Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Indsamling af vandbehandlingsdata

Rapport 1 i projektet ”Smart Re-design of Drinking Water Production”

MUDP Rapport

September 2023

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion:
Ditte Andreasen Søborg
Loren Ramsay

Fotos:
Ditte Andreasen Søborg

ISBN: 978-87-7038-541-1

Miljøstyrelsen offentliggør rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, som er finansieret af Miljøstyrelsen. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse.

Indhold

Forord		**4**
Sammenfatning		**7**
1.	**Introduktion**	**8**
2.	**Metode**	**9**
2.1	Pibeorgel	9
2.2	Juletræ	9
2.3	Proton Pack	10
2.4	Anlægs- og driftsparametre	12
2.5	Prøvetagning	12
2.5.1	Niveaubestemte vandprøver	12
2.5.2	Niveaubestemte filtermedieprøver	13
2.5.3	Returskyllevandsprøver	13
2.6	Måle- og analysearbejde	13
2.6.1	Feltparametre	13
2.6.2	Jern, ammonium og mangan	13
2.6.3	Turbiditet	13
2.6.4	Filtermedie ekspansion	14
2.6.5	Totalporøsitet	14
2.6.6	Partikeldensitet	14
2.6.7	Filtermedie coating	14
2.6.8	Kornstørrelsesfordeling og –form	14
2.6.9	ATP	14
2.6.10	qPCR og sekvensering	14
2.6.11	Fremgangsmåde ved prøvetagning	15
3.	**Resultater**	**16**
4.	**Diskussion**	**17**
4.1	Filtermedie ekspansion	17
4.2	Vandprøvetagning	17
4.3	Filtermedieprøver	18
4.4	Returskyllevandsprøver	19
4.5	Analyser	19
5.	**Referencer**	**20**
Bilag 1.	**Indsamlede parametre**	**21**

Forord

Denne rapport er en del af fyrtårnsprojektet ”Smart Re-design of Drinking Water Production”, som blev udført i perioden 2018 - 2022 og finansieret af projektdeltagernes egenfinansiering samt den offentlige støtteordning Miljøteknologisk Udviklings- og Demonstrationsprogram (MUDP) under Miljøministeriet. Projektets formål er at re-designe vandbehandling ved en dyb forståelse og en radikal nytænkning af vandbehandlingsprocessen. Da projektet omhandler helt almindelig dansk vandbehandling, er projektets resultater relevante for alle danske vandforsyninger.

Fyrtårnsprojektet er formidlet gennem 12 rapporter, samt en serie konferenceindlæg, tidskriftsartikler, og seminarer. Desuden er en række løsninger demonstreret ved fuldskalaanlæg på hhv. Østerbyværket syd for Aarhus og Lundeværket nord for Odense.

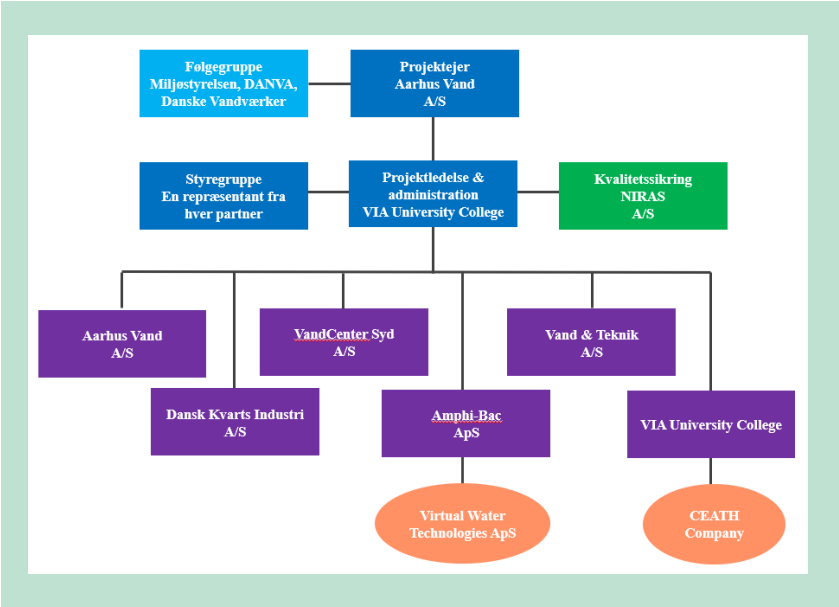
Baggrund

I Danmark er drikkevandsproduktion baseret på grundvand. Grundvandet behandles ved en ret enkelt proces, der kaldes for ”normalbehandling” (Karlsen og Sørensen, 2014). Denne proces består af iltning af vandet efterfulgt af en biofiltrering med gravitations- eller trykfiltre. Biofiltrering indebærer en kompleks blanding af fysiske, kemiske og mikrobiologiske elementer. Da det indvundne grundvand ofte er kemisk reduceret, kan vandet indeholde opløste stoffer som jern, ammonium og mangan, der skal fjernes/omdannes. Avanceret vandbehandling kommer kun på tale, hvis der også er behov for at fjerne f.eks. gasser (svovlbrinte, methan, aggressiv kuldioxid), hårdhed, arsen eller pesticider. I Danmark anvendes hverken chlor eller andre former for kemisk desinfektion under behandling eller distribution af vandet.

Biofiltrering er hjertet af normalbehandling af drikkevand i Danmark. Design og drift af biofiltrering har dog ikke ændret sig væsentligt i mere end 100 år. Manglende proces- og mikrobiologisk viden kombineret med en konservativ tilgang har medført, at videreudvikling af biofiltrering har været begrænset, og at filtre har været betragtet som en black box. Nye og billigere mikrobiologiske analyser, sofistikerede prøvetagningsmetoder, at-line målinger og andre fremskridt har nu åbnet denne black box i vandbehandlingen og gjort det muligt at undersøge, forstå og manipulere processen i højere grad end før.

Projektorganisation

Projektet blev udført af syv partnere og to underleverandører, se FIGUR 1 nedenfor.



FIGUR 1. Diagram over projektorganisation.

Projektets følgegruppe og styregruppe bestod af følgende personer:

Følgegruppe
Bolette D. Jensen, Miljøstyrelsen (formand)
Dorte Skræm, DANVA
Robert Jensen / Henrik Hermansen, Danske Vandværker
Flemming Fogh Pedersen, Aarhus Vand (projektejer)
Loren Ramsay, VIA University College (projektleder)

Styregruppe
Flemming Fogh Pedersen, Aarhus Vand
Finn Mollerup, VandCenter Syd
Jens Kristensen, Vand og Teknik
Claus Hove Sørensen, Dansk Kvarts Industri
Søren Bastholm Olesen, Amphi-Bac
John Kristensen, NIRAS
Loren Ramsay, VIA University College

Projektets arbejdspakker og rapporter

Projektet er inddelt i arbejdspakker og rapporter, se nedenfor. Arbejdspakkerne og rapporterne er identificeret som "åbne" eller "kommercielle" for at tydeliggøre, hvornår resultater frit formidles til hele branchen og hvornår resultater holdes internt blandt de relevante partnere af hensyn til kommercielle interesser.

Arbejdspakke 1: Etablering af designgrundlag (åben)
Rapport 1: Indsamling af vandbehandlingsdata
Rapport 2: Merkur: Web-baseret platform til vandbehandlingsdata

Arbejdspakke 2: Tekniske forsøg (åben)
Rapport 3: Flytning af filtermediekorn under returskyl
Rapport 4: Jernfjernelsesdybde i biofiltre
Rapport 5: Biostimulering med ammonium
Rapport 6: Jernfjernelse i returskyl
Rapport 7: Filtermediers gangtid

Arbejdspakke 3: SmartSand (kommerciel)
Rapport 8: Udvikling og produktion af SmartSand (fortrolig)

Arbejdspakke 4: SmartArkitektur (åben)

Rapport 9: Vandbehandlingsmodel

Arbejdspakke 5: Fyrtårnsdemonstration i fuldskala (åben)
Rapport 10: Demonstrationsanlæg ved Østerbyværket
Rapport 11: Demonstrationsanlæg ved Lundeværket

Arbejdspakke 6: Projektledelse
Rapport 12: Sammenfatning

Sammenfatning

Denne rapport omhandler indsamling af vandbehandlingsdata og er Rapport 1 af 12 om fyrtårnsprojektet ”Smart Re-design of Drinking Water Production”. Formålet med Rapport 1 er at skabe det nødvendige designgrundlag for udviklingsarbejdet i projektets efterfølgende arbejdspakker ved måling af nøgle-procesparametre på eksisterende vandbehandlingsanlæg hos Aarhus Vand (AV) og VandCenter Syd (VCS).

Der er undersøgt 10 vandværksfiltre: 5 åbne filtre ved VandCenter Syd samt 1 lukket og 4 åbne filtre ved Aarhus Vand. De 10 filtre er fra 10 forskellige vandværker.

Indledningsvist blev analyseparametre, analysemetoder og udstyr til felt- og laboratoriearbejdet fastlagt. Herefter blev der indsamlet anlægs- og driftsdata på de 10 vandværksfiltre og der blev udført egentlig prøvetagning af tre medier: vand, filtermedie og returskyllevand. Blandt det anvendte prøvetagningsudstyr var pibeorgel, juletræ, proton pack og filtermedieprøvetager.

De målte parametre omfatter ilt, pH, ledningsevne, redox, temperatur, jern, mangan, ammonium, turbiditet, filtermedie ekspansion, porøsitet, partikeldensitet, filtermedie coating, kornstørrelsesfordeling og -form, ATP, qPCR og sekvensering. Efter måling blev alle data indført i den web-baserede database for vandbehandling, Merkur (se Rapport 2).

Rapporten afslutter med en diskussion af udfordringer med indsamling af data samt de praktiske løsninger, der blev fundet.

1. Introduktion

Formålet med Rapport 1 er at skabe det nødvendige designgrundlag for udviklingsarbejdet i projektets efterfølgende arbejdspakker ved måling af nøgle-procesparametre på eksisterende vandbehandlingsanlæg hos Aarhus Vand (AV) og VandCenter Syd (VCS). Det er vigtigt for det senere designarbejde, at data indhentes fra flere af forsyningernes vandværker for at få indblik i den variation, som en redesignet drikkevandsproduktion skal kunne leve op til.

Et forprojekt blev udført, hvor en række nye undersøgelsesmetoder blev afprøvet på fire vandværker, Elsted og Kasted ved AV samt Lindved og Holmehaven ved VCS. Forprojektets udbytte omfattede:

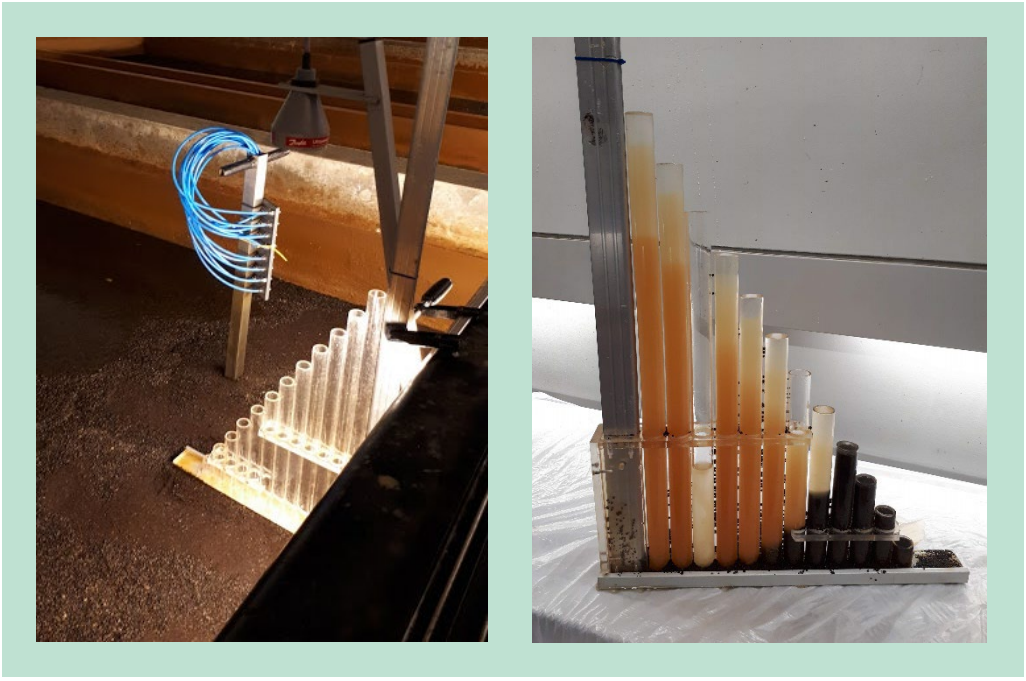
1. Test af udstyret Proton Pack til indsamling af filtermedie i dybden af vandværkers sandfiltre.
2. Test af udstyret Juletræet til indsamling af vandprøver i dybden af vandværkers sandfiltre.
3. Test af udstyret Pibeorgelet til vurdering af filtermedie ekspansion.
4. Udarbejdelse af en foreløbig liste over standardparametre, der er centrale for det videre udviklingsarbejde, og som skulle indsamles til Rapport 1. Disse omfatter:
    a. Filtermedie ekspansion under returskyl
    b. Kornstørrelsesfordeling som funktion af dybde
    c. Bakterietyper og aktivitet i filtermediets biofilm (lagdeling)
    d. Dybdeprofiler af vandfasens jern-, mangan, og ammoniumindhold
    e. Anlægsdata (fribord, filterareal, filtermedietype og -lagtykkelse, beluftningsmetode)
    f. Driftsdata (vandkvalitet, flow, returskylleprogram)

2. Metode

Nedenfor beskrives de metoder, der blev anvendt i denne aktivitet.

2.1 Pibeorgel

Udstyret benævnt ”Pibeorgelet” har til formål at måle filtermedie ekspansion under et returskyl. Udstyret blev i projektet yderligere brugt til at måle vandstanden under de enkelte dele af returskylleprogrammet. Pibeorgelet er produceret og lånt af NIRAS. Udstyret, der kan ses af FIGUR 2, er lavet af plexiglas og aluminium. Før returskyl placeres udstyret på overfladen af filtermediet, så plexiglasrørenes øverste kant sidder i 5 cm intervaller fra 5 - 60 cm over filtermediet.



FIGUR 2. Venstre: Pibeorgel placeret i drænet filter inden returskyl. Højre: Resultatet efter et returskyl.

2.2 Juletræ

Udstyret benævnt ”Juletræet” har til formål at muliggøre udtagning af niveaubestemte vandprøver i 10 cm intervaller fra et vandværksfilter. Juletræet, der ses af FIGUR 3, blev produceret af VCS i rustfrit stål. Udstyret består af en stamme med 15 grene, placeret for hver 10 cm vinkelret på hinanden rundt om grenen, så prøvetagning fra én gren påvirkes mindst muligt af prøvetagning fra de øvrige. Grenene nummereres 1-15 nedefra. Hver gren består af et filter (huller dækket af et net), som er bundet til egen slange, der løber indvendigt i stammen. Ved hjælp af en slangepumpe kan prøver fra hver dybde udtages individuelt. Juletræet nedsættes i et filter under et returskyl.



FIGUR 3. Juletræet. Øverst til venstre: klar til nedsætning. Øverst til højre: isat filter og koblet til slangepumpe. Nederst til venstre: gren med filter. Nederst til højre: bunden af Juletræet og illustration af grenenes placering.

2.3 Proton Pack

Udstyret benævnt ”Proton Pack” (fra Ghost Buster filmene) har til formål at kunne udtage niveaubestemte filtermedieprøver. Proton Pack udstyret blev produceret af VIA University College og er lavet af plast. Proton Pack, der ses på FIGUR 4, virker ved brug af et vakuum fra en støvsuger, et 28 mm indre diameter 140 cm langt spyd (blå) til nedstik i forskellige dybdeintervaller og en hydrocyklon med en 500 ml prøveflaske på bunden. Proton Pack blev i forprojektet testet med et 100 cm langt spyd. Det aktive filterlag blev dog dokumenteret til at række dybere, og nødvendigheden af at udvide spyddet til 140 cm blev fastlagt. Derudover, blev det fastlagt, at den mest præcise prøvetagning i forhold til dybdeintervaller blev udført i et drænet filter.



FIGUR 4. Proton Pack under prøvetagning af filtermedie i drænet filter. Det ses, hvordan filtersandet slynges rundt i hydrocyklonen og ender i glasflasken, når der tilsluttes vakuum via støvsugeren koblet med støvsugerslangen til hydrocyklonens top.

Fordele med denne vakuummetode er, at prøven stammer fra et nøjagtigt dybdeinterval (i forhold til at banke et spyd ned i filtermediet), at der er lav risiko for krydskontaminering fra forskellige dybder da spyddet ikke tages op mellem prøver (men blot føres dybere efter skift af prøveflaske), samt at kornene behandles forholdsvis blidt under optagning (i forhold til f.eks. en snegl), hvormed coatingen er mere intakt.

Udstyret er udviklet af Silhorko Eurowater A/S forud for dette projekt. Det er konstrueret til prøvetagning af filtermedie ved indføring gennem en DN15 kuglehane med indvendig lysning på 10 mm siddende på filterbeholderen, som det ses på FIGUR 5. Udstyret består af et ca. 1 m, 10 mm udvendig diameter rustfrit stålrør, der afsluttes af en bøjet bredere ende, hvor filtermediet føres mod en steril pose i en opsamlingsbeholder. Filtermedieprøvetagning foretages ved, at vandtrykket under drift af filtret presser filtermediet gennem prøvetageren, mens denne bevæges ind og ud gennem kuglehanen. Der bankes på enden af prøvetageren for, at filtermediet ikke sætter sig fast i denne.



FIGUR 5. Udstyr og filtermedieprøvetagning fra lukket filter.

2.4 Anlægs- og driftsparametre

De aktuelle filtre blev gennemgået, og diverse anlægs- og driftsparametre blev dokumenteret. Forprojektets foreløbige liste over standardparametre blev udvidet med baggrund i nødvendige datainput til benchmarkingsparametre identificeret i forbindelse med Rapport 2 samt til de øvrige arbejdspakker i MUDP-projektet. Bilag 1 indeholder en liste over de indsamlede parametre. I Bilag 1 Tabel A findes en liste over data, der indsamles forud for feltarbejdet og under feltarbejdet. Dertil indeholder Tabel A en checkliste for indsamling af de rette prøver af vand, filtermedie og returskyllevand. I Bilag 1 Tabel B findes en liste over de analyser, der blev udført på vand, filtermedie og returskyllevandsprøver.

2.5 Prøvetagning

Nedenfor beskrives udtagning af hhv. vand-, filtermedie, og returskyllevandsprøver.

2.5.1 Niveaubestemte vandprøver

Ved anvendelse af Juletræet, blev der fra åbne filtre udtaget vandprøver for hver 10 cm i dybder fra umiddelbart over toppen af filtersandet til toppen af bærelaget (den dybde, hvormed Juletræet kunne nedsættes under et returskyl). Juletræet blev isat filteret under returskyl, hvor det optimalt blev placeret minimum 30 cm fra alle kanter af vandværksfiltrene og i en dybde, der dækkede hele filteret og samtidig tog højde for opnåelse af en prøve af vandet lige over filtermediet. Vandprøverne blev indsamlet umiddelbart inden et returskyl, dvs. ved slut af en gangtid. Dette foregik ved, at Juletræet blev koblet til en slangepumpe med 4 pumpehoveder (peristaltisk slangestørrelse 25), se FIGUR 3 øverst til højre. Prøver blev udtaget i en bestemt rækkefølge (nederst til øverst), for at strømningen af en given prøve ikke blev forstyrret af pumpning fra den foregående prøve. Der blev forpumpet i nogle minutter (flow = 100 ml/min) til stabile forhold var dokumenteret for feltparametrene ilt, pH, ledningsevne og redox. Derpå blev udtaget filtrerede (60 ml sprøjte og 0,45 µm skivefilter) og ufiltrerede prøver fra hvert niveau. Prøver til jern- og mangananalyse blev udtaget i 100 ml plastflasker med konserveringssyren HNO_3. Prøver til ammoniumanalyse blev kun udtaget ufiltreret i 500 ml plastflasker.

For Truelsbjerg vandværks lukkede filter blev vandprøver (filtrerede og ufiltrerede, som beskrevet ovenfor) udtaget gennem prøvehaner siddende for hver 20 cm på siden af filteret.

2.5.2 Niveaubestemte filtermedieprøver

Ved anvendelse af Proton Pack blev der udtaget filtermedieprøver fra åbne filtre i 20 cm dybdeintervaller ned til maksimum 140 cm dybde. Prøverne blev udtaget i 500 ml BlueCap glas med bred åbning. Proton Pack blev placeret minimum 30 cm fra alle kanter af vandværksfiltrene med spyddet rørende ved filtermediets overflade. Herpå blev støvsugeren startet, og spyddet blev skubbet langsomt ned over et 20 cm interval, hvorved filtermediet blev suget op til prøveflasken. Herpå blev flasken skiftet til en ny og spyddet skubbet videre ned over det næste interval. Som supplement til filtermedieprøver med Proton Pack, blev der udtaget prøver af filtermedie med en steril skovl for hver 5 cm fra de øverste 20 cm af filteret.
For Truelsbjerg vandværk, blev prøvetagning af filtermedie foretaget med filtermedieprøvetageren til lukkede filtre gennem kuglehaner, der var placeret for hver 20 cm på siden af filteret fra ca. 10 cm til 250 cm dybde.

2.5.3 Returskyllevandsprøver

Returskyllevandsprøver blev udtaget med en teleskopstang i 30 ml plastrør fra skyllevandsrenden for åbne filtre. For at undgå, at partikler ophobede sig i bunden af prøverøret, og for at sikre de mest repræsentative prøver af hele filteret, blev prøverne så vidt muligt taget fra midten af skyllevandsrenden i en hurtig bevægelse holdende rørets åbning væk fra strømningsretningen og taget i den ende, hvor vandet blev ledt ud.
Returskyllevandsprøver fra det lukkede filter blev udtaget via en prøvehane på siden af et rør, der ledte returskyllevandet ud til bundfældningsbeholderne.

I begge tilfælde blev det tilstræbt at dokumentere returskylleproceduren og dens enkelte trin bedst muligt. Derfor forsøgtes det at sikre den først mulige prøve af returskyllevandet, der forlod filtreret. Herpå blev der udtaget prøver for hver 30 s de første 2 min af returskylleprogrammets enkelte trin og efterfølgende for hvert 1 min. Ved slut af returskylleprogrammets enkelte trin forsøgtes det at sikre den sidst mulige prøve af vandet, der forlod filtreret.

2.6 Måle- og analysearbejde

Analysearbejdet blev udført ved anvendelse af en række forskellige metoder, der beskrives nedenfor:

2.6.1 Feltparametre

Feltparametre blev målt for niveaubestemte vandprøver ved hjælp af et WTW Multi 3430 måleapparat med følgende elektroder: WTW Sentix 940 (pH), WTW TetraCon 325 (ledningsevne), WTW FDO 925 (ilt) og WTW Sentix ORP 900 (redox). Elektroderne blev placeret i et 500 ml plastikbæger, der fyldtes med opadgående strømningsretning vha. Juletræet og slangepumpen.

2.6.2 Jern, ammonium og mangan

Niveaubestemte vandprøver samt rentvand- og råvandsindhold af jern, ammonium og mangan blev målt ved Agrolab Agrar und Umwelt GmbH (Tyskland) med standardmetoder (DIN EN ISO 15923-1 (M004), DIN EN ISO 17294-2 (M014, M015, M049) og DIN EN ISO 17294-2 (E 29) for hhv. ammonium, jern og mangan).
Returskyllevandsprøvers indhold af jern blev målt ved VIA University College ved anvendelse af et Hach DR 6000 spektrofotometer og kittet LCK 321.

2.6.3 Turbiditet

Returskyllevandsprøvers turbiditet blev målt ved VIA University College ved anvendelse af et 2100AN IS Laboratory Turbidimeter (Merck KGaA).

2.6.4 Filtermedie ekspansion

Filtermedie ekspansion blev målt for åbne filtre ved anvendelse af pibeorgelet, der blev fastgjort til filtret, således at bunden hvilede på toppen af filtermediet (se FIGUR 2). Der blev gennemført et almindeligt returskyl, og mængden af filtermedie, der havnede i rørene, blev målt.

2.6.5 Totalporøsitet

Ca. 25 ml vandhanevand blev tilsat et måleglas, og rumfanget blev aflæst. Omkring 5 g tørret filtermedie blev afvejet på en 2-decimalsvægt, og massen blev noteret ($m_{tør}$). Filtermediet blev overført til måleglasset med vandet, og det nye forskudte rumfang blev aflæst. Forskellen mellem de to rumfangsaflæsninger (vol_{part}) blev noteret. Måleglasset blev banket i bordet 20 gange for at pakke filtermediet. Herpå kunne noteres det pakkede volumen af filtersandet (vol_{pak}). Totalporøsiteten af filtermediet (n_{tot}) blev beregnet som nedenfor. Porøsiteten er dimensionsløs.

$$n_{tot} = 1 - \frac{vol_{part}}{vol_{pak}}$$

2.6.6 Partikeldensitet

Densitet af filtermediepartikler (ρ_{part}) i mg/mL blev bestemt som forholdet mellem vægten af 5 g tørret filtermedie ($m_{tør}$) og vol_{part} (se totalporøsitet), dvs.

$$\rho_{part} = \frac{m_{tør}}{vol_{part}}$$

2.6.7 Filtermedie coating

Total coating blev målt af Aalborg Universitet ved afvejning af ca. 20 g filtermedie før og efter syrebehandling med 4 M HCl tilført 2 g/L $C_2H_2O_4$ (de Vet, Rietveld and Loosdrecht, 2009). Coating på filtermediet blev desuden målt for indhold af TOC (total organic carbon), jern, mangan, calcium, kobber, aluminium, arsen og fosfor ved brug af standard syreoplukning og standard analysemetoder (DS/EN 13137 Dumas (TCD) for TOC, DS 259:2003, DS/EN ISO 17294m:20 for de resterende parametre, Eurofins). Analyseresultaterne blev rapporteret i forhold til tørstofindhold.

2.6.8 Kornstørrelsesfordeling og –form

Filtermedieprøver blev lufttørret og målt for kornstørrelsesfordeling og –form ved hjælp af en fotometrisk partikel analyzer (Camsizer®2006, Retsch Technology GmbH) ved VIA University Colleges Vandlaboratorium. Denne metode anvender en 2-dimensions projektion af en faldende partikel (et kamera tager skyggefotos af faldende partikler). Partikeldiameter blev beregnet som den korteste korde ”Xc min” af et sæt korder, som består af maksimumkorden for hvert punkt på projektionens omkreds (en korde er et linjestykke, der forbinder to punkter på omkredsen af en partikels projektion). Sfæricitet blev beregnet som følgende (hvor A og p er hhv. projektionens areal og omkreds):

$$SPHT = \frac{4\pi A}{p^2}$$

2.6.9 ATP

Filtermedieprøver (1-2 g) blev målt for mikrobiologisk aktivitet (ATP) ved Aalborg Universitet ved hjælp af et PhotonMasterTM Luminometer og kittet Deposit and Surface Analysis (DSA) (begge fra LuminUltra Technologies Ltd).

2.6.10 qPCR og sekvensering

DNA blev ekstraheret fra filtermedieprøver med FastDNA™ SPIN Kit for Soil. qPCR, og sekvensering blev udført på det ekstraherede DNA med primerne: [341F] CCTACGGGNGGCWGCAG og [805R] GACTACHVGGGTATCTAATCC, der amplificerer 16S rRNA gen region V3-4 for bakterier. Følgende program blev anvendt for qPCR: denaturering ved 95°C i 2

min, 35 cyclers amplificering (95°C i 20 s, 50°C i 30 s, 72°C i 60 s) og en endelig elongering ved 72°C i 5 min. Sekvensering blev udført på systemet MiSeq (Illumina, USA) efter forudgående konstruering af et sekvenseringsbibliotek. Efterfølgende blev der foretaget bioinformatisk behandling af resultaterne (f.eks. trimming af sekvenserne). Hele processen blev udført ved DNA Sense.

2.6.11 Fremgangsmåde ved prøvetagning

Generelt blev følgende fremgangsmåde tilstræbt ved dataindsamling:

1. Inden vandværksbesøg blev forskellige anlægs- og driftsdata noteret (se Bilag 1, Tabel A).
2. Ved slut af en gangtid, dvs. lige inden et filterskyl, blev filterdriften stoppet. Herefter blev filteret drænet fuldstændigt for vand (det lukkede filter blev ikke drænet).
3. Der blev ved åbne filtre udtaget filtermedieprøver i dybden af filteret med Proton Pack eller ved lukkede filtre med filtermedieprøvetageren. Åbne filtre blev suppleret med manuelle prøver for de øverste 20 cm.
4. Forskellige anlægs- og driftsdata blev noteret (se Bilag 1, Tabel A).
5. Pibeorgelet blev placeret på overfladen af filtermediet.
6. Der blev foretaget et normalt returskyl og returskyllevandsprøver udtaget. Juletræet blev nedsat under returskyllet.
7. Pibeorgelet blev taget op og sandmængder aflæst.
8. Filtret blev sat i normal drift.
9. Ved slut af den efterfølgende gangtid blev der udtaget niveaubestemte vandprøver og udført feltmålinger ved hjælp af Juletræet.
10. Juletræet blev taget op ved det efterfølgende returskyl.

3. Resultater

I forbindelse med denne rapport er der indsamlet design-relevante oplysninger om eksisterende vandbehandlingsanlæg for at kunne kvantificere variabiliteten for en række parametre. Disse oplysninger har hidtil ikke været tilgængelige, da målingerne og tilhørende metadata normalt ikke udføres og/eller registreres. Hverken GEUS' Jupiter-database (Geological Survey of Denmark and Greenland, 2018), DANVAs benchmarkingsprogram (DANVA Statistik & Analyse og Benchmarking, 2016) eller den internationale IBC-database (Griffith, 2006) indsamler data fra vandværkernes vandbehandlingsprocesser.

På baggrund af designgrundlaget beskrevet i afsnit 1.3, blev der udarbejdet tabeller over de data, der skulle indsamles (Bilag 1, Tabel A og B).

Data blev indsamlet for 10 vandværksfiltre (5 åbne filtre ved VCS samt 1 lukket og 4 åbne filtre ved AV). TABEL 1 giver et overblik over de inkluderede vandværker og deres forskellighed baseret på basale anlægs- og driftsdata. Efter analyse af vand, filtermedie og returskyllevandsprøver, blev data indført i den web-baserede platform, Merkur (se Rapport 2). I Rapport 2 ligger også udvælgelse af benchmarkingsparametre og på baggrund heraf udarbejdelse af grafer til benchmarking af vandværkernes procesdata og dermed fortolkning af resultaterne fra det indsamlede data.

TABEL 1. Overblik over de 10 vandværksfiltre, hvorfra data er indsamlet.

	Forsyning	Åbne/Lukkede filtre	Enkelt-/Dobbelt-filtrering	Filtermedie type(r)	Filtermedieudskiftning
Dalum	VCS	Åbne	Enkelt	Antracit/Kvarts	2016
Elsted	AV	Åbne	Enkelt	Antracit/Kvarts	1993 (kvarts) 2000 (antracit)
Holmehaven	VCS	Åbne	Enkelt	Kvarts	2011
Hovedværket	VCS	Åbne	Enkelt	Antracit/Kvarts	1985
Kasted	AV	Åbne	Enkelt	Antracit/Kvarts	2000
Lindved	VCS	Åbne	Enkelt	Antracit/Kvarts	1977(kvarts) 1983(antracit)
Lunde	VCS	Åbne	Enkelt	Antracit/Kvarts	1998
Stavtrup	AV	Åbne	Enkelt	Antracit/Kvarts	2012
Truelsbjerg	AV	Lukkede	Dobbelt (forfilter undersøges)	Calciumcarbonat	2014
Østerby	AV	Åbne	Enkelt	Antracit/Kvarts	2001

4. Diskussion

Selvom en grundig plan blev fulgt under prøvetagning af de 10 vandværksfiltre, var der forskellige uforudsete hændelser eller afvigelser imellem vandværkerne, der måtte tages hensyn til. I dette kapitel omtales disse prøvetagnings og analysemæssige udfordringer og de praktiske løsninger, der blev fundet.

De 10 vandværker omfattede 9 vandværker med enkeltfiltrerting i åbne filtre og 1 vandværk med dobbelt filtrering og lukkede filtre. Det blev besluttet, at kun forfiltret af de lukkede filtre skulle prøvetages, da vandet, der forlod dette filter, levede op til drikkevandskriterierne (BEK 1070, 2019).

4.1 Filtermedie ekspansion

Pibeorgelet fungerede uden problemer ved alle prøvetagninger, men det skal overvejes, hvordan resultaterne dokumenteres. Er det bedste mål for filtermedie ekspansion højden af den længste pibe, der er helt fyldt med filtermedium, eller skal der måles, hvor mange cm filtermedie, der er endt i halvfyldte piber? Man kan formode, at de halvfyldte piber er et resultat af samtidig vand- og luftskyl, hvor luften hvirvler filtermediekornene op til toppen af vandspejlet. Herved vil højden af vandspejlet således få betydning for højden som filterkornene hvirvles op i. Herimod vil helt fyldte piber repræsentere den mere reelle filtermedie ekspansion fra returskyl med vand alene. Rapporteres filtermedie ekspansion på baggrund af helt fyldte piber, skal man dog holde sig for øje, at der er risiko for at miste filterkorn, hvis vandværksfiltre på baggrund heraf redesignes med mindre fribord. Alternativt skal skylning med vand og luft samtidig begrænses til, at vandspejlet når op til skyllevandsrenden.

Det blev vurderet, at en mere sikker måling af filtermedie ekspansion kunne fås ved at sætte pibeorgelet fast og udføre et manuelt skyl alene med vandskyl-trinnet.

4.2 Vandprøvetagning

Juletræet skulle optimalt placeres, så vandprøver kunne sikres af hele dybden af det aktive filterlag inklusiv af vandet lige over filtermediet. Da Juletræet kun kan placeres under et returskyl, er det svært at vurdere, hvor øverste gren er placeret. Det resulterede i, at vandprøver kun blev indsamlet ned til 80 cm dybde for Lindved- og Holmehaveværket mens øverste gren på Juletræet var placeret 7 cm under filtermediets overflade på Kastedværket og 40 cm under på Stavtrupværket. For de to sidstnævnte værker blev der suppleret med en manuel vandprøve af vandet over filtermediet, hvilket sikrede resultaterne for Kastedværket. For Stavtrupværket, derimod, mangles der niveaubestemte vandprøver fra de øverste 40 cm af filtermediet. Der blev på baggrund af disse erfaringer taget to beslutninger: 1) Juletræet skal hellere sættes for højt end for lavt i filteret i forhold til at tilstræbe dokumentation af opnåelse af drikkevandskriterier for alle parametre. 2) For at sikre en bedre placering af Juletræet bør man inden nedsætning sammenholde fribordet i filteret med afstanden fra toppen af Juletræet til øverste gren (75 cm).

For enkelte prøver med Juletræet blev det observeret, at filterkorn blev suget med op gennem slangerne sammen med vandet (Gren 11 og 12 på Hovedværket, Gren 11 Stavtrup, Gren 11 og 12 Østerby). I disse tilfælde blev der forpumpet længere inden prøvetagning. Ved rengøring af Juletræet sås også filterkorn siddende i filteret ved enkelte grene. Det vurderes at være en fordel ved fremstilling af Juletræet at undgå at placere åbningen af filteret nederst på grenene, så filtermedie ikke fanges, når Juletræet isættes filteret. Ligeledes skal det undgås at presse Juletræet ned i filtret men blot lade dette glide ned i filteret under returskyl. Der synes at være

sammenhæng mellem filtre med store kornstørrelser og filtre, hvor det var nødvendigt at presse hårdt på Juletræet for at få det nede i filteret under returskyl.

For enkelte prøver med Juletræet blev der observeret luft i slangerne (Gren 15 Stavtrup, Gren 13, 14 og 15 Østerby). Selvom der blev forpumpet længe (> 10 min, flow 100 ml/min) i disse tilfælde, var det ikke muligt at sikre prøver efter den normale procedure. Dette fænomen indtraf typisk for de øverste 2-3 grene, hvilket vil sige, at prøvetagningen af de resterende grene var udført, når dette blev observeret. Det formodes, at der eksisterer luftlommer i de øverste lag af filtrene. Dette kan stamme fra filterskyllet, men ses muligvis især i filtre, hvor der overiltes i den foregående beluftning. Dette understøttes også af, at filtrene bobler, når driften stoppes. For at sikre prøver, når dette problem indtraf, blev Juletræet rokket lidt. Dette resulterede i, at det boblede kraftigt omkring Juletræet. I de fleste tilfælde begyndte vand igen at blive suget op i slangerne, men dette var okkerfarvet. Der blev forpumpet, indtil der var synligt rent vand i slangerne og prøver sikret, men der var en risiko for at opnå for høje f.eks. jernværdier for disse prøver.

Vandprøvetagning gennem prøvehaner for det lukkede filter (Truelsbjerg) kunne i nogle tilfælde ikke gennemføres, da hanerne var blokerede, formentligt med udfældet jern- og manganoxid. I disse tilfælde blev filtermedieprøvehaner anvendt til vandprøvetagning. Her var der risiko for, at filtermedie kom med i vandprøven, hvilket kan have givet anledning til for høje jern- og/eller manganværdier.

4.3 Filtermedieprøver

Proton Pack blev under prøvetagningerne testet med spyddet på 28 mm indre diameter og 140 cm længde i et drænet filter, som foreslået i forprojektet. Der vil naturligt være en trade-off mellem at sikre størst mulig diameter og længde af spyddet, og hvor let det vil være at suge filtermediet op. Prøvetagningerne med det nye spyd fungerede uden problemer, men det blev observeret, at der var varierende mængder af filtersand i flaskerne efter prøvetagning. Det indre rumfang i en 20 cm længde af spyddet kan beregnes som følger:

$$V = \pi \times (\frac{2{,}8cm}{2})^2 \times 20cm = 123\ cm^3 = 123\ mL$$

De 500 ml store prøveflasker burde derfor være passende til spyddet med diameteren på 2,8 cm. Når der under prøvetagning blev observeret større eller mindre mængder, kan dette skyldes, at det har været vanskeligt at suge filtermediet op fra filteret, at der suges filtermedie ikke kun i spyddets areal men også fra siderne udenfor, eller at intervallet på de 20 cm ikke er udtaget præcist. Som kontrol af prøvetagningen blev der holdt øje med rumfanget af filtermedie i flaskerne. Det blev vurderet, at den bedste prøvetagning blev foretaget, når støvsugeren blev startet og stoppet mellem hver dybde, og når spyddet kun bevæges i en langsom nedadgående bevægelse (aldrig frem og tilbage). For at sikre nok prøvemateriale, blev der i forsøgene udtaget filtermedie fra to steder i filteret, og prøver fra samme dybde blev samlet og blandet til én prøve i en pose, inden delmængder blev udtaget til de enkelte analyser.

I nogle tilfælde blev de dybeste filtermedieprøver udtaget omkring den dybde, hvor bærelaget starter. For Lindved blev der observeret bærelag i prøven fra 120-140 cm.

En anden risiko ved prøvetagning med Proton Pack er, at korn fra toppen af filtret kan drysse ned i spydhullet (på den udvendige side af spyddet) for så derefter at blive suget op i næste prøve. Denne risiko blev reduceret ved at bevæge spyddet horisontalt så lidt som muligt (f.eks. mens prøveflasker blev udskiftet). Det vurderes, at denne potentielle fejlkilde har haft meget begrænset effekt på resultaterne.

4.4 Returskyllevandsprøver

Returskyllevandsprøver kunne i enkelte tilfælde ikke udtages som beskrevet i afsnit 2.6.3. Eksempelvis kunne der være for lidt vand i skyllevandsrenden til, at prøver kunne sikres fra midten af denne. Her blev prøver taget af vandet, der plaskede fra filteret over i skyllevandsrenden. Hermed vil prøven ikke repræsentere en blanding fra hele filtret, men kun fra et givent udsnit af filteret. Ved Stavtrup rakte filteret ud under gulvet, og der var derfor ikke adgang til skyllevandsrenden. I dette tilfælde blev der udtaget tre samtidige prøver fra vandet over filtermediet under returskyl, der efterfølgende blev blandet inden analyse. Alle analyser af returskylleprøver virkede succesfulde (ingen outliers eller lignende).

Udtagning af returskyllevandsprøver blev sammenholdt med tidspunktet i returskylleproceduren. I den forbindelse blev det fundet lettest i den travle prøvetagningssituation at starte et stopur ved returskylleprocedurens start og derfra notere tiden, når det første vand plaskede fra filteret til skyllevandsrenden. Herfra blev der taget prøver hver 30 s eller 1 min. I forbindelse med massebalanceberegninger af jernmængder, der fjernes ved et returskyl, er prøver fra det 1. minut særlig vigtige på grund af de høje koncentrationer.

Med hensyn til indsamling af driftsinformation om returskyl, blev det noteret, at alle VCS-værker bliver skyllet manuelt hver 2.-3. måned med en særlig grundig returskylleprocedure med forlænget luftskyl.

4.5 Analyser

Feltmålinger (ilt, pH, ledningsevne og redox) blev målt på de niveaubestemte vandprøver. Desuden blev feltmålingerne anvendt til at sikre stabile forhold inden udtagning af vandprøver. Elektroder for pH-målinger blev kalibreret inden anvendelse, mens proberne til redox, ilt og ledningsevne blev kontrolleret med en standardopløsning. Det blev observeret, at redox elektroden – den mest usikre blandt proberne - viste faldende værdier med filterdybde ved Kasted. En forklaring på dette uventet resultat blev ikke fundet.

Totalporøsitet og partikeldensitet af filtermediet blev analyseret på baggrund af små prøvemængder på 5 g og 25 ml vand og en dertilhørende størrelse målekolbe. Ved gentagne analyser og statistisk vurdering af afvigelser, er det afklaret, at større prøvemængder og målekolbe bør anvendes for at sikre mere retvisende værdier. Med andre ord, kan der forventes en variation i totalporøsitet og partikeldensitet prøverne imellem, der skyldes analysemetoden. Dette er særligt gældende for totalporøsitet, da aflæsning af sandspejl indebærer størst usikkerhed. Ligeledes blev coating af filtermediet baseret på små prøvemængder på 2 g. Større prøvemængder til denne måling kan anbefales for at reducere usikkerheden.

Filtermedie ekspansion blev målt vha. pibeorgelet. For Holmehaven og Dalum kunne filtermedie ekspansion ikke dokumenteres præcist, da alle piber var fyldte med filtermedie. Her blev rapporteret >60 cm filtermedie ekspansion. Dette kan indikere ægte fluidisering på Holmehaven, da dette værk ikke anvender samtidig skyl med luft og vand. For Dalum, er der samtidig skyl med luft og vand og et stort fribord (> 120 cm), hvorfor pibeorgelmålingerne blot kan indikere, at korn løftes op af luftbobler. For Dalum blev yderligere observeret, at filteret voksede 11 cm under returskyllet, hvilket vil sige, at de to nederste piber sad nede i filtermediet efter returskyl. Dette var en enkeltstående og uforklarlig observation. Ved efterfølgende returskyl, lå filtermediets øverste lag igen 11 cm lavere.

5. Referencer

Anon 2016. DANVA Statistik & Analyse og Benchmarking. [online] Available at: <http://www.danva.dk/Medlemmer/Ledelsessystemer/DANVA-Statistik-Analyse-og-Benchmarking.aspx>.

Geological Survey of Denmark and Greenland, 2018. NATIONAL GEOPHYSICAL DATABASE (GERDA). [online] Available at: <http://eng.geus.dk/products-services-facilities/data-and-maps/national-geophysical-database-gerda/>.

Griffith, A.F., 2006. Improving project system performance through benchmarking. In: Paper presented at PMI® Global Congress 2006—EMEA, Madrid, Spain. Newtown Square, PA: Project Management Institute.

BEK 1070, 2019. Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg. Miljø- og Fødevaremin., j.nr. 2019-14154. https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=210700.

de Vet, W.W.J.M. De, Rietveld, L.C. and Loosdrecht, M.C.M. Van, 2009. Influence of iron on nitrification in drinking water filters. Journal of Water Supply Research and Technology-Aqua, 58.4, pp.247–256.

Bilag 1. Indsamlede parametre

Tabel A. Parametre.

Parameter	Enhed	Udstyr
Noteres forud for feltarbejde		
Navn på forsyning	-	-
Navn på vandværk	-	-
Antal og volumen af rentvandstank(e)	stk. og m^3	-
Min højde af vand i rentvandstank	cm	-
Max højde af vand i rentvandstank	cm	-
Årsproduktion	m^3/år	-
Åbne/lukkede filtre	-	-
Enkelt/dobbeltfiltrering	-	-
Antal filtre	stk.	-
Filternummer til forsøg	-	-
Filtermedie type, lagtykkelse og kornstørrelse	cm og mm	-
Seneste årstal for udskiftning af filtermedie eller årstal for ilægning	-	-
Beluftningsmetode	-	-
Returskylleprocedure (forfilter)	Tid (min), Flow (m^3/t)	-
Returskylleprocedure (efterfilter)	Tid (min), Flow (m^3/t)	-
Gangtid (forfilter)	min, dage, andet	-
Gangtid (efterfilter)	min, dage, andet	-
Krydsfelt	-	-
Stimulering af vandbehandling med Cu	-	-
Noteres under feltarbejde		
Dato og tidspunkt for forsøg	-	-
Max flow (alle linjer)	m^3/t	-
Flow under forsøg (undersøgte filter)	m^3/t	-
Længde (åbent)	m	Lasermåler
Bredde (åbent)	m	Lasermåler
Diameter (lukket)	m	-
Dybde (FM uden bærelag)	cm	Evt. med målepind
Vand brugt før/efter returskyl	m^3	
Filterbed ekspansion	cm	Pibeorgel
Vandspejl under returskyl (for hver del af program)	cm	Pibeorgel
Fribord (filtersand til skyllevandsrende)	cm	Tommestok
Vandets opstuvningshøjde under drift	cm	Tommestok
Placering af juletræ	Hvor og hvor dybt i filteret	-
Placering af Proton Pack	Hvor og hvor dybt i filteret	-
Prøvetagning af vand, filtermedium og returskyllevand		
Råvandsprøve (filtreret/ufiltreret)	1 stk./2 stk.	100 mL/100 og 500 mL
Råvandsprøve (filtreret/ufiltreret)	1 stk./2 stk.	100 mL/100 og 500 mL
Niveaubestemte vandprøver (ufiltrerede)	Hver 10 cm, 2 stk.	Juletræ, 100 og 500 mL
Niveaubestemte vandprøver (filtrerede)	Hver 10 cm, 1 stk.	Juletræ, slangepumpe, 100 mL, 0,45 µm filter, 60 mL sprøjte

Feltmålinger (ilt, pH, ledningsevne, redox)	Hver 10 cm	Juletræ, WTW udstyr, slangepumpe
Niveaubestemte filtermedieprøver	I 20 cm intervaller	Proton Pack
Tidsbestemte returskyllevandsprøver	Hvert minut	30 mL

Tabel B. Analyseparametre.

Analyseparameter	Enhed	Udstyr/Analysested
Vand		
Jern (filtreret og ufiltreret)	mg/L	Agrolab
Ammonium (ufiltreret)	mg/L	Agrolab
Mangan (filtreret og ufiltreret)	mg/L	Agrolab
Ilt	mg/L	WTW 3430, FDO 925
pH	-	WTW 3430, Sentix 940
Ledningsevne	µS/cm	WTW 3430, TetraCon 325
Redox	mV	WTW 3430, Sentix ORP 900
Temperatur	°C	WTW 3430, alle elektroder
Filtermedie		
Kornstørrelsesfordeling og –form	µm (størrelse)	Camsizer®2006, Retsch Technology GmbH
Porøsitet	%	Aalborg Universitet
Densitet	g/L	Aalborg Universitet
Filtermedium type	-	Aalborg Universitet
Coating, total	g	Aalborg Universitet
Coating, TOC	% ts	Eurofins
Coating, TOC (beregnet)	mg/kg ts	Eurofins
Coating, jern	mg/kg ts	Eurofins
Coating, mangan	mg/kg ts	Eurofins
Coating, calcium	mg/kg ts	Eurofins
Coating, kobber	mg/kg ts	Eurofins
Coating, aluminium	mg/kg ts	Eurofins
Coating, arsen	mg/kg ts	Eurofins
Coating, fosfor (total)	mg/kg ts	Eurofins
Tørstof	%	Eurofins
ATP	pg/g	Aalborg Universitet
qPCR	ng/µL	DNA Sense
DNA Sekvensering	OTU, Shannon Index, mm.	DNA Sense
Returskyllevand		
Jern	mg/L	DR6000, kit LCK321, VIA University College
Turbiditet	NTU	2100AN IS Laboratory Turbidimeter, VIA

Indsamling af vandbehandlingsdata
I Danmark er drikkevandsproduktion baseret på grundvand, der behandles ved en enkel proces, der består af iltning af vandet efterfulgt af en biofiltrering med gravitations- eller trykfiltre. Herved fjernes eller omdannes jern, ammonium og mangan. Design og drift af biofiltrering, som er hjertet i vandbehandlingen, har ikke ændret sig væsentligt i mere end 100 år. Fremskridt i prøvetagning og måleteknikker i forbindelse med biofiltrering har imidlertid medført ny viden og mulighed for at undersøge, forstå og manipulere de kemiske, mikrobiologiske, fysiske og procesteknologiske elementer i drikkevandsbehandling. Vandkvaliteten er under pres, og der er en erkendelse af, at mange af de nuværende overskridelser af vandkvalitetskrav på landsplan kunne undgås ved en bedre vandbehandling.

Projektets formål er at re-designe vandbehandling fra bunden ved radikal nytænkning af drikkevandsproduktionen, hvormed der kan ske en optimering af nye og eksisterende vandværker, herunder reduktion af vandspildet ved returskyl, forkortelse af indkøringen af nye filtre samt større bæredygtighed i drikkevandsproduktion.
Projektet har resulteret i formulering af 18 ”redesign-principper”, der handler om design og drift af drikkevandsbehandling. Principperne blev testet ved fuldskala demonstration af ny filterbeholderdesign samt ny indkøringsprocedure med SmartSand. Endvidere blev principperne udviklet på basis af ny viden om jern- og ammoniumfjernelse samt returskylleprocessen. Projektet har desuden påbegyndt udvikling af den åbne dataplatform ”Merkur” til vandbehandlingsdata samt en matematisk model til at belyse virkningen af forskellige filterkonstruktioner.

Miljøstyrelsen
Tolderlundsvej 5
5000 Odense C

www.mst.dk

Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Merkur: Web-baseret platform til vandbehandlingsdata

Rapport 2 i projektet ”Smart Re-design of Drinking Water Production”

MUDP Rapport

September 2023

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion:
Loren Ramsay
Martin Ramsay

Fotos:
Ditte Andreasen Søborg

ISBN: 978-87-7038-542-8

Miljøstyrelsen offentliggør rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, som er finansieret af Miljøstyrelsen. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse.

Indhold

Forord		**5**
Sammenfatning		**8**
1.	**Introduktion**	**9**
2.	**Aktiviteter**	**10**
2.1	Opgørelse over overskridelser af drikkevandskvalitetskrav	10
2.2	Fastlæggelse af DDP-indikatorer	10
2.3	Design af databasen	10
3.	**Drikkevandskvalitet i Danmark**	**11**
3.1	Fremgangsmåde ved opgørelsen	11
3.1.1	Datavask ved overførsel til datawarehouse	11
3.1.2	Automatiske udvælgelser	11
3.2	Resultat af udvælgelsen	13
3.3	Vurdering	14
4.	**Design, drift og performanceindikatorer**	**16**
4.1	Krav til den gode DDP-indikator	16
4.2	Barriere mod brug af DDP-indikatorer	17
4.3	Udvalgte DDP-indikatorer	17
4.3.1	Filterudnyttelse	18
4.3.2	Filter footprint	18
4.3.3	Maksimum filterhastighed (eng: Max. Hydraulic Loading Rate – HLR)	18
4.3.4	Minimum Empty Bed Contact Time (EBCT)	18
4.3.5	Gangtidens produktion (eng: Unit Filter Run Volume – UFRV)	19
4.3.6	Gangtidens jernbelastning	19
4.3.7	Maksimal ammoniumbelastning (volumetric loading rate)	19
4.3.8	Hastighedskonstant for ammoniumfjernelse	19
4.3.9	Filtermediets coating	20
4.3.10	Filtermediets uensformighedstal	20
4.3.11	Returskyllets effektivitet	20
4.3.12	Filtermediets ekspansion	21
4.3.13	Rentvandstankens reserve	21
4.3.14	Rentvandstankens udnyttelse	21
5.	**Design af databasen**	**23**
5.1	Tabeller og deres indbyrdes relationer	23
5.2	Brugerflade	24
5.3	Visualisering af data	24
5.4	Vandbehandlingsdata i Merkur	25
6.	**Perspektiver**	**26**
7.	**Referencer**	**27**

Bilag 1.Lister over stoffer med drikkevands-kvalitetskrav **28**
Bilag 2.Liste over Merkurs tabeller og felter **31**
Bilag 3.Merkur System User Manual **38**
Bilag 4.Description of graphs in Merkur **39**

Forord

Denne rapport er en del af fyrtårnsprojektet ”Smart Re-design of Drinking Water Production”, som blev udført i perioden 2018 - 2022 og finansieret af projektdeltagernes egenfinansiering samt den offentlige støtteordning Miljøteknologisk Udviklings- og Demonstrationsprogram (MUDP) under Miljøministeriet. Projektets formål er at re-designe vandbehandling ved en dyb forståelse og en radikal nytænkning af vandbehandlingsprocessen. Da projektet omhandler helt almindelig dansk vandbehandling, er projektets resultater relevante for alle danske vandforsyninger.

Fyrtårnsprojektet er formidlet gennem 12 rapporter, samt en serie konferenceindlæg, tidskriftsartikler, og seminarer. Desuden er en række løsninger demonstreret ved fuldskalaanlæg på hhv. Østerbyværket syd for Aarhus og Lundeværket nord for Odense.

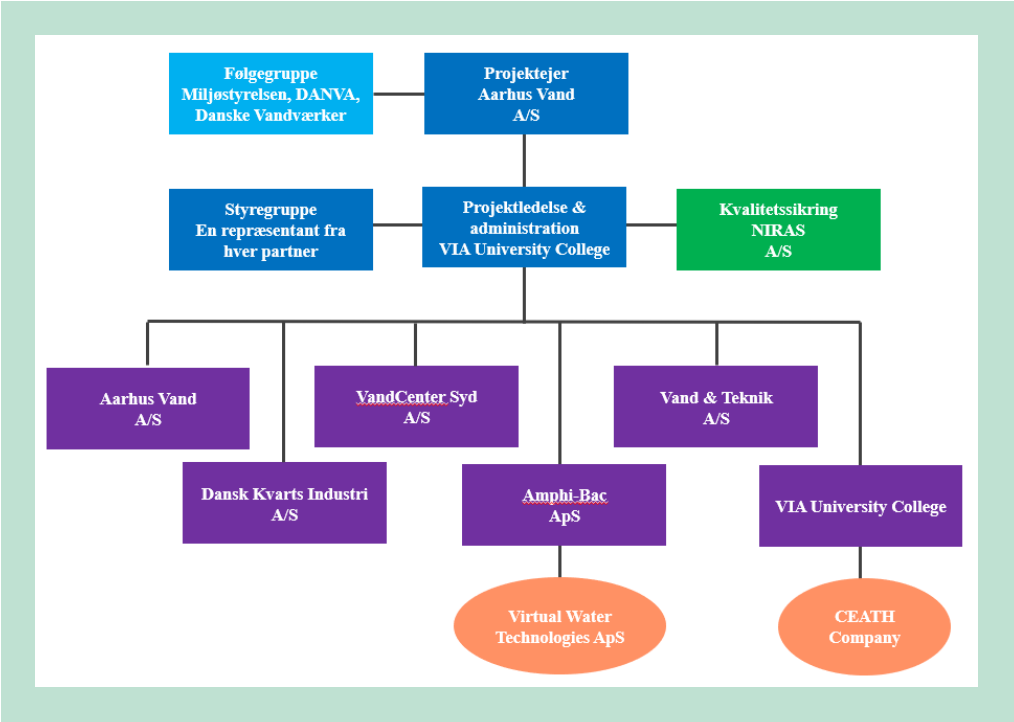
Baggrund

I Danmark er drikkevandsproduktion baseret på grundvand. Grundvandet behandles ved en ret enkelt proces, der kaldes for ”normalbehandling” (Karlsen og Sørensen, 2014). Denne proces består af iltning af vandet efterfulgt af en biofiltrering med gravitations- eller trykfiltre. Biofiltrering indebærer en kompleks blanding af fysiske, kemiske og mikrobiologiske elementer. Da det indvundne grundvand ofte er kemisk reduceret, kan vandet indeholde opløste stoffer som jern, ammonium og mangan, der skal fjernes/omdannes. Avanceret vandbehandling kommer kun på tale, hvis der også er behov for at fjerne f.eks. gasser (svovlbrinte, methan, aggressiv kuldioxid), hårdhed, arsen eller pesticider. I Danmark anvendes hverken chlor eller andre former for kemisk desinfektion under behandling eller distribution af vandet.

Biofiltrering er hjertet af normalbehandling af drikkevand i Danmark. Design og drift af biofiltrering har dog ikke ændret sig væsentligt i mere end 100 år. Manglende proces- og mikrobiologisk viden kombineret med en konservativ tilgang har medført, at videreudvikling af biofiltrering har været begrænset, og at filtre har været betragtet som en black box. Nye og billigere mikrobiologiske analyser, sofistikerede prøvetagningsmetoder, at-line målinger og andre fremskridt har nu åbnet denne black box i vandbehandlingen og gjort det muligt at undersøge, forstå og manipulere processen i højere grad end før.

Projektorganisation

Projektet blev udført af syv partnere og to underleverandører, se FIGUR 1 nedenfor:



FIGUR 1. Diagram over projektorganisation.

Projektets følgegruppe og styregruppe bestod af følgende personer:

Følgegruppe
Bolette D. Jensen, Miljøstyrelsen (formand)
Dorte Skræm, DANVA
Robert Jensen / Henrik Hermansen, Danske Vandværker
Flemming Fogh Pedersen, Aarhus Vand (projektejer)
Loren Ramsay, VIA University College (projektleder)

Styregruppe
Flemming Fogh Pedersen, Aarhus Vand
Finn Mollerup, VandCenter Syd
Jens Kristensen, Vand og Teknik
Claus Hove Sørensen, Dansk Kvarts Industri
Søren Bastholm Olesen, Amphi-Bac
John Kristensen, NIRAS
Loren Ramsay, VIA University College

Projektets arbejdspakker og rapporter

Projektet er inddelt i arbejdspakker og rapporter, se nedenfor. Arbejdspakkerne og rapporterne er identificeret som ”åbne” eller ”kommercielle” for at tydeliggøre, hvornår resultater frit formidles til hele branchen og hvornår resultater holdes internt blandt de relevante partnere af hensyn til kommercielle interesser.

Arbejdspakke 1: Etablering af designgrundlag (åben)
Rapport 1: Indsamling af vandbehandlingsdata
Rapport 2: Merkur: Web-baseret platform til vandbehandlingsdata

Arbejdspakke 2: Tekniske forsøg (åben)
Rapport 3: Flytning af filtermediekorn under returskyl
Rapport 4: Jernfjernelsesdybde i biofiltre
Rapport 5: Biostimulering med ammonium
Rapport 6: Jernfjernelse i returskyl
Rapport 7: Filtermediers gangtid

Arbejdspakke 3: SmartSand (kommerciel)
Rapport 8: Udvikling og produktion af SmartSand (fortrolig)

Arbejdspakke 4: SmartArkitektur (åben)
Rapport 9: Vandbehandlingsmodel

Arbejdspakke 5: Fyrtårnsdemonstration i fuldskala (åben)
Rapport 10: Demonstrationsanlæg ved Østerbyværket
Rapport 11: Demonstrationsanlæg ved Lundeværket

Arbejdspakke 6: Projektledelse
Rapport 12: Sammenfatning

Sammenfatning

Denne rapport omhandler Merkur: web-baseret platform til vandbehandlingsdata og er Rapport 2 af 12 om fyrtårnsprojektet ”Smart Re-design of Drinking Water Production”. Formålet med Rapport 2 er at dokumentere denne platform. Desuden er formålet at identificere Design, Drift og Performanceindikatorer (DDP-indikatorer), der kan sammenlignes mellem vandværker, hvorved forståelse for drikkevandsproduktion fremmes.

En landsdækkende opgørelse over den aktuelle drikkevandskvalitet viser, at der i januar 2019 forekommer knap 500 overskridelser af vandkvalitetskrav på de danske vandværker. Over halvdelen af disse skyldes utilstrækkelig vandbehandling frem for utilstrækkelig grundvandsbeskyttelse, dårligt grundvandskvalitet fra naturens hånd eller forureninger af distributionsnettet. Hermed bærer vandbehandlingsanlæg en stor del af ansvaret for uacceptabel drikkevandskvalitet.

For at finde årsager til overskridelser er der behov for monitering af vandbehandlingsprocessen. I Danmark samles mange vandkvalitetsdata i den landsdækkende database Jupiter. Dog er langt hovedparten af prøverne udtaget ved boringer og ved distributionsnettet (tidligere afgang vandværk), da lovgivning kræver det. Meget få prøver udtages i forbindelse med selve filtreringsprocessen til indlæsning i Jupiter. Motivationen for Rapport 2 er derfor en kombination af disse to faktorer: 1: At uacceptabel drikkevandskvalitet langt hen ad vejen skyldes utilstrækkelig vandbehandling og 2. At netop vandbehandling mangler moniteringsdata for vandkvalitet.

Performanceindikatorer er ofte anvendt i vandbranchen, især produktbaserede indikatorer med fokus på økonomi. En litteraturgennemgang viser dog, at der ikke tidligere er defineret tekniske indikatorer for vandbehandling, der kan bruges under danske forhold. I Rapport 2, udvides performanceindikator-begrebet til det mere retvisende Design, Drift og Performanceindikator (DDP-indikator). Rapporten identificerer seks faktorer, der kendetegner den gode DDP-indikator. Desuden identificeres fem potentielle barrierer mod implementering af DDP-indikatorer. Endelig gives eksempler på 14 specifikke DDP-indikatorer, der kan anvendes i forbindelse med drikkevandsbehandling i Danmark.

Merkur er en åben, web-baseret relationel database til vandbehandlingsdata udviklet i forbindelse med dette projekt. I dens nuværende version er databasen programmeret i FileMaker 14 platformen og omfatter otte hovedtabeller og en række støttetabeller. Brugerfladen omfatter en login-procedure, der muliggør, at det aktuelle vandværk fremhæves i diverse visualiseringer. Der er udarbejdet 21 standardgrafer. Data fra de 10 deltagende vandværker tilhørende Aarhus Vand og VandCenter Syd er indlæst i databasen og kvalitetssikret.

Jo flere vandværker, der deltager i Merkur, jo mere retvisende bliver de forskellige indikatorer. Derfor er der behov for at aftale permanent hosting af databasen samt indlemme flere vandværker. Merkur har potentiale både i Danmark samt internationalt i lande med lignende drikkevandsbehandling.

1. Introduktion

Formålet med Rapport 2 er at dokumentere skabelsen af en åben, web-baseret platform til strukturering, lagring, visualisering og deling af indsamlede vandbehandlingsdata med tilhørende metadata. Den resulterende nationale database er navngivet ”Merkur”, kommunikationsguden i den romerske mytologi. Merkur skal indeholde en skattekiste af informationer for vandforsyninger, rådgivere og forskere, der vil basere vandbehandlingsbeslutninger på evidens.

Der er mange krav til en god produktion af drikkevand, herunder høj vandkvalitet, stor behandlingsrobusthed, brugervenlige produktionsmetoder, minimalt vandspild, lavt energiforbrug samt lave omkostninger til anlæg og drift. Vandbehandlingsdata har en vigtig rolle at spille for at opfylde disse krav og kan bruges i vandbehandlingsprocessen både til problemløsning, optimering, design og innovation.

I denne rapport omtales følgende emner:

1. Opgørelse af drikkevandskvalitet i Danmark.
2. Fastlæggelse af Design, Drift og Performanceindikatorer (DDP-indikatorer).
3. Design af Merkur databasen.

2. Aktiviteter

I dette kapitel angives en oversigt over de aktiviteter, der blev gennemført i dette studie.

2.1 Opgørelse over overskridelser af drikkevandskvalitetskrav

Formålet med denne aktivitet er at fastlægge den aktuelle status for Danmarks drikkevandskvalitet. Overskridelser af kvalitetskrav blev opgjort på basis af et udtræk af alle målinger i Jupiter databasen den. 10. jan. 2019. Arbejdet bestod af en datavask (i forbindelse med overførsel af data til en datawarehouse) samt en række automatiske og manuelle forespørgsler. Overskridelser af vandkvalitetskrav er en af de motiverende faktorer for udvikling af den nye nationale database.

2.2 Fastlæggelse af DDP-indikatorer

Formålet med denne aktivitet er at give et bud på, hvilke DDP-indikatorer, der kan bruges af driftoperatører til gennemførelse af evidensbaserede beslutninger om drift, af ingeniører til design af vandbehandlingsprocesser samt af personale til vurdering af vandbehandlingens performance. Indledningsvis blev faktorer, der er vigtige for gode vandbehandlings performance identificeret. Derefter blev forskellige forhindringer for implementering af DDP-indikatorer gennemgået. Endelig blev et bud på specifikke, anvendelige DDP-indikatorer givet.

2.3 Design af databasen

Formålet med denne aktivitet er at designe en relationel database til vandbehandlingsdata. De forskellige opgaver i denne aktivitet vises nedenfor:

Software: Et første skridt var at vælge databasesoftware.

Tabeller, felter og relationer: Herefter blev hovedtabellerne bestemt, navngivet og programmeret, herunder de indbyrdes relationer mellem tabellerne. Desuden blev en række støttetabeller bestemt. Endelig blev datafelterne i hver tabel fastlagt og programmeret.

Brugerflade: Opgaver i forbindelse med brugerfladen inkluderer programmering af log-in (evt. til at opnå adgang til forskellige niveauer af rettigheder) og menupunkter.

Visualisering af data: Et antal grafer, der vises i databasen, blev fastlagt. Hver graf blev designet og programmeret.

Datainput og kontrol: Indsamlet data fra de 10 vandværker blev indtastet i Merkur. Derefter blev data kontrolleret for at sikre mod fejl.

3. Drikkevandskvalitet i Danmark

Det siges, at Danmark har noget af verdens bedste drikkevand (Miljøstyrelsen, 2018). For at opnå større indblik i dette udsagn, blev et øjebliksbillede over overskridelser af drikkevandets kvalitetskrav opgjort på landsplan. Til dette formål blev alle målinger af drikkevandsprøver i den offentlige og landsdækkende boringsdatabase "Jupiter" (tabellen PLTCHEMANALYSIS) anvendt.

3.1 Fremgangsmåde ved opgørelsen

Fremgangsmåden ved opgørelsen omfattede en indledende datavask i forbindelse med, at data blev overført til et datawarehouse. Herefter blev overskridelser identificeret ved at stille en række automatiske udvælgelsesforespørgsler i en nøje-planlagt rækkefølge ind i datawarehouse. Hermed var det muligt at opgøre vandværkernes aktuelle overskridelser af drikkevandets kvalitetskrav. Opgørelsen er udført pr. stof og pr. vandværk og gælder kun for den seneste udførte måling (for hvert stof på hvert vandværk). Hermed er historiske overskridelser ikke medtaget i denne opgørelse.

I det følgende angives fremgangsmåden ved opgørelsen. Placeringen af de omtalte data i Jupiter angives i parentes som følger: (TABEL/Felt).

3.1.1 Datavask ved overførsel til datawarehouse

I forbindelse med overførsel af data til en datawarehouse struktur blev følgende udvælgelser udført:

1. Manglende enheder (PLTCHEMANALYSIS/Unit): Poster uden enheder blev ikke overført til datawarehouse.
2. Analysedubletter (DRWCHEMANALYSIS): Ved dubletter (poster med hver deres AnalyseID, med samme SampleID, Amounts og Units), der skyldes forskellige værdier i felterne AnalysisMethod, DetectionLimit, og AnalysisLocation, blev den post, der har den højere AnalyseID udvalgt, mens posten med den lavere AnalyseID ikke blev overført til datawarehouse.

Desuden blev følgende tilpasninger udført:

1. Enhedsomregning (PLTCHEMANALYSIS/Unit og PLTCHEMANALYSIS/Amount): Amounts, der har enheder af samme type (fx mg/L og µg/L) blev omregnet således at alle Amounts med samme type fik samme enhed
2. Virksomhedstype (DRWPLANTCOMPANYTYPE/CompanyType): Da hvert plant kan have mere end én CompanyType registreret over tiden, blev kun den seneste CompanyType overført til datawarehouse.

3.1.2 Automatiske udvælgelser

Den indledende udvælgelse af aktuelle overskridelser blev gennemført automatisk ved hjælp af nedenstående kriterier.

I databehandlingen sikres det, at der ikke opstår dubletter af data på baggrund af forskellige værdier i irrelevante felter i de anvendte tabeller fra Jupiterdatabasen. Det betyder at hvor alle

relevante felter er ens, men der angives forskellige værdier i felter som eks. AnalysisResultIdentifier, UpdateDate, InsertDate og Laboratory fastholdes antallet af rækker ved udvælgelse af antallet af unikke rækker i outputtabellen.

1. Virksomhedstype (DRWPLANTCOMPANYTYPE/CompanyType): Til at identificere relevante anlæg blev der kun medtaget tre virksomhedstyper, nemlig: ”vandforsyning”, ”private fælles vandforsyningsanlæg” og ”offentlige fælles vandforsyningsanlæg”. Hermed blev ”husholding 1-2 hustande”, ”markvanding”, og mange andre virksomhedstyper sorteret fra.
2. Geografi (DRWPLANT/Yutm32euref89): Til at identificere relevante anlæg blev der yderligere udeladt alle anlæg med nordkoordinater > 6.450.000 m. Hermed medtages anlæg i Grønland ikke, og der fokuseres alene på anlæg i Danmark.
3. Stoffer/parametre (PLTCHEMANALYSIS/CompoundNo): I skrivende stund er den seneste ”tilsynsbekendtgørelse” fra august 2018 (Miljø- og Fødevareministeriet, 2018). Kun navngivne stoffer (eller parametre såsom pH) i denne bekendtgørelse, hvor der er angivet et kvalitetskrav, blev medtaget i opgørelsen. Listen findes i Bilag 1.
4. Afskæringsdato (PLTCHEMSAMPLE/Sampledate): I opgørelsen er der kun interesse for overskridelser på aktive vandværker. Derfor blev der fastsat afskæringsdatoen 1/1/2011, se TABEL 1.
5. Udladelse af alle ældre analyser giver en ekstra sikring af, at inaktive vandværker ikke indgår i opgørelsen. Hyppighed, hvormed enkelte parametre måles varierer afhængig af stof og vandværkets produktion. Den mindste hyppighed er én gang hver tredje år for såkaldt ”Gruppe B” stoffer og vandværker, der producerer mindre end 10 m^3/døgn. For ikke at udelukke aktive vandværker blev de tre år fordoblet (i tilfælde af, at en enkelt prøvetagning blev glemt) og der blev tillagt yderligere to år for evt. langsom indberetning og frigivelse i Jupiter. Hermed blev afskæringsdatoen ca. 8 år før udtræksdatoen.
6. Detektionsgrænse (PLTCHEMANALYSIS/Attribute): Det kan hænde, at en parameter har en detektionsgrænse, der er højere end kvalitetskravet. For målinger under detektionsgrænsen, kan man ikke vide, om målingerne repræsenterer en overskridelse. Derfor blev disse poster udelukket fra opgørelsen. I praksis blev målinger, hvor der står ”<” i feltet ”Attribute” samtidig med amount > kvalitetskravet derfor udelukket.
7. Råvandsprøver (SAMPLE/PltChemSampleRemark): Opgørelsen gælder kun rentvandsprøver. Ved fejl er enkelte råvandsprøver i Jupiter registreret som rentvandsprøver. Derfor blev alle prøver, hvor ordene ”råvand” eller ”boring” optræder i feltet PltChemSampleRemark udelukket fra opgørelsen. Hermed risikeres der fejlagtigt at udelukke prøver fra forsyninger, hvor råvand fra boringer pumpes direkte til forbrugere uden behandling.
8. Seneste måling (SAMPLE/Sampledate): For hvert vandværk blev alle målinger for et bestemt stof - undtaget den seneste - udelukket fra opgørelsen.
9. Overskridelser (PLTCHEMANALYSIS/Amount): Kun prøver, hvor feltet ”amount” er højere end kvalitetskravet for den pågældende stof/parameter blev identificeret som en overskridelse.
10. Nedlagte vandværker: Anlæg som har ordet ”Nedlagt” i deres navn frasorteres
11. Aktive vandværker (COMPANY): Anlæg, der formodes at være inaktive blev udelukkede. For at identificeres som formodet inaktiv skal følgende kriterier opfyldes samtidigt: WWRCATCHMENT/Indvindingsmængde for 2017 = null, INTAKECATCHMENT/Indvindingsmængde for 2017 = null, DWRPLANT/Status = Inaktiv, CATCHPERM/Tilladelse slutdato ældre end 2019, BORECATCHCOND/Tilladelse slutdato ældre end 2019.
12. Under detektionsgrænse: Kun prøver, hvor Attribute ≠ ”<” blev medtaget.

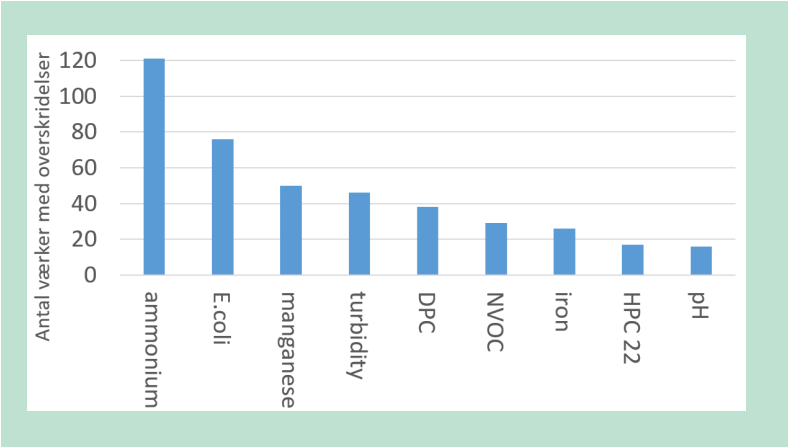
3.2 Resultat af udvælgelsen

TABEL 2 viser det tilbageværende antal poster i Jupiter-tabellen ”PLTCHEMANALYSIS” efter hvert af ovenstående kriterier blev anvendt. På udtræksdatoen var der over 9 millioner målinger i alt i tabellen. Opgørelsen identificerede i alt 490 aktuelle overskridelser, se TABEL 1.

TABEL 1. Udvælgelseskriterier (der er anvendt i den angivne rækkefølge) og antal tilbageværende poster til fastlæggelse af antal overskridelser. Har vi tal for spørgsmålene?

Nr.	Kriterier Udtræksdato: 10/01/2019		Resultater, udelukket	Resultater, resterende
Datavask				
1	Alle poster i tabellen PLTCHEMANALYSIS		-	9.181.465
2	Unikke kombinationer af SMPLÆEID, COUNDNO, ATTRIGUTE, AMOUNT og UNIT i PLTCHEMANALYSIS tabellen		13.176	9.168.289
3	Manglende enheder i tabellen PLTCHEMANALYSIS		134.650	9.033.639
Automatiske udvælgelser				
1	Virksomhedstype	Kun vandværker medtaget	1.637.139	7.428.245
2	Geografi	Anlæg fra Grønland udelukket	59.569	7.368.676
3	Stoffer/parametre	Kun stoffer, som fremgår af tilsynsbekendtgørelsen medtaget	3.546.614	3.822.062
4	Afskæringsdato	Ingen gamle data medtaget	2.325.444	1.496.618
5	Detektionsgrænse	Resultatet udelukket hvis amount < detektionsgrænse & amount > kvalitetskrav samtidig	113.950	1.382.668
6	Råvandsprøver	Prøver som ikke er drikkevand udelukket på basis af prøvetagningskommentarer	2.090	1.380.578
7	Seneste måling	Kun den nyeste måling for hvert stof og hvert vandværk medtaget	1.201.194	179.384
8	Overskridelser	Kun målinger hvor amount > kvalitetskrav er medtaget	177.976	1.408
9	Nedlagte vandværker	Kun plants som ikke har ”Nedlagt” i navnet	17	1.391
10	Aktive vandværker	Meget sandsynligt inaktive plants fjernes	425	963
11	Under detektionsgrænse	Kun overskridelser, hvor Attribut ≠ ”<” er medtaget	473	490

FIGUR 2 nedenfor viser resultatet af opgørelsen af aktuelle overskridelser i dansk drikkevand. Stofferne er rangeret efter dem, der hyppigst overskrider.



FIGUR 2. Parameter, der hyppigst overskrider drikkevandskvalitetskrav.

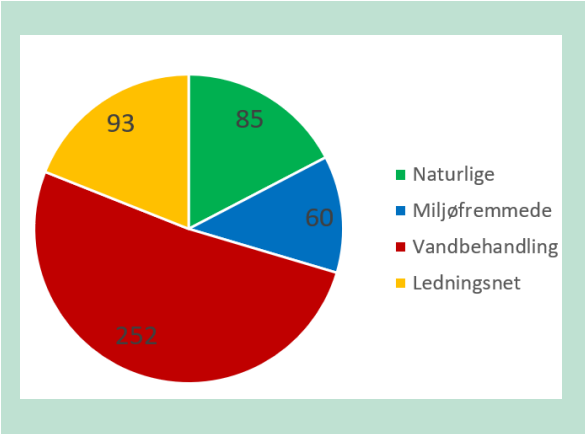
3.3 Vurdering

De parametre, der hyppigst overskrider drikkevandskvalitetskrav, kan inddeles i fire typer: vandbehandling, naturlige, miljøfremmede og ledningsnet. Stoffer i kategorien ”Vandbehandling” stammer fra grundvandet, men bør kunne fjernes ved normal vandbehandling. Stoffer i kategorien ”Naturlige” stammer ligeledes fra grundvandet, men fjernes ikke nødvendigvis ved normal vandbehandling. Stoffer i kategorien ”Miljøfremmede” er menneskeskabt, enten som resultat af forurening af utilstrækkeligt beskyttede grundvand eller fra anlægstekniske udfordringer. Stoffer i kategorien ”Ledningsnet” finder vej ind i vandledninger eksempelvis ved ledningsbrud eller i forbindelse med oversvømmelser. Stoffer i FIGUR 2 er opdelt i TABEL 2 nedenfor.

TABEL 2. Kategorier og løsning for stoffer, der hyppigst overskrider vandkvalitetskrav.

Kategori	Stofeksempler	Eksempler på løsninger
Vandbehandling	ammonium, mangan, turbiditet, jern	Velfungerende normal vandbehandling
Naturlige	NVOC, pH, arsen	Ny kildeplads, avanceret vandbehandling
Miljøfremmede	DPC, DMS	Grundvandsbeskyttelse, oprensning af forurening, ny kildeplads, avanceret vandbehandling
Ledningsnet	E.coli, kim 22	Hygiejniske ledningsreparationer og skylninger

Denne inddeling i kategorier er vigtigt, da den angiver, hvor løsningen til overskridelser skal søges. Som det ses af FIGUR 3, bærer vandforsyningernes normale vandbehandling den største del af ansvaret for overskridelser af drikkevandskvalitetskrav i Danmark. FIGUR 3 nedenfor viser inddeling af overskridelse efter årsag-



FIGUR 3. Oversigt over antal overskridelser og årsager hertil.

4. Design, drift og performanceindikatorer

Performanceindikatorer (PI) bruges til at evaluere organisationers succes inden for områder lige fra uddannelse til sundhed. Inden for drikkevand er PI typisk begrænset til det finansielle domæne, f.eks. produktionsomkostninger per produceret m^3 eller det meget brugte energiforbrug pr. m^3 (kWh/m^3). Yderligere domæner såsom de tekniske aspekter omkring vandbehandlingsprocessen har fået mindre opmærksomhed. Undersøgelserne, der er beskrevet her, fokuserer på dette domæne med henblik på at fremme den tekniske forståelse for vandbehandling og det ultimative mål at kunne re-designe vandværker.

PI'er er typisk produktbaserede snarere end procesbaserede. Imidlertid er det procesbaserede PI'er, der er ideelle til at give operatørerne det nødvendige værktøj til gennemførelse af evidensbaserede beslutninger. Selvom flere undersøgelser har set på tekniske PI'er for vandbehandlingsprocessen, blev der ikke fundet undersøgelser med fokus på drikkevandsbehandling, hvor der anvendes grundvandskilder og biofiltrering. Blandt relevante referencer er IWA (2002), EBC (2020), DANVA (2020), de Goede et al (2016).

Ud over indikatorer, der fortæller om et vandværks performance, kan der udvikles indikatorer, der fortæller om vandværkets design og drift. Tilsammen kaldes disse her for design, drift og performanceindikatorer eller DDP-indikatorer for at fremhæve, at anvendelse af disse indikatorer spænder over design og drift af vandbehandlingsanlæg såvel som deres performance. I dette kapitel bliver faktorer, der er vigtige for gode DDP-indikatorer identificeret og barrierer mod brug af DDP-indikatorer gennemgået. Endelig er specifikke indikatorer beskrevet.

4.1 Krav til den gode DDP-indikator

Det første skridt, når der skal vælges indikatorer, er at identificere hvilke generelle faktorer, der er vigtigst for valget (se FIGUR 4). Nedenfor beskrives disse faktorer.

En god DDP Indikator bør, for at den giver værdi for vandforsyninger:

1. give indsigt i et **essentielt aspekt** af vandbehandlingsprocessen, såsom behandlingseffektivitet, drikkevandskvalitet, energiforbrug, mv.
2. udvise **stor variation** mellem forskellige vandværker, da der er begrænset læring at hente, hvis variationen er lille. Når en ny DDP-Indikator er fastlagt og målt, ses ofte at variationen mellem vandværker indsnævres over tid, da personale lærer af hinandens praksis og implementerer forbedringer.
3. bør **kunne påvirkes** ved implementering af gode beslutninger. En PI, der beskriver et aspekt, hvor der ingen mulighed for påvirkning er, har ikke så stor en værdi.
4. være **kvantificerbar** ved hjælp af objektive målemetoder med specifikke enheder.
5. pege vejen frem mod en **specifik løsning**, der kan forbedre DDP-Indikator-værdien. En DDP-Indikator, der er så generel, at den ikke indebærer et vink om, hvad skal ændres, har mindre værdi.
6. **balancere omkostninger og fordele**. De omkostninger og kræfter, der kræves for at indsamle PI-data (dvs. prøveudtagning og analyse) bør ikke være større end de potentielle fordele ved den indsigt, der opnås.

Disse faktorer er visualiseret i FIGUR 4 nedenfor:



FIGUR 4. Faktorer, der definerer den gode performanceindikator.

4.2 Barriere mod brug af DDP-indikatorer

Der kan forekomme flere forhindringer, der virker som barriere mod implementering af PI'er. Disse barrierer omtales nedenfor:

1. Der er i øjeblikket **ingen lovgivning**, der kræver indsamling af data om vandbehandling. Derfor kan indsamling af disse data opfattes om unødvendig. Da den lovgivningsmæssige driver savnes, er brug af PI'er et frivilligt tiltag.
2. De mest relevante tekniske PI'er for vandbehandlingsprocessen er hidtil **ikke fastlagte**.
3. I Danmark er der **ingen systematisk opbevaringssted**, hvor vandbehandlings-PI'er er hjemmehørende. Den landsdækkende Jupiter-database for data om borings- og vandkvalitetsdata er i verdensklasse, men vandbehandlingsdata er ikke en del af databasen. For at være af værdi for behandlingsprocessen skal der f.eks. indsamles samhørende data fra indløb og udløb af hver enhedsoperation, og de nødvendig metadata skal medtages.
4. Indsamling af vandbehandlingsdata **indebærer omkostninger og kræver mandskabsressourcer**, hvilket kan være en barriere.
5. Der er behov for en **kritisk masse** af deltagende vandværker for at sikre en gyldig benchmark, for at muliggøre et forum til deling af data og for at øge bevidstheden om de potentielle fordele ved måling af DDP-indikatorer til vandbehandling.

4.3 Udvalgte DDP-indikatorer

Nedenfor beskrives et udvalg af specifikke DDP-indikatorer, der har værdi for drikkevandsbranchen i Danmark. I takt med, at der opnås flere erfaringer med brug af DDP-indikatorer, forventes denne liste at blive udvidet og tilpasset. TABEL 3 er en liste over disse indikatorer

sammen med værdier fra de 10 undersøgte vandværker. Hver indikator er tildelt mål på tre niveauer: grøn (acceptabel værdi), gul (opmærksomhed anbefales) og rød (kan kræve handling).

4.3.1 Filterudnyttelse

Filterudnyttelse udtrykker i procent, hvor meget et filteranlæg udnyttes (baseret på vandværkets aktuelle årsproduktion) sammenlignet med en tænkt situation, hvor vandværkets filtre belastes mest muligt (dvs. maksimum flow på filtret, 24/7). Da der er behov for pauser i produktion til returskylleprocessen, kan 100% udnyttelse ikke opnås i praksis. Værdier kan variere fra langt under 50% for værker, der er overdimensioneret (eller som har for lille en rentvandstank til at udligne forskelle mellem indvinding og udpumpning) til 98% for et grundlastværk, hvor indvinding og udpumpning er stort set ens 24/7. Indikatoren er hermed en kombination af både maks. filterhastighed ved spidsbelastning samt stilstand, f.eks. om natten.

$$\frac{\frac{1.095.000m^3}{år}}{\frac{250m^3}{t} \times \frac{24t}{d} \times \frac{365d}{år}} \times 100\% = 50\%$$

4.3.2 Filter footprint

Filter footprint giver en indikation af, om vandværket i teorien er under- eller overdimensioneret i forhold til den aktuelle produktion. Den beregnes som det filterareal i m^2, der bruges for at producere 1 mio. m^3/år. Bemærk, at denne indikator ser bort fra råvandets kvalitet (man vil forvente et større filter footprint, jo vanskeligere råvandet er at behandle). Da trykfiltre ofte har et lagtykkelse/filterareal-forhold, der er 2-4 gange større end gravitationsfiltre, vil man alt andet lige forvente ca. 2-4 gange mindre areal footprint for trykfiltre. Typiske værdier for gravitationsfiltre er 50-100 m^2 (per 10^6 m^3/år). Denne indikator er derfor tæt beslægtet til den foregående Filterudnyttelse, blot med filterarealet medtaget i beregningen.

$$\frac{171\ m^2}{\frac{2.850.000m^3}{år}} \times \frac{10^6m^3}{år} = 60m^2\ (gravitationsfilter)$$

4.3.3 Maksimum filterhastighed (eng: Max. Hydraulic Loading Rate – HLR)

Filterhastighed udtrykkes i m/t og beregnes ved at dele flowet for et filter med det samme filters areal. Filterhastigheden har faldet på mange anlæg i de senere årtier i takt med, at vandforbruget er dalet. Hermed er den aktuelle filterhastighed ofte lavere end anlægget var dimensioneret til. Generelt bruges en højere filterhastighed i trykfiltre end i gravitationsfiltre. For lav en filterhastighed kan fremme uønsket kagefiltrering mens for høj filterhastighed kan medføre meget stor opstuvning i gravitationsfiltre. Til denne indikator bruges den maksimale filterhastighed, der beregnes ud fra det største flow, der anvendes i mindste en time på en normal dag.

$$\frac{\frac{40\ m^3}{t}}{20m^2} = \frac{2m}{t}$$

4.3.4 Minimum Empty Bed Contact Time (EBCT)

EBCT opgives i minutter og er proportionel til filtrets flowhastighed og tykkelsen af det aktive filterlag. Den udtrykker en fiktiv opholdstid for vandet i filtret ved at antage, at der intet filtermedium er (herfra kommer det engelske udtryk ”empty bed”). Fordelen med EBCT frem for den aktuelle kontakttid (som er noget kortere) er, at man ikke behøver at have en nøjagtig måling af porøsiteten til at beregne størrelsen. Indikatoren ”minimum EBCT” fortæller om den aktuelle drift er inden for et område, hvor man vil forvente, at ammonium kan nå at blive omsat. Indikatoren beregnes ved at dividere et udvalgt filters aktive volumen (dvs. eksklusivt bærelaget)

med det maksimale flow for samme filter. Minimum EBCT skal naturligvis være større for råvandskvaliteter med meget ammonium. Minimum EBCT for både gravitationsfiltre og trykfiltre er typisk i størrelsesorden 10-30 minutter.

$$\frac{49{,}77m^2 \times 1{,}40m}{\frac{250\ m^3}{t}} \times \frac{60min}{t} = 17\ min$$

4.3.5 Gangtidens produktion (eng: Unit Filter Run Volume – UFRV)

Gangtidsproduktion udtrykkes i m^3/m^2 og er den mængde vand, der gennemløber et filter mellem to returskyl delt med det samme filters areal. Gangtidsproduktion kan naturligvis variere med råvandets indhold af jern, med ligger ofte i størrelsesorden 200-300 m^3/m^2. Trykfiltre, der generelt har en større filterhastighed og dermed dybdefiltrering kan udvise væsentlig højere gangtidsproduktion.

$$\frac{5000m^3}{16m^2} = \frac{312m^3}{m^2}$$

4.3.6 Gangtidens jernbelastning

Denne DDP-indikator kvantificerer den mængde jern, som et kvadratmeter belastes med inden filtret returskylles. Den beregnes ved at gange råvandets gennemsnitlige jernkoncentration med det antal m^3, det aktuelle filter behandler på en gangtid og dele dette produkt med det aktuelle filters areal i m^2. En tommelfingerregel siger, at man skal kunne fjerne mere end 1 kg Fe/m^2 filterareal før der skal returskylles, men denne værdi opnås sjælden i virkeligheden.

$$\frac{0{,}80gFe}{m^3} \times \frac{5000m^3}{gangtid} \times \frac{1}{16m^2} = \frac{250gFe}{m^2}$$

4.3.7 Maksimal ammoniumbelastning (volumetric loading rate)

Ammoniumbelastning er et udtryk for filtrets aktuelle belastning og tager højde både for råvandskvalitet og den maksimale flowhastighed på et filter. Den opgives i g ammonium per time per m^3 filtermedium. På engelsk kaldes indikatoren "volumetric loading rate". Den aktuelle værdi ændres hver gang man skifter mellem råvandsboringer med forskellige sammensætning eller ændrer flowet til filtret. Den maksimale stofbelastning beregnes ved at gange stofkoncentrationen i råvandet med det maksimale samlede flow gennem vandværket og dele med vandværkets totale aktive filtervolumen. En maksimal belastning beregnes for andre parametre såsom jern og mangan. Værdien for ammonium ligger typisk i størrelsesorden 0,5-2,0 g/t/m^3 medie.

