

Tilførsel af lokalt rensset regnvand til ferskvandsområder

Titel:	Tilførsel af lokalt rensed regnvand til ferskvandsområder
Resume	I dette projekt er der fokuseret på test af filtreringsteknologierne (3FM og skivefilter) og deres evne til at fjerne de stoffer, for hvilke der eksisterer miljøkvalitetskrav og/eller målsætninger relateret til vand områder. Testresultaterne skal hjælpe miljømyndighederne med at vurdere filtreringsteknologier og generelt ud-pege de tekniske, miljømæssige og økonomiske oplysninger, der er nødvendige ved valg af rensningsteknologier til behandling af regnvand.
Forfatter:	Bodil Mose Pedersen, DHI
Emneord:	Regnvandsudledninger
URL:	www.blst.dk
ISBN:	978-87-92668-72-1 (PDF-udgave)
Udgiver:	By- og Landskabsstyrelsen
Udgiverkategori:	Statslig
År:	2010
Sprog:	Dansk
Copyright©	Må citeres med kildeangivelse. By- og landskabstyrelsen, Miljøministeriet

By- og Landsskabsstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter inden for miljøsektoren, finansieret af By- og Landskabsstyrelsen. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for By- og Landskabsstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at By- og Landskabsstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik

INDHOLDSFORTEGNELSE

1	FORORD	1
2	SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER	2
3	SUMMARY	6
4	INDLEDNING OG FORMÅL	10
5	TEST-SITES OG FILTRERINGSTEKNOLOGIER	12
5.1	Test-site – Gentofte	12
5.2	Test-site – Gladsaxe	13
5.3	3FM – Flexible Fibre Filter Module	14
5.3.1	Beskrivelse af pilotanlægget	16
5.4	Skivefilter	17
5.4.1	Beskrivelse af skivefilter pilotanlægget	18
6	MONITERING	20
6.1	Online-målinger på anlæg	20
6.1.1	Flowmåling	20
6.1.2	Turbiditetsmålinger	20
6.1.3	Nedbørsmålinger	21
6.1.4	DMI nedbørsmålinger	21
6.1.5	Dataopsamling og -håndtering	21
6.2	Prøvetagning	22
6.3	Analyser	23
6.3.1	Analyser af regnvandsprøver og rejektivandsprøver	23
6.3.2	SS-bestemmelser og turbiditetsmålinger	24
7	RESULTATER FOR 3FM	25
7.1	Driftsperioder	25
7.2	Nedbør og flow	26
7.2.1	El-forbrug og oppumpede vandmængder	28
7.3	Udtagne regnvands- og rejektivandsprøver	28
7.4	Flow og suspenderet stof	28
7.5	Analyser	31
7.5.1	Organisk stof og næringssalte	33
7.5.2	Tungmetaller	34
7.5.3	Miljøfremmede stoffer	35
7.6	Anlægs- og driftsøkonomi for 3FM	36
7.7	Konklusion for drift af 3FM	37
8	RESULTATER FOR SKIVEFILTER	39
8.1	Driftsperioder	39
8.2	Nedbør og flow	40
8.2.1	El-forbrug og oppumpede vandmængder	41
8.3	Udtagne regnvandsprøver og rejektivandsprøver	41
8.4	Flow og suspenderet stof	42

8.5	Analysér	45
8.5.1	Organisk stof og næringssalte	47
8.5.2	Tungmetaller	48
8.5.3	Miljøfremmede stoffer	48
8.6	Anlægs- og driftsøkonomi for skivefilter	50
8.7	Konklusion for drift af skivefilter	51
9	KONKLUSIONER I FORHOLD TIL DRIFT OG MONITERING AF PILOTANLÆGGENE	53
10	DISKUSSION, PERSPEKTIVER OG ANBEFALINGER	55
10.1	Regnvandskarakterisering	55
10.2	Anbefalinger	58
11	REFERENCER	60

BILAG

A	3FM og skivefilter. Nedbør, oppumpede vandmængder og el-forbrug
B	3FM. Turbiditetsmålinger og analyser for suspenderet stof
C	Skivefilter. Turbiditetsmålinger og analyser for suspenderet stof
D	Prøvetagningsresultater fra 3FM og skivefilter
E	Regressionsligninger anvendt til beregning af SS
F	Eksempler på online-driftsmålinger, 3FM
G	Eksempler på online-driftsmålinger, skivefilter
H	Oplysninger om koagulant og flokkulant

1 FORORD

Rensning, bortskaffelse og genanvendelse af regnvand (urban run-off) er et generelt problem i Danmark og internationalt, hvorfor demonstration af effektive lokale rensningsteknologier til at løse regnvandsbelastningen er af betydning både for tilpasning af den danske spildevandsinfrastruktur til øget nedbørsintensitet og -mængde samt for afsætningen af teknologierne på et internationalt marked. I dette projekt er der fokuseret på to kompakte og dermed mindre pladskrævende lokale filtreringsteknologier – 3FM (Flexible Fibre Filter Module) og skivefiltre. Anlæggene vil kunne indpasses i større byer med en høj grad af urbanisering og deraf følgende trange pladsforhold for indføjel-
se af miljøtekniske anlæg.

Aktuelt har to pilotanlæg været testet på to sites i henholdsvis Gentofte Kommune og Gladsaxe Kommune, hvor regnvand fra befæstede arealer i dag ledes til kloaksystemet og videre til centrale renseanlæg (Renseanlæg Lynetten og Renseanlæg Damhusåen).

Til projektet, der blev igangsat i januar 2009 og afsluttet i april 2010, har der været tilknyttet en følgegruppe bestående af:

Christina Bergendorff, By- og Landskabsstyrelsen (formand)
Bodil Mose Pedersen, DHI
Else M. Vad, Krüger A/S
Kim Rindel, Lynettefællesskabet I/S
Annette Kolte-Olsen, Nordvand A/S
Dorthe Rømø, Københavns Kommune – Center for Park og Natur
Martina Bergen Jensen, Københavns Universitet – Parker og Urbane Landskaber
Annette Brink-Kjær, Odense Vandselskab
Niels Krog Kristiansen, Vejdirektoratet
Marie-Louise S. Andersen, Gentofte Kommune
Carsten Sølyst og Lone Kofoed Rasmussen, Gladsaxe Kommune
Lisbeth Gervin, Københavns Kommune – Center for Park og Natur

Projektet er gennemført med DHI som projektleder og Krüger A/S som underleverandør. Nordvand A/S (Vandselskab for Gentofte og Gladsaxe kommuner) har medfinansieret og bidraget med mandskab til projektet.

Af nøglemedarbejdere fra de deltagende parter deltog følgende: Fra DHI: Bodil Mose Pedersen (projektleder), Kenneth Janning og Ole Poulsen. Fra Krüger A/S: Mai Sørud og Raoul Roestenberg. Fra Nordvand A/S: Annette Kolte-Olsen og Sophie Skau Damskier.

Miljøstyrelsen har inden for programmet ”Miljøeffektiv teknologi 2008” finansieret halvdelen af projektets omkostninger, mens den anden halvdel er blevet finansieret af Gentofte Kommune, Gladsaxe Kommune, Krüger A/S og DHI.

2 SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER

Baggrund

I Danmark og i udlandet vil der i de kommende år være efterspørgsel på rådgivning og teknologier i forhold til rensning, bortskaffelse og genanvendelse af regnvand (urban run-off). Håndteringen af regnvand skal bl.a. sikre, at rent regnvand kan tilføres rekreative områder i og omkring storbyerne. I den forbindelse er det vigtigt, at Vandrammedirektivet og målsætningerne i Miljømålsloven /15/ opfyldes for vandløb og søer.

Regnvandsudledninger skal reguleres i overensstemmelse med Vandrammedirektivets artikel 11, som vedrører gennemførelse af indsatsprogrammer med henblik på opfyldelse af miljømål. I Danmark er indsatsprogrammerne implementeret i Miljømålsloven: Bekendtgørelse af lov om miljømål m.v. for vandforekomster og internationale naturbeskyttelsesområder (LBK nr. 1756 af 22/12/2006) /3/.

Den danske Bekendtgørelse nr. 1669 om ”Miljøkvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af forurenende stoffer til vandløb, søer og havet” /2/ indeholder både nationale og EU fællesskabskrav for vand. Bekendtgørelsen er rettet mod punktkildeudledninger – ikke mod regulering af udledninger fra diffuse kilder, som eksempelvis regnvand fra befæstede arealer, men miljøkvalitetskrav danner basis for kommunernes fastsættelse af vilkår i udledningstilladelser til vandområder og er et vigtigt udgangspunkt for arbejdet med vandplaner og miljømål. Forurenede regnvand fra overfladeafstrømning forventes på sigt at blive reguleret gennem indsatsprogrammer, når målsætningen i Miljømålsloven om god tilstand i vandområder skal opfyldes i 2015.

I oplandet til mange centrale renseanlæg er der store befæstede arealer, hvorfra regnvand ledes til renseanlæggene. Hvis en mindre del af denne vandmængde kan ledes tilbage til vandområderne, kan mængden af det spildevand, der årligt by-passes de centrale renseanlægs biologiske rensetrin, reduceres, og dermed vil afløbskvaliteten fra de centrale renseanlæg blive forbedret.

I dette projekt er der fokuseret på test af filtreringsteknologierne (3FM og skivefilter) og deres evne til at fjerne de stoffer, for hvilke der eksisterer miljøkvalitetskrav og/eller målsætninger relateret til vandområder. Det vil sige stoffer som tidligere er blevet identificeret som problematiske i forhold til ferskvandsområder /1/. Der er her tale om Total-P, organisk stof (BOD), tungmetaller, PAH, DEHP og bisphenol A. Hertil kommer suspenderet stof, hvortil en del af de nævnte stofkomponenter binder sig. Testresultater skal hjælpe miljømyndighederne med at vurdere filtreringsteknologier og generelt udpege de tekniske, miljømæssige og økonomiske oplysninger, der er nødvendige ved valg af rensningsteknologier til behandling af regnvand.

Projektforløb

På to testsites i kommunerne Gentofte og Gladsaxe blev der opstillet henholdsvis et 3FM-pilotanlæg (Flexible Fibre Filter Module) og et pilotanlæg af skivefiltertypen. Testperioden begyndte efter en indkøringsfase i begyndelsen af september 2009 og blev afsluttet i midten af november 2009. I Gentofte Kommune blev det rensede regnvand ledt ud til Gentofterenden, hvor vandet løber videre til Søborghusrenden og videre til Emdrup sø. Efter rensning blev regnvandet i Gladsaxe Kommune ledt til en tunnelledning, der fører regnvand og spildevand videre til Renseanlæg Damhusåen.

3FM-anlægget frafiltrerer partikler ned til 3-5 µm, og de tilbageholdte partikler fjernes ved returskylning. Under forsøgene behandlede 3FM-anlægget ca. 20 m³/time.

Skivefiltret var udstyret med en mikrofilamentdug med filteråbninger på 10 µm. I denne anlægstype sker skylningen, når trykdifferencen over dugen har nået et vist niveau. Skylningen foregår, mens filtreringen fortsætter. Den hydrauliske belastning af skivefiltret var under drift uden koagulant og flokkulant ca. 4 m³/time, mens den var ca. 20 m³/time ved dosering af koagulant og flokkulant.

For at vurdere om det var muligt at opnå en tilstrækkelig god regnvandskvalitet alene ved filtrering, blev begge anlæg først testet uden tilsætning af koagulant/flokkulant og efterfølgende testet med tilsætning af hjælpekemikalier. På 3FM-anlægget blev benyttet en aluminiumbaseret koagulant, og på skivefiltret blev der benyttet en kombination af en aluminiumbaseret koagulant og en polymerbaseret flokkulant

I hele driftsperioden blev der logget data fra anlæggenes online-målere (flow, turbiditet, nedbør), og i indløb og udløb blev der på begge anlæg automatisk udtaget flowproportionale prøver under nedbør. Analyseprogrammet bestod af organiske samleparametre (BOD, COD), næringssalte (Total-N og Total-P), suspenderet stof (SS), tungmetaller (kobber og zink), PAH, DEHP og bisphenol A.

Konklusioner

Det er vigtigt at være opmærksom på det beskedne datagrundlag, der har været til rådighed, når konklusionerne skal drages vedrørende driften af 3FM-anlægget og skivefiltret samt anlæggenes renseeffektivitet. Der blev på hvert anlæg udtaget fire flowproportionale prøver i indløb samt to prøver i udløb under drift uden tilsætning af koagulant/flokkulant og to prøver i udløb under drift med tilsætning af koagulant/flokkulant. Desuden indgik online-målinger af flow og turbiditet, som et væsentligt datagrundlag for konklusioner vedrørende renseeffektiviteten for SS.

De lave koncentrationer i det urensede regnvand af SS (20-50 mg/l), Total-P, tungmetaller og miljøfremmede stoffer nedsatte mulighederne for at teste anlæggenes effektivitet og robusthed sammenlignet med rensning af mere ”tykt” regnvand. Koncentrationen af mange PAH’er lå i det urensede regnvand under detektionsgrænsen.

Generelt var der på de to anlæg tilstrækkelig renseeffekt over for SS og organiske samleparametre til, at rensning vil betyde en væsentlig forbedring af regnvandskvaliteten – både med og uden tilsætning af koagulant/flokkulant. En koncentration af Total-P – lavere end miljøkvalitetskravet – blev kun opnået ved tilsætning af koagulant. Når det gælder renseeffektiviteten for tungmetaller, PAH, DEHP og bisphenol A, var datagrundlaget for svagt til, at der kan drages præcise konklusioner i relation til muligheden for at opnå en vandkvalitet, som svarer til de forventede miljøkvalitetskrav for ferskvandsområder.

For 3FM-anlægget, var renseeffektiviteten 50-70% for SS uden tilsætning af koagulant – svarende til en udløbskoncentration på 5-10 mg SS/l. Ligeledes uden tilsætning af koagulant var renseeffektiviteten for Total-P og COD under 20%. For kobber (total) og zink (total) blev registreret mere end 60% reduktion. Denne renseeffektivitet skal ses i sammenhæng med de lave indløbskoncentrationer (2,8-31 µg/l). Reduktionsprocenten for bisphenol A var ca. 65%. For fem ud af de ni PAH’er var det muligt at beregne reduktionsprocenter - disse lå den mellem 23 og 96%.

Med tilsætning af koagulant i 3FM-anlægget opnåedes et vandkvalitetsniveau for SS, fosfor og bisphenol A svarende til miljøkvalitetskrav for ferskvandsområder. For PAH opnåedes en fjernelse på mellem 34 og 96% for enkeltstoffer, men specielt for benz(j+j+k)flouranthen var rensningen ikke tilstrækkelig effektiv til, at miljøkvalitetskravet kan forventes at blive opfyldt.

For skivefiltret var rensningseffektiviteten 50-60% for SS uden tilsætning af koagulant – svarende til en udløbskoncentration på 10-15 mg SS/l og for Total-P varierede rensningseffektiviteten meget (28 og 64%), mens den for organisk stof var under 15%. For kobber (total) og zink (total) blev registreret <45% reduktion. Kun for fire ud af de ni PAH'er var det muligt at beregne en reduktionsprocent, denne var <35%.

I driftsperioden med tilsætning af koagulant og flokkulant på skivefiltre lå koncentrationen af SS i indløb typisk på 25-50 mg/l, mens udløbskoncentrationen var ca. 5 mg SS/l.

Med tilsætning af koagulant opnåedes et vandkvalitetsniveau for SS og fosfor svarende til målsætninger for ferskvandsområder. For PAH opnåedes en fjernelse på <75% for enkeltstoffer. Benz(j+j+k)flouranthen blev ved rensningen reduceret til under detektionsgrænsen.

Etablerings- og driftsudgifterne er beregnet til at være lavest for skivefiltret (etableringsudgifter ca. 2 mio. kr. ved en kapacitet på 320 m³/time). Både 3FM og skivefiltret kunne uden problemer starte op, så snart der var tilstrækkeligt med vand til at starte op-pumpningen, og med hensyn til behovet for overvågning var der ikke væsentlige forskelle.

I forhold til fjernelse af SS, organiske samleparametre og Total-P viste de gennemførte undersøgelser, at 3FM er den mest lovende teknologi. På begge anlæg var det nødvendigt at tilsætte koagulant/flokkulant for at opnå tilstrækkelig fjernelse af Total-P for at nå en udløbskoncentration, der svarer til målsætningen for de nærliggende vandområder (0,06 mg/l).

Anbefalinger

Det er vigtigt at være opmærksom på det beskudne datagrundlag, der var til rådighed, da konklusionerne skulle drages vedrørende driften af 3FM-anlægget og skivefiltret samt anlæggenes rensningseffektivitet. Der blev på hvert anlæg udtaget fire flowproportionale prøver i indløb samt to prøver i udløb under drift uden tilsætning af koagulant/flokkulant og to prøver i udløb under drift med tilsætning af koagulant/flokkulant. Online-målinger af flow og turbiditet var imidlertid et vigtigt element i afprøvningen af teknologierne og skabte et godt og solidt datagrundlag for konklusioner vedrørende rensningseffektiviteten for SS.

Det er vigtigt, at miljømyndighederne får fastlagt, hvilke kvalitetskrav/udlederkrav rensset regnvand fra bymæssige bebyggelser skal opfylde inden udledning til vandområder. En fastlæggelse af kvalitetskrav/udlederkrav vil lette planlægningen af kommende test af rensningsteknologi til behandling af regnvand.

Trods det beskudne datagrundlag i dette projekt har resultaterne været så gode, at opstilling af fuldskala anlæg anbefales med henblik på i løbet af 2-3 år at opnå et forbedret data- og videngrundlag om rensningsteknologiernes effektivitet i forhold til opfyldelse af fremtidige målsætninger for vandområder.

For at afgøre hvilke anlæg til filtrering af regnvand, der har den bedste renseeffektivitet over for specielt de miljøfremmede stoffer, er det nødvendig med længerevarende afprøvninger, som giver mulighed for at variere doseringen af koagulant/flokkulant. Dertil kommer, at der er behov for at vurdere renseeffektiviteten i perioder med henholdsvis ”tykt” og ”tyndt” regnvand samt under kortvarige intense regnskyl, langvarige regnskyl, vinterkulde (temperaturer under 0°C), snesmeltning m.m.

3 SUMMARY

Background

In Denmark and abroad there will be a demand in the coming years for consultancy and technologies in relation to treatment, handling and beneficial reuse of rainwater (urban run-off). Handling of urban run-off must among others ensure that clean rainwater can be lead to recreational areas in and around the big cities. In this connection it is important that the Water Frame Directive and the objectives of the Danish Environmental Target Act /15/ are fulfilled.

Rainwater discharges shall be regulated in accordance with paragraph 11 of the Water Frame Directive concerning implementation of response programmes with a view to fulfilling environmental requirements. In Denmark the response programmes have been implemented in the Environmental Target Act: Notification of act on environmental requirements, etc. for receiving waters and international nature conservation areas (LBK No. 1756 of 22/12/2006) /3/.

Danish Announcement No. 1669 on "Environmental quality standards for receiving waters and requirements for discharge of pollutants to streams, lakes and the ocean" /2/ contains both national as well as European Community requirements for water. The publication is directed towards point sources – not towards regulation of discharges from diffuse sources such as rainwater from consolidated surfaces, however, the environmental quality standards create a basis for municipalities' specification of conditions in discharge permits to receiving waters, and thus they are an important basis for working with water plans and environmental requirements. In the long term contaminated rainwater from surface run-off is expected to be regulated via response programmes when the objectives of the Environmental Target Act on good conditions in receiving waters are to be fulfilled in 2015.

The catchment area of many central wastewater treatment plants includes large impermeable surfaces from where rainwater is lead to the treatment plants. If a smaller part of this volume of water can be returned to the receiving waters, the yearly amount of wastewater which is by-passed the biological treatment steps of the central wastewater treatment plant can be reduced, and thus the discharge quality from the central wastewater treatment plants will be improved.

In this project focus has been on testing the filtration technologies (3FM and disk filter) and their ability to remove substances for which environmental quality requirements and/or requirements related to receiving waters exist. This means substances which have previously been identified as problematic in relation to freshwater areas /1/, in this case Total-P, organic substances (BOD), heavy metals, PAH, DEHP and bisphenol A. In addition suspended substance which includes a considerable part of the substance components mentioned. Test results will help environmental authorities to evaluate filtration technologies and in general identify the technical, environmental and economical information required in the choice of technologies for treatment of rainwater.

Project Process

At two test sites in Gentofte and Gladsaxe municipalities a 3FM (Flexible Fibre Filter Module) pilot plant and a disk filter type pilot plant respectively were installed. After a

running-in phase the test period started in the beginning of September 2009 and was finalized in the middle of November 2009. In Gentofte municipality the treated rainwater was lead to the Gentofterenden, where the water continues to the Søborghusrenden and on to Emdrup Lake. After treatment the rainwater in Gladsaxe municipality was lead to a conveyer carrying rainwater and wastewater to WWTP Damhusåen.

The 3FM plant filters out particles sized 2-5 μm , and the retained particles are removed by return flushing. During the tests the 3FM plant treated approx. 20 m^3/hour .

The disk filter was equipped with a microfilament cloth with filter openings of 10 μm . In this type of plant flushing takes place when the pressure difference above the cloth has reached a certain level. Flushing is in process while filtration continues. The hydraulic load of the disk filter was during operation without coagulant and flocculant approx. 4 m^3/hour , whereas it was approx. 20 m^3/hour at dosing of coagulant and flocculant.

To evaluate whether it was possible to achieve a sufficiently good rainwater quality by filtration alone, both plants were first tested without addition of coagulant/flocculant and later tested with auxiliary chemicals added. On the 3FM plant an aluminium-based coagulant was used, and on the disk filter plant a combination of an aluminium-based coagulant and a polymer-based flocculant was used.

During the operation period data were logged from the online meters of the plants (flow, turbidity, precipitation), and from the inlet and outlet on both plants flow-proportional samples were automatically extracted during precipitation. The analysis programme consisted of organic collection parameters (BOD, COD), nutrients (Total-N and Total-P), suspended substance (SS), heavy metals (copper and zinc), PAH, DEHP and bisphenol A.

Conclusions

It is important to be aware of the modest data basis available when drawing conclusions on the operation of the 3FM plant and the disk filter as well as the treatment efficiency of the plants. At each plant four flow-proportional samples in the inlet and two in the outlet were sampled during operation without adding coagulant/flocculant, and two samples in the outlet during operation with coagulant/flocculant added. Furthermore, online measurements of flow and turbidity were included as a significant data basis for conclusion on the treatment efficiency for SS.

The low concentrations in the non-treated rainwater of SS (20-50 mg/l), Total-P, heavy metals and xenobiotics reduced the possibilities of testing the efficiency and robustness of the plants compared to treatment of more “thick” rainwater. The concentration of many PAHs in the non-treated rainwater was below the detection limit.

Generally, the two plants were efficient towards removal of SS and organic parameters resulting in a considerable improvement of the rainwater quality – both with and without addition of coagulant/flocculant. A concentration of Total-P – lower than the environmental quality standards – was only achieved by adding coagulant/flocculant. When it comes to treatment efficiency for heavy metals, PAH, DEHP and bisphenol A, the data were too weak to draw precise conclusions in relation to the possibility of achieving a water quality corresponding to the expected environmental quality standards for freshwater areas.

The 3FM plant had a treatment efficiency of 50-70% for SS without adding coagulant – corresponding to an outlet concentration of 5-10 mg SS/l. Also without adding coagulant the treatment efficiency for Total-P and COD was below 20%. For copper (total) and zinc (total) a reduction of more than 60% was observed. This treatment efficiency should be seen in correlation with the low inlet concentrations (2.8-31 µg/l). The reduction percentage for bisphenol A was approx. 65%. For five of the nine PAHs it was possible to calculate reduction percentages between 23 and 96%.

When adding coagulant in the 3FM plant a water quality level for SS, phosphorus and bisphenol A corresponding to the environmental quality standards for freshwater areas was achieved. For PAH removal of 34 to 96% for individual substances was achieved, but for benz(j+j+k)flouranthen in particular the treatment was not sufficiently effective to fulfil the expected environmental quality standards.

For the disk filter the treatment efficiency was 50-60% for SS without adding coagulant – corresponding to an outlet concentration of 10-15 mg SS/l – and for Total-P the treatment efficiency varied (28 and 64%), while for organic substance it was below 15%. For copper (total) and zinc (total) a reduction of <45% was recorded. For four of the nine PAHs it was possible to calculate a reduction percentage which was <35%.

In the operation period with added coagulant and flocculant on disk filters the SS concentration at the inlet was typically 35-50 mg/l, while the outlet concentration was approx. 5 mg SS/l.

With coagulant added a water quality level for SS and phosphorus corresponding to requirements for freshwater areas was achieved. Removal of <75% for individual substances of PAH were achieved. In the treatment process Benz(j+j+k)flouranthen was reduced to below the detection limit.

Constructing and operating costs have been calculated to be the lowest for the disk filter (constructing costs approx. 2 million DKK at a capacity of 320 m³/h). Both 3FM and the disk filter could start up without problems as soon as sufficient rainwater level was available to start pumping, and with regard to the need for monitoring no significant differences were found.

Compared to removal of SS, organic parameters and Total-P the completed tests showed that 3FM is the most promising technology. At both plants it was necessary to add coagulant/flocculant to achieve sufficient removal of Total-P to obtain an outlet concentration corresponding to the objectives for the nearby receiving waters (0.06 mg/l).

Recommendations

By means of online measuring of turbidity and flow this project has generated valuable knowledge of the temporal development of turbidity/suspended substance in rainwater during precipitation events. However, more detailed knowledge is required of the correlation between concentration and the load of suspended substance as well as concentrations and the load of xenobiotics in rainwater from typical catchment areas. In this way it will be possible to evaluate for how long time treatment must take place prior to discharge. Then it also becomes possible to reduce the volume of rainwater that needs to be treated and to ensure fulfilment of discharge requirements.

It is important that environmental authorities decide on which quality/discharge requirements treated rainwater from urban areas shall fulfil. Establishing quality/discharge requirements will facilitate planning of future tests of technologies for treatment of rainwater.

In spite of the modest data basis in this project the results have been so good that setting up a full-scale plant is recommended with a view to achieving within 2-3 years an improved data and knowledge about the efficiency of the technologies in relation to fulfilling future requirements for receiving waters.

In order to determine which rainwater filtration plant has the best treatment efficiency towards xenobiotics in particular, more long-term tests are required with the option of varying the coagulant/flocculant dosing. Furthermore, there is a need of evaluating the treatment efficiency during period of “thick” and “thin” rainfall respectively and during short-term intense rainfall, long-term rainfall, winter cold (temperatures below 0°C), melting snow, etc.

4 **INDLEDNING OG FORMÅL**

Regnvandsudledninger skal reguleres i overensstemmelse med Vandrammedirektivets artikel 11, som vedrører indsatsprogrammer, der skal gennemføres med henblik på opfyldelse af miljømål. Denne del af Vandrammedirektivet er implementeret i Miljømålsloven: Bekendtgørelse af lov om miljømål m.v. for vandforekomster og internationale naturbeskyttelsesområder (LBK nr. 1756 af 22/12/2006) /3/. I forlængelse heraf skal Bekendtgørelse nr. 1669 /2 /, som er rettet mod punktkildeudledninger, ses som det lovgivningsmæssige instrument til opfyldelse af Miljømålsloven. Målsætningen i Miljømålsloven er bl.a., at alt overfladevand og grundvand senest med udgangen af 2015 skal have opnået god tilstand.

I efteråret 2007 gennemførte Gladsaxe Kommunes By- og Miljøforvaltning en undersøgelse af overfladeafstrømning fra fire befæstede arealer i kommunen (Høje Gladsaxe, TV-byen, Skovbrynet Station samt tre udløb til Smørmosen). Resultaterne viste forhøjede koncentrationer af miljøskadelige stoffer som kobber, phthalater, bisphenol A samt NPE og OPE sammenlignet med miljøkvalitetskravene i Miljøstyrelsens Bekendtgørelse nr. 1669 /2/.

Hvis regnvand skal tilføres vandområder i stedet for at blive afledt til kloak, bliver det ofte nødvendigt at rense vandet inden udledning. En af måderne, hvorpå dette kan ske, er ved at anvende filtreringsteknologier og eventuelt tilsætning af koagulant og flokkulant. Ved at reducere vandtilførslen til centrale renseanlæg under regn, kan der samtidig opnås en forbedring af disse anlægs renskapacitet og -effektivitet.

På to test-sites i henholdsvis Gladsaxe Kommune og Gentofte Kommune er der i dette projekt udført tekniske gennemførlighedsundersøgelser med små kompakte filtreringsanlæg, der kan fungere i en sammenhæng, hvor anlæggene kun tilses lejlighedsvis, og hvor de med kort varsel skal være fuldt funktionsdygtige, når regnen kommer. Regnvand fra befæstede arealer ledes i dag til kloaksystemet og videre til centrale renseanlæg (Renseanlæg Lynetten og Renseanlæg Damhusåen).

De tekniske gennemførlighedsundersøgelser har omfattet afløbstekniske, hydrauliske, procesmæssige og driftsmæssige forhold, der er relevante ved tilpasning af rensningsteknologierne, som typisk forekommer i bymiljøet.

Formålet med projektet har været at skaffe ny viden om to filtreringsteknologier (skivefiltre og 3FM-teknologi inklusiv koagulering og flokkulering). Teknologierne har ikke tidligere har været anvendt til rensning af regnvand fra befæstede arealer. Specifikt har målet været at:

- Vise, at det er muligt at håndtere og rense regnvand med varierende vand- og stofbelastning i nedbørssituationer ved at anvende decentrale rensfaciliteter
- Dokumentere kvaliteten af det rensede regnvand og at sammenligne kvaliteten med nuværende målsætninger for lokale vandområder og med fremtidige miljøkvalitetskrav for ferske vandområder. Det var specielt målet at fokusere på næringsalte, tungmetaller, PAH, DEHP og bisphenol A.

Dertil kommer, at det i projektet var målet at opnå ny viden om kompakte rensfaciliteters effektivitet og forbedringsmuligheder ligeledes i forhold til miljøfremmede stoffer.

I dette projekt er analysedata for urensset og rensset regnvand sammenlignet med miljøkvalitetskrav og målsætninger for vandområder med henblik på at vurdere, om regnvand udledt fra byområder kan forventes at opfylde Miljømålslovens målsætning om, at alt overfladevand og grundvand skal opnå god tilstand med udgangen af 2015.

