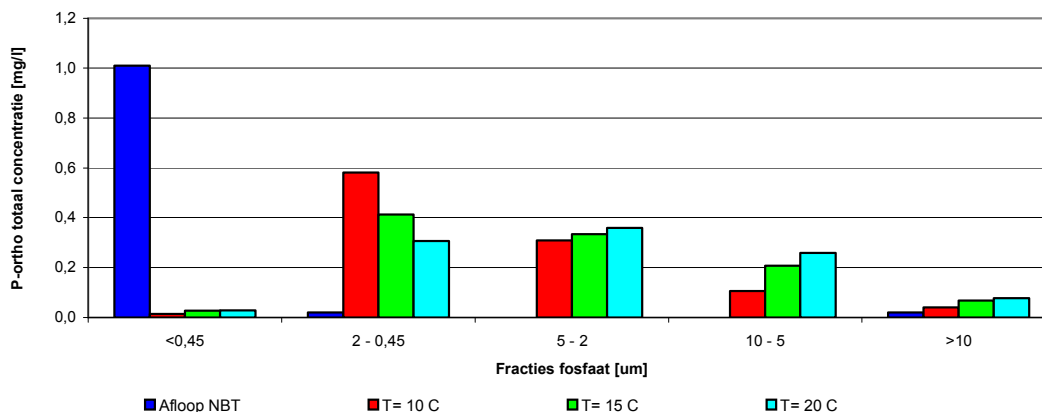
### 5.2.6 TEMPERATUURSINVLOED OP COAGULATIE EN VLOKVORMING

In de loop van het onderzoek is waargenomen dat de temperatuur invloed heeft op de fosfaatverwijdering. Bij temperaturen lager dan 12 °C blijkt dat de fosfaatverwijdering met ijzerzoutdosering in zowel het vastbedfilter als het continu filter terugloopt. Om de mate en de oorzaak van deze temperatuursinvloed te vinden en een mogelijkheid om het te ondervangen zijn bekersglasexperimenten uitgevoerd. De uitkomst van de bekersglasexperimenten zijn geverifieerd met data afkomstig van de online-analysers.

### VERGELIJKENDE BEKERGLASPROEVEN

Met ijzer(III)chloridedoseringen zijn meerdere bekerglasproeven uitgevoerd bij hoge en lage fosfaatconcentraties, allemaal met een dosering van 7 mg Fe<sup>3+</sup>/l. De op de y-as weergegeven P<sub>totaal</sub>-concentratie is de som van het opgeloste orthofosfaat en het metaalgebonden fosfaat. De resultaten geven een eenduidig beeld. In Afbeelding 27 zijn de resultaten weergegeven van de bekerglasproef die in februari 2008 is uitgevoerd.

AFBEELDING 27 RESULTATEN BEKERGLASPROEVEN BIJ EEN DOSERING VAN 7 MG FE<sup>3+</sup>/L

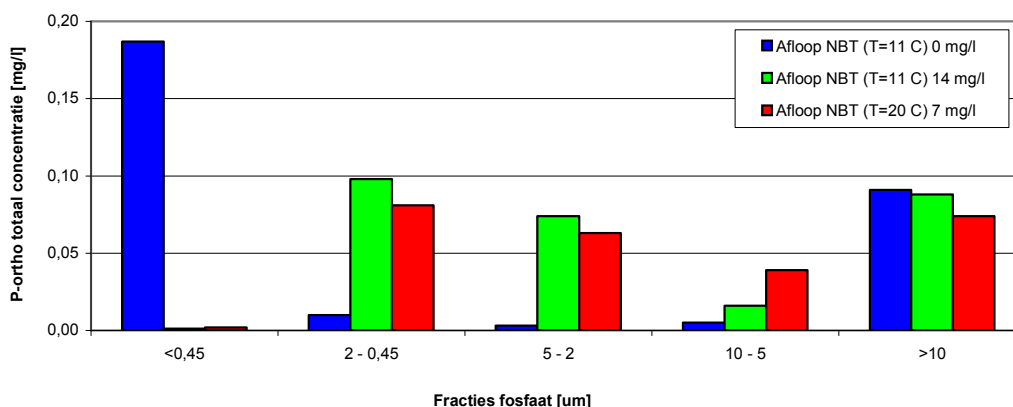


Na coagulantdosering wordt er nauwelijks nog fosfaat gemeten wat kleiner is dan 0,45 µm, ongeacht de temperatuur, waaruit kan worden opgemaakt dat de initiële binding niet door de temperatuur wordt beïnvloedt. Het temperatuurseffect op de vlokgroei daarentegen is wel degelijk waarneembaar. Bij een toenemende temperatuur neemt de fosfaatconcentratie tussen 0,45 - 2 µm af. De fosfaatconcentratie in de fracties > 10, 10 - 5 en 5 - 2 µm nemen juist toe. Dit geeft aan dat er bij hogere temperaturen grotere vlokken worden gevormd.

### VERHOOGING DOSERING

Er zijn twee bekerglasproeven uitgevoerd met een hogere dosering bij lage temperaturen om na te gaan of een hogere dosering de negatieve effecten van de temperatuur kan opheffen. In Afbeelding 28 zijn de resultaten weergegeven van de bekerglasproeven voor een dosering van 14 mg Fe<sup>3+</sup>/l bij 11 °C en een dosering van 7 mg Fe<sup>3+</sup>/l bij 20 °C.

AFBEELDING 28 BEKERGLASPROEVEN VOOR EEN DOSERING VAN 14 MG FE<sup>3+</sup>/L BIJ 11 °C EN EEN DOSERING VAN 7 MG FE<sup>3+</sup>/L BIJ 20 °C

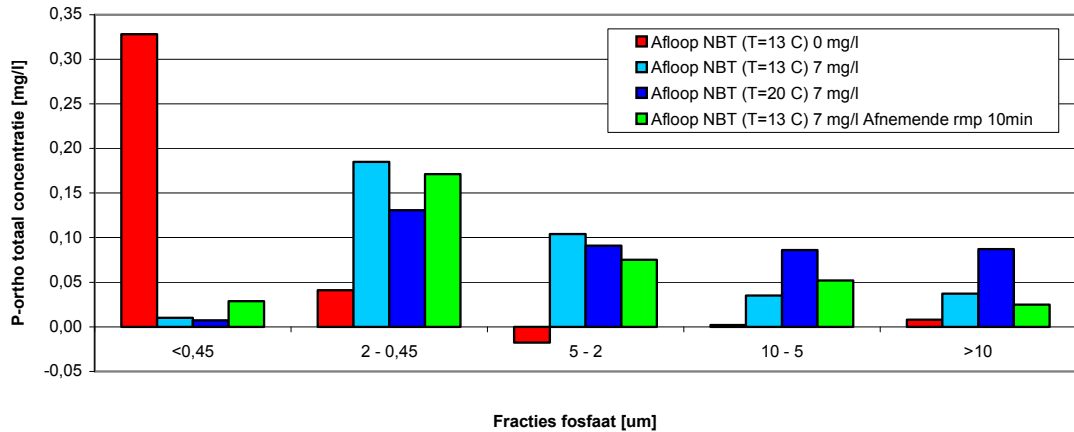


De resultaten geven weer dat er geen invloed is van de temperatuur op de initiële binding. Tevens is te zien dat met een hogere dosering bij een lage temperatuur de verdeling van het fosfaat over de fracties bij een hogere temperatuur kan worden benaderd.

### VLOKVORMINGSTIJD

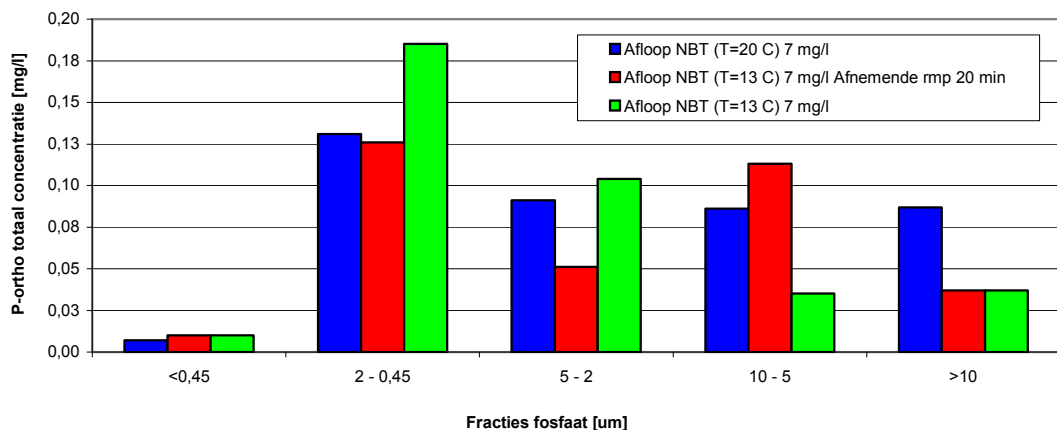
Bekerglasproeven met verschillende vlokformingsprocedures zijn twee keer uitgevoerd. Er is gekeken of een afnemend toerental tijdens vlokvorming (3 min op 40 rpm, 3 min op 20 rpm, 4 min op 10 rpm) een gunstig effect heeft op de vloggroei ten opzichte van het standaard protocol (10 min op 20 rpm). De resultaten zijn vergeleken met een bekerglasproef bij 20 °C, waarbij de vlokforming volgens het standaard protocol is uitgevoerd. In Afbeelding 29 zijn de resultaten weergegeven. De Me/PO<sub>4</sub>-P-verhouding is in dit geval 12 mol/mol wat gelijk staat aan een ijzerdosering van 7 mg/l.

AFBEELDING 29 BEKERGLASPROEVEN MET VERSCHILLENDE VLOKVORMINGSPROCEDURES BIJ VERSCHILLENDE TEMPERATUREN



Wanneer de resultaten worden vergeleken met het standaard vlokformingsprotocol met een afnemend toerental is er te zien dat de fosfaatconcentratie in de fracties 0,45 - 2 µm en 2 - 5 µm afneemt, maar dit geeft niet duidelijk grotere vlokken. Wanneer deze resultaten wordt vergeleken met een vlokforming bij 20°C is voornamelijk in de fracties 5 - 10 µm en > 10 µm te zien dat een afnemend toerental niet de oplossing is om de temperatuursinvloed op te heffen. Vervolgens is de roerprocedure aangepast; 5 min met 40 rpm, 5 min met 20 rpm en 10 min met 10 rpm. De totale vlokformingstijd is hierbij 20 minuten. Deze resultaten zijn weergegeven in Afbeelding 30. Ook tijdens deze metingen is de Me/P-verhouding 12 mol/mol.

AFBEELDING 30 RESULTATEN BEKERGLASPROEVEN BIJ EEN VLOKVORMINGSTIJD VAN 20 MINUTEN



Wanneer voor 13 °C de resultaten worden vergeleken met een vlokformingstijd van 10 minuten en 20 minuten valt af te leiden dat bij een langere vlokformingstijd de vlokken groter worden. De vloggroei is te zien aan een afname in fosfaatconcentratie in de fracties 0,45 -

2  $\mu\text{m}$  en 2 - 5  $\mu\text{m}$  en een toename in de fractie 5 - 10  $\mu\text{m}$ . Bij vergelijking van de resultaten bij 20 °C met de resultaten bij een verlengde vlokvormingstijd is voor de fractie 0,45 - 2  $\mu\text{m}$  geen duidelijk verschil waar te nemen. Voor de fractie 2 - 5  $\mu\text{m}$  is een afname in fosfaatconcentratie te herkennen en een toename in de fractie 5 - 10  $\mu\text{m}$ . Vlokken groeien bij een verlengde vlokvorming door tot boven de 5  $\mu\text{m}$ , maar worden niet groter dan 10  $\mu\text{m}$ . Bij 20 °C groeien de vlokken wel door tot boven de 10  $\mu\text{m}$ .

### 5.2.7 TUSSENCONCLUSIE COAGULATIE, INITIËLE MENGING EN FLOCCULATIE

Ondanks dat vastgesteld is dat aluminiumzout een iets sterkere en herstelbare vlokstructuur vertoont dan ijzerzout, blijkt ijzerchloride het meest efficiënte coagulant voor het voedingswater van de demonstratie-installatie Leiden Zuid-West. Toevoeging van methanol (voor denitrificatie in eenzelfde filter) levert geen negatief effect op de efficiëntie van de metaalzoutdosering.

Voor het bereiken van de streefwaarde voor fosfaat in de filtraten van de onderzoeksstraten is een doseerstrategie ontwikkeld, die gedurende het onderzoek steeds is aangepast. Een aantal punten kan echter al geconcludeerd worden. Om onderdosering te voorkomen wordt voor een lage ingaande fosfaatconcentraties (< 0,3 mg/l) een Me/PO<sub>4</sub>-P verhouding gehanteerd van 8 mol/mol. Voor hogere ingaande fosfaatconcentraties tot 0,75 - 1 mg/l kan een Me/PO<sub>4</sub>-P verhouding van 4 mol/mol gedoseerd worden. Voor ingaande fosfaat concentraties hoger dan 0,75 - 1 mg/l is een Me/PO<sub>4</sub>-P verhouding van 2 mol/mol echter al voldoende gebleken om het orthofosfaat bijna volledig te binden met ijzer. Enkele redenen hiervoor zijn (getest op het vastbedfilter) dat een hoge ijzerdosering (> 5 mg/l) resulteert in een hoge zwevende stof vracht, waardoor het vastbedfilter overbelast kan raken en vroegtijdig een spoelprocedure zal gaan inzetten. Een tweede reden is dat grotere fosfaatvlokken als gevolg van hoge ijzerdoseringen en extra vlokvorming niet beter worden afgevangen. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt doordat grotere vlokken een ruimere structuur hebben en daardoor sneller uiteenvallen of afgeschuurd worden gedurende filtratie.

Uit de resultaten blijkt dat reeds bij een G-waarde voor initiële menging van 300 s<sup>-1</sup> de maximale hoeveelheid orthofosfaat wordt gebonden wanneer er voldoende ijzerionen aanwezig zijn. Het verhogen van de G-waarde voor initiële menging van 300 s<sup>-1</sup> naar 2000 s<sup>-1</sup> heeft aanzienlijk minder invloed op de fosfaatverdeling, vloggrootte en de uiteindelijke verwijdering in een (vastbed)filterbed dan op basis van referenties en literatuur werd verwacht. Om deze reden zou het een verspilling van energie zijn om hogere G-waarden voor initiële menging te gebruiken dan 300 s<sup>-1</sup>. Uit de experimenten blijkt echter dat een Me/P-verhouding van 2 mol/mol leidt tot een onderdosering in die zin dat percentueel gezien minder orthofosfaat wordt gebonden in vergelijking tot een Me/P-verhouding van 4 of 8 mol/mol.

Een extra vlokvorming voorafgaande aan het filtratieproces neemt extra ruimte in beslag en verhoogt de investeringskosten. Toevoeging van de extra vlokvormingstijd van 25 minuten resulteert in significant grotere vlokken, al worden deze gedurende vastbedfiltratie niet beter verwijderd. Hetzelfde resultaat wordt gezien voor de verwijderingsprestatie van het continu filter met voorgeschakelde vlokvormingstanks. Dit resultaat is waarschijnlijk, net als voor hogere doseringen, te wijten aan de ruime en minder sterke vlokstructuur als gevolg van de extra vlokvorming.

Met bekersglasproeven is aangetoond dat de temperatuur geen invloed heeft op de initiële binding van orthofosfaat. Bij 20 °C worden (ook zichtbaar) grotere vlokken gevormd in vergelijking tot lagere temperaturen. Het negatieve effect van een lage temperatuur kan gedeeltelijk worden verholpen door de coagulantdosering te verhogen. Een langere vloktijd heeft een positief effect op de vlogroei, maar kan het negatieve effect van een lage temperatuur niet volledig opheffen. Afnemende toerentallen bij een gelijke vlokvormingstijd heft niet het negatieve temperatuurseffect op.

### 5.3 ÉÉN-FILTERCONCEPT, CONTINU FILTRATIE

De resultaten in deze paragraaf hebben betrekking op het één-filterconcept in onderzoekstraat A. Het betreft één continu filter waarin denitrificatie (met methanoldosering) en fosfaatverwijdering (met metaalzoutdosering) worden gecombineerd. Daar waar nodig en mogelijk, zijn vergelijkingen getrokken tussen de uitkomsten van de proefnemingen met procesonderdelen van het de filterconcepten in onderzoekstraat B.

De verwijderingsrendementen van stikstof, fosfaat en troebelheid zijn afhankelijk van verschillende omstandigheden zoals de kwaliteit van afloopwater nabezinktank en de kwantitatieve aanvoer naar het filter. Ook de watertemperatuur kan de processen beïnvloeden. Voor zowel stikstof, fosfaat en troebelheid is onderzocht wat de afhankelijkheid is van de verwijdering voor:

- verschillende concentraties in het afloopwater nabezinktank;
- variërende filtratiesnelheden;
- variërende temperatuur.

In de praktijk zullen de bovenstaande invloeden gelijkmatig optreden en is het van belang dat de prestaties optimaal zijn onder sterk wisselende omstandigheden.

#### 5.3.1 OPSTART STRAAT A

Onderzoeksstraat A is opgestart met instellingen zoals vermeld in Tabel 12. Gedurende de opstart is de methanoldosering ingesteld op een overdosering om voldoende substraat beschikbaar te stellen voor de opbouw van biomassa in het continu zandfilter.

TABEL 12 INSTELLINGEN BIJ OPSTARSTRAAT A

parameter	eenheid	straat A	bepaald op basis van
filtratiesnelheid continu zandfilter	m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> h	12,5	literatuur en praktijkervaring leverancier
zandzaksnelheid	mm/min	10	praktijkervaring leverancier
methanoldosering	kg methanol/kg NO <sub>x</sub> -N	5	lab-schaaltesten
NO <sub>x</sub> -N (mbv analyser)	kg methanol/kg O <sub>2</sub>	0,8	literatuur en lab-schaaltesten
type coagulant	-	41% FeCl <sub>3</sub>	lab-schaaltesten
coagulantdosering	mol Fe/mol PO <sub>4</sub> -P	3-5	lab-schaaltesten
vlokvormingstijd	min	25	literatuur en labschaaltesten

Op advies van de leverancier van de continu zandfilters is het zandfilter in straat A opgestart met alleen denitrificatie en nog zonder aanvullende fosfaatverwijdering door het doseren van een coagulant. Dit om een eventueel tekort aan P<sub>ortho</sub> te voorkomen voor de groei van biomassa. Beide continu zandfilters zijn opgestart met een filtratiesnelheid van 12,5 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h met een methanoldosering (10 % oplossing) van 5 kg methanol/kg NO<sub>x</sub>-N en 0,8 kg methanol/



kg O<sub>2</sub>. Vanaf de opstart is de filtratiesnelheid van het continu filter geleidelijk opgevoerd tot 17,5 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h.

Na circa twee weken waren beide continu filters (zowel straat A als B) nog onvoldoende biologisch actief. Na metingen van de zandzaknelheid bleek dat deze in plaats van 10 mm/min, met 20 mm/min (de maximaal mogelijke zandzaknelheid), te hoog was. De zandzaknelheid is vervolgens verlaagd naar maximaal 12 mm/min waarna de filters binnen enkele dagen volledig denitrificeerden. De zandzaknelheid was in deze periode 3 tot 12mm/min (het filter draaide continu op minimale zandsnelheid) waarbij snelle aangroei van biomassa waarneembaar was. De bedweerstand bij een maximale zandzaknelheid van 12 mm/min bleek nagenoeg gelijk aan de bedweerstand van 20 mm/min. De zandwassing bij 12 mm/min is minder intensief vergeleken met 20 mm/min, wat resulteert in een lagere spoelwaterproductie. Een maximale zandzaknelheid van 12 mm/min heeft daarmee de voorkeur. Dit wordt verder belicht bij de operationele aspecten van het continu filter (zie paragraaf 5.3.7).

Bij de opstart werd duidelijk dat de bedweerstand afhankelijk is van de temperatuur. Bij een filtratiesnelheid van 25 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h was de bedweerstand 1,33 m bij een watertemperatuur van 10 °C. Ter vergelijking, bij een temperatuur van 17 °C bedroeg de bedweerstand 1,1 m bij een gelijke filtratiesnelheid.

### 5.3.2 ALGEMENE PRESTATIES

De algemene zuiveringsprestaties met het één-filterconcept in onderzoekstraat A zijn over een representatieve onderzoeksperiode tussen 1 april 2007 tot en met oktober 2008 op basis van 34 geanalyseerde 24-uurs-mengmonsters gepresenteerd in Tabel 13.

TABEL 13 ALGEMENE ZUIVERINGSPRESTATIES ONDERZOEKSTRAAT A OVER DE ONDERZOEKSPERIODE APRIL 2007 – OKTOBER 2008 OP BASIS VAN LABORATORIUMANALYSES STERLAB HHR

parameter	eenheid	gemiddelde samenstelling voedingswater	gemiddelde samenstelling filtraat	streefwaarde	gemiddeld verwijderingsrendement
CZV	mg O <sub>2</sub> /l	32,8	31,9	nvt	3 %
Zwevende stof	mg TSS/l	7,7	7,7	nvt	< 0 %
P <sub>totaal</sub>	mg P/l	0,5	0,19	0,15	66 %
PO <sub>4</sub> -P	mg P/l	0,4	0,04	nvt	90 %
N <sub>totaal</sub>	mg N/l	4,0	2,4	2,2	40 %
NH <sub>4</sub> -N	mg N/l	1,2	1,2	nvt	1 %
NO <sub>x</sub> -N	mg N/l	1,5	0,2	nvt	84 %

Op basis van de laboratoriumanalyses van de 24-uurs mengmonsters zijn over de gehele onderzoeksperiode (op basis van 34 metingen) gemiddeld de streefwaarden voor fosfaat en stikstof niet gehaald met het één-filterconcept continu filtratie. Het niet behalen van de streefwaarde voor stikstof wordt echter vooral veroorzaakt door ammonium wat door de zandfilters niet wordt gereduceerd<sup>2</sup>. De nitraatverwijdering is daarentegen vergaand en geeft weer dat het continu filter goed functioneert. Het niet behalen van de streefwaarde voor fosfaat is te wijten aan een te geringe verwijdering van de organische fosfaatfractie.

<sup>2</sup> streefwaarde kan wel worden behaald wanneer de O<sub>2</sub> concentratie hoger is dan ca. 1 mg/l, bijvoorbeeld door luchtinslag. Dit blijkt uit handmatige metingen. Verwijderingsrendementen voor ammonium van 50 - 75 % worden hierbij behaald.

In het vervolg van de beschrijving van de resultaten van onderzoeksstraat A is gebruik gemaakt van de analysegegevens van de online-metingen en de dagelijkse bemonstering en analyse met sneltesten.

### 5.3.3 STIKSTOFVERWIJDERING

#### INVLOED NITRAATCONCENTRATIE AFLOOP NBT OP NITRAATVERWIJDERING

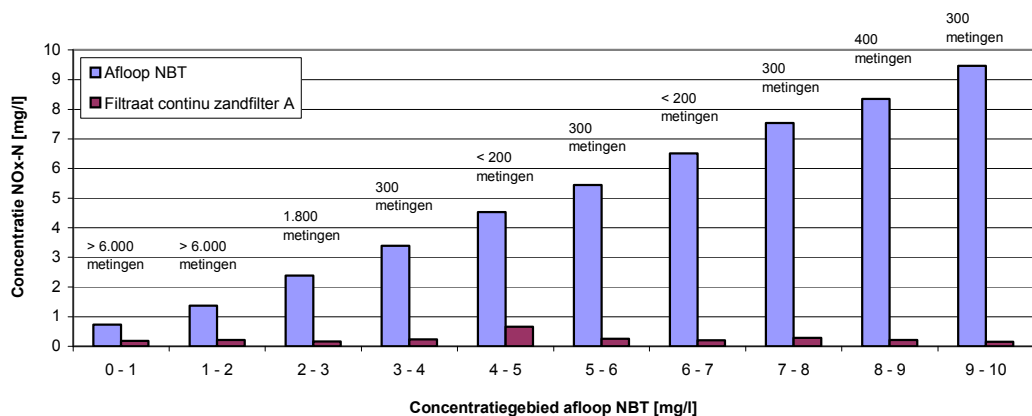
De stikstofverwijdering in het continu filter van het één-filterconcept verliep na opstart voor spoedig (2-3 weken). Het  $\text{NO}_x\text{-N}$  verwijderingsrendement over het continu filter A is gemiddeld 80,4 % bij een gemiddelde operationele methanoldosering van 3,5 kg methanol/kg  $\text{NO}_x\text{-N}$ . Op basis van de vergelijkbare omzettingcapaciteit van het biologische actieve continu filter (zonder metaalzoutdosering in straat B) is vastgesteld dat de denitrificatiecapaciteit niet negatief beïnvloed is door de gecombineerde chemische fosfaatverwijdering.

In Afbeelding 31 is de bereikte  $\text{NO}_x\text{-N}$  concentratie uitgezet op de y-as tegen de ingaande nitraatconcentratie (op de x-as) van het continu filter in het één-filterconcept bij een vaste filtratiesnelheid van  $20 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ . Per 2 staven geeft de eerste staaf de nitraatconcentratie in de afloop van de nabezinktanks weer en de tweede staaf representeert de nitraatconcentratie op basis van online metingen in het filtraat van het continu filter.

Aangetoond is dat bij toenemende nitraatconcentraties in het voedingswater van het biologisch bedreven continu filter in het één-filterconcept de nitraatverwijderingsprestaties toenemen. Bij zeer lage nitraatconcentraties (0 – 1 mg/l) ligt de  $\text{NO}_3\text{-N}$  verwijdering lager dan 50 % (gemiddelde concentratie in filtraat 0,2 mg  $\text{NO}_x\text{-N/l}$ ). Bij toenemende concentraties aan nitraat in het voedingswater stijgt de verwijderingsprestatie naar 85 % bij ingaande  $\text{NO}_3\text{-N}$  concentraties van 1 - 2 mg/l en uiteindelijk tot 95 % bij ingaande nitraatconcentraties hoger dan globaal 5 mg/l.

Met de instellingen (methanol = 3,5 kg methanol/kg  $\text{NO}_x\text{-N}$ , filtratiesnelheid =  $20 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ ) zijn in alle  $\text{NO}_x\text{-N}$  concentraties behaald van ruim onder de 1 mg/l. De temperatuur varieert van 12 - 22 °C. De zandzaknelheid is bij de toegepaste filtratiesnelheid ongeveer 10 - 20 mm/min. In de grafiek zijn het aantal online-metingen weergegeven waarop de staven zijn gebaseerd. Het weergegeven aantal metingen geldt zowel voor de staaf van de afloop NBT als die voor het filtraat.

AFBEELDING 31 INVLOED VAN DE INGAANDE  $\text{NO}_x\text{-N}$  CONCENTRATIE OP DE OMZETTINGSCAPACITEIT (OP BASIS VAN ONLINE-METINGEN)



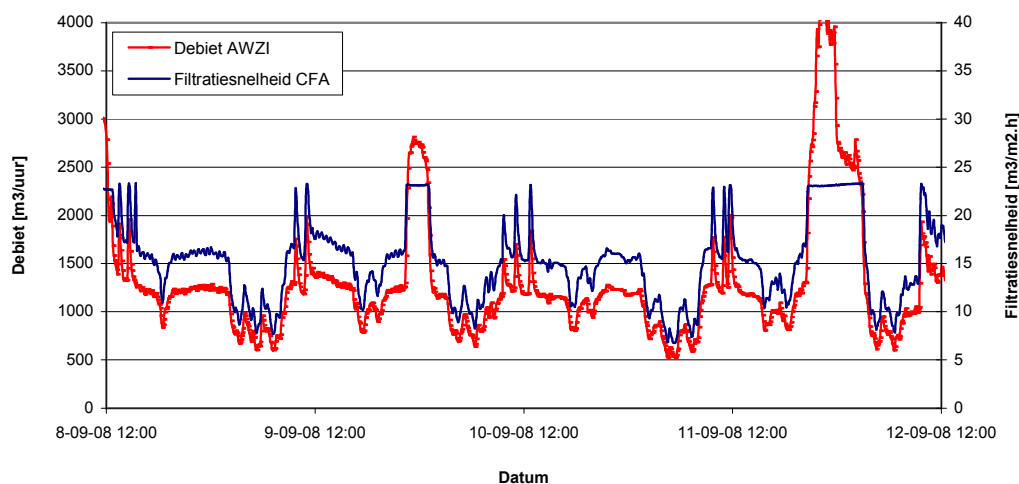
### FILTRATIESNELHEID VERSUS NITRAATVERWIJDERING

Het continu filter is in staat nitraat vergaand te verwijderen bij ingaande  $\text{NO}_x\text{-N}$  concentratie van 0 - 10 mg/l bij een stabiele filtratiesnelheid. Wanneer de aanvoer naar het continu filter varieert wordt het filter belast met sterk wisselende vrachten aan stikstof. De biologie aanwezig in het filterbed moet in staat zijn deze wisselende vrachten om te zetten.

De filtratiesnelheid is in deze onderzoeksperiode aangestuurd door het debiet van de afloop NBT van de AWZI. In Afbeelding 32 is geïllustreerd hoe de filtratiesnelheid wordt bepaald door het debiet van het AWZI effluent. De nominale filtratiesnelheid in de weergegeven periode is  $15,5 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  en de maximale filtratiesnelheid, bepaald door de maximale pompcapaciteit, bedraagt  $23,3 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ . Tussen 11-09-08 12:00 en 12-09-08 12:00 treedt RWA op. De filtratiesnelheid wordt hierbij begrensd door het ingestelde maximum.

Het debiet vertoont hevige schommelingen bij zowel RWA als DWA waarbij het debiet doorgaans enkele malen per dag fors toeneemt door de inschakeling van een extra ruwwaterpomp op de AWZI. Bij een toename van het debiet van het afloopwater NBT van de AWZI neemt de filtratiesnelheid toe en daarmee ook de vracht aan stikstof waarmee het filter wordt belast. Verdunning van concentraties bij een hoge aanvoer blijkt niet tot nauwelijks op te treden.

AFBEELDING 32 FILTRATIESNELHEID CONTINU FILTER AANGESTUURD DOOR HET AWZI-EFFLUENT DEBIET

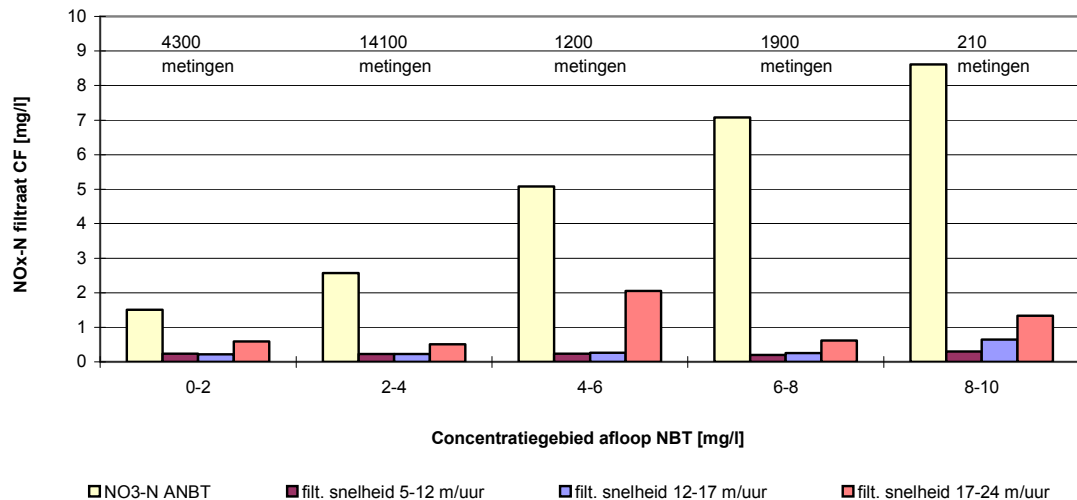


Bij aanvang van de periode waarin het continu filter straat A is belast met variërende filtratiesnelheden is methanol gedoseerd volgens een methanol/ $\text{NO}_x\text{-N}$  verhouding van 3,5 kg/kg en een methanol/ $\text{O}_2$  verhouding van 0,8 kg/kg. Uit CZV metingen van de afloop NBT en het filtraat van het continu filter bleek dat methanol was overgedoseerd. De methanol/ $\text{NO}_x\text{-N}$  verhouding is verlaagd naar 3,2 kg/kg. Deze verhouding voldeed wanneer de zuurstofconcentratie in het water kleiner was dan 1 mg/l. De denitrificatie verliep minder wanneer de zuurstofconcentratie toenam. Proefondervindelijk is gebleken dat de optimale doseerverhouding 3,2 kg/kg methanol/ $\text{NO}_x\text{-N}$  en 1,2 kg/kg methanol/ $\text{O}_2$  bedraagt. Hieruit blijkt dat de factor voor  $\text{O}_2$  te laag was ingesteld.

Er is onderzocht of het continu filter in staat is stikstof vergaand te verwijderen bij wisselende filtratiesnelheden en stikstofvrachten. Dit is weergegeven in Afbeelding 33. Op de x-as staat het concentratiegebied van  $\text{NO}_x\text{-N}$  in het afloopwater nabezinktank. Per concentratiegebied zijn vier staven weergegeven waarvan de eerste staaf de gemiddelde  $\text{NO}_x\text{-N}$  representeert van het betreffende concentratiegebied. De overige drie staven geven de gemiddelde  $\text{NO}_x\text{-N}$  concentratie in het filtraat weer, uitgesplitst in drie ranges van de filtratiesnelheid die op het meetmoment is toegepast.

Boven de staven staat het aantal online-metingen waarop de gemiddelde berekende waarde is gebaseerd. Het aantal metingen geldt voor de staaf van de nitraatconcentratie in de Afloop NBT. Ditzelfde aantal metingen is onderverdeeld in de drie filtratiesnelheid ranges, waarmee dus de som van het aantal metingen van het filtraat (de drie filtratiesnelheid ranges) gelijk is aan het aantal metingen waarop de ingaande concentratie Afloop NBT is gebaseerd. De temperatuur in de onderzoeksperiode lag tussen de 18 en 23 °C. Met het oog op de spoelwaterproductie en stabiliteit in de bedrijfsvoering van het continu filter straat A is in deze periode ervoor gekozen een vaste zandzaknelheid te hanteren van 10 mm/min.

AFBEELDING 33 INVLOED VAN DE INGAANDE NO<sub>x</sub>-N CONCENTRATIE EN DE FILTRATIESNELHEID OP DE OMZETTINGSCAPACITEIT (OP BASIS VAN ONLINE-METINGEN)



Uit Afbeelding 33 kan worden afgeleid dat de invloed van de filtratiesnelheid op de NO<sub>x</sub>-N concentratie in het filtraat zichtbaar is, zij het beperkt. Bij filtratiesnelheden tussen de 17 - 24 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h is per concentratiegebied een verhoging te herkennen van 0,4 - 1,7 mg/l, waarbij het verwijderingsrendement terugloopt naar 84%. De nitraatverwijdering bij filtratiesnelheden van 5 - 12 en 12 - 17 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h is nagenoeg gelijk bij NO<sub>x</sub>-N-concentraties Afloop NBT lager dan 6 mg/l. Bij hogere ingaande concentraties valt enigszins invloed van de filtratiesnelheid te herkennen.

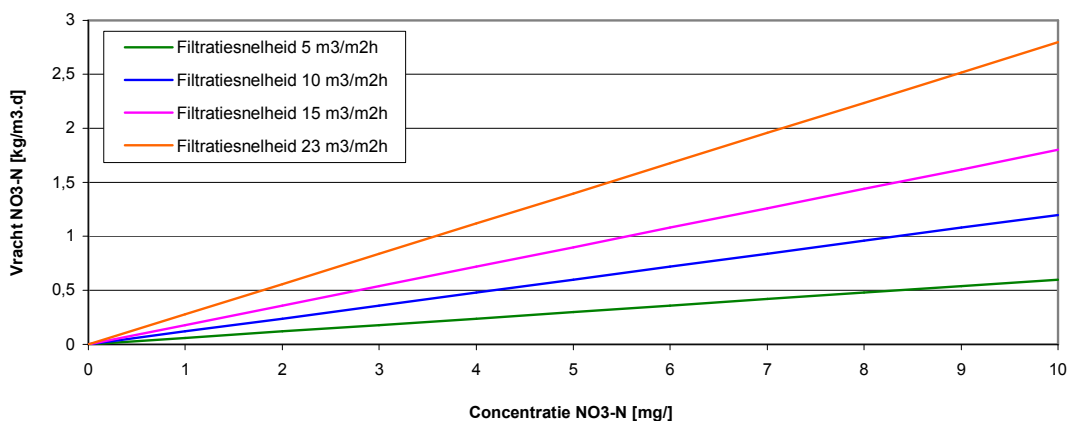
In het concentratiegebied Afloop NBT van 4 - 6 mg/l met een filtratiesnelheid van 17 - 24 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h is een nitraatpiek in het filtraat te bekennen. De oorzaak hiervan is niet definitief vastgesteld. Mogelijk betreft het een adaptatieknelpunt door snel oplopende nitraatvrachten. Gezien de overige metingen bij hoge concentraties kan deze piek als een incident worden beschouwd en worden er geen conclusies aan verbonden.

De stikstofverwijdering lijkt relatief onafhankelijk van de ingaande NO<sub>x</sub>-N waarde. De concentraties in het filtraat nemen voor al de drie filtratiesnelheid ranges alleen duidelijk toe bij een NO<sub>x</sub>-N concentratie AFLOOP NBT van 8 - 10 mg/l. Bij een filtratiesnelheid van 17 - 24 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h wordt 1,2- 2,0 kg/m<sup>3</sup>dag aan stikstof omgezet bij een aangevoerde vracht van 2,0 - 2,4 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h. De maximale nitraatomzetting bedroeg 2,5 kg/m<sup>3</sup>dag.

Gesteld kan worden dat voor al de instellingen de streefwaarde voor N<sub>totaal</sub> niet door de concentratie nitraat in het filtraat wordt overschreden. Wel wordt de nitraatconcentratie in het filtraat enigszins verhoogd wanneer het filterbed met een grote nitraatvracht wordt belast.

Om de prestaties van het continu filter onder sterk wisselende filtratiesnelheden en concentraties  $\text{NO}_x\text{-N}$  in de afloop NBT goed te laten zien is de stikstofaanvoer en omzetting weergegeven als het aantal kg  $\text{NO}_x\text{-N}$  dat is aangevoerd naar, of is omgezet door, 1  $\text{m}^3$  filterbed per dag. In Afbeelding 34 is verduidelijkt hoe de nitraatvrucht of omzetting wordt bepaald door de filtratiesnelheid en de nitraatconcentratie. Uitgaande van een filtratiesnelheid van  $23 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  en een  $\text{NO}_3\text{-N}$  concentratie van  $10 \text{ mg/l}$  is de maximale nitraatvrucht  $2,8 \text{ kg}/\text{m}^3\text{dag}$ . De online-analysers worden begrensd bij concentraties hoger dan  $10 \text{ mg/l}$ .

AFBEELDING 34 VRACHT/OMZETTING NITRAAT VAN HET CONTINU FILTER STRAAT A ALS AFGELEIDE VAN DE  $\text{NO}_3\text{-N}$  CONCENTRATIE EN DE FILTRATIESNELHEID

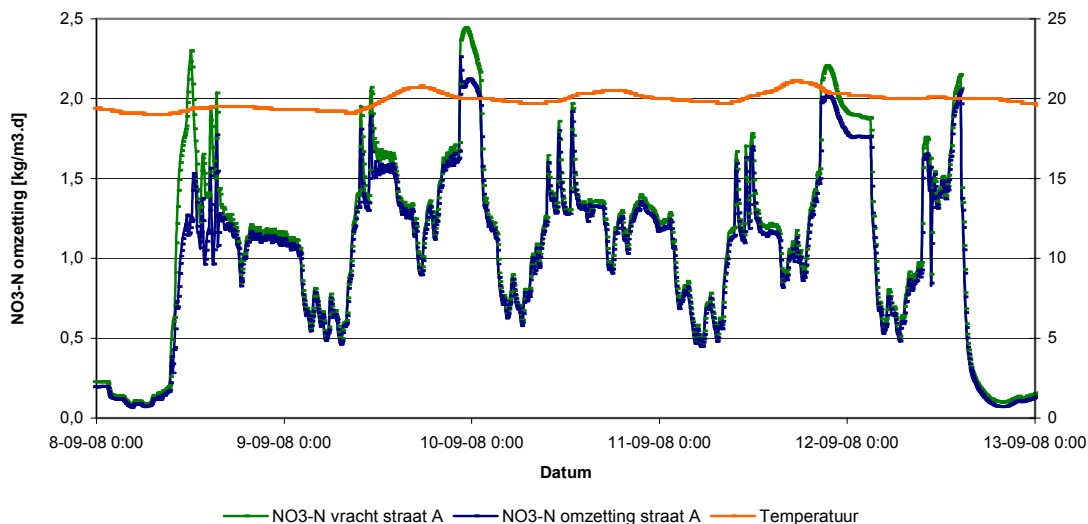


#### TEMPERATUURSINVLOED OP NITRAATOMZETTING

De temperatuursafhankelijkheid van de nitraatverwijderingsprestaties voor de continu filters is inzichtelijk gemaakt om een indicatie te krijgen van de denitrificatiecapaciteit onder verschillende seizoensomstandigheden. De temperatuursinvloed op het continu filter straat A is onderzocht in de periode dat het filter is belast met een variërende aanvoer en een vaste zandzaknelheid van circa  $10 \text{ mm}/\text{min}$ .

In Afbeelding 35 is de nitraatvrucht en de omzetting door het continu filter uitgezet tegen de tijd waarin een verhoogde aanvoer van stikstof mogelijk is gemaakt door dosering van natriumnitraat. Ook de watertemperatuur is weergegeven in de grafiek en heeft een gemiddelde waarde van  $20 \text{ }^\circ\text{C}$ , wat normaal is voor zomerse omstandigheden.

AFBEELDING 35 DE NITRAATOMZETTINGSCAPACITEIT VAN HET CONTINU FILTER STRAAT A IN DE ZOMERPERIODE (METHANOL/ $\text{NO}_x\text{-N}$  =  $3,2 \text{ kg}/\text{kg}$  EN METHANOL/ $\text{ZUURSTOF}$  =  $1,2 \text{ kg}/\text{kg}$ , OP BASIS VAN ONLINE-METINGEN)



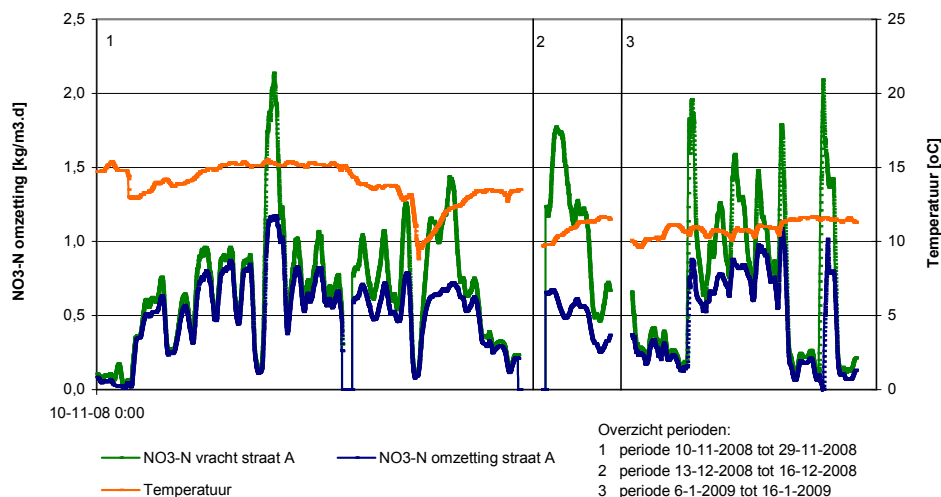
Uit de grafiek blijkt dat de  $\text{NO}_x\text{-N}$  omzetting bijna gelijk is aan de vracht, uitgezonderd de eerste piek op 8-09-08 en de pieken waar de vracht groter is dan  $1,75 \text{ kg/m}^3\text{dag}$ . Deze vrachten doen zich voor bij een filtratiesnelheid van  $23 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  en een  $\text{NO}_x\text{-N}$  concentratie groter dan  $6 \text{ mg/l}$ . Het achterblijven van de nitraatomzetting bij de eerste piek in nitraatvracht kan worden verklaard doordat het filterbed nog te weinig biomassa bevat, wat veroorzaakt is door de lage aanvoer voor 8-09-08. Het niet totaal omzetten van de nitraatvrachten groter dan  $1,75 \text{ kg/m}^3\text{dag}$  kan mogelijk ook worden verklaard doordat er te weinig biomassa aanwezig is. Verdere aangroei van biomassa kan moeilijk plaatsvinden doordat de nitraatpieken groter dan  $1,75 \text{ kg/m}^3\text{dag}$  zich maar enkele uren voordoen. Ook is het mogelijk dat bij een relatief hoge zandzaknelheid (zie 3.2.1 en 4.6.7) van circa  $10 \text{ mm/min}$  een bepaalde hoeveelheid biomassa constant uitspoelt. Wel moet opgemerkt worden dat de nitraatverwijdering groter is dan  $85 \%$ .

Afgaande op Afbeelding 35 kan er worden gesteld dat het continu filter onder zomerse omstandigheden uitstekend in staat is wisselende vrachten vergaand om te zetten. Het verwijderingsrendement van nitraat neemt af bij vrachten groter dan  $1,75 \text{ kg/m}^3\text{dag}$ .

Gedurende het onderzoek is ondervonden dat de nitraatverwijdering vermindert bij een lagere temperatuur. In Afbeelding 36 zijn drie perioden weergegeven waar het continu filter is belast met hoge nitraatvrachten. De nitraatomzetting en vracht staat op de y-as. De temperatuur gedurende de perioden is weergegeven op de tweede y-as. De perioden zijn genummerd, waarbij de nummers verwijzen naar het overzicht van de perioden weergegeven onder de grafiek. Hierin staan de exacte data van de aanvang en de afloop van de perioden.

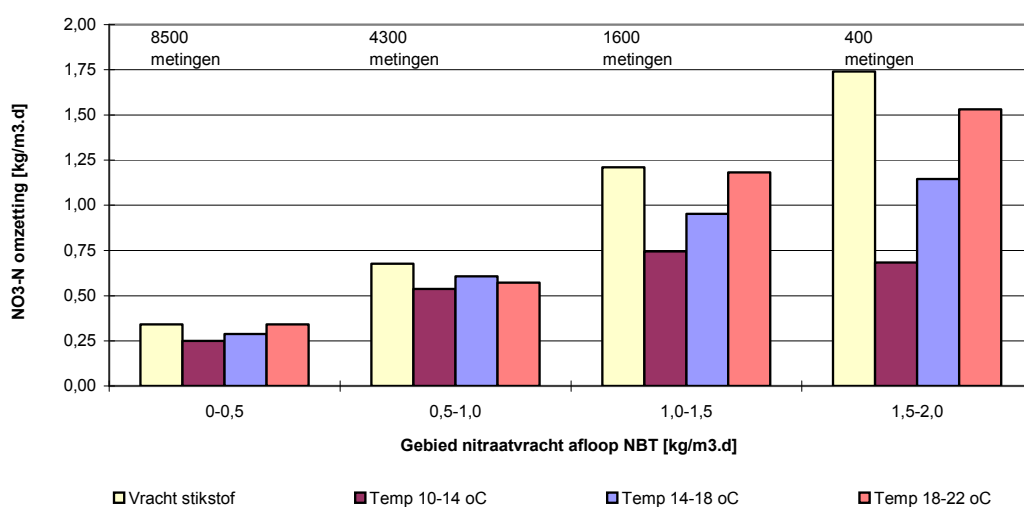
In vergelijking met Afbeelding 35 valt op dat de in de winterperiode maar een beperkte hoeveelheid van de nitraatvracht wordt omgezet. Grofweg valt te zeggen dat nitraatomzettingen hoger dan  $1,0 \text{ kg/m}^3\text{dag}$  sporadisch worden bereikt door het continu filter in de demonstratie installatie bij temperaturen lager dan  $16 \text{ }^\circ\text{C}$ . Bij het onderzoek wordt gezien dat de concentraties in het filtraat van het continu filter kunnen oplopen tot  $5 \text{ mg/l NO}_x\text{-N}$  bij een nitraatconcentratie van  $8 \text{ mg/l}$  in de afloop NBT. Doorgaans neemt de concentratie in het filtraat langzaam af, en neemt de nitraatomzetting dus toe, in een periode met een dezelfde temperatuur en een redelijk stabiele aanvoer. Groot verschil met de nitraatverwijdering tijdens zomerse omstandigheden is dat bij lage temperaturen de biomassa niet in staat is de sterk wisselende nitraatvrachten grotendeels om te zetten.

AFBEELDING 36 DE NITRAATOMZETTINGSCAPACITEIT VAN HET CONTINU FILTER STRAAT A IN DE WINTERPERIODE (METHANOL/ $\text{NO}_x\text{-N}$  =  $3,2 \text{ kg/kg}$  EN ZUURSTOF/ $\text{NO}_x\text{-N}$  =  $1,2 \text{ kg/kg}$ , OP BASIS VAN ONLINE-METINGEN)



Uitgaande van de bovenstaande bevindingen is in Afbeelding 37 de invloed van de temperatuur op de nitraatomzetting verduidelijkt. Om de invloed van de filtratiesnelheid te beperken zijn alleen meetmomenten meegenomen met een filtratiesnelheid van 12 - 17 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h. De vracht aan nitraat waarmee het continu filter is belast is in vier gebieden verdeeld. Per stikstofvracht range zijn vier staven weergegeven. De eerste staaf geeft weer wat de gemiddelde ingaande vracht is voor het betreffende stikstofvracht gebied. De overige drie staven staan voor de hoeveelheid nitraat dat gemiddeld is omgezet, waarbij de tweede staaf is verkregen bij een watertemperatuur van 10 - 14 °C, de derde staaf bij een temperatuur van 14 - 18 °C en de vierde staaf bij een temperatuur van 18 - 22 °C. Op de y-as staat de gemiddelde NO<sub>3</sub>-N omzetting van het continu filter. De eerste staaf (vracht stikstof) geeft de gemiddelde vracht weer voor het desbetreffende stikstofvracht gebied.

AFBEELDING 37 INVLOED VAN DE TEMPERAATUUR OP DE NITRAATOMZETTINGSCAPACITEIT VAN HET CONTINU FILTER STRAAT A (METHANOL/NO<sub>x</sub>-N = 3,2 KG/KG EN METHANOL/ZUURSTOF= 1,2 KG/KG, OP BASIS VAN ONLINE-METINGEN, FILTRATIESNELHEID IS 12-17 M<sup>3</sup>/M<sup>2</sup>H)



Bij een nitraatvracht kleiner dan 1,0 kg/m<sup>3</sup>dag ligt de omzettingcapaciteit voor de drie temperatuurranges in dezelfde orde grootte. De aangevoerde nitraatvracht wordt daarnaast grotendeels omgezet.

Voor een nitraatvracht van 1,0 - 2,0 kg/m<sup>3</sup>dag is het continu filter bij een temperatuur van 10 - 14 °C niet in staat nitraat vergaand om te zetten en blijft deze schommelen op een gemiddelde waarde van 0,75 kg/m<sup>3</sup>dag. Voor temperaturen hoger dan 14 °C wordt bij dezelfde ingaande nitraatvracht een significant betere omzettingcapaciteit behaald.

Het verschil tussen de nitraatomzettingcapaciteit wordt verduidelijkt bij een ingaande vracht van 1,5 - 2,0 kg/m<sup>3</sup>dag. Bij een gemiddelde ingaande vracht van 1,74 kg/m<sup>3</sup>dag wordt bij 18 - 22 °C 1,53 kg/m<sup>3</sup>dag nitraat verwijderd. Bij een temperatuur van 14 - 18 °C ligt dit getal 0,4 kg/m<sup>3</sup>dag lager en bij 10 - 14 °C is het verschil met 18 - 22 °C bijna 0,9 kg/m<sup>3</sup>dag.

Uit de bovenstaande grafieken valt af te leiden dat de nitraatomzetting wordt beïnvloed door de temperatuur. De meest voor de hand liggende verklaring is dat de biologie zich bij lage temperaturen langer moet aanpassen aan de nieuwe omstandigheden en dat dit wordt versterkt bij een verdere afname van de temperatuur. Bij een plotseling snel oplopende nitraatvracht kan het dagen duren voordat de biologie is aangepast en/of is aangegroeid zodat vergaande nitraatverwijdering wordt bereikt. Een groot verschil is dat bij een temperatuur hoger dan 18 °C nitraat vrijwel direct vergaand wordt omgezet. De aanpassingstijd van de biomassa is korter waardoor de biologie direct begint met het denitrificeren van nitraat als wel met zich te vermenigvuldigen.

De bovenstaande hypothese kan worden getoetst in een langdurige periode met een lage watertemperatuur, een hoge nitraataanvoer en zonder al te veel schommelingen. De nitraatomzetting zal volgens de hypothese langzaam toenemen en zodat uiteindelijk de denitrificatiecapaciteit vergelijkbaar is met die in de zomerperiode. Echter de omstandigheden voor afloop nabezinktank polishing zijn dusdanig divers dat de grens van de maximale haalbare nitraatomzetting in de winter niet opgezocht kan worden.

De temperatuursinvloed op de denitrificatie wordt onderstreept door de gegevens in Tabel 14, waar de gemiddelde concentraties in de afloop NBT en in het filtraat van het continu filter zijn weergegeven voor een langdurige periode. Het verwijderingsrendement van nitraat daalt naar mate de watertemperatuur afneemt.

TABEL 14 GEMIDDELTE NITRAATCONCENTRATIES IN DE AFLOOP NBT EN FILTRAAT VAN HET CONTINU FILTER (OP BASIS VAN ONLINE-METINGEN, 1 JUNI 2008-1 JANUARI 2009)

temperatuur [°C]	gemiddelde NO <sub>x</sub> -N concentratie afloop NBT [mg/l]	gemiddelde NO <sub>x</sub> -N concentratie filtraat vastbedfilter [mg/l]	verwijderingsrendement [%]
18-22	2,8	0,3	90
14-18	2,7	0,4	87
10-14	3,9	1,2	70

#### 5.3.4 FOSFAATVERWIJDERING

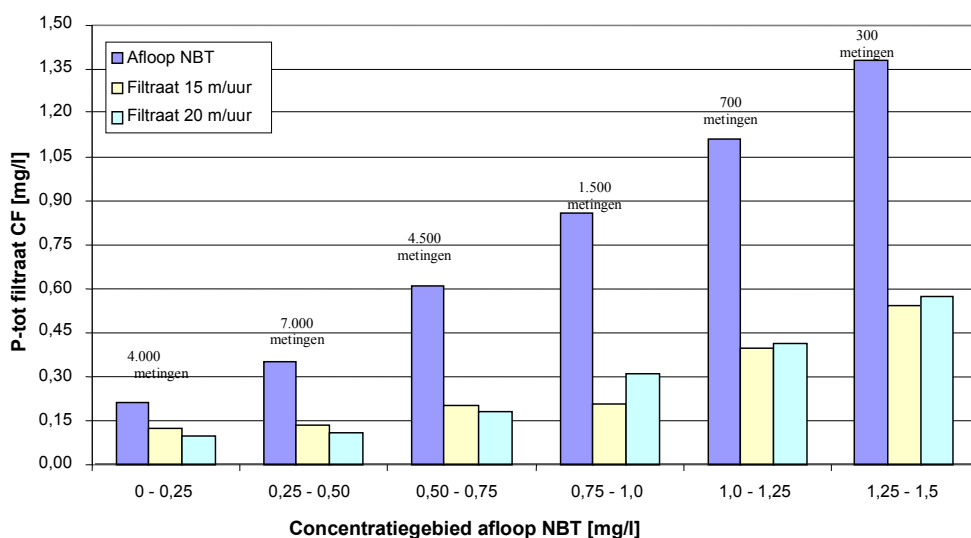
##### INVLOED FOSFAATCONCENTRATIE AFLOOP NBT OP FOSFAATVERWIJDERING

De fosfaatverwijdering met metaalzoutdosering in het één-filterconcept is op het continu zandfilter van straat A onderzocht. In het continu filter A zijn voor  $P_{\text{totaal}}$  gemiddelde verwijderingsrendementen bereikt van 60 % voor  $P_{\text{totaal}}$  (bij een gemiddelde concentratie in de afloop NBT van 0,4 mg/l) en 75 % voor  $PO_4\text{-P}$  bij een gemiddelde Me/ $PO_4\text{-P}$  verhouding van 4 mol/mol.

Voor het continu filter zijn bij vast ingestelde filtratiesnelheden van 15 en 20 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h de fosfaatverwijderingsprestaties per ingaande fosfaatconcentratie uitgezet in Afbeelding 38. In de grafiek zijn de concentratieranges voor  $P_{\text{totaal}}$  van het voedingswater (x-as) uitgezet tegen de behaalde  $P_{\text{totaal}}$  concentratie in het filtraat. Per concentratierange zijn drie staven gepresenteerd: de eerste staaf betreft de concentraties in het voedingswater, de tweede en derde staaf geven de  $P_{\text{totaal}}$  concentraties in het filtraat voor het één-filterconcept weer bij filtratiesnelheden van respectievelijk 15 en 20 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h. De temperatuur in deze onderzoeksperiode lag tussen de 16 °C en 21 °C. De zandzaknelheid bedroeg 10-20 mm/min.



AFBEELDING 38 FOSFAATVERWIJDERING CONTINU FILTRATIE BIJ VERSCHILLENDE FILTRATIESNELHEDEN EN INGAANDE  $P_{\text{totaal}}$  CONCENTRATIES (OP BASIS VAN ONLINE-METINGEN)



Met deze analyse is vastgesteld dat het continu filter met metaalzoutdosering structureel de streefwaarde van 0,15 mg  $P_{\text{totaal}}$ /l kan halen zolang de ingaande fosfaatconcentratie niet boven 0,5 mg  $P_{\text{totaal}}$ /l ligt, dit is ongeacht de filtratiesnelheid. Met een concentratierange boven 0,5 mg  $P_{\text{totaal}}$ /l in het voedingswater is de streefwaarde voor fosfaat niet structureel haalbaar met de continu filters op de demonstratie-installatie Leiden Zuid-West. Dit houdt in dat het fosfaatgehalte reeds op de hoofdzuivering (huidige eis is 1 mg  $P_{\text{totaal}}$ /l) gehalveerd moet worden om met een nageschakeld continu filter streefwaarden te bereiken. Tevens blijkt dat de maximaal toelaatbare filtratiesnelheid van het continu filter, onder de desbetreffende omstandigheden, 20 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h kan bedragen tot een ingaande fosfaat concentratie van 0,5 mg  $P_{\text{totaal}}$ /l.