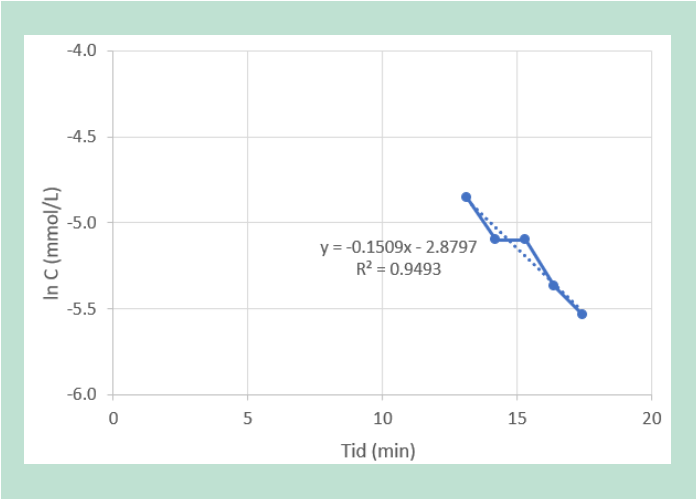
$$\frac{0{,}24\ gNH_4^+}{m^3} \times \frac{250m^3}{t} \times \frac{1}{3 \times 16m^2 \times 1{,}4m} = \frac{0{,}9gNH_4^+}{t \cdot m^3 medie}$$

4.3.8 Hastighedskonstant for ammoniumfjernelse

Hastighedskonstanten for ammoniumfjernelse er en meget central DDP-Indikator. Der udarbejdes indledningsvist en graf af ln C mod t for ammoniumkoncentration ned igennem filterdybden. "C" angives i mmol/L mens "t" angives i minutter (beregnes ud fra den aktuelle flowhastighed, porøsiteten samt dybden under toppen af filtermediet af prøvetagningshanen).

Herefter udvælges den samling af intervaller (minimum 3 dybdeintervaller af 10 cm's tykkelse) med den hurtigste fjernelse (i.e. den stejleste del af profilkurven), se eksemplet nedenfor. Det valgte dybdeinterval skal yderligere opfylde krav til, at intervallets indløbskoncentration er større end 0,05 mg/L (dvs. ln C > -5,9) og at 10% eller mere af intervallets indløbskoncentration fjernes i intervallet.
Der antages stoffjernelsen er proportionel til indløbskoncentration i første potens (1. ordens fjernelse). En hastighedskonstant udregnes ved hjælp af lineær regression som den rette linjes hældning. Herved er hastighedskonstanten uafhængig af indløbskoncentration. Værdier

angives som absolutte værdier i enhederne min^{-1} og varierer for ammonium ofte fra 0,1 – 1,0 min^{-1}. Hastighedskonstant for stoffjernelse kan også beregnes for stoffer som jern og mangan.



FIGUR 5. Beregning af hastighedskonstant for ammoniumfjernelse.

4.3.9 Filtermediets coating

Når råvandet består af jern- og manganholdigt grundvand, dannes en coating på filtermediekornene gennem årene. Coatingen kan måles i % som vægtforskellen mellem tørrede korn før og efter afsyring, delt med den afsyrede vægt, se nedenstående ligning. Der er målt værdier op til ca. 40%, afhængig af vandkemien, returskylleproceduren samt antal år filtermediet har været i drift.

$$\frac{2{,}62 - 1{,}93\ g\ medie}{1{,}93\ g\ medie} \times 100\% = 35\%$$

4.3.10 Filtermediets uensformighedstal

Uensformighedstal (eng. = Coefficient of uniformity – Cu) beskriver bredden af filtermediets kornstørrelsesfordeling. Det beregnes ved at dele 60%-fraktilen i mm (d_{60}) med 10%-fraktilen i mm (d_{10}). Resultatet er dimensionsløst. For at opnå gode hydrauliske egenskaber i et drikkevandsfilter ønskes korn, der er så ens i størrelse som muligt og tallet må gerne være < 1,5. Men tallet kan stige mod 2,0 med filtermediets alder - i takt med at nogle korn slides mens andre får en coating. Hvis filtret består af to medier og er lagdelt, kan tallet variere med dybde. Men hvis disse to medier er blevet blandet i filtret, vil tallet være højere for hele filtret. Her anvendes tallet for filtermedieprøver udtaget fra et dybdeinterval på 0-20 cm.

$$U_{0-20cm} = \frac{2{,}3\ mm}{1{,}1\ mm} = 2{,}1$$

4.3.11 Returskyllets effektivitet

Returskyllets effektivitet sammenholder den mængde jern, der ophobes på et filter i løbet af en gangtid (i g Fe/gangtid) med skyllevandsforbruget (i m^3) for returskylning af samme filter. Beregningen udføres ved at gange råvandets jernkoncentration med antal m^3, der gennemløber filtret på en gangtid og dele resultatet med skyllevandsforbruget for samme filter. Typiske værdier er 50-200 gFe/m^3 skyllevand.

$$\frac{2{,}1gFe}{m^3} \times \frac{5000m^3}{gangtid} \times \frac{gangtid}{116m^3_{skyllevand}} = \frac{90gFe}{m^3_{skyllevand}}$$

4.3.12 Filtermediets ekspansion

Filtermediets ekspansion under et returskyl med vand (uden samtidigt luftskyl) er en funktion af filtermediets densitet og kornstørrelse samt skyllevandshastigheden. Denne DDP-Indikator udtrykker, hvor meget bedet med filtermedie ekspanderer (i % af det aktive lag) under returskyl med vand alene, se eksemplet nedenfor. Mange vandværker i Danmark opnår begrænset filtermedieekspansion, dvs. < 15%.

$$\frac{10cm}{120cm} \times 100\% = 8\%$$

4.3.13 Rentvandstankens reserve

Rentvandstankens reserve udtrykker (i timer), hvor meget reserve der findes i en fuld rentvandstank, forudsat et middeltimeforbrug (årsforbrug delt med 365 og 24). For meget reserve medfører øget risiko for stagneret vand i tanken med risiko for eftervækst af kim, mens for lille reserve øger risikoen for at løbe tør f.eks. i tilfælde af ekstraordinært stort forbrug ved brand. Et eksempel på beregning ses nedenfor. Værdier ligger ofte i intervallet 5-10 timer, men der findes underdimensionerede tanke med en reserve på få timer og overdimensionerede tanke med en reserve på flere døgn. Det understreges, at en reserve på et antal timer (med middeltimeforbrug) rækker til et meget kortere tidsrum under en spidsbelastning.

$$450m^3 \times \frac{år}{660.000m^3} \times \frac{365d}{år} \times \frac{24t}{d} = 6{,}0t$$

4.3.14 Rentvandstankens udnyttelse

Rentvandstankens udnyttelse udtrykker (i %) i hvor høj grad rentvandstankens volumen bliver udnyttet på en daglig basis. Den defineres ud fra den laveste vandstand på en typisk dag (i cm) og den maksimale vandstand (i cm), der kan være i tanken. Hvis for lidt af rentvandstankens volumen udnyttes, er det sandsynligt, at der i perioder med højt vandforbrug skal anvendes et unødvendigt højt flow på filtrene for at følge med forbruget (i stedet for at forskelle i dag- og natforbrug udjævnes i produktionen). Lav udnyttelse af rentvandstanken medfører også større risiko for stagneret vand i tanken. Ved for høj udnyttelse er der risiko for, at man kan komme til at mangle vand til returskyl, brandslukning eller forsyningssikkerhed generelt.

$$\frac{385cm - 115cm}{385cm} \times 100\% = 70\%$$

TABEL 3. Oversigt over udvalgte DDP-Indikatorer for de 10 vandværker.

	Indikatornavn	Enhed	Målte værdier fra 10 vandværker					Målværdier		Kommentar
			Min	10%	Median	90%	Maks	Gul	Rød	
1	Filterudnyttelse	%	22	24	50	63	79	<50	<30	Produktion i forhold til maks. filterhastighed 24/7
2	Filter footprint	$\frac{m^2 filterareal}{10^6 m^3/år}$	48	48	59	93	101	>50	>80	Kun gravitationsfilter Ser bort fra råvandskvalitet
3	Maksimum filterhastighed	m/t	2,8	3,3	4,7	6,3	15,3	<4	<3	Maks. værdien gælder for et trykfilter
4	Minimum Empty Bed Contact Time (EBCT)	min	10	13	17	24	28	<15	<10	Skal være større, hvis råvandet indeholder meget ammonium
5	Gangtidens produktion (UFRV)	m^3/m^2	163	170	218	344	559	<250	<200	Ser bort fra råvandskvalitet; højere for trykfiltre end gravitationsfiltre
6	Gangtidens jernbelastning	$\frac{gFe}{m^2}$	160	180	260	700	820	<300	<600	Kun gravitationsfiltre

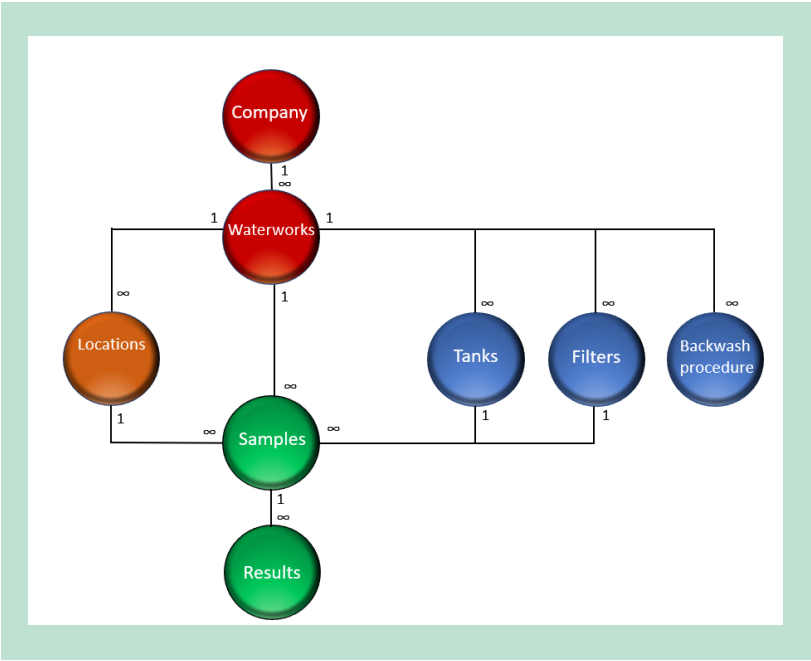
7	Maksimal ammoniumbelastning	$\frac{g_{amm}}{t \cdot m^3_{sand}}$	0,6	0,6	0,9	1,9	2,5	>2,0	>2,5	Kan også beregnes for jern og mangan
8	Hastighedskonstant for ammoniumfjernelse	min^{-1}	0,11	0,15	0,37	1,02	1,17	<0,5	<0,2	Kan også beregnes for mangan
9	Filtermediets coating, 0-20 cm	%	4	10	32	38	43	>20	>40	Varierer med filterdybde og mediealder
10	Filtermediets uensformighedstal (Cu), 0-20 cm	dimensionsløs	1,4	1,5	1,9	3,1	3,5	>2	>3	Varierer med filterdybde og mediealder
11	Returskyllets effektivitet	$\frac{g_{Fe}}{m^3_{skyllevand}}$	21	57	89	196	236	<100	<50	Ser bort fra hvor meget jern er fjernet i løbet af gangtiden
12	Filtermediets ekspansion	%	22	24	29	74	79	<15	<10	Usikkerhed i de målte tal som følge af lille skyl
13	Rentvandstankens reserve	$timer$	3,2	3,4	5,9	10,0	10,1	<6	<4	Baseret på maks. Filterhastighed
14	Rentvandstankens udnyttelse	%	35	37	68	94	95	<50	<25	Sikkerhedsvolumen til nødsituationer kan variere

5. Design af databasen

Databasen Merkur er en åben, webbaseret relationel database til vandbehandlingsdata udviklet på FileMaker 14 Platformen. FileMaker består af en databasemotor og en grafisk grænseflade til Windows og Mac. Ved udvikling af Merkur blev der anvendt Jupiter terminologien i den udstrækning, det gav mening. I dette kapitel beskrives Merkurs design.

5.1 Tabeller og deres indbyrdes relationer

Der findes otte hovedtabeller i Merkur, som alle er forbundet med én-til-mange relationer. Hovedtabellerne og deres relationer ses i FIGUR 6.



FIGUR 6. Hovedtabeller i databasen Merkur.

Hver hovedtabel er beskrevet i det følgende. Bilag 2 er en liste over tabellernes felter og tabellernes primære nøgler.

1. Company: Denne tabel angiver data om forsyningerne. Navnet ”Company” stammer fra Jupiter terminologi. Én forsyning kan drive flere vandværker.
2. Waterworks: Denne tabel angiver data om de undersøgte vandværker. Ud over link til Company samt oplysninger om vandværkets geografiske placering, findes oplysninger om type af filtrering (tryk eller gravitation, enkelt eller dobbeltfiltrering) og beluftningsmetode.
3. Locations: Denne tabel angiver den placering på en PI-diagram, hvor prøven eller målingen hører hjemme.
4. Tanks: Denne tabel angiver data om kapaciteten af rentvandstanke, udførselsmateriale og min./maks. vandstand i tankene.
5. Filters: Denne tabel angiver de undersøgte filterbassiner/filterbeholdere med hensyn til dimensioner og de indsatte filtermedielag.
6. Backwash procedure: Denne tabel beskriver bl.a. de forskellige trin i returskylleproceduren, skyllevandsforbrug og hvilken trigger anvendes til at udløse et returskyl.

7. Samples: Denne tabel angiver prøvetypen (vand, skyllevand eller filtermedium), dato og klokkeslæt for prøvetagning samt diverse meta-data.
8. Results: Denne tabel angiver værdien af selve måleresultaterne, enheder, evt. ”<” tegn, m.m.

Ud over disse hovedtabeller findes følgende støttetabeller: History, Parameters, Municipality, Labs.

5.2 Brugerflade

En udførlig brugermanual (Merkur System User Manual) findes som Bilag 3.

Bruger adgangsniveau:

1. Høj: man kan se grafer, skifte mellem hvilken vandværk fremhæves i gul på grafer, indtaste/ændre data, downloade data
2. Mellem: man kan kun ses grafer og kun med 1 vandværk fremhævet i gul
3. Lav: man kan kun ses grafer, og ingen vandværker er fremhævet i gul

Medlemsniveau:

1. A: Vandværket bidrager både med Vingesus data samt felt/lab-data
2. B: Som A, dog uden dybdeprofiler (normalt fordi der er tale om trykfiltre uden haner på filtersiden
3. C: Vandværket bidrager kun med Vingesus data (dvs. uden prøvetagning og analyse)

Hver graf har et flag, der fortæller hvilke medlemsniveau den skal være tilgængelig for

Adgang til Merkurs brugerflade fås ved login på hjemmesiden www.ceath.merkur.com. Der er mulighed for login som følger:

1. Forsyning: giver adgang til grafer om det aktuelle vandværk samt sammenlignings-grafer, hvor det aktuelle vandværk er fremhævet.
2. Udefra: giver kun adgang til sammenligningsgrafer uden fremhævning.
3. Administrativ: giver adgang til at skifte frit mellem det vandværk, der er fremhævet.

Efter login præsenteres man for et skærmbillede med ti faneblade, hvor de første syv indeholder en række grafer (i parentes):

1. Anlæg (årsproduktion)
2. Hydraulik (filter footprint)
3. Vand (dybdeprofiler med Fe, Mn, NH_4, O_2, pH, redox)
4. Filter (enkelt/dobbelt, gravitation/tryk, filterudnyttelse, hydraulisk belastning/volumetrisk)
5. Filtermedie (kornstørrelsesfordeling, coating profil)
6. Returskyl (skylleeffektivitet, tidsserie med Fe og turbiditet, bed ekspansion, ekspansion/fribord-forhold)
7. Rentvandstank (reserve, udnyttelse)
8. Detaljeret data (grunddata samt mulighed for data download)
9. Min konto (skift af kodeord, valg af sprog)
10. Log ud

5.3 Visualisering af data

Der er udarbejdet 21 grafer til fremvisning i Merkur. Der er 11 grafer, der sammenligner data fra forskellige vandværker og yderligere 10 grafer, der viser data fra det aktuelle vandværk.

Der er anvendt histogrammer, punktdiagrammer og lagkagediagrammer.

Bilag 4 Description of graphs in Merkur giver en beskrivelse af alle graferne i Merkur.

5.4 Vandbehandlingsdata i Merkur

Metoderne, der blev anvendt til indsamling af prøver og målinger, er beskrevet i Rapport 1 om ”Dataindsamling”. Data for 10 vandværker blev indlæst i Merkur og kontrolleret for fejl. I skrivende stund ligger der over 200 resultater i tabellen ”Results” for hvert vandværk. Hertil kommer mange andre informationer om vandværket.

I en traditionel database identificeres prøver ofte med en lokalitet (f.eks. et boringsnummer eller en adresse) og en dato (med klokkeslæt). I Merkur databasen findes mange resultater, der ikke passer til denne simpel form for identifikation. Flere resultater i Merkur er grupperet i serier. Eksempler inkluderer tidsserier med skyllevandsprøver (hvor der udtages prøver hver 30 sekunder under et skyl) og dybdeprofiler (hvor vand- og filtermedieprøver udtages i hhv. 10 og 20 cm intervaller). I Merkur terminologien kaldes hver serie for en ”sample”, ligesom hver enkeltstående måling (non-series) kaldes for en ”sample”.

Resultater i Merkur kan også adskille sig fra en traditionel database i de metadata, der skal være forbundet til resultaterne. Her tænkes f.eks. på hvilket flow var gældende når et sæt jernprofilprøver blev udtaget.

Merkur indeholder også en del data, der er beregnede. For eksempel er alle DDP-Indikatorer beregnede. TABEL 3 viser en oversigt over DDP-Indikatorer.

6. Perspektiver

Den primære målgruppe for Merkur er det tekniske personale på vandbehandlingsanlæg i Danmark. Denne gruppe har brug for data til at kunne tage beslutninger baseret på evidens. I takt med, at flere vandværker bidrager med data til Merkur, vil databasen få større betydning for andre målgrupper. Her kan der f.eks. være tale om entreprenører og rådgivere, der designer vandværker, kommuner, der fører tilsyn med drikkevandskvalitet og forskere, der belyser vandbehandlingsprocessen. Merkur kan være med til at skabe et fælles sprog til at tale om vandbehandlingsudfordringer. En frugtbar vandbehandlingsdialog kan fremmes f.eks. ved en tilbagevendende Merkur-forum.

For at blive en succes i fremtiden er der behov for deltagelse af flere vandværker end de nuværende 10. Jo flere vandværker, jo stærkere og jo mere retvisende bliver de forskellige drift, design og performanceindikatorer. For at sikre Merkurs udbredelse er der også behov for at fastlægge en finansieringsmodel til hosting og vedligeholdelse af databasen.

På den lidt længere bane kan Merkur udvides til også at omfatte udenlandske vandværker med lignende forhold (dvs. vandbehandling baseret på grundvand og biofiltrering). Relevante lande og områder inkluderer f.eks. Holland, Nordtyskland, Baltikum, Canada.

7. Referencer

DANVA, 2020. Vand i Tal 2020. Statistik & Benchmarking.

de Goede, M., Enserink, B., Worm, G. I. M., & van der Hoek, J. P., 2016. Drivers for performance improvement originating from the Dutch drinking water benchmark. *Water Policy*, 18(5), 1-20.

EBC, 2020. Learning from International Best Practices. Water & Wastewater Benchmark.

IWA, 2002. Process Benchmarking in the Water Industry.

Karlsen, E., og I. Sørensen., 2014. Vandforsyning, 3. udgave. Ny Teknisk Forlag, København.

Miljø- og Fødevareministeriet, 2018. Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg. BEK nr 1068 af 23/08/2018.

Miljøstyrelsen, 2018. https://mst.dk/natur-vand/vand-i-hverdagen/drikkevand/. Tilgået d. 10. dec. 2018.

Bilag 1. Lister over stoffer med drikkevands-kvalitetskrav

Fra Bekendtgørelse 1068 af 23. august, 2018.

Standatcode	Stofnavn	>	Kategori	Kvalitetskrav	Enhed
3670	1,2,4-triazol		Nedbrydningsprodukter	0,0001	mg/l
2688	2,4-dichlorphenol		Nedbrydningsprodukter	0,0001	mg/l
3548	2,6-DCPP		Nedbrydningsprodukter	0,0001	mg/l
2712	2,6-Dichlorbenzamid		Nedbrydningsprodukter	0,0001	mg/l
4014	2,6-dichlorbenzosyre		Nedbrydningsprodukter	0,0001	mg/l
2690	2,6-dichlorphenol		Nedbrydningsprodukter	0,0001	mg/l
3538	4-CPP		Nedbrydningsprodukter	0,0001	mg/l
3011	4-nitrophenol		Nedbrydningsprodukter	0,0001	mg/l
1584	Acrylamid		Materiale monomerer	0,0001	mg/l
3503	Aldrin		Pesticider	0,00003	mg/l
1501	Aluminium		Uorganiske sporstoffer	0,2	mg/l
1011	Ammoniak+ammonium		Hovedbestanddele	0,05	mg/l
4536	AMPA		Nedbrydningsprodukter	0,0001	mg/l
1506	Antimon		Uorganiske sporstoffer	0,005	mg/l
1511	Arsen		Uorganiske sporstoffer	0,005	mg/l
4515	Atrazin		Obligatoriske pesticider	0,0001	mg/l
3505	Atrazin, desethyl-		Nedbrydningsprodukter	0,0001	mg/l
3506	Atrazin, desisopropyl		Nedbrydningsprodukter	0,0001	mg/l
3507	Atrazin, hydroxy-		Nedbrydningsprodukter	0,0001	mg/l
9944	Bentazon		Obligatoriske pesticider	0,0001	mg/l
9824	Benz[a]pyren		PAH-forbindelser	0,00001	mg/l
662	Benzen		Olieprodukter	0,001	mg/l
1531	Bly		Uorganiske sporstoffer	0,005	mg/l
1536	Bor		Uorganiske sporstoffer	1	mg/l
1545	Bromat		Halogenholdige omdannel-sesprodukter	0,01	mg/l
1546	Cadmium		Uorganiske sporstoffer	0,003	mg/l
380	Carbon,org,NVOC		Hovedbestanddele	4	mg/l
1583	Chlorat		Halogenholdige omdannel-sesprodukter	0,05	mg/l
1591	Chlorid		Hovedbestanddele	250	mg/l
1582	Chlorit		Halogenholdige omdannel-sesprodukter	0,05	mg/l
2002	Chrom		Uorganiske sporstoffer	0,05	mg/l
9255	Clostridium perfringens, sporer		Mikrobiologiske parametre	0	antal/100 ml

2012	Cobalt,filt		Uorganiske sporstoffer	0,005	mg/l
9052	Coliforme Bakt. MP		Mikrobiologiske parametre	0	antal/100 ml
654	Cyanid, total		Uorganiske sporstoffer	0,05	mg/l
3755	Deisopropyl-hydroxyatra-zin		Nedbrydningsprodukter	0,0001	mg/l
	Desethyldesisopropyl-at-razin (DEIA)		Nedbrydningsprodukter	0,0001	mg/l
3754	Desethyl-hydroxy-atrazin		Nedbrydningsprodukter	0,0001	mg/l
4696	Desphenyl-chloridazon		Nedbrydningsprodukter	0,0001	mg/l
2627	Dichlobenil		Obligatoriske pesticider	0,0001	mg/l
4510	Dichlorprop		Obligatoriske pesticider	0,0001	mg/l
3756	Didealkyl-hydroxy-atrazin		Nedbrydningsprodukter	0,0001	mg/l
3134	Dieldrin		Pesticider	0,00003	mg/l
2628	Diuron		Obligatoriske pesticider	0,0001	mg/l
9186	E.coli		Mikrobiologiske parametre	0	antal/100 ml
9357	Enterokokker		Mikrobiologiske parametre	0	antal/100 ml
1585	Epichlorhydrin		Materiale monomerer	0,0001	mg/l
3573	Ethylenthiourea		Obligatoriske pesticider	0,0001	mg/l
61	Farvetal-Pt		Hovedbestanddele	15	Pt mg/l
2701	Fluoranthen		PAH-forbindelser	0,0001	mg/l
2022	Fluorid		Hovedbestanddele	1,5	mg/l
	flygtige organiske chlor-forbindelser		Opløsningsmidler - chlor-holdige	0,001	mg/l
3592	Glyphosat		Obligatoriske pesticider	0,0001	mg/l
3136	Heptachlor		Pesticider	0,00003	mg/l
3137	Heptachlorepoxid		Pesticider	0,00003	mg/l
3597	Hexazinon		Obligatoriske pesticider	0,0001	mg/l
2041	Jern		Hovedbestanddele	0,2	mg/l
8999	Kimtal		Mikrobiologiske parametre	200	antal/ml
9037	Kimtal 22 gr		Mikrobiologiske parametre	200	antal/ml
2061	Kobber		Uorganiske sporstoffer	2	mg/l
11	Konduktivitet		Hovedbestanddele	2500	µS/cm
2071	Kviksølv		Uorganiske sporstoffer	0,001	mg/l
2086	Mangan		Hovedbestanddele	0,05	mg/l
4511	MCPA		Obligatoriske pesticider	0,0001	mg/l
4512	Mechlorprop		Obligatoriske pesticider	0,0001	mg/l
3611	Metalaxyl		Obligatoriske pesticider	0,0001	mg/l
4717	Metalaxyl-M		Obligatoriske pesticider	0,0001	mg/l
	Methyl-desphenyl-chlori-dazon		Nedbrydningsprodukter	0,0001	mg/l
3683	Metribuz-desamino-di-keto		Nedbrydningsprodukter	0,0001	mg/l
3617	Metribuzin		Obligatoriske pesticider	0,0001	mg/l
3684	Metribuzin-desamino		Nedbrydningsprodukter	0,0001	mg/l

3685	Metribuzin-diketo		Nedbrydningsprodukter	0,0001	mg/l
	N-(2,6-dimethylphenyl)-N-(methoxyacetyl)alanin		Nedbrydningsprodukter	0,0001	mg/l
	N-(2-carboxy-6-methylphenyl)-N-(methoxyacetyl)alanin		Nedbrydningsprodukter	0,0001	mg/l
4743	N,N-dimethylsulfamid (DMS)		Nedbrydningsprodukter	0,0001	mg/l
2096	Natrium		Hovedbestanddele	175	mg/l
2101	Nikkel		Uorganiske sporstoffer	0,02	mg/l
1176	Nitrat		Hovedbestanddele	50	mg/l
1051	Nitrit		Hovedbestanddele	0,1	mg/l
2695	Pentachlorphenol		Chlorphenoler	0,00001	mg/l
41	pH		Hovedbestanddele	8,5	pH enheder
41	pH	>	Hovedbestanddele	7	pH enheder
4779	Radon		Radioaktivitetsindikatorer	100	Bq/l
2106	Selen		Uorganiske sporstoffer	0,01	mg/l
4516	Simazin		Obligatoriske pesticider	0,0001	mg/l
452	Simazin, hydroxy		Nedbrydningsprodukter	0,0001	mg/l
2142	Sulfat		Hovedbestanddele	250	mg/l
	sum af organiske chlorforbindelser		Opløsningsmidler - chlorholdige	0,003	mg/l
	sum af PAHer		PAH-forbindelser	0,0001	mg/l
	sum af pesticider		Pesticider	0,0005	mg/l
	sum af PFAS		PFAS-forbindelser	0,0001	mg/l
	sum af trihalomethaner		Opløsningsmidler - chlorholdige	0,025	mg/l
1586	Sum chlorit/chlorat		Halogenholdige omdannelsesprodukter	0,05	mg/l
2226	Sølv		Uorganiske sporstoffer	0,01	mg/l
422	Terbut.azin,desethyl		Nedbrydningsprodukter	0,0001	mg/l
	total indikativ dosis		Radioaktivitetsindikatorer	0,1	mSv/år
2245	Tritium		Radioaktivitetsindikatorer	100	Bq/l
46	Turbiditet		Hovedbestanddele	1	FNU
9946	Vinylchlorid		Materiale monomerer	0,0005	mg/l
2251	Zink		Uorganiske sporstoffer	3	mg/l

Bilag 2. Liste over Merkurs tabeller og felter

Table name	Field name	Data type	Pri-mary Key	Forei gn Key	Calcu-lated field
Company (T01)	Company_Key_Field	AutoIn-teger	X		
Fields=8	Company_Name	Text			
	Address Line 1	Text			
	Address Line 2	Text			
	City	Text			
	Pærovince	Text			
	Postal Code	Text			
	Country	Text			
Waterworks (T02)	Waterworks_Key_Field	AutoIn-teger	X		
Fields=80	General information	Text			
	Waterworks_Name	Text			
	Waterworks_Number	Integer			
	Address Line 1	Text			
	Address Line 2	Text			
	City	Text			
	Province	Text			
	Postal Code	Integer			
	Country	Integer			
	Company_Key_Field	Integer		X	
	Municipality	Integer			
	Comment_General_Merkur	Text			
	Comment_General_Vingesus	Text			
	Contact Information	Text			
	Name First	Text			
	Name Middle	Text			
	Name Last	Text			
	Email	Text			
	Phone	Text			
	Name First Alt A	Text			
	Name middel Alt A	Text			
	Name Last Alt A	Text			
	Email Alt A	Text			
	Phone Alt A	Text			
	Name First Alt B	Text			

	Name middel Alt AB	Text			
	Name Last Alt B	Text			
	Email Alt B	Text			
	Phone Alt B	Text			
	Map and Image Information	Text			
	Coordinate_X	Real number			
	Coordinate_Y	Real number			
	Lattitude	Real number			
	Longitude	Real number			
	Builder	Text			
	Builder_Descript_Other	Text			
	Image	Contai-ner			
	Aeration information	Text			
	Aeration_Type	Text			
	Aeration_Depth	Real number			
	Aeration_Other_Description	Text			
	Aeration_Lines	Integer			
	Reaction_Basin	Text			
	Reaction_Basin_Size	Integer			
	Comment_Aeration	Text			
	Filter Information	Text			
	Filtration_Type	Text			
	Filtration_Other_Description	Text			
	Filtration_Single_Double	Text			
	Filtration_Lines	Integer			
	Number_of_First_Filters	Integer			
	Total_Number_of_Filters	Integer			
	Filtration_Underdrain	Text			
	Filtration_Underdrain_Other_De-scription	Text			
	Filter for this investigation	Text			
	Comment_Filtration	Text			
	Filter_Key_of_Interest	Integer		x	
	Filter Media Information	Text			
	Comment_FilterMedia	Text			
	Backwash Information	Text			
	AirFlow	Text			
	AirFlow_scour_metric	Real number			
	AirFlow_with_water_metric	Real number			
	WaterFlow	Text			

	WaterFlow_alone_metric	Real number			
	WaterFlow_with_air_metric	Real number			
	FlushFrequency	Text			
	FlushFrequency_metric	Real number			
	Backwash_Run_Time_Volume	Real number			
	Comment_Backwash	Text			
	Tank Information	Text			
	Tank for this investigation	Text			
	Comment_Cleanwater_Tank	Text			
	Tank_Key_of_Interest	Integer		x	
	Other	Text			
	PI Diagram	Contai-ner			
	Result1_of_Interest	Integer			
	Result2_of_Interest	Integer			
	Result3_of_Interest	Integer			
Back-wash_Proce-dure (T02.1)	Backwash_Key_Field	AutoIn-teger	X		
Fields=10	Timestamp	Date/ti me			
	Waterworks_Key_Field	Integer		X	X
	Step_Number	Integer			
	Activity	Text			
	Duration	Se-conds			
	Flow_Rate_Water	Real number			
	Flow_Rate_Air	Real number			
	Backwash_Trigger	Text			
	Volume_of_Water_Used	Real number			
Locations (T03)	Location_Key_Field	AutoIn-teger	X		
Fields=13	Waterworks_Key_Field	Integer		X	
	Use this location in graphs	Integer			
	Sample_Key_Field	Integer		X	
	Local Identifier	Text			
	Unit_1_Type	Text			
	Unit_1_Number	Integer			
	Unit_1_Connection	Text			
	Unit_2_Type	Text			

	Unit_2_Number	Integer			
	cLocationToDisplay	Integer			x
	Filter_Key_Field	Integer		X	
	Tank_Key_Field	Integer		X	
Filter (T04.1)	Tank_Filter_Key_Field	AutoInteger	X		
Fields=23	Waterworks_Key_Field	Integer		X	
	Filter_Line_Number_from_Vingesus	Integer			
	Filter_Number	Integer			
	Fore_or_After_Filter	Text			
	Filter_Width	Real number			
	Filter_Length	Real number			
	Filter_Diameter	Real number			
	cFilter_Area	Real number			x
	Active_Medium_Depth	Real number			
	Method_of_Determination_of_Active_Medium_Depth	Text			
	Layer_1_Medium_Type	Text			
	Layer_1_Medium_Thickness	Real number			
	Layer_1_Medium_Grain_Size_High	Real number			
	Layer_1_Medium_Grain_Size_Low	Real number			
	Layer_2_Medium_Type	Text			
	Layer_2_Medium_Thickness	Real number			
	Layer_2_Medium_Grain_Size_High	Real number			
	Layer_2_Medium_Grain_Size_Low	Real number			
	cSingle_Dual_Media	Integer			X
	cActive_Filter_Volume	Real number			X
	Medium_Placement_Year	Integer			
	Comment	Text			
FilterMedia (T04.2)	Filter_Media_Key_Field	AutoInteger	X		
Fields=9	Filter_Key_Field	Integer		X	
	Waterworks_Key_Field	Integer		X	
	Layer_Number	Integer			
	Layer_Type	Text			

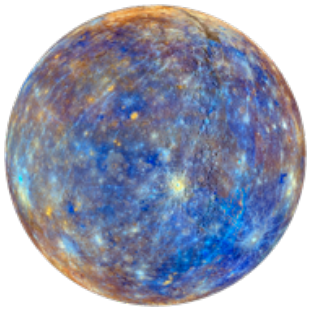
	Layer_Depth	Real Number			
	Layer_Grain_Size_Minimum	Real Number			
	Layer_Grain_Size_Maximum	Real number			
	Year	Integer			
Tank (T04.3)	Tank_Key_Field	AutoIn-teger	X		
Fields=11	Waterworks_Key_Field	Integer		X	
	Tank_Line_Number_From_Vingesus	Text			
	Tank_Number	Integer			
	Max_Level	Real number			
	Min_Level	Real number			
	Alarm_High	Real number			
	Level_Stop	Real number			
	Level_Start	Real number			
	Alarm_Low	Real number			
	cTank_Utilization	Real number			X
Sample (T05)	Sample_Key_Field	AutoIn-teger	X		
Fields=21	Waterworks_Key_Field	Integer		X	
	Sample_Type	Text			
	Location_Key_Field	AutoIn-teger		X	
	Medium	Text			
	Description	Text			
	Sample_Timestamp	Date/ti me			
	cSample_Year	Integer			x
	Use this data	Integer			
	Sampler_Name	Text			
	Remarks	Text			
	Metadata	Text			
	Timestamp_of_Last_Backwash	Date/ti me			
	cMinutes_Since_Last_Backwash	Real number			x
	Flow_including_Flow_Before	Real number			

	Flow_Rate	Real number			
	Christmas_Tree_Vertical_Offset	Real number			
	Christmas_Tree_Distance_from_Intake	Real number			
	Christmas_Tree_Distance_from_Edge	Real number			
	Wells_Running	Text			
	Default_Lab_Key_for_Sample	Integer			
Result (T06)	Result_Key_Field	AutoInteger	X		
Fields=16	Sample_Key_Field	Integer		X	
	Parameter_Key_Field	Integer		X	
	Waterworks_Key_Field	Integer		X	
	Use_This_Data	Integer			
	Lab_Key_Field	Integer		X	
	External_ID	Text			
	Seconds				
	Depth	Real number			
	Low_Depth	Real number			
	High_Depth	Real number			
	Low_Grain_Size	Real number			
	High_Grain_Size	Real number			
	Attribute	Text			
	Amount	Real number			
	Remarks	Text			
Parameters (T06.1)	Parameter_Key_Field	AutoInteger	X		
Fields=6	Description	Text			
	Unit	Text			
	Short_Name	Text			
	Maksimum_Preferred_Value	Real number			
	Remarks	Text			
Labs (T06.2)	Lab_Key_Field	AutoInteger	X		
Fields=10	Name	Text			
	Contact_Person	Text			
	Contact_Person_Email	Text			

	Contact_Person_Phone	Text			
	Address_1	Text			
	Address_2	Text			
	Postal Code	Text			
	City	Text			
	Country	Text			
History (T07)	History_Key_Field	AutoIn-teger	X		
Fields=15	Waterworks_Key_Field	Integer		X	X
	Year	Date/ti me			
	This_is_the_most_recent_year	Integer			
	Recent_Year_Error_Message	Text			
	Annual_Production_Volume	Integer			
	Maximum_Hourly_Flow	Real number			
	Daily_Production_Max	Real number			
	Daily_Production_Min	Real number			
	cFilter_Utilization	Real number			X
	cTotal_Filter_Area	Real number			X
	cFilter_Footprint	Real number			X
	cTotal_Tank_Volume	Real number			X
	cAverage_Tank_Utilization	Real number			X
	cTotal_Tank_Reserve	Real number			X

Bilag 3. Merkur System User Manual

CEATH Company



Merkur System

User Manual

Client:

VIA University College
Chr. M. Oestergaards Vej 4
8700
Horsens
Danmark

Date:

January 2, 2019 (original)
January 9, 2019 (revision 1)

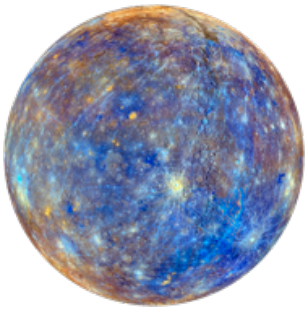


Table of Contents

Accessing Merkur 1

Logging In 1

If You Forget Your Password 2

Managing Your Account 2

Accessing Graphs 3

Overview of the Graphs 5

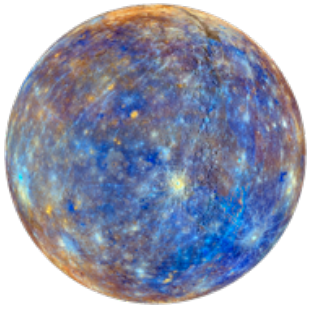
- Annual Production 5
- Backwash Efficiency 5
- Bed Expansion 5
- Bed Expansion Ratio 5
- Filter Footprint 5
- Filter Use 5
- Filter Utilization 5
- Filtration Type 5
- Full Tank Reserve 5
- Treatment Train 5
- Use of Cleanwater Tank 6
- Backwash Iron Concentration 6
- Backwash Turbidity 6
- Grain Size Distribution (not complete) 6
- Sand Profile 6
- Water Profile - Fe 6
- Water Profile - Mn 6
- Water Profile - NH4 6
- Water Profile - O2 6
- Water Profile - pH 6
- Water Profile - redox 6

Understanding the Graph Contents 8

Entering Data 9

- To Add a New Waterworks 10
- To Select a Different Waterworks 10
- To Search for a Specific Waterworks 10
- To Add Information about a Specific Waterworks 10
- To Add a New Location 11
- To Add or Update Data About a Location 12

To Add a New Sample 13
To Add Results for a Sample 15
To Add Results for a Depth Profile Water Sample 16
To Add Results for a Depth Profile Filter Medium Sample 18
To Add Results for a Time Series Sample 20
To Add Results for a Bed Expansion Series Sample 22
To Add Results for a Non-Series Sample 22
Understanding Access Groups 22
Waterworks Users 22
VIA University College Users 23
Understanding User Management 23
Status 23
Access Level 23
Can View Organizations 23



Merkur System

User Manual

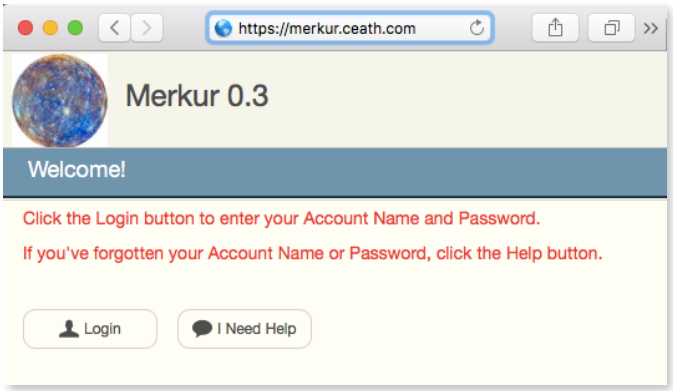
Merkur is a web-hosted computer system developed for VIA University College's MUDP project, "Re-design drinking water production". VIA University College designated staff serve as the Project Leaders.

The system was built for the project by CEATH Company. CEATH Company also serves as the hosting organisation and the Merkur system administrator.

This document contains information for users about how to use the system effectively.

Accessing Merkur

1. Ensure that your computer is connected to the Internet
2. Open any modern browser
3. Browse to http://merkur.ceath.com
4. Click the Login button

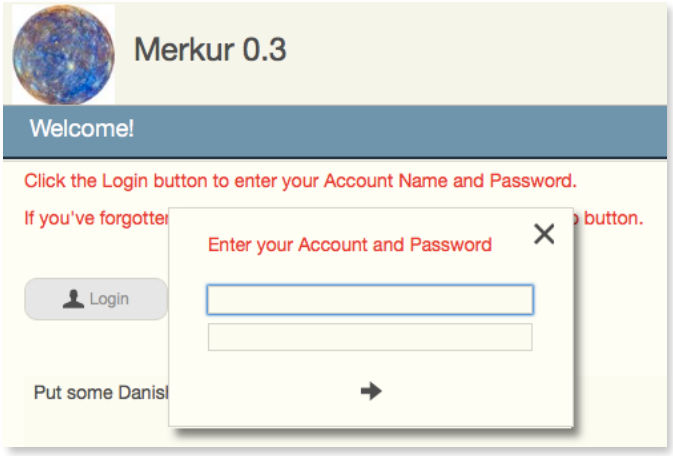


Note:

- You may also browse to a secure connection, https://merkur.ceath.com .However, you may have to tell your browser that you "trust" the Merkur web site.
- Whether or not you browse to a secure site initially, Merkur will switch to a secure site with a valid SSL certificate.

Logging In

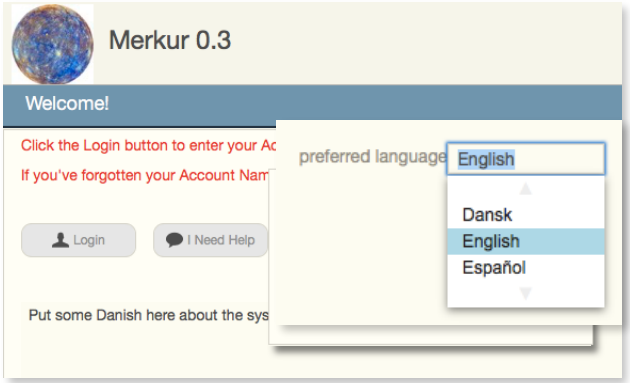
1. Enter your user Account in the first line of the Login box
2. Enter your Password in the second line of the Login box
3. Click the arrow at the bottom of the Login box



Note:

- If you do not know your user Account or Password, click the X in the upper right corner of the Login box to close the box.
- Then see If You Forget Your Password below.

If You Forget Your Password



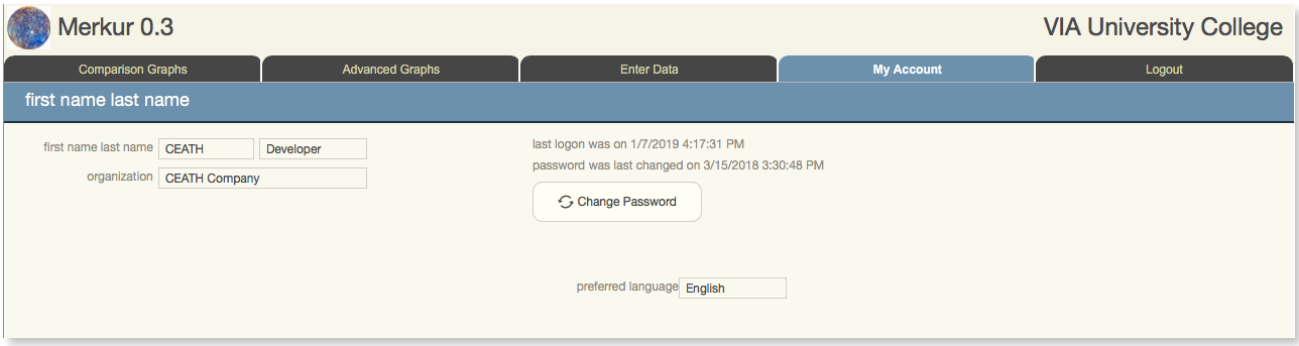
1. Click the I Need Help button
2. Enter the email address that is associated with your user Account
3. Click the arrow at the bottom of the I Need Help box
4. An email will be sent to your email address containing instructions for logging
5. Follow the instructions in that email for logging on

Note:

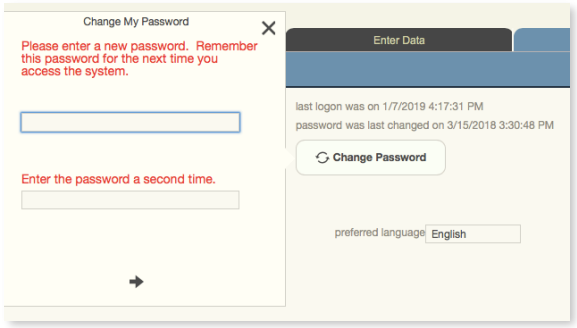
- You must use the email address associated with a valid user Account.
- If you do not have an account, or if you do not know the email address associated with your account, you must contact the Merkur system administrator to have your password reset manually.

Managing Your Account

1. Click the My Account tab



2. To change your name, enter a new first and/or last name
3. To change your organisation name, enter that name in the box indicated
4. To change your password, click on the Change Password button
5. In the resulting box, enter a new password (enter it twice)
6. Then click the arrow at the bottom of the password change box



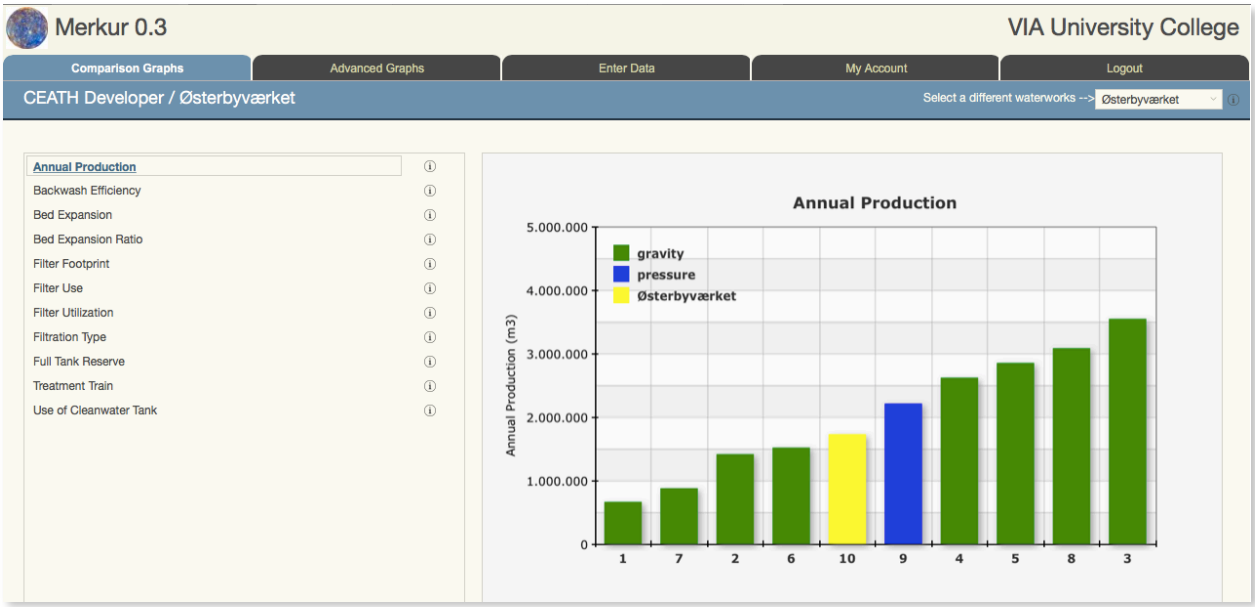
7. To change your preferred language, click on the preferred language box
8. Select a new language from those available in the drop down box

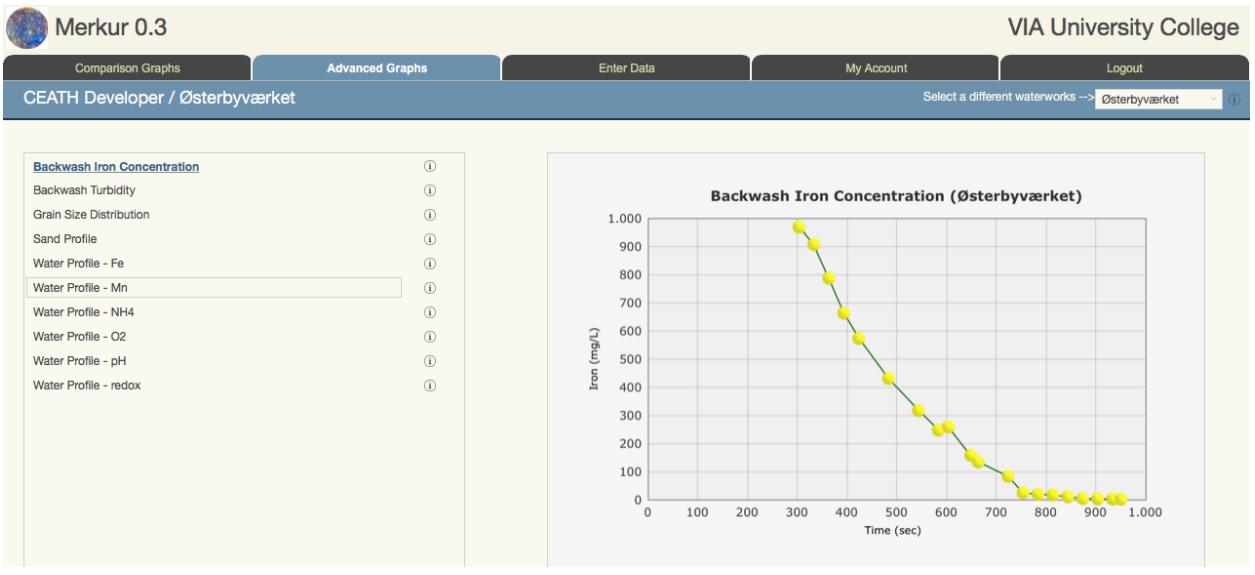
Note:

- The My Account tab shows the last time your user account was used to log on to Merkur. It also shows the last time your password was changed. Note that times are Eastern US time, where the Merkur server is located.
- Always follow good security protocols and do not share your password. Also take care where you write it down; it should not be easily accessible by anyone except you.
- You should change your password immediately if you believe it has been compromised in some way.
- When changing a password, the only requirement is that the two passwords match.
- When changing languages, be patient. Merkur must find and replace all text in one language with your newly selected language, and this can take a bit of time

Accessing Graphs

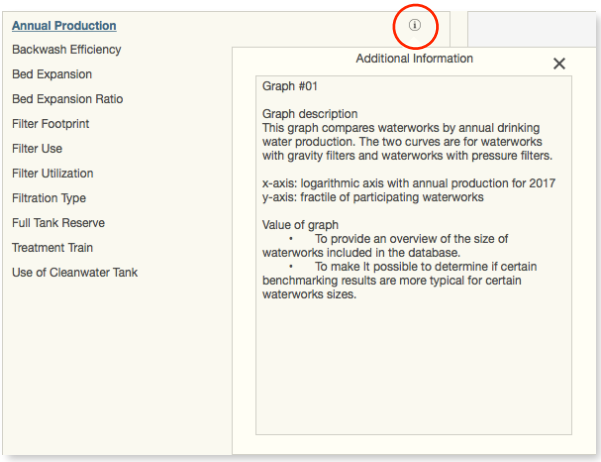
1. To access a graph of data about your waterworks, click on the Comparison Graphs or the Advanced Graphs tab
2. Then click on a specific graph to display it





Note:

- The Comparison Graphs are graphs that display all waterworks in the Merkur system, comparing one with another on a specific measurement.
- The Advanced Graphs are focused more on your individual waterworks, displaying data collected at your facility.
- A small letter “i” in a circle (for Information) is displayed to the right of each graph title. You may click on that information circle to display more information about the graph.



- Not all graphs are available to all users. Graphs that are not available to you will be a light gray color. See Access Level under Understanding User Management below for more information.
- The section below, Overview of the Graphs, provides more detailed information about each graph in Merkur and its utility for waterworks operators and others.
- Note that the header bar contains your name (your first name and last name as entered on the My Account tab) along with the name of the waterworks being displayed. This information is important for some specific users who may be able to access more than one waterworks. It is important to know which waterworks is being displayed in the graph.

Overview of the Graphs

This section describes each graph in Merkur and its significance for waterworks.

Annual Production

what it shows

how the data is obtained/derived

why it is significant

Backwash Efficiency

what it shows

how the data is obtained/derived

why it is significant

Bed Expansion

what it shows

how the data is obtained/derived

why it is significant

Bed Expansion Ratio

what it shows

how the data is obtained/derived

why it is significant

Filter Footprint

what it shows

how the data is obtained/derived

why it is significant

Filter Use

what it shows

how the data is obtained/derived

why it is significant

Filter Utilization

what it shows

how the data is obtained/derived

why it is significant

Filtration Type

what it shows

how the data is obtained/derived

why it is significant

Full Tank Reserve

what it shows

how the data is obtained/derived

why it is significant

Treatment Train

what it shows

how the data is obtained/derived

why it is significant

Use of Cleanwater Tank

what it shows

how the data is obtained/derived

why it is significant

Backwash Iron Concentration

what it shows

how the data is obtained/derived

why it is significant

Backwash Turbidity

what it shows

how the data is obtained/derived

why it is significant

Grain Size Distribution (not complete)

what it shows

how the data is obtained/derived

why it is significant

Sand Profile

what it shows

how the data is obtained/derived

why it is significant

Water Profile - Fe

what it shows

how the data is obtained/derived

why it is significant

Water Profile - Mn

what it shows

how the data is obtained/derived

why it is significant

Water Profile - NH_4

what it shows

how the data is obtained/derived

why it is significant

Water Profile - O_2

what it shows

how the data is obtained/derived

why it is significant

Water Profile - pH

what it shows

how the data is obtained/derived

why it is significant

Water Profile - redox

what it shows
how the data is obtained/derived
why it is significant

Graph Name	Tab	Graph Number	Access Level
Annual Production	Comparison Graph	1	C
Filter Utilization	Comparison Graph	2	C
Use of Cleanwater Tank	Comparison Graph	3	C
Filter Use	Comparison Graph	4	B
Filter Footprint	Comparison Graph	5	C
Full Tank Reserve	Comparison Graph	6	C
Treatment Train	Comparison Graph	7	C
Filtration Type	Comparison Graph	8	C
Bed Expansion	Comparison Graph	9	A
Bed Expansion Ratio	Comparison Graph	10	A
Backwash Efficiency	Comparison Graph	11	B
Water Profile - Fe	Advanced Graph	12	A
Water Profile - NH4	Advanced Graph	13	A
Water Profile - Mn	Advanced Graph	14	A
Water Profile - O2	Advanced Graph	15	A
Water Profile - redox	Advanced Graph	16	A
Water Profile - pH	Advanced Graph	17	A
Sand Profile	Advanced Graph	18	A
Backwash Iron Concentration	Advanced Graph	19	A
Backwash Turbidity	Advanced Graph	20	A
Grain Size Distribution	Advanced Graph	21	A

Understanding the Graph Contents

Note:

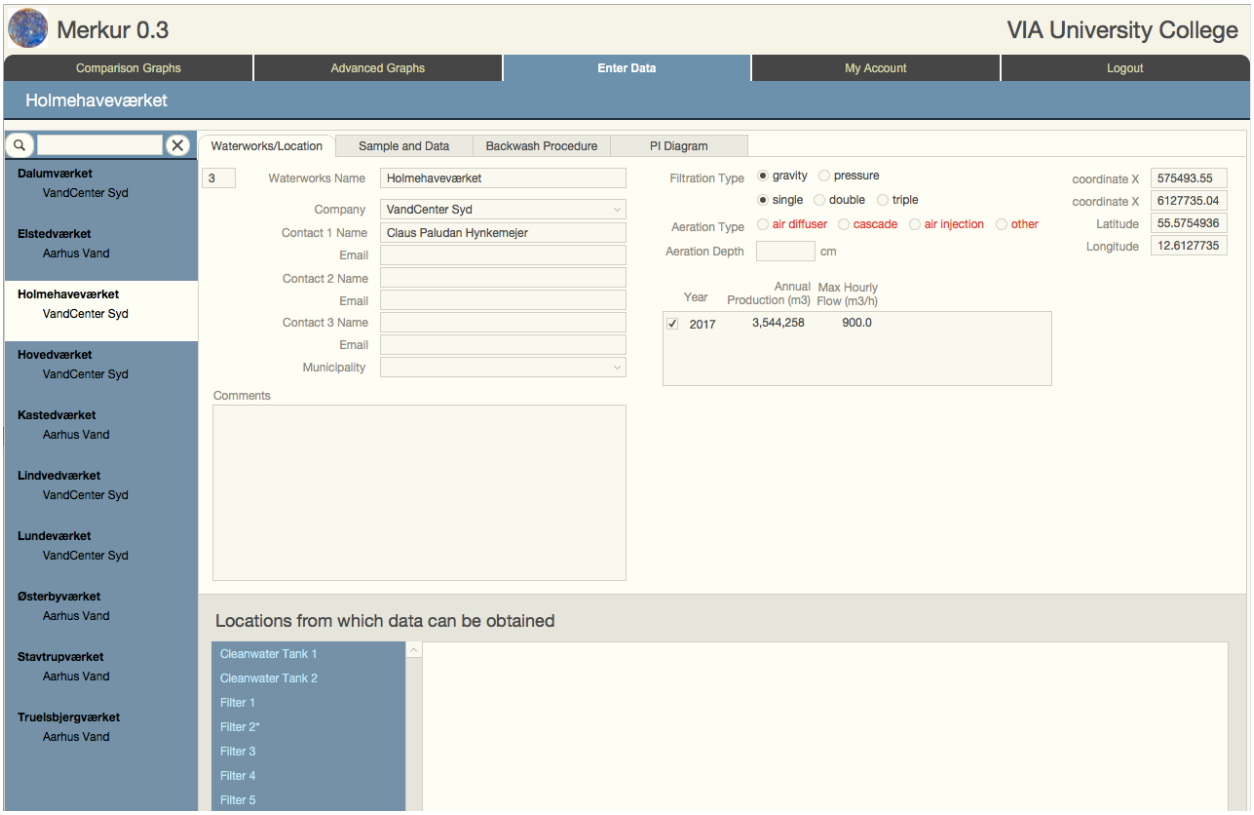
- In the Comparison Graphs, your waterworks will be shown in yellow. The other waterworks will be shown in green (and, if a second color is needed for some graphs, blue). You can always identify where your waterworks stands in comparison with the other waterworks.
- Some graphs include a legend identifying the meaning of the different colors, and also identifying the yellow data point as "your" waterworks by name.
- By default, waterworks other than your own are anonymous. In other words, you are not able to specifically identify them by name or number. However, some users have an ability that allows them to identify other waterworks. This is done through a "can view organizations" flag. If this flag is turned on for your user account, you will see a number identifying each waterworks on a Comparison Graph. A number is assigned to each waterworks and is used consistently throughout the Merkur system. A report identifying waterworks by number is available from the Project Leaders.
- If the "can view organizations" flag is set for your user account, you will also see a "Select a different waterworks" drop down menu in the upper right corner of the screen. This can be used, both on the Comparison Graphs tab and on the Advanced Graphs tab, to change which waterworks is being viewed. On a Comparison Graph, selecting a different waterworks from the drop down list has the effect of changing which waterworks is indicated by the yellow color. On an Advanced Graph, selecting a different waterworks changes the data being displayed to that waterworks.
- On the Advanced Graphs, the waterworks being displayed is included in the title of the graph.

Entering Data

The Enter Data tab is only available to VIA University College users. See Understanding Access Groups below for more information.

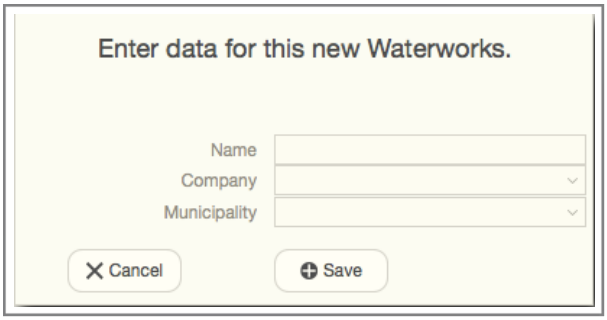
The Enter Data tab allows a user to enter data for a specific waterworks. Capabilities include:

- Adding a new waterworks
- Entering or editing general information about the waterworks such as the parent company with which it is affiliated and the type of filtration it employs
- Adding a new parent company or editing data about an existing parent company
- Adding locations from which data samples may be obtained
- Adding or specific editing information about those sample locations, such as the size of a filter or the capacity of a clearwater tank
- Creating a new sample
- Entering or editing specific data from that sample, including importing a series of data points obtained from a sample
- Entering or editing the steps involved in a backwash procedure at the waterworks
- Entering or editing an image representing the PI diagram for the waterworks



To Add a New Waterworks

1. Click on the Add a New Waterworks button in the bottom of the list of waterworks.
2. In the box that displays, enter the name of the waterworks.
3. Enter the parent company name by selecting it from the drop down list. Note that, if a new parent company needs to be added to the list, click in the company box again (to make the drop down list go away) and manually enter the name of the new parent company. In the future, the new company name will be included in the drop down list.



4. Enter the municipality by selecting it from the drop down list. Note that, if a municipality needs to be added to the list, click in the municipality box again (to make the drop down list go away) and manually enter the name of the new municipality In the future, the new municipality name will be included in the drop down list.
5. Click the Save button.

To Select a Different Waterworks

1. Click on the name of the waterworks in the left hand column.
2. The selected waterworks will be highlighted. All actions will pertain to this waterworks until a different waterworks is selected.

To Search for a Specific Waterworks

1. Type some text in the Search box at the top of the list of waterworks.
2. Click on the magnifying glass icon to the left of the Search box.
3. Any waterworks name containing the text that you type will be displayed and the others will be eliminated from the list.
4. To return to displaying all waterworks in Merkur, click the X button to the right of the Search box.

To Add Information about a Specific Waterworks

1. Ensure that the waterworks of interest is highlighted in the left hand column.
2. You can add or update the following information:
    - Waterworks name
    - Parent company
    - Contact names and email addresses at the parent company (up to three)
    - Municipality
    - Comments about the waterworks
    - Filtration type (gravity or pressure; single, double or triple)
    - Aeration type (air diffuser, cascade, air injection, or other)
    - Aeration depth (in cm)
    - X and Y coordinates for the geographic location

- Latitude and longitude for the geographic location

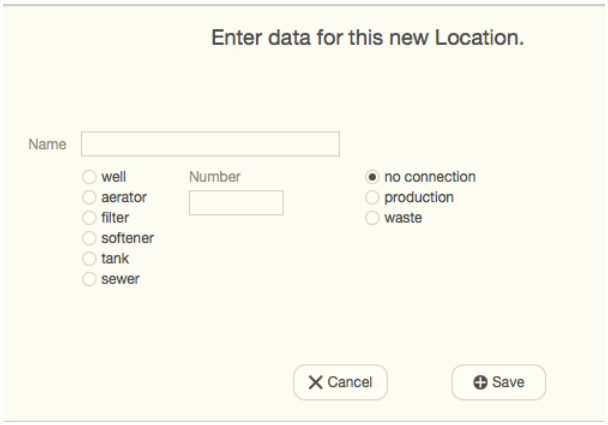
Note:

- There is no Save button to click once a waterworks has been created. Your data is automatically saved when you enter it.
- This screen displays History data showing the year, annual production, and maximum hourly flow. This data can also be updated, but new history records cannot currently be created.
- The check box to the left of the year in the History table indicates which year should be used for building graphs. This allows new data to be entered each year with the old data kept for historical or trend analysis. Only one year should be checked at a time Checking more than one year will result in erroneous data being displayed on some graphs.

To Add a New Location

Locations are physical locations within a waterworks from which a sample may be obtained. Most frequently, these are filters and clearwater tanks. But they can also be wells, aerators, softeners, and even sewers. In addition, a location can be a "pipe" that connects two elements (for example, the connection between a filter and a clearwater tank). Adding a new location allows the user to create any location within the waterworks for which data may be obtained and entered into Merkur.

1. Ensure that the Waterworks/Location tab is selected toward the top of the screen.
2. Click on the Add a New Location button at the bottom of the list of locations.
3. In the box that displays, enter the name of the location. This name can be any text that is commonly and locally used to identify the location within the waterworks. For example, "western clearwater tank" or "blue pipe in the ceiling" are perfectly acceptable as descriptions.
4. Indicate what type of location this is: well, aerator, filter, softener, tank or sewer. If the location is a "pipe" indicate the "upstream" or "first" element that the pipe connects.

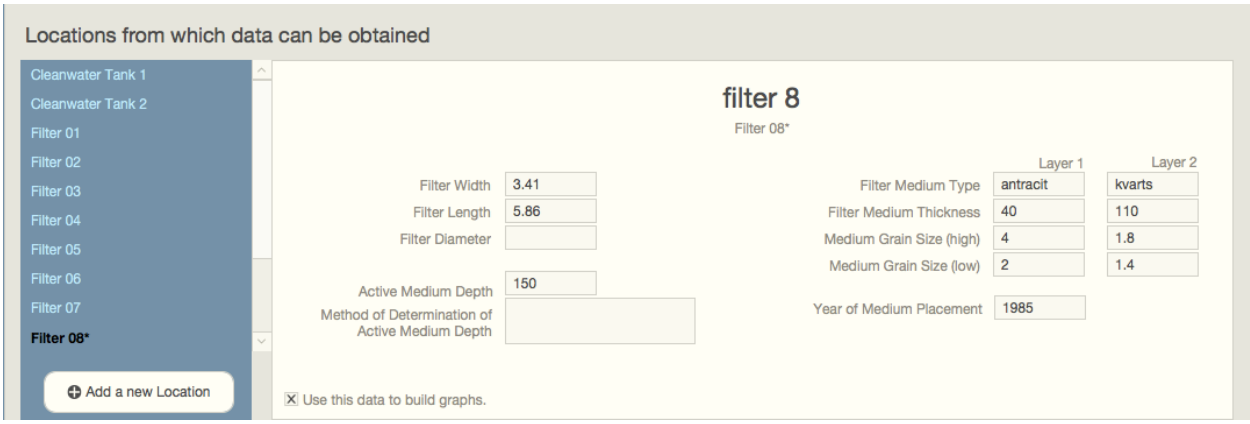


5. Give the location a number. This can be any number, but is most commonly used to more precisely designate the location. For example, a 3 could be entered for the third filter in a row of six.
6. If the location is an element (well, aerator, filter, softener, tank or sewer), leave the default "no conversion" selected. If the location is a "pipe," select either "production" (indicating that the output of the element you just entered is considered "good" or "useful") or "waste" (indicating the output is considered to be "bad").
7. If you select "production" or "waste" (in other words, this is a "pipe" location), Merkur displays a second element to the right with arrows indicating the flow from the left element to the right element.
8. Just as you did for the left element, describe the right element, indicating its type and number.
9. Click the Save button.

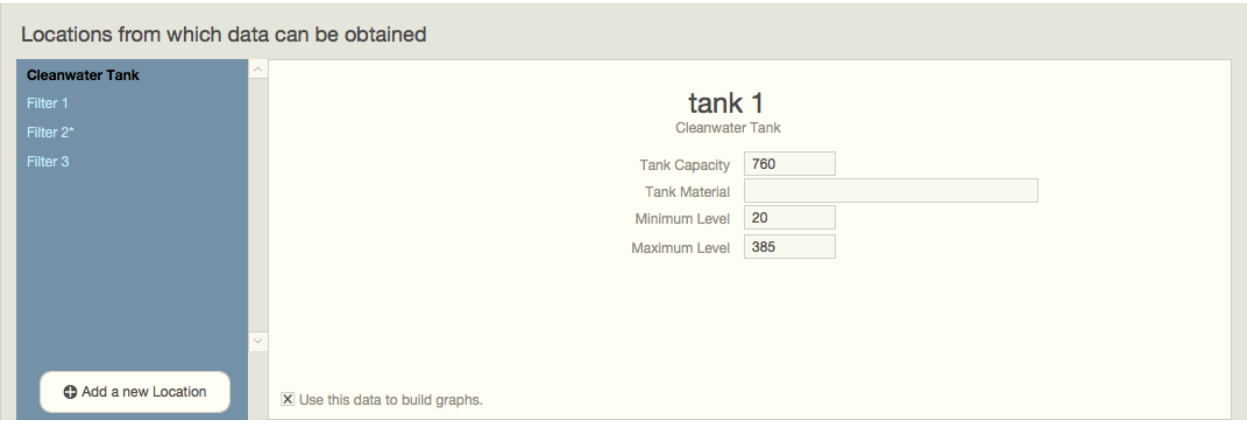
To Add or Update Data About a Location

Once a location has been added, information about the location should be added to Merkur. The information needed depends very much on the type of location it is. For example, filter locations require very different information from clearwater tank locations.

1. Ensure that the Waterworks/Location tab is selected toward the top of the screen.
2. Click on the location from the location list toward the bottom of the screen and ensure it is highlighted.



3. If the location is a Filter location, enter or update the following data:
    - Filter width and length, if the filter is rectangular in shape, or diameter, if the filter is circular, in meters
    - Active medium depth in centimeters
    - Notes about the method for determining the active medium depth
    - For each layer (up to two) of the filter medium:
        - The filter medium type
        - The thickness of the medium (in cm)
        - The high and low grain size (not sure of the dimensions here)
    - The year the filter medium was placed into service



4. If the location is a Tank location, enter or update the following data:

- Tank capacity (in m^3)
- Tank material (this is a free-form field, it can be any text desired)
- Minimum level of the tank (in cm)
- Maximum level of the tank (in cm)

5. If the location is some other type of location, enter or update the data as indicated.
6. For each location, you can check a box indicating if the location is to be used when building graphs. Note that some graphs should focus on an individual location in a series (for example, a specific filter from which data was obtained in a series of six). Failing to indicate which location of a type (usually only one) should be used for graphing purposes can create unpredictable results in some graphs.

Note:

- There is no Save button to click once a location has been created. Your data is automatically saved as you enter it.

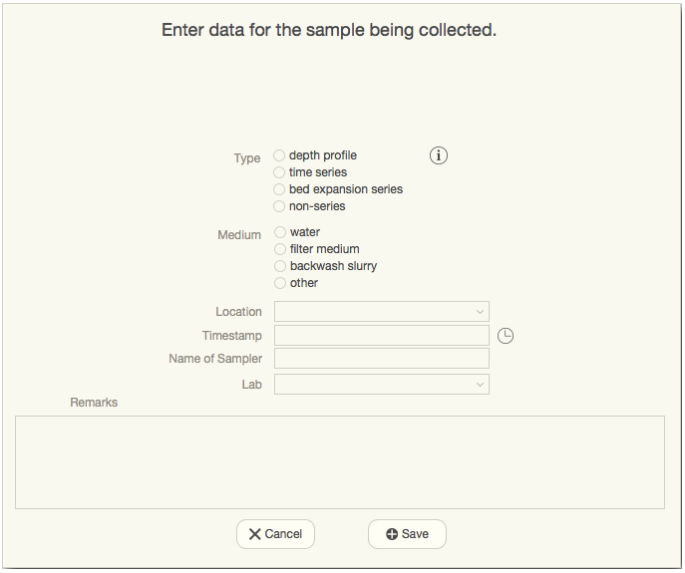
To Add a New Sample

Samples in Merkur require a careful explanation. Often a sample is thought of as a collected representative specimen, such as water collected in a flask from the overflow of a filter during a backwash operation. From that single collection flask, one might run several tests, such as iron concentration or turbidity.

In Merkur, a sample can mean that kind of collection. It can mean the collection of a single container of some material that is then analyzed for one or more attributes. In Merkur, however, "sample" can also have a broader meaning. For example, if water is collected during a backwash operation every minute over the course of the operation, a series of flasks would be used, one for each minute during the process. All of those individual flasks together are considered to be one *sample* — a sample *series*, collected over time. Thus a sample can be a single collection, but it can be a series of collections as well.

A different kind of sample series is related to position. For example, filter media might be obtained from different depths in a filter. An individual flask would be used to gather filter media from a depth of 10 cm, 20 cm, 30 cm, and so on. As with a backwash operation, that series of flasks are considered to be one *sample*, but this time the sample is a *series* based on depth in the filter.

Another positional series is related to filter bed expansion during a backwash procedure. Instead of gathering material at different depths in the filter, the backwash slurry is collected at different heights above the top of the filter bed as it is being expanded by air and/or water. Again, this is a single *sample*, even though there are different containers of backwash slurry obtained from different heights. In other words, this is a bed expansion *series*.



Further, a sample might not actually be a physical specimen the can be collected in a container. It might simply be a measurement, such as the

amount of water used during a backwash procedure, or the freeboard height in a specific filter. In Merkur, these types of samples are called non-series samples to differentiate them from series samples such as time series, depth profiles, and bed expansion series.

1. Ensure that the Enter Data tab is selected at the top of the screen.
2. Ensure that the waterworks with which you want to work is selected on the left side of the screen.
3. Click on the Sample and Data tab toward the top of the screen. This displays a list of the samples already in Merkur for the selected Waterworks, if any.
4. Click on the Add a New Sample button at the bottom of the list of samples.
5. In the box that is revealed, select the type of sample that is being added.
    - depth profile — used for a series of collections of filter media at varying depth in a filter
    - time series — used for a series of collections over time, such as during a backwash procedure
    - bed expansion series — used for a series of collections of filter media slurry collected during a backwash procedure at different heights above the filter bed
    - non-series — used for all other data collections that are not one of the three series types
6. Select the medium of the sample that is being added.
    - water — broadly used for any aqueous sample
    - filter medium — used when the actual filter medium grains are collected
    - backwash slurry — used when the collection involves the mixture of water and filter medium stirred up during a backwash procedure
    - other — used when none of the above three categories apply
7. Select the location from which the sample was obtained. Merkur will provide a drop down list of locations that have been set up for this waterworks. Thus, prior to entering information about a specific sample, it is important that the location within the waterworks has first been created.
8. Enter the timestamp when the sample was collected. The “watch” icon to the right of the timestamp field can be clicked to insert the current server date and time (which is based on eastern US time). If you want to manually enter some other time, make sure the syntax matches the following: MM/DD/YYYY hh:mm:ss, where MM is the month, DD is the date, YYYY is the four digit year, hh is the hours, mm is the minutes, and ss is the seconds. Note that the date syntax follows the US month-then-day format rather than the European day-then-month format.
9. Enter the name of the sampler. Merkur maintains a list of all previous samplers, making it easy to select a sampler from the drop down list that is revealed. Alternatively, you can enter a new name by clicking in the field box again and typing in the name.
10. Enter the name of the default lab where the testing of this sample will occur. Merkur maintains a list of valid labs that can be selected from the drop down list that is revealed. The Merkur system administrator must add any new labs that you need added. Note that this is the default lab; you can override the lab for individual results analysis.
11. Optionally, enter any remarks about this particular sample.
12. Click the Save button.

To Add Results for a Sample

In Merkur, the specific measurement from a sample is called a *result*. An individual sample can have many results, because one might measure the iron, manganese, oxygen, ammonium, and other concentrations from a single flask. Further, when the sample is a sample series, multiple measurements might be taken from each individual flask in the series. Thus a large number of results can be recorded for an individual sample, especially if the sample is a series.

What is being measured for an individual result is called, in Merkur, a measurement *parameter*. Merkur includes a large but limited number of parameters, defining what specifically might be measured as a part of a data collection effort for a waterworks. The number of these parameters may increase over time as Merkur expands, but this method of being very specific about which parameter an individual results is measuring helps ensure that there is never any confusion about what the data represents.

When adding results, the type of sample (depth profile, time series, bed expansion series, or non-series) and the sample medium (water, filter medium, backwash slurry, or other) makes a difference as to how results are entered. Thus the data entry screens for entering results in Merkur will differ, depending on the sample type selected.

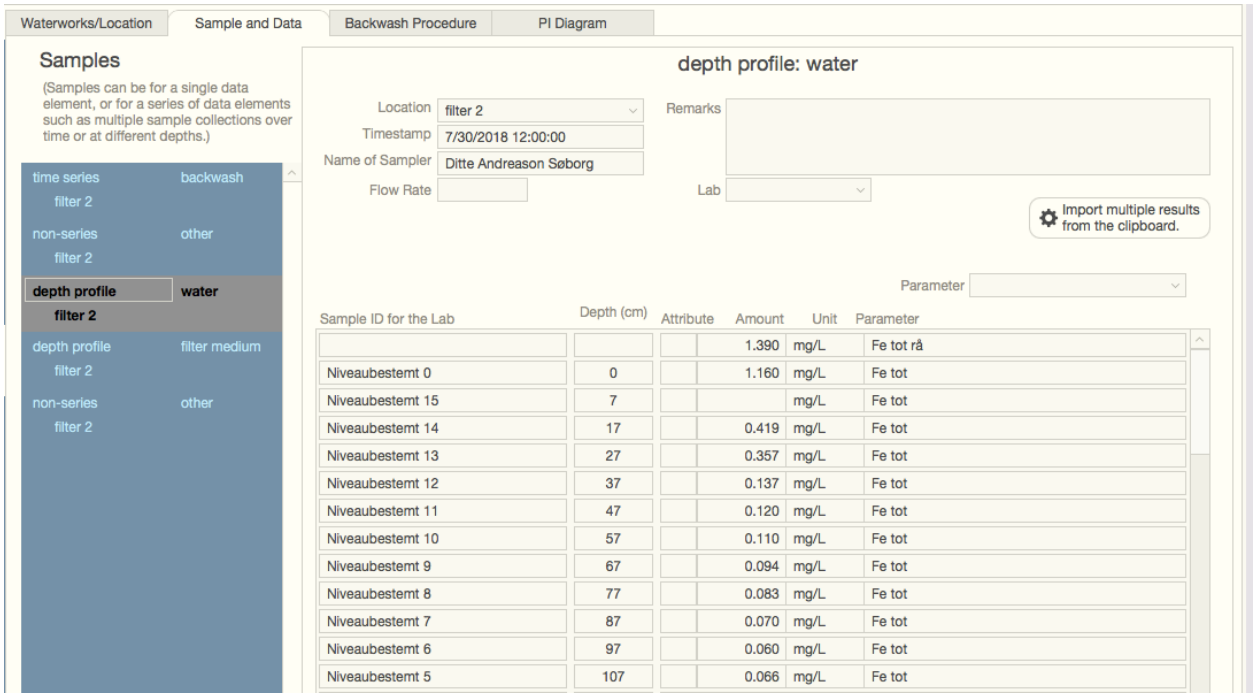
The following table shows the valid combinations of sample type and medium that Merkur accepts. The table also indicates the collection methodologies used by VIA University College in collecting various kinds of samples. You can learn more about the vapors collection methodologies from the VIA University College staff.

	depth profile	time series	bed expansion series	non-series
water	Christmas Tree			
filter medium	Proton Pack CamSizer			
backwash slurry		individual flasks	Organ Pipes	
other				observation measurement waterworks reporting

1. Ensure that the Enter Data tab is selected at the top of the screen.
2. Ensure that the waterworks with which you want to work is selected on the left side of the screen.
3. Click on the Sample and Data tab toward the top of the screen. This displays a list of the samples already in Merkur for the selected Waterworks.
4. Click on the sample with which you want to work in the list of samples. If no samples are listed, use the procedure to add a new sample before attempting to enter results.
5. The screen that is revealed will be based on the combination of sample type and medium. Each type will be discussed below.

To Add Results for a Depth Profile Water Sample

These results are commonly obtained using VIA University College's "Christmas tree" technology.

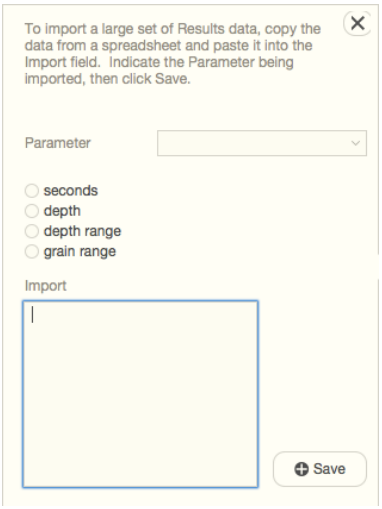


6. Information about the sample is shown at the top of the screen. This information can be updated if an error is found.
7. The lower part of the screen shows information about the individual results for the sample. The data shown includes:
    - Sample ID for the Lab — This is an optional free form text field that can used to identify the individual sample/result combination.
    - Depth — The depth (in cm) from which the sample was obtained.
    - Attribute — Optionally used to modify the amount. Typically this might be the less than (<) or greater than (>) symbol.
    - Amount — The actual measurement for the result.
    - Unit — The unit of measure for the result. Note that the unit is provided automatically by the parameter and is not modifiable.
    - Parameter — The thing being measured. (See the discussion above about parameters under To Add Results for a Sample.) Note that this is not modifiable.

    You may modify Sample ID for the Lab, Depth, Attribute and Amount if an error is found.
8. Because there can be a large number of results for a sample, you may optionally select a parameter in the Parameter box above the Parameter column. Selecting a parameter from the drop down list of parameters will limit the results that are displayed to only that parameter. Display all results again by deleting the entry in the Parameter box.

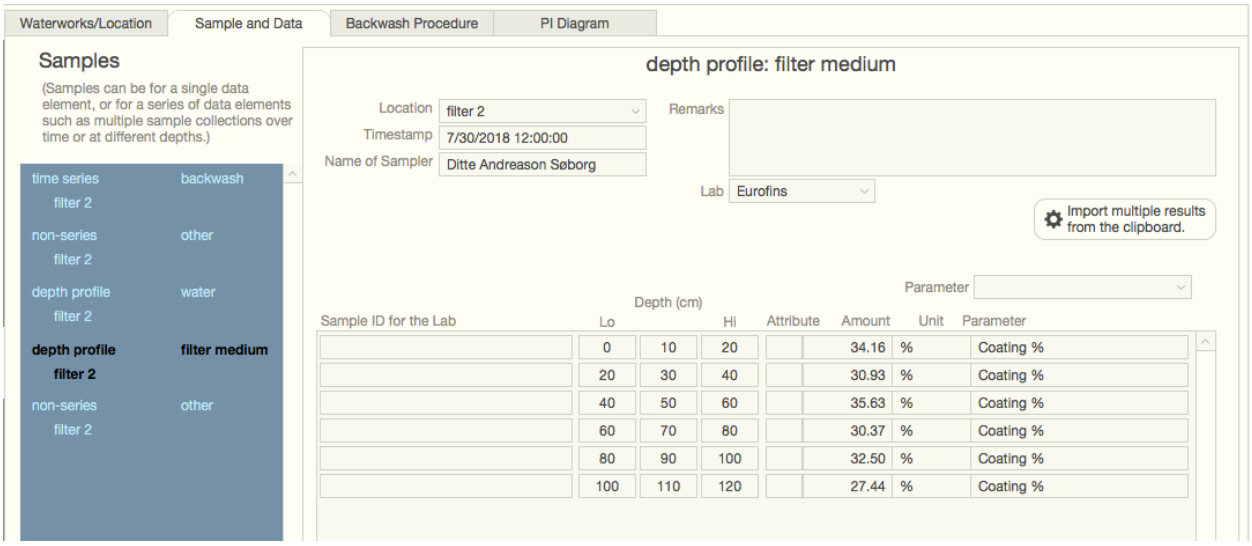
9. To import at “batch” of data (that is, an entire series of results of a single parameter for this sample), ensure that your data is in the proper format. This is best accomplished by preparing a spreadsheet containing the data in three adjacent columns:
    - Column A — Sample ID for the LAB
    - Column B — Depth
    - Column C — Amount

    The data should be lined up in rows, one row for each depth. Merkur can handle as many rows as needed.
10. In the spreadsheet, select the three columns and all of the rows containing data. Then, in the spreadsheet software, execute a Copy command. This will place the data in your computer’s clipboard.
11. In Merkur, click on the Import Multiple Results from the Clipboard button.
12. This will open up a data entry box. First, select the parameter you are importing from the drop down list of parameters.
13. Select the type of import you are doing. For a depth profile water sample, select “depth”.
14. Click inside the Import box and execute a Paste command. This will place the contents of your clipboard (the data you copied from the spreadsheet) into this box. Scan the data to make sure the data you expected has been pasted in. (Note, for example, that there should be an invisible “tab” character between each column of data with an invisible “return” character at the end of each row.)
15. Click Save.
16. Merkur will then process the batch of data, creating a Result entry for each row in your data. This may take some time, depending on the volume of data. Once the data has imported, review it to make sure that it has imported as expected.



To Add Results for a Depth Profile Filter Medium Sample

These results are commonly obtained using VIA University College's "Proton Pack" technology.



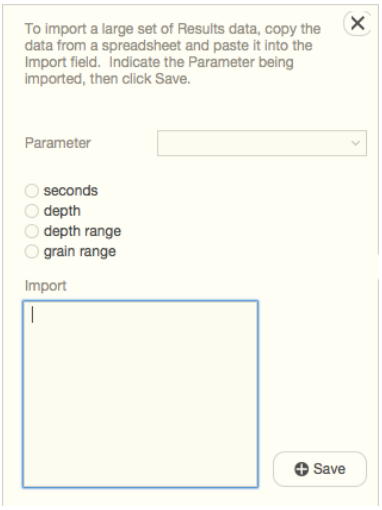
6. Information about the sample is shown at the top of the screen. This information can be updated if an error is found.
7. The lower part of the screen shows information about the individual results for the sample. The data shown includes:
    - Sample ID for the Lab — This is an optional free form text field that can used to identify the individual sample/result combination.
    - Depth Lo — The low end of the depth (in cm) of the range from which the filter media sample was collected. Note that, here, low means the smaller number. In terms of depth, this would be physically above the high number.
    - Depth — The depth (in cm) to be used when graphing this data. Typically this is the midpoint between the Lo and the Hi depths.
    - Depth Hi — The high end of the depth (in cm) of the range from which the filter media sample was collected. Note that, here, high means the larger number. In terms of depth, this would be physically below the low number.
    - Attribute — Optionally used to modify the amount. Typically this might be the less than (<) or greater than (>) symbol.
    - Amount — The actual measurement for the result.
    - Unit — The unit of measure for the result. Note that the unit is provided automatically by the parameter and is not modifiable.
    - Parameter — The thing being measured. (See the discussion above about parameters under To Add Results for a Sample.) Note that this is not modifiable.