5 TEST-SITES OG FILTRERINGSTEKNOLOGIER

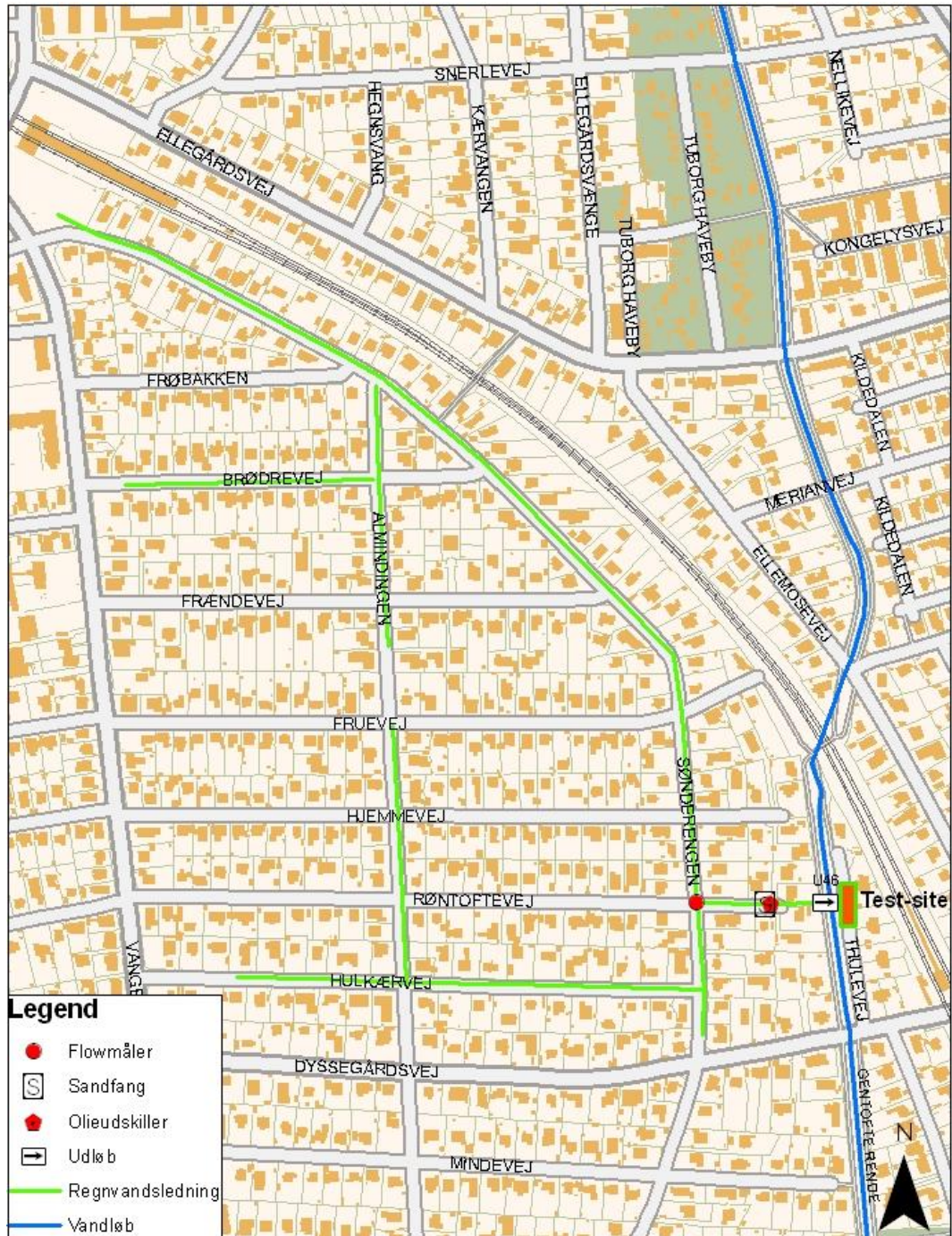
5.1 Test-site – Gentofte

En del af regnvandet fra vejarealer i den sydvestlige del af Gentofte Kommune (Vangede-området) løber via et separat regnvandssystem til Gentofterenden. Regnvandet løber via Søborghusrenden og Emdrup Sø videre i de indre søer i København eller via kloaksystemet til Renseanlæg Lynetten. Vandområdet er den del af ”Det nordlige recipientsystem”, som også består af Fæstningskanalen og Utterslev Mose.

Gentofterenden er i regionplanen målsat med lempet målsætning, faunaklasse 4. Gentofterenden er belastet af både udløb fra regnvand og spildevand. Målsætningen er ikke opfyldt.

Test-sitet var placeret ved et udløb til Gentofterenden for enden af Røntoftevej (U46 i Figur 5.1). Regnvand fra vejarealer i villakvarteret bliver via regnvandsledninger (grøn i Figur 5.1) ført gennem et sandfang og en olieudskiller, inden det udledes til Gentofterenden. Arealet, som afleder regnvand til udløbet, er på 4,2 ha reduceret areal, og regnvandet stammer som tidligere nævnt kun fra vejarealer.

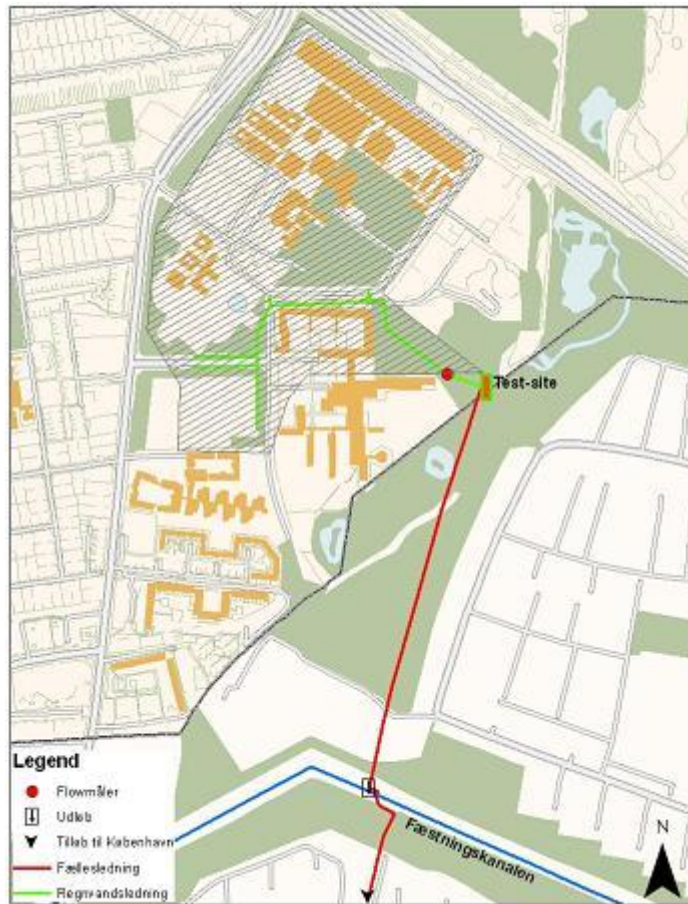
I forbindelse med projektet blev der etableret en flowmåler i regnvandsledningen. Flowmåleren er placeret opstrøms sandfanget (se Figur 5.1). Beskrivelse af flowmåler se kapitel 6.



Figur 5.1 Placering af 3FM-anlægget i Gentofte og tilhørende regnvandsledning.

5.2 Test-site – Gladsaxe

Et grønt legeareal ved Enghavegård skole i Mørkhøj udgjorde rammerne over jordniveau for test-sitet i Gladsaxe Kommune.



Figur 5.2 Placering af skivefiltret i Gladsaxe Kommune og den tilhørende regnvandsledning.

Regnvandet til pilotanlægget blev hentet fra brønd OGZ0518, hvor en spidsbundet V900 mm regnvandsledning løber igennem. Den østlige side af brønden er bygget sammen med væggen på en tunnelledning, der transporterer kombineret regn- og spildevand fra hele Gyngemosens opland til Renseanlæg Damhusåen. Idet regnvandet fra det opland, der blev testet på, ledes ud i tunnelledningen, ledes dette i dag også ind til rensning på Renseanlæg Damhusåen. Kapacitetsmæssige begrænsninger i systemet mod Renseanlæg Damhusåen medfører, at der et par gange om året er overløb fra tunnelledningen til Fæstningskanalen.

Fæstningskanalen, der leder vand til Utterslev Mose, har i regionplanen en lempet målsætning, faunaklasse 4. Fæstningskanaler er belastet af både udløb fra regnvand og spildevand. Målsætningen er ikke opfyldt.

Det opstrøms areal til test-site har et reduceret areal på 9,9 ha, og vandmængderne stammer primært fra belægninger på den tidligere TV-by's arealer, der nu udgør et større boligområde (Se Figur 5.2).

5.3 3FM – Flexible Fibre Filter Module

3FM er et ultrakompakt filtersystem, der ved hjælp af fleksible nylonfibre som filtermedie tilbageholder partikler, såsom suspenderet stof (SS) i forurenset vand. Filtret spules med mellemrum rent ved hjælp af en kombination af trykluft og vand. Skyllefrekvensen på anlægget er fastsat på baggrund af trykdifferencen over filtret. Det typiske spule-

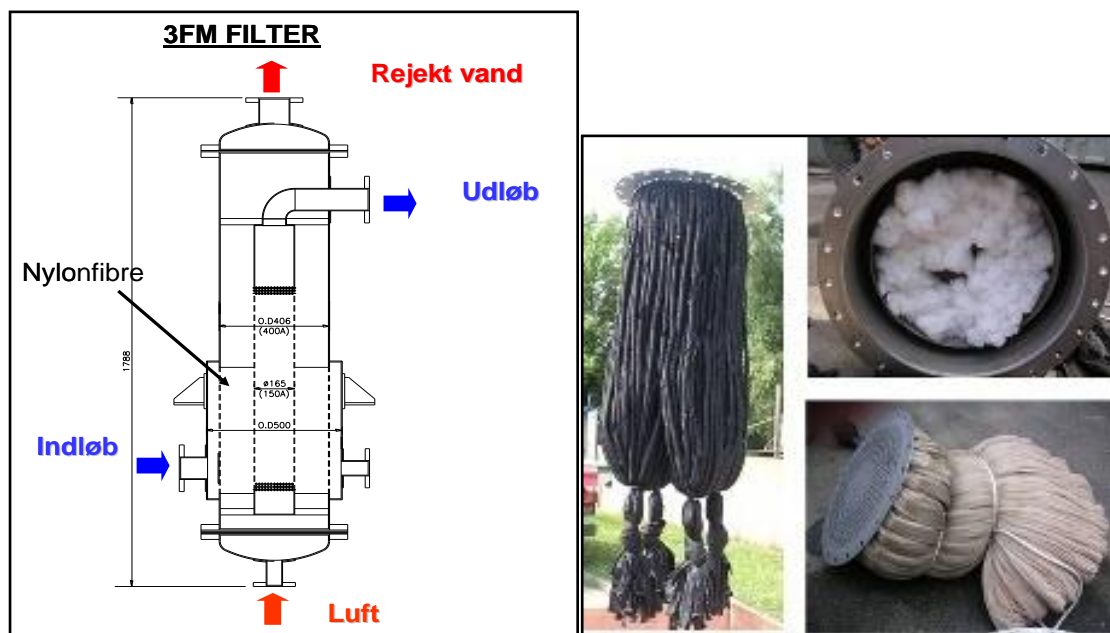
vandsbehov udgør 1-5% af det indgående flow alt afhængig af koncentration af partikler i indløbsvandet. Når filtret spules, kan det ikke samtidigt filtrere regnvandet og fungerer i den situation på samme måde som et sandfilter.

3FM kører normalt fuldautomatisk, har meget få mekaniske sliddele og er derfor meget driftssikkert samt har en lav grad af vedligeholdelse.

Ved anvendelse af et 3FM-filtret er det muligt at filtrere partikler helt ned til 3-5 μm ud af vandet.

For at opnå en bedre rensning af vandet er det muligt at tilsætte koagulant ved indløbet. Koagulationen forøger størrelsen af eksisterende partikler, hvorved filtrets effektivitet vil forøges. Desuden sikrer koagulanten udfældning af opløst fosfor, således at dette også kan bortfiltreres.

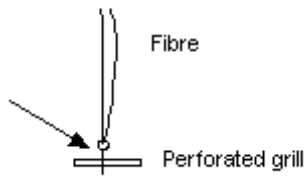
Opbygning af filtret er illustreret på Figur 5.3. Filtret er en lodret stålcylinder, som er fyldt med fleksible nylonfibre, der ligeledes er fikseret i lodret retning. Vandet, der skal behandles, ledes vandret ind i bunden af filtret og gennem filtermediet. Partikler i vandet sætter sig på fibre, mens det rene vand ledes igennem centrum af filtret og vandret ud af toppen.



Figur 5.3 Skematisk illustration af filteropbygning i 3FM samt billeder af nylonfibre.

Partiklerne, der tilbageholdes i filtret, fjernes ved tilbageskyllning (Backwashing). Skyllning af filter sker ved alternerende tilførsel af luft og vand i bunden af filtret. Rejektvandet ledes ud gennem toppen af filtret. Vandet, der anvendes til skylning, kan enten være behandlet eller ubehandlet.

Fibre (se Figur 5.4) i pilotanlægget er 1,2 m lange og er samlet på en slags "måtte", som er sat op i et U-formet net i bunden af cylinderen. Fibrene er ikke sat fast i toppen, da de dels er meget kompakte og dels følger vandets flow.

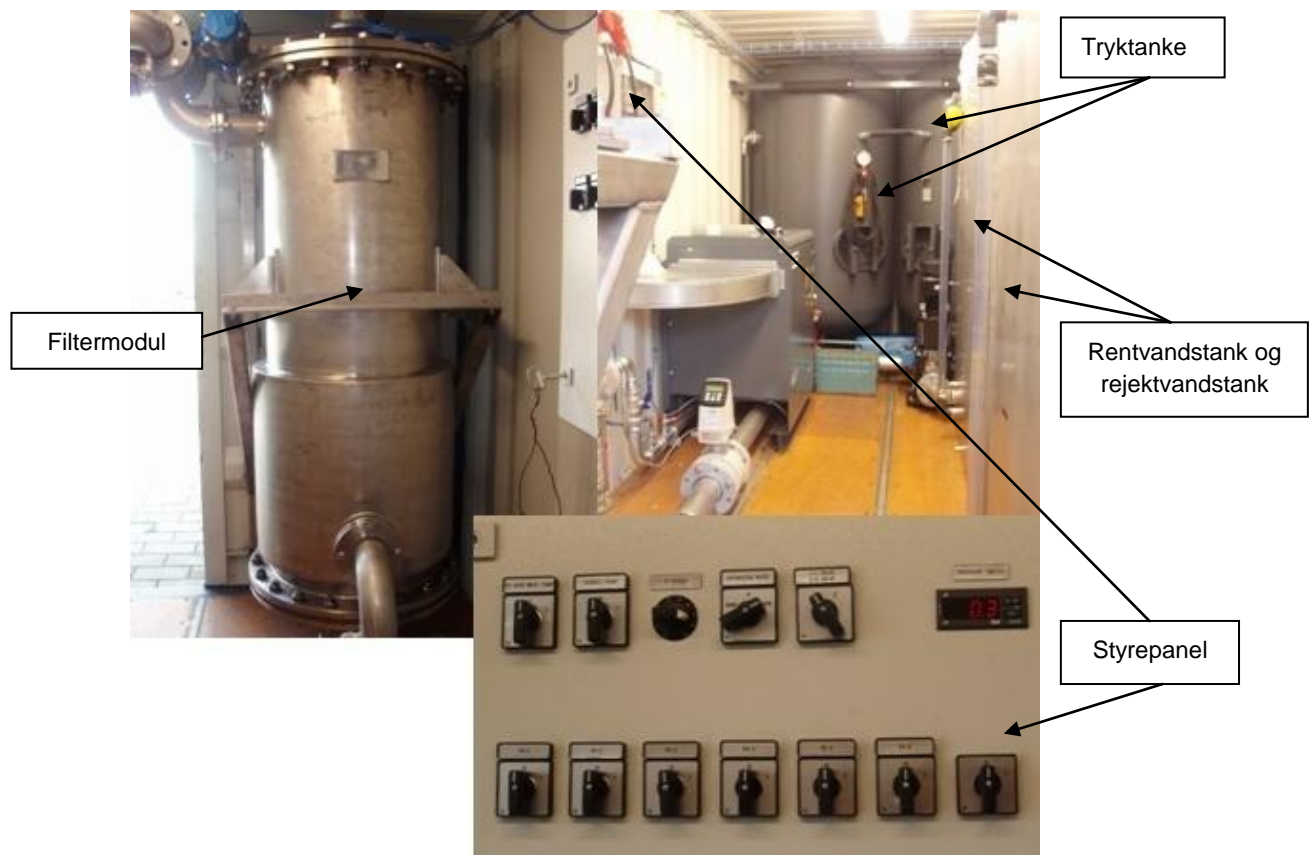


Figur 5.4 Tegning som viser opsætning af fibre på en "måtte", der sidder inde i 3FM-filterbeholderen.

Nettet, hvor fibre er sat på, indeholder desuden huller, som sikrer passage af luft til rensning af fibre.

5.3.1 Beskrivelse af pilotanlægget

3FM-pilotanlæg er af typen: Hydrotech 3FM C006. Hele anlægget undtagen pumpen er monteret i en 20 fods container. Pilotanlægget er afbilledet i Figur 5.5. Containeren indeholder – ud over et 3FM-filter på 600 mm (stålcylinder) – også en kompressor samt to tanke på 2.000 liter med trykluft til rensning af filtret. Desuden er der to tanke til dels det rensede vand og dels til spulevandet, begge med sigteglas, hvori vandet, der forlader filtret, visuelt kan besigtiges. Pilotanlægget har eget kontrolpanel med mulighed for at regulere tryk og flow.



Figur 5.5 Opbygning af 3FM-pilotanlæg i container.

Pilotforsøg uden tilsætning af koagulant

Pilotanlægget 3FM drives ved en direkte filtrering af vandet hvor vandet pumpes ind i anlægget. Skyllefrequensen på filtret fastsættes på baggrund af trykdifferencen over filtret. Når filtret stopper til, starter skyllingen hvorved materiale opsamlet i filtret passerer ud med skyllevandet.

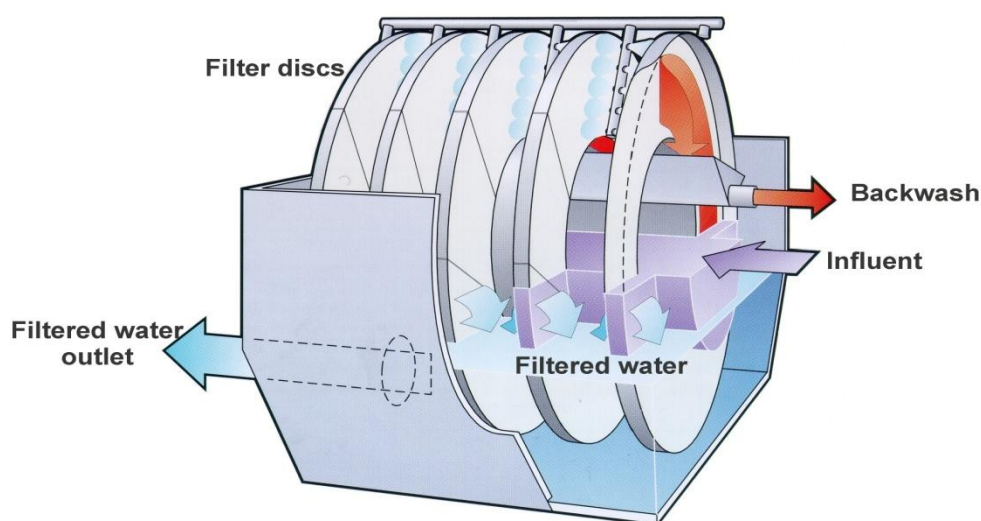
Pilotforsøg med tilsætning af koagulant

Pilotanlægget kan udvides, således at det udstyres med doseringssystemer for koagulant. Koagulanten tilføres vandet direkte ved indpumpningen, således at bedst mulig opblanding opnås. Styring af doseringspumpe for koagulant følger styringen af indpumpningen til anlægget.

5.4 Skivefilter

Hydrotech skivefilter er et filter, som filtrerer det forurenede vand gennem en mikrosi. Regnvandet, der skal filtreres, strømmer ved gravitation ind i den centrale tromle og derfra ud i filterskiverne. Partiklerne tilbageholdes på indersiden af filterpanelerne, der er monteret på begge sider af skiven.

Når de tilbageholdte partikler hober sig op på filterdugen, stiger vandniveauet på indersiden af filterskiven. Dette registreres med en niveauføler, som starter filtrets rotation og skylleproceduren. Filtret er i konstant funktion, også når filterdugen skylles. Figur 5.6 viser princippet i et Hydrotech skivefilter.



Figur 5.6 Principskitse af Hydrotech skivefilterprocessen.

Returskyllingen sker ved højt tryk og renser dugen for partikler, der opsamles i slamrenden og ledes bort.

Det typiske spulevandsbehov udgør 1-3% af det indgående flow, og normalt kan det filtrerede vand anvendes.

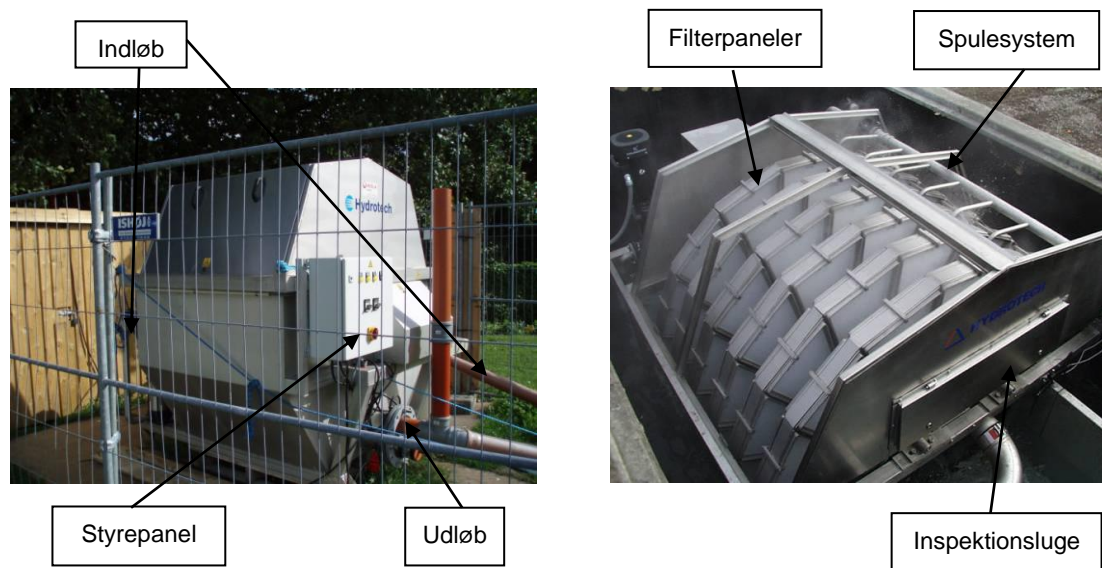
Ved normal drift er skivefiltret neddykket ca. 60%, og tryktabet over dugen varierer imellem 50 og 200 mm vandsøjle. Det maksimalt tilladelige tryktab over filtret i drift er 300 mm vandsøjle. Spulevandssystem og rotation kan være tids- eller niveaustyret.

Hydrotech skivefiltre anvender en vævet monofilamentdug af polyester med filteråbninger fra 10 µm til 100 µm. Det kompakte design af skivefiltret gør systemet velegnet til filtrering af regnvand, hvor der er krav om fine filteråbninger og store filterarealer.

5.4.1 Beskrivelse af skivefilter pilotanlægget

Hydrotech skivefilter pilotanlæg er af typen 1702/1 med én skive monteret. Totalt filterareal er på 2,8 m². Der blev anvendt en type filterpaneler med porestørrelse 10 µm til alle forsøg.

Når der var vand i systemet, blev oppumpningen startet ved aktivering af niveauekontakt i regnvandsbrønden. Pilotanlægget er afbildet på Figur 5.7.



Figur 5.7 Billedet til venstre viser skivefiltret opstillet på stedet ved Enghavegård skole. Billedet til højre viser et anlæg med i alt seks skiver monteret. Det anvendte pilotanlæg var udstyret med én skive.

Pilotforsøg med skivefiltre uden tilsætning af koagulant og flokkulant

Skivefilteranlægget behandler regnvandet ved, at det via gravitation ledes gennem filtret. Skyllefrekvensen på anlægget er fastsat på baggrund af trykdifferencen over filterdugen og afhænger således af vandets indhold af SS.

Når filterdugen stopper til, og grænsen for trykdifferensen er nået, roterer filtret, og samtidig aktiveres spulingen. Spulingen renses filtret, og rejektvandet ledes væk fra anlægget.

Pilotforsøg med skivefilter og med tilsætning af koagulant og flokkulant

Pilotanlægget kan udvides, således at det er udstyret med doseringssystemer for koagulant og polymer.

Vandet pumpes til kemisk forbehandling i to reaktortanke, inden det ledes ind i skivefiltret. Hver reaktionstank havde i det anvendte pilotanlæg en kapacitet på 1 m³.

- Den første tank er koaguleringsstank, hvor der tilsættes koagulant. Herved udfældes fosfor

- Den anden tank er flokkuleringstank, hvor polymer tilsættes, og der dannes flokke, som samler det suspenderede stof

Når vandet har passeret gennem disse to doseringstrin, ledes det via gravitation gennem skivefiltret på samme måde som beskrevet under ”Pilotforsøg med skivefilter uden tilsætning af koagulant og flokkulant”.

6 MONITERING

De to pilotanlæg blev testet med og uden tilsætning af koagulant og flokkulant til forbedring af fjernelsen af suspenderet stof (SS). På 3FM-anlægget blev der anvendt en koagulant, og på skivefiltret anvendtes både en koagulant og en flokkulant. Som vist i Tabel 6.1 var der fire driftssituationer, under hvilke der blev udført prøvetagning og on-line-monitering.

Tabel 6.1 Oversigt over driftssituationer.

Driftssituationer	Sted	Teknik	Koagulant/ flokkulant	Prøvetagningssteder		
				indløb	udløb	rejktvand
1	Gentofterenden	3FM	nej	indløb	udløb	rejktvand
2	Gentofterenden	3FM	ja	indløb	udløb	rejktvand
3	Enghavegård skole	Skivefilter	nej	indløb	udløb	rejktvand
4	Enghavegård skole	Skivefilter	ja	indløb	udløb	rejktvand

Et vigtigt led i overvågningen af de to pilotanlæg under drift var etablering af et system til online-måling og datalogning, der sikrede dataopsamling døgnet rundt. På begge anlæg blev der monteret datalogger (Aquamonitor), flowmålere i indløb samt turbiditetsmålere i indløb og udløb. Desuden blev der opstillet automatiske prøvetagere til udtagning af flowproportionale prøver.

6.1 Online-målinger på anlæg

I regnvandsledningen, som førte vand til 3FM-anlægget, blev der placeret en transportabel flowmåler af typen Nivus PCM4 opstrøms sandfanget (se placering i Figur 5.1). Flowmåleren, som var placeret i bunden af regnvandsledningen, målte ved hjælp af ultralyd vandstanden i ledningen og hastigheder i flere niveauer. På baggrund af ledningens dimension, vandstanden og hastigheden i ledningen blev flowet beregnet i l/s.

En tilsvarende flowmåler blev i begyndelsen af april 2008 opsat i brønd OGX0501, der er den første brønd opstrøms for brønd OGZ0518, hvorfra der blev oppumpet regnvand til skivefiltret.

6.1.1 Flowmåling

På skivefiltret monterede GK Miljø ApS en magnetisk induktiv flowmåler (GK 1810 målebygværk) med en Danfoss MAG6000 signalomsætter på indløbssiden. Flowmåleren blev benyttet til at styre prøvetagningen på både indløbssiden og udløbssiden.

På 3FM-anlægget var der inkluderet en magnetisk induktiv flowmåler af typen Siemens Mag 3100W. Flowmåleren var placeret på indløbssiden af filtret. Flowmåleren blev benyttet til at styre prøvetagningen på både indløbssiden og udløbssiden. På begge anlæg blev målinger fra flowmålerne logget ved hjælp af DHI's AquaMonitor.

6.1.2 Turbiditetsmålinger

Der blev monteret turbiditetsmåler i indløbet og udløbet til de to anlæg. Målerne var af typen Solitax sc fra Hach-Lange lejet specielt til dette formål. Målerne var monteret med en målesonde til at måle turbiditeten i intervallet 0,001 til 4000 FNU (svarende til et indhold af TS på mellem 0,001 og 50 g/l). FNU står for Formazin Nephelometric Unit. Uden kalibrering er usikkerheden <5% af måleværdi $\pm 0,01$ FNU. Nogle turbiditetsmå-

lere bruger NTU (Nephelometric Turbidity Unit) i stedet for FNU, men basalt set kan de to enheder ligestilles.

Placeringen og monteringsretningen af målesonderne i indløb og udløb er vigtige i forhold til at sikre repræsentative målinger. Sonderne blev placeret efter anvisninger fra leverandøren og ud fra de betingelser, der nu en gang var til stede, når monteringen skulle ske på eksisterende pilotanlæg.

Den relative korte afstand mellem pumpen på indløbssiden (3FM ca. 8 m og skivefiltret ca. 5 m) og stedet for indløbsmålingen gjorde, at der var stor risiko for, at der var luftbobler i regnvandet. Turbidimeteret opfatter luftbobler som partikler, idet lyset fra luftbobler bliver reflekteret. Luftbobler i vandet kan således resultere i falske signaler. På 3FM kunne start og stop af returskylningsprocessen resultere i luftbobler, som kunne påvirke turbiditetsmålingen i udløbet.

På målesonden foran målevinduet sidder en visker, som skal holde målevinduet rent. Sætter der sig snavs på målevinduet, kan det selvfølgelig føre til ukorrekte målinger. Ved afmonteringen var der dog ikke tegn på fastgroet snavs.

For at kunne omregne de loggede FNU-værdier til koncentrationer af SS blev der indsamlet stikprøver til analyse for SS på DHI's laboratorium. Ved stikprøvetagningen blev klokkeslæt og turbidimeterets visning noteret. Proceduren for udtagning af stikprøver samt resultater for sammenhørende målinger af turbiditet og SS findes i afsnit 7.4 (3FM) og 8.4 (skivefilter).