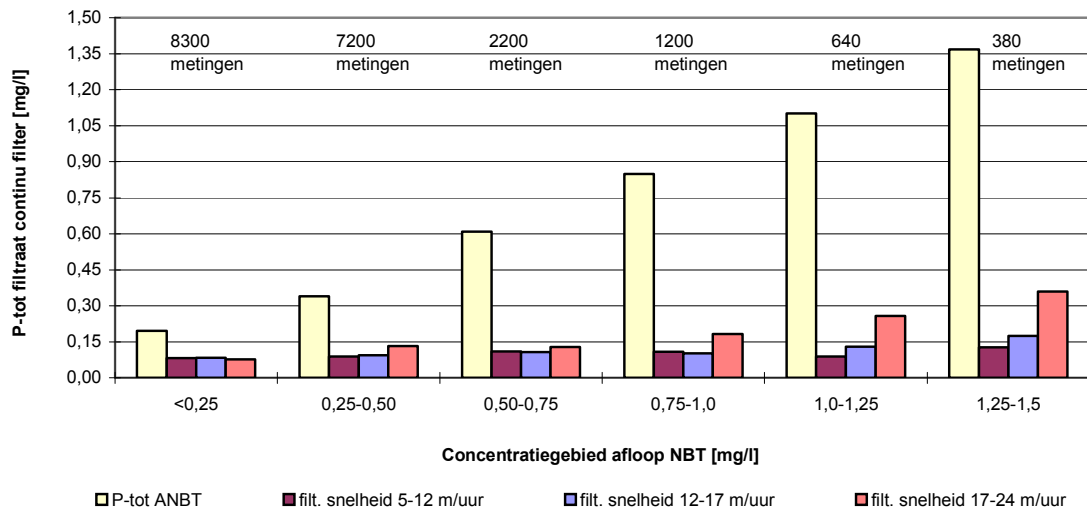
#### FILTRATIESNELHEID VERSUS FOSFAATVERWIJDERING

Bij een vaste filtratiesnelheid van 15 en 20 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h is gebleken dat de verwijdering van  $P_{\text{totaal}}$  niet significant wordt beïnvloed door de filtratiesnelheid. In de praktijk zal het debiet met de bijbehorende vrachten voor een filter echter variëren waardoor ook de filtratiesnelheid en verwijderingsprestaties veranderen.

In Afbeelding 39 is de  $P_{\text{totaal}}$  concentratie in het filtraat uitgezet tegen de  $P_{\text{totaal}}$  concentratie in het voedingswater voor variërende filtratiesnelheden. Op de x-as zijn per concentratiegebied vier staven weergegeven waarvan de eerste staaf de gemiddelde  $P_{\text{totaal}}$  representeert van het betreffende concentratiegebied. De overige drie staven geven de gemiddelde  $P_{\text{totaal}}$  concentratie in het filtraat weer, uitgesplitst in drie ranges van de filtratiesnelheid die op het meetmoment is toegepast.

Boven de staven staat het totaal aantal online-metingen waarop de gemiddelde berekende waarden van de staven zijn gebaseerd. De temperatuur in de onderzoeksperiode lag tussen de 18 en 23 °C. Met het oog op de spoelwaterproductie en de bedrijfsvoering van het continu filter straat A is in deze periode ervoor gekozen een vaste zandzaknelheid te hanteren van 10 mm/min.

AFBEELDING 39 INVLOED VAN DE INGAANDE P<sub>TOTAAL</sub> CONCENTRATIE EN DE FILTRATIESNELHEID OP DE P<sub>TOTAAL</sub> VERWIJDERING (OP BASIS VAN ONLINE-METINGEN)



De resultaten uit Afbeelding 39 laten zien dat de streefwaarde voor P<sub>totaal</sub> wordt behaald voor fosfaatconcentraties in het voedingswater kleiner dan 0,75 mg/l, ongeacht de filtratiesnelheid. Voor fosfaatconcentraties in het voedingswater van 0,75 mg/l tot 1,50 mg/l is er een invloed van de filtratiesnelheid te herkennen. Bij filtratiesnelheden tussen de 17 - 24 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h wordt de streefwaarde niet meer behaald bij ingaande P<sub>totaal</sub> concentraties > 0,75 mg/l. Bij een filtratiesnelheid tussen 12 - 17 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h wordt de streefwaarde niet meer behaald bij ingaande P<sub>totaal</sub> concentraties > 1,25 mg/l. Bij een lage filtratiesnelheid van 5 - 12 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h wordt voor de weergegeven concentratiegebieden de streefwaarde behaald.

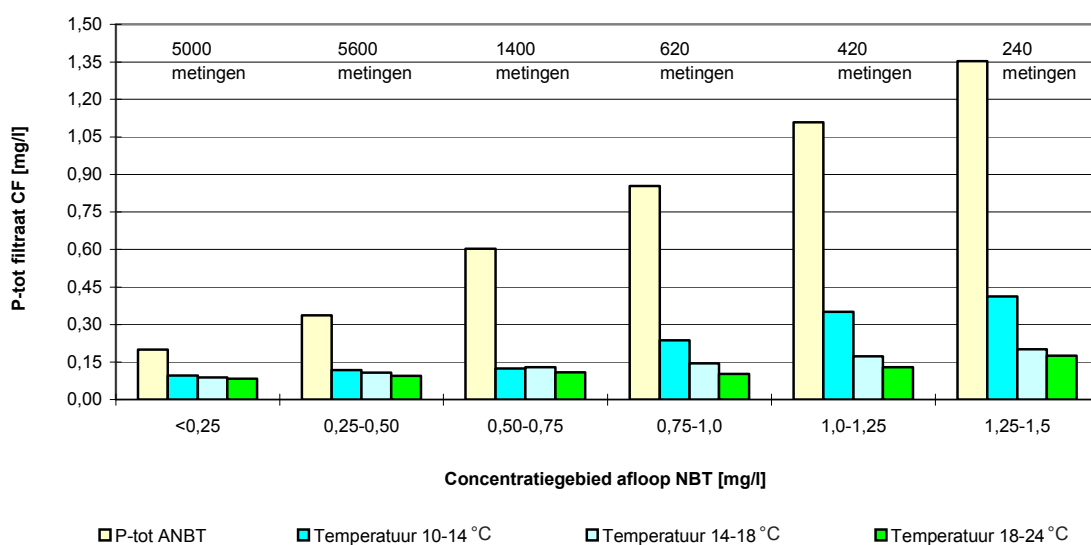
Het verschil ten opzichte met de resultaten onder vast debiet zoals weergegeven in Afbeelding 38 is groot. Als oorzaak kan de zandzaknelheid, dat resulteert in een stabiel proces, of de temperatuur (18 - 23 °C) worden aangedragen.

#### TEMPERATUURSINVLOED OP FOSFAATVERWIJDERING

Gedurende het demonstratieonderzoek is ondervonden dat in de winterperioden lagere verwijderingsrendementen voor fosfaat worden behaald dan in zomerse omstandigheden. De temperatuurafhankelijkheid van de fosfaatverwijdering is inzichtelijk gemaakt voor de periode dat het continu filter het AWZI debiet heeft gevolgd. De resultaten zijn weergegeven in Afbeelding 40. Om de invloed van de filtratiesnelheid uit te sluiten zijn alleen die meetmomenten meegenomen met een filtratiesnelheid van 12 tot 17 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h. Het concentratiegebied van P<sub>totaal</sub> is weergegeven op de x-as. De gemiddelde P<sub>totaal</sub> concentratie in de afloop NBT en in het filtraat van het continu filter is uitgezet op de y-as. De concentraties P<sub>totaal</sub> in het filtraat is voor elk concentratiegebied uitgesplitst in drie temperatuur ranges, respectievelijk 10 - 14, 14 - 18 en 18 - 22 °C.

Het totaal aantal online-metingen waarop de waarden van de staven zijn gebaseerd zijn bovenin de grafiek weergegeven. De concentratie P<sub>totaal</sub> in het filtraat bij een temperatuur van 10 - 14 en 14 - 18 °C, in het concentratiegebied van 1,0 - 1,25 en 1,25 - 1,5 mg/l, zijn gebaseerd op relatief weinig meetmomenten. De weergegeven concentratie is daardoor niet nauwkeurig en moet worden gezien als een indicatie.

AFBEELDING 40 INVLOED VAN DE INGAANDE P<sub>TOTAAL</sub> CONCENTRATIE EN DE TEMPERAATUUR OP DE P<sub>TOTAAL</sub> VERWIJDERING DOOR CONTINU FILTRATIE (OP BASIS VAN ONLINE-METINGEN, FILTRATIESNELHEID IS 12-17 M<sup>3</sup>/M<sup>2</sup>H)



De streefwaarde voor P<sub>totaal</sub> wordt bij een watertemperatuur van 10 - 14 °C niet meer behaald voor ingaande P<sub>totaal</sub> concentraties hoger dan 0,75 mg/l. Bij een temperatuur van 14 - 18 °C wordt de streefwaarde overschreden bij een P<sub>totaal</sub>-concentratie in de Afloop NBT hoger dan 1,0 mg/l. Wanneer de temperatuur tussen de 18 - 22 °C ligt wordt bij een ingaande concentratie van 1,25 mg/l P<sub>totaal</sub> de streefwaarde niet meer gehaald. In het concentratiegebied van 0,75 - 1,5 mg/l P<sub>totaal</sub> kan bij een temperatuur van 10 - 14 °C duidelijk niet meer aan de streefwaarde voldoen. Uit de grafiek blijkt dat de fosfaatverwijdering negatief wordt beïnvloed door een lagere watertemperatuur. In paragraaf 5.2.6 'Temperatuursinvloed op vlokvorming' is ingegaan op de mechanismen die de fosfaatverwijdering beïnvloeden.

### 5.3.5 INVLOED FOSFAAT/NITRAAT VERHOUDING OP DENITRIFICATIE ÉÉN-FILTERCONCEPT

Het verschijnsel P-limitatie is onderzocht voor het één-filterconcept op het continu zandfilter van straat A. Gedurende reguliere bedrijfsvoering op de demonstratie-installatie bleek P-limitatie bij een verhouding van > 0,05 PO<sub>4</sub>-P/g NO<sub>x</sub>-N niet significant waarneembaar.

In mei 2007 zijn analyses uitgevoerd om de minimale PO<sub>4</sub>-P/NO<sub>x</sub>-N verhouding te vinden. Om te beginnen is hiertoe de nitraatconcentratie van de afloop NBT verhoogd tot 8 mg/l. Om er zeker van te zijn dat de denitrificatie niet verstoord werd door het coagulatieproces is er gedurende enkele dagen geen metaalzout gedoseerd. Uit de resultaten kwam naar voren dat zelfs bij een PO<sub>4</sub>-P/NO<sub>x</sub>-N verhouding van 0,025 mg/mg het rendement van de denitrificatie gelijk was aan 90 %. Wanneer er dus geen metaalzout gedoseerd wordt blijkt er voldoende fosfaat aanwezig die de denitrificatie op peil kan houden.

In maart 2008 zijn de experimenten met lage PO<sub>4</sub>-P/NO<sub>x</sub>-N verhouding herhaald in combinatie met metaalzout doseringen. Om een lagere PO<sub>4</sub>-P/NO<sub>x</sub>-N verhouding te kunnen creëren benodigd voor P-limitatie, wordt het nitraatgehalte van het voedingswater verhoogd tot ongeveer 10 mg/l.

Instellingen en omstandigheden die in deze periode heersten zijn terug te vinden in Tabel 15.

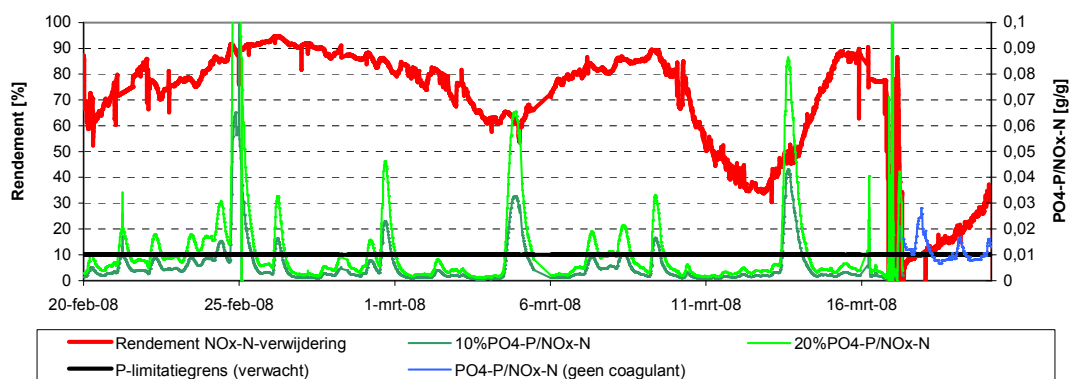
TABEL 15

## INSTELLINGEN EN OMSTANDIGHEDEN IN DE TESTPERIODE

	eenheid	continu filter A
filtratiesnelheid	m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> h	15
dosering methanol (gemiddeld)	l/h	13
dosering coagulant (gemiddeld)	l/h	1,7
Me/P-verhouding	mol/mol	4 - 7
P <sub> totaal </sub> ingaand (gemiddeld)	mg/l	0,57
NO <sub>x</sub> -N ingaand (gemiddeld)	mg/l	8,25
O <sub>2</sub> ingaand (gemiddeld)	mg/l	1,54
temperatuur effluent (gemiddeld)	°C	12,6

De situatie onder deze instellingen is een aantal weken in stand gehouden zodat er bekeken kan worden of het rendement van de nitraatverwijdering afneemt. Na het aanzetten van de natriumnitratdosering daalde het rendement van bijna 90 % naar 50-60 %. Een aantal uur later toonde het echter weer een stijgende trend. Er volgden een aantal perioden van stijgende en dalende rendementen (Afbeelding 41 en Tabel 16).

Voor het weergeven van de beschikbaarheid van orthofosfaat voor de denitrificerende bacteriën is in Afbeelding 41 ervan uitgegaan dat 10 % of 20 % van het ortofosfaat biologisch beschikbaar is na coagulatie. In andere onderzoeken over P-limitatie is sprake van een bepaalde PO<sub>4</sub>-P/NO<sub>x</sub>-N verhouding waarbij P-limitatie optreedt. Daarom wordt ook in dit onderzoek deze verhouding en het rendement van het filter naast elkaar gelegd (Afbeelding 41). In Afbeelding 41 wordt de NO<sub>x</sub>-N verwijderingsrendement en de PO<sub>4</sub>-P/NO<sub>x</sub>-N verhouding uitgezet tegen een periode van ongeveer 4 weken. De Me/PO<sub>4</sub>-P verhouding was de meeste tijd van de onderzoeksperiode (duidelijk) groter dan 4 mol/mol. De blauwe lijn helemaal rechts van de grafiek duidt op een periode zonder coagulantdosering (zie de blauwe lijn).

AFBEELDING 41 RENDEMENT DENITRIFICEREND CONTINU ZANDFILTER BIJ GESCHATTE PO<sub>4</sub>-P/NO<sub>x</sub>-N VERHOUDING NA COAGULATIE

Afgezien van een aantal pieken lag de verhouding PO<sub>4</sub>-P/NO<sub>x</sub>-N in de testperiode met dosering van een coagulant duidelijk onder de verwachte P-limitatiegrens van 0,01 g PO<sub>4</sub>-P/g NO<sub>x</sub>-N. Bij pieken van de fosfaataanvoer nam het rendement een aantal keer duidelijk toe. In de periode zonder coagulantdosering was de PO<sub>4</sub>-P/NO<sub>x</sub>-N verhouding bijna altijd > 0,01 g PO<sub>4</sub>-P/g NO<sub>x</sub>-N.

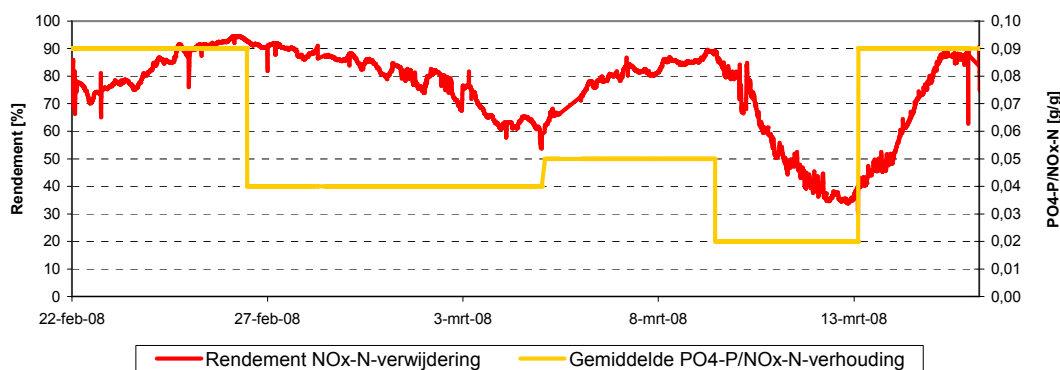
TABEL 16

## PERIODEN VAN STIJGENDE EN DALENDE RENDEMENTEN

periode	trend rendement	gemiddelde verhouding $PO_4\text{-P}/NO_x\text{-N}$ [g/g] voor coagulatie
20-02-08 tot 26-02-08	Stijgend	0,09
26-02-08 tot 04-03-08	Dalend	0,04
04-03-08 tot 09-03-08	Stijgend	0,05
09-03-08 tot 13-03-08	Dalend	0,02
13-03-08 tot 16-03-08	Stijgend	0,09

Om meer inzicht te krijgen over deze samenhang, zijn de gemiddelden van de  $PO_4\text{-P}/NO_x\text{-N}$  verhouding vóór coagulatie in de verschillende perioden van stijgende en dalende rendementen berekend (Tabel 16). Deze gemiddelden zijn ook samen met het rendement weergegeven in Afbeelding 42. Het is te zien dat de lijnen aan elkaar gekoppeld zijn. Hoe lager de  $PO_4\text{-P}/NO_x\text{-N}$  verhouding, hoe sterker het rendement daalt. Volgens deze grafiek is fosfaat een limiterende factor bij een  $PO_4\text{-P}/NO_x\text{-N}$  verhouding van  $< 0,05$  g  $PO_4\text{-P}/g$   $NO_x\text{-N}$  voor coagulatie.

AFBEELDING 42

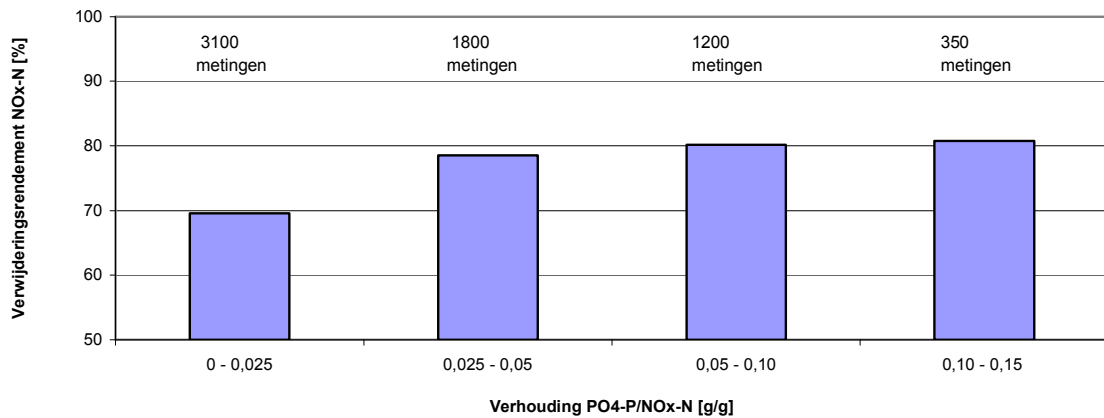
RENDEMENT NITRAATVERWIJDERING EN GEMIDDELTE  $PO_4\text{-P}/NO_x\text{-N}$  VERHOUDING VAN HET CONTINU ZANDFILTER IN STIJGENDE EN DALENDE PERIODEN (OP BASIS VAN ONLINE-METINGEN)

Afbeelding 42 laat zien dat in eerste periode tot 26-2 de biomassa zich aanpast aan de hoger wordende nitraatconcentraties. De daarop volgende periode van 26-2 tot 04-03 daalt de gemiddelde verhouding  $PO_4\text{-P}/NO_x\text{-N}$  mg/mg voor coagulatie naar 0,04. Gedurende deze periode daalt de denitrificatiesnelheid wat duidt op een kritieke waarde voor de  $PO_4\text{-P}/NO_x\text{-N}$  verhouding. In de derde periode van 04-03 tot 09-03 herstelt de  $PO_4\text{-P}/NO_x\text{-N}$  verhouding enigszins tot 0,05 g/g. In de vierde periode van 09-03 tot 13-03 lijkt fosfaat limitatie zich duidelijk voor te doen bij een  $PO_4\text{-P}/NO_x\text{-N}$  verhouding van 0,02 mg/mg. Deze periode laat duidelijk zien dat de mate van denitrificatie snel kan afnemen. In de laatste periode stijgt de  $PO_4\text{-P}/NO_x\text{-N}$  verhouding weer tot 0,09 mg/mg wat duidt op een duidelijk herstel van de denitrificatie.

Uit Afbeelding 42 kan worden opgemaakt dat fosfaat een limiterende factor wordt wanneer de verhouding  $PO_4\text{-P}/NO_x\text{-N}$  lager wordt dan 0,05 mg/mg. Deze waarde is significant hoger dan de limiterende  $PO_4\text{-P}/NO_x\text{-N}$  verhouding zonder een metaalzoutdosering. Hieruit kan opgemaakt worden dat metaalgebonden fosfaat niet tot weinig beschikbaar is voor de denitrificerende micro-organismen.

Om meer duidelijkheid over de daadwerkelijke grens van P-limitatie (na coagulatie) te krijgen is in Afbeelding 43 het gemiddelde rendement van de nitraatverwijdering en de  $PO_4\text{-P}/NO_x\text{-N}$  verhouding in de periode met coagulantdosering en met een  $Me/PO_4\text{-P}$  verhouding  $> 4$  tegen elkaar uitgezet.

AFBEELDING 43 GEMIDDELD NITRAATVERWIJDERINGSRENDEMENT VAN HET CONTINU FILTER BIJ VERSCHILLENDE  $PO_4\text{-P}/NO_x\text{-N}$  VERHOUDINGEN VOOR COAGULATIE ( $ME/PO_4\text{-P} > 4$ , OP BASIS VAN ONLINE-METINGEN)



Uit Afbeelding 43 blijkt dat het gemiddelde verwijderingsrendement voor nitraat hoger is dan 75 % wanneer de  $PO_4\text{-P}/NO_x\text{-N}$ -verhouding hoger is dan 0,025 tot 0,05 g/g (verhouding berekend na P-precipitatie). Het verwijderingsrendement voor nitraat neemt af tot < 70 % bij een  $PO_4\text{-P}/NO_x\text{-N}$ -verhouding < 0,025 g/g. Uit de bovenstaande afbeelding valt af te leiden dat het verwijderingsrendement met een  $PO_4\text{-P}/NO_x\text{-N}$ -verhouding van 0,025 - 0,05 g/g gemiddeld gezien nog nauwelijks is afgenomen vergeleken met  $PO_4\text{-P}/NO_x\text{-N}$ -verhoudingen > 0,05 g/g. Wat daarentegen niet uit de bovenstaande afbeelding blijkt, maar wel uit Afbeelding 42, is dat de verwijderingsrendementen voor nitraat langzaam afnemen indien de  $PO_4\text{-P}/NO_x\text{-N}$  verhouding kleiner is dan 0,05 g/g. Daarom kan voor de locatie Leiden Zuid-West worden gesteld dat de nitraatverwijdering wordt geremd bij een  $PO_4\text{-P}/NO_x\text{-N}$  verhouding < 0,05 g/g (na precipitatie).

### 5.3.6 VERWIJDERING VAN TROEBELHEID

Naast de doelparameters stikstof en fosfaat is ook de verwijdering van troebelheid gemeten. Op basis van troebelheidsmetingen in het voedingswater en het filtraat zijn indicatief de verwijderingsprestaties van de continu filters bepaald (zie Tabel 17).

TABEL 17 VERWIJDERING TROEBELHEID CONTINU FILTER (APRIL 2008 – JANUARI 2009, VARIËRENDE FILTRATIESNELHEID VAN 5-24  $M^3/M^2H$  MET EEN GEMIDDELD FILTRATIESNELHEID VAN 12  $M^3/M^2H$ , OP BASIS VAN ONLINE-METINGEN)

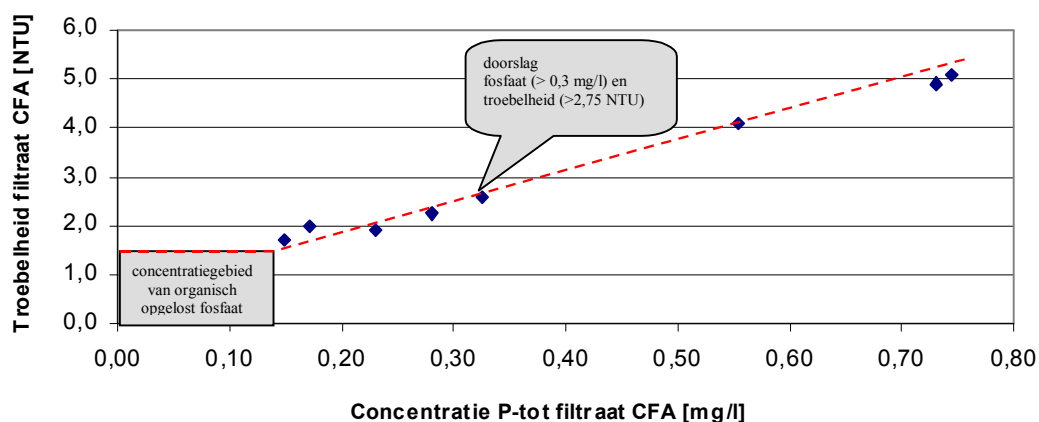
	troebelheid afloop NBT [NTU]	troebelheid filtraat continu filter met metaalzout [NTU]
gemiddelde meetwaarde	1,5	1,6
gemiddelde verwijdering		-11%

Uit de tabel komt duidelijk naar voren dat de troebelheid niet significant verwijderd wordt door het continu filter. Om meer inzicht te krijgen in deze troebelheidsuitspoeling zijn de metingen herhaald met en zonder metaalzoutdosering (zie Tabel 18).

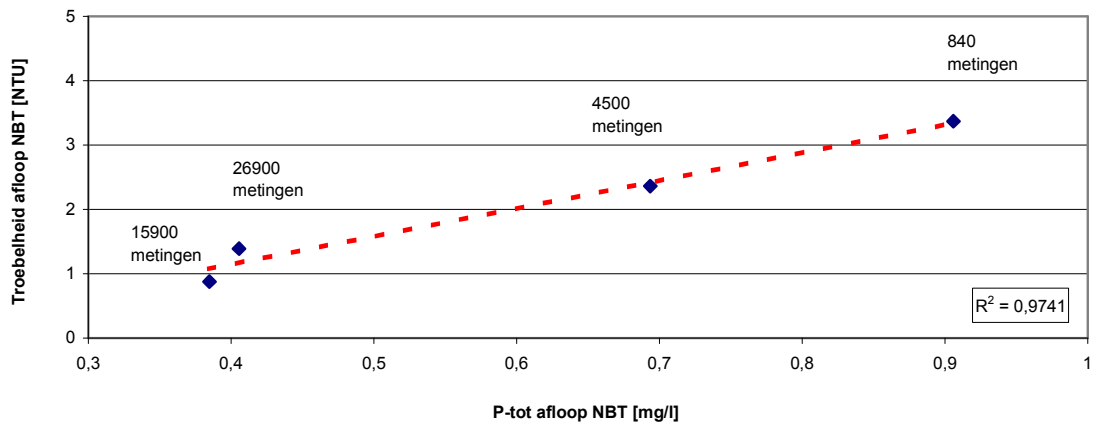
TABEL 18 VERWIJDERING TROEBELHEID CONTINU FILTER (APRIL 2007 – NOVEMBER 2007, FILTRATIESNELHEID 17,5  $M^3/M^2H$ , OP BASIS VAN ONLINE-METINGEN)

	troebelheid afloop NBT [NTU]	troebelheid filtraat continu filter met metaalzout [NTU]	troebelheid filtraat in continu filter zonder metaalzout [NTU]
gemiddelde meetwaarde	1,6	2,5	2,6
gemiddelde verwijdering		-58%	-61%

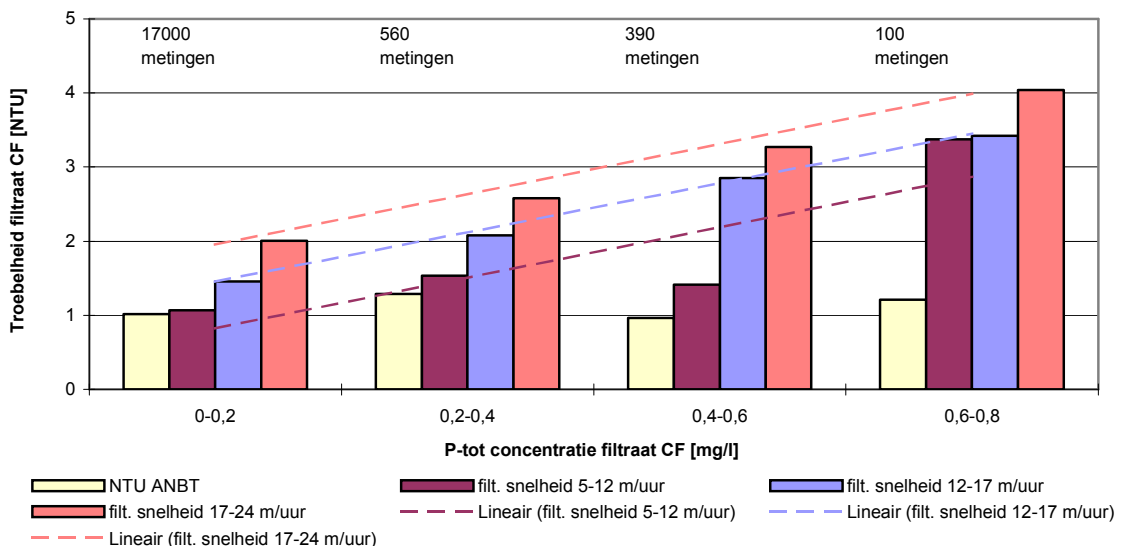
Opvallend is dat de biologische actieve continu filters, zowel met als zonder metaalzout-dosering, structureel troebelheid produceren; de troebelheid in het filtraat is hoger dan de troebelheid in het voedingswater. Uitspoeling van vlokken en/of gevormde biomassa of doorslag van colloïdaal materiaal is hier naar verwachting de oorzaak van. Door de hoge toegepaste filtratiesnelheid bij de metingen weergegeven in Tabel 18 is de troebelheid in het filtraat beduidend hoger dan de gemiddelde waarden weergegeven in Tabel 17. De beïnvloeding van de troebelheid door de filtratiesnelheid wordt verderop in deze paragraaf behandeld. Het belang van vergaande deeltjesverwijdering wordt onderstreept door de relatie tussen troebelheid en fosfaat. Op basis van de in Afbeelding 44 vastgestelde relatie tussen troebelheid en totaalfosfaat in het filtraat van het continu filter A is geconcludeerd dat aan elke NTU aan troebelheid ongeveer 0,1 tot 0,15 mg  $P_{\text{totaal}}/l$  kan worden gerelateerd. Het aan troebelheid gerelateerde fosfaat is naar verwachting aanwezig als metaalgebonden fosfaat groter dan 0,45  $\mu\text{m}$ .

AFBEELDING 44 RELATIE TROEBELHEID EN  $P_{\text{TOTAAL}}$  IN HET FILTRAAT VAN CONTINU FILTER A

Echter, er bestaat voor de afloop NBT van AWZI Leiden Zuid-West ook een relatie tussen de troebelheid en de fosfaatconcentratie, wat wordt verduidelijkt in Afbeelding 45. Hier is de gemiddelde troebelheid en  $P_{\text{totaal}}$  concentratie in het afloop NBT weergegeven voor de troebelheidsgebieden 0 - 1 NTU, 1 - 2 NTU, 2 - 3 NTU en 3 - 4 NTU. Gezien de regressie, weergegeven in de grafiek, is het verband nauwkeurig te noemen en gaat een toename van 1 NTU gepaard met een toename van 0,2 mg/l  $P_{\text{totaal}}$  in het Afloop NBT. Ook voor de hoofdzuivering AWZI Leiden Zuid-West kan worden gesteld dat vergaande deeltjesverwijdering sterk bijdraagt aan een vergaande fosfaatverwijdering. Het is niet duidelijk welk type of typen fosfaat de relatie veroorzaakt. De relatie is niet meer te herkennen bij een troebelheid > 4 NTU, wat waarschijnlijk wordt veroorzaakt door zwevende stof uitspoeling vanuit de nabezinktanks van de hoofdzuivering.

AFBEELDING 45 RELATIE TROEBELHEID EN  $P_{\text{TOTAAAL}}$  IN HET AFLOOP NBT (OP BASIS VAN ONLINE-METINGEN IN DE PERIODE APRIL 2008 – JANUARI 2009)

Op basis van online metingen kan de relatie tussen uitspoeling van  $P_{\text{totaal}}$  en de troebelheid van het filtraat worden gereproduceerd (Afbeelding 46). Alleen die meetmomenten zijn meegenomen waarbij de ingaande troebelheid een waarde had van 0,75-2,0 NTU. Op de x-ax is het concentratiegebied weergegeven van  $P_{\text{totaal}}$  in het filtraat van het continu filter. Per concentratiegebied zijn vier staven weergegeven, waarvan de eerste staaf de troebelheid in de afloop NBT representeert. De overige staven illustreren de troebelheid in het filtraat, uitgesplitst in drie ranges van de filtratiesnelheid. Daarnaast zijn de trendlijnen per filtratiesnelheidsrange weergegeven ter verduidelijking van de relatie tussen de NTU en  $P_{\text{totaal}}$  in het filtraat. Het totaal aantal metingen per concentratiegebied staan boven de staven. Van het concentratiegebied van 0,4-0,8 mg/l  $P_{\text{totaal}}$  zijn maar weinig metingen beschikbaar.

AFBEELDING 46 RELATIE TUSSEN  $P_{\text{TOTAAAL}}$  UITSPOELING, DE FILTRATIESNELHEID EN DE TROEBELHEID VAN HET FILTRAAT CONTINU FILTER (TROEBELHEID AFLOOP NBT IS 0,75-2,0 NTU, OP BASIS VAN ONLINE-METINGEN)

Een hogere troebelheid van het filtraat resulteert in een hogere concentratie  $P_{\text{totaal}}$  in het filtraat. Daarnaast wordt een hoge troebelheid van het filtraat bepaald door de filtratiesnelheid. De conclusie dat elke NTU aan troebelheid ongeveer aan 0,1 tot 0,15 mg  $P_{\text{totaal}}$ /l gerelateerd kan worden wordt bevestigd door Afbeelding 46.



Uitspoeling van fosfaat wordt doorgaans veroorzaakt door hoge ingaande fosfaatconcentraties. Het aan troebelheid gerelateerde fosfaat is naar verwachting aanwezig als metaalgebonden fosfaat dat uit het filter is gespoeld.

Er is geen relatie gevonden tussen de troebelheid van het filtraat van het continu filter straat A en de watertemperatuur. Door eerder gevonden gevolgen van de temperatuur op het coagulatie- en vlokvormingsproces lijkt het aannemelijk dat, wanneer deze relatie al bestaat, de verhoging van de troebelheid bij een lagere temperatuur minimaal zal zijn.

### 5.3.7 OPERATIONELE ASPECTEN

#### VARIËRENDE ZANDZAKSNELHEID

Bij variërende zandzaksnelheid wordt ervan uitgegaan dat het uitwassen van biomassa wordt voorkomen bij lagere ingaande debieten, in verband met het op orde houden van de denitrificatie bij snel toenemende nitraatvrachten. Proefondervindelijk blijkt bij toepassing van variërende zandzaksnelheden van 3 mm/min tot 15 mm/min dat door afnemende filtratiesnelheden het spoelwaterdebiet en daardoor het spoelwaterpercentage toeneemt. Deze constatering heeft belangrijke gevolgen wanneer continu filtratie op full-scale wordt toegepast. Wanneer geen gebruik wordt gemaakt van de regeling om variërende zandzaksnelheden mogelijk te maken, is de productie van spoelwater redelijk stabiel en significant minder. Dit is verduidelijkt verderop in deze paragraaf.

Gedurende de onderzoeksperiode is het continu filter enkele keren uitgeschakeld door een te hoge bedweerstand, veroorzaakt door zwevende stof uitspoeling vanuit de nabezinktanks van de hoofdzuivering. Zwevende stof uitspoeling treedt snel op waardoor het continu filter niet genoeg tijd heeft om de bedweerstand te verlagen door de zandzaksnelheid te verhogen. De zandzaksnelheid kan alleen stapsgewijs worden opgetoerd. Zo kost het 5 minuten om de zandzaksnelheid te verhogen van 3 mm/min naar 15 mm/min. Ook zijn gedeeltelijke verstoppingen in het filterbed verscheidene keren waargenomen; de zandzaksnelheid is niet gelijk in het filterbed, waardoor niet het gehele filterbed wordt gerecirculeerd en gewassen.

Een variërende zandzaksnelheid kan mogelijk in de winterperiode (bij lage temperaturen) de denitrificatie verbeteren ten opzichte van een vaste zandzaksnelheid. Vooral bij sterk wisselende omstandigheden, zoals de filtratiesnelheid en de nitraataanvoer, kan meer biomassa in het bed worden gehouden door de zandzaksnelheid te verlagen. Zand wordt minder intensief en frequent gewassen bij een lagere zandzaksnelheid.

#### VASTE ZANDZAKSNELHEID

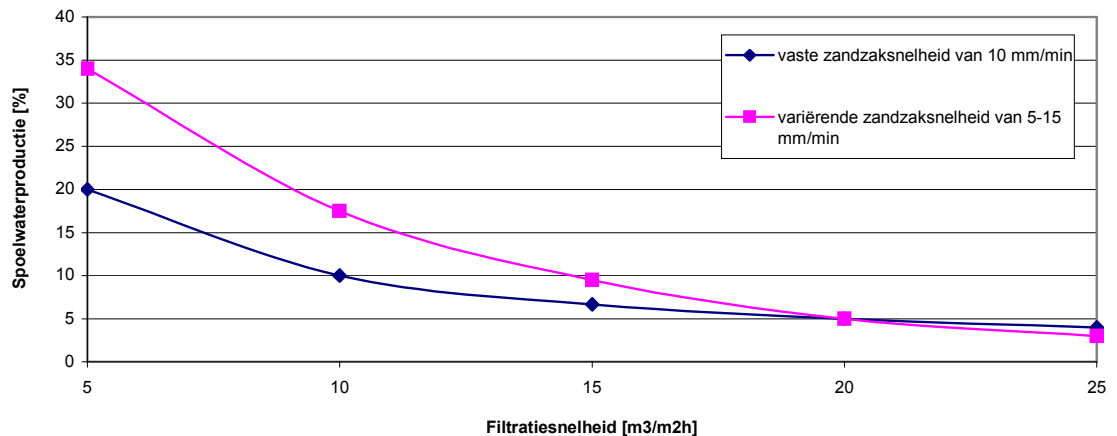
Om een vaste zandzaksnelheid mogelijk te maken wordt het persluchtdebiet op een vaste waarde ingesteld. Uit proefonderzoek op de AWZI Leiden Zuid-West blijkt dat een zandzaksnelheid van 10 mm/min voldoende is om de bedweerstand op orde te houden, ook bij hoge filtratiesnelheden van 24 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h gecombineerd met een hoge concentraties aan fosfaat en nitraat. Hogere zandzaksnelheden tonen geen betere resultaten met betrekking tot de bedweerstand. Daarnaast zijn verstoppingen van het filterbed gedurende de gehele onderzoeksperiode voorkomen. Dit wordt veroorzaakt door een constantere en stabielere bedrijfsvoering, wat waarschijnlijk ook de oorzaak is van de verbeterde fosfaatverwijdering. De mengenergie in het filterbed is nauwelijks onderhevig aan schommelingen, waardoor de vlokken minder afschuren.

Met een vaste aanvoer van perslucht varieert de zandzaknelheid nog enigszins bij wisselende filtratiesnelheden van 8 mm/min tot 12 mm/min. Dit is echter beduidend minder vergeleken met variërende persluchtdebieten (3 mm/min tot 15 mm/min).

### SPOELWATERPRODUCTIE

Tijdens het onderzoek viel op dat het spoelwaterpercentage afhankelijk van de filtratiesnelheid sterk verandert. Met toenemende filtratiesnelheid neemt de hoeveelheid spoelwater af (Afbeelding 47). Bij een filtratiesnelheid van 20 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h is de spoelwaterproductie slechts circa 5% van het ingaande water, terwijl dit bij 5 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h gemiddeld bijna 35% is.

AFBEELDING 47 RELATIE VOOR CONTINU FILTRATIE TUSSEN FILTRATIESNELHEID EN SPOELWATERPERCENTAGE BIJ WISSELLENDE DEBIETEN



Het blijkt dat het minste spoelwater wordt geproduceerd bij een vaste zandzaknelheid en hogere filtratiesnelheden. Er wordt erg veel spoelwater geproduceerd bij variërende zandzaknelheden en lagere filtratiesnelheden.

### INVLOED METAAL/FOSFAAT VERHOUDING OP HET UITSPOELEN VAN FOSFAAT EN TROEBELHEID

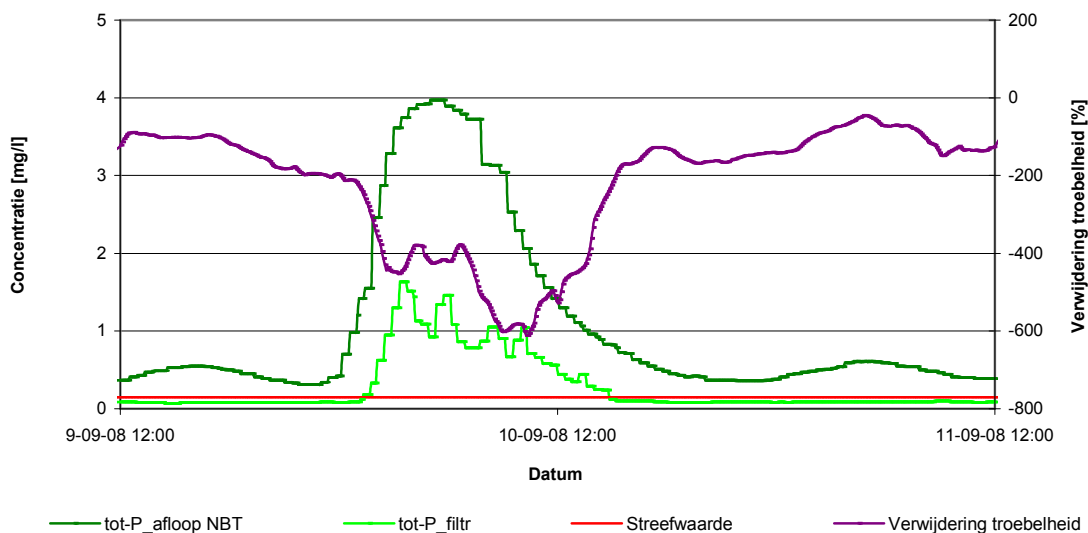
Gedurende RWA kan de afloop NBT hoge concentraties fosfaat (> 2 mg/l PO<sub>4</sub>-P) bevatten. Dit wordt veelal gevolgd door hoge concentraties fosfaat en troebelheid in het filtraat als gevolg van doorslag. De filtraatkwaliteit wordt daarbij verslechterd door de hoge ijzerdosering, wat een oranje/rode kleur aan het filtraat geeft. De gedoseerde concentratie ijzer wordt aangestuurd door de metaal/fosfaat verhouding en de PO<sub>4</sub>-P concentratie in de afloop NBT. De metaal/fosfaat verhouding die is toegepast is weergegeven in Tabel 19. In de tabel is ook de gedoseerde hoeveelheid ijzer weergegeven bij bepaalde concentraties PO<sub>4</sub>-P in het voedingswater.

TABEL 19 ME/PO<sub>4</sub>-P VERHOUDINGEN EN DE BIJBEHORENDE IJZERDOSERING (1)

online gemeten concentratie PO <sub>4</sub> -P afloop NBT [mg/l]	Me/PO <sub>4</sub> -P verhouding [mol/mol]	PO <sub>4</sub> -P concentratie afloop NBT	gedoseerde hoeveelheid Fe [mg/l]
0 - 0,30	8,0	0,3	4,3
0,30 - 5,0	4,0	2,0	14,4
0,30 - 5,0	4,0	4,0	28,9

In Afbeelding 48 is een periode weergegeven waarbij de concentraties fosfaat en troebelheid sterk zijn verhoogd door een extreme fosfaataanvoer door RWA. De concentratie fosfaat en het verwijderingspercentage van de troebelheid zijn uitgezet tegenover de tijd op de x-as. Het verwijderingspercentage van de troebelheid wordt weergegeven op de y-as van -800 tot 200 %, waarbij een negatief verwijderingspercentage duidt op troebeler filtraat in vergelijking tot het water in de afloop NBT. Vergeleken met de troebelheid van de afloop NBT wordt de troebelheid in het filtraat duidelijk verhoogd wanneer het continu filter wordt belast met een verhoogde aanvoer van fosfaat.

AFBEELDING 48 CONCENTRATIES FOSFAAT EN TROEBELHEID IN HET FILTRAAT CONTINU FILTER STRAAT A BIJ HOGE CONCENTRATIES FOSFAAT IN DE AFLOOP NBT (1)



Het blijkt dat fosfaat- en troebelheidsuitspoeling vooral wordt veroorzaakt wanneer meer dan 10-15 mg/l ijzer wordt gedoseerd. Als mogelijke oorzaak kan worden aangedragen dat het water in het filter dusdanig veel ijzer bevat dat de vlokvorming wordt verstoord en dat het water oranje/rood kleurt door het gedoseerde ijzer. Een mogelijke verklaring voor de fosfaatuitspoeling is dat de positieve ijzerionen elkaar afstoten waardoor geen goede en sterke vlokstructuur ontstaat. Doordat de troebelheid van het filtraat toeneemt kan ervan uit worden gegaan dat er wel vlokken worden gevormd, maar dat deze dusdanig instabiel zijn dat ze afschuren en uiteenvallen in het filterbed.

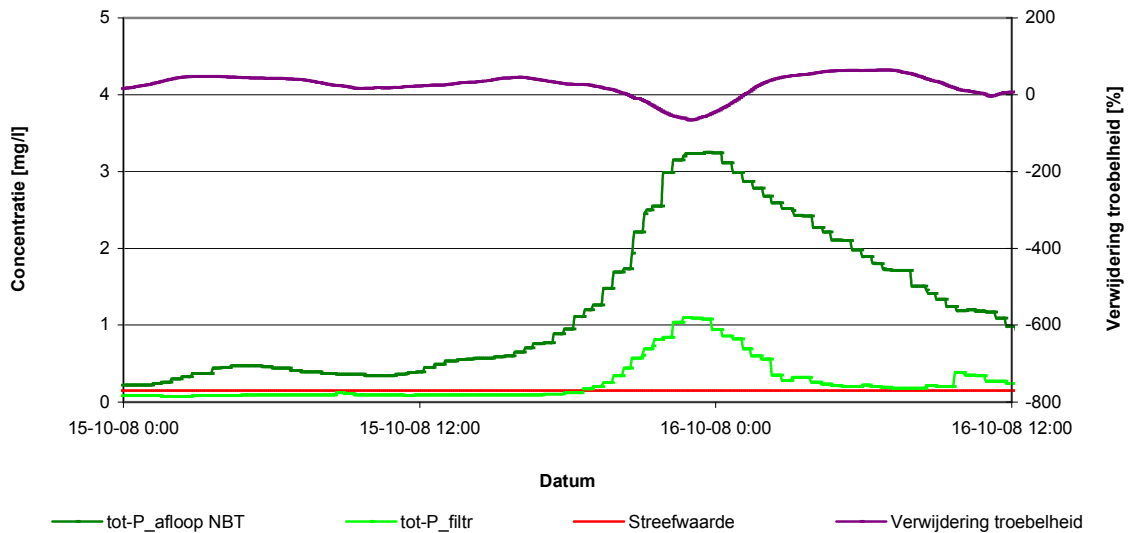
Door het aanpassen van de metaal/ $PO_4$ -P verhoudingen is getest of uitspoeling van fosfaat, troebelheid en ijzer kan worden beperkt zodat de kwaliteit van het filtraat minder zal verslechteren tijdens RWA perioden. De vernieuwde instellingen zijn opgenomen in Tabel 20.

TABEL 20  $ME/PO_4$ -P VERHOUDINGEN EN DE BIJBEHORENDE IJZERDOSERING (2)

online gemeten concentratie $PO_4$ -P afloop NBT [mg/l]	Me/ $PO_4$ -P verhouding [mol/mol]	$PO_4$ -P concentratie afloop NBT	gedoseerde hoeveelheid Fe [mg/l]
0 - 0,30	8,0	0,3	4,3
0,30 - 1,0	4,0	1,0	7,2
1,0 - 5,0	2,0	1,0	3,6
1,0 - 5,0	2,0	2,0	7,2
1,0 - 5,0	2,0	4,0	14,4

In Afbeelding 49 zijn de concentraties fosfaat en troebelheid uitgezet tegen de tijd tijdens een RWA periode die gepaard gaat met een hoge fosfaatanvoer in de afloop NBT. Uit Afbeelding 49 valt af te leiden dat een aanzienlijke hoeveelheid fosfaat wordt verwijderd bij een ingaande  $\text{PO}_4\text{-P}$  concentratie groter dan 1 mg/l, waarbij ijzer is gedoseerd volgens een  $\text{Me}/\text{PO}_4\text{-P}$  verhouding van 2 mol/mol. De troebelheid van het filtraat neemt toe tot maximaal 5 NTU, wat acceptabel is bij de hoge ingaande fosfaatconcentraties.

AFBEELDING 49 CONCENTRATIES FOSFAAT EN TROEBELHEID IN HET FILTRAAT CONTINU FILTER STRAAT A BIJ HOGE CONCENTRATIES FOSFAAT IN DE AFLOOP NBT (2)



Er kan worden gesteld dat wanneer er een  $\text{Me}/\text{PO}_4\text{-P}$  verhouding wordt aangehouden van 2 mol/mol bij een ingaande  $\text{PO}_4\text{-P}$  concentratie > 1 mg/l, de concentraties fosfaat en troebelheid in het filtraat acceptabel blijven. De prestaties van het continu filter worden in ieder geval niet verslechterd vergeleken met een  $\text{Me}/\text{PO}_4\text{-P}$  verhouding van 4 mol/mol. Het voordeel van een verlaagde  $\text{Me}/\text{PO}_4\text{-P}$  verhouding is dat minder ijzer wordt gedoseerd. Ook zal minder ijzer doorslaan en in het filtraat terecht komen.

### 5.3.8 TUSSENCONCLUSIE: ÉÉN-FILTER CONCEPT, CONTINU FILTRATIE

Op basis van de verkregen resultaten is geconcludeerd dat fosfaatverwijdering middels metaalzoutdosering en nitraatverwijdering met een koolstofbronondersteund denitrificatieproces in een enkel continu filter kunnen worden gecombineerd om de streefwaarde voor zowel  $\text{P}_{\text{totaal}}$  (< 0,15 mg  $\text{P}_{\text{totaal}}/\text{l}$ ) als  $\text{N}_{\text{totaal}}$  (< 2,2 mg  $\text{N}_{\text{totaal}}/\text{l}$ ) te bereiken.

De optimale doseerverhouding voor methanol is 3,2 kg/kg methanol/ $\text{NO}_x\text{-N}$  en 1,2 kg/kg methanol/ $\text{O}_2$ , dit is proefondervindelijk gebleken. Voor de denitrificatiecapaciteit van het filter is geen limiterende filtratiesnelheid gevonden. Ook lijkt de stikstofverwijdering relatief onafhankelijk van de ingaande  $\text{NO}_x\text{-N}$  waarde. Er blijkt een gemiddelde nitraatomzettingcapaciteit van circa 2,0 (1,7 - 2,2) kg  $\text{NO}_x\text{-N}/\text{m}^3_{\text{bedvolume}}\cdot\text{dag}$  haalbaar. Bij verhoging van de filtratiesnelheid neemt de omzettingcapaciteit niet substantieel af, maar kan het wel voorkomen dat het stikstofgehalte in het filtraat enigszins toeneemt door beperkte verblijftijd in het filterbed (limitatie van de denitrificatie door beperkte omzettingstijd) of uitspoeling van stikstofhoudende biomassa. Het bleek ook dat bij toenemende nitraatconcentraties in het voedingswater van de biologisch bedreven continu filters de nitraatverwijderingsprestaties toe

te nemen. Tot een ingaande nitraatconcentratie van (in ieder geval) 9 à 10 mg NO<sub>x</sub>-N/l is met continu filtratie een NO<sub>x</sub>-N concentratie haalbaar kleiner dan 1 mg/l, waarbij waarschijnlijk ook aan de streefwaarde voor N <sub>totaal</sub>  wordt voldaan.

De nitraatverwijdering verloopt bij lage temperaturen stroever ten opzichte van hoge temperaturen. De maximale nitraatomzetting bij temperaturen lager dan 16 °C bedraagt circa 1,0 kg/m<sup>3</sup>dag. Tevens is onder hoge temperaturen de biomassa beter in staat om sterk wisselende nitraatvrachten grotendeels om te zetten. Een mogelijke verklaring is dat de biologie in het filterbed zich bij lage temperaturen langer moet aanpassen aan de nieuwe omstandigheden.

Uit het onderzoek komt naar voren dat de verwijdering van fosfaat veel sterker gerelateerd is aan de fosfaatconcentraties in het voedingswater van de nageschakelde filterinstallaties dan tot nu toe werd verondersteld. Met continu filtratie (met Me/PO<sub>4</sub>-P doseringen) is de streefwaarde voor P <sub>totaal</sub>  structureel haalbaar bij een vaste filtratiesnelheid van maximaal 20 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h, zolang de ingaande PO<sub>4</sub>-P concentratie niet hoger is dan gemiddeld 0,5 mg/l. Voor een variabel debiet geldt echter dat voor een variërende filtratiesnelheid tot circa 16 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h vergaande fosfaatverwijdering mogelijk is tot ingaande fosfaatconcentraties van 1,3 mg/l (gemeten in een zomerperiode). Voor hogere variërende filtratiesnelheden is vergaande fosfaatverwijdering mogelijk tot ingaande fosfaatconcentraties van ongeveer 0,7 mg/l. Ook wordt de fosfaatverwijdering negatief beïnvloed door een lagere watertemperatuur.

Gedurende reguliere bedrijfsvoering van de demonstratie installatie bleek geen remming op de denitrificatie op te treden als gevolg van P-limitatie. Uit de experimenten is gevonden dat P-limitatie op kan treden voor een PO<sub>4</sub>-P/NO<sub>x</sub>-N verhouding van 0,05 mg/mg voor coagulatie. Om deze verhouding te bereiken was het noodzakelijk om nitraat te doseren tot concentraties van 10 mg/l.

Het is opvallend dat de troebelheid in het filtraat hoger is dan de troebelheid in het voedingswater. Tevens is gevonden dat een hogere troebelheid in het filtraat resulteert in een hogere concentratie P <sub>totaal</sub>  in het filtraat. Hierdoor kan uitspoeling van vlok materiaal vanuit het continu filter (bij toenemende filtratiesnelheden stijgend) bijdragen aan een restfosfaatfractie in het filtraat die het behalen van de streefwaarde op den duur kan beïnvloeden.

Uitspoeling van troebelheid en fosfaat wordt met name veroorzaakt bij verhoogde aanvoer met ijzerdoseringen hoger dan 10-15 mg/l. Wanneer er bij verhoogde aanvoer gekozen wordt voor een lagere ijzerdosering van bijvoorbeeld 2 Me/P blijven de fosfaat- en troebelheidsuitspoelingen acceptabel.

Als gevolg van een afname van het persluchtdebiet, aangestuurd door de bedweerstand, wordt de zandzaknelheid in het continu filter lager. Dit blijkt gepaard te gaan met een toename van het spoelwaterpercentage. Tevens blijkt dat een vaste zandzaknelheid van 10 mm/min voldoende is om de bedweerstand op orde te houden, ook voor hoge filtratiesnelheden van 24 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h. Het minste spoelwater wordt geproduceerd bij een vaste zandzaknelheid en hogere filtratiesnelheden.

## 5.4 TWEE-FILTERCONCEPT, CONTINU EN VASTBEDFILTRATIE

In onderzoeksstraat B is het vastbedfilter met chemische fosfaatverwijdering nageschakeld achter een biologisch actief continu filter B, waarin met behulp van methanoldosering denitrificatie plaatsvindt. De bevindingen in deze paragraaf hebben betrekking op de werking van het twee-filterconcept, waarin via twee in serie geschakelde filterinstallaties in gescheiden processen fosfaat en nitraat worden verwijderd. Het twee-filterconcept is tussen 1 november 2006 en 1 mei 2008 bedreven, waarvan tussen maart 2007 tot en met mei 2008 onder representatieve omstandigheden.

### 5.4.1 OPSTART STRAAT B

Onderzoeksstraat B is opgestart met instellingen zoals vermeld in Tabel 21. Gedurende de opstart is de methanoldosering ingesteld op een overdosering om voldoende substraat beschikbaar te stellen voor de opbouw van biomassa in het continu zandfilter.

TABEL 21 INSTELLINGEN BIJ OPSTART STRAAT B

parameter	eenheid	straat B	bepaald op basis van
filtratiesnelheid continu zandfilter	m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> h	12,5	literatuur en praktijkervaring leverancier
zandzaknelheid continu zandfilter	mm/min	10	praktijkervaring leverancier
methanoldosering	kg Methanol/kg NO <sub>x</sub> -N	5	lab-schaaltesten
	kg Methanol/kg O <sub>2</sub>	0,8	literatuur en lab-schaaltesten
coagulantdosering	mol Fe/mol PO <sub>4</sub> -P	8	lab-schaaltesten
vlokvormingstijd	min	25	lab-schaaltesten
filtratiesnelheid vastbedfilter	m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> h	10	literatuur en pilottesten (RWZI Horstermeer)
Spoelprogramma (terugspoelen)	uur	24	literatuur en pilottesten (RWZI Horstermeer)
Spoelprogramma (stikstofgas verwijdering)	uur	3	pilottesten (RWZI Horstermeer)

Het continu zandfilter is opgestart met een filtratiesnelheid van 12,5 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h met een methanoldosering van 5 kg methanol/kg NO<sub>x</sub>-N en 0,8 kg methanol/kg O<sub>2</sub>. Vanaf de opstart is de filtratiesnelheid van het continu filter geleidelijk opgevoerd tot 17,5 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h.