    You may modify Sample ID for the Lab, Depth (Lo, mean and Hi), Attribute and Amount if an error is found.
8. Because there can be a large number of results for a sample, you may optionally select a parameter in the Parameter box above the Parameter column. Selecting a parameter from the drop down list of parameters will limit

the results that are displayed to only that parameter. Display all results again by deleting the entry in the Parameter box.

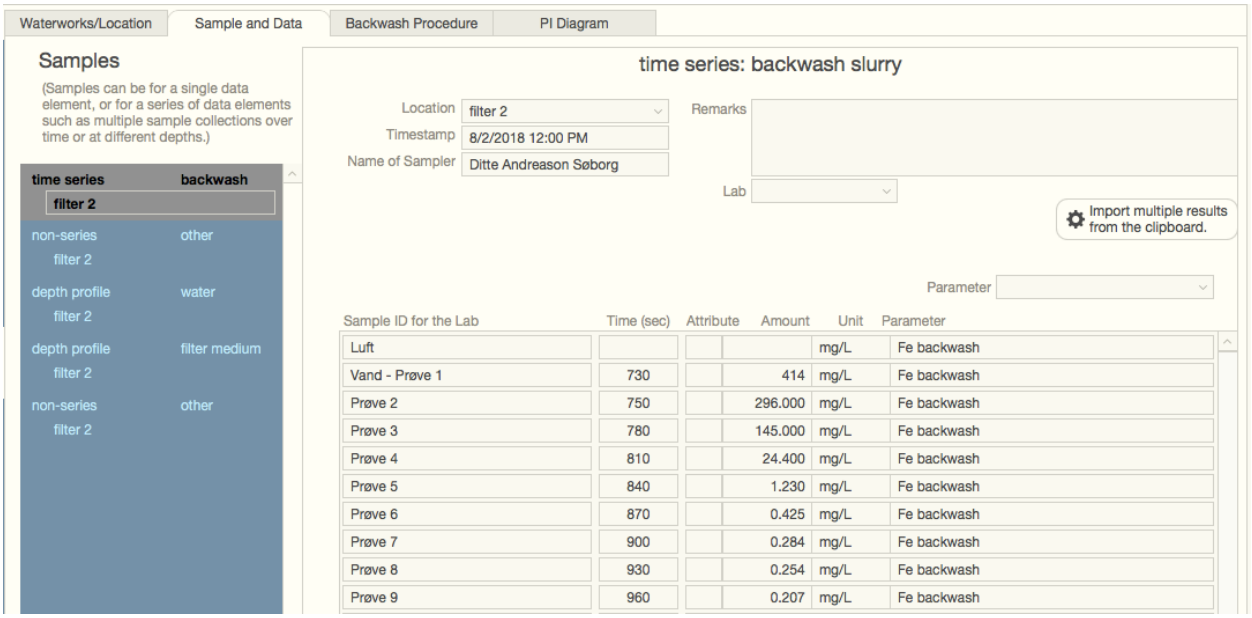
9. To import at "batch" of data (that is, an entire series of results of a single parameter for this sample), ensure that your data is in the proper format. This is best accomplished by preparing a spreadsheet containing the data in four adjacent columns:
    - Column A — Lo Depth
    - Column B — Hi Depth
    - Column C — Depth (typically midway between the Lo and Hi depths)
    - Column E — Amount

    The data should be lined up in rows, one row for each depth. Merkur can handle as many rows as needed.
10. In the spreadsheet, select the four columns and all of the rows containing data. Then, in the spreadsheet software, execute a Copy command. This will place the data in your computer's clipboard.
11. In Merkur, click on the Import Multiple Results from the Clipboard button.
12. This will open up a data entry box. First, select the parameter you are importing from the drop down list of parameters.
13. Select the type of import you are doing. For a depth profile filter medium sample, select "depth range".
14. Click inside the Import box and execute a Paste command. This will place the contents of your clipboard (the data you copied from the spreadsheet) into this box. Scan the data to make sure the data you expected has been pasted in. (Note, for example, that there should be an invisible "tab" character between each column of data with an invisible "return" character at the end of each row.)
15. Click Save.
16. Merkur will then process the batch of data, creating a Result entry for each row in your data. This may take some time, depending on the volume of data. Once the data has imported, review it to make sure that it has imported as expected.



To Add Results for a Time Series Sample

These results are commonly obtained by periodically collecting backwash slurry samples in individual flasks during a backwash procedure.

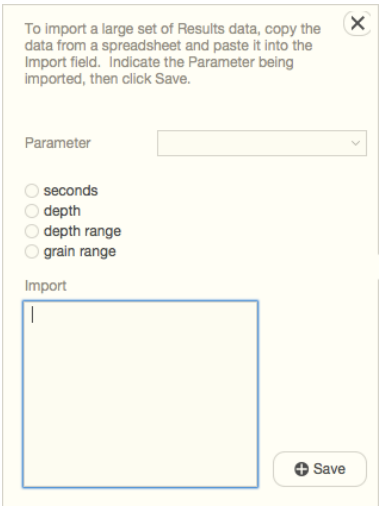


6. Information about the sample is shown at the top of the screen. This information can be updated if an error is found.
7. The lower part of the screen shows information about the individual results for the sample. The data shown includes:
    - Sample ID for the Lab — This is an optional free form text field that can used to identify the individual sample/result combination.
    - Time — The time (in seconds) after the process began at which the individual sample was collected.
    - Attribute — Optionally used to modify the amount. Typically this might be the less than (<) or greater than (>) symbol.
    - Amount — The actual measurement for the result.
    - Unit — The unit of measure for the result. Note that the unit is provided automatically by the parameter and is not modifiable.
    - Parameter — The thing being measured. (See the discussion above about parameters under To Add Results for a Sample.) Note that this is not modifiable.

    You may modify Sample ID for the Lab, Time, Attribute and Amount if an error is found.
8. Because there can be a large number of results for a sample, you may optionally select a parameter in the Parameter box above the Parameter column. Selecting a parameter from the drop down list of parameters will limit the results that are displayed to only that parameter. Display all results again by deleting the entry in the Parameter box.

9. To import at “batch” of data (that is, an entire series of results of a single parameter for this sample), ensure that your data is in the proper format. This is best accomplished by preparing a spreadsheet containing the data in three adjacent columns:
    - Column A — Sample ID for the LAB
    - Column B — Time
    - Column C — Amount

    The data should be lined up in rows, one row for each timed collection. Merkur can handle as many rows as needed.
10. In the spreadsheet, select the three columns and all of the rows containing data. Then, in the spreadsheet software, execute a Copy command. This will place the data in your computer’s clipboard.
11. In Merkur, click on the Import Multiple Results from the Clipboard button.
12. This will open up a data entry box. First, select the parameter you are importing from the drop down list of parameters.
13. Select the type of import you are doing. For a time series sample, select “seconds”.
14. Click inside the Import box and execute a Paste command. This will place the contents of your clipboard (the data you copied from the spreadsheet) into this box. Scan the data to make sure the data you expected has been pasted in. (Note, for example, that there should be an invisible “tab” character between each column of data with an invisible “return” character at the end of each row.)
15. Click Save.
16. Merkur will then process the batch of data, creating a Result entry for each row in your data. This may take some time, depending on the volume of data. Once the data has imported, review it to make sure that it has imported as expected.



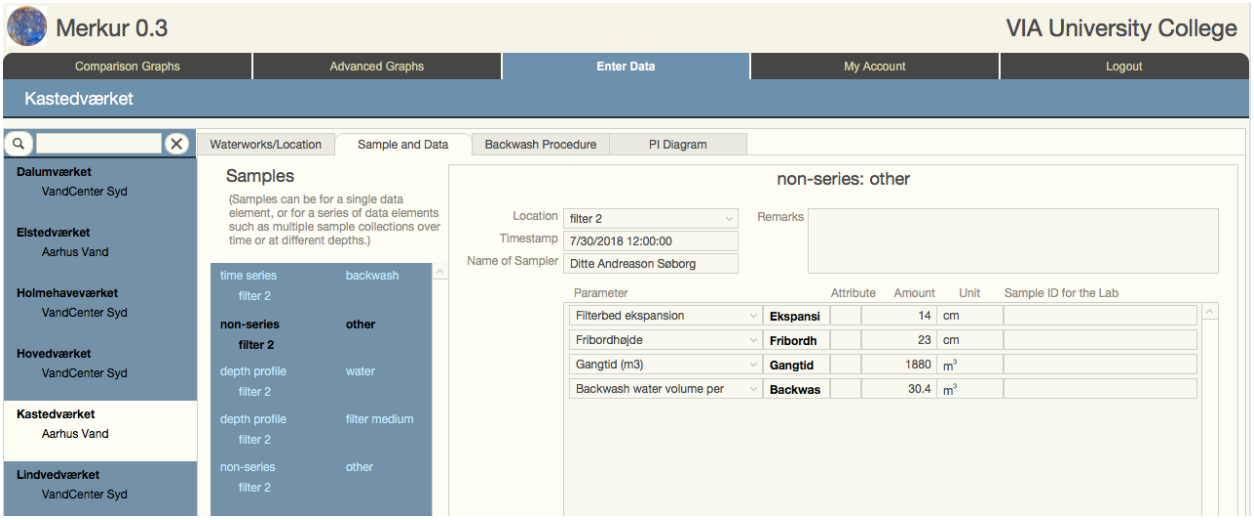
To Add Results for a Bed Expansion Series Sample

These results are commonly obtained using VIA University College's "Organ Pipe" technology. Currently the organ pipe data is expressed as a single number (the height) and is entered as a non-series result (see below).

In the future, Merkur may be expanded to receive multiple rows of bed expansion series data.

To Add Results for a Non-Series Sample

These results are obtained by a variety of methods, including direct observation, measurement of a parameter, accepting data reported by the waterworks to the researcher, and others. Currently the "Organ Pipe" data is reported as a single non-series number.



6. Information about the sample is shown at the top of the screen. This information can be updated if an error is found.
7. Currently non-series data must be added by the Merkur system administrator.

Understanding Access Groups

User accounts in the Merkur system are divided into two groups: waterworks users and VIA University College users.

Waterworks Users

Waterworks users have access to the two pages of graphs, the Comparison Graphs and the Advanced Graphs. All available graphs within the system are displayed on these to pages. These pages allow the waterworks user to display graphs showing their waterworks in comparison to all other waterworks in the Merkur system (Comparison Graphs) or specific series data from their own waterworks (Advanced Graphs).

Not all users will have access to display data for every graph. Access depends on the user's access level (see Understanding User Management below).

VIA University College Users

VIA University College users have access to one additional page, the Data Entry page. The Data Entry page allows the user to enter and update individual data results for a specific waterworks. In this way, VIA University College user can keep data for the waterworks updated as new information becomes available.

Understanding User Management

These additional ways of managing users are controlled by the Merkur system administrator. Each of the following also affect the way the system works for individual users.

Status

Individual user accounts can be active or inactive. This gives the Merkur system administrator the ability, at the direction of the Project Leaders, to activate or inactivate individual user accounts. An account that has been inactivated is no longer allowed to log on to the Merkur system.

The Merkur system administrator can also create new user accounts as directed by the Project Leaders.

Access Level

Each graph on the Comparison Graphs and Advanced Graphs pages are keyed with an access level: A, B, or C. Each user is than given a designated access level, providing access to a limited set or all graphs. A is the most limited access level. Access level A users only have access to graphs designated as A graphs. Access level B users have access to both A and B designated graphs. Access level C users have access to all graphs.

This feature gives the Project Leaders the ability to designate which graphs should be seen by which users. The plan is to have the project evolve to the point that some waterworks join at a very basic level (A), while others join at higher access levels (B or C). Further, C level graphs most likely will require collection of very detailed data by VIA University College itself, so the C access level would be reserved for waterworks from which such data has been obtained.

Can View Organizations

Each waterworks is given a waterworks number that is consistent throughout the system. Where appropriate, these numbers can be indicate on graphs, particularly Comparison Graphs, so that data points on the graph belonging to individual waterworks can be designated. However, it may be appropriate to only allow some users to view the data point is their own organisation's, leaving the other data point on the graph, but anonymous as to their source.

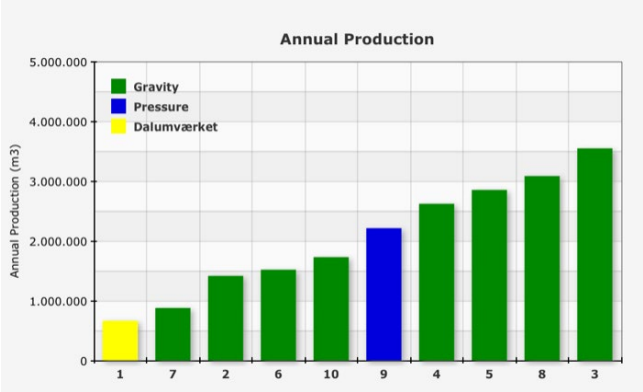
Each user can be identified as one that can view other organisations or that cannot.

Bilag 4. Description of graphs in Merkur

Comparison graphs

In all comparison graphs, your own waterworks is shown in yellow. Graphs are shown in alphabetical order.

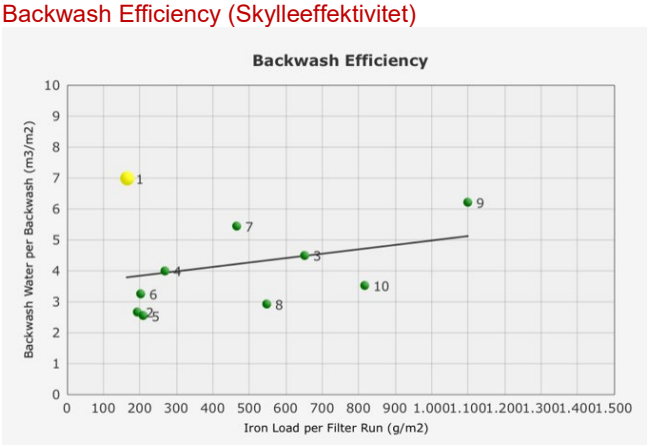
Annual Production (Årsproduktion)



Graph description
This bar chart compares waterworks according to annual drinking water production. Gravity filters are shown in green, and pressure filters are shown in blue.

Value of graph
• To provide an overview of the size of waterworks included in the database.
• To make it possible to determine if benchmarking results are more typical for certain waterworks sizes.

Backwash Efficiency (Skylleeffektivitet)

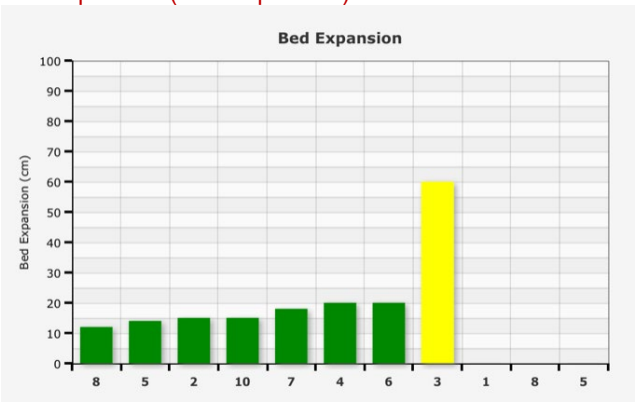


Graph description
This scatter plot shows how much backwash water is used (per square meter filter area) in comparison to how much iron has been removed during a single filter run (between one backwash and the next). The Y-axis sums the water used in the water-only step and water/air-combined step (if used).

Value of graph

- To show how efficient the backwash is
- To give an indication of the iron concentration in the backwash water

Bed Expansion (Bedekspansion)

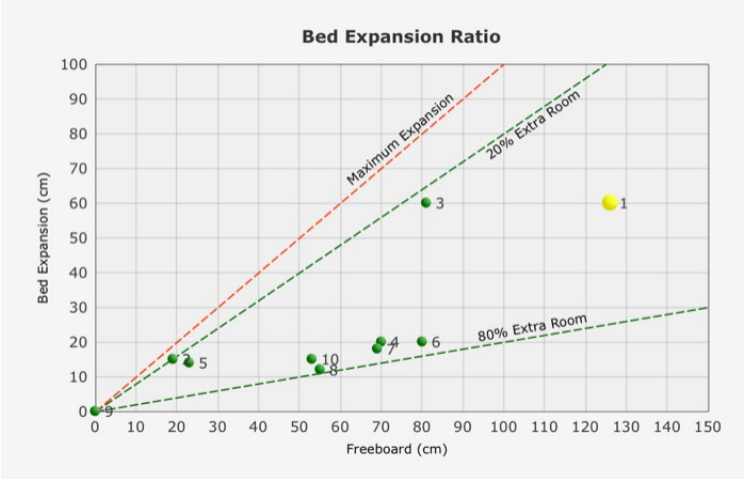


Graph description
This bar chart shows the height to which filter media is lifted during the backwash. It is measured using an “organ pipe” fixed in place on the top of the sand bed prior to backwashing. The Y-axis gives the height of the allest organ pipe into which media grains fell during backwash.

Value of graph

- To determine if the filter media is sufficiently expanded to enhance cleaning during backwash
- To enable comparisons between bed expansion, medium grains and water flow

Bed Expansion Ratio (Bed-ekspansionsforhold)

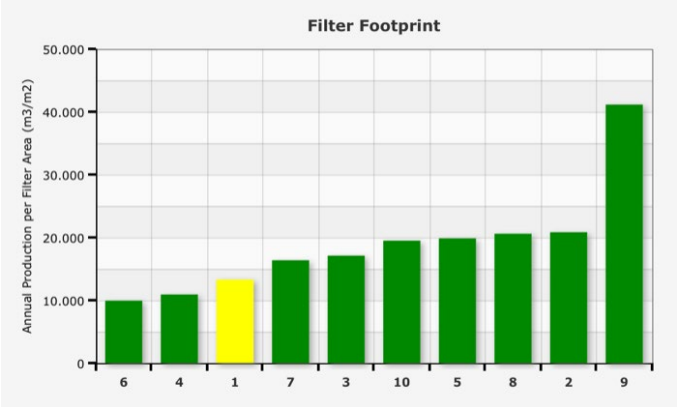


Graph description
This scatter plot shows the ratio between bed expansion during backwash and the available freeboard built into the filter.

Value of graph

- To determine if there is risk of losing filter media to the trough during backwash
- To determine if the filter bed design creates an unnecessary volume of backwash water following backwash that must be discharged before good water quality can be obtained

Filter Footprint (Filter footprint)

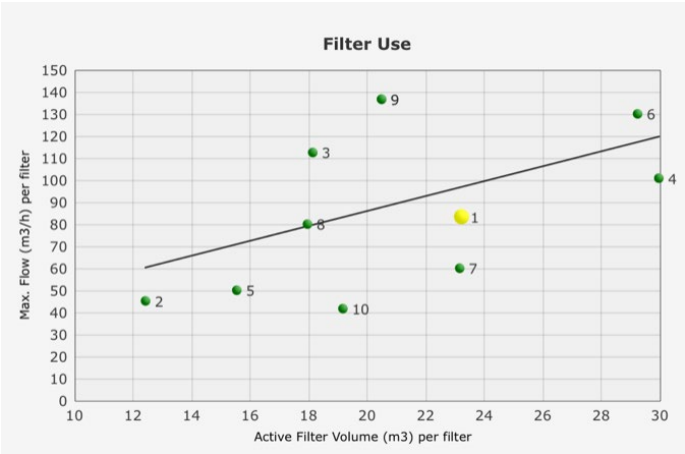


Graph description
This bar chart shows how much water is produced on an annual basis per m2 filter area (and is therefore the reciprocal of filter footprint). Note that this graph ignores the fact that water-works with poor raw water quality would be expected to show lower values. Note also that pressure filters are expected to have higher values than gravitational filters (made possible due to higher filter velocity and thicker media layers).

Value of graph

- To give an indication of whether the waterworks is over-dimensioned

Filter Use (Filterudnyttelse)

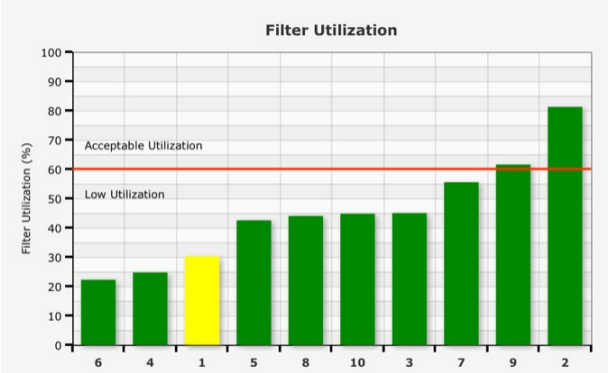


Graph description
This scatter plot compares individual filters between waterworks to see how much flow can be put onto a certain amount of sand. When double filtration is used, the sum of the active filter volumes in both filters is used. Note that this graph ignores the effect of raw water quality. For example, raw water with high ammonium concentrations would naturally call for more sand than raw water with low ammonium concentrations. The maximum hourly flow is defined as the maximum flow sustained for at least one hour per weekday.

Value of graph

- To determine if the volume of the filter medium is larger than typical (over dimen-sioned) or smaller than typical (under dimensioned). These judgements must then be compared to the treatment difficulty of the actual raw water quality.

Filter Utilization (Filterudnyttelse)

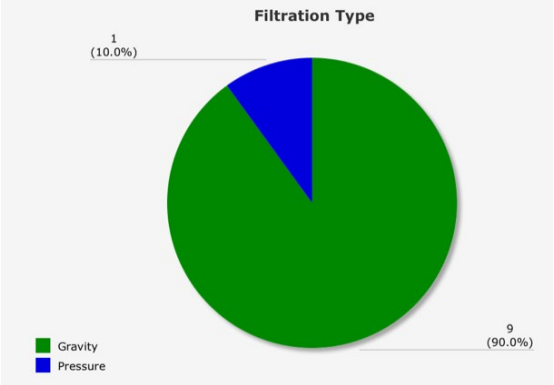


Graph description
This bar chart shows the drinking water production balance by comparing the annual production to the potential maximum annual production assuming the maximum filtration flow is maintained 24/7. Note that the need for production stop for backwashing is ignored, meaning that 100% production is never possible. The maximum filtration is defined ass the maximum flow sustained for at least one hour per weekday. The area above the red line represents acceptable filter utilization and is only obtainable for waterworks where production is virtually continuous for 16 or more hours per day. A continuous (Danish = grundlast) waterworks can reach approximately 98% utilization The area below the line represents low utilization where lowering the maximum hourly flow should be considered, assuming there is sufficient clean water tank capacity.

Value of graph

- To identify waterworks with potential for lowering the maximum hourly flow (which can improve water quality).
- To identify waterworks with potential to produce more drinking water, if needed.

Filtration Type (Filtertype)

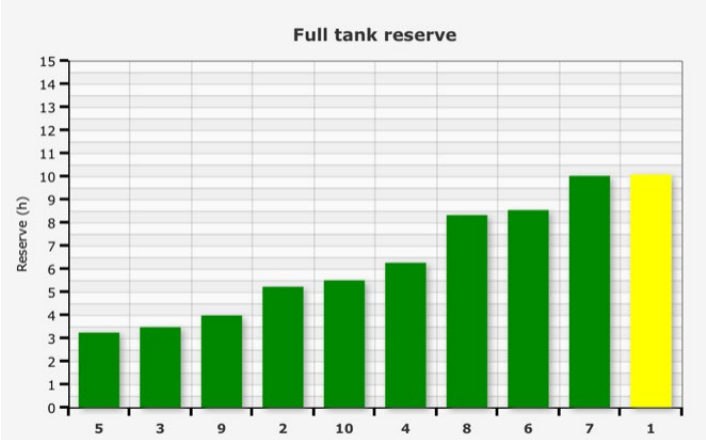


Graph description
This pie diagram classifies the participating waterworks as to whether they are gravity filters or pressure filters.

Value of graph

- To provide an overview of which waterworks are included in Merkur.

Full Tank Reserve (Reserve i rentvandstanken)

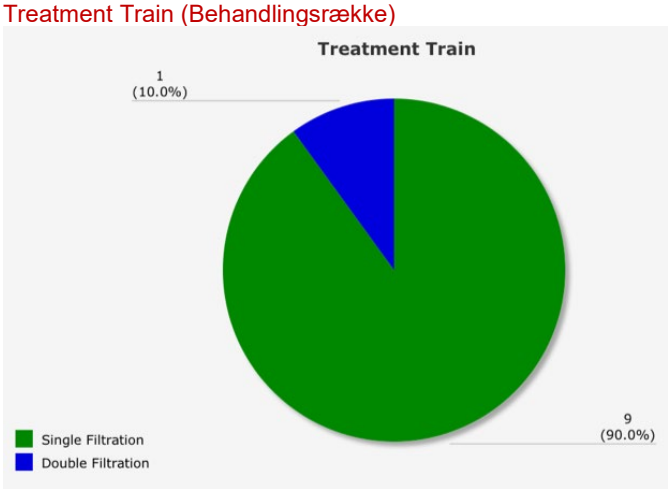


Graph description
This bar chart shows how many hours of reserve capacity that the waterworks have, assuming that the clean water tank is full, that no additional water is produced and that water is consumed at the annual average rate.

Value of graph

- To show if the risk for stagnated water in the clean water tank is too high due to a large tank capacity.
- To show if there is too little drinking water reserve in a filled clean water tank in case of fire.

Treatment Train (Behandlingsrække)

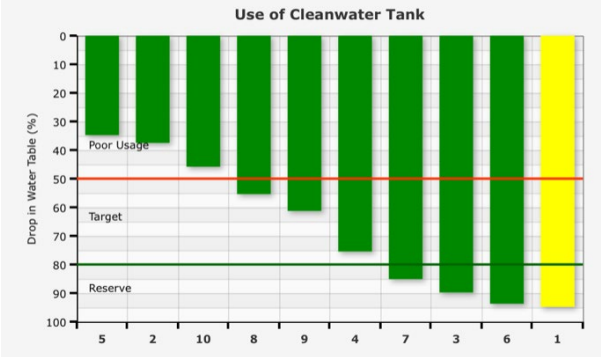


Graph description
This pie diagram classifies the participating waterworks according to whether single or double filtration is utilized.

Value of graph

- To provide an overview of which waterworks are included in Merkur

Use of Clean Water Tank (Udnyttelse af rentvandstanken)



Graph description
This bar chart shows the water level in the clean water tank measured as the minimum level experienced during a one-week period. Depending on circumstances, a value of 80% or so should not be exceeded to ensure adequate water in case of fire and for backwashing filters. Values below 50% or so indicate that more even flow could be achieved.

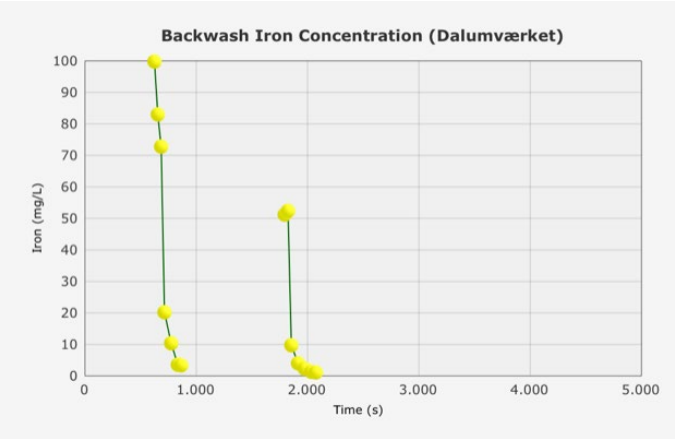
Value of graph

- To determine if the clean water tank is being used to even out day and night water production and give the lowest possible maximum hourly flow.
- To determine if there is likely to be a lot of stagnant water in the clean water tank.

Advanced graphs

Advanced graphs show results for one waterworks only. Graphs are shown in alphabetical order.

Backwash Iron Concentration (Skyllevandets jernkoncentration)

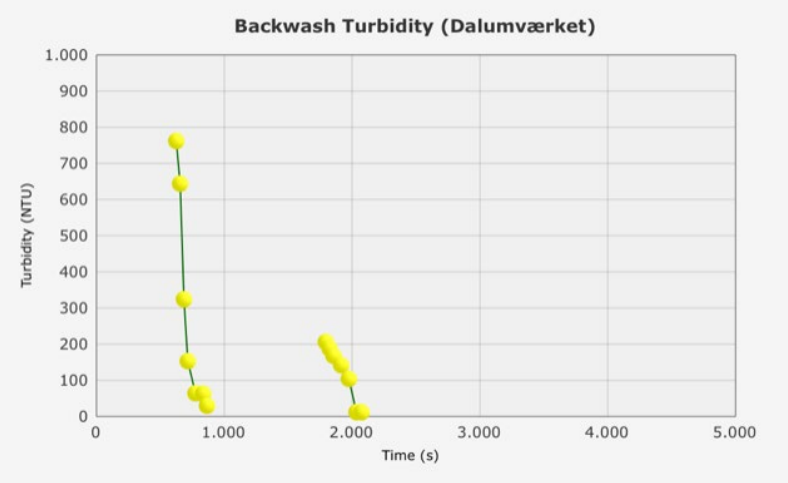


Graph description
This time series shows the iron concentration in water samples collected manually once or twice a minute from a backwash at one of the participating waterworks.

Value of graph

- To assist in optimizing the backwash procedure by indicating whether the backwash continues long after the iron oxides are removed or whether the backwash water is still heavily influenced at the end of the backwash.

Backwash Turbidity (Skyllevandets turbiditet)

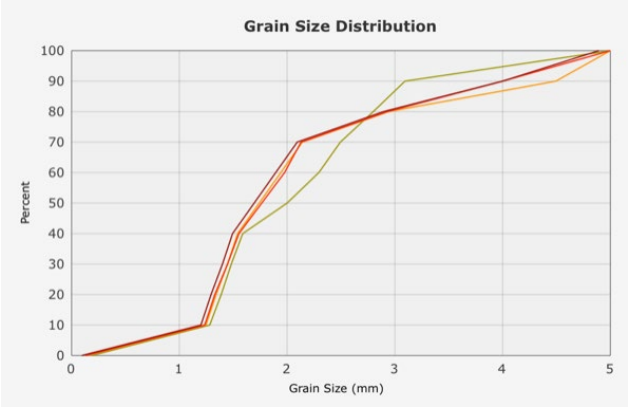


Graph description
This time series shows the turbidity in water samples collected manually once or twice a minute from a backwash at one of the participating waterworks.

Value of graph

- To assist in optimizing the backwash procedure by indicating whether the backwash continues long after the turbidity is removed or whether the backwash water is still heavily influenced at the end of the backwash.

Grain Size Distribution (Kornstørrelsesfordeling)

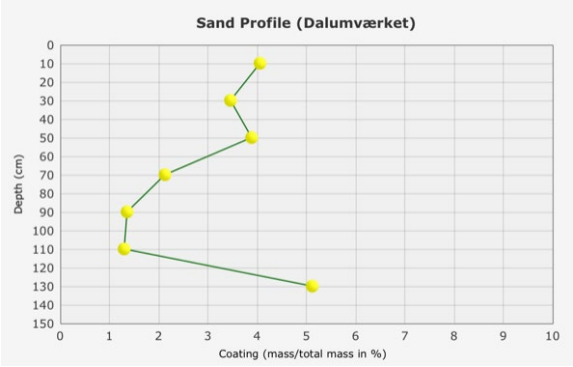


Graph description
This cumulative distribution graph shows the grain size in filter medium samples collected at various depths at one of the participating waterworks.

Value of graph

- To show the interval of grain sizes in a filter. Due to coating with iron oxides, grain sizes often increase over time. Fragile media grains such as anthracite may break (attrition) thereby decreasing the grain size over time.
- To determine if the grain size in a filter is stratified. Smaller grains may mobilize to the top of a filter during backwash. In dual media, larger and less dense anthracite may remain at the top of a filter. The backwash process may also cause mixing such that any stratification is destroyed.

Sand Profile (sandprofil)

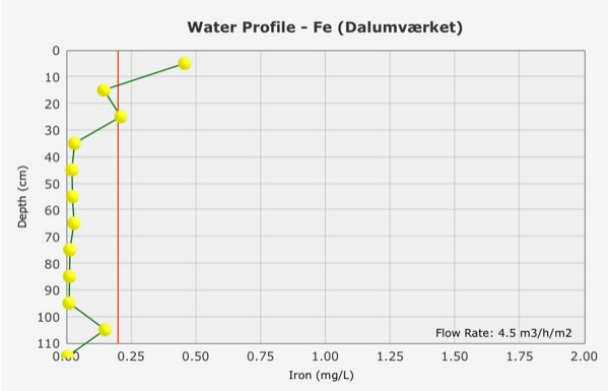


Graph description
This depth profile shows results from sand samples collected over 20 cm intervals from one of the participating waterworks using special sampling equipment. Depth in the filter starts with the top of the filter medium as 0. The graph point shows the middle of the depth interval that was sampled. In this graph, the relative mass of the media grains coating to the total mass (media grain plus coating) is shown in percent.

Value of graph

- Visualizes the stratification of the filter media. The coating may be greatest at the top of the filter. This is because iron (which causes the coating) is removed near the top of the filter and that the density of coating is greater than that of quartz, which may mobilize grains with more coating to the top of the filter during backwash.

Water Profile – Fe (Vandprofil - Fe)

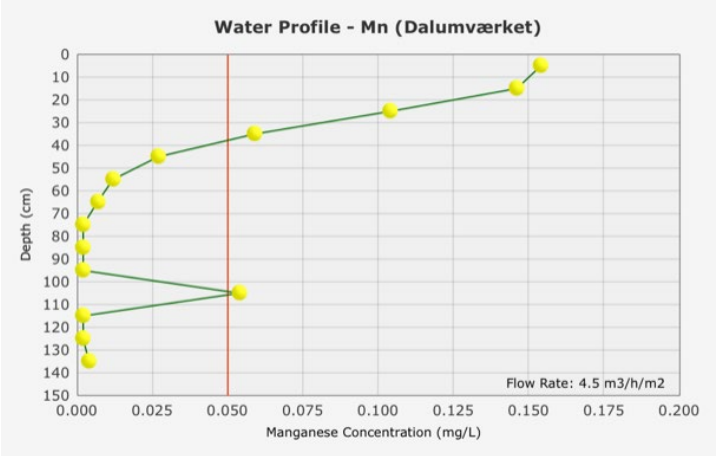


Graph description
This depth profile shows results from water samples collected at 10 cm intervals from one of the participating waterworks using special sampling equipment. In this graph, the concentration of iron is shown in mg/L. The drinking water criteria is shown as a red line. Depth in the filter starts with the top of the filter medium as 0.

Value of graph

- Visualizes removal through the depth of the filter.
- The steepest part of the curve can be used to determine the maximum volumetric removal rate.

Water Profile – Mn (Vandprofil - Mn)

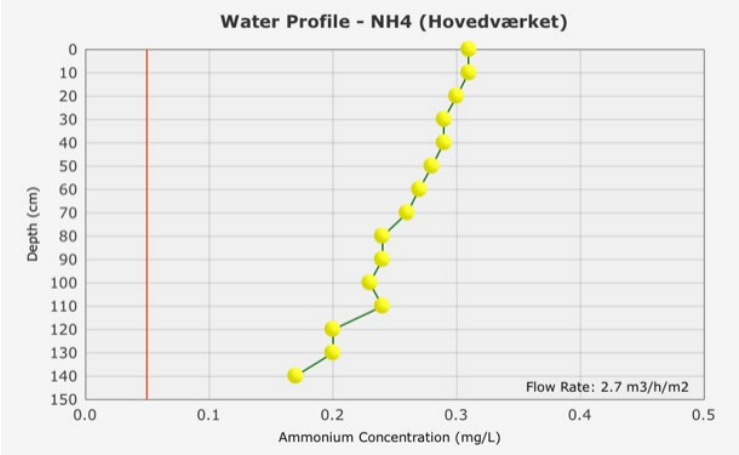


Graph description
This depth profile shows results from water samples collected at 10 cm intervals from one of the participating waterworks using special sampling equipment. In this graph, the concentration of manganese is shown in mg/L. The drinking water criteria is shown as a red line. Depth in the filter starts with the top of the filter medium as 0.

Value of graph

- Visualizes removal through the depth of the filter.
- The steepest part of the curve can be used to determine the maximum volumetric removal rate.

Water Profile – NH4 (Vandprofil – NH4)

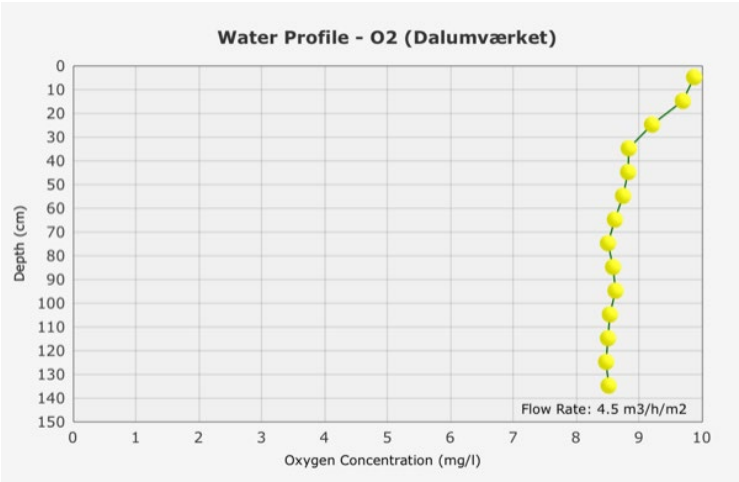


Graph description
This depth profile shows results from water samples collected at 10 cm intervals from one of the participating waterworks using special sampling equipment. In this graph, the concentration of ammonium is shown in mg/L. The drinking water criteria is shown as a red line. Depth in the filter starts with the top of the filter medium as 0.

Value of graph

- Visualizes removal through the depth of the filter.
- The steepest part of the curve can be used to determine the maximum volumetric removal rate.

Water Profile – O2 (Vandprofil – O2)

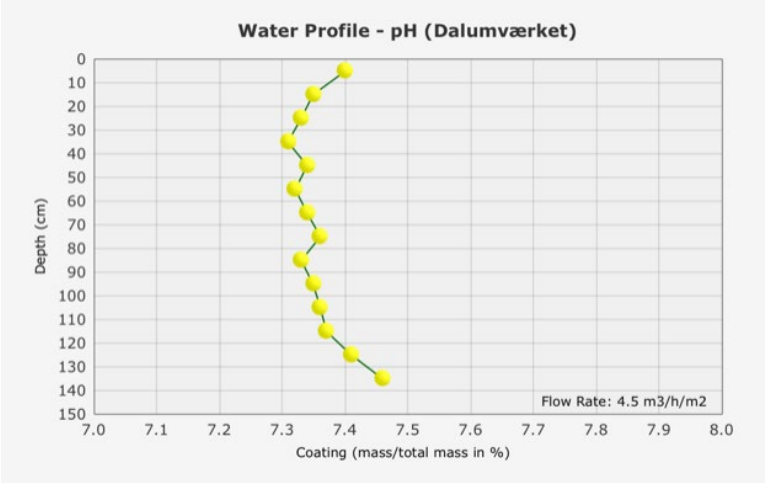


Graph description
This depth profile shows results from water samples collected at 10 cm intervals from one of the participating waterworks using special sampling equipment. In this graph, the concentration of oxygen is shown in mg/L. The drinking water criteria is shown as a red line. Depth in the filter starts with the top of the filter medium as 0.

Value of graph

- Visualizes removal through the depth of the filter.
- The steepest part of the curve is generally the layer where ammonium is being removed most rapidly.

Water Profile – pH (Vandprofil - pH)

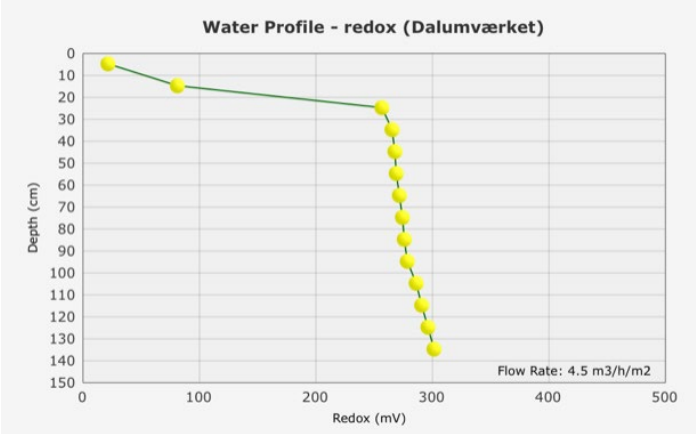


Graph description
This depth profile shows results from water samples collected at 10 cm intervals from one of the participating waterworks using special sampling equipment. In this graph, pH measurements are shown. Depth in the filter starts with the top of the filter medium as 0.

Value of graph

- Visualizes pH changes through the depth of the filter.

Water Profile – Redox (Vandprofil - redox)



Graph description
This depth profile shows results from water samples collected at 10 cm intervals from one of the participating waterworks using special sampling equipment. In this graph, the redox value is shown in mV. Depth in the filter starts with the top of the filter medium as 0.

Value of graph

- Visualizes changes in redox through the depth of the filter.
- The greatest redox increase is often seen at the depth where the majority of iron has been removed.

Merkur: Web-baseret platform til vandbehandlingsdata
I Danmark er drikkevandsproduktion baseret på grundvand, der behandles ved en enkel proces, der består af iltning af vandet efterfulgt af en biofiltrering med gravitations- eller trykfiltre. Herved fjernes eller omdannes jern, ammonium og mangan. Design og drift af biofiltrering, som er hjertet i vandbehandlingen, har ikke ændret sig væsentligt i mere end 100 år. Fremskridt i prøvetagning og måleteknikker i forbindelse med biofiltrering har imidlertid medført ny viden og mulighed for at undersøge, forstå og manipulere de kemiske, mikrobiologiske, fysiske og procesteknologiske elementer i drikkevandsbehandling. Vandkvaliteten er under pres, og der er en erkendelse af, at mange af de nuværende overskridelser af vandkvalitetskrav på landsplan kunne undgås ved en bedre vandbehandling.

Projektets formål er at re-designe vandbehandling fra bunden ved radikal nytænkning af drikkevandsproduktionen, hvormed der kan ske en optimering af nye og eksisterende vandværker, herunder reduktion af vandspildet ved returskyl, forkortelse af indkøringen af nye filtre samt større bæredygtighed i drikkevandsproduktion.
Projektet har resulteret i formulering af 18 ”redesign-principper”, der handler om design og drift af drikkevandsbehandling. Principperne blev testet ved fuldskala demonstration af ny filterbeholderdesign samt ny indkøringsprocedure med SmartSand. Endvidere blev principperne udviklet på basis af ny viden om jern- og ammoniumfjernelse samt returskylleprocessen. Projektet har desuden påbegyndt udvikling af den åbne dataplatform ”Merkur” til vandbehandlingsdata samt en matematisk model til at belyse virkningen af forskellige filterkonstruktioner.

Miljøstyrelsen
Tolderlundsvej 5
5000 Odense C

www.mst.dk

Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Flytning af filtermediekorn under returskyl

Rapport 3 i projektet ”Smart Re-design of Drinking Water Production”

MUDP Rapport

September 2023

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion:
Loren Ramsay
Majbritt Lund
Feng Du

Fotos:
Loren Ramsay
Majbritt Lund
Feng Du

ISBN: 978-87-7038-543-5

Miljøstyrelsen offentliggør rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, som er finansieret af Miljøstyrelsen. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse.

Indhold

Forord		**5**
Sammenfatning		**8**
1.	**Introduktion**	**10**
1.1	Motivation	10
1.2	Udvalgte begreber	11
1.3	State of the art	12
1.3.1	Returskyllets historie	12
1.3.2	Vandskyl og fluidisering	12
1.3.3	Luftskyl	13
1.3.4	Luft-og-vand skyl	13
1.3.5	Effekten af skylleprocessen	14
1.3.6	De enkelte korns bevægelse under et returskyl	15
1.3.7	Effekten af returskyl på biofiltres funktion	15
1.3.8	Filtermodning efter returskyl	16
2.	**Metoder og materialer**	**17**
2.1	Forundersøgelser	17
2.1.1	Fuldskala forundersøgelser	17
2.1.2	Forundersøgelser med farvet sand	19
2.2	Forsøgsanlæg i pilotskala	21
2.3	Flytningsforsøg	22
2.3.1	Filtermedie ekspansion	23
2.3.2	Observation af bevægelsesfænomener	23
2.3.3	Tælling af spormedie	23
2.3.4	Beregning af statiske momenter	24
3.	**Resultater**	**25**
3.1	Forundersøgelser	25
3.1.1	Viby Vandværk, fuldskala	25
3.1.2	Forundersøgelse med farvet sand	26
3.2	Filtermedietyper	30
3.3	Bevægelsesfænomener	31
3.4	Filtermedie ekspansion	34
3.5	Flytning af filtermedie under returskyl	35
3.5.1	Karakterisering af pilotfilteret med farvet sand	35
3.5.2	Betydning af den oprindelige placering	36
3.5.3	Betydning af størrelse	37
3.5.4	Betydning af densitet	38
3.5.5	Betydning af form	39
4.	**Diskussion**	**41**
4.1	Effekten af medieflytning	41
4.2	Luftskyl	41
4.3	Samtidigt luft-og-vand skyl	42

4.4 Vandskyl 42
4.5 Lagkagemodel 43

5. Referencer 44

Forord

Denne rapport er en del af fyrtårnsprojektet ”Smart Re-design of Drinking Water Production”, som blev udført i perioden 2018 - 2022 og finansieret af projektdeltagernes egenfinansiering samt den offentlige støtteordning Miljøteknologisk Udviklings- og Demonstrationsprogram (MUDP) under Miljøministeriet. Projektets formål er at re-designe vandbehandling ved en dyb forståelse og en radikal nytænkning af vandbehandlingsprocessen. Da projektet omhandler helt almindelig dansk vandbehandling, er projektets resultater relevante for alle danske vandforsyninger.

Fyrtårnsprojektet er formidlet gennem 12 rapporter, samt en serie konferenceindlæg, tidskriftsartikler, og seminarer. Desuden er en række løsninger demonstreret ved fuldskalaanlæg på hhv. Østerbyværket syd for Aarhus og Lundeværket nord for Odense.

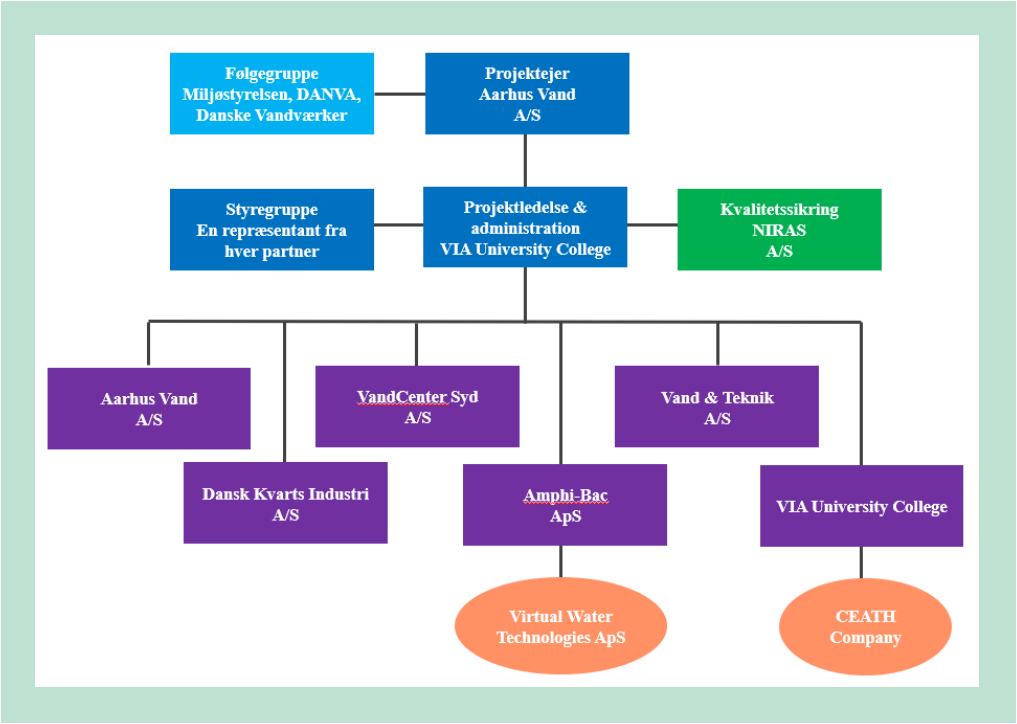
Baggrund

I Danmark er drikkevandsproduktion baseret på grundvand. Grundvandet behandles ved en ret enkelt proces, der kaldes for ”normalbehandling” (Karlsen og Sørensen, 2014). Denne proces består af iltning af vandet efterfulgt af en biofiltrering med gravitations- eller trykfiltre. Biofiltrering indebærer en kompleks blanding af fysiske, kemiske og mikrobiologiske elementer. Da det indvundne grundvand ofte er kemisk reduceret, kan vandet indeholde opløste stoffer som jern, ammonium og mangan, der skal fjernes/omdannes. Avanceret vandbehandling kommer kun på tale, hvis der også er behov for at fjerne f.eks. gasser (svovlbrinte, methan, aggressiv kuldioxid), hårdhed, arsen eller pesticider. I Danmark anvendes hverken chlor eller andre former for kemisk desinfektion under behandling eller distribution af vandet.

Biofiltrering er hjertet af normalbehandling af drikkevand i Danmark. Design og drift af biofiltrering har dog ikke ændret sig væsentligt i mere end 100 år. Manglende proces- og mikrobiologisk viden kombineret med en konservativ tilgang har medført, at videreudvikling af biofiltrering har været begrænset, og at filtre har været betragtet som en black box. Nye og billigere mikrobiologiske analyser, sofistikerede prøvetagningsmetoder, at-line målinger og andre fremskridt har nu åbnet denne black box i vandbehandlingen og gjort det muligt at undersøge, forstå og manipulere processen i højere grad end før.

Projektorganisation

Projektet blev udført af syv partnere og to underleverandører, se FIGUR 1 nedenfor:



FIGUR 1. Diagram over projektorganisation.

Projektets følgegruppe og styregruppe bestod af følgende personer:

Følgegruppe
Bolette D. Jensen, Miljøstyrelsen (formand)
Dorte Skræm, DANVA
Robert Jensen / Henrik Hermansen, Danske Vandværker
Flemming Fogh Pedersen, Aarhus Vand (projektejer)
Loren Ramsay, VIA University College (projektleder)

Styregruppe
Flemming Fogh Pedersen, Aarhus Vand
Finn Mollerup, VandCenter Syd
Jens Kristensen, Vand og Teknik
Claus Hove Sørensen, Dansk Kvarts Industri
Søren Bastholm Olesen, Amphi-Bac
John Kristensen, NIRAS
Loren Ramsay, VIA University College

Projektets arbejdspakker og rapporter

Projektet er inddelt i arbejdspakker og rapporter, se nedenfor. Arbejdspakkerne og rapporterne er identificeret som "åbne" eller "kommercielle" for at tydeliggøre, hvornår resultater frit formidles til hele branchen og hvornår resultater holdes internt blandt de relevante partnere af hensyn til kommercielle interesser.

Arbejdspakke 1: Etablering af designgrundlag (åben)
Rapport 1: Indsamling af vandbehandlingsdata
Rapport 2: Merkur: Web-baseret platform til vandbehandlingsdata

Arbejdspakke 2: Tekniske forsøg (åben)
Rapport 3: Flytning af filtermediekorn under returskyl
Rapport 4: Jernfjernelsesdybde i biofiltre
Rapport 5: Biostimulering med ammonium
Rapport 6: Jernfjernelse i returskyl
Rapport 7: Filtermediers gangtid

Arbejdspakke 3: SmartSand (kommerciel)
Rapport 8: Udvikling og produktion af SmartSand (fortrolig)

Arbejdspakke 4: SmartArkitektur (åben)
Rapport 9: Vandbehandlingsmodel

Arbejdspakke 5: Fyrtårnsdemonstration i fuldskala (åben)
Rapport 10: Demonstrationsanlæg ved Østerbyværket
Rapport 11: Demonstrationsanlæg ved Lundeværket

Arbejdspakke 6: Projektledelse
Rapport 12: Sammenfatning

Sammenfatning

Denne rapport omhandler flytning af filtermediekorn under returskyl og er Rapport 3 af 12 om fyrtårnsprojektet ”Smart Re-design of Drinking Water Production”. Formålet med Rapport 3 er at fastlægge indflydelsen af skyllehastigheden, kornstørrelse, korndensitet og kornform på flytning af filtermediekorn i vandværksfiltre under forskellige trin i et returskyl.

Selv om flere forskere har kigget på bevægelsen af enkelte filtermediekorn under et returskyl, blev der ikke fundet litteratur, der beskriver placeringen af kornene efter endt skyl (i forhold til deres oprindelige placering). Med andre ord, beskriver litteraturen ikke, hvor stor en opblanding af filtermediet, et returskyl medfører. Opblanding af filtermedie kan potentielt både have en negativ og positiv indflydelse på vandbehandlingen. En af de negative indflydelser er fortynding af korn i det mest aktive lag, hvor kornene har den optimale biofilm og katalytiske overflade, med korn fra inaktive lag. En af de positive indflydelser er, at aktive korn flyttes til alle dele af filteret og gør filteret mere robust såfremt belastningen pludselig skulle stige. Dette arbejde har ikke til formål at kvantificere betydningen af disse effekter men udelukkende at skaffe evidens for om flytning finder sted og i givet fald i hvilken grad og under hvilke forhold.

Der er udført en lang række forsøg i forbindelse med denne aktivitet. Der er foretaget forundersøgelser af eksisterende forhold i fuldskala på Børkop og Viby Vandværk. Desuden er der udført forundersøgelser på et ø345 mm pilotskala anlæg på Østerbyværket. Hovedparten af arbejdet ligger dog i forbindelse med kornflytningsforsøg i pilotskala på VIA University College. Disse forsøg er udført på et ø500 mm rustfrit stål pilotanlæg med plexiglasvindue i siden. Her blev der anvendt sporkorn til at dokumentere flytning af korn under returskyl. De udvalgte sporkorn til forsøgene var farvet sand (i to størrelser), glaskugler (i to størrelser), antracit og granat. Pilotfilterets fyld bestod af finsand eller grovsand.

Forundersøgelser viste, at inhomogenitet i filtermediets lagdeling kan observeres i fuldskala filtre, hvor der forekommer lokale strømninger i filtermediet under returskyl efter et mønster, der afspejler underliggende lufthuller i luftharpen eller placering af dyser.

Resultaterne fra pilotskalaforsøg viste, at luftskyl medfører begrænset filtermediebevægelse med undtagelse af de øverste par cm af filteret. Returskyl med luft-og-vand samtidig medfører stor flytning og er formentlig årsagen til at hovedparten af de undersøgte to-medie filtre i projektet udviser total blanding af medielagene. Dette blev underbygget af, at ilagte sporkorn med meget forskellig størrelse, densitet og form fra selve fyldet blev blandet med fyldet alligevel. Da opblanding af to medier er uønsket, foreslås flere muligheder for at undgå dette.

Returskyl med vand alene kan ske med sub-fluidiseringshastighed eller med fluidiseringshastighed. De undersøgte fuldskalavandværker indikerer, at der ofte anvendes sub-fluidiseringshastighed i Danmark, hvormed muligheden for at reetablere den oprindelige lagdeling ved at adskille to medier efter opblanding med luft-og-vand skyl ikke kan forekomme.

Projektet fastslår, at lagkagemodellen af et vandværksfilter – hvor korn forbliver eller finder tilbage til deres rette dybde - er ikke eksisterende. Resultater tegner et billede af kaotisk flytning af filtermediekorn under returskylleproceduren, hvor graden af flytning afhænger af skylletrin, skylleflow, geometrien af filterbunden samt størrelse, densitet og form af mediekornene. Vandrette lag i et filterbassin ser ikke ud til at eksistere, og muligheden for at skabe orden igen i filtermediet ved at anvende et afsluttende fluidiseringstrin med vand alene er også begrænset. Hermed sætter resultaterne spørgsmålstegn ved den udbredte anvendelse af to-medie filtrering og understøtter en tankegang, hvor filtrering sker i to eller flere filtre i serie, hvor opblanding

mellem medie fra separate filtre ikke er muligt. Projektet viser også, at mere effektive skylleprocedurer kan designes ved mindre vægt på lange luftskyl og mere vægt på fluidisering under skyl med vand alene eller ved korte sekvenser af skylletrin, der gentagne flere gange.

1. Introduktion

Denne rapport omhandler flytning af filtermediekorn under returskyl og er Rapport 3 af 12 om fyrtårnsprojektet "Smart Re-design of Drinking Water Production". Formålet med arbejdet afrapporteret her er at fastlægge indflydelsen af skyllehastigheden, kornstørrelse, korndensitet og kornform på flytning af filtermediekorn i vandværksfiltre under forskellige trin i et returskyl.

1.1 Motivation

Da returskylning kan påvirke funktionen af et behandlingsanlæg, er driftsoperatører, rådgivere og entreprenører meget interesseret i at forstå denne proces. Returskylning får ofte skylden for korte gangtider, voksende filtermedie, uønsket opblanding af antracit og kvarts i to-medie filtre, ringe ammoniumfjernelsesrater, luftansamlinger i filterbassiner/beholdere, vand- og energispild og meget andet.

I Danmark varierer de anvendte trin i returskylleprocedurer fra vandværk til vandværk. På nogle værker (ofte dem med små trykfiltre) anvendes en procedure med to trin bestående af et luftskyl efterfulgt af et vandskyl. På større værker med åbne bassiner, anvendes ofte et tretrins proces med luftskyl, skyl med luft-og-vand samtidigt og vandskyl, i nævnte rækkefølge. Enkelte små vandværker bruger udelukkende vandskyl.

Der er også variation mellem vandværker med hensyn til skyllefrekvens, skyllelængde og skyllevandsflow. Især skyllevandsflowet kan variere kraftig. Her ses både eksempler i fuldskala på fluidisering af filtermediet (hvor opdriften fra det strømmende skyllevand får kornene til at svæve frit i vandet og filtermediet til at ekspandere 20% eller mere), og eksempler på sub-fluidisering, hvor filtermediet slet ikke ekspanderer.

Det er normalt driftsoperatøren, rådgiveren eller entreprenøren, der tager beslutningen om at fastlægge returskylleproceduren. Men der er ofte en vis tilbageholdenhed med at tilpasse proceduren, især hvis der ikke forekommer tydelige hydrauliske problemer eller overskridelser af kvalitetskravene. Denne tilbageholdenhed kunne selvfølgelig tænkes at stamme fra et behov for, at eksisterende viden gøres tilgængelig for forsyningens medarbejdere via efteruddannelse, men det kan også tænkes at stamme fra et behov for, at ny forskningsviden om returskylleprocessen først skal fremskaffes.

I denne rapport belyses spørgsmålene:

1. Hvordan påvirker returskylning et filtermediekorns placering i et filter?
2. Hvor meget betyder det for flytningen, om det sidste skylletrin benytter fluidisering eller sub-fluidisering?
3. Hvilken betydning har et filtermediekorns størrelse, densitet og form for flytning under returskyl?

Disse spørgsmål kan have særlig relevans for biofiltre, som anvendes overalt i Danmark. Det skyldes, at biofiltre kan udvikle lagdeling under drift, hvor bakterier med forskellige egenskaber findes i biofilmen på filtermediet i forskellige dybder. Hvis filtermediekorn flyttes rundt i filteret under returskyl med få dages mellemrum, er det oplagt, at dette kan påvirke biofilterets funktion (Ikhlef & Basu, 2016). Hertil kommer eventuel påvirkning af filterets hydrauliske egenskaber, f.eks. hvis de mindste korn ender i toppen af filteret, hvor tilklogningsudfordringen er størst. Denne rapport omhandler udelukkende spørgsmålet om flytning af filtermediekorn under returskyl og ikke eventuelle afledte effekter af denne flytning på rensegraden eller hydraulikken.

1.2 Udvalgte begreber

Indledningsvist defineres udvalgte begreber for at lette og kvalificere de efterfølgende diskussioner.

Returskylning er en proces, hvor flowretningen på et drikkevandsfilter vendes fra almindelig drift (normalt oppefra og ned) til nedefra og op. Skylleprocessen kan inkludere flere trin, men slutter altid med et vandskyl. Under et vandskyl kan der være tale om større flowhastigheder, der forårsager fluidisering (hvor mediekornene ikke længere hviler på hinanden, men svæver i det strømmende skyllevand) eller mindre flowhastigheder, der kaldes for sub-fluidisering. Filtermedieekspansion er den forøgelse af lagtykkelse af filtermediet, der sker under et vandskyl (opgives oftest i procent af den oprindelig tykkelse af det aktive filtermedielag).

Skylleprocessen består ofte af tre trin. Det første trin er et luftskyl, hvor luft og kun luft blæses ind via dysebund, spaltebund eller harpe i bunden af et filter (der er dækket af vand) med et typisk flow på ca. 60 m/t ved hjælp af en kompressor eller blæser. Det andet trin kaldes her for et luft-og-vand skyl. Her sendes både luft og vand op gennem filtermediet på samme tid, enten via de samme huller/slidser eller via hver deres system. I daglig tale kaldes dette trin ofte lilleskyl, da vandflowet som regel er væsentlig mindre end ved det sidste trin. Det sidste trin består altid af et vandskyl, hvor vand og kun vand pumpes ind i bunden af filteret ved et typisk flowinterval på 20-45 m/t. I daglig tale kaldes dette trin ofte storskyl.

Filterslam defineres som det faste materiale, der ønskes fjernet fra et drikkevandsfilter ved returskylning. Når det lykkes at fjerne hovedparten af filterslammet, siger man at filteret er renskyllet. I Danmark, hvor råvand oftest stammer fra reduceret grundvand, består dette filterslam hovedsagelig af jernoxider. Filterslam indeholder dog også manganoxider, biofilm, naturlig organisk stof, kalk, samt andre komponenter i mindre mængder. I lande, hvor råvand stammer fra overfladevand, består filterslam i biofiltre oftest hovedsagelig af suspenderet stof (som f.eks. lerpartikler), overskydende biofilm (som følge af en kraftigere vækst end det ses, når der anvendes grundvand) samt eventuelt tilsatte flokkuleringskemikalier.

Filterslam kan være fastbundet til filtermediet, dvs. en del af filtermediets coating. Hvis jern i råvandet fjernes heterogent (van Beek, et al., 2012) f.eks. ved at binde sig til coatingen som jern II, hvorefter det oxideres til jern III i form af jernoxider – er det fastbundet og kan kun løsrives ved aggressiv fysisk påvirkning. Filterslam kan også være løst. Kategorien løst slam omfatter jern, der fjernes homogent (van Beek, et al., 2012) – dvs. udfældes som jernoxid i vandfasen uden kontakt til filtermediet. Løst slam kan også fremkomme ved fysisk påvirkning af fastbundet filterslam under returskylning. Løst filterslam kan være indfanget i filtermediet ved filterets siningseffekt. For at fjernes helt fra filteret, skal filterslam være frigivet, f.eks. ved fluidisering af filtermediet ved kraftigt vandskyl. Ved vandskyl med sub-fluidiseringsflow kan en del af det løse filterslam indfanges igen af det overliggende filtermedie, hvormed filteret ikke opnår at blive helt renskyllet.

Ved mediebevægelse tænkes på den retning, hastighed og rotation af filtermediekorn samt det spor, som kornene følger under et returskyl. Mediebevægelsen bestemmer den kraft, hvormed kornene rammer hinanden og dermed om fastbundet filterslam omdannes til løst filterslam. Ved flytning af filtermediekorns placering tænkes i stedet på den dybdefordeling korn, som oprindeligt lå i én bestemt filterdybde, får efter et returskyl. Denne fordelings middeldybde og standard afvigelse er særligt anvendelige til beskrivelse af flytningen. Det er ikke lykkes at finde tidligere undersøgelser i litteraturen af flytning af filtermediekorns placering efter returskyl.

Modning efter returskyl (eng. = ripening) er en proces, hvor et filters evne til at fjerne partikler forbedres umiddelbart efter et skyl (timer eller dage). Dette fænomen er noget andet end modning ved indkøring (eng.= maturing), hvor et biofilters biomasse udvikles ved opstart af et nyt filtermedie (uger eller måneder).

1.3 State of the art

1.3.1 Returskyllets historie

Brugen af sandfiltre til rensning af overfladevand blev udbredt i slutningen af 1800-tallet i Europa og starten af 1900-tallet i Nordamerika med fokus på fjernelse af bakterier, der fremkalder sygdomme (kolera, tyfus og dysenteri) samt fjernelse af uklarhed (turbiditet) (Baker, 1934; EPA, 1999; Sedlak, 2014). I starten var disse filtre såkaldt langsomfiltre (Ranjan & Prem, 2000), hvor filterhastigheden var så langsom (omkring 0,1-0,3 m/t), at der blev dannet et schmutzdecke (en måtte af biofilm med tilbageholdt organisk stof og suspenderet stof) i toppen. Få cm af dette lag skulle skrabes bort med jævne mellemrum for at genetablere filterets permeabilitet. Behovet for returskylning skete først efter udbredelse af et forudgående flokkuleringstrin muliggjorde en dybdefiltrering i hurtigfiltre (hvor flowhastigheden er 10-100 gange højere). Her bliver det tilkloggede lag så tykt (f.eks. 30 cm) at bortskrabning ikke længere giver mening. Der er blevet forsket i returskylning i ca. 100 år og flere artikler gennem tiden har forsøgt at give et overblik over diverse studier (Hulbert & Herring, 1929; Baylis, 1959; Cleasby et al., 1977; Slavik, et al., 2013).

1.3.2 Vandskyl og fluidisering

Siden starten af 1900-tallet har mineindustrien opnået erfaring med effekten af fluidisering med opadgående strømning af vand på knust malm (Epstein, 2005). Her udnyttede man, at fluidisering kan sortere korn både efter størrelse og efter densitet. I vandbehandling er sortering efter størrelse uønsket, da små korn ender øverst som er den del af filteret, der belastes mest af jernudfældning og klogges først til. I vandbehandling er sortering efter densitet ønsket, hvis der anvendes to-medie filtre. Her kan et returskyl med fluidisering sikre, at den lette antracit ender øverst og adskilles fra den tunge kvarts, som ligger nederst.

I Danmark fjerner de fleste vandværker jern fra råvandet, I disse filtrer vokser der med tiden en coating af jernoxider på filterkornene. Denne coating kan blive ganske betydelig og har dermed betydning både for kornenes størrelse, densitet og form (Sharma, et al., 2002; Gülay, et al., 2014). Det betyder, at filtermediekornenes coating kan have indflydelse på fluidisering.

Historisk set, bestod de første returskylning af hurtigfiltre kun af vandskyl. Da det har stor betydning for skyllets effekt på filtermediet om der opnås fluidisering eller ikke, er det vigtigt at kunne fastlægge, hvilket flow er nødvendigt for at opnå fluidisering. Hermed er der fokus på den såkaldt "minimum fluidiseringshastighed" (V_{mf}). Fastlæggelse af denne parameter har basis i Stokes' lov (se nedenfor), der siger, at fluidisering sker når tyngdekræften på et korn opvejes af opdriftskræften, der er forårsaget af det strømmende vand.

$$\boldsymbol{V_{mf} = \frac{2}{9} \times \frac{(\rho_p - \rho_v)}{\mu} g r^2}$$

Hvor:
V_{mf} er minimums fluidiseringshastighed (m/s)
g er tyngdekræft (m/s^2)
r er radius af en sfærisk korn (m)
ρ_p er partikeldensitet (kg/m^3)
ρ_v er densiteten af vandet (kg/m^3)
μ er den dynamisk viskositet (kg/ms)

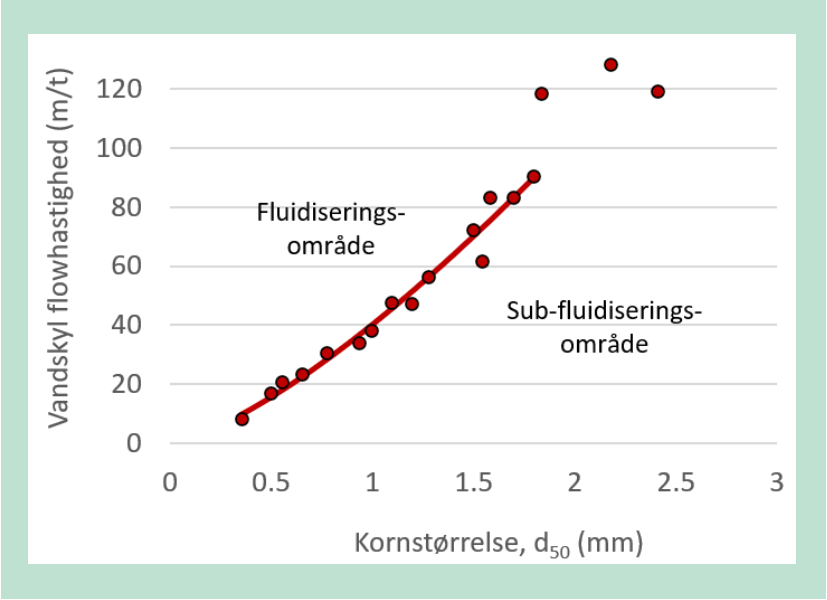
Stokes' lov er god til give en basal forståelse af fluidisering. For eksempel ses at minimum fluidiseringshastigheden stiger lineært med stigende densitet af kornene (ρ_p). Endvidere ses det, at minimum fluidiseringshastigheden stiger endnu mere (i anden potens) med stigende kornstørrelse (r). Men Stokes' lov har også begrænsninger. Ligningen gælder kun for sfæriske og glatte partikler, én kornstørrelse (i stedet for en fordeling) og for ét korn ad gangen (uden indflydelse fra omkringliggende korn) og laminart flow. Disse antagelser gør, at beregning af minimum fluidiseringshastighed ud fra fysiske parametre som densitet og viskositet er meget kompleks og ender ofte i behov for indførelse af konstanter, der kun kan bestemmes empirisk, for at få

resultatet til at passe. Der er flere bud på ligninger baseret på empiriske målinger. En meget enkelt af slagsen, der kun gælder for kvarts ses nedenfor (Duris et al., 2013).

$$V_{mf} = 40 d_m^{1,380}$$

Hvor
V_{mf} er minimum fluidiseringshastighed (m/t)
d_m er filtermediekornenes middeldiameter (mm)

Her er der kun behov for at kende filtermediets middeldiameter. Resultatet er visualiseret i nedenstående graf (FIGUR 2) med de punkter, som blev målt af Duris et al. Flere danske vandværker anvender vandskyl flowhastigheder og kornstørrelser, der ligger i sub-fluidiseringsområdet.



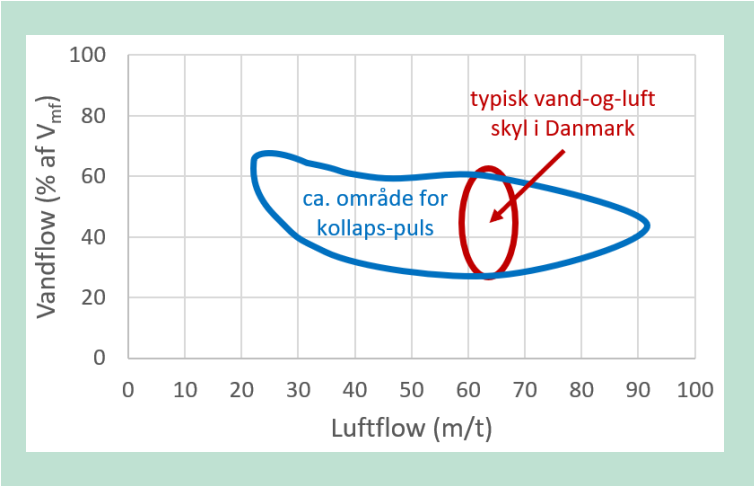
FIGUR 2. Empiriske målinger af minimum fluidiseringshastighed for kvarts (Duris et al., 2013).

1.3.3 Luftskyl

Da vandskyl er en relativ blid metode til rensning af filtermedie, blev luftskyl indført. Her kan man observere, at toppen af et filter netop dækket af vand "stødkoger", og at vandet over filtermediet, hurtigt bliver meget beskidt af løst filterslam. Effekten af et luftskyl i lagene under filteroverfladen kan normalt ikke observeres visuelt. Luftskyl efterfølges altid af vandskyl for at udvaske det løse filterslam til skyllevandsrenden.

1.3.4 Luft-og-vand skyl

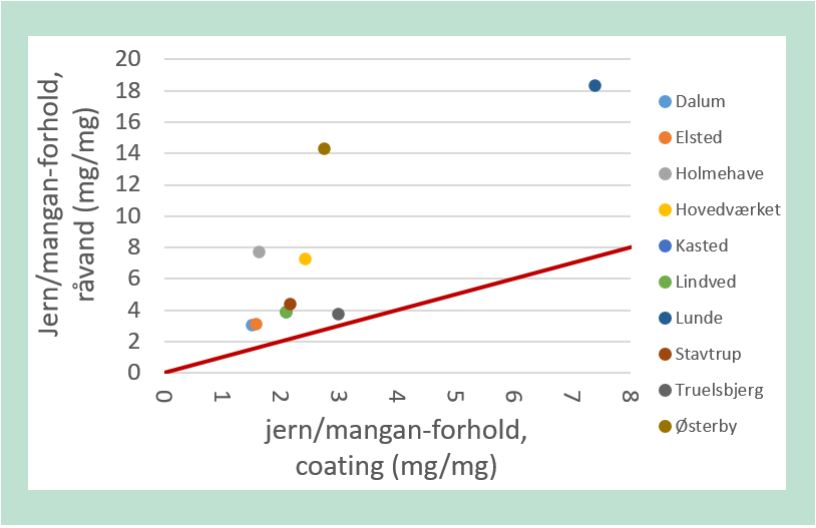
For at opnå en endnu mere aggressiv skylleproces anvendes der også luft-og-vand skyl, hvor luft og vand tilføres filteret samtidig. Ved det rigtige luft/vand-forhold opnås et fænomen, der er kendt som "kollaps-puls". Her danner luften hulrum i filtermediet, som vokser og straks kollapser når opdriften af boblen gør, at den slipper ud mod filtertoppen. Ved for store eller for små flow sker fænomenet ikke. Undersøgelser (Amirtharajah, 1993) viser, at kollaps-puls skaber de største forskydningskræfter mellem mediekorn og dermed giver den mest aggressive form for returskylning. FIGUR 3 nedenfor vise hvilke flow er nødvendige for at opnå fænomenet. Der er ikke fundet en let måde at afgøre, om kollaps-puls faktisk finder sted i fuldskala.



FIGUR 3. Flowområdet i grove træk, hvor der observeres kollaps-puls fænomenet (Amirtharajah, 1993) sammenlignet med typiske flow ved vand-og-luft skyl i Danmark.

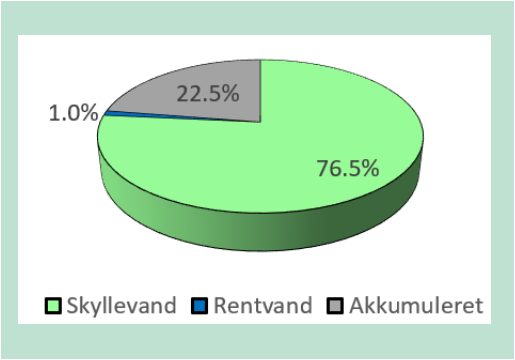
1.3.5 Effekten af skylleprocessen

Jern og mangan fjernes ikke lige let fra et filter under returskyl. Generelt fjernes en mindre andel af de tilbageholdte mangan end jern. For at belyse dette er der i Redesign-projektet udført en sammenligning af jern/mangan-forhold i råvandet på vej ind til et filter med jern/mangan-forholdet i filtermediets coating (se FIGUR 4). Her ses højere forholdstal i råvandet end i coating (dvs. målinger ligger over den røde streg). Det betyder, at mangan sidder mere fast på filtermediet og skylles kun ud i begrænset grad. Da råvandets indhold af mangan typisk er lavere end jernindholdet, er mangan dog normalt ikke hovedårsagen til voksende filtre.



FIGUR 4. Sammenligning af jern/mangan-forholdet i hhv. råvand og coating.

For yderligere at undersøge effekten af et returskyl kan der udføres en massebalance for jern på et bestemt filter over en gangtid. Dette gøres ved at måle flow og jernkoncentration i råvand og rentvand i perioden og jernkoncentrationen i det efterfølgende returskyl. Dette blev gjort på Lundeværket i forbindelse med Redesign-projektet. Forsøget blev udført i alt 6 gange med 3 forskellige skylleprocedurer. Resultater viste i gennemsnit, at 22,5% af det tilførte jern fra råvandet stadigvæk hænger fast i filteret efter returskyl. Ved at tage en række antagelser blev denne mængde omregnet til en filtervækst på knap 1 cm om året. Mere nøjagtige beregninger af filtervækst kræver, at der også udføres massebalance for f.eks. mangan og kalk, samt at coatingens densitet fastlægges nøjagtigt.



FIGUR 5. Massebalance for jern på Filter 1 på Lundeværket over en gangtid på basis af jerntilførslen via råvandet.

En alternativ, men mere langsommelig metode til at bestemme filtermedievækst, er at måle mediehøjden i filterbassinet hvert halve år f.eks. lige efter et returskyl. På grund af ujævnheder i medietoppen skal der udføres en række målinger hver gang på forskellige steder i filteret. Målingerne skal foregå over en årrække for at opnå statistisk signifikante resultater.

1.3.6 De enkelte korns bevægelse under et returskyl

Flere forskere har kigget på bevægelsen af enkelt filtermediekorn under et returskyl. Ives (1989) og Fitzpatrick (1993) anvendte endoskoper placeret i filtermediet til at opnå direkte videooptagelser af kornbevægelser under kollaps-puls fænomenet. Her blev bevægelsesfænomener beskrevet og kornhastigheder beregnet. Duris et. al (2013) undersøgte kornhastigheder under fluidiseringsfænomenet.

Der blev ikke fundet litteratur, der beskriver flytning af mediekorn, dvs. placeringen af kornene efter endt returskyl i forhold til deres oprindelige placering.

1.3.7 Effekten af returskyl på biofiltres funktion

Biofiltres funktion afhænger af biofilmen og den uorganiske coating, der findes på de enkelte filtermediekorn. Såfremt der over tid udvikles en lagdeling i biofilm og coating, er det nærliggende at et returskyl, der fordriver kornene fra deres oprindelige placering kunne have meget stor effekt på biofilterets funktion. Tatari, et al. (2016) dokumenterede netop en sådan lagdeling. Mere specifikt fandt forfatterne, at ammoniumfjernelseskapacitet ved kortvarige belastningsforsøg var 10 gange højere for filtermedieprøver udtaget i toppen og midten af filteret end for prøver udtaget i bunden af filteret.

I en pilotskala undersøgelse i kolonner med to medier bestående af aktivt kul og kvarts (Ikhlef & Basu, 2016) fandt man, at fjernelse af organisk stof i den efterfølgende gangtid blev forbedret, når vandskyl blev suppleret med en kollaps-puls trin i returskyllet. Til gengæld blev fjernelse af organisk stof forringet når vandskyllet medførte en 40% filtermedie ekspansion i forhold til både 20% og 30%, hvilket kunne indikere, at der findes en optimal filtermedie ekspansion.

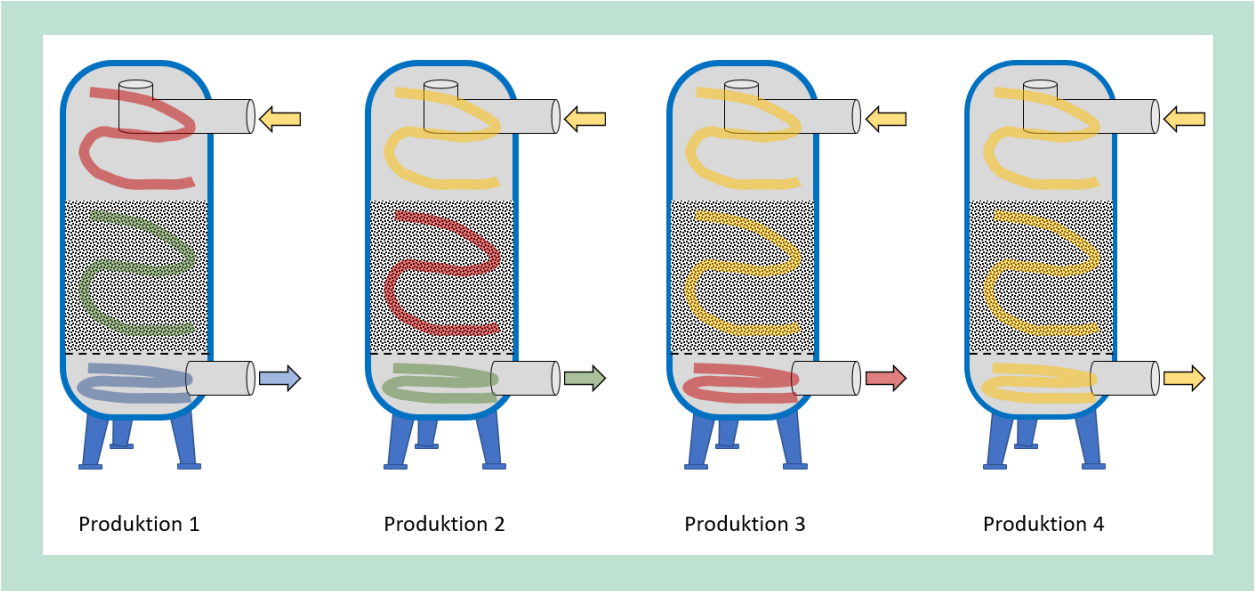
I mange lande tilsættes der chlor til drikkevandet. Hvis forsyningen benytter dette vand til returskyl, er det nærliggende at dette chlor kan have en negativ indflydelse på funktionen af biofiltre. Miltner, et al. (1995) fandt, at returskyl med ikke-chlorede vand ingen indflydelse havde på en to-medie biofilters evne til at fjerne total organic carbon (TOC og disinfection by-product (DBP) precursors. Til trods for den korte kontakttid, havde returskyl med chlorede vand en negativ effekt på biofiltrene fjernelsesevne.

1.3.8 Filtermodning efter returskyl

Det første vand, der produceres lige efter et filterskyl, kan have høj turbiditet. Ofte kan dette behandlede vand udvise over 10 gange kvalitetskravet for turbiditet (kravet er 1 FNU ved forbrugers taphane). Efterhånden som filteret modnes, falder turbiditeten igen til en lav værdi, der fortsætter resten af gangtiden. Som regel varer modningsperioden kun minutter eller timer. Denne modning må ikke forveksles med den modning, der sker for helt nyt filtermedie ved indkøring – en modning, der tager flere uger.

Filtermodningsperioden efter et skyl kan være problematisk, fordi de partikler, der er skyld i den forhøjede turbiditet, over tid kan samles på udsatte steder i ledningsnettet og medføre "rødt vand" til forbrugerne, når der sker tryk- og flowændringer, der hvirvler partiklerne op. Desuden vides det, at partikler kan binde sygdomsfremkaldende bakterier (mest problematisk ved brug af overfladevand), arsen (mest problematisk ved brug af grundvand) og andre urenheder og på den måde medføre en forringet vandkvalitet for forbrugerne.

For at forstå modningsperioden, kan man tænke på hvor vandet står i filteret umiddelbart efter et returskyls afslutning. Her kan vandet inddeles i vand, der står i filterets underkammer, i kontakt med filtermediet og over toppen af filtermediet (se FIGUR 6). Det første vand, der løber ud af filteret når produktion genoptages efter et skyl er det vand, der stod i filterets underkammer. Dette vand er rent, da det ikke har været i kontakt med filtermediet. Det næste vand, der når filterets udløb er beskidt skyllevand fra filtermediets porer. Derefter kommer beskidt skyllevand, der var nået til området mellem toppen af filtermediet og skyllevandsrenden. Til sidst kommer nyt råvand, der er blevet renset af filteret ved almindelig drift. Bemærk, at filtermodningsperioden kan fortsætte et stykke endnu, hvis filterets renseevne er blevet forringet af skyllet.



FIGUR 6. Faser i filtermodning (blå=rent skyllevand uden kontakt til filtermedie, grøn=skyllevand, der slut-tede skyllet ved at være i kontakt med filtermedie, rød=skyllevand, der har passeret filtermediet under et skyl men står nu i fribordsområdet, gul=vand, der stammer fra nyt råvand).

Forskellige løsninger anvendes på vandværker til at reducere denne udfordring med genoptagelse af produktion efter returskyl. Løsninger inkluderer 1) produktion til dræn, 2) recirkulering af det første produktionsvand og 3) reduceret flow ved opstart af produktion. En alternativ tankegang er at sikre at returskyllet afslutter på en måde, at turbiditeten i det første produktionsvand er lav. En løsning med forlænget vandskyl med sub-fluidiserings flow er undersøgt af Pichea et al. (2019). En anden mulighed er at designe et filter med et minimalt fribord.

2. Metoder og materialer

I dette kapitel angives en oversigt over de aktiviteter, der blev gennemført i dette studie.

2.1 Forundersøgelser

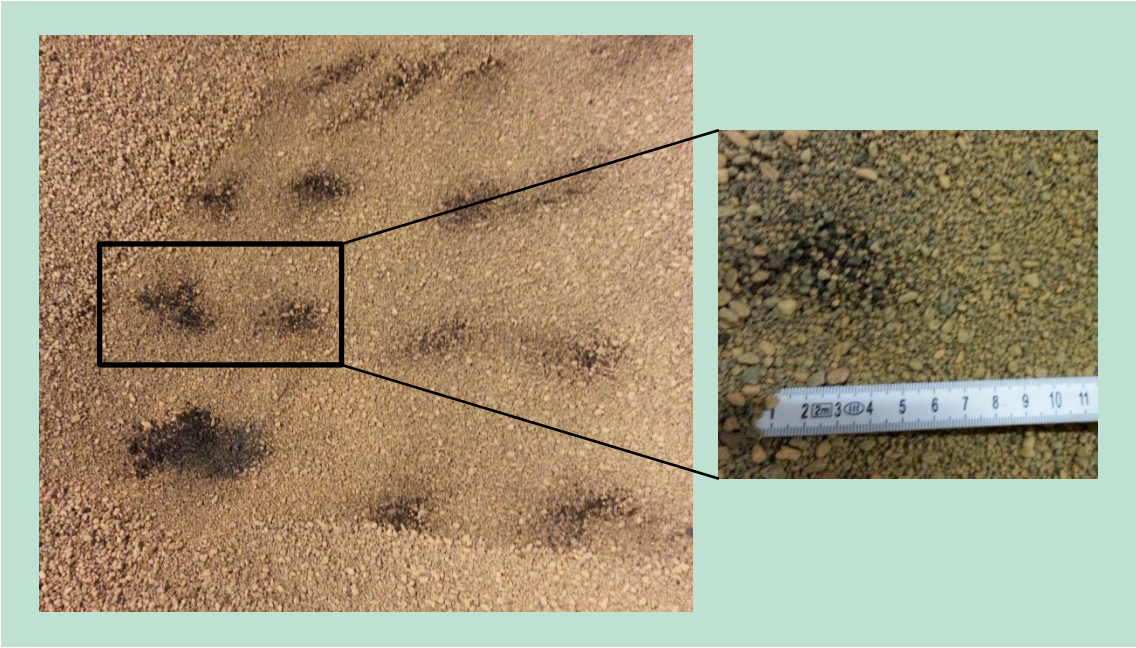
Som indledning til projektet blev der udført en række forundersøgelser både i pilotskala og fuldskala. Resultater fra disse undersøgelser var med til at danne baggrund for de senere undersøgelser.

2.1.1 Fuldskala forundersøgelser

Formålet med forundersøgelserne af fuldskala filtre var at give et indtryk af filtermaterialernes homogenitet og fordeling i filteret efter mange års drift. Der var udelukkende fokus på materialernes kornform og kornstørrelsesfordeling ved udtagning af prøver. Begge de undersøgte filtre var åbne sandfiltre med enkeltfiltrering og dual medie i filteropbygningen.

Viby Vandværk: På Viby Vandværk er filtrene opbygget med dysebund og returskylning blev fortaget på baggrund af opbygget filtermodstand. Returskylningsproceduren har været 3 min luftskyl alene, efterfulgt af 4 min vandskyl alene. Undersøgelserne blev udført i et drænet og tørt sandfilter med dual medie (antracit og kvarts) efter 20 års drift. Prøvetagning blev gennemført i Filter 4 i et areal på 50 cm x 50 cm, hvor de øverste 5 cm blev afskrabet forud for prøvetagningen. Der blev udtaget filtermedie i to niveauer; hhv. 5-10 cm's dybde og 20-25 cm's dybde.