6.1.3 Nedbørsmålinger

På taget af 3FM-anlægget blev placeret en regnmåler Young model 52202, der muliggjorde registrering på stedet. Regnmåleren var koblet til AquaMonitor, og nedbør blev logget for hver 0,1 mm.

6.1.4 DMI nedbørsmålinger

DMI har en nedbørsmåler placeret ved Søborg Vandværk SVK 30257, der ligger ca. 1 km i luftlinje fra stedet, hvor skivefiltret var placeret. Data fra DMI-måleren vedrørende mm nedbør målt på den enkelte dag, intensitet $\mu\text{m/s}$ og den akkumulerede nedbørsmængde på årsbasis blev i driftsperioden logget. Nedbørsmålinger fra SVK 30257 er benyttet til vurdering af nedbørshændelser i skivefiltrets opland.

6.1.5 Dataopsamling og -håndtering

AquaMonitoren, der er et datahåndterings- og loggersystem, blev opstillet på begge anlæg. Realtidsmålinger fra flowmålerne og fra turbiditetsmålerne placeret på de to anlæg blev logget, og det samme gjorde data fra regnmåleren monteret på taget af 3FM-containeren.

Data fra måleinstrumenterne blev i perioden fra d. 3. sep. 2009 (skivefilter) og 5. sep. 2009 (3FM) logget med en frekvens på 5 sekunder, hvorefter der skete en midling af data over 5 minutters intervaller. Senere i testforløbet blev frekvensen for midlingen reduceret til et minuts intervaller (d. 27. okt. 2009) men kun i de situationer, hvor flowet var større end $0,1 \text{ m}^3/\text{t}$.

Én gang i døgnet blev data batchvis overført via GSM til DIMS-databasen hos DHI. DIMS (Dynamic Integrated Monitoring System) er et softwaresystem designet til at

håndtere realtidsdata. DIMS inkluderer en række værktøjer til håndtering, validering, opbevaring, sammenstilling, præsentation og rapportering af data. Efter den daglige dataoverførsel var der mulighed for at vurdere anlæggenes drift den foregående dag.

6.2 **Prøvetagning**

GK Miljø ApS opstillede vacuumprøvetagere af typen HCV 600 til udtagning af flow-proportionale regnvandsprøver i tilløb og afløb fra de to anlæg. Prøvetagerne var på 3FM ved de fire prøvetagninger indstillet til at udtage en delprøve på 250 ml for hver 1.000 l regnvand, der havde passeret flowmåleren.

Prøvetagerne ved skivefiltret var ved de to første prøvetagninger (d. 2. okt. 2009 og d. 3. okt. 2009) indstillet til at udtage en delprøve på 250 ml for hver 200 l regnvand, der havde passeret flowmåleren. Ved de to sidste prøvetagninger (d. 4. nov. og d. 5. nov. 2009), hvor oppumpningen blev forøget, ændredes frekvensen for udtagning af delprøver. Herefter blev der udtaget en delprøve på 250 ml for hver 1.000 l oppumpet regnvand.

Starttidspunkterne for prøvetagningerne blev identificeret ud fra de loggede data for flowmålingerne. Så snart oppumpningen af regnvand startede, steg flowet, og tidspunkterne for en stigning i flowet afgøres ud fra de loggede data.

Oppumpningen af regnvand startede, når niveauet i pumpesumpen havde nået et forud fastsat niveau. Ud fra den opsamlede prøvemængde og delprøvestørrelsen blev sluttidspunktet for prøvetagningen beregnet. Prøvetagningsudstyret var indstillet, således at prøvetagningen blev afbrudt, når der var opsamlet en vis prøvevolumen (mindre end opsamlingsbeholderens volumen). Det betød, at de udtagne prøver ikke nødvendigvis dækkede en hel regnhændelse. Prøverne blev umiddelbart efter afslutningen af prøvetagningen afhentet og anbragt på køl (4°C), indtil de blev sendt til analyse.

På begge anlæg blev udtaget prøver af rejktvandet til analyse. På 3FM bestod hver skylleproces af fem skyllesekvenser af i alt ca. 5 minutters varighed (se afsnit 5.3). Under hver skyllesekvens blev der udtaget to stikprøver. I alt blev der således udtaget 10 stikprøver, som blev sammenblandet til én prøve, der sendtes til analyse for de samme parametre som regnvandsprøverne (se afsnit 6.3).

På skivefiltret sker skylleprocessen under selve driften af filtret (se afsnit 5.4). I løbet af halvanden til to timer blev der udtaget 9-10 stikprøver af rejktvandet, som blev sammenblandet til én prøve, der blev sendt til analyse. Data vedrørende de gennemførte prøvetagninger for regnvand og rejktvand er behandlet i afsnittene 7.3 (3FM) og 8.4 (skivefilter).

For at kunne omsætte de loggede turbiditetsmålinger til koncentrationer af SS blev der på hvert anlæg under drift udtaget et antal stikprøver i indløbet og i udløbet samtidig med, at turbidimeteret blev aflæst. Stikprøverne blev derefter bragt til DHI's laboratorium, hvor SS blev analyseret. Analyseringen og databehandlingen er nærmere beskrevet i afsnit 6.3.2, mens resultaterne er behandlet i 7.4 (3FM) og 8.4 (skivefiltret).

6.3 **Analyser**

Et af formålene med projektet har været at karakterisere regnvand for indhold af miljø- og sundhedsskadelige stoffer før og efter rensning med henblik på at vurdere vandkvaliteten i forhold til miljøkvalitetskrav i ferskvandsområder. Dette afsnit indeholder informationer om detektionsgrænser, analyseusikkerhed og analysemetoder for de valgte parametre.

Den primære funktion for de valgte filtreringsteknologier er fjernelse af SS. Samtidig har fjernelsen af SS betydning for fjernelsen af fosfat, tungmetaller og organiske miljøfremmede stoffer. Eksempelvis kan op til 94% af zink-ioner være bundet til den partikulære fraktion i regnvandet, og dermed er det vigtigt, at rens effektiviteten i forhold til SS er optimal. Tilsvarende gælder for organiske miljøfremmede stoffer, at en lang række stoffer herunder PAH'er, DEHP og bisphenol A i regnvand adsorberes til SS, og dermed er fjernelsen af de miljøfremmede stoffer koblet til fjernelsen af SS.

Tidligere måleprogrammer gennemført i regnvandsledninger i Gladsaxe Kommune /8/, viste forhøjede koncentrationer af DEHP, bisphenol A, benzo(b,j,k)fluoranthren, benz(g,h,i)pyrenen, samt tungmetallerne cadmium, kobber, bly, zink og kviksølv, når de målte koncentrationer blev sammenholdt med miljøkvalitetskrav for de pågældende stoffer.

6.3.1 **Analyser af regnvandsprøver og rejktvandsprøver**

Tabel 6.2 viser de parametre, som blev analyseret i regnvandsprøver fra ind- og udløb på de to pilotanlæg. Rejktvandsprøver fra skylleprocesserne blev analyseret for de samme parametre bortset fra, at rejktvandet kun blev analyseret for totalindhold af kobber og zink. Den opløste fraktion af metallerne blev ikke bestemt.

Filtreringen af regnvandsprøver, som skulle analyseres for indholdet af opløst zink og kobber, skete inden afsendelsen til analyselaboratoriet Eurofins A/S. Alle prøverne blev efter udtagning opbevaret ved 4°C, hvorefter prøverne inden for tre døgn blev sendt til analyselaboratoriet.

Tabel 6.2 Analyseparametre, -metoder, detektionsgrænser og -usikkerhed for regnvandsprøver udtaget før og efter rensning samt rejktvandsprøver fra skylleprocesser.

Parameter	Enhed	Detektionsgrænse	Metode	Usikkerhed %
Suspenderet stof	mg/l	0,5	DS/EN 872	10
Total-N	mg/l	0,05	DS/EN I 11905 auto	10
Total-P	mg/l	0,005	DS/EN I 6878 auto	10
BOD	mg/l	0,50	DS/EN 1899-1	10
COD	mg/l	5,0	ISO 15705	10
Kobber filtreret	µg/l	1,0	ISO 17294m-ICPMS	15
Kobber total	µg/l	1,0	ISO 17294m-ICPMS	15
Zink filtreret	µg/l	5,0	ISO 17294m-ICPMS	15
Zink total	µg/l	5,0	ISO 17294m-ICPMS	15
Acenaphthen	µg/l	0,010	MK0250-GC/MS	12
Fluoren	µg/l	0,010	MK0250-GC/MS	12
Phenanthren	µg/l	0,010	MK0250-GC/MS	12
Fluoranthren	µg/l	0,010	MK0250-GC/MS	12
Pyren	µg/l	0,010	MK0250-GC/MS	12
Benz(b+j+k) fluoranthren	µg/l	0,010	MK0250-GC/MS	12
Benz(a)pyren	µg/l	0,010	MK0250-GC/MS	12
Indeno(1,2,3-cd)pyren	µg/l	0,010	MK0250-GC/MS	12
Benzo(g,h,i)pyrelen	µg/l	0,010	MK0250-GC/MS	12
Bisphenol A	µg/l	0,10	MK0250-GC/MS	15
DEHP	µg/l	0,50	MK0250-GC/MS	12

6.3.2 SS-bestemmelser og turbiditetsmålinger

Under driften af anlæggene blev turbiditeten målt og logget kontinuert i tilløbet til anlæggene og i afløbet. Turbiditet er et mål for, hvor transparent en væske er og dermed et udtryk for koncentrationen af uopløste substanser. Turbiditetsmålerne på de to anlæg var fra leverandørens side kalibreret i en formazinopløsning. Enheden for turbiditetsmålingen er i dette tilfælde FNU (formazine nephelometric units). Hvis man – som i dette projekt – er interesseret i at måle koncentrationen af SS, kræver det en kalibrering af målerne i forhold til det aktuelle regnvand.

Kalibreringen blev udført ved at udtage et antal stikprøver i tilløbet og afløbet på anlæggene under nedbørshændelser. På prøvetagningstidspunktet blev turbiditeten aflæst på turbidimeteret. I afsnit 7.4 (3FM) og 8.4 (skivefilter) er resultaterne fra sammenhørende bestemmelser af turbiditet og SS præsenteret. SS-bestemmelserne blev udført efter DS/EN 872:2005 /5/. Regressionsligninger for sammenhængen mellem SS og turbiditeten er benyttet til omregning af online-målinger af turbiditet til SS-koncentrationer. Der blev gennemført sammenhængende bestemmelser af turbiditet og SS i relation til de fire driftssituationer, som er beskrevet i Tabel 7.1.

7 RESULTATER FOR 3FM

I dette kapitel er præsenteret analyseresultater fra regnvandsprøver (fra ind- og udløb), og rejktvandsprøver, resultater fra online-monitoring af nedbør, flow og turbiditet på 3FM.

7.1 Driftsperioder

Tabel 7.1 indeholder en oversigt over driften af 3FM efter indkøring af anlægget i august 2009. Efter en lang periode uden tilstrækkelig nedbør til oppumpning af regnvand i pumpesumpen ud for Røntoftevej ved udløbet U46 startede driften af 3FM d. 5. sep. 2009, hvor der faldt 10,3 mm regn. I perioden fra d. 18.-31. aug. var der ingen dage med mere end 1 mm regn. Den ringe mængde regn i august betød, at indkøringsperioden blev forlænget i forhold til det oprindeligt planlagte. Fra d. 5. sep. og frem til d. 4. nov. 2009 blev 3FM drevet uden tilsætning af koagulant. Derefter blev der tilsat koagulant, indtil afslutningen på testperioden d. 25. nov. 2009.

Tabel 7.1 Driftsperioder for 3FM med og uden tilsætning af koagulant.

Anlæg	Driftsform	Start dato		Slut dato		Bemærkninger
			kl.		kl.	
3FM	uden koagulant	05.09.2009	02:15	4.11.2009	middag	05.09.2009 første dag med nok regnvand til oppumpning
	med koagulant	4.11.2009	middag	5.11.2009	formiddag	04.11.2009 koagulant 1 mg Al/l
	med koagulant	5.11.2009	formiddag	25.11.2009		05.11.2009 koagulant 2 mg Al/l

Driften med 3FM er opdelt i to faser:

Fase 1: Drift uden tilførsel af koagulant (1. sep. - 4. nov. 2009) 5. sep. 2009 første dag med nedbør

Fase 2: Drift med koagulanttilsætning. (4. - 25. nov. 2009)

Forsøgsopstillingen med pilotcontaineren og pumpeindtag ved udløb til Gentofterenden fremgår af Figur 7.1. Regnvandet blev pumpet fra udløbet U46, hvor der var monteret en overfaldskant, som sikrede et tilstrækkeligt vandvolumen, hvorfra der kunne pumpes regnvand op. 3FM-anlægget var placeret på den modsatte side af renden.

En dykket centrifugalpumpe med fristrømskøl og maksimal kapacitet på 50 m³/t blev brugt til at pumpe regnvandet til filtret (indløb). I forsøgsperioden blev der pumpet ca. 20 m³/t gennem filtret, når anlægget var i drift.

Oppumpningen og start af anlæg foregik ved aktivering af niveauvippe i udløbet U46, når der var tilstrækkeligt vand bagved overfaldskanten.



Figur 7.1 Opstilling af 3FM-pilotanlæg ved Gentofterendens udløb U46.

I forbindelse med indkøring af anlægget i august 2009 blev der lavet et par test med vand fra Gentofterenden for at sikre, at filtreringen fungerede efter hensigten. Disse test blev kun gennemført ved opstillingen og ikke i forbindelse med tilsætning af koagulant.

Indstilling af pumpe og niveauvippe blev ligeledes foretaget under opstillingen.

Der blev monteret automatiske prøvetagere og online-turbiditetsmålere i anlægget samt en datalogger og et GSM-modul til dataoverførsel. Desuden blev der opstillet en regnmåler på taget af pilotanlægget (se afsnit 6.1.5).

Den første driftsperiode for 3FM, hvor der ikke blev tilsat koagulant strakte sig fra begyndelsen af september til begyndelsen af november 2009. Vandet blev ledt direkte gennem anlægget, og efter behandling i filtret graviterede det rensede vand tilbage til Gentofterenden. Rejektvandet fra filtret, som indeholdt frafiltreret suspenderet stof (SS), blev ligeledes ledt tilbage til Gentofterenden.

Den anden driftsperiode med tilførsel af koagulant strakte sig over ca. tre uger i november 2009. Til forsøget blev der anvendt koagulant: PAX-XL60 med doseringskoncentration 1-2 mg Al/l.

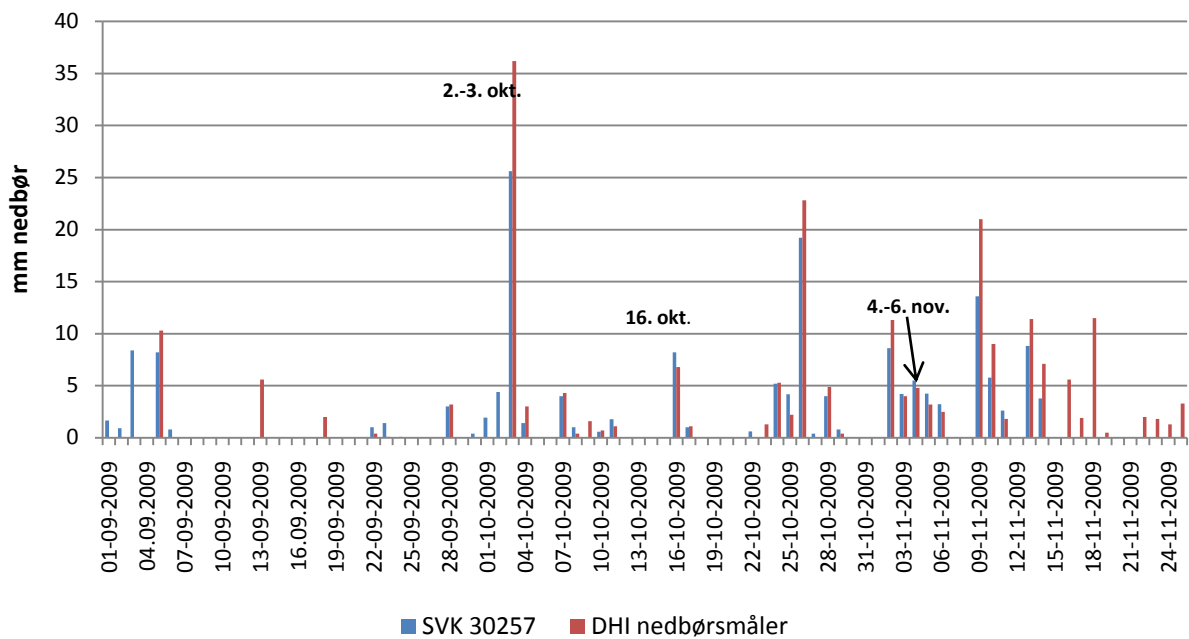
Som tidligere beskrevet blev koagulanten doseret direkte ved pumpen for at sikre opblanding, og koagulanten var således i vandet ved måling af turbiditeten i indløb.

Det rensede vand blev under disse forsøg ledt ud i Gentofterenden, mens rejektvandet blev ledt til kloaksystemet.

7.2 Nedbør og flow

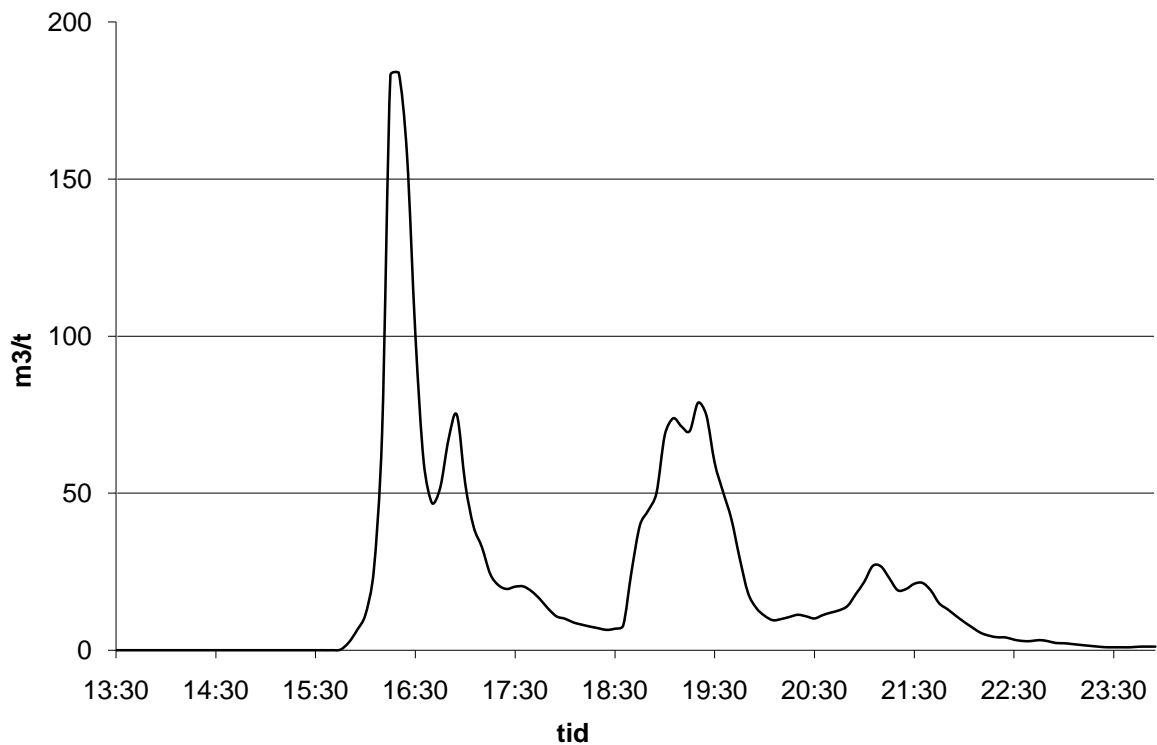
Figur 7.2 viser resultatet af nedbørsmålinger fra DMI-måleren (SVK 30257) ved Søborg Vandværk og fra nedbørsmåleren placeret ved 3FM. Den samlede nedbør i perioden fra d. 5. sep. til d. 25. nov. 2009 målt ved de to stationer var henholdsvis 218 mm og 178 mm, hvilket viser, at der i afstanden mellem de to målere (ca. 1,1 km) kan være betydelige forskelle i nedbørsmængden. Den normale nedbør for Nordsjælland og Storkøbenhavn for de tre måneder september, oktober og november er 177 mm. Det var specielt november 2009, der blev nedbørsrig, idet der faldt 79 mm regn mod normalt 61 mm.

I hele driftsperioden for 3FM blev der oppumpet i alt 1.378 m³ regnvand, som blev rensset i anlægget, heraf blev de 774 m³ rensset under drift med tilsætning af koagulant.



Figur 7.2 Nedbørsmålinger fra DMI-måleren SVK 30257 (Søborg Vandværk) og DHI-nedbørsmåler (3FM) i driftsperiode. Dage, hvor der har foregået prøvetagning, er markeret på figuren.

Som et eksempel på variationerne i flowet i en regnvandsledning under en nedbørshændelse er i Figur 7.3 vist en tidsserieafbildning fra flowmåleren placeret i regnvandsledningen på Røntoftevej. Den 26. okt. 2009 blev der registreret nedbør fra kl. 13:29 til kl. 19:42, hvor der faldt 14 mm regn. På Figur 7.3 er vist flowet i regnvandsledningen i tidsrummet fra kl. 13:30 til kl. 23:55.



Figur 7.3 Flowmåling i regnvandsledning på Røntoftevej d. 26. okt. 2009.

I tidsrummet fra kl. 15:20 til kl. 21:15 var niveauet i pumpeumpen tilstrækkeligt til, at der blev oppumpet regnvand, og i alt blev der oppumpet 111 m³. I det samme tidsrum passerede i alt 203 m³ flowmåleren opstrøms pilotanlægget. Det betød, at ca. 55% af regnvandet fra oplandet blev renset.

7.2.1 *El-forbrug og oppumpede vandmængder*

I perioden fra d. 4. sep. til 19. nov. 2009 forbrugte 3FM i alt 494 kWh til behandling af 1.311 m³ regnvand. Driften af 3FM fortsatte efter d. 18. nov. 2009, hvor den sidste aflæsning af elmåleren skete.

7.3 *Udtagne regnvands- og rejktvandsprøver*

Af Tabel 7.2 fremgår, hvilke dage der blev udtaget flowproportionale regnvandsprøver før og efter rensning i 3FM. Der blev udtaget fire regnvandsprøver i driftssituationen uden tilsætning af koagulant (to før og to efter rensning). Prøverne blev sendt til analyse for parametrene nævnt i afsnit 6.3.1. Tilsvarende blev der udtaget fire regnvandsprøver i driftssituationen med tilsætning af koagulant.

Detaljerede oplysninger vedrørende udtagning af flowproportionale regnvandsprøver findes i Bilag D (delprøvestørrelse, vandmængde mellem delprøver, nedbør i prøvetagningsperioden, nedbørsmængde for hændelsen m.m.).

Tabel 7.2 Oversigt over regnvands- og rejktvandsprøver udtaget på 3FM i testperioden. I tabellen er tillige vist datoerne for udtagning af prøver til sammenhørende bestemmelse af suspenderet stof og turbiditet i indløbs- og udløbsprøver.

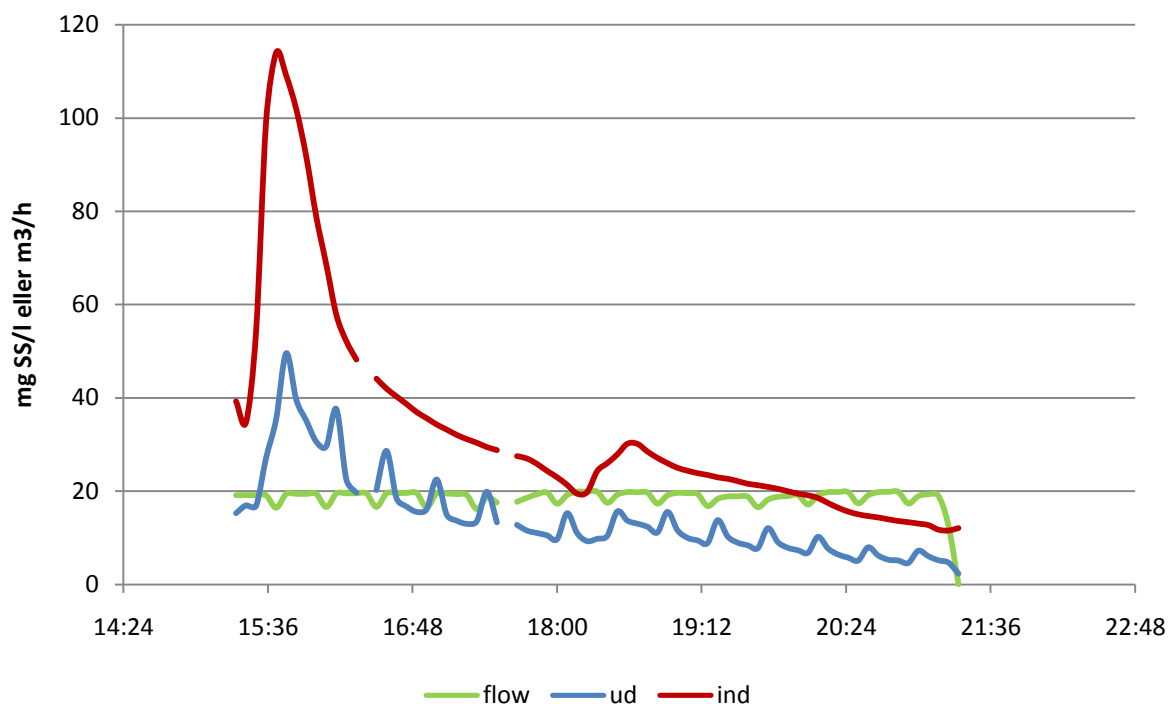
Anlæg	Uden koagulant	Med koagulant	Prøvetagning		Prøvetagning		Prøvetagning rejktvand	Prøvetagning kalibrering
			start	kl.	slut	kl.		
3FM	x		03.10.2009	06:00	03.10.2009	10:00		
3FM	x		16.10.2009	10:20	16.10.2009	13:05		
3FM	x							02.11.2009
3FM		x	04.11.2009	16:25	05.11.2009	01:19		
3FM		x	05.11.2009	21:38	06.11.2009	05:51		
3FM		x					09.11.2009	
3FM		x						18.11.2009

I driftssituationen med tilsætning af koaguleringsmiddel blev der udtaget to prøver af rejktvandet fra returskylningen af filtret. Hver skylleproces bestod af fem sekvenser, og fra hver sekvens blev udtaget to stikprøver. Det betød, at der i alt indgik 10 stikprøver i hver rejktvandsprøve.

7.4 *Flow og suspenderet stof*

Figur 7.4 (d. 26. okt. 2009) og Figur 7.5 (d. 9. nov. 2009) viser udviklingen i flow og SS målt online i ind- og udløb fra 3FM. Disse driftssituationer er udvalgt, fordi de viser drift med (Figur 7.5) og uden koagulant (Figur 7.4) og situationer med en høj SS-koncentration i starten af et regnskyl (op til ca. 115 mg SS/l se Figur 7.4) og en lav SS-koncentration gennem hele forløbet (ca. 21 mg SS/l se Figur 7.5). I Bilag F findes yderligere et antal typiske driftssituationer for 3FM.

3FM 26. okt. 2009 uden koagulant



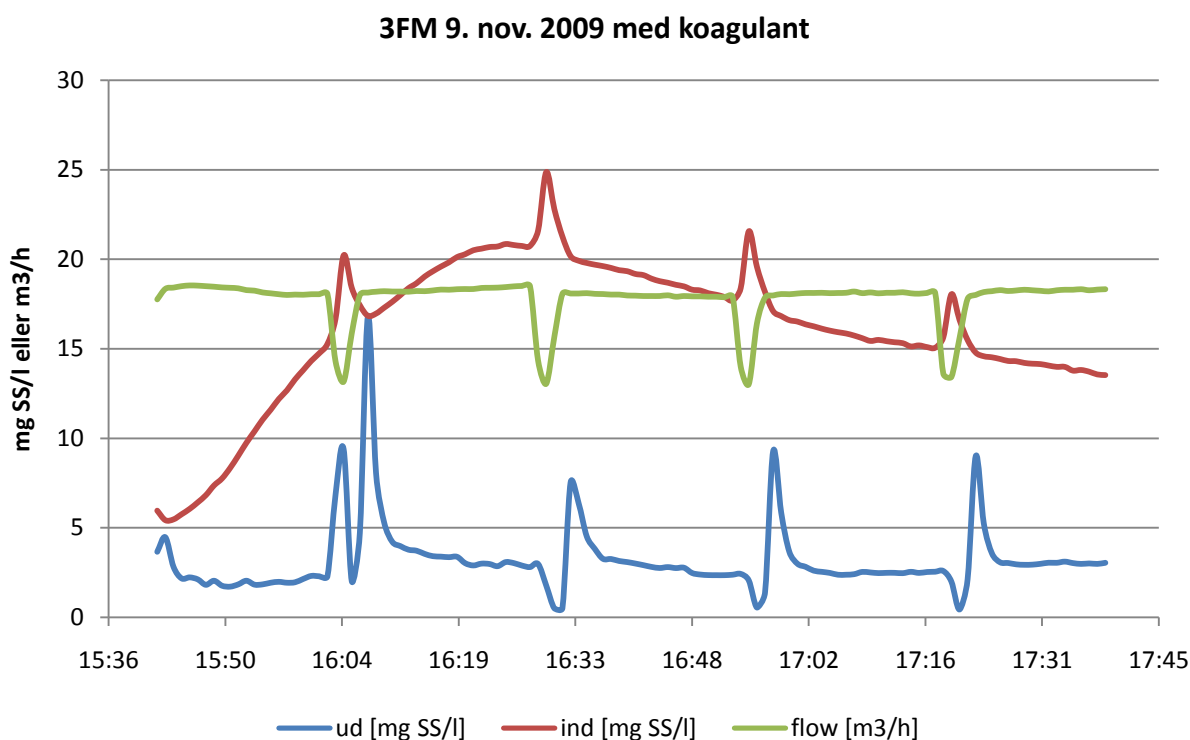
Figur 7.4 Online-måling af flow (indløb) og suspenderet stof i ind- og udløb fra 3FM d. 26. okt. 2009. Anlægget blev drevet uden tilsætning af koagulant.