Het vastbedfilter is tegelijkertijd met het continu zandfilter in straat B opgestart met een filtratiesnelheid van 10 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h met FeCl<sub>3</sub> als coagulant. Op basis van de bekerglastesten is gestart met een Me/PO<sub>4</sub>-P verhouding van 8 mol/mol. Het spoelprogramma bestaat uit 2 programma's waarbij het hoofdprogramma was ingesteld op terugspoelen op maximale bovenwaterstand in meter (drukval) gevolgd door de looptijd (Tabel 22).

TABEL 22 SPOELPROCEDURE VASTBEDFILTER BIJ OPSTART (TERUGSPOELEN)

	eenheid	fase 1	fase 2	fase 3	fase 4	fase 5
Tijd	s	60	60	120	120	120
Lucht	m/h	-	40	-	-	-
Water	m/h	30	-	30	40	10

### 5.4.2 ALGEMENE PRESTATIES

Het vastbedfilter in onderzoekstraat B is met een grof en een fijn filterbed bedreven (details hierover volgen in dit hoofdstuk). De algemene zuiveringsprestaties met het twee-filterconcept in onderzoekstraat B zijn derhalve onderverdeeld in een periode met een grof vastbedfilter (zandfractie 1,5 - 2,3 mm, antracietfractie 2,0 - 4,0 mm) over een representatieve

onderzoekperiode tussen januari 2007 en juni 2007 (zie Tabel 23) en een representatieve onderzoekperiode met een fijn vastbedfilter (zandfractie 0,7 - 1,3 mm, antracietfractie 1,4 - 2,0 mm) tussen juni 2007 en april 2008 (zie Tabel 24).

TABEL 23 ALGEMENE ZUIVERINGSPRESTATIES TWEE-FILTERCONCEPT ONDERZOEKSSTRAAT B MET GROF VASTBEDFILTER (OVER DE ONDERZOEKSPERIODE JANUARI 2007 – JUNI 2007, OP BASIS VAN LABORATORIUMANALYSES HHR)

parameter	eenheid	gemiddelde samenstelling voedingswater	gemiddelde samenstelling filtraat	streefwaarde	gemiddeld verwijderingsrendement
CZV	mg O <sub>2</sub> /l	33,9	35,5	nvt	-5 %
Zwevende stof	mg TSS/l	7,0	3,0	nvt	57 %
P <sub>totaal</sub>	mg P/l	0,4	0,24	0,15	45 %
PO <sub>4</sub> -P	mg P/l	0,3	0,04	nvt	87 %
N <sub>totaal</sub>	mg N/l	3,9	1,8	2,2	54 %
NH <sub>4</sub> -N	mg N/l	1,0	0,7	nvt	30 %
NO <sub>3</sub> -N	mg N/l	1,8	0,3	nvt	82 %

Op basis van de laboratoriumanalyses van de 24-uurs mengmonsters is over de onderzoekperiode (op basis van 8 meting) met het grove vastbedfilter de streefwaarde voor N<sub>totaal</sub> structureel behaald met het twee-filterconcept, terwijl door uitspoeling van fosfaathoudend materiaal door het vastbedfilter de streefwaarde voor P<sub>totaal</sub> niet is gehaald.

TABEL 24 ALGEMENE ZUIVERINGSPRESTATIES TWEE-FILTERCONCEPT ONDERZOEKSSTRAAT B MET FIJN VASTBEDFILTER (OVER DE ONDERZOEKSPERIODE JUNI 2007 – MEI 2008, OP BASIS VAN LABORATORIUMANALYSES HHR)

parameter	eenheid	gemiddelde samenstelling voedingswater	gemiddelde samenstelling filtraat	streefwaarde	gemiddeld verwijderingsrendement
CZV	mg O <sub>2</sub> /l	33,8	28,6	nvt	15 %
Zwevende stof	mg TSS/l	9,3	7,1	nvt	24 %
P <sub>totaal</sub>	mg P/l	0,6	0,18	0,15	71 %
PO <sub>4</sub> -P	mg P/l	0,4	0,05	nvt	87 %
N <sub>totaal</sub>	mg N/l	3,7	2,1	2,2	44 %
NH <sub>4</sub> -N	mg N/l	1,0	0,7	nvt	28 %
NO <sub>3</sub> -N	mg N/l	1,4	0,5	nvt	66 %

Met het fijne filterbed in de vastbedconfiguratie wordt, met een concentratie van 0,18 mg P<sub>totaal</sub>/l in het filtraat, de kwaliteit vervolgens voor P<sub>totaal</sub> ook niet structureel gehaald, al is het verwijderingsrendement van P<sub>totaal</sub> wel toegenomen. Op basis van de 24-uurs mengmonsters wordt voor N<sub>totaal</sub> de streefwaarde wel behaald door het twee-filterconcept met zowel fijn als grof filtermateriaal.

De online-metingen en de dagelijkse sneltesten geven deels een ander resultaat. In het vervolg van de beschrijving van de resultaten van onderzoeksstraat B is gebruik gemaakt van de analysegegevens van de online-metingen en de dagelijkse bemonstering en met sneltesten.

### 5.4.3 STIKSTOFVERWIJDERING

De stikstofverwijdering in het continu zandfilter van het twee-filterconcept bij een gemiddelde operationele methanoldosering van 3,5 kg methanol/kg NO<sub>x</sub>-N is met een NO<sub>x</sub>-N verwijderingsrendement van 86 % vergelijkbaar met de prestaties van het continu zandfilter

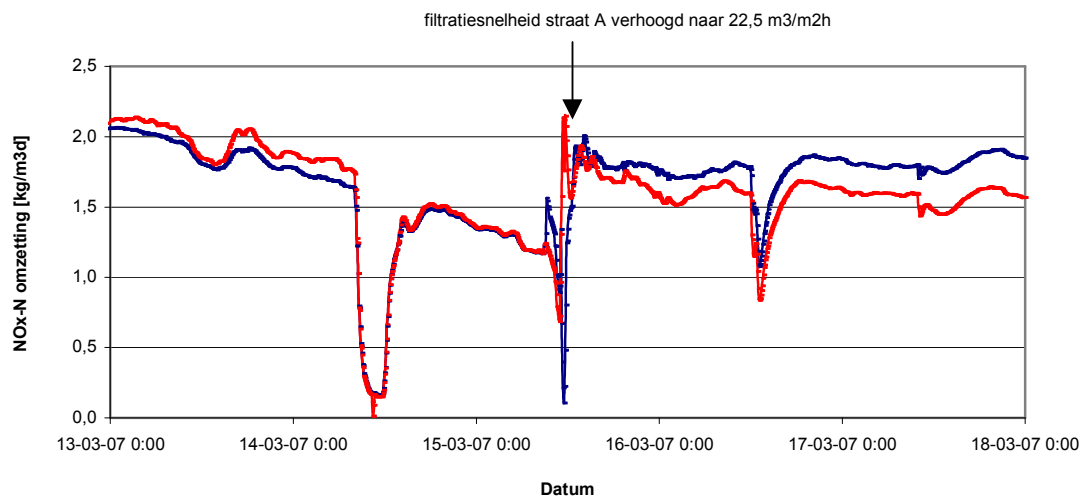
straat A. Met de instellingen (methanol = 3,5 kg methanol/kg NO<sub>x</sub>-N, filtratiesnelheid < 20 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h) is met het continu zandfilter straat B de streefwaarde voor stikstof gehaald, met NO<sub>x</sub>-N concentraties ruim onder 1 mg/l.

Zoals reeds voor continu filtratie in onderzoeksstraat A is aangetoond, nemen bij toenemende nitraatconcentraties (op basis van online-metingen) in het voedingswater de nitraatverwijderingsprestaties toe. Bij zeer lage nitraatconcentraties (0 - 1 mg/l) ligt de NO<sub>x</sub>-N verwijdering duidelijk lager dan het gemiddelde (gemiddelde concentratie in filtraat 0,2 mg NO<sub>x</sub>-N/l) wat kan duiden op een biologische ondergrens. Bij toenemende nitraatconcentraties in het voedingswater stijgt de verwijderingsprestatie naar 85 % bij ingaande NO<sub>x</sub>-N concentraties van 1 - 2 mg/l en uiteindelijk tot 95 % bij ingaande nitraatconcentraties hoger dan 5 mg/l.

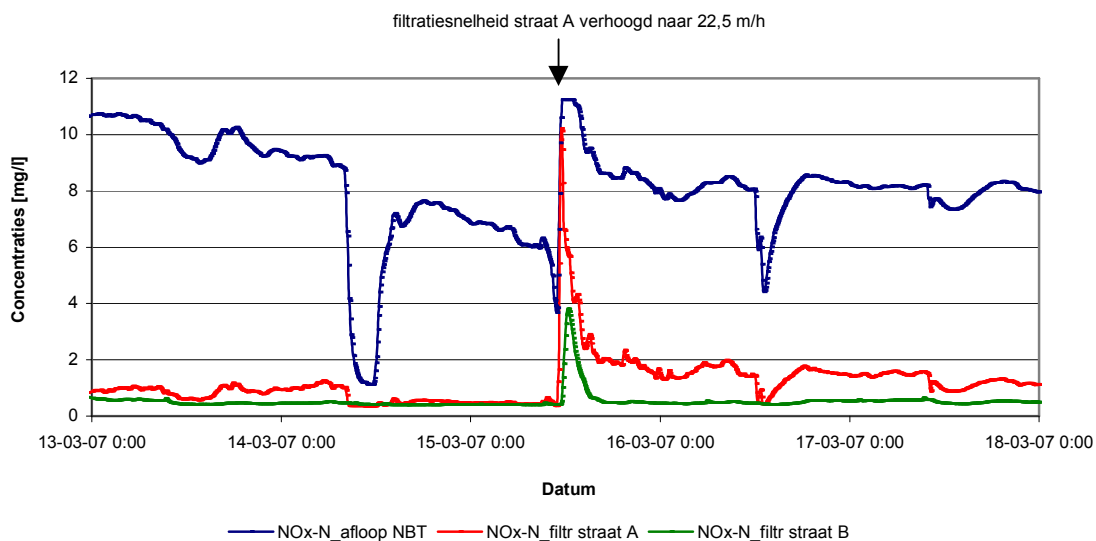
#### NITRAATOMZETTINGSCAPACITEIT CONTINU FILTRATIE AFHANKELIJK VAN FILTRATIESNELHEID

Ter bepaling van de maximale nitraatomzettingcapaciteit voor denitrificerende continu zandfiltratie zonder metaalzoutdosering is tijdelijk extra nitraat gedoseerd aan de toevoer van de filters. Om de invloed van de filtratiesnelheid op de nitraatomzetting vast te stellen zijn vervolgens de continu filters in beide onderzoeksstraten parallel bedreven zonder metaalzoutdosering bij een filtratiesnelheid van 17,5 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h. Vervolgens is het continu filter in straat A geleidelijk opgevoerd naar een filtratiesnelheid van 22,5 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h, terwijl het continu filter B op 17,5 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h werd bedreven. De omzettingcapaciteiten van nitraat voor beide continu filters (beiden zonder metaalzoutdosering) is weergegeven in Afbeelding 50. De bijbehorende filtraatconcentraties zijn gepresenteerd in Afbeelding 51.

AFBEELDING 50 NITRAATOMZETTING DOOR CONTINU ZANDFILTERS A EN B ZONDER METAALZOUTDOSERING





AFBEELDING 51 FILTRAATCONCENTRATIES AFHANKELIJK VAN INGAANDE  $\text{NO}_x\text{-N}$  CONCENTRATIES IN DE CONTINU FILTERS A EN B ZONDER METAALZOUTDOSERING

In de gelijktijdig uitgevoerde vergelijkende online-metingen zijn  $\text{NO}_x\text{-N}$  verwijderingsrendementen waargenomen van 70 % bij  $22,5 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  (straat A) en 80 % bij  $17,5 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  (straat B). De temperatuur in de weergegeven periode was 13 - 15 °C.

Op basis van de testen is vastgesteld dat bij een filtratiesnelheid van  $17,5 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  de gemiddelde omzetting capaciteit ligt tussen 1,7 en 2,2  $\text{kg NO}_x\text{-N}/\text{m}^3\text{dag}$ . Deze omzetting capaciteiten zijn vergelijkbaar met andere praktijkvoorbeelden [5, 6, 11, 16, 17, 18, 30, 33]. Door toename van de filtratiesnelheid tot  $22,5 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  neemt de omzetting capaciteit nauwelijks toe en ligt binnen gangbare gemiddelde waarden (1,6 - 1,8  $\text{kg NO}_x\text{-N}/\text{m}^3\text{dag}$ ) [5, 6, 16, 18, 30]. Wel lopen bij de hogere filtratiesnelheden de  $\text{NO}_x\text{-N}$  concentraties in het filtraat enigszins op tot gemiddeld 1,5  $\text{mg NO}_x\text{-N}/\text{l}$ . Mogelijk is de verblijftijd in het biologisch actieve filterbed hiervoor limiterend.

#### FOSFAATLIMITATIE

Fosfaatlimitatie in het twee-filterconcept is minder kritisch dan in een één-filterconcept aangezien de denitrificatie bij hogere fosfaatconcentraties voorafgaande aan de chemische fosfaatverwijdering plaatsvindt. In het eerste jaar van het demonstratieonderzoek is dan ook geen beperking van de denitrificatiecapaciteit in continu zandfilter B van het twee-filterconcept waargenomen door fosfaatlimitatie. Daarbij wordt gesteld dat de ingaande nitraatconcentraties relatief laag zijn om aantoonbare limitatie van de denitrificatie waar te nemen.

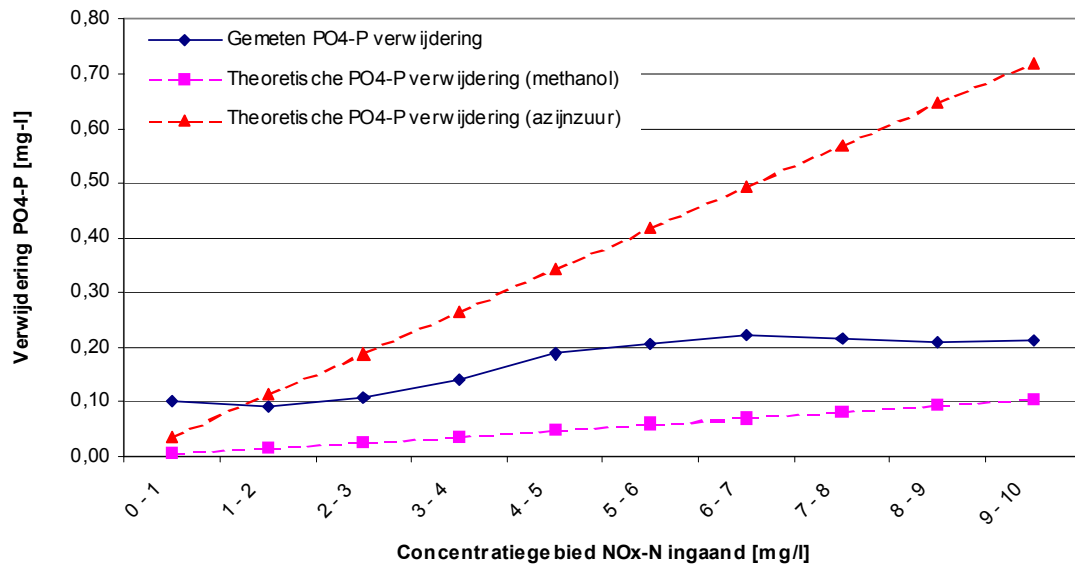
### 5.4.4 FOSFAATVERWIJDERING

#### FOSFAATVERWIJDERING ZONDER METAALZOUTDOSERING

Tijdens de proefnemingen is met het biologisch actieve continu filter in straat B vastgesteld dat ook zonder metaalzoutdosering fosfaatverwijdering plaatsvond. Met het continu filter B zijn regelmatig streefwaarden voor  $P_{\text{totaal}}$  (0,15  $\text{mg}/\text{l}$ ) in het filtraat bereikt zonder metaalzoutdosering. De verwijdering van fosfaat blijkt daarbij afhankelijk van het ingaande  $\text{NO}_x\text{-N}$  gehalte. Bij lage ingaande  $\text{NO}_x\text{-N}$  concentraties < 1  $\text{mg}/\text{l}$  wordt gemiddeld 0,1  $\text{mg P}_{\text{ortho}}/\text{l}$  (10-20 % van ingaande  $P_{\text{totaal}}$ ) verwijderd terwijl een verwijdering van 0,25  $\text{mg PO}_4\text{-P}/\text{l}$  gevonden is bij ingaande  $\text{NO}_3\text{-N}$  concentraties van 8 à 10  $\text{mg}/\text{l}$  (zie Afbeelding 52). Dit komt overeen op een fosfaatverwijderingsrendement 40 - 60 % voor  $P_{\text{totaal}}$  en 60 - 80 % voor  $\text{PO}_4\text{-P}$  zonder metaalzoutdosering.

In de grafiek in Afbeelding 52 zijn de theoretische lijnen toegevoegd voor fosfaatverwijdering door biomassaopname door een yield voor methanol van 0,16 kg biomassa/kg CZV (roze lijn) en een yield voor azijnzuur van 0,57 kg biomassa/kg CZV (rode lijn). Daarbij is aangenomen dat 2 % van de biomassa bestaat uit  $\text{PO}_4\text{-P}$ .

AFBEELDING 52 BIOLOGISCHE  $\text{PO}_4\text{-P}$  VERWIJDERING AFHANKELIJK VAN INGAANDE  $\text{NO}_x\text{-N}$  CONCENTRATIE

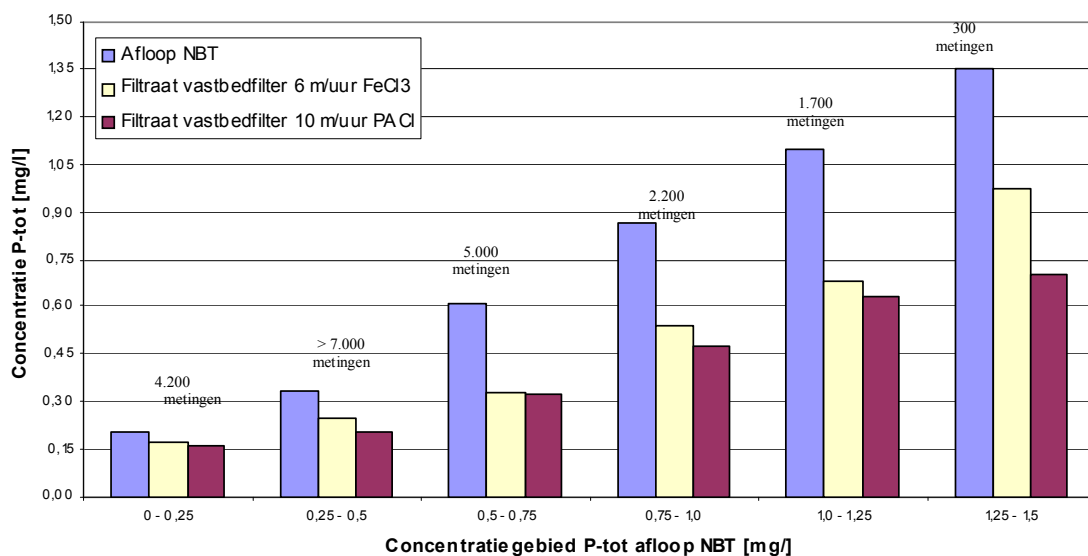


De fosfaatverwijdering kan door meerdere processen worden veroorzaakt: Biologische omzetting van (ortho)fosfaat, afvang van (fijn) colloïdaal en gebonden fosfaat in de biofilm en het filterbed of adsorptie. Een verbeterde vlokafscheiding kan niet worden aangetoond, maar door de groei van biomassa zullen de poriëndiameters van het filterbed afnemen waardoor de filterwerking toeneemt. Fijne fosfaatfracties kunnen hierdoor beter worden afgevangen. Aangezien echter een duidelijk verband gevonden is tussen ingaande nitraatwaarden (indicatie voor bio-activiteit en biomassagroei in het filterbed) en de verwijdering van  $\text{PO}_4\text{-P}$  is opname of afbraak van opgeloste fosfaatfracties aannemelijk.

#### FOSFAATVERWIJDERING MET COAGULANTDOSERING IN VASTBEDFILTER: GROF FILTERBEDMATERIAAL

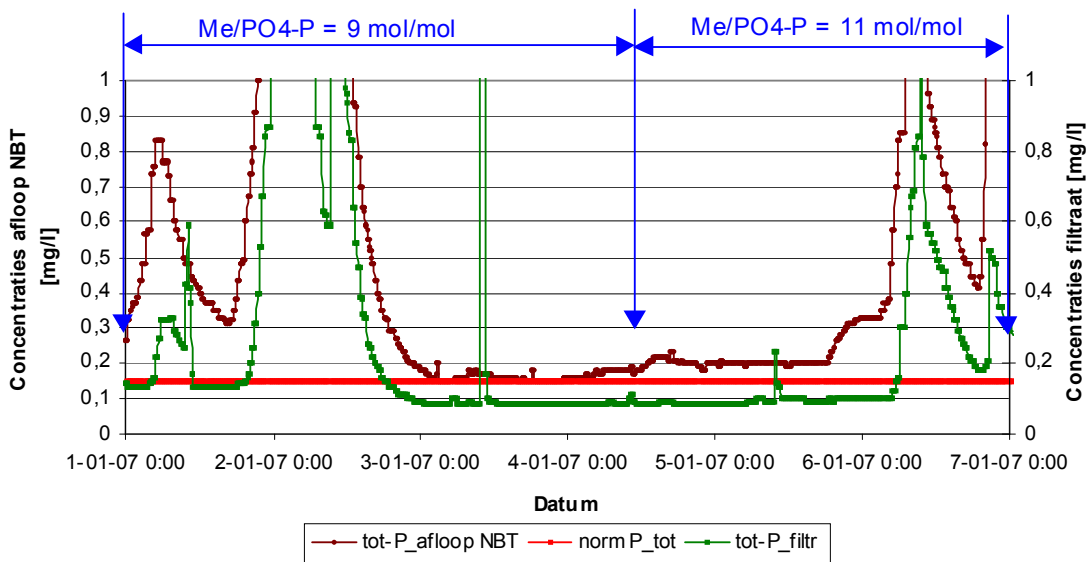
In de opstartperiode van het vastbedfilter met grovere filtermateriaal (1,5 - 2,5 mm kwartzand en 2 - 4 mm antraciet) zijn met het vastbedfilter rendementen behaald voor  $\text{P}_{\text{totaal}}$  en  $\text{PO}_4\text{-P}$  van gemiddeld 50 % respectievelijk 54 % met resulterende filtraatconcentraties van gemiddeld 0,28 mg  $\text{P}_{\text{totaal}}/\text{l}$  en 0,21 mg  $\text{PO}_4\text{-P}/\text{l}$  bij ingaande concentraties van 0,59 mg  $\text{P}_{\text{totaal}}/\text{l}$  en 0,48 mg  $\text{PO}_4\text{-P}/\text{l}$ . Incidenteel zijn daarbij de streefwaarden bereikt voor  $\text{P}_{\text{totaal}}$  van 0,15 mg/l en lager, maar de doelstelling van een structureel gemiddelde van 0,15 mg  $\text{P}_{\text{totaal}}/\text{l}$  is niet behaald.

AFBEELDING 53 RESULTATEN FOSFAATVERWIJDERING OVER STRAAT B MET GROF VASTFILTERBED (1,5 – 2,5 MM KWARTSZAND EN 2 – 4 MM ANTRACIET, ME/PO<sub>4</sub>-P IS 6 - 8 MOL/MOL, OP BASIS VAN ONLINE-METINGEN)



Bij een gemiddelde Me/PO<sub>4</sub>-P-verhouding van 6,5 mol/mol (met FeCl<sub>3</sub>) is de streefwaarde voor P<sub>totaal</sub> niet structureel behaald met het grove filterbed en is de doseerverhouding verhoogd naar respectievelijk 9 en 11 mol/mol. Desondanks werd geen structurele verbetering in de fosfaatverwijdering vastgesteld (zie Afbeelding 54). De fosfaatconcentraties in het filtraat van het vastbedfilter (groene lijn) kon alleen bij lage ingaande fosfaatgehalten onder de streefwaarde worden gehouden. Bij pieken in de fosfaatconcentraties in het voedingswater van straat B steeg de fosfaatconcentratie in het filtraat van vastbedfilter B evenredig.

AFBEELDING 54 RESULTATEN FOSFAATVERWIJDERING IN VASTBEDFILTER MET GROF FILTERBED

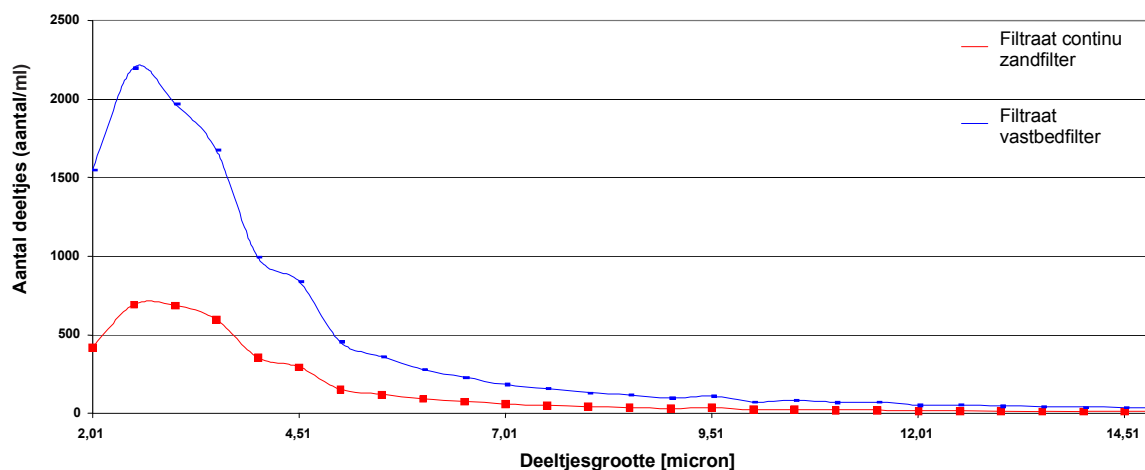


Aangezien de verhoging van de metaalzoutdosering geen oplossing bleek te zijn voor de matige fosfaatverwijdering over het vastbedfilter, is de ijzerchloridedosering vervangen door een dosering van polyaluminiumchloride bij een  $\text{Me}/\text{PO}_4\text{-P}$  verhouding van 10 mol/mol. Ook deze aanpassing leverde niet de structurele streefwaarde voor fosfaat op. Doordat de verwijderingrendementen niet verbeterden ten opzichte van ijzerchloride is de  $\text{Me}/\text{PO}_4\text{-P}$  verhouding van de metaalzoutdosering verder verhoogd naar 15 mol/mol zonder dat een duidelijke verbetering werd waargenomen. Doordat wijziging van coagulant geen verbetering teweeg bracht is uiteindelijk weer ijzerchloride gedoseerd om een vergelijkbare situatie ten opzichte van onderzoekstraat A te handhaven.

#### AANPASSING FILTERBEDMATERIAAL OP BASIS VAN DEELTJESTELLING

Om de efficiëntie van het vastbedfilter voor deeltjesverwijdering vast te stellen zijn additionele deeltjestellingen uitgevoerd op het voedingswater en het filtraat van het vastbedfilter. Uit de deeltjesgrootteverdeling in Afbeelding 55 blijkt dat het filtraat van het vastbedfilter met het grove filterbed (blauwe lijn) meer deeltjes in de grootterange tussen 2 en 9  $\mu\text{m}$  te bevatten dan het filtraat van het voedingswater vanuit het continu filter B.

AFBEELDING 55 DEELTJESTELLINGEN VASTBED (1,5 – 2,5 MM KWARTSZAND EN 2 – 4 MM ANTRACIET)



Geconcludeerd is dat met het filterbed van 1,5 - 2,3 mm kwartszand en 2 - 4 mm antraciet onvoldoende filtratiewerking kon worden bereikt. Hierna is het filtermateriaal van het vastbedfilter vervangen door fijnere fracties.

#### FOSFAATVERWIJDERING MET COAGULANTDOSERING IN VASTBEDFILTER:

##### FIJN FILTERBEDMATERIAAL

Op basis van de tegenvallende fosfaatverwijdering is het filterbed van het vastbedfilter B vervangen door een fijner filterbed. Daarmee is tevens de verdeling tussen kwartszand en antraciet veranderd, ten gunste van meer zand om zodoende een dieper filterbed met fijner materiaal te creëren en zo fijnere vlokken en deeltjes af te kunnen vangen.

TABEL 25

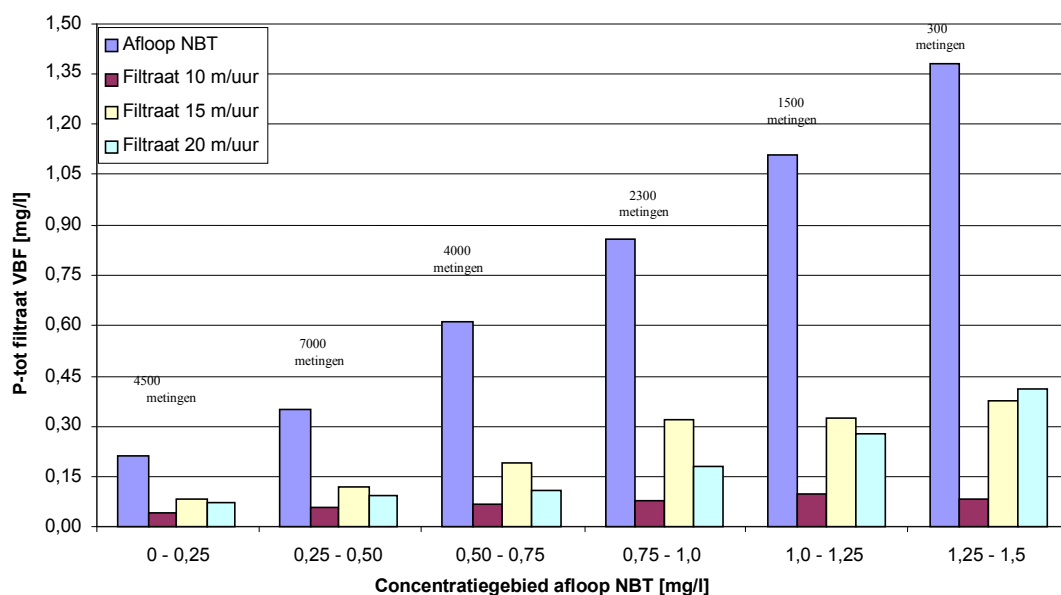
OPBOUW FILTERBED VASTBEDFILTER

	eenheid	Tot 14-06-07	Vanaf 14-06-07
<b>kwartzand</b>			
fractie	mm	1,5 - 2,3	0,7 - 1,3
hoogte	cm	40	90
<b>antraciet</b>			
fractie	mm	2,0 - 4,0	1,4 - 2,0
hoogte	cm	80	60

Door de wijziging van het filterbed is er een substantiële verbetering van de fosfaatverwijdering bereikt. De fijne filterbedfractie blijkt in staat gemiddelde fosfaatconcentraties onder 0,15 mg  $P_{\text{totaal}}$ /l in het filtraat te kunnen behalen.

Voor het vastbedfilter met het fijne filterbed is voor filtratiesnelheden van 10, 15 en 20 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h de fosfaatverwijdering per ingaande  $P_{\text{totaal}}$  concentratie uitgezet in Afbeelding 56. In de grafiek zijn de concentratieranges voor  $P_{\text{totaal}}$  van het voedingswater (x-as) uitgezet tegen de behaalde  $P_{\text{totaal}}$  concentratie in het filtraat. Per concentratierange zijn vier staven gepresenteerd: De eerste staaf betreft de concentraties in het voedingswater, de tweede, derde en vierde staaf geven de haalbare  $P_{\text{totaal}}$  concentraties in het filtraat weer voor het vastbedfilter bij filtratiesnelheden van respectievelijk, 10, 15 en 20 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h. Deze grafiek bevat bij een aantal meetbereiken weinig meetdata.

AFBEELDING 56 FOSFAATVERWIJDERING VASTBEDFILTRATIE BIJ VERSCHILLENDE FILTRATIESNELHEDEN EN INGAANDE FOSFAATCONCENTRATIES (OP BASIS VAN ONLINE-METINGEN)



Uit de grafiek is vast te stellen dat bij een filtratiesnelheid van 10 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h de streefwaarde voor fosfaat van 0,15 mg  $P_{\text{totaal}}$ /l structureel gehaald wordt. Voor filtratiesnelheden boven 15 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h kan de streefwaarde alleen gehaald worden zolang de ingaande fosfaatconcentratie niet boven 0,6 mg  $P_{\text{totaal}}$ /l ligt. De verwijderingsprestaties voor 15 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h zijn dan minder dan voor een filtratiesnelheid van 20 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h waarvoor de streefwaarde wordt behaald tot ingaande fosfaat concentraties van ongeveer 0,75 mg  $P_{\text{totaal}}$ /l. De fosfaatverwijdering en dus de fosfaatconcentraties in het filtraat van het vastbedfilter lijken bij hogere fosfaatcon-

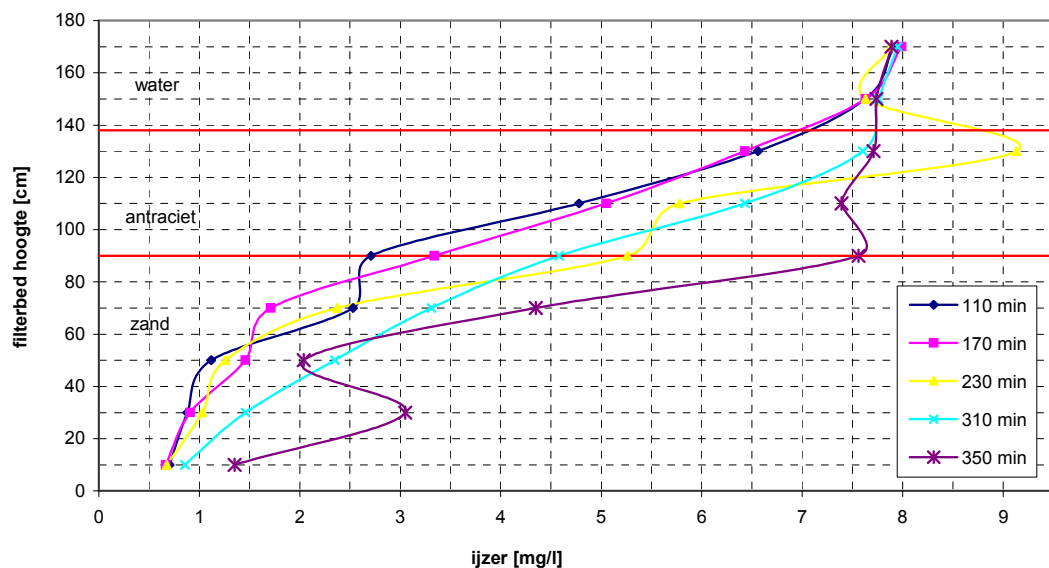
traties minder afhankelijk van de filtratiesnelheid dan in het continu zandfilter. Echter, een hoge ingaande fosfaatconcentratie heeft bij een verhoudingsgewijze ijzerdosering een hogere ingaande vracht tot gevolg. Het is aannemelijk dat een grotere ingaande vracht een kortere looptijd tot gevolg heeft. Dit wordt verder uitgewerkt in de volgende paragraaf.

### VERWIJDERINGSPRESTATIES DOOR HET VASTBEDFILTER

Om een efficiënte zwevende stof- en fosfaatverwijdering in nageschakelde filtratietechnieken te verkrijgen is, naast een zo optimaal mogelijke coagulatie en flocculatie, ook de bergingscapaciteit van het filter van belang. Deze capaciteit is hoofdzakelijk afhankelijk van de filtratiesnelheid en de zwevende stofbelasting, welke mede afhankelijk is van de ijzerdosering (in verband met vlokvorming). Experimenten zijn uitgevoerd om de invloed te vinden van verschillende filtratiesnelheden en ijzerdoseringen op de efficiëntie en de kwaliteit van de zwevende stof- en fosfaatverwijdering en de lengte van de looptijden. Voor filtratiesnelheden van 10 en 15 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h is coagulant gedoseerd in vaste ijzerconcentraties van 2,5, 5 en 7,5 mg/l gedurende een hele looptijd. Door het filterbed zijn om de 20 cm watermonsters genomen via monsternamekraantjes, waarvan de ijzerconcentratie is gemeten. De meetreeksen door het filterbed zijn om de 1 à 2 uur gedurende een gehele looptijd uitgevoerd voor de verschillende combinaties van filtratiesnelheden en ijzerdosering, zie Tabel 26. Er is bewust gekozen voor het analyseren van de ijzerconcentratie door het filterbed heen in plaats van de fosfaatconcentratie, dit omdat de ijzerdosering verantwoordelijk is voor de ingaande vracht vanwege de toegepaste Me/P-verhoudingen > 2 mol/mol. Daarnaast kan de fosfaatconcentratie fluctueren gedurende de looptijd waardoor geen eenduidig beeld gegeven kan worden over de relatie van de ingaande concentraties versus de looptijd en verwijdering.

In Afbeelding 57 is de ijzerconcentratie (zowel opgelost als gebonden) door het filterbed heen uitgezet tegen de hoogte door het filterbed. Deze relatie is gegeven gedurende de gehele looptijd om de 1 à 2 uur. De legenda naast de grafiek geeft de looptijden aan in minuten op het moment dat de watermonsters genomen en gemeten worden. De rode lijnen geven de scheidinghoogtes aan tussen respectievelijk water en antraciet en antraciet en zand. Gedurende deze metingen is er 7,5 mg/l ijzer gedoseerd in combinatie met een filtratiesnelheid van 10 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h. De metingen zijn uitgevoerd bij een watertemperatuur van 13 °C.

AFBEELDING 57 IJZERCONCENTRATIE DOOR HET VASTBEDFILTER GEDURENDE EEN LOOPTIJD BIJ EEN IJZERDOSERING VAN 7,5 MG/L EN EEN FILTRATIESNELHEID VAN 10 M<sup>3</sup>/M<sup>2</sup>H



De laatste meetreeks is genomen na 350 minuten. De uiteindelijke looptijd was 435 minuten. In de looptijd wordt er een bepaalde hoeveelheid ijzer geborgen. Dit wordt berekend door de geborgen ijzerconcentratie te vermenigvuldigen met het debiet:

$$\text{Ijzerberging} = (\text{Ijzer}_{\text{in}} - \text{Ijzer}_{\text{uit}}) * \text{debiet} * \text{looptijd} \quad (1)$$

waarin:

$\text{Ijzer}_{\text{in}}$	ijzerconcentratie in de bovenwaterlaag [kg]
$\text{Ijzer}_{\text{uit}}$	ijzerconcentratie in het filtraat [kg]
Debiet	waterdebiet door het filter [l/min]
Looptijd	de totale looptijd [min]

Uit de grafiek blijkt dat de ijzerverwijdering een licht afneemt gedurende de looptijd. De uiteindelijke gemiddelde ijzerconcentratie in het filtraat is 0,62 mg/l, wat resulteert in een gemiddelde verwijderingspercentage van 92 %. In Afbeelding 57 is tevens duidelijk te zien dat er een substantieel deel van het toegevoegde ijzer wordt verwijderd door de antracietlaag. Gezien de meetreeks na 350 minuten is de antraciet laag verzadigd na verloop van tijd. Dit duidt op de toevoegende werking van de antracietlaag bovenop de zandlaag. Al met al wordt er gemiddeld 1,3 kg/looptijd aan ijzer verwijderd door het gehele filterbed heen en geborgen in het filterbed.

De resultaten van de metingen door het filterbed bij de verschillende combinaties van filtratiesnelheden en ijzerdosering zijn samengevat in Tabel 26

TABEL 26 GEMIDDELDE RESULTATEN GEDURENDE EEN GEHELE LOOPTIJD ONDER DE AANGEGEVEN INSTELLINGEN

$\text{Fe}^{3+}$ dosering [mg/l]	filtratiesnelheid [ $\text{m}^3/\text{m}^2\text{h}$ ]	looptijd [uur + min]	ijzer in filtraat [mg/l]	ijzeropslag in filterbed [kg/looptijd]
5,0	10	10 uur en 48 min	0,90	1,50
7,5	10	6 uur en 5 min	0,62	1,30
3,2	15	7 uur en 10 min	1,50	0,75
5,0	15	4 uur en 20 min	1,12	0,81
7,5	15	3 uur	0,94	0,90

De combinatie van een ijzerdosering van 2,5 mg/l en een filtratiesnelheid van 10  $\text{m}^3/\text{m}^2\text{h}$  zijn buiten beschouwing gelaten omdat deze looptijden genereerde die buiten proporties lagen en daarmee niet representatief leken. Daarnaast is er voor de eerste meetreeks bij een filtratiesnelheid van 15  $\text{m}^3/\text{m}^2\text{h}$  gebruik gemaakt van een ijzerdosering van 3,2 mg  $\text{Fe}^{3+}/\text{l}$ .

Uit de resultaten van Tabel 26 blijkt dat de looptijd korter wordt naarmate de ijzerdosering in mg/l hoger wordt per filtratiesnelheid. Door de gewenste minimale looptijd van ongeveer 7 à 8 uur zal de combinatie van een ijzerdosering van meer dan 5 mg/l en een filtratiesnelheid van 15  $\text{m}^3/\text{m}^2\text{h}$ , niet representatief kunnen zijn voor standaard instellingen. Een hoge filtratiesnelheid kan toegepast worden mits de ijzerdosering lager is dan (ongeveer) 3,5 mg/l. Bij een Me/P-verhouding van 4 mol/mol is de bijbehorende maximale fosfaatconcentratie gelijk aan 0,6 mg  $\text{PO}_4\text{-P/l}$ . Voor hogere ingaande concentraties zal een lagere filtratiesnelheid een betere looptijd genereren. Tevens blijkt de ijzerverwijdering door het filterbed en de bergingscapaciteit voor een filtratiesnelheid van 10  $\text{m}^3/\text{m}^2\text{h}$  substantieel beter dan voor een filtratiesnelheid van 15  $\text{m}^3/\text{m}^2\text{h}$ . Een mogelijke verklaring hiervoor is dat de ijzervlokken

door de hogere snelheid uiteenvallen of afschuren in het filterbed waardoor deze deeltjes in het filtraat terecht komen. Dit geeft echter geen verklaring voor de lagere bergingscapaciteit en de kortere looptijden, aangezien een spoeling is ingezet door het oplopen van de bovenwaterstand. De relatie tussen de filtratiesnelheid en de looptijd wordt verder toegelicht in paragraaf 5.5.7.

Bij aanvang van het experiment zijn er ook metingen gedaan voor een filtratiesnelheid van  $20 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ . Reeds bij lage ingaande fosfaatconcentraties en ijzerdoseringen steeg de bovenwaterstand na aanvang van de looptijd waardoor deze niet langer was dan de minimaal ingestelde 3 uur. Uit de resultaten van Afbeelding 56 blijkt dat de verwijderingsprestaties bij een filtratiesnelheid van  $20 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  voldoende zijn om de streefwaarde te halen tot ingaande fosfaat concentraties van  $0,75 \text{ mg/l}$ . Het vastbedfilter zal echter niet meer concurrerend kunnen zijn met het continu filter wat betreft het spoelwaterverbruik wanneer er om de drie uur gespoeld wordt. Daarnaast is het operationeel zeer onwenselijk om zo vaak een spoelprocedure in te zetten.

#### 5.4.5 VERWIJDERING VAN TROEBELHEID

Naast de doelparameters stikstof en fosfaat is ook de verwijdering van troebelheid gemeten via het vastbedfilter. Op basis van troebelheidsmetingen in het voedingswater en het filtraat zijn indicatief de verwijderingsprestaties voor zwevende stof over het vastbedfilter bepaald. In eerste instantie was de verwijdering van troebelheid over het vastbedfilter met het oorspronkelijke grovere filterbed negatief (zie Tabel 27), zoals reeds beschreven in paragraaf 5.4.2.

De troebelheidsverwijdering over het vastbedfilter met het fijne filtermateriaal is met 25 % verwijderingsrendement (zie Tabel 28) beduidend beter dan de prestaties van het grove filterbed en van de continu filters. Het gemiddelde verwijderingsrendement voor zwevende stof is nog aan de lage kant ten opzichte van referenties [11, 12, 5, 6], maar is wel structureel positief.

TABEL 27 VERWIJDERING TROEBELHEID VASTBEDFILTER MET OORSPRONKELIJK GROF FILTERBED (OP BASIS VAN GEMIDDELTE ONLINE-METINGEN JANUARI 2007 – MEI 2007, FILTRATIESNELHEID IS  $15 \text{ M}^3/\text{M}^2\text{H}$ )

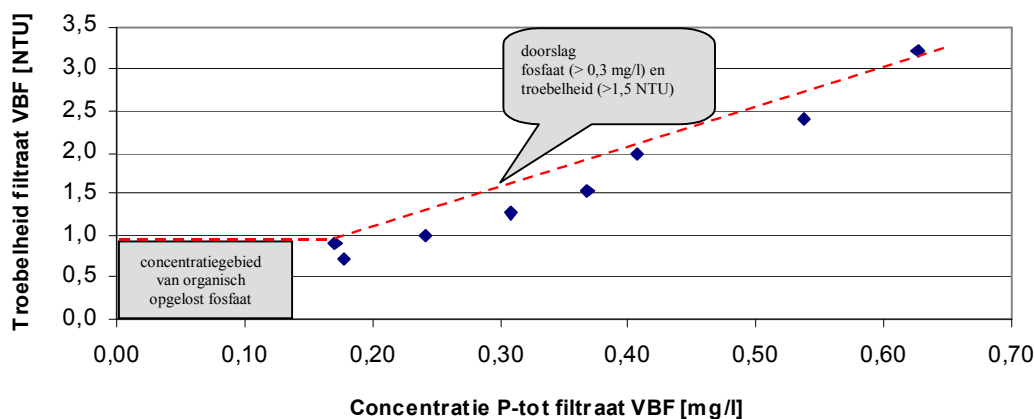
	troebelheid afloop NBT [NTU]	troebelheid filtraat vastbedfilter grove fractie [NTU]
gemiddelde meetwaarde	1,9	2,5
gemiddelde verwijdering		-32 %

TABEL 28 VERWIJDERING TROEBELHEID VASTBEDFILTER MET FIJN FILTERBED (OP BASIS VAN GEMIDDELTE ONLINE-METINGEN JUNI 2007 – MEI 2008, FILTRATIESNELHEID IS  $15 \text{ M}^3/\text{M}^2\text{H}$ )

	troebelheid afloop NBT [NTU]	troebelheid filtraat vastbedfilter fijne fractie [NTU]
gemiddelde meetwaarde	1,9	1,3
gemiddelde verwijdering		29 %

Op basis van de vastgestelde relatie tussen troebelheid en totaalfosfaat in het filtraat van het vastbedfilter is te concluderen dat aan elke NTU aan troebelheid ongeveer  $0,2 \text{ mg P}_{\text{totaal}}/\text{l}$  gerelateerd kan worden (zie Afbeelding 58). Het aan troebelheid gerelateerde fosfaat is naar verwachting aanwezig als metaalgebonden fosfaat groter dan  $0,45 \mu\text{m}$ .



AFBEELDING 58 RELATIE TROEBELHEID EN  $P_{\text{TOTAAAL}}$  IN HET FILTRAAT VAN VASTBEDFILTER B

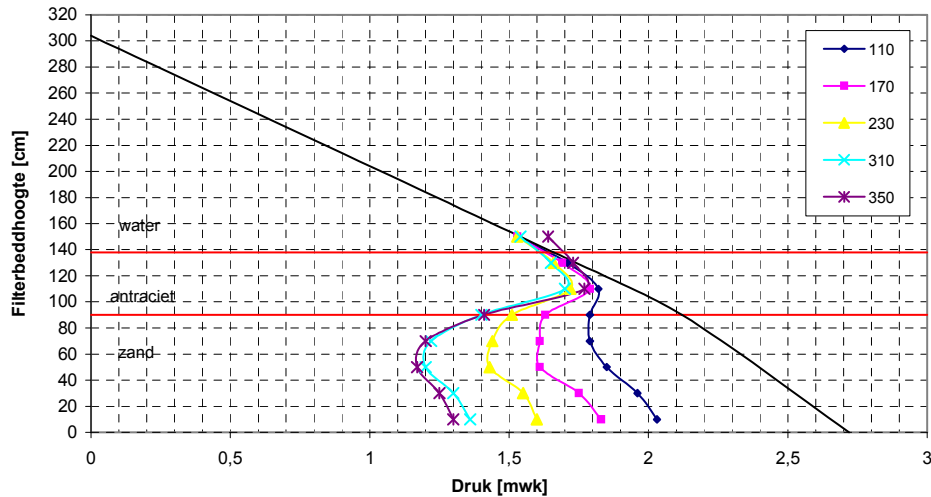
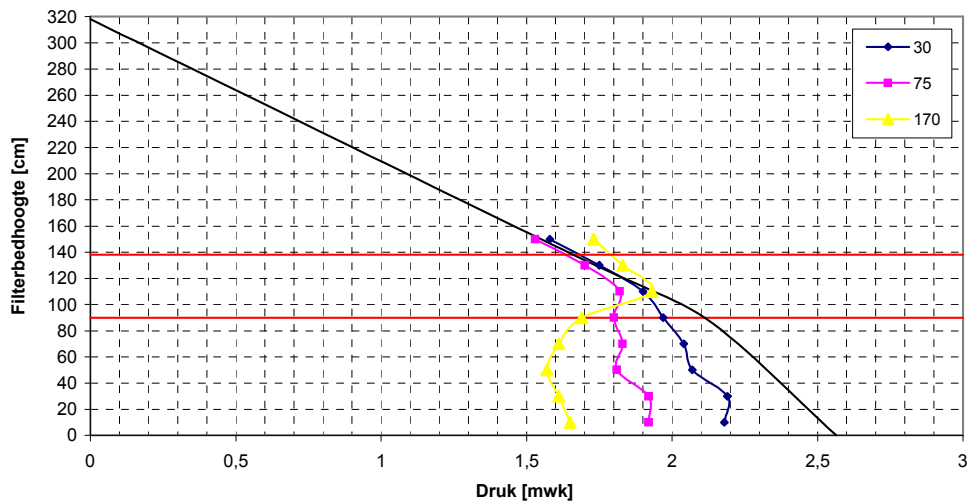
#### 5.4.6 OPERATIONELE ASPECTEN

##### LOOPTIJD TOT DOORSLAG

Voor vastbedfiltratie met de oorspronkelijke grove filterbedconfiguratie bleek, op basis van de gemiddelde verwijderingsprestaties, zwevende stof en fosfaat niet efficiënt te worden afgevangen. Met het vastbedfilter met het fijne filterbed is beduidend minder doorslag waargenomen voor zwevende stof en/of fosfaatvlokken dan bij het vastbedfilter met een grof filterbed en de continu filters. Het vastbedfilter (met een voldoende fijn filterbed) vormt een betrouwbare barrière voor (fosfaat)vlokken en zwevende stof en daaraan gerelateerde verontreinigingen. De haalbare looptijd van het vastbedfilter is tijdens de onderzoeksperiode tussen 1 november 2006 en 1 november 2007 niet bepaald door zwevende stof doorslag, maar door de bedweerstand (verzadiging filterbed) en dus het oplopen van de bovenwaterstand. Het blijkt dat de  $P_{\text{totaal}}$  concentratie vrijwel gelijk met de troebelheid oploopt in het filtraat van het vastbedfilter.

##### LOOPTIJD DOOR DRUKOPBOUW

Om inzicht te verkrijgen waar in het vastbedfilter drukopbouw door afvang van deeltjes en vlokken optreedt, zijn regelmatig drukmetingen uitgevoerd op verschillende hoogtes in het filterbed. Deze metingen zijn in lindquistdiagrammen (zie Afbeelding 59) verwerkt. Deze lindquistdiagrammen zijn representatief voor de drukopbouw over het vastbedfilter met het fijne filterbed. De diagrammen zijn geconstrueerd bij een vaste ijzerdosering van 7,5 mg/l en een filtratiesnelheid van 10 en 15 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h. De rode lijnen geven de scheidingslijnen weer tussen water, antraciet en zand. De zwarte lijn is de schoonbedweerstand voor de bijbehorende instellingen, deze is berekend met behulp van de Karman-Kozeny formule. Rechts van de grafiek is de legenda weergegeven met daarin de looptijd in minuten voor elke meting. Lindquistdiagrammen voor de verschillende ijzerdoseringen per filtratiesnelheid blijken redelijk vergelijkbaar.

AFBEELDING 59 DRUKMETINGEN VASTBEDFILTER UITGEWERKT IN EEN LINDQUISTDIAGRAM, FILTRATIESNELHEID IS 10 M<sup>3</sup>/M<sup>2</sup>H, IJZERDOSERING 7,5 MG/LAFBEELDING 60 DRUKMETINGEN VASTBEDFILTER UITGEWERKT IN EEN LINDQUISTDIAGRAM, FILTRATIESNELHEID IS 15 M<sup>3</sup>/M<sup>2</sup>H, IJZERDOSERING 7,5 MG/L

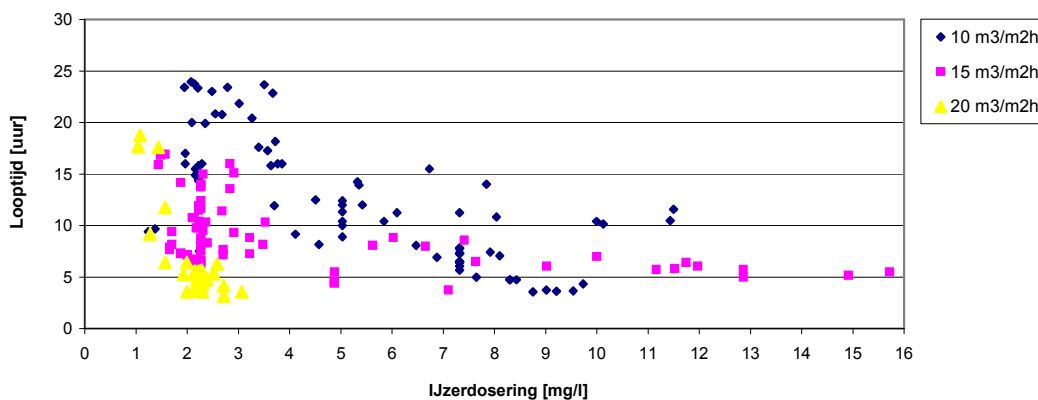
De druk in het filterbed neemt af gedurende de looptijd totdat uiteindelijk de bovenwaterstand oploopt, wat in de bovenstaande grafieken wordt weergegeven met een druk hoger dan de schoonbedweerstand. Ook valt te zien dat de druk minder ver afneemt bij een hogere filtratiesnelheid en dat beduidend sneller een spoeling wordt ingezet. De drukafname of drukval start halverwege de antracietlaag en wordt veroorzaakt door porieverstopping. In het zandbed (0 cm – 90 cm filterkolom) vindt de drukopbouw plaats over het gehele filterbed, maar de sterkste invloed is in de toplaag van het zandbed waar te nemen. Uiteindelijk is de maximale drukval de drukval aan de onderkant van het ten opzichte van de schoonbedweerstand.

De gemiddelde looptijd bij gemiddelde bedrijfsvoering (10 - 15 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h, 4 mol/mol Me/PO<sub>4</sub>-P) en voedingwaterkwaliteit (ingaaend  $P_{\text{totaal}} < 1$  mg/l) van het vastbedfilter met het fijne filterbed bij vaste aanvoer is bepaald op 8 tot 10 uur, al is deze sterk afhankelijk van de ijzerdosering. Het spoelwaterverbruik van het vastbedfilter is 3 - 6 % en ligt bij deze omstandigheden nog onder het gemiddelde spoelwaterverbruik van 6 % van het continu filter (gemiddelde filtratiesnelheid van 15 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h met vaste zandzaknelheid).

**LOOPTIJD IN RELATIE TOT INGAANDE COAGULANTDOSERING**

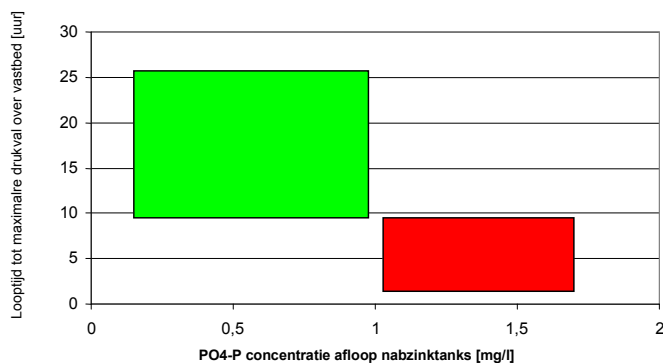
Uit het onderzoek blijkt dat de looptijd van het filterbed voornamelijk afhankelijk is van de ijzerdosering. Dit kan worden bevestigd door de gegevens afkomstig van de online-metingen, zie Afbeelding 61, waarin de lengte van de looptijd is uitgezet tegen de gemiddelde ijzerdosering gedurende die looptijd. De legenda rechts van de grafiek geeft de verschillende debieten aan in  $\text{m}^3/\text{m}^2\text{h}$ . De temperaturen van de meetpunten variëren tussen 12 - 20 °C. Er wordt automatisch een terugspoeling ingezet na een looptijd van 24 uur.

AFBEELDING 61 INVLOED VAN DE IJZERDOSERING OP DE LOOPTIJD VAN HET VASTBEDFILTER



De grafiek laat zien dat voor lage ijzerdoseringen ( $< 2,5 \text{ mg/l}$ ) looptijden mogelijk zijn variërend tussen 3 en 24 uur. De looptijden zijn hierbij sterk afhankelijk van de filtratiesnelheid. Voor hoge ijzerdoseringen ( $> 8 \text{ mg/l}$ ) is de looptijd begrensd door maximaal 5 tot 15 uur. Een ijzerconcentratie van 2,5 en 8  $\text{mg Fe}^{3+}/\text{l}$  wordt gedoseerd bij een Me/P-verhouding 4 mol/mol voor een ingaande fosfaatconcentratie van respectievelijk 0,45 en 1,25  $\text{mg/l}$ . Daarnaast wordt de looptijd bepaald door de ijzertoevoer. Bij een filtratiesnelheid van  $20 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  is de ijzervracht, bij eenzelfde ingaande fosfaat concentratie, twee keer zo groot als bij een filtratiesnelheid van  $10 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ .

In Afbeelding 62 is de relatie aangegeven tussen de ingaande fosfaatconcentratie en de looptijd. Zolang de  $\text{PO}_4\text{-P}$  concentratie in het voedingswater rond of onder de  $10 \text{ mg/l}$  ligt bij een Me/ $\text{PO}_4\text{-P}$  verhouding van 4 mol/mol (groen vlak), zijn looptijden van 12 (bij  $0,9 \text{ mg PO}_4\text{-P/l}$ ) tot 24 uur of langer (bij  $0,3 \text{ mg PO}_4\text{-P/l}$ ) haalbaar (bij een filtratiesnelheid van  $10 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ ). Echter, met fosfaatconcentraties boven de  $1 \text{ mg/l}$  in het voedingswater zijn de looptijden beperkt tot circa 8 uur; stijgt het fosfaatgehalte boven  $1,5 \text{ mg PO}_4\text{-P/l}$  dan wordt dermate veel precipitaat geproduceerd dat de looptijden teruglopen tot gemiddeld 4 uur bij een filtratiesnelheid van  $15 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  (rood vlak).

AFBEELDING 62 LOOPTIJD AFHANKELIJK VAN INGAANDE FOSFAATCONCENTRATIE (BIJ EEN FILTRATIESNELHEID VAN  $10 \text{ M}^3/\text{M}^2\text{H}$ )

## FILTERSPOELING

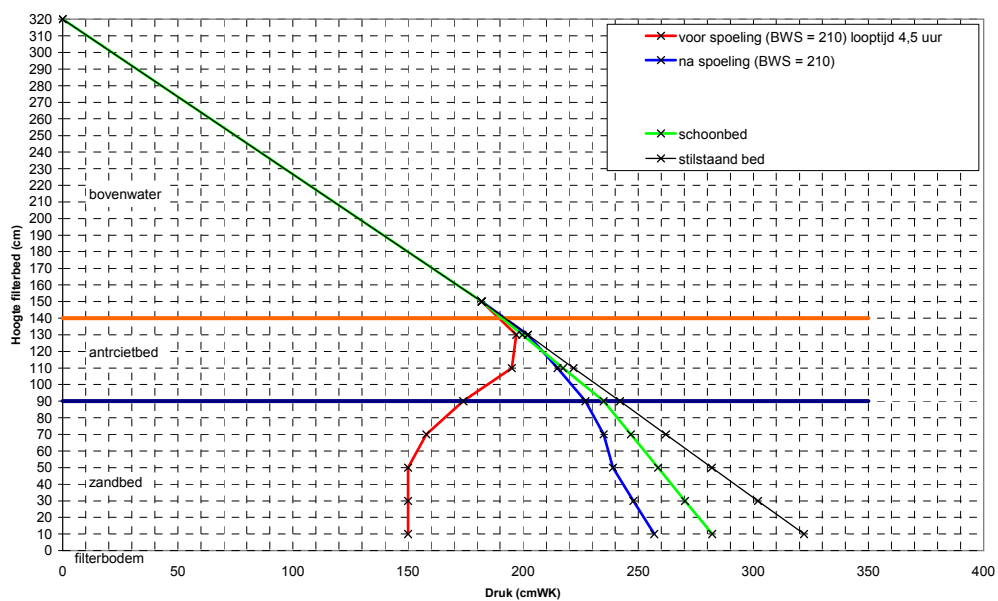
De efficiëntie van de filterspoelingen zijn onderzocht door verschillende drukmetingen uit te voeren voor en na terugspoeling van het filterbed. Tevens zijn visueel de spoelingen regelmatig gecontroleerd. Hierbij is geconstateerd dat mogelijk het filterbed niet in zijn geheel gespoeld werd doordat de bovenwaterspiegel voor de helft met schuim bedekt bleef na een spoeling en de andere helft van de bovenwaterkolom duidelijk in beweging werd gebracht door de spoeling. Deze constatering is verder getoetst en geoptimaliseerd met drukmetingen zoals weergegeven in het Lindquistdiagram, zie Afbeelding 63. De blauwe lijn geeft daarbij de drukval over het filterbed na een spoeling weer die bijna de schoonbedweerstand benaderd. In dit geval is het filterbed schoon en zonder vuilbelasting en gereed voor een volgende filtraatielooptijd. Op basis van deze resultaten is de terugspoelprocedure ontwikkeld zoals deze is weergegeven in Tabel 6 (zie paragraaf 4.3.3).

Het relatieve spoelwaterverbruik ten opzichte van de filtraatproductie bij het geselecteerde spoelprogramma is weergegeven in Tabel 29. Afhankelijk van de toegepaste filtratiesnelheid en het de spoelfrequentie (afhankelijk van de haalbare looptijd) is het procentuele spoelwaterverbruik bepaald op 1,0 % (bij een filtratiesnelheid van 20 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup> en een dagelijkse spoeling; looptijd = 24 uur) tot 8,6 % (bij een filtratiesnelheid van 10 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup> en vier keer per dag spoelen; looptijd = 6 uur).

TABEL 29 BEREKEND SPOELWATERVERBRUIK VASTBEDFILTER OP BASIS VAN OPERATIONELE INSTELLINGEN

aantal spoelingen per 24 uur	1	2	3	4
filtratiesnelheid	relatief spoelwaterverbruik ten opzichte van filtraatproductie			
m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> h	%	%	%	%
10	2,0	4,1	6,3	8,6
15	1,3	2,7	4,1	5,5
20	1,0	2,0	3,0	4,1

AFBEELDING 63 DRUKMETINGEN VASTBEDFILTER VOOR EN NA SPOELING MET GOED RESULTAAT



#### 5.4.7 TUSSENCONCLUSIE STRAAT B: TWEE-FILTERCONCEPT

Het onderzoek naar het twee-filterconcept heeft uitgewezen dat fosfaatverwijdering middels metaalzoutdosering en nitraatverwijdering met een koolstofbronondersteund denitrificatieproces kan worden uitgevoerd om de streefwaarde voor zowel  $P_{\text{totaal}}$  ( $< 0,15 \text{ mg } P_{\text{totaal}}/\text{l}$ ) als  $N_{\text{totaal}}$  ( $< 2,2 \text{ mg } N_{\text{totaal}}/\text{l}$ ) te bereiken. Enkele randvoorwaarden zijn er echter aan verbonden.

Op basis van het onderzoek is vastgesteld dat het twee-filterconcept met metaalzoutdosering op het vastbedfilter met een fijn filterbed bij filtratiesnelheden van  $10 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  de streefwaarde structureel werd behaald bij ingaande P-totaal concentraties tot  $1 \text{ mg/l}$ . Bij filtratiesnelheden van  $15$  en  $20 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  werd niet aan de streefwaarde voldaan bij ingaande totaalfosfaat waarden groter dan  $0,5 \text{ mg/l}$ . Ook zijn de looptijden structureel lager dan voor een filtratiesnelheid van  $10 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ . Dit houdt in dat het fosfaatgehalte, zoals ook bij continu filtratie, reeds op de hoofdzuivering tot onder de huidige eis van  $1 \text{ mg } P_{\text{totaal}}/\text{l}$  moet worden gebracht om met nageschakelde vastbedfiltratie streefwaarden te bereiken. Aanpassing van een RWZI om streefwaarden te behalen zal derhalve in sommige gevallen niet alleen bestaan uit de realisatie van een nageschakeld zandfilters, maar vereist in het algemeen ook aanpassingen aan de RWZI.

Over het algemeen werd de lengte van de looptijden bij een vaste filtratiesnelheid bepaald door de maximale drukopbouw over het filterbed, welke afhankelijk is van het afvangen van zwevende stof en de ijzeraanvoer. De gemiddelde looptijd bij gemiddelde bedrijfsvoering ( $10 - 15 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ ,  $4 \text{ mol Me/mol } \text{PO}_4\text{-P}$ ) en een voedingwaterkwaliteit van ingaand  $P_{\text{totaal}} < 1 \text{ mg/l}$  van het vastbedfilter met het fijne filterbed is bepaald op  $6$  tot  $12$  uur. Bij een filtratiesnelheid van  $10 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  en een ijzerdosering van  $4 \text{ mol Me/mol } \text{PO}_4\text{-P}$  en een voedingwaterkwaliteit van ingaand  $P_{\text{totaal}} < 1 \text{ mg/l}$  zijn looptijden te behalen van  $12$  tot  $24$  uur. Het spoelwaterverbruik van het vastbedfilter ligt met gemiddeld  $3 - 6 \%$  van het gefiltreerde effluent onder het gemiddelde spoelwaterverbruik van het continu filter (circa  $10 \%$ ).

Vastgesteld is dat een vastbedfilter met een grof filterbed ( $1,5 - 2,5 \text{ mm}$  kwartzandkorrels en  $2 - 4 \text{ mm}$  antracietkorrels), zonder biologische activiteit maar met vlokmiddeldosering, onvoldoende filtratiewerking wordt bereikt. Dit uit zich in productie van zwevende stof en dusdanig lage verwijderingsrendementen van fosfaat dat de streefwaarde in geen geval wordt gehaald.

Een filterbed bestaande uit een zandkorrelfractie van  $0,7 - 1,3 \text{ mm}$  en een toplaag van antraciet met een korreldiameter van  $1,4 - 2,0 \text{ mm}$  voldoet echter wel en zijn streefwaarden voor fosfaat haalbaar (bij ingaande concentraties onder  $0,75 \text{ mg } P_{\text{totaal}}/\text{l}$ ). Daarbij is de antracietlaag verantwoordelijk voor een substantieel deel van het afvangen van vlokken, gemeten aan de hand van de ijzerverwijdering. Dit benadrukt de toegevoegde waarde van een dubbel-laags filterbed.

Aangetoond is dat bij een filtratiesnelheid van  $17,5 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  de gemiddelde omzetting capaciteit in het denitrificerende continu zandfilter zonder metaalzoutdosering circa  $1,9$  ( $1,7 - 2,2$ )  $\text{kg } \text{NO}_x\text{-N}/\text{m}^3_{\text{bedvolume}}\cdot\text{dag}$  bedraagt. Onder de beproefde instellingen is de nitraatomzetting daarbij onafhankelijk van de filtratiesnelheid.

## 5.5 ÉÉN-FILTERCONCEPT, VASTBEDFILTRATIE

### 5.5.1 OPSTART

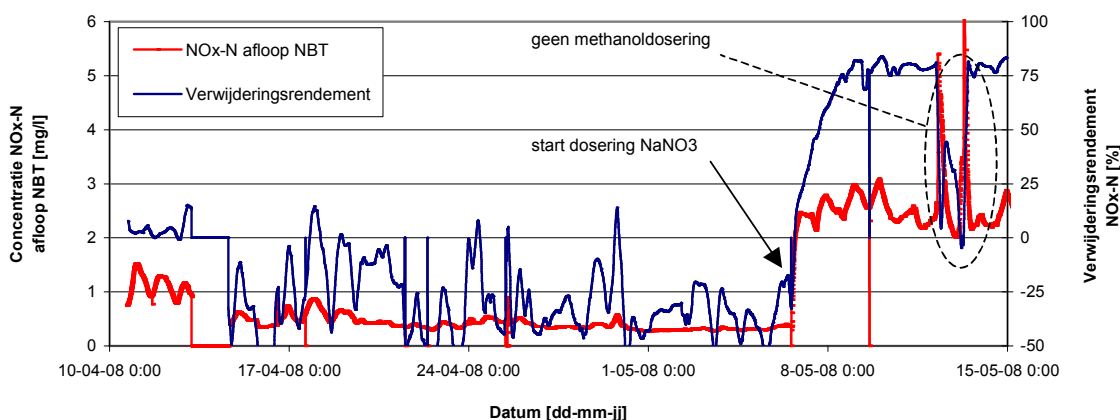
Nadat is gebleken dat het twee-filterconcept geen strikte meerwaarde heeft boven het één-filterconcept is het vastbedfilter van onderzoeksstraat B als één-filterconcept beproefd. Het vastbedfilter is gevuld met een fijn filterbed met een zandkorrelfractie van 0,7 - 1,3 mm en een antracietfractie van 1,4 - 2,0 mm. De één-filterconcepten continu filtratie en vastbedfiltratie zijn gelijk bedreven om een vergaande vergelijking mogelijk te maken. Simultane stikstof en fosfaatverwijdering vindt plaats in onderzoeksstraat B door zowel methanol en  $\text{FeCl}_3$  als coagulant aan het voedingswater van onderzoeksstraat B te doseren. Door methanoldosering is het vastbedfilter biologisch actief gemaakt. Om de biologische groei niet te beperken is tijdens de opstart geen metaalzout gedoseerd. Het vastbedfilter is opgestart met instellingen zoals vermeld in Tabel 30. Een terugspoeling wordt gedurende de gehele onderzoeksperiode van het vastbedfilter als één-filterconcept gestart wanneer de bovenwaterstand 220 cm is. Onder normale condities wordt de bovenwaterstand gereguleerd op 180 cm.

TABEL 30 INSTELLINGEN BIJ OPSTART DENITRIFICEREND VASTBEDFILTER

parameter	eenheid	straat B	bepaald op basis van
filtratiesnelheid	$\text{m}^3/\text{m}^2\text{h}$	10	praktijkervaring
methanoldosering	kg Methanol/kg $\text{NO}_x\text{-N}$	3,5	praktijkervaring
	kg Methanol/kg $\text{O}_2$	0,8	praktijkervaring
metaalzoutdosering	mol Fe/mol $\text{PO}_4\text{-P}$	-	praktijkervaring

Het vastbedfilter is opgestart met een filtratiesnelheid gelijk aan  $10 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ , een methanoldosering gelijk aan  $3,5 \text{ kg Methanol/kg NO}_x\text{-N}$  en een temperatuur van gemiddeld  $13 \text{ }^\circ\text{C}$ . De opstartperiode kan worden afgesloten wanneer het vastbedfilter vergaand denitrificerend is. In Afbeelding 64 is de opstart van het één-filterconcept weergegeven. In de grafiek zijn de ingaande  $\text{NO}_x\text{-N}$  concentratie en het verwijderingsrendement van het vastbedfilter uitgezet tegen de tijd. Het verwijderingsrendement dat is weergegeven kan zowel positief als negatief zijn. Tot 6-05-08 was de ingaande  $\text{NO}_x\text{-N}$  concentratie erg laag door vergaande stikstofverwijdering op de hoofdzuivering. Om de denitrificatie te stimuleren is op 6-05-08 extra natriumnitrat gedoseerd. Op 12-05-08 en 13-05-08 is door een storing geen methanol gedoseerd, wat de daling van het verwijderingsrendement verklaart.

AFBEELDING 64 NITRAATVERWIJDERING TIJDENS OPSTART VASTBEDFILTER



Wanneer de  $\text{NO}_x\text{-N}$  concentratie in de afloop NBT minder dan 1 mg/l bedraagt, is het verwijderingsrendement doorgaans negatief. Door nitrificatie wordt in het vastbedfilter nitraat gevormd. Wanneer de  $\text{NO}_x\text{-N}$  concentratie in de afloop NBT toeneemt tot meer dan 2 mg/l zijn de omstandigheden voor denitrificerende bacteriën dusdanig gunstig dat in een tijdsbestek van twee dagen vergaande denitrificatie plaatsvindt.

### 5.5.2 LOOPTIJDEN MET EEN FIJN FILTERBED

Nadat vergaande denitrificatie is bereikt is het vastbedfilter gevoed door wisselende debieten, waaruit is gebleken dat het vastbedfilter minder kan worden belast vergeleken met het continu filter. Wanneer filtratiesnelheden van  $20 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  worden toegepast loopt de bovenwaterstand dusdanig snel op dat een terugspoeling wordt ingezet. De gemiddelde looptijd loopt terug naar enkele uren en wordt beschouwd als niet acceptabel. De maximale filtratiesnelheid is teruggebracht naar  $15 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ .

Bij toegepaste filtratiesnelheden van  $10 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  zijn de looptijden met een fijn filterbed acceptabel, maar bij  $15 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  nemen de looptijden dusdanig af dat er besloten is het filterbed te vervangen door een grovere antraciet- en zandfractie. Het grovere filterbed heeft een zandkorrelfractie van 1,5 - 2,3 mm en een antracietfractie van 2 - 4 mm. In paragraaf 5.5.7 'Hydraulische belasting' zijn de behaalde looptijden met een fijn en grof filterbed vergeleken en is het gerelateerd aan de filtratiesnelheid.

### 5.5.3 ALGEMENE PRESTATIES

Het vastbedfilter is bedreven als één-filterconcept in de periode april 2008 - januari 2009. In oktober 2008 is het filtermateriaal van het vastbedfilter vervangen door grover materiaal. Van deze uitvoeringsvorm zijn echter geen 24-uurs monsters genomen en zijn de algemene prestaties niet weergegeven. In Tabel 31 staan derhalve de resultaten gepresenteerd van de algemene prestaties van het vastbedfilter met het fijnere filtermateriaal voor de periode 1 mei - 1 oktober 2008. Deze periode is exclusief het biologisch actief maken van het filter.

TABEL 31 ALGEMENE ZUIVERINGSPRESTATIES ÉÉN-FILTERCONCEPT ONDERZOEKSTRAAT B MET FIJN VASTBEDFILTER OVER DE ONDERZOEKSPERIODE MEI - OKTOBER 2008 (TEMPERATUUR 14 - 22°C) OP BASIS VAN LABORATORIUMANALYSES HHR

parameter	eenheid	gemiddelde samenstelling voedingswater	gemiddelde samenstelling filtraat	streefwaarde	gemiddeld verwijderingsrendement
CZV	mg $\text{O}_2$ /l	30,3	31,6	nvt	-4%
Zwevende stof	mg TSS/l	5,4	7,8	nvt	-45%
$\text{P}_{\text{totaal}}$	mg P/l	0,4	0,19	0,15	52%
$\text{PO}_4\text{-P}$	mg P/l	0,3	0,04	nvt	85%
$\text{N}_{\text{totaal}}$	mg N/l	3,9	1,8	2,2	55%
$\text{NH}_4\text{-N}$	mg N/l	0,9	0,6	nvt	38%
$\text{NO}_3\text{-N}$	mg N/l	1,8	0,4	nvt	81%

Overeenkomstig met het twee-filterconcept wordt de streefwaarde voor  $\text{P}_{\text{totaal}}$  niet structureel behaald door het één-filterconcept. Op basis van de 24-uurs mengmonsters wordt voor  $\text{N}_{\text{totaal}}$  de streefwaarde wel behaald. De online-metingen en de dagelijkse sneltesten geven, net zoals in onderzoeksstraat A, deels een ander resultaat.

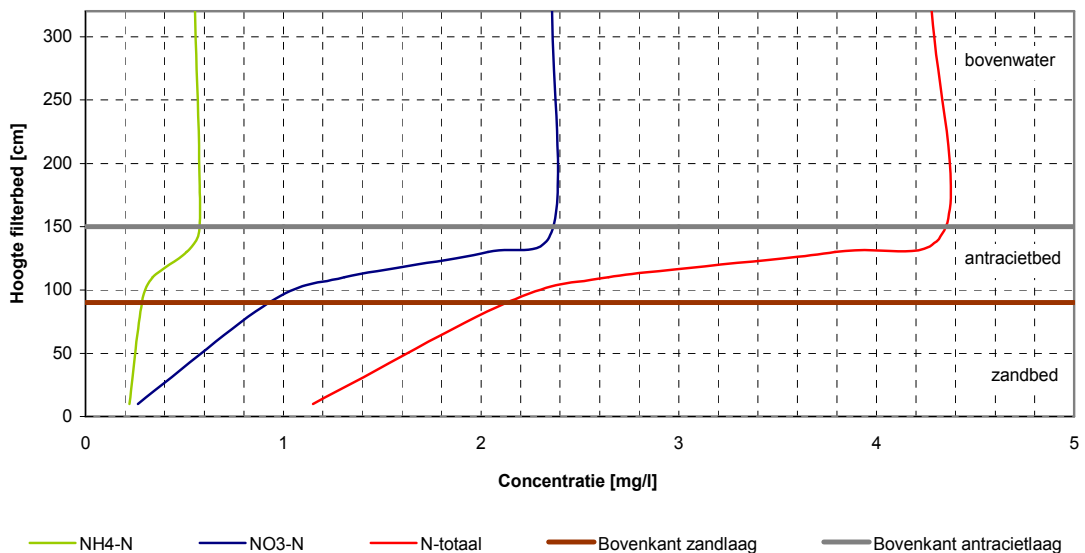
## 5.5.4 STIKSTOFVERWIJDERING

### STIKSTOFVERWIJDERING IN HET VASTBEDFILTER

Om dezelfde redenen als het continu filter straat A is de methanol/ $\text{NO}_x\text{-N}$  factor verlaagd van 3,5 naar 3,2 kg/kg methanol/ $\text{O}_2$  factor van 0,8 naar 1,2 kg/kg. Dit zijn de optimale instellingen gebleken om zowel over- als onderdosering te voorkomen.

Het filterbed van het vastbedfilter is zowel gevuld met antraciet (bovenste laag) als met zand (onderste laag). Er is onderzocht in welke filterbedlaag stikstof voornamelijk wordt verwijderd. De resultaten zijn weergegeven in Afbeelding 65. In de grafiek zijn de concentraties van ammonium, nitraat en  $\text{N}_{\text{totaal}}$  uitgezet tegen de filterbedhoogte, waar ook het niveau van het filtermateriaal in opgenomen is. Uit de grafiek valt af te leiden dat de concentraties van ammonium, nitraat en  $\text{N}_{\text{totaal}}$  in de antracietlaag sterk wordt verlaagd. Daarnaast wordt ook nog een gedeelte in de zandlaag verwijderd. De concentratie nitriet is ook gemeten. Deze concentraties waren dusdanig laag dat ze verwaarloosbaar zijn.

AFBEELDING 65 STIKSTOFVERWIJDERING IN HET VASTBEDFILTER MET EEN FIJN FILTERBED (OP BASIS VAN CUVETTENTESTEN IN DUPLO)

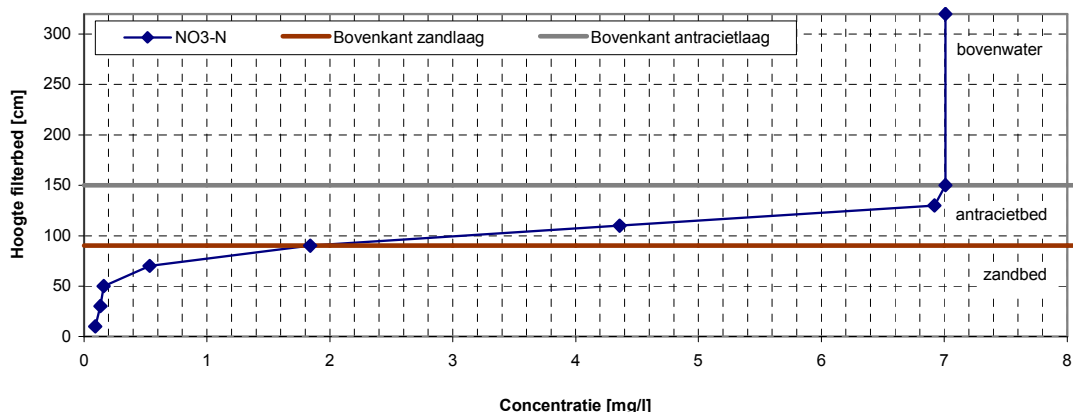


Het vastbedfilter is in staat simultaan ammonium en nitraat te verwijderen. Ammoniumverwijdering is mogelijk mits de zuurstofconcentratie hoger is dan 0,5 - 1 mg/l. Beïnvloeding van de denitrificatie door een verhoogde zuurstofconcentratie is niet waargenomen. Denitrificatie en nitrificatie vinden plaats in dezelfde filterbedlaag. Opgeteld wordt er 2,4 mg/l ammonium en nitraat verwijderd, terwijl 3,1 mg/l  $\text{N}_{\text{totaal}}$  wordt verwijderd. Hieruit kan worden opgemaakt dat ook organisch stikstof door biomassa wordt opgenomen of wordt afgevangen in het filterbed.

In Afbeelding 66 is de nitraatverwijdering door het filterbed geïllustreerd bij een hoge ingaande nitraatconcentratie. Het grootste gedeelte van het nitraat wordt in de antracietlaag omgezet. Het zand zorgt voor de verwijdering van het laatste gedeelte, al wordt in het zandbed een verwijderingsrendement behaald van wel 95 %. De onderste 50 cm van het zandbed draagt nauwelijks nog bij aan de nitraatverwijdering doordat het nitraat al vergaand is verwijderd in het bovenliggende filtermateriaal.



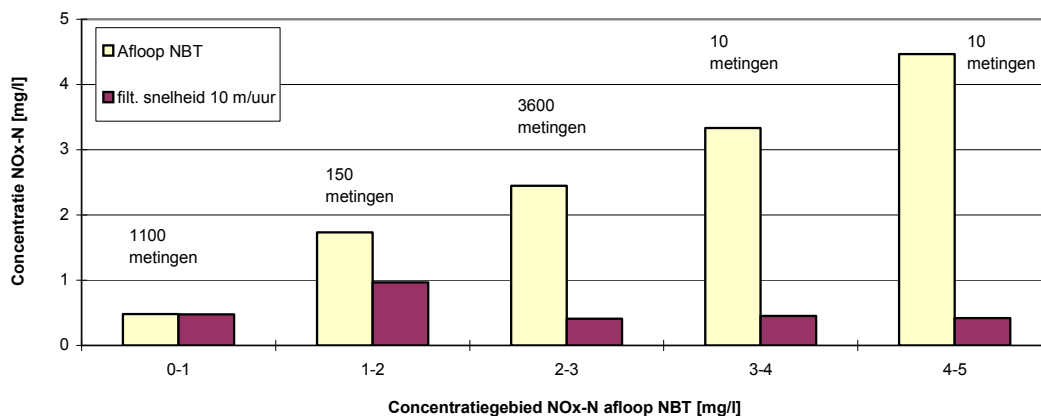
AFBEELDING 66 NITRAATVERWIJDERING IN HET VASTBEDFILTER MET EEN FIJN FILTERBED (OP BASIS VAN CUVETTENTESTEN)



### INVLOED NITRAATCONCENTRATIE AFLOOP NABEZINKTANK OP NITRAATVERWIJDERING

Na de opstart zijn dezelfde instellingen aangehouden voor de filtratiesnelheid en de methanoldosering, daarnaast wordt er voor de fosfaatverwijdering een metaalzout gedoseerd. In Afbeelding 67 is de concentratie NO<sub>x</sub>-N in het filtraat van het vastbedfilter uitgezet tegen de ingaande NO<sub>x</sub>-N concentratie. De weergegeven resultaten zijn verkregen met een fijn filterbed. Per concentratiegebied, weergegeven op de x-as, zijn twee staven te zien. De gele staaf is de gemiddelde NO<sub>x</sub>-N concentratie in de afloop NBT. De tweede staaf geeft de gemiddelde nitraatconcentratie weer in het filtraat van het vastbedfilter. De data komen voort uit online-metingen. In de grafiek staat het aantal online-metingen waarop de staven zijn gebaseerd. Bij het concentratiegebied 3-4 en 4-5 mg/l NO<sub>x</sub>-N in de afloop NBT zijn maar een zeer beperkte hoeveelheid metingen beschikbaar. Ook het gebied van 1-2 mg/l heeft relatief weinig meetmomenten.

AFBEELDING 67 NITRAATVERWIJDERING VASTBEDFILTER MET EEN FIJN FILTERBED BIJ VERSCHILLENDE INGAANDE NITRAATCONCENTRATIES



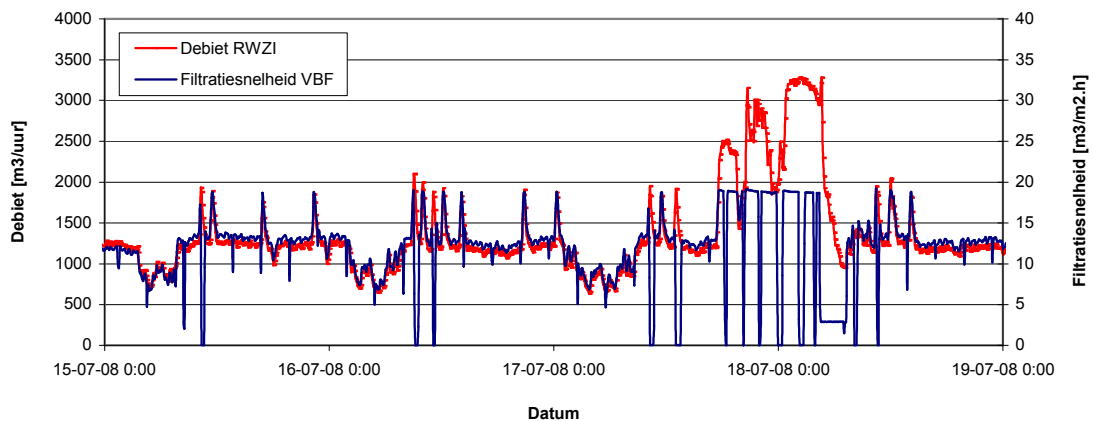
Afbeelding 67 geeft een indicatie van de nitraatverwijderingscapaciteit. Uitgezonderd de gemiddelde NO<sub>x</sub>-N concentratie in het filtraat bij een ingaande NO<sub>x</sub>-N concentratie van 1-2 mg/l, geven de staven aan dat de gemiddelde concentratie NO<sub>x</sub>-N in het filtraat 0,4-0,5 mg/l is, ongeacht de ingaande nitraatconcentratie. Bij de weergegeven ingaande nitraatconcentraties kan worden gesproken van vergaande denitrificatie.

De verhoogde  $\text{NO}_x\text{-N}$ -concentratie bij ingaande nitraatwaarden van 1-2 mg/l wordt veroorzaakt door snel toenemende  $\text{NO}_x\text{-N}$  waarden in de afloop NBT. Bij een snel toenemende ingaande  $\text{NO}_x\text{-N}$  concentratie van 0-1 mg/l naar 2-3 mg/l, door bijvoorbeeld natriumnitraatdosering, heeft biomassa in het vastbedfilter enige tijd nodig om het extra nitraat om te zetten.

### FILTRATIESNELHEID VERSUS NITRAATVERWIJDERING

Na de opstart is het vastbedfilter gevoed met een debiet aangestuurd door de AWZI. Het vastbedfilter is hierbij getest onder sterk wisselende filtratiesnelheden en vrachten aan stikstof en nitraat. Afbeelding 68 laat zien hoe de filtratiesnelheid wordt aangestuurd door het vastbedfilter. De nominale filtratiesnelheid in de weergegeven periode is  $13,3 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  en de maximale filtratiesnelheid bedraagt  $20 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ . Op 17-07-08 en 18-07-08 is door regen de aanvoer verhoogd waarbij de filtratiesnelheid is begrensd op het maximum. De pieken in het effluentdebiet van de AWZI bij DWA worden veroorzaakt door het tijdelijk inschakelen van een extra ruw waterpomp op de AWZI. De filtratiesnelheid, en daarmee ook de nitraatvracht, neemt hierdoor voor een korte periode fors toe tot.

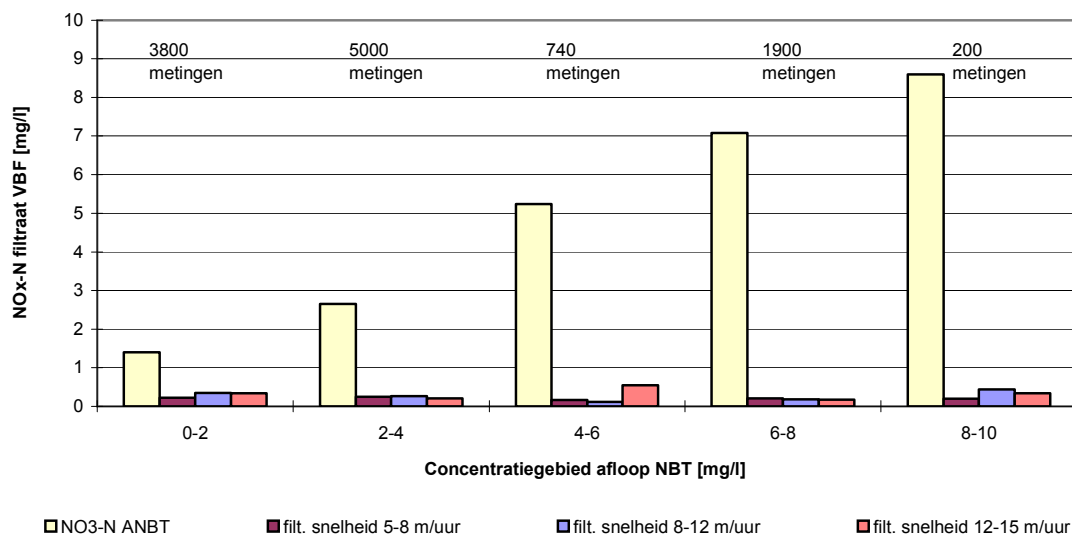
AFBEELDING 68 FILTRATIESNELHEID VASTBEDFILTRATIE AANGESTUURD DOOR HET AWZI-EFFLUENTDEBIET



De omzettingcapaciteit voor nitraat door een denitrificerend vastbedfilter is weergegeven in Afbeelding 69. Op de x-as staat het concentratiegebied van  $\text{NO}_x\text{-N}$  in het afloopwater nabezinktank. Per concentratiegebied zijn vier staven weergegeven waarvan de eerste staaf de gemiddelde concentratie  $\text{NO}_x\text{-N}$  representeert van het voedingswater van het betreffende concentratiegebied. De overige drie staven geven de gemiddelde  $\text{NO}_x\text{-N}$  concentratie in het filtraat weer, uitgesplitst in drie ranges van de filtratiesnelheid die op het meetmoment is toegepast.

Boven de staven staat het totaal aantal online-metingen waarop de concentraties in het filtraat zijn gebaseerd. Naast dat dit de som is van de concentraties in het filtraat bij de drie verschillende filtratiesnelheden geeft het ook het aantal metingen weer van de nitraatconcentratie in het afloop NBT. De watertemperatuur in de onderzoeksperiode lag tussen de 18 en  $23 \text{ }^\circ\text{C}$ .

AFBEELDING 69 INVLOED VAN DE INGAANDE  $\text{NO}_x\text{-N}$  CONCENTRATIE EN DE FILTRATIESNELHEID OP DE OMZETTINGSCAPACITEIT DOOR VASTBEDFILTRATIE MET EEN FIJN FILTERBED (OP BASIS VAN ONLINE-METINGEN)



Het vastbedfilter is in staat nitraat vergaand te verwijderen bij ingaande  $\text{NO}_x\text{-N}$  concentraties < 10 mg/l en bij filtratiesnelheden < 15  $\text{m}^3/\text{m}^2\text{h}$ . De nitraatverwijdering wordt niet beïnvloed door de ingaande nitraatconcentratie en de filtratiesnelheid. Bij een  $\text{NO}_x\text{-N}$  concentratie in de aflow NBT van 8 - 10 mg/l en bij een filtratiesnelheid van 15  $\text{m}^3/\text{m}^2\text{h}$  wordt tot maximaal 2,2  $\text{kg}/\text{m}^3\text{dag}$  aan stikstof omgezet. Deze waarde ligt net boven de maximaal gemeten omzetting van het continu filter van straat A, terwijl het filter door de hogere filtratiesnelheden meer nitraatvrucht te verwerken krijgt. Het vastbedfilter heeft echter maar 4,5  $\text{m}^3$  filterbed vergeleken met 6  $\text{m}^3$  aan actief gebruikt filterbed van het continu filter.

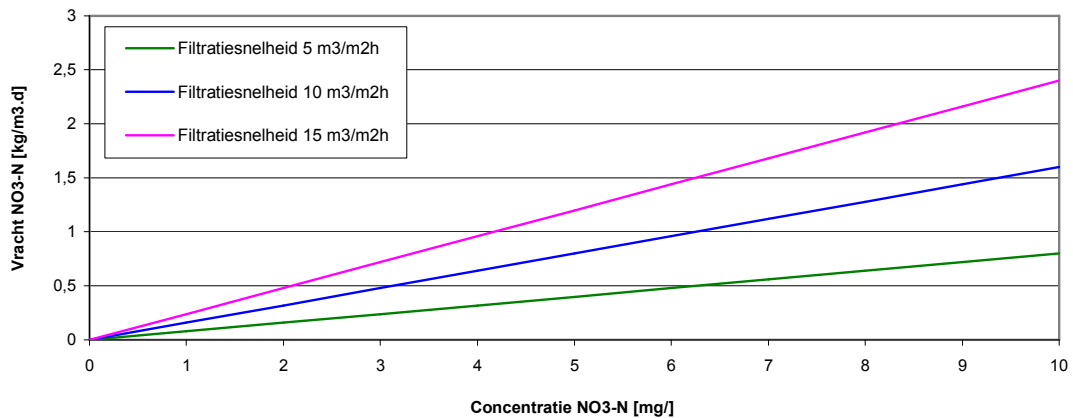
#### DENITRIFICATIE BIJ EEN FIJN EN GROF FILTERBED

Vanaf april tot oktober 2008 is het vastbedfilter biologisch bedreven met een fijn filterbed. Na vervanging van het filterbed door een grotere antraciet (2 - 4 mm) en zandfractie (1,5 - 2,3 mm) is het vastbedfilter met een grof filterbed biologisch gemaakt door een methanol- en natriumnitraatdosering. Natriumnitraat is gedoseerd als extra voeding voor de denitrificerende bacteriën. Dit was benodigd door de geringe aanvoer van nitraat vanuit het aflowwater NBT. Om fosfaatlimitatie uit te sluiten is geen coagulant gedoseerd. Binnen 4 dagen werd nitraat vergaand verwijderd.

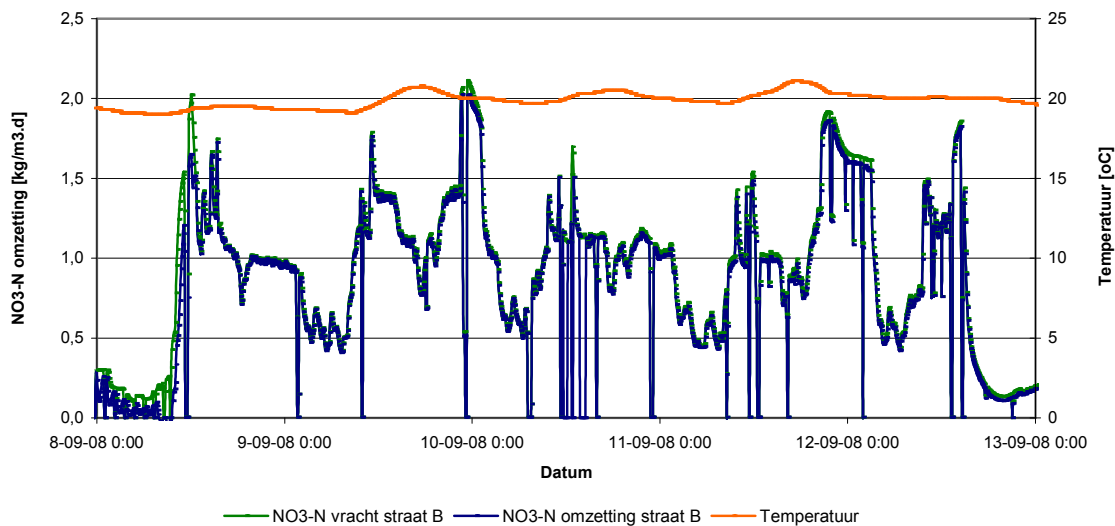
#### TEMPERATUURSINVLOED OP NITRAATOMZETTING

De wissel van de filtermedia en de opstartperiode vonden tegelijk plaats met de overgang van warm naar koud weer. Bij het onderzoeken van het effect van de temperatuur zijn zowel resultaten met een fijn als met een grof filterbed weergegeven.

De temperatuursinvloed op de denitrificatiecapaciteit van het vastbedfilter is getest in de periode dat het AWZI debiet is gevolgd. De nitraatvrucht of omzetting is voor het vastbedfilter weergegeven in Afbeelding 70. Deze is afhankelijk van de filtratiesnelheid en de concentratie  $\text{NO}_x\text{-N}$  in de aflow NBT of het filtraat van het vastbedfilter. De vruchten zijn anders dan voor het continu filter straat A doordat het vastbedfilter is gevuld met maar 4,5  $\text{m}^3$  filterbed bestaande uit zand en antraciet. Het continu filter beschikt over 6  $\text{m}^3$  filterbed waar actief gebruik van wordt gemaakt, wat wil zeggen dat het in contact staat met voedingswater.

AFBEELDING 70 VRACHT/OMZETTING NITRAAT VAN HET VASTBEDFILTER STRAAT B ALS AFGELEIDE VAN DE  $\text{NO}_3\text{-N}$  CONCENTRATIE EN DE FILTRATIESNELHEID

De denitrificatiecapaciteit in de zomerperiode is inzichtelijk gemaakt in Afbeelding 71. Op de eerste y-as staat de vracht nitraat en de hoeveelheid nitraat dat is omgezet. De watertemperatuur is weergegeven op de tweede y-as en heeft een waarde tussen 19 - 21 °C. De weergegeven periode, bestaande uit 5 dagen, staat op de x-as. De blauwe lijn van de  $\text{NO}_3\text{-N}$  omzetting is gedurende de 5 dagen bijna gelijk aan de groene lijn die de nitraatvracht aangeeft. Dat wil zeggen dat al het aangevoerde nitraat ook daadwerkelijk wordt omgezet. Tweemaal wordt meer dan 1,75 kg/m<sup>3</sup>dag aangevoerd en omgezet. Een vracht van 1,75 kg/m<sup>3</sup>dag wordt aangevoerd bij een  $\text{NO}_3\text{-N}$  concentratie in de afloop NBT van 7,5 mg/l en een filtratiesnelheid van 15 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h.

AFBEELDING 71 DE NITRAATOMZETTINGSCAPACITEIT VAN HET VASTBEDFILTER MET EEN FIJN FILTERBED IN DE ZOMERPERIODE (METHANOL/ $\text{NO}_x\text{-N}$  = 3,2 KG/KG EN ZUURSTOF/ $\text{NO}_x\text{-N}$  = 1,2 KG/KG ) (OP BASIS VAN ONLINE-METINGEN)

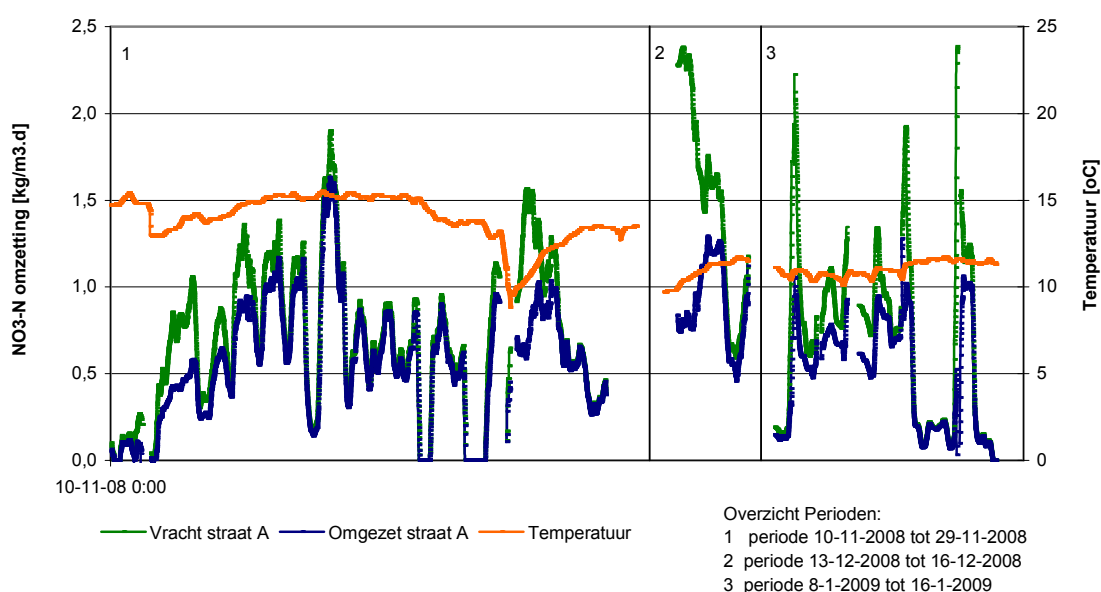
Op 08-09-08 neemt de vracht nitraat snel toe. De omgezette hoeveelheid nitraat is bijna direct gelijk aan de vracht. Het vastbedfilter kan bij temperaturen hoger dan 19 °C direct overgaan tot vergaande denitrificatie en kan vrachten omzetten tot in ieder geval 2,0 kg/m<sup>3</sup>dag.

In de weergegeven periode zijn frequent afnamen van de vracht en omzetting te zien tot 0 kg/m<sup>3</sup>dag. Deze worden veroorzaakt door terugspoelingen. Uit de grafiek blijkt dat na een terugspoeling bijna al het aangevoerde nitraat direct weer wordt omgezet. Het filterbed bevat nog genoeg biomassa om direct weer vergaand te kunnen denitrificeren.

De denitrificatiecapaciteit bij lagere temperaturen is geïllustreerd in Afbeelding 72. De groene en de blauwe lijn representeren respectievelijk de nitraatvracht en de nitraatomzetting. Om de grafiek overzichtelijk te houden zijn afnamen van de nitraatvracht en omzetting door het inzetten van een terugspoeling niet meegenomen. De temperatuur staat op tweede y-as en schommelt tussen de 9 - 16 °C. Er zijn drie afzonderlijke perioden weergegeven op de x-as. Onder de x-as wordt de exacte start- en einddatum van de periode toegelicht. In totaal zijn de resultaten van 31 dagen weergegeven.

Door storingen en slibuitspoeling vanuit de nabezinktanks van de AWZI is de installatie een aantal keren uitgeschakeld. In deze periode wordt er geen nitraat aangevoerd en omgezet. Ook aan het begin van periode 2 (13-12-08 tot 16-12-08) is de installatie uitgeschakeld en zijn alleen de resultaten weergegeven dat het vastbedfilter in bedrijf was.

AFBEELDING 72 DE NITRAATOMZETTINGSCAPACITEIT VAN HET VASTBEDFILTER MET EEN GROF FILTERBED IN DE WINTERPERIODE (OP BASIS VAN ONLINE-METINGEN)



Wat opvalt is dat na verhoging van de nitraatvracht in periode 1 (10-11-08 tot 29-11-08) het vastbedfilter pas na 6 dagen de vrachtpieken bijna volledig kan omzetten, met een maximale omzetting van 1,5 kg/m<sup>3</sup>dag. Na deze periode wordt het aangevoerde nitraat vergaand verwijderd. Door RWA zakt de temperatuur op het eind van periode 1 naar 10 °C en loopt vervolgens langzaam weer op. De vracht nitraat dat na de RWA wordt aangevoerd van maximaal 1,5 kg/m<sup>3</sup>dag kan niet volledig worden omgezet. De nitraatomzetting neemt langzaam toe tot 1,0 kg/m<sup>3</sup>dag. Vervolgens neemt de nitraatvracht af en vindt er vergaande nitraatomzetting plaats. In periode 2 is een grote nitraatvracht aangevoerd van maximaal 2,4 kg/m<sup>3</sup>dag voor een temperatuur van 9 tot 12 °C. Het vastbedfilter kan de vracht, na één dag, omzetten tot maximaal 1,3 kg/m<sup>3</sup>dag.

In periode 3 doen zich een aantal nitraatvrachtpieken voor tussen de 1,0 - 2,0 kg/m<sup>3</sup>dag. Het nitraat wordt omgezet tot 1,0 - 1,3 kg/m<sup>3</sup>dag. De watertemperatuur in deze periode is stabiel en is 10 - 11 °C.

Vergeleken met de denitrificatiecapaciteit in de zomerperiode, weergegeven in Afbeelding 71, valt er in de winterperiode een ander beeld te bekennen. Fors toenemende nitraatvrachten kunnen bij lagere temperaturen niet direct volledig worden omgezet. Het duurt circa 2 - 6 dagen voordat nitraat vergaand wordt verwijderd. De voorgaande perioden voorafgaand aan de weergegeven perioden in Afbeelding 71 en Afbeelding 72 zijn vergelijkbaar. De installatie is enkele keren buiten werking geweest door storingen en de aangevoerde nitraatconcentratie was 1 - 3 mg/l  $\text{NO}_x\text{-N}$ . Grofweg kan gesteld worden dat het filterbed in de weergegeven zomer en winterperiode vergelijkbare hoeveelheden biomassa heeft bevat voordat het is belast met een verhoogde nitraataanvoer.

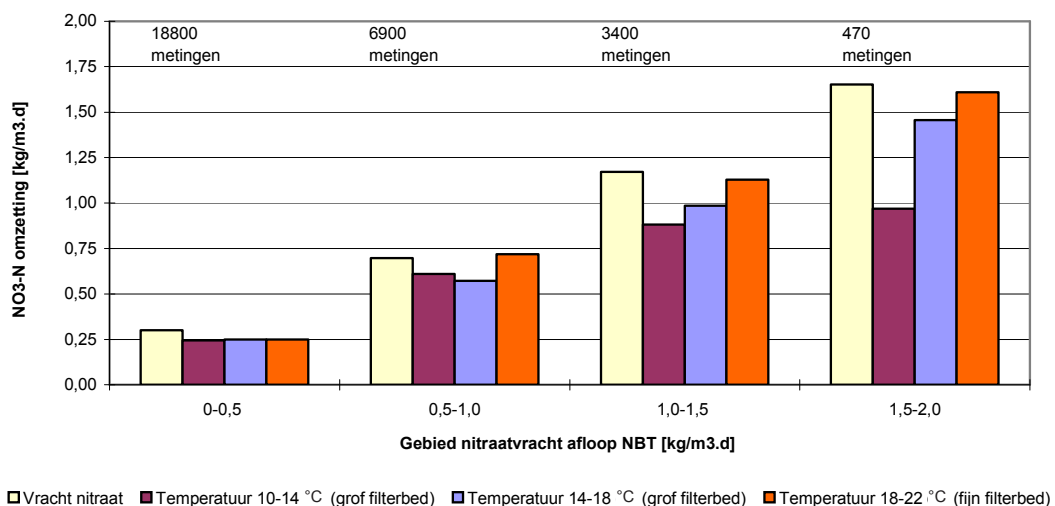
Bij het continu filter straat A is gesignaleerd dat bij temperaturen lager dan 16 °C de biomassa in het filterbed zich langer moet aanpassen aan nieuwe omstandigheden, zoals een plotselinge toenemende nitraatvracht. Bij een verdere afname van de temperatuur wordt dit proces versterkt. Uitgaande van de bovenstaande grafieken kan dit ook worden aangenomen voor vastbedfiltratie volgens het één-filterconcept. Voor het vastbedfilter lijkt te gelden dat de denitrificatie zich ook weer moet aanpassen na een snel dalende watertemperatuur.

In Afbeelding 73 is de afhankelijkheid van de nitraatomzetting van de temperatuur uitgezet tegen de nitraatvracht. De denitrificatie in het vastbedfilter lijkt relatief onafhankelijk van de filtratiesnelheid, waardoor er is gekozen om de online-metingen weer te geven verkregen bij een filtratiesnelheid van 5 - 15  $\text{m}^3/\text{m}^2\text{h}$ . Het totaal aantal online-metingen waarop de waarden van de staven zijn gebaseerd is weergegeven boven het desbetreffende nitraatvrachtgebied.

In de periode dat het vastbedfilter is getest met een biologisch bedreven vastbedfilter met een grof filterbed zijn geen watertemperaturen meer voorgekomen van 18 °C en hoger. Het vastbedfilter met het fijne filterbed is alleen bij temperaturen hoger dan 18 °C bedreven. Om een totale impressie te krijgen van de nitraatverwijdering gedurende de seizoenen staan in Afbeelding 73 zowel resultaten gepresenteerd verkregen bij een fijn en grof filterbed.

Per gebied nitraatvracht zijn vier staven weergegeven. De gele staaf representeert de gemiddelde nitraatvracht van de onderzoeksperiode. De andere drie staven staan voor de nitraatomzetting door het vastbedfilter en zijn uitgesplitst in respectievelijk de nitraatomzetting bij 10 - 14, 14 - 18 en 18 - 22 °C. Bij de nitraatomzetting bij 10 - 18 °C is het vastbedfilter uitgevoerd met een grof filterbed. De resultaten bij 18 - 22 °C zijn verkregen met een fijn filterbed.

AFBEELDING 73 INVLOED VAN DE TEMPERAATUUR OP DE NITRAATOMZETTINGSCAPACITEIT VAN HET (OP BASIS VAN ONLINE-METINGEN)



In het nitraatvrachtgebied van 0 - 0,5 en 0,5 - 1,0 kg/m<sup>3</sup>dag zijn de verschillen in de nitraatomzetting klein en wordt bijna de gehele nitraatvracht ook daadwerkelijk omgezet. Er kan worden gesteld dat bij deze nitraatvracht nitraat vergaand wordt verwijderd, ongeacht de watertemperatuur. In het nitraatvrachtgebied van 1,0 - 1,5 en 1,5 - 2,0 kg/m<sup>3</sup>dag worden de verschillen tussen de nitraatomzetting bij de verschillende temperaturen groter. Bij 18 - 22 °C verloopt de denitrificatie uitstekend en wordt al het aangevoerde nitraat omgezet. Is de watertemperatuur 14 - 18 °C, dan wordt er gemiddeld ongeveer 0,15 kg/m<sup>3</sup>dag minder omgezet bij een gemiddelde nitraatvracht van respectievelijk 1,17 kg/m<sup>3</sup>dag en 1,65 kg/m<sup>3</sup>dag. De omgezette hoeveelheid nitraat bedraagt hier 0,98 en 1,46 kg/m<sup>3</sup>dag. De denitrificatie blijft achter bij een temperatuur van 10 - 14 °C. Vergeleken met de nitraatomzetting bij 14 - 22 °C vakt de omzetting af en wordt er bij een gemiddelde ingaande vracht van 1,65 kg/m<sup>3</sup>dag aan nitraat maar 0,97 kg/m<sup>3</sup>dag.

Afgaande op Afbeelding 73 wordt de denitrificatie duidelijk negatief beïnvloed door een lagere watertemperatuur. Dit wordt veroorzaakt doordat het vastbedfilter onderhevig is aan sterk wisselende omstandigheden als temperatuuurdalingen en forse toenames van de nitraatvracht. Biomassa kan zich bij lage temperaturen niet snel genoeg aanpassen om direct over te gaan naar een vergaande nitraatverwijdering en zal de nitraatconcentratie in het filtraat van het vastbedfilter toenemen. Gemiddeld zijn de gemeten nitraatconcentraties in het filtraat van het vastbedfilter hoger in de winterperiode dan in de zomerperiode. Dit wordt verduidelijkt in Tabel 32.

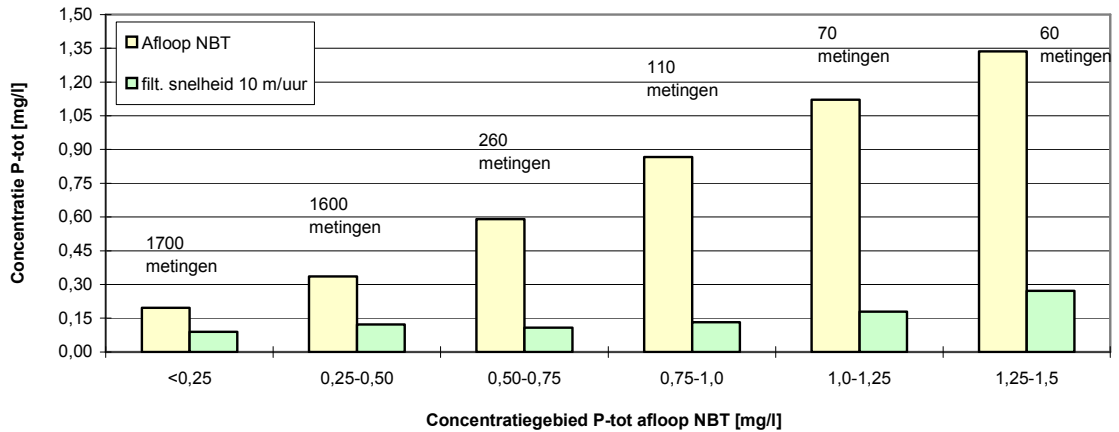
TABEL 32 GEMIDDELTE NITRAATCONCENTRATIES IN DE AFLOOP NBT EN FILTRAAT VAN HET VASTBEDFILTER

temperatuur (°C)	filterbed	gemiddelde NO <sub>x</sub> -N concentratie afloop NBT (mg/l)	gemiddelde NO <sub>x</sub> -N concentratie filtraat vastbedfilter (mg/l)	verwijderingsrendement (%)
18 - 22	fijn	3,3	0,3	92
14 - 18	grof	3,3	0,5	84
10 - 14	grof	4,2	0,9	78

De denitrificatie lijkt niet te worden beïnvloed door de korrelgrootte van het filterbed. De verschillen in denitrificatiecapaciteit wordt veroorzaakt door de lagere temperatuur. Dit kan worden geconcludeerd doordat zowel bij het continu filter straat A als het vastbedfilter, beide bedreven volgens het één-filterconcept, dezelfde resultaten worden gezien.

### 5.5.5 FOSFAATVERWIJDERING

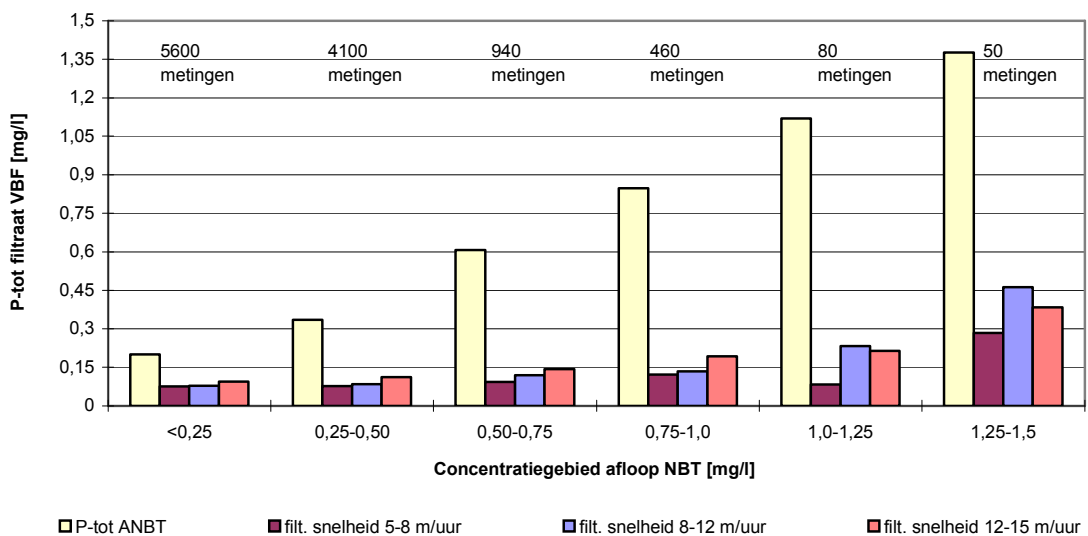
Om vergaande fosfaatverwijdering mogelijk te maken is na de opstartperiode in de aanvoerleiding van het vastbedfilter FeCl<sub>3</sub> gedoseerd met een Me/PO<sub>4</sub>-P verhouding van 8 voor ingaande PO<sub>4</sub>-P < 0,30 mg/l en een Me/PO<sub>4</sub>-P verhouding van 4 voor ingaande PO<sub>4</sub>-P > 0,30 mg/l. De fosfaatverwijdering bij een vaste filtratiesnelheid van 10 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h van het vastbedfilter is weergegeven in Afbeelding 74. De ranges van de ingaande concentratie staan op de x-as. De gemiddelde concentraties P-totaal in de afloop NBT en het filtraat van het vastbedfilter is weergegeven per concentratiegebied van de ingaande P-totaal concentratie. Het aantal metingen per concentratiegebied staat boven de staven.