Ved prøvetagning blev der observeret systematiske variationer i farven på filtermediet, ved udgravning til mere end 25 cm's dybde. Der ses mørkere områder i filteret i et systematisk mønster. Der er 15 cm mellem centrum af de mørkere områder. Der blev udtaget prøver af mørke og lyse områder i filteret i filterdybden +25 cm. De systematiske farvevariationer er observeret i filterdybderne fra ca. 20 cm og ned til ca. 45 cm i hele udstrækningen af det frigravede område (ca. 1 m x 0,7 m). På grund af sammenstyrtning af filtermaterialerne var det ikke muligt systematisk af afgrave filteret dybere.



FIGUR 7. Udgravning i Filter 4, Viby Vandværk. Venstre billede viser mørkere områder med 15 cm mellem-rum i en dybde af ca. 25 cm i filteret. Højre billede viser at disse mørkere områder i filteret findes i et systematisk mønster, her i en dybde af 35 cm i filteret, stadig med 15cm mellem de mørkere områder.

Der blev udført kornstørrelsesanalyser (Retsch Camsizer, P6) på alle filtermaterialer udtaget fra Viby Vandværk. Filtermedieprøver fra lyse og mørke områder i filteret er afsyret med en blanding af 10M HCl og 1M oxalsyre for at fjerne overfladecoatingen.

Børkop Vandværk: På Børkop vandværk er filtrene opbygget med to harper til returskylning, én til vand og én til luftskyl. Der returskylles efter ti dage eller 2800 m^3 produceret drikkevand. Filtrene har dimensionerne 4 x 2,5 m og består af to medier med kornstørrelser ved ilægning på 2,4-4,0 mm (antracit) og 1,2-1,8 mm (sand). Returskylleproceduren er blevet justeret i filterets levetid, men kørte på prøvetagningstidspunktet med dræning til top af mediet, 7 min luft skyl alene, 3 min med vand-og-luft samtidig efterfulgt af 6 minutter med vand alene. Det sidste trin af skyllet (vand alene) er inddelt i 3 med 260 m^3/t efterfulgt af 340 m^3/t (boost) efterfulgt af 200 m^3/t. Skyllehastigheden under boost-skyllet er ca. 34 m/t, dvs. formentlig mindre end minimums fluidiseringshastigheden.

Undersøgelserne blev udført i et drænet filter efter 11 års drift. Prøvetagning blev foretaget i Filter 1 i forbindelse med bortgravning og udskiftning af filtermediet. Der blev udtaget prøver i forskellige niveauer i den øverste del af filteret. I forbindelse med prøvetagningen blev der lavet følgende noter omkring farven på den coating, der er på filtermaterialerne: i en dybde på ca. 50-60 cm skifter farven på filtermaterialet fra rødligt til sort. Langs frigravede filtervægge ses ligeledes afsætninger af farveskiftet. På filtervæggen noteres, at farveskiftet sker i ca. samme niveau hele vejen rund langs filtervæggene. Ligeledes blev der observeret gentagne tilfælde af mørke spikes eller kanaler op i det rødlige filtermateriale i de øverste dele af filteret. Afstanden mellem de mørke spikes kunne flere steder måles til 15 cm. Ved frigravning til luftharpen kunne det konstateres, at denne afstand svarer til afstanden mellem lufthullerne langs et luftharperør.



FIGUR 8. Venstre: Frigravning af filtervæg, hvor farveskiftet fra rødligt til sort kan ses i ca. 50-60 cm's dyb-de. Dette blev observeret i hele filteret. Højre: Mørke kanaler, der går fra det nederste sorte filterlag og op i det rødlige filterlag. Højden af kanalerne er typisk 10-25 cm.

2.1.2 Forundersøgelser med farvet sand

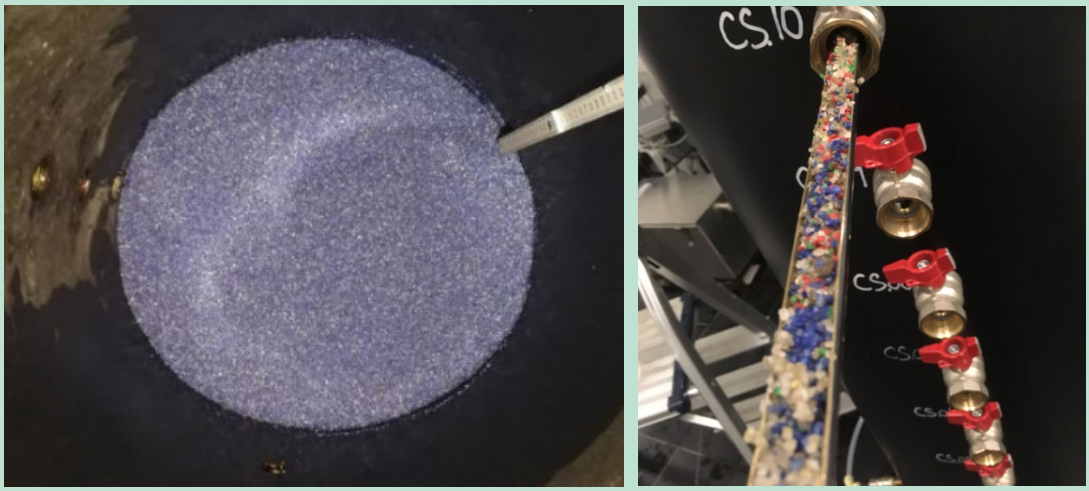
Østerbyværket: På Østerbyværket blev der udført forsøg på pilotskalafiltre. Formålet var at undersøge, om farvede korn kan anvendes til sporing af filtermaterialers bevægelser ved returskylning.

Forsøgene blev udført på et pilotskala anlæg udført i PVC med en højde på 2 meter og en indvendig diameter på 345 mm. Filterbunden består af en 2 mm tyk plade i rustfrit stål med 15 mm store huller med mulighed for returskylning med luft og vand. Filteret blev bygget og anvendt i forbindelse med andre aktiviteter.

Ved dette forsøg blev kolonnen fyldt med 80 cm kvartssand 1,2 – 1,8 mm. Farvet sand hhv. rød og blå blev lagt ud i et lag på toppen af kolonnen, hvorefter tre forskellige returskylningsprocedurer blev afprøvet:

- Procedure A vand (3 min. ved 30 m/t)
- Procedure B vand (3 min. ved 60 m/t)
- Procedure C vand (3 min. ved 60 m/t), luft (3 min. ved 6 m/t), vand (3 min. ved 60 m/t)

FIGUR 10 viser fotos fra denne aktivitet.



FIGUR 9. Pilotkolonne med ilagt blåt farvet sand på toppen, før test med 3 min vandskyl 30 m/l, venstre. Højre billede viser niveaubestemt prøvetagning med prøvetagningsspyd gennem prøveporte i siden af pilotkolonnen efter returskylning.

Prøveudtagningen af niveaubestemte prøver blev fortaget dels med Ghostbuster (se beskrivelse i projektrapporten fra Rapport 1) og dels med prøvetagningsspyd, gennem prøveporte i pilotkolonnen for hver 10 cm.

Børkop Vandværk: For at afprøve brugen af farvet sand til sporing af eventuel flytning af filterkorn ved returskyl, blev der fortaget et fuldskalaforsøg på Børkop Vandværk i november 2019. På Børkop Vandværk blev der udlagt farvet sand i to forskellige felter, Felt A (ved skyllevandsrenden midt i filteret) og Felt B (ved filterkant). I hvert felt blev der placeret hvide farvede sandkorn i hhv. 20-26 cm's dybde og 22-27 cm's dybde samt grønt sand på filtertoppen. For hver testfelt blev der anvendt 8 kg farvet sand.



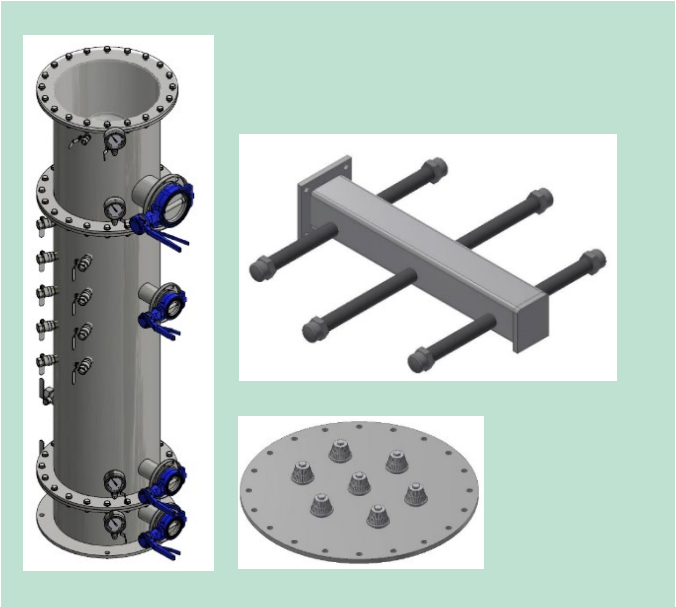
FIGUR 10. Opbygning af de to forsøgsfelter på Børkop Vandværk forud for returskylningen. Øverst vises Felt A ved skyllevandsrenden midt i filteret og nederst vises Felt B ved filterkanten.

Herefter blev der gennemført en returskylningsprocedure på 7 min luft skyl alene, efterfulgt af 3 min med kombineret luft-og-vand efterfulgt af 6 min med vand alene. Efter dræning af filteret blev der udtaget filtermedieprøver med ghostbusteren i fire punkter i hvert testfelt, for hver 10 cm's dybde, i alt 80 sandprøver. Antallet af farvede korn i prøverne blev talt manuelt efter tørring af prøven.

2.2 Forsøgsanlæg i pilotskala

Vand og Teknik fremstillede et forsøgsanlæg i pilotskala. Anlægget blev udført i rustfrit stål og forsynet med et skueglas, prøvetagningsporte, en dysebund og luftharpe, se FIGUR 11. Udvalgte data gives nedenfor:

Indre diameter: 50 cm
Areal: 0.20 m^2
Totalhøjde: 2.4 m
Filterbund: dysebund med 7 dyser
Luftharpe: I alt 14 huller (5 mm diameter) på undersiden af rørene
Prøvetagningsporte: 10 stk. med 10 cm dybdeintervaller (placeret i to rækker)
Skueglas: udført i plexiglas (14 cm x 150 cm)



FIGUR 11. Pilotanlæg: kolonne (venstre), dysebund (nederst til højre), luftharpe (øverst til højre).

2.3 Flytningsforsøg

Formålet med disse forsøg er at belyse, hvordan forskellige korntyper flytter sig under returskyl. Til formålet blev der anvendt to fyldmaterialer (enten grovsand eller finsand) samt seks filtermedietyper til at spore flytningen.



FIGUR 12. De anvendte fyldmaterialer (grovsand eller finsand) samt de medietyper, der blev anvendt til sporing af flytning af mediekorn under returskyl.

TABEL 1 er en oversigt over kørsler med pilotanlægget. Ved alle kørsler, blev der udført 10 returskylleprogrammer i forlængelse af hinanden efterfulgt af udtagning af filtermedieprøvetagning, se proceduren nedenfor:

1. Filtermedia og sporelagene blev placeret i pilotfilteret
2. Filteret blev fyldt med vand fra bunden ved 2 m^3/t og holdt neddykket natten over
3. Returskyl trin 1: 5 min. med luft
4. Returskyl trin 2: 5 min med luft-og-vand skyl
5. Returskyl trin 3: 5 min vand alene
6. Returskyl trin 4: 15 min. med produktionsflow (nedadrettet strømning) ved ≈3.5 m/h
7. Gentagelse af trin 3-6: 10 gange i alt

8. Dræning af filteret i minimum 2 timer, derefter udtagning af filtermedieprøver
9. Noget eller alt medie udskiftet til næste kørsel

TABEL 1. Oversigt over kørsler med pilotfilter. *over minimum fluidiseringshastighed

			Luftskyl	Luft-og-vand skyl		Vand-skyl	Sporelag, top	Sporelag, midt	Sporelag, bund
			luft	luft	vand	vand	medietype	medietype	medietype
Kørsel	Fyld	Dato	m/t	m/t	m/t	m/t			
1	grovsand	27. nov. 2019	60	60	15	40	grovsand, hvid	grovsand, grøn	grovsand, orange
2	grovsand	07. dec. 2019	60	60	15	40	glaskugler, store	glaskugler, små glaskugler, store	-
3	grovsand	12. dec. 2019	60	60	15	40	finsand, blå	finsand, sort	finsand, gul
4	grovsand	13. dec. 2019	60	60	15	40	-	anthracit granat	-
5	finsand	19. dec. 2019	60	60	10	20	finsand, grøn	finsand, blå	finsand, gul
6	Finsand	20. dec. 2019	60	60	10	20	grovsand, hvid	grovsand, orange	grovsand, rød
7	finsand	21. dec. 2019	60	60	10	20	glaskugler, store	glaskugler, små	-
8	finsand	22. dec. 2019	60	60	10	20	-	anthracit granat	-
9	finsand	08. jan. 2020	60	60	10	40*	-	finsand, grøn grovsand, rød glaskugler, små glaskugler, store anthracit granat	-

2.3.1 Filtermedie ekspansion

Der blev udført to forsøg med pilotanlægget for at fastlægge ekspansion af filtermedie ved forskellige skyllehastigheder. Det ene forsøg blev udført den 8. august 2019 med grovsand (1,2-1,9 mm) i pilotfilteret og det andet forsøg blev udført den 17. december 2019 med finsand (0,8-1,3 mm) i pilotfilteret. Begge forsøg blev udført i triplikat.

Forsøgene anvendte stigende flow af skyllevand (vand alene) og notering af filtermedie ekspansion ved hjælp af observationer af toppen af sandet i pilotfilteret ved hjælp af et endoskop og en lineal fastgjort til indersiden af pilotfilterets fribord. Ekspansionen i cm blev omregnet til ekspansion i procent af den oprindelige filterlagstykkelse.

2.3.2 Observation af bevægelsesfænomener

Under de forskellige trin i returskyllene blev bevægelse af filtermediet observeret gennem skueglasset samt fra toppen af filteret. De noterede bevægelsesfænomener blev beskrevet.

2.3.3 Tælling af spormedie

Forskellige løsninger til tælling af spormedierne (glaskugler, farvet sand, antracit og granat) blev afprøvet. En automatisk tællemetode blev udviklet. Metoden omfattede tørring af medieprøven natten over ved 80ºC, udspredning af prøven på en gennemsigtig plastlomme, farvefotokopiering og tælling af billedet ved hjælp af et farvegenkendelsesprogram i MatLab. Metoden blev forkastet til fordel for en manuel optælling ved hjælp af et forstørrelsesglas (10X) med lys. Hovedårsagen var udfordringer med overlappende korn i den automatiske metode, hvilke betød, at kun små prøver kunne tælles ad gangen.

I prøver med et højt antal sporkorn, blev prøverne delt med en rotationsneddeler (PT 100, Retsch Technology GmbH, Tyskland) og kun en delprøve blev optalt.

2.3.4 Beregning af statiske momenter

Optælling af sporkorn i prøver udtaget for hver 10 cm's dybde resulterede i en fordeling af sporkorn med dybde. For at belyse denne fordeling blev der anvendt statiske momenter. Disse momenter er en kvantitativ måde at beskrive en funktions form. Ofte opereres med 4 statistiske momenter: 1) middelværdi, 2) varians, 3) skævhed og 4) kurtosis. De 3. og 4. momenter blev vurderet ikke at bidrage signifikant til forståelse af flytning af filtermediekorn, hvorfor disse blev droppet.

Da sporkorn blev lagt i forskellige dybder inden returskyl, gav det mest mening at tale om ændringen i dybdefordelingens middelværdi i stedet for den absolutte middelværdi. De anvendte formler ses nedenfor:

$$\mu_{final} = \frac{\sum_{samples}(d \times n)}{N}$$

$$Ændring\ i\ middelværdi = \mu_{final} - d_{original}$$

hvor d er dybden (cm), n er antal sporkorn i en prøve fra en bestemt dybde fra optællingen, N er total antal sporkorn i alle prøver og μ er middelværdi af dybdefordelingen (cm).

For at holde enhederne i cm, blev der taget kvadratroden af 2. moment. Hermed er der tale om fordelingens standardafvigelse i stedet for fordelingens varians. De anvendte formler ses nedenfor:

$$var = \frac{\sum_{samples}((d-\mu)^2 \times n)}{N}$$

$$Standard\ afvigelse = \sqrt[2]{var}$$

3. Resultater

I dette kapitel angives resultaterne fra de udførte undersøgelser.

3.1 Forundersøgelser

3.1.1 Viby Vandværk, fuldskala

Filtrene på Viby Vandværk blev etableret som to-medie filtre i 1992, hvor de øverste 35 cm bestod af antracit (2,5-4,0 mm) herefter 75 cm kvarts (1,0-2,0 mm). Resultaterne af kornstørrelsesanalyserne af filterprøverne (se TABEL 2) viser, at de oprindelige medier, nu efter 20 års drift, er fuldt opblandet.

TABEL 2. Filtermedie resultater fra to niveauer, Viby Vandværk.

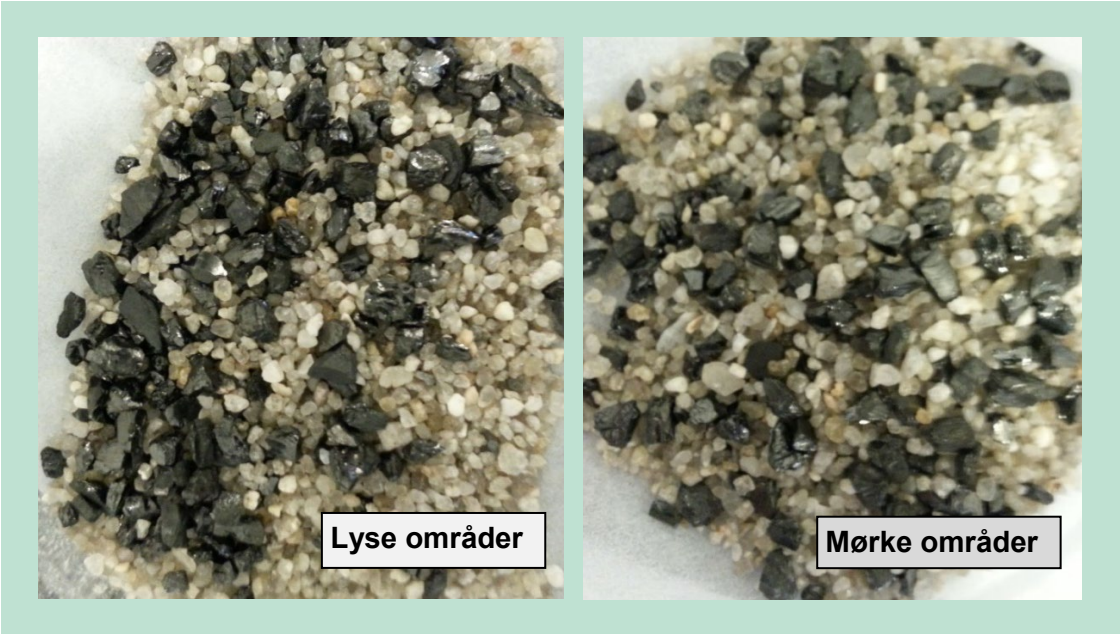
Prøve	d10	d50	d90	U (d60/d10)
F4 5-10 cm	1,57	2,17	4,09	1,50
F4 20-25cm	1,60	2,24	4,23	1,54
Original antracit	2,5	-	4	-
Original kvarts	1,0	-	2,0	-

Der blev udtaget separate prøver af de lyse og mørke områder. Resultaterne af kornstørrelsesanalyser (TABEL 3) viser meget lidt forskelle.

TABEL 3. Filtermaterialer udtaget af lyse og mørke områder i filteret, Viby Vandværk.

Prøve	d10	d50	d90	U (d60/d10)
F4 lys, +25cm	1,62	2,28	4,25	1,57
F4 mørk +25cm	1,58	2,14	4,01	1,47

Efter afsyring af filtermedieprøverne ses blandingen af kvarts og antracit tydeligt, se FIGUR 13.

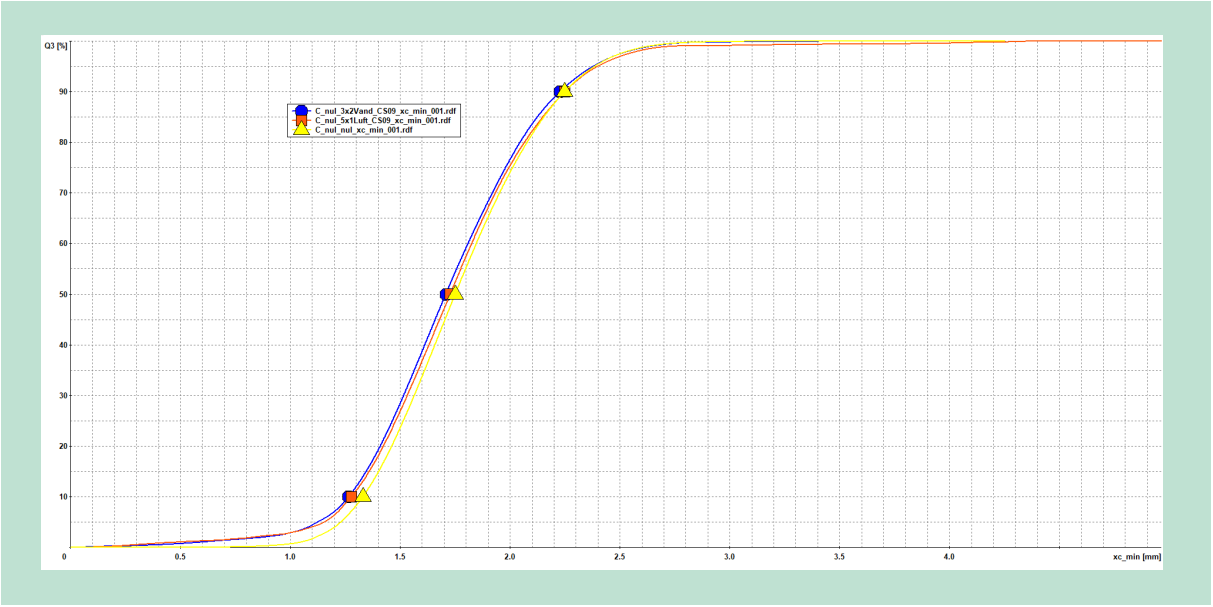


FIGUR 13. Afsyrede filtermaterialer fra 25 cm's dybde, Viby Vandværk.

De 15 cm's afstand, der er observeret mellem de mørke områder i filteret, svarer til den afstand, der er mellem dyserne i bunden af filteret. Filtermaterialerne lige over dyserne ser således ud til at være påvirket af deres placering netop lige over dyserne. Der ses i data ikke nogen belæg for kraftig sortering af filtermaterialerne pga. densitet eller størrelse. De observerede farveforskelle i filteret stammer derfor fra coatingen på kornene (og ikke fra om der er tale om antracit eller kvarts). Det formodes, at de mørke farver skyldes, at korn fra det mørke mangan lag skydes op under returskyl i områder lige over dyserne. Hermed afviger billedet fra en lagkagemodel, hvor de forskellige lag ligger vandret i filterbassinet.

3.1.2 Forundersøgelse med farvet sand

Østerbyværket, pilotskala: Forud for forundersøgelser med farvet sand blev ø 345 mm forsøgskolonnen af PVC bygget op med filtermateriale, der blev testet i forskellige returskylleprocedurer. I den forbindelse blev der udtaget filtermaterialer gennem prøvetagningsportene i siden af kolonnen for at tjekke for eventuelle ændringer i kornstørrelsessammensætninger som funktion af returskylningerne. Figuren herunder sammenligner forskellige skyl (vand, luft) med udgangspunktet, og viser ingen forskel i for filtermaterialernes kornstørrelsesfordeling ved brug af vand alene (ved 60 m/t) eller ved skylning med luft alene (6 m/t). De hermed testede returskyl-indstillinger for vand og luft anvendes derfor fortsat til de efterfølgende pilotskala forsøg på Østerbyværket.

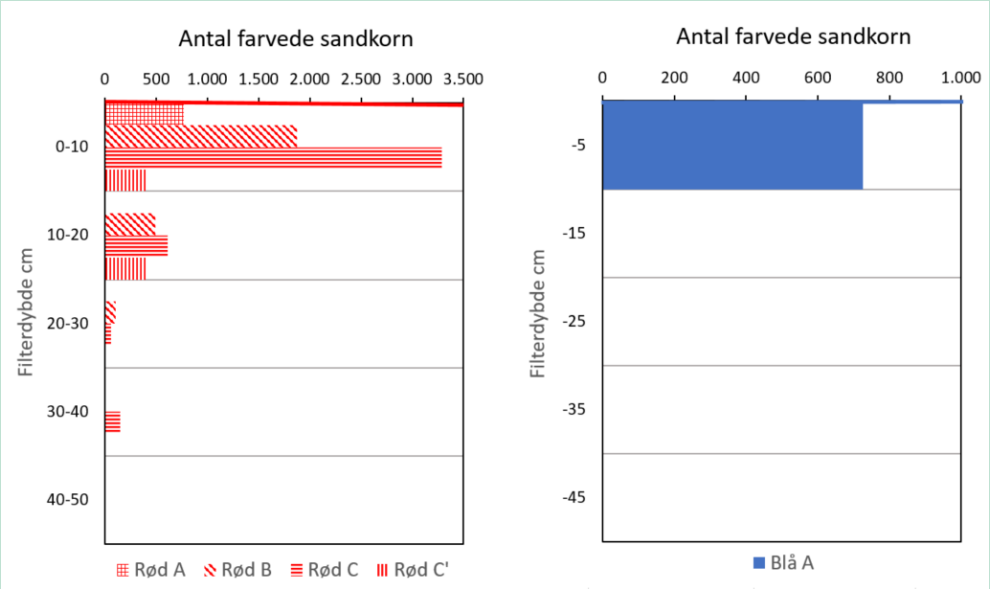


FIGUR 14. Kornstørrelsesfordeling for filtermedie udtaget i 15 cm's dybde hhv. før skylning (gul kurve) efter skylning med 3 x 2 min vand 60 m/t (blå kurve) og efter 5 x 1 min luft skyl (uden vandskyl) rød kurve.

I forsøgene med farvede sandkorn blev der arbejdet med forskellige returskylleprocedurer samt forskellige prøvetagningsmetoder.

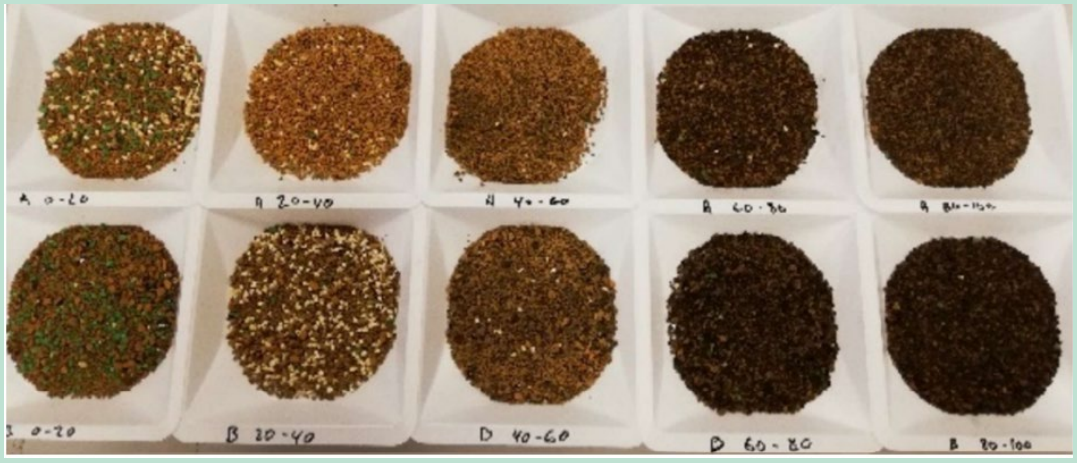
Erfaringerne fra forsøgene viser, at det i kolonneforsøgene er en stor fordel at kunne prøvetage materialer fra prøvetagningsporte i siden af kolonnen i stedet for fra toppen af mediet. Herved undgås risiko for, at korn fra andre dybder falder ned i prøvetagningshullet og medtages i en dybere prøve. Herudover er der mulighed for mindre dybdeintervaller, alt efter hvor mange prøvetagningsporte en forsøgskolonne udstyres med. Prøvetagningen gennem disse porte blev foretaget med spyd, der går hele vejen tværs gennem kolonnens bredde og giver prøvemateriale nok til kornstørrelsesfordelingsanalyser samt sporkorntælling.

Forsøgene med farvede korn som sporkorn viser en vis bevægelse af kornene, se FIGUR 15. Resultaterne fra pilotskala forsøgene på Østerbyværket antyder, at vand alene flytter kornene mindre end når der også anvendes luft-skyl i returskylleproceduren. Ved returskylleprocedure C, der kombinerer vand og luftskyl ses korn der er ilagt på toppen ned til 40 cm's dybde i filteret. Ved vand alene med 30 m/t ses den mindste spredning af farvede korn ned i filter dybden.



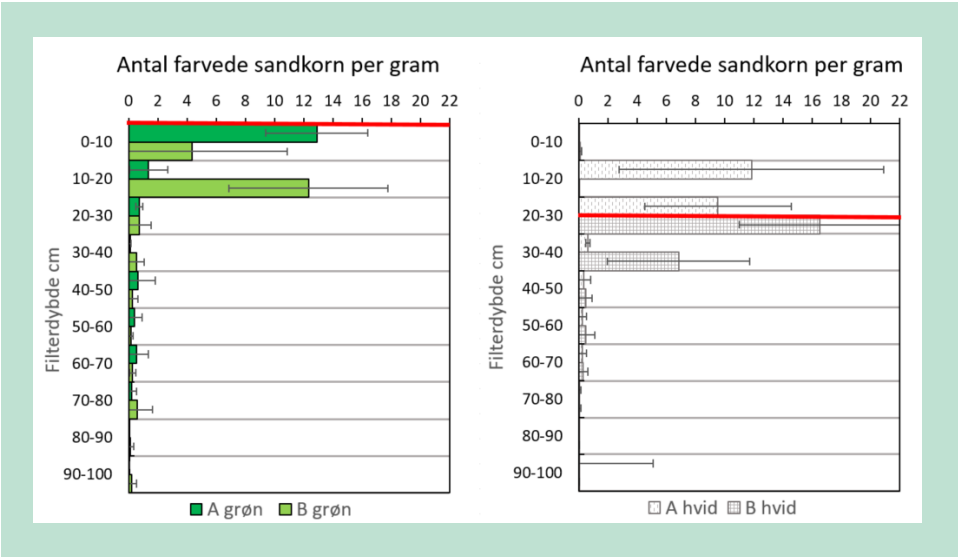
FIGUR 15. Dybdeprøver fra kolonneforsøg ved Østerbyværket. Farvet sand (rød/blå) ilagt toppen af filteret. Figurerne viser antallet af farvede korn talt i dybdeprøverne efter hhv. returskylleprocedure A, B & C.

Børkop Vandværk, fuldskala: På Børkop Vandværk blev der placeret 8 kg farvet sand (grønt øverst og hvid under) i to felter. FIGUR 16 viser prøver udtaget i 20 cm's dybdeintervaller med ghostbuster-udstyret efter et enkelt returskyl.



FIGUR 16. Dybdeprøver efter én returskylning fra de to forsøgsfelter på Børkop Vandværk (øverst Felt A ved skyllevandsrenden, nederst Felt B ved filterkant). Prøverne blev fotograferet efter udtagelse og tørring.

FIGUR 17 viser resultater af optælling af farvede korn i samme prøver. Her ses en vis ændring af sporkornenes placering efter udførsel af et returskyl. I sagens natur kunne de grønne korn (der var placeret øverst i filteret) kun bevæge sig nedad, mens de hvide korn (der var placeret et stykke nede i filteret) kunne bevæge sig både opad og nedad.



FIGUR 17. Resultat af korntælling af farvede korn (tv, grøn; th, hvid) som funktion af dybden. Der er vist et gennemsnit af fire individuelle prøver samt standardafvigelsen mellem de fire individuelle prøver. A og B henviser til de to forskellige forsøgsfelter prøverne er udtaget fra. Den røde streng indikerer udgangspunktet for det ilagte farvede lag.

De observerede slutplaceringer var også forskellige alt efter den horisontale placering af feltet i selve filteret. Felt A er midt i filteret og Felt B er ude langs den ene side i filteret. Hvide farvede korn fra 20-30 cm's dybde ser ud til primært at bevæge sig op i filteret (mod lavere filterdybde) i Felt A centralt i filteret, hvorimod hvide farvede korn i Felt B i siden af filteret primært har bevæget sig ned i filteret (mod dybere filterdybder). Da der under Felt B er kendskab til mindre luftskyl pga. færre huller i luftharpen ved dette felt kunne den observerede forskel i bevægemønster for de farvede sporkorn skyldes denne forskel i påvirkning fra luftskylningen.

Hermed understøtter resultater fra Børkop Vandværker de tidligere resultater fra Viby Vandværk, nemlig at den vertikale flytning af mediekorn varierer fra sted til sted i et filter.

3.2 Filtermedietyper

TABEL 4 er en oversigt over de fysiske karakteristika af forskellige filtermedier, der blev anvendt i pilotskalaforsøgene hos VIA University College. Der er både tale om to fyldmaterialer (to forskellige sandstørrelser) samt medier, der blev anvendt til at spore flytning af korn under returskyl. De anvendte medier har forskellige størrelse (to størrelser af farvet sand), form (store og små glaskugler) samt densitet (antracit og granat).

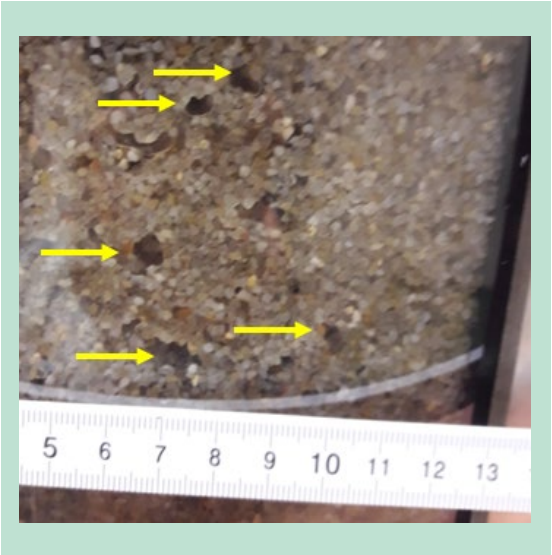
TABEL 4. Oversigt over anvendt fyldmateriale og sporkorn.

Filtermedie-type	Beskri-velse	Kornstørrelsesfordeling				Uensformig-hed	Sfæricitet	Bulk densitet	Part. densi-tet	Porøsi-tet
		d_{10}	d_{50}	d_{60}	d_{90}	$U=d_{60}/d_{10}$	SPHT3	Tør		
		mm	mm	mm	mm			kg/L	kg/L	%
Fin sandfyld	0.7-1.2	0.76	1.00	1.05	1.28	1.38	0.85	1.55	2.59	40.0
Grov sandfyld	1-2-1.8	1.23	1.59	1.66	1.94	1.35	0.86	1.52	2.64	42.3
Finsand, farvet	Forskellige farver	0.81	1.07	1.13	1.36	1.40	0.87	1.52	2.25	32.6
Grovsand, farvet	Forskellige farver	1.17	1.58	1.67	2.06	1.43	0.88	1.54	2.37	34.9
Små glaskug-ler	0.5-1.2	1.61	1.68	1.70	1.76	1.06	0.98	1.56	2.46	36.7
Store glas-kugler	2.85-3.45	2.87	3.10	3.15	3.35	1.10	0.99	1.50	2.49	39.8
Anthracit	Akdolit H2	1.39	1.92	2.03	2.54	1.46	0.80	0.54	1.07	49.2
Granat	12/20 mesh	0.88	1.23	1.31	1.74	1.49	0.83	2.36	4.14	42.9

3.3 Bevægelsesfænomener

Under returskylleforsøgene blev der observeret fra toppen af kolonnen samt gennem skueglasset på kolonnens side. Der blev identificeret syv forskellige bevægelsesfænomener, der beskrives i det følgende:

1. **Megapore rotation:** Små hulrum blev dannet i filtermediet under luftskyl og samtidig luft-og-vandskyl, se FIGUR 18. Disse strukturer ligner det, som er beskrevet i litteraturen som "lenticular voids" (Ives, 1989). Hulrummene har en skala på ca. ½-1 cm. Porerne er delvis forbundne og fungerer for lufttransport lidt som ormehuller i jorden fungerer for regnvand. I løbet af forsøgene blev det observeret, at filtermediekorn roterer inde i disse megaporer. Mediekorn flytter kun over små afstande ved dette bevægelsesfænomen.



FIGUR 18. Megaporer.

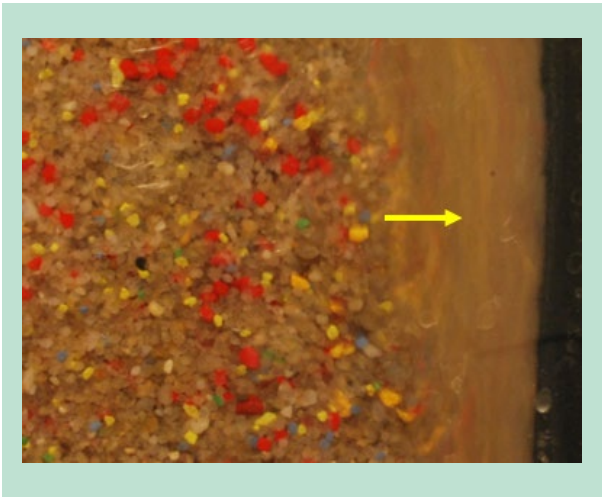
2. **Kravlende sprækker:** Horisontale sprækker i filtermediet bestående af vand og en luftboble opstår under vand-og-luft skyl og starten af vand-alene skyl, se FIGUR 19. De observerede sprækker var ofte i størrelsesorden 1 cm høj og 5-10 cm i længde. Sprækker kravler langsom opad, især under vand-alene skyl indtil luften er fjernet fra filterets top. Bevægelsen sker ved, at korn på sprækkens tag kollapser til gulvet lidt efter lidt. Filtermediekorn flytter kun over små afstande ved dette bevægelsesfænomen.



FIGUR 19. Kravlende sprække med luft og vand.

3. **Gyngende top:** Filtermediet i det øverste ca. 20 cm af kolonnen udviste en lille gyngende bevægelse fra side til side, lidt i stil med gelé, der rystes blid. Filtermediekorn flytter kun over små afstande ved dette bevægelsesfænomen.

4. **Banestrømning:** Hurtig strømning i baner på 5-10 cm bredde, er observeret under vandalene skyl (se foto i FIGUR 20, der er optaget med langsom lukkehastighed). Strømningshastigheden i disse baner er langt større end gennemsnits flow for hele kolonnen. Hermed er der tale om inhomogeniteter i vandets strømning, der bl.a. kan skyldes ujævn indstrømning ved filterbunden, luftlommer fanget i filtermediet og forskelle i filtermediets permeabilitet. Det kan også skyldes randeffekter langs kolonnens ydervæg. Filtermediekorn rives med i banestrømningen og flytter derfor over store afstande i filteret ved dette bevægelsesfænomen. Dette fænomen blev observeret for mange år siden (Baylis, 1959), hvor den blev kaldt ”jet action”.



FIGUR 20. Banestrømning.

5. **Nedsynkning:** Denne langsomme bevægelse sker som naturlig konsekvens af, at filtermedie, der er forskudt opad ved banestrømning og andre bevægelsesfænomener erstattes af filtermedie, der synker ned oppefra, se FIGUR 21. Filtermedie forskydes over mellemafstande ved dette fænomen.



FIGUR 21. Nedsynkning af grønfarvet sand (det farvede lag var oprindeligt placeret ved den sorte streg).

6. **Fuldcirkulation:** Ved dette fænomen flytter filtermedie i en bevægelse, der spænder over hele filteret i en slags "bundvending". I pilotfilteret bevægede filtermedie opad langs hele observationsvinduet, mens mediets returløb til bunden af filteret ikke kunne ses fra vinduet. Det vides ikke om hovedårsagen til denne bevægelse er ujævnt flow gennem dyserne, et artefakt af filterdimensionerne eller en anden grund. Filtermedie flytter over store afstande ved dette fænomen.

7. **Sandvulkan**: Dette fænomen skyder sandet op få cm i fribordsområdet i en mini-vulkan, som ved stødkogning. Denne bevægelse kan ses på overfladen, se FIGUR 22. Fænomenet sker ved luftskyl og luft-og-vand skyl. Flytning af filtermediekorn sker kun i de øverste få cm. Bevægelsen giver indtrykket af, at luftskyl er et meget kraftigt skylletrin. Det er dog kun de øverste få cm, der oplever en kraftig bevægelse.



FIGUR 22. Sandvulkaner (set fra filtertoppen).

8. **Kollaps-puls:** Dette bevægelsesmønster noteret af Amirtharajah (1993) blev ikke observeret til trods for forsøg med varierende kombinationer af vandflow og luftflow. Kollaps-puls er en bevægelse, hvor en stor luftboble opbygges i filtermediet som løftes op, hvorefter luften slipper ud til filtertoppen og mediet kollapser igen. Mønstret er ellers anset som den mest aggressiv skyllemetode, hvorfor den ofte tilsigtes i udlandet.

TABEL 5 viser en oversigt over disse bevægelsesfænomener. Der angives også de trin i returskylleprogrammet, hvor fænomenet blev observeret. I flere tilfælde, er der tale om en subjektiv vurdering.

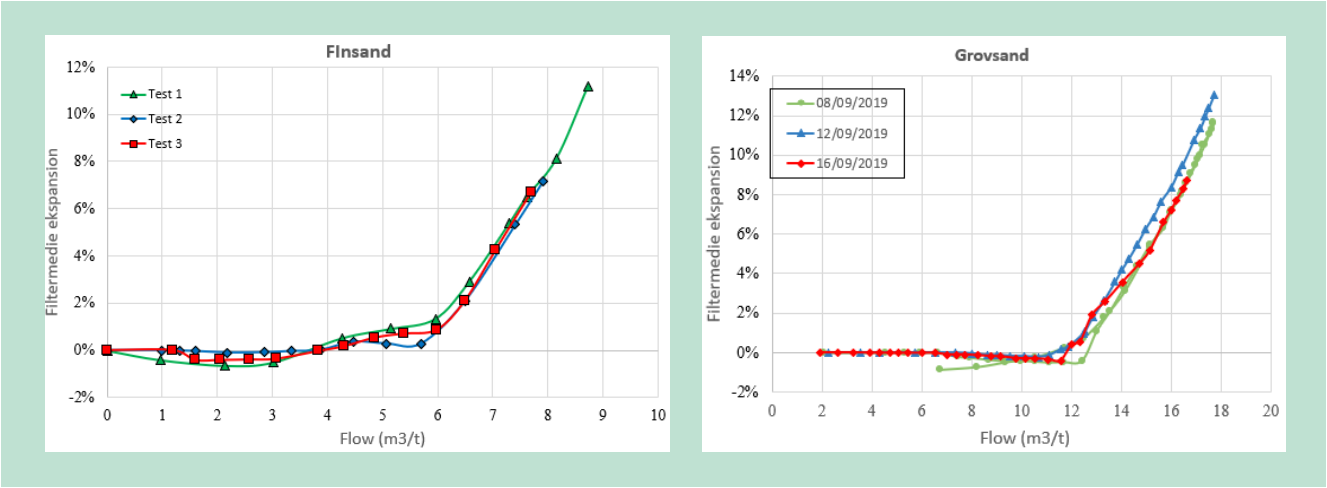
TABEL 5. Oversigt over bevægelsesfænomener og hvornår de blev observeret.

	Fænomen	Luftskyl	Luft-og-vand skyl	Vand-alene skyl
1	Megapore rotation	+	+	-
2	Kravlende sprækker	-	+	-
3	Banestrømning	-	+	+
4	Sandvulkaner	+	+	-
5	Nedsynkning	-	+	-
6	Fuldcirkulation	-	+	+
7	Gyngende top	-	+	-
8	Kollaps-puls	-	-	-

Til sammen, disse bevægelsesfænomener indikerer, at filtermedie flytninger er mere komplekst end makroparametre som filtermedie ekspansion kan afsløre. Observationerne gjorde det tydeligt, at filtermedie bevægelser i fuldskala og store pilotskala er inhomogene med individuelle fænomener på skalaer af f.eks. 1 cm, 10 cm og hele filteret. Storskala inhomogenitet kan overses i små pilotskala opsætninger og i modellering. Tre faser (medie, vand, luft) medfører næsten uoverkommelige udfordringer til modelarbejde. Fremgangsmåden i denne aktivitet er derfor at beskrive den resulterende distribution af en specifikt lag korn, der bruges til at spore medie flytninger.

3.4 Filtermedie ekspansion

FIGUR 23 viser målinger af filtermedie ekspansion (i procent af den oprindelige totale filtermedielag). Målingerne er udført i triplikat for både finsand og grovsand (se kornstørrelser i TABEL 4).



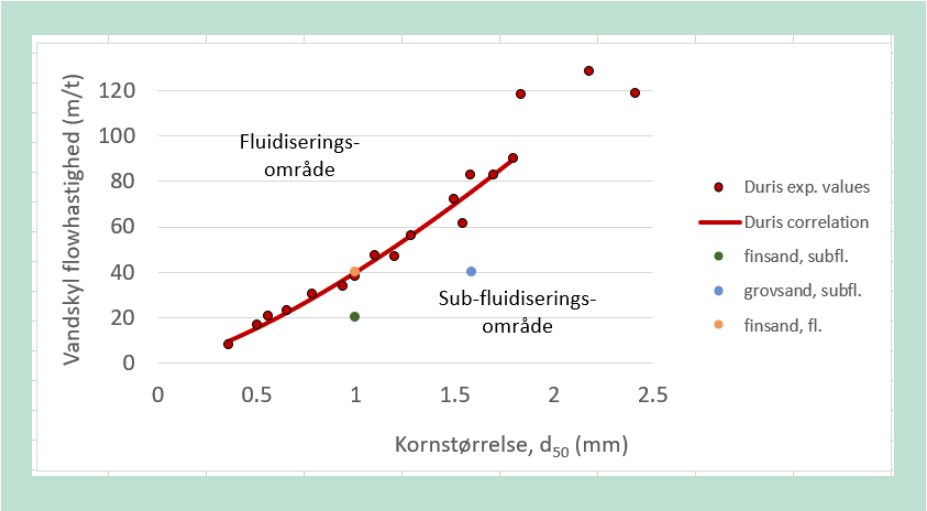
FIGUR 23. Filtermedie ekspansion under returskyl med vand alene for finsand (venstre) og grovsand (højre), begge udført i triplicat.

Som det ses af figurerne, er der et relativt veldefineret flow, hvor filtermediet begynder for alvor at ekspandere. Disse flow er 6 og 12 m^3/t for henholdsvis finsand og grovsand. Ved at anvende pilotfilterets tværsnitsareal på 0,20 m^2 kan disse flow omregnes til flowhastigheder på henholdsvis 30 og 60 m/t. Det bemærkes, at den optimale filtermedie ekspansion har været diskuteret i mange år men angives ofte i størrelsesorden 20% (Cleasby, et al., 1977), hvilket vil kræve op mod det dobbelte flowhastigheder i forhold til begyndende ekspansion angivet ovenfor.

Duris et al. (2016) udførte en række empiriske forsøg med kvartssand medie med en vis bredde i kornstørrelsesfordeling (dvs. typisk filtersand). Forsøgene blev udført ved 20 °C. FIGUR 24 viser resultatet af forsøgsrækken. Et simpelt udtryk for minimums fluidiseringshastighed (U_{mf}) i enheder m/s for kvartssand alene baseret på mediets middelkorn diameter (d_m) i enheder mm blev foreslået som følge:

$$U_{mf} = 0.0111 \times d_m^{1.380}$$

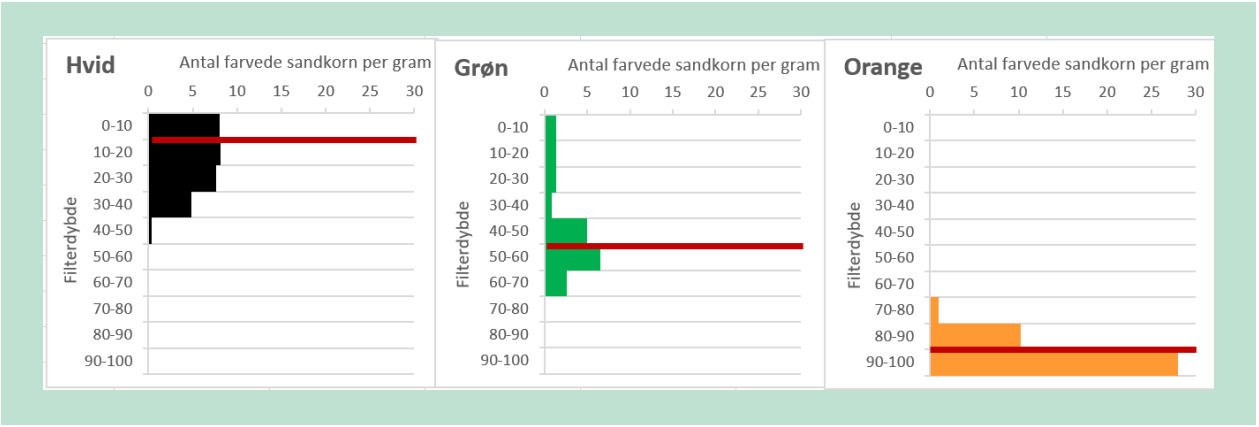
FIGUR 24 viser også de forventede fluidiseringsforhold ved flytningsforsøgene. Som det ses, er de anvendte skylleflowhastigheder tilstrækkelig til fluidisering kun når der anvendes finsand som fyld og 40 m/t vandskyl (kørsel 9), se TABEL 1.



FIGUR 24. Minimum fluidiseringshastighed for kvartssand medie (Duris, et al., 2016).

Flytning af filtermedie under returskyl

I det følgende angives resultater fra pilotfilterforsøgenes 9 kørsler (se TABEL 1). For hver kørsel er der indlagt sporkorn, gennemført 10 returskyl, udtaget prøver og sporkornene er blevet talt. FIGUR 25 viser et eksempel på rådata fra en af disse tællinger. Ud fra disse resultater blev gennemsnitsdybden af sporkorn (i form af ændring fra den oprindelige placering, M1) og spredning af sporkorn (i form af fordelingens standardafvigelse, M2) beregnet.



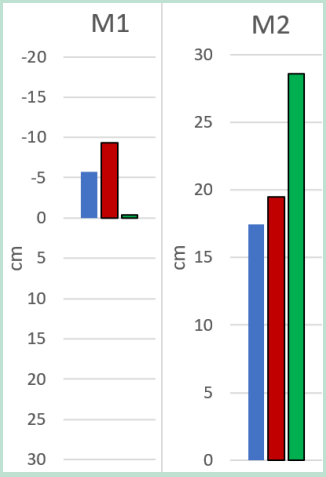
FIGUR 25. Eksempel på rådata fra tælling af sporkorn (farvet grovsand i grovsand fyld) i prøver udtaget i pilotfilteret med 10 cm dybdeinterval efter et returskylleforsøg (kørsel 1). Den røde streg indikerer den oprindelige placering af sporkorn.

I det følgende afsnit fremlægges M1 og M2 resultaterne. For at fremhæve vigtige sammenhænge på tværs af kørslerne er resultaterne ikke angivet i kørselsrækkefølge.

3.4.1 Karakterisering af pilotfilteret med farvet sand

Tanken ved brug af farvet sand var, at det skulle have præcis den samme kornstørrelsesfordeling, partikeldensitet og kornform som fyldmaterialet. Som tidligere vist i TABEL 4 har farvning af mediet dog medført mindre ændringer i sandets fysiske egenskaber, herunder øgning i kornstørrelsen og sfæricitet (som begge dog vurderes at være uden betydning). Desuden har farvning medført en lavere partikeldensitet, der kan være væsentlig, især for det fine sand, hvor farvning sænkede partikeldensiteten fra 2,59 (ufarvet sand) til 2,25 kg/L (farvet sand).

Ved kørsel 1, 5 og 9 blev der anvendt sporkorn af farvet sand med samme størrelse som fyldmaterialet. Hermed kunne flytning af sandkorn i pilotfilteret ved et almindeligt skyl karakteriseres.



	Kørsel	Filterfyld	Sporkorn	Placering	Vand-alene skylning
	1	Grov	Grov	Midt i filteret	Sub-fluidisering
	5	Fin	Fin	Midt i filteret	Sub-fluidisering
	9	Fin	Fin	Midt i filteret	Fluidisering

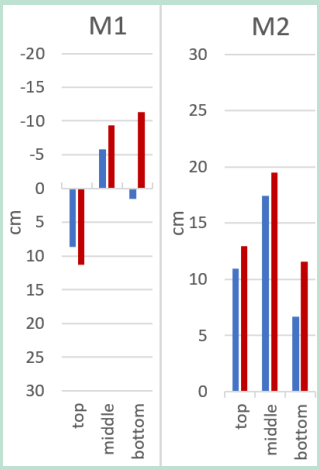
FIGUR 26. Farvet grovsand i grovsand fyld (blå) og farvet finsand i finsand fyld (rød og grøn), placeret midt i filteret. M1 er middel flytningsafstand og M2 er standardafvigelsen af det farvede sands dybdefordeling.

FIGUR 26 M1 (middelflytning) viser at farvet sand (placeret midt i filteret) i gennemsnit flytter sig lidt opad (< 10 cm) i filteret, når der anvendes sub-fluidiseringsflow (M1 blå og M1 rød). Dette indikerer, at der er mere bevægelse i den øverste del af filteret end i den nederste del. Ved fluidiseringsflow ses ingen ændring i gennemsnitsdybde (M1 grøn) efter 10 returskyl. Dette indikerer, at der er tale om symmetrisk spredning.

FIGUR 26 M2 (spredning som standard afvigelse) viser at farvet finsand (placeret midt i filteret) ender med at være fuldopblandet efter 10 returskyl, når der anvendes fluidiseringsflow (M2 grøn). Det bemærkes, at 100% jævn fordeling i alle dybder teoretisk ville give M2=28,7 cm, mens resultatet for M2 grøn var 28,6 cm. Dette indikerer, at ændring i placeringen af farvet finsand efter 10 returskyl er det samme som ufarvet sand. Ved sub-fluidisering ses M2 mellem 15 og 20. Det bemærkes, at en jævn spredning i de øverste 60 cm af filteret teoretisk ville give M2=17,1. Hermed svarer standardafvigelsen til, at sporkorn ved sub-fluidisering hovedsagelig spredes i toppen af filteret.

3.4.2 Betydning af den oprindelige placering

I kørsel 1 og 5 blev der også placeret andre farver korn i toppen og i bunden af filteret. Dette vil forventes at ændre på flytning af sporkorn, da filtertop eller filterbund udgør en barriere mod flytning (en randbetingelse).



	Kørsel	Filterfyld	Sporkorn	Placering	Vand-alene skylning
	1	Grov	Grov	Top, midt, bund	Sub-fluidisering
	5	Fin	Fin	Top, midt, bund	Sub-fluidisering

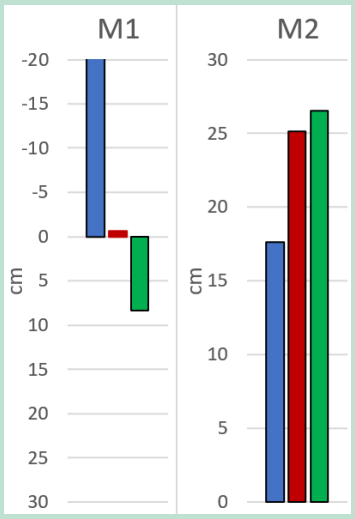
FIGUR 27. Farvet grovsand i grovsand fyld (blå) og farvet finsand i finsand fyld (rød) med forskellige oprindelige placeringer i filteret. M1 er middel flytningsafstand og M2 er standardafvigelsen af det farvede sands dybdefordeling.

FIGUR 27 M1 viser, at farvet sand ved sub-fluidisering generelt udviser begrænset flytning i gennemsnit (< 12 cm). Farvet sand placeret i toppen af filteret i gennemsnit flytter sig nedad (det kunne jo ikke flytte opad) mens farvet sand i bunden flytter sig opad (gælder dog ikke grovsand). Her var grovsand tilsyneladende i stand til at modstå at blive løftet op fra bunden af pilotfilteret af det anvendte returskylleprograms kræfter. Som vist i afsnit 3.5.2 blev farvet sand placeret i midten af filteret i middel flyttet opad.

FIGUR 27 M2 viser, at spredning af farvet sand placeret midt i filteret er større end farvet sand placeret i top og bund af filteret. Den mindste spredning ses for farvet grovsand placeret i bunden af filteret. Der har tilsyneladende været mindre flytning af farvet grovsand i bunden af filteret med grovsand fyld.

3.4.3 Betydning af størrelse

I kørsel 3 og 6 blev der anvendt farvet sand i en anden størrelse end fyldet. Med andre ord blev der placeret farvet finsand i grovsand fyld og omvendt.



	Kørsel	Filterfyld	Sporkorn	Placering	Vand-alene skylning
	3	Grov	Fin	Midt	Sub-fluidisering
	6	Fin	Grov	Midt	Sub-fluidisering
	9	Fin	Grov	Midt	Fluidisering

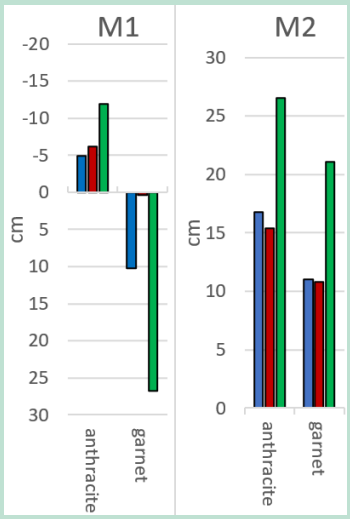
FIGUR 28. Farvet finsand (blå) i grovsand fyld, farvet grovsand (rød) i finsand fyld, begge ved sub-fluidiseringsflow samt farvet grovsand (grøn) i finsand fyld ved fluidiseringsflow. M1 er middel flytningsafstand og M2 er standard afvigelse af det farvede sands dybdefordeling.

FIGUR 28 M1 viser, at farvet finsand (blå) flytter sig kraftigt opad i grovsand fyld i gennemsnit, mens farvet grovsand (rød) i finsand fyld ikke flyttes i gennemsnit, begge ved sub-fluidisering. Sidstnævnt skyldes formentlig en balance mellem grovsandets tendens til at synke i finsand-fyld og filtermediets generelle tendens til at mixes mest i den øverste del af pilotfilteret. Ved fluidisering, flytter farvet grovsand (grøn) i finsand fyld nedad i pilotfilteret, men kun i begræn-set omfang (8,4 cm i gennemsnit).

FIGUR 28 M2 viser, at farvet grovsand (rød) spreder sig i hele kolonnen i finsandfyld (standard afvigelse > 25 cm), mens farvet finsand (blå) i grovsand fyld kun spreder sig i den øverste del af pilotfilteret, begge ved sub-fluidisering. Ved fluidisering spredes farvet grovsand (grøn) i hele kolonnen med finsandfyld. Her er grovsandets tendens til at synke ikke tilstrækkeligt til at overkomme fluidiseringens tendens til at cirkulere alle korn i hele filteret.

3.4.4 Betydning af densitet

I kørsel 4, 8 og 9 blev der anvendt antracit og granat som repræsentanter for filtermedier med hhv. lavere og højere partikeldensitet



	Kørsel	Filterfyld	Sporkorn	Placering	Vand-alene skylning
	4	Grov	Antracitgranat	Midt	Sub-fluidisering
	8	Fin	Antracitgranat	Midt	Sub-fluidisering
	9	Fin	Antracitgranat	Midt	Fluidisering

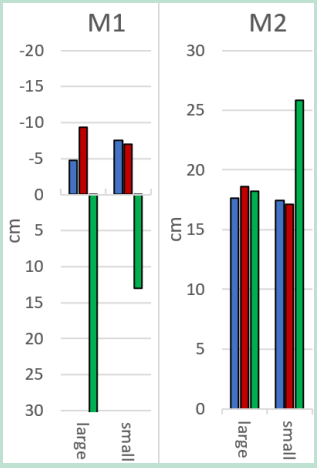
FIGUR 29. Antracit og granat i grovsand fyld (blå), finsand fyld (rød), begge ved sub-fluidiseringsflow samt finsand fyld (grøn) ved fluidiseringsflow. M1 er middel flytningsafstand og M2 er standard afvigelse af sporkorn distribution.

FIGUR 29 M1 viser, at disse medietyper i gennemsnit udviser en begrænset flytning opad (antracit) og nedad (granat) i filteret, som man vil forvente ud fra partikeldensitet. Undtaget herfra er granat ved sub-fluidisering (ingen flytning i gennemsnit) samt granat ved fluidisering (særlig stor nedsynkning).

FIGUR 29 M2 viser, som før, at den største spredning sker ved fluidisering.

3.4.5 Betydning af form

I kørsel 2, 7 og 9 blev der anvendt glaskugler i to størrelser for at repræsentere filtermedie med en mere afrundet kornform end sand.



	Kørsel	Filter-fyld	Sporkorn	Place-ring	Vand-alene skylning
	2	Grov	store glaskugler små glaskugler	Midt	Sub-fluidisering
	7	Fin	store glaskugler små glaskugler	Midt	Sub-fluidisering
	9	Fin	store glaskugler små glaskugler	Midt	Fluidisering

FIGUR 30. Store og små glaskugler i grovsand fyld (blå), finsand fyld (rød), begge ved sub-fluidiseringsflow samt finsand fyld (grøn) ved fluidiseringsflow. M1 er middel flytningsafstand og M2 er standard afvigelse af sporkorns fordeling.

FIGUR 30 M1 viser, at gennemsnitsdybden for glaskugler efter returskyl med sub-fluidiserings-flow flytter sig opad i begrænset afstand (< 10 cm). På denne måde ligner glaskugler farvet

sand i begge størrelser. Ved fluidiseringsflow ses, at glaskugler i gennemsnit flytter sig nedad – store glaskugler mere end små glaskugler. Hermed ses, at kornformen har betydning for flytning ved fluidisering, men ikke ved sub-fluidisering.

FIGUR 30 M2 viser, at ved sub-fluidiseringsflow spreder glaskugler sig kun i den øverste del af filteret (M2 < 20). Hermed er glaskuglernes form ikke tilstrækkelig til at give andet resultat end ved sand. Ved fluidisering, havner store glaskugler i den nederste del af filteret (og har dermed M2 < 20), mens små glaskugler spredes i hele filteret (M2 > 25), dog med det største antal i den nederste del af filteret.

4. Diskussion

I dette kapitel diskuteres udvalgte emner vedrørende flytning af filtermediekorn under returskyl. I første afsnit diskuteres potentielle fordele og ulemper af medieflytning. Derefter diskuteres de tre hovedtrin i skylleprocessen (luft, luft-og-vand, vand) hver for sig. Endelig diskuteres lagkagemodellen for opbygning af filtermedie i et filter.

4.1 Effekten af medieflytning

Undersøgelserne i Rapport 3 har ikke til formål at fastlægge effekten af flytning af filtermedie under returskyl og har dermed ikke svar på om medieflytning bør tilstræbes eller undgås. I stedet fokuserer undersøgelserne på at skaffe evidens for om flytning finder sted og i givet fald i hvilken grad. Alligevel drøftes potentielle effekter her for at sætte fokus på emnet.

Målinger i forbindelse med filtermedieprøver udtaget i forskellige dybder gennem et filter viser, at omsætning af energiholdige stoffer som ammonium ofte sker hurtigst i ét bestemt lag (filterdybdeinterval) og langsomt i andre lag. Det velfungerende lag er dér, hvor bakterierne vokser, da forholdene er mest egnet til vækst og da der er tilstrækkelig tilførsel af substrat. Når filtermediekorn med tilhørende biofilm fra dette lag flyttes til et andet lag som følge af et returskyl, havner bakterierne et sted, hvor vækstmulighederne er ringere, enten på grund af manglende substrat (bunden af filteret) eller øget konkurrence og fældning af jernoxider (toppen af filteret). Derfor risikerer disse bakterier at gå til grunde hurtigere end hvis de forblev i det oprindelige lag. Samtidig erstattes de aktive, flyttede korn med korn fra et lag, hvor biomassen af de ønskede bakterier er mindre. Hermed er der tale om en slags ”fortynding” af biomassen i det oprindelige aktive lag, hvilket kan medføre en lavere fjernelsesrate i laget. Dette anses som en ulempe. I filtre med særlige sorptionsmedier (f.eks. aktivt kul til pesticidfjernelse og jernoxider til arsenfjernelse) kan flytning af filtermedie være særlig ødelæggende, da mættet medie fra toppen kan havne i bunden af filteret, hvor desorption af de bundne stoffer lettere når udløbet.

Omvendt, kan flytning af aktiv biomasse til andre lag i filteret forøge filterets robusthed hvis behandlingsanlægget skal kunne klare en varierende belastning. Her tænkes særligt på øget råvandskoncentration (f.eks. af ammonium) og øget flowhastighed, der begge kan resultere i at ammonium når dybere i filteret end normalt med risiko for at det ikke når at blive helt omsat. Hvis filtermediet nederst i filteret inkluderer korn fra det mest aktive lag er der bedre muligheder for, at ammonium alligevel når at blive omsat.

Som det ses af ovenstående diskussion, kan flytning af filtermedie under returskyl medføre både positive og negative effekter. Undersøgelser vil være påkrævet for at kvantificere betydningen af disse effekter under forskellige forhold og for forskellige stoffer.

4.2 Luftskyl

Narrativen fra vandbranchen er ofte, at returskyl med luft alene er en forholdsvis aggressiv metode, som kan bidrage til at sikre et rent filter. Gængse anbefalinger kan derfor lyde, at luftskyl skal begrænses til f.eks. 1-3 minutter for ikke at ”slide” for hårdt på filtermediets biofilm eller omvendt, at luftskyl skal udvides til f.eks. 10 minutter eller mere for at fjerne jern- og manganbelægninger og undgå vækst af filtermediet.

Opfattelsen af, at luftskyl er en meget aggressiv skyllemetode underbygges af visuelle indtryk ved observation af filtertoppen under luftskyl. Her ses, at overfladen ”stødkoger”, at korn bliver kastet op med voldsom kraft i det overliggende vand, samt at vandet hurtigt bliver grumset.

Det bemærkes, at variationen i luftflowet fra et vandværk til et andet er forholdsvis lille, hvor en flowhastighed på 60 m/t (dvs. 60 m^3/time pr. m^2 filterareal) er meget udbredt.

Resultater fra dette studie indikerer imidlertid, at denne gængse opfattelse ikke er korrekt. Observationer gennem pilotanlæggets skueglas viser, at en lille andel af filtermediet flyttes ganske lidt for at danne kanaler (delvis sammenhængende makroporer), hvor luften transporteres. Efter ½-1 minut er kanalerne dannede og yderligere flytning af filtermediet er så godt som ikke eksisterende. Observationer indikerer, at kun de øverste 1-2 cm er involveret i at blive kastet rundt i vandet over filteret, hvorfor observationer fra toppen af filteret er misvisende for, hvad der egentlig foregår dybere nede i filteret. Hermed er luftskyl måske ikke så aggressiv som hidtil antaget.

Disse resultater synes at tale for en skylleprocedure med et meget kort luftskyl (maks. 1 minut) efterfulgt af luft-og-vand skyl og/eller vandskyl.

4.3 Samtidigt luft-og-vand skyl

Kollaps-puls – et fænomen, der kan opstå under luft-og-vand skyl - er blevet studeret af Amirtharajah (1993) og andre. Fænomenet er et bevægelsesmønster, hvor filtermediet løftes i forbindelse med dannelse af store hulrum i filtermediet, hvorefter boblen pludseligt slipper ud til filtertoppen og hulrummet falder sammen, hvorefter processen gentages. Studier viser, at forskydningskræften ved kollaps-puls fænomenet (kræften, hvormed de enkelte korn slår hinanden) er større end kræfter ved skyl med luft alene eller skyl med vand alene, selv hvis der opnås fuld fluidisering. Ud over forskydningskræfternes størrelse, har metoden fordelen af, at filtermediet er i bevægelse således at filterslam, der er fanget mellem kornene frigives og transporteres opad og fjernes helt fra filteret. Hermed er dette den mest effektive skyllemetode til at sikre et rent filter. På denne baggrund har VandCenter Syd indført et "dybdeskyl" hver anden måned, hvor der anvendes samtidig luft-og-vand skyl i ca. ½ time for at sikre, at kornenes coating holdes nede.

I den nuværende undersøgelse med et pilotfilter, blev kollaps-puls fænomenet ikke observeret til trods for at forskellige kombinationer af luft- og vandflow blev testet. Til gengæld blev der dokumenteret stor flytning af filtermediet via et andet bevægelsesfænomen, der her kaldes for fuld cirkulation. Det betyder, at mediet i nogle områder i filteret stiger mens mediet synker i andre områder i en slags "bundvending". Resultatet er, at filtermediet fra alle lag blandes kraftigt sammen. Det vurderes, at luft-og-vand skyl er årsagen til, at mange fuldskalafiltre med to medier (antracit og kvarts) i Redesign-projektet har vist sig at være totalt opblandet fra top til bund af filteret.

Inddeling af filtermedie f.eks. i et for- og efterfilter er en 100% effektiv måde at undgå denne opblanding af to-medie filtre. En yderligere fordel af at adskille filtermedier i hver sit filter er, at luft-og-vand skyl evt. helt kan undlades på efterfilteret, da behovet for at fjerne jernaflejringer ikke er så stort. Hermed undgås at flytte kvartskorn fra et lag til et andet på efterfilteret. En anden måde at undgå opblanding er at droppe to-medie filtre og anvende ét-medie filtre i stedet.

Det bør bemærkes, at luft-og-vand skyl medfører risiko for, at filtermedie skylles ud ad filteret, såfremt returskylningen fortsætter efter vandspejlet er steget op til skyllevandsrenden. Det medfører, at anvendelse af fysiske anordninger ved skyllevandsrenden, der modvirker udskylning af filtermedie, kan komme på tale.

4.4 Vandskyl

Uanset foregående trin, slutter returskylleprocedureren næsten altid af med skyl med vand alene. Effekten er at løsrevet filterslam (f.eks. jernoxid og biofilm) løftes med vandet ud af filteret via skyllevandsrenden og at turbiditeten i skyllevandet falder.

Hvis flowet er tilstrækkeligt til at fluidisere filtermediet er denne proces meget effektiv fordi mediet svæver og de løsrevne filterslampartikler ikke bliver fanget i mediet. En ønsket effekt af vandskyl for to-medie filtre er, at medierne kan blive adskilt efter densitet, dvs. at den lette antracit havner øverst i filteret og den tunge kvarts havner nederst. Hvis skyllet afslutter med en langsom nedtrapning af flowhastigheden, er chancen for adskillelse større. Vandskyl medfører risiko for en uønsket sortering efter kornstørrelse, med de små korn øverst og de store korn nederst. Dette fremmer kagefiltrering, hvor de øverste få cm er særlig effektiv til at fange filterslampartikler, hvilket medfører tidlig tilklogning og korte gangtider. For at undgå denne effekt er det vigtigt at anvende filtermedie med et lavt uensformighedstal. Vandskyl medfører desuden risiko for, at kvartskorn fra én dybde vil blandes med kvartskorn fra andre dybder (og det samme for antracit), hvormed det mest effektive lag fortyndes.

I Redesign-projektet blev der ikke observeret fluidisering under vand-alene skyl i fuldskala. Sammenligning af det aktuelle flow og den beregnede minimumsfluidiseringshastighed underbygger den manglende fluidisering. Denne "sub-fluidiseringspraksis" har stor betydning for filterdriften. Fordelen er, at man kan dimensionere et filter med større korn, uden at man skal bruge et tilsvarende større skyllevandsflow. Og større korn kan medføre længere gangtider. Ulempen er, at returskyllet ikke er så effektivt, da noget af det filterslam, der skal fjernes fra filteret, indfanges i det overliggende filtermedium på samme måde som ved almindelig vandproduktion med nedadrettet flow. Ved subfluidisering kan man heller ikke adskille to medier, der er blevet blandet efter luft-og-vand skyl.

Den ringere rensning som følge af et sub-fluidiseringsvandskyl kan have uheldige konsekvenser såsom turbiditet i timerne umiddelbart efter skyllet samt vækst af filtermediet over årene. Disse konsekvenser er imidlertid så alvorlige, at det anbefales enten at bringe sub-fluidiseringspraksis til ophør (ved brug af mindre filtermedie, medie med lavere densitet eller større skyllevandspumper). Alternativt kan der anvendes flere korte skylletrin (f.eks. luft-og-vand efterfulgt af vand alene), der gentages f.eks. 3 gange (se Rapport 10).

4.5 Lagkagemodel

Rapport 3 fastslår, at forestillingen om en lagkagemodel i vandværksfiltre er død. Resultater tegner et billede af kaotisk flytning af filtermediekorn under returskylleproceduren, hvor graden af flytning afhænger af skylletrin, skylleflow, geometrien af filterbunden samt størrelse, densitet og form af mediekornene. Vandrette lag i et filterbassin ser ikke ud til at eksistere, da fordelingen af korn fra et bestemt lag udviser stor variation både i horisontal og i vertikal retning. Muligheden for at skabe orden igen i filtermediet (hvor kornene finder tilbage til deres oprindelig plads ved at anvende et afsluttende fluidiseringstrin med vand alene) er også begrænset.

5. Referencer

Amirtharajah, A., 1993. Optimum Backwashing of Filters with Air Scour: A Review. *Wat. Sci. Technol.,* 27(10).

Baker, M.N., 1934. Sketch of the history of water treatment. *Journal of the AWWA*, Vol 26(7), s. 902-938.

Baylis, 1959 Review of Filter Bed Design and Methods of Washing. *Journal of AWWA*, s. 1433-1469.

Cleasby, J.L., Arboleda, J., Burns, D.E., Prendiville, P.W. & Savag, E.S., 1977. Backwashing of Granular Filters. *Journal AWWA*, s. 115-126.

Duris, M., Radoičić, T.K., Garić-Grulović, R., Arsenijević, Z., Grbavčić, Ž., 2013. Particle velocities in quasi two-dimensional water fluidized beds of spherical particles. Powder Technology, 246, s. 98-10.

Duris, M., Radoicic, T. K., Arsenijevic, Z., Garic-Grulovic, R., & Grbavcic, Z., 2016. Prediction of bed expansion of polydisperse quartz sand mixtures fluidized with water. *Powder Technology* 289, s. 95-103.

EPA, 1999. 25 years of the Safe Drinking Water Act: history and trends. *Office of Water*. EPA-816-R-99-007.

Epstein, N., 2005. Teetering. *Powder Technology*, 151, s. 2-14.

Fitzpatrick, C.S.B. 1993. Observations of particle detachment during filter backwashing. *Water Science and Technology.* Vol 27(10), s. 213-221.

Gülay, A., Tatari, K., Musovic, S., Mateiu, R.V., Albrechtsen, H.-J. and Smets, B.F. (2014). Internal porosity of mineral coating supports microbial activity in rapid sand filters for groundwater treatment. Applied and Environmental Microbiology 80(22), s. 7010-7020.

Hulbert & Herring, 1929. Studies on the washing of rapid filters. *Journal AWWA*, 21(11) s. 1445-1487.

Ikhlef, S. & Basu, O.D., 2016. Influence of backwash regime on biofilter performance in drinking water treatment. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* 92(7), s. 1777-1784.

Ives, 1989. Filtration studied with endoscopes. *Wat. Res.* Vol. 23 (7), s. 861-866.

Pichea, A., Campbell, A., Cleary, S., Douglas, I. & Basua, O.D., 2019. Investigation of backwash strategy on headloss development and particle release in drinking water biofiltration. Journal of Water Process Engineering 32, s. 1-9.

Ranjan, P. & Prem, M., 2000. Schmutzdecke- A Filtration Layer of Slow Sand Filter. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*, Vol. (7) s. 637-645.

Sedlak, D., 2014. Water 4.0: Past, present and future of the world's most vital resource. *Yale University Press*.

Sharma, S.K., Petrusevski, B., Schippers, J.C., 2002. Characterisation of coated sand from iron removal plants. *Water Supply* 2, s. 247–258.

Slavik, I., Jehmlich, A., Uhl, W., (2013). Impact of backwashing procedures on deep bed filtration productivity in drinking water treatment. *Water Research* 47, s. 6348-6357.

Tatari, K., Smets, B.F., Albrechtsen, H.J., 2016. Depth investigation of rapid sand filters for drinking water production reveals strong stratification in nitrification biokinetic behavior. *Water Research*, 15;10, s. 402-410.

van Beek, C. G. E. M., Hiemstra, T., Hofs, B., Nederlof, M.M., van Paassen, J.A.M. & Reijnen, G.K., 2012. Homogeneous, heterogeneous and biological oxidation of iron(II) in rapid sand filtration. *Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua* 61 (1): 1–13.

Flytning af filtermediekorn under returskyl

I Danmark er drikkevandsproduktion baseret på grundvand, der behandles ved en enkel proces, der består af iltning af vandet efterfulgt af en biofiltrering med gravitations- eller trykfiltre. Herved fjernes eller omdannes jern, ammonium og mangan. Design og drift af biofiltrering, som er hjertet i vandbehandlingen, har ikke ændret sig væsentligt i mere end 100 år. Fremskridt i prøvetagning og måleteknikker i forbindelse med biofiltrering har imidlertid medført ny viden og mulighed for at undersøge, forstå og manipulere de kemiske, mikrobiologiske, fysiske og procesteknologiske elementer i drikkevandsbehandling. Vandkvaliteten er under pres, og der er en erkendelse af, at mange af de nuværende overskridelser af vandkvalitetskrav på landsplan kunne undgås ved en bedre vandbehandling.

Projektets formål er at re-designe vandbehandling fra bunden ved radikal nytænkning af drikkevandsproduktionen, hvormed der kan ske en optimering af nye og eksisterende vandværker, herunder reduktion af vandspildet ved returskyl, forkortelse af indkøringen af nye filtre samt større bæredygtighed i drikkevandsproduktion.
Projektet har resulteret i formulering af 18 ”redesign-principper”, der handler om design og drift af drikkevandsbehandling. Principperne blev testet ved fuldskala demonstration af ny filterbeholderdesign samt ny indkøringsprocedure med SmartSand. Endvidere blev principperne udviklet på basis af ny viden om jern- og ammoniumfjernelse samt returskylleprocessen. Projektet har desuden påbegyndt udvikling af den åbne dataplatform ”Merkur” til vandbehandlingsdata samt en matematisk model til at belyse virkningen af forskellige filterkonstruktioner.

Miljøstyrelsen
Tolderlundsvej 5
5000 Odense C

www.mst.dk

Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Jernfjernelsesdybde i biofiltre

Rapport 4 i projektet ”Smart Re-design of Drinking Water Production”

MUDP Rapport

September 2023

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion:
Sara Starcke

Fotos:
Sara Starcke

ISBN: 978-87-7038-544-2

Miljøstyrelsen offentliggør rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, som er finansieret af Miljøstyrelsen. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse.

Indhold

Forord		**4**
Sammenfatning		**7**
1.	**Introduktion**	**8**
1.1	Motivation	8
1.2	State of the art	8
1.2.1	Fjernelsesmekanismer	8
1.2.2	Tilklogning og gangtid	9
1.2.3	Modning og returskyl	9
1.2.4	Kanaldannelse og filtermodstand	9
1.2.5	Key performance indikatorer	10
2.	**Metoder**	**11**
2.1	Pilotopstilling Østerby vandværk	11
2.2	Forsøgsplan	11
2.3	Vandprøvetagning, pilotkolonne	11
2.4	Jernmåling	12
2.5	Flowmåling	12
3.	**Resultater**	**13**
3.1	Jernfjernelsesdybde ved forskellige filterhastigheder	13
3.1.1	Filterhastighed på 3,5 m/h	13
3.1.2	Filterhastighed på 8,3 m/h	14
3.1.3	Flowhastighed på 14,6 m/h	14
3.1.4	Sammenligning af forsøg med forskellige filterhastighed	15
3.2	Opstuvningsforløb	16
3.3	Kornstørrelsens indflydelse på jernfjernelse	18
3.4	Trykfald gennem filteret	18
3.5	Strømningsforhold ved sporstofforsøg	20
4.	**Konklusioner**	**22**
5.	**Referencer**	**23**

Forord

Denne rapport er en del af fyrtårnsprojektet ”Smart Re-design of Drinking Water Production”, som blev udført i perioden 2018 - 2022 og finansieret af projektdeltagernes egenfinansiering samt den offentlige støtteordning Miljøteknologisk Udviklings- og Demonstrationsprogram (MUDP) under Miljøministeriet. Projektets formål er at re-designe vandbehandling ved en dyb forståelse og en radikal nytænkning af vandbehandlingsprocessen. Da projektet omhandler helt almindelig dansk vandbehandling, er projektets resultater relevante for alle danske vandforsyninger.

Fyrtårnsprojektet er formidlet gennem 12 rapporter, samt en serie konferenceindlæg, tidskriftsartikler, og seminarer. Desuden er en række løsninger demonstreret ved fuldskalaanlæg på hhv. Østerbyværket syd for Aarhus og Lundeværket nord for Odense.

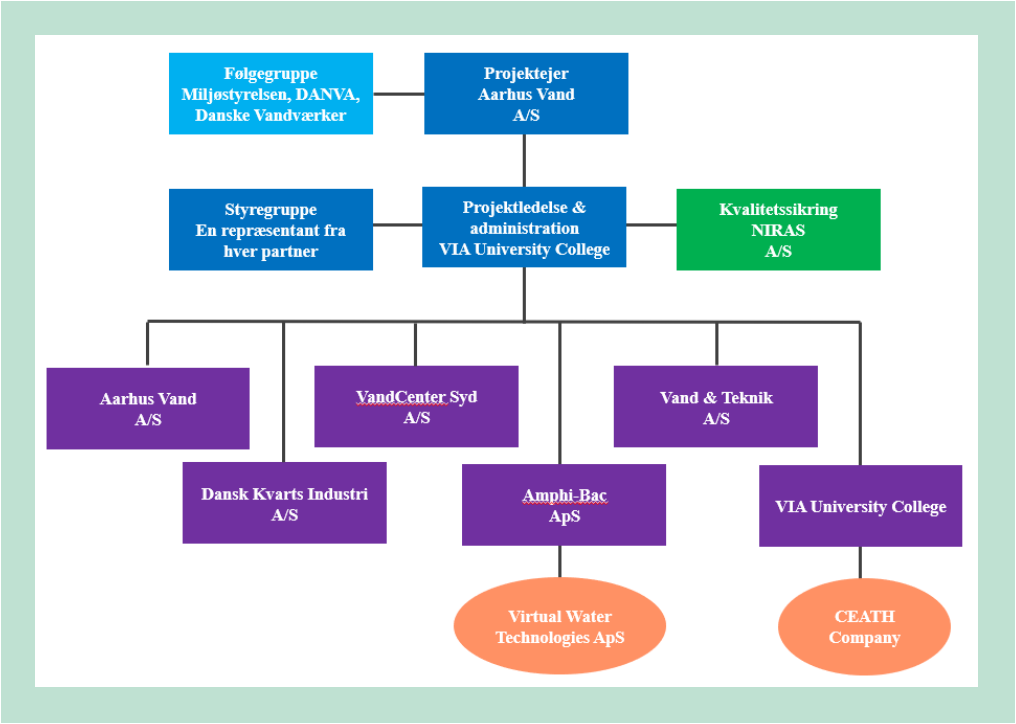
Baggrund

I Danmark er drikkevandsproduktion baseret på grundvand. Grundvandet behandles ved en ret enkelt proces, der kaldes for ”normalbehandling” (Karlsen og Sørensen, 2014). Denne proces består af iltning af vandet efterfulgt af en biofiltrering med gravitations- eller trykfiltre. Biofiltrering indebærer en kompleks blanding af fysiske, kemiske og mikrobiologiske elementer. Da det indvundne grundvand ofte er kemisk reduceret, kan vandet indeholde opløste stoffer som jern, ammonium og mangan, der skal fjernes/omdannes. Avanceret vandbehandling kommer kun på tale, hvis der også er behov for at fjerne f.eks. gasser (svovlbrinte, methan, aggressiv kuldioxid), hårdhed, arsen eller pesticider. I Danmark anvendes hverken chlor eller andre former for kemisk desinfektion under behandling eller distribution af vandet.

Biofiltrering er hjertet af normalbehandling af drikkevand i Danmark. Design og drift af biofiltrering har dog ikke ændret sig væsentligt i mere end 100 år. Manglende proces- og mikrobiologisk viden kombineret med en konservativ tilgang har medført, at videreudvikling af biofiltrering har været begrænset, og at filtre har været betragtet som en black box. Nye og billigere mikrobiologiske analyser, sofistikerede prøvetagningsmetoder, at-line målinger og andre fremskridt har nu åbnet denne black box i vandbehandlingen og gjort det muligt at undersøge, forstå og manipulere processen i højere grad end før.

Projektorganisation

Projektet blev udført af syv partnere og to underleverandører, se FIGUR 1 nedenfor:



FIGUR 1. Diagram over projektorganisation.

Projektets følgegruppe og styregruppe bestod af følgende personer:

Følgegruppe
Bolette D. Jensen, Miljøstyrelsen (formand)
Dorte Skræm, DANVA
Robert Jensen / Henrik Hermansen, Danske Vandværker
Flemming Fogh Pedersen, Aarhus Vand (projektejer)
Loren Ramsay, VIA University College (projektleder)

Styregruppe
Flemming Fogh Pedersen, Aarhus Vand
Finn Mollerup, VandCenter Syd
Jens Kristensen, Vand og Teknik
Claus Hove Sørensen, Dansk Kvarts Industri
Søren Bastholm Olesen, Amphi-Bac
John Kristensen, NIRAS
Loren Ramsay, VIA University College

Projektets arbejdspakker og rapporter

Projektet er inddelt i arbejdspakker og rapporter, se nedenfor. Arbejdspakkerne og rapporterne er identificeret som "åbne" eller "kommercielle" for at tydeliggøre, hvornår resultater frit formidles til hele branchen og hvornår resultater holdes internt blandt de relevante partnere af hensyn til kommercielle interesser.

Arbejdspakke 1: Etablering af designgrundlag (åben)
Rapport 1: Indsamling af vandbehandlingsdata
Rapport 2: Merkur: Web-baseret platform til vandbehandlingsdata

Arbejdspakke 2: Tekniske forsøg (åben)
Rapport 3: Flytning af filtermediekorn under returskyl
Rapport 4: Jernfjernelsesdybde i biofiltre
Rapport 5: Biostimulering med ammonium
Rapport 6: Jernfjernelse i returskyl
Rapport 7: Filtermediers gangtid

Arbejdspakke 3: SmartSand (kommerciel)

Rapport 8: Udvikling og produktion af SmartSand (fortrolig)

Arbejdspakke 4: SmartArkitektur (åben)
Rapport 9: Vandbehandlingsmodel

Arbejdspakke 5: Fyrtårnsdemonstration i fuldskala (åben)
Rapport 10: Demonstrationsanlæg ved Østerbyværket
Rapport 11: Demonstrationsanlæg ved Lundeværket

Arbejdspakke 6: Projektledelse
Rapport 12: Sammenfatning

Sammenfatning

Denne rapport omhandler jernfjernelsesdybden i biofiltre og er Rapport 4 af 12 om fyrtårnsprojektet ”Smart Re-design of Drinking Water Production”. Formålet med arbejdet er at kvantificere betydningen af filterets flowhastighed og filtermediets kornstørrelse for jernfjernelsesdybden og andre parametre, der er relevante for forståelsen af jernfjernelse på biofiltre.

Redesign-projektet indebærer en fuldskalademonstration af vandbehandling på Lundeværket nord for Odense og Østerbyværket syd for Aarhus. Demonstrationsanlæggene skal belyse vandbehandling, hvor jern fjernes på et separat forfilter, der er optimeret til jernfjernelse, mens øvrige stoffer fjernes på et efterfilter, der er optimeret til det. Forsøgene afrapporteret her er udført for at skabe grundlag for og understøtte design af disse demonstrationsanlæg.

Til forsøgene blev der opstillet en gravitationskolonne i pilotskala på Østerby vandværk. Kolonnens dimensioner er 345 mm indre diameter og 200 cm højde.

Resultaterne af forsøgene har vist, at forøgelse af filterets flowhastighed gør det muligt at opnå en væsentlig større jernbelastning før der skal returskylles.

Resultaterne har vist, at den større flowhastighed kun medfører begrænset øgning i jernfjernelsesdybden. Derudover viste sporstofforsøg at kanaldannelse var uvæsentlig. En filtermodstandsprofil har vist, at trykfaldet stadig sker i toppen af filteret selv med en filterhastighed på 8 m/t.

Resultaterne viste endvidere, at filtermediets kornstørrelse har stor indvirkning på jernfjernelsesdybden. Hermed medfører en større kornstørrelse behov for en større laghøjde i filteret. Resultaterne viste også, at modning af filteret efter returskyl ikke kun fandt sted i starten af gangtiden, men fortsatte under hele gangtiden.