Den 26. okt. 2009 faldt i alt 26,8 mm regn. I tidsrummet fra kl. 15:30 til 21:30 faldt der 8,1 mm. Nedbørshændelsen startede kl. 14 med 0,1 mm, og efter kl. 15 faldt regnen konstant frem til kl. 21. Tilstrømningen af regnvand skal nå et vist niveau i pumpe-sumpen, før oppumpningen starter. I det aktuelle tilfælde startede oppumpningen kl. 15:10, og oppumpningen var herefter konstant indtil ca. kl. 21:30. På figuren ses, at oppumpningen varer ca. 17 minutter, hvorefter den afbrydes af returskylning af filtret, som varer ca. 3 minutter. Dette kommer til udtryk på flowkurven som et lille fald i flowet, idet flowet ved returskylning er nul. Oppumpningen lå på ca. 19 m³/t. Koncentrationen af SS ind i anlægget steg til ca. 114 mg/l i løbet af den første halve time, hvorefter den faldt lige så hurtigt til ca. 50 mg/l. I det samme tidsrum steg koncentrationen af SS i udløbet til ca. 48 mg/l for efterfølgende at falde til et niveau under 20 mg/l. Udløbsmålingerne er påvirket af, at der i forbindelse med returskylningerne dannes luftbobler, der af turbidimeteret opfattes som partikler og dermed stiger turbiditeten, uden at der reelt er tale om en stigning i koncentrationen af SS. I starten af forløbet er der tale om en reduktion i SS på ca. 70%. Efter ca. en time, hvor SS-koncentrationen er ca. 48 mg/l i indløbet og ca. 20 mg/l i udløbet, blev reduktionen i SS ca. 58%, og denne reduktionsprocent holder sig derefter omkring 60%, således at koncentrationen langsomt nærmer sig 5 mg SS/l. Kurveforløbet er et godt udtryk for, hvad der sker under en nedbørshændelse, hvor SS-koncentrationen stiger i begyndelsen for derefter at falde. 3FM har fra starten en reduktionsprocent på ca. 70%, hvilket betyder, at SS-koncentrationen i udløbet er højere end det, der kan opnås i konventionelle mekaniske biologiske renseanlæg (<15 mg/l). SS-koncentrationen i udløbet fra 3FM afhænger af partiklernes størrelse. Det forventes at der er relativt mange små partikler i regnvandet ledt til 3FM. Partikelstørrelsesfordelingen kan variere under en nedbørshændelse, og i den situation, hvor regnvandet indehol-

der mange små partikler, kræves et tættere filter for at opnå den samme reduktion i SS sammenlignet med filtrering af regnvand med større partikler.

Denne udledning af SS over 15 mg/l var forholdsvis kortvarig (ca. en time) og ville, hvis der havde været et udligningsbassin før 3FM, kunne reduceres eller muligvis helt undgås. Samlet set afspejler driftsforløbet den opnåelige SS-koncentration i afløbet fra 3FM uden tilsætning af koagulant til forbedring af afløbskvaliteten for SS.

Figur 7.5 viser udviklingen i flow og SS d. 9. nov. 2009, da der blev tilsat koagulant i indløbet til 3FM.



Figur 7.5 Online-måling af flow (indløb) og suspenderet stof i ind- og udløb fra 3FM d. 9. nov. 2009. Anlægget blev drevet med tilsætning af koagulant.

Den 9. nov. 2009 faldt i alt 21 mm regn. I tidsrummet fra kl. 15:30 til kl. 17:30 faldt 8,1 mm. Nedbørshændelsen startede kl. 14:15 og fortsatte uafbrudt frem til ca. kl. 03:00 den efterfølgende dag, hvorefter der var mindre afbrydelser indtil ca. kl. 11:00. I det aktuelle tilfælde startede oppumpningen kl. 15:15, og oppumpningen var herefter konstant indtil ca. kl. 03:15. På Figur 7.5 er kun vist et udsnit af oppumpningsforløbet. Til at begynde med var der en stigning i koncentrationen af SS i indløbet op til ca. 21 mg/l, og herefter fladede koncentrationen langsomt ud og endte på 6-7 mg/l, dvs. at regnvandet må betragtes som meget tyndt – hvad angår forureningskomponenter. Udløbskoncentrationen var upåvirket af stigningen i SS i indløbet, og SS-koncentrationen holdt sig på mellem 2 og 5 mg/l i udløbet under hele nedbørshændelsen. Reduktionsprocenten lå mellem 68 og 85% – højest i begyndelsen af forløbet, hvor SS-koncentrationen i indløbet var størst.

Ved sammenligning mellem Figur 7.4 og Figur 7.5 ses, at SS i udløbet er lavest ved drift med koagulant, hvilket også var forventet ud fra tidligere erfaringer med andre vandtyper /14/.

På grund af nedbørsforholdene (meget regn i november) og det relativt lille afstrømningsareal har SS-belastningen været lav, og dermed er anlæggets robusthed over for en større SS-belastning ikke blevet testet.

7.5 Analyser

Alle resultater fra analyse af regnvands- og rejektvandsprøver udtaget på 3FM-anlægget fremgår af Tabel 7.3. Resultaterne refererer til driftssituation (1) uden dosering af koagulant og driftssituation (2) med koagulant. Hvor det har været muligt er der beregnet en fjernelsesprocent for de enkelte stofkomponenter. I de tilfælde hvor der eksisterer miljøkvalitetskrav (MKK) baseret på Bekendtgørelse 1669 /2/ og Bekendtgørelse 921 (historisk) /6/, er disse anført. For kobber er miljøkvalitetskravet relateret til den opløste fraktion, og dertil skal føjes baggrundskoncentrationen, hvis øvre værdi er 12 µg/l. For Fæstningskanalen, Nordkanalen og Søborghus Renden /4/ er der en målsætning om, at koncentrationen af BOD maksimalt må være 3 mg/l og fosforkoncentrationen maksimalt 0,06 mg/l. For alle analyserne i Tabel 7.3 er den relative standardafvigelse (RDS) vist.

Hidtil har der ved udledning af regnvand til vandområder primært været fokuseret på fjernelsen af fosfor, fordi målsætningerne for vandområder indeholder krav til fosforkoncentrationer. Dette er sket for at hindre algeopblomstring. I sommerperioder kan kvælstof dog være den begrænsende faktor. I forhold til Miljømålslovens mål om både god økologisk og god kemisk tilstand – senest i 2015 – er det imidlertid også vigtigt, at der ikke tilføres miljøskadelige stoffer med regnvand, som udledes til vandområder. Derfor er det tillige vigtigt – som i dette projekt – også at fokusere på rensningsteknologiernes effektivitet over for fjernelse af miljøfremmede stoffer. Kommentarerne vedrørende analyseresultaterne efter rensning er knyttet til miljøkvalitetskravene i Bekendtgørelse nr. 1669 /3/ og til Miljømålsloven /4/.

Tabel 7.3 Analyseresultater for regnvandsprøver (ind- og udløb) og rejektivandsprøver udtaget fra 3FM. Drift uden koagulant (1) med koagulant (2). Forklaringer vedrørende miljøkvalitetskrav og de tilhørende referencer se afsnit 10.1 og Tabel 10.1. MKK = miljøkvalitetskrav. RSD = relativ standardafvigelse.

Parameter	Enhed	ind	ind	ind	ind	ud	ud	ud	ud	%	%	%	%	Rejekt-	Rejekt-	MKK	RSD
Driftssituation		(1)	(1)	(2)	(2)	(1)	(1)	(2)	(2)	Fjernelse	Fjernelse(1)	Fjernelse	Fjernelse	Vand (2)	Vand (2)	1)	%
Dato		03.10.2009	16.10.2009	05.11.2009	06.11.2009	03.10.2009	16.10.2009	05.11.2009	06.11.2009	03.10.2009	16.10.2009	05.11.2009	06.11.2009	09.11.2009	09.11.2009		
Nedbør i døgnet	mm	36,2	6,8	8	5,7	36,2	6,8	8	5,7								
Nedbør under prøvetagning		14,6	5,6	5,7	4,3	14,6	5,6	5,7	4,3								
Varighed af prøvetagning	min.	240	165	534	493	240	165	534	493								
Varighed af nedbør	min.	265	235	733	551	265	235	733	551								
Oppumpet vandmængde	m ³	80,2	29,9	36,6	32	80,2	29,9	36,6	32								
Suspenderet stof	mg/l	10	15	8,4	12	4,5	6,3	6,2	5,7	55	58	26	53	310	260		10
Total-N	mg/l	1,0	1,3	1,2	1,3	1,1	1,2	1,1	1,0	-	8	8	23	1,7	1,3		10
Total-P	mg/l	0,10	0,26	0,094	0,064	0,10	0,21	0,077	0,018	0	19	18	72	0,96	0,74	0,06-0,1	10
BOD	mg/l	3	9,5	4,0	3,3	2,6	7,4	3,4	3,0	13	22	15	9	6,8	12	3	10
COD	mg/l	20	44	23	8	23	39	19	8,1		11	17		240	220		10
Kobber filtreret	µg/l	3,0	<1,0	17	<1,0	3,9	<1,0	10	<1,0			41				1	15
Kobber total	µg/l	15	2,8	21	2,6	5	<1,0	8,1	3,2	67	>64	61		55	47		15
Zink filtreret	µg/l	14	15	14	13	<5,0	28	11	26	>64		21					15
Zink total	µg/l	17	31	21	21	<5,0	39	15	17	>71		29	19	140	130	110	15
Acenaphthen	µg/l	<0,010	0,27	0,27	0,27	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010		>96	>96	>96	<0,010	0,022	3,8	12
Fluoren	µg/l	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010					<0,010	<0,010	2,3	12
Phenanthren	µg/l	<0,010	<0,010	0,062	0,049	<0,010	<0,010	0,041	0,018			34	63	0,2	0,23	1,3	12
Fluoranthren	µg/l	0,180	0,02	0,12	0,13	<0,010	<0,010	0,059	0,019		>50	51	85	0,7	0,72	0,1	12
Pyren	µg/l	0,013	0,021	0,1	0,1	<0,010	<0,010	0,054	0,011	>23	>52	46	89	0,61	0,62	0,0046	12
Benz(b+j+k) fluoranthren	µg/l	0,016	0,021	0,13	0,13	<0,010	<0,010	0,064	0,017	>38	>52	51	87	0,75	0,71	0,03	12
Benz(a)pyren	µg/l	<0,010	<0,010	0,037	0,041	<0,010	<0,010	0,022	<0,010			41	>76	0,27	0,24	0,05	12
Indeno(1,2,3-cd)pyren	µg/l	<0,010	<0,010	0,041	0,043	<0,010	<0,010	0,022	<0,010			46	>77	0,27	0,26		12
Benzo(g,h,i)pyren	µg/l	<0,010	0,012	0,049	0,05	<0,010	<0,010	0,025	<0,010		>17	49	>80	0,31	0,34	0,002	12
Bisphenol A	µg/l	0,63	0,38	<0,10	0,16	0,24	0,12	<0,1	<0,1	62	68			<0,1	<0,1	0,1	15
DEHP	µg/l	4,7	8,2	8,6	7,1	9,5	9	11	4,7				34	7,3	7,2	1,3	12

7.5.1 Organisk stof og næringsalte

Som nævnt tidligere viste online-målingerne af det oppumpede regnvand, at koncentrationen af SS gennemgående var lav, og at regnvandet dermed var at betragte som tyndt. Dette bekræftes ved en sammenligning mellem koncentrationer af SS, Total-N, Total-P, BOD og COD i indløbet til 3FM med koncentrationer målt i en regnvandsledning ved Høje Gladsaxe (Skolesvinget) i 2007 og 2008 /7/. Det skal dog bemærkes, at prøvetagningsmetodikkerne i de to tilfælde har været forskellige, hvilket kan være medvirkende til at øge forskellene. Ved Skolesvinget blev prøverne udtaget nedbørsafhængige, og prøvetagningen skete direkte i regnvandsledningen. Selve prøvetagningen blev startet ved et signal fra en regnmåler.

Tabel 7.4 Sammensætning af regnvand fra regnvandsledning ved Høje Gladsaxe (Skolesvinget) i 2007 og 2008 (fire prøver) samt sammensætningen af regnvand fra ind- og udløbet på 3FM. Der blev i dette projekt udtaget fire prøver i indløb, to prøver i udløb uden tilsætning af koagulant og to prøver i udløb med tilsætning af koagulant. Data for rejktvandet gælder for to prøver.

mg/l	Skolesvinget 2007 og 2008	3FM ind 2009	3FM ud 2009	3FM ud 2009	3FM rejktvand
			Uden koagulant	Med koagulant	
SS	39-180	8,4-15	4,5 og 6,3	5,7 og 6,2	260 og 310
Total-N	1,1-2,7	1,0-1,3	1,1 og 1,2	1,0 og 1,1	1,3 og 1,7
Total-P	0,16-0,91	0,064-0,26	0,1 og 0,21	0,018 og 0,077	0,74 og 0,96
BOD	4,7-21	3,0-9,5	2,6 og 7,4	3,0 og 3,4	6,8 og 12
COD	<30-330	8-44	23 og 39	8,1 og 19	220 og 240

Målsætningen for vandfasen i Utterslev Mose er 0,06 mg Total-P i perioden maj til september. Normalt er fosfor den begrænsende faktor for algevækst. Typisk er koncentrationen af fosfor i rene søer under 0,05 mg/l. Gennemsnitskoncentrationen i Utterslev Mose var i perioden 1992 til 2002 mellem 0,5 og 0,7 mg/l.

Regnvandets indhold af Total-P efter rensning uden tilsætning af koagulant lå mellem 0,1 og 0,21 mg/l svarende til mellem ca. 1,7 og 3,5 gange højere end målsætningen for Utterslev Mose. Med tilsætning af koagulant blev rensningen for Total-P forbedret, hvilket betød, at koncentrationen af Total-P lå under koncentrationsniveauet for rene søer.

Koncentrationen af SS (4,5-6,3 mg/l) var lav i udløbet fra 3 FM, uanset om det blev drevet med eller uden tilsætning af koagulant. Dette resultat skal dog vurderes i forhold til indløbskoncentrationen, som i alle de udtagne prøver lå under 15 mg/l, der må betragtes som lav.

Af Tabel 7.3 fremgår sammensætningen af rejktvandet. Prøverne af rejktvandet blev udtaget d. 9. nov. 2009 på et tidspunkt, hvor der blev doseret koagulant. Som forventet var det væsentligst SS og Total-P, der bliver reduceret ved rensningen, og som genfindes i perkolatet. Reduktionsprocenten for SS og Total-P var d. 6. nov. 2009 (se Tabel 7.3) henholdsvis 53 og 72%. Reduktionsprocenterne d. 5. nov. 2009 var lavere for SS og Total-P (26% og 18%), hvilket formentlig skyldes en lavere dosering af koagulant – 1 mg/l – modsat d. 6. nov. 2009, hvor doseringen var 2 mg/l. Det var dog forventet, at der var en større reduktion af fosfor også ved dosering af 1 mg Al/l. Baggrunden for

denne forventning er tidligere gennemførte test /14/, hvor 3FM har været anvendt til rensning af regnvand/søvand.

Til sammenligning blev der under det ovennævnte forsøg fundet følgende rensegrader:

- Uden tilsætning af koagulant 50-65% for SS og 30-35% for fosfor
- Med tilsætning af koagulant over 90% for SS og over 80% for fosfor

Ved den nævnte undersøgelse var koncentrationen af SS i indløb 10-20 mg SS/l. Vand-sammensætningen var dog en anden end regnvandet i dette projekt. Indholdet af alger i søvandet kan have påvirket bufferkapaciteten og dermed forbedret flokkulantens effektivitet.

Under forsøgene i dette projekt blev der ved dosering af koagulant opnået en reduktion af SS på 55 til 58%, mens reduktionen for de organiske samleparametre og næringssaltene var under 20% og usikre. Der var således en væsentlig lavere rensningsgrad end forventet på baggrund af tidligere undersøgelser med rensning af søvand. En stærkt varierende partikelstørrelsesfordeling under en nedbørshændelse – sammenlignet med en homogen belastning ved rensning af søvand – kan være forklaringen på forskelle i renseeffektivitet.

7.5.2 Tungmetaller

Af Tabel 7.3 og Tabel 7.5 fremgår, at der tilsyneladende sker en fjernelse af total-kobber ved rensningen, hvor der ikke tilsættes koagulant. Der findes dog kun data for to nedbørshændelser, og der er derfor behov for at få bekræftet dette resultat, inden det med større sikkerhed kan afgøres, om der sker en fjernelse i størrelsesordenen 65%, sådan som analyserne fra d. 3. og 10. okt. 2009 viser. For at kunne afgøre, om en reduktion på 65% er tilstrækkelig for det aktuelle vandområde, er det nødvendigt at kende baggrundskoncentrationen for opløst kobber, idet miljøkvalitetskravet er 1,0 µg/l plus baggrundskoncentrationen. For total-zink var fjernelsesprocenten af samme størrelsesorden som for kobber i den ene af de to situationer uden tilsætning af koagulant. Med tilsætning af koagulant var fjernelsesprocenten d. 5. nov. 2009 61% og 21% for henholdsvis total-kobber og total-zink.

Tabel 7.5 *Indholdet af kobber og zink i regnvand før og efter rensning i 3FM samt miljøkvalitetskrav for ferskvandsområder. Tabellen indeholder tillige data fra en regnvandsledning ved Høje Gladsaxe (Skolesvinget – fire prøver). Der blev i dette projekt udtaget fire prøver i indløb, to prøver i udløb uden tilsætning af koagulant og to prøver i udløb med tilsætning af koagulant. Data for rejktvandet gælder for to prøver.*

µg/l	Skolesvinget 2007 og 2008	3FM ind 2009	3FM ud 2009	3FM ud 2009	3FM rejktvand	Miljøkvalitetskrav
			Uden koagulant	Med koagulant		
Cu filtreret	11***	<1,0-17	<1,0 og 3,9	<1,0 og 10		1,0*
Cu total	12-40	2,6-21	<1,0 og 5	3,2 og 8,1	47 og 55	
Zn filtreret	63***	13-15	<5,0 og 28	11 og 26		
Zn total	100-330	17-31	<5,0 og 39	15 og 17	130 og 140	110**

* BEK nr. 1669 af 14/12/2006 (Gældende) /3/. Miljøkvalitetskravet er 1,0 µg/l opløst kobber tilføjet baggrundskoncentrationen med en øvre værdi på 12 µg/l.

** BEK nr. 921 af 08/10/1996 (Historisk) /13/. Vandkvalitetskravene er udtrykt som total metal.

*** Kun målt på filtrerede prøver i 2007.

Rejektvandsprøverne blev kun analyseret for total-indhold af kobber og zink. Resultater viser, at der sker en ca. 10 ganges opkoncentrering af de to tungmetaller i rejeckt vandet.

7.5.3 Miljøfremmede stoffer

De organiske miljøfremmede stoffer, der indgik i analyseprogrammet, blev udvalgt, fordi der i den danske Bekendtgørelse 1669 /3/ og i et EU-direktiv /7/ findes miljøkvalitetskrav for stofferne. Det drejer sig specifikt om fire PAH'er, DEHP og bisphenol A (se Tabel 7.6).

Tabel 7.6 Koncentrationer ($\mu\text{g/l}$) af PAH'er, DEHP og bisphenol A i regnvands- og rejeckt vandsprøver fra 3FM. Desuden er anført koncentrationer i regnvandsprøver fra Høje Gladsaxe (Skolesvinget – fire prøver) og miljøkvalitetskrav. Der blev i dette projekt udtaget fire prøver i indløb, to prøver i udløb uden tilsætning af koagulant og to prøver i udløb med tilsætning af koagulant. Data for rejeckt vandet gælder for to prøver. Forklaringer vedrørende miljøkvalitetskrav og de tilhørende referencer se afsnit 10.1 og Tabel 10.1.

Parameter ($\mu\text{g/l}$)	Skolesvinget	3FM ind	3FM ud	3FM ud	3FM rejeckt vand	Miljøkvalitetskrav
	2007 og 2008	2009	Uden koagulant 2009	Med koagulant 2009		
Acenaphthen	<0,01-<0,02	<0,01-0,27	<0,01	<0,01	<0,010 og 0,022	3,8
Fluoren	<0,01-<0,02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	2,3
Phenanthren	0,015-0,025	<0,01-0,062	<0,01	0,018 og 0,041	0,2 og 0,23	1,3
Fluoranthren	<0,02-0,034	0,02-0,180	<0,01	0,019 og 0,059	0,70 og 0,72	0,1
Pyren	<0,02-0,037	0,013-0,1	<0,01	0,011 og 0,054	0,61 og 0,62	0,0046
Benz(b+j+k) fluoranthren	<0,01-0,042	0,016-0,13	<0,01	0,017 og 0,064	0,71 og 0,75	0,03**
Benz(a)pyren	<0,01-<0,02	<0,01-0,041	<0,01	<0,01 og 0,22	0,24 og 0,27	0,05
Indeno(1,2,3-cd)pyren	<0,01-0,013	<0,01-0,043	<0,01	<0,01 og 0,22	0,26 og 0,27	
Benzo(g,h,i)pyrelen	<0,01-0,021	<0,01-0,05	<0,01	<0,01 og 0,025	0,31 og 0,34	0,002*
Bisphenol A	0,38-0,62	<0,01-0,63	0,12 og 0,24	<0,1	<0,1	0,1
DEHP	3,2-14,8	4,7-8,6	9 og 9,5	4,7 og 11	7,2 og 7,3	1,3

* sum af Indeno(1,2,3)pyren og Benz(ghi)pyrelen.

** Miljøkvalitetskravet gælder for sum af b og k, men traditionelt angives i Danmark koncentrationen af b, j, k som ét resultat.

For PAH'erne sker tilsyneladende en fjernelse, når 3FM drives med tilsætning af koagulant. Mellem 34 og 96% af de individuelle PAH'er fjernes. Mest problematisk er reduktionen af benz(b+j+k)fluoranthren, idet miljøkvalitetskravet er 0,03 $\mu\text{g/l}$, og udløbskoncentrationerne ved tilsætning af koagulant er målt til henholdsvis 0,064 og 0,017 $\mu\text{g/l}$. Også i forhold til benzo(g,h,i)pyrelen må det forventes vanskeligt at rense ned til en koncentration svarende til miljøkvalitetskravet på 0,002 $\mu\text{g/l}$.

Fordi PAH-koncentrationerne i indløbet var meget lave (mange PAH'er under detektionsgrænsen) i perioden, hvor anlægget blev drevet uden tilsætning af koagulant, er det vanskeligt at bedømme, hvor effektivt 3FM er til at reducere regnvandets indhold af PAH'er.

For fluoranthren er der et miljøkvalitetskrav på 0,1 $\mu\text{g/l}$, og det ser ud til, at kvaliteten af det rensede vand kan opfylde dette krav, uanset om der doseres koagulant, eller der ikke gør.

De målte koncentrationer af DEHP i de fire regnvandsprøver udtaget efter anlægget, lå alle over miljøkvalitetskravet på 1,3 $\mu\text{g/l}$. Fordi mange slanger og rørføringer på 3FM var konstrueret i materialer, der kan indeholde DEHP, kan det ikke udelukkes, at DEHP

målt i både indløb og udløb kan stamme fra konstruktionsmaterialer, og det er derfor ikke muligt at bedømme anlæggets effektivitet i forhold til fjernelse af DEHP.

Koncentrationen af bisphenol A blev målt til mellem <0,1 og 0,63 µg/l i de fire tilløbsprøver. Tre regnvandsprøver er dermed over Miljøstyrelsens miljøkvalitetskrav på 0,1 µg/l for bisphenol A i ferske vandområder /3/.

Analyserne af PAH, DEHP og bisphenol A i rejektvand afspejler, at der sker en tilbageholdelse af disse stoffer sammen med SS. Der blev kun analyseret rejektvandsprøver under drift med tilsætning af koagulant.

7.6 Anlægs- og driftsøkonomi for 3FM

Anlægs- og driftsøkonomien afhænger af, hvilken kvalitet vandet har inden rensning, mængder der skal renses, samt hvilken kvalitet der skal opnås i udløbet.

I det følgende er opstillet en række forudsætninger baseret på det opland, der er benyttet under forsøgene. På baggrund af disse forudsætninger er angivet en overslagsmæssig investerings- og driftsøkonomi for 3FM (se Tabel 7.7).

Forudsætninger:

Opland størrelse: 4,2 Ha_{red}

Årlig vandmængde: 21.500 m³/år

Koncentration af SS: 10-35 mg/l

Kapacitet varierer afhængigt af koncentrationen af SS.

Tabel 7.7 Overslag over investerings- og driftsudgifter for 3FM i 20 fods containere. Priserne er inklusive drift med koagulant og dækker rensningsteknologiens installation. Hvis der af lokale årsager er behov for speciel rørføring, pumper, overdækning o.l., er dette ikke inkluderet i de angivne overslag.

Nominal kapacitet m ³ /t	Foot print	Investeringsudgifter kr.	Driftsudgifter kr/år
20-40	20 fods container	1.550.000	50.000-55.000
40-80	20 fods container	2.200.000	65.000-70.000

Levetiden for filtrene afhænger af brug, men ved kontinuert brug er der som udgangspunkt garanteret levetid på filtrene svarende til 3 år. Filtrene er det eneste materiale, der skal udskiftes. Anden service af anlæggene er dækket af almindelig vedligeholdelse. Udskiftning af filtre samt almindelig vedligehold er anslået til 35.000-50.000 kr/år, når filtrene udskiftes hvert 4. år.

Anlægget skal aflede mellem 1 og 5% af det behandlede vand til kloakken som rejektvand, der indeholder de fjernede forurenende stoffer fra regnvandet. Til beregning af driftsudgift er der regnet med, at der skal betales afledningsafgift for 3% af det behandlede regnvand. Afhængigt af anlæggets placering vil denne afgift variere, men et gennemsnit på ca. 20 kr/m³ er inkluderet i driftsudgifterne.

Elforbrug udgør ca. 2300 kWh pr. år, hvor elprisen er sat til 2,20 kr/kWh. Kemikalieforbruget vil være ca. 20 ml koagulant/behandlet m³ svarende til 500-1000 kr/år.

Desuden skal det bemærkes, at såfremt SS-indholdet i regnvandet fra det respektive opland ligger højere end for det testede område, vil det være hensigtsmæssigt med en forfiltrering o.l., inden vandet ledes gennem 3FM. Denne forbehandling skal sikre, at filtret fungerer efter hensigten også under periodevis skylning af filtret.

Ved drift af 3FM er der – som beskrevet i afsnit 5.3 – en periode under skylleprocessen, hvor filtret ikke samtidig kan rense regnvand. Derfor vil det være hensigtsmæssigt at opbygge anlægget med to linjer, således at der kan skiftes mellem de to linjer under skylleprocessen. Alternativt kan der etableres et opsamlingsbassin med et buffervolumen, hvor regnvandet kan tilbageholdes under filterskylningen. Den dobbelte opbygning kan, som det fremgår af Tabel 7.7, etableres i samme container. Skal kapaciteterne være større, er det ikke muligt at etablere anlægget i 20 fods containere.




7.7 Konklusion for drift af 3FM

For et mikrofiltreringsanlæg som 3FM er det væsentligst fjernelse af SS, der sker. Samtidig opnås i større eller mindre grad en fjernelse af BOD/COD, fosfor, kvælstof, bakterier og tungmetaller. Graden af fjernelse vil afhænge af, i hvilket omfang komponenterne er bundet til det suspenderede stof eller udfældet ved koagulering.

I Tabel 7.8 er præsenteret en oversigt over de opnåede resultater i forhold til renseeffektivitet og koncentrationsniveauer for udvalgte parametre i udløbet fra 3FM.

Tabel 7.8 Oversigt over renseeffektivitet for 3FM samt opfyldelse af miljøkvalitetskrav og målsætninger. Oversigten er baseret på analyse af to prøver i ind- og udløb uden tilsætning af koagulant og to prøver i ind- og udløb med tilsætning af koagulant.

Teknologi	SS	Total-P	BOD/COD	Cu, Zn	PAH	Bisphenol A	DEHP
3FM uden koagulant	++	+	+	+	-	++	-
3FM med koagulant	++/+++	++	+	+	++	-	-

-	For lille datagrundlag (analyseresultater under detektionsgrænsen) til at bedømme renseeffektivitet eller lav fjernelsesgrad
+	Fjernelsesgrad 0-30%
++	Fjernelsesgrad 30-80%
+++	Fjernelsesgrad >80%
	Renseniveau bedre eller under miljøkvalitetskrav. For BOD og Total-P er anvendt målsætninger for Fæstningskanalen, Nordkanalen og Søborghus Renden. For SS er sammenlignet med afløbskvaliteten for avancerede centrale renseanlæg.
	Manglende eller usikre data til at bedømme, om koncentrationsniveau svarende til miljøkvalitetskrav kan overholdes.
	Højere koncentrationsniveau end miljøkvalitetskrav.

Generelt var der en tilstrækkelig renseeffekt over for SS og organiske samleparametre til, at rensning vil betyde en væsentlig forbedring af regnvandskvaliteten – både med og uden tilsætning af koagulant. En koncentration af Total-P – bedre end miljøkvalitetskravet – blev kun opnået ved tilsætning af koagulant. I forhold til de miljøfremmede stoffer – herunder tungmetallerne – er datagrundlaget for beskedent til at sige, med hvilken sandsynlighed fremtidige udlederkrav kan overholdes. Umiddelbart kan miljøkvalitetskrav ikke sidestilles med udlederkrav, men miljøkvalitetskrav anvendes som udgangspunkt for opstilling af udlederkrav. Også andre faktorer som f.eks. vandmængder, årstidsvariationer og fortynding skal inddrages ved opstilling af udlederkrav.

I dette projekt har der været doseret koagulant i to forskellige koncentrationer. Alt andet lige vil en øget dosering resultere i lavere udløbskoncentrationer for tungmetallerne og for de organiske miljøfremmede stoffer, der adsorberes til de dannede flokke (se afsnit 10.1 for yderligere detaljer).

I forbindelse med en samlet vurdering af 3FM er det vigtigt at være opmærksom på det beskedne datagrundlag, der har været udgangspunktet for konklusionerne. Der blev udtaget fire flowproportionale prøver i indløb, to prøver i udløb uden tilsætning af koagulant og to prøver i udløb med tilsætning af koagulant. Af rejktvandet blev udtaget to sammensatte stikprøver. Desuden indgik online-målinger af flow og turbiditet, som et væsentligt datagrundlag for konklusioner vedrørende rensningseffektiviteten for SS.