AFBEELDING 74 FOSFAATVERWIJDERING VASTBEDFILTER MET EEN FIJN FILTERBED BIJ VERSCHILLENDE INGAANDE  $P_{\text{TOTAAAL}}$  CONCENTRATIES

Afbeelding 74 laat zien dat bij concentraties P-totaal in de afloop NBT tot 1,0 mg/l gemiddeld de streefwaarde wordt behaald. Aangezien de  $P_{\text{totaal}}$  eis van RWZI's doorgaans 1 mg/l is of lager kan worden gesteld dat de fosfaatverwijderingscapaciteit van het vastbedfilter van een biologisch bedreven filter met een fijn bed voldoende is.

#### FILTRATIESNELHEID VERSUS FOSFAATVERWIJDERING

In Afbeelding 75 is  $P_{\text{totaal}}$  concentratie in het filtraat uitgezet tegen de  $P_{\text{totaal}}$  concentratie in het voedingswater. Op de x-as staat het concentratiegebied van  $P_{\text{totaal}}$  in het afloopwater nabezinktank. Per concentratiegebied zijn vier staven weergegeven waarvan de eerste staaf de gemiddelde  $P_{\text{totaal}}$  concentratie representeert van het betreffende concentratiegebied. De overige drie staven geven de gemiddelde  $P_{\text{totaal}}$  concentratie in het filtraat weer, uitgesplitst in drie ranges van de filtratiesnelheid die op het meetmoment is toegepast. Boven de staven staat het totaal aantal online-metingen waarop de gemiddelde berekende waarde is gebaseerd. Dit aantal metingen is onderverdeeld over de drie ranges van de filtratiesnelheid. Het aantal metingen in het concentratiegebied 1,0 - 1,25 en 1,25 - 1,5 mg/l  $P_{\text{totaal}}$  is beperkt. De weergegeven waarden zijn daardoor onnauwkeuriger dan de waarden weergegeven bij de andere concentratiegebieden. De temperatuur in de onderzoeksperiode lag tussen de 18 en 23 °C.

AFBEELDING 75 INVLOED VAN DE INGAANDE  $P_{\text{TOTAAAL}}$  CONCENTRATIE EN DE FILTRATIESNELHEID OP DE PTOTAAL VERWIJDERING DOOR VASTBEDFILTRATIE MET EEN FIJN FILTERBED (OP BASIS VAN ONLINE-METINGEN)



De streefwaarde wordt bij al de filtratiesnelheden behaald wanneer de ingaande  $P_{\text{totaal}}$  concentratie  $< 0,75 \text{ mg/l}$  is. Wel neemt de concentratie in het filtraat toe wanneer hogere filtratiesnelheden worden toegepast. Bij een  $P_{\text{totaal}}$  concentratie in de afloop NBT  $> 1,25 \text{ mg/l}$  kan niet meer aan de streefwaarde worden voldaan. Bij al de concentratiegebieden valt een invloed van de filtratiesnelheid te herkennen, waarbij een hogere filtratiesnelheid resulteert in hogere fosfaatconcentraties in het filtraat. Als verklaring wordt aangedragen dat de mengenergie in het filterbed toeneemt bij hogere filtratiesnelheden en dat afgevangen vlokken door afschuring daardoor uiteenvallen.

#### TEMPERATUURSINVLOED OP FOSFAATVERWIJDERING

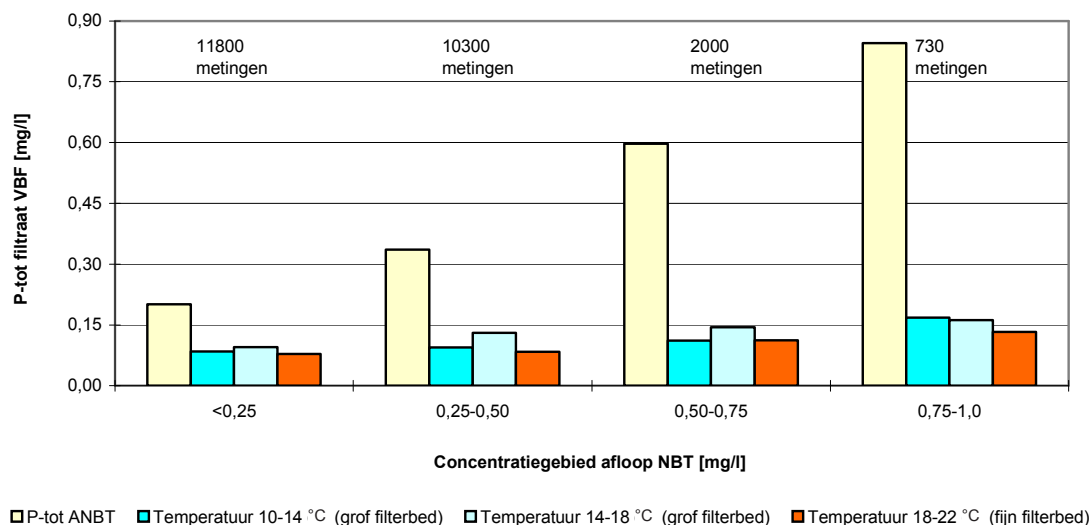
De temperatuursinvloed op de fosfaatverwijdering is inzichtelijk gemaakt in Afbeelding 76. Om de invloed van de temperatuur duidelijk weer te geven gedurende de zomer en de winter zijn online-metingen verwerkt afkomstig van vastbedfiltratie met een grof en fijn filterbed. Er zijn vier staven weergegeven per concentratiegebied. De eerste staaf staat voor de  $P_{\text{totaal}}$  concentratie in de afloop NBT. De tweede en derde staaf representeren de gemiddelde  $P_{\text{totaal}}$  concentraties in het filtraat bij een watertemperatuur van respectievelijk  $10 - 14$  en  $14 - 18$  °C, waarbij het water is behandeld door een vastbedfilter met een grof filterbed. Staaf vier is afkomstig van vastbedfiltratie met een fijn filterbed bij een watertemperatuur van  $18 - 22$  °C.

De fosfaatconcentratie is incidenteel hoger geweest dan  $1 \text{ mg/l}$  in de periode dat het vastbedfilter is gevuld met een grof filterbed. Het is daardoor niet mogelijk deze ingaande concentraties en de bijbehorende fosfaatverwijdering weer te geven. Verder zijn alleen de online-metingen verwerkt verkregen bij een filtratiesnelheid van  $6 - 14 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ . Deze range is ruim gekozen om te beschikken over voldoende meetmomenten. Het totaal aantal online-metingen van de concentratie per concentratiegebied in het filtraat staat boven in de grafiek.

Uit Afbeelding 76 kan worden opgemaakt dat de streefwaarde wordt behaald bij een concentratie  $P_{\text{totaal}}$  in het voedingswater kleiner dan  $0,75 \text{ mg/l}$ . Dit is onafhankelijk van de watertemperatuur. Bij een ingaande  $P_{\text{totaal}}$  concentratie van  $0,75 - 1,0 \text{ mg/l}$  wordt bij de laagste twee temperatuursranges niet meer aan de streefwaarde voldaan. De beste fosfaatverwijdering wordt behaald met een fijn filterbed en een temperatuur van  $18 - 22$  °C. Er kunnen verwijderingsrendementen worden behaald van in ieder geval  $84 \%$ .

De invloed van de temperatuur op de verwijdering van fosfaat lijkt beperkt. De concentraties fosfaat in het filtraat nemen niet schrikbarend toe bij lagere temperaturen. Fosfaat wordt het meest vergaand verwijderd bij  $18 - 22$  °C en een fijn filterbed. Er kan niet eenduidig worden bewezen of dit door de fijnere poriëngrootte of door de temperatuur wordt veroorzaakt.

AFBEELDING 76 INVLOED VAN DE INGAANDE  $P_{\text{TOTAAL}}$  CONCENTRATIE EN DE TEMPERATUUR OP DE  $P_{\text{TOTAAL}}$  VERWIJDERING DOOR VASTBEDFILTRATIE (OP BASIS VAN ONLINE-METINGEN)



### 5.5.6 VERWIJDERING VAN TROEBELHEID

Een niet biologisch vastbedfilter met een grof filterbed heeft een gemiddelde troebelheid verwijdering van -32 %, waarbij er troebelheid wordt 'geproduceerd'. Een fijn filterbed, bedreven volgens het twee-filterconcept, verwijdert de troebelheid met 25 %. Het biologisch bedreven vastbedfilter is zowel getest met een fijne als met een grover filterbed. De gemiddelde verwijdering van de troebelheid door het fijne en het grove filterbed is weergegeven in respectievelijk Tabel 33 en Tabel 34. De verwijderingsrendementen van de troebelheid zijn voor beide filterbedfracties nagenoeg gelijk. Als kanttekening moet worden geplaatst dat de troebelheid in het voedingswater beduidend hoger is in de periode dat het vastbedfilter is getest met het grove filterbed vergeleken met de periode dat de testen met het fijne filterbed zijn uitgevoerd. Daarom is voor beide filterbedfracties ook de verwijdering van de troebelheid weergegeven bij een ingaande troebelheid van 1,0 - 1,5 NTU. Om de invloed van de fosfaatconcentratie op de troebelheid in het filtraat te beperken zijn alleen online-metingen gebruikt waarbij de ingaande  $P_{\text{totaal}}$  concentratie kleiner was dan 1,0 mg/l.

TABEL 33 VERWIJDERING TROEBELHEID VASTBEDFILTER MET OORSPRONKELIJK FIJN FILTERBED (OP BASIS VAN GEMIDDELDE ONLINE-METINGEN, MEI 2008 - OKTOBER 2007, MET VARIËRENDE FILTRATIESNELHEID)

	Troebelheid afloop NBT [NTU]	Troebelheid filtraat biologisch vastbedfilter fijne fractie [NTU]
gemiddelde meetwaarde	1,0	0,5
gemiddelde verwijdering		55 %
gemiddelde meetwaarde (troebelheid afloop NBT 1,0-1,5 NTU)	1,2	0,6
gemiddelde verwijdering (troebelheid afloop NBT 1,0-1,5 NTU)		45 %

TABEL 34 VERWIJDERING TROEBELHEID VASTBEDFILTER MET GROF FILTERBED (OP BASIS VAN GEMIDDELTE ONLINE-METINGEN, OKTOBER 2008 – JANUARI 2009, MET VARIËRENDE FILTRATIESNELHEID)

	Troebelheid afloop NBT [NTU]	Troebelheid filtraat biologisch vastbedfilter fijne fractie [NTU]
gemiddelde meetwaarde	1,7	0,9
gemiddelde verwijdering		49 %
gemiddelde meetwaarde (troebelheid afloop NBT 1,0-1,5 NTU)	1,3	0,8
gemiddelde verwijdering (troebelheid afloop NBT 1,0-1,5 NTU)		36 %

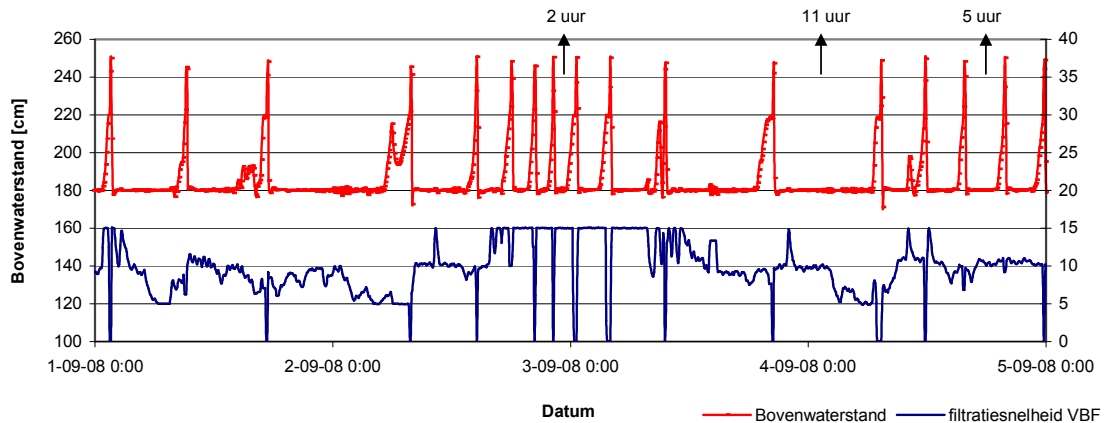
Gezien de verwijderingsrendementen is een vastbedfilter met een fijn filterbed beter in staat troebelheid te verwijderen, al is het verschil met het grovere filterbed klein (5 - 10 %). De verwijderingsrendementen voor troebelheid met een biologisch bedreven vastbedfilter zijn veel beter dan een niet biologisch bedreven filter. Micro-organismen gebruiken het zand en antraciet als dragermateriaal en vormen een biologische laag om een korrel. Hierdoor wordt de poriëngrootte verkleind en worden zwevende deeltjes beter afgevangen. De verwijdering van troebelheid verloopt het beste in het vastbedfilter met de kleinste poriën, dit wil zeggen dat het filter biologisch is bedreven en het gevuld is met fijn filtermateriaal. De slechte verwijdering treedt op wanneer het vastbedfilter niet biologisch is bedreven en een grof filterbed heeft. De poriën van het filterbed zijn bij deze instellingen het grootst.

Bij continu filtratie geldt dat voor de concentraties in het filtraat elke NTU toename gepaard gaat met een toename van 0,10 - 0,15 mg/l  $P_{\text{totaal}}$ . Voor het vastbedfilter kan geen verband worden gevonden tussen de troebelheid en de fosfaatconcentratie in het filtraat.

### 5.5.7 HYDRAULISCHE BELASTING

De testen met het volgen van het AWZI-debiet door een biologisch bedreven vastbedfilter zijn gestart met een nominale filtratiesnelheid van 15 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h en een maximale snelheid van 20 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h. Deze testen zijn uitgevoerd met een fijn filterbed. Tijdens RWA wordt de filtratiesnelheid tot de maximaal ingestelde waarde aangestuurd. Bij een filtratiesnelheid van 20 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h loopt de bovenwaterstand van de waterkolom boven het filterbed snel op door dat de poriën verstoppert en/of de poriën te klein zijn om het water snel door het bed te leiden. De looptijden bij 20 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h bedragen circa 1,5 uur. Om de looptijden te verlengen is de maximale filtratiesnelheid op 15 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h gezet en de nominale snelheid op 10 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h. In Afbeelding 77 zijn de filtratiesnelheid en de bovenwaterstand weergegeven voor een periode van 4 dagen. Het vastbedfilter wordt maximaal belast met 15 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h. In de weergegeven periode nemen de looptijd af tot 2 uur. Na verlaging van de filtratiesnelheid worden weer looptijden behaald van 11 uur. In de periode met een redelijke stabiele filtratiesnelheid van rond de 10 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h is de looptijd ongeveer 5 uur.

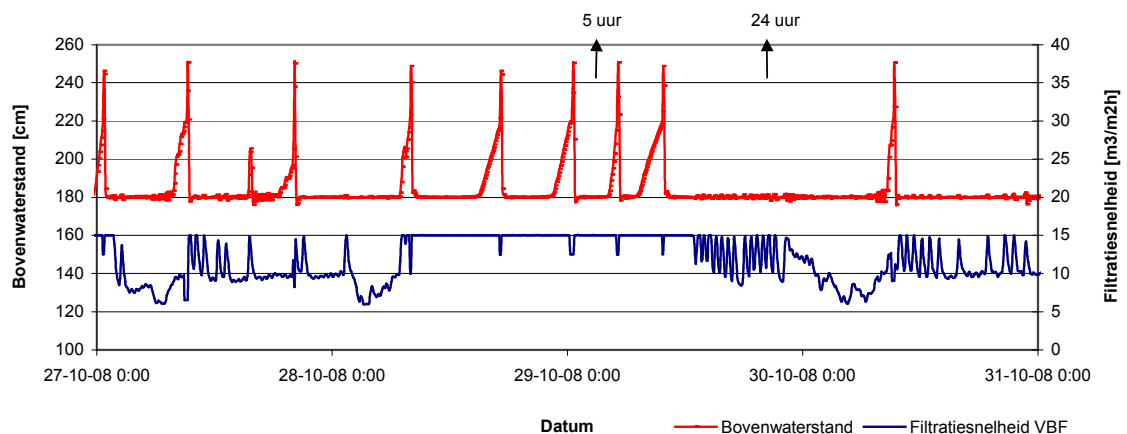
AFBEELDING 77 INVLOED VAN DE FILTRATIESNELHEID OP DE BOVENWATERSTAND VAN HET VASTBEDFILTER MET EEN FIJN FILTERBED



De aanvoer, weergegeven in de bovenstaande grafiek, is representatief voor de AWZI Leiden Zuid-West. De netto spoelwaterproductie (inclusief stilstand gedurende spoelingen) in deze periode was 7,0 %.

Tijdens RWA moet een nageschakeld filter een grote aanvoer verwerken en wordt het hydraulisch maximaal belast. Het vastbedfilter met een fijn filterbed zet een terugspoeling in om de 2 uur bij een belasting van  $15 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ . In de perioden dat het filter de meeste aanvoer moet verwerken is deze een aanzienlijk deel van de tijd buiten werking doordat terugspoelingen worden toegepast. Daarnaast produceert het vastbedfilter veel spoelwater wanneer frequent wordt gespoeld. Er is onderzocht of langere looptijden van een biologisch bedreven vastbedfilter haalbaar zijn indien een grotere zand en antracietfractie wordt gebruikt. Dit is inzichtelijk gemaakt in Afbeelding 78, waar de bovenwaterstand en de filtratiesnelheid zijn uitgezet voor een periode van vier dagen. Looptijden van vijf uur worden behaald bij een toegepaste filtratiesnelheid van  $15 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ . Daarnaast kan bij een afnemende aanvoer de looptijd oplopen tot 24 uur. Er is ingesteld dat het vastbedfilter gaat spoelen na een looptijd van 24 uur. Looptijden langer dan 24 uur zijn dus haalbaar. Grofweg valt af te leiden dat de looptijden verdubbelen bij toepassing van een grof filtermedia. De netto spoelwaterproductie (inclusief stilstand gedurende spoelingen) in deze periode was 3,4 % met een gemiddelde looptijd van 10 uur. Gezien de lange periode waarop het filter is belast met de maximale filtratiesnelheid zal de gemiddelde looptijd over een langere periode langer zijn dan 10 uur.

AFBEELDING 78 INVLOED VAN DE FILTRATIESNELHEID OP DE BOVENWATERSTAND VAN HET VASTBEDFILTER MET EEN GROF FILTERBED



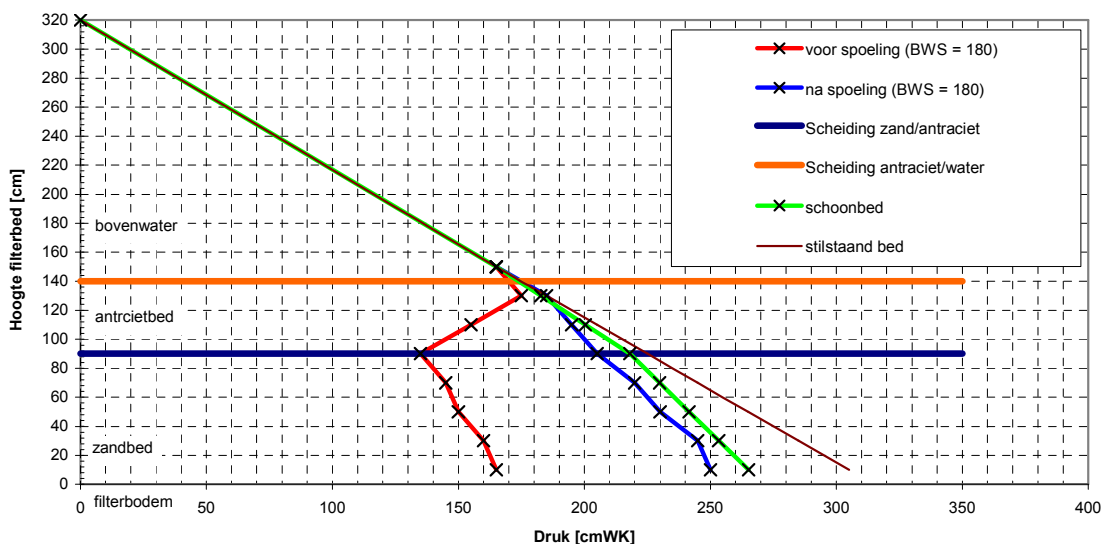
### 5.5.8 OPERATIONELE ASPECTEN

#### TERUGSPOELPROCEDURE BIOLOGISCH VASTBEDFILTER

De drukopbouw in het filterbed behoort na een terugspoeling gelijk te zijn aan de oorspronkelijke drukopbouw van een schoon bed. Het grootste gedeelte van de onderzoeksperiode is de spoelprocedure toegepast weergegeven in Tabel 6. De efficiëntie van de filterspoelingen op een biologisch actief vastbedfilter zijn onderzocht door verschillende drukmetingen uit te voeren voor en na terugspoeling van het filterbed. Deze metingen zijn weergegeven in het Lindquistdiagram Afbeelding 79, waarbij het filter is gevuld met fijn filtermedia.

De rode lijn is opgemaakt op een tijdstip dat hoge concentraties aan fosfaat, troebelheid en nitraat het filter bereiken, wat zich uitte in het uitspoelen van fosfaat en troebelheid. De rode lijn kan daardoor als de filterbedopbouw worden gezien tijdens extreme belasting. De blauwe lijn geeft de drukval over het filterbed 30 minuten na spoeling weer. Deze lijn benadert bijna de schoonbedweerstand, waaruit geconcludeerd dat de terugspoelprocedure voldoet, zelfs bij extreme aanvoer. In dit geval is het filterbed schoon en zonder vuilbelasting gereed voor een volgende filtratielooptijd.

AFBEELDING 79 DRUKMETINGEN BIOLOGISCH BEDREVEN VASTBEDFILTER VOOR EN NA SPOELING



De looptijd wordt sterk verkort door hoge filtratiesnelheden en hoge ingaande concentraties nitraat en fosfaat [43]. Daarnaast wordt als gevolg van slibuitspoeling de werking van het vastbedfilter dusdanig belemmerd dat al het afloopwater van de NBT te bypassen wellicht een betere keuze is.

In Tabel 35 en Tabel 36 is een indicatie gegeven van de looptijden en het spoelwaterverbruik die worden behaald bij zowel een fijne als grove antraciet en zandfractie. De gegevens zijn verkregen bij variërende filtratiesnelheden aangestuurd door het debiet van de AWZI, waarbij de desbetreffende periode langer dan 4 dagen is aangehouden. De overige factoren die de looptijd bepalen staan ook in de tabellen en zijn zo veel mogelijk gelijk gekozen. Uit de tabellen kan worden afgeleid dat met grof antraciet en zand beduidend langere looptijden worden gehaald en dat de spoelwaterproductie bijna de helft lager is. De looptijden en spoelwaterpercentages zijn echter niet representatief voor een gemiddelde situatie, doordat doorgaans

de gemiddelde filtratiesnelheid, P-totaal of  $\text{NO}_x\text{-N}$  concentratie hoger is. Echter tezamen met de meer representatieve spoelwaterproducties gegeven in paragraaf 5.5.7 kan worden gesteld dat de netto spoelwaterproductie met een fijn filterbed 5 - 8 % is. Voor vastbedfiltratie met een grof filterbed geldt een netto spoelwaterproductie van 2 - 4 %. Hiermee produceert dit type vastbedfilter minder spoelwater dan een continu filter, waar 7 % aan spoelwater wordt geproduceerd bij een filtratiesnelheid van  $15 \text{ m}^3/\text{m}^3\text{uur}$  en een vaste zandzaknelheid.

TABEL 35 GEMIDDELDE LOOPTIJD VASTBEDFILTER MET FIJN ZAND EN ANTRACIET

parameter	eenheid	gemiddelde	minimum	maximum
gemiddelde looptijd	uur	10:45		
filtratiesnelheid	$\text{m}^3/\text{m}^3\text{uur}$	7,7	0,0 (tijdens terugspoeling)	14,7
P-totaal in	mg/l	0,3	0,2	0,8
$\text{NO}_x\text{-N}$ in	mg/l	2,1	1,5	2,8
temperatuur	$^{\circ}\text{C}$	19,2	18,7	20,0
spoelwaterverbruik	$\text{m}^3/\text{spoeling}$	13,3		
spoelwaterproductie	%	5,4		

TABEL 36 GEMIDDELDE LOOPTIJD VASTBEDFILTER MET GROF ZAND EN ANTRACIET

parameter	eenheid	gemiddelde	minimum	maximum
gemiddelde looptijd	uur	17:30		
filtratiesnelheid	$\text{m}^3/\text{m}^3\text{uur}$	8,8	0,0 (tijdens terugspoeling)	15,0
P-totaal in	mg/l	0,3	0,0	0,5
$\text{NO}_x\text{-N}$ in	mg/l	1,8	0,9	3,2
temperatuur	$^{\circ}\text{C}$	15,8	15,4	16,2
spoelwaterverbruik	$\text{m}^3/\text{spoeling}$	13,3		
spoelwaterproductie	%	2,9		

Wanneer de omstandigheden ernaar zijn kan met een grof filtermedia looptijden worden behaald van 24 uur. Bij toepassing van fijn filtermedia worden looptijden van 24 uur niet behaald. De langere looptijd bij een grover filtermedia wordt mede veroorzaakt doordat snelle toenames van de filtratiesnelheid beter worden opgevangen. Bij het fijne filtermedia kan de snelle toename niet worden afgevangen met de regelklep, waardoor de bovenwaterstand snel oploopt. Veelal stijgt deze dusdanig dat de spoelprocedure in werking treedt.

#### EFFECTIVITEIT BUMP CLEANINGEN

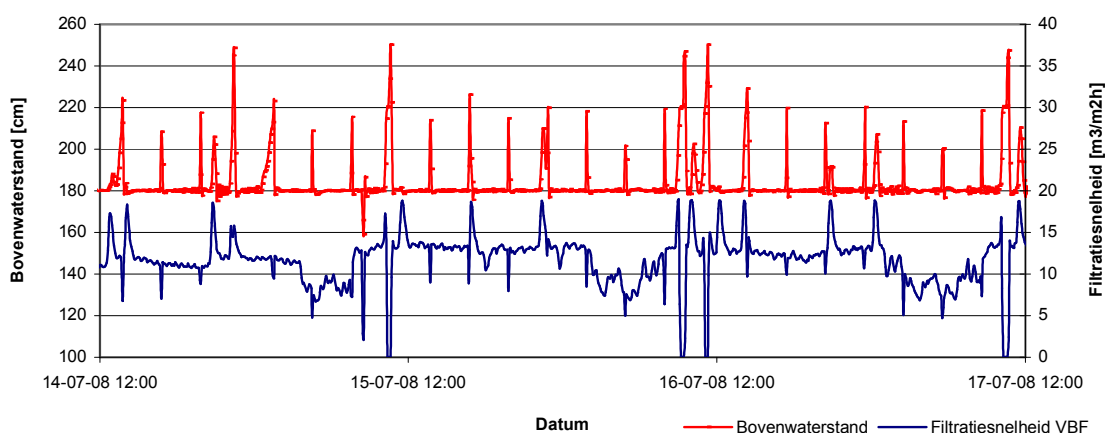
In juni 2008 zijn testen met bump cleaningen uitgevoerd. Bump cleaningen zijn korte water-spoelingen met als doel het gevormde stikstofgas uit te drijven waardoor looptijden worden verlengd.

Het effect van de bump cleaningen is inzichtelijk gemaakt in Afbeelding 80 en Afbeelding 81 waarin bump cleaningen zijn toegepast om de 3 uur met een spoelsnelheid van  $30 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{uur}$ . Uit Afbeelding 80 kan worden afgeleid op welk moment een grote spoeling (standaard terugspoelprocedure) of een bump cleaning is toegepast. Spoelingen waar de bovenwaterstand een hoogte > 240 cm bereikt zijn grote spoelingen. De overige pieken tussen 220 - 240 cm zijn veroorzaakt door bump cleaningen

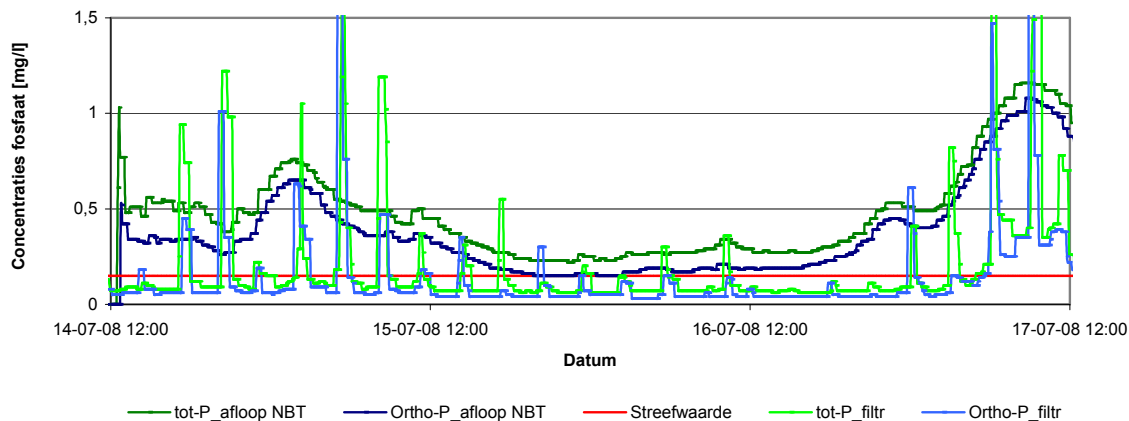
Bij het toepassen van de bump cleaningen op de demonstratie-installatie blijkt dat de looptijd van het vastbedfilter verlengd wordt tot circa 0 - 8 uur, maar dat de kwaliteit van het filtraat dusdanig verminderd dat de streefwaarde voor fosfaat gemiddeld niet meer wordt behaald. Ook de gemiddelde troebelheid in het filtraat stijgt aanzienlijk. De denitrificatie wordt door bump cleaningen niet significant beïnvloed.

Uit Afbeelding 80 en Afbeelding 81 kan worden opgemaakt dat na een bump cleaning er fosfaatpiek in het filtraat ontstaat. Deze fosfaatpiek gaat daarnaast gepaard met een troebelheidspiek tot maximaal 15 NTU. Na grote spoelingen is er ook een piek aan fosfaat en troebelheid te bekennen.

AFBEELDING 80 WEERGAVE GROTE SPOELINGEN EN BUMP CLEANINGEN BIJ VASTBEDFILTRATIE



AFBEELDING 81 INVLOED BUMP CLEANINGEN OP FOSFAATVERWIJDERING DOOR HET VASTBEDFILTER



Verslechtering van het filtraat door bump cleaningen wordt waarschijnlijk veroorzaakt door het verstoren van het filterbed. Tijdens een bump cleaning treedt er een expansie op van het filterbed. Het filtermateriaal met het afgevangen vuil en vlokken wordt gemengd maar het vuil wordt niet uit het bed gespoeld. Dit gebeurt wel bij grote spoelingen. Na een bump cleaning wordt er weer afloop NBT water over het filterbed geleid. Doordat de opbouw van het filterbed verstoord is kunnen componenten als vlokken en zwevende stof uitspoelen en veroorzaken ze fosfaat en troebelheidpieken in het filtraat.

Wanneer de concentratie  $P_{\text{totaal}}$  in de afloop NBT water  $> 1$  mg/l zijn, zijn na een bump cleaning de pieken van fosfaat en troebelheid in het filtraat ook beduidend groter. Bij hogere ingaande fosfaatconcentraties wordt meer coagulant gedoseerd en zullen er meer en grotere vlokken worden gevormd. Deze zullen in het filterbed worden weggevangen. Het filterbed bevat hierdoor een grotere vuillast dat, na een bump cleaning, deels vrijkomt en uitspoelt naar het filtraat.

Het is ook onderzocht of een spoelsnelheid van een bump-cleaning van 10 m/uur voldoende is om het filterbed 'op te tillen', zodat het stikstofgas het filterbed kan verlaten, maar dat de opbouw van het filterbed hierbij niet wordt verstoord. Echter, ook bij een spoelsnelheid van 10 m/uur wordt de kwaliteit van het filtraat verslechterd. Er is besloten de bump cleaningen niet meer toe te passen omdat het behalen van de streefwaarden prioriteit heeft.

In de onderzoeksperiode waar bump cleaningen zijn getest was de nitraatvrucht altijd  $< 1,0$  kg/m<sup>3</sup>d filterbed. Mogelijk wordt de looptijd door bump cleaningen sterk verlengd wanneer de nitraatvrucht  $> 1,0$  kg/m<sup>3</sup>d filterbed is en vergaande denitrificatie plaatsvindt. Er wordt onder deze omstandigheden dusdanig veel stikstofgas gevormd dat het de looptijd zal belemmeren.

#### 5.5.9 TUSSENCONCLUSIE ÉÉN-FILTERCONCEPT, STRAAT B

Het onderzoek heeft uitgewezen dat fosfaatverwijdering middels metaalzoutdosering en nitraatverwijdering met een koolstofbronondersteund denitrificatieproces uitgevoerd kan worden in één dubbellaags vastbedfilter, met zand en antraciet, om de streefwaarde voor zowel  $P_{\text{totaal}}$  ( $< 0,15$  mg  $P_{\text{totaal}}/l$ ) als  $N_{\text{totaal}}$  ( $< 2,2$  mg  $N_{\text{totaal}}/l$ ) te bereiken.

Vergaande denitrificatie in het vastbedfilter is mogelijk tot in ieder geval ingaande nitraatconcentratie van 10 mg/l. Het vastbedfilter dient, met een maximale filtratiesnelheid van 15 - 20 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h, echter minder belast te worden dan het continu filter.

Bij zomerse watertemperaturen is het vastbedfilter in staat tot directe vergaande denitrificatie tot in ieder geval 2,0 kg/m<sup>3</sup> filterbed per dag, ongeacht variërende nitraatvruchten. Bij winterse temperaturen echter is, net als voor het continu filter, een adaptatie nodig van enkele dagen voor vergaande denitrificatie van fors toenemende nitraatvruchten. Gemiddeld gezien zijn de verwijderingsrendementen hierdoor 14 % lager vergeleken met de denitrificatie in de zomerperiode. Daarnaast lijkt de mate van denitrificatie onafhankelijk van de verschillende toegepaste korrelgroottes.

Uit onderzoek naar de fosfaatverwijdering blijkt dat vergaande fosfaatverwijdering mogelijk is tot ingaande concentraties van 1 mg/l bij een filtratiesnelheid van 10 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h. Voor variërende debieten tussen 5 en 15 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h geldt tijdens zomerse perioden dat vergaande fosfaat verwijdering wordt behaald tot ingaande concentratie van 0,75 mg/l. De invloed van de filtratiesnelheid is duidelijk te herkennen. De streefwaarde voor fosfaat wordt niet meer structureel behaald bij filtratiesnelheden van 12 - 15 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h en ingaande  $P_{\text{totaal}}$  concentraties groter dan 0,75 mg/l, terwijl bij een filtratiesnelheid van 5 - 8 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h aan de streefwaarde voor fosfaat wordt voldaan bij ingaande concentraties oplopende tot 1,25 mg/l  $P_{\text{totaal}}$ . De temperatuursinvloed lijkt daarentegen beperkt aanwezig op de fosfaatverwijdering.



De looptijden en de daarmee samenhangende spoelwaterproductie van het vastbedfilter worden sterk beïnvloed door de filtratiesnelheid en de korrelgrootte van de filtermedia. De looptijden worden ongeveer verdubbeld bij toepassing van een zandfractie van 1,5 - 2,3 mm in plaats van 0,7 - 1,3 mm en een antracietfractie van 2,0 - 4,0 mm in plaats van 1,4 - 2,0 mm. Daarnaast kunnen hoge filtratiesnelheden (15 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h) beduidend beter worden opgevangen met een grof filterbed, waardoor spoelingen niet direct worden ingezet als hoge filtratiesnelheden zich voordoen. Bij toepassing van een grof filterbed kan een vastbedfilter looptijden behalen van 24 uur, wat met een fijn filterbed niet mogelijk is. De gemiddelde spoelwaterproductie met een grof en fijn filterbed is respectievelijk 2 - 4 % en 5 - 8 %.

Naar verwachting blijkt de verwijdering van troebelheid het beste te verlopen, met een gemiddeld verwijderingsrendement van 55 %, voor het vastbedfilter met de kleinste poriën, dat wil zeggen voor het filterbed met het fijne materiaal wanneer het biologisch bedreven is. Opmerkelijk is dat de verwijdering van een biologisch actief vastbedfilter (verwijderingsrendement troebelheid is 49 %) met een grof filterbed beter is dan een niet biologisch filter met een fijn filterbed (verwijderingsrendement troebelheid is 25 %).

Het toepassen van bump cleaningen op het vastbedfilter bij lage nitraatbelasting (zoals van toepassing op AWZI Leiden Zuid-West) heeft geen meerwaarde. De kwaliteit van het filtraat wordt dusdanig verslechterd dat de streefwaarde voor  $P_{\text{totaal}}$  niet structureel meer wordt behaald. Een mogelijke verlenging van de looptijd door bump cleaningen wordt hierdoor irrelevant.

# 6

## EVALUATIE

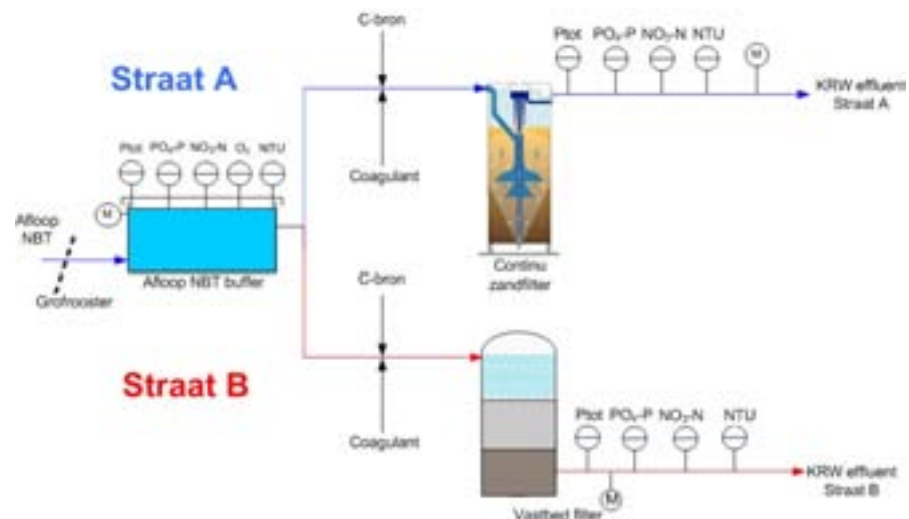
### 6.1 INLEIDING

In het hoofdstuk evaluatie zijn de belangrijkste aspecten en aandachtspunten beschreven die tijdens het demonstratieonderzoek op de AWZI Leiden Zuid-West naar voren zijn gekomen. Deze aandachtspunten zijn veelal van operationele aard.

De resultaten en de daaruit voortgekomen ontwerpgrondslagen zijn niet een op een over te nemen voor andere zuiveringsinstallaties. De geleverde prestaties van het coagulatie- en flocculatieproces almede de twee verschillende filtratietechnieken zijn direct afhankelijk van de kwaliteit van het water uit de afloop NBT. De AWZI Leiden Zuid-West presteerde al zeer goed waardoor de te verwijderen concentraties van nutriënten door de demonstratie-installatie onder het gemiddelde ligt van wat nabehandeling normaal gesproken te verwerken zal krijgen.

Ter verduidelijking van de behaalde resultaten is een overzicht van de demonstratie-installatie weergegeven welke in de laatste onderzoeksperiode is beproefd voor vergaande nutriëntenverwijdering (Afbeelding 82). Zoals te zien is zijn de statische mixers, flocculatietanks en het continu filter voorgeschakeld aan het vastbedfilter afgekoppeld gedurende het onderzoek, omdat deze geen duidelijke toegevoegde waarde hadden.

AFBEELDING 82 PROCESSHEMA DEMONSTRATIE-INSTALLATIE APRIL 2008 – JANUARI 2009



### 6.2 COAGULATIE, INITIËLE MENGING EN FLOCCULATIE

#### 6.2.1 INITIËLE MENGING

In het onderzoek is aangetoond dat de initiële mengenergie op de installatie van Leiden Zuid-West beperkt kan blijven tot  $300 \text{ s}^{-1}$ . Omdat in de literatuur echter veel tegenstrijdigheden gevonden zijn rondom de toe te passen G-waarden voor verschillende doeleinden is het aanneemelijk dat deze gevonden G-waarden alleen van toepassing zijn op de fosfaatverwijdering en

voor de aanvoersituatie van de AWZI Leiden Zuid-West. Aangezien een hoge mengenergie echter een substantieel hoger energieverbruik tot gevolg heeft door toepassing van mechanische mening of statische menging (energieverlies door opvoerhoogte), zijn de onderzoeksresultaten nuttig om energiezuinig nabehandeling mogelijk te maken.

Het demonstratieonderzoek heeft uitgewezen dat naast menging door een schuifafsluiter het aanvoerende leidingwerk reeds een bijdrage levert aan de noodzakelijke menging. Zo wordt een G waarde van  $300 \text{ s}^{-1}$  al geïnitieerd door de leiding met een diameter van 10 cm. Naast de leiding kan een scherpe bocht of een koppeling ook al een noemenswaardige menging veroorzaken. Dit in beschouwing nemende kan een aanpasbare klep of een bewuste vernauwing in de leiding een schuifafsluiter of statische menger overbodig maken.

Ter indicatie van de energiebesparing is in de onderstaande berekening een voorbeeld gegeven van de hoeveelheid energie die extra verbruikt wordt wanneer een G-waarde van  $2000 \text{ s}^{-1}$  wordt toegepast in vergelijking tot een G-waarde van  $300 \text{ s}^{-1}$ . Het voorbeeld is van toepassing op een debiet van  $30 \text{ m}^3/\text{h}$  door een leiding met een diameter van 10 cm. De mengenergie wordt hierbij gecreëerd door een schuifafsluiter.

$$v = 1,06 \text{ (m/s)}$$

$$\beta = \frac{3940 \text{ (mm}^2\text{)}}{7854 \text{ (mm}^2\text{)}} \rightarrow 0,5$$

$$K = 2,8 \cdot (1 - 0,5^2) \cdot \left(\frac{1}{0,5^4} - 1\right) \rightarrow 3,15$$

$$h_g = 3,15 \cdot \frac{1,06^2}{2 \cdot 9,81} \rightarrow 1,8 \text{ m}$$

In het geval van een debiet van  $45 \text{ m}^3/\text{h}$  gaat er een hoeveelheid energie verloren van 4,1 m waterkolom.

### 6.2.2 COAGULANTDOSERING

Gedurende het demonstratieonderzoek is ijzerchloride de meest geschikte coagulant gebleken. De ervaringen en de behaalde verwijderingsrendementen met ijzerchloride zijn goed te noemen.

Er zijn zowel experimenten uitgevoerd met een vaste coagulantdosering als een dosering online aangestuurd door het debiet van het zandfilter en de  $P_{\text{ortho}}$  concentratie in de afloop nabezinktank. Met behulp van een online dosering kan de ijzerdosering nauwkeurig aangepast worden aan de gewenste hoeveelheid die wordt geacht afhankelijk te zijn van de ingaande  $P_{\text{ortho}}$  concentratie. Nadeel is echter dat, indien de  $P_{\text{ortho}}$  concentratie in de afloop nabezinktank erg hoog is ( $> 2 \text{ mg/l}$ ), er dusdanig veel ijzer wordt gedoseerd dat het filtraat rood kleurt en in geval van vastbedfiltratie resulteert in zeer korte looptijden ( $< 5$  uur). Dit gaat gepaard met uitspoeling van fosfaat en troebelheid uit de zandfilters. Met een vaste dosering kan overdosering worden ondervangen.

Onder andere ter voorkoming van het rood kleuren van het filtraat is de doseerstrategie geoptimaliseerd in de loop van het onderzoek. Dit is gedaan op basis van de verwijderingsprestaties van fosfaat en troebelheid en het rood kleuren van het filtraat. De doseerstrategie is weergegeven in Tabel 37.

Naast dat de  $\text{Me}/\text{PO}_4\text{-P}$ -verhouding afneemt naarmate de  $\text{P}_{\text{ortho}}$ -concentratie in de Afloop NBT toeneemt is het raadzaam om voor een minimale en maximale coagulantdosering te kiezen. Een minimale dosering van 1 mg/l Fe wordt aanbevolen om de doseerrange (van de doseerpomp) binnen de perken te houden. Met het toepassen van de een maximale ijzerdosering van 10 mg/l wordt roodkleuring van het filtraat en doorbraak van fosfaat en troebelheid voorkomen.

TABEL 37 METAAL/FOSFAAT VERHOUDING EN DE BIJBEHORENDE IJZERCHLORIDE DOSERING

gemeten concentratie $\text{PO}_4\text{-P}$ afloop NBT [mg/l]	$\text{Me}/\text{PO}_4\text{-P}$ verhouding [mol/mol]	ijzerdosering [mg Fe/l]
0 - 0,3	8,0	1,0 - 4,3
0,3 - 1,0	4,0	2,2 - 7,2
1,0 - 4,0	2,0	3,6 - 10,0

In deze doseerstrategie is geen rekening gehouden met de duur van de looptijden voor het vastbedfilter in combinatie met de ijzerdosering. Uit Afbeelding 61 blijkt dat een ijzerdosering van 10 - 11 mg/l bij een filtratiesnelheid van  $10 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  nog kan resulteren in looptijden van 5 - 10 uur. Voor filtratiesnelheden van  $15 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  is deze looptijd al bereikt voor ijzerdoseringen  $> 5 \text{ mg/l}$ . Om acceptabele looptijden te behouden voor vastbedfiltratie kan qua doseerstrategie het best gekozen worden voor een vaste maximale ijzerdosering bij  $\text{P}_{\text{ortho}}$  concentraties  $> 0,75 - 1 \text{ mg/l}$ . Deze doseerconcentratie kan naar gelang de verwijderingsprestaties liggen tussen 5 - 10 mg/l.

### 6.2.3 FLOCCULATIE

Additionele vlokvorming na initiële menging door bijschakeling van vlokvormingstanks (vlokkenfiltratie) blijkt op basis van het onderzoek niet van toegevoegde waarde. De fosfaatvlokken zijn na een extra vlokvormingstijd van 25 minuten significant groter. De uiteindelijke fosfaatconcentraties in het effluent blijken echter niet te verbeteren ten opzicht van de situatie zonder extra vlokvorming. Het is mogelijk dat de positieve effecten van vlokvorming (vlogroei en -versterking) door turbulente zones (in de aanvoer) van de filterstaven en door schurende werking in het filterbed teniet worden gedaan, waardoor geen verbetering van verwijderingsprestaties voor vlokkenfiltratie ten opzichte van vlokkingfiltratie wordt gevonden. Dit principe is verder uitgewerkt in de volgende paragrafen.

#### VLOKSTRUCTUUR

Niet alleen een extra vlokvorming maar ook een hogere ijzerdosering heeft grotere vlokken tot gevolg. Ook in dit geval geldt dat deze grotere vlokken niet leiden tot een betere verwijdering. Volgens Yukselen (2004) en Gregory (2006) [41] hebben de vlokken die bij hogere doseringen worden gevormd een open structuur waardoor ze eenvoudig uiteenvallen. Vlokken die uiteen zijn gevallen kunnen slechts gedeeltelijk herstellen en bereiken niet meer de oorspronkelijke grootte (Yukselen, 2004). Tijdens filtratie worden in een filterbed hoge G-waarden (afschuifspanning) op de vlokken uitgeoefend. Grote vlokken met een open structuur kunnen gemakkelijk afschuren en als gevolg daarvan doorbreken. Dit verklaart waarschijnlijk de verslechterde verwijdering van fosfaat bij de inzet van vlokvormingsruimten, zoals is weergegeven in Afbeelding 26. Hogere filtratiesnelheden hebben een verdere toename van de G-waarde tot gevolg, waardoor er waarschijnlijk nog meer afschuring plaatsvindt. Dit wordt verder toegelicht in de volgende paragraaf. Duidelijk is dat voor de verwijdering van fosfaatvlokken niet alleen de vloggrootte, maar ook zeker de vlogsterkte van grote invloed is.

### MENGENERGIE IN HET FILTERBED

Tijdens filtratie wordt er een bepaalde G-waarde teweeg gebracht in het te filtreren water tussen het filterbedmateriaal. Deze G-waarde is in staat om (grotere) vlokken te maken of om vlokken af te schuren of af te breken. Vanaf de aanvang van de looptijd neemt de porositeit van het filterbed af door langzaam aangroeiende accumulatie tussen de poriën van vlokjes en zwevende stof. Door deze dalende porositeit neemt de G-waarde tussen de poriën juist toe (het debiet blijft hetzelfde dus moet de snelheid toenemen). De vloksterkte en de binding tussen de geaccumuleerde laag en het filterbedmateriaal is bestand tegen een bepaalde maximale G-waarde. Als de G-waarde hoger wordt dan dit maximum kunnen deeltjes en/of de geaccumuleerde laag losraken en uitspoelen. De exacte maximale G-waarde is lastig om te bepalen omdat het afhankelijk is van de sterkte van de vlokken, welke zeer lastig te meten is.

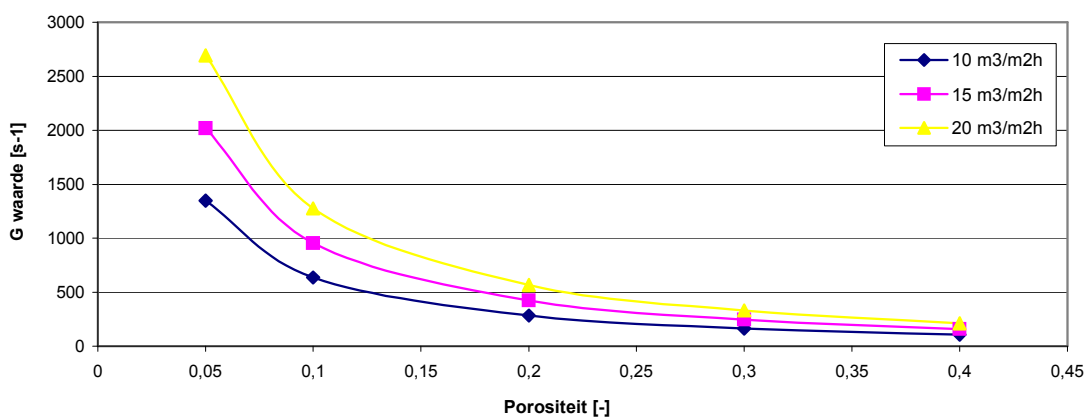
Ter indicatie is in Afbeelding 83 de porositeit van het filterbed uitgezet tegen de geïnitieerde G-waarde, wat is gedaan voor drie verschillende filtratiesnelheden, zie legenda. Hiervoor is aangenomen dat de porositeit voor een schoon filterbed gelijk is aan 0,4 en dat deze een lineaire relatie heeft tot de looptijd. De G-waarde uit deze grafiek is benaderd met behulp van de volgende formule [46]:

$$G = 25 \left( \frac{1-p}{p^2} \right) \frac{v}{\phi_s \cdot D_p}, \text{ waarbij } \rightarrow \phi_s = \frac{\pi^{1/3} (6V_p)^{2/3}}{A_p}$$

G = G-waarde	[s <sup>-1</sup> ]
V = gemiddelde filtratiesnelheid	[m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> h]
p = porositeit	[-]
φ <sub>s</sub> = sphericiteit van een deeltje	[-]
V <sub>p</sub> = volume van een deeltje	[m <sup>3</sup> ]
A <sub>p</sub> = oppervlakte van een deeltje	[m <sup>2</sup> ]

Deze formule is opgesteld om de G-waarde tijdens formatie van vlokken te berekenen. Er wordt echter aangenomen dat deze berekening ook gebruikt kan worden voor de benadering van de G-waarde wanneer het de vlokafbraak tijdens filtraties betreft.

AFBEELDING 83 VERANDERING VAN DE G-WAARDE IN HET FILTERBED BIJ VERSCHILLENDE FILTRATIESNELHEDEN



De grafiek laat zien dat voor een schoon filterbed de G-waarde rond de 200 s<sup>-1</sup> ligt. Naarmate de porositeit kleiner wordt gedurende de looptijd als gevolg van weggevangen deeltjes, stijgt de G-waarde van het filterbed. Tijdens het onderzoek is geen methodiek ontwikkeld waarmee de exacte porositeit in het filterbed kan worden bepaald. Hierdoor kan niet bepaald worden welke fase in de looptijd gepaard gaat met welke porositeit en zodoende de bijbehorende G-waarde.

### 6.2.4 TEMPERATUURSEFFECT OP DE VLOKVORMING

Temperatuursinvloeden bleken duidelijk waarneembaar op het flocculatieproces en de verwijderingsprestaties. Experimenten wijzen uit dat er bij hogere temperaturen grotere vlokken worden gegenereerd. Ook de verwijderingsprestaties van fosfaat na filtratie, zowel vastbed als continu, blijken significant beter ten opzichte van lagere temperaturen. Bij hogere temperaturen wordt, bij normale bedrijfsvoering, de streefwaarde voor fosfaat consequent behaald. Bij lage temperaturen is het proces gevoelig voor schommelingen en hogere fosfaatconcentraties. Temperaturen lager dan 15 °C zijn als laag te beschouwen en temperaturen hoger dan 15 °C zijn als hoog te beschouwen. De negatieve effecten voor de afmeting van de vlokken kan worden verholpen door een hogere ijzerdosering of een langere vlokvormingstijd. Uit de voorgaande paragraaf blijkt echter dat een verhoogde ijzerdosering of vlokvormingstijd ter bevordering van grotere vlokken niet noodzakelijk resulteert in een betere fosfaatverwijdering.

Het is niet eenduidig te zeggen of dit verschil tussen hoge en lage temperaturen wordt veroorzaakt doordat de kleinere vlokken minder efficiënt worden afgevangen of doordat de kleinere vlokken ook minder sterk zijn en sneller uiteenvallen.

### 6.3 FOSFAATLIMITATIE

Fosfaatlimitatie vormt voor regulier bedrijfsvoering een probleem wanneer de streefwaarde voor stikstof niet meer behaald kan worden. Dit kan het geval zijn bij zeer hoge nitraatconcentraties (hoger dan 10 mg/l) en zeer lage fosfaat concentraties (lager dan 0,5 mg/l) in de verhouding  $g PO_4\text{-P}/g NO_x\text{-N}$  0,05 of lager voor coagulatie. Dit getal moet als betrouwbare schatting worden gezien en niet als een eenduidige meetwaarde. Wanneer in geval van hele hoge nitraatconcentraties P-limitatie een probleem dreigt te worden kan er voor worden gekozen om tijdelijk geen coagulant te doseren [44].

Fosfaatlimitatie is getest op het continu filter straat A. Hoogstwaarschijnlijk gelden de bevindingen ook voor het vastbedfilter doordat fosfaatlimitatie wordt bepaald door de concentraties nitraat en  $PO_4\text{-P}$  in de afloop NBT, ervan uitgaande dat de aanwezige biomassa in het continu en vastbedfilter vergelijkbaar is.

Bij het testen van de temperatuurinvloed op de nitraatomzetting voor continu en vastbedfiltratie is de nitraatconcentratie in het afloopwater NBT verhoogd tot maximaal 10 mg/l. De  $PO_4\text{-P}$  concentratie wisselde sterk in de geteste perioden. Fosfaatpieken zijn afgewisseld met concentraties van 0,15-0,3 mg/l  $PO_4\text{-P}$  in de afloop NBT. De verhouding  $g PO_4\text{-P}/g NO_x\text{-N}$  bereikt hierbij waarden kleiner dan 0,05 zodat fosfaatlimitatie mogelijk is opgetreden, alleen de gemiddelde verhouding was hoger dan 0,05  $g PO_4\text{-P}/g NO_x\text{-N}$ . In deze perioden geldt zowel voor het continu filter als het vastbedfilter dat ondanks een verhouding kleiner dan 0,05  $g PO_4\text{-P}/g NO_x\text{-N}$ , nitraat vergaand kan worden gereduceerd.

### 6.4 CONTINU FILTRATIE

#### 6.4.1 STIKSTOFVERWIJDERING

Voor de stikstofverwijdering is bij een vaste filtratiesnelheid getest dat voldoende  $NO_x\text{-N}$  omzetting (1,5 - 2,7  $kg NO_x\text{-N}/m^3$  bedvolume per dag) haalbaar is bij een toegepaste filtratiesnelheid van 25  $m^3/m^2h$ . Hierbij zijn gemiddelde  $NO_x\text{-N}$  concentraties in het filtraat bereikt van 0,33 mg  $NO_x\text{-N}/l$ . Daarbij is een continu filter geschikt om ingaande concentraties tot in

ieder geval 10 mg/l vergaand om te zetten (omzetting > 90%). Ook kan bij continu filtratie beperkte simultane nitrificatie en denitrificatie optreden bij een zuurstofconcentratie in het afloop NBT hoger dan 1 mg/l.

Bij zomerse omstandigheden zijn geen verschillen gezien tussen de nitraatomzetting bij een vaste en een variërende filtratiesnelheid. Er wordt gesteld dat in de winterperiode gemiddeld minder nitraat wordt omzet, wat te wijten is aan het verminderde reactie(adaptatie)vermogen van de biomassa op de sterk wisselende omstandigheden. Om lage nitraatconcentraties in het filtraat te waarborgen zullen de vrachten naar het continu filter af moeten nemen tot circa 0,75 - 1,25 kg/m<sup>3</sup>dag. Dit kan mogelijk worden gemaakt door bijvoorbeeld een maximale filtratiesnelheid in te stellen van 15 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h (zowel in zomer als wintersituatie).