Forsøgene understøtter, at en vandbehandlingsarkitektur bestående af et forfilter optimeret til jernfjernelse og et efterfilter optimeret til de øvrige parametre kan være fordelagtig. Fordelene ligger i, at vandforsyninger kan anvende mindre filtre, spare vand ved returskyl, anlægge mindre skyllebassiner, m.m. Desuden vil dobbeltfiltrering åbne muligheden for brug af meget lange gangtider på efterfilteret (da det ikke tilklogges af jern), der formodes at medføre opnåelse af en større biomasse til ammoniumfjernelse.

1. Introduktion

Formålet med arbejdet afrapporteret her er at kvantificere betydningen af filterets flowhastighed og filtermediets kornstørrelse for jernfjernelsesdybden og andre parametre, der er relevante for forståelsen af jernfjernelse på biofiltre.

1.1 Motivation

Projektet Re-design indebærer en fuldskala demonstration af vandbehandling på Lundeværket nord for Odense og Østerbyværket syd for Aarhus. Forsøgene afrapporteret her er udført for at skabe grundlag for og understøtte design af disse demonstrationsanlæg.

Demonstrationsanlæggene skal belyse vandbehandling, hvor jern fjernes på et separat forfilter, der er optimeret til jernfjernelse, mens øvrige stoffer fjernes på et efterfilter, der er optimeret til det. Brug af dobbeltfiltrering er ikke ualmindeligt i Danmark, især når der er tale om høje koncentrationer i råvand af jern, mangan og/eller ammonium. Erfaring viser dog, at forfiltre ofte er overdimensioneret og i stand til at fjerne alle stofferne til – eller tæt på – kvalitetskravene. Det nye i demonstrationsanlæggene – især Østerbyværket, hvor der opføres et helt nyt forfilter – er at optimere forfilteret så jern fjernes i hele dybden og de øvrige stoffer ikke fjernes.

1.2 State of the art

Under vandbehandlingsprocessen skal jern i råvandet fjernes til kvalitetskravet på 0,2 mg/L eller lavere (Miljøministeriet, 2021). I 2017 blev denne værdi fastsat til at gælde ved forbrugerens taphane og en tidligere vejledende værdi på 0,1 mg/L ved afgang fra vandværk blev droppet. I dette afsnit bliver viden omkring jernfjernelse omtalt.

1.2.1 Fjernelsesmekanismer

Jern, der oppumpes med grundvandet, er opløst og findes i den reducerede Fe(II)-form, som er både farveløs og gennemsigtig. Under drikkevandsbehandling skal dette jern tilbageholdes i filteret. Slutresultatet er at jernet bliver tilbageholdt i filteret og omdannet til en jernoxid, hvor jern optræder i den oxiderede Fe(III)-form.

Detaljer omkring hvordan denne fjernelsesproces foregår er komplekse. Tidligere har man talt om to mekanismer, nemlig oxidation-floc formation eller adsorption-oxidation (Sharma et al., 2002). I dag taler man om tre forskellige jernfjernelsesmekanismer: homogen, heterogen, og biologisk (van Beek, et al., 2016).

Homogen jernfjernelse er en reaktion, hvor Fe(II) i vandfasen oxideres af ilt og udfælder som en jernoxid floc, hvorefter denne faste forbindelse fanges i filtermediet. Homogen fjernelse sker hurtigt ved høje pH-værdier og høje iltkoncentrationer i vandet. Desuden får homogen fjernelse bedre vilkår når der er stor opholdstid i det opstuvede vand over filteret, hvor der er ingen kontakt til filtermediet. Homogen fjernelse er nok den mest udbredt ved behandling af overfladevand.

Heterogen fjernelse sker ved at Fe(II) først adsorberes på en reaktiv overflade (som f.eks. allerede dannede jernoxider), hvorefter der sker en oxidation ved hjælp af ilt. Denne metode omtales undertiden som autokatalytisk, da den resulterende jernoxid indgår i fjernelse af den næste Fe(II) ion. Heterogen jernfjernelse synes at have en række potentielle fordel, som længere gangtider, bedre rentvandskvalitet, kortere modningstid, mindre skyllevandsmængde og mindre slamvolumen. Det er denne mekanisme, som man i dag i Danmark normalt sigter mod.

Den sidste jernfjernelsesmekanisme er biologisk, hvor mikroorganismer deltager i fjernelsesprocessen. Denne mekanisme har været kendt i en del år (Czekalla, 1985: Mouchet, 1992), men nye og billigere mikrobiologiske analysemetoder er stadig i gang med at afsløre hvilke organismer, der dominerer processen under hvilke forhold. Bakterier som *Gallionella* og L*eptothrix* er blandt de vigtige mikroorganismer. Forhold der fremmer bakteriologisk jernfjernelse inkluderer lave pH-værdier og lave iltkoncentrationer. Det sidstnævnte krav kan have betydning for placering af iltning i behandlingsprocessen.

1.2.2 Tilklogning og gangtid

Efterhånden som jernoxider tilbageholdes i et filter, stiger filtermodstanden. På et tidspunkt, er det nødvendigt at returskylle filteret for at genskabe permeabiliteten. Perioden mellem to returskyl omtales som filterets gangtid. For at spare på skyllevand og reducere den tid, hvor filteret ikke kan producere drikkevand, ønskes gangtiden så langt som muligt.

Filerhastigheden har naturligvis betydning for længden af en gangtid. Ved en hurtig filterhastighed vil filteret tilklogges hurtigere end ved en langsom filterhastighed. Det er dog et spørgsmål om gangtiden forkortes tilsvarende øgningen i filterhastigheden. Årsagen er, at en hurtig filterhastighed fremmer såkaldt dybdefiltrering, hvor de tilbageholdte jernoxider er spredt over en større dybde og dermed forårsager mindre tilklogning. Der er behov for at kvantificere forholdet mellem filterhastighed og gangtiden. Det gøres opmærksom på, at større filterhastigheder stiller krav til filtermediet for at opnå en tilstrækkelig permeabilitet. Både kornstørrelsen og uensformighedstallet er vigtigt. Ved høje hastigheder kan kornstørrelser større end 1,2 – 2,0 mm og uensformighedstal mindre end 2,0 være relevant for at reducere filtermodstand. Store filterhastigheder kan medføre risiko for høj turbiditet ved filterets udløb.

Ved en langsom filterhastighed er der risiko for andre udfordringer. De største udfordringer er filterets areal footprint (en langsom filterhastighed medfører behov for større filtre) og kagefiltrering (hvor jernet bliver tilbageholdt i de allerøverste par cm, hvormed der hurtigt opbygges en stor filtermodstand og dermed en kort gangtid).

1.2.3 Modning og returskyl

Modning efter returskyl (eng. = ripening) er en proces, hvor et filters evne til at fjerne partikler forbedres umiddelbart efter et skyl (timer eller dage). Dette fænomen er noget andet end modning ved indkøring (eng.= maturing), hvor et biofilters biomasse udvikles ved opstart af et nyt filtermedie (uger eller måneder).

Evnen til at fjerne partikler afhænger blandt andet af antallet af partikler, der allerede er fanget i filtermediet. Jo flere partikler, der er fanget, jo bedre er filteret til at fange flere partikler. Hermed kan en særlig effektiv returskyl efterlade et filter, der er for rent til at have en høj evne til partikelfjernelse. Hermed kan jernfjernelse være forringet ved for dårligt returskyl (gangtiden kan være kortere på grund af tidlig tilklogning, hvis filteret ikke skylles rent) samt ved for grundigt returskyl (evnen til at tilbageholde partikler er forringet i et rent filter).

1.2.4 Kanaldannelse og filtermodstand

I løbet af en gangtid, stiger filtermodstand som følge af tilklogning af filtermediets porer. Der er risiko for, at det øgede tryk medfører forhøjet filterhastighed i de porer, der stadig er åbne. Disse porer kan være mere eller mindre forbundne og omtales i det daglige som kanaldannelse i filteret.

Ved udbredt kanaldannelse, vil noget af det gennemstrømmende vand opleve en kortere opholdstid i filteret (da kun en del af porerummene er tilgængelige til flow, mens anet vand vil opleve en længere opholdstid (ved at havne midlertidig i en strømningsmæssig blindgyde)).

Sporstofstuder kan anvendes til at karakterisere strømningsforhold i et filter. Her måles ofte en gennembrudskurve ved filterafgang, f.eks. ved at måle ledningsevne, hvis salt anvendes som sporstof. Ved udpræget kanaldannelse, kan man se et tidligere gennembrud, en lavere top samt en længere hale.

1.2.5 Key performance indikatorer

For at måle et filters performance i forhold til jernfjernelse kan man anvende en række indikatorer. Ofte vil disse indikatorer være forskellige for gravitationsfiltre og trykfiltre. Yderlig diskussion af indikatorer ses i Rapport 2 af Redesign-projektet. To af de centrale indikatorer for jernfjernelse er:

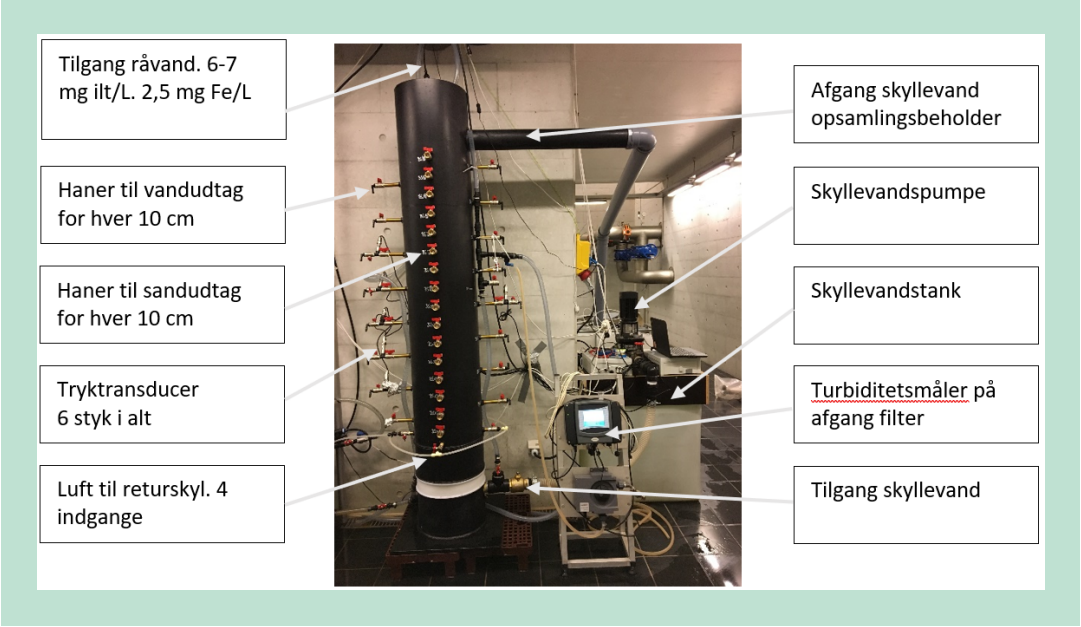
1. Gangtidens produktion: Defineres som det antal m^3 drikkevand, der kan produceres i løbet af en enkelt gangtid per m^2 areal. Enheder: m^3/m^2.

Gangtidens jernbelastning: Defineres som det antal g jern, der tilløber filteret i løbet af en enkelt gangtid per m^2 filterareal. Enheder: g Fe/m^2.

2. Metoder

2.1 Pilotopstilling Østerby vandværk

For at undersøge forholdene mellem filtermedie, flow og tryk ift. jernfjernelsesdybde er der opstillet en gravitationskolonne i pilotskala på Østerby vandværk som det ses på FIGUR 2. Kolonnen med 345 mm indre diameter og 200 cm i højden er udstyret med ind- og udtag, som gør det muligt at udtage vandprøver for hver 10 cm til måling af jernkoncentration. Råvand føres ind i toppen af kolonnen og føres ud af bunden via en svanehals, der er i niveau med overkanten af sandet.



FIGUR 2. Pilotskala filter opsat på Østerbyværket i Aarhus. Filteret har en højde på 2 meter og en indvendig diameter på 345 mm (tværsnitsareal på 0,094 m^2).

2.2 Forsøgsplan

Forhold ved de forskellige forsøg ses af TABEL 1.

TABEL 1. Oversigt over de udførte forsøgstyper ved Østerbyværket, pilotskala.

Forsøgstype	Kolonnefyld [mm]	Flowhastighed [m/t]	Måleparameter
Jernfjernelsesdybde	1-2	3,5, 8,3 og 14,6	Jernprofil
Opstuvningsforløb	1-2	8	Opstuvning tidsserie
Kornstørrelsens indflydelse	1-2 og 3-5	8	Jernprofil
Trykfald igennem filteret	3-5	8	Trykfaldsprofil
Strømningsforhold ved sporstofforsøg	3-5	8	Gennembrudskurve med ledningsevne

2.3 Vandprøvetagning, pilotkolonne

For at udtage en vandprøve åbnes prøvehanen helt i et par sekunder for at renskylle. Derefter åbnes med lavt flow (ca. 60 ml/sek.) i 4-5 minutter inden prøvetagning. Prøverne er analyseret på stedet, straks efter udtag.

2.4 Jernmåling

Alle jernanalyser er analyseret med kittet LCK 321 eller LCK 521 begge forhandlet af HACH LANGE Denmark på et Hach DR 6000 spektrofotometer eller med Nanocolor Ion 3 analyseret på *NANOCOLOR VIS* II. Prøver, hvor jernkoncentrationen overskred måleområdet for metoden, blev fortyndet med hanevand.

2.5 Flowmåling

Flow blev bestemt ved at måle tiden det tager at fylde en kande på 5 liter eller en dunk på 25 liter ved tilgang eller afgang kolonne. Flowet måles i s/liter og omregnes til meter/time (m/h) ved at dividere med kolonnearealet.

3. Resultater

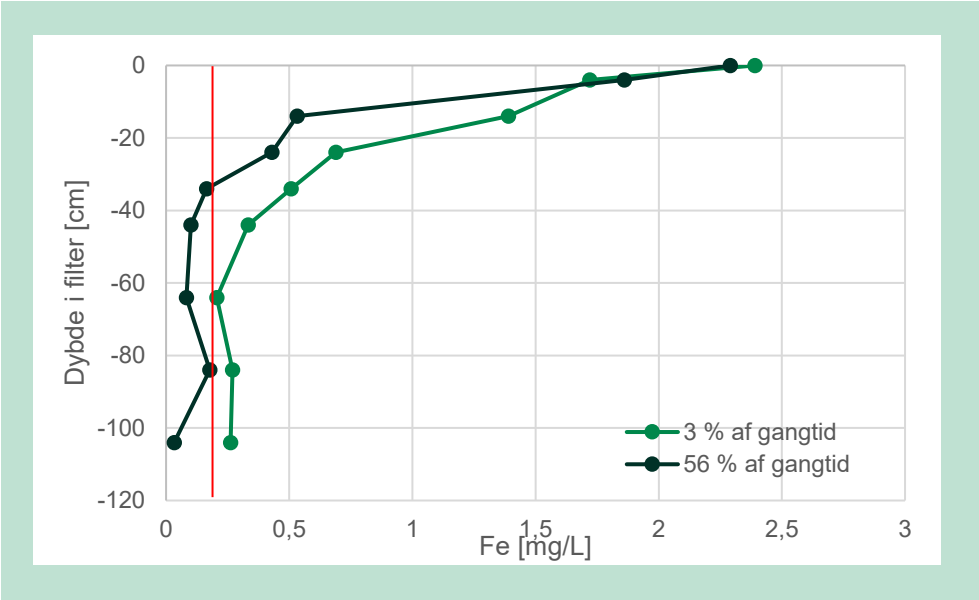
3.1 Jernfjernelsesdybde ved forskellige filterhastigheder

For at undersøge jernfjernelsesdybden ved forskellige filterhastigheder er det nødvendigt, at sandet i hele kolonnens dybde er indkørt mht. jern. For at opnå dette er der anvendt filtermateriale fra et af vandværkets sandfiltre, hvor de øverste 20 cm blev gravet af i et areal svarende til, at der kunne overføres 100 cm til forsøgskolonnen. Det afgravede filtermateriale har en størrelse på 1-2 mm.

Tre forskellige filterhastigheder er undersøgt på henholdsvis 3,5, 8,3 og 14,6 m/h. For hver filterhastighed er der udtaget vandprøver for hver 10 cm filtermateriale. De udtagne prøver er analyseret for indhold af totaljern, som beskrevet i metodeafsnittet. Da jernprofilen ændrer sig i løbet af gangtiden, er profilen gentaget flere gange i løbet af en gangtid. Tidspunktet for udtagning af prøver, er angivet som procentdel af gangtiden. Gangtiden er for alle filterhastigheder defineret som en opstuvning over sandet på 58 cm.

3.1.1 Filterhastighed på 3,5 m/h

FIGUR 3 viser jernprofiler ned igennem kolonnen på to forskellige tidspunkter i gangtiden ved et flow på 3,5 m/h.



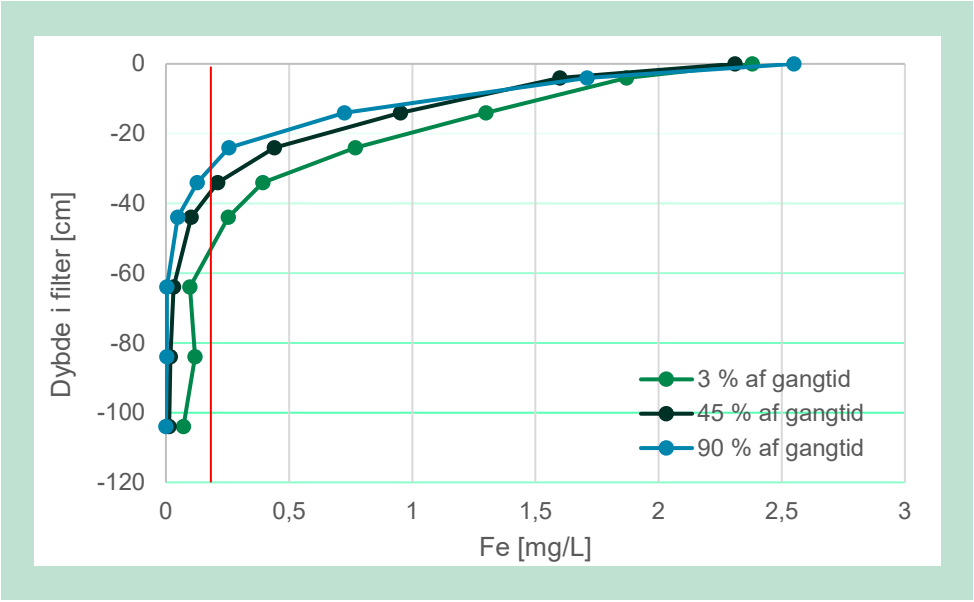
FIGUR 3. Jernprofiler over gangtiden ved 3,5 m/h. Lodret akse viser dybden af kolonnen, hvor 0 svarer til sandets overflade. Vandret akse viser jernkoncentrationen i mg/l. Den røde linje illustrerer kvalitetskravet for forbrugers taphane.

Jernkoncentrationen i indløbet er hhv. 2,3 og 2,4 mg/L. Udløbskoncentrationen er 0,26 mg/L efter 3 % af gangtiden og 0,03 mg/L 56 % inde i gangtiden. Profilen lige efter et returskyl, viser en dårligere jernfjernelse end en profil taget senere i gangtiden. Hermed understøtter resultaterne at der er en modningsperiode, hvor jernfjernelsen forbedres efter et skyl. Forskel i jernfjernelse i løbet af gangtiden afhænger bl.a. af den foregående skylleprocedure. Hvis skylleproceduren er så effektiv, at næsten alt jernet fjernes fra filtermediet, vil der være en mere betydelig modningsperiode. Eftersom der også er lavet forsøg med forskellige skylleprocedurer, kan profilerne i starten af gangtiden ikke sammenlignes for de forskellige filterhastigheder da returskyllet inden gangtiden ikke har været ens. Midt i gangtiden forventes resultaterne at

kunne sammenlignes uden indflydelse fra skylleproceduren. Af FIGUR 3 ses, at jernet, 56 % inde i gangtiden, fjernes til under kvalitetskravet ca. 33 cm nede i kolonnen. Efter 3% af gangtiden når jernkoncentrationerne slet ikke ned til kvalitetskravet.

3.1.2 Filterhastighed på 8,3 m/h

FIGUR 4 viser jernprofiler ned igennem kolonnen på tre forskellige tidspunkter i gangtiden ved en filterhastighed på 8,3 m/h.

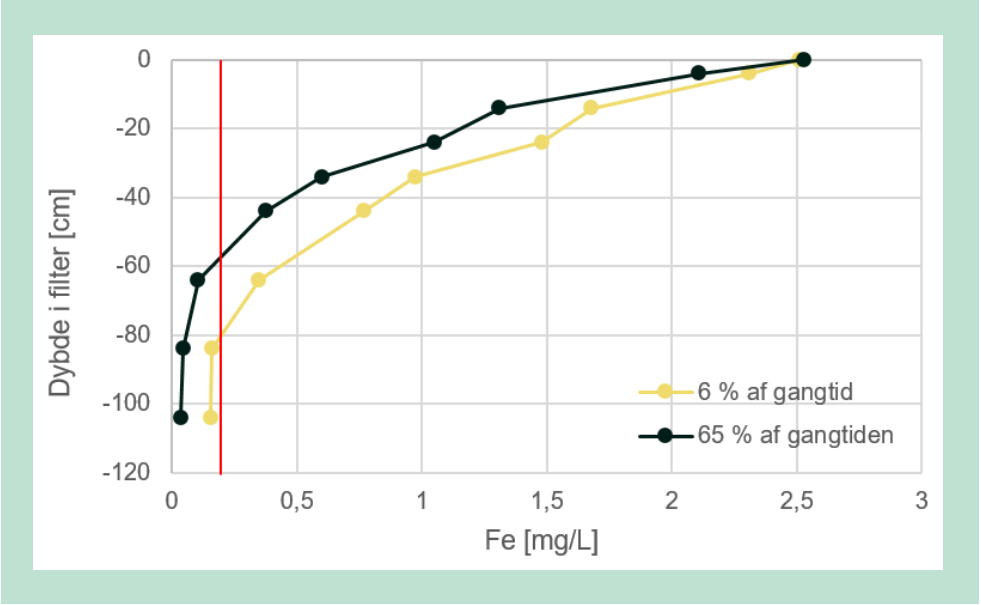


FIGUR 4. Jernprofiler over af gangtiden ved 8 m/h. Lodret akse viser dybden af kolonnen, hvor 0 svarer til sandets overflade. Vandret akse viser jernkoncentrationen. Den røde linje illustrerer kvalitetskravet for jern ved forbrugers taphane.

Jernkoncentrationen i indløbet er hhv. 2,31 og 2,55 mg/L. Udløbskoncentrationen er 0,07 mg/L efter 3 % gangtid, 0,01 mg/L efter 45% gangtid og <0,01 mg/L efter 90 % gangtid. Hermed understøtter resultaterne at der er en modningsperiode, hvor jernfjernelsen forbedres efter et skyl – og at denne modningsperiode fortsætter ind i den anden halvdel af gangtiden. Allerede 3 % inde i gangtiden lever det rensede vand op til kravværdien for jern. Det ses, at kvalitetskravet er nået over 50 cm nede i sandet ved 3% af gangtiden og at dette rykkes op til ca. 35 cm ved 45% af gangtiden og kun ca. 30 cm nede i sandet efter 90 % af gangtiden.

3.1.3 Flowhastighed på 14,6 m/h

FIGUR 5 viser jernprofiler ned igennem kolonnen på to forskellige tidspunkter i gangtiden ved et flow på 14,6 m/h.



FIGUR 5. Jernprofiler to tidspunkter inde i gangtiden ved 14,6 m/h. Lodret akse viser dybden af kolonnen, hvor 0 svarer til sandets overflade. Vandret akse viser jernkoncentrationen. Den røde linje illustrerer kvalitetskravet for jern ved forbrugers taphane.

Jernkoncentrationen i indløbet er hhv. 2,51 og 2,53 mg/L. Udløbskoncentrationen er 0,16 mg/L efter 6 % gangtid og 0,04 mg/L efter 65 % gangtid. Hermed understøtter resultaterne endnu engang at der er en modningsperiode, hvor jernfjernelsen forbedres efter et skyl. Efter 65 % af gangtiden nås kvalitetskravet knap 60 cm nede i sandet.

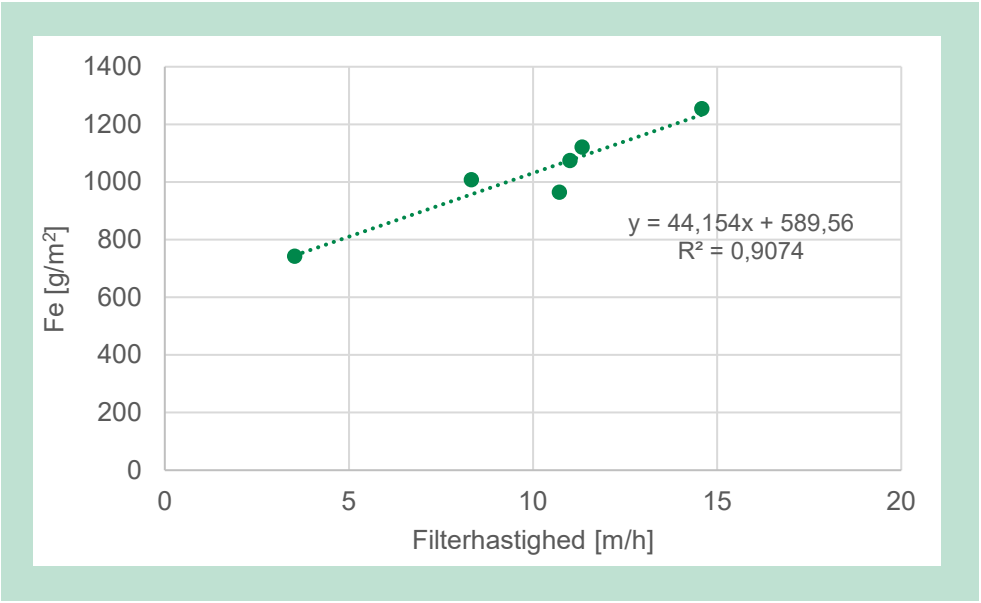
3.1.4 Sammenligning af forsøg med forskellige filterhastighed

I nedenstående TABEL 2 sammenlignes forsøgene, der er lavet med forskellige filterhastigheder. Gangtiden er for alle filterhastigheder defineret som en opstuvning på 58 cm over sandet. Beregning for hvor meget jern der er bundet i kolonnen (jernfjernelse) i løbet af en gangtid antager en konstant jernkoncentration i indløbet på 2,43 mg/L (middel af 9 målinger i forsøgsperioden) og at der ikke kommer jern igennem kolonnen. For beregningen af jernfjernelse per m^3 er det sandvolumen i pilotkolonnen hvor koncentrationen er over 0.1 mg Fe /L anvendt. For beregning af dybden til kravoverholdelse er der anvendt jernprofiler udtaget ca. midt i gangtiden.

TABEL 2. Oversigt over jernfjernelse ved forskellige filterhastigheder.

Filterhastighed [m/h]	Gangtid [h]	Gangtidens produktion [L]	Jernfjernelse [g Fe]	Gangtidens jernbelastning [g/m²]	Dybde til kravoverholdelse [cm]
3,5	87	27.723	67	742	44
8,3	50	37.648	91	1.008	44
14,6	35	46.848	114	1.254	65

Som det ses af TABEL 2, medfører stigningen i filterhastigheden en kortere gangtid, men hvor der behandles mere vand i løbet af gangtiden (gangtidens produktion). Gangtidens jernbelastning (i g/m^2) stiger også og der blev opnået højere værdier end der er set i Redesign-projektet i fuldskala (medianværdien blandt de 10 vandværker er 260 g Fe/m^2). Forsøgsrække viser, at en 317% stigning af filterhastigheden kun medførte en stigning i den nødvendige filterdybde på 48%.
De opnåede jernfjernelser og filterhastigheder fra TABEL 2 er vist i FIGUR 6 sammen med tre yderligere opstuvningsforsøg, hvor filterhastigheden er omkring 11 m/t.

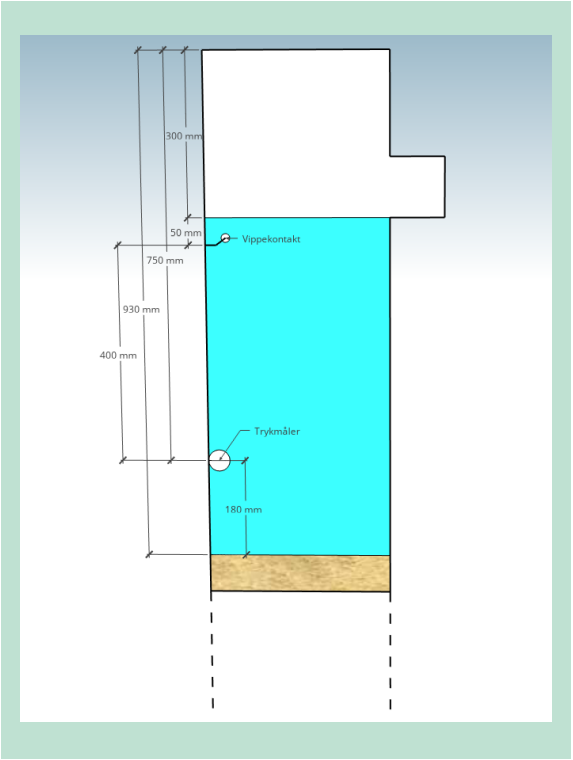


FIGUR 6. Sammenhæng mellem den opnåede filterbelastning inden opstuvning krævede returskyl (målt i g Fe/m^2 filterareal) og filterhastigheden.

Som det ses, udviser FIGUR 6 en lineær sammenhæng mellem den mulige filterbelastning og filterhastigheden (R^2 = 0,91). Den positive hældning af linjen betyder, at der kan behandles mere vand i løbet af en gangtid ved en stor filterhastighed end ved en lille filterhastighed. Det medfører et mindre vandspild til skyllevandsformål, et mindre skyllevandsbassin til bundfældning af skyllevandet samt at man ved dimensionering af vandbehandlingsanlægget kan nøjes med et mindre filterareal.

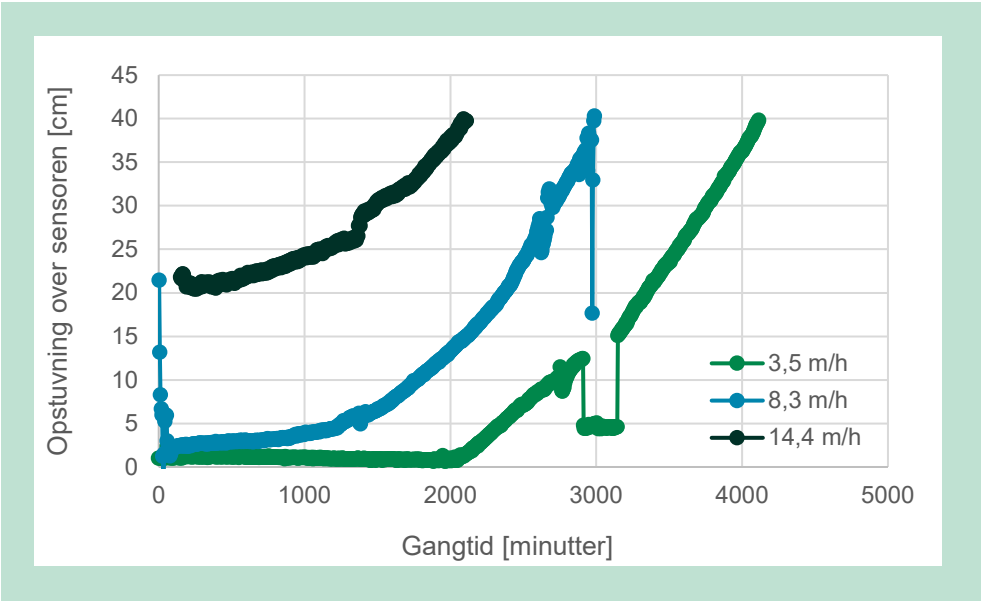
3.2 Opstuvningsforløb

For at kunne følge opstuvningen af vandspejlet over filtermaterialet var kolonnen udstyret med en tryktransducer, der logger trykket (og derved opstuvningen) hvert femte minut igennem gangtiden. Trykket er omregnet til cm opstuvning, hvor 0 cm svarer til niveausensorens placering, som er 18 cm over sandet. På FIGUR 7 vises en skitse af pilotkolonnens opbygning.



FIGUR 7. Toppen af kolonnen med placering af trykmåleren og vippekontakten.

Opstuvningen i kolonnen sker i takt med at permeabiliteten falder som følge af afsætning af jernoxider i filteret. Opstuvningsforløbet for de tre testede flowhastigheder er vist på FIGUR 8.

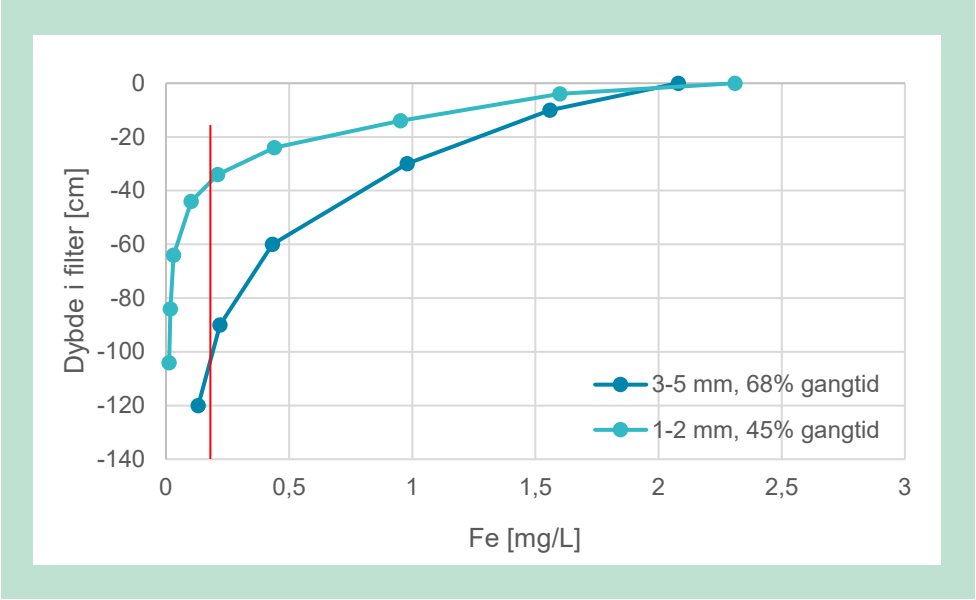


FIGUR 8. Sammenligning af opstuvningsforløbet ved tre forskellige flowhastigheder (niveau-sensorens placering ca. 18 cm over sandet).

Opstuvning var ved starten af en gangtid ved de to lave filterhastigheder ca. 20 cm (dvs. ca. 2 cm over sensoren). Dette blev styret af placeringen af kolonnens svanehals. Ved den høje filterhastighed var opstuvningen ca. 40 cm (dvs. ca. 18 cm over sensoren). Hermed at der ved højt flow en stor opstuvning allerede fra starten af gangtiden, hvilket mindsker gangtidens længde, da vandspejlet hurtigt når op til vippekontakten.

3.3 Kornstørrelsens indflydelse på jernfjernelse

Der er udført forsøg med to forskellige kornstørrelser, 1-2 mm og 3-5 mm. Der blev anvendt en flowhastighed på 8 m/h. Jernprofiler for disse to forsøg ses i FIGUR 9.

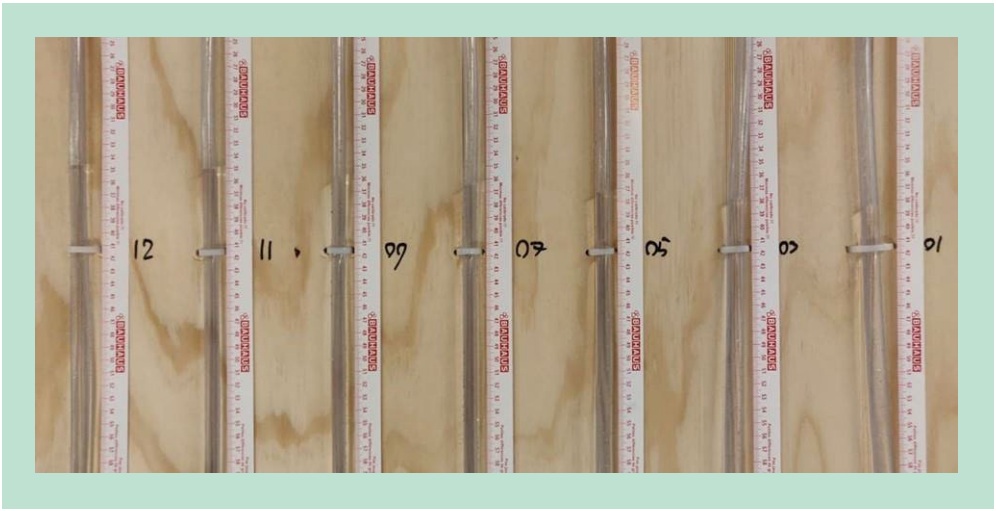


FIGUR 9. Jernprofil ved forskellige sandpartikelstørrelser ved flow på 8 m/h. Den røde linje illustrerer kvalitetskravet for jern ved afgang vandværk.

Resultaterne viser, at i filteret med 1-2 mm korn overholder kvalitetskravet på 0,2 mg/L i en dybde på ca. 40 cm. Til sammenligning er der i filteret med 3-5 mm korn en udløbskoncentration på 0,13 mg/L. Det ses på figuren, at jernfjernelsesprofilen presses væsentlig dybere ned i filteret, når der anvendes en grovere filtermedie.

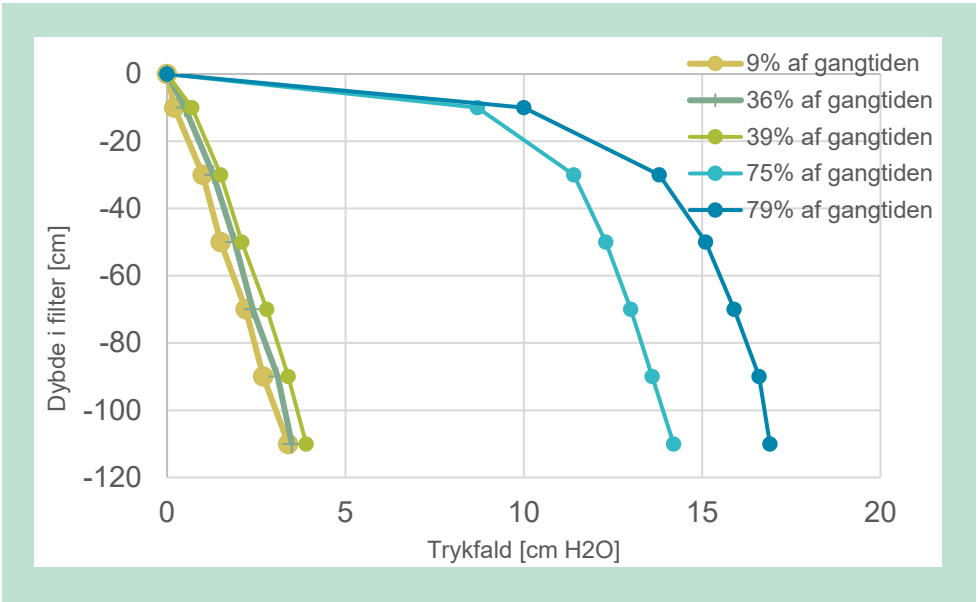
3.4 Trykfald gennem filteret

Ifølge teorien vil tryktabet stige lineært med filterdybden i et nyskyllet filter, hvis det antages, at permeabiliteten er ens i alle dybder. For at efterprøve teorien i praksis, blev der lavet en opstilling, hvor syv stigerør blev sat op på en plade (se FIGUR 10) og forbundet til udtag, der er placeret i forskellige højder på kolonnen på Østerbyværket. Ved forsøget var flowhastigheden 7,1 l/h (flow = 0,671 m^3/t, areal = 0,094 m^2).



FIGUR 10. Forsøgsopstilling med stigerørtavle, hvor hver af de syv stigerør er forbundet til et kolonneudtag i forskellige dybder (Poulsen, A. & Steenfeldt, C., 2019. Bachelorprojekt, side 40, Aarhus Universitet).

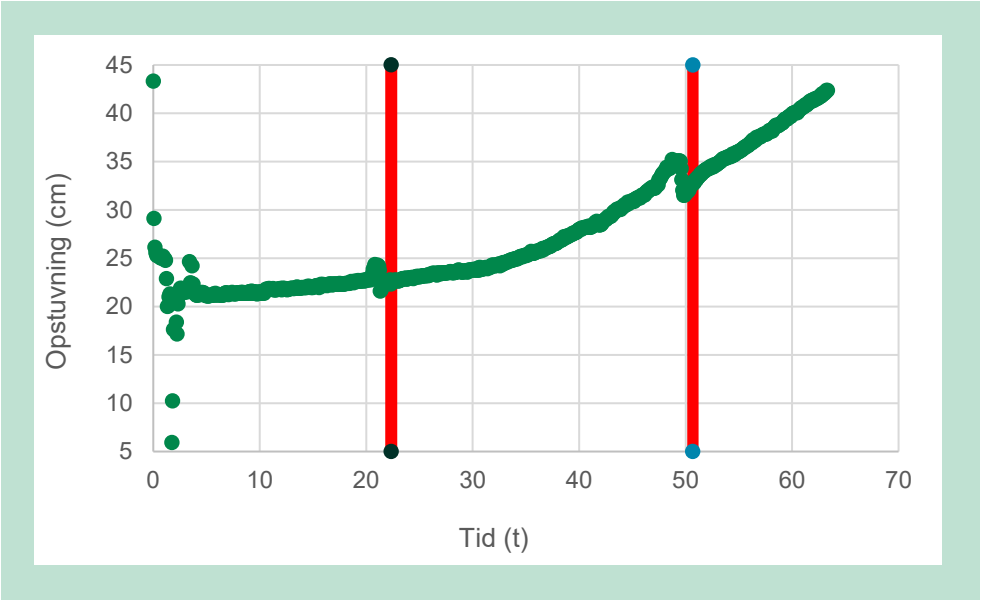
FIGUR 11 viser de målte trykfald som funktion af dybde på forskellige tidspunkter i løbet af en gangtid.



FIGUR 11. Trykfald som funktion af filterdybde, ved forskellige tidspunkter i en gangtid. (Poulsen, A. & Steenfeldt, C., 2019. Bachelorprojekt, side 40, Aarhus Universitet).

Som det ses af grafen, er der en lineær sammenhæng i starten af gangtiden, mens den lineære sammenhæng forsvinder i takt med at jernet aflejres i toppen af filteret. Hovedparten af afvigelsen fra en lineær sammenhæng sker i det øverste 30 cm af kolonnen ved den anvendte flowhastighed på 7,1 m/t. Grafen viser også, at trykfaldet ændres hurtigere i slutning af en gangtid end i starten.

Opstuvningsforløbet for samme forsøg ses i FIGUR 12.

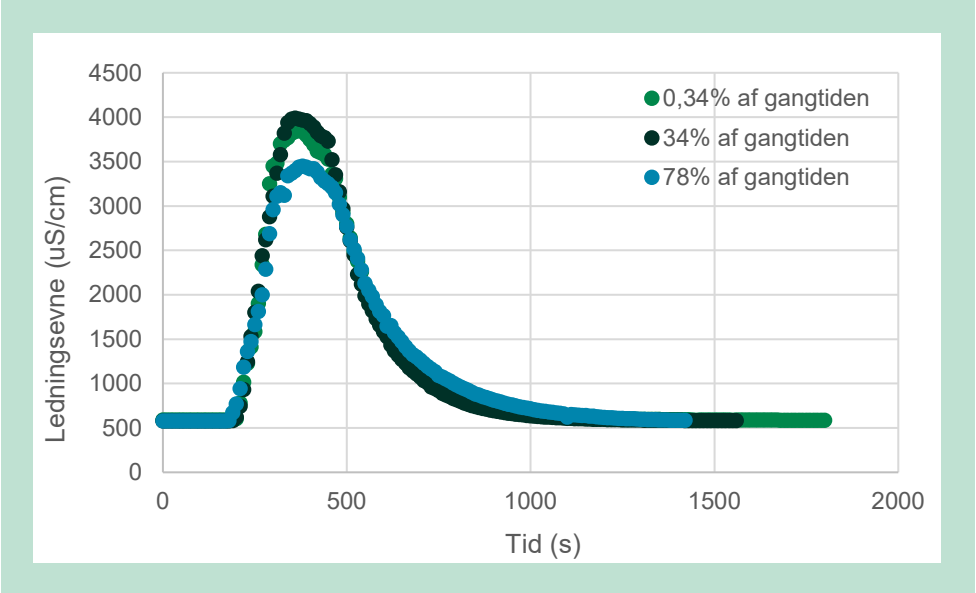


FIGUR 12. Opstuvningsforløb for samme forsøg som vist i FIGUR 11. De røde streger indikerer, at filteret kortvarigt er stoppet pga. prøveudtagning. (Poulsen, A. & Stenfeldt, C., 2019. Bachelorprojekt, side 40, Aarhus Universitet).

3.5 Strømningsforhold ved sporstofforsøg

For at undersøge om der er dannet kanaler i filtermediet er der udført et forsøg, hvor der i toppen af kolonnen tilsættes salt (NaCl) i en høj koncentration (100 mg/L) i én punktdosering. Efter doseringen måles ledningsevnen i udløbet af kolonnen. Saltdoseringen er udført tre gange i løbet af en gangtid. Her er der anvendt 3-5 mm filtermedie.

FIGUR 13 viser ledningsevnen i udløbskoncentrationen over tid tre forskellige tidspunkter i gangtiden.



FIGUR 13. Resultater fra sporstofforsøg - gennembrudskurver med ledningsevne som funktion af tid. Udført på 3 forskellige tidspunkter i løbet af en gangtid.

Efter 78 % af gangtiden viser figuren en lidt mere flad kurve (hurtigere gennembrud, lavere top, større hale). Dette stemmer overens med det effektive porevolumen er blevet en smule

mindsket. Forskellen mellem den grønne og den blå kurve er dog minimalt og formodes at være uden betydning for vandbehandling. Årsagen til den relativt lille ændring kan være den store kornstørrelse.

4. Konklusioner

I det følgende angives hovedkonklusionerne fra de udførte forsøg:

1. **Jernfjernelsesdybde:** Forøgelse af flowhastighed i et filter medfører kun begrænset forøgelse af jernfjernelsesdybden. F.eks. giver en stigning af flowhastigheden på 317% (fra 3,5 til 14,6 m/t) kun en stigning i jernfjernelsesdybden på 48%.
2. **Gangtidsproduktion**: Selv om der skal skylles oftere når der bruges en højere filterhastighed, stiger gangtidsproduktionen (målt i det antal m^3, der behandles mellem to returskyl per m^2 filterareal).
3. **Gangtidens jernbelastning**: Ved høj filterhastighed (14,6 m/t) blev der opnået væsentlig højere jernbelastning (1254 g Fe/m^2) i forhold til medianværdien for 10 fuldskala vandværker (260 g Fe/m^2). Det bemærkes, at ved pilotskalaforsøgene var en gangtid defineret som opstuvning på 58 cm for alle filterhastigheder.
4. **Modning**: Modning af et filter efter et returskyl fandt sted ikke kun i starten af gangtiden, men fortsatte under hele gangtiden.
5. **Kornstørrelse:** Forøget kornstørrelse medfører væsentlig stigning i jernfjernelsesdybden. Ved brug af en kornstørrelse på 1-2 mm var jernfjernelsesdybden ca. 40 cm mens ved brug af 3-5 mm var dybden > 120 cm.
6. **Filtermodstandsprofil**: Trykfaldet ved slut af gangtiden sker i toppen af filteret, selv ved en filterhastighed på 8 m/t og 3-5 mm filtermedie.
7. **Kanaldannelse:** Sporstofforsøg viste at kanaldannelse sidst i gangtiden er uvæsentlig ved 8 m/t, 3-5 mm filtermedie og en gangtid defineret som opstuvning på 58 cm.

5. Referencer

Miljøministeriet, 2021. Drikkevandsbekendtgørelsen. Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg. BEK nr 1110 af 30/05/2021.

Mouchet, P., 1992. From conventional to Biological Removal of Iron and Manganese in France. *Journal AWWA*.

Sharma, S.K., Petrusevskit, B., Jonoski, A., Ijpelaar, G.F., & Schippers, J.C., 2002. Decision support system for optimization of iron removal from groundwater. *Water Science and Technology: Water Supply,* Vol 2 No 5-6.

van Beek, C.G.E.M., Dusseldorp, J., Joris, K., Huysman, K., Leijssen, H., Schoonenberg Kegel, F., de Vet, W.W.J.M., vaan de Wetering, S., & Hofs, B. Contributions of homogeneous, heterogeneous and biological iron(II) oxidation in aeration and rapid sand filtration (RSF) in field sites. *Journal of Water Supply: Research and Technology AQUA,* Vol. 65.3

Czekalla, C., Mevius, W., & Hanert, H.,1985. Quantitative removal of iron and manganese by microorganisms in rapid sand filters (in situ investigations). Water Supply, Vol. 3(1), pp. 111-123.

Jernfjernelsesdybde i biofiltre
I Danmark er drikkevandsproduktion baseret på grundvand, der behandles ved en enkel proces, der består af iltning af vandet efterfulgt af en biofiltrering med gravitations- eller trykfiltre. Herved fjernes eller omdannes jern, ammonium og mangan. Design og drift af biofiltrering, som er hjertet i vandbehandlingen, har ikke ændret sig væsentligt i mere end 100 år. Fremskridt i prøvetagning og måleteknikker i forbindelse med biofiltrering har imidlertid medført ny viden og mulighed for at undersøge, forstå og manipulere de kemiske, mikrobiologiske, fysiske og procesteknologiske elementer i drikkevandsbehandling. Vandkvaliteten er under pres, og der er en erkendelse af, at mange af de nuværende overskridelser af vandkvalitetskrav på landsplan kunne undgås ved en bedre vandbehandling.

Projektets formål er at re-designe vandbehandling fra bunden ved radikal nytænkning af drikkevandsproduktionen, hvormed der kan ske en optimering af nye og eksisterende vandværker, herunder reduktion af vandspildet ved returskyl, forkortelse af indkøringen af nye filtre samt større bæredygtighed i drikkevandsproduktion.
Projektet har resulteret i formulering af 18 ”redesign-principper”, der handler om design og drift af drikkevandsbehandling. Principperne blev testet ved fuldskala demonstration af ny filterbeholderdesign samt ny indkøringsprocedure med SmartSand. Endvidere blev principperne udviklet på basis af ny viden om jern- og ammoniumfjernelse samt returskylleprocessen. Projektet har desuden påbegyndt udvikling af den åbne dataplatform ”Merkur” til vandbehandlingsdata samt en matematisk model til at belyse virkningen af forskellige filterkonstruktioner.

Miljøstyrelsen
Tolderlundsvej 5
5000 Odense C

www.mst.dk

Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Biostimulering med ammonium

Rapport 5 i projektet ”Smart Re-design of Drinking Water Production”

MUDP Rapport

September 2023

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion:
Søren Bastholm Olesen
Loren Ramsay

Fotos:
Søren Bastholm Olesen

ISBN: 978-87-7038-545-9

Miljøstyrelsen offentliggør rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, som er finansieret af Miljøstyrelsen. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse.

Indhold

Forord		**4**
Sammenfatning		**7**
1.	**Introduktion**	**8**
1.1	Motivation	8
1.2	Baggrund	8
1.3	Lagdeling	9
1.4	Vekslende loading	9
2.	**Metoder**	**10**
2.1	Forsøgsopstilling	10
2.2	Prøvetagning fra pilotkolonne	10
2.3	Bestemmelse af ammonium koncentration i prøver	10
2.4	Forsøgsrække	11
3.	**Resultater**	**12**
3.1	Indkøring af pilotkolonnen	12
3.2	Koncentrationsændring	12
3.3	Flowændring	13
3.3.1	Ammonium doseringsstop	15
3.4	Alternerende flowretning	15
3.4.1	Fjernelsesrater	17
4.	**Konklusioner**	**19**
5.	**Referencer**	**20**

Forord

Denne rapport er en del af fyrtårnsprojektet ”Smart Re-design of Drinking Water Production”, som blev udført i perioden 2018 - 2022 og finansieret af projektdeltagernes egenfinansiering samt den offentlige støtteordning Miljøteknologisk Udviklings- og Demonstrationsprogram (MUDP) under Miljøministeriet. Projektets formål er at re-designe vandbehandling ved en dyb forståelse og en radikal nytænkning af vandbehandlingsprocessen. Da projektet omhandler helt almindelig dansk vandbehandling, er projektets resultater relevante for alle danske vandforsyninger.

Fyrtårnsprojektet er formidlet gennem 12 rapporter, samt en serie konferenceindlæg, tidskriftsartikler, og seminarer. Desuden er en række løsninger demonstreret ved fuldskalaanlæg på hhv. Østerbyværket syd for Aarhus og Lundeværket nord for Odense.

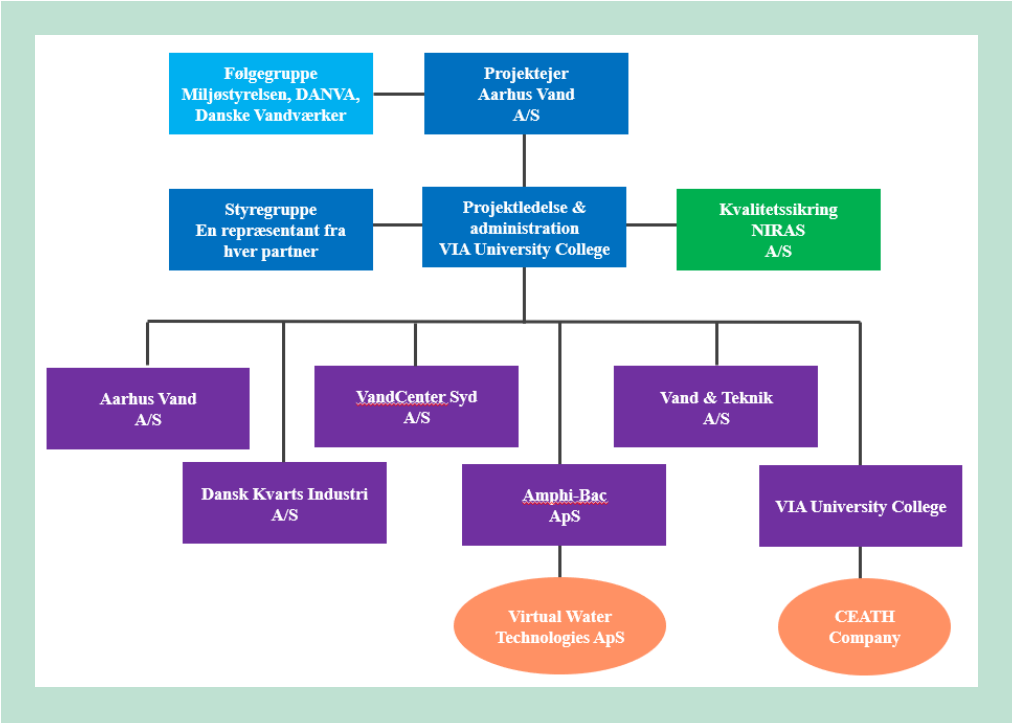
Baggrund

I Danmark er drikkevandsproduktion baseret på grundvand. Grundvandet behandles ved en ret enkelt proces, der kaldes for ”normalbehandling” (Karlsen og Sørensen, 2014). Denne proces består af iltning af vandet efterfulgt af en biofiltrering med gravitations- eller trykfiltre. Biofiltrering indebærer en kompleks blanding af fysiske, kemiske og mikrobiologiske elementer. Da det indvundne grundvand ofte er kemisk reduceret, kan vandet indeholde opløste stoffer som jern, ammonium og mangan, der skal fjernes/omdannes. Avanceret vandbehandling kommer kun på tale, hvis der også er behov for at fjerne f.eks. gasser (svovlbrinte, methan, aggressiv kuldioxid), hårdhed, arsen eller pesticider. I Danmark anvendes hverken chlor eller andre former for kemisk desinfektion under behandling eller distribution af vandet.

Biofiltrering er hjertet af normalbehandling af drikkevand i Danmark. Design og drift af biofiltrering har dog ikke ændret sig væsentligt i mere end 100 år. Manglende proces- og mikrobiologisk viden kombineret med en konservativ tilgang har medført, at videreudvikling af biofiltrering har været begrænset, og at filtre har været betragtet som en black box. Nye og billigere mikrobiologiske analyser, sofistikerede prøvetagningsmetoder, at-line målinger og andre fremskridt har nu åbnet denne black box i vandbehandlingen og gjort det muligt at undersøge, forstå og manipulere processen i højere grad end før.

Projektorganisation

Projektet blev udført af syv partnere og to underleverandører, se FIGUR 1 nedenfor:



FIGUR 1. Diagram over projektorganisation.

Projektets følgegruppe og styregruppe bestod af følgende personer:

Følgegruppe
Bolette D. Jensen, Miljøstyrelsen (formand)
Dorte Skræm, DANVA
Robert Jensen / Henrik Hermansen, Danske Vandværker
Flemming Fogh Pedersen, Aarhus Vand (projektejer)
Loren Ramsay, VIA University College (projektleder)

Styregruppe
Flemming Fogh Pedersen, Aarhus Vand
Finn Mollerup, VandCenter Syd
Jens Kristensen, Vand og Teknik
Claus Hove Sørensen, Dansk Kvarts Industri
Søren Bastholm Olesen, Amphi-Bac
John Kristensen, NIRAS
Loren Ramsay, VIA University College

Projektets arbejdspakker og rapporter

Projektet er inddelt i arbejdspakker og rapporter, se nedenfor. Arbejdspakkerne og rapporterne er identificeret som ”åbne” eller ”kommercielle” for at tydeliggøre, hvornår resultater frit formidles til hele branchen og hvornår resultater holdes internt blandt de relevante partnere af hensyn til kommercielle interesser.

Arbejdspakke 1: Etablering af designgrundlag (åben)
Rapport 1: Indsamling af vandbehandlingsdata
Rapport 2: Merkur: Web-baseret platform til vandbehandlingsdata

Arbejdspakke 2: Tekniske forsøg (åben)
Rapport 3: Flytning af filtermediekorn under returskyl
Rapport 4: Jernfjernelsesdybde i biofiltre
Rapport 5: Biostimulering med ammonium
Rapport 6: Jernfjernelse i returskyl
Rapport 7: Filtermediers gangtid

Arbejdspakke 3: SmartSand (kommerciel)
Rapport 8: Udvikling og produktion af SmartSand (fortrolig)

Arbejdspakke 4: SmartArkitektur (åben)
Rapport 9: Vandbehandlingsmodel

Arbejdspakke 5: Fyrtårnsdemonstration i fuldskala (åben)
Rapport 10: Demonstrationsanlæg ved Østerbyværket
Rapport 11: Demonstrationsanlæg ved Lundeværket

Arbejdspakke 6: Projektledelse
Rapport 12: Sammenfatning

Sammenfatning

Denne rapport omhandler biostimulering med ammonium og er Rapport 5 af 12 om fyrtårnsprojektet ”Smart Re-design of Drinking Water Production”. Formålet med arbejdet er at kvantificere forskellige vandbehandlingsforbedringer i forbindelse med at stimulere biofiltrenes bakterier med ammonium.

Redesign-projektet indebærer en fuldskalademonstration af vandbehandling på Lundeværket nord for Odense og Østerbyværket syd for Aarhus. Forsøgene afrapporteret her er udført for at understøtte design af disse demonstrationsanlæg.

Generelt ønsker vandværker, at deres filtre er robuste, dvs. at de kan klare hurtige stigninger i flow og ammoniumkoncentrationen uden, at det påvirker kvaliteten af det behandlede vand. Hvis filtre er robuste kan vandværker frit skifte mellem hvilke råvandsboringer, der indvindes fra og hvilket flow, det medfører.

Hypotesen med dette arbejde er, at det er muligt at opbygge og opretholde en overkapacitet af nitrificerende biomasse - sammenlignet med almindelig drift. Det er målet at, et filter skal være i stand til at klare pludselige ændringer i råvandets ammoniumkoncentration og flow op til 100% uden at dette resulterer i ammoniumoverskridelser i det rene vand.

Resultaterne tyder på, at den maksimale ammoniumfjernelsesrate kan blive op mod 10 gange så høj, hvis der gives tid til uforstyrret vækst. Resultaterne viser endvidere, at ammoniumoxiderende bakterier kan tåle perioder uden ammonium som substrat. Det muliggør alternerende drift af filteret (biostimulering), således at ammoniumholdigt vand tilføres skiftevis fra top og bund af filteret. Herved opbygges der en biofilm med ammoniumoxiderende bakterier i både top og bund af filteret.

Resultaterne tyder på, at biostimulering med ammonium og lange gangtider kan medføre væsentlig forøgelse i filtres robusthed, dvs. at ændringer i flow og koncentration op til 100% ikke resulterer i gennembrud af ammonium. Resultaterne er så overbevisende, at den endelige procesarkitektur bør være med separat jernfjernelse og lang gangtid af et efterfølgende filter stimuleret til ammoniumfjernelse med alternerende flowretning.

1. Introduktion

Formålet med arbejdet afrapporteret her er at kvantificere forbedret vandbehandling opnået ved at biostimulere bakterierne med ammonium.

1.1 Motivation

Projektet Re-design indebærer en fuldskala demonstration af vandbehandling på Lundeværket nord for Odense og Østerbyværket syd for Aarhus. Forsøgene afrapporteret her er udført for at skabe grundlag for og understøtte design af disse demonstrationsanlæg.

Vandværker ønsker, at deres filtre er robuste, dvs. at de kan klare hurtige stigninger i flow og ammoniumkoncentrationen uden, at det påvirker kvaliteten af det behandlede vand. Årsagen er at vandværker, der råder over flere boringer, ofte har behov for at skifte mellem boringer i drift (medfører koncentrationsændringer) samt ændre antallet af boringer i drift (ændrer flowet). Hvis filtre ikke er tilstrækkelige robuste, kan disse dynamiske driftsforhold medføre uønsket indflydelse på kvaliteten af det behandlede vand (Lee et al., 2014).

I denne rapport lægges der fokus på alternerende flowretning på filtre, dvs. oppefra og ned efterfulgt af nedefra og op. Hermed sikres, at forskellige områder i filtret tilføres højt indhold af næring (ammonium). Hypotesen er, at der kan opbygges og opretholdes en overkapacitet af nitrificerende biomasse sammenlignet med almindelig drift i én retning. Det er målet, at filtret skal være i stand til at klare pludselige ændringer i råvandets ammoniumkoncentration og flow op til 100% uden at dette resulterer i ammoniumoverskridelser i det rene vand.

1.2 Baggrund

Ammonium omsættes til nitrat under forbrug af ilt efter følgende reaktioner:

$$NH_4^+ + O_2 \rightarrow NO_2^- + O_2 \rightarrow NO_3^-$$

Ammonium er den stabile form af kvælstof ved anaerobe forhold. I reduceret grundvand findes derfor ikke nitrit og nitrat, men udelukkende ammonium.

Kvalitetskrav (Miljøministeriet, 2021) for drikkevand i Danmark ved forbrugerens taphane er 0,05 mg/L for NH_4^+, 0,01 for NO_2^-, og 50 mg/L for NO_3^-.

Ammoniumoxidation kan foretages af flere grupper af mikroorganismer (Lájer, 2012):

1. Ammonium-oxiderende bakterier (AOB)
2. Ammonium-oxiderende Archaea (AOA)
3. Heterotrofiske nitrificerende organismer
4. Anammox bakterier

I det følgende, antages at det er AOB'er, der er dominerende i forhold til ammoniumfjernelse i dansk drikkevandsproduktion. Disse bakterier er lithotrofe, dvs. at de bruger uorganiske stoffer (ammonium) som energikilde. De er desuden autotrofe, dvs. at de er i stand til selv at opbygge organisk materiale ud fra uorganiske bestanddele (hydrogencarbonat i råvandet). For at AOB'er kan fungere, skal følgende stoffer være tilstede:

1. Ammonium (eneste energikilde for AOB'er)
2. Ilt (elektronacceptoren for oxidationen)
3. Kobber og jern (bruges i enzymer, der er centrale for AOB'ers omdannelsesreaktioner)
4. Hydrogencarbonat (AOB'ernes kulstofkilde)

5. Fosfor (nødvendigt mikronæringsstof der er i underskud i visse råvandstyper, de Vet et al., 2012).

AOB'er er generelt langsomt-voksende, især ved lave temperaturer (Andersen, 2001).

1.3 Lagdeling

I et standard top-down filter findes de højeste substratkoncentrationer (herunder ammonium) ved indløbet i toppen af filtret. Ammoniumkoncentrationer falder med dybden i takt med, at stoffet bliver omsat. Hermed udsættes lagene i toppen af filtret for høje substratkoncentrationer mens lagene i bunden af filtret får lave substratkoncentrationer. Alt andet lige giver dette de bedste vækstbetingelser for nitrificerende bakterier i den øvre del af et biofilter. Samtidig udfælder jern typisk i toppen af filtret. Disse udfældninger kan have en negativ indflydelse på ammoniumfjernelse (de Vet et al., 2009).

Tidligere undersøgelser har vist, at bakterier – herunder dem, der står for ammoniumfjernelse – er lagdelt i et biofilter (Madoni et al., 2001; Tatari et al., 2016). Denne lagdeling i baggrunden for, at alternerende flowretning på filtre kan tænkes at medføre, at der opbygges to forskellige lag med stor kapacitet for ammoniumfjernelse.

Denne lagdeling modvirkes at inhomogene strømning under almindelig drift. Sporstofforsøg har f.eks. vist porehastigheder, der varierer fra 6,6 – 17,4 m/t for same flow (gennemsnits filterhastighed på 10,5 m/t) i same filter (Lopato et al., 2013). En årsag til denne inhomogenitet kan findes i den blanding af filtermediet, der foregår under returskyl. Ramsay et al (2021) fandt at returskyl med luft og vand samtidig samt returskyl med vand alene (hvis der anvendes en skyllehastighed, der forårsager fluidisering), medfører kraftig blanding af filtermedie, herunder opblanding af antracit og kvarts i to-medie filtre.

1.4 Vekslende loading

Hvis et biofilter drives med alternerende flowretning (f.eks. med dagligt skift), vil det medføre, at de forskellige dybdeintervaller vil opleve forskellige loading med ammonium. F.eks. vil bunden af filtret opleve lave ammoniumkoncentrationer når filtret drives top-down og opleve høje ammoniumkoncentrationer, når filtret drives down-up.

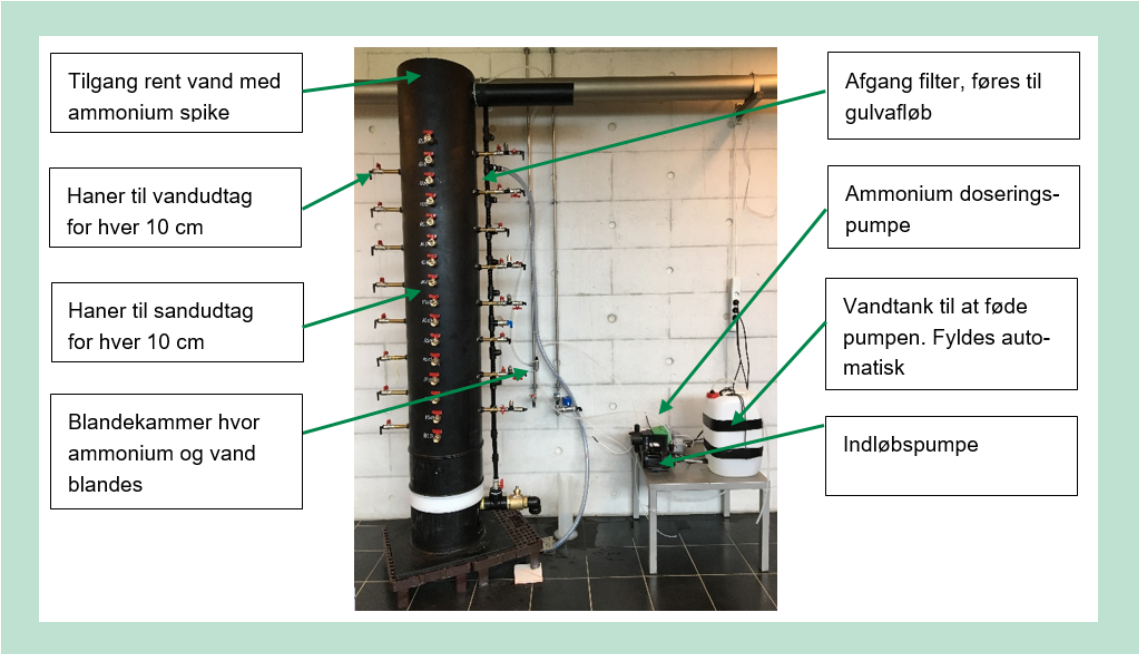
Lee, et al (2014) undersøgte effekten af pludselig, kortvarig stigning i ammoniumkoncentration og filterhastighed i pilotfiltre. Resultater viste, at filtrene var ret robuste og kunne klare højere loading uden overskridelse af ammonium i det behandlede vand. Endvidere fandt student at et væsentlig højere antal AOB'er samt et væsentlig højere ammoniumfjernelseskapacitet i toppen af filtret i forhold til bunden af filtret. Det er nærliggende, at hvis det aktive lag fundet i toppen af filtret kunne opbygges både i toppen og i bunden af filtret ved anvendelse af alternerende flowretning, vil filtre kunne blive endnu mere robuste.

Alternerende flowretning kræver, at vekslende loading ikke hæmmer vækst af nitrificerende bakterier. Effekten på væksten af nitrificerende bakterier af vekslende ammonium loading i biofiltre til drikkevandsproduktion er begrænset i litteraturen.

2. Metoder

2.1 Forsøgsopstilling

Et åbent gravitationsfilter i pilotskala er opstillet på Østerbyværket (Aarhus Vand A/S). FIGUR 2 herunder viser opstillingen, der blev brugt til forsøgene omhandlende biostimulering.



FIGUR 2. Pilotskala filter opsat på Østerbyværket i Aarhus. Filteret har en højde på 2 meter og en indvendig diameter på 345 mm.

Filteropbygningen er vist i TABEL 1. Filterbunden er en 2 mm tyk plade i rustfrit stål med 15 mm store huller.

TABEL 1. Ral og kvarts fra Dansk Kvarts Industri. Opbygningen over filterbunden er vist.

Højde over filterbund	Kvarts [mm]	Rumvægt [kg/liter]
0-5 cm	18-25 Søral	1,40
5-10 cm	8-14 Søral	1,44
10-15 cm	5-8 KIS A	1,50
15-20 cm	3-5 KIS A	1,50
20-25 cm	1,2-2,0	1,44
25-153 cm	0,8-1,4 Nr.24	1,42

2.2 Prøvetagning fra pilotkolonne

For at udtage en vandprøve åbnes prøvehanen helt i et par sekunder for at renskylle. Derefter åbnes med lavt flow (ca. 60 ml/sek.) i 4-5 minutter inden prøvetagning.

2.3 Bestemmelse af ammonium koncentration i prøver

Alle prøver er analyseret for ammonium efter forhandlerens anbefalinger med analyseret kittet LCK 304 forhandlet af HACH LANGE Denmark på et Hach DR 6000 spektrofotometer eller med NANOCOLOR Ammonium 3 analyseret på *NANOCOLOR VIS* II.

2.4 Forsøgsrække

En oversigt over de generelle forsøgsbetingelser for de 5 forsøgstyper, der blev udført, ses i TABEL 2 nedenfor. Alle forsøg er udført med behandlet vand fra Østerbyværket, evt. med dosering af ammonium.

TABEL 2. Oversigt over de udførte forsøg.

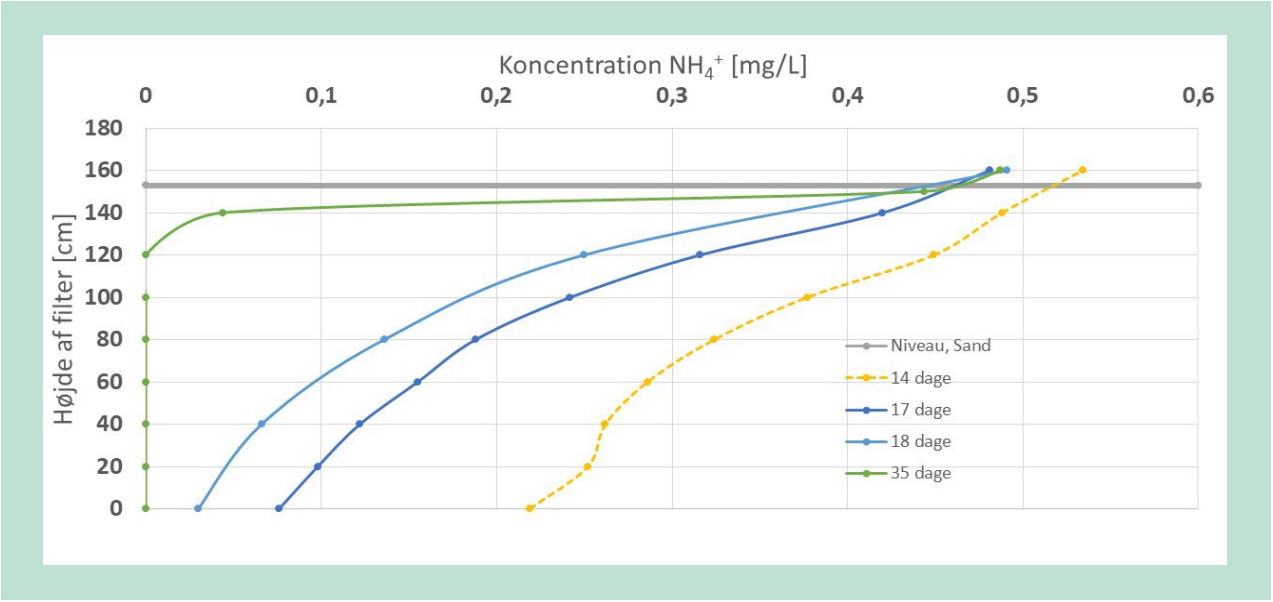
Nr.	Beskrivelse	Forhold	Flow [m/t]	Ammonium koncentration [mg/l]
1	Indkøring	Prøver taget efter 14,17,18 og 35 dage	2,4	0,5
2a	Koncentrationsændring	Prøver taget 60-85 min. efter koncentrationsstigningen	2,4	0,5
2b	-"-	-"-	2,4	1,55
2c	-"-	-"-	2,4	8,4
3a	Flow ændring	Baseline (som 2a)	6,4	0,5
3b	-"-	Ekstra måling efter 4,5 dages akklimatisering med højt flow	5,3	0,5
4	Ammonium doseringsstop	Doseringsstop i 42 timer. Måling 15 & 60 min. efter dosering genoptag.	2,5	0,5
5a	Alternerende flowretning (hhv. down- og upflow)	Flowretning skifter hver 24. timer. Prøver taget 60 min. efter skift	4,3	0,7
5b	-"-	-"-	4,3	1,4
5c	-"-	-"-	8,6	0,7
5d	-"-	-"-	8,6	1,4

3. Resultater

3.1 Indkøring af pilotkolonnen

Pilotkolonnen blev sat i drift 28. august 2018. Indløbsflow blev justeret til 225 L/h svarende til en filterhastighed på 2,4 m/h. Indløbet er behandlet vand, altså vand fra afgang Østerbyværket. Det er valgt at bruge behandlet vand i stedet for råvand for at simulere en situation, hvor jernet fra råvandet er fjernet, inden vandet ledes til det biologiske filter. Når der ikke er jern i vandet til at tilstoppe filteret, er det muligt at opnå meget lange gangtider mellem filterskyl, hvor biologien får lov til at opbygges uforstyrret. Doseringspumpen med ammonium blev indstillet således, at koncentrationen var ca. 0,5 mg NH_4^+/L i indløbet til filteret.

Nedenstående FIGUR 3 viser ammoniumprofilerne forskellige dage efter igangsætning.

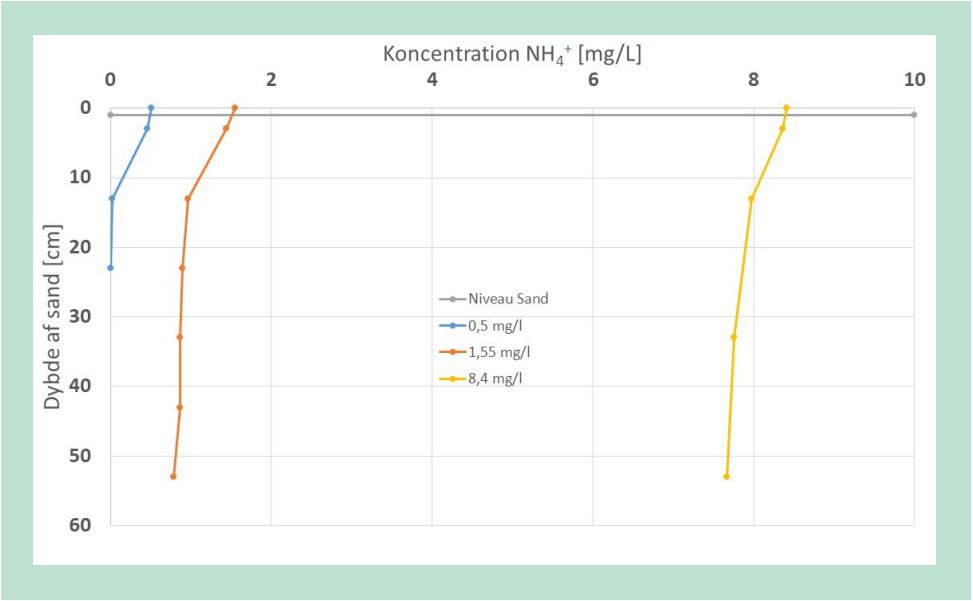


FIGUR 3. På figuren ses eksempler på profiler for ammoniumkoncentrationen ned gennem filteret. Prøven taget i højde 160 er taget i vandsøjlen over sandet. Den vandrette streg viser hvor toppen af sandet er. 0 cm er under filterbunden, dvs. afgang filter. De nederste 25 cm i kolonnen er bærelag.

Efter 17-18 dage overholder ammoniumkoncentrationen i afløbet fra kolonnen kravværdien på 0,05 mg NH_4^+/L. Profilen taget efter 35 dages drift viser, at kravværdien allerede overholdes 13 cm nede i sandet.
Efter stabil drift med 0,5 mg NH_4^+/L i indløbet og en filterhastighed på 2,4 m/h, hvor alt ammonium er omsat <13 cm nede i sandet, testes robustheden ved at ændre på indløbskoncentration og flow.

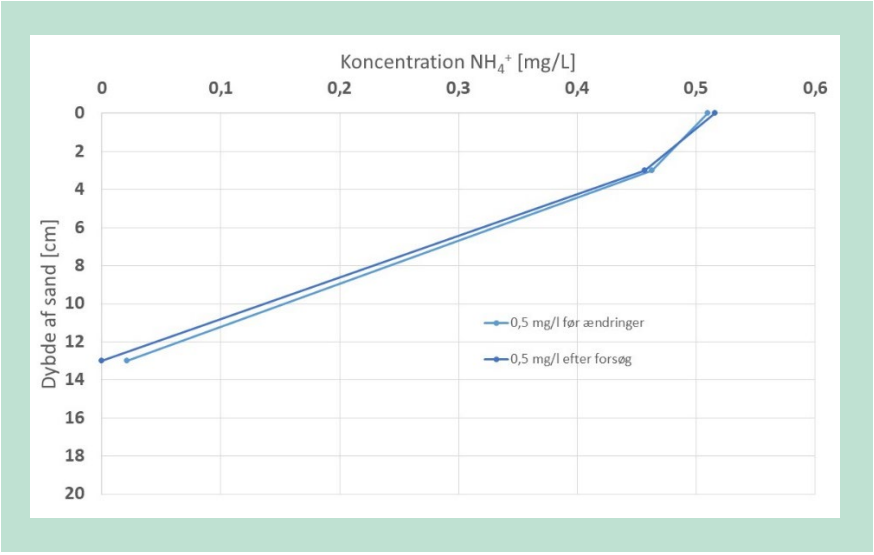
3.2 Koncentrationsændring

Nedenstående FIGUR 4 viser, hvordan profilen ser ud, når indløbskoncentrationen pludselig ændres. Profilerne er målt 65 – 80 minutter efter en koncentrationsændring.



FIGUR 4. Ammoniumsprofilen ned gennem filteret ved forskellige indløbskoncentrationer og en fast filterhastighed på 2,4 m/h. Ved hver ændring i koncentration har filteret været i drift 65-80 minutter med den nye koncentration inden prøvetagning.

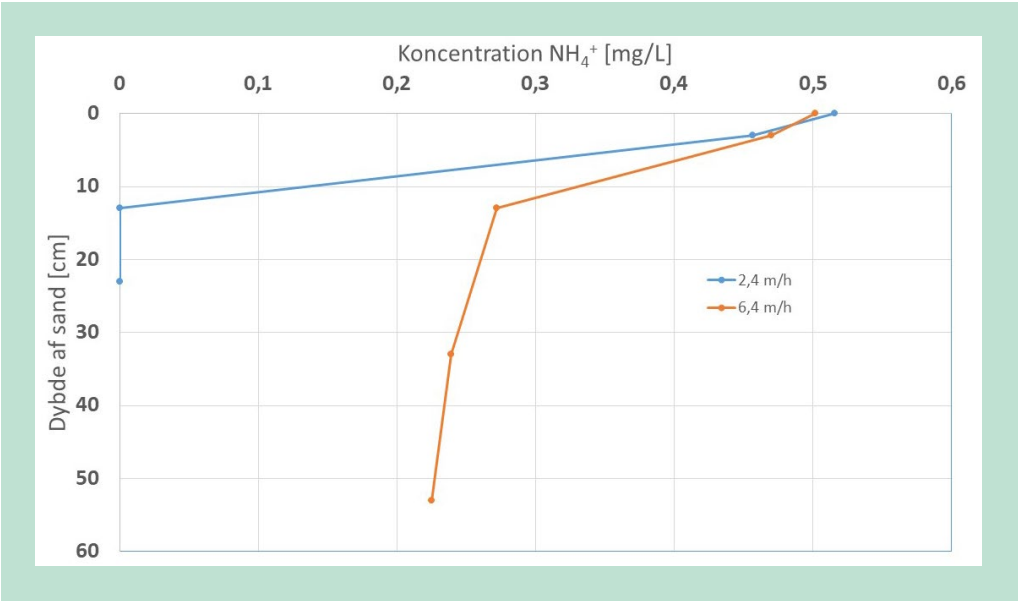
Af FIGUR 4 ses, at koncentrationen stort set ikke falder, efter ammoniummet kommer under de aktive 13 cm sand. Det viser, at der ikke er aktive ammonium-oxiderende bakterier (AOB) i de dybere sandlag. Det skyldes sandsynligvis, at driften af kolonnen har været meget stabil mht. indløbskoncentration og flow i opstarten af filteret. Herved er alt det tilførte ammonium omsat i de øverste cm af kolonnen. Idet der ikke er ammonium tilgængeligt for bakterierne længere nede i filteret, er der heller ikke levebetingelser for AOB. Efter forsøget med 8,4 mg/l blev koncentrationen justeret tilbage til de 0,5 mg/l og profilen målt igen. Af FIGUR 5 ses, at profilen falder tilbage til udgangspunktet.



FIGUR 5. Ammoniumprofil ned gennem filteret med samme indløbskoncentration af ammonium hhv. før og efter forsøg med øget indløbskoncentration.

3.3 Flowændring

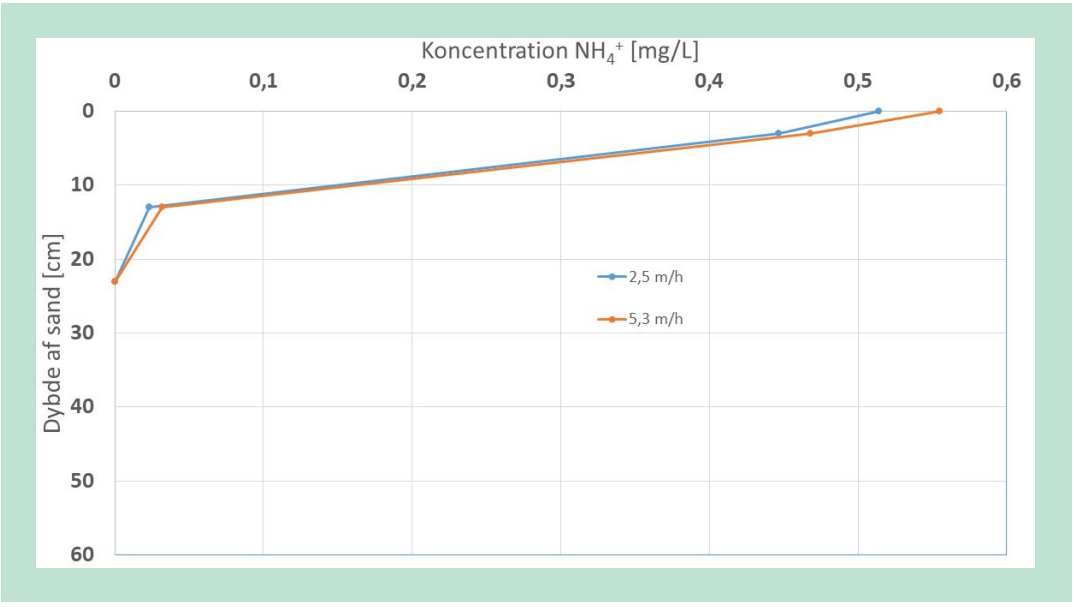
For at teste robustheden overfor en flowændring opjusteres indløbsflowet. Indløbskoncentrationen er konstant. Profilen måles en time efter, at filterhastigheden er ændret fra 2,4 m/h til 6,4 m/h. Ammoniumprofilen for hver af de to flows er plottet på FIGUR 6 nedenfor.



FIGUR 6. Ammoniumprofilen i filteret for en filterhastighed på hhv. 2,4 m/h og 6,4 m/h. Indkøbskoncentrationen er konstant omkring 0,5 mg/l for begge flows.

Som ved forsøget med koncentrationsændring ses det af FIGUR 6, at ammoniummet når længere ned i sandkolonnen, når flowet øges og opholdstiden dermed mindskes. Ved udtaget 13 cm nede er ammoniumkoncentrationen 0,27 mg/l ved det høje flow, hvor den ved det lave flow var under detektionsgrænsen. Når først ammoniummet er længere nede end ca. 13 cm falder koncentrationen næsten ikke. Udregnes fjernelsen for de øverste 13 cm som mg/h, så der tages højde for det højere flow, fjernes der ved 2,4 m/h 114 mg/h og ved 6,4 m/h 137 mg/h.

For at undersøge om profilen ved det høje flow ændres over tid, fortsættes det høje flow i 4,5 døgn inden profilen måles igen. Resultatet ses i FIGUR 7, hvor profilen for "normal" filterhastighed på 2,5 m/h ligeledes er vist.

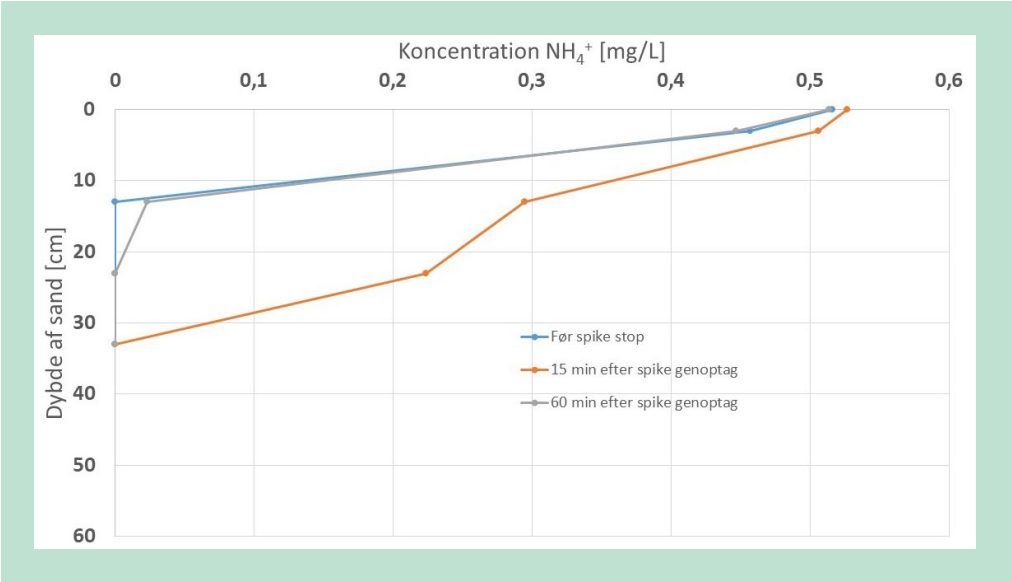


FIGUR 7. Ammoniumprofilen ned gennem filteret for øget flow på 5,3 m/h målt efter biologien i filteret har haft tid (4,5 døgn) til at indstille sig til det nye flow. Til sammenligning er profilen for flow på 2,5 m/h også plottet i figuren.