Følgende detaljerede konklusioner kan drages for rensning af regnvand i 3FM-anlægget:

- I hele driftsperioden var regnvandsflowet under oppumpning 18-20 m³/t, og typisk lå SS-koncentrationen på 10-40 mg/l
- Renseeffektivitet for SS var uden tilsætning af koagulant 50-70% – svarende til en udløbskoncentration på 5-10 mg SS/l
- Uden tilsætning af koagulant var rensningseffektiviteten for Total-P og COD under 20%. For kobber (total) og zink (total) blev registreret mere end 60% reduktion. Denne rensningseffektivitet skal ses i sammenhæng med de lave indløbskoncentrationer (2,8-31 µg/l). Reduktionsprocenten for bisphenol A var ca. 65%. Kun for fem ud af de ni PAH'er var det muligt at beregne en reduktionsprocent, og i disse tilfælde lå den mellem 23 og 96%
- Med tilsætning af koagulant opnåedes et vandkvalitetsniveau for SS, fosfor og bisphenol A svarende til miljøkvalitetskrav for ferskvandsområder. For PAH opnåedes en fjernelse på mellem 34 og 96% for enkeltstoffer, men specielt for benz(j+j+k)flouranthen var rensningen ikke tilstrækkelig effektiv til, at miljøkvalitetskravet kan forventes at blive opfyldt
- Et filtreringsanlæg af 3FM-typen med en kapacitet på 40-80 m³/t kan etableres for ca. 2,2 mio. kr., mens de årlige driftsudgifter vil være 65-70.000 kr.

8 RESULTATER FOR SKIVEFILTER

I dette kapitel er præsenteret analyseresultater fra regnvandsprøver (fra ind- og udløb), og rejktvandsprøver, resultater fra online-monitoring af nedbør, flow og turbiditet på skivefiltret.

8.1 Driftsperioder

Skivefilteranlægget blev leveret sidst i juni og blev herefter klargjort til drift. 2009 var en meget tør sommer, hvorfor de første kørsler med regnvand først var mulige i september.

Driften med skivefiltret er opdelt i to faser (se Tabel 8.1):

Fase 1: Drift uden tilsætning af koagulant og flokkulant (3. sep. - 4. nov. 2009)

Fase 2: Drift med tilsætning af koagulant og flokkulant (4. nov. - 6. nov. 2009)

Tabel 8.1 Driftsperioder for skivefiltret med og uden tilsætning af koagulant og flokkulant.

Anlæg	Driftsform	Start dato		Slut dato		Bemærkninger
			kl.		kl.	
Skivefilter	uden koagulant og flokkulant	03.09.2009	11:45	4.11.2009		03.09.2009 første dag med nok regnvand til oppumpning
	med koagulant og flokkulant	4.11.2009	16:00	5.11.2009	formiddag	04.11.2009 polymer: 0,8 mg/l, koagulant: 3 mg/l
	med koagulant og flokkulant	5.11.2009	formiddag	6.11.2009	over middag	05.11.2009 polymer: 1 mg/l, koagulant: 3 mg/l

Forsøgsopstillingen med filteranlæg mv. ses på Figur 8.1. Regnvandet fra oplandet blev ledt via regnvandsledninger umiddelbart forbi der, hvor anlægget blev placeret. Der blev i den nærliggende brønd (Brønd OGZ 518) opbygget en afskærmning med svine-rygs-planker, således at brønden fungerede som pumpeump for anlægget. Regnvandet blev pumpet direkte fra pumpeumpen til indløbskammeret på skivefiltret.

Der blev desuden etableret en niveaukontakt, som trådte i funktion, når der var tilstrækkeligt vand i systemet, og som anlægget blev styret på baggrund af.



Figur 8.1 Opstilling af skivefilter pilotanlæg.

I skuret ved siden af filteranlægget var det elektroniske udstyr til dataopsamling placeret inkl. automatiske prøveudtagere og online-turbiditetsmålere.

Den første driftsperiode for filtrering i skivefilter uden tilsætning af koagulant og flokkulant strakte sig fra begyndelsen af september til begyndelsen af november 2009. Regnvandet blev pumpet til indløbskammeret på skivefiltret, hvorfra det via gravitation passerede gennem filtret. Både det filtrerede vand og rejktvandet blev ledt tilbage i regnvandsledningen, hvor det løb sammen med spildevandssystemet længere nedstrøms. Kapaciteten på pumpen var ca. 4 m³/t ved forsøg uden koagulant og flokkulant.

Den anden driftsperiode for filtrering i skivefiltret med tilsætning af koagulant og flokkulant strakte sig over få dage i november 2009 (se Tabel 8.2.)

Under forsøg med dosering af koagulant/flokkulant blev vandet pumpet direkte til koaguleringsstanken, hvorfra det via gravitation passerede flokkuleringsstanken og selve filtret. Der blev pumpet med en kapacitet på ca. 20 m³/t under denne forsøgsserie.

Det rensede vand og rejktvandet blev under disse forsøg ledt direkte tilbage til regnvandsledningen, da den længere nedstrøms løber sammen med spildevandssystemet. Det blev sikret ved manuel overvågning, at der ikke skete overløb til vandløb mv. nedstrøms i systemet.

Til forsøget blev der anvendt følgende koagulant og flokkulant:

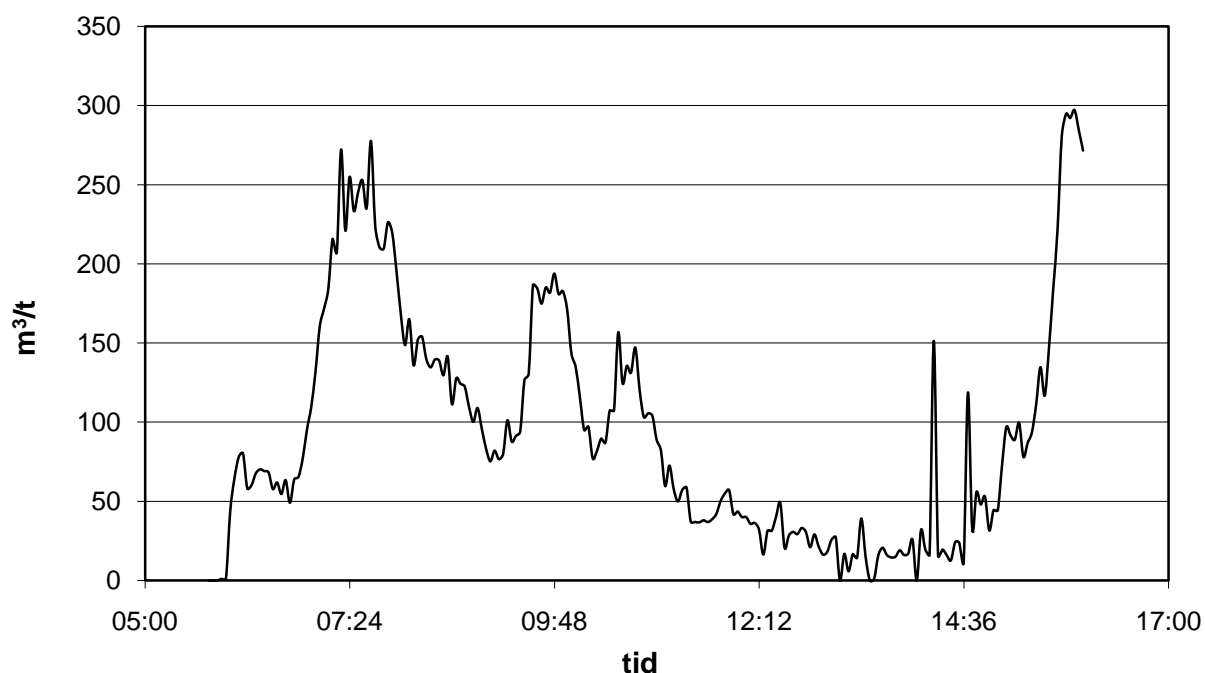
- Koagulant: PAX -XL60 doseringskoncentration 3 mg Al/l
- Flokkulant: Flydende polymer Novus CE2688 doseringskoncentration 1 mg/l

8.2 **Nedbør og flow**

Figur 7.2 viser resultatet af nedbørsmålinger fra DMI-måleren (SVK 30257) ved Søborg Vandværk og fra nedbørsmåleren placeret ved 3FM. Den samlede nedbør i perioden fra d. 3. sep. til 6. nov. 2009 målt ved de to stationer var henholdsvis 147 mm og 120 mm, hvilket viser, at der i afstanden mellem de to målere (ca. 1,1 km) kan være betydelige forskelle i nedbørsmængden.

Som et eksempel på variationerne i flowet i en regnvandsledning under en nedbørshændelse, er i Figur 8.2 vist en tidsserieafbildning fra flowmåleren placeret i regnvandsledningen opstrøms skivefiltret. Den 3. okt. 2009 blev der registreret en regnhændelse fra kl. 03:29 til kl. 09:30 og igen fra kl. 12:19 til kl. 17:39, hvor der faldt henholdsvis 11,8 mm og 13,6 mm regn. Figuren viser flowet fra kl. 06:00 til kl. 16.48. I tidsrummet fra kl. 06:10 til kl. 16:00 var den samlede vandmængde, der passerede flowmåleren, i alt 1.617 m³.

Oppumpningen af regnvand begyndte kl. 06:20 og fortsatte med flere afbrydelser – af op til 2½ times varighed – frem til kl. 15:25. I dette tidsrum blev i alt oppumpet 13,7 m³ vand, og dermed var andelen af regnvand, der blev rensat, under 1%. Under testen med tilsætning af koagulant og flokkulant anvendtes en pumpe med større kapacitet til oppumpningen af regnvandet, og hvis en tilsvarende pumpe havde været anvendt ved den beskrevne regnhændelse, ville andelen af rensat vand have udgjort 4-5%.



Figur 8.2 Flow registreret d. 3. okt. 2009 i regnvandsledningen opstrøms skivefiltret.

8.2.1 **El-forbrug og oppumpede vandmængder**

I perioden fra d. 4. sep. til 7. nov. 2009 forbrugte skivefiltret i alt 386 kWh til behandling af 1.306 m³ regnvand (se Bilag A).

8.3 **Udtagne regnvandsprøver og rejktvandsprøver**

Af Tabel 8.2 fremgår, hvilke dage der blev udtaget flowproportionale regnvandsprøver før og efter rensning i skivefiltret. Der blev udtaget fire regnvandsprøver i driftssituationen uden tilsætning af koagulant og flokkulant (to før og to efter rensning). Prøverne blev sendt til analyse for parametrene nævnt i afsnit 6.3.1. Tilsvarende blev der udtaget fire regnvandsprøver i driftssituationen med tilsætning af koagulant og flokkulant.

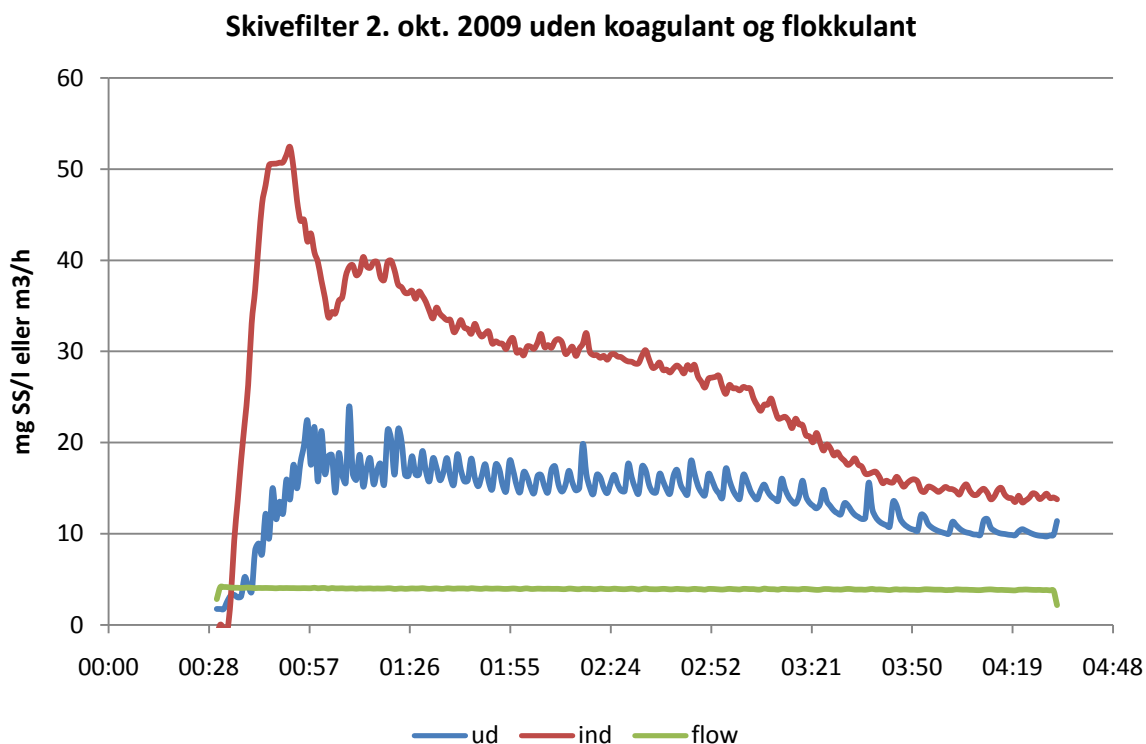
Detaljerede oplysninger vedrørende udtagning af flowproportionale regnvandsprøver findes i Bilag D (delprøvestørrelse, vandmængde mellem delprøver, nedbør i prøvetagningsperioden, nedbørsmængde for hændelsen m.m.).

Tabel 8.2 Oversigt over regnvands- og rejektivandsprøver udtaget på skivefilter i testperioden. I tabellen er tillige vist datoerne for udtagning af prøver til sammenhørende bestemmelse af suspenderet stof og turbiditet i indløbs- og udløbsprøver.

Anlæg	Uden koagulant og flokkulant	Med koagulant og flokkulant	Prøvetagning		Prøvetagning		Prøvetagning rejektivand	Prøvetagning kalibrering
			start	kl.	slut	kl.		
Skivefilter	x		02.10.2009	00:30	02.10.2009	04:30		
Skivefilter	x		03.10.2009	06:15	03.10.2009	15:30		
Skivefilter	x							07.10.2009
Skivefilter	x						07.10.2009	
Skivefilter		x	04.11.2009	10:50	04.11.2009	18:45		
Skivefilter		x	05.11.2009	10:05	05.11.2009	21:30		
Skivefilter		x					05.11.2009	
Skivefilter		x					06.11.2009	

8.4 Flow og suspenderet stof

Figur 8.3 (d. 2. okt. 2009) og Figur 8.4 (d. 4. nov. 2009) viser udviklingen i flow og suspenderet stof (SS) målt online i ind- og udløb fra skivefiltret. Disse driftssituationer repræsenterer situationer med (Figur 8.4) og uden dosering (Figur 8.3) af flokkulant og koagulant samt en situation med konstant oppumpning af regnvand (Figur 8.3) og med periodevis oppumpning (Figur 8.4). I Bilag G findes yderligere et antal typiske driftssituationer for skivefiltret.



Figur 8.3 Online-måling af flow (indløb) og suspenderet stof i ind- og udløb fra skivefilter d. 2. okt. 2009. Anlægget blev drevet uden tilsætning af koagulant og flokkulant.

Den 2. okt. 2009 faldt i alt 4,5 mm regn. I tidsrummet fra kl. 23:50 (dagen før) til 00:30 faldt 1,9 mm. Dernæst begyndte en nedbørshændelse kl. 03:45, som sluttede kl. 05:20 med 0,8 mm, og fra kl. 08:15 til kl. 09:20 faldt 1,8 mm regn. Tilstrømningen af regnvand skal nå et vist niveau i pumpeumpen, før oppumpningen starter. I det aktuelle tilfælde startede oppumpningen ca. kl. 00:30, og oppumpningen var herefter konstant indtil ca. kl. 04:30.

På figuren ses, at oppumpningen var konstant i hele perioden, og at skylningen foregår hele tiden, hvilket afspejler sig som en masse små fald og stigninger på kurven, der viser SS-koncentrationen ud af anlægget.

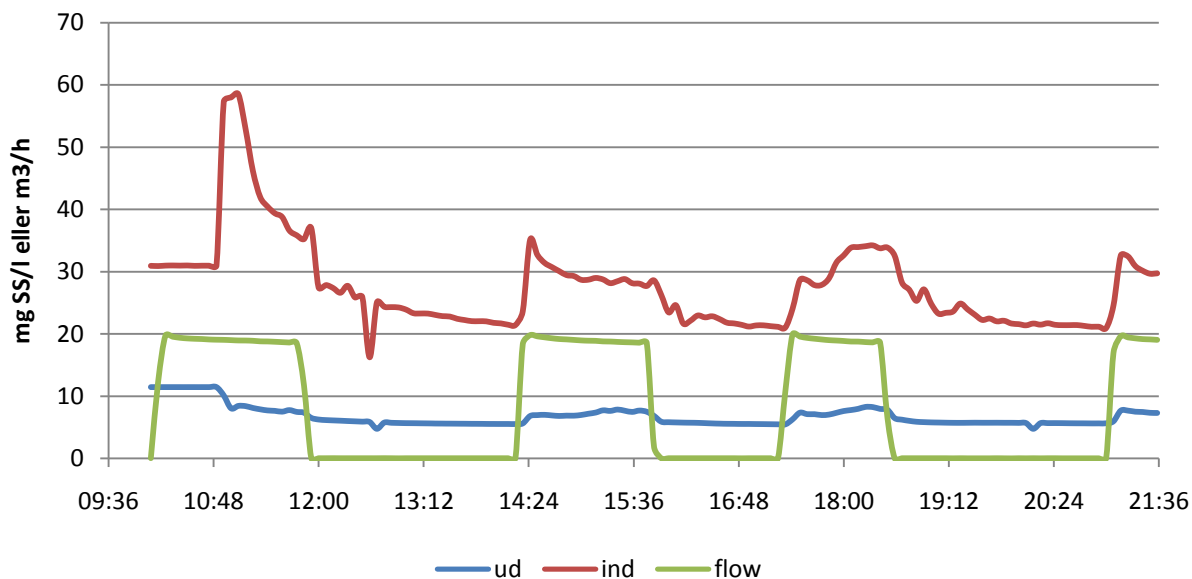
Oppumpningen lå på ca. $4 \text{ m}^3/\text{t}$. Koncentrationen af SS ind i anlægget steg til ca. 52 mg/l i løbet af det første kvarter, hvorefter den faldt hurtigt til ca. 35 mg/l. I det samme tidsrum steg koncentrationen af SS i udløbet til ca. 22 mg/l for efterfølgende at falde til et niveau under 15 mg/l. Udløbsmålingerne er påvirket af, at der dannes luftbobler, som af turbidimeteret opfattes som partikler, og dermed stiger turbiditeten, uden at der reelt er tale om en stigning i koncentrationen af SS. I starten af forløbet er der tale om en reduktion i SS på ca. 58%. Efter ca. en time, hvor SS-koncentrationen var ca. 35 mg/l i indløbet og ca. 18 mg/l i udløbet, blev reduktionen i SS ca. 50%. I det tidsrum, hvor indløbskoncentrationen langsomt nærmede sig 15 mg/l, gik udløbskoncentrationen mod 10 mg/l, hvor den stabiliserede sig.

Kurveforløbet er et godt udtryk for, hvad der sker under en nedbørshændelse, hvor SS-koncentrationen stiger i begyndelsen for derefter at falde. Skivefiltret renses i den indledende fase ned til ca. 20 mg/l og nærmer sig efterhånden en udløbskoncentration på 10 mg/l, som må anses for den nedre grænse for, hvad der kan opnås med filtre, der har en maskevidde på 10 μm .

Udledning af SS over en koncentration på mere end 15 mg/l var forholdsvis kortvarig (ca. 1 time) og ville, hvis der var udligningsbassin før skivefiltret, muligvis kunne reduceres. Samlet set afspejler driftsforløbet den opnåelige SS-koncentration i afløbet fra skivefiltret uden tilsætning af koagulant og flokkulant til forbedring af afløbskvaliteten i forhold til SS.

Figur 8.4 viser udviklingen i flow og SS d. 5. nov. 2009, da der blev tilsat koagulant og flokkulant i indløbet til skivefiltret.

Skivefilter 5. nov. 2009 med koagulant og flokkulant



Figur 8.4 Online-måling af flow (indløb) og suspenderet stof i ind- og udløb fra skivefilter d. 5. nov. 2009. Anlægget blev drevet med tilsætning af koagulant og flokkulant.

Den 5. nov. 2009 faldt i alt 4,2 mm regn. De foregående tre dage faldt 18,3 mm, og det betød, at der var en konstant afstrømning af vand fra det bagvedliggende opland.

Inden for det tidsrum, der er vist på Figur 8.4, faldt der 3,2 mm regn. Den tilstrømning, der skete til brønden, hvorfra der blev pumpet, skyldtes altså i lige så høj grad regn, der var faldet før starten af den hændelse, som er vist på Figur 8.4.

Når oppumpningen starter, tager det nogle få minutter, inden turbiditetsmåleren har indstillet sig. Ved den første oppumpning, nåede SS-koncentrationen op over 50 mg/l, mens udløbskoncentrationen lå omkring 8 mg/l – altså lidt lavere end de ca. 10 mg/l, der kunne opnås med skivefiltret uden tilsætning af koagulant og flokkulant.

Med en indløbskoncentration på mellem ca. 30 og 50 mg/l svarer dette til en renseseffektivitet på mellem 73 og 84%.

På grund af nedbørsforholdene (meget regn i november) og hyppige oppumpninger (der når aldrig at samle sig store mængder SS i regnvandsledningen) har SS-belastningen været lav især i perioden med tilsætning af koagulant og flokkulant under drift, og dermed er anlæggets robusthed over for større SS-belastninger ikke blevet testet.

Det ses ved sammenligning af Figur 8.3 og Figur 8.4, at når SS-koncentrationen i indløb var ca. 20 mg/l, blev udløbskoncentrationen ca. 15 mg/l uden anvendelse af koagulant og flokkulant, mens udløbskoncentrationen blev ca. 7 mg/l med tilsætning af hjælpekemikalier. Årsagen til forskellen er, at hjælpekemikalierne danner flokke, som tilbageholdes i filtret.

8.5 Analyser

Analyseprogrammet gennemført for skivefiltret svarede til programmet for 3FM, og alle resultaterne er præsenteret i Tabel 8.3 sammen med beregninger af fjernelsesprocenter, miljøkvalitetskrav (MKK) og relative standardafvigelser for de enkelte analyser. Se afsnit 7.5 vedrørende kommentarer til MKK.

Tabel 8.3 Analyseresultater for regnvandsprøver (ind- og udløb) og rejktvandsprøver udtaget fra skivefilter. Drift uden koagulant og flokkulant (3) med koagulant og flokkulant (4). Vedr. miljøkvalitetskrav og de tilhørende ref. se afsnit 10.1 og Tabel 10.1. MKK = miljøkvalitetskrav. RSD = relativ standardafvigelse.

Parameter	Enhed	ind 3	ind 3	ind 4	ind 4	ud 3	ud 3	ud 4	ud 4	% Fjernelse(3)	% Fjernelse(3)	% Fjernelse(4)	% Fjernelse(4)	MKK	RSD %	Rejekt- Vand (3)	Rejekt- Vand (4)
Dato		02.10.09	03.10.09	03-04.11.09	05.11.09	02.10.09	03.10.09	03-04.11.09	05.11.09	02.10.09	03.10.09	03-04.11.09	05.11.09			07.10.09	06.11.09
Nedbør døgn	mm	3,2	15,5	9,7	4,2	3,2	15,5	9,7	4,2								
Nedbør under prøvetagning		3,2	15,5	4,7	0,8	3,2	15,5	4,7	0,8								
Varighed af prøvetagning	min.	240	525	475	685	240	525	475	685								
varighed af nedbør	min	278	605	2365	748	278	605	2365	748								
Oppumpet vandmængde	m ³	15,4	15,8	90	90	15,4	15,8	90	90								
Suspenderet stof	mg/l	29	13	11	8,3	21	4,7	5,2	7,0	28	64	53	16		10	540	670
Total-N	mg/l	2,0	1,0	1,9	2,1	1,8	1,1	1,9	1,9	10		0	10		10	1,5	3,1
Total-P	mg/l	0,120	0,064	0,110	0,086	0,100	0,062	0,035	0,025	17	3	68	71	0,06-0,1	10	0,71	1,4
BOD	mg/l	5,0	1,9	3,0	2,1	4,5	2,0	2,3	1,5	10		23	29	3	10	22	24
COD	mg/l	41	22	23	9,9	40	19	16	6,7	2	14	30	32		10	560	310
Kobber filtreret	µg/l	18	6,7	12	1,4	5,3	4,8	23	<1,0	71	28		>29	1	15		
Kobber total	µg/l	22	9,1	28	1,9	14	5,3	24	<1,0	36	42	14	>47		15	38	86
Zink filtreret	µg/l	40	39	44	53	42	44	19	33			57	38		15		
Zink total	µg/l	85	55	57	41	67	42	37	33	21	24	35	20	110	15	51	760
Acenaphthen	µg/l	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	0,52	0,38	<0,010	<0,010					3,8	12	0,031	<0,01
Fluoren	µg/l	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010					2,3	12	0,053	<0,01
Phenanthren	µg/l	<0,010	<0,010	0,024	0,015	0,01	<0,010	0,011	0,011			54	27	1,3	12	0,19	0,15
Fluoranthren	µg/l	0,020	<0,010	0,038	0,03	0,015	<0,010	<0,010	0,014	25		>74	>53	0,1	12	0,48	0,4
Pyren	µg/l	0,030	<0,010	0,039	0,025	0,027	<0,010	<0,010	<0,010	10		>74	>60	0,0046	12	0,77	0,39
Benz(b+j+k) fluoranthren	µg/l	0,024	<0,010	0,04	0,023	0,017	<0,010	<0,010	<0,010	29		>75	>57	0,03	12	0,85	0,33
Benz(a)pyren	µg/l	0,012	<0,010	0,015	0,011	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010			>33	>9	0,05	12	0,51	0,11
Indeno(1,2,3-cd)pyren	µg/l	<0,010	<0,010	0,015	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010			>33			12	0,26	0,089
Benzo(g,h,i)pyren	µg/l	0,020	<0,010	0,021	0,015	0,013	<0,010	<0,010	<0,010	35		>52	>33	0,002	12	0,42	0,11
Bisphenol A	µg/l	0,39	0,35	0,16	0,16	0,57	0,31	0,17	<0,01		11			0,1	15	0,25	0,17
DEHP	µg/l	2,8	1,7	26	17	3,7	3,3	4,5	6,7			83	61	1,3	12	58	6,9

8.5.1 Organisk stof og næringsalte

En oversigt over sammensætningen med hensyn til organisk stof og næringsalte af regnvandet før og efter behandling i skivefiltret fremgår af Tabel 8.4. Ligesom ved 3FM var det oppumpede regnvand forholdsvist tyndt sammenlignet med vandet fra en regnvandsledning ved Høje Gladsaxe (Skolesvinget). Også en tidligere analyse af regnvand fra den aktuelle regnvandsbrønd (Enghavegård 2007 /8/) viste højere koncentration af specielt SS. Som nævnt kan en del af forklaringen på forskellene være forskelle i prøvetagningsmetoder. Her er der grund til at fæste størst lid til den seneste flowproportionale prøvetagning. Prøverne fra 2007 og 2008 blev udtaget nedbørsbetinget og tidsproportionalt.

Med hensyn til rens effektiviteten over for SS var der ingen væsentlig forskel under drift med og uden tilsætning af koagulant og flokkulant. Derimod var rens effektiviteten over for Total-P bedre med tilsætning af koagulant og flokkulant (68 og 71%) end uden tilsætning af koagulant og flokkulant (17% og 3%). Også for COD og BOD var rens effektiviteten bedre ved tilsætning af koagulant og flokkulant – for COD ca. 30% med kemikalietilsætning og ca. 8% uden tilsætning af koagulant og flokkulant. Data for stofkoncentrationerne i dette afsnit er baseret på analyse af flowproportionale prøver og dermed et udtryk for en middelkoncentration under en regnhændelse.

Det er overraskende, at reduktionen af SS ikke forbedres ved tilførsel af koagulant og flokkulant, når der samtidig ses en øget reduktion af både BOD og COD. Dette kan tilskrives det begrænsede datagrundlag – to flowproportionale prøver fra ind og udløb i driftssituationer med og uden tilsætning af koagulant. De loggede data for turbiditet viste, at fjernelsen af SS var bedre ved tilførsel af koagulant (se afsnit 8.4). Det er vigtigt at være opmærksom på, at der sker store variationer i SS-koncentrationen i løbet af en regnhændelse (se Figur 8.3. SS-koncentrationen: 18-52 mg/l). Dette resulterer i en varierende rens effektivitet – høj i begyndelsen og lavere i slutningen af en regnhændelse.

Tabel 8.4 Sammensætning af regnvand fra regnvandsledning ved Høje Gladsaxe (Skolesvinget) i 2007 og 2008 (fire prøver) og ved Enghavegård skole i 2007. Dertil kommer sammensætningen af regnvand fra ind- og udløbet på skivefiltret. Der blev i dette projekt udtaget fire prøver i indløb samt to prøver i udløb uden tilsætning af koagulant og to prøver i udløb med tilsætning af koagulant. Data for rejektvandet gælder for to prøver.

Parameter	Skolesvinget 2007 og 2008	Enghavegård skole 2007	Skivefilter ind	Skivefilter ud Uden koagulant og flokkulant	Skivefilter ud Med koagulant og flokkulant	Skivefilter rejektvand
mg/l						
SS	39-180	140	8,3-29	4,7 og 21	5,2 og 7,0	540 og 670
Total-N	1,1-2,7	2,3	1,0-2,1	1,1 og 1,8	1,9	1,5 og 3,1
Total-P	0,16-0,91	0,18	0,064-0,12	0,062 og 0,1	0,025 og 0,035	0,71 og 1,4
BOD	4,7-21		1,9-5,0	2,0 og 4,5	1,5 og 2,3	22 og 24
COD	<30-330	<30	9,9-41	19 og 41	6,7 og 16	310 og 560

Regnvandets indhold af Total-P efter rensning uden tilsætning af koagulant og flokkulant lå mellem 0,062 og 0,1 mg/l, hvilket er meget tæt på målsætningen, som er 0,06 mg/l for Utterslev Mose. Det er dog vigtigt at være opmærksom på, at koncentrationen af Total-P i det urensede vand var lav (0,064-0,12 mg/l). Med den lave fosforbelastning

er det ikke muligt at vurdere, hvor robust anlægget er i forhold til at klare en højere belastning.