In de periode dat de temperatuurinvloed op de stikstof en nitraatverwijdering is getest is het continu filter bedreven met een vaste zandzaknelheid van 10 mm/min ten behoeve van een stabielere filtratieproces. In de testperiode ervoor is de zandzaknelheid gevarieerd, met als doel het tegengaan van uitspoeling van biomassa uit het filterbed ten tijde van een lage bedweerstand, doorgaans veroorzaakt door filtratiesnelheden lager dan 13 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h. Mogelijk kan dit worden tegengegaan door in de winterperiode te kiezen voor een wisselende zandzaknelheid, zodat mogelijk minder biomassa wordt uitgewassen bij lage filtratiesnelheden. Het filterbed zal meer biomassa kunnen bevatten en kan hierdoor tijdens grote aanvoer van nitraat meer omzetten. Tijdens het demonstratieonderzoek zijn er geen testen uitgevoerd in een winterperiode met een wisselende filtratiesnelheid en een wisselende zandzaknelheid en kan een goede vergelijking niet worden gemaakt.

#### 6.4.2 FOSFAATVERWIJDERING

Voor het biologisch actieve continu filter straat A geldt dat bij een vast ingestelde filtratiesnelheid van 15 en 20 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h de streefwaarde voor  $P_{\text{totaal}}$  wordt behaald tot ingaande concentraties van 0,50 mg/l  $P_{\text{totaal}}$ . In de periode dat het vastbedfilter is belast met wisselende filtratiesnelheden is de fosfaatverwijdering verbeterd ten opzichte van de periode waar vaste filtratiesnelheden zijn getest. De oorzaak is niet eenduidig te geven. Verschil is wel dat de testen met een variërende filtratiesnelheid onderdeel waren van een duurproef. In tegenstelling tot de periode met vast ingestelde filtratiesnelheden zijn relatief weinig storingen opgetreden tijdens deze duurproef. Daarnaast zijn de testen voor de filtratiesnelheid- en temperatuurinvloed uitgevoerd bij een vaste zandzaknelheid. De fosfaatverwijdering wordt niet slechter bij toepassing van een vaste zandzaknelheid en verloopt mogelijk zelfs beter. Doordat het zand een constante zandzaknelheid heeft, stabiliseren de filtratieprocessen en kunnen vlokken beter worden afgevangen.

Met wisselende filtratiesnelheden en het temperatuur-effect in ogenschouw nemende kan voor een biologisch bedreven continu filter worden gesteld dat de streefwaarde structureel wordt behaald bij een ingaande  $P_{\text{totaal}}$  concentratie van 0,75 mg/l. Daarnaast valt grofweg te zeggen dat de verwijderingsrendementen toenemen bij een toename van de watertemperatuur en een afname van de filtratiesnelheid.

Voor de AWZI Leiden Zuid-West is de eis gesteld op 0,7 mg/l  $P_{\text{totaal}}$ . Wanneer dit de concentratie is in het voedingswater van het continu filter straat A wordt de streefwaarde van 0,15 mg/l  $P_{\text{totaal}}$  structureel behaald, ook bij filtratiesnelheden van 17-24 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h. Ligt de eis van een RWZI voor  $P_{\text{totaal}}$  in de afloop van de NBT op 1 mg/l is het raadzaam een maximale filtratiesnelheid toe te passen van circa 15 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h (zowel in zomer als winter).

### 6.4.3 TROEBELHEID

#### GEVOELIGHEID VOOR INGAANDE ZWEVENDE STOF

Vrij snel na de opstart zijn beide continu zandfilters op een relatief hoge filtratiesnelheid (17,5 – 22,5 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h) bedreven. Hiermee is de maximale bedweerstand bepaald. Tevens was gedurende de eerste opstartmaanden de temperatuur van het effluent van de AWZI relatief laag (10 tot 12 °C). Aanvankelijk waren de continu filters gevoelig voor variaties in het zwevende stofgehalte in de afloop van de nabezinktanks zodat reeds bij lage zwevende stofgehalten in het voedingswater de bedweerstand van de continu filters hoog waren (1,30 - 1,35 m bij 22,5 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h). Frequente uitval van de continu filters was hiervan het gevolg, waardoor in de opstartfase regelmatig de onderzoeksstraten niet optimaal bedreven konden worden. De afstemming van de alarmgrens voor bedweerstand, de zandcirculatiesnelheid en het ingaande (en uitgaande) zwevende stofgehalte blijken belangrijke optimalisatieparameters voor de efficiënte bedrijfsvoering van een continu filter. Aanpassing van de alarmgrens voor de bedweerstand naar 1,50 m heeft uiteindelijk geleid tot een robuustere bedrijfsvoering van de continu filters ten aanzien van fluctuaties in troebelheid.

De bedrijfsvoering van de hoofdzuivering dient zodanig te zijn dat zwevende stofuitspoeling uit de nabezinktanks zoveel mogelijk voorkomen wordt. Beheersing van het actief-slibproces en voorkoming van licht-slib, ook tijdens seizoensveranderingen en piekaanvoersituaties, is daarbij van belang. Continu filtratiesystemen zijn dus per definitie geen 'slot achter de deur' om zwevende stofuitspoeling uit het hoofdzuiveringsproces op te vangen.

#### VERWIJDERING VAN TROEBELHEID

In de filtraten van de continu filters blijkt structureel meer troebelheid te worden gemeten dan in het voedingswater. Dit wordt mogelijk veroorzaakt door doorslag van colloïdaal materiaal in aanvulling met vlokresiduen van metaalvlokken en biomassa als gevolg van de schurende werking van het continu in beweging zijnde filterbed. Aangezien beide continu filters (met en zonder metaalzoutdoserings) zwevende stofuitspoeling vertonen blijkt in ieder geval biomassa uit te spoelen. Daarnaast is er voor het continu filter straat A een relatie aangetoond tussen de concentratie  $P_{\text{totaal}}$  en de troebelheid van het filtraat. Tevens geldt dat een toename van de filtratiesnelheid leidt tot een hogere troebelheid. De menging in het filterbed wordt intenser, waardoor biomassa en vlokken eerder afschuren.

Indien de troebelheid laag is, zoals op de AWZI Leiden Zuid-West het geval is, bestaat er geen eenduidige relatie tussen de troebelheid uitgedrukt in NTU en de hoeveelheid zwevende stof uitgedrukt in mg/l TSS. De troebelheid wordt bepaald door de mate van verstrooiing van licht, wat afhankelijk is van de hoeveelheid, het volume en de vorm van deeltjes. Naar mate het deeltjesvolume groter is zal de troebelheid een hogere waarde hebben, op de concentratie zwevende deeltje heeft het echter geen invloed. Het is daarom niet mogelijk te stellen dat bijvoorbeeld 1 NTU gelijk staat aan 1 mg/l TSS. De troebelheid is als parameter continu gemonitord, de waarde van de zwevende stof is sporadisch gemeten met behulp van 24-uurs metingen.

Er is niet aangetoond dat de zandzaksnelheid invloed heeft op de verwijdering van troebelheid.



#### 6.4.4 OPERATIONELE ASPECTEN

Het continu filter straat A is bedreven met vaste en variabele filtratiesnelheden van 5 tot 25 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h. Hogere snelheden zijn niet mogelijk door technische begrenzing van de voedingspomp. Hydraulisch is een continu filter in staat met deze snelheden te opereren. Dat wil zeggen dat het voedingswater voldoende snel door het bed wordt geleid zodat geen onacceptabele bedweerstand worden behaald die het filter in storing zal brengen.

Een zandzaknelheid van 10 mm/min is voldoende gebleken om de bedweerstand te beheersen. Het zand wordt hierbij voldoende snel gerecirculeerd om de bedweerstand stabiel te houden en/of te verlagen tijdens een maximale wateraanvoer.

De zandzaknelheid kan worden ingesteld door de luchttoevoer naar het continu filter handmatig in te stellen. Tweemaal wekelijks is de zandzaknelheid gemeten om eventuele verstoppingen op te sporen of uit te sluiten, zo ook in de periode dat het continu filter is belast met variërende filtratiesnelheden en dat een vaste luchttoevoer is ingesteld. Er is onderzocht dat ook bij een vaste luchttoevoer de zandzaknelheid varieert tussen 8-12 mm/min. Dit wordt veroorzaakt door de filtratiesnelheid. Bij lage filtratiesnelheden zijn de laagste zandzaknelheden gemeten.

Gedurende een vaste zandzaknelheid blijkt dat het vastbedfilter stabielere functioneert in vergelijking tot een variërende zandzaknelheid. In de periode dat testen zijn uitgevoerd met een variërende zandzaknelheid is het geregeld voorgekomen dat de zandzaknelheid niet gelijk was op verschillende plaatsen in het filter. Dit kan veroorzaakt zijn door een snelle toename van de filtratiesnelheid, waardoor ook de luchttoevoer wordt opgetoerd. Ook zijn de continu filters veelvuldig compleet verstopt geweest door (lichte) slibuitspoeling vanuit de nabezinktanks van de AWZI of door uitval van het filter. Indien de zandzaknelheid niet gelijk is in het filter treden voorkeursstromen op en wordt er niet optimaal gebruik gemaakt van het filterbed. Dit resulteert in een afname van de verblijftijd van het voedingswater. De verblijftijd kan zowel de denitrificatie als het afvangen van vlokken negatief beïnvloeden. Met toepassing van een vaste zandzaknelheid is incidenteel voorgekomen dat de zandzaknelheid in het filter niet gelijk was. Complete verstoppingen zijn niet waargenomen.

Problemen met betrekking tot voorkeursstromen en verstoppingen van continu filters kunnen opgelost worden door de luchttoevoer, en daarmee de zandzaknelheid, op maximaal te zetten en eventueel het filter, door middel van een brandslang, van onderuit door te spoelen. Dit is een effectieve maar tevens tijdrovende manier om het filterzand weer los te maken. Verstoppingen van filters op grotere schaal en/of uitgevoerd volgens een betonnen constructie leiden tot meer optionele problemen en dienen geheel voorkomen te worden.

Daarnaast bestaat met een variërende zandzaknelheid het probleem dat een continu filter uit kan vallen doordat de maximaal toelaatbare bedweerstand wordt overschreden. Het luchtdebiet wordt opgetoerd met kleine stapjes. Het duurt een aantal minuten voordat de minimale luchttoevoer is bijgesteld naar de maximale luchttoevoer. Dit kan een probleem vormen in het geval de filtratiesnelheid snel oploopt naar 23 - 25 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h en er niet voldoende lucht aangevoerd wordt om het zand snel te laten circuleren. In een dergelijk geval is het filter niet in staat al het voedingswater door het filterbed te leiden waardoor de bedweerstand wordt overschreden.

Bij toepassing van een vaste zandzaknelheid verwerkt het continu filter het aangevoerde water voldoende snel en komt het niet voor dat het continu filter wordt uitgeschakeld. De problemen met een variërende zandzaknelheid kunnen grotendeels worden voorkomen door de luchttoevoer sneller te kunnen laten optoeren.

Wanneer na uitval van het continu filter, als gevolg van een verhoogde bedweerstand, de installatie weer wordt opgestart, wordt het zand vrijwel direct weer gerecirculeerd met een snelheid van circa 10 mm/min. Indien een variërende zandzaknelheid is ingesteld kostte het vaak meer tijd en inspanning om de zandzaknelheid gelijk te laten zijn in het gehele filterbed.

### SPOELWATERPRODUCTIE

De spoelwaterproductie voor het continu filter wordt bepaald door de filtratiesnelheid en de zandzaknelheid. Tot een filtratiesnelheid van 20 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h geldt dat een vaste zandzaknelheid minder spoelwater produceert dan een variërende zandzaknelheid. Voor filtratiesnelheden hoger dan 20 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h heeft een variërende zandzaknelheid de lichte voorkeur boven een vaste zandzaknelheid wat betreft de spoelwaterproductie. Voor de filtratiesnelheid geldt dat een hogere filtratiesnelheid (van 5 tot 25 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h) resulteert in een significant lagere spoelwaterproductie. Vanuit dit perspectief is het gunstiger voor de spoelwaterproductie het filterbed hoog te belaste

Het spoelwater dient op een zo efficiënt mogelijke locatie in het hoofdsuiveringsproces teruggevoerd te worden zonder de zuiveringsprocessen (biologisch of hydraulisch) negatief te beïnvloeden. Inbreng in het actief-slibtanks of de inlooptrommel van de nabezinktank zorgen ervoor dat de spoelwaterflokken ingevangen worden in het actief slib en zodoende via het spuislib afgevoerd worden. Veelal is een spoelwaterbuffer nodig om piekproducties aan spoelwater op te vangen en geleidelijk naar de hoofdzuivering af te voeren.

### KEUZE ZANDZAKSNELHEID

In Tabel 38 is opgesomd welk type zandzaknelheid wordt aanbevolen voor verscheidene criteria. Een vaste zandzaknelheid heeft over het geheel gezien de voorkeur, met name op basis van de lagere kosten en de daarbij acceptabele verwijdering van nitraat en fosfaat.

TABEL 38

OVERZICHT AANBEVELING VASTE OF VARIËRENDE ZANDZAKSNELHEID VOOR VERSCHILLENDE CRITERIA

criteria	voorkeur zandzaknelheid
nitraatverwijdering zomerperiode	geen voorkeur
nitraatverwijdering winterperiode	variërend
fosfaatverwijdering	vast
verwijdering troebelheid	geen voorkeur
bedrijfsvoering en -zekerheid	vast
spoelwaterproductie	vast
kosten	vast

Het grote voordeel van een lager spoelwaterverbruik is dat er gemiddeld minder spoelwater terug wordt gerecirculeerd naar de hoofdzuivering en de nageschakelde zuiveringstechnieken. Dit heeft gevolgen voor de ontwerp van de pompen en ruimtes op de hoofd- en nageschakelde zuivering, de chemicaliëndosering en de bedrijfsvoering op de hoofdzuivering doordat spoelwater getypeerd kan worden als 'dunwater'.

Een negatief operationeel aspect van het toepassen van een vaste zandzaknelheid tegenoverstaande variërende zandzaknelheden is dat meer perslucht moet worden verpompt.

#### **BEDRIJFSVOERING BIJ SLIBUITSPOELING VANUIT DE NABEZINKTANKS RWZI**

Slibuitspoeling (troebelheid > 100 NTU) vanuit de nabezinktanks belemmert de werking van nageschakelde zandfiltratie. De nitraatconcentratie is relatief onafhankelijk van het optreden een slibuitspoeling.

Slibuitspoeling leidt doorgaans bij zowel continu filtratie als vastbedfiltratie tot beperkingen in de bedrijfsvoering en een verslechtering van de kwaliteit van het filtraat. Een forse toename van de waarden van troebelheid en fosfaat in het filtraat wordt doorbraak genoemd. Naast hoge ingaande concentraties fosfaat en troebelheid wordt doorbraak vaak veroorzaakt door een sterke toename van het debiet en de coagulantdosering.

Bij slibuitspoeling vanuit de nabezinktanks naar het continu filter raken, ondanks de continu beweging van het filterbed, de poriën tussen het zand verstopt. Hierdoor kan de bedweerstand dermate stijgen met uitval van het continu filter tot gevolg waarna het afloopwater van het nabezinktanks moet worden ge-bypassed.

Wanneer de normale bedrijfsvoering wordt hervat is het weer losmaken van het zand een tijdrovende klus en benodigd aanpassingen in het ontwerp doordat het zand van onderuit los moet kunnen worden gemaakt door bijvoorbeeld met een brandslang het filter van onderuit te doorspoelen.

Voor continu filtratie zijn er twee opties om de invloed van slibuitspoeling op de nageschakelde zandfilters te beperken:

- 1) uitschakelen voedingspomp, compressor aan laten staan, bypassen van het RWZI effluent;
- 2) toepassen troebelheidsregeling; hieronder wordt het aftoeren van het debiet verstaan naar een minimaal debiet waarbij het overige afloopwater van de nabezinktanks wordt ge-bypassed. Wanneer de troebelheid voldoende laag is kan het debiet in stappen worden verhoogd. Dit is nodig om langzaam het slib uit het filter te spoelen. De compressor blijft de gehele tijd in werking.

ad 1) Bij testen uitgevoerd op de demonstratie-installatie op AWZI Leiden Zuid-West is gebleken dat bij het uitzetten van de voedingspomp (< 1 uur) en het aan laten staan van de compressor het zand nog steeds een zandzaknelheid heeft van ca. 6 mm/min. Optie 1 blijft hierdoor mogelijk. Nadeel is dat het bypassen van de afloop NBT zoveel mogelijk moet worden voorkomen omdat het water 'onzeuiverd' wordt geloosd op het oppervlaktewater.

ad 2) Optie 2 is ontworpen vanuit het oogpunt om een minimale zandzaknelheid te behouden. Het debiet wordt afgetoerd, waardoor de druk/bovenwaterstand zich mogelijk kan stabiliseren. Doordat echter nog steeds water (met slib) bij slibuitspoeling over het filter wordt geleid, verstopten de poriën van het zand. In de praktijk wordt vaak gezien dat de beoogde debietafname de druktoename door slibuitspoeling niet kan compenseren waardoor de bedweerstand dermate toeneemt dat de voedingspomp wordt uitgeschakeld. Optie 1 wordt daarom aanbevolen.

## 6.5 VASTBEDFILTRATIE

### 6.5.1 STIKSTOFVERWIJDERING

De denitrificatie in het vastbedfilter lijkt niet beïnvloed te worden door de diameters van het filterbedmedia. Uit de resultaten blijkt dat zowel met een grof als een fijn filterbed kan nitraat goed worden verwijderd. Daarnaast lijkt de denitrificatie ook onafhankelijk van de filtratiesnelheid met een range van 5 - 15 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h tot maximaal ingaande NO<sub>x</sub>-N concentraties van 10 mg/l (omzetting > 90%).

De watertemperatuur heeft daarentegen wel invloed op de nitraatverwijdering. De denitrificatiecapaciteit is beduidend lager bij een lage watertemperatuur in vergelijking tot watertemperaturen in de zomer. Toch bedraagt het verwijderingsrendement van nitraat nog gemiddeld 78 % bij een watertemperatuur van 10 - 14 °C. Om de verminderde denitrificatie te ondervangen zou het filter in de winterperiode gevuld kunnen worden met extra filtermateriaal zodat het filterbed meer biomassa kan bevatten. Nadeel is dat het filter verhoogd dient te worden om uitspoeling van filtermateriaal tegen te gaan tijdens een spoelprocedure. Energetisch levert dit nadelen, maar operationeel is het wel aan te bevelen.

Om vergaande denitrificatie onder verschillende omstandigheden mogelijk te maken moet het filterbed in ieder geval een hoogte hebben van 150 cm. Daarnaast is het ook raadzaam gebruik te maken van antraciet in combinatie met zand. Uit metingen door het filterbed heen kan worden opgemaakt dat naast nitraat ook ammonium en organisch stikstof grotendeels in de antracietlaag worden omgezet. De zandlaag zorgt in dit geval voor verdere polishing. In het geval de antracietlaag niet toereikend is blijkt de zandlaag in staat het resterende nitraat vergaand te verwijderen.

Ook bij lage temperaturen is de biomassa in het vastbedfilter in staat de denitrificatiecapaciteit toe te laten nemen zodat uiteindelijk ook nitraatpieken boven 1,0 kg/m<sup>3</sup>dag vergaand worden omgezet. Zij het dat dit veel tijd in beslag neemt (2 - 6 dagen) om deze omzetting te behalen. Na een sterke temperatuursdaling door bijvoorbeeld een RWA zakt de denitrificatiecapaciteit sterk terug en duurt het weer enige tijd voordat de denitrificatie op het oude peil is.

### 6.5.2 FOSFAATVERWIJDERING

#### FOSFAATVERWIJDERING MET EEN NIET BIOLOGISCH VASTBEDFILTER

Op basis van het onderzoek is vastgesteld dat het twee-filterconcept met metaalzoutdosering op het vastbedfilter de streefwaarde van 0,15 mg P <sub>totaal</sub>/l kan halen zolang de fosfaatconcentratie van het voedingswater niet boven 0,75 mg P <sub>totaal</sub>/l ligt. Dit houdt in dat het fosfaatgehalte, zoals ook bij continu filtratie, reeds op de hoofdzuivering tot onder de huidige eis van 1 mg P <sub>totaal</sub>/l moet worden gebracht om met nageschakelde vastbedfiltratie de streefwaarden te bereiken. Aanpassing van een RWZI om de streefwaarden te behalen zal derhalve in sommige gevallen niet alleen bestaan uit de realisatie van een nageschakeld vastbedfiltersysteem, maar vereist in het algemeen ook aanpassingen aan de hoofdzuivering. Indien het vastbedfilter niet biologisch wordt bedreven is een fijn filterbed benodigd met een zandfractie van 0,7 - 1, mm en een antracietfractie van 1,4 - 2,0 mm. Een grover filterbed is niet in staat de gevormde vlokken effectief af te vangen.

De verwijderingsprestaties van het vastbedfilter blijken nagenoeg onafhankelijk van de filtratiesnelheid. Voor vast ingestelde snelheden tot  $20 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  worden met een fijn filterbed de streefwaarden voor fosfaat behaald. Echter een verhoogde filtratiesnelheid gaat ook gepaard met een grotere vracht aan zwevende stof. Hierdoor kan een hoge fosfaatconcentratie in combinatie met een hoge filtratiesnelheid leiden tot een verstopping van het filterbed.

Filtratiesnelheden van  $10\text{-}15 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  blijken het meest doeltreffend voor de waterkwaliteit en duur van de looptijd. Het is echter financieel aantrekkelijker om een hogere filtratiesnelheid te gebruiken omdat zodoende minder filtratieoppervlak geconstrueerd en onderhouden hoeft te worden. Het is dan ook raadzaam om voor lage ingaande fosfaatconcentraties een maximale filtratiesnelheid van  $15\text{-}20 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  te gebruiken en voor hogere ingaande fosfaatconcentraties de snelheid aan te passen tot  $10 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  (voor zowel zomer als winter).

### FOSFAATVERWIJDERING MET EEN BIOLOGISCH VASTBEDFILTER

In Afbeelding 76, waar de temperatuurinvloed is weergegeven op de fosfaatverwijdering door het vastbedfilter, zijn zowel resultaten weergegeven verkregen bij een fijn en een grof filterbed. Bij beide filterbedden wordt de streefwaarde structureel behaald bij een ingaande  $P_{\text{totaal}}$  concentratie van  $0,75 \text{ mg/l}$ . De verwijderingsrendementen van fosfaat worden niet sterk beïnvloedt door de grootte van het filterbed. Aangezien biologische activiteit zich voornamelijk voordoet in de antracietlaag wordt de poriëngrootte dusdanig verkleind dat vlokken ook al in de antracietlaag effectief worden afgevangen. Daarnaast zal fosfaatopname door biomassa hoofdzakelijk in dit gedeelte plaatsvinden.

Bij lage ingaande fosfaatconcentraties ( $< 0,30 \text{ mg/l}$ ) worden  $P_{\text{ortho}}$  en  $P_{\text{totaal}}$  grotendeels geleidelijk in de antracietlaag verwijderd. Koekfiltratie wordt niet waargenomen. De zandlaag zorgt voor een verdere polishing. Er zijn geen metingen uitgevoerd met hogere ingaande fosfaatconcentraties, maar aangenomen wordt dat ook de zandlaag wordt aangesproken voor het wegvangen van fosfaat indien hoge concentraties zich voordoen.

Bij toepassing van een vastbedfilter zonder antraciet wordt de kans op de vorming van de koeklaag groter doordat de al kleinere poriën van het zand extra worden verkleind door biomassa. Koeklaagvorming zal resulteren in ongewenste korte looptijden. Daarnaast wordt niet optimaal gebruik gemaakt van de bergingscapaciteit van een vastbedfilter omdat fosfaat alleen boven in het bed wordt afgevangen. Met zekerheid kan gezegd worden dat voor de fosfaatverwijdering en de bedrijfsvoering (koeklaagvorming verkort de looptijd) opgaat dat een antracietlaag gunstig is.

#### 6.5.3 VERWIJDERING VAN TROEBELHEID

Een vastbedfilter is in staat troebelheid te verwijderen. Voor een niet biologisch bedreven vastbedfilter geldt wel dat deze dient te zijn gevuld met een fijn filterbed. De hoogste verwijderingsrendementen voor troebelheid worden behaald bij een biologisch actief fijn filterbed. Waarden van gemiddeld  $0,5\text{-}0,6 \text{ NTU}$  zijn structureel haalbaar bij variërende filtratiesnelheden van  $5\text{-}15 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ .

Zowel bij een fijn als grof filterbed is aangetoond dat de verwijdering van troebelheid duidelijk toeneemt wanneer het filter biologisch actief is. Een biologisch actief grof filterbed verwijdert zelfs de troebelheid van het filtraat meer vergaand dan een niet biologisch vastbedfilter met een fijn filterbed. Door biologisch activiteit neemt de poriëngrootte dermate af dat zwevend materiaal en vlokken effectief worden afgevangen.

Na een terugspoeling wordt bij een niet biologisch en biologisch bedreven vastbedfilter, zowel met een grof als fijn filterbed, een korte troebelheid piek in het filtraat gezien. De piek heeft meestal een waarde tussen 1 - 2 NTU en een duur van circa 15 minuten. Deze wordt veroorzaakt door het uitspoelen van materiaal wat tijdens de spoeling losgemaakt is, maar niet is verwijderd met het spoelwater. Ook de fosfaatconcentraties gaan tijdelijk licht omhoog, zij het enkele honderdste microgrammen. Hiervan uitgaande kan worden gesteld dat niet alle vlokken worden verwijderd door een terugspoeling. Omdat de duur van de piek erg kort is en daarmee nauwelijks invloed heeft op de gemiddelde troebelheid (en fosfaatconcentratie) in het filtraat is niet getracht de pieken te voorkomen door de spoelprocedure te optimaliseren.

#### 6.5.4 OPERATIONELE ASPECTEN

##### OPBOUW FILTERBED

De verwijdering van stikstof en nitraat in beschouwing nemende, lijkt de filterbedhoogte van 150 cm en de verhouding antraciet met zand goed gekozen. De antracietlaag wordt volop gebruikt voor stikstof en fosfaatverwijdering en vergroot daarbij de bergingscapaciteit doordat koekfiltratie niet optreedt.

Voor vergaande fosfaatverwijdering door middel van het twee-filterconcept, met een niet biologisch vastbedfilter, is duidelijk gebleken dat gekozen moet worden voor een zandfractie van 0,7 - 1,3 mm en een antracietfractie van 1,5 - 2,3 mm. Er kunnen filtratiesnelheden worden toegepast van 20 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h, echter de looptijden bedragen hierbij 3 - 4 uur. Langere looptijden kunnen worden behaald door de filtratiesnelheid af te laten nemen. Zo wordt bij 15 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h gemiddeld een looptijd van ongeveer 7 - 10 uur behaald.

Gezien de behaalde looptijden met het vastbedfilter als één-filterconcept heeft toepassing van een grof filtermateriaal de duidelijke voorkeur. De verwijderingsrendementen van nitraat, fosfaat en de troebelheid worden niet tot nauwelijks verslechterd waarbij wel de spoelwaterproductie sterk afneemt door de langere looptijden.

##### LOOPTIJD EN SPOELWATERPRODUCTIE

Gedurende het onderzoek is ondervonden dat de looptijd direct waarneembaar beïnvloed wordt door de inkomende vrachten van met name zwevende stof en vlokken als gevolg van ijzerdosering. Deze vracht wordt voornamelijk beïnvloed door de filtratiesnelheid (hogere snelheid genereert een grotere vracht) en de fosfaatconcentratie (in het geval van een online aangestuurde ijzerdosering neemt het aantal vlokken toe bij hogere ingaande fosfaatconcentraties). Daarnaast resulteren optimale condities, zoals een hoge temperatuur, in een verdergaande verwijdering. Hierdoor zal de druk in het filter sneller oplopen in vergelijking tot de situatie dat het filterbed niet in staat is fosfaat vergaand te verwijderen zodat er meer ruimte overblijft in het filterbed. Een voorbeeld situatie is in het geval van een hoge en een lage temperatuur waarbij in het geval van een hoge temperatuur het filterbed sneller zal gaan spoelen.

Verwacht is ook dat de viscositeit van het water, sterk afhankelijk van de watertemperatuur, invloed heeft op de looptijd. Bij een lagere temperatuur wordt water visceuser en is meer druk benodigd om het water door het filterbed te leiden. Dit uit zich in een sneller toenemende bovenwaterstand en dus kortere looptijden. Echter in de onderzoeksperiode is niet ondervonden dat de looptijden aanwijsbaar verlaagd worden bij lagere temperaturen. Dit geldt voor de onderzoeksperiode dat het vastbedfilter is getest volgens de verschillende filterconcepten. Mogelijk heffen de invloeden van de viscositeit en de sneller toenemende druk als meer fosfaat wordt afgevangen (bij hoge temperaturen) elkaar op.

Voor vastbedfiltratie is het mogelijk gebleken om met een biologisch filter en grof filtermedia een spoelwaterproductie te behalen van 2 - 4 % (gemiddelde over een langere periode). Met een gemiddelde spoelwaterproductie van 3 - 4 % en een gemiddelde filtratiesnelheid van  $10 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  kan gesteld worden dat de looptijd 10 - 16 uur is. Gezien de geringe belasting van het vastbedfilter op de AWZI Leiden Zuid-West zijn deze looptijden mogelijk niet haalbaar op andere RWZI's in Nederland.

Het spoelwater van het vastbedfilter dient op een zo efficiënt mogelijke locatie in het hoofdzuiveringsproces teruggevoerd te worden zonder de zuiveringsprocessen (biologisch of hydraulisch) negatief te beïnvloeden. Inbreng in het actiefslibtanks of de inlooptrommel van de nabezinktank zorgen ervoor dat de spoelwatervlokken ingevangen worden in het actiefslib en zodoende via het spuslib afgevoerd worden. Voor een discontinu bedreven vastbedfilter is een spoelwaterbuffer nodig om de incidentele spoelwaterproductie op te vangen en geleidelijk naar de hoofdzuivering af te voeren.

#### **DOWNTIME VASTBEDFILTER**

Ten tijde van een terugspoeling kan een vastbedfilter geen water behandelen. De hoeveelheid tijd dat dit kost wordt de downtime genoemd. De tijd dat een grote terugspoeling in beslag neemt is 10 minuten. Bij het optreden van een spoeling eens per 8 uur bedraagt de downtime 2 %. Indien het vastbedfilter wordt toegepast op full-scale zal een buffer voor het filter moeten worden geplaatst om de downtime periode op te vangen of de overige parallelle filters zullen gedurende de downtime extra moeten worden belast. Indien een vastbedfilter overgaat tot een spoeling en de belasting is al maximaal, door bijvoorbeeld een RWA periode, zal het water onbehandeld ge-bypassed moeten worden.

#### **TERUGSPOELINGEN**

De spoelprocedure voldeed voor de toepassing in de demonstratie-installatie voor zowel het één- als het twee-filterconcept. Een luchtspoeling voorafgaand aan de waterspoeling wordt aanbevolen. De drukopbouw benaderende na een terugspoeling de schoonbedweerstand, ook in de situaties dat het filter zwaar belast werd. Er is gebleken dat het gebruik van  $13,3 \text{ m}^3$  filtraat per spoeling voldoet, wat gelijk staat aan 3 bedvolumes. Het is niet nodig geweest tegelijkertijd te spoelen met water en lucht. Bovendien vergroot een gecombineerde water en lucht spoeling de uitspoeling van filtermateriaal, wat tegen gegaan moet worden. Er is niet getracht de terugspoeling verder te optimaliseren door de spoelwaterproductie terug te dringen.

#### **BUMP CLEANING**

Verslechtering van het filtraat door bump cleaningen, op het vastbedfilter voor het één-filterconcept wordt waarschijnlijk veroorzaakt door het verstoren van het filterbed. Tijdens een bump cleaning wordt het filterbed gemengd, maar wordt het afgevangen vuil, zoals vlokken en zwevende stof, niet uit het bed gespoeld. Dit gebeurt wel bij grote terugspoelingen. Na een bump cleaning wordt er weer water uit de afloop NBT over het filterbed geleid. Doordat de opbouw van het filterbed verstoord is kunnen componenten als vlokken en zwevende stof uitspoelen en veroorzaken ze fosfaat- en troebelheidpieken in het filtraat.

Wanneer de concentraties P-totaal in de afloop van de NBT's hoger zijn dan  $0,75\text{-}1 \text{ mg/l}$ , zijn na een bump cleaning de pieken van fosfaat en troebelheid in het filtraat ook beduidend groter. Bij hogere ingaande fosfaatconcentraties wordt meer coagulant gedoseerd en zullen er meer en grotere vlokken worden gevormd. Deze zullen in het filterbed worden weggevangen.



Het filterbed bevat hierdoor een grotere vuillast dat, na een bump cleaning, deels vrijkomt en uitspoelt naar het filtraat.

Of bump cleaning een toegevoegde waarde kan zijn is sterk locatiespecifiek. Bij het demonstratieonderzoek op de RWZI Horstermeer worden de looptijden aanwijsbaar verlengd zonder dat de filtraatkwaliteit beïnvloedt wordt. Mogelijke oorzaak is de hogere stikstofbelasting doordat het vastbedfilter concentraties tot 25 mg/l NO<sub>3</sub>-N te verwerken krijgt.

### **BEDRIJFSVOERING BIJ SLIBUITSPOELING VANUIT DE NABEZINKTANKS RWZI**

Voor vastbedfiltratie geldt dat er bij slibuitspoeling vanuit de afloop NBT de poriën in het filterbed snel verstopten, waardoor de bedweerstand en als gevolg ook de bovenwaterstand toeneemt. Wanneer de bovenwaterstand een bepaalde maximale waarde bereikt wordt een terugspoeling van het filterbed gestart. Bij een ongewenst hoog aantal spoelingen resulteert dit in een aanzienlijk spoelwaterverbruik en toename van de downtime. Voor vastbedfiltratie zijn er twee opties om de invloed van slibuitspoeling op de nageschakelde zandfilters te beperken:

- 1) uitschakelen voedingspomp, bypassen van de afloop NBT;
- 2) toepassen troebelheidsregeling; hieronder wordt verstaan het aftoeren van het debiet naar een minimaal debiet waarbij het overige afloopwater van de nabezinktanks wordt ge-bypassed. Wanneer de troebelheid voldoende laag is kan het debiet in stappen worden verhoogd. Dit is nodig om langzaam het slib uit het filter te spoelen. Bij een te snelle verhoging van het debiet zal het filter uit worden geschakeld door het bovenwaterstandalarm. De compressor blijft de gehele tijd in werking.

ad 1) Het tijdelijk uitschakelen van de voedingspomp levert geen problemen. Bij hervatting van de normale bedrijfsvoering zal het filtratieproces gewoon doorgaan. Nadeel is dat het bypassen van de afloop NBT zoveel mogelijk zal moeten worden voorkomen omdat het water 'ongezuiverd' wordt geloosd op het oppervlaktewater.

ad 2) Een troebelheidsregeling zal in geval van hoge concentraties leiden tot korte looptijden en een hoog spoelwaterverbruik. Na een spoeling wordt het vastbedfilter direct weer belast met hoge concentraties aan zwevende stof en zal na een half uur tot een uur weer een terugspoeling worden ingezet. Frequent spoelen gaat veelal gepaard met doorbraak van troebelheid en fosfaat waardoor de kwaliteit van het filtraat van het filter verslechtert. Het vastbedfilter wordt gespoeld met het filtraat, wat door de hoge concentraties in het voedingswater een slechte kwaliteit heeft. Hierdoor zal het filterbed na een terugspoeling nog steeds veel zwevende stof bevatten. Dit beïnvloedt zowel de kwaliteit als de looptijd als het spoelwaterverbruik negatief. Pas wanneer het voedingswater circa 3 - 5 uur een normale kwaliteit heeft, zal het filtraat van het vastbedfilter weer aan de normale kwaliteit voldoen. Dit na-ijleffect zal zich niet voordoen wanneer de voedingspomp tijdens slibuitspoeling is uitgeschakeld.

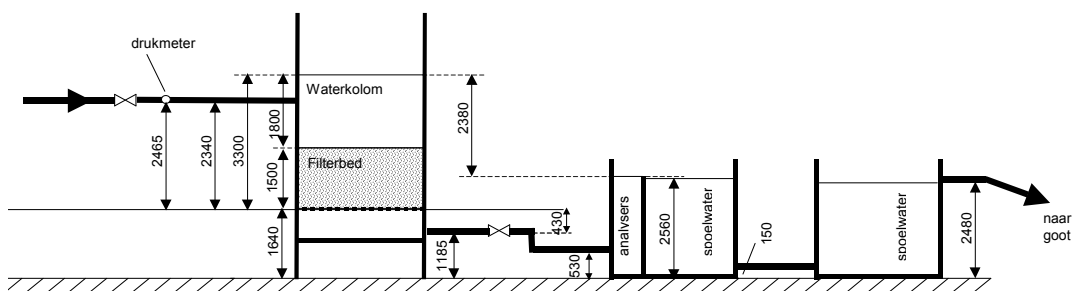
### **TEGENDRUK FILTRAAT VASTBEDFILTER**

De stroming door het vastbedfilter wordt mogelijk gemaakt doordat het waterniveau in het filter hoger is vergeleken met het waterniveau in de spoelwaterbuffers (drijvende hydrostatische druk). Optimale uitvoering van vastbedfiltratie is aanwezig wanneer de spoelwaterbuffer onder het filter is geplaatst zodat een maximale drijvende kracht wordt gerealiseerd. Het vastbedfilter dat wordt getest bij het demonstratieonderzoek AZWI Leiden Zuid-West is niet op deze manier uitgevoerd. Een weergave staat in Afbeelding 84. Het vastbedfilter is communicerend gekoppeld aan de spoelwaterbuffer, er daardoor een drijvende kracht (verschil in



bovenwaterstand in het vastbedfilter en waterspiegel in de buffer) van 2,4 mWk en niet die van de gehele waterkolom in het filterbed. Dit is ruim voldoende voor de werking van het filter.

AFBEELDING 84 OVERZICHT HOOGTES VASTBEDFILTER (IN MM)



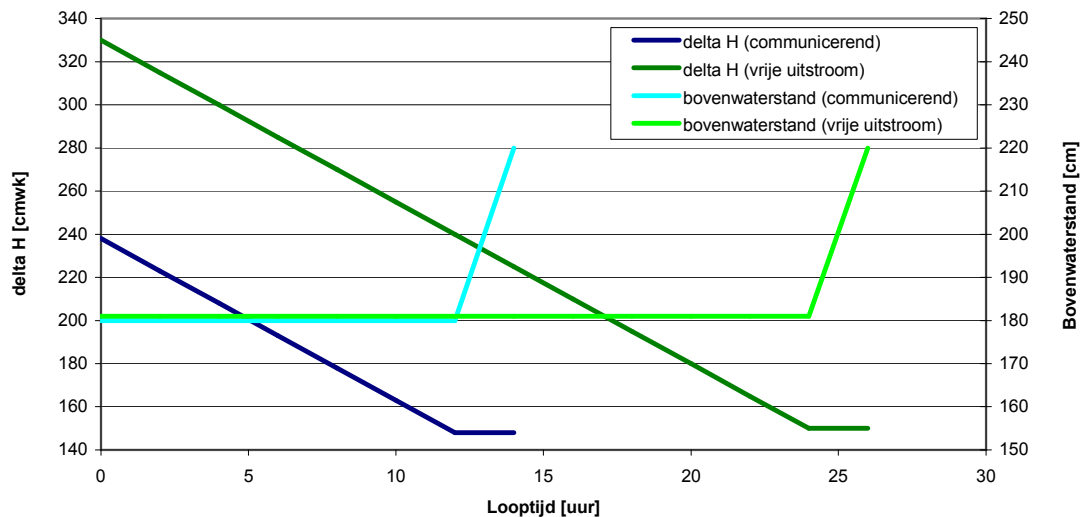
Nadeel van deze uitvoering te Leiden Zuid-West is dat de looptijden enigszins worden beperkt. Ze zullen langer zijn wanneer het water vrij uit het filter kan stromen. Dit wordt veroorzaakt door een grotere drijvende kracht. In het vastbedfilter wordt de bovenwaterstand door middel van een regelklep in het leidingwerk van het filtraat constant gehouden op 180 cm boven het filterbed. Gedurende de looptijd wordt de drukval over het filterbed verhoogd, oftewel de drijvende kracht wordt verlaagd. Om de drukval van het filterbed te compenseren en de bovenwaterstand stabiel op 180 cm te houden moet de regelklep verder open gaan, waardoor minder tegendruk wordt gecreëerd. Op een gegeven moment is de regelklep voor 100 % open en begint de bovenwaterstand toe te nemen. Als de bovenwaterstand 220 cm is wordt een terugspoeling ingezet.

Wanneer water vrij uit een vastbedfilter kan stromen is bij aanvang van een looptijd de drijvende kracht (delta H) groter dan wanneer de spoelwaterbuffer tegendruk geeft. Met andere woorden, de regelklep moet meer tegendruk creëren om de bovenwaterstand 180 cm te behouden. Hierdoor zal het langer duren voordat de regelklep 100 % open is en zal de toename van de bovenwaterstand langer worden uitgesteld.

Vereenvoudigd is dit weergegeven in Afbeelding 85. De waarden van de bovenwaterstand en de delta H gelden voor het vastbedfilter in de demonstratie-installatie te AWZI Leiden Zuid-West. Voor het vastbedfilter is gezien dat de bovenwaterstand toeneemt wanneer de delta H een waarde heeft bereikt van circa 150 cmwk. Deze waarde is ook aangehouden voor het berekenen van de looptijd bij vrije uitstroom. Aan de hand van de grafiek kan gezegd worden dat de looptijd aanzienlijk kan worden verlengd als het waterniveau in de buffertank lager is dan de onderkant van het vastbedfilter.

Een mogelijk gevaar van lange looptijden, veroorzaakt door een vrije uitstroom, is dat vlokken kunnen afschuren door een te hoge mengenergie tussen poriën van het filtermedia. De mengenergie neemt toe doordat meer vuil wordt aangevoerd en wordt afgevangen in het filterbed en de poriën hierdoor steeds kleiner worden. In de geteste opstelling op de demonstratie-installatie wordt de looptijd beperkt doordat het filterbed een maximale hoeveelheid vuil kan bergen. Wanneer dit wordt overschreden kan of de drukval over het filterbed snel toenemen, of het vuil slaat door en komt in het filtraat terecht. Dit kan worden ondervangen door een spoeling te starten wanneer de concentratie  $P_{ortho}$  of troebelheid in het filtraat boven een ingestelde waarde komt.

AFBEELDING 85 INVLOED DRIJVENDE KRACHT OP DE LOOPTIJD



Het is aannemelijk dat delta H over een filterbed exponentieel afneemt, waar deze in Afbeelding 85 lineair afneemt. Doordat vuil wordt afgevangen in het filterbed verkleinen de poriën en worden zwevende deeltjes en vlokken nog effectiever afgevangen. Wanneer de bedweerstand groter wordt zal het verschil in looptijd tussen een vastbedfilter met vrije uitloop en met een communicerende buffertank kleiner worden.

## 6.6 ÉÉN-FILTERCONCEPT OF TWEEFILTERCONCEPT

Op basis van het demonstratieonderzoek blijkt dat fosfaatverwijdering met metaalzoutdosering en nitraatverwijdering met een koolstofbron-ondersteund denitrificatieproces in een één-filterconfiguratie gecombineerd kunnen worden om de streefwaarde voor zowel  $P_{\text{totaal}}$  ( $< 0,15 \text{ mg } P_{\text{totaal}}/\text{l}$ ) als  $N_{\text{totaal}}$  ( $< 2,2 \text{ mg } N_{\text{totaal}}/\text{l}$ ) te bereiken. Dit geldt zowel voor continu filtratie als vastbedfiltratie. Fosfaat en stikstof kunnen efficiënt en doeltreffend in het één-filterconcept uit de afloop van de nabezinktanks verwijderd worden. Aangetoond is dat de denitrificatie (met koolstofbron-dosering) en chemische fosfaatverwijdering (met metaalzoutdosering) elkaar onderling niet belemmeren door bijvoorbeeld fosfaatlimitatie of concurrerend verbruik van metaalzout door binding aan koolstofbron. Uit het onderzoek blijkt tevens dat haalbare filtratiesnelheden en looptijden van de filtratiesystemen niet afhankelijk zijn van de uitvoering als één- of twee-filterconcept.

Het splitsen van denitrificatie en chemische fosfaatverwijdering in twee verschillende filters levert onvoldoende voordelen op ten opzichte van de combinatie van de processen in een één-filterconfiguratie. Naast technologische overwegingen moeten ook bouwtechnische en bedrijfsvoeringsaspecten meegenomen worden in de afweging tussen een één-filterconcept of een twee-filterconcept. Concreet zal implementatie van een twee-filterconcept meer oppervlak innemen, zal meer spoelwater worden geproduceerd en zal meer energie worden gevraagd door de extra benodigde voedingspomp. Vanuit kostenoverwegingen voor zowel de aanschaf als het onderhoud gaat momenteel de voorkeur uit naar een één-filterconcept. Een voordeel van het twee-filterconcept is de leveringszekerheid in geval van storing.

## 6.7 ÉÉN-FILTERCONCEPT: CONTINU ZANDFILTRATIE OF VASTBEDFILTRATIE

Indien het aangevoerde stikstof vanuit de nabezinktanks vooral uit nitraat bestaat wordt de streefwaarde van 2,2 mg/l  $N_{\text{totaal}}$  doorgaans gehaald door beide één-filterconcepten. De verminderde nitraatverwijdering in de winterperiode kan mogelijk worden ondervangen door een filter constanter te belasten door het tussenschakelen van een buffer of het toepassen van een groter volume van het filterbed.

De resultaten in beschouwing nemende kan er worden gesteld dat de invloed van de filtratiesnelheid op de denitrificatie door continu filtratie alleen zichtbaar wordt bij ingaande nitraatconcentraties van 8-10 mg/l. Voor het vastbedfilter geldt dat de invloed van de filtratiesnelheid nihil is bij ingaande  $NO_x$ -N concentraties minder dan 10 mg/l. Belangrijk verschil is dat de maximale filtratiesnelheid toegepast bij het continu filter 15-20  $m^3/m^2h$  bedraagt in tegenstelling tot maximaal 15  $m^3/m^2h$  voor het vastbedfilter. Daarentegen bevat het continu filter 6  $m^3$  aan zand, wat in contact staat met voedingswater. Het vastbedfilter is gevuld met 1,8  $m^3$  antraciet en 2,7  $m^3$  zand (4,5  $m^3$  in totaal). De minimale contacttijd tussen het filtermedia en het voedingswater van het continu filter bij een belasting van 20  $m^3/m^2h$  is 5 minuten. De minimale contacttijd bij vastbedfiltratie is 6 minuten bij een filtratiesnelheid van 15  $m^3/m^2h$ . Het verschil in de denitrificatiecapaciteit bij verschillende filtratiesnelheden kan mogelijk worden verklaard doordat het continu filter een kortere contacttijd heeft, bij de maximaal toepasbare filtratiesnelheid, om de hoge nitraatvrachten vergaand om te zetten.

Voor zowel continu filtratie als vastbedfiltratie heeft het onderzoek uitgewezen dat bij temperaturen hoger dan 18 °C nitraatvrachten tot in ieder geval 2,0  $kg/m^3dag$  kan worden omgezet. Het continu filter heeft 6  $m^3$  filterbed en kan in totaal bij zomerse temperaturen minimaal 12  $kg/dag$  aan nitraat omzetten. Het vastbedfilter heeft 4,5  $m^3$  filterbed en kan minimaal 9  $kg/dag$   $NO_x$ -N omzetten.

Bij een lager wordende watertemperatuur (10 - 16 °C) daalt de nitraatomzetting in het continu filter naar gemiddeld circa 0,75  $kg/m^3dag$ . In het gehele filterbed wordt hierbij 4,5  $kg/dag$  aan  $NO_x$ -N omgezet. De gemiddelde omzetting door het vastbedfilter is circa 1,0  $kg/m^3dag$  waarbij de omgezette hoeveelheid nitraat in het gehele filter 4,5  $kg/dag$  bedraagt. Dit is gelijk aan de gemeten waarde voor continu filtratie. De denitrificatiecapaciteit is in de winterperiode van beide filters gelijk. In de zomer is een continu filter in staat meer nitraat om te zetten doordat het filter meer filterbed bevat.

Doorgaans is het continu filter sneller in staat zich aan te passen aan bijvoorbeeld een toename van de nitraatvracht. Dat wil zeggen dat een vrijwel direct een deel van het aangevoerde nitraat wordt verwijderd. Bij vastbedfiltratie duurt het beduidend langer voordat enigszins wat nitraat wordt omgezet. Een verklaring zou kunnen zijn dat bij de terugspoelingen van het vastbedfilter een deel van het biomassa uit het bed wordt verwijderd. Bij snel toenemende nitraatvrachten is er te weinig biomassa aanwezig om direct over te gaan tot vergaande denitrificatie. Bij continu filtratie wordt biomassa minder abrupt verwijderd, waardoor het bed meer biologie bevat in perioden met een lage nitraataanvoer.

Afgaande op de ammonium- en nitraatomzettingcapaciteit en de verwijderingsrendementen die voor beide filterconcepten nagenoeg gelijk zijn, is het niet mogelijk een voorkeur uit te spreken welk filterconcept kan worden aanbevolen voor de verwijdering van stikstof. Wel is gebleken dat een continu filter beter kan omgaan met sterke veranderingen van het voedings-

water. Zo begint het continu filter bij lage watertemperaturen eerder met denitrificeren. Het vastbedfilter heeft een langere aanpassingstijd nodig. Dit is een nadeel gezien de snel wisselende omstandigheden waaraan nageschakelde zandfilters onderhevig zijn.

Voor de fosfaatverwijdering geldt dat continu filtratie en vastbedfiltratie overeenkomstige eisen stellen aan het voedingswater om structureel aan de streefwaarde te voldoen. Deze eis is dat de concentratie aan  $P_{\text{totaal}}$  kleiner is dan 0,75 mg/l. Met structureel wordt bedoeld dat de streefwaarde wordt gehaald gedurende het gehele jaar en bij de voor het continu filter geldende range van 5 - 24 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h en de voor het vastbedfilter geldende range van 5 - 15 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h.

Vastbedfiltratie met een grof filterbed is in staat gemiddeld 35 - 45 % van de troebelheid te verwijderen. Een continu filter daarentegen produceert troebelheid, waarna de NTU-waarde stijgt met gemiddeld 10 %. Verwijdering van troebelheid en zwevende stof leidt niet direct tot een verbeterde stikstof- en fosfaatverwijdering, zoals blijkt uit de resultaten. Mogelijk worden wel andere aandachtsstoffen effectiever afgevangen, wat uiteindelijk kan resulteren in een verbeterde chemische en de daarmee samengaande ecologische kwaliteit van het ontvangende oppervlaktewater.

Wat betreft de spoelwaterproductie is het vastbedfilter licht in het voordeel. Toepassing van een vaste zandzaksnelheid en/of een hoge filtratiesnelheid kan de spoelwaterproductie door continu filtratie wel verlagen. Het reduceren van het spoelwater vergt aandacht omdat het weer naar de RWZI wordt geleid, waar het vervolgens weer behandeld moet worden.

Een stabielere filtratiesnelheid kan gegenereerd worden door het voorschakelen van grote buffertanks. Op deze manier worden (hydraulische) pieken afgevlakt wat tevens gunstig is voor de nutriëntenverwijdering. Een voorgeschakelde tank zal echter hogere constructieve kosten met zich meebrengen.

Continu filtratie kan bedreven worden met hogere filtratiesnelheden dan een vastbedfilter, wat zich voor een praktijktoepassing kan uiten in minder filterbedoppervlak en dus een kostenreductie. Daarnaast hoeft voor continu filtratie ook geen spoelwaterbuffer te worden gebouwd. Wat wel in het voordeel is van vastbedfiltratie is dat vanuit de bouwmethodiek één vastbedfilter veel groter filterbedoppervlakte kan bevatten dan een continue filter. Het filteroppervlakte van een continu filter is gelimiteerd doordat het zand continu gerecirculeerd moet kunnen worden. Bij het behandelen van afloop NBT van RWZI's groter dan 100.000 i.e. kan de realisatie van filters met een groot filterbedoppervlakte, en dus vastbedfilters, een grote kostenreductie opleveren. Tevens dient voor discontinue filters rekening gehouden te worden met veel meer leidingwerk en pompen aangezien elk (relatief klein) filter op zichzelf werkt. Bij discontinue filtratie kan vanwege de schaalgrootte van één filter aanzienlijk bespaard worden op leidingen en pompen.

## 6.8 MAATREGELEN VOOR DE RWZI

De gevolgde onderzoeksexercitie geeft aan dat de juiste oplossing voor knelpunt in de bedrijfsvoering van een effluentfilter niet direct op de eerste theorie en praktijkervaring gestoeld kan worden. De juiste oplossing is locatie-, c.q. effluentspecifiek en mogelijk ook afhankelijk van tijdelijke omstandigheden zoals klimatologische situaties of procesinstellingen van de hoofdzuivering. Praktijkonderzoek tijdens opstart of pilotonderzoek van een installatie is dan ook de beste manier om verrassingen in de bedrijfsvoering te voorkomen en alle doeltreffende oplossingen voor knelpunten inzichtelijk te maken.

De streefwaarde voor stikstof en fosfaat in het filtraat stelt echter nog steeds eisen aan het hoofdzuiveringsproces waarin vergaande nitrificatie (tot zo laag mogelijke ammoniumgehalten) en voldoende denitrificatie, met name in de winterperiode, (tot nitraatconcentraties van maximaal 10 mg NO<sub>x</sub>-N/l) moeten plaatsvinden.

Op basis van het onderzoek is vastgesteld dat de geteste filterconfiguraties de streefwaarde van 0,15 mg P<sub>totaal</sub>/l structureel kunnen halen zolang de fosfaatconcentratie van het voedingswater niet boven 0,75 mg P<sub>totaal</sub>/l ligt. Dit houdt in dat het fosfaatgehalte reeds op de hoofdzuivering tot onder de huidige eis van 1 mg P<sub>totaal</sub>/l moet worden gebracht om met nageschakelde filtratie de streefwaarde voor fosfaat te bereiken. Dit betekent dat een RWZI, naast nageschakelde zandfiltratie met chemische fosfaatverwijdering ook op het hoofdzuiveringsproces maatregelen moet nemen om de streefwaarde voor fosfaat te kunnen behalen. Aanpassing en uitbreiding van biologische fosfaatverwijdering in combinatie met ondersteunende chemische fosfaatprecipitatie (op het actief-slibproces of op de nabezinktanks) kan hiervoor nodig zijn.

## 6.9 ALGEMENE GELDENDE OPERATIONELE ASPECTEN

Hier worden die aspecten toegelicht die algemeen gelden voor de geteste filterconfiguraties.

### 6.9.1 GROFROOSTER

Gezien de hoeveelheid vuil wat dagelijks aan het grofrooster was gehecht is een rooster of zeef voorgeschakeld aan een zandfilter onmisbaar. Doel van een zeefbocht is de zandfilters te behoeden voor groot zwevend materiaal, zoals stukken plastic, algen en veren van vogels. Op de AWZI Leiden Zuid-West moest het vuil op het grofrooster zeker een maal per twee dag worden weggehaald (met behulp van een hark) om te voorkomen dat het rooster dichtsloeg en de voedingspomp van de demonstratie-installatie werd uitgeschakeld door een te laag debiet. Een full-scale installatie zal uitgevoerd moeten worden met een zelf reinigend rooster ofwel een microzeef om te voorkomen dat in perioden zonder frequent onderhoud/inspectie de voeding richting de zandfilters onbedoeld zal afnemen en dat Afloop NBT wordt geby-passed.

### 6.9.2 METHANOLDOSERING

Methanol wordt optimaal gedoseerd bij een methanol/NO<sub>x</sub>-N verhouding van 3,2 kg/kg en een methanol/zuurstof verhouding van 1,2 kg/kg. Het is raadzaam de methanoldosering ook aan te laten sturen door een zuurstofmeting. De zuurstofconcentratie kan fluctueren van 0 - 5 mg/l in de afloop nabezinktank en de concentratie kan voor een substantieel deel de dosering van methanol bepalen. Extra analysers vergroten echter ook de kans op storingen. Op de demonstratie-installatie te Leiden Zuid-West wordt de methanoldosering uitgeschakeld indien een nitraat of zuurstof-analyser in storing valt. Het is bepaalde perioden enkele malen per week voorgekomen dat nitraat niet is verwijderd doordat geen methanol is gedoseerd. Het resetten van de analysers zorgde ervoor dat methanol weer werd gedoseerd.

### 6.9.3 AMMONIUMVERWIJDERING

Door middel van vergaande denitrificatie wordt getracht de streefwaarde voor N<sub>totaal</sub> van 2,2 mg/l te behalen. Het kan echter voorkomen dat de afloop NBT een dusdanige concentratie ammonium bevat dat de streefwaarde niet wordt gehaald, zelfs wanneer het nageschakelde zandfilter vergaand denitrificeert. Ammonium wordt doorgaans niet tot nauwelijks in een zandfilter verwijderd bij een zuurstofconcentratie in de afloop NBT kleiner dan circa 1 mg/l.

Tijdens het demonstratieonderzoek is het grofrooster in de effluentgoot enkele maanden lang continu gereinigd door een waterstraal op het rooster te richten. Dit leidde tot een zuurstofconcentratieverhoging tot concentraties van 2 - 5 mg/l. Zowel het vastbedfilter als het continu filter, beide bedreven volgens het één-filterconcept, bleken in staat tot simultane nitrificatie en denitrificatie. Voor het vastbedfilter zijn monsters genomen van het water in het filterbed. Het bleek dat ammonium en nitraat beide in het antraciet al worden verwijderd. Het is in dit geval aannemelijk dat om een zand of antraciet korrel zowel een nitrificerende als een denitrificerende laag zit en er een zuurstofgradiënt bestaat rond een zand of antraciet korrel welke afneemt naarmate de afstand naar de korrel kleiner is.

#### 6.9.4 NATRIUMNITRAATDOSERING

Om de zandfilters te belasten met hogere nitraatvrachten en concentraties is natriumnitraat gedoseerd aan de afloop NBT. Het gedoseerde nitraat is een erg pure vorm van nitraat en kan mogelijk veel gemakkelijker worden omgezet dan biologisch nitraat. De resultaten met nitraattoenames tot 10 mg/l, zowel door dosering van natriumnitraat als door hoge nitraat-aanvoer uit de afloop NBT, laten zien dat in ieder geval vergaande denitrificatie optreedt voor beide situaties.

#### 6.9.5 FOSFAATCONCENTRATIE IN DE AFLOOP NBT

Bij het testen van de invloed van de filtratiesnelheid en de temperatuur op de fosfaatverwijdering was doorgaans de fosfaatconcentratie in de afloop NBT erg laag. Waarden lager dan 0,3 mg/l  $P_{\text{totaal}}$  waren meer regel dan uitzondering. Incidenteel zijn verhoogde fosfaatconcentraties aangetroffen, zij het dat deze maximaal een dag en meestal een aantal uur voorkwamen. De fosfaatconcentraties in het filtraat zijn meestal verkregen bij snel wisselende ingaande concentraties. Het is niet voorgekomen dat de  $P_{\text{totaal}}$  concentratie een week lang een waarde heeft gehad van 0,5 - 1,0 mg/l.