Efter 4,5 døgn har biologien/biomassen/biofilmen tilpasset sig det højere flow og dermed den kortere opholdstid. Fjernelsesraten for 0-13 cm går fra 115 mg/h til 257 mg/h. Der er også lavet forsøg med 2,5 m/h og 1 mg NH_4^+/l der viser, at så længe kolonnen (biofilmen) får tid til at indstille sig, bliver 1 mg/l også fjernet i de øverste cm af kolonnen (data ikke vist).

3.3.1 Ammonium doseringsstop

For at kunne drive filterne med alternerende drift, er det vigtigt at biomassen ikke påvirkes i betydelig grad af længere tid uden næring i form af ammonium. Nedenstående graf viser ammoniumprofiler før ammonium doseringsstop samt henholdsvis 15 og 60 minutter efter doseringen blev genoptaget. Filterhastigheden var 2,5 m/h under hele forsøget og doseringsstoppet varede i 42 timer.



FIGUR 8. Ammoniumprofiler ned gennem filteret efter driftsstop på 42 timer. Profilerne er målt hhv. 15 minutter og 60 minutter efter at driften igen er iværksat.

Af FIGUR 8 ses, at biofilmen stadig er aktiv efter 42 timer uden tilførsel af ammonium. Profilen 15 minutter efter genoptag af doseringen viser, at ammonium fjernes til under kravværdien, dog med en lavere rate end før doseringsstop. Profilen efter 60 minutter viser, at fjernelsesraten stort set er tilbage til niveauet før doseringsstoppet. Forsøget viser, at biofilmen er robust nok til, at der kan laves en procesarkitektur, hvor ammonium ikke tilføres filteret i eksempelvis 24 timer. Selvom biomassen ikke er helt så aktiv, efter en periode uden ammonium i op til en time efter ammonium igen er til rådighed, vil det ingen betydning have, da der ved alternerende drift altid vil være en aktiv biomasse.

3.4 Alternerende flowretning

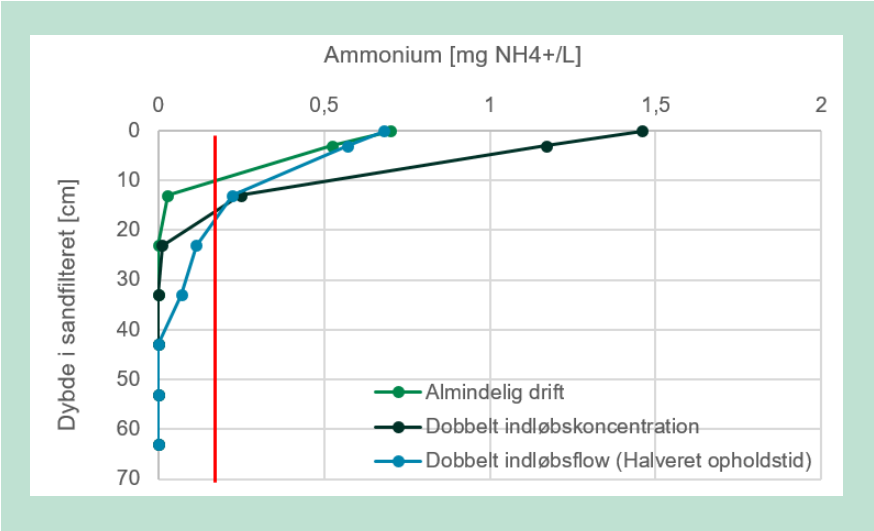
For at opbygge en overkapacitet af biomasse ombygges rørføring og styring til pilotkolonnen så indløbet kan alterneres mellem top og bund. Der skiftes flowretning hver 24. time således, at det ammoniumholdige vand skiftevis er tilført oppefra og nedefra. Herved er der opbygget en effektiv biomasse både i toppen af kolonnen og i bunden af kolonnen. Filteropbygning af kolonnen til dette forsøg er vist i TABEL 3.

TABEL 3. Ral og kvarts fra Dansk Kvarts Industri. Opbygningen over filterbunden er vist.

Højde over filterbund	Kvarts [mm]	Rumvægt [kg/liter]
0-5 cm	18-25 Søral	1,40
5-10 cm	8-14 Søral	1,44
10-15 cm	5-8 KIS A	1,50

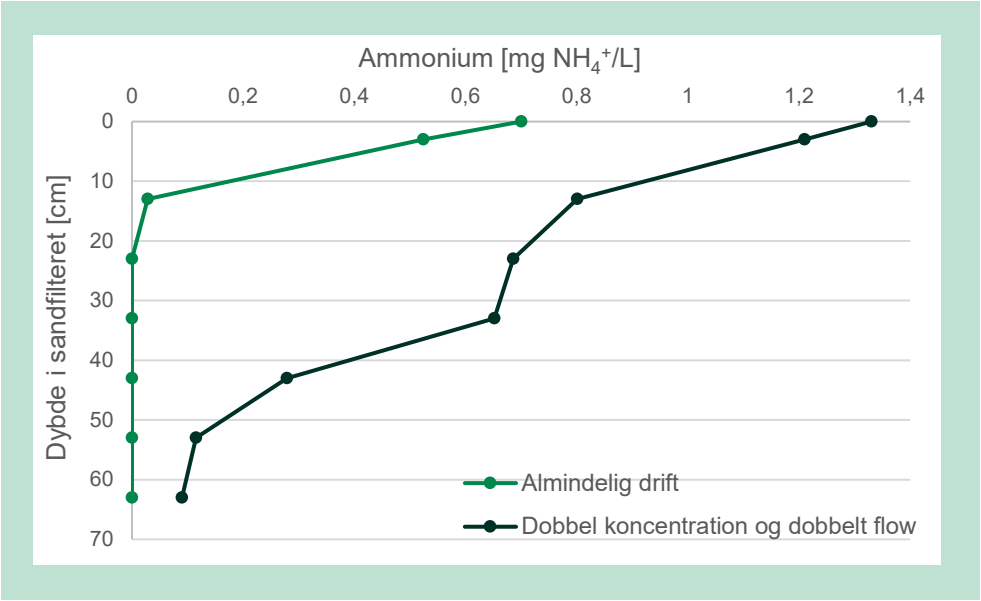
15-20 cm	3-5 KIS A	1,50
20-25 cm	1,2-2,0	1,44
25-63 cm	0,8-1,4 Nr.24	1,42

Grafen herunder viser ammoniumkoncentrationerne ned gennem sandkolonnen, når vandet tilføres oppefra og løber ned gennem sandet, under forskellige forhold. Den første profil (almindelig drift i FIGUR 9) er taget en time efter flowretningen er skiftet til "fra top til bund". Efter hver ændring er der gået 60 minutter inden prøvetagning.



FIGUR 9. Ammoniumprofiler ned gennem filteret hvor almindelig drift (grøn) sammenlignes med profilen når indløbskoncentrationen er dobbelt så høj (sort), samt profilen når filterhastigheden fordobles. Den røde lodrette streg viser koncentrationen 0,05 mg NH_4^+/L.
Den grønne viser en almindelig driftssituation med en filterhastighed på 4,3 m/h og en ammoniumkoncentration på 0,7 mg NH_4^+/L. Som det ses af FIGUR 9, omsættes det tilførte ammonium i de øverste ca. 20 cm og koncentrationen kommer under kravværdien på 0,05 mg/l 13 cm nede i filteret. Den sorte viser profilen, når ammoniumkoncentrationen pludselig øges 100%. Det ses, at ammoniumkoncentrationen nu først er under kravværdien ca. 10 cm længere ned i filteret, men at der ingen målbar ammonium er ved afgang filteret, selvom ammoniumkoncentrationen i indløbet fordobles. Den blå profil viser hvad der sker, hvis indløbsflowet øges 100%, altså til en filterhastighed på 8,6 m/h mens ammoniumkoncentration holdes på 0,7 mg NH_4^+/L. Også her udviser filteret robusthed og ammoniumkoncentrationen er under kravværdien ca. 35-40 cm nede i filteret.

Forsøget vist på FIGUR 10, er lavet for at bevise, at der også er opbygget en aktiv biofilm i bunden af filteret og at denne vil kunne fungere som en buffer, der kan omsætte det ammonium, som eventuelt ikke når at blive omsat i toppen af det biologiske filter. Den situation kunne opstå, hvis driften eller råvandssammensætningen pludselig ændres. Nedenstående graf viser en ekstrem situation, der næppe vil være et muligt scenarium i praksis, men det har været nødvendigt for at presse systemet til grænsen. Her fordobles både indløbskoncentrationen og filterhastigheden samtidig så belastningen med ammonium stiger fra 280 mg/h til 1.070 mg/h.



FIGUR 10. Ammoniumprofiler ned gennem filteret hvor almindelig drift (grøn) sammenlignes med profilen når både indløbskoncentrationen og filterhastigheden fordobles.

Figuren viser, at der ved fordobling af både indløbskoncentrationen og filterhastigheden fjernes ned til ca. 0,7 mg NH_4^+/L i løbet af de øverste ca. 35 cm. Ved et traditionelt filter, hvor der måske ikke er en aktiv biomasse i både top og bund, ville afgang filteret i denne situation være ca. 0,7 mg NH_4^+/L, men pga. den aktive biomasse i bunden af filteret, ses at koncentrationen falder yderligere til omkring 0,1 mg NH_4^+/L ved afgang filteret. Ved at have indkørt kolonnen med alternerende drift, så det ammoniumholdige vand skiftevis er tilført oppefra og nedefra er det lykkedes at opbygge en aktiv biomasse i filterkolonnen, der er "overdimensioneret" i forhold til de almindelige driftsforudsætninger på 4,3 m/h og en ammoniumkoncentration på 0,7 mg NH_4^+/L. Det skal bemærkes at ammoniumfjernelsen i top og bund ikke kan sammenlignes direkte, eftersom de nederste 25 cm af kolonnen består af et bærelag med større kornstørrelse. Det betyder, at der i bunden af kolonnen er et mindre overfladeareal af filtermediet, hvorved der også kan forventes en mindre biomasse.

3.4.1 Fjernelsesrater

Der er flere måder, hvorpå man kan opgøre ammoniumfjernelse. En simpel måde, er at angive hastigheden i g NH_4^+/t per m^3 filtermedie. Med denne metode, kan man udvælge det dybdeinterval, hvor ammoniumfjernelse er mest aktiv. Denne metode er bl.a. anvendt af Lee, et al. (2014), hvor den bliver kaldt "ammonium removal rate (ARR)". Ulempen med denne metode er, at ARR afhænger af ammoniumbelastningen. Jo mere belastning, jo højere ARR.

Lee et al. (2014) har undersøgt Islevbro vandværk mht. ARR. Eftersom fjernelsesraten er forskellig i forskellige dybder af filteret, opgives den maksimale omsætningsrate der findes mellem to dybder i filteret. For at opnå den højeste rate ændres på både filterhastighed og ammoniumkoncentration i en pilotkolonne. Den maksimale ammoniumfjernelsesrate blev opgivet til 4,4 g NH_4^+ m^{-3}(filtermedie) h^{-1}. Lee et al (2014) henviser til andre studier, der har fundet lignende omsætningsrater. Udregnes fjernelsesraten på samme måde (øverste 13 cm) for de tre grafer på FIGUR 9 giver det for "almindelig drift", "dobbelt indløbsflow" og "dobbelt indløbskoncentration" henholdsvis 20, 30 og 40 g NH_4^+ m^{-3}(filtermedie) h^{-1}, dvs. meget højere værdier.

For at undgå at opgørelsen af ammoniumfjernelse er afhængig af ammoniumbelastning kan man antage at fjernelsen er første-ordens, dvs.

$$-\frac{dC}{dt} = k_1 C$$

Ved integration af ovenstående ligning fås:

$$k_1 = ln\frac{C_0}{C_t}/t$$

Selv om ammoniumfjernelse ved lave ammoniumkoncentration bør følge første-ordens fjernelse er der eksempler af både nulte-orden og første-orden i litteraturen (Lopato et al., 2013). Lopato fandt en gennemsnits k_1 på 28 t^{-1}, dog med stor variation fra forsøg til forsøg. I Redesign undersøgelsen af 10 fuldskala vandværker (se Rapport 2) blev der fundet en median for første-ordens hastighedskonstanterne på 22 t^{-1} for det mest aktive filterlag, dvs. i samme størrelsesorden.

I de tre grafer på FIGUR 9 fås for almindelig drift, dobbelt indløbsflow og dobbelt indløbskoncentration en første-ordens hastighedskonstant for ammoniumfjernelse på hhv. 107, 74 og 196 t^{-1}, dvs. væsentlig højere.

Der er flere forhold der gør, at resultaterne i denne rapport måske ikke direkte kan overføres til fuldskalaforsøg. Der er anvendt behandlet vand til forsøgene uden jern og mangan frem for råvand. I den ønskede fremtidige opbygning af vandbehandlingen er processerne jernfjernelse og ammoniumfjernelse separerede i to adskilte filtre. Det vil derfor også være råvand hvorfra jernet er fjernet, der tilføres filteret til ammoniumfjernelse. Når der ikke tilføres jern til filteret, vil det i fuldskala også være muligt med gangtider på flere måneder. Det forventes derfor, at der i fuldskala også vil kunne opnås omsætningsrater, der er mange gange højere, end de rater der er målt i fuldskalaanlæg uden separeret jernfjernelse og med korte gangtider.

Der er i pilotkolonnen anvendt messinghaner og messingfittings. Det sandsynliggør at kobbermangel ikke har været en begrænsende faktor. Der er forskellige måder, hvorpå man simpelt kan sikre, at kobbermangel ikke begrænser ammoniumomsætningen, også i fuldskala. Det forventes derfor heller ikke, at de fundne omsætningsrater ikke kan genskabes i fuldskala pga. kobbermangel.

Ved pilotforsøgene blev filtrene ikke returskyllet, hvilket gav biologien lov til at opbygges uforstyrret. I den ønskede fremtidige opbygning af vandbehandling vil dobbeltfiltrering muliggøre meget lange gangtider på efterfiltret. Hermed vil også lange gangtider kunne efterlignes i fuldskala.

4. Konklusioner

Ved at anvende et forfilter til jernfjernelse kan der opnås meget lange gangtider på det efterfølgende filter. Ved den lange gangtid (flere måneder) kan der opbygges væsentligt mere biomasse med ammoniumoxiderende bakterier i filtermediet end ved korte gangtider, hvor der fjernes biomasse ved returskyl. Resultaterne tyder på, at den maksimale ammoniumfjernelsesrate kan blive op mod 10 gange så høj, hvis der gives tid til uforstyrret vækst.

Forsøg har vist, at ammoniumoxiderende bakterier kan tåle perioder uden ammonium som substrat. Det muliggør alternerende drift af filteret (biostimulering), således at ammoniumholdigt vand tilføres skiftevis fra top og bund af filteret. Herved opbygges der en biofilm med ammoniumoxiderende bakterier i både top og bund af filteret. Denne overkapacitet af biomasse betyder, at pludselige ændringer i råvandets ammoniumkoncentration eller ændringer i produktionsflowet op til 100% ikke resulterer i gennembrud af ammonium.

Fordelene ved biostimulering og lange gangtider er så overbevisende, at den endelige procesarkitektur bør være med separat jernfjernelse og lang gangtid af et efterfølgende filter stimuleret til ammoniumfjernelse med alternerende flowretning.

5. Referencer

Anderson, A., Laurent, P., Kihn, A., Prevost, M., & Servais, P., 2001. Impact of temperature on nitrification in biological activated carbon (BAC) filters used for drinking water treatment. *Water Res*. Vol 35(12).

Miljøministeriet, 2021. Drikkevandsbekendtgørelsen. Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg. BEK nr 1110 af 30/05/2021.

de Vet, W.W.J.M., Rietveld, L.C., van Loosdrecht, M.C.M., 2009. Influence of iron on nitrification in full-scale drinking water trickling filters. *Journal of Water Supply: Research and Technology-AQUA*. Vol. 58.4.

de Vet, W.W.J.M., van Loosdrecht, M.C.M., Rietveld, L.C., 2012. Phosphorus limitation in nitrifying groundwater filters. *Water Research*, Vol 46.

Lájer, K., 2012. Ammonium removal by nitrification in drinking water treatment. *Kvalitet voda* 10.

Lee, C.O., Boe-Hansen, R., Musovic, S., Smets, B., Albrechtsen, H.-J., Binning, P., 2014. Effects of dynamic operating conditions on nitrification in biological rapid sand filters for drinking water treatment. *Water Research*, Vol 64.

Lopato, L., Röttgers, N., Binning, P.J. Arvin, E., 2013. Heterogeneous Nitrification in a Full.Scale Rapid Sand Filter Treating Groundwater. *Journal of Environmental Engineering*.

Madoni, P., Davoli, D., Fontani, N., Cucchi, A., Rossi, F. 2001. Spatial distribution of microorganisms and measurements of oxygen uptake rate and ammonia uptake rate activity in a drinking water biofilter. *Environmental Technology*, Vol. 22(4).

Ramsay, L., Du, F., Lund, M., He, H., Søborg, D.A., 2021, Grain displacement during backwash of drinking water filters. *Water Supply,* Vol. 21.1.

Tatari, K., Smets, B.F., Albrechtsen, H.-J., 2016. Depth investigation of rapid sand filters for drinking water production revels strong stratification in nitrification biokinetic behavior. *Water Research*, Vol 101.

Biostimulering med ammonium

I Danmark er drikkevandsproduktion baseret på grundvand, der behandles ved en enkel proces, der består af iltning af vandet efterfulgt af en biofiltrering med gravitations- eller trykfiltre. Herved fjernes eller omdannes jern, ammonium og mangan. Design og drift af biofiltrering, som er hjertet i vandbehandlingen, har ikke ændret sig væsentligt i mere end 100 år. Fremskridt i prøvetagning og måleteknikker i forbindelse med biofiltrering har imidlertid medført ny viden og mulighed for at undersøge, forstå og manipulere de kemiske, mikrobiologiske, fysiske og procesteknologiske elementer i drikkevandsbehandling. Vandkvaliteten er under pres, og der er en erkendelse af, at mange af de nuværende overskridelser af vandkvalitetskrav på landsplan kunne undgås ved en bedre vandbehandling.

Projektets formål er at re-designe vandbehandling fra bunden ved radikal nytænkning af drikkevandsproduktionen, hvormed der kan ske en optimering af nye og eksisterende vandværker, herunder reduktion af vandspildet ved returskyl, forkortelse af indkøringen af nye filtre samt større bæredygtighed i drikkevandsproduktion.
Projektet har resulteret i formulering af 18 ”redesign-principper”, der handler om design og drift af drikkevandsbehandling. Principperne blev testet ved fuldskala demonstration af ny filterbeholderdesign samt ny indkøringsprocedure med SmartSand. Endvidere blev principperne udviklet på basis af ny viden om jern- og ammoniumfjernelse samt returskylleprocessen. Projektet har desuden påbegyndt udvikling af den åbne dataplatform ”Merkur” til vandbehandlingsdata samt en matematisk model til at belyse virkningen af forskellige filterkonstruktioner.

Miljøstyrelsen
Tolderlundsvej 5
5000 Odense C

www.mst.dk

Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Jernfjernelse ved returskyl

Rapport 6 i projektet ”Smart Re-design of Drinking Water Production”

MUDP Rapport

September 2023

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion:
Sara Elsborg Starcke
Loren Ramsay

Fotos:
Sara Elsborg Starcke

ISBN: 978-87-7038-546-6

Miljøstyrelsen offentliggør rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, som er finansieret af Miljøstyrelsen. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse.

Indhold

Forord		**4**
Sammenfatning		**7**
1.	**Introduktion**	**8**
1.1	Formål	8
1.2	Baggrund	8
1.3	Vandværksdata	8
1.4	Rapportens indhold	9
2.	**Metoder**	**10**
2.1	Forsøgsdesign	10
2.2	Beregning af massebalance	11
2.3	Prøvetagning af skyllevand	12
2.4	Analyse af skyllevand	13
2.4.1	Oplukning af jernprøver	13
2.4.2	Manuelle jernmålinger	13
2.4.3	Automatiske jernmålinger	14
3.	**Resultater**	**15**
3.1	Rentvandskvalitet og filtermodning	15
3.2	Opstuvning	16
3.3	Vandforbrug	17
3.4	Filtervækst	17
3.4.1	Jernkoncentration i indløb og udløb	17
3.4.2	Jernkoncentration i skyllevand	19
3.4.3	Massebalance for jern	22
4.	**Konklusion**	**27**
5.	**Referencer**	**29**

Forord

Denne rapport er en del af fyrtårnsprojektet ”Smart Re-design of Drinking Water Production”, som blev udført i perioden 2018 - 2022 og finansieret af projektdeltagernes egenfinansiering samt den offentlige støtteordning Miljøteknologisk Udviklings- og Demonstrationsprogram (MUDP) under Miljøministeriet. Projektets formål er at re-designe vandbehandling ved en dyb forståelse og en radikal nytænkning af vandbehandlingsprocessen. Da projektet omhandler helt almindelig dansk vandbehandling, er projektets resultater relevante for alle danske vandforsyninger.

Fyrtårnsprojektet er formidlet gennem 12 rapporter, samt en serie konferenceindlæg, tidskriftsartikler, og seminarer. Desuden er en række løsninger demonstreret ved fuldskalaanlæg på hhv. Østerbyværket syd for Aarhus og Lundeværket nord for Odense.

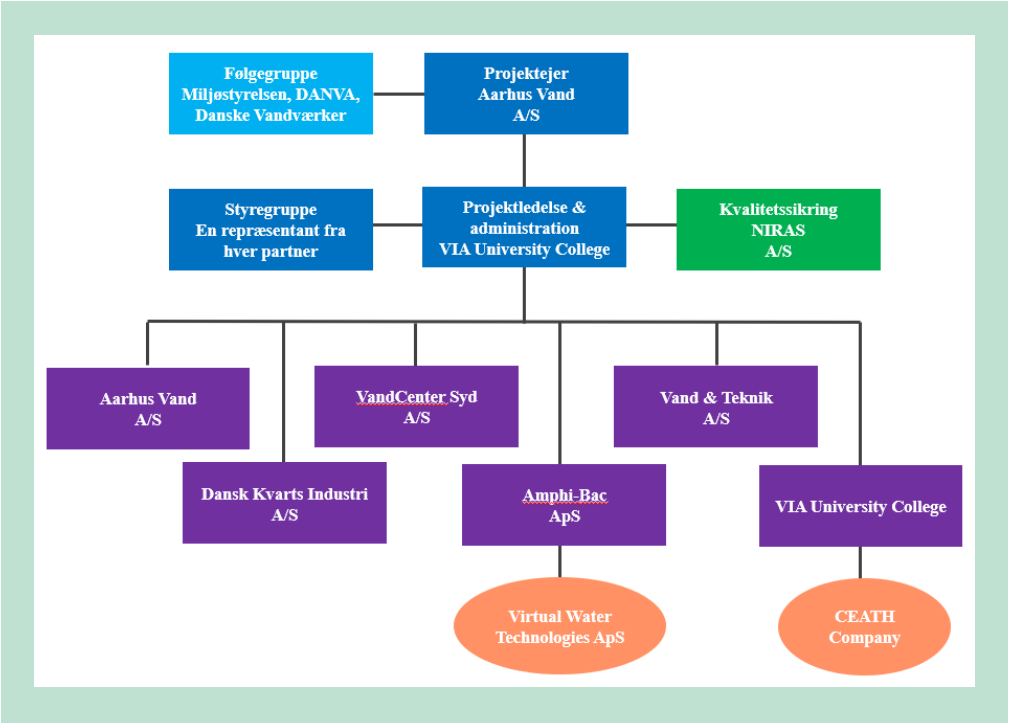
Baggrund

I Danmark er drikkevandsproduktion baseret på grundvand. Grundvandet behandles ved en ret enkelt proces, der kaldes for ”normalbehandling” (Karlsen og Sørensen, 2014). Denne proces består af iltning af vandet efterfulgt af en biofiltrering med gravitations- eller trykfiltre. Biofiltrering indebærer en kompleks blanding af fysiske, kemiske og mikrobiologiske elementer. Da det indvundne grundvand ofte er kemisk reduceret, kan vandet indeholde opløste stoffer som jern, ammonium og mangan, der skal fjernes/omdannes. Avanceret vandbehandling kommer kun på tale, hvis der også er behov for at fjerne f.eks. gasser (svovlbrinte, methan, aggressiv kuldioxid), hårdhed, arsen eller pesticider. I Danmark anvendes hverken chlor eller andre former for kemisk desinfektion under behandling eller distribution af vandet.

Biofiltrering er hjertet af normalbehandling af drikkevand i Danmark. Design og drift af biofiltrering har dog ikke ændret sig væsentligt i mere end 100 år. Manglende proces- og mikrobiologisk viden kombineret med en konservativ tilgang har medført, at videreudvikling af biofiltrering har været begrænset, og at filtre har været betragtet som en black box. Nye og billigere mikrobiologiske analyser, sofistikerede prøvetagningsmetoder, at-line målinger og andre fremskridt har nu åbnet denne black box i vandbehandlingen og gjort det muligt at undersøge, forstå og manipulere processen i højere grad end før.

Projektorganisation

Projektet blev udført af syv partnere og to underleverandører, se FIGUR 1 nedenfor:



FIGUR 1. Diagram over projektorganisation.

Projektets følgegruppe og styregruppe bestod af følgende personer:

Følgegruppe
Bolette D. Jensen, Miljøstyrelsen (formand)
Dorte Skræm, DANVA
Robert Jensen / Henrik Hermansen, Danske Vandværker
Flemming Fogh Pedersen, Aarhus Vand (projektejer)
Loren Ramsay, VIA University College (projektleder)

Styregruppe
Flemming Fogh Pedersen, Aarhus Vand
Finn Mollerup, VandCenter Syd
Jens Kristensen, Vand og Teknik
Claus Hove Sørensen, Dansk Kvarts Industri
Søren Bastholm Olesen, Amphi-Bac
John Kristensen, NIRAS
Loren Ramsay, VIA University College

Projektets arbejdspakker og rapporter

Projektet er inddelt i arbejdspakker og rapporter, se nedenfor. Arbejdspakkerne og rapporterne er identificeret som "åbne" eller "kommercielle" for at tydeliggøre, hvornår resultater frit formidles til hele branchen og hvornår resultater holdes internt blandt de relevante partnere af hensyn til kommercielle interesser.

Arbejdspakke 1: Etablering af designgrundlag (åben)
Rapport 1: Indsamling af vandbehandlingsdata
Rapport 2: Merkur: Web-baseret platform til vandbehandlingsdata

Arbejdspakke 2: Tekniske forsøg (åben)
Rapport 3: Flytning af filtermediekorn under returskyl
Rapport 4: Jernfjernelsesdybde i biofiltre
Rapport 5: Biostimulering med ammonium
Rapport 6: Jernfjernelse i returskyl
Rapport 7: Filtermediers gangtid

Arbejdspakke 3: SmartSand (kommerciel)

Rapport 8: Udvikling og produktion af SmartSand (fortrolig)

Arbejdspakke 4: SmartArkitektur (åben)
Rapport 9: Vandbehandlingsmodel

Arbejdspakke 5: Fyrtårnsdemonstration i fuldskala (åben)
Rapport 10: Demonstrationsanlæg ved Østerbyværket
Rapport 11: Demonstrationsanlæg ved Lundeværket

Arbejdspakke 6: Projektledelse
Rapport 12: Sammenfatning

Sammenfatning

Denne rapport omhandler jernfjernelse ved returskyl og er Rapport 6 af 12 om fyrtårnsprojektet ”Smart Re-design of Drinking Water Production”. Formålet med arbejdet er at belyse jernfjernelse ved returskyl ved brug af forskellige skylleprocedurer.

Returskylleprocedurer varierer meget både mellem de enkelte vandforsyningsselskaber og imellem de enkelte vandværker. Ved at optimere skylleprocedurer kan der spares skyllevand og energi til skyllet, opnås større produktionstid og nøjes med mindre skyllevandsbassiner.

Forsøgene i denne rapport er udført ved Lundeværket over en 3-måneders periode. I denne periode blev der undersøgt tre forskellige returskylleprocedurer; 1) Lundeværkets normale dobbeltskyl (hvor skyl med luft alene og vand alene blev gentaget), 2) enkeltskyl (hvor luft alene og vand alene kun blev udført én gang) og 3) lilleskyl (hvor et længerevarende skyl med luft og vand samtidig blev anvendt).

Resultaterne viste, at kvalitetskravet for jern i det behandlede vand blev overholdt i alle forsøg. Opstuvningskurver indikerede, at enkeltskyllet (Skylleprocedure 2) på længere sigt kan give hurtigere opstuvning og dermed kortere gangtid. Der blev ikke målt væsentlige forskelle i modningstiden af filteret mellem de tre skylleprocedurer.

Umiddelbart ser Skylleprocedure 3 ud til at være det bedste skyl for dette filter, selvom skyllet tog en smule længere tid at udføre.

En massebalanceberegning for jern blev udført for at se, om denne parameter kunne anvendes til at vurdere risikoen for filtervækst. Massebalanceberegningen er forholdsvis usikker, hvorfor det anbefales at lave målinger af jernindholdet i skyllevand (f.eks. hver 30 s) over f.eks. 5 gangtider for at opnå bedre data. Beregningen kan dermed bruges som et relativt udtryk for langsigtet filtervækst, men ikke umiddelbart til at forudse den aktuelle filtervækst i cm/år.

1. Introduktion

1.1 Formål

Formålet med arbejdet afrapporteret her er at belyse jernfjernelse ved returskyl ved brug af forskellige skylleprocedurer. Undersøgelser har vist, at fjernelsen af jern under et returskyl ofte følger en eksponentiel aftagende funktion, hvorfor der benyttes forholdsvist meget skyllevand, energi og tid på at fjerne de sidste 10-20% af jernet i filteret. I denne aktivitet undersøges, hvordan ændringer i returskylleprocessen har indflydelse på filterets gangtid og akkumulering af jern i filteret. Fokus er primært rettet mod at undersøge mulighederne for at forkorte længden af returskyllet eller effektivisere skylleproceduren/skyl-sammensætningen uden mærkbar indflydelse på vandproduktionen eller drikkevandskvaliteten.

1.2 Baggrund

I Danmark bruges grundvand til drikkevandsproduktionen. For at grundvandet kan overholde kravene til drikkevandskvalitet, fjernes bl.a. jern fra grundvandet, ved at vandet filtreres igennem et filter. I sandfilteret vil jern udfælde på filtermediet som jernoxider, og i takt med at mere og mere jernoxid udfælder i filteret, vil det tilstoppes og modstanden vil blive så høj, at vandet ikke længere i tilstrækkelig grad kan komme ned igennem filteret. Det er derfor nødvendigt at returskylle filteret ved at vende vandstrømmen og skylle det udfældende jern af filtermediepartikler.
Returskylleprocedurer varierer meget både mellem de enkelte vandforsyningsselskaber og imellem de enkelte vandværker. Returskylleprocedure fastlægges på baggrund af råvandets sammensætning og filternes fysiske udformning men også ved hjælp af visuelle vurderinger, erfaringer og traditioner.

Forud for projektet, har projektgruppen adspurgt en række vandforsyninger i Danmark om hvilke parametre, der vil være mest værdifulde for deres drift af vandværksfiltre. Forsyningerne var bredt enige om at drikkevandskvalitet og stabil drikkevandsproduktion er de vigtigste parametre at sikre. Dernæst var det også vigtigt, at filtrene ikke voksede for meget, da dette har risiko for at kompromittere filterdriften - og hermed drikkevandsproduktionen - og er omkostningstungt at håndtere.

1.3 Vandværksdata

Der blev udført forsøg i fuldskala på Lundeværket hos Vandcenter Syd. Dette vandværk har tre parallelle åbne filtre, der alle oprindeligt har to-mediefiltre med antracit over kvarts. Filtermediet har været i brug siden værkets opførelse i 1998. Gangtiden på Lundeværket er bestemt ud fra produceret vandmængde og indvindingen blev holdt konstant i projektperioden. De aktive boringer blev også holdt fast i projektperioden. Skylleparametre for Lundeværket er præsenteret nedenfor i TABEL 1.

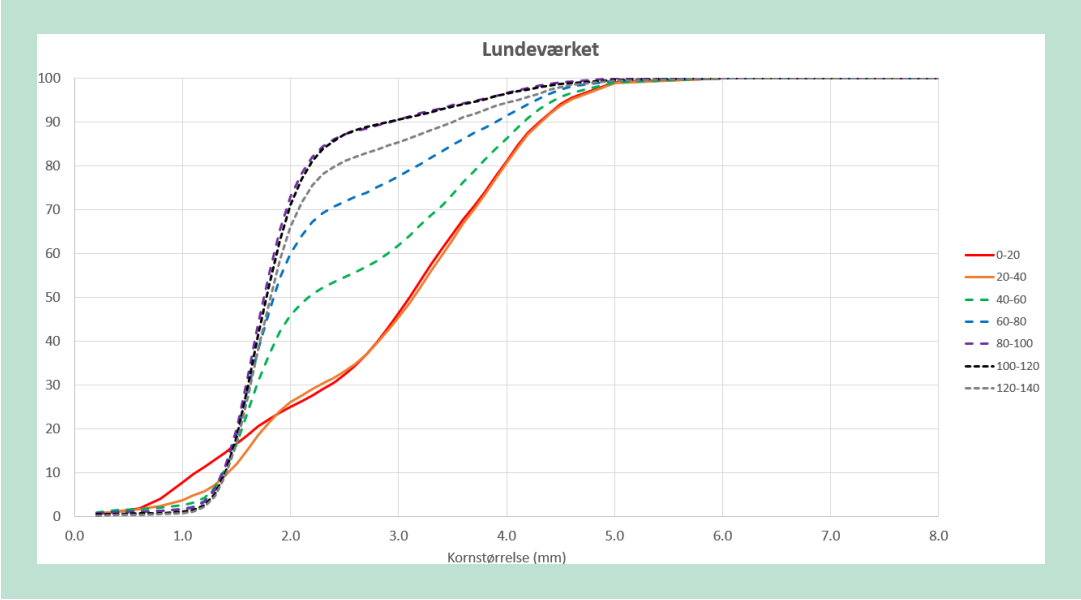
TABEL 1. Skylleparametre for Lundeværket.

Parameter	Enhed	Værdi
Undersøgt filter		F1
Gangtid	m^3	5.000
Normal returskylleprocedure		luft, vand, luft, vand, reduceret opstart
Returskylleflow, vand (vand alene)	m^3/time	730
Returskylleflowhastighed, vand (vand alene)	m/t	41

Filterareal (pr. filter)	m^2	17,82
Årsproduktion for hele værket	m^3/år	874.943 (2017)

Filtrenes aktive medielag er opbygget af 40 cm antracit (ukendt størrelse) over 90 cm kvarts (1,4-1,8 mm). Kornstørrelsesfordelingen over 20 cm dybdeintervaller ses i FIGUR 2. Her ses en delvis lagdeling med store korn (formentlig antracit) i toppen og mindre korn (formentlig kvarts) i bunden. I de midterste lag ses en blanding af de to medietyper (bimodal kurve). Det bemærkes, at det øverste lag (rød kurve) viser at næsten 10% af kornene er under 1 mm. Dette finkornede materiale kan have indflydelse på modning efter et returskyl.

At filtermediet er stadig delvis lagdelt efter næsten 25 års drift, kan skyldes 1) at der ikke bruges lille skyl samt 2) at kornstørrelserne er forholdsvis store (hvormed man ikke vil forvente fluidisering under returskyl med vand).



FIGUR 2. Kornstørrelsesfordeling i et filter ved Lundeværket.

1.4 Rapportens indhold

På baggrund af disse svar, er fokusområderne for denne rapport udvalgt til:

1. Rentvandskvalitet
2. Opstuvning
3. Vandforbrug til filterskylning
4. Filtervækst

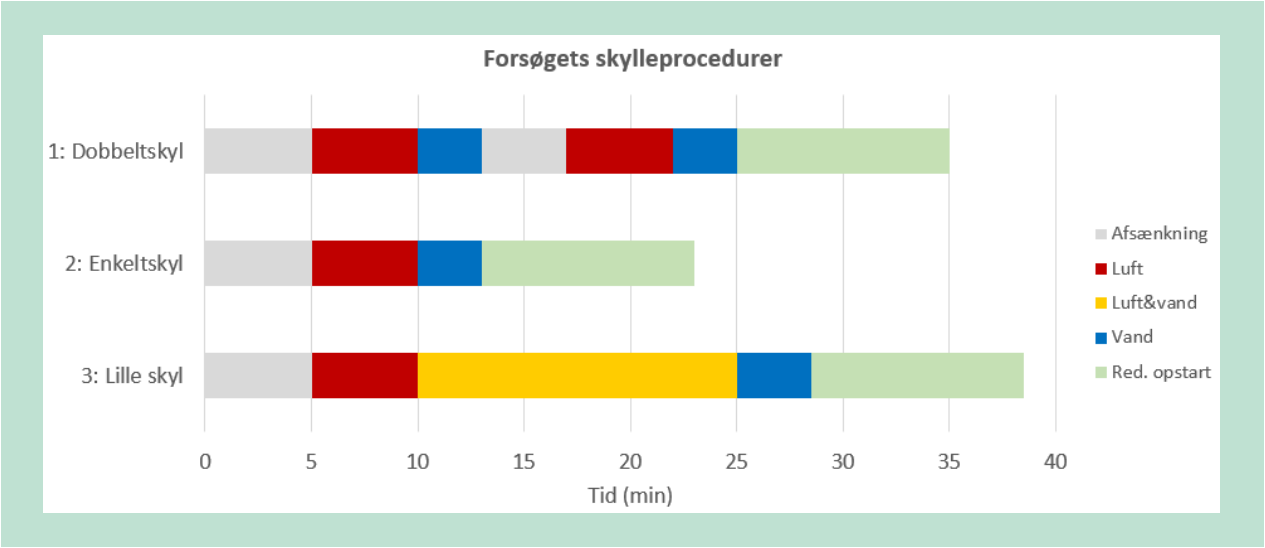
Der ses ikke nærmere på konsekvenserne af slid på biofilm eller på opblanding af lagdelingen i filtrene. Disse emner belyses i en anden del af Redesign-projektet.

2. Metoder

Nedenfor beskrives de metoder, der er blevet anvendt.

2.1 Forsøgsdesign

Anlægget ved Lundeværket blev fulgt over en 3-måneders periode. I denne periode blev der anvendt tre forskellige returskylleprocedurer; 1) Lundeværkets normale dobbeltskyl (hvor skyl med luft alene og vand alene blev gentaget), 2) enkeltskyl (hvor luft alene og vand alene blev udført kun én gang) og 3) lilleskyl (hvor et længere varende skyl med luft og vand samtidig blev anvendt). Skyl med vand og luft samtidigt anses generelt for at være mere effektivt, men mindre brug af tid og skyllevand (Karlsen & Sørensen, 2014). Skylleproceduren for de tre skyl er vist i FIGUR 3 nedenfor.

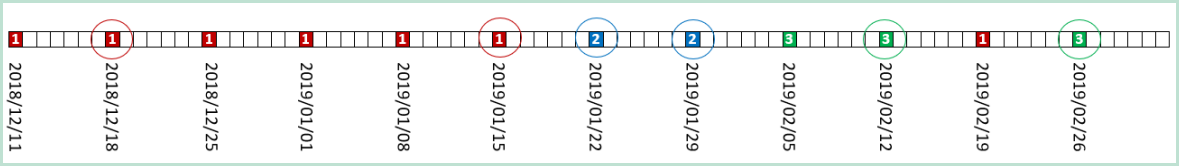


FIGUR 3. Oversigt over de tre anvendte skylleprocedurer.
Til returskyl med samtidig luft + reduceret vand (se foto i FIGUR 4) blev er anvendt 48 m^3/t vand (2,7 m/t) og 1.737 m^3/t luft (aflæst på blæserens mærkeplade).



FIGUR 4. Kombineret luft/vand skyl på Lundeværket.

Flowet på Lundeværket blev tilpasset således, at returskyllet kunne fastlægges til at ske med et fast interval på 7 dage, uden at den normale gangtid blev ændret (5000 m^3). Forsøgsperioden omfattede i alt 12 returskyl, se FIGUR 5. Hver skylleprocedure blev anvendt efter mindst to gangtider (så vidt muligt i forlængelse af hinanden).

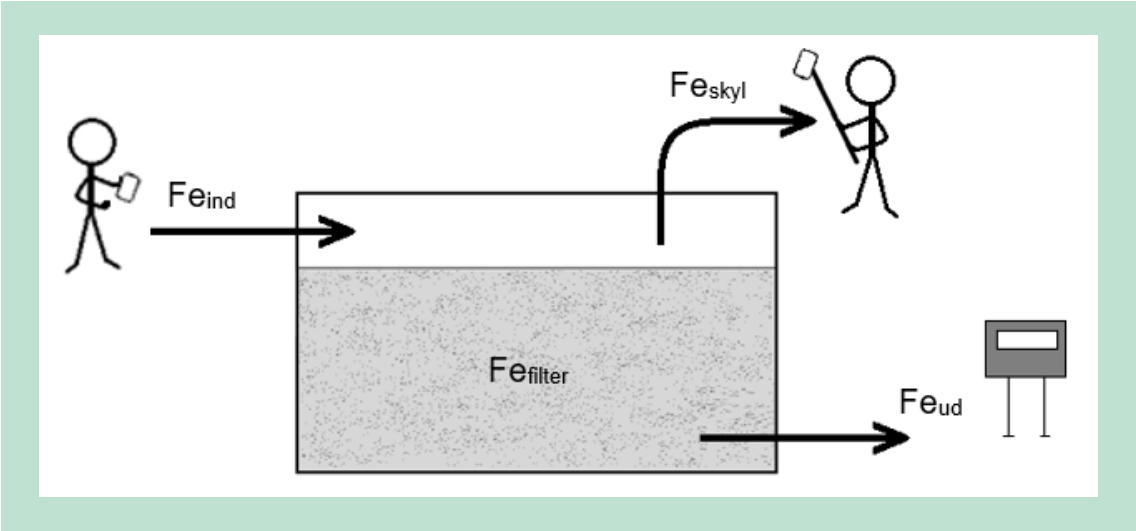


FIGUR 5. Oversigt over forsøgets skylledatoer. Cirklerne angiver skyl, hvor der er målt jern til massebalancen.

Jernkoncentration i returskyllevandet er bestemt til massebalancen (se afsnit 3.4.3) på følgende datoer: Skyllet d. 05-02-19 (markeret med 3*), forløb ikke som det skulle pga. en teknisk detalje, hvorfor der ikke kan konkluderes herpå. Imellem de to sidste skyl med skylleprocedure 3, blev der ved et teknisk uheld skyllet med skylleprocedure 1 (d. 18-02-19).

2.2 Beregning af massebalance

En massebalance blev opstillet over det aktuelle filter (se principskitsen i FIGUR 6) for at beregne, hvor meget jern, der løb ind på filtret på den foregående gangtid tilbageholdes i filteret efter et returskyl. Ved at måle hvor meget jern, der kommer ind på filteret og hvor meget jern, der kommer ud fra filteret (ved afgang filter og ved returskyl), antages differencen imellem de to værdier at blive tilbageholdt i filteret.



FIGUR 6. Principskitse, beregning af jern massebalancen over filteret. Indløbskoncentrationen er et beregnet gennemsnit af kontrolprøver. Udløbskoncentrationen måles online med EZ1000 jernmåleren. Jernkoncentrationen i returskyllevandet måles i manuelt udtagne prøver.

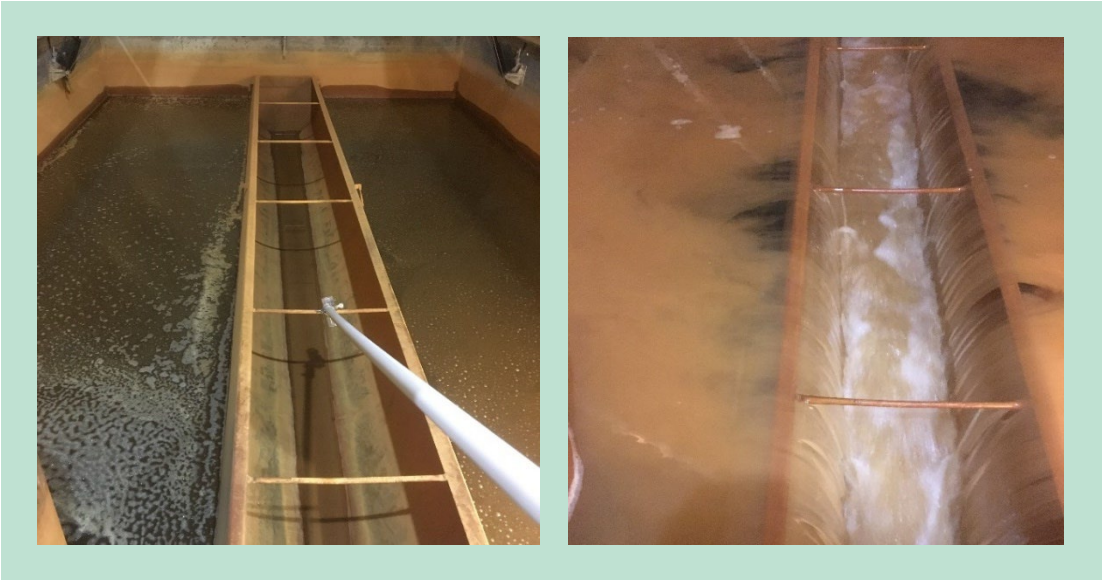
Ligning til beregning af massebalancen ses nedenfor:

$$Fe_{ind} = Fe_{ud} + Fe_{skyl} + \ Fe_{filter}$$

Hvor,
Fe_{ind} = Antal gram jern ind på filteret over en gangtid (5000 m^3)
Fe_{ud} = Antal gram jern ud af filteret (behandlet vand) over en gangtid (5000 m^3)
Fe_{skyl} = Antal gram jern i skyllevandet i forbindelse med returskyl
Fe_{filter} = Antal gram jern, der tilbageholdes i filteret over en gangtid.

2.3 Prøvetagning af skyllevand

Skyllevandsprøver blev udtaget manuelt fra skyllevandsrenden i 120 ml plastrør. Prøverne udtages midt i skyllerenden for at opnå bedst mulig opblanding af skyllevandet. Prøverne er udtaget med 30 sekunders interval. Billeder af skyllerenden lige inden returskyl og skyllerenden under returskyllet ses på FIGUR 7.



FIGUR 7. Billeder af skyllerenden lige inden prøvetagning (tv) og skyllevandet, der løber i skyllerenden (th), Lundeværket.

Høje jernkoncentrationer fortyndes med hanevand for, at jernkoncentrationen ligger indenfor analysemetodernes måleområde.



FIGUR 8. Prøver udtaget af returskyllevandet i skyllevandsrenden med 30 sekunders interval startende fra venstre.

2.4 Analyse af skyllevand

2.4.1 Oplukning af jernprøver

Forud for bestemmelsen af analysemetoden, blev det undersøgt om de spektrofotometriske kits afviger signifikant fra resultater opnået ved oplukning af jernprøverne med syre. Resultaterne af undersøgelserne viste, at forskellen ikke er større, end hvad der kan tilskrives almindelig analyseusikkerhed både for høje og lave koncentrationer. Jernprøver til oplukning blev analyseret af det akkrediterede analyselaboratorium Analytech med metode M-0071 DS 259/ICP.

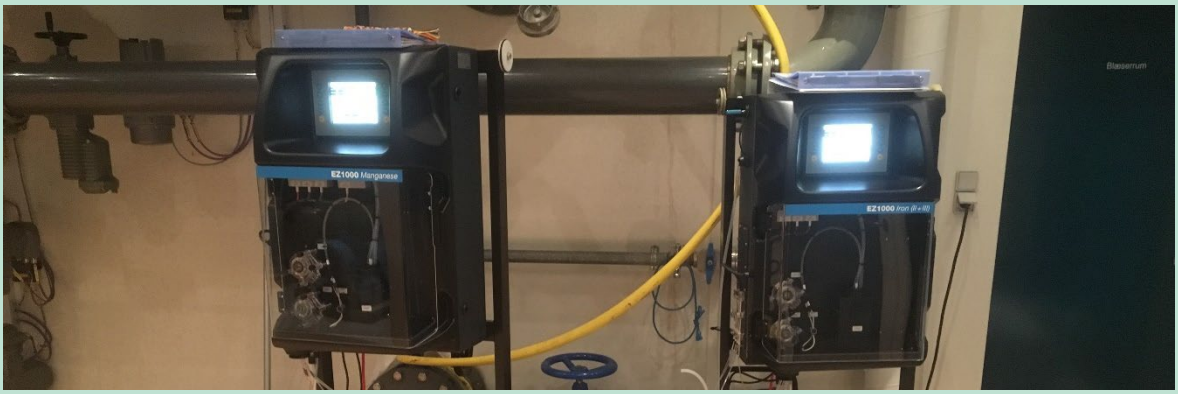
2.4.2 Manuelle jernmålinger

Alle manuelt udtagne jernprøver er analyseret efter forhandlerens anbefalinger enten med kittet LCK 321 (produceret af HACH LANGE Denmark) eller NANOCOLOR Ion 3 (produceret af MACHEREY-NAGEL). LCK321 prøver er analyseret på et HACH DR 6000 spektrofotometer.

NANOCOLOR Ion 3 er analyseret på et *NANOCOLOR VIS* II spektrofotometer. Prøver, hvor jernkoncentrationen overskred øvre måleområde for metoden, er fortyndet med hanevand. Prøverne udtaget i skyllerenden i forbindelse med fuldskalaforsøgene er analyseret af VIA University College på deres laboratorie.

2.4.3 Automatiske jernmålinger

I forsøget på at måle ind- og udløbskoncentrationen af jern så præcist som muligt, anvendes en on-line jernmåler fra HACH Lange (EZ1000) til at måle jernkoncentrationen i råvandet og i afgang fra filter. På FIGUR 9 ses jernmåleren (til højre på billedet) opstillet på vandværket, hvor den skiftevis måler jernkoncentrationen i råvand og udløb af filteret hvert kvarter igennem hele gangtiden. På billedet ses også on-line mangan måler (til venstre). Resultater fra manganmåleren kunne ikke anvendes i projektet.



FIGUR 9. Til højre på billedet ses EZ1000 jernmåleren opstillet på vandværket, hvor den måler jernkoncentrationen skiftevis i råvand og udløb fra filter. Til venstre ses manganmåleren.

Da jernkoncentrationen i råvandet overskred det øvre måleområde for jernmåleren, blev råvandet fortyndet kontinuerlig inden analyse. Til det formål blev et fortyndingskammer bygget, hvor to peristaltiske pumper blandede råvandet med vand fra afgang filter (til fortynding).

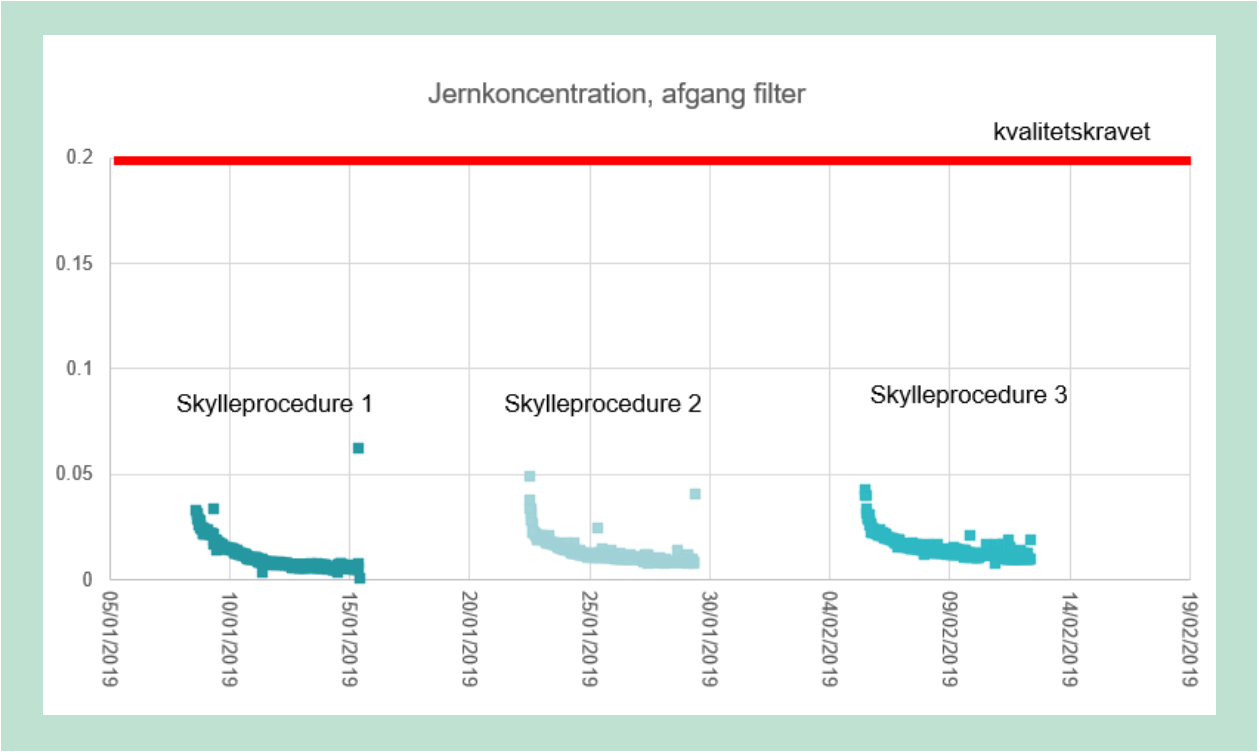
3. Resultater

I det følgende præsenteres resultaterne for hver af de fire fokusområder.

3.1 Rentvandskvalitet og filtermodning

I forsøgsperioden er der løbende udtaget kontrolprøver for at sikre, at kravene til drikkevandskvaliteten ikke blev kompromitteret af ændringerne i returskylle proceduren. Der er særlig fokus på modning af filteret, som forstås som den periode, hvor filteret ikke er fuldt effektivt efter en forstyrrelse (som et returskyl). Det er uhensigtsmæssigt, hvis modningsperioden er for lang, da eksempelvis jern ikke tilbageholdes i filteret i tilstrækkelig grad lige efter returskyllet, og derfor ledes i rentvandstanken eller ledningsnettet.

Ved at måle jernkoncentrationen ved afgang filter med EZ1000 jernmåleren blev det undersøgt, om de forskellige returskylleprocedurer resulterede i forskellige modningsperioder. På FIGUR 10 nedenfor er jernkoncentrationen ved afgang filter plottet for gangtiden efter ændring af hver af de tre skylleprocedurer.



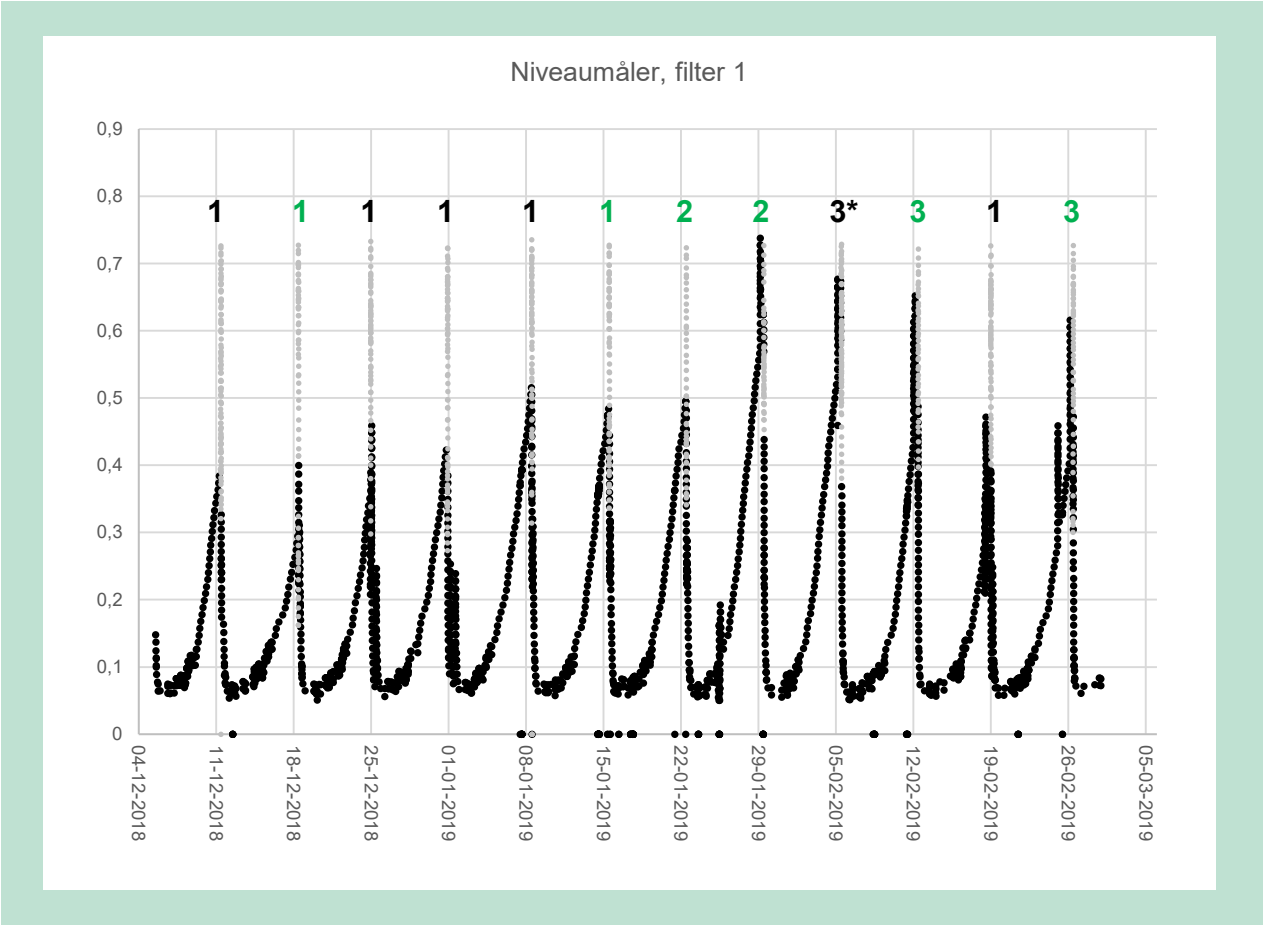
FIGUR 10. Jernkoncentrationen ved afgang filter hen over en gangtid. Data vises for den anden af de to gentagelser, således at jernkoncentrationen måles i anden gangtid efter at skylleproceduren er ændret. Grænseværdien for jern i drikkevand i Danmark er angivet med en rød streg.

Som det ses af figuren, er alle målinger langt under kvalitetskriteriet for jern. I alle tre tilfælde kan man se modningsforløbet, hvor koncentrationerne er højere i de første timer efter returskyllet og er lavere i den midterste og sidste del af returskyllet. Der er ikke tegn på koncentrationsstigning ved slutning af gangtiden, og dermed er gangtiden ikke for lang. I forhold til skylleprocedure 2 og 3, har skylleprocedure 1 en forsinket modning i det første døgn.

Returskylleproceduren forud for data vist for skylleprocedure 3, er ikke forløbet efter planen, da en ventil ikke åbnede som den skulle. Filteret er derfor blevet skylle mere med luft end planlagt, og mindre med vand end planlagt. Det vurderes dog ikke at ændre konklusionen, da en længere periode med luft i skyllet, nærmere må forventes at forværre modningsperioden fremfor det modsatte.

3.2 Opstuvning

I takt med at mere jern ophobes i filteret, stiger filtermodstanden, og der sker en opstuvning af vand over filteroverfladen. Opstuvningen over gangtiden for de forskellige skylleprogrammer er også en indikation af returskyllets effektivitet. FIGUR 11 viser opstuvning mellem returskyl for hele forsøgsperioden. Opstuvning under selve returskyllene (niveaumålinger fra returskyllets start til returskyllets slut) er også vist på grafen, men er angivet med lys grå. Hvilket af de tre skylleprocedurer, der er anvendt, er markeret med et tal over skyllet.



FIGUR 11. Opstuvningsgrafer for hele forsøgsperioden. Hvilket skylleprogram, der er anvendt, er markeret med et nummer over returskyllet. *markerer at der skete en fejl under skyllet. Returskyllet brugt til massebalancen, er nummeret med grønt.

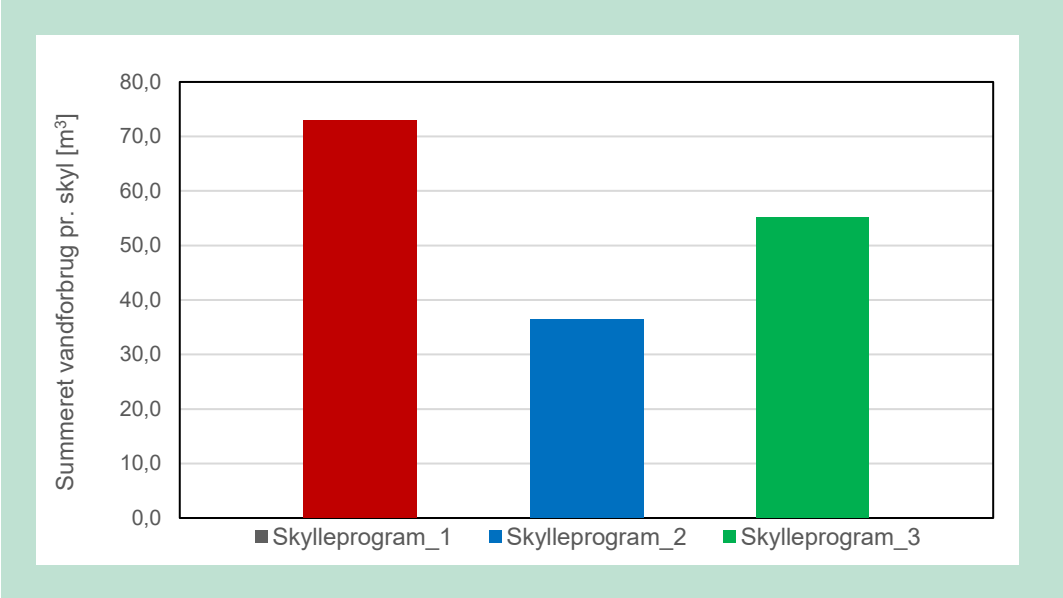
Tiden for opstuvning af vandet fra 0,1 meter til 0,25 meter blev beregnet som et gennemsnit for hver skylleprocedure.

Skylleprocedure 1: ca. 50 timer
Skylleprocedure 2: ca. 40 timer
Skylleprocedure 3: ca. 50 timer

Den hurtigere opstuvning efter skylleprocedure 2 tyder på, at denne procedure (enkelt skyl) er mindre effektiv til at fjerne jern.

3.3 Vandforbrug

Den samlede mængde vand, der bruges i de forskellige skylleprogrammer, er plottet på FIGUR 12 nedenfor.



FIGUR 12. Den summerede vandmængde pr. skyl, der bruges til returskyllet ved hvert af de tre skylleprogrammer.

Grunden til at der samlet bruges en mindre mængde vand ved Skylleprocedure 3 i forhold til Skylleprocedure 1 – selvom der skylles i længere tid (se FIGUR 3) – er, at der under det kombinerede luft/vand-skyl skylles med et reduceret vandflow ift. skyl med vand alene.

3.4 Filtervækst

Hvis returskyllet ikke fjerner tilstrækkeligt af det ophobede jern i filteret, kan filtermediet vokse. Dette er en langsommelig proces, der foregår gradvist over flere år. Da processen er langsom, er filtervækst vanskeligt at følge for eksempel ved måling af fribord (afstanden mellem skyllevandsrenden og toppen af filtermediet).

En alternativ metode for at vurdere returskylles effekt er at opsætte en massebalance over jern over en enkel gangtid (se afsnit 2.2). Den beregnede mængde jern, der tilbageholdes i filtret, kan derefter bruges som et relativt mål for filtervækst.

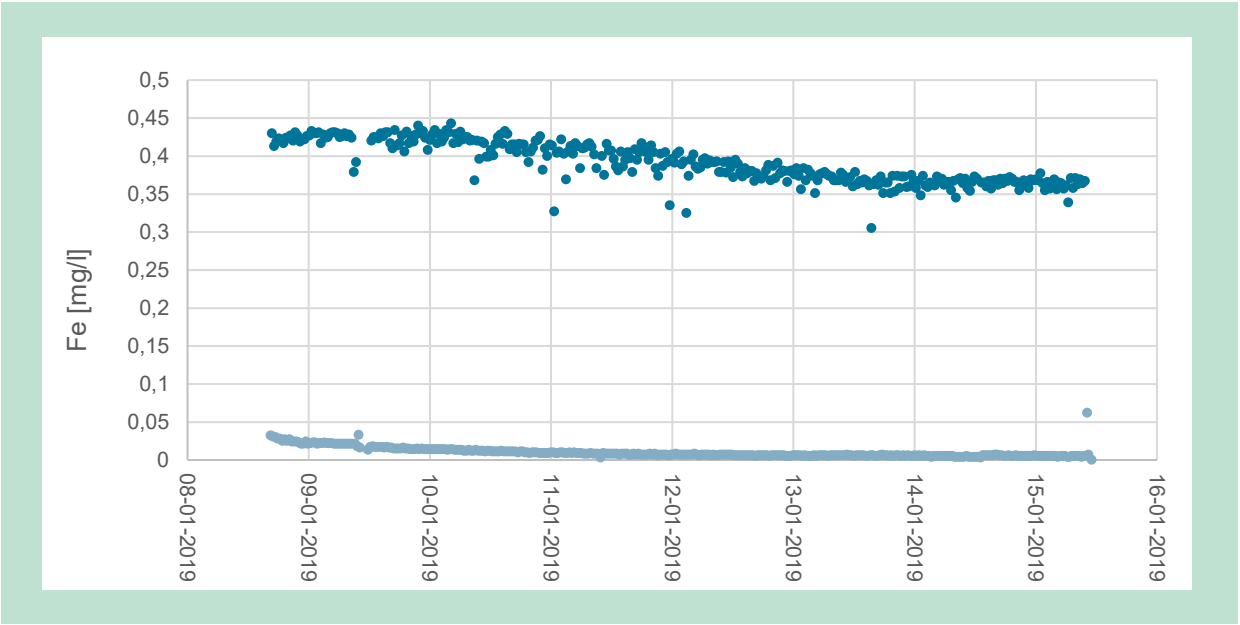
For at minimere usikkerheder i beregningen af massebalancen, blev så mange parametre som muligt låst fast i forsøgsperioden. Dette inkluderede boresammensætningen, flow på filteret, og gangtiden. For hver ændring i skylleprocedure, er massebalancen dobbeltbestemt. Råvandskoncentrationen og udløbskoncentrationen måles online med en EZ1000 jernmåler hvert kvarter.

3.4.1 Jernkoncentration i indløb og udløb

FIGUR 13 viser data fra EZ1000 jernmåleren over en gangtid (7 døgn, 5000 m^3). Koncentrationen på andre gangtider i forsøgsperioden (ikke vist) var ikke markant anderledes.

Figuren viser et fald i den målte jernkoncentration i råvandet hen over gangtiden. Dette var uventet, da grundvandskoncentrationen forventes at være stabil. Årsagen til dette tilsyneladende fald kan hænge sammen med at EZ 1000 måleren driver eller at der var problemer med den automatiske fortynding af råvandet før måling (se metodeafsnit 2.4.3). Det fortyndede rå-

vand er blevet målt manuelt flere gange under forsøgsperioden, og koncentrationen i kontrolmålingerne svingede med op til 1,4 mg/l mellem højeste og laveste koncentration. Hermed er det sandsynligt, at den automatiske fortynding ikke fungerede stabilt nok.



FIGUR 13. Eksempel på måling af jernkoncentrationen i råvandet (mørk) og udløbet af filteret (lys) for en gangtid (5000 m^3). Målinger er foretaget hvert kvarter. Fortyndingsfaktoren (ca. 4) er ikke ganget på råvandskoncentrationen.

Til massebalancen blev der i stedet for målinger med EZ 1000-apparattet, anvendt en gennemsnitskoncentration af råvandet. Råvandskoncentrationen blev målt manuelt 5 gange i forsøgsperioden, og gennemsnitskoncentrationen af disse målinger er 1,76 mg/l, se TABEL 2. Alle prøverne blev analyseret på Lundeværket umiddelbart efter udtagelse med undtagelse af prøven d. 5/2-19, der er analyseret hos VIA University College dagen efter udtagning.

TABEL 2. Jernkoncentrationen i råvandet målt manuelt med Hach Lange LCK321.

Dato	Jernkoncentration, råvand [mg/l]
11-01-2019	1,83
14-01-2019	1,75
18-01-2019	1,75
22-01-2019	1,76
05-02-2019	1,7
Gennemsnit	**1,76**

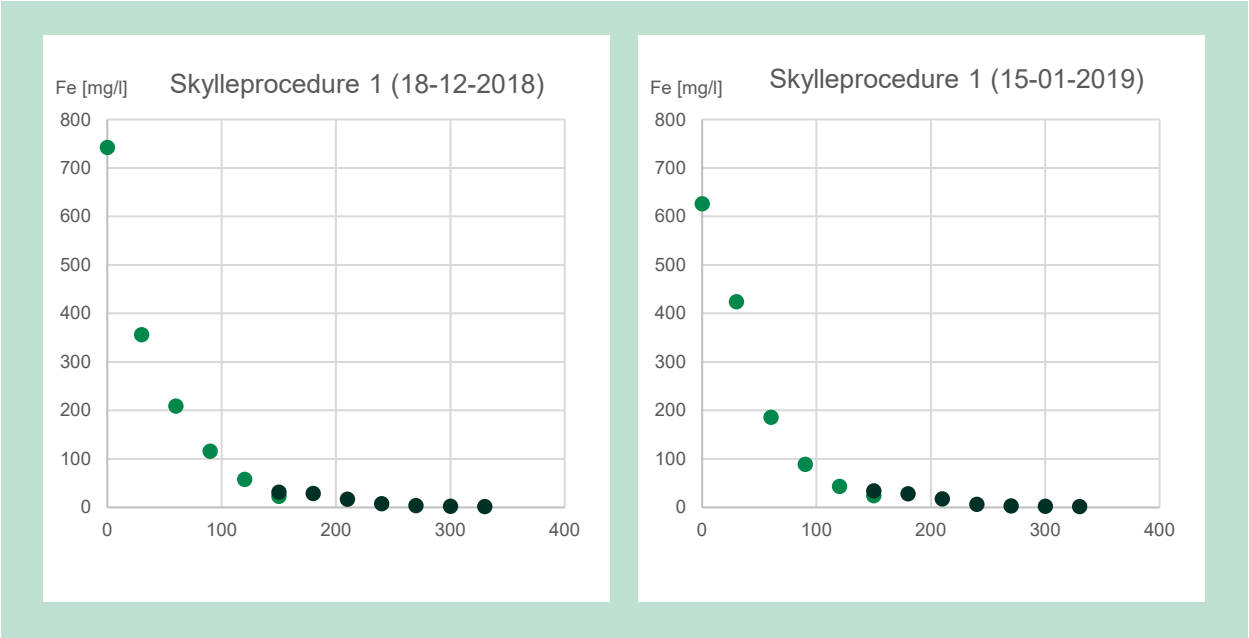
De målte jernkoncentrationer i råvandet var i samme størrelsesorden som de historiske værdier for råvand for Lundeværket, der findes i Jupiterdatabasen (den gennemsnitlige jernkoncentration i indløbet er 1,65 mg/l). Dette kan skyldes, at boresammensætningen har været anderledes. Da dette ikke vides, vurderes det, at være mest reelt at anvende gennemsnitskoncentrationen af de kontrolmålinger, der er foretaget i forsøgsperioden.
Resultaterne af standardanalyser hentet fra Jupiterdatabasen ses i TABEL 3.

TABEL 3. Resultater af standardanalyser, jernkoncentrationen målt i råvand [mg/l]. Kilde: BestKemi.

Dato	Jernkoncentration, råvand [mg/l]
14/5-2018	1,67
20/3-2012	1,70
11/12-2002	1,6

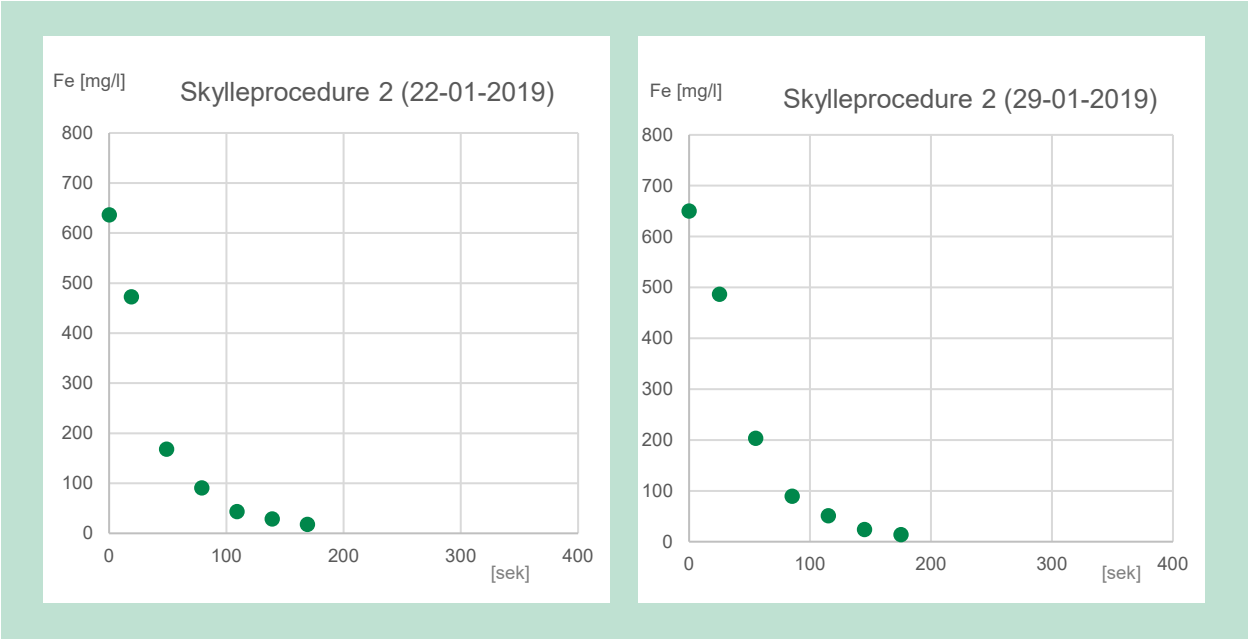
3.4.2 Jernkoncentration i skyllevand

Jern i skyllevandet blev bestemt som angivet i afsnit 2.3. Jernkoncentrationen for Skylleprocedure 1 (to forskellige datoer) er plottet på FIGUR 14 nedenfor. Skylleprocedure 1 består af et dobbelt skyl, hvilket på figuren ses med hver sin farve.



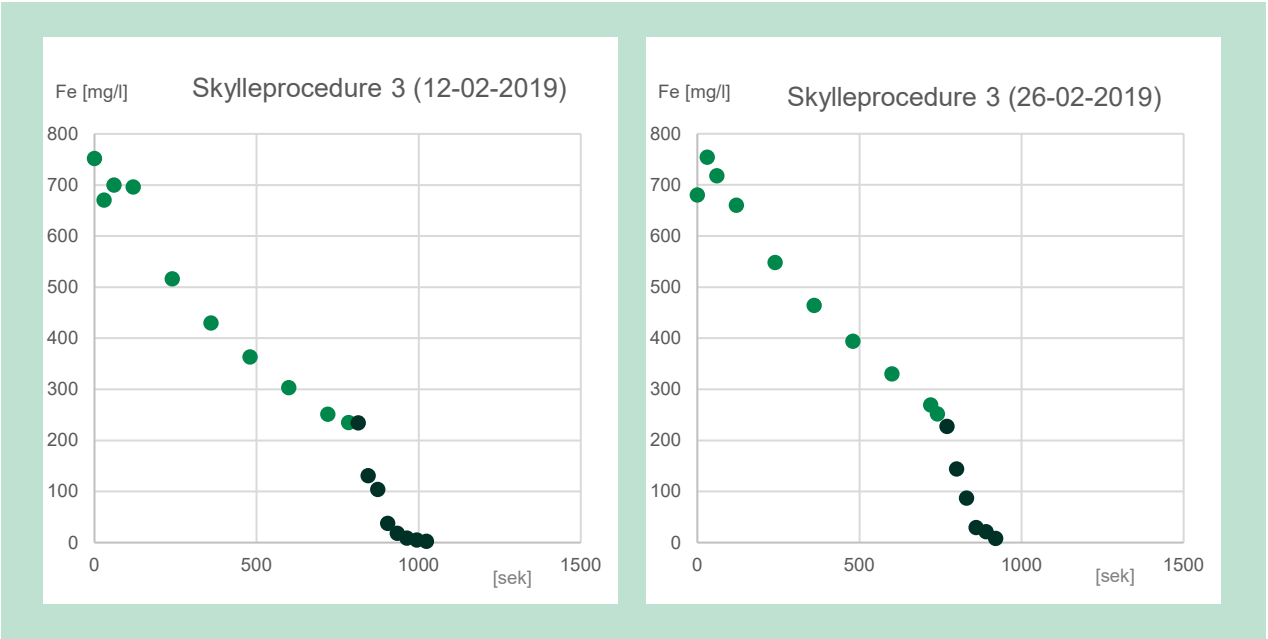
FIGUR 14. Jernkoncentrationen i skyllevandet, udtaget under returskyl (Skylleprocedure 1). Returskyllet fra d. 18. dec. er til venstre og d. 15. jan til højre. Den lyse farve viser jernkoncentrationen i den første del af skyllet, den mørke farve viser jernkoncentrationen i den anden del af skyllet.

Totalt opnås en beregnet fjernelse på hhv. 7383 g og 7.094 g jern for de to datoer for Skylleprocedure 1. FIGUR 14 viser, at >90% af det jern, der fjernes ved returskyllet, fjernes i den første del af skyllet. Det rejser spørgsmålet om, hvorvidt den anden del af returskyllet er nødvendigt. Jernkoncentration for Skylleprocedure 2 (to forskellige datoer) er plottet på FIGUR 15.



FIGUR 15. Jernkoncentrationen i skyllevandet, udtaget under returskyl (skylleprocedure 2). Forsøget er dobbeltbestemt.

Totalt opnås en beregnet fjernelse på hhv. 6.816 g og 7.186 g jern ved Skylleprocedure 2. Jernkoncentrationen for Skylleprocedure 3 (to forskellige datoer) er vist i FIGUR 16. Grundet den forøgede varighed af luft/vand skyllet, er skyllevandsprøverne ikke udtaget med samme tætte interval som tidligere.

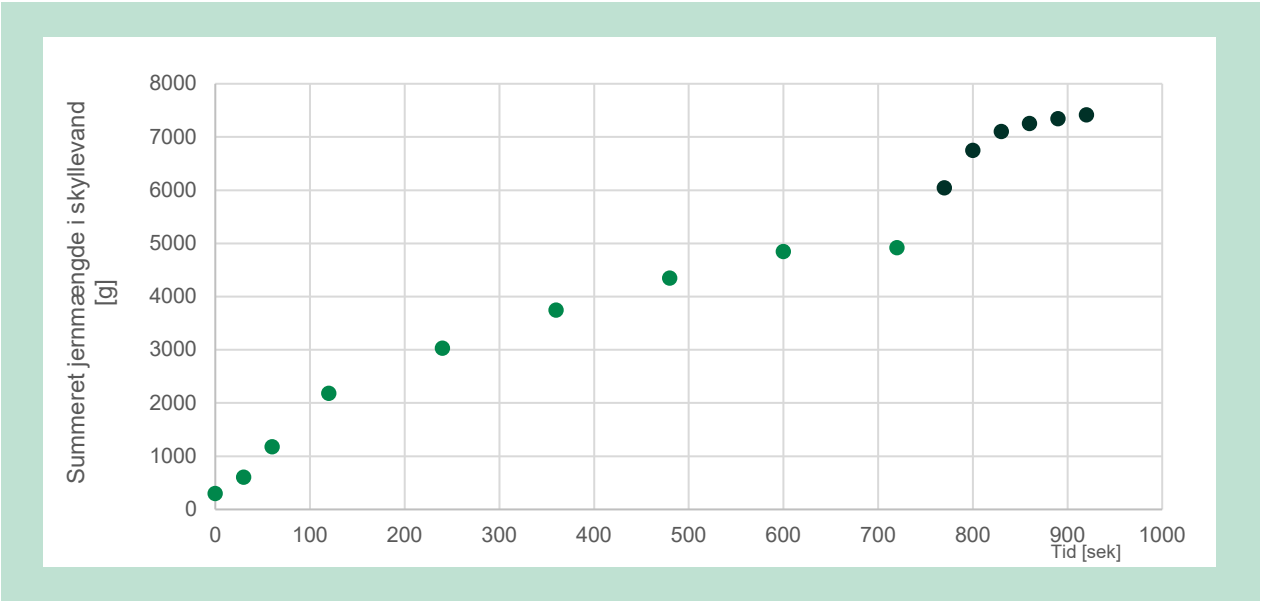


FIGUR 16. Jernkoncentrationen i skyllevandet, udtaget under returskyl (skylleprocedure 3). Forsøget er dobbeltbestemt. Den lyse farve viser jernkoncentrationen i den første del af skyllet, hvor der skylles med kombineret luft og vand. Den mørke farve viser jernkoncentrationen i den sidste del af skyllet, hvor der kun skylles med vand.

Under luft/vand delen af skyllet fjernes hhv. 5.260 g og 4.919 g jern. Den efterfølgende returskyl med vand-alene fjerner yderligere hhv. 2.588 g og 2.498 g jern, så der opnås en samlet jernfjernelse under Skylleprocedure 3 på hhv. 7.849 g 7.417 g jern.

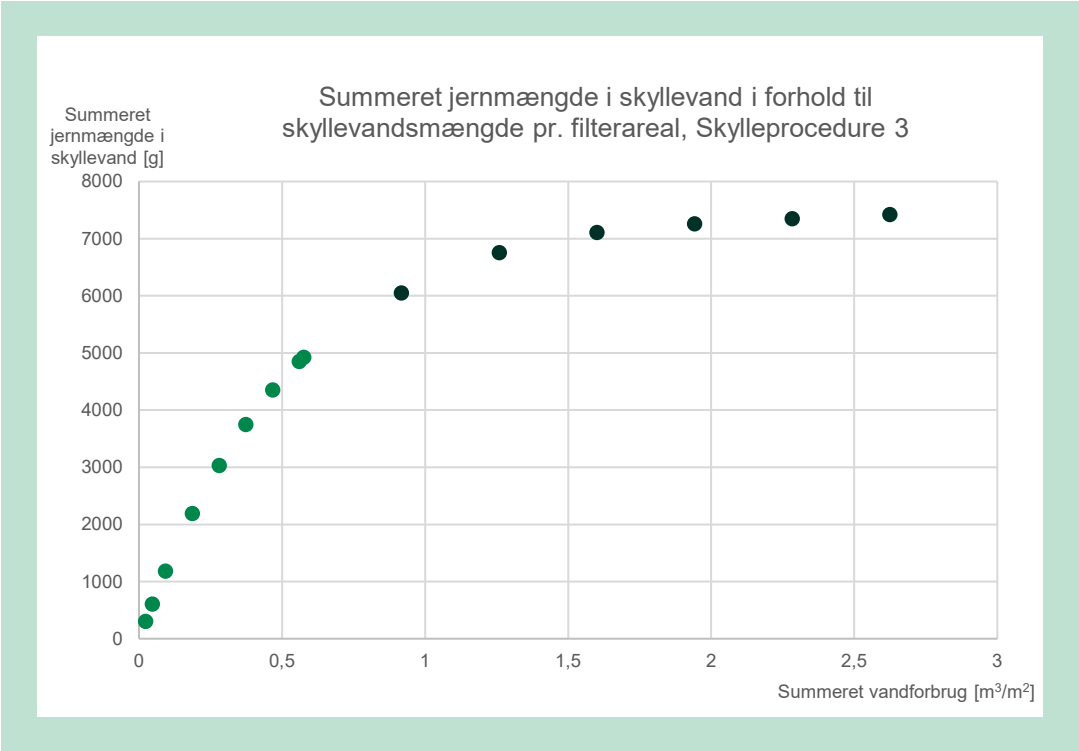
På FIGUR 16 ses et nærmest lineært fald i jernkoncentration under returskyllet med luft/vand. Det afviger fra det eksponentielle fald i koncentration, der ses, når der skylles med vand alene. Man bør dog bemærke, at skyllevandsflowet under luft/vand skyllet er ca. 15 gange lavere, end når der skylles med vand alene. Hermed når der ikke at blive fjernet så meget jern ved luft/vand skyl.

FIGUR 17 viser den summerede jernfjernelse som funktion af tid. Her ses, at skylleeffektiviteten i slutningen af sekvensen med luft og vand samtidig er lav, målt jernfjernelse per minut. Når der skiftes til vand-alene skyl med 15 gange så højt flow, stiger denne effektivitet.



FIGUR 17. Den summerede jernmængde, der fjernes i skylleprocedure 3 som funktion af tiden. Først skylles med luft/vand (markeret med lys farve), og derefter kun med vand med ca. 15 gange højere flow (mørk farve).

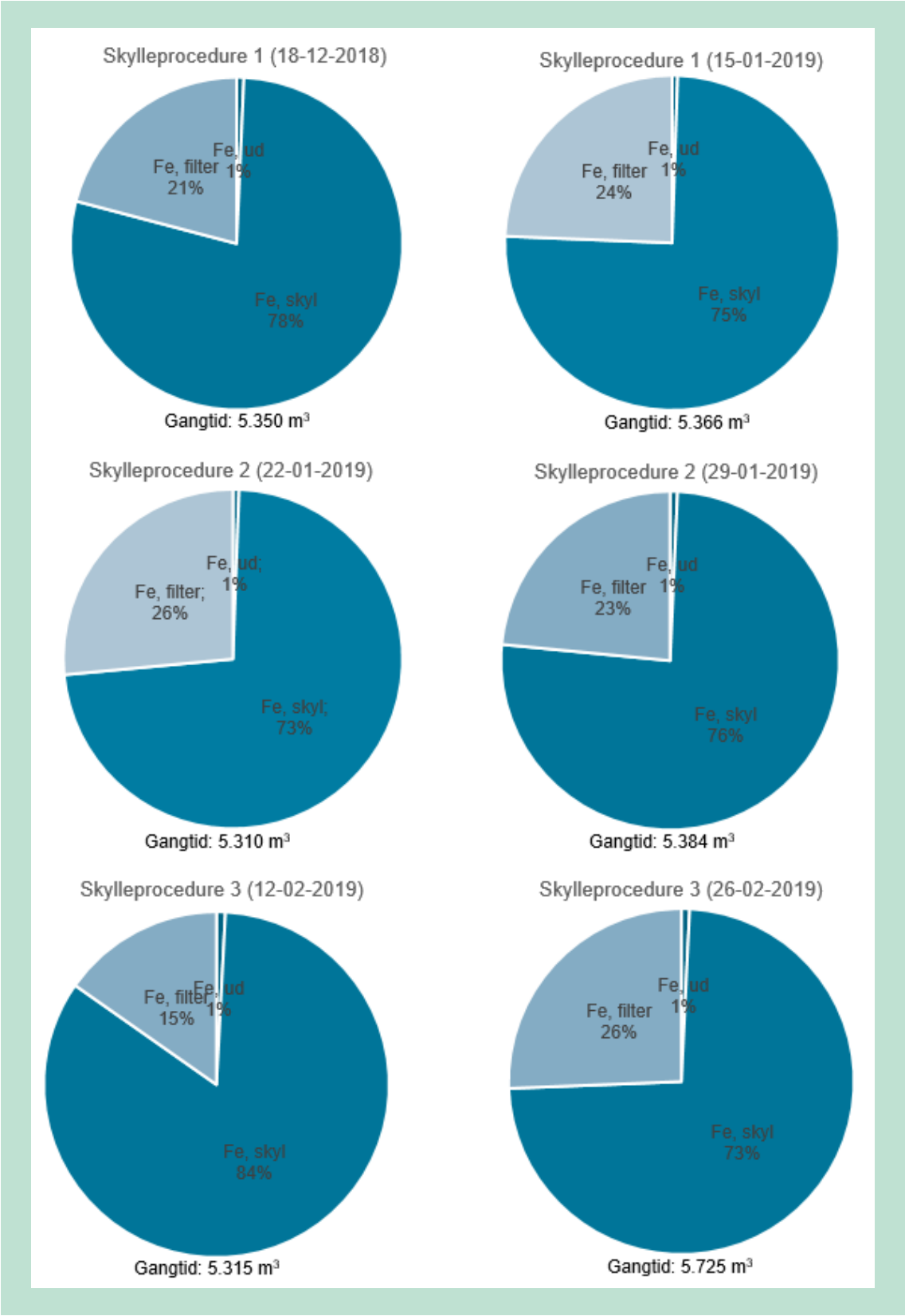
FIGUR 18 viser den summerede jernmængde i skyllevandet som funktion af skyllevandsmængden pr. filterareal. Denne figur viser, at skyllet med luft og vand samtidig har en høj effektivitet, når det er målt i jernfjernelse per m^3 skyllevand. Hermed ses at en vurdering af effektivitet afhænger af, om det er i forhold til forbrugt tid eller forbrugt skyllevandsmængde.