Stofkoncentrationerne i rejektvandet viser, at der sker en opkoncentrering af organisk stof og næringssalte i rejektvandet, som gør, at det bør ledes til kloaksystemet. Det er ikke umiddelbart muligt at opstille en massebalance for skivefiltret. Primært fordi det ikke er muligt at relatere mængden af rejektvand til en bestemt mængde oppumpet regnvand.

Da skivefiltret aldrig tidligere er testet til rensning af regnvand, er det ikke muligt at sammenligne data fra andre forsøg. Sammenlignes i stedet med data fra behandling af biologisk rensset spildevand eller overløbsvand, er det her kendt, at rensning uden tilførsel af koagulant og flokkulant medfører en reduktion i SS på omkring 50%, hvilket dog øges til over 70% ved tilførsel af koagulant og flokkulant. Rensegrader på dette niveau var således også forventet ved regnvand.

8.5.2 Tungmetaller

Af Tabel 8.3 og Tabel 8.5 fremgår, at der tilsyneladende sker en fjernelse af total-kobber og total-zink ved rensningen, hvor der ikke tilsættes koagulant. Der er ikke tegn på, at rens effektiviteten er væsentlig bedre ved tilsætning af koagulant og flokkulant. For total-kobber var rens effektiviteten 36 og 42% uden koagulant og flokkulant og 14 og >47% med koagulant og flokkulant. Den ene af de to analyser for kobber viste en kobberkoncentration <1 mg/l i det udledte vand, og dermed lå koncentrationen under miljøkvalitetskravet.

Tabel 8.5 Indholdet af kobber og zink i regnvand før og efter rensning i skivefilter samt miljøkvalitetskrav for ferskvandsområder. Tabellen indeholder tillige data fra en regnvandsledning ved Høje Gladsaxe (Skolesvinget – fire prøver) og fra tidligere regnvandsmålinger ved Enghavegård skole (1 prøve) /7 8/. Dertil kommer sammensætningen af regnvand fra ind- og udløb på skivefiltret. Der blev i dette projekt udtaget fire prøver i indløb samt to prøver i udløb uden tilsætning af koagulant og to prøver i udløb med tilsætning af koagulant. Data for rejektvandet gælder for to prøver.

µg/l	Skolesvinget 2007 og 2008	Enghave- gård skole 2007	Skivefilter ind 2009	Skivefilter ud 2009 Uden koagulant og flokkulant	Skivefilter ud 2009 Med koagulant og flokkulant	Skivefilter rejektvand	Miljøkvalitets- krav
Cu filtreret		5,1	1,4-18	4,8 og 5,3	<1,0 og 23		1,0*
Cu total	11-44		1,9-28	5,3 og 14	<1,0 og 24	38 og 86	
Zn filtreret			39-44	42 og 44	19 og 33		
Zn total	63-330	63	41-85	42 og 67	33 og 37	51 og 760	110**

* BEK nr. 1669 af 14/12/2006 (Gældende) /3/. Miljøkvalitetskravet er 1,0 µg/l opløst kobber tilføjet baggrundsconcentrationen med en øvre værdi på 12 µg/l.

** BEK nr. 921 af 08/10/1996 (Historisk) /13/. Vandkvalitetskravene er udtrykt som total metal.

Koncentrationerne af kobber og zink i rejektvandet viser, at der sker en opkoncentrering af tungmetallerne, som gør, at vandet bør ledes til kloaksystemet.

8.5.3 Miljøfremmede stoffer

De organiske miljøfremmede stoffer, der indgik i analyseprogrammet for skivefiltret, var de samme som for 3FM-anlægget. I Tabel 8.6 er vist en oversigt over analyseresultaterne. Med hensyn til indholdet af PAH lignede det meget sammensætningen af regn-

vandet ved 3FM. Ved analyse af fire indløbsprøver for ni PAH'er viste kun de 17 af de 32 prøver koncentrationer over detektionsgrænsen. Fluoren blev kun fundet under detektionsgrænsen. Indløbsprøverne fra d. 2. og 3. okt. 2009 var specielt ”tynde”, og derfor er der kun få beregninger af fjernelsesprocenter for skivefilter under drift uden dosering af koagulant og flokkulant. Kun for fluoranthen, pyren, benz(b+j+k)fluoranthen og benzo(g,h,i) pyren kunne beregnes fjernelsesprocenter, der for alle fire stoffers vedkommende lå under 35%.

Under drift, hvor der er doseret koagulant og flokkulant, er det kun fluoren og phenanthren, der i udløbet optræder i koncentrationer over detektionsgrænsen. For fluoren findes intet miljøkvalitetskrav. For phenanthren er miljøkvalitetskravet 0,1 µg/l, og den højeste udløbskoncentration er målt til 0,014 µg/l. Under de givne omstændigheder (tyndt regnvand) tyder resultaterne på, at skivefiltret kan rense for PAH til et koncentrationniveau svarende til miljøkvalitetskravene.

Tabel 8.6 Koncentrationer af PAH'er, DEHP og bisphenol A i regnvands- og rejktvandsprøver fra skivefiltret. Der blev i dette projekt udtaget fire prøver i indløb samt to prøver i udløb uden tilsætning af koagulant og to prøver i udløb med tilsætning af koagulant. Data for rejktvandet gælder for to prøver. Desuden er anført koncentrationer i regnvandsprøver fra Høje Gladsaxe (Skolesvinget – fire prøver) og miljøkvalitetskrav. Forklaringer vedrørende miljøkvalitetskrav og de tilhørende referencer se afsnit 10.1 og Tabel 10.1.

Parameter (µg/l)	Skolesvinget	Skivefilter ind	Skivefilter ud Uden koagulant og flokkulant 2009	Skivefilter ud Med koagulant og flokkulant 2009	Skivefilter rejktvand	Miljøkvalitetskrav
	2007 og 2008	2009				
Acenaphthen	<0,01-<0,02	<0,01	0,38 og 0,52	<0,01	<0,01 og 0,031	3,8
Fluoren	<0,01-<0,02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01 og 0,053	2,3
Phenanthren	0,015-0,025	<0,01- 0,024	<0,01 og 0,01	0,011	0,15 og 0,19	1,3
Fluoranthen	<0,02-0,034	<0,01-0,038	<0,01 og 0,015	<0,01 og 0,014	0,4 og 0,48	0,1
Pyren	<0,02-0,037	<0,01-0,039	<0,01 og 0,027	<0,01	0,39 og 0,77	0,0046
Benz(b+j+k)fluoranthen	<0,01-0,042	<0,01-0,04	<0,01 og 0,017	<0,01	0,33 og 0,85	0,03**
Benz(a)pyren	<0,01-<0,02	<0,01-0,015	<0,01	<0,01	0,11 og 0,51	0,05
Indeno(1,2,3-cd)pyren	<0,01-0,013	<0,01-0,015	<0,01	<0,01	0,089 og 0,26	
Benzo(g,h,i)pyrelen	<0,01-0,021	<0,01-0,021	<0,01 og 0,013	<0,01	0,11 og 0,42	0,002*
Bisphenol A	0,38-0,62	0,016-0,39	0,31 og 0,57	<0,01 og 0,17	0,17 og 0,25	0,1
DEHP	3,2-14,8	1,7-26	3,3 og 3,7	4,5 og 6,7	6,9 og 58	1,3

* sum af Indeno(1,2,3)pyren og Benz(ghi)pyrelen.

** Miljøkvalitetskravet gælder for sum af b og k, men traditionelt angives i Danmark koncentrationen af b, j, k om ét resultat.

De målte koncentrationer af DEHP i de fire regnvandsprøver udtaget efter anlægget lå alle over miljøkvalitetskravet på 1,3 µg/l. På grund af, at mange slanger og rørføringer på skivefiltret var konstrueret i materialer, der kan indeholde DEHP, kan det ikke udelukkes, at DEHP målt i både indløb og udløb kan stamme fra konstruktionsmaterialer. Det er derfor ikke muligt at bedømme anlæggets effektivitet i forhold til fjernelse af DEHP. Koncentrationerne af DEHP i udløbet under rensning med tilsætning af koagulant og flokkulant tyder dog på, at anlægget kan fjerne 60-80% af DEHP fra regnvandet.

Koncentrationen af bisphenol A blev målt til mellem <0,1 og 0,57 µg/l i de fire udløbsprøver. Det vil sige, at i tre af de fire prøver var koncentrationen over Miljøstyrelsens miljøkvalitetskrav på 0,1 µg/l for bisphenol A i ferske vandområder /3/.

Analyserne af PAH, DEHP og bisphenol A i rejektivand afspejler, at der sker en tilbageholdelse af disse stoffer sammen med SS.

8.6 **Anlægs- og driftsøkonomi for skivefilter**

Anlægs- og driftsøkonomien for skivefiltret afhænger af, hvilken kvalitet vandet har inden rensning, mængder der skal renses, samt hvilken kvalitet der skal opnås i udløbet mv.

I det følgende opstilles en række forudsætninger, som danner baggrund for de overslagsmæssige investerings- og driftsomkostninger for skivefiltret, som også fremgår af Tabel 8.7.

Forudsætninger:

Årlig afledt vandmængde: 50.000 m³

Kapacitet: gennemsnit: 320 m³/t maksimum flow 500 m³/t

Koncentration af SS: gennemsnit 40 mg/l

Tabel 8.7 Overslag over investerings- og driftsudgifter for skivefilter. Priserne er inklusive drift med flokkulant og koagulant og dækker rensningsteknologiens installation. Hvis der af lokale årsager er behov for speciel rørføring, pumper, overdækning o.l., er dette ikke inkluderet i de angivne overslag.

Foot print	Investeringudgifter kr.	Driftsudgifter kr/år
4*8 m ²	2.000.000	30.000-40.000

Investeringsudgiften inkluderer et komplet skivefilteranlæg, der skal placeres i betonkanal, som ikke er medregnet i anlægsprisen.

Filterdugen kan revne eller blive ødelagt af store genstande i vandet, hvorfor der ved anvendelse på bl.a. overløbsvand skal etableres en 2-3 mm rist inden indløbet til filtret. I dette projekt med rensning af regnvand var der ikke opstillet en rist før skivefiltret, og derfor er en rist ikke inkluderet i investeringsudgifterne. Driftsudgiften til udskiftning af filterdug ligger omkring 5.000 kr/år.

Anlægget skal aflede mellem 1-3% af det behandlede vand til kloakken som rejektivand, der indeholder de fjernede forurenede stoffer fra regnvandet. Mængden af skyllevand er afhængig af mængden af SS i vandet. Til beregning af driftsudgifterne er det forudsat, at der skal betales afledningsafgift for 2% af den rensede regnvandsmængde. Afledningsafgiften er sat til på 20 kr/m³.

Elforbrug samt kemikalieforbrug udgør ca. 40% af driftsudgifterne, da elforbruget er ca. 25 Wh pr. m³ behandlet vand svarende til ca. 1.250 kWh pr. år til en pris på 2,20 kr/kWh. Prisen for koagulant og flokkulant er sat til ca. 10-20 øre pr. behandlet m³ vand svarende til 500-1000 kr/år.

Ved drift af skivefilter er det muligt – som beskrevet i afsnit 5.4 – konstant at filtrere også under skylleprocesser, hvor filtret renses. Filtret kan derfor placeres direkte på et

regnvandssystem uden opbygning af andet end pumpeump, hvorfra regnvandet kan ledes ind gennem filtret.


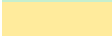

8.7 Konklusion for drift af skivefilter

For et skivefilter med en porestørrelse på 10 µm sker der i første omgang fjernelse af SS. Samtidig opnås i større eller mindre grad en fjernelse af COD/BOD, fosfor, kvælstof, bakterier og tungmetaller. Graden af fjernelse vil afhænge af, i hvilket omfang komponenterne er bundet til det suspenderede stof samt, i hvilken mængde der doseres koagulant og flokkulant i anlægget. Anlægget har været testet med én tæthed af filter, og der har været udtaget én regnvandsprøve før og efter filtret ved dosering med 0,8 mg flokkulant/l, og 3 mg Al/l samt én prøve ved dosering med 1 mg flokkulant/l og 3 mg Al/l.

I Tabel 8.8 er præsenteret en oversigt over de opnåede resultater i forhold til renseseffektivitet og koncentrationsniveauer for udvalgte parametre i udløbet fra skivefiltret.

Tabel 8.8 Oversigt over renseseffektivitet for skivefilter samt opfyldelse af miljøkvalitetskrav og målsætninger. Oversigten er baseret på analyse af to prøver i ind- og udløb uden tilsætning af koagulant og to prøver i ind- og udløb med tilsætning af koagulant.

Teknologi	SS	Total-P	BOD/COD	Cu, Zn	PAH	Bisphenol A	DEHP
Skivefilter uden koagulant og flokkulant	++	+	+	+ / +++	-	-	-
Skivefilter med koagulant og flokkulant	++ / +++	++	+	+ / +++	++	-	++

- For lille datagrundlag (analyseresultater under detektionsgrænsen) til at bedømme renseseffektivitet eller lav fjernelsesgrad.
- + Fjernelsesgrad 0-30%
- ++ Fjernelsesgrad 30-80%
- +++ Fjernelsesgrad >80%
-  Renseniveau bedre eller under miljøkvalitetskrav.
-  Manglende eller usikre data til at bedømme, om koncentrationsniveau svarende til miljøkvalitetskrav kan overholdes. For BOD og Total-P er anvendt målsætninger for Fæstningskanalen, Nordkanalen og Søborgarhus Renden. For SS er sammenlignet med afløbskvaliteten for avancerede centrale renselanlæg.
-  Højere koncentrationsniveau end miljøkvalitetskrav.

Generelt havde skivefiltret en tilstrækkelig renseseffekt over for SS og organiske samleparametre til, at behandling af regnvand i anlægget vil betyde en væsentlig forbedring af afløbskvaliteten – både med og uden tilsætning af koagulant og flokkulant. En koncentration af Total-P, som er bedre end målsætningen for vandområdet, kan kun opnås ved tilsætning af flokkulant og koagulant, og i dette tilfælde vil det kræve yderligere forsøg med doseringen af koagulant og flokkulant, før det er klart, om teknologien er tilstrækkelig effektiv.

I forhold til de miljøfremmede stoffer – herunder tungmetallerne – er datagrundlaget for beskedent til at sige, med hvilken sandsynlighed fremtidige udlederkrav og miljøkvalitetskrav kan overholdes. Umiddelbart kan miljøkvalitetskrav ikke sidestilles med udlederkrav, men miljøkvalitetskrav anvendes som udgangspunkt for opstilling af udlederkrav, og derfor er det her valgt at sammenligne med miljøkvalitetskravene. Ved opstilling af udlederkrav skal faktorer som f.eks. vandmængder, årstidsvariationer og fortynding inddrages.

Alt andet lige vil en øget dosering af flokkulant og koagulant resultere i lavere koncentrationer af tungmallerne og af de organiske miljøfremmede stoffer, der let adsorberes til de dannede flokke (se afsnit 10.1 for yderligere detaljer). Hvis doseringen øges, skal de miljømæssige og økonomiske konsekvenser samtidig inddrages i vurderingerne (se Bilag H).

I forbindelse med en samlet vurdering af skivefiltret er det vigtigt at være opmærksom på det beskedne datagrundlag, som har været udgangspunktet for konklusionerne. Der blev udtaget fire flowproportionale prøver i indløb, to prøver i udløb uden tilsætning af koagulant og flokkulant samt to prøver i udløb med tilsætning af koagulant og flokkulant. Af rejktvandet blev udtaget to sammensatte stikprøver. Desuden indgik online-målinger af flow og turbiditet, som et væsentligt datagrundlag for konklusioner vedrørende rensningseffektiviteten for SS. Følgende detaljerede konklusioner kan drages for rensning af regnvand i skivefiltret:

- I driftsperioden uden tilsætning af koagulant og flokkulant var regnvandsflowet under oppumpning ca. 4 m³/t, og typisk lå SS-koncentrationen på 25-50 mg/l
- Renseeffektivitet for SS var uden tilsætning af koagulant 50-60% – svarende til en udløbskoncentration på 10-15 mg SS/l
- Uden tilsætning af koagulant og flokkulant var rensningseffektiviteten for Total-P meget varierende (28 og 64%) og for organisk stof under 15%. For kobber (total) og zink (total) blev registreret <45% reduktion. Kun for fire ud af de ni PAH'er var det muligt at beregne en reduktionsprocent, denne var <35%
- I driftsperioden med tilsætning af koagulant og flokkulant var regnvandsflowet under oppumpning ca. 19 m³/t og typisk lå SS-koncentrationen i indløb på 25-50 mg/l
- Renseeffektivitet for SS var med tilsætning af koagulant og flokkulant 75-85% – svarende til en udløbskoncentration på ca. 5 mg SS/l
- Med tilsætning af koagulant og flokkulant opnåedes et vandkvalitetsniveau for SS og fosfor svarende til miljøkvalitetskrav for ferskvandsområder. For PAH opnåedes en fjernelse på <75% for enkeltstoffer. Benz(j+j+k)flouranthen blev ved rensningen reduceret til under detektionsgrænsen
- Sammensætningen af returskyllevandet specielt med hensyn til tungmetaller og PAH gør, at det skal afledes til kloaksystemet
- Et skivefilteranlæg med en kapacitet på maksimalt 500 m³/t kan etableres for ca. 2,0 mio. kr., mens de årlige driftsudgifter vil være 30-40.000 kr.

9 **KONKLUSIONER I FORHOLD TIL DRIFT OG MONITERING AF PILOTANLÆGGENE**

Der er en række konklusioner vedrørende drift og monitorering af de to pilotanlæg som med fordel kan samles under ét. Generelt har datagrundlaget været for spinkelt (to sæt prøver fra hver af de to driftssituationer på de to pilotanlæg) til at drage sikre konklusioner. Især i forhold til renseseffektivitet for tungmetaller, PAH, DEHP og bisphenol A, Derimod har online-målingerne for turbiditet/suspenderet stof fungeret som et godt redskab til at vurdere/beregne renseseffektiviteten.

Sammenfattende kan der drages følgende konklusioner om driftsforhold og monitorering der er fælles for de to pilotanlæg:

- Regnvandet var ved begge de to test-sites ”tyndt”. Gennemgående lå koncentrationen af suspenderet stof (SS) i regnvandet mellem 20 og 50 mg/l. Kortvarigt kom SS-koncentrationen op på ca. 120 mg/l ved 3FM og 300 mg/l ved skivefiltret
- Den lave koncentration af SS, fosfor, tungmetaller og miljøfremmede stoffer nedsatte mulighederne for at teste anlæggenes effektivitet og robusthed sammenlignet med rensning af mere ”tykt” regnvand. Koncentrationen af mange PAH’er lå i det urensede regnvand under detektionsgrænsen
- Begge anlæg var i stand til hurtigt at nå en stabil driftstilstand umiddelbart efter at oppumpning af regnvand satte i gang
- Monitorering ved hjælp af online-turbiditetsmåler viste sig som et effektivt redskab til at bedømme renseseffektiviteten over for SS
- First flush med stigning i SS viste sig i de givne nedbørssituationer at forløbe over ca. en time
- Luftbobler kan forstyrre turbiditetsmålinger, og derfor er det vigtigt at overveje målerens placering i rørsystemerne på anlæggen
- Sammenhængende målinger af SS (DS/EN 872) og online-turbiditetsmålinger i de forskellige driftssituationer (med og uden tilsætning af koagulanter) er vigtige for beregning af SS før og efter rensning
- Etablering af et udligningsbassin før behandling i anlæggen vil specielt for 3FM give en mere jævn belastning og efterfølgende en lavere gennemsnitskoncentration af SS i udløbet
- Flere af rørføringerne på anlæggen bestod af fleksible plastslanger, som kan have bidraget til belastningen med DEHP, og derfor har det ikke været muligt at vurdere renseseffektiviteten af DEHP

I forhold til at afgøre, hvilket af de to anlæg (3FM eller skivefilter) der er mest anvendelig til rensning af regnvand, bør følgende forhold inddrages i vurderingen:

- Renseeffektivitet
- Etablerings- og driftsøkonomi
- Forbrug af flokkulant/koagulant
- Fleksibilitet (opstart og vedligehold)

Etablerings- og driftsudgifterne er lavest for skivefiltret. Begge typer anlæg viste sig hurtige i opstart under nedbør, og med hensyn til behovet for overvågning, var der ikke væsentlige forskelle. I forhold til fjernelse af SS, organiske samleparametre og Total-P viste de gennemførte undersøgelser, at 3FM er den mest lovende teknologi. På begge anlæg er det nødvendigt at tilsætte koagulant/flokkulant for at opnå tilstrækkelig fjernelse af Total-P for at nå en udløbskoncentration, der svarer til målsætningen for de nærliggende vandområder (0,06 mg/l).

For at afgøre, hvilken anlægstype der har den bedste rensningsevne over for specielt de miljøfremmede stoffer, er det nødvendigt med længerevarende afprøvninger (2-3 år), som giver mulighed for at variere doseringen af koagulant/flokkulant. Dertil kommer, at der er behov for at vurdere rensningsevnen i perioder med henholdsvis ”tykt” og ”tyndt” regnvand samt under kortvarige intense regnskyl, langvarige regnskyl, vinterkulde (temperaturer under 0°C), snesmeltning m.m.

10 DISKUSSION, PERSPEKTIVER OG ANBEFALINGER

Miljøstyrelsens Bekendtgørelse nr. 1669 /2/ er rettet mod punktkildeudledninger – ikke mod regulering af udledninger fra diffuse kilder, som eksempelvis regnvand fra befæstede arealer. Regnvandsudledninger er således ikke umiddelbart omfattet af bekendtgørelsen, men det er ikke ensbetydende med, at de ikke skal reguleres.

Regnvandsudledninger skal reguleres i overensstemmelse med Vandrammedirektivets artikel 11, som vedrører gennemførelse af indsatsprogrammer med henblik på opfyldelse af miljømål. I Danmark er indsatsprogrammerne implementeret i Miljømålsloven: Bekendtgørelse af lov om miljømål m.v. for vandforekomster og internationale naturbeskyttelsesområder (LBK nr. 1756 af 22/12/2006) /3/.

Bekendtgørelse nr. 1669 og de tilhørende miljøkvalitetskrav kan således indirekte anvendes i forhold til opfyldelse af målsætningen i Miljømålsloven om, at alt overfladevand og grundvand senest med udgangen af 2015 skal have opnået god tilstand.

I dette kapitel er analysedata for urensset regnvand målt i dette projekt sammenlignet med sammensætningen af regnvand fra andre typer af oplande i Danmark. Desuden diskuteres mulighederne for, at de to testede filtreringsteknologier kan opfylde behovet for rensning af regnvand primært indeholdende Total-P, suspenderet stof (SS), PAH, DEHP og bisphenol A.

10.1 Regnvandskarakterisering

I Tabel 10.1 er vist resultater fra karakterisering af regnvand fra forskellige områder i Danmark. Miljøkvalitetskravene vist i tabellen stammer fra direktiv 2000/60/EF om fastlæggelse af en ramme for fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger. Kravene er de generelle kvalitetskrav for ferskvand, og de er baseret på ”Maximum Annual Average Concentration” (AA-EQS). Der eksisterer også korttidskrav, som generelt har højere koncentrationsniveauer, men her er valgt at fokusere på de generelle kvalitetskrav.

Antallet af prøver, der har været analyseret i projekterne, og som er refereret til i Tabel 10.1, varierer mellem 1 og 25. Trods den store forskel i antallet af prøver, viser koncentrationsintervallerne alligevel, at det gennemgående er følgende stoffer, som findes i forhøjede koncentrationer i regnvand fra bymæssig bebyggelse: SS, Total-P, BOD, kobber, pyren, benz(b+j+k)flouranthen, benzo(g,h,i)perylene, DEHP og bisphenol A. Det skal bemærkes, at de analyserede prøver dækker hele nedbørshændelser, og derfor er koncentrationerne et udtryk for middelkoncentrationer i den samlede regnvandsmængde, hvorfra der er udtaget prøver. I tabellen er alle værdier, som er højere end miljøkvalitetskravene, markeret med fed skrift.

Blandt de faktorer, der i øvrigt har indflydelse på regnvandets sammensætning, kan nævnes:

- Regnens varighed og intensitet
- Oplandets karakter herunder areal samt anvendte typer belægning på veje, tage og P-pladser
- Tilstedeværelse af sandfang og olieudskillere i regnvandsledninger
- Trafiktæthed
- Drænvand

Dertil kommer prøvetagningsmetoderne. Udtagning af flowproportional prøver er den metode, der bedst sikrer repræsentativiteten af prøverne. Men også delprøvestørrelse og -frekvens har indflydelse på repræsentativiteten af prøverne.

Kvalitetskravet på 25 mg SS/l, som er baseret på Miljøstyrelsens Bekendtgørelse nr. 921 (historisk) /6/, er højt sammenholdt med SS-koncentrationen på <15 mg/l, som er opnåelig for konventionelle mekanisk/biologiske renseanlæg. Kvalitetskravet på 25 mg SS/l har været anvendt ved bedømmelse af renseseffektiviteten for det dobbelt porøse filter opstillet i Ørestaden til behandling af regnvand.

Resultaterne i Tabel 10.1 viser, at under nedbørshændelser vil SS-koncentrationen i middel ofte overstige de 15 mg/l. Online-målinger af SS under driften af 3FM og skivefiltret viste SS-koncentrationer på over 15 mg/l under mange nedbørshændelser, specielt er SS-koncentrationerne forhøjet i begyndelsen af en nedbørshændelse. Som vist under testen af pilotanlæggene reduceres Total-P effektivt (op til 77%) ved tilsætning af koagulant/flokkulant. Eksempler på forløbet af SS-koncentrationen under nedbørshændelser er vist i afsnit 7.4 og 8.4.

Det er tydeligt, at koncentrationen af Total-P i regnvand fra byområder er forhøjet i forhold til målsætninger på 0,06 mg/l, der er gældende for mange vandområder herunder Utterslev Mose-systemet (inkl. Fæstningskanalen, Nordkanalen, Søborghusrenden og Emdrup Sø). I forhold til Miljømålslovens mål om god økologisk og god kemisk tilstand – senest i 2015 – er det vigtigt at have fokus på næringssalte (N og P) og miljøskadelige stoffer. Kvælstof, som væsentligst findes på opløst form, vil ikke blive fjernet i filtreringsanlæg.

Når det gælder kobber og zink, er det især kobber, som kan forventes at optræde i forhøjede koncentrationer. Selvom kobber-koncentrationerne i Utterslev Mose-systemet er ukendt, er det sandsynligt, at belastningen med kobber skal reduceres for, at det kan sikres, at miljøkvalitetskravet bliver overholdt.

Regnvandet tilført 3FM og skivefiltret viste sig at indeholde mellem 50 og 80% kobber og zink som opløst metal. I sådanne situationer vil det være hensigtsmæssigt at forbedre filtreringen med tilsætning af koagulant/flokkulant.

Tabel 10.1 Oversigt over karakteriseringer af regnvand samt målsætninger for vandområder, udlederkrav samt eksisterende og foreslåede miljøkvalitetskrav. Data skrevet med fed indikerer, at værdien ligger over kravene anført i næstsidste søjle.

	Enhed	Skolesvinget /7/	Enghavegård/TV-byen /8/	Ørestaden Db. Porøs filter (gns.) /9/	Sulsted /12/	3FM	Skivefilter	Målsætninger, udlederkrav, miljøkvalitetskrav	Målsætninger, udlederkrav, miljøkvalitetskrav
År		2007 og 2008	2007	2007	2002-03	2009	2009		referencer
Prøvetagningsmetode		Nedbørsbetinget tidsprop.	Nedbørsbetinget tidsprop.	Flowprop.	Flowprop.	Flowprop.	Flowprop.		
Antal prøver		4	1	25	9/25	4	4		
SS	mg/l	39- 180	140	23- 393	8- 230	8,4-15	8,3- 29	25	/6/
Total-N	mg/l	1,1-2,7	2,3		0,798-3,18	1,0-1,3	1,0-2,1		
Total-P	mg/l	0,16-0,91	0,18	0,066-0,656	0,054- 0,52	0,064-0,26	0,064-0,12	0,06	/4/
BOD	mg/l	4,7-21			<2- 12	3-9,5	1,9- 5,0	3	/4/
COD	mg/l	<30-300	<30		13-120	8-44	9,9-41		
Kobber filtreret	µg/l	11	5,1	7,6		<1- 17	1,4-18	1 ¹⁾ og 12 ²⁾	/2/
Kobber total	µg/l	12-40		24,7	1,0-11	2,6- 21	1,9- 28		
Zink filtreret	µg/l	63	63	14,2		13-15	39-53		
Zink total	µg/l	100- 330		98,2	5- 130	21-31	41-85	110	/6/
Acenaphthen	µg/l	<0,010	<0,02	0,012-0,079	<0,01	<0,01-0,27	<0,01	3,8	/13/
Flouren	µg/l	<0,010	<0,02	<0,010-0,038	<0,01-0,01	<0,010	<0,010	2,3	/13/
Phenanthren	µg/l	<0,02-0,025	<0,02	0,017-0,47	<0,01-0,08	<0,010-0,062	<0,010-0,024	1,3	/13/
Flouranthen	µg/l	<0,02-0,034	<0,02	0,025- 0,39	0,01- 0,4	<0,01	<0,01-0,038	0,1	/11/
Pyren	µg/l	<0,02-0,037	<0,02	0,034-0,69	<0,01-0,4	0,013-0,1	<0,010-0,038	0,0046	/13/
Benz((b+j+k)flouranthen	µg/l	<0,010- 0,042	<0,02	<0,010- 0,66	<0,01- 0,7	0,016-0,13	<0,010- 0,04	0,03 ³⁾	/11/
Benz(a)pyren	µg/l	<0,010	<0,02	<0,01- 0,28	<0,01- 0,4	<0,01-0,041	<0,010-0,015	0,05	/11/
Benzo(g,h,i)perylene	µg/l	<0,010- 0,021	<0,02	<0,01-0,71	<0,01-0,3	<0,01-0,05	<0,010-0,021	0,002 ⁴⁾	/11/
Bisphenol A	µg/l	0,38-0,62	0,16		0,1-0,29	<0,1-0,63	0,16-0,39	0,1	/2/
DEHP	µg/l	3,2-14,8	9,8		0,5- 2,7	4,7-8,6	1,7-26	1,3	/11/

1) Bekendtgørelse 1669 (2006) /2/: Miljøkvalitetskravet er denne stofkoncentration (opløst) tilføjet den naturlige baggrundskoncentration.