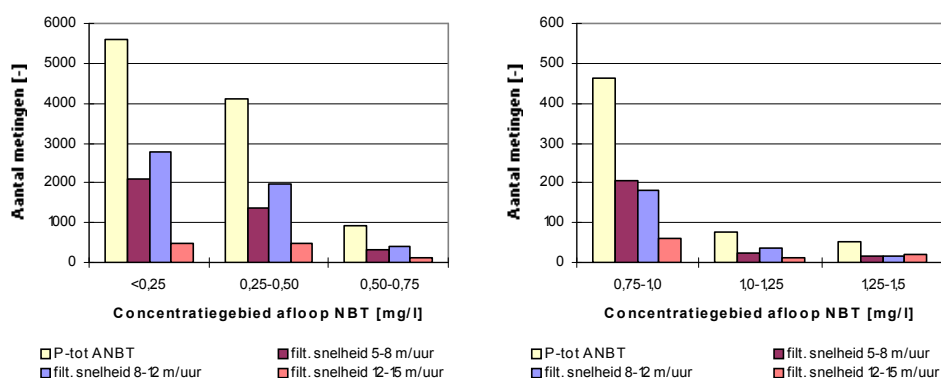
#### 6.9.6 ONLINE-METINGEN

##### AANTAL ONLINE-METINGEN

In enkele grafieken in het hoofdstuk resultaten staat het aantal online-metingen weergegeven. Voor de dataverzameling geldt dat per 5 minuten data wordt gelogd. Voor een gegeven instelling staat bijvoorbeeld 30 online-metingen. Dit staat gelijk aan 2,5 uur dat data is verzameld voor de desbetreffende instelling. De weinige meetdata voor bepaalde instellingen zijn te wijten aan de geringe momenten dat het afloopwater NBT hoge concentraties fosfaat en nitraatconcentratie heeft bevat. In Afbeelding 86 is als voorbeeld weergegeven op hoeveel metingen een willekeurige grafiek is gebaseerd. Het betreft hier Afbeelding 75 in het hoofdstuk resultaten, waar de fosfaatverwijdering door het vastbedfilter is gepresenteerd. Om het aantal metingen duidelijk weer te geven is gekozen voor twee y-assen in Afbeelding 86, met verschillende waarden op elke y-as. Uit de afbeelding valt af te leiden dat  $P_{\text{totaal}}$  concentraties > 0,50 mg/l in het afloop NBT zich veel minder vaak hebben voorgedaan dan  $P_{\text{totaal}}$ -concentraties < 0,50 mg/l. Daarnaast heeft een filtratiesnelheid van 12 - 15 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>uur zich het minst vaak voorgedaan. Ook kan worden gezien dat het opgetelde aantal metingen van de drie toegepaste filtratiesnelheden per concentratiegebied gelijk is aan het aantal metingen van de  $P_{\text{totaal}}$  concentratie in de afloop NBT

AFBEELDING 86

## AANTAL ONLINE-METINGEN VOOR HET WEERGEVEN VAN DE FOSFAATVERWIJDERING DOOR HET VASTBEDFILTER



De afwijkingen van de weergegeven concentraties weergegeven in de grafieken in het hoofdstuk resultaten worden groter naarmate er minder metingen zijn. Er is geen statistische analyse gemaakt van de relatie tussen de afwijking en het aantal metingen per weergegeven staafdiagram.

### ONLINE-ANALYSERS

Gedurende het onderzoek is gebleken dat de online-meters in de filtraatmonsternamen meer onderhoud behoeven dan van tevoren was aangenomen. Door overdosering van methanol gedurende de eerste periode van het onderzoek vond veel biomassa-aangroei op de sensoren plaats. Met name de troebelheidssensoren zijn hiervoor erg gevoelig, deze moesten circa twee keer per week worden gereinigd.

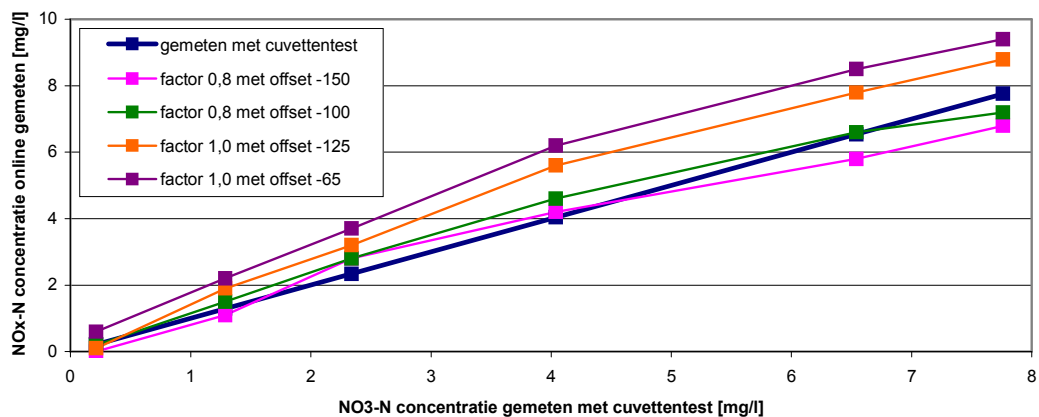
In vergelijkende testen is gebleken dat de online  $\text{NO}_x\text{-N}$  metingen op identieke filtraatstromen structureel verschillende meetwaarden vertonen. De online-metingen zijn in het lage concentratiebereik gevoelig voor afzetting van metaal op de sensoren als gevolg van metaalzoutdoorslag en kunnen hierdoor tot 0,4 mg/l  $\text{NO}_x\text{-N}$  afwijken. De verschillen in de metingen zijn handmatig gekalibreerd zodat de metingen vergelijkbare meetwaarden geven. Daarnaast moeten de optische sensoren iedere twee dagen met zuur worden gereinigd. Aandachtspunt voor de keuze van een nitraat-analyser is dat de sonde groot genoeg is om de lens schoon te maken, wat gedurende het demonstratieonderzoek is gedaan met een wattenstaafje. Een sonde opening van 1 mm is daarom niet aan te bevelen.

De bedrijfsvoering en onderhoud van de online-fosfaatmeters gaven weinig problemen door ze wekelijks te reinigen. Wel zijn de destructiecuvetten twee keer binnen één jaar vervangen. Door het ontbreken van een 0,45  $\mu\text{m}$  filter unit (FILTRAX) gaf de online- $\text{PO}_4\text{-P}$  meting een waarde weer van een ongefiltreerd monster waardoor niet de werkelijk  $\text{P}_{\text{ortho}}$ -waarde is gemeten. Vanwege de zure ontsluiting van P in de  $\text{PO}_4\text{-P}$  analyse heeft dit bij coagulantdosering tot gevolg dat metaalgebonden fosfaat gemeten wordt als  $\text{PO}_4\text{-P}$ . De  $\text{PO}_4\text{-P}$  meting valt hierdoor hoger uit dan in werkelijkheid het geval is. Gevolg zou kunnen zijn dat een metaalzoutdosering onbedoeld op een hoger  $\text{PO}_4\text{-P}$  gehalte stuurt dan in het voedingswater aanwezig is, met als gevolg overdosering. Bij controlemetingen in de afloop van de nabezinktanks blijkt echter dat de online-metwaarde binnen een acceptabele marge van  $\pm 5\%$  vergelijkbaar zijn met een gefiltreerde  $\text{PO}_4\text{-P}$  analyse. Significante overdosering is hierdoor uitgesloten.

Met het online aansturen van de methanol- en coagulantdosering kan direct worden ingespeeld op wisselende debieten en concentraties, waardoor hogere verwijderingsrendementen behaald kunnen worden dan bij een vaste aansturing. Daarnaast levert het ook een besparing op van de te doseren chemicaliën. Als nadeel kan echter worden gezien dat de online aansturing gevoelig is voor storingen van de analysers, die frequent zijn opgetreden. In het geval van de demonstratie-installatie te Leiden Zuid-West wordt geen coagulant of methanol gedoseerd als de aansturende analyser in storing valt. Het is aan te bevelen automatisch over te gaan naar een vaste (bodem)dosering wanneer storingen aan analysers optreden.

In het najaar van 2008 moest de nitraatanalyser in het filtraat van het vastbedfilter gerepareerd worden, waarna deze niet goed gekalibreerd is. Door middel van het aanpassen van de instellingen (factor en offset) is gedurende de resterende onderzoeksperiode getracht de online gemeten waarde gelijk te krijgen aan de gemeten waarde door middel van cuvettentesten. Pas toen veelvuldig het filtraat hoge concentraties nitraat bevatte werd duidelijk dat de afwijking erg groot was bij de verschillende instellingen. In Afbeelding 87 is de afwijking uitgezet tegen de werkelijk gemeten waarde. Dit is gedaan voor vier verschillende instellingen van de online-analyser die zijn ingesteld in de desbetreffende periode. Zoals uit de grafiek afgeleid kan worden zijn afwijkingen van maximaal 2 mg/l gemeten, wat onacceptabel is. Aan de hand van de afwijkingen zijn de online-metingen aangepast. De hieruit voortkomende concentraties in het filtraat van het vastbedfilter zijn getoetst met de resultaten van cuvettentesten. De aangepaste online-metingen bleken veel beter overeen te komen met de uitkomsten van de cuvettentesten.

AFBEELDING 87 VERGELIJKING CUVETTENTESTEN MET ONLINE-METINGEN VERRICHT DOOR DE NITRAAT-ANALYSER VAN HET FILTRAAT VAN HET VASTBEDFILTER, WEERGEGEVEN VOOR VIER VERSCHILLENDE INSTELLINGEN



### 6.9.7 OPERATIONELE ERVARINGEN

In de periode oktober 2008 - januari 2009 zijn de één-filterconcepten continu en vastbedfiltratie in bedrijf gehouden met een minimale inzet aan personeel (0,3 - 0,4 FTE). Drie keer wekelijks is iemand enkele uren aanwezig geweest om de werking van de filters te controleren en al de analysers en het grofrooster schoon te maken. Tweemaal in de week zijn de nitraat-analysers gekalibreerd en dit is eenmaal in de week voor de fosfaat-analysers gedaan. Ook de zandzaknelheid van het filterbed in het continu filter is eenmaal in de week gemeten. Met deze werkzaamheden is het mogelijk de filters in bedrijf te houden waarbij de concentraties fosfaat en nitraat in het filtraat gemiddeld gezien aan de streefwaarden hebben voldaan.

Voor full-scale installaties wordt het aanbevolen de werking en prestaties dagelijks te controleren en dat storingen direct worden doorgegeven. Tijdens het onderzoek is ondervonden dat een veelvuldigheid aan storingen optreden en dat met snel handelen wordt voorkomen dat de filters geruime tijd zijn uitgeschakeld.



## 6.10 ONTWERPFILOSOFIE

### 6.10.1 ALGEMEEN

Om (kosten)efficiënt filterinstallaties te realiseren om verscherpte lozingseisen voor fosfaat en/of stikstofconcentraties te bereiken is het van belang om doeltreffend met de te verwerken debieten en vrachten om te gaan.

De filterinstallatie wordt gevoed met het effluent van een reeds goed werkende RWZI (vanuit de afloop van de nabezinktank(s)). Met het filter kan de gehele effluentstroom (regenweeraanvoer) of een deelstroom (droogweeraanvoer of een bepaald deel van het aanvoerregime) behandeld worden. Voor een kosteneffectieve uitvoering wordt het filter (indien toegestaan) bedreven met een relatief constant aanvoerdebiet. In dit geval wordt het bij regenweer aangevoerde overtollige (verdunde) water gebypassed langs het filter en opgemengd met het filtraat.

### 6.10.2 ÉÉN-FILTERCONCEPT OF TWEE-FILTERCONCEPT

Dit onderzoek heeft aangetoond dat een één-filterconcept om fosfaat en stikstof in één filter te verwijderen financiële voordelen (vermindering filteroppervlak) kan hebben boven een twee-filterconcept en dat de mogelijke beperking daarvan minimaal zijn. Het onderzoek heeft aangetoond dat het splitsen van denitrificatie en chemische fosfaatverwijdering in twee verschillende filters vanuit technologisch oogpunt onvoldoende voordeel heeft ten opzichte van de combinatie van processen in een één-filterconfiguratie. Als ontwerp wordt dan ook een één-filterconcept aangeraden, waarbij de keuze voor een continu of discontinu filter op verschillende aspecten plaats moet vinden.

### 6.10.3 CONTINUE OF DISCONTINUE FILTRATIE

Zowel continue als discontinu filterconfiguraties kunnen structureel voldoen aan de streefwaarden voor  $P_{\text{totaal}}$  en  $N_{\text{totaal}}$  met een gecombineerde metaalzout- en koolstofbrondosering. Daarnaast stelt het vastbedfilter als één-filterconcept dezelfde eisen aan het voedingswater dan continu filtratie voor vergaande stikstof en fosfaatreductie. Onderzoek op de demonstratie-installatie toont aan dat met vastbedfiltratie doorslag van zwevende stof beter kan worden beheerst, terwijl het continu filter troebelheid toevoegt.

Bij continu filtratie kunnen maximale filtratiesnelheden tot 22,5 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h gehanteerd worden ten overstaan van maximaal 17 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h voor een biologisch bedreven vastbedfiltratie.

Continue filtratie-installaties zijn beperkt in omvang. Elk filter (max. circa 12,5 m<sup>2</sup>) heeft zijn eigen aanvoerpompen en zandpompen en het nodige leidingmateriaal. Daardoor kan het kostentechnisch interessanter zijn om bij grotere installaties (> 2.500 m<sup>3</sup>/h) standaard uit te gaan van discontinu vastbedfiltratie.

### 6.10.4 HYDRAULISCHE BELASTING

De hydraulische belasting van de filterinstallatie dient op maat afgestemd te worden op de eisen van de beheerder en de vergunningverlener. Daarbij wordt meegegeven dat het financieel niet verstandig is om de filters op het maximaal mogelijke effluentdebiet te ontwerpen aangezien daarmee de installaties veelal op (te) lage belasting draaien en/of stilstaan. Dit betekent kapitaalvernietiging en verhoging van de kosten per behandelde hoeveelheid effluent of per verwijderde hoeveelheid vervuiling. De efficiëntie neemt hiermee af. Veel beter kan het ontwerpdebiet op maat bepaald worden door een frequentieverdeling van het optredende (maatgevende) effluentdebiet en de jaargemiddelde verwijderingseisen voor stikstof en fosfaat. Daarmee kan veelal vastgesteld worden dat het maatgevende ontwerpdebiet bij circa 1,2 à 1,3 keer de droogweeraanvoer ( $DWA_{\text{max}}$ ) ligt. Hiermee kan circa 85% van het jaargemiddelde

effluentdebiet en meer dan 90% van de fosfaat- en stikstofbelasting naar het oppervlakte-water behandeld worden.

Een continue belasting en een afstemming met lage aanvoersituatie en/of stilstand dient in het ontwerp opgenomen te zijn (spoel- en vuilbuffers). Aanbevolen wordt om met name voor biologisch actieve filters vanwege het gevaar voor vervuiling en verkleving van het filterbed filterinstallaties niet langdurig (meer dan een enkele dag) ongereinigd stil te zetten om lage aanvoersituaties te overbruggen. Het blijkt beter om alle filters op lage debiet (maar wel > 3 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h) te voeden en in bedrijf te houden, dan ongecontroleerde stilstand toe te laten. Indien stilstand noodzakelijk is, dient dit gecontroleerd en met een gedegen reiniging (mogelijk chlorering) te gebeuren.

#### 6.10.5 VOORWAARDEN HOOFDZUIVERING

Aangezien een nageschakelde filterinstallatie alleen denitrificerend (en niet bewust nitrificerend werkt) kan worden uitgevoerd, dient het afvalwater in de actief-slibinstallatie reeds vergaand genitrificeerd te worden. Uitgangspunt voor lage concentraties aan  $N_{\text{totaal}}$  in het filtraat is een lage ammoniumconcentratie (< 1,5 mg NH<sub>4</sub>-N/l) in het RWZI-effluent (de afloop van de nabezinktanks). De nitraatbelasting van een nageschakeld filter dient beperkt te worden tot circa 10 mg NO<sub>3</sub>-N/l om kosteneffectieve filters te realiseren en koolstofbron te besparen. Hiermee dient dus ook een groot deel van de denitrificatie in het hoofdproces van de zuivering te hebben plaatsgevonden.

Dit geldt ook voor fosfaat. Een nageschakelde filterinstallatie kan efficiënt ingezet worden om fosfaatconcentraties tot circa 0,75 mg P<sub>ortho</sub>/l te verwijderen. Hiermee dient op de hoofdzuivering al het merendeel van het fosfaat (bij voorkeur met bio-P) verwijderd te zijn. De filtraatkwaliteit voor P<sub>totaal</sub> wordt beïnvloed door de ingaande concentratie aan P<sub>ortho</sub>, gebonden fosfaat en de gebonden en opgeloste fracties organisch fosfaat. In het filter wordt opgelost P<sub>ortho</sub> neergeslagen en gezamenlijk met het (aan deeltjes) gebonden fosfaat in het filterbed afgevangen. De haalbare P<sub>totaal</sub> concentratie is afhankelijk van de ingaande fosfaatconcentraties, de hoogte van de metaalzoutdosering (Me/PO<sub>4</sub>-P verhouding), de menging en vlokvorming en de afvang van vlokken en deeltjes in het filterbed. Om het type en de dosering van metaalzout, de optimale meng- en flocculatiecondities en de haalbare eindconcentratie voor fosfaat te bepalen worden, voorafgaand aan de definitieve vaststelling van het uitvoeringsontwerp, bekerglasproeven uitgevoerd met het effluent van de RWZI voor de keuze van het optimaal werkende metaalzout. Als metaalzoutdosering kan in basis uitgegaan worden van Al<sup>3+</sup> of Fe<sup>3+</sup> of als alternatief (poly)aluminiumzout (bijvoorbeeld bij lage temperaturen in de winterperiode of bij pH-veranderingen). Dit komt de flexibiliteit in bedrijfsvoering en de filtraatkwaliteit onder veranderende omstandigheden ten goede.

#### 6.10.6 SLIBUITSPOELING EN GROF VUIL

Slibuitspoeling uit de nabezinktanks en verontreiniging van het voedingswater van de filterinstallatie door externe vervuiling (bijvoorbeeld bladval) dient zoveel mogelijk voorkomen te worden. De hoofdzuivering dient robuust ontworpen en bedreven te worden met een lage SVI (< 150 ml/g) en een adequate roostergoedverwijdering. Effluentgoten en aanvoergoten naar de filterinstallatie dienen afgedekt te zijn.

Ter bescherming van de filterinstallatie wordt geadviseerd om een continu gereinigd rooster/zeefinstallatie (3 mm) in de aanvoer van de filters te plaatsen

### 6.10.7 FILTRAATKWALITEIT

Met een nageschakeld filter kunnen onafhankelijk van de schaalgrootte verschillende filtraatkwaliteiten worden geproduceerd, afhankelijk van:

- het type toegepast filtermateriaal (filtrerend zand/antraciet/granaatzand <-> adsorberend actieve kool);
- toepassing van neerslagreacties voorafgaande aan of in het filter door metaalzoutdosering;
- voor mogelijke toekomstige toepassingen gebruikmaking van biologische activiteit in het filter door o.a. dosering van een externe koolstofbron (C-bron).

De filterinstallatie dient bij voorkeur standaard gereed gemaakt te zijn om al deze mogelijkheden toe te passen. Dit houdt in dat:

- alle typen filtermateriaal kunnen worden gebruikt;
- doseerpunten voor metaalzout en externe koolstofbron worden opgenomen met voldoende initiële menging bij dosering (inbouwmogelijkheid van een statische menger);
- rekening wordt gehouden met een flocculatiezone (in de bovenwaterstand boven het filterbed).

Het filterbed kan worden gevuld met een enkele laag (continu en discontinu) of meerdere filtermedia (alleen voor vastbedfilter), dat wil zeggen grovere en fijnere fracties zand of antraciet. Door in het vastbedfilter gebruik te maken van meerdere media is het mogelijk wisselingen in zwevende stof met de grove fractie op te vangen en een vergaande zwevende stofverwijdering te realiseren met behulp van de fijnere fractie onder in het filter. Eventueel kan een 3<sup>de</sup> laag worden toegevoegd in de vorm van granaatzand.

### 6.10.8 SPOELWATER

Het spoelwater, dat naast slib gebonden fosfaat en stikstof kan bevatten, van de filterinstallaties zal zo geleidelijk mogelijk teruggevoerd moeten worden naar de hoofdzuivering.

Hiervoor worden met name voor de vastbedfiltratie spoelwaterbuffers gerealiseerd. Het spoelwater dient het hoofdzuiveringsproces zo weinig mogelijk negatief te beïnvloeden. Terugvoer naar (het begin van) het actief-slibproces of minimaal de inlooptrommel van de nabezink tanks geniet de voorkeur omdat zodoende het spoelwaterslib in het actief slib opgenomen kan worden en via het spuislib afgevoerd kan worden naar de slibverwerking.

## 6.11 ONTWERPGRONDSLAGEN

Samenvattend zijn de ontwerpparameters uitgelicht die voortkomen uit resultaten en ervaringen voortkomende uit het demonstratieonderzoek te Leiden Zuid-West.

Daarnaast moet worden vermeld dat het meest geschikte type zandfilter verschilt per locatie. Pilotonderzoek wordt daarom aanbevolen om verrassingen in de bedrijfsvoering te voorkomen en alle doeltreffende oplossingen voor knelpunten inzichtelijk te maken.

### 6.11.1 ROOSTER VOOR VERWIJDERING GROF MATERIAAL

Om te voorkomen dat de zandfilters verstopt kunnen raken met grof materiaal dient een zelfreinigend rooster geplaatst te worden voor de filters. Bij het demonstratieonderzoek is een maaswijdte van 3 mm voldoende gebleken.

### 6.11.2 COAGULANTDOSERING

Initiële mengenergie in een pijpleiding na coagulantdosering kan beperkt blijven tot 300 s<sup>-1</sup>. Dit maakt het plaatsen van een schuifafsluiter of statische menger overbodig. Een G-waarde van 300 s<sup>-1</sup> wordt al geïnitieerd door de leiding met een diameter van 10 cm. Naast de leiding kan een scherpe bocht of een koppeling ook al een noemenswaardige menging veroorzaken.

Online aansturing (op P<sub>ortho</sub>-meting) van de coagulantdosering wordt aanbevolen. De doseerstrategie die gehanteerd dient te worden om structureel fosfaat vergaand te verwijderen is in Tabel 39 weergegeven. Daarnaast wordt aanbevolen een minimale en maximale ijzerdosering toe te passen van respectievelijk 1 en 10 mg/l.

TABEL 39 DOSEERSTRATEGIE IJZERCHLORIDE VOOR CHEMISCHE FOSFAATVERWIJDERING

gemeten concentratie PO <sub>4</sub> -P afloop NBT [mg/l]	Me/PO <sub>4</sub> -P verhouding [mol/mol]	ijzerdosering [mg Fe/l]
0 - 0,3	8,0	1,0 - 4,3
0,3 - 1,0	4,0	2,2 - 7,2
1,0 - 4,0	2,0	3,6 - 10,0

### 6.11.3 KOOLSTOFBRONDOSERING

Methanol (10 % oplossing) is een effectieve C-bron gebleken om vergaande denitrificatie mogelijk te maken, waarbij online aansturing van de methanoldosering wordt aanbevolen. Methanol wordt optimaal gedoseerd volgens de kengetallen in Tabel 40. Dat wil zeggen dat vergaande denitrificatie plaatsvindt en overdosering van methanol wordt voorkomen.

TABEL 40 DOSEERVERHOUDING METHANOL VOOR DE DENITRIFICATIE

doseerverhouding	waarde [mol/mol]
methanol/NO <sub>x</sub> -N	3,2
methanol/O <sub>2</sub>	1,2

### 6.11.4 VLOKVORMINGSTANKS

Voor de uiteindelijke verwijderingsprestaties is het geen meerwaarde gebleken, vloktanks voor zandfiltratie te schakelen voor het stimuleren van de fosfaatverwijdering. Wel blijkt dat vlogroei (zeker bij lage temperaturen, < 15 °C) positief beïnvloed kan worden door extra vlok-vormingstijd, echter resulteert dit niet in verbetering van de fosfaatverwijdering.

### 6.11.5 CONTINU FILTRATIE

In Tabel 41 zijn de ontwerpgetallen gegeven van het continu filter. De weergegeven waarden gelden zowel voor een continu filter bedreven volgens het één-filterconcept als een continu filter bedreven volgens het twee-filterconcept, welke hoofdzakelijk bedoeld is stikstof te reduceren.

TABEL 41 ONTWERPGRONDSLAGEN CONTINU FILTRATIE

ontwerpparameter	eenheid	nominaal	minimaal	maximaal
filtratiesnelheid	m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> h	10-15 <sup>3</sup>	0	20
korrelgrootteverdeling kwartzand	mm		1,2	2,0
zandzaknelheid	mm/min	10	5	15
nitraatverwijdering (zomer)	kg NO <sub>3</sub> -N/m <sup>3</sup> dag	2,5	2,0	3,5
nitraatverwijdering (winter)	kg NO <sub>3</sub> -N/m <sup>3</sup> dag	1,3	1,0	1,5
nitraatconcentratie in afloop NBT	mg NO <sub>3</sub> -N/l	10	3	15
fosfaatconcentratie afloop NBT	mg/L P <sub>totaal</sub>	< 0,75	0,15	1,0 <sup>4</sup>
spoelwaterverbruik	% van filtraatproductie	9%	5%	30% <sup>5</sup>

### 6.11.6 VASTBEDFILTRATIE

In Tabel 42 zijn de ontwerpgetallen gegeven van het vastbedfilter. De weergegeven waarden gelden deels voor zowel een vastbedfilter bedreven volgens het één-filterconcept als een vastbedfilter volgens het twee-filterconcept, welke hoofdzakelijk geïmplementeerd is voor de verwijdering van fosfaat en troebelheid. Daarnaast verschillen de filterbedfracties die worden aanbevolen voor een biologisch en niet biologisch bedreven vastbedfilter. Deze zijn in de tabel uiteengesplitst.

TABEL 42 ONTWERPGRONDSLAGEN VASTBEDFILTRATIE

ontwerpparameter	eenheid	nominaal	minimaal	maximaal
<b>Algemeen</b>				
filtratiesnelheid twee-filteconcept	m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> h	10	0	15
filtratiesnelheid één-filterconcept	m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> h	10	0	15
filterbedhoogte kwartzand	mm	900		
filterbedhoogte antraciet	mm	600		
nitraatbelasting (zomer)	kg NO <sub>3</sub> -N/m <sub>3</sub> dag	2,7	2,0	4,0
nitraatbelasting (winter)	kg NO <sub>3</sub> -N/m <sub>3</sub> dag	1,7	1,5	2,0
nitraatconcentratie in afloop NBT	mg NO <sub>3</sub> -N/l	10	3	15
fosfaatconcentratie afloop NBT	mg/L P <sub>totaal</sub>	< 0,75	0,15	1,0 <sup>6</sup>
<b>biologisch bedreven vastbedfilter</b>				
korrelgrootteverdeling kwartzand	mm		1,5	2,25
korrelgrootteverdeling antraciet	mm		2	4
waterverbruik terugspoeling	% van filtraatproductie	5%	3%	13%
<b>niet biologisch bedreven vastbedfilter</b>				
korrelgrootteverdeling kwartzand	mm		0,71	1,25
korrelgrootteverdeling antraciet	mm		1,4	2,0
waterverbruik terugspoeling	% van filtraatproductie	4%	2%	9%

De spoelprocedure, zoals weergegeven in Tabel 43, is doeltreffend gebleken voor een biologisch en niet biologisch vastbedfilter.

- 3 Een hogere filtratiesnelheid kan leiden tot een afname van de verwijderingsrendementen voor stikstof, fosfaat en troebelheid, maar zorgt voor een verminderde spoelwaterproductie.
- 4 de streefwaarde voor fosfaat (0,15 mg/l P<sub>totaal</sub>) kan behaald worden bij een ingaande concentratie van 1,0 mg/l P<sub>totaal</sub>, zij het niet structureel.
- 5 onder suboptimale omstandigheden
- 6 de streefwaarde voor fosfaat (0,15 mg/l P<sub>totaal</sub>) kan behaald worden bij een ingaande concentratie van 1,0 mg/l P<sub>totaal</sub>, zij het niet structureel.

TABEL 43 INSTELLINGEN HOOFDSPOELPROGRAMMA VASTBEDFILTER

fase	duur (sec)	spoeling met	filtratiesnelheid (m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> h)	waterverbruik (m <sup>3</sup> )
1	90	lucht	-	-
2	90	water	30	2,1
3	200	water	50	7,9
4	60	water	30	1,4
5	120	water	30à0	1,9
totaal				13,3

### 6.11.7 SLIBUITSPOELING VANUIT DE NABEZINKTANKS RWZI

Voor zandfilters nageschakeld aan nabezinktanks geldt dat deze uit bedrijf moeten worden genomen wanneer slibuitspoeling vanuit de nabezinktanks optreedt. Slibuitspoeling kan worden gemonitord door middel van online troebelheidsmeting, waarbij slibuitspoeling kan worden gekarakteriseerd door bijvoorbeeld een troebelheid hoger dan 25 NTU. Gedurende de slibuitspoeling zal het afloopwater van de nabezinktanks onbehandeld op het oppervlakte worden geloosd.

Er wordt aanbevolen bij het weer in bedrijf nemen van continu filters en vastbedfilters om de filtratiesnelheid vanaf 5 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h langzaam op te toeren naar de bedoelde waarde. Dit om het schoonspoelen van het bed te bevorderen en het uitvallen van de installatie door een te hoge bedweerstand te voorkomen.

Bij continu filtratie dient een zandzaknelheid te worden behouden en zal perslucht blijvend moeten worden toegevoerd. Vooral voor continu filters geldt dat deze niet langer dan een aantal uren uitgeschakeld moeten staan om verstoppingen in het filterbed te voorkomen.

## 6.12 ENERGIE

Ter vergelijking van de één-filterconcepten is het energieverbruik berekend. De voornaamste energieverbruikers per filterconcept zijn weergegeven in Tabel 44. Het energieverbruik van de besturing en doseerpompen van de chemicaliën is niet meegenomen. Deze zijn overigens gelijk voor beide filterconcepten.

TABEL 44 ENERGIEVERBRUIKERS VAN DE NAGESCHAKELDE FILTRATIETECHNIKEN CONTINU EN VASTBEDFILTRATIE

continu filtratie	vastbedfiltratie
voedingspompen	voedingspompen
compressor (mammoetpomp)	compressor (terugspoelingen)
verwerking spoelwater op de hoofdzuivering	terugspoelpomp
	verwerking spoelwater op de hoofdzuivering

Bij continu filtratie wordt bij gemiddeld bedrijf circa 8% aan spoelwater geproduceerd bij een nominale filtratiesnelheid van 15 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h in tegenstelling tot 4% bij vastbedfiltratie geproduceerd bij een nominale filtratiesnelheid van 10 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h. Het spoelwater wordt teruggebracht naar de hoofdzuivering, waar het (een deel van het) zuiveringsproces zal volgen. Het continu filter produceert meer spoelwater waardoor het energieverbruik op de hoofdzuivering hoger zal zijn vergeleken met vastbedfiltratie. Daarnaast is bij continu filtratie altijd een compressor ingeschakeld en wordt ook hier meer energie verbruikt dan met vastbedfiltratie. Daarentegen verbruikt een vastbedfilter energie bij de terugspoelingen. Uitkomst van de berekening is dat bij continu filtratie 0,075 kWh/m<sup>3</sup> behandeld water wordt verbruikt vergeleken met

0,05 kWh/m<sup>3</sup> behandeld water voor vastbedfiltratie. Hiermee is vastbedfiltratie energiezuiniger. Vergeleken met het energieverbruik van de hoofdzuivering van 0,4 – 0,5 kWh/m<sup>3</sup> behandeld water is dit respectievelijk 15 – 10 % van het huidige gebruik.

### 6.13 KOSTEN

De kosten bevatten de civiele, mechanische en elektrische componenten van de gehele installatie, inclusief de doseerinstallaties en opslagtanks, behuizing en grondwerk. De raming is gebaseerd op een voorontwerp en heeft een nauwkeurigheid van ± 50 %.

Het ontwerpdebiet voor beide filters is gesteld op 1.000 m<sup>3</sup>/h (factor DWA/daggemiddelde is 0,8 en factor hydraulisch maximum/DWA is 1,5). De maximale filtratiesnelheid voor het continu filter en het vastbedfilter is gesteld op respectievelijk 20 en 15 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h. Voor beide filterconcepten is gekozen voor een uitvoering met vier continu filters (uitgangspunt dat één continu filter een maximaal filteroppervlak van 12,5 m<sup>2</sup> heeft) en vier vastbedfilters, waarbij één vastbedfilter stand-by staat en in bedrijf wordt genomen als een ander vastbedfilter gaat spoelen. Hierdoor zullen twee vastbedfilters het ontwerpdebiet moeten kunnen verwerken. Het continu filter heeft in verhouding tot het vastbedfilter een kleiner spoelwaterbuffer nodig.

De investeringskosten zijn berekend uit de bouwkosten, vermeerderd met 60 % voor onvoorzien, ontwerp en begeleiding, financieringskosten, vergunningen, verzekeringen, inrichtings- en aanloopkosten en BTW.

TABEL 45 KOSTEN EN UITGANGSPUNTEN ÉÉN-FILTERCONCEPTEN (± 50 %)

criteria	eenheid	continu filtratie	vastbedfiltratie
debiet	m <sup>3</sup> /uur	1.000	1.000
maximale filtratiesnelheid	m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> h	20	15
totaal filterbedoppervlakte	m <sup>2</sup>	50	89
aantal filters		4	4 (waarvan 1 stand-by)
bouwkosten	EUR	1.125.000	1.7800.000
	EUR/m <sup>2</sup>	25.000	20.000
investeringskosten	EUR	2.000.000	2.840.000
	EUR/m <sup>2</sup>	40.000	32.000

# 7

## CONCLUSIES, AANBEVELINGEN EN NABESCHOUWING

### 7.1 CONCLUSIES

De conclusies uit het onderzoek zijn verwoord in de beantwoording van de onderzoeksvragen. Daarbij wordt aangemerkt dat de hoofdzuivering AWZI Leiden Zuid-West zeer goed presteert waardoor lage fosfaat- en stikstofconcentraties in het effluent worden gerealiseerd. Voor een representatieve vergelijking naar overige RWZI's in Nederland is derhalve tijdens specifieke onderzoeksperioden nitraat gedoseerd aan het voedingswater van de demonstratie-installaties en is het fosfaatgehalte in de afloop van de nabezinktanks tijdelijk verhoogd door minder metaalzout op de AWZI Leiden Zuid-West te doseren.

Met het onderzoek op de demonstratie-installatie AWZI Leiden Zuid-West zijn de volgende onderzoeksvragen beantwoord:

- A. Zijn voor doeltreffende en vergaande fosfaat- en stikstofverwijdering tot de jaargemiddelde streefwaarde ( $< 2,2 \text{ mg N}_{\text{totaal}}/\text{l}$  en  $< 0,15 \text{ mg P}_{\text{totaal}}/\text{l}$ ) met nageschakelde filtratiestappen één enkel of twee in seriegeschakelde filters noodzakelijk?

Algemeen wordt gesteld dat zowel het één-filterconcept als het twee-filterconcept mogelijk zijn om de streefwaarden voor fosfaat en stikstof te halen.

Op basis van de verkregen resultaten is geconcludeerd dat fosfaatverwijdering middels metaalzoutdosering en nitraatverwijdering met een koolstofbron-ondersteund denitrificatieproces in een één-filterconfiguratie gecombineerd kunnen worden om structureel te kunnen voldoen aan de streefwaarde voor zowel  $\text{P}_{\text{totaal}}$  ( $< 0,15 \text{ mg P}_{\text{totaal}}/\text{l}$ ) als  $\text{N}_{\text{totaal}}$  ( $< 2,2 \text{ mg N}_{\text{totaal}}/\text{l}$ ). Daarbij worden door beide filterconfiguraties eisen gesteld aan het afloopwater van de nabezinktanks voor  $\text{P}_{\text{totaal}}$  ( $< 0,75 \text{ mg P}_{\text{totaal}}/\text{l}$ ) en nitraat ( $< 10 \text{ mg NO}_3\text{-N/l}$ ). Echter temperatureffecten op de denitrificatie en de fosfaatvlokvorming (bij  $T < 15\text{°C}$ ) leiden tot voorzichtigheid in de winter (geen groeiseizoen).

Het onderzoek heeft aangetoond dat het splitsen van denitrificatie en chemische fosfaatverwijdering in twee verschillende filters vanuit technologisch oogpunt onvoldoende voordeel heeft ten opzichte van de combinatie van processen in een één-filterconfiguratie.

- B. Indien het één-filterconcept mogelijk is, welke uitvoeringsvorm heeft in deze configuratie van nageschakelde technieken de voorkeur, continu filtratie of discontinu vastbedfiltratie?



Beide filterconfiguraties kunnen structureel voldoen aan de streefwaarden voor  $P_{\text{totaal}}$  ( $< 0,15 \text{ mg } P_{\text{totaal}}/\text{l}$ ) en  $N_{\text{totaal}}$  ( $< 2,2 \text{ mg } N_{\text{totaal}}/\text{l}$ ) met een gecombineerde metaalzout- en koolstofbrondosering. Daarnaast stelt het vastbedfilter als één-filterconcept dezelfde eisen aan het voedingswater dan continu filtratie ( $< 0,75 \text{ mg } P_{\text{totaal}}/\text{l}$  en  $< 10 \text{ mg } \text{NO}_3\text{-N}/\text{l}$ ) voor vergaande stikstof en fosfaatreductie. In zowel het continu filter als vastbedfilter kan simultaan aan denitrificatie nitrificatie optreden met een verwijderingsrendement van ammonium  $> 50 \%$ , mits de zuurstofconcentratie hoger is dan  $1 \text{ mg/l}$ .

Onderzoek op de demonstratie-installatie toont aan dat met vastbedfiltratie doorslag van zwevende stof beter kan worden beheerst. Waar het continu filter troebelheid toevoegt (met gemiddeld  $10 \%$ ), bedraagt het verwijderingsrendement van troebelheid door vastbedfiltratie circa  $35 - 55 \%$ . Bij continu filtratie kunnen echter maximale filtratiesnelheden tot  $22,5 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  gehanteerd worden ten overstaan van maximaal  $17 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  voor een biologisch bedreven vastbedfiltratie. Het continu filter is doorgaans beter in staat wisselende vrachten op te vangen in vergelijking tot het vastbedfilter. Wisselende vrachten uiteten zich voornamelijk in verslechterde verwijderingsprestaties. Voor het vastbedfilter resulteren wisselende omstandigheden in verkorte looptijden. Operationeel zijn geen zwaarwegende voor- en nadelen aan een één-filterconfiguratie toe te wijzen. Dit maakt het dat de afweging van continu filtratie of vastbedfiltratie locatiespecifiek en volgens de wensen van de gebruiker zal moeten worden gemaakt.

Ter toelichting op de onderzoeksvragen zijn de volgende subvragen beantwoord:

1. Wat is de meest optimale G-waarde (mengenergie) voor initiële menging?

Het demonstratieonderzoek heeft geen verschil uitgewezen voor de (mate van) binding tussen orthofosfaat en metaal ionen bij een toegepaste G-waarde van  $300 \text{ s}^{-1}$  en  $2000 \text{ s}^{-1}$ . Hieruit kan worden geconcludeerd dat een mengenergie van  $300 \text{ s}^{-1}$  voldoende is voor de binding tussen orthofosfaat en metaalionen.

2. Welke coagulant is het meest geschikt en welke verhouding van metaal/fosfaat is noodzakelijk?

Op basis van onderzoek is vastgesteld dat voor het effluent van de AWZI Leiden Zuid-West, in vergelijking met vijf verschillende vlokmiddelen, ijzerchloride de meest doeltreffende coagulant is om fosfaat te precipiteren en hiermee de streefwaarde voor fosfaat te bereiken.

Voor een optimale fosfaatverwijdering is een doseerstrategie ontwikkeld waarbij de te doseren  $\text{Me}/\text{PO}_4\text{-P}$  verhouding afhankelijk is van de ingaande fosfaatconcentratie. Er wordt tot  $8 \text{ mol/mol}$  gedoseerd bij een ingaande  $P_{\text{ortho}}$  concentratie van  $0 - 0,3 \text{ mg/l}$ . Indien de ingaande concentratie  $0,3 - 1,0 \text{ mg } P_{\text{ortho}}/\text{l}$  bedraagt wordt een  $\text{Me}/\text{PO}_4\text{-P}$  verhouding gehanteerd van  $4 \text{ mol/mol}$ . Bij ingaande concentraties hoger dan  $1 \text{ mg } P_{\text{ortho}}/\text{l}$  wordt metaal gedoseerd volgens een verhouding van  $2 \text{ mol/mol}$ . Daarnaast zal de ijzerchloridedosering begrensd moeten worden op een maximale dosering van  $10 \text{ mg/l}$ . Hiermee wordt voorkomen dat hoge concentraties vlokken en zwevende stof uit het filterbed spoelen en dat het filtraat rood kleurt door het gedoseerde ijzer.

3. Wat is de invloed van de voorgeschakelde vlokvormingstanks op de fosfaatverwijdering?

Een extra vlokvormingstijd van 25 minuten in een in serie geschakelde vlokvormingstanks vergroot de vlokken gemiddeld met een factor 2. Dit leidt voor vastbedfiltratie echter niet tot een verbeterde fosfaatverwijdering, er kan zelfs worden gesteld dat het verwijderingsrendement van fosfaat afneemt. Geconcludeerd is dat door een langere vlokvormingstijd vlokken worden vergroot, maar ook zwak van structuur zijn waardoor ze in het filterbed afschuren en uiteenvallen.

Op basis van de testen met voorgeschakelde vlokvormingstanks is ook voor continu filtratie geconcludeerd dat voorgeschakelde vlokvorming niet essentieel bijdraagt tot verbetering van fosfaatverwijdering en vlokafvang in de nageschakelde filterinstallaties.

4. Welke uitvoeringsvorm voor de filterbedmedia zijn voor de verschillende configuraties gewenst?

In de antracietlaag van het vastbedfilter bleek reeds een substantieel deel van de aanvoerende vrachten verwijderd te worden. Hieruit kan nut en noodzaak van het multimediafilter, bestaande uit 90 cm kwartzand en een toplaag van 60 cm antraciet, bevestigd worden. Daarnaast kan worden geconcludeerd dat met het vastbedfilter met 1,5 - 2,3 mm kwartzand en 2 - 4 mm antraciet zonder biologische activiteit maar met vlokmiddeldosering onvoldoende filtratiewerking wordt bereikt. Een filterbed bestaande uit een zandfractie van 0,7 - 1,3 mm en een toplaag van antraciet met een korreldiameterrange van 1,4 - 2,0 mm voldoet echter wel.

Voor het vastbedfilter bedreven volgens het één-filterconcept is de samenstelling van 1,5 - 2,3 mm kwartzand en 2 - 4 mm antraciet wel voldoende gebleken voor de filtratiewerking van fosfaat en zwevende stof. Daarnaast genereert de betreffende korrelsamenstelling een langere looptijd (verlenging van 5 - 10 uur bij een gemiddelde filtratiesnelheid van 10 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h) voor het één-filterconcept ten opzichte van het fijnere filterbed.

Het filtermedia van het continu filter bestaat sinds de opstart uit enkel een laag kwartzand van 2 m met een korreldiameter van 1,2 - 2,0 mm. Deze configuratie is geschikt gebleken voor zowel het twee-filterconcept als het één-filterconcept

5. Wat is de invloed van de filtratiesnelheid op de verwijderings- en omzettingsprestaties?

Met het onderzoek is aangetoond dat de filtratiesnelheid een lichte invloed heeft op de verwijderingsprestaties voor fosfaat en stikstof door het één-filterconcept continu filtratie. Zo neemt bij hoge filtratiesnelheden van 17 - 24 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h het verwijderingsrendement voor nitraat af naar 84 %. Ter vergelijking, het nitraatverwijderingsrendement bij filtratiesnelheden van 5 - 17 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h is > 90 %.

Bij filtratiesnelheden tussen de 17 - 24 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h wordt de streefwaarde voor P<sub>totaal</sub> (0,15 mg/l) niet meer behaald bij ingaande P<sub>totaal</sub> concentraties > 0,75 mg/l, terwijl bij lagere filtratiesnelheden nog aan de streefwaarde wordt voldaan bij ingaande P<sub>totaal</sub> concentraties > 1,25 mg/l.

De nitraatverwijdering door het vastbedfilter, bedreven volgens het één-filterconcept, is onafhankelijk van de filtratiesnelheid bij geteste snelheden van 5 - 15 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h. Voor de fosfaatverwijdering is wel een lichte invloed te bekennen. Bij filtratiesnelheden van 12 - 15 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h kan de streefwaarde niet meer worden gehaald bij ingaande P<sub>totaal</sub> concentraties > 0,75 mg/l.

Bij lagere filtratiesnelheden ligt deze grens op een ingaande  $P_{\text{totaal}}$  concentratie van 1,0 mg/l.

Voor de continu filtratie met gecombineerde stikstof- en fosfaatverwijdering en met alleen denitrificatie zijn in de zomer filtratiesnelheden van 25 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h haalbaar zonder dat de filtraatkwaliteit nadelig beïnvloed wordt. De haalbare filtratiesnelheid van het continu filter wordt in de zomer bepaald door hydraulische beperkingen en niet door de verwijderingsprestaties. Om ook in de winter (lage temperaturen beperken de nitraatomzettingcapaciteit) structureel vergaande denitrificatie te bereiken moet de filtratiesnelheid afnemen zodat het continu filter wordt belast met een lagere vracht.

In een niet biologisch bedreven vastbedfilter kan bij een filtratiesnelheid van 10 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h structureel de streefwaarde van de fosfaatconcentratie worden behaald. Met toenemende filtratiesnelheid (> 15 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h) neemt de gevoeligheid voor de ingaande fosfaatconcentratie toe. Het vastbedfilter presteerde zelfs bij een filtratiesnelheid tot 20 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h voor fosfaatverwijdering en zwevende stofverwijdering relatief nog goed, maar haalde niet structureel de streefwaarde. Daarnaast nam de duur van de looptijden af tot 3 - 4 uur.

Gezien de filtratiesnelheid waarbij acceptabele looptijden (> 6 uur) behaald worden door vastbedfiltratie, bedreven volgens het één-filterconcept, bedraagt het hydraulisch maximum 15 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h. Beneden deze waarde zijn de concentraties stikstof en fosfaat niet afhankelijk van de filtratiesnelheid.

#### 6. Wat is het gevolg van wisselende vrachten op de filtraatkwaliteit en de bedrijfsvoering?

Met name de ingaande fosfaat- en zwevende stofconcentraties zijn van grote invloed op de bedrijfsvoering van de filterinstallaties. Door een sterke toename van de hoeveelheid gevormde metaal/fosfaat vlokken bij fosfaatconcentraties boven 0,75 mg/l in het voedingswater neemt de drukopbouw over het vastbedfilter sterk toe waardoor de looptijd wordt beperkt. Verhoogde zwevende stofaanvoer vanuit de afloop nabezinktanks kan leiden tot verstoppingen en uitval van het continu filter. Zodoende is een voorwaarde voor nageschakelde zandfiltratie dat hoge concentraties zwevende stof geby-passed dienen te worden om de filterconfiguraties te beschermen. Daarnaast zal nagestreefd moeten worden dat het fosfaatgehalte reeds op de hoofdzuivering tot onder de huidige eis van 1 mg/l  $P_{\text{totaal}}$  wordt gebracht om met nageschakelde zandfiltratie de streefwaarden te bereiken.

Het continu filter is doorgaans beter in staat wisselende vrachten op te vangen in vergelijking tot het vastbedfilter. Wisselende vrachten uiten zich voornamelijk in verslechterde verwijderingsprestaties. Voor het vastbedfilter resulteren wisselende omstandigheden in verkorte looptijden. Het fijne filterbed verstopte voor alle variërende vrachten en filtratiesnelheden binnen enkele uren. Voor het grove filterbed worden minimale looptijden behaald van 5 uur, de kortere looptijden worden gegenereerd in het geval van oplopende filtratiesnelheden en vrachten. De looptijden worden weer langer wanneer deze snelheden en vrachten lager worden.

#### 7. Welke filterconfiguratie heeft de meest gunstige spoelwaterproductie?

De spoelwaterproductie voor het continu filter wordt direct beïnvloed door de zandzaksnelheid. Bij een zandzaksnelheid van 10 mm/min wordt een stabiele hoeveelheid spoelwater geproduceerd, welke bij toepassing van nominale filtratiesnelheden lager dan 20 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h voordeliger is vergeleken met variërende zandzaksnelheden van 3 - 15 mm/min. Dit betekent tevens dat een hogere filtratiesnelheid resulteert in een lager spoelwaterverbruik.

Bij een nominale filtratiesnelheid van 10 en 15 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h bedraagt de spoelwaterproductie respectievelijk 10 % en 7 %.

De spoelwaterproductie van het vastbedfilter wordt direct bepaald door de duur van de looptijd en het benodigde spoelregime. Looptijden zijn sterk afhankelijk van de filtratiesnelheid en de concentraties aan nitraat, fosfaat en troebelheid. Tijdens een spoelprocedure is spoeling met 3 bedvolumes doeltreffend gebleken om het filterbed schoon te spoelen. Voor nominale omstandigheden heeft het vastbedfilter bij een filtratiesnelheid van 10 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h een gemiddelde looptijd van 10 - 16 uur, indien biologisch actief bedreven en met een zand- en antracietfractie van respectievelijk 1,5 - 2,3 mm en 2 - 4 mm. De spoelwaterproductie is lager dan 5 % en zo ook lager dan het continu filter. Behaalde looptijden met een niet biologisch bedreven vastbedfilter (volgens twee-filterconcept) met een zand en antracietfractie van respectievelijk 0,7 - 1,3 mm en 1,4 - 2,0 mm, zijn gemiddeld 5 uur bij een filtratiesnelheid van 15 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h. De geproduceerde hoeveelheid spoelwater is circa 6 %. Hieruit kan worden geconcludeerd dat vastbedfiltratie minder spoelwater produceert.

Het spoelwater dient (eventueel via een vuillastbuffer) naar de hoofdzuivering teruggevoerd te worden, bij voorkeur naar de beluchte zone van het actief-slibproces of de inlooptrommel van de nabezinktank(s). De hoofdzuiveringsonderdelen dienen hier op gedimensioneerd te zijn.

#### 8. Wat is de invloed van temperatuurswisselingen op de filterconfiguraties?

In het onderzoek zijn sterke temperatuursinvloeden waargenomen op de vloggroei en vloksterkte. Echter de temperatuursinvloed lijkt beperkt op de prestaties van de één-filterconcepten continu en vastbedfiltratie bij een ingaande P<sub>totaal</sub>-concentratie < 0,75 mg/l, waarbij aan de streefwaarde wordt voldaan, ongeacht de temperatuur. Bij hogere ingaande fosfaatconcentraties nemen de verwijderingsrendementen af bij lagere temperaturen.

Aangetoond is dat de initiële binding van orthofosfaat niet gehinderd wordt door de lagere temperaturen, maar dat de vloggroei en vloksterkte vervolgens wel beperkt worden. Hierdoor zullen de desbetreffende fosfaatvlokken bij een lage watertemperatuur eerder afschuren en/of uiteenvallen dan bij hoge en zomerse temperaturen het geval is.

Voor zowel continu filtratie als vastbedfiltratie heeft het onderzoek uitgewezen dat bij temperaturen hoger dan 18 °C nitraatvrachten tot in ieder geval 2,0 kg/m<sup>3</sup>dag kunnen worden omgezet. Bij een lager wordende watertemperatuur (10 - 16 °C) daalt de nitraatomzetting in het continu filter naar gemiddeld circa 0,75 kg/m<sup>3</sup>dag en de nitraatomzetting in het vastbedfilter naar 1,0 kg/m<sup>3</sup>dag. Dit is mogelijk te wijten is aan het verminderde reactievermogen van de biomassa bij watertemperaturen lager dan 16 °C op de sterk wisselende omstandigheden, zoals sterk wisselende aanvoer en sterke temperatuursdalingen.

De temperatuur is van invloed op de viscositeit van het water welke theoretisch van invloed is op de bedweerstand. Hierdoor zou bij lagere temperaturen de drukval over het filterbed toenemen. Dit verschijnsel wordt in de praktijk niet waargenomen en wordt mogelijk verdisconteerd door het fenomeen dat tevens de vlokafvang beter is gedurende de zomerperiode als gevolg van de sterkere vlokken.

9. Wat is de invloed van P-limitatie voor het één-filterconcept?

Fosfaatlimitatie is in reguliere bedrijfsvoering niet waargenomen in de één-filterconcepten voor het continu filter en het vastbedfilter. Uit specifieke experimenten met het continu één-filterconcept is gebleken dat het wel degelijk een remmende werking kan hebben op het denitrificatieproces in het geval dat hoge nitraatconcentraties gepaard gaan met lage fosfaatconcentraties in de verhouding  $0,05 \text{ g PO}_4\text{-P/g NO}_x\text{-N}$  voor coagulantdosering. Dit is een lagere verhouding dan verwacht op basis van de literatuur.

Tevens is geconcludeerd dat methanoldosering geen invloed heeft op de fosfaatbinding, waardoor gecombineerde metaalzout- en methanoldosering niet wordt beperkt.

10. Wat is het energieverbruik van nageschakelde filtratie?

Het energieverbruik van effluentfiltratie bedraagt conform de in de demonstratie-installatie op AWZI Leiden Zuid-West uitgevoerde configuraties ca.  $0,075 \text{ kWh/m}^3$  voor continue filtratie en  $0,05 \text{ kWh/m}^3$  voor vastbedfiltratie. Vergeleken met het energieverbruik van de hoofdzuivering van  $0,4 - 0,5 \text{ kWh/m}^3$  behandeld water is dit respectievelijk 15 - 10 % van het huidige gebruik.

11. Wat zijn de kosten van nageschakelde filtratie?

De investeringskosten van effluentfiltratie bedragen conform in de berekening voor de demonstratie-installatie AWZI Leiden Zuid-West gehanteerde configuraties ca EUR 2 miljoen voor een continue zandfiltratie met een capaciteit van  $1.000 \text{ m}^3/\text{h}$  en EUR 2,8 miljoen voor een vastzandfiltratieinstallatie met een capaciteit van  $1.000 \text{ m}^3/\text{h}$ .

## 7.2 AANBEVELINGEN

Op basis van het onderzoek uitgevoerd op de demonstratie-installatie AWZI Leiden Zuid-West wordt aanbevolen:

1. dat één-filterconcepten toegepast kan worden vanwege het (financiële) voordeel ten opzichte van twee-filterconcepten, zolang het ontwerp en de bedrijfsvoering van het één-filterconcept juist wordt uitgevoerd;
2. de filterinstallaties beschermd worden tegen slibuitspoeling, bladval en roostergoed(doorslag) door een continu gereinigde zeef/roosterinstallatie (3 mm) te installeren;
3. voorzieningen worden getroffen om optimale vlokvorming en afvang ook in de wintersituatie te garanderen (in winter van ijzer naar PAL-dosering);
4. de fosfaatverwijdering ultra lage concentraties en bij lage temperaturen ( $< 15 \text{ }^\circ\text{C}$ ) nader onderzocht dient te worden om ook in de wintersituatie voldoende fosfaatverwijdering te kunnen garanderen;
5. fosfaatlimitatie van het denitrificatieproces nader onderzocht dient te worden (fosfaatconcentratie, koolstofdosering, temperatuur, nitraataanvoer);
6. dat de denitrificatiecapaciteit van het continu filter in de winterperiode wordt verbeterend door variërende zandzaknelheden in te stellen in plaats van een vaste zandzaknelheid. Met een vaste zandzaknelheid wordt relatief veel biomassa uit het filterbed gespoeld in perioden met een lage aanvoer. Hierdoor is mogelijk niet voldoende biomassa aanwezig om bij een lage temperatuur een piekaanvoer aan nitraat vergaand om te zetten. Blijkt echter dat de denitri-

ficatie in de winterperiode onafhankelijk is van een variërende of vaste zandzaksnelheid, zijn er geen gegronde redenen meer om een variërende zandzaksnelheid toe te passen

7. dat filterconcepten onder variërende condities robuust moeten worden ontworpen om aan de gemiddelde filtraat/effluentkwaliteit te kunnen voldoen.

### 7.3 NABESCHOUWING

Het demonstratie-onderzoek te Leiden Zuid-West heeft vele inzichten verschaft in de bedrijfsvoering van nageschakelde technieken. Allereerst werd in de opstartperiode duidelijk dat het inregelen van de besturing en het bekend raken met de installatie enkele (rekeninghoudend met minimaal drie) maanden in beslag neemt. In deze periode zijn essentiële storingen opgetreden waardoor het maar beperkt mogelijk was om resultaten te vergaren waarmee de onderzoeksresultaten konden worden beantwoord. Ook het onderhoud en de kalibratie van de analysers nam veel meer tijd in beslag dan verwacht.

Ook na de opstartfase is gebleken dat de bedrijfsvoering van de installaties complex is en uitval van de installaties veelvuldig en door allerlei oorzaken optreed. Daarnaast werden de metaalzout- en koolstofbrondoseringen aangestuurd door de online-metingen. Doordat deze meting gemakkelijk in storing kan vallen is het vaak voorgekomen dat er geen dosering plaatsvond en dat daardoor de resultaten van de stikstof- en fosfaatverwijdering onbruikbaar waren. Het is daarom aan te raden over te gaan naar een minimale (bodem)doseringen indien een aansturende analyser in storing valt.

Met het demonstratie-onderzoek is gebleken dat in de winterperiode de denitrificatiecapaciteit afneemt. Discussie zal daarom plaats kunnen vinden omtrent de eisen waaraan nageschakelde filtratie moet voldoen. De eisen kunnen mogelijk variëren in de zomer en winterperiode, of gekozen kan worden voor een jaargemiddelde eis. Hiermee wordt ruimte gecreëerd om de verwijderingsrendementen af te laten nemen indien de omstandigheden dusdanig zijn dat de eisen moeilijk behaald kunnen worden. Het bediscussiëren van de eisen kan leiden tot kleinere installaties en de daarmee samengaande lagere kosten.

Naast dat veel inzicht is verkregen van de verwijderingsprestaties van nageschakelde filtratietechnieken valt op te merken dat de operationele aspecten minstens zoveel aandacht verdienen. Want met het onderzoek is ondervonden dat een stabiele bedrijfsvoering en weloverwogen aanpassingen van de instellingen leidt tot een betere nutriënten verwijdering. Het energieverbruik van nageschakelde filterinstallaties vraagt 10 – 15% van het huidige energieverbruik van de hoofdzuivering en is daarmee een substantiële energiedrager. Ook de kosten van nabeschakelde filtratie dienen nauwkeurig beschouwd te worden en afgewogen te worden tegen de toegevoegde (zuiverings)waarde.