FIGUR 18. Den summerede mængde jern, der fjernes i skyllevandet plottet mod den mængde skyllevand pr. filterareal, der bruges i skyllet (skylleprocedure 3). Data fra returskyl d. 26/2-19. Først skylles med luft/vand (markeret med lys farve), og derefter kun med vand med ca. 15 gange højere flow (mørk farve).

3.4.3 Massebalance for jern

FIGUR 19 viser den procentmæssige fordeling af Fe_{ud}, Fe_{skyl} og Fe_{filter} for de enkelte returskylleprocedurer.



FIGUR 19. Skæbne af den jernmængde, der tilføjes et filter med råvandet i løbet af en gangtid, fordelt på rentvand, skyllevand og akkumuleret på filtret.

Det ses på FIGUR 19, at der ikke umiddelbart er stor forskel i fordelingen imellem de tre skylleprocedurer. Dog adskiller det første dato for Skylleprocedure 3 sig ved at fjerne mere jern i returskyllet sammenlignet med de andre skylletyper.

Mængden af jern, der akkumuleres i filteret, vurderes at være en god parameter til at sammenligne effekten af ændringer i returskylleprogrammet. Vandforsyningerne er imidlertid interesseret i at kunne omregne den værdi til et udtryk for potentiel filtervækst over tid. Denne omregning er dog udfordrende da den påvirkes af flere faktorer såsom stofsammensætningen af coatningen og coatingens densitet. Ingen af disse blev målt ved dette projekt.

I et forsøg på at opsætte et udtryk, der kan beskrive filtervæksten, antages det i det følgende, at al coatingen udgøres af ferrihydrit ($(Fe^{3+})_2O_3$), og at nedenstående værdier kan anvendes (TABEL 4). Værdien Fe_{filter} vil ændres afhængigt af hvilken skylleprocedure, der anvendes.

TABEL 4. Værdier anvendt til beregning, jern, Lundeværket, Skylleprocedure 1.

Parameter	Værdi	Enhed	Kildereference
Fe_{filter}	2.150	[g/skyl]	Målt i projekt, Skylleprocedure 1
Fe, molvægt	55,85	[g/mol]	Periodisk system
$(Fe^{3+})_2O_3$•0.5H_2O, molvægt	168,7	[g/mol]	Wikipedia
2-line Ferrihydrit, densitet	3,5	[g/cm^3]	Heimstra og Van Riemsdijk, 2009
Filterbed porøsitet	0,4	-	Målt i projekt
Filter areal	178.200	[cm^2]	Målt i projekt

For at omregne mængden af akkumuleret jern i filteret til filtervækst i centimeter pr. år, anvendes følgende udtryk beskrevet i Ligning 1 med jern som eksempel.

Ligning 1

$$\frac{Fe_{Filter}\,[g\ Fe]}{skyl} * \frac{1}{gangtid\ \left[\frac{dage}{skyl}\right]} * \frac{365\ dage}{\text{år}} * \frac{M\ FeO\left[\frac{g\ FeO}{mol\ FeO}\right]}{M\ Fe\ \left[\frac{g\ Fe}{mol\ Fe}\right]} * \frac{1\ mol\ FeO}{2\ mol\ Fe} * \frac{1}{\theta} * \frac{1}{\rho\ FeO\ [\frac{g\ FeO}{cm^3}]} * \frac{1}{filter\ areal\ [cm^2]}$$

Ved at indsætte værdierne angivet i TABEL 4, beregnes følgende værdi.

$$\frac{2.150\ [g\ Fe]}{skyl} * \frac{1}{7\ \left[\frac{dage}{skyl}\right]} * \frac{365\ dage}{\text{år}} * \frac{168{,}7\ \left[\frac{g\ FeO}{mol\ FeO}\right]}{55{,}8\ \left[\frac{g\ Fe}{mol\ Fe}\right]} * \frac{1\ mol\ FeO}{2\ mol\ Fe} * \frac{1}{0{,}4} * \frac{1}{3{,}5\ \left[\frac{g\ FeO}{cm^3}\right]} * \frac{1}{17{,}85 \cdot 10^4\ [cm^2]} = \mathbf{0{,}68}\ \frac{\boldsymbol{cm}}{\text{å}\boldsymbol{r}}$$

Ved at sætte de målte værdier for akkumuleret jern i filteret for de to andre skylleprogrammer ind i ligningen, beregnes resultaterne vist i TABEL 5.

TABEL 5. Estimat af filtervækst baseret på omregning af jern til jernoxid.

	Akkumuleret jern, gennemsnit af to skyl, afrundede værdier [g/gangtid]	Filtervækst [cm/år]
Skylleprocedure 1	2.150	0,68
Skylleprocedure 2	2.350	0,74
Skylleprocedure 3	2.050	0,65

Historiske data viser, at fribordet ved Lundeværkets opførelse i 1998 var 150 cm og at der i januar 2014 er gravet 8 cm af filteret. I projektet er fribordet målt til 69 cm. Hermed ses at den gennemsnitlig filtervækst over en 20 års periode er på 3,65 cm per år. Estimering med massebalance giver tilsyneladende resultater, der er ca. 5 gange mindre end måling af ændring i fribordet over år.

Beregningerne forudsætter, at intet filtermateriale er skyllet ud af filteret igennem årene, at fribordet er blevet målt nøjagtigt, at antallet af centimer gravet af filteret er korrekt, at antracit og kvarts coates ens, at coatingen er ens i hele filteret, at den akkumulerede jernmængde i filteret har været den samme i hele værkets levetid, og at hele coatingen på filterkornene udgøres af ferrihydrit.

I Redsign-projektet er der udtaget filtermateriale fra 10 vandværker, bl.a. Lundeværket (se Rapport 1). Filtermaterialet er blevet afsyret og coatingens opbygning er blevet bestemt. På filtermaterialet for Lundeværket, viste undersøgelsen, at mangan og calcium udgør en meget lille andel af coatingen. For et andet vandværk, Kastedværket, viste Rapport 1, at coatingen fra Kastedværket indeholdt en meget højere andel af mangan og calcium. Når værdien for akkumuleret jern i filteret for Kastedværket indsættes i Ligning 1, fås en værdi, der kun er halvt så høj som det antal centimeter filteret i Kastedværket vokser. Under antagelse af, at mangan findes i coatingen som Birnessit og 90% af det tilførte mangan ophobes i filteret, kan Ligning 1 også anvendes til at beregne den filtervækst mangan resulterer i. I Kastedværket akkumuleres 1.200 g jern pr. filterskyl. Værdierne for mangan findes i TABEL 6.

TABEL 6. Værdier anvendt til beregning, mangan, Kastedværket.

Parameter	Værdi	Enhed	Kildereference
Mn_{filter}	1.200	[g/skyl]	Målt i projekt
Mn, molvægt	54,94	[g/mol]	Periodisk system
$Na,Ca,K)_x(MnIV,MnIII)_2O_4 \cdot 1.5(H_2O)$, molvægt	215,71	[g/mol]	Wikipedia
Birnessit, densitet	3	[g/cm^3]	Wikipedia
Filterbed porøsitet	0,4	-	Målt i projekt
Filter areal	119.600	[cm^2]	Målt i projekt

Ved at indsætte værdierne for jern og mangan målt på Kastedværket i Ligning 1 opnås følgende:

$$\frac{1.200\ [g\ Fe]}{skyl} * \frac{1}{3\ \left[\frac{dage}{skyl}\right]} * \frac{365\ dage}{år} * \frac{168{,}7\ \left[\frac{g\ FeO}{mol\ FeO}\right]}{55{,}8\ \left[\frac{g\ Fe}{mol\ Fe}\right]} * \frac{1\ mol\ FeO}{2\ mol\ Fe} * \frac{1}{0{,}4} * \frac{1}{3{,}5\ \left[\frac{g\ FeO}{cm^3}\right]} * \frac{1}{11{,}96 \cdot 10^4\ [cm^2]}$$

$$+$$

$$\frac{1.200\ [g\ Mn]}{skyl} * \frac{1}{3\ \left[\frac{dage}{skyl}\right]} * \frac{365\ dage}{år} * \frac{215{,}7\ \left[\frac{g\ MnO}{mol\ MnO}\right]}{54{,}94\ \left[\frac{g\ Mn}{mol\ Mn}\right]} * \frac{1\ mol\ MnO}{2\ mol\ Mn} * \frac{1}{0{,}4} * \frac{1}{3\ \left[\frac{g\ MnO}{cm^3}\right]} * \frac{1}{11{,}96 \cdot 10^4\ [cm^2]} = \mathbf{3{,}3}\ \frac{\boldsymbol{cm}}{\boldsymbol{år}}$$

Filtervæksten i filteret i Kastedværket er målt ved flere lejligheder af forskellige interessenter. I alle tilfælde måles en årlig filtervækst til 4,3-4,5 cm pr. år. Grunden til at beregningen af filtervæksten ligger noget lavere, kan skyldes, at calcium ikke er er medtaget i ligningen. Resultater fra aktivitet 1.1. viser, at der findes en del calcium i coatingen fra Kastedværket, hvorfor det

formodes at bidrage til filtervæksten. Der er ikke målt calcium i dette projekt, hvorfor det ikke er muligt at opstille en tilsvarende beregning herfor.

4. Konklusion

Denne rapport undersøger, om man ved hjælp af relativt nemt tilgængelige målemetoder kan vurdere returskyllets effektivitet specifikt for det enkelte filter. Der er undersøgt tre forskellige skylleprocedurer, et dobbelt skyl, et enkelt skyl og et skyl med kombineret luft/vand (lille skyl).

Kvalitetskravet for jern i det behandlede vand blev overholdt i alle forsøg. Undersøgelserne viste heller ikke variation mellem de tre skylleprocedurer i forhold til kvaliteten af det behandlede vand. Dog indikerede opstuvningskurver, at enkeltskyllet (Skylleprocedure 2) på længere sigt kan give hurtigere opstuvning og dermed kortere gangtid. Der er ikke målt væsentlige forskelle i modningstiden af filteret mellem de tre skylleprocedurer.

Nogle af de vigtigste nøgleparametre for hvert skylleprogram er vist i TABEL 7.

TABEL 7. Sammenligning af skylletyper. Mængden af akkumuleret jern pr. gangtid i filteret er et beregnet gennemsnit af de to gentagelser og angivet i hele hundrede sammenholdt med relevante skylleparametre. Farverne viser den relative placering i hver kolonne (grøn=bedst, gul=imellem, rød=værst).

Skylletype	Tid, returskyl [minutter]	Brugt vandmængde, returskyl [liter]	Akkumuleret jern i filteret, gennemsnit [g]	Estimeret filtervækst [cm/år]
Skylleprocedure 1	35	73.000	2.150	0,68
Skylleprocedure 2	23	36.500	2.350	0,74
Skylleprocedure 3	30,5	55.083	2.050	0,65

Umiddelbart ser Skylleprocedure 3 ud til at være det bedste skyl for dette filter. Skyllet tager en smule længere tid at udføre, men som det ses på FIGUR 17 og FIGUR 18 kan både luft/vand- og vand skyllet sandsynligvis forkortes uden mærkbar forskel. Til gengæld er den brugte vandmængde i Skylleprocedure 3 mindre end Skylleprocedure 1, og Skylleprocedure 3 fjerner mere jern end de andre procedurer. Som nævnt i indledningen, er de langsigtede effekter i forhold til slid af filtermaterialer og eventuel ødelæggelse af lagdelingen i filteret ikke taget med i betragtning, når skylleprocedurerne sammenlignes her.

En vigtig parameter i forhold til returskyllets sammensætning er filtervæksten. For meget filtervækst kan resultere i forringet vandbehandling samt betragtelige ekstra udgifter. Det vurderes, at beregningen af akkumuleret jern i filteret er en god parameter til hurtig vurdering af ændringer i skylleprogrammet, og at den akkumulerede jernmængde kan benyttes som et relativt udtryk for langsigtet filtervækst. Beregningen kan dog ikke umiddelbart bruges til at forudse den aktuelle filtervækst i cm/år. Massebalanceberegningen er usikker på grund af flere faktorer. Derfor bør der tages særlig hensyn til:

1. Mineralsammensætningen i coatingen bør måles for jern, mangan og calcium. Beregningen af filtervæksten for de to forskellige værker, Lundeværket og Kastedværket, illustrerer dette. Det vurderes, at man, foruden jern, må opsætte en massebalance for mangan og calcium, hvis man vil have et mere reelt bud på filtervæksten.
2. Variation af jern i råvandet kan variere, hvis der anvendes forskellige boringer i undersøgelsesperioden. Det foreslås, at boringens sammensætning holdes fast i hele perioden, som det blev gjort ved Lundeværket.

3. Jern i skyllevandet for bestemt skylleprocedure bør måles flere gange i træk (f.eks. 5 gange), for at opnå et bedre datagrundlag. Først herefter skiftes til en ny skylleprocedure. Hermed sikrer man, at filtrets historik får mindre indflydelse på massebalancen. Der skal sikres hyppig prøvetagning i starten af hvert skyl, da det er her, koncentrationerne er højest samt da pumperne ramper langsomt op i starten.

5. Referencer

Heimstra, T. og van Riemsdijk, W.H., 2009. A surface structural model for ferrihydrite I: Sites related to primary charge, molar mass, and mass density. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 73, 15.

Karlsen, E., & Sørensen, I., 2014, Vandforsyning, 3. udgave. Nyt Teknisk Forlag.

Jernfjernelse ved returskyl
I Danmark er drikkevandsproduktion baseret på grundvand, der behandles ved en enkel proces, der består af iltning af vandet efterfulgt af en biofiltrering med gravitations- eller trykfiltre. Herved fjernes eller omdannes jern, ammonium og mangan. Design og drift af biofiltrering, som er hjertet i vandbehandlingen, har ikke ændret sig væsentligt i mere end 100 år. Fremskridt i prøvetagning og måleteknikker i forbindelse med biofiltrering har imidlertid medført ny viden og mulighed for at undersøge, forstå og manipulere de kemiske, mikrobiologiske, fysiske og procesteknologiske elementer i drikkevandsbehandling. Vandkvaliteten er under pres, og der er en erkendelse af, at mange af de nuværende overskridelser af vandkvalitetskrav på landsplan kunne undgås ved en bedre vandbehandling.

Projektets formål er at re-designe vandbehandling fra bunden ved radikal nytænkning af drikkevandsproduktionen, hvormed der kan ske en optimering af nye og eksisterende vandværker, herunder reduktion af vandspildet ved returskyl, forkortelse af indkøringen af nye filtre samt større bæredygtighed i drikkevandsproduktion.
Projektet har resulteret i formulering af 18 ”redesign-principper”, der handler om design og drift af drikkevandsbehandling. Principperne blev testet ved fuldskala demonstration af ny filterbeholderdesign samt ny indkøringsprocedure med SmartSand. Endvidere blev principperne udviklet på basis af ny viden om jern- og ammoniumfjernelse samt returskylleprocessen. Projektet har desuden påbegyndt udvikling af den åbne dataplatform ”Merkur” til vandbehandlingsdata samt en matematisk model til at belyse virkningen af forskellige filterkonstruktioner

Miljøstyrelsen
Tolderlundsvej 5
5000 Odense C

www.mst.dk

Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Filtermediers gangtid

Rapport 7 i projektet ”Smart Re-design of Drinking Water Production”

MUDP Rapport

September 2023

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion:
Søren Bastholm Olesen
Claus Paludan Hynkemejer
Loren Ramsay

Fotos:
Thomas Marius Nielsen, Amphi-bac Aps
Claus Paludan Hynkemejer, VCS

ISBN: 978-87-7038-547-3

Miljøstyrelsen offentliggør rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, som er finansieret af Miljøstyrelsen. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse.

Indhold

Forord		**4**
Sammenfatning		**7**
1.	**Introduktion**	**8**
2.	**Metoder**	**9**
2.1	Forsøgsopstilling	9
2.2	Filtermaterialer	10
2.3	Sporstofforsøg	12
2.4	Indkøring af filtermaterialer	12
2.5	Fremgangsmåde ved gangtidsforsøg	12
2.6	Bestemmelse af jernkoncentration	12
2.7	Returskyl	13
3.	**Resultater**	**14**
3.1	Sporstofforsøg	14
3.2	Gangtidsforsøg	16
3.2.1	Jernfjernelse ved almindelig drift	16
3.2.2	Opstuvning	17
3.2.3	Gangtiden	18
3.2.4	Skyllevandsforbrug	19
3.2.5	Risiko for medievækst	21
4.	**Konklusioner**	**23**
5.	**Referencer**	**24**

Forord

Denne rapport er en del af fyrtårnsprojektet ”Smart Re-design of Drinking Water Production”, som blev udført i perioden 2018 - 2022 og finansieret af projektdeltagernes egenfinansiering samt den offentlige støtteordning Miljøteknologisk Udviklings- og Demonstrationsprogram (MUDP) under Miljøministeriet. Projektets formål er at re-designe vandbehandling ved en dyb forståelse og en radikal nytænkning af vandbehandlingsprocessen. Da projektet omhandler helt almindelig dansk vandbehandling, er projektets resultater relevante for alle danske vandforsyninger.

Fyrtårnsprojektet er formidlet gennem 12 rapporter, samt en serie konferenceindlæg, tidskriftsartikler, og seminarer. Desuden er en række løsninger demonstreret ved fuldskalaanlæg på hhv. Østerbyværket syd for Aarhus og Lundeværket nord for Odense.

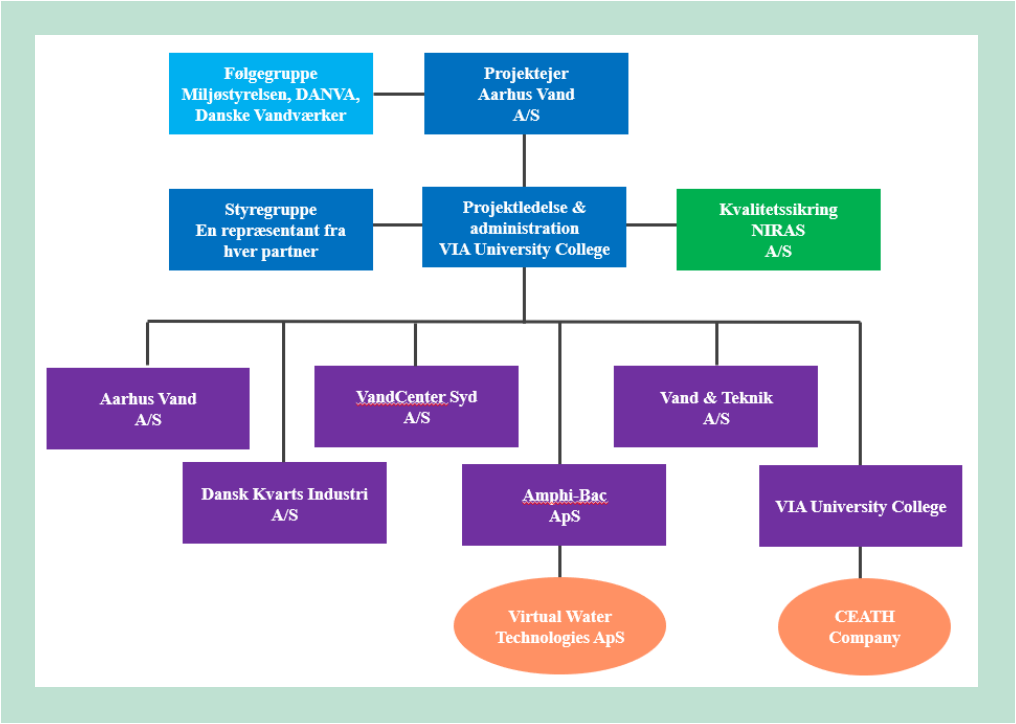
Baggrund

I Danmark er drikkevandsproduktion baseret på grundvand. Grundvandet behandles ved en ret enkelt proces, der kaldes for ”normalbehandling” (Karlsen og Sørensen, 2014). Denne proces består af iltning af vandet efterfulgt af en biofiltrering med gravitations- eller trykfiltre. Biofiltrering indebærer en kompleks blanding af fysiske, kemiske og mikrobiologiske elementer. Da det indvundne grundvand ofte er kemisk reduceret, kan vandet indeholde opløste stoffer som jern, ammonium og mangan, der skal fjernes/omdannes. Avanceret vandbehandling kommer kun på tale, hvis der også er behov for at fjerne f.eks. gasser (svovlbrinte, methan, aggressiv kuldioxid), hårdhed, arsen eller pesticider. I Danmark anvendes hverken chlor eller andre former for kemisk desinfektion under behandling eller distribution af vandet.

Biofiltrering er hjertet af normalbehandling af drikkevand i Danmark. Design og drift af biofiltrering har dog ikke ændret sig væsentligt i mere end 100 år. Manglende proces- og mikrobiologisk viden kombineret med en konservativ tilgang har medført, at videreudvikling af biofiltrering har været begrænset, og at filtre har været betragtet som en black box. Nye og billigere mikrobiologiske analyser, sofistikerede prøvetagningsmetoder, at-line målinger og andre fremskridt har nu åbnet denne black box i vandbehandlingen og gjort det muligt at undersøge, forstå og manipulere processen i højere grad end før.

Projektorganisation

Projektet blev udført af syv partnere og to underleverandører, se FIGUR 1 nedenfor:



FIGUR 1. Diagram over projektorganisation.

Projektets følgegruppe og styregruppe bestod af følgende personer:

Følgegruppe
Bolette D. Jensen, Miljøstyrelsen (formand)
Dorte Skræm, DANVA
Robert Jensen / Henrik Hermansen, Danske Vandværker
Flemming Fogh Pedersen, Aarhus Vand (projektejer)
Loren Ramsay, VIA University College (projektleder)

Styregruppe
Flemming Fogh Pedersen, Aarhus Vand
Finn Mollerup, VandCenter Syd
Jens Kristensen, Vand og Teknik
Claus Hove Sørensen, Dansk Kvarts Industri
Søren Bastholm Olesen, Amphi-Bac
John Kristensen, NIRAS
Loren Ramsay, VIA University College

Projektets arbejdspakker og rapporter

Projektet er inddelt i arbejdspakker og rapporter, se nedenfor. Arbejdspakkerne og rapporterne er identificeret som ”åbne” eller ”kommercielle” for at tydeliggøre, hvornår resultater frit formidles til hele branchen og hvornår resultater holdes internt blandt de relevante partnere af hensyn til kommercielle interesser.

Arbejdspakke 1: Etablering af designgrundlag (åben)
Rapport 1: Indsamling af vandbehandlingsdata
Rapport 2: Merkur: Web-baseret platform til vandbehandlingsdata

Arbejdspakke 2: Tekniske forsøg (åben)
Rapport 3: Flytning af filtermediekorn under returskyl
Rapport 4: Jernfjernelsesdybde i biofiltre
Rapport 5: Biostimulering med ammonium
Rapport 6: Jernfjernelse i returskyl
Rapport 7: Filtermediers gangtid

Arbejdspakke 3: SmartSand (kommerciel)
Rapport 8: Udvikling og produktion af SmartSand (fortrolig)

Arbejdspakke 4: SmartArkitektur (åben)
Rapport 9: Vandbehandlingsmodel

Arbejdspakke 5: Fyrtårnsdemonstration i fuldskala (åben)
Rapport 10: Demonstrationsanlæg ved Østerbyværket
Rapport 11: Demonstrationsanlæg ved Lundeværket

Arbejdspakke 6: Projektledelse
Rapport 12: Sammenfatning

Sammenfatning

Denne rapport omhandler Filtermediers gangtid og er Rapport 7 af 12 om fyrtårnsprojektet ”Smart Re-design of Drinking Water Production”. Formålet med arbejdet er at belyse hvilket filtermateriale, der er bedst egnet til jernfjernelse. I Redesign-projektet skal der opføres et fuldskala forfilter til demonstration af jernfjernelse på Østerbyværket ved Aarhus Vand.

Undersøgelserne er baserede på laboratoriekolonner. En opstilling blev opført, så der kunne testes op til fire forskellige filtermaterialer ad gangen. Opstillingen bestod af fire stk. kolonner (Ø200 PVC-rør), som er 165 cm høje med en rustfri rist i bunden. Følgende 10 filtermedier blev undersøgt:

1. Kvarts 2-3 mm
2. Kvarts1,2-2 mm
3. Grov E-clay 2-4 mm
4. Fin E-clay 0,8-1,6 mm
5. Knust glas 1,2-2,0 mm
6. Knust glas 2-5 mm
7. Antracit 1,4-2,5 mm
8. Bauxit Guy 1-3 mm
9. Stone Hard Dark 1-3 mm
10. Stone Hard Dark 2-5 mm

Forsøgene blev udført på Hovedværket, Odense, med iltet råvand. For hvert filtermedie blev der indledningsvis udført sporstofforsøg med saltvand. Herefter blev medierne indkørt. Gangtidsforsøgene bestod af at følge opstuvningsforløbet for at fastlægge gangtiden samt returskylning for at fastlægge jernfjernelse fra medierne.

Resultaterne viste at:

1. Fjernelse af jern under almindelig drift var acceptabel i alle tilfælde (>80%), dog ringest for medier med største kornstørrelse: kvarts (2-3 mm), knust glas (2-5 mm) og antracit (1,4-2,5 mm).
2. De længste gangtider blev opnået ved E-Clay (2-4 mm), antracit (1,4-2,5) og Stone Hard Dark (2-5 mm).
3. Knust glas (2-5 mm) og Stone Hard Dark (2-5 mm) ophobede >50% af gangtidens jernbelastning efter returskyl, hvorfor man vil forvente filtervækst over tid ved disse medier.

Resultaterne viste endvidere, at nyt E-Clay (2-4 mm) havde den smalleste gennembrudskurve ved sporstofforsøg, hvorfor dette medie er tættest på at udvise stempel flow.

På baggrund af forsøgene blev E-clay (2-4 mm) valgt til demonstration i fuldskala på Østerbyværket, dels på grund af dets positive egenskaber og dels, da der haves mindre erfaringer med dette medie.

1. Introduktion

Denne rapport omhandler Filtermediers gangtid og er Rapport 7 i projektet ”Smart Re-design of Drinking Water Production”. Formålet med rapporten er at belyse hvilket filtermateriale, der er bedst egnet til jernfjernelse.
I Redesign-projektet skal der opføres et fuldskala forfilter til jernfjernelse på Østerbyværket ved Aarhus Vand. For at vælge hvilket filtermateriale, der vil være det rette valg til det anlæg, er der i denne undersøgelse testet forskellige typer filtermaterialer.

Valget af de forskellige typer filtermaterialer til forsøget blev baseret på projektgruppens erfaringer og kendskab til de filtermaterialer, der er på markedet til jernfjernelse i dag.

De karakteristika, som det bedst egnet materiale gerne skulle have, er:

1. God evne til jernfjernelse
2. Lang gangtid
3. God evne til at jernet kan blive skyllet af under returskylning, uden brug af store mængder vand

Undersøgelsen blev udført på Hovedværket ved VandCenter Syd, hvor testopstillingen blev lavet i kælderen på vandværket.

2. Metoder

2.1 Forsøgsopstilling

En opstilling blev opført, så der kunne testes op til fire forskellige filtermaterialer ad gangen. Opstilling består af fire stk. kolonner (Ø200 PVC-rør), som er 165 cm høje med en rustfri rist i bunden (se FIGUR 2). I bunden er der lagt 10 cm 3-5 mm kvarts som bærelag. Over bærelaget er der 80 cm filtermateriale i hver kolonne. Hvilke materialer, der skulle testes samtidigt i de fire parallelle kolonner, blev valgt ud fra kornstørrelse, da man kunne forvente mere ens gangtid ved mere ensartede kornstørrelser. Efter endt test af de første filtermaterialer blev materialerne suget op og nye materialer blev fyldt i kolonnerne, og testen gentaget.



FIGUR 2. Test opstillingen i kælderen på Hovedværket ved VandCenter Syd.

På hver kolonne er der overløb og en trykmåler (tryktransmitter), der registrerer opstuvning. Data lagres på en data logger. Trykmåleren er placeret i vandet over sandet (se FIGUR 3). Iltede råvand tages ud som en delstrøm efter iltningen på vandværket og før vandværkets filtre. Hver kolonne har sin egen centrifugalpumpe og flowmeter, hvor flowet manuelt kan blive justeret.
Det iltede råvand pumpes op via en slange til toppen af kolonnen. Her bliver det fordelt ud over hele filteroverfladen og løber ned igennem filtermaterialet og ud i bunden via den rustfrie rist, hvorfra det afledes til kloak (se FIGUR 4). Der kan tages vandprøver i udløbsvandet, så det er muligt at måle indholdet af jern afgang filter for hver enkelt kolonne.

Forsøgsopstillingen blev ændret flere gange i starten, inden man endte med denne opstilling. Tidligere opstillinger var baseret på gravitation eller en fællespumpe og manifold. Udfordringen var at holde flowet af iltet råvand ens til alle fire kolonner under hele testen af hvert materiale. Tilgangen til hver kolonne kloggede til med okker, og derved blev flowet ikke ens til de fire kolonner. Opstillingen med en centrifugalpumpe og flowmeter for hver kolonne blev løsningen. Men det gav stadig lidt udfordringer, specielt ved en lav flowhastighed som følge af tilklogning i

nåleventiler. Hvor man løbende blev nødt til at efterjustere grundet et faldende flow ved at åbne mere op for nåleventilen i flowmåleren. Flowet blev målt på udløbet ved hjælp fyldning af en spand med kendt volumen og stopur for måling af fyldningstiden.



FIGUR 3. Testkolonnerne. I toppen trykmålerne og på siden flowmålerne med reguleringsventil.



FIGUR 4. Udløb fra testkolonnerne.

2.2 Filtermaterialer

Der er undersøgt meget kendte filtermaterialer som kvarts og antracit samt materialer, som er mindre udbredt (E-Clay og knust glas) og endelig materialer, som aldrig har været brugt på vandværker før (Bauxit Guy og Stone Hard Dark). Disse to materialer stammer fra firmaet Stonewalk (Addit) og består af granulat af hhv. aluminiummalm og jernaluminatsilikat.

Der er testet følgende typer filtermaterialer:

1: Kvarts 2-3 mm
2: Kvarts 1,2-2 mm
3: Grov E-clay 2-4 mm (FIGUR 5 tv)

4: Fin E-clay 0,8-1,6 mm (FIGUR 5 tv)
5: Knust glas 1,2-2,0 mm (FIGUR 5 th)
6: Knust glas 2-5 mm (FIGUR 5 th)
7: Antracit 1,4-2,5 mm
8: Bauxit Guy 1-3 mm (FIGUR 6 tv)
9: Stone Hard Dark 1-3 mm (FIGUR 6 th)
10: Stone Hard Dark 2-5 mm (FIGUR 6 th)



FIGUR 5. Fin og grov E-clay (venstre) samt fin og grov knust glas (højre).



FIGUR 6. Bauxit Guy (venstre) samt fin og grov Stone Hard Dark (højre).

2.3 Sporstofforsøg

Sporstofforsøgene er udført for at teste, om der er betydelige randeffekter ved materialerne. Endvidere bruges gennembrudsforløbet til at sammenligne materialerne. Der er udført sporstofforsøg på kolonnerne ved at tilsætte på en gang 10 gram NaCl opløst i 100 ml vand i toppen af hver kolonne, og derefter logge ledningsevnen ved udløbet af kolonnen. Vandopstuvning i toppen af kolonnerne var ca. 5 cm ved alle sporstofforsøg.

Der blev udført sporstofforsøg både ved 5 L/min (dvs. højt flow) og ved 2 L/min (dvs. lavt flow). Forsøgene blev udført på det nye materiale inden indkøring.

2.4 Indkøring af filtermaterialer

For at sikre, at de forskellige filtermaterialer havde de samme betingelser ved forsøgenes opstart, blev det valgt, at hvert filtermateriale først skulle påbegynde jernfjernelsen ved en indkøring. Det skete ved at filtrene belastes indtil der sker så stor en opstuvning som følge af jernudfældning i den øverste del af filteret, at filtret går i overløb. Sammen med vandet vil noget af de fine materialerester fra de forskellige filtermaterialer (fines) flyde med ud via overløbet. Efterfølgende blev hver kolonne skyllet som forklaret i næste afsnit 2.7 om returskyl. Hele forløbet med jernfjernelse, opstuvning og returskylning blev gentaget to gange for hvert filtermateriale inden forsøgene blev startet op.

2.5 Fremgangsmåde ved gangtidsforsøg

For at kunne sammenligne filtermaterialer er jernfjernelsen først indkørt (se afsnit 2.4). Der blev udført forsøg ved to forskellige filterhastigheder. Hvert forsøg blev gentaget to gange for hver af de to hastigheder.
Testplanen for hvert filtermateriale:

1. **Første test ved lav hastighed**
   Kontrol og justering af flow alle hverdage. Måling af jernindholdet i udløbsvandet.
   Overvågning af overløb ved hjælp af data logger.
   Mht. overløb, skylning af kolonnen og måling af jern i skyllevandet (se afsnit 2.7)
2. **Anden test ved lav hastighed (gentagelse).**
3. **Første test ved høj hastighed.**
   Kontrol og justering af flow alle hverdage. Måling af jernindholdet i udløbsvandet
   Overvågning af overløb ved hjælp af data logger.
   Mht. overløb, skylning af kolonnen og måling af jern i skyllevandet (se afsnit 2.7)
4. **Anden test ved høj hastighed (gentagelse).**

De anvendte flows var lav (2 L/min) og høj (5 L/min), svarende til filterhastigheder på hhv. 3,8 m/t og 9,6 m/t.

Der var udfordringer med at holde flowet ved test med 'lav hastighed' konstant og ens for test af de 10 filtermaterialer, hvorfor kun resultaterne ved høj hastighed er præsenteret. Grunden til det ligger i, at man ved lav hastighed blev nødt til at efterjustere nåleventilen på flowmåleren en gang i mellem, da nåleventilen kloggede til. Dette problem så man ikke så meget ved høj hastighed, hvor der kun var behov for at justere en gang i hverdagen og ikke i weekenderne.

2.6 Bestemmelse af jernkoncentration

Alle udtagne jernprøver er analyseret ved farvemetri med kittet LCK 321 til råvandet og LCK 521 til udløbsvandet samt skyllevandet (Hach, Lange ApS, Brønshøj). Målinger blev foretaget på et spektrofotometer (DR 2800, Hach Lange, Brønshøj). Prøver, hvor jernkoncentrationen overskred øvre måleområde for metoden, blev fortyndet med hanevand 100 gange.

2.7 Returskyl

Opstillingen er lavet så man kan skylle filterne rene med luft og med vand separat. Der var ikke frihøjde nok i opstillingen til at undgå, at noget af materialet ville blive skyllet væk ved et kombineret luft-og-vand skyl, hvorfor kombineret skyl ikke blev udført.

Skylleluften blev taget fra en kompressor, mens vandet blev taget fra værkets afgangsrør, hvor trykket ligger på 32-33 mVs.

Inden forsøgene startede op, undersøgte man, hvordan kolonnerne skulle skylles. Valget med luftskyl blev til 7 min med ½ bars tryk. Skylletiden med vand blev valgt forskelligt, da der var stor forskel på, hvornår de enkelte materialer var skyllet rene. Normalt var det efter ca. 2 min, men skylletiden blev fastlagt af den samme person ud fra en visuel vurdering af filterskyllene. Her var det vurderingen at stoppe skylningen når 75-80 % af overfladen på skyllevandet så rent ud. Skyllevandsflowet blev indstillet med de først materialer, men det viste sig, at give udfordringer ved de lette materialer (E-clay og antracit) i senere test, da disse havde tendens til at blive skyllet ud via overløbet. Derfor blev skyllevandsflowet justeret efter og tilpasset de enkle filtermaterialer og visuelt vurderet ved opstarten af skylningen, så man kunne undgå at skylle filtermaterialer ud.

Skylleprogrammet blev:

1. Afsænkning af vandet til det er 5 cm over filtermaterialet.
2. 7 min luftskyl ved ½ bars tryk
3. Renskylning med vand, visuel inspektion af, at der er så højt flow som muligt uden at filtermateriale skylles ud dog maks. ca. 30 L/t i 3-4 min. Ved ø200 mm giver dette en skyllevandshastighed på maks. ca. 57 m/t. Filterskyl med vand stoppes når overfladen er 75-80 % ren.

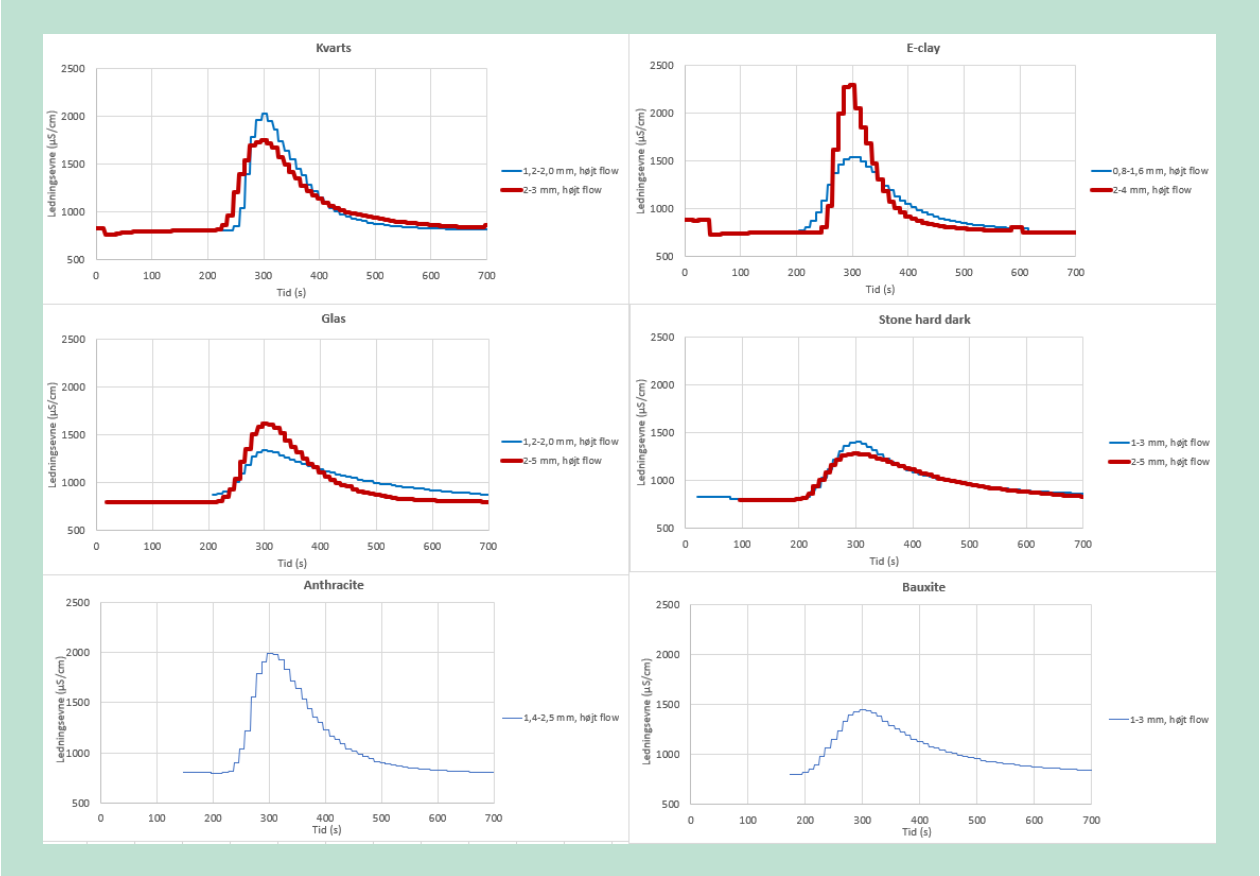
Filterskyllevand blev ledt til en 200L beholder, hvor der er monteret en omrører. Jernindholdet i skyllevandet (afgang filter) er størst i starten af returskylningen. For at sikre en repræsentativ jernprøve af skyllevandet røres skyllevandet rundt i beholderen under hele returskylningen. Efter endt returskylning blev der udtaget en vandprøve fra beholderen, som blev analyseret for indholdet af Fe_{total}. (se afsnit 2.2) og skyllevandsmængden målt ved streger på skyllevandsbeholderen (for hver 10 L).

3. Resultater

3.1 Sporstofforsøg

Der er for alle 10 materialer udført sporstofforsøg med en saltopløsning. Sporstofforsøgene er udført for at teste, om der er hydrauliske forskelle mellem de forskellige filtermedier eller om der i de relativt små kolonner er betydelige randeffekter i form af kanaldannelse langs kolonnens væg. Jo større kornstørrelse i forhold til kolonnearealet, jo større risiko er der for randeffekter. Betydelige kanaldannelser forventes at kunne ses på kurveforløbet (ledningsevne som funktion af tiden), da gennembrud af salt vil vise sig som et hurtigt gennembrud og en lang hale.

Gennembrudskurver fra sporstofforsøget er vist i FIGUR 7. Kun forsøg ved flow på 5 L/min er vist.

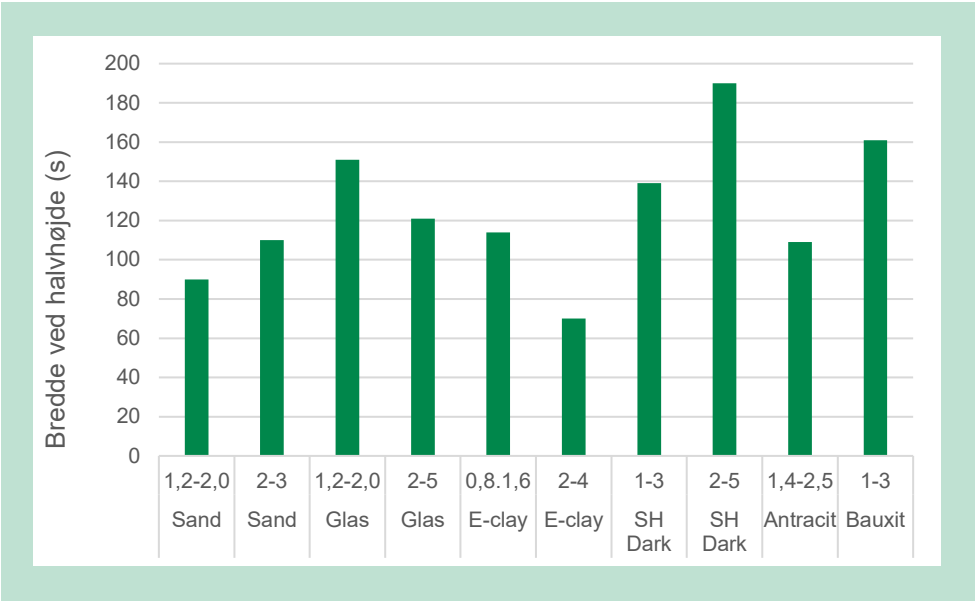


FIGUR 7. Gennembrudskurver for sporstofforsøg ved flow på 5 L/min. (højt flow) for alle 10 materialer. På grund af usikker tid for tilsætning af salt, blev X-aksen tilpasset så toppen kommer efter 300 s.

Som det ses af gennembrudskurverne, er der en hale på højre side af toppen. Dette er forventelig i kolonner, hvor der er tale om en vis opblanding på langs af strømningsretning (i modsætning til rent stempel flow). Denne opblanding kan ske ved strømning gennem filtermaterialet, men også i det opstuvede vand inden vandet når filtermaterialet. De aktuelle kurver viser ikke en større spredning i E-clay (som har en stor indre porøsitet, når det er nyt) end de øvrige materialer (der ikke har indre porøsitet).

Det kan heller ikke umiddelbart ses af FIGUR 7, at små korn af samme materiale (blå farver) medfører en anden spredning end store korn (røde farver).

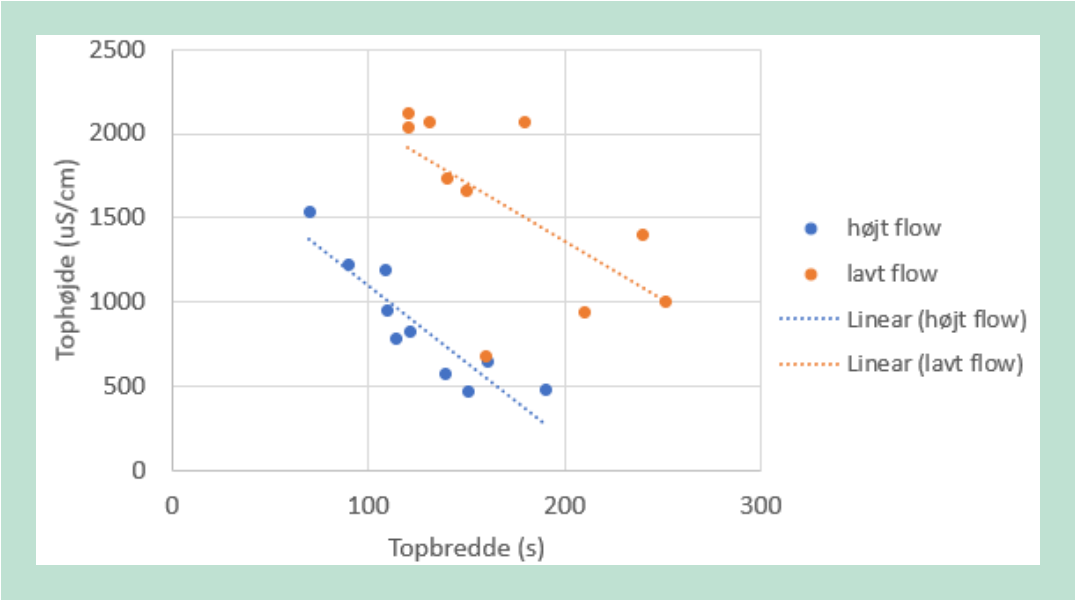
FIGUR 8 viser bredden ved halvhøjde for de forskellige filtermedier. Dette mål bruges som et udtryk for, hvor meget sporstoffet spredes på turen gennem filtermediet.



FIGUR 8. Gennembrudskurvernes bredde ved halvhøjde for et flow på 5 L/min (højt flow) for de forskellige filtermedier.

Som det ses af figuren, er der store forskelle mellem de enkelte medier. E-clay (2-4 mm) har den smalleste (og højeste) top, hvilket kan betyde, at dette medie tillader en hydraulik, der kommer tættest på stempel flow. Stone Hard Dark (2-5 mm) har den bredeste top og dermed størst spredning. En bred top og en lang hale kan skyldes medie med dual porøsitet (Lopato et al., 2013).

Gennembrudskurvernes form kan bl.a. belyses ved at kigge på toppenes højde og bredde, se FIGUR 9.



FIGUR 9. Forholdet mellem højden og bredden (ved halvhøjde) for gennembrudskurver for sporstofforsøg.

Som det ses af figuren, er der som forventet tydelig forskel på y-aksen mellem saltforsøg med lavt flow (orange, 3,8 m/t) og højt flow (blå, 9,6 m/t). Gennembrudskurven med lavt flow udviser højere og bredere toppe end højt flow.

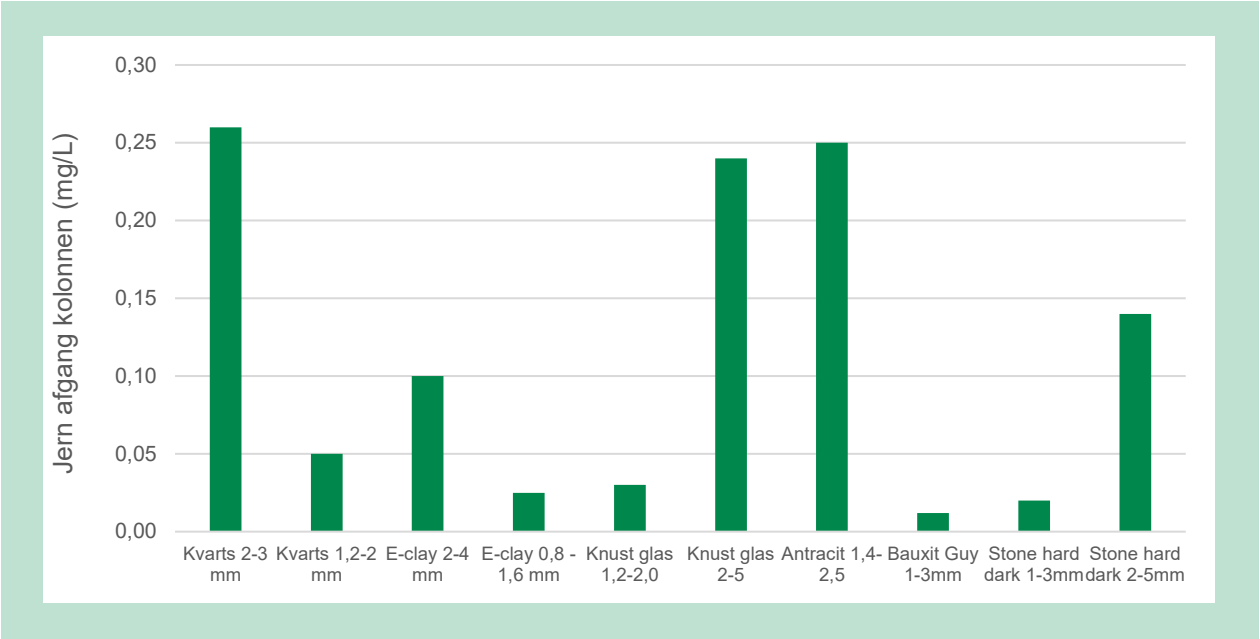
Det er tidligere vist (Yang et al., 2021) at højt flow medfører større dispersion (dvs. lavere toppe på grund af fortynding af sporstoffet med det omkringliggende vand). På x-aksen ses en begrænset forskel mellem højt og lavt flow (målt i sekunder), selv om flowforholdet er 5/2=2,5 gange. Det skyldes, at den større spredning ved højere flow til dels opvejer den kortere opholdstid for sporstoffet.

3.2 Gangtidsforsøg

Efter indkøring af filtermaterialet, blev kolonnerne returskyllet og starttidspunktet for idriftsættelse blev noteret.

3.2.1 Jernfjernelse ved almindelig drift

Jernkoncentrationen afgang kolonne er målt 1-3 gange i løbet af gangtiden, se FIGUR 10. De højeste værdier ses for stor kvarts, knust glas og antracit. For alle materialer fjernes over 80% af jernet, hvilket er acceptabelt, idet materialerne er tiltænkt forfiltre til jernfjernelse og rest jern vil blive fjernet på efterfiltre.

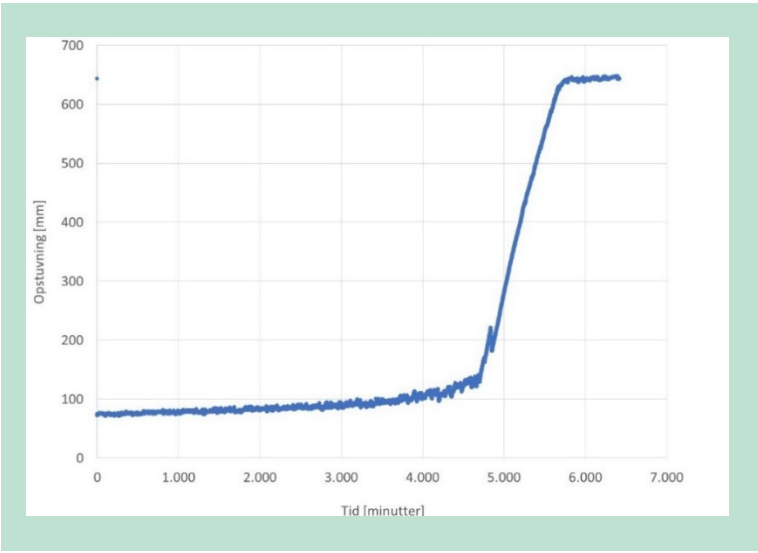


FIGUR 10. Jern ved afgang kolonne (gennemsnit af 1-3 målinger) for højt flow.

3.2.2 Opstuvning

Ved målinger af opstuvningen (tryktransmitter) i hver kolonne er gangtiden bestemt ud fra, hvornår 640 mm opstuvning er opnået, svarende til overløbskanten for kolonnen. Denne størrelse frihøjde er ikke usædvanlig for fuldskalaanlæg. I løbet af gangtiden er det aktuelle udløbsflow fra kolonnen målt på næsten alle hverdage. FIGUR 11 viser et eksempel på en opstuvningskurve.

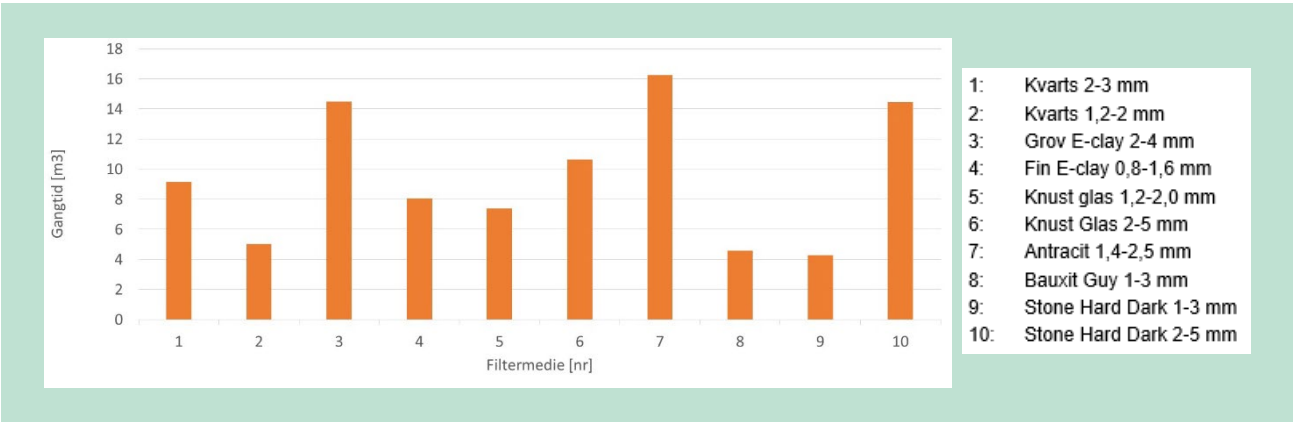
Figuren viser et typisk forløb, hvor opstuvning i starten er bestemt af svanehalshøjden og flowhastighed. Derefter kommer en lang periode, hvor opstuvning stiger ganske langsomt, hvorefter der sker en meget hurtig stigning til sidst. Når ændring i opstuvningen har nået 10% af det maksimale, er gangtiden allerede mere end 80% færdig.



FIGUR 11. Et eksempel på en opstuvningskurve målt med tryktransmitter. X-aksen viser tiden i minutter og y-aksen viser opstuvningen af vand målt i millimeter. Når opstuvningen når op på 640 mm er der overløb fra kolonnen, hvilket definerer slutningen af gangtiden for materialet (ca. fire dage i dette eksempel).

3.2.3 Gangtiden

Ud fra opstuvningskurverne samt flowet er gangtiden i m^3 bestemt. FIGUR 12 viser en sammenligning af mediernes gangtider. Råvandets gangtidsbelastning med jern samt filterhastighed er holdt ens for alle forsøg.

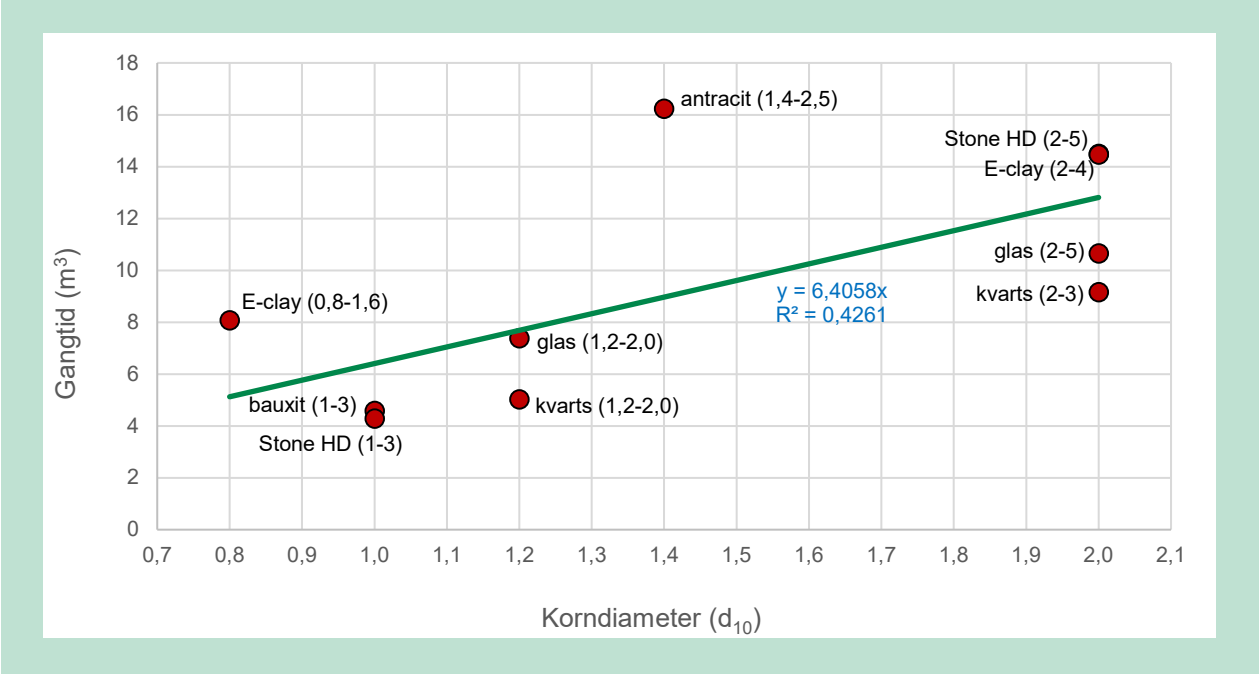


FIGUR 12. Gangtiden for de 10 undersøgte materialer ved flow på 5 L/min (højt flow).

Filtermaterialerne 3 (E-clay 2-4 mm), 7 (Antracit 1,4 – 2,5 mm) og 10 (Stone Hard Dark 2-5 mm) skiller sig ud ved at have de længste gangtider. Filtermaterialerne 3 (E-clay 2-4 mm), 10 (Stone Hard Dark 2-5 mm) og 5 (knust glas 2-5 mm) har de største kornstørrelser, som er anvendt i forsøget, hvilket kan være en fordel, hvis der ønskes en lang gangtid mht. jernfjernelse, eftersom dybdefiltrering og derved bedre udnyttelse af filtermaterialet nemmere opnås.

Forskellen mellem de korteste og længste gangtider er mere end en faktor 3. Hermed har filtermediet stor indflydelse på gangtiden.

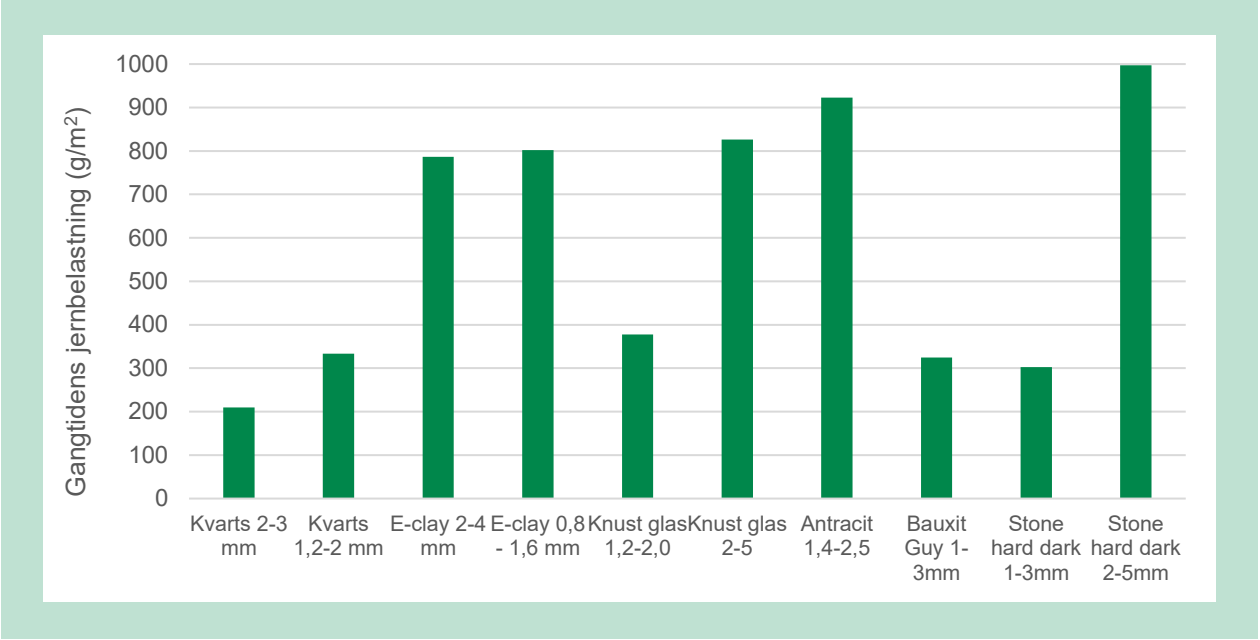
FIGUR 13 viser gangtider som funktion af mediets kornstørrelse (angivet som d_{10}).



FIGUR 13. Forhold mellem gangtid (gennemstrømmede vandmængde inden opstuvning til overløb) og mindste tal i intervallet af filtermediets korndiameter.

Som det ses af figuren, er der en klar sammenhæng. Det mest bemærkelsesværdig er antracit, der viser en uventet lang gangtid på over 16 m^3. Det er også interessant, at begge størrelser af kvarts ligger under stregen og dermed har kortere gangtider i forhold til kornstørrelsen (målt som d_{10}).

Gangtidens jernbelastning (loading af kolonnerne med jern over en gangtid) beregnes ud fra kolonnernes tværsnitsareal (0,0314 m^2) og jernindholdet i råvandet (ca. 1,48 mg/L), se FIGUR 14.



FIGUR 14. Gangtidens jernbelastning for 10 forskellige filtermedier.

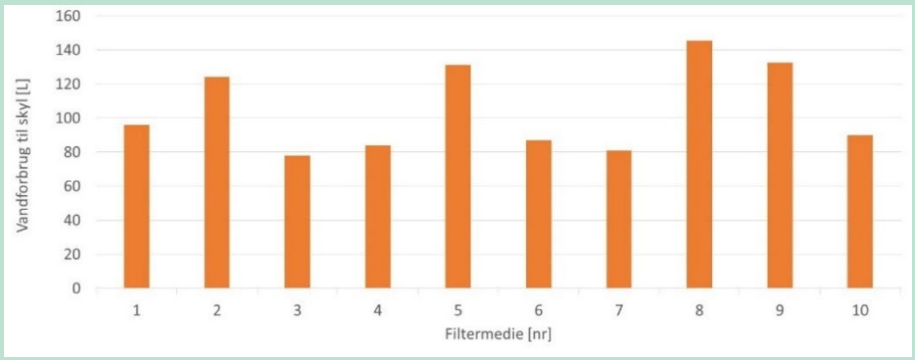
Som det ses af figuren, ligger medierne i to grupper: i intervallet 200-400 g/m^2 og i intervallet 800-1000 g/m^2. Et typisk interval for ét-mediefiltre fra lærebogen Vandforsyning (Karlsen og Sørensen, 2014) på 0,6-0,9 kg/m^2 (gælder for råvand med 2-5 mg/L jern). I praksis er dette ikke altid opnået. I Redesign-projektet er der målt tilført jern på en gangtid på 10 fuldskala vandværker (Rapport 2). Her var medianværdien 260 g Fe/m^2 og er dermed i tråd med de mindre kornstørrelser i denne undersøgelse.

3.2.4 Skyllevandsforbrug

For at være et velegnet filtermedie i forhold til returskyl, skal skyllevandsforbruget være lavt og alt jern fra gangtidens jernbelastning skal slippe mediet under returskyl for at der ikke sker medievækst over årene. I det følgende belyses disse to succeskriterier.

Der er anvendt samme returskylleprogram (med undtagelse af vandskyllets varighed og flow) til alle filtermaterialer, og der er derfor ikke taget hensyn til muligheden for at optimere returskyllet trin eller flow til det enkelte filtermateriale. Eksempelvis vil graden af fluidisering være afhængig af filtermediets densitet, hvilket kan have indflydelse på, hvor effektivt returskyllet er.

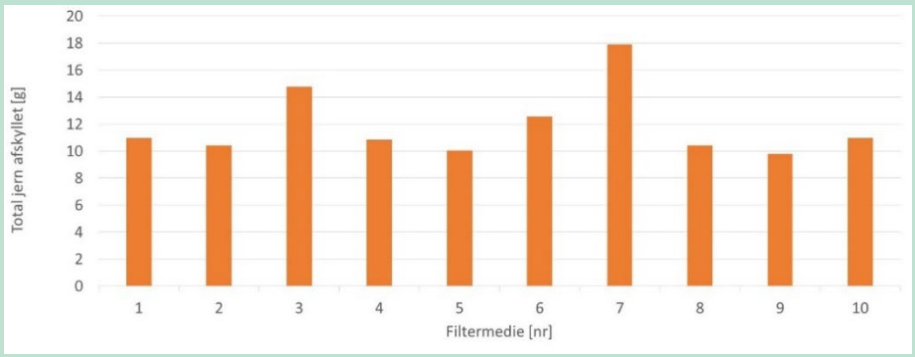
Returskyllevandet er opsamlet i en 200L beholder med omrøring. Skyllevandsforbruget er målt ved aflæsning af niveauet i beholderen og vist på FIGUR 15.



FIGUR 15. Vandforbrug til filterskyl.

Med en skylletid baseret på en visuel bedømmelse af hvornår filtermaterialet er renskyllet, ses det, at der skal bruges mindre vand til returskyl af E-Clay (begge størrelser), antracit og knust glas (kun store korn) end for de øvrige filtermaterialer. E-Clay og antracit har mindre densitet end de øvrige materialer. Det kan betyde, at returskylleprocessen er mere effektiv for disse materialer, da E-Clay og antracit fluidiserer ved lavere skyllehastigheder. Det er dog ikke undersøgt, om det er tilfældet ved disse forsøg. At der også bruges relativt lidt vand til at renskylle knust glas (store korn), kan skyldes den meget glatte overflade, der let slipper udfældede jernoxider.

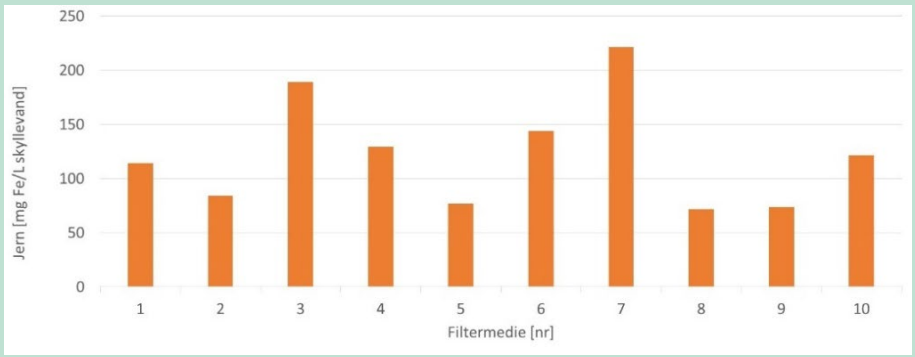
Ved at måle jernkoncentrationen i det opblandede skyllevand er den totale mængde afskyllet jern estimeret, hvilket er vist på FIGUR 16.



FIGUR 16. Sammenligning af mængden af afskyllet jern ved returskyl af kolonnen.

Det ses på FIGUR 16, at der afskylles mest jern fra filtermateriale 7 (Antracit 1,4 – 2,5 mm).

FIGUR 14 viste, at de forskellige filtermedier havde forskellige gangtidsbelastning med jern, hvilket er hovedårsagen til de forskellige afskyllede jernmængder på FIGUR 16. For at sammenligne filtermedierne både mht. hvor meget jern der er afskyllet samt mænge af forbrugt skyllevand hertil, er FIGUR 17 udarbejdet. Her er FIGUR 16 og FIGUR 15 kombineret for at vise skylleeffektiviteten, udtrykt som mg Fe/L skyllevand.

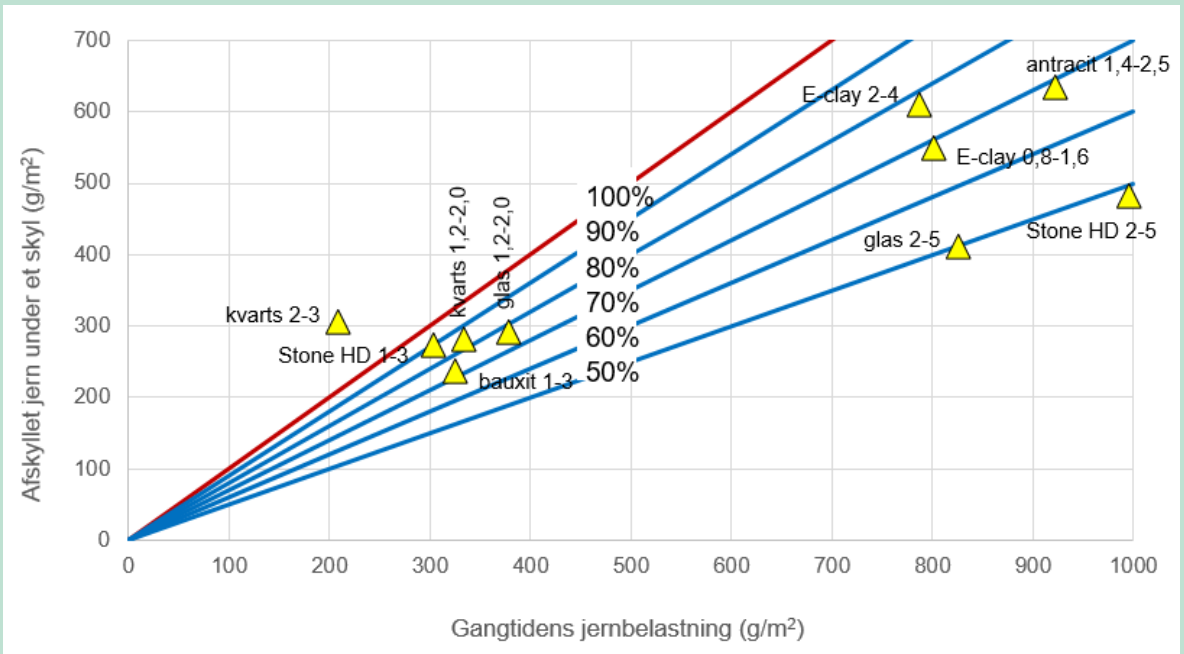


FIGUR 17. På y-aksen er mg Fe afskyllet, divideret med antal liter vand brugt til returskyllet.

Her ses, at antracit og grov E-clay blev skyllet mest effektivt.

3.2.5 Risiko for medievækst

For at et filtermedie ikke vokser, er det vigtigt at mediet kan slippe hele den afsatte mængde jernoxider. FIGUR 18 viser mediernes skylbarhed ved at sammenligne den afskyllede mængde jern under et skyl med den afsatte mængde jern over den foregående gangtid (gangtidens jernbelastning).



FIGUR 18. Filtermediernes skylbarhed.

Som det ses af figuren, er der to adskilte grupper af målinger (se især x-aksen): 5 medier, hvor der tilføres under 400g jern/m^2 før der skal returskylles og fem andre, der ikke tilklogger så let og hvor der tilføres mere end 700 g Fe/m^2 før der skal skylles. De fem, der ikke tilklogger så let er som forventet de lette medier (E-clay, begge størrelser og antracit) og de store kornstørrelser (knust glas og Stone Hard Dark, men ikke kvarts).

FIGUR 18 viser et enkelt resultat (kvarts 2-3 mm), hvor der er skyllet mere af, end der blev afsat (over den røde 100% streg), hvilket tyder på fejl. For de øvrige resultater, blev der fjernet

under 100% af det tilførte jern, nogle gange under 50% (knust glas 2-5 mm og Stone Hard Dark 2-5 mm). Ved en massebalance for jern ved brug af forskellige skylleprocedurer (udført under Redesign-projektet i fuldskala på Lundeværket, se Rapport 6) fandt man i gennemsnit, at den afskyllede jern svarer til 76% af den foregående gangtids jernbelastning. Resultaterne i FIGUR 18 er dermed i samme størrelsesorden.

4. Konklusioner

Denne forsøgsrække havde til formål at undersøge hvilket filtermateriale, der skal anvendes i jernfjernelsesfilteret på en demonstrationsanlægget på Østerby. Der er undersøgt meget kendte materialer som kvarts og antracit samt filtermaterialer, som er mindre udbredte (E-Clay og knust glas) og endelig filtermaterialer, som ikke har været brugt på vandværker før (Bauxit Guy og Stone Hard Dark).

For at være et godt filtermedie, skal mediet:

1. Være god til at fjerne jern under almindelig drift.
2. Muliggøre lange gangtider før filtret tilklogges og skal returskylles.
3. Let slippe det tilbageholdte jern for at minimere skyllevandsforbrug og undgå filtervækst.

Resultaterne viste følgende:

1. Fjernelse af jern under almindelig drift var acceptabel i alle tilfælde (>80%), dog ringest for filtermedier med størst kornstørrelse: kvarts (2-3 mm), knust glas (2-5 mm) og antracit (1,4-2,5 mm).
2. De længste gangtider blev opnået ved E-Clay (2-4 mm), antracit (1,4-2,5 mm) og Stone Hard Dark (2-5 mm).
3. Knust glas (2-5 mm) og Stone Hard Dark (2-5 mm) ophobede >50% af gangtidens jernbelastning efter returskyl, hvorfor man vil forvente filtervækst over tid ved disse medier.

Resultaterne viste endvidere, at nyt E-Clay (2-4 mm) havde den smalleste gennembrudskurve ved sporstofforsøg, hvorfor dette medie er tættest på at udvise stempel flow.

Der kunne selvfølgelig laves mange opfølgende forsøg, men projektgruppen har på baggrund af disse forsøg valgt at anvende E-Clay 2-4 mm som filtermateriale i fuldskalaforsøget på Østerby Vandværk. E-Clay er valgt fremfor antracit pga., at det er et mindre kendt materiale end antracit, som er testet og anvendt i mange sammenhænge. Erfaringer med E-Clay i fuldskala har derfor et større potentiale for at frembringe ny viden.

5. Referencer

Lopato, L., Röttgers, N., Binning, P.J., Arvin, E., 2013. Heterogeneous nitrification in a full-scale rapid sand filter treating groundwater. *J. of environmental engineering.*

Yang, Y., Liu, T., Li, Y., Li, Y., You, Z., Zuo, M., Diwu, P., Wang, R., Zhang, X., and Liang, J., 2021. Effects of Velocity and Permeability on Tracer Dispersion in Porous Media. *Appl. Sci*., Vol. 11.

Filtermediers gangtid

I Danmark er drikkevandsproduktion baseret på grundvand, der behandles ved en enkel proces, der består af iltning af vandet efterfulgt af en biofiltrering med gravitations- eller trykfiltre. Herved fjernes eller omdannes jern, ammonium og mangan. Design og drift af biofiltrering, som er hjertet i vandbehandlingen, har ikke ændret sig væsentligt i mere end 100 år. Fremskridt i prøvetagning og måleteknikker i forbindelse med biofiltrering har imidlertid medført ny viden og mulighed for at undersøge, forstå og manipulere de kemiske, mikrobiologiske, fysiske og procesteknologiske elementer i drikkevandsbehandling. Vandkvaliteten er under pres, og der er en erkendelse af, at mange af de nuværende overskridelser af vandkvalitetskrav på landsplan kunne undgås ved en bedre vandbehandling.

Projektets formål er at re-designe vandbehandling fra bunden ved radikal nytænkning af drikkevandsproduktionen, hvormed der kan ske en optimering af nye og eksisterende vandværker, herunder reduktion af vandspildet ved returskyl, forkortelse af indkøringen af nye filtre samt større bæredygtighed i drikkevandsproduktion.
Projektet har resulteret i formulering af 18 ”redesign-principper”, der handler om design og drift af drikkevandsbehandling. Principperne blev testet ved fuldskala demonstration af ny filterbeholderdesign samt ny indkøringsprocedure med SmartSand. Endvidere blev principperne udviklet på basis af ny viden om jern- og ammoniumfjernelse samt returskylleprocessen. Projektet har desuden påbegyndt udvikling af den åbne dataplatform ”Merkur” til vandbehandlingsdata samt en matematisk model til at belyse virkningen af forskellige filterkonstruktioner

Miljøstyrelsen
Tolderlundsvej 5
5000 Odense C

www.mst.dk

Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Vandbehandlings-model

Rapport 9 i projektet ”Smart Re-design of Drinking Water Production”

MUDP Rapport

September 2023

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion:
Søren Bastholm Olesen
Peter Vittrup Christensen

Fotos:
Ditte Andreasen Søborg

ISBN: 978-87-7038-548-0

Miljøstyrelsen offentliggør rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, som er finansieret af Miljøstyrelsen. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse.

Indhold

Forord		**4**
Sammenfatning		**7**
1.	**Introduktion**	**8**
2.	**Metoder**	**9**
2.1	Virtuel prototype	9
2.1.1	Model for flow	9
2.1.2	Model for jernfjernelse	10
2.1.3	Model for ammoniumfjernelse	10
2.2	Modelbrugerflade	11
3.	**Resultater**	**15**
3.1	Driftsscenarier for prototypen Lundeværket	15
3.1.1	Generelle oplysninger om forfilter	15
3.1.2	Jernfjernelse på forfilter	15
3.1.3	Ammoniumfjernelse forfilter	18
3.1.4	Efterfilter med biostimulering	20
3.1.5	Jernfjernelse på efterfilter	20
3.1.6	Ammoniumfjernelse på efterfilteret	22
3.2	Driftsscenarier for prototypen Østerbyværket	23
3.2.1	Forfilter generelt	23
3.2.2	Jernfjernelse på forfilteret	24
3.2.3	Efterfilter	26
4.	**Konklusion**	**28**

Forord

Denne rapport er en del af fyrtårnsprojektet ”Smart Re-design of Drinking Water Production”, som blev udført i perioden 2018 - 2022 og finansieret af projektdeltagernes egenfinansiering samt den offentlige støtteordning Miljøteknologisk Udviklings- og Demonstrationsprogram (MUDP) under Miljøministeriet. Projektets formål er at re-designe vandbehandling ved en dyb forståelse og en radikal nytænkning af vandbehandlingsprocessen. Da projektet omhandler helt almindelig dansk vandbehandling, er projektets resultater relevante for alle danske vandforsyninger.

Fyrtårnsprojektet er formidlet gennem 12 rapporter, samt en serie konferenceindlæg, tidskriftsartikler, og seminarer. Desuden er en række løsninger demonstreret ved fuldskalaanlæg på hhv. Østerbyværket syd for Aarhus og Lundeværket nord for Odense.

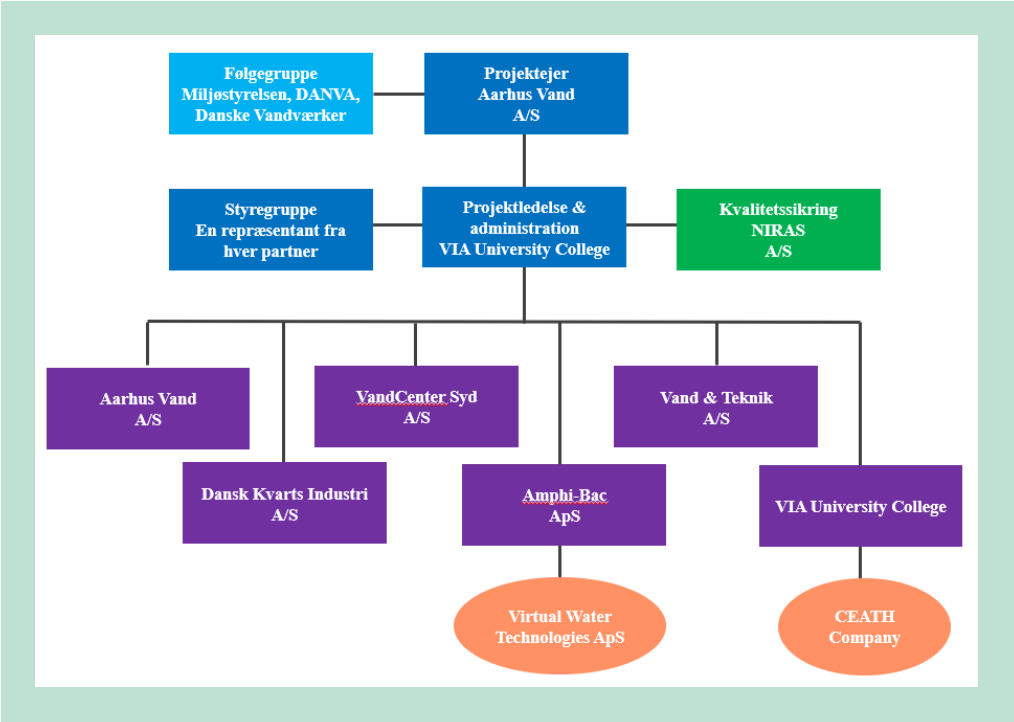
Baggrund

I Danmark er drikkevandsproduktion baseret på grundvand. Grundvandet behandles ved en ret enkelt proces, der kaldes for ”normalbehandling” (Karlsen og Sørensen, 2014). Denne proces består af iltning af vandet efterfulgt af en biofiltrering med gravitations- eller trykfiltre. Biofiltrering indebærer en kompleks blanding af fysiske, kemiske og mikrobiologiske elementer. Da det indvundne grundvand ofte er kemisk reduceret, kan vandet indeholde opløste stoffer som jern, ammonium og mangan, der skal fjernes/omdannes. Avanceret vandbehandling kommer kun på tale, hvis der også er behov for at fjerne f.eks. gasser (svovlbrinte, methan, aggressiv kuldioxid), hårdhed, arsen eller pesticider. I Danmark anvendes hverken chlor eller andre former for kemisk desinfektion under behandling eller distribution af vandet.

Biofiltrering er hjertet af normalbehandling af drikkevand i Danmark. Design og drift af biofiltrering har dog ikke ændret sig væsentligt i mere end 100 år. Manglende proces- og mikrobiologisk viden kombineret med en konservativ tilgang har medført, at videreudvikling af biofiltrering har været begrænset, og at filtre har været betragtet som en black box. Nye og billigere mikrobiologiske analyser, sofistikerede prøvetagningsmetoder, at-line målinger og andre fremskridt har nu åbnet denne black box i vandbehandlingen og gjort det muligt at undersøge, forstå og manipulere processen i højere grad end før.

Projektorganisation

Projektet blev udført af syv partnere og to underleverandører, se FIGUR 1 nedenfor:



FIGUR 1. Diagram over projektorganisation.

Projektets følgegruppe og styregruppe bestod af følgende personer:

Følgegruppe
Bolette D. Jensen, Miljøstyrelsen (formand)
Dorte Skræm, DANVA
Robert Jensen / Henrik Hermansen, Danske Vandværker
Flemming Fogh Pedersen, Aarhus Vand (projektejer)
Loren Ramsay, VIA University College (projektleder)

Styregruppe
Flemming Fogh Pedersen, Aarhus Vand
Finn Mollerup, VandCenter Syd
Jens Kristensen, Vand og Teknik
Claus Hove Sørensen, Dansk Kvarts Industri
Søren Bastholm Olesen, Amphi-Bac
John Kristensen, NIRAS
Loren Ramsay, VIA University College

Projektets arbejdspakker og rapporter

Projektet er inddelt i arbejdspakker og rapporter, se nedenfor. Arbejdspakkerne og rapporterne er identificeret som ”åbne” eller ”kommercielle” for at tydeliggøre, hvornår resultater frit formidles til hele branchen og hvornår resultater holdes internt blandt de relevante partnere af hensyn til kommercielle interesser.

Arbejdspakke 1: Etablering af designgrundlag (åben)
Rapport 1: Indsamling af vandbehandlingsdata
Rapport 2: Merkur: Web-baseret platform til vandbehandlingsdata

Arbejdspakke 2: Tekniske forsøg (åben)
Rapport 3: Flytning af filtermediekorn under returskyl
Rapport 4: Jernfjernelsesdybde i biofiltre
Rapport 5: Biostimulering med ammonium
Rapport 6: Jernfjernelse i returskyl
Rapport 7: Filtermediers gangtid

Arbejdspakke 3: SmartSand (kommerciel)
Rapport 8: Udvikling og produktion af SmartSand (fortrolig)

Arbejdspakke 4: SmartArkitektur (åben)
Rapport 9: Vandbehandlingsmodel

Arbejdspakke 5: Fyrtårnsdemonstration i fuldskala (åben)
Rapport 10: Demonstrationsanlæg ved Østerbyværket
Rapport 11: Demonstrationsanlæg ved Lundeværket

Arbejdspakke 6: Projektledelse
Rapport 12: Sammenfatning

Sammenfatning

Denne rapport omhandler en udvikling og udnyttelse af en vandbehandlingsmodel og er Rapport 9 af 12 om fyrtårnsprojektet "Smart Re-design of Drinking Water Production". Formålet med arbejdet er at undersøge og dokumentere fordelene ved de nye filterdesigns ved hjælp af CFD (Computational fluid dynamics) modeller, der ud fra modelberegninger kan belyse virkningen af den ændrede konstruktion.

Redesign-projektet indebærer en fuldskalademonstration af vandbehandling på Lundeværket nord for Odense og Østerbyværket syd for Aarhus. Beregningerne er udført for at skabe grundlag for og understøtte design af disse demonstrationsanlæg. På Lundeværket planlægges at opføre et nyt efterfilter (trykfilter) til ammonium og anvende et eksisterende filter som forfilter (efter afgravning en del filtermedie for at sikre, at forfilteret ikke fjerner al ammonium). På Østerbyværket planlægges at opføre et nyt forfilter (trykfilter) til jernfjernelse og anvende et eksisterende filter til efterfilter.

Den virtuelle prototype er udviklet i programmet COMSOL af firmaet Virtuel Water Technology. Der er lavet en Client brugerflade så det har været muligt at opsætte og undersøge mange forskellige driftsscenarier. I brugerfladen skal der vælges, hvordan modellen skal afvikles, herunder om der skal bruges almindelig filterdrift med flow oppefra og ned eller man vil bruge alternerende flowretning.

Modellen fremstiller dybdeprofiler for jern og ammonium, hvor jernfjernelsen er 1. ordens kinetik, mens ammoniumfjernelse bruger Monod kinetik. Modellen beregner koncentrationen af ammoniumoxiderende bakterier i biofilmen ved hjælp af forøgelse via vækst og fjernelse via returskyl. Desuden beregner modellen porøsitet over tid ved hjælp af forøgelse fra udfældning af jernoxid og fjernelse via returskyl. Endelig beregner modellen filtermodstand som funktion af tid (og dermed gangtider).

For Lundeværket viser resultater af diverse scenarier, at det eksisterende forfilter kan bortgraves til 50 cm lagtykkelse af filtermediet og stadig fjerne jern ved et flow på 40 m^3/t. Ved et nyt efterfilter med 1,8 m^2 filterareal, vil samme flow give en filterhastighed på 22 m/t. Til trods for denne høje filterhastighed vil filteret være i stand til at fjerne det jern, der slipper igennem forfilteret (forudsat det ikke overskrider 0,1 mg/L) samt at ammonium vil kunne fjernes til under kvalitetskriteriet ved alternerende flowretning. Endvidere viser modellen, at indkøring af ammoniumfjernelse kan tage over én måned, hvorfor anvendelse af SmartSand, der allerede er indkørt, vil være fordelagtig.

For Østerbyværket viser resultaterne af diverse scenarier, at gangtiden på det eksisterende efterfilteret er meget afhængig af hvor meget jern slipper igennem forfilteret. Da hurtigt flow på forfilter medfører, at mere jern slipper igennem, vil der være en flowgrænse på ca. 30 m^3/t for at der ikke slipper mere end 0,2 mg/L jern igennem forfilteret. Så kan gangtiden på efterfilteret være ca. en måned, hvilket tillader uforstyrret vækst af de nitrificerende bakterier uden at de fjernes ved et returskyl.