2) Bekendtgørelse 1669 (2006) /2/: 12 µg/l er den øvre værdi for den opløste metalkoncentration.

3) Direktiv 2008/105/EF /13/: Miljøkvalitetskravet gælder kun benz(b+k)flouranthen.

4) Direktiv 2008/105/EF /13/: Miljøkvalitetskravet gælder benzo(g,h,i)perylene plus indeno(1,2,3-cd)pyren.

Af PAH'erne er det især pyren, benz(b+j+k)flouranthen og benzo(g,h,i)perylene, som kan forventes at forekomme i forhøjede koncentrationer i regnvandet. De meget lave fremtidige miljøkvalitetskrav (under detektionsgrænserne) for pyren og benzo(g,h,i)perylene gør det vanskeligt at vurdere, om filtreringsteknologierne er tilstrækkeligt effektive. Benzo(b,j,k)flouranthen har en log K_{ow} større end 4, og derfor kan det forventes, at adsorption til filtermaterialet i 3FM gør, at stoffet kan fjernes i væsentlig grad.

Regnvandsdata for bisphenol A og DEHP i Tabel 10.1 viser tydelige tegn på forhøjede koncentrationer og behov for rensning. Bisphenol A er letopløselig (120 mg/l) og har en lav Log K_{ow} (3,3), så ud fra stoffets fysiske og kemiske egenskaber vil det umiddelbart betragtes som vanskeligt at reducere koncentrationen i regnvand, men med tilsætning af koagulant i 3FM og koagulant/flokkulant i skivefiltret er der tegn på, at teknologierne kan reducere bisphenol A til under miljøkvalitetskravet.

DEHP har lav opløselighed (0,047-0,34) og høj Log K_{ow} (større end 6), og dermed burde filtreringsteknologier, der inkluderer fældning og filtrering, kunne reducere indholdet af DEHP, men afsmitning fra installationerne i pilotanlæggene har gjort det umuligt at vurdere rens effektiviteten i dette projekt.

10.2 **Anbefalinger**

Ved hjælp af online måling af turbiditet og flow er der i dette projekt opnået værdifuld viden om den tidsmæssige udvikling af turbiditet/suspenderet stof i regnvand under nedbørshændelser. Der imidlertid behov for mere detaljeret viden om sammenhængen mellem koncentrationen samt belastningen med suspenderet stof og koncentrationer samt belastningen med miljøfremmede stoffer i regnvand fra oplande med en specifik sammensætning. Derved vil det blive muligt at vurdere hvor lang tid eller hvor stort et regnvandsvolumen, der skal renses inden udledning og på den måde kan rensningen begrænses til det volumen, som sikrer opfyldelse af miljøkvalitetskrav og målsætninger i vandområdet.

Det var imidlertid ikke muligt indenfor projektperioden at fremskaffe ressourcer til en udvidet monitoring, og derfor tilrådes det, at der ved fremtidige regnvandsprojekter afsættes en større del af projektsummen til prøvetagning, analyser og online-målinger.

Det er vigtigt, at miljømyndighederne får fastlagt, hvilke kvalitetskrav/udlederkrav rensset regnvand fra bymæssige bebyggelser skal opfylde inden udledning til vandområder. En fastlæggelse af kvalitetskrav/udlederkrav vil lette planlægningen af kommende test af rensningsteknologi.

Det er vigtigt at få en gennemført en udvidet undersøgelse (forbedret datagrundlag) af 3FM, skivefiltre samt andre potentielle filtreringsteknologier, hvor der renses på regnvand fra arealmæssigt større og mere belastede oplande. Det vil sige oplande, hvorfra koncentrationerne af specielt tungmetaller, Total-P, PAH og bisphenol A er kritisk høje.

Anvendelse af et udligningsbassin før behandling i anlæggene forventes at give en mere jævn belastning og efterfølgende en lavere gennemsnitskoncentration af SS i udløbet. Undersøgelse af effekten ved etablering af udligningsbassin inden oppumpningen til anlægget anbefales.

Som et led i et forbedret beslutningsgrundlag for etablering af regnvandsrensning bør der sættes på forbedret online-monitoring – herunder bedre placering af turbiditetsmålere,

installering af næringssaltmålere, mulighed for fraktioneret flowproportional prøvetagning, analyser for mikrobiologisk kvalitet af det rensede regnvand samt målinger af partikelstørrelsesfordeling før rensning. Den sidstnævnte aktivitet kan bidrage til større viden om, hvilke filtreringsteknologier/membrantætheder, der kan forventes mest effektive i situationer, hvor regnvandet indeholder mange henholdsvis store og små partikler.

Generelt er der behov for mere viden om teknologiernes renseseffektivitet over for tungmetaller, PAH, phthalater og eventuelt NPE, der ikke har været undersøgt i dette projekt.

Trods det beskedne datagrundlag i dette projekt har resultaterne været så gode, at opstilling af fuldskala anlæg anbefales med henblik på i løbet af 2-3 år at forbedre data- og videngrundlaget om rensningsteknologiernes effektivitet i forhold til opfyldelse af fremtidige målsætninger for vandområder.

Som tidligere nævnt vil analysering af flere prøver for kritiske parametre kunne forbedre sikkerheden i de konklusioner, der drages vedrørende overholdelse af krav til regnvandets sammensætning. Når det skal testes, om en rensningsteknologi er velegnet til fjernelse af phthalater, er det vigtigt at sikre sig, at der ikke sker frigivelse af phthalater fra pilotanlæg/fuldskala anlæg, som skal testes/afprøves.

Det vil ud fra overordnede økonomiske og miljømæssige hensyn være vigtigt at få klarlagt effekten af at udlede rensed regnvand til vandområder og aflede rejektivand med de forurenende stoffer fra renseprocesserne til kloaksystemet sammenlignet med den situation, hvor al det forurenede regnvand ledes til kloaknettet. I først nævnte situation vil den hydrauliske belastning af de centrale renseanlæg blive nedsat, mens den stofmæssige belastning tilnærmelsesvis vil blive fastholdt.

11 REFERENCER

- /1/ DHI Ansøgning om *Tilskud til miljøeffektiv teknologi 2008 – 2. annoncerunde*. Oktober 2008
- /2/ Miljøministeriet. *Bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af forurenende stoffer til vandløb søer eller havet*. BEK nr. 1669 af 14/12/2006
- /3/ Miljøministeriet. *Bekendtgørelse af lov om miljømål m.v. for vandforekomster og internationale naturbeskyttelsesområder*. LBK nr. 1756 af 22/12/2006
- /4/ Københavns Kommune. *Vandområdeplan for Fæstningskanalen, Utterslev Mose, Nordkanalen, Søborghus Renden og Emdrup Sø*. August 2004
- /5/ DS/EN 872:2005. *Vandundersøgelse – Bestemmelse af mængden af suspenderet stof – Metode med filtrering gennem glasfiberfiltre*
- /6/ Miljøministeriet: *Bekendtgørelse om kvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af visse farlige stoffer til vandløb, søer og havet*. BEK nr 921 af 08/10/1996
- /7/ Gladsaxe Kommune, By- og Miljøforvaltningen: *Karakterisering af regnvand ved Høje Gladsaxe; Oversigt over teknologier til rensning af regnvand*. Rapport udarbejdet af DHI august 2009
- /8/ Gladsaxe kommune, By- og Miljøforvaltningen: *Overfladeafstrømning i Gladsaxe Kommune - Høje Gladsaxe; TV-byen, Skovbrynet Station samt tre udløb til Smørmosen*. Rapport udarbejdet af DHI juni 2008
- /9/ Skov & Landskab, KU-LIFE, Basis-rapport: *Dobbeltporøs filtrering, pilotafprøvnings – Rensning af vejevand i Ørestaden, Hændelse 1-25 januar-juli 2007*, (januar 2009)
- /10/ Skov & Landskab, KU-LIFE, *Tillæg 1 til Basisrapport Dobbeltporøs filtrering – Yderligere resultater fra 2007*, Maj 2009
- /11/ Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2008/105/EF af december 2008 om *miljøkvalitetskrav inden for vandpolitikken om ændring og senere ophævelse af Rådets direktiv 82/176/EØF, 84/156/EØF og 86/280/EØF og om ændring af Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2000/60/EF*. 24.12.2008
- /12/ Miljøstyrelsen: *Målinger af forureningsindhold i regnbetingede udledninger*. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 10 2006
- /13/ By- og Landskabsstyrelsen: *Oversigt over forslag til kvalitetskriterier for stoffer omfattet af bilag 1 i bekendtgørelse nr. 1669/2006 om miljøkvalitetskrav for vandområder m.v.* 7. oktober 2009
- /14/ Krüger A/S: *3FM filterforsøg ved Rådhusløbet, Albertslund Kommune*. Oktober 2007
- /15/ Miljøministeriet: *Bekendtgørelse om lov om miljømål for vandforekomster og international naturbeskyttelse (Miljømålsloven)* LBK 932 af 24/09/2009

B I L A G

B I L A G A

***3FM og skivefilter
Nedbør, oppumpede vandmængder og el-forbrug***

Tabel A.1 Nedbør, el-forbrug og oppumpede vandmængder fra 3FM-anlægget i monitoringsperioden 12. aug. til 25. nov. 2009.

Dato	Nedbør DHI-måler mm	Kl.	Initialer	El-måler kWh	El-måler Forbrug kWh	Oppumpet vandmængde m ³	Akkumuleret vandmængde m ³	kWh/m ³
12-08-2009			bop	25631				
04-09-2009			olp	25682	51			
05-09-2009	10,3					6,8		
07-09-2009			olp	25695	64			
08-09-2009								
13-09-2009	5,6					13,9	20,7	3,09
18-09-2009	2,0							
21-09-2009		11.00	olp	25737	106			
22-09-2009	0,4							
23-09-2009	0,1							
24-09-2009	0,1							
28-09-2009	3,2	17.00	olp	25752	121	12	32,7	3,70
30-09-2009								
02-10-2009		12.00	olp	25764	133			
03-10-2009	36,2	17.24	olp	25808	177	230,7	263,4	0,67
04-10-2009	3,0					24,5	287,9	
06-10-2009		11.30	olp	25842	211			0,73
07-10-2009	4,3					22,3	310,2	
08-10-2009	0,4							
09-10-2009	1,6	9.35	bop	25855	224			0,72
10-10-2009	0,7							
11-10-2009	1,1							
16-10-2009	6,8					29,6	339,8	
17-10-2009	1,1							
19-10-2009								
21-10-2009		12.33	olp	25886	255			0,75
23-10-2009	1,3					1,5	341,3	
24-10-2009	5,3					36,3	377,6	
25-10-2009	2,2					1,4	379	
26-10-2009	22,8					121,1	500,1	
28-10-2009	4,9	12.46	olp	25938	307	30,5	530,6	0,58
29-10-2009	0,4	14.30	olp	25949	318	2,5	533,1	0,60
02-11-2009	11,3	11.03	olp	25962	331	71	604,1	0,55
02-11-2009	4,0	13.46	olp	25976	345			
04-11-2009	4,8					38,3	642,4	
05-11-2009	3,2	11.52	olp	25999	368	20,2	662,6	0,56
06-11-2009	2,5	9.21	olp	26008	377	13,4	676	0,56
09-11-2009	21,0	17.30	olp	26027	396	157,8	833,8	0,47
10-11-2009	9,0					119	952,8	
11-11-2009	1,8					4,2	957	
13-11-2009	11,4					124	1081	
14-11-2009	7,1					72,5	1153,5	
16-11-2009	5,6					51,2	1204,7	
17-11-2009	1,9					29,7	1234,4	
18-11-2009	11,5	13.09	olp	26162	531	76,5		
18-11-2009		16.31	olp	26176	545		1310,9	0,42
19-11-2009	0,5							
22-11-2009	2,0					9,8	1320,7	
23-11-2009	1,8					14,5	1335,2	
24-11-2009	1,3					10,3	1345,5	
25-11-2009	3,3					32,6	1378,1	
Min.						1,4		0,42
Max.	36,2					230,7		3,70

Tabel A.2 Nedbør, el-forbrug og oppumpede vandmængder fra skivefilter i monitoringsperioden 15. aug. til 18. nov. 2009.

Dato	kl.	Initialer	Nedbør Mm SVK 30257	Flow m ³ /d	Akkumuleret flow m ³	El-forbrug Akkumuleret kWh	El-forbrug kWh/m ³
15.08.2009			10,8	-			
17.08.2009			1,6	-			
18.08.2009	7.50	klsk	0,6	-			
21.08.2009			1,2	-			
29.08.2009			0,0	-			
31.08.2009			2,0	-			
01.09.2009			1,7	-			
02.09.2009	9.15	mng	0,9	-		0	
03.09.2009			8,4	-			
04.09.2009	10.30	mng				8,11	
05.09.2009			8,2	43,8	43,8		
06.09.2009			0,8	2,3	46,1		
08.09.2009	14.30	klsk				18,11	0,393
13.09.2009			0,0				
14.09.2009	10.00	mng				26,29	
16.09.2009	8.15	mng				29,03	
18.09.2009	10.00	mng				31,97	
22.09.2009	10.00	mng	1,0			37,67	
23.09.2009	8.30	mng	1,4			39	
28.09.2009			3,0	15,2	61,3		
29.09.2009	8.30	mng				50,05	0,816
30.09.2009	11.00		0,4			51,83	
01.10.2009			1,9				
02.10.2009	13.30	mng	4,4	16,6	77,9	57,81	
03.10.2009			25,6	15,2	93,1		0,621
04.10.2009	11.00	mng	1,4	43,4	136,5	84,99	
07.10.2009	8.00	mng	4,0	54,8	191,3	99,9	
08.10.2009			1,0	11	202,3		0,494
10.10.2009			0,6				
11.10.2009			1,8	40,4	242,7		
12.10.2009	10.30	kskl				112,1	0,462
13.10.2009	8.15	mng	0,0	28,2	270,9	142,2	
16.10.2009			8,2	46	316,9		0,449
17.10.2009			1,0	47	363,9		
19.10.2009	9.00	mng				144,91	0,398
22.10.2009	8.00	mng	0,6			152,2	0,418
24.10.2009			5,2	3,1	367		
25.10.2009			4,2				
26.10.2009	8.30	mng	19,2			155,41	0,423
27.09.2009			0,4	6,7	373,7		
28.10.2009			4,0				
29.10.2009	14.30	mng	0,8			161,73	0,433
02.11.2009			8,6				
03.11.2009			4,2				
04.11.2009			5,5	190,9	564,6		
05.11.2009			4,2	303,5	868,1		
06.11.2009	9.30	mng	3,2	367,5	1235,6	287,79	0,233
07.11.2009			0,0	70,1	1305,7	385,8	0,295
Min.			0,0	2,3			0,211
Max.			25,6	475,4			0,816

B I L A G B

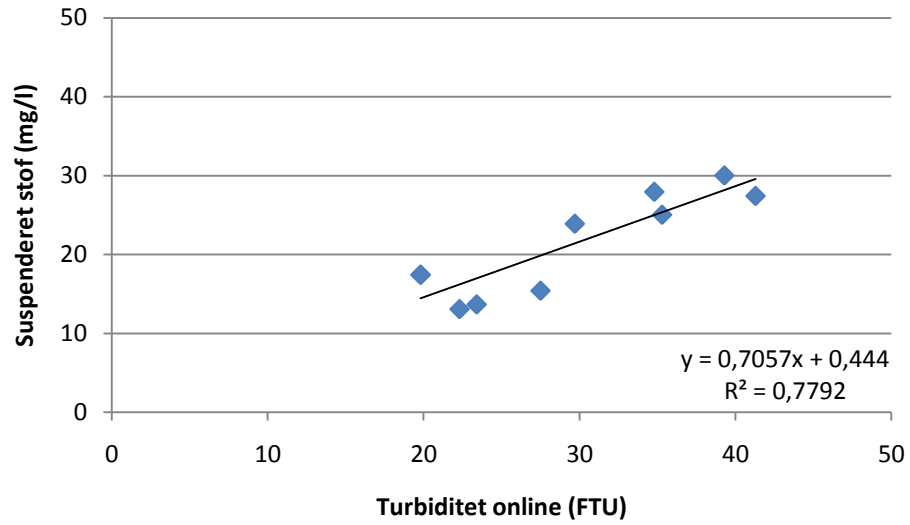
3FM

Turbiditetsmålinger og analyser for suspenderet stof

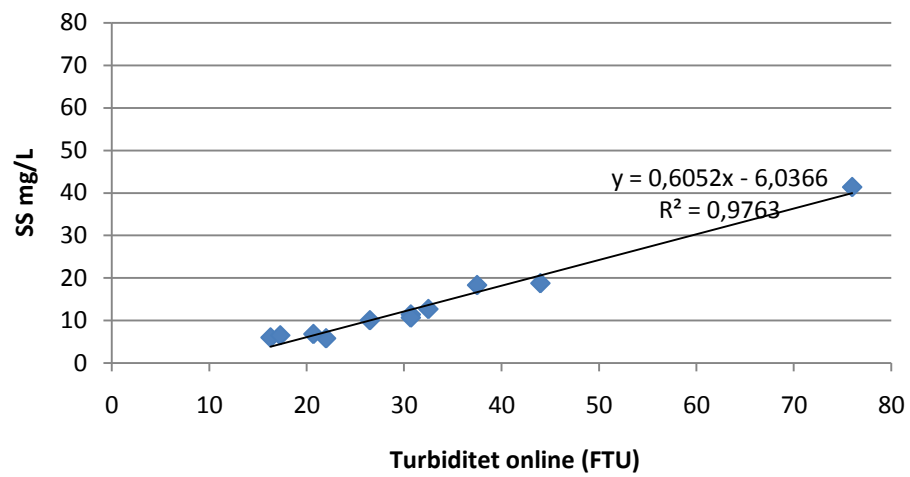
3FM**Sammenhørende målinger af turbiditet og suspenderet stof under drift uden koagulant**

Dato	Prøvetype Samlet prøve/ Kl. Stikprøve	Turbiditet Lab. NTU	Turbiditet Online FNU	SS mg/l
Ind				
26.10.2009	samlet prøve	10,1		12,41
28.10.2009	samlet prøve	34,2		45,46
29.10.2009	samlet prøve	37,2		29,53
02.11.2009	samlet prøve	24		21,68
02.11.2009	11:00 stikprøve	16,7	19,8	17,43
	11:00 stikprøve	16,7	19,8	17,43
	11:07 stikprøve	25	29,7	23,90
	11:13 stikprøve	29,8	34,8	27,95
	11:25 stikprøve	32,7	39,3	30,03
	11:37 stikprøve	30,1	35,3	25,04
	12:02 stikprøve	19,5	23,4	13,66
	12:23 stikprøve	23,4	27,5	15,40
	12:37 stikprøve	36,5	41,3	27,43
	13:24 stikprøve	17,2	22,3	13,07
Ud				
26.10.2009	samlet prøve	5,8		4,34
28.10.2009	samlet prøve	21,5		15,09
29.10.2009	samlet prøve	21,1		12,39
02.11.2009	samlet prøve	17,3		11,05
03.11.2009	11:01 stikprøve	8,8	16,3	5,96
	11:11 stikprøve	12,3	17,3	6,46
	11:14 stikprøve	18,2	32,5	12,65
	11:26 stikprøve	17,9	30,7	11,36
	11:35 stikprøve	41,6	76	41,35
	11:38 stikprøve	25,8	44	18,72
	12:06 stikprøve	15,4	26,5	10,01
	12:20 stikprøve	13,3	22	5,76
	12:38 stikprøve	24,1	30,7	10,63
	12:53 stikprøve	28,1	37,5	18,29
	13:29 stikprøve	12,9	20,7	6,77

3FM Ind 2. nov. 2009 uden koagulant



3FM ud 2. nov 2009 uden koagulant

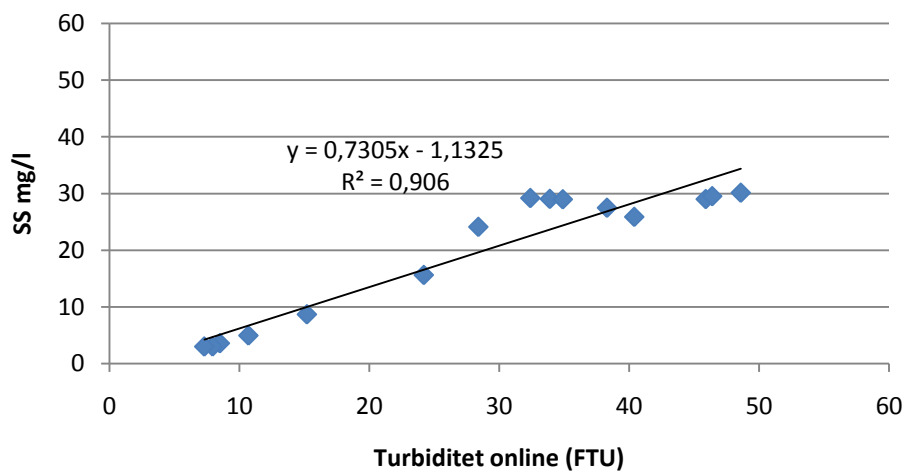


3FM

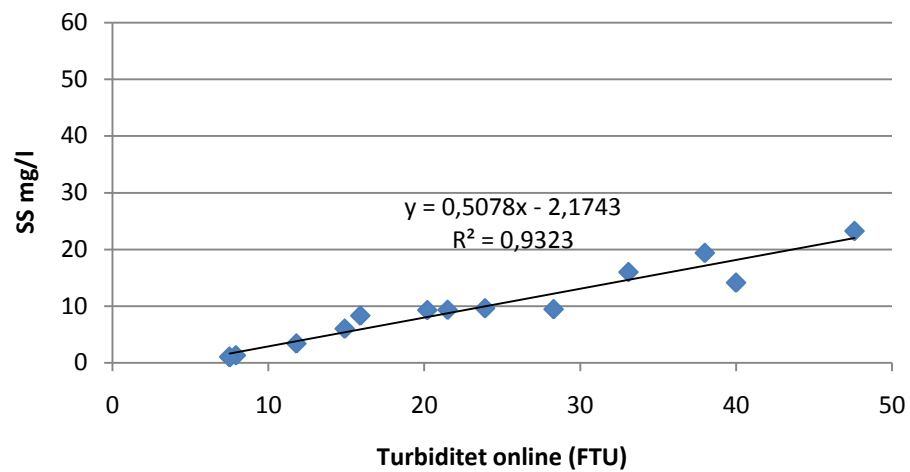
Sammenhørende målinger af turbiditet og suspenderet stof under drift med koagulant

Dato	Ind			Ud		
	kl.	Turbiditet FNU	SS mg/l	kl.	Turbiditet FNU	SS mg/l
18-11-2009	13:22	10,7	4,94	13:22	7,92	1,29
18-11-2009	13:34	8,5	3,57	13:34	7,5	1,05
18-11-2009	13:42	7,94	3,00	13:42	7,52	0,94
18-11-2009	13:58	7,3	2,99	14:03	14,9	5,99
18-11-2009	14:42	15,2	8,67	14:28	15,9	8,28
18-11-2009	14:46	24,2	15,61	14:45	11,8	3,37
18-11-2009	14:49	33,9	29,03	14:54	33,1	15,96
18-11-2009	14:53	40,4	25,86	15:19	47,6	23,20
18-11-2009	14:58	45,9	29,00	15:22	40	14,10
18-11-2009	15:04	48,6	30,12	15:36	28,3	9,43
18-11-2009	15:20	46,4	29,52	15:44	38	19,34
18-11-2009	15:37	38,3	27,47	15:51	23,9	9,58
18-11-2009	15:52	34,9	28,96	16:02	21,5	9,31
18-11-2009	16:29	32,4	29,18	16:26	20,2	9,26
18-11-2009	16:39	28,4	24,10			

3FM ind 18. nov. 2009 med koagulant



3FM ud 18. nov. 2009 med koagulant



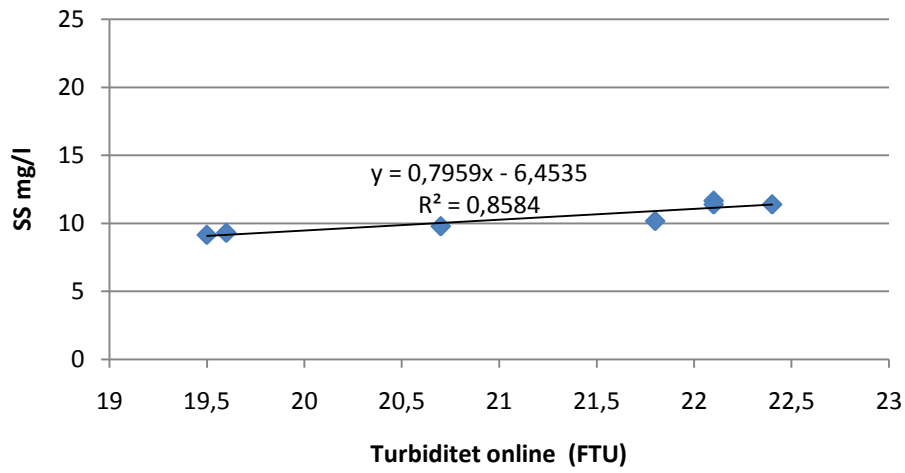
B I L A G C

Skivefilter Turbiditetsmålinger og analyser for suspenderet stof

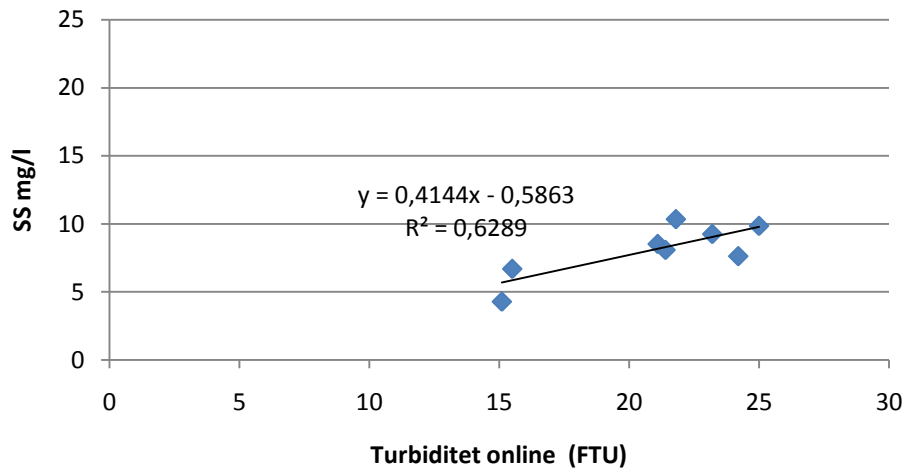
Skivefilter**Sammenhørende målinger af turbiditet og suspenderet stof målt i stikprøver udtaget d. 7. okt. 2009. Driftssituation: uden tilsætning af koagulant og flokkulant**

dato	kl.	Turbiditet Lab. NTU	Turbiditet Online FNU	SS mg/l
Ind 07.10.2009	08:55	9,47		7,52
	09:10	11,1	14,1	
	09:25	15,5	19,5	9,14
	09:40	14,5	19,6	9,29
	09:55	14,9	22,1	11,65
	10:10	16,2	22,1	11,38
	10:27	15,9	22,4	11,38
	10:38	15,8	21,8	10,16
	10:55	14,8	20,7	9,77
Ud 07.10.2009	08:55	7,79		4,13
	09:10	7,42	15,1	4,28
	09:25	10,3	15,5	6,69
	09:40	11,4	24,2	7,62
	09:55	12,6	21,1	8,52
	10:10	13,7	21,8	10,35
	10:27	12,9	25	9,85
	10:38	14,4	23,2	9,25
	10:55	14,9	21,4	8,08

Skivefilter ind 7. okt. 2009 uden koagulant og flokkulant



Skivefilter ud 7. okt. 2009 uden koagulant og flokkulant

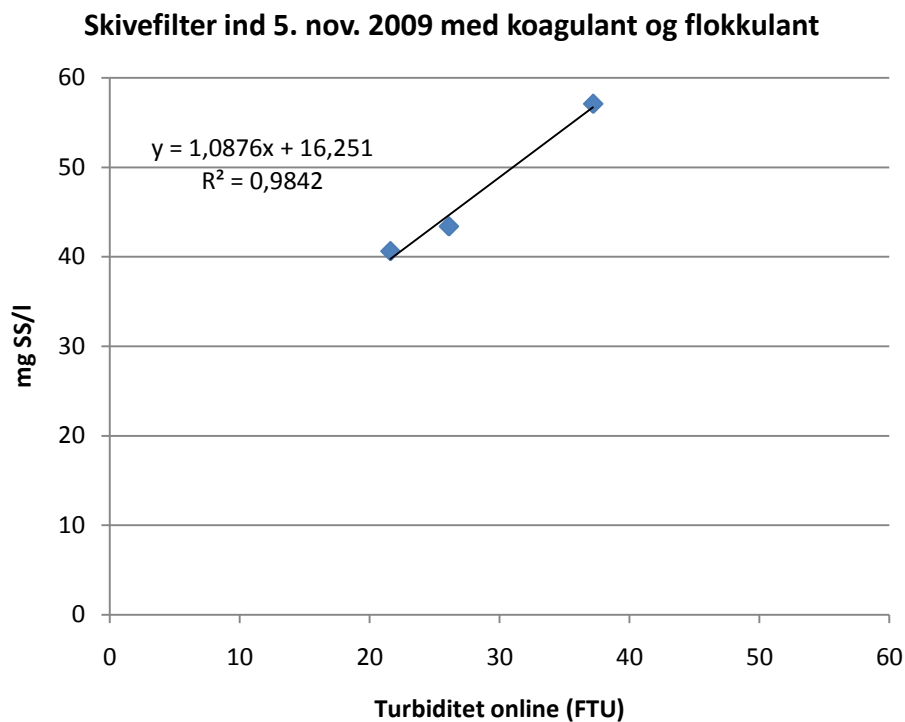


Skivefilter

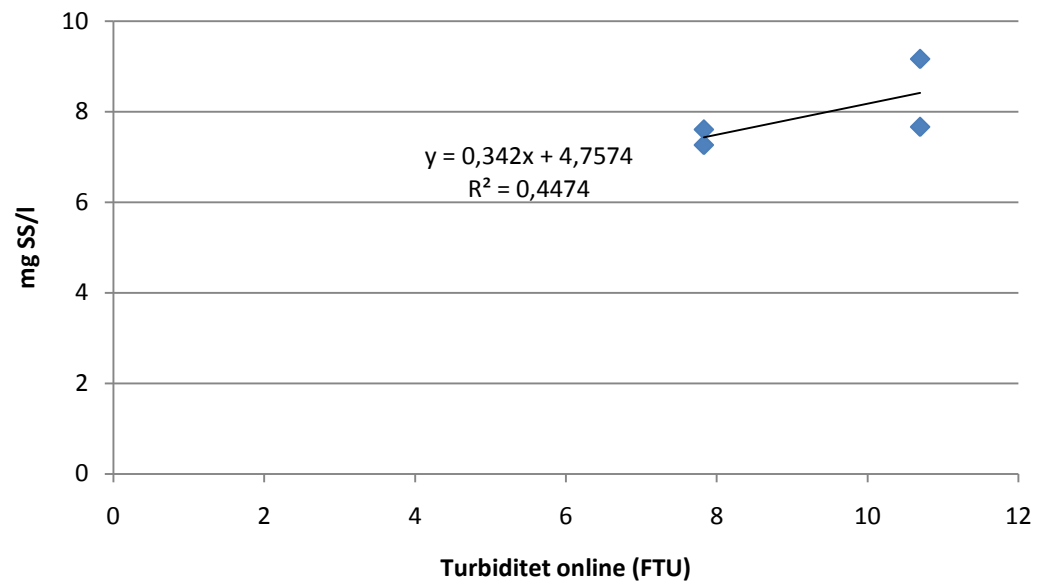
Sammenhørende målinger af turbiditet og suspenderet stof målt i stikprøver udtaget d. 5. nov. 2009. Driftssituation: dosering af koagulant og flokkulant

dato	kl.	Turbiditet	Turbiditet	SS
		Lab. NTU	Online FNU	mg/l
Ind 05.11.2009	10:55	41,8	37,2	57,07
	11:07	30,7	26,1	43,39
	11:19	28,1	21,6	40,63
	samlet prøve ¹⁾	16,1		
	samlet prøve ¹⁾	21,7		
	Ud 05.11.2009	10:55	5,84	10,7
	11:07	4,59	9,25	5,30
	11:19	4,35	7,83	7,14
	samlet prøve ¹⁾	10,1		
	samlet prøve ¹⁾	5,18		