## 8

## REFERENTIES

- 1 Verkeer & Waterstaat, Pragmatische Implementatie Europese Kaderrichtlijn Water in Nederland. Tweede Kamer, vergaderjaar 2003-2004, 28.808, nr 12, Den Haag (2004)
- 2 STOWA, Verkenning van de gevolgen van de Kaderrichtlijn Water voor het onderzoeksveld waterbeheer, STOWA-rapport 2004-27, Utrecht (2004)
- 3 STOWA, Exploratory Study For Wastewater Treatment Techniques And The European Water Framework Directive, STOWA rapport 2005-34, Utrecht (2005)
- 4 Menkveld H.W.H., J.J.M. den Elzen, RWZI effluent van de toekomst, Proevenprogramma voor het bereiken van KRW- kwaliteit op de AWZI Leiden Zuid-West (2006)
- 5 STOWA, Filtratietechnieken RWZI's – Stand van zaken en ervaringen, STOWA rapport 2006-21, Utrecht (2006),
- 6 J. Wijma, A. de Man, C. Wessels, H. Wouters, Nieuwe horizon voor denitrificatie en defosfatering, H<sub>2</sub>O-24, 2007, p.p. 40-42
- 7 STOWA, Het actief-slibproces – de grenzen en mogelijkheden, STOWA-rapport 2007-24, Utrecht (2007)
- 8 C. de Booy, J.F. Kramer, Rijnland start grootschalige zandfiltratie afvalwaterzuivering, Land+Water, February 2005, nr 1/2
- 9 H.W.H. Menkveld, R. Neef, RWZI Horstermeer is proeftuin voor zuiveringstechnieken, Land + Water, september 2005
- 10 S.M. Scherrenberg, R. Neef, H.W.H. Menkveld, J.H.J.M. van der Graaf, Dual media filtration competitive with continuous sand filtration for phosphorous and nitrogen removal, Published by IWA Publishing, London, UK (2006)
- 11 STOWA, Compendium RWZI-effluent als bron voor 'ander water', STOWA-rapport 2001-14, Utrecht (2001)
- 12 STOWA, Buitenlandse technieken, Een zoektocht naar andere oplossingen, STOWA-rapport 2002-41 Utrecht (2002)
- 13 STOWA, Fosforterugwinning uit ijzerarm slib van rioolwaterzuiverings-inrichtingen, STOWA-rapport 2007-31, Utrecht, (2007)
- 14 STOWA, Adsorptie van fosfaat als nabehandelingstechniek, haalbaarheidsonderzoek, STOWA-rapport 2007-26, Utrecht (2007)
- 15 STOWA, Handboek Chemische P-verwijdering, STOWA-rapport 1993-06, Utrecht (1993)
- 16 A.C. Firmin and R. Rowland, (2007) Nitrogen Removal Design, Startup, and 6 Years of Operation in Scituate, Massachusetts. Proceedings IWA WEF Conference Nutrient Removal 2007, Baltimore, USA

- 17 M. Benisch, D. Clark, J.B. Neethling, H. Sid Fredrickson and A. Gu, (2007) Can Tertiary Phosphorus Removal Reliably Produce 10 µg/L? Pilot Results from Coeur D'Alene, ID. Proceedings IWA WEF Conference Nutrient Removal 2007, Baltimore, USA
- 18 J.B. Neethling, M. Benisch, D. Clark and A. Gu, (2007) Phosphorus Speciation Provides Direction To Produce 10 µg/L. Proceedings IWA WEF Conference Nutrient Removal 2007, Baltimore, USA
- 19 Gary R. Johnson (2009) Full scale evaluation of an alternate carbon source and methanol for low level denitrification at a Long Island Sound Water Pollution Control Facility, Proceedings WEF Nutrient Removal Conference, Washington DC, June 28 – 30, 2009.
- 20 Christine deBarbadillo et.al. (2009). A Comparison of Operating Issues and Dosing Requirements for Alternative Carbon Sources in Denitrification Filters, Proceedings WEF Nutrient Removal Conference, Washington DC, June 28 – 30, 2009.
- 21 Scott Crosswell et.al (2009) Full Scale Evaluation, Modeling, and Optimization of Nitrate Removal through
- 22 Continuously Backwashing Denitrification Filter, Proceedings WEF Nutrient Removal Conference, Washington DC, June 28 – 30, 2009.
- 23 Paul M. Sutton et al. (2009). Continuous Backwash Filters: An Attractive Technology for Phosphorus Removal and Recovery, and Nitrate Reduction, , Proceedings WEF Nutrient Removal Conference, Washington DC, June 28 – 30, 2009.
- 24 V. Claessen et all., Beleid doelmatige werking zuiveringstechnische werken, (augustus 2006), Waterschap Aa en Maas,s-Hertogenbosch
- 25 D. Jenkins, M.G. Richard and G.T. Daigger, Manuel on the Causes and Control of Activated Sludge Bulking, Foaming, and Other Solids Separation Problems IWA publishing, p. 103-106 , 3rd ed. (2004)
- 26 J. Husband, E. Becker, Demonstration Testing Of Denitrification Effluent Filters To Achieve Limit Of Technology For Total Nitrogen And Phosphorus, IWA Nutrient Removal (2007)
- 27 C. deBarbadillo, R. Rectanus, R. Canham, P. Schauer, Tertiary Denitrification And Very Low Phosphorus Limits: A Practical Look At Phosphorus Limitations On Denitrification Filters, Proceedings Weftec 2006
- 28 J. Bratby, Coagulation and flocculation in water and wastewater treatment, 2006
- 29 G. Nowak, Wandl, K. Svardal, Long-term experience with biological pretreatment of rendering plant effluent, Water Science and Technology Vol 40 No 1 pp 37-44 IWA Publishing 1999
- 30 K. Hultman, Jönsson and E. Plaza, Combined nitrogen and phosphorus removal in a full-scale continuous up-flow sand filter. Water Science and Technology Vol 29 No 10-11 pp 127-134 IWA Publishing 1994
- 31 X. Yu, X.J. Zhang, X.L. Liu, Z.D. Zhao, Z.S. Wang, Phosphorus limitation in biofiltration for drinking water treatment, Journal of Environmental Sciences - China, 2003, Vol 15, Iss 4, pp 494-499
- 32 N. Hanner, H. Aspegren, U. Nyberg, B. Andersson, Upgrading the Sjolunda WWTP according to a novel process concept, Water Science and Technology, 2003, Vol 47, Iss 12, pp 1-7
- 33 S.J. Kang, W.F. Bailey, D. Jenkins, Biological Nutrient Removal at the Blue Plains Wastewater Treatment Plant in Washington DC, Water Science Technology 1992; 26(9-11), pp 2233-2236
- 34 W. Bailey, A. Tesfaye, J. Dakita, M. McGrath, G. Daigger, A. Benjamin, T. Sadick, Large-scale nitrogen removal demonstration at the Blue Plains Wastewater Treatment Plant using post-denitrification with methanol Water Science and Technology, 1998, Vol 38, Iss 1, pp 79-86

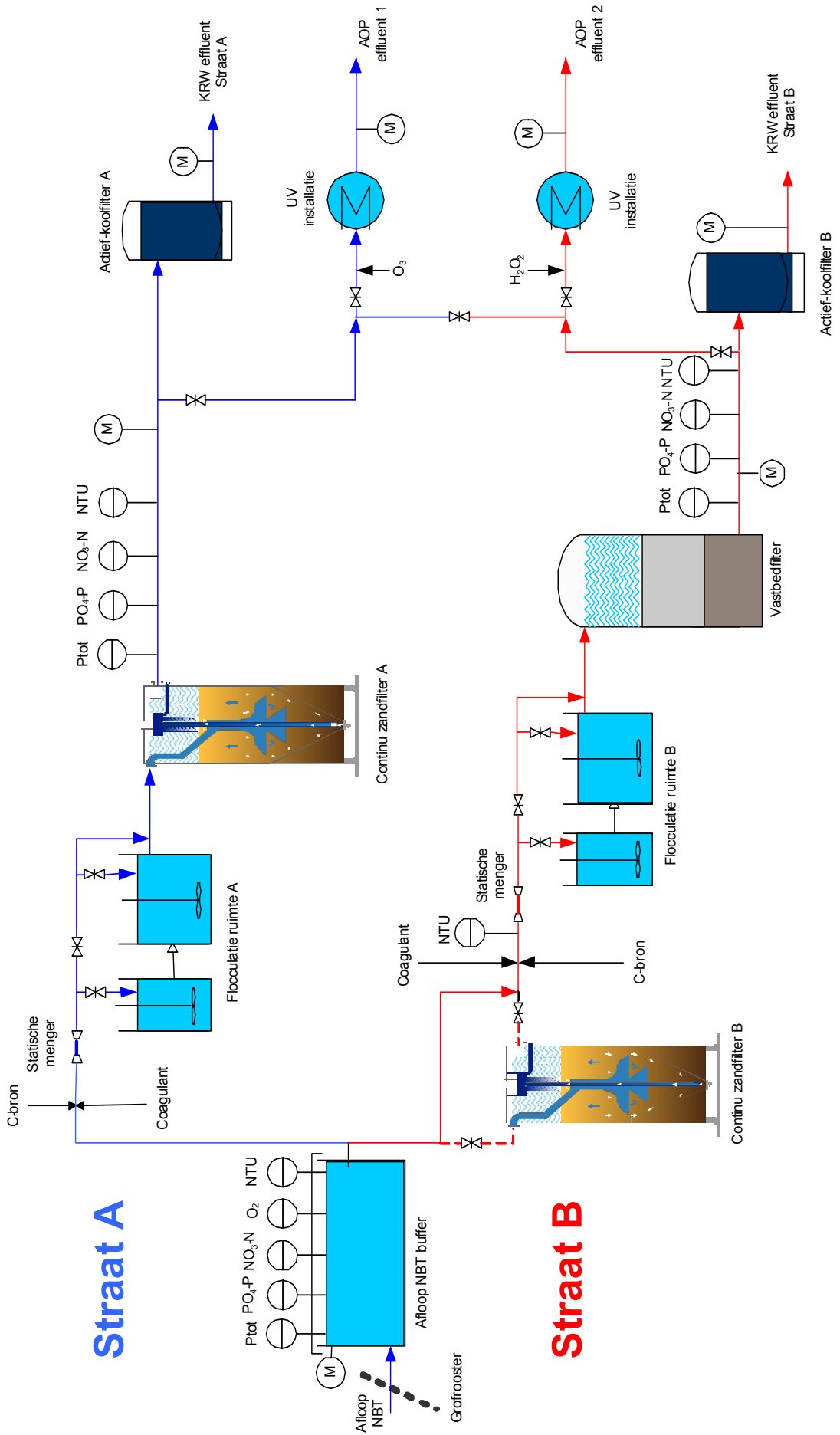


- 35 G. Tchobanoglous, F.L. Burton, H.D. Stensel, 2003 Wastewater Engineering Treatment and Reuse Fourth Edition by Metcalf & Eddy, Inc, 2003
- 36 D.H. Bache and R. Gregory, Floccs in Water Treatment, IWA Publishing (2007): 27-51, 166-171
- 37 S.M. Scherrenberg, J.J.M. den Elzen, F.H. van den Berg van Saparoea, A.F. Nieuwenhuijzen, Is hoge initiële menging en extra vlokvormingstijd voor fosfaatverwijdering met vastbedfiltratie geldverspillend?, Afvalwaterwetenschap, jaargang 7, nr. 4, november 2008
- 38 L. Kang and J. Cleasby, Temperature effects on flocculation kinetics using Fe(III) coagulant, Journal of environmental engineering, 1995, 121 (12): 893-901
- 39 V.A. Mhaisalkar, R. Paramasivam, A.G. Bhole, Optimizing physical parameters of rapid mix design for coagulation-flocculation of turbid waters, Water Research, 1991, Vol16, No. 1, pp.43-52
- 40 J. Thistleton, T.A. Berry, P. Pearce, S.A. Parsons, Mechanisms of chemical phosphorus removal II iron (III) Salts, Trans Ichemie, 2002, Volume 80, Part B, pp 265-269
- 41 M.A. Yukselen and J. Gregory, The reversibility of floc breakage, Int.J. Miner. Process 73: 251-259
- 42 S.M. Scherrenberg, A.F. van Nieuwenhuijzen, H.W.H. Menkeld, J.J.M. den Elzen, J.H.J.M. van der Graaf, Innovative phosphorus distribution method to achieve advanced chemical phosphorus removal, proceedings Zurich, Leading Edge Technology, June 2008
- 43 FH van den Berg van Saparoea, Optimising process parameters to achieve advanced chemical phosphorus removal, afstudeerrapport TU Delft, Civiele techniek, september 2008
- 44 A. Malsch, RWZI-effluent van de toekomst: Remming op denitrificatie door P-limitatie bij effluentbehandeling middels zandfiltratie, Afstudeerrapport Milieukunde, 29 mei 2008
- 45 S.M. Scherrenberg, A.F. van Nieuwenhuijzen, J.J.M. den Elzen, F.H. van den Berg van Saparoea, A. Malsch, J.H.J.M. van der Graaf, (2008) Aiming at complete nitrogen and phosphorus removal from WWTP effluent – the limits of technology, proceedings Chicago, WEFTEC.08, October 2008
- 46 C.J. Chuang en K.Y. Li (1997). Effect of coagulant dosage and grain size on the performance of direct filtration, Separation and purification technology, volume 12, pp. 229-241
- 47 S.M. Scherrenberg, A.F. van Nieuwenhuijzen, Temperatuursinvloed op vlokvorming met metaalzouten in effluent, notitie voor het project 'RWZI-effluent voor de toekomst', mei 2008
- 48 S.M. Scherrenberg, R. Neef, H.W.H. Menkveld, J.H.J.M. van der Graaf, Van Nieuwenhuijzen (2009). Evaluation of phosphorus removal by WWTP effluent filtration: 1-STEP® filter versus dual media filtration, Proceedings WEF Nutrient Removal Conference, Washington DC, June 28 – 30, 2009.
- 49 S.M. Scherrenberg, R. Neef, H.W.H. Menkveld, J.H.J.M. van der Graaf, Van Nieuwenhuijzen (2009). Phosphorus and nitrogen profile measurements to understand, to locate and to deal with phosphorus limitation in a fixed bed filter. accepted for publication in Water Environmental Engineering 2009.
- 50 STOWA (2008) Demonstratieonderzoek vergaande zuiveringstechnieken op de AWZI Leiden Zuid-West, Werkrapport 2008-W02, STOWA Utrecht.
- 51 STOWA (2009) Nageschakelde zuiveringstechnieken op de AWZI Leiden Zuid-West – Verkenning actief-kooladsorptie en geavanceerde oxidatietechnieken. Rapport 2009-33, STOWA, Utrecht.
- 52 STOWA (2009) Ontwikkeling 1-STEP® filter. STOWA-rapport 2009-34, STOWA, Utrecht.



**BIJLAGE I**

**ONTWERP INSTALLATIES DEMONSTRATIE-  
INSTALLATIE AWZI LEIDEN ZUID-WEST**



## ONTWERPGEGEVENS DEMONSTRATIE-INSTALLATIES STRAAT A

Onderdeel	eenheid	nominaal	minimaal	maximaal
<b>Flocculatietank</b>				
G-waarde coagulatiezone	s <sup>-1</sup>	1000	100	2000
verblijftijd coagulatiezone	s	20	10	30
G-waarde flocculatiezone	s <sup>-1</sup>	100	50	200
verblijftijd flocculatiezone	min	15	5	25
<b>Continu biofiltratie</b>				
aantal units	-	1		
filteroppervlak	m <sup>2</sup>	3		
vulmateriaal	-			kwartszand
korrelgrootteverdeling	mm	1,2 – 2,0		
hydraulische belasting	m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .h	15	5	25
hoogte filterbed	m	2		
<b>Koolstofbrondoseerinstallatie</b>				
	methanol			
doseerverhouding Methanol/NO <sub>3</sub> -N	kg Methanol/kg NO <sub>3</sub> -N	3	2	5
doseerverhouding Methanol/O <sub>2</sub>	kg Methanol/kg O <sub>2</sub>	1,2	0,7	1,5
<b>Coagulantdoseerinstallatie</b>				
doseerverhouding Me/PO <sub>4</sub> -P	mol Fe/mol PO <sub>4</sub> -P	4	1	10
<b>Tussenbuffer</b>				
verblijftijd	min	7,5	5	10
volume	m <sup>3</sup>	6	3	13

## ONTWERPGEGEVENS DEMONSTRATIE-INSTALLATIES STRAAT B

Onderdeel	eenheid	nominaal	minimaal	maximaal
<b>Continu biofiltratie</b>				
aantal units	-	1		
filteroppervlak	m <sup>2</sup>	3		
vulmateriaal	-	kwartszand		
korrelgrootteverdeling	mm	1,2 - 2		
hydraulische belasting	m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .h	15	5	25
hoogte filterbed	m	2		
Koolstofbrondoseerinstallatie	methanol			
doseerverhouding Methanol/NO <sub>3</sub> -N	kg Methanol/kg NO <sub>3</sub> -N	3	2	5
doseerverhouding Methanol/O <sub>2</sub>	kg Methanol/kg O <sub>2</sub>	1,2	0,7	1,5
<b>Coagulantdoseerinstallatie</b>				
doseerverhouding Me/PO <sub>4</sub> -P	mol Fe/mol PO <sub>4</sub> -P	4	2	10
<b>Flocculatietank</b>				
G-waarde coagulatiezone	s <sup>-1</sup>	1000	100	2000
verblijftijd coagulatiezone	s	20	10	30
G-waarde flocculatiezone	s <sup>-1</sup>	100	50	200
verblijftijd flocculatiezone	min	15	5	25
<b>Vastbedfilter</b>				
filtratieprincipe		open gravitatiefilter met instelbare waterspiegel		
capaciteit	m <sup>3</sup> /h	45	15	75
filtratiesnelheid	m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .h	15	5	25
aantal units	-	1	1	
filteroppervlak	m <sup>2</sup>	3		
volume bovenwaterkolom	m <sup>3</sup>	5,4		6,6
bovenwaterstand	mm	1800		2200
bovenlaag	-		(fijn) antraciet (grof)	
korrelgrootte	mm	1,4 - 2,0		2 - 4
hoogte bovenlaag	mm	600		
onderlaag	-		(fijn) kwartszand (grof)	
korrelgrootte	mm	0,71 - 1,25		1,5 - 2,25
hoogte onderlaag	mm	900		
volume filtermedia	m <sup>3</sup>	4,5		
totale filterbedhoogte	mm	1500		

**BIJLAGE II**

# FOSFAATMETINGEN

### **AANLEIDING**

De meeste laboratoria van waterschappen en waterbedrijven zijn geaccrediteerd (Sterlab). Om de betrouwbaarheid van analyses te borgen worden regelmatig ringonderzoeken uitgevoerd, de zogenaamde derdelijns controle. Een monster met een bekende samenstelling wordt bij de verschillende laboratoria geanalyseerd. Aan de hand van deze uitslagen kan geconcludeerd worden of deze laboratoria competent zijn voor het uitvoeren van bepaalde testen en metingen. Het blijkt dat niet alle benaderde laboratoria voor deze parameter meedoen met de ringonderzoeken.

In deze notitie wordt eerst een algemene uitleg gegeven over de voorbehandeling bij een orthofosfaatbepaling. Vervolgens wordt er een korte inventarisatie gepresenteerd met betrekking tot de verschillen bij de bepaling van orthofosfaat en dan met name de verschillen in het filtreren van het monster tijdens de voorbehandeling. Hiervoor zijn een aantal laboratoria van waterschappen en waterbedrijven per telefoon benaderd. Daarnaast is voor deze inventarisatie de sneltest die gebruikt wordt op AWZI Leiden Zuid-West en RWZI Horstermeer en een aantal (NEN) normen en methodes onderzocht.

### **VOORBEHANDELING BIJ ORTHOFOSFAATBEPALING**

Totaal fosfaat kan worden verdeeld in een opgelost en onopgelost gedeelte. Om opgelost fosfaat te bepalen wordt het afvalwater gefilterd over een filter met een porie grootte van 0,45 µm. Vervolgens wordt een totaal fosfaat bepaling of een orthofosfaat bepaling uitgevoerd. Wanneer de poriën van het filter groter zijn dan 0,45 µm zal ook niet opgelost fosfaat (zoals fosfaat wat aan een metaal gebonden is) worden meegenomen in de totaal of orthofosfaat bepaling met hogere analyse waarden als gevolg. In de meeste gevallen zullen de analysewaarden kleine verschillen geven, maar wanneer er coagulant (ijzer of aluminium) wordt gedoseerd kunnen er wel grote verschillen ontstaan.

RWZI's hebben in de vergunning geen eis staan voor orthofosfaat.

### **VOORBEHANDELING BIJ LABORATORIA WATERBEDRIJVEN**

In tabel 1 is een korte inventarisatie van de gebruikte materialen en poriëndiameter van de filters die gebruikt worden bij filtratie voor orthofosfaatbepaling weergegeven. Het blijkt dat de bepaling van orthofosfaat bij verschillende waterschappen en waterbedrijven op verschillende manieren wordt uitgevoerd. Met name bij de filtratie van het monster (voor de bepaling van orthofosfaat) worden verschillende filtermaterialen met een verschillende poriëngrootte gebruikt.



**TABEL 1** INVENTARISATIE GEBRUIKT FILTERMATERIAAL EN PORIEDIAMETER BIJ VERSCHILLENDE LABORATORIA

instantie	filtermateriaal	poriën grootte [µm]	toepassing
Hoogheemraadschap van Rijnland	Papier	3 – 7	Afvalwater
Waterproef (laboratorium van Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier en Waternet)	Papier	3 – 7	Afvalwater
Waterlab noord	Polyethersulfon	0,45	Drinkwater
Vitens Utrecht	Cellulose	0,45	Drinkwater
Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden, Waterschap Rivierenland (Gebruiken laboratorium van waterschap Rivierenland)	Cellulose acetaat	0,45	Afvalwater
Waterschap Groot Salland, Waterschap Reest en Wieden, Waterschap Vallei & Eem, Waterschap Veluwe, Waterschap Zuiderzeeland (Gebruiken hetzelfde laboratorium)	Glasvezel	1 – 1,5	Afvalwater

**VOORBEHANDELING BIJ SNELTESTEN**

Het onderzoeksteam in Leiden Zuid-West en Horstermeer gebruikt sneltesten om orthofosfaat te bepalen. Het protocol dat gebruikt wordt voor de bepaling van orthofosfaat bestaat uit:

- Filtersetje omspoelen met demiwater
- Filtersetje droog maken
- 0,45 µm cellulose acetaat filter van Sartorius
- Monster (10ml) voorzichtig filtreren bij een vacuüm van -50 mbar

**VOORBEHANDELING BIJ EXTERNE LABORATORIA**

Er is ook een korte inventarisatie uitgevoerd naar de verschillende gebruikte normen en methoden die door externe laboratoria worden gebruikt. De genoemde normen en methoden in tabel 2 kunnen gebruikt worden voor afvalwater behalve methode 365.5, die wordt alleen gebruikt voor oppervlakte en kustwater.

TABEL 2 VERSCHILLENDE METHODEN VOOR BEPALING ORTHOFOSFAAT

methode	filter	poriegrootte [µm]	opmerkingen
NEN 6663	Cellulose acetaat	0,45	In het verleden gebruikt door Al West De filters dienen gecontroleerd te worden op afwezigheid van fosfaatafgifte, vervallen norm, mag niet meer worden gebruikt
NEN-EN-ISO 15681-2	-	0,45	In het verleden gebruikt door Al West De norm is de opvolger van NEN 6663
NEN 6604	-	-	tegenwoordig gebruikt door Al West vanwege snelheid, daarnaast zijn verdunningen in deze methode niet meer nodig Beschrijving van geautomatiseerd systeem
NEN 6479	-	0,45	vervallen norm
NEN-EN-ISO 6878:2004	-	0,45	Dit is de opvolger van NEN1189. Deze wordt gebruikt bij Analytico. De filters dienen gecontroleerd te worden op afwezigheid van fosfaatafgifte. De filters dienen voor gebruik gewassen te worden.
Methode 365.5	membraan of glasvezelfilter	0,45	Gebruikt door: National Exposure Research Laboratory Office of Research and Development U.S. Environmental Protection Agency. Deze methode wordt alleen gebruikt voor oppervlakte- en kustwater
Methode 365.3	-	0,45	Goedgekeurd voor gebruik door NPDES. De filters dienen gecontroleerd te worden op afwezigheid van fosfaatafgifte,

### LEVERANCIER

Bij Sartorius, een leverancier van filters, is opgevraagd welk type filter (materiaal) het best gebruikt kan worden voor orthofosfaatbepaling. Volgens Sartorius komen er 2 soorten filters in aanmerking. Namelijk de cellulose nitraat en de cellulose acetaat filters. De cellulose nitraatfilters van Sartorius zijn zonder fosfaat geproduceerd. Wat betreft de filters van Sartorius verdienen de filters gemaakt van cellulose nitraat de voorkeur mede omdat er geen fosfaatafgifte kan plaatsvinden.

De cellulose nitraat en cellulose acetaat 0,45 µm filters van Sartorius zijn met elkaar vergeleken. Er komen gelijke fosfaatwaarden uit. Daarnaast is voor de poriegrote van 0,1 µm de cellulose nitraat filter van Sartorius vergeleken met een polyethersulfonfilter van Sartorius. Bij het bepalen van orthofosfaat bij gebruik van het cellulose nitraatfilter is schuimvorming waar te nemen. De oorzaak van deze schuimvorming is cellulose.

### CONCLUSIE/AANBEVELINGEN

- De meest gebruikte normen voor orthofosfaat bepaling schrijven een filtratie voor van het monster bij een poriëngrootte van 0,45 µm.
- De orthofosfaat waarden zoals geanalyseerd tijdens het demonstratieonderzoek op awzi Leiden Zuid-West (laboratorium Rijnland) en het pilotonderzoek op RWZI Horstermeer (laboratorium Waterproef) blijken geen orthofosfaatwaarden gefiltreerd over 0,45 µm te zijn zoals tot op heden is aangenomen.
- Bij de interpretatie van de orthofosfaatwaarden moet hiermee dus rekening worden gehouden aan gezien de orthofosfaatbepaling via sneltests wel over 0,45 µm worden gefiltreerd.

- De benaderde laboratoria doen niet allen mee aan een derdelijnscontrole (ringonderzoek) voor de parameter orthofosfaat.
- Tijdens het filtratieproces mag er geen fosfaatafgifte vanuit het filter plaatsvinden. Er moet dus gecontroleerd worden of het filter fosfaat bevat.
- Bij leveranciers kan geïnformeerd worden welke filters fosfaat bevatten. Bij bijvoorbeeld Sartorius worden cellulose nitraat filters aangeraden voor fosfaatbepaling omdat deze filters zonder fosfaat geproduceerd zijn. Bij de bepaling van orthofosfaat door middel van sneltesten blijkt er echter geen verschil.
- RWZI's hebben in de vergunning geen eis staan voor orthofosfaat. De wijze van orthofosfaatbepaling maakt voor de vergunning dus niet uit.
- Er is voorzichtigheid geboden wanneer orthofosfaat waarden tussen verschillende Waterschappen worden vergeleken.



**BIJLAGE III**

# LABORATORIUMTESTEN VLOKVORMING

**VLOKTIJDEN (FLOCCULATIETIJD)**

Drie experimenten zijn uitgevoerd waarbij verschillende flocculatietijden zijn gehanteerd. Ook hier is  $\text{FeCl}_3$  en Q-pus gedoseerd, met een Me/P-verhouding van 3 mol/mol. Twee proeven hiervan hebben een flocculatietijd van 0, 2, 5, 10 en 15 minuten (experimenten 9/10 en 31/32), waarvan één proef (31 en 32) gemeten is met de deeltjester. Experiment 38 en 39 zijn uitgevoerd met kortere flocculatietijden: 0, 1, 2, 3, 4 en 5 minuten.

Experimenten 9 en 10 (Tabel 3.9.):

Gegevens monster:

Ortho (0,45  $\mu\text{m}$ ): 0,844 mg/lTotaal (0,45  $\mu\text{m}$ ): 0,894 mg/l

Begin pH: 7,3

TABEL 3.9 FOSFAATGEHALTE NA VERSCHILLENDE TIJDEN FLOCCULEREN, EXPERIMENT 9 EN 10

Coagulant	Flocculatietijd (min)	P <sub>ortho</sub> (0,45 $\mu\text{m}$ ) (mg/l)	P <sub>tot</sub> (0,45 $\mu\text{m}$ ) (mg/l)	Eind pH
9: $\text{FeCl}_3$	0	0,107	0,153	---
	2	0,094	0,138	---
	5	0,078	0,122	7,11
	10	0,064	0,109	7,11
	15	0,052	0,096	7,10
10: Q-pus	0	0,255	0,302	7,18
	2	0,219	0,263	7,19
	5	0,230	0,277	7,17
	10	0,222	0,265	7,18
	15	0,256	0,302	7,16

Experimenten 31 en 32 (Tabel 3.10.):

Gegevens monster:

Ortho (0,45  $\mu\text{m}$ ): 0,112 mg/lTotaal (0,45  $\mu\text{m}$ ): 0,159 mg/l

TABEL 3.10 FOSFAATGEHALTE NA VERSCHILLENDE TIJDEN FLOCCULEREN, EXPERIMENT 31 EN 32

Coagulant	Flocculatietijd (min)	P <sub>ortho</sub> (0,45 $\mu\text{m}$ ) (mg/l)	P <sub>tot</sub> (0,45 $\mu\text{m}$ ) (mg/l)
31: $\text{FeCl}_3$	0	0,056	0,078
	2	0,054	0,073
	5	0,051	0,073
	10	0,048	0,060
	15	0,050	0,068
32: Q-pus	0	0,101	0,153
	2	0,103	0,158
	5	0,102	0,152
	10	0,100	0,146
	15	0,102	0,151

Experimenten 38 en 39 (Tabel 3.11):

Gegevens monster:

Ortho (0,45 µm):	0,452 mg/l
Totaal (0,45 µm):	0,52 mg/l
Troebelheid:	1,7 NTU
Begin pH:	7

TABEL 3.11 FOSFAATGEHALTE NA VERSCHILLENDE TIJDEN FLOCCULEREN, EXPERIMENT 38 EN 39

Coagulant	Flocculatietijd (min)	P <sub>ortho</sub> (0,45 µm) (mg/l)	P <sub>tot</sub> (0,45 µm) (mg/l)	Eind pH
38: FeCl <sub>3</sub>	0	0,090	0,122	---
	1	0,097	0,142	---
	2	0,081	0,123	7,18
	3	0,099	0,140	7,06
	4	0,087	0,124	7,06
	5	0,087	0,128	7,07
39: Q-pus	0	0,201	0,244	7,08
	1	0,190	0,237	7,10
	2	0,189	0,235	7,10
	3	0,193	0,234	7,08
	4	0,189	0,231	7,08
	5	0,195	0,245	7,08

**MICROSCOOP**

De microscoop met digitale camera in het laboratorium is gebruikt om een weergave te maken van aluminium en ijzervlokken. De gebruikte coagulanten hiervoor zijn FeCl<sub>3</sub> en Q-pus. Voor beide preparaten is gebruik gemaakt van een Me/P-verhouding van 6 mol/mol. Om duidelijke vlokken te krijgen, zijn de vlokken eerst bezonken voordat hiervan een monster is genomen. De preparaten zijn 100 keer vergroot door de microscoop. De hoogte van de foto's komen ongeveer overeen met 200 µm. Hierdoor zijn de grootten van de vlokken uit de afbeeldingen op te maken. De complete uitleg over hoe de monsters zijn genomen staan in Bijlage VII.

IJzervlokken:

De bruine vlokken bestaan waarschijnlijk voornamelijk uit ijzerhydroxide. Waarschijnlijk wordt dit ook gebonden aan zwevende stof/slib dat in het water aanwezig is.

Aluminiumvlokken:

Aluminiumvlokken zijn lichter van kleur en ze lijken wat onregelmatiger van vorm. Ook de dichtheid lijkt wat lager dan die van ijzervlokken.

AFBEELDING 3.3 ALUMINIUMVLOK,  $\pm 100 \times 50 \mu\text{M}$ AFBEELDING 3.4 ALUMINIUMVLOK,  $\pm 100 \times 50 \mu\text{M}$ 

### FRACTIONERINGEN BEKERGLASPROEVEN

De rest van de fractioneringen met behulp van bekerglasproeven zijn gefiltreerd over  $2 \mu\text{m}$ . Dit zijn er 13: experiment 42 t/m 54. Hierin worden verschillende coagulanten met elkaar vergeleken, waarvan Q-pus en Aqualenc ook in verschillende Me/P-verhoudingen.

#### Experimenten 42 t/m 44 (Tabel 3.19):

Gegevens monster:

Ortho ongefiltreerd: 0,159 mg/l

Ortho ( $0,45 \mu\text{m}$ ): 0,120 mg/l

Totaal ongefiltreerd: 0,293 mg/l

TABEL 3.19 P GEHALTE NA VERSCHILLENDE DOSERINGEN, FRACTIONERING 2 M, EXPERIMENTEN 42 T/M 44

Coagulant	Me/P 3	Me/P 10
	P <sub>ortho</sub> ( $2 \mu\text{m}$ ) (mg/l)	P <sub>ortho</sub> ( $2 \mu\text{m}$ ) (mg/l)
Q-pus	0,121	0,114
PAX-11	0,120	0,087
Aqualenc	0,121	0,049



Experimenten 45 t/m 48 (Tabel 3.20.):

Gegevens monster Stompwijk:

Ortho ongefiltreerd:	3,02 mg/l
Ortho (0,45 µm):	2,91 mg/l
Ortho (2 µm):	2,99 mg/l
Totaal ongefiltreerd:	2,7 mg/l

TABEL 3.20

P GEHALTE NA VERSCHILLENDE DOSERINGEN, FRACTIONERING 2 M, EXPERIMENTEN 45 T/M 48

Coagulant	Me/P 3	Me/P 10
	P <sub>ortho</sub> (2 µm) (mg/l)	P <sub>ortho</sub> (2 µm) (mg/l)
Q-pus	1,83	0,101
PAX-11	1,890	0,102
Aqualenc	1,99	0,144
Q-pul	1,31	0,071

Experimenten 49 t/m 52 (Tabel 3.21.):

Gegevens monster:

Ortho ongefiltreerd:	0,309 mg/l
Ortho (0,45 µm):	0,265 mg/l
Totaal ongefiltreerd:	0,426 mg/l

TABEL 3.21

P GEHALTE NA VERSCHILLENDE DOSERINGEN, FRACTIONERING 2 M, EXPERIMENTEN 49 T/M 52

Coagulant	Me/P 3	Me/P 10
	P <sub>ortho</sub> (2 µm) (mg/L)	P <sub>ortho</sub> (2 µm) (mg/L)
Q-pus	0,255	0,185
PAX-11	0,227	0,062
Aqualenc	0,162	0,065
Q-pul	0,256	0,11

Experimenten 53 en 54 (Tabel 3.22.):

Gegevens monster:

Ortho ongefiltreerd:	0,276 mg/l
Ortho (0,45 µm):	0,206 mg/l
Totaal ongefiltreerd:	0,394 mg/l

TABEL 3.22

P GEHALTE NA VERSCHILLENDE DOSERINGEN, FRACTIONERING 2 M, EXPERIMENTEN 53 EN 54

Coagulant	Me/P 5	Me/P 10	Me/P 15	Me/P 20
	P <sub>ortho</sub> (2 µm) (mg/l)	P <sub>ortho</sub> (2 µm) (mg/l)	P <sub>ortho</sub> (2 µm) (mg/l)	P <sub>ortho</sub> (2 µm) (mg/l)
Q-pus	0,224	0,112	0,085	0,067
Aqualenc	0,124	0,065	0,011	0,038

## DEELTJESTELLINGEN MET BEKERGLASPROEVEN

Naast onderzoeken naar de vloggroei en vlokverwijdering in de installatie met de deeltjes-teller, zijn voor dit onderzoek met het bekerglasapparaat de vloksterkte en vlokherstel van ijzer- en aluminiumvlokken onderzocht. Er zijn hiervoor meerdere deeltjestellingen uitgevoerd met monsters afkomstig uit bekerglasproeven. De proeven zijn zoveel mogelijk in duplo uitgevoerd.

Data van deeltjestellingen worden genummerd met R+getal. Deze nummering wordt in de Excel sheets met verwerkte data overgenomen.

Resultaten van deeltjestellingen worden weergegeven in grafieken. Indien de deeltjesgrootte (micron) en aantal deeltjes (aantal/ml) tegen elkaar worden uitgezet, wordt inzicht verkregen in de deeltjesgrootte verdeling (DGV). Deze grafiek wordt gebruikt om te bekijken welk monster de meeste kleine deeltjes bevat. Als vlokken stuk zijn gegaan, zal het aandeel aan kleine deeltjes hoger zijn.

Maar uit de gegevens deeltjesgrootte en aantal deeltjes is meer informatie te halen: het (totale) deeltjesvolume. Door het deeltjesvolume weer te geven in grafieken kan bepaald worden of groei plaatsvindt van deeltjes. Het wordt gebruikt in de verbanden deeltjesvolume verdeling (DVV), cumulatief en relatief cumulatief deeltjesvolume (CDV en RCDV). Bij het cumulatieve deeltjesvolume worden alle volumina van de deeltjes bij elkaar opgeteld. Relatief cumulatief deeltjesvolume wil zeggen de deeltjesvolume in procenten van het totale volume per deeltjesgrootte, die bij elkaar worden opgeteld. De punten van grootst gemeten deeltjesgrootte (100  $\mu\text{m}$ ) in die grafieken eindigen dus altijd op 100%.

In de eerstvolgende subparagraaf staan resultaten van proeven waarbij de vloksterkte van aluminium en ijzervlokken is onderzocht. In §3.5.2 staan resultaten van proeven waarbij bekeken wordt of vlokken kunnen herstellen nadat ze stuk zijn gemaakt in het bekerglasapparaat.

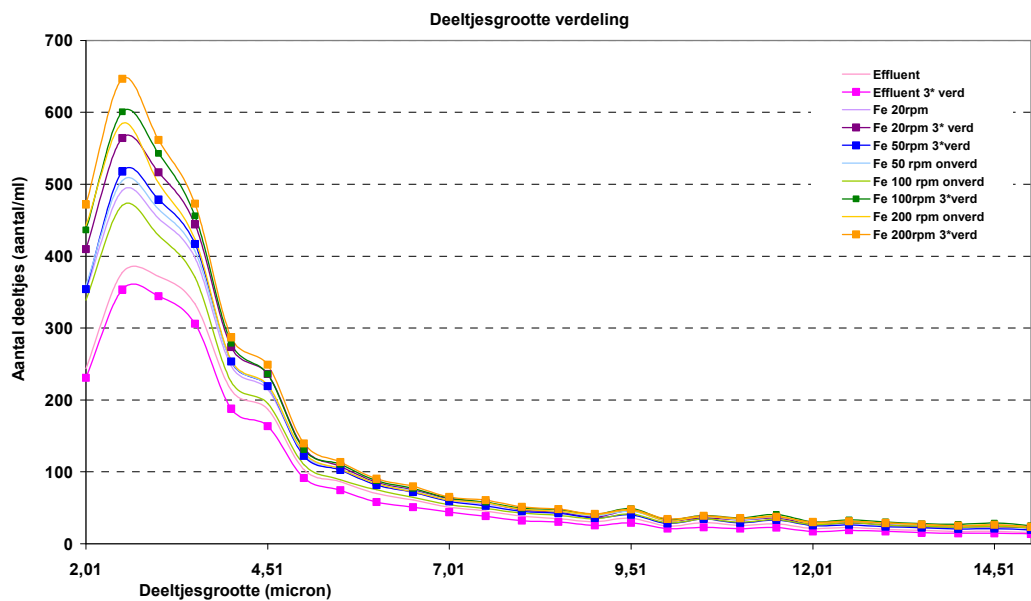
## VLOKSTERKTE

Om te bepalen bij welke g-waarden vlokken stuk gaan, is gebruik gemaakt van bekerglasproeven waarbij volgens protocol is gecoaguleerd en geflocculeerd. Dit is apart uitgevoerd met de coagulanten  $\text{FeCl}_3$  en Q-pus, beide op een Me/P-verhouding van 3 mol/mol. Door verschillende hoge g-waarden in de bekerglazen te creëren na flocculatie kan bepaald worden bij welke g-waarde vlokken stukgaan. Deeltjestellingen worden uitgevoerd met effluent en na flocculatie hiervan (10 minuten op 20 rpm). Vervolgens wordt in drie verschillende bekerglazen 1 minuut met hogere toerentallen gemengd: 50 rpm, 100 rpm en 200 rpm. Deze proef is twee keer uitgevoerd met  $\text{FeCl}_3$  en Q-pus en op een andere dag nog één keer met alleen  $\text{FeCl}_3$ . De resultaten van deze proeven kunnen een beter beeld geven over de vloksterkte van vlokken gemaakt met verschillende coagulanten. In de grafieken worden de verdunde monsters gemarkeerd met vierkantjes en de onverdunde monsters niet. Bij deze proef wordt gebruik gemaakt van de deeltjesgrootte verdeling.

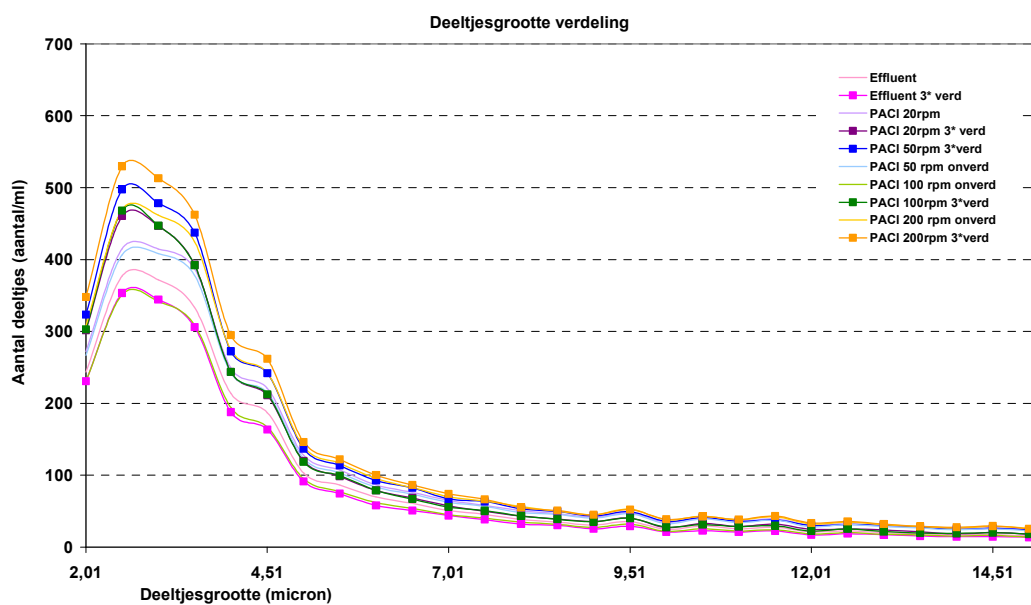
### Bekerglasproef + deeltjestelling R13 (Afbeelding 3.13. en 3.14.):

In de grafieken is duidelijk te zien dat na een menging met 200 rpm de meeste kleine deeltjes ontstaan in het monster. Op afbeelding 3.13. is eveneens te zien dat een menging met 100 rpm voor ijzervlokken ook al meer kleine deeltjes oplevert. In de grafiek verkregen met coagulant Q-pus is dit minder duidelijk te zien. Op de afbeeldingen is ook waar te nemen dat het aandeel aan kleine deeltjes bij ijzervlokken groter is dan aluminiumvlokken.

AFBEELDING 3.13 DEELTJESGROOTE VERDELING VAN ALLE MONSTERS, FE



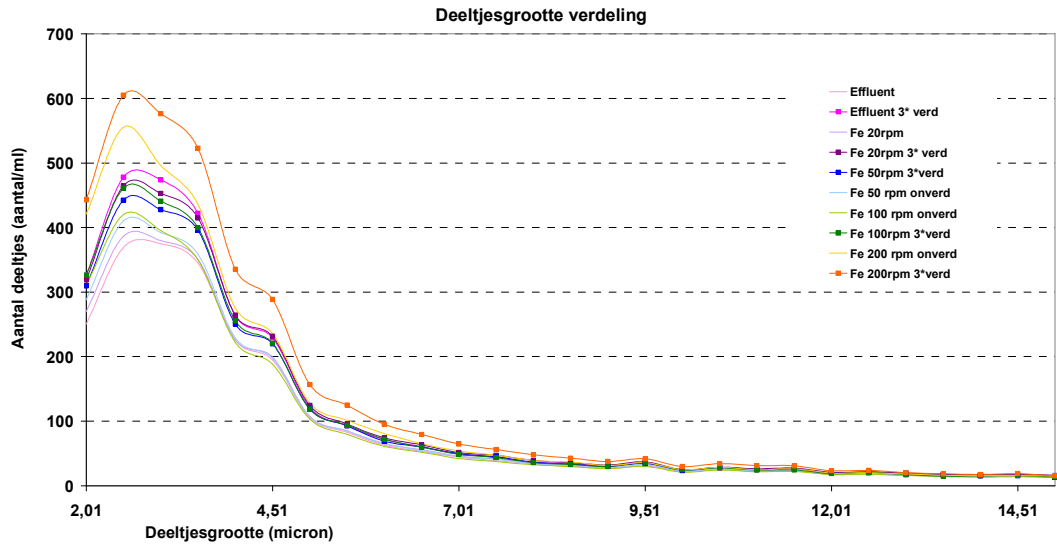
AFBEELDING 3.14 DEELTJESGROOTE VERDELING VAN ALLE MONSTERS, AL



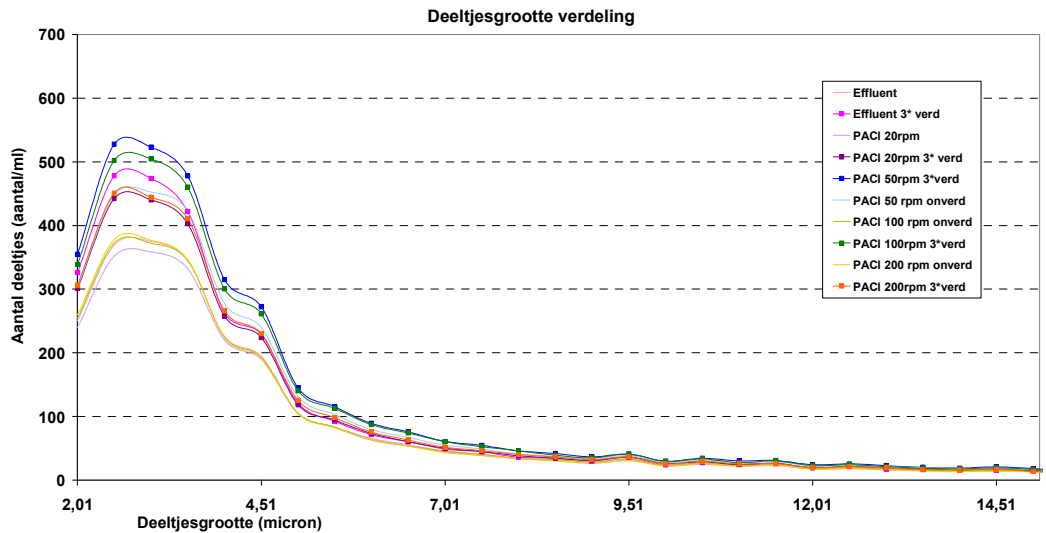
Bekerglasproef + deeltjestelling R57 (Afbeelding 3.15. en 3.16.):

Opnieuw is op deze afbeeldingen te zien dat ijzervlokken in meer kleinere deeltjes worden verspreid dan wanneer Q-pus wordt gebruikt. De overgangen naar verschillende snelheden is op deze afbeeldingen minder goed waar te nemen dan bij deeltjestelling R13.

AFBEELDING 3.15 DEELTJESGROOTTE VERDELING VAN ALLE MONSTERS, FE



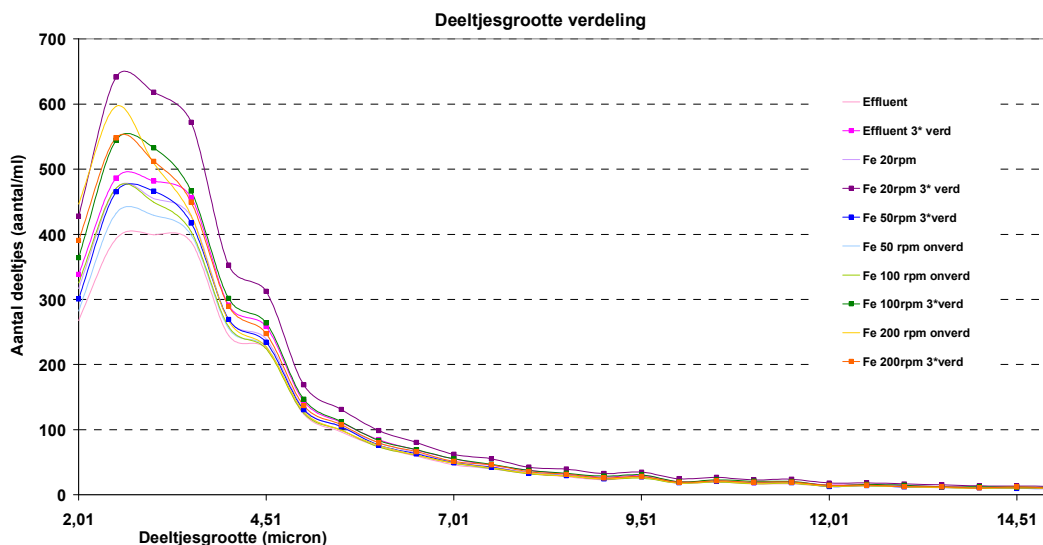
AFBEELDING 3.16 DEELTJESGROOTTE VERDELING VAN ALLE MONSTERS, AL



Bekerglasproef + deeltjestelling R60 (Afbeelding 3.17):

Bij deze proef bevat het monster juist na flocculeren het grootste aandeel aan kleine deeltjes. Verder liggen de monster gemengd met 50 rpm en het effluent niet ver uit elkaar.

AFBEELDING 3.17 DEELTJESGROOTTE VERDELING VAN ALLE MONSTERS, FE



### VLOKHERSTEL

Volgens de literatuur kunnen vlokken die kapot zijn gegaan weer herstellen als ze opnieuw in optimale omstandigheden worden geflocculeerd. Om uit te zoeken of dit ook voor metaal/fosfaat vlokken geldt, zijn in een bekersglasproef optimale vlokken gemaakt, die na op de hoogste snelheid (300 rpm) roeren stuk zijn gemaakt. Deze snelheid is in de ene proef 10 seconden aangehouden en in de andere proef 300 seconden. Dit water is opnieuw geflocculeerd op normale manier. Alle stappen van het begin tot het eind zijn door de deeltjesteller gemeten om te bepalen of de vlokken net zo groot kunnen worden als na de eerste keer flocculeren. Ook kan aan de hand van de grafieken bepaald worden of vlokken na langdurige blootstelling aan hoge g-waarden ook nog kunnen herstellen.

Deze proef is uitgevoerd met Q-pus en  $\text{FeCl}_3$  met een Me/P van 3. Ook hier is geen fosfaatconcentratie gemeten.

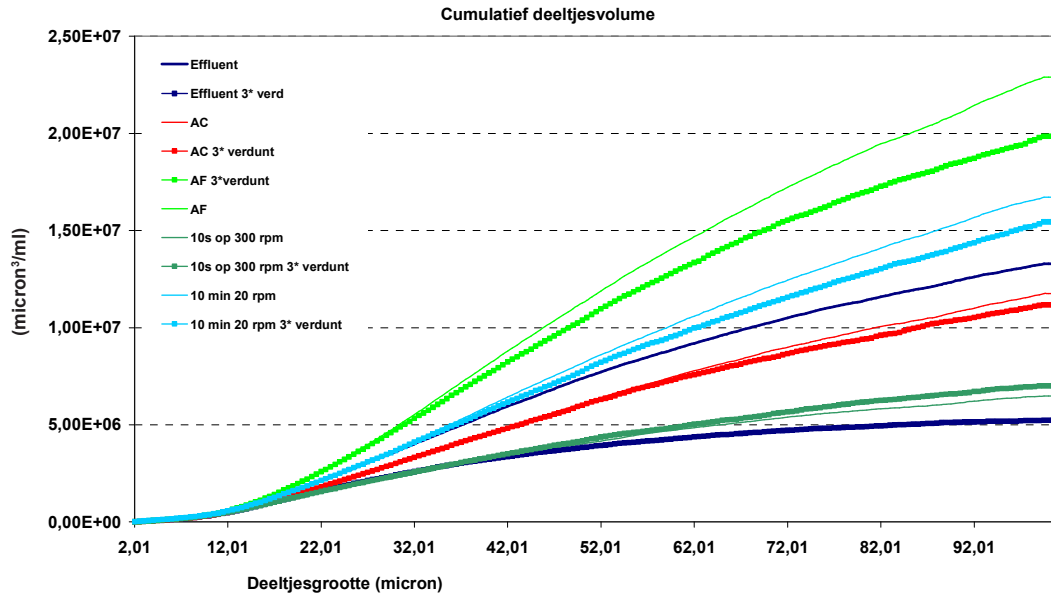
Bekersglasproef + deeltjestelling R21 en R22 met  $\text{FeCl}_3$  (Afbeelding 3.18. en 3.19.):

Na flocculeren 10 seconden op 300 rpm en opnieuw 10 minuten op 20 rpm:

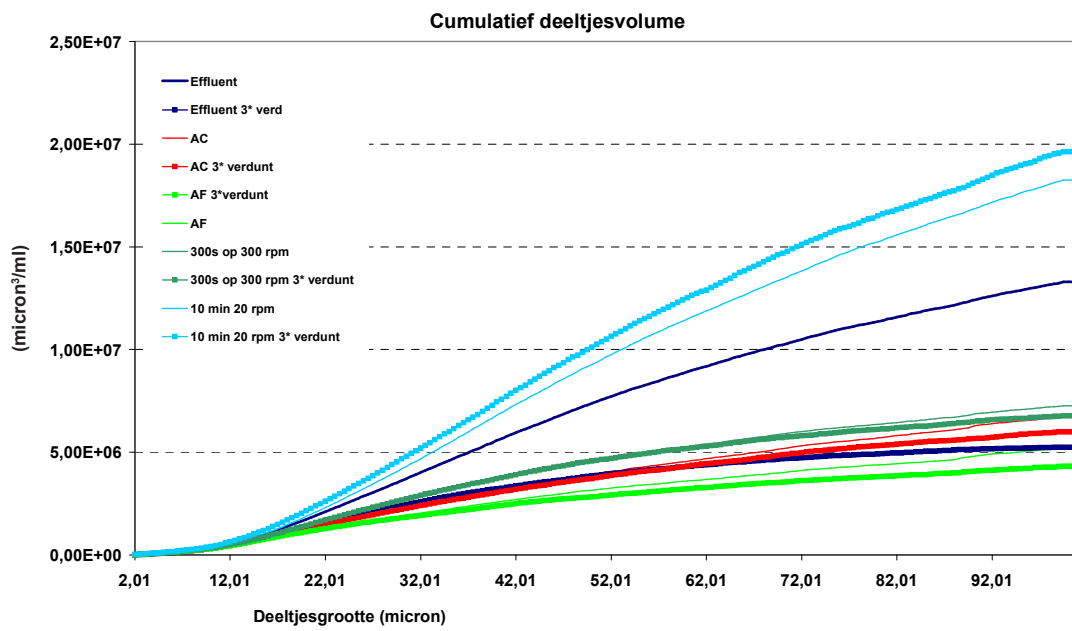
In de grafiek is duidelijk te zien dat het totale aantal deeltjes na 10 seconden op 300 rpm minder is geworden (Afbeelding 3.18.). Niet veel meer dan het totale deeltjesvolume van het effluent. Als vervolgens weer 10 minuten wordt geflocculeerd, groeit het volume weer, maar tot een iets minder volume dan na de eerste keer flocculeren.

Op afbeelding 3.19. staan resultaten van dezelfde proef, op dezelfde dag, maar alleen het stukmaken van de vlokken is 300 seconden op 300 rpm. Hierin is minder duidelijk het gevolg te zien van verschillende fasen tijdens de proef. In deze grafiek is het totale volume van het monster dat 300 seconden op 300 rpm heeft gemengd groter dan alle andere monsters, die in deze grafiek redelijk bij elkaar liggen. Omdat de lijn afwijkt, bevat het onverdunde effluent in de grafiek waarschijnlijk een meet- of rekenfout.

AFBEELDING 3.18 CUMULATIEF DEELTJESVOLUME R21



AFBEELDING 3.19 CUMULATIEF DEELTJESVOLUME R22



**BIJLAGE IV**

# TESTEN VLOKVORMING PRAKTIJKINSTALLATIE

TABEL 46

FOSFAATMETINGEN BIJ VERSCHILLENDE KLEPSTANDEN

stand afsluiter (% open)	G-waarde (s <sup>-1</sup> )	P <sub>ortho</sub> (mg/l)	P <sub>totaal</sub> (mg/l)
Influent	-	0,42	0,52
100	348	0,206	0,331
75	508	0,050	0,106
50	1171	0,057	0,104
38	2212	0,051	0,151
25	6191	0,049	0,100

Naast fosfaatmetingen zijn bij verschillende mengintensiteiten deeltjestellingen uitgevoerd. Hierin is de deeltjesgrootte in (micron) (x-as) uitgezet tegen het deeltjesvolume in (micron<sup>3</sup>/ml). Hier is te zien dat de hoogste waarden horen bij afloop continu zandfilter (CFB). Dit is volgens verwachting omdat na initiële menging de deeltjes kleiner worden. Door de mengenergie worden de bestaande deeltjes namelijk “kapot gemaakt”. Later in het proces kunnen zij zich goed hechten aan de coagulant en zullen veel kleinere deeltjes een minder aantal grotere deeltjes vormen.

Met de deeltjesteller zijn deze deeltjes niet te meten. De meetrange van de gebruikte deeltjesteller ligt namelijk tussen de 2 µm en 100 µm. Met een nieuwe deeltjesteller met een bredere meetrange zijn ook deeltjestellingen gedaan ter vergelijking. Hier was duidelijk te zien dat de meeste deeltjes zich tussen de 1 µm en 2 µm bevinden, en waarschijnlijk ook nog onder de 1 µm. Ook uit de fractioneringen met behulp van membraanfilter blijkt dat PO<sub>4</sub>-P zich voornamelijk bevindt tussen de 0,45 µm en de 2,0 µm.

AFBEELDING 88

CUMULATIEF DEELTJESVOLUME ONDER VERSCHILLENDE MENGINGCONDITIES