Den samlede prøve dækker indeholder nedbør fra d. 4.11.2009



Skivefilter ud 5. nov. 2009 med koagulant og flokkulant



B I L A G D

Prøvetagningsresultater fra 3FM og skivefilter

Prøvetagning Skivefilter																
Registreringer																
Punkt	Dato	Prøve- vol	delprø- ver		fre- kvens	Vandmæng- de	Nedbørshændel- se		Varig- hed	Ned- bør	Pumpe	Prøvetagning	Varig- hed	Vandmæng- de (Dims)	Turbidi- tet	Prøve
		liter	ml	an- tal	liter	m ³	start	slut	minut- ter	mm	start	slut	minut- ter	m ³	NTU (lab)	OK/Kas
Ind- løb	04-09- 2009	25	100	250	300	75					03-09-2009 11:45	03-09-2009 13:50			70	Kas.
Udløb	04-09- 2009	1,4	100	14	300	4,2					03-09-2009 11:45	03-09-2009 13:50			28	Kas.
Ind- løb	02-10- 2009	19,4	250	77	200	15,4	01-10-2009 23:52	02-10-2009 04:30	278	3,2	02-10-2009 00:30	02-10-2009 04:30	240	16	43	OK
Udløb	02-10- 2009	19,55	250	78	200	15,6	01-10-2009 23:52	02-10-2009 04:30	278	3,2	02-10-2009 00:30	02-10-2009 04:30	240	16	34	OK
Ind- løb	03-10- 2009	19,79	250	79	200	15,8	03-10-2009 05:25	03-10-2009 15:30	605	15,5	03-10-2009 06:15	03-10-2009 15:30	525	15		OK
Udløb	03-10- 2009	19,33	250	77	200	15,4	03-10-2009 05:25	03-10-2009 15:30	605	15,5	03-10-2009 06:15	03-10-2009 15:30	525	15		OK
Ind- løb	05-11- 2009	25,8	250	90	1000	90	03-11-2009 03:20	04-11-2009 18:45	2365	4,7	04-11-2009 10:50	04-11-2009 18:45	475	90	22	OK
Udløb	05-11- 2009	23,1	250	90	1000	90	03-11-2009 03:20	04-11-2009 18:45	2365	4,7	04-11-2009 10:50	04-11-2009 18:45	475	90	5,2	OK
Ind- løb	06-11- 2009	26,7	250	90	1000	90	05-11-2009 03:39	05-11-2009 16:07	748	0,8	05-11-2009 10:05	05-11-2009 21:30	685	90	15	OK
Udløb	06-11- 2009	26	250	90	1000	90	05-11-2009 03:39	05-11-2009 16:07	748	0,8	05-11-2009 10:05	05-11-2009 21:30	685	90	5,1	OK

Prøvetagning 3FM																
Registreringer																
Punkt	Dato	Prøve- vol	Del- prøver		Fre- kvens	Vand- mængde	Nedbørs- hændelse		Varig- hed	Ned- bør	Pumpetid	Prøvetagning	Varig- hed	Vand- mængde (Dims)	Turbidi- tet	Prøve
		liter	ml	an- tal	liter	m ³	start	slut	minut- ter	mm	start	slut	minut- ter	m ³	NTU (lab)	OK/Ka s.
Ind- løb	04-09- 2009	8,5	100	85	300	25,5					03-09-2009 11:45	03-09-2009 13:50			47	Kas.
Ud- løb	04-09- 2009	6,1	100	61	300	18,3					03-09-2009 11:45	03-09-2009 13:50			17	Kas.
Ind- løb	07-09- 2009	7,6	100	76	300	22,8					05-09-2009 07:55	05-09-2009 19:35			16	Kas.
Ud- løb	07-09- 2009	7,1	100	71	300	21,3					05-09-2009 07:55	05-09-2009 19:35			7	Kas.
Ind- løb	03-10- 2009	18,81	250	75	1000	75,24	03-10-2009 05:35	03-10-2009 10:00	265	14,6	03-10-2009 06:00	03-10-2009 10:00	240	80		OK
Ud- løb	03-10- 2009	19,47	250	78	1000	77,88	03-10-2009 05:35	03-10-2009 10:00	265	14,6	03-10-2009 06:00	03-10-2009 10:00	240	80		OK
Ind- løb	16-10- 2009	7,33	250	29	1000	29,32	16-10-2009 08:50	16-10-2009 12:45	235	5,6	16-10-2009 10:20	16-10-2009 13:05	165	30		OK
Ud- løb	16-10- 2009	7,29	250	29	1000	29,16	16-10-2009 08:50	16-10-2009 12:45	235	5,6	16-10-2009 10:20	16-10-2009 13:05	165	30		OK
Ind- løb	05-11- 2009	9,6	250	36	1000	36	04-11-2009 15:25	05-11-2009 03:38	733	5,7	04-11-2009 16:25	05-11-2009 01:19	534	37	16	OK
Ud- løb	05-11- 2009	9,6	250	36	1000	36	04-11-2009 15:25	05-11-2009 03:38	733	5,7	04-11-2009 16:25	05-11-2009 01:19	534	37	10	OK
Ind- løb	06-11- 2009	8,1	250	32	1000	32	05-11-2009 20:40	06-11-2009 05:51	551	4,3	05-11-2009 21:38	06-11-2009 05:51	493	32	16,8	OK
Ud- løb	06-11- 2009	7,8	250	32	1000	32	05-11-2009 20:40	06-11-2009 05:51	551	4,3	05-11-2009 21:38	06-11-2009 05:51	493	32	2,8	OK

Rejektvandsprøver udtaget fra skivefilter og 3FM

Anlæg	Dato	Tidsrum		Antal stikprøver
		Start	Slut	
Skivefilter (1)	07-10-2009	09:15	10:51	9
Skivefilter (2)	06-11-2009	09:50	11:15	10
3FM (1)	09-11-2009*	16:28	16:32	10
3FM (2)	09-11-2009*	16:54	17:22	10

*09-11-2009 stikprøver udtaget fra to skylleprocesser.

Hver skylleproces bestod af fem sekvenser, og fra hver sekvens blev udtaget to stikprøver (i alt 10 stikprøver pr. skylleproces).

B I L A G E

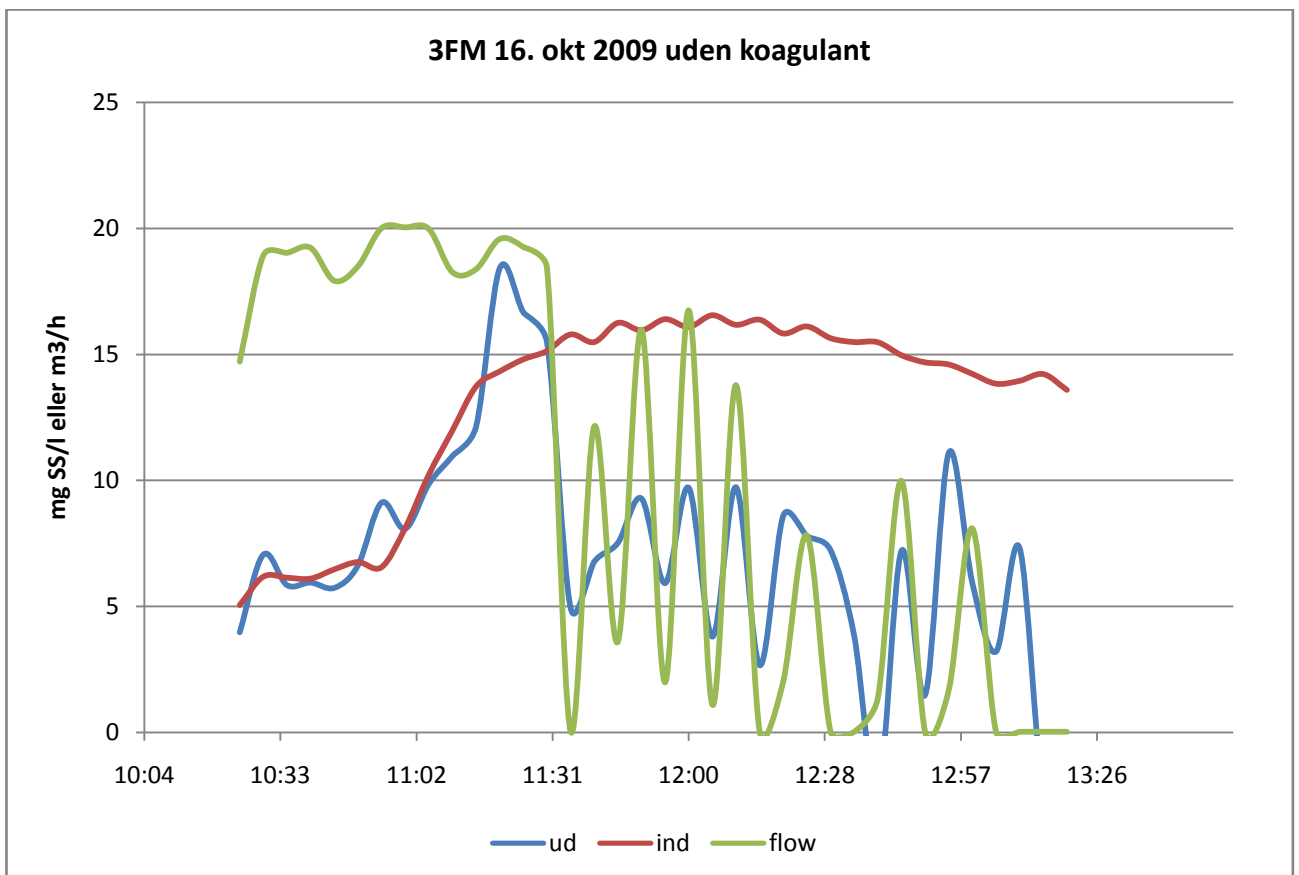
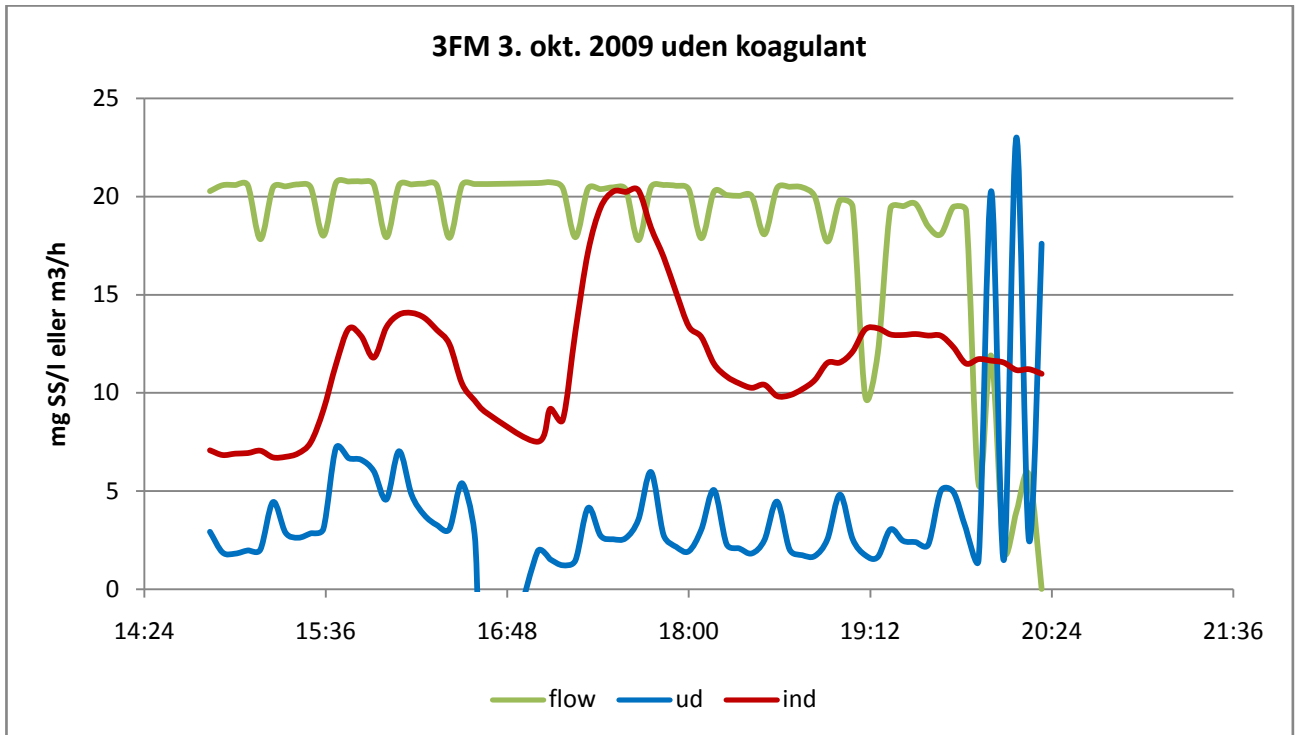
Regressionsligninger anvendt til beregning af SS

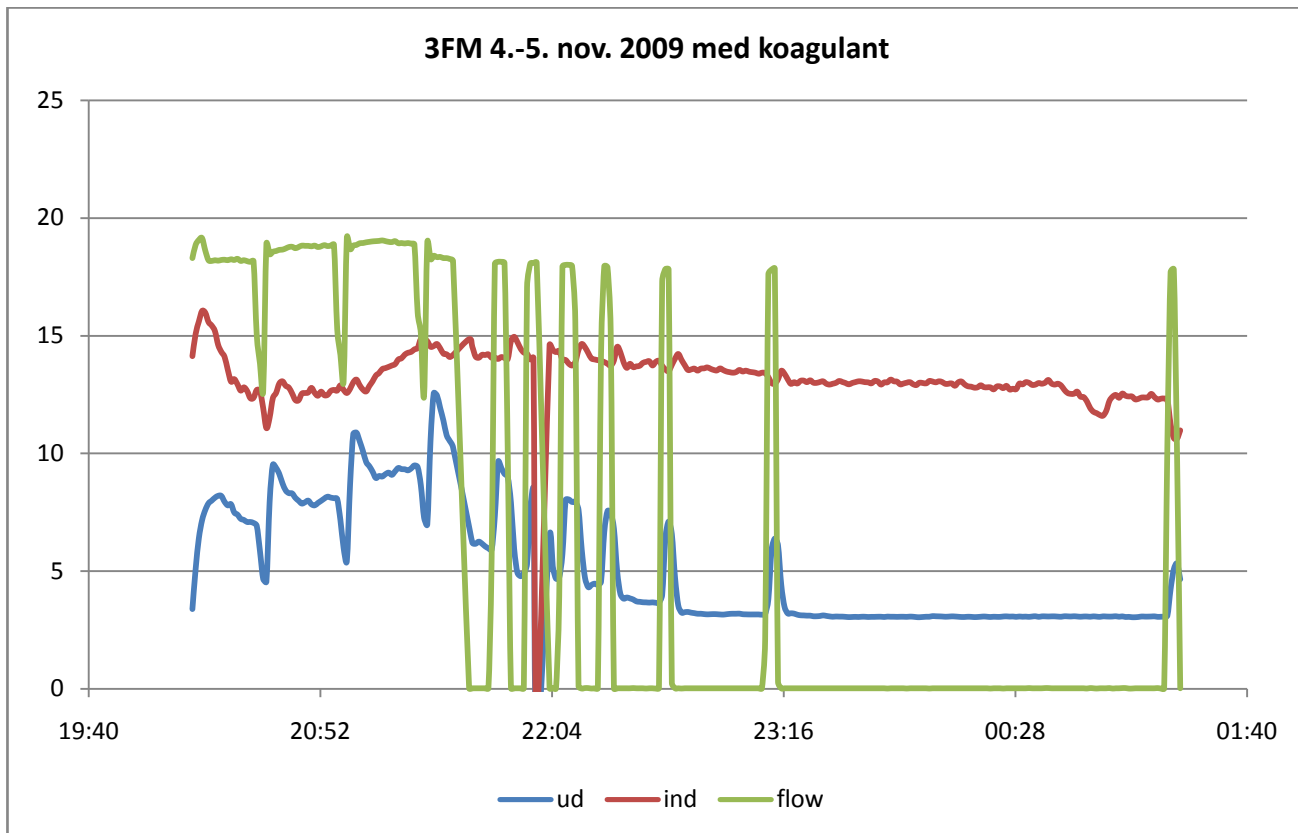
Anlæg og drift	Prøvetagningssted	Dato for bestemmelse	Driftsperiode		Sammenhæng: SS og turbiditet	R ²
			start	slut		
3FM uden koagulant	indløb	02.11.2009	05.09.2009 kl. 2:15	04.11.2009 kl. 12	SS=0,7057·Turb+0,444	0,7792
3FM uden koagulant	udløb	02.11.2009	05.09.2009 kl. 2:15	04.11.2009 kl. 12	SS=0,6052·Turb-6,0366	0,9763
3FM med koagulant	indløb	18.11.2009	04.11.2009 kl. 16	25.11.2009 kl. 10	SS=0,7305·Turb-1,1325	0,906
3FM med koagulant	udløb	18.11.2009	04.11.2009 kl. 16	25.11.2009 kl. 10	SS=0,5078·Turb-2,1743	0,9823
Skivefilter uden koagulant og flokkulant	indløb	07.10.2009	03.09.2009 kl. 11:45	04.11.2009 kl. 16	SS=0,7959·Turb-6,4353	0,8584
Skivefilter uden koagulant og flokkulant	udløb	07.10.2009	03.09.2009 kl. 11:45	04.11.2009 kl. 16	SS=0,4144·Turb-0,5863	0,6289
Skivefilter med koagulant og flokkulant	indløb	05.11.2009	04.11.2009 kl. 16	06.11.2009 kl. 12	SS=1,0876·Turb+16,251	0,9842
Skivefilter med koagulant og flokkulant	udløb	05.11.2009	04.11.2009 kl. 16	06.11.2009 kl. 12	SS=0,357·Turb+3,5548	0,1258
Skivefilter med koagulant og flokkulant 1)	udløb	05.11.2009	04.11.2009 kl. 16	06.11.2009 kl. 12	SS=0,342·Turb+4,7574	0,4474

1) 05.11.2009 skivefilter to målinger udelukket fra beregning af regressionsligning.

B I L A G F

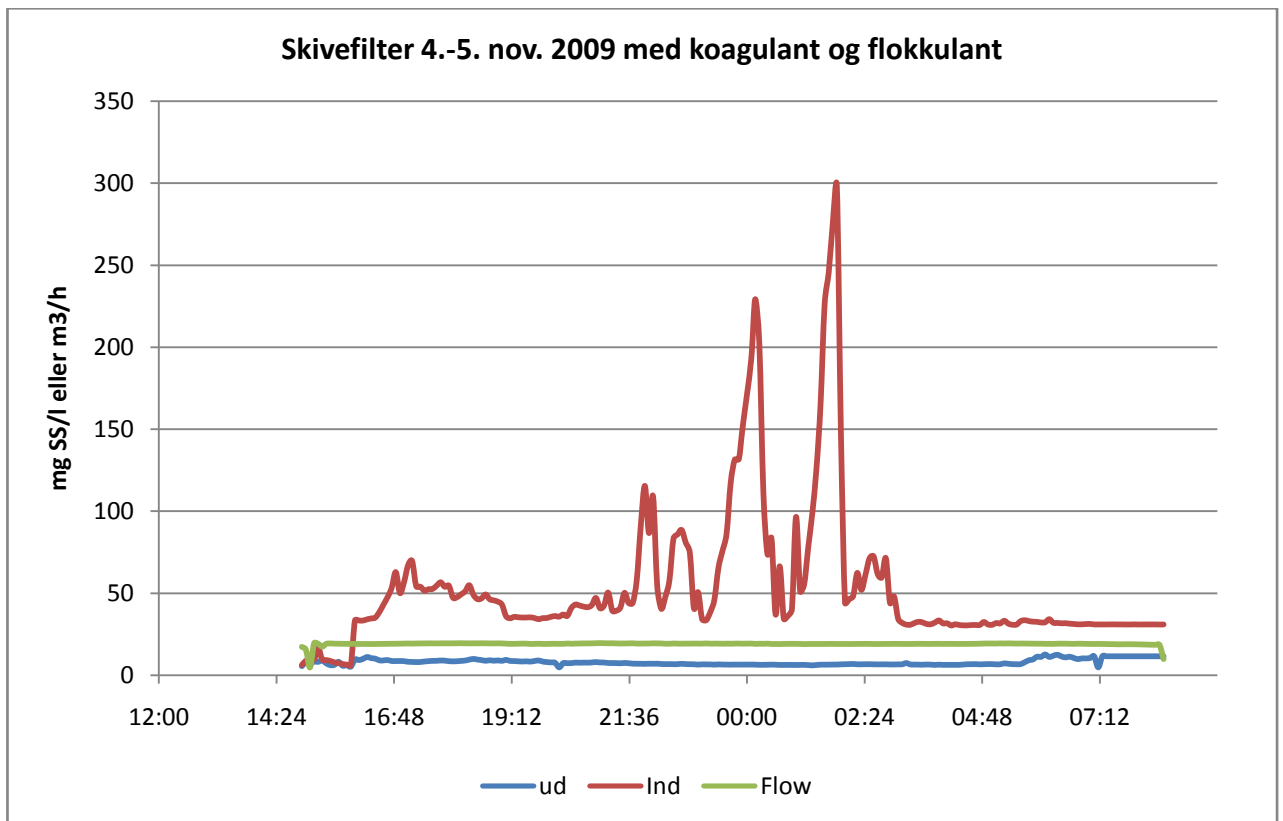
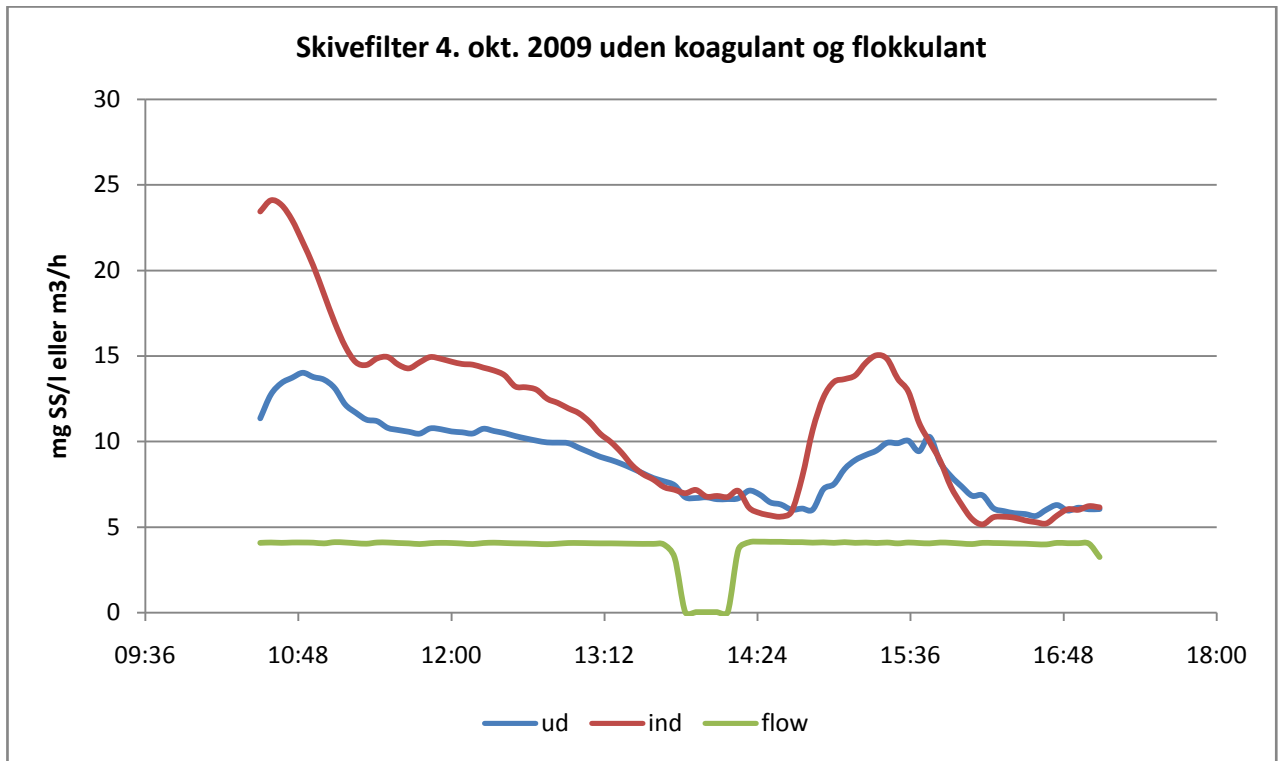
Eksempler på online-driftsmåliger, 3FM





B I L A G G

Eksempler på online-driftsmålinger, skivefilter



B I L A G H

Oplysninger om koagulant og flokkulant

Brug af koagulant og flokkulant (polymer) og effekt på udledningen af rensat regnvand

Der anvendtes på de to forsøgsanlæg koagulant og på skivefiltret også en flokkulant (polymer).

Koagulant

Koagulanten, der blev anvendt, var PAX-XL60, som er baseret på aluminium. Den dosering, der blev anvendt i projektet, lå på 1-3 mg Al/l, men da doseringen kan variere, angives her værdier ved en dosering på 5 mg Al/l. Ved dosering af koagulant tilføres tungmetaller, der er til stede som følgestoffer. Ved en maksimal dosering af PAX-XL60 på 5 mg Al/l vil de maksimale tilførte mængder tungmetaller til regnvandet være som vist i tabel H.1.

Tabel H.1 Maksimum tilførsel af tungmetaller ved anvendelse af henholdsvis PAX-XL60.

Tungmetal	PAX-XL60 5 mg Al/l
	µg metal/l
Bly, Pb	0,021
Cadmium, Cd	0,003
Kobber, Cu	0,027
Krom, Cr	0,027
Kviksølv, Hg	0,0021
Nikkel, Ni	0,041
Zink, Zn	0,062

En del af de tilførte tungmetaller fra koagulanten udfælder og tilbageholdes i anlægget. Kendskabet til hvor stor en procentdel, der udfælder ved forskellige pH, giver en forventning om, at en væsentlig del af tungmetallerne tilbageholdes. Udfældningsprocentens afhængighed af pH fremgår af tabel H.2.

Tabel H.2 Forventet fældningseffektivitet for tungmetaller ved pH=7 og pH=8.

Tungmetal	Fældningseffektivitet ved pH 7 %	Fældningseffektivitet ved pH 8 %
Bly, Pb	75	100
Cadmium, Cd	25	95
Kobber, Cu	75	100
Krom, Cr	75	100
Kviksølv, Hg	0	80
Nikkel, Ni	10	20
Zink, Zn	50	100

Udledning af reststoffer fra koagulant til recipienten

Ved anvendelse af koagulanten PAX-XL60 vil der tillige blive udledt klorid og sulfat, som er en bestanddel af produktet. Indholdet er angivet i tabel H.3.

Tabel H.3 Koncentrationen af klorid og sulfat i PIX-111 og PAX-XL60.

Stof	PAX-XL60 mg/l
Klorid	11
Sulfat	0,07

Flokkulant (polymer)

Til forsøgene på skivefiltret anvendtes en flydende flokkulant – NOVUS CE2688E – der blev anvendt i en doseringskoncentration på 1 mg/l. Produktet tilbageholdes i processen og ledes via rejektvandet til spildevandssystemet. Det er ikke-detekterbare koncentrationer, der udledes til vandmiljøet med det rensede vand. I tabel H.4 er angivet dyretoksicitet og økotoksikologiske værdier for produktet.

Tabel H.4 Toksiske og økotoksikologiske data for NOVUS CE2688E.

Dyretoksiske data	
Oralt LD50, rotter (mg/kg)	>2000
Dermal LD50, Kaniner (mg/kg)	>2000
Hud og øjenirritation, rotter og kaniner	Ingen
Økotoksikologiske data	
Zebra fisk (mg/l)	LC50> 1-10 (96 h akut toksicitet)
Daphnia Magna	EC50> 10-100 (48 h immobilitets test)
Nedbrydelighed	
Biologisk nedbrydeligt	Langsomt biologisk nedbrydeligt
Abiotisk nedbrydning	Ved naturligt pH(>6) er 70% hydrolyseret inden for 28 dage. Nedbrydningsproduktet er ikke skadeligt for vandlevende organismer



Miljøministeriet
By- og Landskabsstyrelsen
Haraldsgade 53
2100 København Ø

Telefon 72 54 47 00
blst@blst.dk
www.blst.dk