1. Introduktion

Denne rapport omhandler en udvikling og udnyttelse af en vandbehandlingsmodel og er Rapport 9 af 12 om fyrtårnsprojektet ”Smart Re-design of Drinking Water Production”. Formålet med arbejdet afrapporteret her er at undersøge og dokumentere fordelene ved de nye filterdesigns ved hjælp af CFD (Computational fluid dynamics) modeller, der ud fra modelberegninger kan belyse virkningen af den ændrede konstruktion.

Projektet Redesign indebærer en fuldskala demonstration af vandbehandling på Lundeværket nord for Odense og Østerbyværket syd for Aarhus. Beregningerne afrapporteret her er udført for at skabe grundlag for og understøtte design af disse demonstrationsanlæg.

Projektet ønsker at gøre op med det traditionelle filterdesign, hvor jernfjernelse, ammoniumomsætning og manganfjernelse foregår i det samme store filterbassin. Ved at adskille processerne fysisk i en modulær opbygning, kan der tages individuelt hensyn til hver proces og disse kan pga. den nye opbygning optimeres. Den modulære opbygning åbner imidlertid også op for nytænkning mht. design og konstruktion af filterbeholderne, idet selve den fysiske udformning kan skræddersyes den ønskede proces.

Denne rapport dokumenterer udvikling af en ny CFD-model for biofiltre. Hermed er det muligt at afprøve en virtuel prototype ved beregning af et scenarium i stedet for f.eks. at udføre forsøg i pilotskala. Det medfører en stor fleksibilitet, hvor mange forskellige parametre kan testes på kort tid.

2. Metoder

2.1 Virtuel prototype

Den virtuelle prototype er udviklet i programmet COMSOL af firmaet Virtuel Water Technology, der er underleverandør til projektet. Modellen er lavet for jern og ammonium. I modelberegningerne indgår der en række parametre. Disse er listet herunder i TABEL 1.

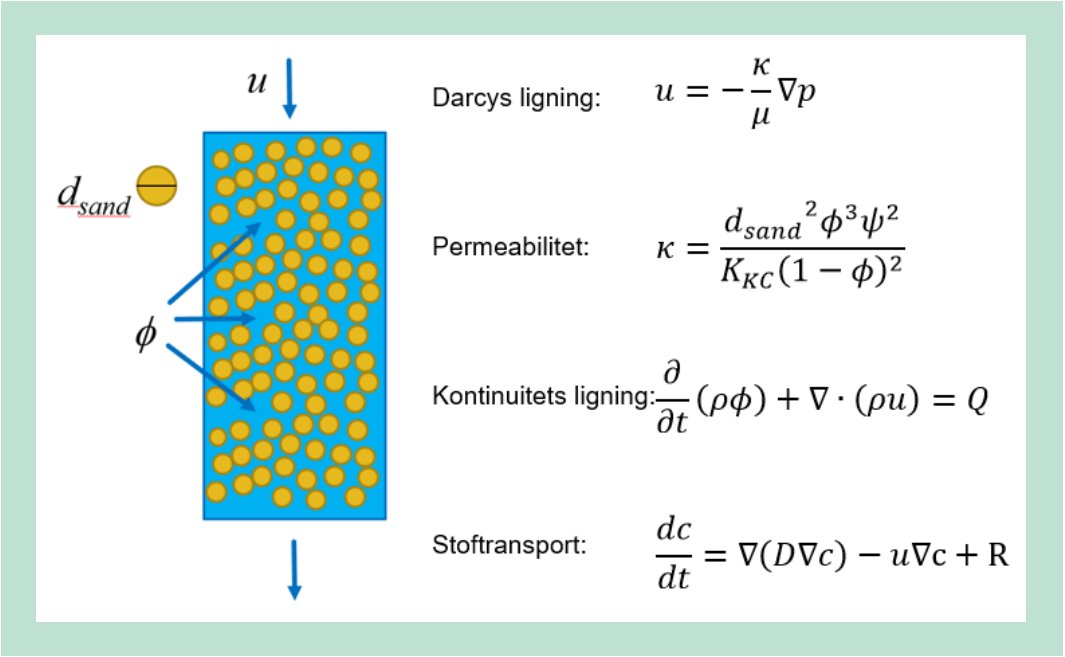
TABEL 1. Oversigt over parametre i modellen.

Symbol	Parameter	Enheder
u	Vandhastighed	[m/s]
κ	Permeabilitet	[m^2]
μ	Vandets viskositet	[Pa·s]
p	Tryk	[Pa]
d_{sand}	Diameter af sand	[m]
ϕ	Porøsitet af sandkolonne	[-]
ψ	Sfæricitet af sand	[-]
K_{KC}	Kozeny-Carman konstant	[-]
t	Tid	[s]
ρ	Densitet af vand	[kg/m^3]
Q	Indløbsflux	[$kg/(m^2 \cdot s)$]
c	Koncentration	[kg/m^3]
D	Dispersionskoefficient	[m^2/s]
R	Reaktionsrate	[$mol/(m^3 \cdot s)$]
$[Fe]$	Koncentration af jern	[kg/m^3]
k_{Fe}	1.ordens ratekonstant for udfældning af jern	[s^{-1}]
$k_{Fe,cat}$	2.ordens ratekonstant for katalytisk udfældning af jern	[$m^3/(kg \cdot s)$]
$[Fe_{precip}]$	Koncentration af udfældet jern	[kg/m^3]
$\hat{V}$	Specifik volumen af udfældet jern	[m^3/kg]
$[NH_4^+]$	Koncentration af NH_4^+	[kg $N\text{-}NH_4^+/m^3$]
μ_{NB}	Vækstratekonstant for nitrificerende bakterier	[s^{-1}]
Y_{NB}	Udbyttekonstant for nitrificerende bakterier	[kg COD/kg $N\text{-}NH_4^+$]
X_{NB}	Koncentration af nitrificerende bakterier i biofilm	[kg COD/m^3]
$\mu_{NB,max}$	Maksimal vækstratekonstant for nitrificerende bakterier	[s^{-1}]
K_{NH4+}	Halvmætningskonstant for ammonium	[kg $N\text{-}NH_4^+/m^3$]
b	Henfaldsrate for nitrificerende bakterier	[s^{-1}]
$X_{NB,max}$	Maksimal koncentration af nitrificerende bakterier i biofilm	[kg COD/m^3]

Parametrene d_{sand}, ϕ og ψ er direkte målt i dette projekt. D, k_{Fe}, $k_{Fe,cat}$, $\hat{V}$, $\mu_{NB,max}$, K_{NH4+}, $X_{NB,max}$ er kalibreret ud fra udførte forsøg. Resten er litteraturværdier.

2.1.1 Model for flow

Der anvendes fire hovedligninger til at drive den hydrauliske model, se FIGUR 2.



FIGUR 2. Hovedligninger, der driver den hydrauliske model.

2.1.2 Model for jernfjernelse

1.ordens fjernelse (oxidation og udfældning):

$$\frac{d[Fe]}{dt} = -\left(k_{Fe} + k_{Fe,cat}\left[Fe_{precip}\right]\right)[Fe]$$

Dannelse af udfældet jern:

$$\frac{d\left[Fe_{precip}\right]}{dt} = \left(k_{Fe} + k_{Fe,cat}\left[Fe_{precip}\right]\right)[Fe]\frac{\phi}{1-\phi}$$

Ændring af porøsitet:

$$\frac{d\phi}{dt} = -\frac{d\left[Fe_{precip}\right]}{dt}\hat{V}$$

2.1.3 Model for ammoniumfjernelse

Der anvendes Monod kinetik til at beskrive omsætningsraten for ammonium:

$$\frac{d[NH_4{}^+]}{dt} = \frac{\mu_{NB}}{Y_{NB}} X_{NB} \frac{1-\phi}{\phi}$$

$$\mu_{NB} = \mu_{NB,max} \frac{[NH_4{}^+]}{[NH_4{}^+] + K_{NH_4{}^+}} \frac{[O_2]}{[O_2] + K_{O_2}}$$

Vækst af biofilm:

$$\frac{dX_{NB}}{dt} = (\mu_{NB}X_{NB} - bX_{NB})\left(1 - \frac{X_{NB}}{X_{NB,max}}\right)$$

Rate:

$$R = \frac{d[NH_4{}^+]}{dt} = \frac{\Delta[NH_4{}^+]}{\Delta t} = \frac{\Delta[NH_4{}^+]u}{\Delta h\,\phi}$$

Ratekonstant (1.orden):

$$k_{1.orden} = \frac{R}{[NH_4{}^+]}$$

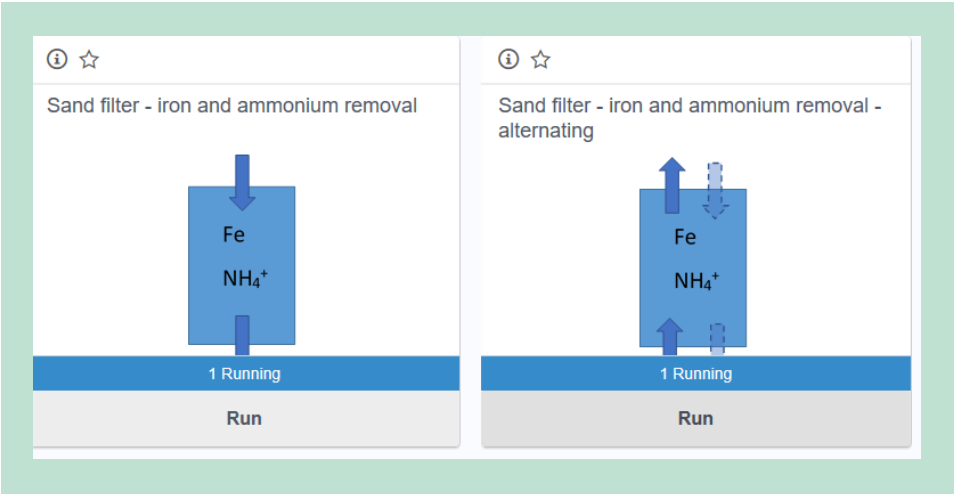
Ratekonstant (Monod):

$$k_{Monod} = \frac{R}{\frac{[NH_4{}^+]}{[NH_4{}^+] + K_{NH_4{}^+}}\frac{[O_2]}{[O_2] + K_{O_2}}} = \frac{\mu_{NB,max}}{Y_{NB}}X_{NB}\frac{1-\phi}{\phi}$$

2.2 Modelbrugerflade

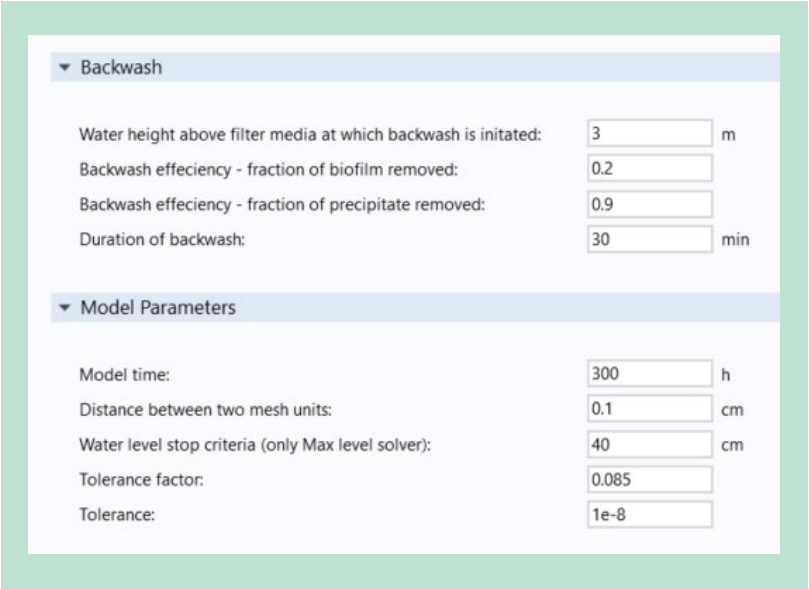
Virtuel Water Technologi har opsat modellen i COMSOL og lavet en Client brugerflade så det har været muligt at opsætte og undersøge mange forskellige driftsscenarier.

Der er en række input parametre, som skal indtastes i brugerfladen for at kunne afvikle modellen. Først skal det vælges, om man vil bruge almindelig filterdrift med flow oppefra og ned eller om man vil bruge modellen som kan alternere flowretningen, se FIGUR 3.



FIGUR 3. Visualisering af de to flowtyper under driften, som modellen kan håndtere: oppefra ned (til venstre) og alternerende flowretning (til højre).

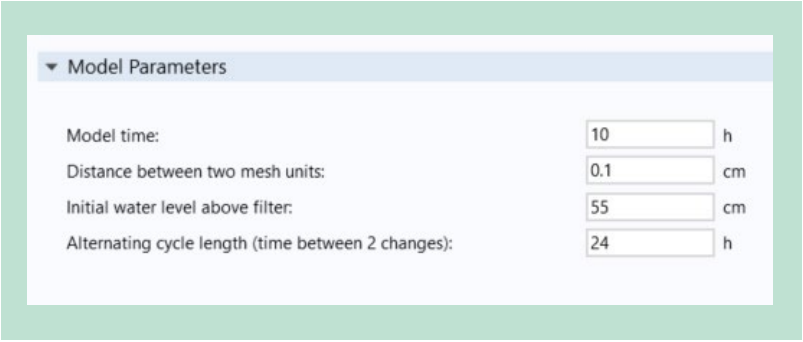
Vælges almindelig filterdrift kan man vælge om modellen skal returskylle når en bestemt opstuvning er opnået eller den skal stoppe. Vælges returskyl skal modellen stoppe efter x antal timer (Model Time). Vælges at modellen skal stoppe når en bestemt opstuvning er opnået skal denne indtastes i cm (Water level stop criteria). FIGUR 4 viser disse data.



FIGUR 4. Skærmbillede af brugerfladen med data om returskyl og modellen generelt.

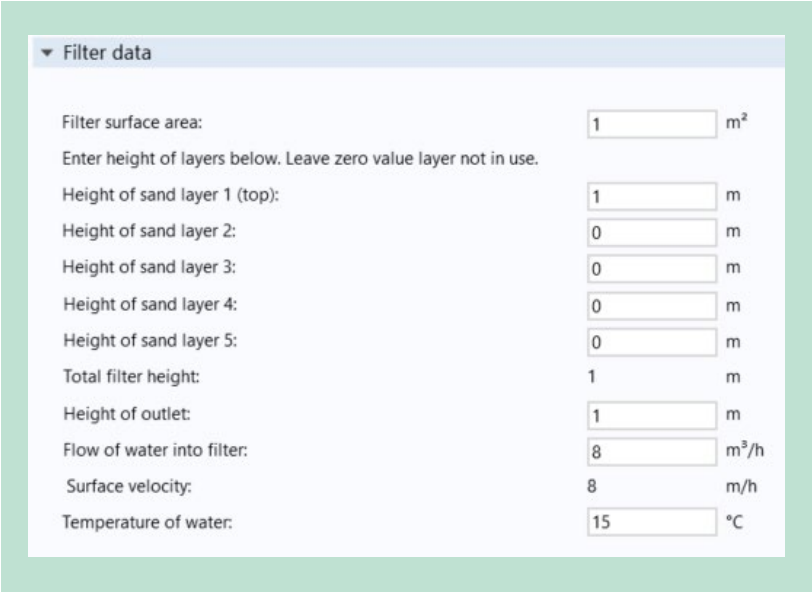
Vælges returskyl skal effektiviteten indtastes som den procentdel af henholdsvis biofilm og jernudfældning der fjernes ved hvert returskyl, samt varigheden af returskyllet.

Vælges modellen med alternerende drift kan der ikke vælges at modellen skal returskylle. Den alternerende drift er tiltænkt primært til ammoniumfjernelse og en betingelse for en god ammoniumfjernelse er en lang gangtid. Ideen er derfor, at det alternerende filter kun belastes med jern i en koncentration på 0,1 – 0,2 mg Fe/l. Ønskes det at se på effekten af en returskyl kan det gøres ved at starte modellen igen med en lavere startkoncentration af AOB biofilm svarende til det som forventes fjernet ved returskyllet. Der er to modelparametre som skal besluttes. Den ene er over hvor lang tid modellen skal simulere (model time) og den anden er hvor lang tid der skal være mellem at flowretningen skifter (Alternating cycle length). FIGUR 5 viser disse data.



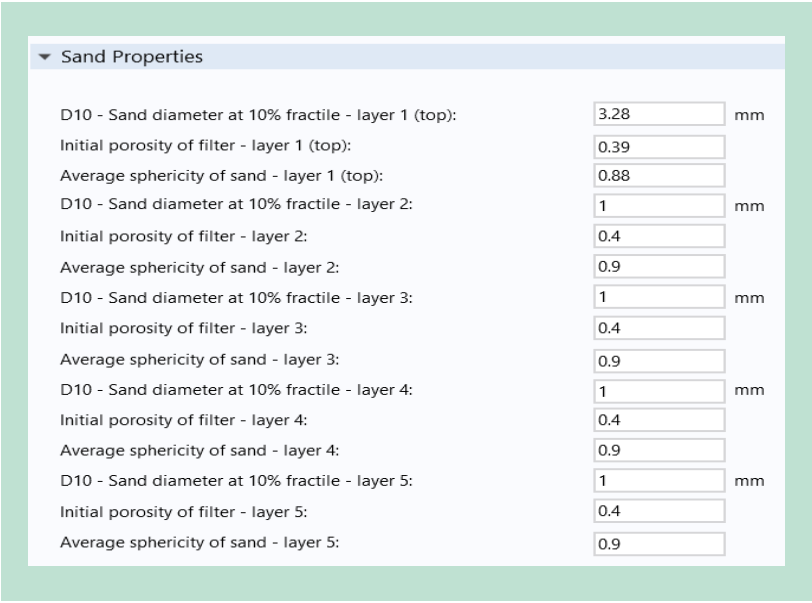
FIGUR 5. Skærmbillede af brugerfladen med data om model parameters.

De parametre, som er vist herunder, er de samme uanset hvilken model, der vælges. Det første er ”Filter data” hvor filterareal, højden af op til 5 forskellige filtermaterialer, indløbsflow samt vandtemperaturen skal indtastes. FIGUR 6 viser disse data.



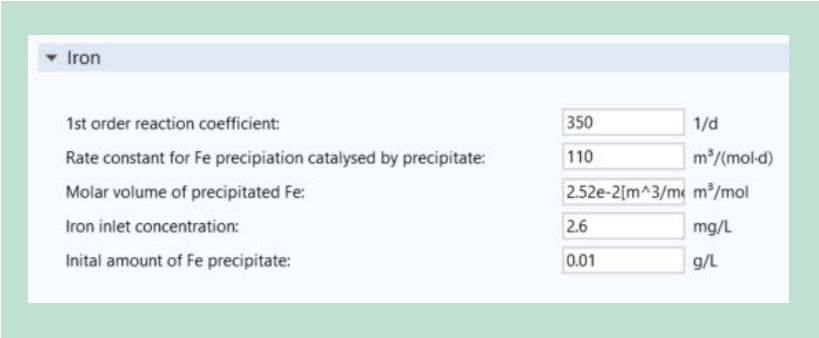
FIGUR 6. Skærmbillede af brugerfladen med data om filteret.

Det næste er ”Sand Properties” hvor D_{10}, porøsitet og rundhed af hvert filterlag skal indtastes. For de materialer, som er anvendt i dette projekt, er D_{10} og rundhed bestemt ved brug af partikelkarakterisering ved metoden Dynamic Image Analysis (Camsizer, Retsch, Tyskland) på nyt filtermateriale og porøsiteten er eksperimentelt bestemt i laboratoriet. FIGUR 7 viser disse data.



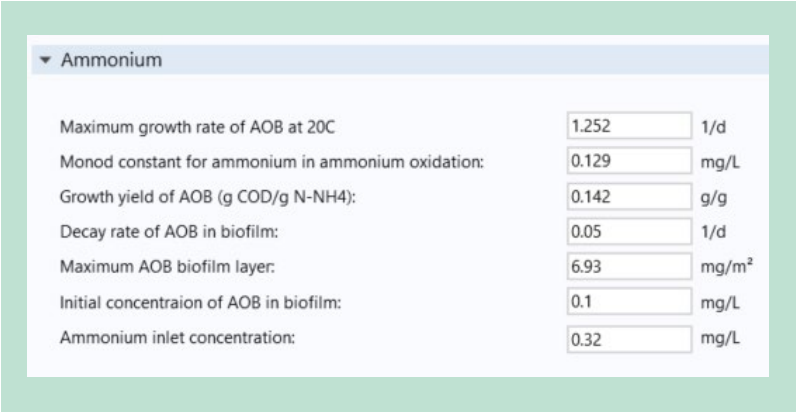
FIGUR 7. Skærmbillede af brugerfladen med data om filtermediets egenskaber.

Under fanen for ”Iron” skal indløbskoncentrationen for jern indtastes. Derudover skal modellen have en startkoncentration af jern, som ikke må være nul. Er det modnet filtermateriale, der ønskes simuleret, sættes startkoncentrationen til 0,5 mg/L. FIGUR 8 viser disse data.



FIGUR 8. Skærmbillede af brugerfladen med data om jern.

For ”Ammonium” skal indløbskoncentrationen samt en startkoncentration af AOB i biofilmen indtastes. For nyt filtermedie anvendes en startkoncentration af AOB i biofilmen på 0,1 mg/L. Startkoncentration er meget betydende for, hvor hurtigt der opbygges en tilstrækkelig biomasse til, at alt ammonium i indløbsvandet når at blive fjernet. FIGUR 9 viser disse data.



FIGUR 9. Skærmbillede af brugerfladen med data om stoffet ammonium.

Hvis der kun ønskes simuleret for enten jern eller ammonium sættes inlet og startkoncentrationen bare meget lavt for det man ikke ønsker.

3. Resultater

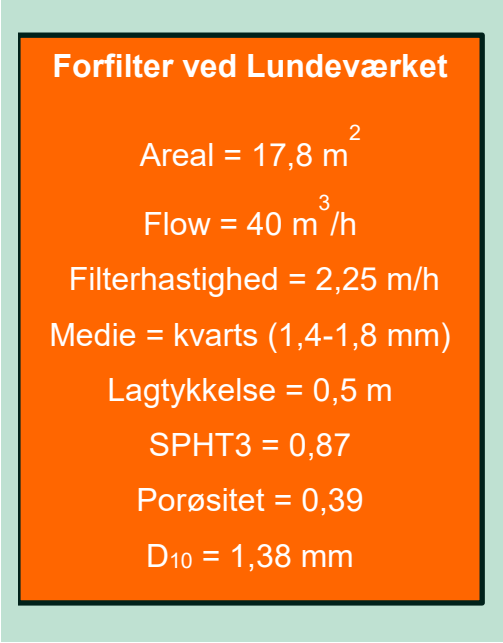
I det følgende angives resultater af modelkørsler for Lundeværket og Østerbyværket.

3.1 Driftsscenarier for prototypen Lundeværket

På Lundeværket anvendes et eksisterende åbent gravitationsfilter som forfilter til jernfjernelse og der bygges et nyt efterfilter til ammoniumfjernelse med alternerende flowretning (se Rapport 5 om Biostimulering med ammonium) for at opbygge overkapacitet af ammonium oxiderende bakterier (AOB).

3.1.1 Generelle oplysninger om forfilter

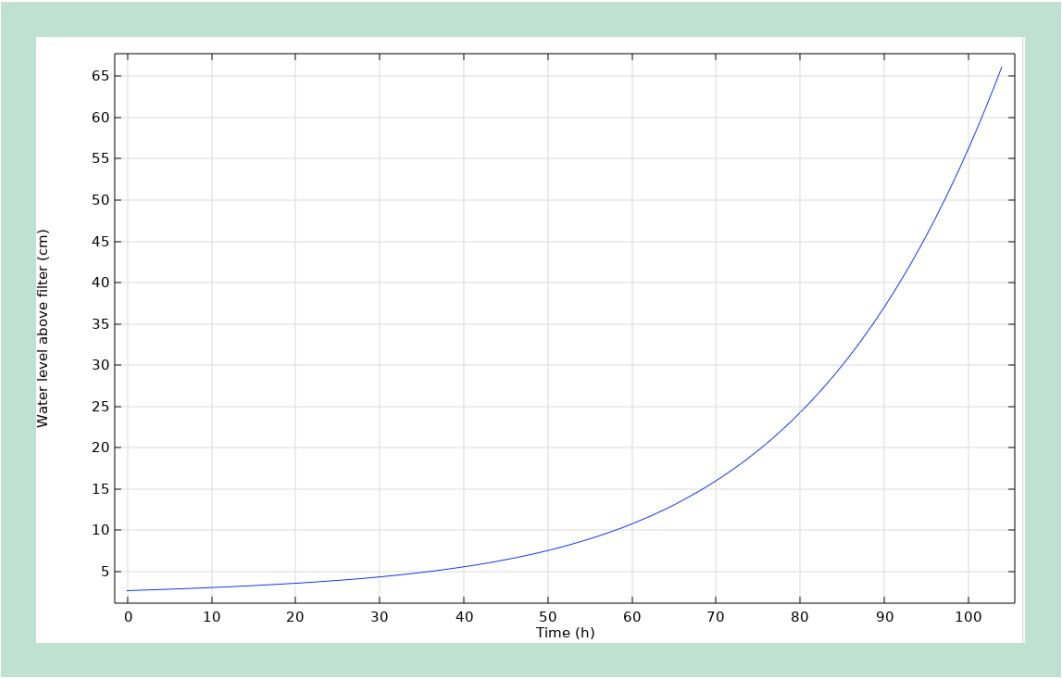
For at undgå at ammonium fjernes på forfilteret, afgraves der eksisterende filtermedie, så der kun er 0,5 meter filterdybde tilbage. 0,5 meter er valg ud fra fuldskala dybdeprofilmålinger af jernfjernelsen på Lunde, hvor jernkoncentrationen blev målt til 0,1 mg Fe/L i 50 cm dybde (se Rapport 4 om Jernfjernelsesdybde i biofiltre). Denne ændring bevirker en kortere opholdstid i filteret samt mulighed for et mere effektivt filterskyl mht. fjernelse af både jern og biofilm da modstanden mindskes. For at verificere denne beslutning er modellen brugt til at forudsige hvor meget jern og ammonium, der vil blive fjernet i forfilteret med den valgte filterdybde samt de fysiske parametre for forfilteret, som er vist i FIGUR 10. I tilgang til filteret er der regnet med 1,7 mg Fe/L og 0,33 mg NH_4^+/L samt en vandtemperatur på 10 grader.



FIGUR 10. Data om eksisterende forfilteret (efter afgravning af filtermedie) ved Lundeværket.

3.1.2 Jernfjernelse på forfilter

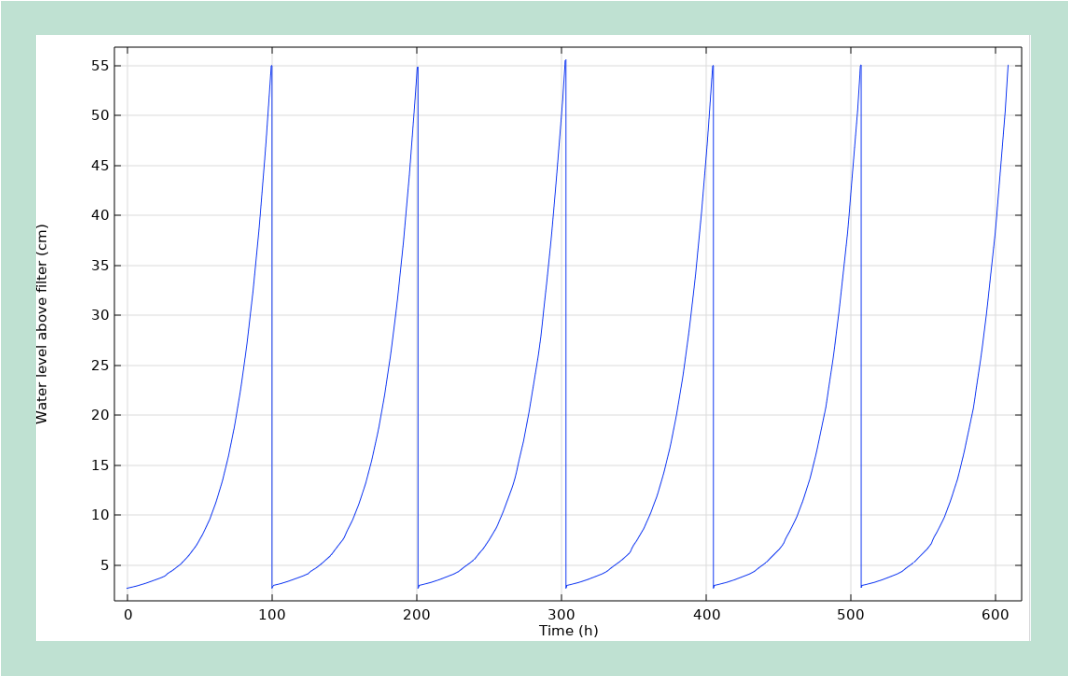
FIGUR 11 viser opstuvningen over filtermaterialet som funktion af tid. Opstuvningen skyldes, at der afsættes jern i filteret som giver en øget filtermodstand.



FIGUR 11. Opstuvning over filteret som funktion af tid, Lundeværket.

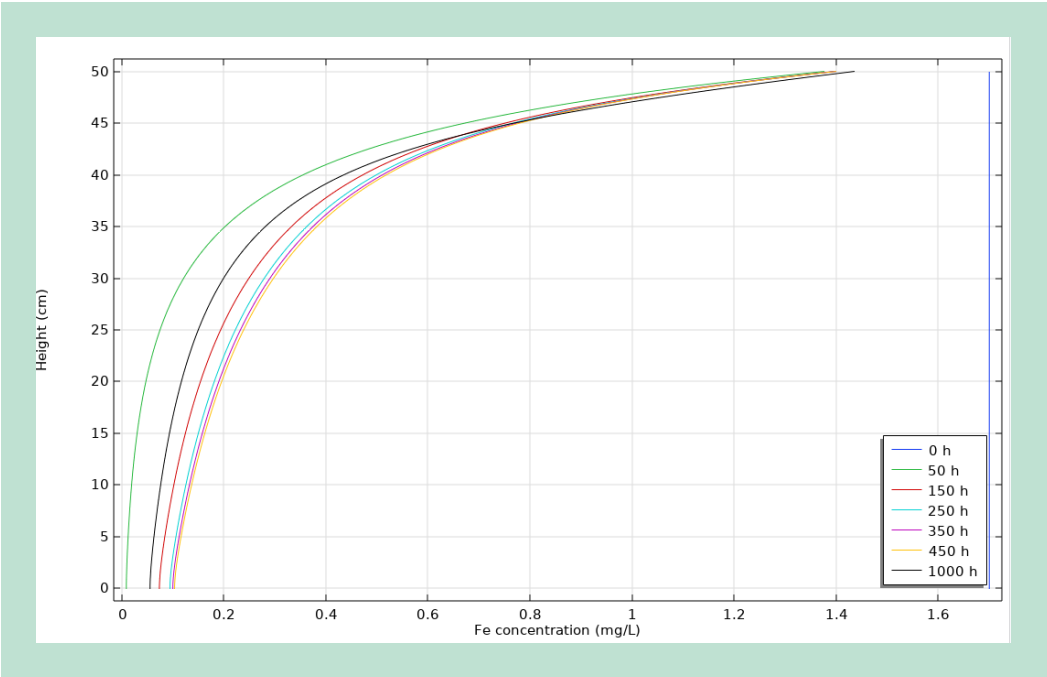
Som det ses af figuren, er der ikke den store gevinst mht. gangtiden om opstuvningen er 40 cm eller 70 cm. Der er ca. en forskel på 10 timer. En gangtid på ca.100 timer kan godt accepteres. Derfor vælges en opstuvning på 55 cm til de følgende simuleringer. Ulempen ved at fortsætte op til 70 cm er, at den ekstra opstuvning kan komme til at virke som et reaktionsbassin, hvor jernet oxideres og udfælder i vandfasen (homogen jernfjernelse, se Rapport 4 om Jernfjernelsesdybde i biofiltre) i stedet for at udfælde på filtersandet (heterogen jernfjernelse).

På FIGUR 12 ses en driftsperiode på 600 timer, hvor filteret returskylles, når opstuvningen når op på de valgte 55 cm.



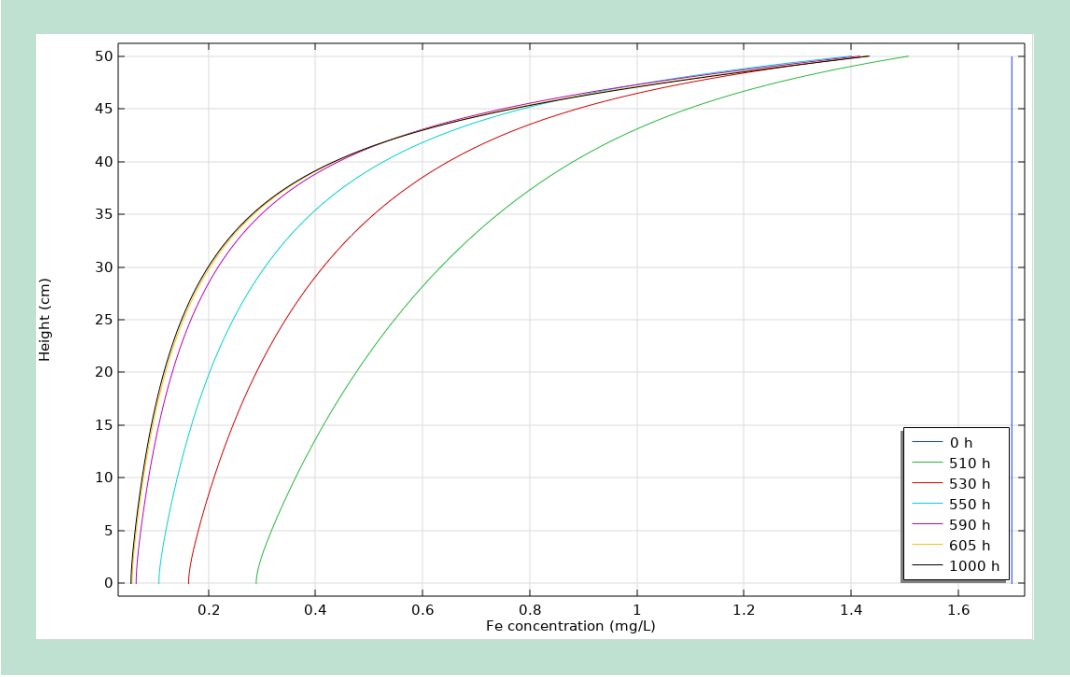
FIGUR 12. Trykstigninger og -fald over flere gangtider som følge af tilklogning og returskylning, Lundeværket.

FIGUR 13 viser en modellering af jernkoncentrationen ned gennem filteret til forskellige tider. De valgte tider ligger ca. i midten af en gangtid, som det kan ses af FIGUR 12 på tidsaksen.



FIGUR 13. Dybdeprofil af jernkoncentration over flere gangtider, Lundeværket.

Jernkoncentrationen ved afgang filter (filterhøjde på 0 cm) ligger i alle tilfælde < 0,1 mg Fe/L. For at vise variationen i jernkoncentrationen afgang filter er jernkoncentrationen i filteret vist ved forskellige tiden indenfor én gangtid på FIGUR 14.



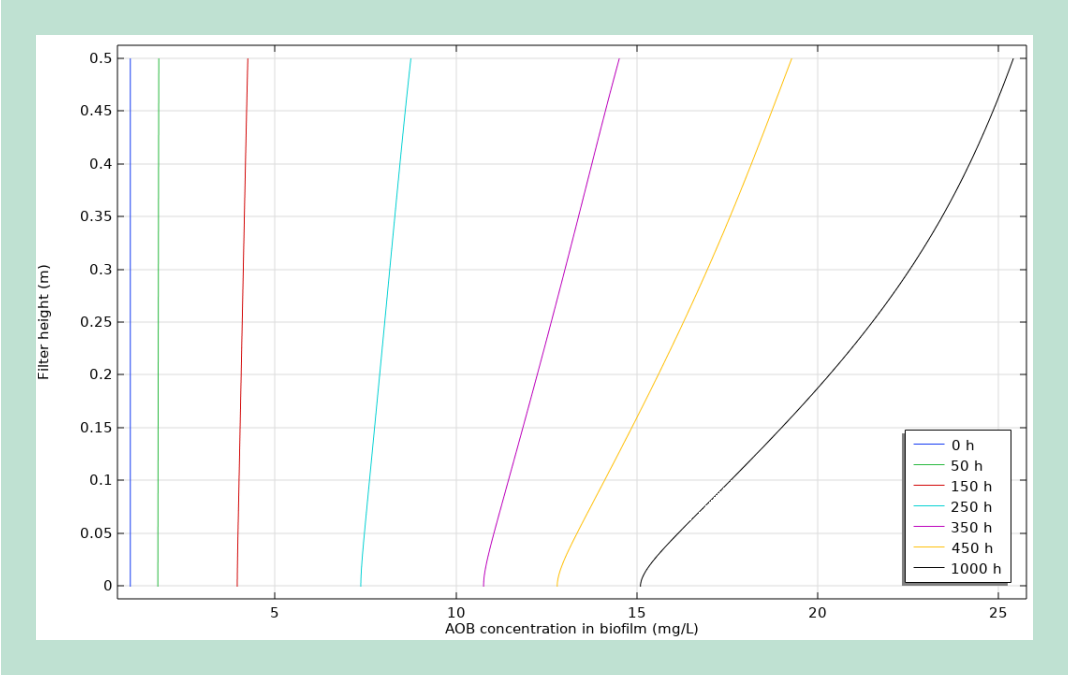
FIGUR 14. Dybdeprofil af jernkoncentration indenfor én gangtid, Lundeværket.

Tiden 510 timer er lige i starten efter det sidste returskyl vist på FIGUR 12 og 605 timer er lige i slutningen af gangtiden. Som det ses, er der en relativ høj udløbskoncentration (0,3 mg Fe/L)

lige efter et returskyl. I løbet af gangtiden forbedres jernfjernelsen og i gennemsnit over en gangtid er udløbskoncentrationen 0,12 mg Fe/L. En filterhøjde på 50 cm ser ud til at være et godt valg, da hele filterdybden bidrager til jernfjernelsen.

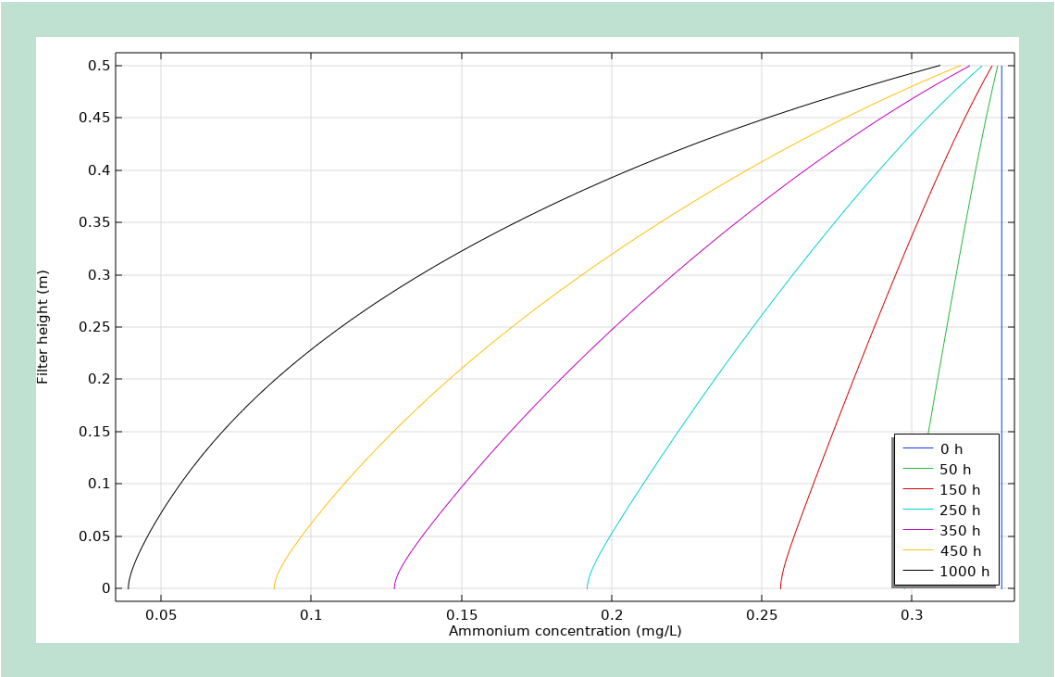
3.1.3 Ammoniumfjernelse forfilter

I de kørte simuleringer er returskyllet kun sat til at fjerne 20% af biofilmen. For vandværker, hvor både jern og ammonium fjernes i samme filter, tilstræbes det, at jernet fjernes effektivt fra filteret mens biofilmen med AOB bevares mest muligt. For at vise returskyllets betydning på AOB er startkoncentrationen sat til 1 mg/L. FIGUR 15 viser koncentrationen af AOB ned gennem filteret til forskellige tider.



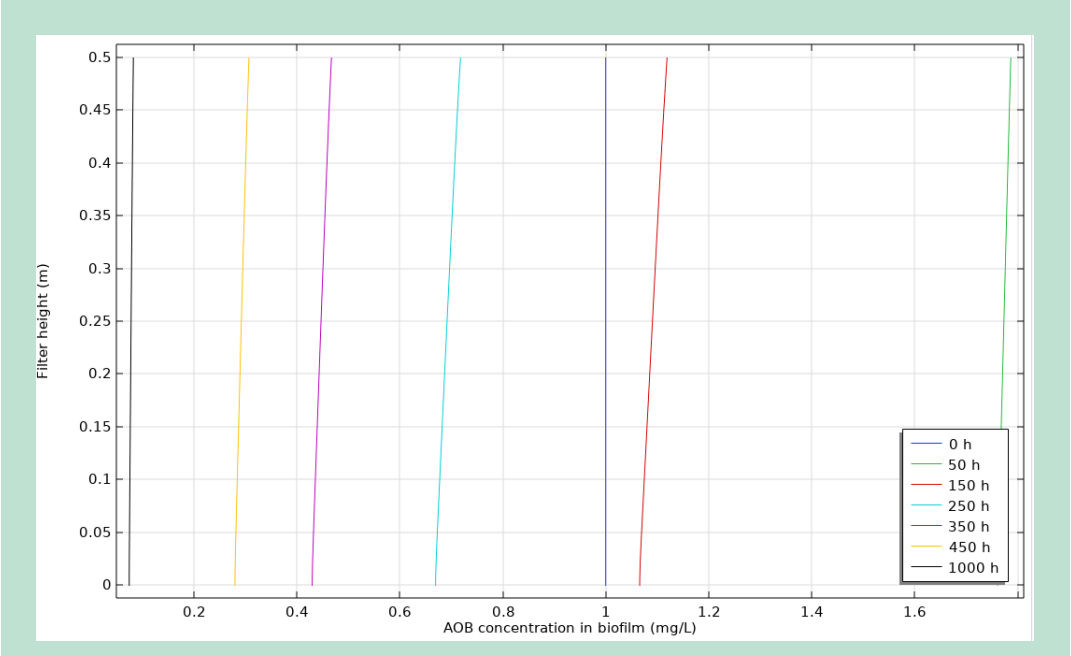
FIGUR 15. Dybdeprofil af AOB over flere gangtider, forfilter, Lundeværket.

Som det ses, er koncentrationen til tiden 0 timer 1 mg/L og øges som tiden går. Det vil sige at der i løbet af gangtiden opbygges mere biofilm end der bliver fjernet ved returskyllet. Det ses også, at der over tid dannes mere biofilm i toppen af filteret, hvor ammoniumkoncentrationen er højest. FIGUR 16 viser de tilhørende profiler for ammoniumkoncentrationen.



FIGUR 16. Dybdeprofil af ammonium over flere gangtider, forfilter, Lundeværket.

Som det ses på FIGUR 15 opbygges der AOB i forfilteret over tid, hvilket ikke er ønskeligt, da vi ønsker ammoniumfjernelsen på efterfilteret. For at undgå dette, er det nødvendigt at der fjernes mere biofilm ved returskyllet. Ved 70 % fjernelse opbygges der også mere biofilm end der fjernes, men en simulering med 80% fjernelse viser at en startkoncentration på 1 mg/L over tid udvaskes fra filteret, se FIGUR 17. Om det i praksis kan lade sig gøre, vil fuldskalaforsøget på Lunde vise (se Rapport 11 om Demonstrationsanlæg ved Lundeværket). Det vil også være muligt at returskylle oftere end nødvendigt (mht. jernfjernelsen) for at undgå vækst af AOB i forfilteret.



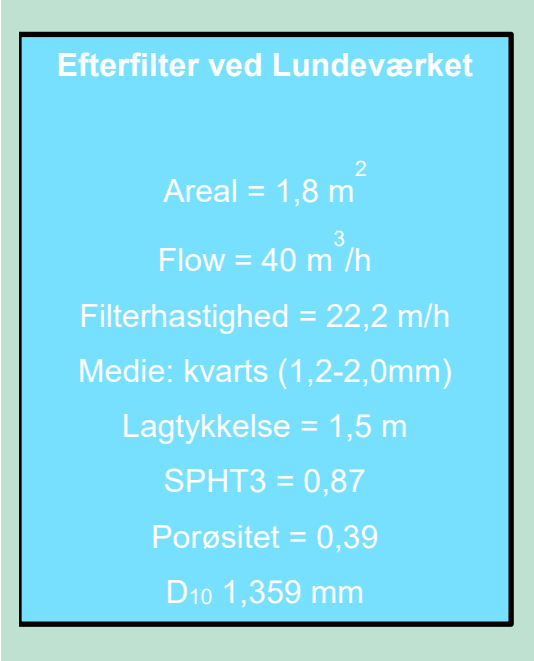
FIGUR 17. Dybdeprofil af AOB med 80% fjernelse under returskyl, forfilter, Lundeværket.

3.1.4 Efterfilter med biostimulering

Efterfilteret på Lunde opbygges som et traditionelt trykfilter, men med mulighed for alternerende flowretning. I simuleringerne er der regnet med en tilgang af jern på 0,12 mg Fe/L og 0,33 mg NH_4^+/L. Flowretningen skifter hver 24. time for at der kan opformeres AOB i både top og bund af filteret. I Rapport 5 om Biostimulering med ammonium er fordelene ved denne tilgang belyst ved en række pilotskala forsøg.

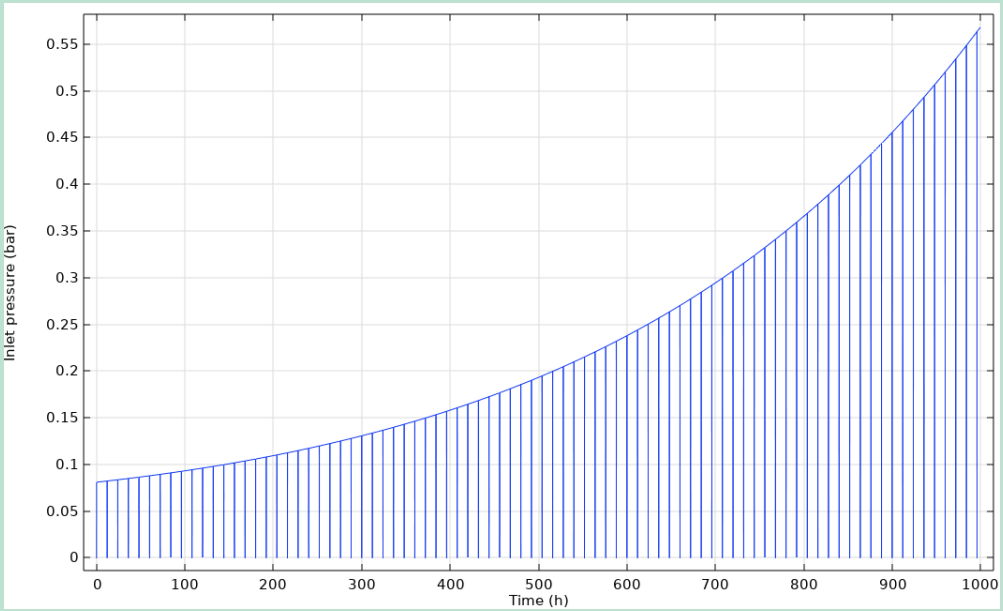
3.1.5 Jernfjernelse på efterfilter

FIGUR 18 viser de fysiske parametre for Lundeværkets nye efterfilter. Bemærk, at det planlagte efterfilter kun har et areal på 1,8 m^2, hvor det eksisterende forfilter har et areal på ca. 10 gange så stort, nemlig 17,8 m^2. Da der skal samme flow gennem forfilter og efterfilter (40 m^3/t) betyder det, at efterfilteret har en stor filterhastighed på ca. 22 m/h.



FIGUR 18. Data om det planlagte efterfilter ved Lundeværket.

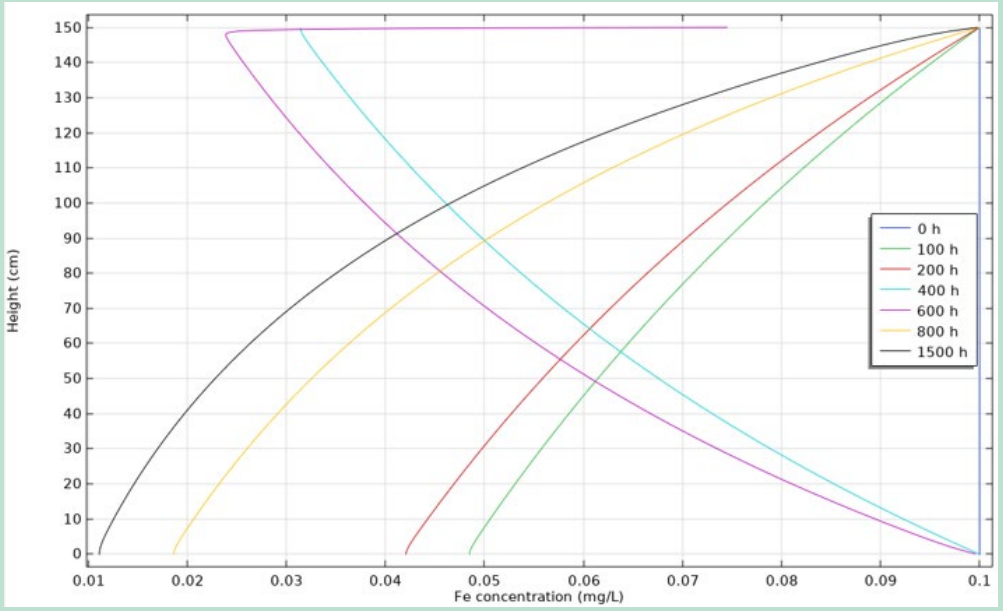
Et trykfilter skylles typisk inden trykstigningen når 0,3 bar. FIGUR 19 viser modelresultater for opstuvningen på efterfilteret over en gangtid. Der er regnet med, at der slipper 0,12 mg Fe/L gennem forfilteret.



FIGUR 19. Opstuvning over en gangtid, efterfilter Lundeværket.

Som det ses af figuren, er gangtiden 700 timer (29 dage) inden opstuvningen når 0,3 bar. Der er dog ingen grund til at have en så lang gangtid. Det forventes at jernet er nemmere at skylle ud af filteret hvis der returskylles oftere. En trykstigning på 0,15 bar vælges derfor som udgangspunkt. Det vil ifølge FIGUR 19 medføre en gangtid på ca. 380 timer (ca. 16 dage).

Jernfjernelsen forventes hurtigt indkørt på efterfilteret (< en uge). FIGUR 20 viser jernkoncentrationen ned gennem filteret.



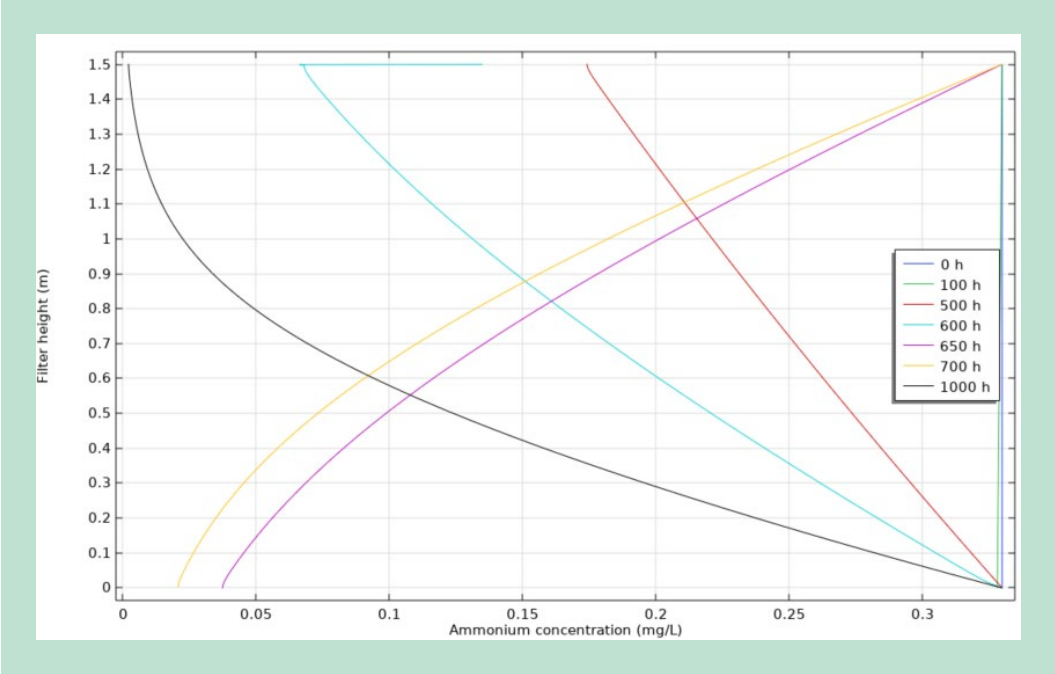
FIGUR 20. Dybdeprofil af jern, efterfilter med alternerende flowretning, Lundeværket.

På FIGUR 20 ses det, at efterfilteret fjerner det sidste jern så afgang efterfilter kommer under 0,05 mg Fe/L til trods for den høje filterhastighed. Alt efter om flowretninger er oppefra og ned

eller nedefra og op, aflæses afgangskoncentrationen ved en filterhøjde på henholdsvis 150 cm og 0 cm.

3.1.6 Ammoniumfjernelse på efterfilteret

På grund af en filterhastighed på 22 m/h og en relativ lav ammoniumkoncentration på 0,33 mg NH_4^+/L må der forventes en rigtig lang indkøring af efterfilteret, hvis ikke der anvendes "Smart-Sand". Udvikling og produktion af Smartsand er beskrevet i Rapport 8. FIGUR 21 viser ammoniumkoncentrationen i efterfilteret til forskellige tider efter opstart uden brug af SmartSand.



FIGUR 21. Dybdeprofil af ammonium, efterfilter med alternerende flowretning, Lundeværket.

Først efter 650 timer er udløbskoncentrationen under 0,05 mg NH_4^+/L. Det er ca. 1 måned og helt uacceptabelt. Dansk Kvarts Industri har bygget faciliteterne til fremstilling af SmartSand. SmartSand er indkørt filtermateriale med en høj koncentration af AOB som ved iblanding i nyt filtermateriale kan mindske indkøringsperioden. Det er ikke rentabelt at fylde hele efterfilteret med SmartSand selvom det ville betyde at ammonium kunne fjernes fra dag 1. Det er derfor undersøgt, hvor meget SmartSand er nødvendigt at tilføre efterfilteret, når der er et ønske om, at efterfilteret skal være indkørt indenfor ca. en uge både mht. jern, ammonium og mangan.

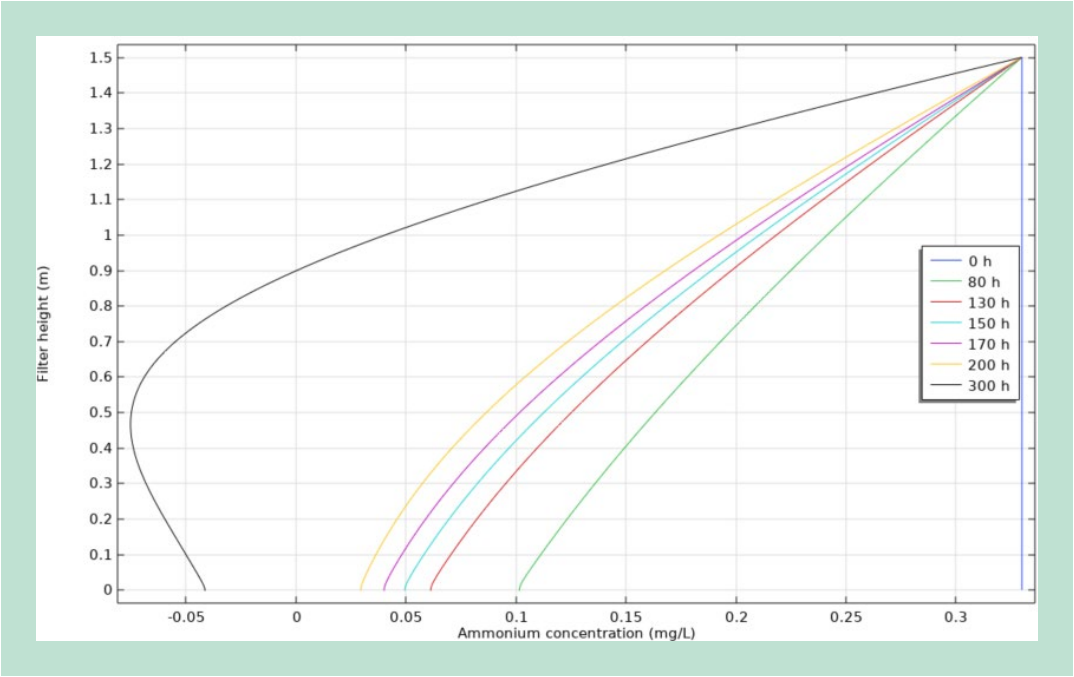
TABEL 2 viser den estimerede indkøringstid ved forskellige blanding af SmartSand i nyt sand.

TABEL 2. Indkøringstid for ammonium ved forskellige mængder SmartSand, efterfilter, Lundeværket.

SmartSand [%]	Indkøringstid [t]
0	650
5	280
10	220
15	180
20	150

Ifølge beregningerne, vil en 20% blanding af SmartSand medføre en indkøring for ammonium på efterfilteret på 150 timer (knap en uge).

FIGUR 22 viser indkøringsresultatet ved anvendelse af 20% SmartSand.



FIGUR 22. Dybdeprofil af ammonium ved brug af 20% SmartSand, indkøring af efterfilter, Lundeværket.

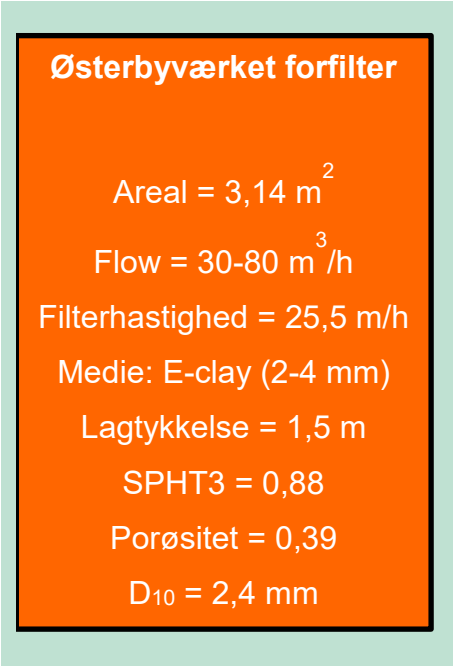
Som det ses af figuren, falder indløbskoncentrationen på 0,33 mg/L til under kvalitetskriteriet på 0,05 mg NH_4^+/L på 150 timer.

3.2 Driftsscenarier for prototypen Østerbyværket

På Østerby installeres et nyt forfilter (trykfilter) til jernfjernelse og et af de eksisterende filtre anvendes som efterfilter. Ideen er at afprøve dybdefiltrering af jern på et forfilter samt belyse, om flowet på efterfilteret kan øges, hvis jern i forvejen er fjernet på et forfilter.

3.2.1 Forfilter generelt

FIGUR 23 viser de fysiske parametre for Østerbyværkets forfilter.



FIGUR 23. Data for den planlagte forfilter, Østerbyværket.

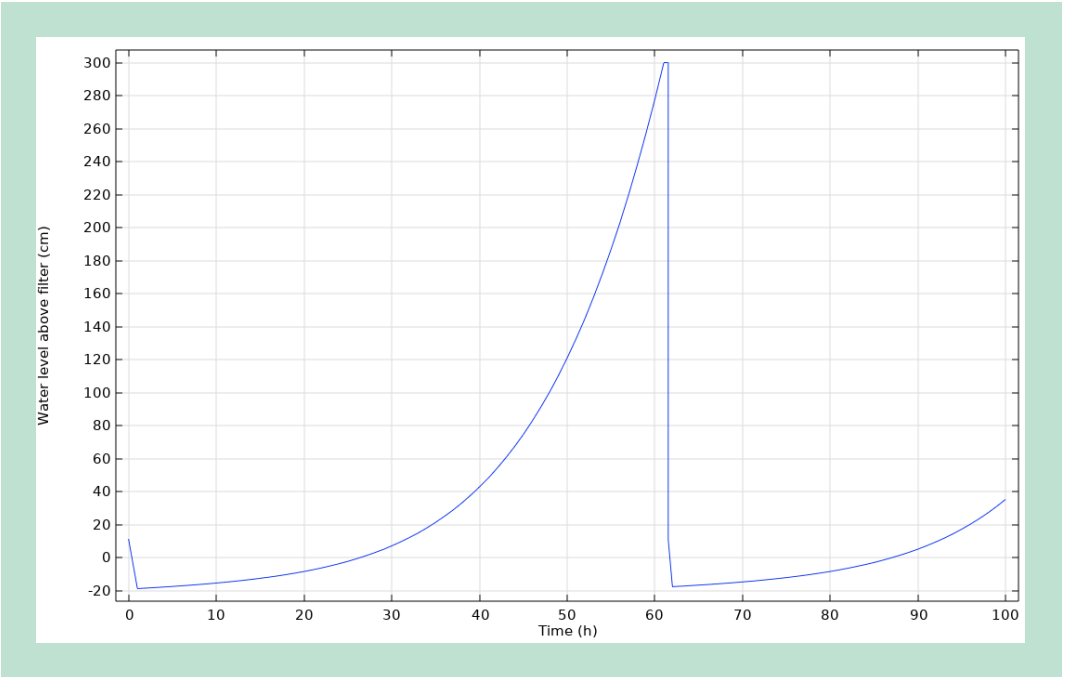
Igen er arealet af det nye filter (3,14 m^2) langt mindre end det eksisterende filter (14,8 m^2). Derfor vil det være muligt at presse forfilteret med en høj flowhastighed (ca. 25 m/t). På denne måde bør der opnås en dybdefiltrering og en stor jernfjernelse per m^2 filterareal end ved et langsommere flow.

Der regnes med en indløbskoncentration på 2,6 mg Fe/L og 0,32 mg NH_4^+/L samt en vandtemperatur på 10 grader.

3.2.2 Jernfjernelse på forfilteret

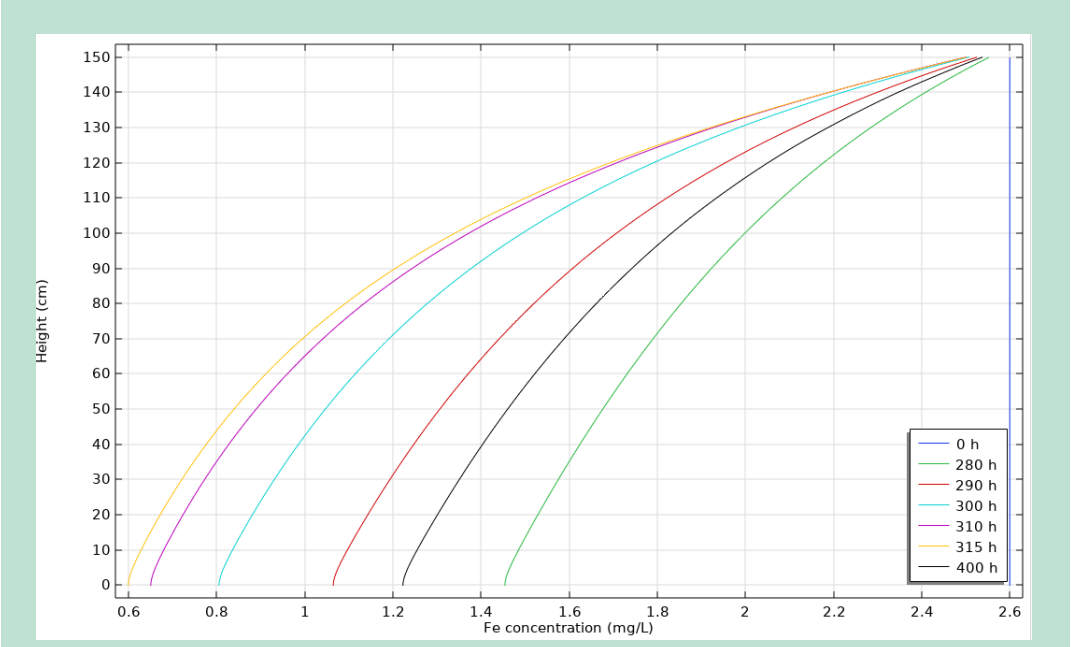
På FIGUR 24 er opstuvningen over filtermaterialet vist som funktion af tiden ved et flow på 30 m^3/h hvilket svarer til det almindelige flow. Opstuvningen skyldes, at der afsættes jern i filteret som giver en øget filtermodstand.

Ved et flow på 30 m^3/h kan der forventes en gangtid på ca. 60 timer, hvis der tillades en opstuvning svarende til en trykforøgning på 0,3 bar. Er flowet derimod 50 m^3/h kan der forventes en gangtid på omkring 48 timer og ved et flow på 80 m^3/h kan der kun forventes en gangtid på omkring 35 timer.



FIGUR 24. Opstuvning over tid, forfilter, Østerbyværket. Flow = 30 m^3/t og jern = 0,26 mg/L.

Ved 30 m^3/h fjernes jernet til ca. 0,2 mg Fe/L. Men anvendes 80 m^3/h slipper der ca. 0,6 til 1,4 mg Fe/l gennem filteret og videre til efterfilteret. Dette er vist på FIGUR 25, hvor forskellige tider er vist indenfor samme gangtid (280-315 timer efter opstart).



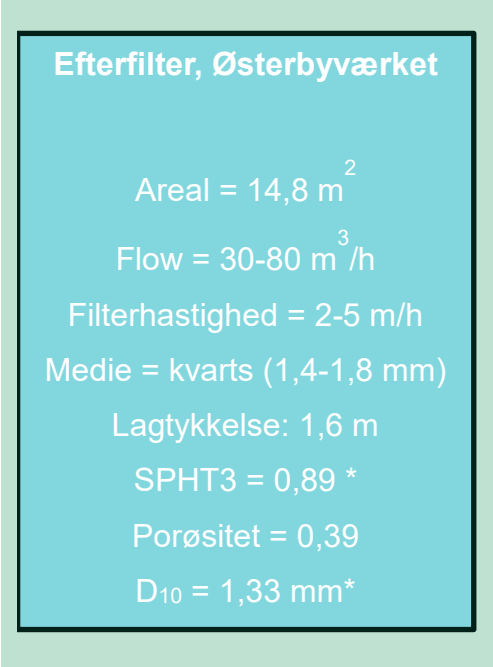
FIGUR 25. Dybdeprofil af jern ved forskellige tider i samme gangtid, forfilter, Østerbyværket. Flow = 80 m^3/t.

Det har selvfølgelig en stor indflydelse for gangtiden af efterfilteret, hvor meget jern det belastes med.

3.2.3 Efterfilter

Det ønskes ikke, at ammonium fjernes på forfilteret. Som for simuleringerne for Lundeværket antages der her, at dette kan opnås ved effektive skyl af forfilteret, der forhindrer at der opbygges en biofilm med ammoniumoxiderende bakterier. Det regnes derfor med, at efterfilteret tilføres 0,32 mg NH_4^+/L svarende til koncentrationen i råvandet.

Som efterfilter benyttes det eksisterende åbne filter nr. 6. Fribord er målt til 53 cm. Opstuvning sættes derfor til 50 cm, som er absolut max. FIGUR 26 viser de fysiske parametre for Østerbyværkets efterfilter.



FIGUR 26. Data for den eksisterende efterfilter, Østerbyværket. **middelværdier ud fra arbejdspakke 1, hvor der er målt på Østerby.*

Alt efter hvilket flow der besluttes til forfilteret vil efterfilteret belastes med forskellige koncentrationer af jern. Worst case er med det højeste flow på 80 m^3/h hvor der i gennemsnit af en gangtid vil slippe ca. 1 mg Fe/L videre til efterfilteret. Det vil betyde en gangtid på kun 80 timer, hvilket er for kort tid for et effektivt efterfilter. Selv hvis der regnes med at der kun tilføres 0,6 mg Fe/l som svarer til, hvad der kommer gennem forfilteret i slutningen af en gangtid ved 80 m^3/h, vil efterfilteret skulle skylles efter ca. 130 timer. Efterfilteret skulle gerne have en gangtid på op mod en måned (720 timer) og mindst 14 dage. Det er derfor nødvendigt at undersøge sammenhæng mellem flow og jern i udløbet fra forfilteret samt efterfølgende gangtid på efterfilteret, se TABEL 3.

TABEL 3. Sammenhæng mellem jernbelastning og gangtid, efterfilter.

Flow m^3/h	mg Fe/L ved afgang forfilter	Gangtid efterfilter [h]
30	0,21	776
40	0,31	445
50	0,38	308
60	0,45	227

Ammonium kan i alle tilfælde fjernes på efterfilteret, men ideen med at fjerne jern på et forfilter er også at der kan spares noget vand til returskyl, idet efterfilteret kun skal skylles meget sjældent. Denne gevinst er ikke så udtalt, hvis der anvendes et flow på 60 m^3/h til trods for at der fjernes mere end 80% af jernet på forfilteret.

4. Konklusion

Vandbehandlingsmodellen blev udviklet i COMSOL ved hjælp af CFD (Computational fluid dynamics) og anvendt til at dokumentere fordelene ved nye filterdesign.

For Lundeværket viser resultater af diverse scenarier, at det eksisterende forfilter kan bortgraves til 50 cm lagtykkelse af filtermediet og stadig fjerne jern ved et flow på 40 m^3/t. Endvidere viser modellen, at indkøring af ammoniumfjernelse kan tage over én måned, hvorfor anvendelse af SmartSand, der allerede er indkørt, vil være fordelagtig.

For Østerbyværket viser resultaterne af diverse scenarier, at gangtiden på det eksisterende efterfilter er meget afhængig af hvor meget jern slipper igennem forfilteret. Hvis der slipper mindre end 0,2 mg/L jern igennem forfilteret, kan gangtiden være ca. en måned, hvilket tillader uforstyrret vækst af de nitrificerende bakterier uden at de fjernes ved et returskyl.

Vandbehandlingsmodel
I Danmark er drikkevandsproduktion baseret på grundvand, der behandles ved en enkel proces, der består af iltning af vandet efterfulgt af en biofiltrering med gravitations- eller trykfiltre. Herved fjernes eller omdannes jern, ammonium og mangan. Design og drift af biofiltrering, som er hjertet i vandbehandlingen, har ikke ændret sig væsentligt i mere end 100 år. Fremskridt i prøvetagning og måleteknikker i forbindelse med biofiltrering har imidlertid medført ny viden og mulighed for at undersøge, forstå og manipulere de kemiske, mikrobiologiske, fysiske og procesteknologiske elementer i drikkevandsbehandling. Vandkvaliteten er under pres, og der er en erkendelse af, at mange af de nuværende overskridelser af vandkvalitetskrav på landsplan kunne undgås ved en bedre vandbehandling.

Projektets formål er at re-designe vandbehandling fra bunden ved radikal nytænkning af drikkevandsproduktionen, hvormed der kan ske en optimering af nye og eksisterende vandværker, herunder reduktion af vandspildet ved returskyl, forkortelse af indkøringen af nye filtre samt større bæredygtighed i drikkevandsproduktion.
Projektet har resulteret i formulering af 18 ”redesign-principper”, der handler om design og drift af drikkevandsbehandling. Principperne blev testet ved fuldskala demonstration af ny filterbeholderdesign samt ny indkøringsprocedure med SmartSand. Endvidere blev principperne udviklet på basis af ny viden om jern- og ammoniumfjernelse samt returskylleprocessen. Projektet har desuden påbegyndt udvikling af den åbne dataplatform ”Merkur” til vandbehandlingsdata samt en matematisk model til at belyse virkningen af forskellige filterkonstruktioner.

Miljøstyrelsen
Tolderlundsvej 5
5000 Odense C

www.mst.dk

Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Demonstrationsanlæg ved Østerbyværket

Rapport 10 i projektet ”Smart Re-design of Drinking Water Production”

MUDP Rapport

September 2023

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion:
Rasmus Bærentzen
Loren Ramsay

Fotos:
Rasmus Bærentzen

ISBN: 978-87-7038-549-7

Miljøstyrelsen offentliggør rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, som er finansieret af Miljøstyrelsen. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse.

Indhold

Forord		**5**
Sammenfatning		**8**
1.	**Introduktion**	**11**
1.1	Hovedleverancer	11
1.2	Design- og anlægsaktiviteter	11
1.3	Indkørings- og driftsaktiviteter	11
2.	**Krav til filterdesign**	**12**
2.1	Overordnet designbeskrivelse af Smartfilter-Fe	12
2.2	Designerfaringer fra filterprojektets tidligere faser	12
3.	**Design af demoanlæg**	**14**
3.1	Beskrivelse af demonstrationsløsningen på Østerbyværket	14
3.1.1	Smartfilter-Fe	14
3.1.1.1	Flow	14
3.1.1.2	Filterdiameter	15
3.1.1.3	Filtermedie	15
3.1.1.4	Bedhøjde	15
3.1.1.5	Fribord	15
3.1.1.6	Ledeplade til tilbageholdelse af filtermedie under kraftigt skyl	15
3.1.1.7	Filterbund	16
3.1.1.8	Bærelag	16
3.1.1.9	Luftharpe	17
3.1.1.10	Filter	17
3.1.2	Råvandsforsyning til Smartfilter-Fe	17
3.1.3	Rørføring fra Smartfilter-Fe til filter 6	18
3.1.4	Filterskyl	18
3.1.4.1	Skylleluftsflow	18
3.1.4.2	Skyllevandsflow	19
3.1.4.3	Rørføring for skyllevand	20
3.2	Kortfattet styringsbeskrivelse	21
3.3	Kildeplads- og filterdrift i forsøgsperioden	22
4.	**Undersøgelser**	**23**
4.1	Ø1. Bedekspansion under vandskyl	23
4.2	Ø2. Ledepladens funktion i nyt forfilter	26
4.3	Ø3. Indkøring af jern	28
4.4	Ø4. Flowets betydning for dybdefiltrering på nyt forfilter	32
4.5	Ø5. Effekt på efterfilter	35
4.6	Ø6. Skylleeffektivitet på forfilter	44
4.7	Ø7. Afdækning af filtertilstand ved forsøgsafslutning	50
5.	**Erfaringer og konklusion**	**58**

Bilag 1.Prøvetagning Østerby Filterforsøg **62**
Bilag 2.Ø1. Bedekspansion under vandskyl **66**
Bilag 3.Ø2. Ledepladens effektivitet **67**
Bilag 4.Ø3. Indkøring **68**
Bilag 5.Ø4. Flows betydning for dybdefiltrering **69**
Bilag 6.Ø5. Effekt på efterfilter **70**
Bilag 7.Ø6. Skylleeffektivitet på forfilter **73**
Bilag 8.Ø7. Afdækninger af filtertilstand efter forsøgsafslutning **74**

Forord

Denne rapport er en del af fyrtårnsprojektet ”Smart Re-design of Drinking Water Production”, som blev udført i perioden 2018 - 2022 og finansieret af projektdeltagernes egenfinansiering samt den offentlige støtteordning Miljøteknologisk Udviklings- og Demonstrationsprogram (MUDP) under Miljøministeriet. Projektets formål er at re-designe vandbehandling ved en dyb forståelse og en radikal nytænkning af vandbehandlingsprocessen. Da projektet omhandler helt almindelig dansk vandbehandling, er projektets resultater relevante for alle danske vandforsyninger.

Fyrtårnsprojektet er formidlet gennem 12 rapporter, samt en serie konferenceindlæg, tidskriftsartikler, og seminarer. Desuden er en række løsninger demonstreret ved fuldskalaanlæg på hhv. Østerbyværket syd for Aarhus og Lundeværket nord for Odense.

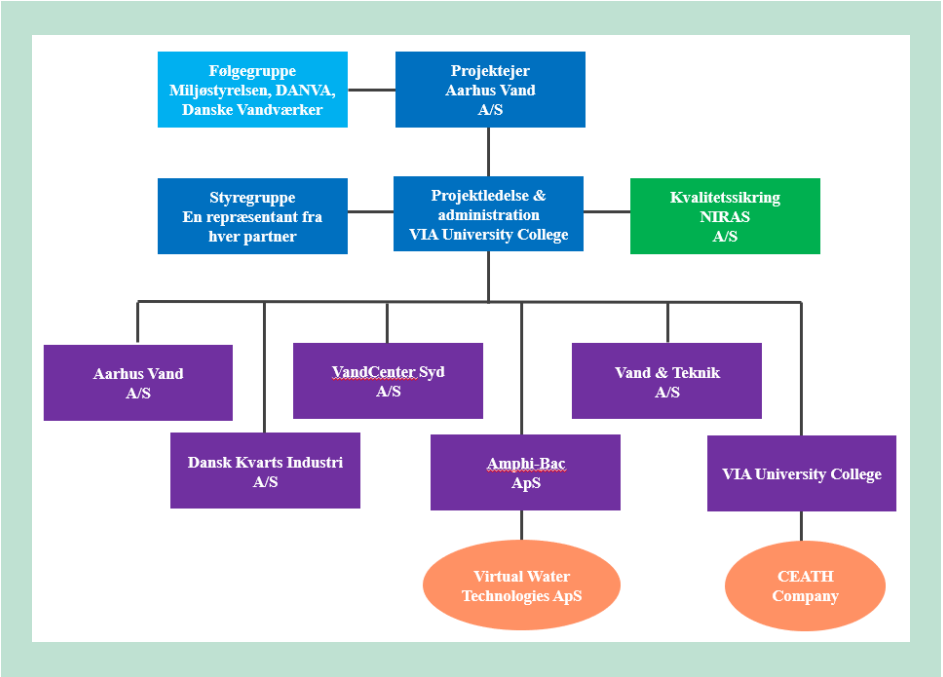
Baggrund

I Danmark er drikkevandsproduktion baseret på grundvand. Grundvandet behandles ved en ret enkelt proces, der kaldes for ”normalbehandling” (Karlsen og Sørensen, 2014). Denne proces består af iltning af vandet efterfulgt af en biofiltrering med gravitations- eller trykfiltre. Biofiltrering indebærer en kompleks blanding af fysiske, kemiske og mikrobiologiske elementer. Da det indvundne grundvand ofte er kemisk reduceret, kan vandet indeholde opløste stoffer som jern, ammonium og mangan, der skal fjernes/omdannes. Avanceret vandbehandling kommer kun på tale, hvis der også er behov for at fjerne f.eks. gasser (svovlbrinte, methan, aggressiv kuldioxid), hårdhed, arsen eller pesticider. I Danmark anvendes hverken chlor eller andre former for kemisk desinfektion under behandling eller distribution af vandet.

Biofiltrering er hjertet af normalbehandling af drikkevand i Danmark. Design og drift af biofiltrering har dog ikke ændret sig væsentligt i mere end 100 år. Manglende proces- og mikrobiologisk viden kombineret med en konservativ tilgang har medført, at videreudvikling af biofiltrering har været begrænset, og at filtre har været betragtet som en black box. Nye og billigere mikrobiologiske analyser, sofistikerede prøvetagningsmetoder, at-line målinger og andre fremskridt har nu åbnet denne black box i vandbehandlingen og gjort det muligt at undersøge, forstå og manipulere processen i højere grad end før.

Projektorganisation

Projektet blev udført af syv partnere og to underleverandører, se FIGUR 1 nedenfor:



FIGUR 1. Diagram over projektorganisation.

Projektets følgegruppe og styregruppe bestod af følgende personer:

Følgegruppe
Bolette D. Jensen, Miljøstyrelsen (formand)
Dorte Skræm, DANVA
Robert Jensen / Henrik Hermansen, Danske Vandværker
Flemming Fogh Pedersen, Aarhus Vand (projektejer)
Loren Ramsay, VIA University College (projektleder)

Styregruppe
Flemming Fogh Pedersen, Aarhus Vand
Finn Mollerup, VandCenter Syd
Jens Kristensen, Vand og Teknik
Claus Hove Sørensen, Dansk Kvarts Industri
Søren Bastholm Olesen, Amphi-Bac
John Kristensen, NIRAS
Loren Ramsay, VIA University College

Projektets arbejdspakker og rapporter

Projektet er inddelt i arbejdspakker og rapporter, se nedenfor. Arbejdspakkerne og rapporterne er identificeret som "åbne" eller "kommercielle" for at tydeliggøre, hvornår resultater frit formidles til hele branchen og hvornår resultater holdes internt blandt de relevante partnere af hensyn til kommercielle interesser.

Arbejdspakke 1: Etablering af designgrundlag (åben)
Rapport 1: Indsamling af vandbehandlingsdata
Rapport 2: Merkur: Web-baseret platform til vandbehandlingsdata

Arbejdspakke 2: Tekniske forsøg (åben)
Rapport 3: Flytning af filtermediekorn under returskyl
Rapport 4: Jernfjernelsesdybde i biofiltre
Rapport 5: Biostimulering med ammonium
Rapport 6: Jernfjernelse i returskyl
Rapport 7: Filtermediers gangtid

Arbejdspakke 3: SmartSand (kommerciel)
Rapport 8: Udvikling og produktion af SmartSand (fortrolig)

Arbejdspakke 4: SmartArkitektur (åben)
Rapport 9: Vandbehandlingsmodel

Arbejdspakke 5: Fyrtårnsdemonstration i fuldskala (åben)
Rapport 10: Demonstrationsanlæg ved Østerbyværket
Rapport 11: Demonstrationsanlæg ved Lundeværket

Arbejdspakke 6: Projektledelse
Rapport 12: Sammenfatning

Sammenfatning

Projektet ”Redesign” har til hensigt at søge efter et mere optimeret design af vandværksfiltre. Overordnet er principperne baseret på, at vandbehandlingen på vandværker deles op i et Smartfilter-Fe, hvor jernfjernelsen foregår, og et biofilter, hvor fjernelsen af ammonium, nitrit og mangan forgår. Grundideen består i, at man herved kan tilpasse design og drift af de to filtertyper til den opgave, som filtrene hver især skal løse.

Der er forud for denne rapport foretaget en række forsøg i mindre skala for at afdække en del af de styrende parametre og derved kunne designe det mest hensigtsmæssige filter og tilhørende drift. Disse erfaringer havde til hensigt at skulle danne grundlag for afsluttende fuldskalaforsøg, som skulle demonstrere erfaringerne i fuld skala.

I demonstrationsprojektet er det blevet bevist, at adskillelsen af jernfjernelsen fra de øvrige mere biologiske vandbehandlingsprocesser er en klar fordel. Kapacitetsforøgelsen af filterlinjen er mangedoblet i forhold til driften før, og selvom der tages hensyn til forøgelsen af filterkapaciteten ved tilførsel af et Smartfilter-Fe, er der sket en væsentlig udvidelse af behandlingskapaciteten i filterlinjen. Det er der gode perspektiver i, da det her er bevist, at man kan få en del bedre vandbehandling ud af et filter ved blot at sætte et mindre forfilter på de eksisterende filtre og derved udvide filterkapaciteten betydeligt.

Teoretisk har en 20 % filterekspansion under skyl med vand været en målsætning for at få et godt og effektivt skyl. Det har dog vist sig, at der skal stor skyllevandskapacitet til at skylle så meget vand igennem filteret, og det ville betyde en væsentlig udvidelse af dels pumpekapaciteter, men også for rørfæringer på vandværker. Det har været uforeneligt med målsætningen om at spare skyllevand, og der er ikke arbejdet videre med den ide i forsøgene. Derfor er der fortsat med de mere traditionelle skyllekapaciteter, som ses på danske vandværker på 40 – 65 m/t.

Indkøringen af et jernfilter har vist sig gennem forsøgene at tage ca. 3 dage, men efterfølgende ses der stadig forbedring af jernfjernelse i filteret, hvor der sker en slags modning og fortsat forbedring. Det er også bevist, at der med højere hastigheder i filteret sker en højere grad af dybdefiltrering, hvor jern afsættes i hele filterdybden. Filterhastigheder på ca. 20 m/t har været passende i dette filterforsøg, men der ses også dybdefiltrering ved lavere hastigheder. Der ses dog stadig en højere afsætning af jern i toppen af filteret, selv om der er dybdefiltrering, men udnyttelsen af dybden giver stadig mulighed for, at der ved denne løsning kan anvendes længere gangtider. Men ved de højere hastigheder ses der imidlertid også indikationer på, at det udfældede okker måske genmobiliseres, uden at der dog er leveret et endegyldigt bevis for det. Men det tyder måske på, at der således også er en øvre grænse for dybdefiltrering som løsning.

Filterskyl med vand og luft samtidig (ofte benævnt ”lille skyl”) har ved tidligere undersøgelser været udpeget som den mest effektive del af skyllet. Derfor har tankerne for en forbedring af denne proces været at øge effektiviteten ved at skrue op for hastighederne i skyllet. Det viser sig imidlertid, at øgede kapaciteter gør det svært at slippe af med luft og vand samtidig, og det til trods for at der på filterets top er mulighed for at lukke luften ud under skyllet. Det medfører dog, at trykket i filteret øges, og at udstyret derfor mister kapacitet, og det bliver en begrænsende faktor, hvis kapaciteterne skal øges til over det, der er normal dansk standard. Men det har vist sig, at det slet ikke er nødvendigt at have anordninger i filteret, som modvirker udskyl-

ning af filtermaterialer. I en efterrationalisering på vurderingen af årsagen til udskylning af filtermaterialer, kan det jo være, at en væsentlig del af årsagen reelt er voksende filtre, og at filteroverfladen derved ligger tæt på udløbets højde.

Det ses af forsøgene, at den biologiske del af vandbehandlingen påvirkes betydeligt af filterskyl, og at lang tids drift uden filterskyl på biofilteret bør tilstræbes. Men observation af filterskyl i det biologiske filter har også indikeret, at der fjernes mangan fra filteret, som jo ellers efterlades i filteret. Det gør, at biofilteret også bør skylles dog med en langt mindre frekvens. En måneds gangtid har været skøn på en passende frekvens.

Tilsætning af kobber har kun haft en effekt på fjernelsen af mangan, som bliver mere effektiv. Ved andre filtre er der erfaring for, at kobbertilsætning har en betydelig effekt på fjernelsen af ammonium og nitrit. Det er dog ikke set under forsøget. Årsagen kan være, at den lavere skyllefrekvens betyder, at vi ikke hele tiden skyller den aktive biomasse ud af filteret, hvorved yderligere tilførsel af kobber ikke er nødvendig.

Forsøgene med test af 5 forskellige skyllesekvenser har formentlig været påvirket af en defekt af filterbunden under forsøget. Det har vist sig, at der stort set er ens fjernelsesgrader ved de forskellige skyllesekvenser, og der kunne ses en relativt dårlig fjernelsesgrad på omkring 60 %. Dog har der været indikationer på, at skyl med først luft og efterfølgende stort skyl gav bedre resultater, men det stemmer ikke ret godt overens med tidligere forsøg. Derfor er konklusionen, at vi måske må tage resultaterne med forbehold for effekten af den defekte filterbund. Den ringe fjernelsesgrad kunne også ses på filtermaterialerne, som havde en tilvækst på 5 – 13 %, hvor det var størst i toppen og mindst i bunden. Skylleforsøgene viste også, at lille skyl havde rollen at frigøre jern, mens stort skyl (dvs. vand alene) mere havde en funktion som efterpolering. Jernfjernelsen i henholdsvis lille skyl og stort skyl var i de fleste forsøg på henholdsvis 30 – 60 % og 5 – 10 %. Da der anvendes ret lille mængde skyllevand til lille skyl i forhold til stort skyl, må det lille skyl betegnes som mest effektivt og stort skyl nedbringer blot residualindholdet af partikulært jern i filteret. Det tyder også på, at der ikke er den store effekt i at køre med luft alene inden lille skyl, da der er ret ens fjernelsesgrader med og uden luft alene.

Forsøgsresultaterne har frembragt en ide om, at man muligvis kunne undvære det store skyl, men man må så påregne, at der transporteres jernholdigt vand til efterfilteret (dog med jern i partikulær form). Om det er hensigtsmæssigt eller ej har ikke været afdækket i forsøgsrækken, men det er en potentiel mulighed for en optimering af vandforbruget til skyl.

Forsøgene har også givet nye ideer til, at man på simple måder kan undersøge skyllenes effektivitet kvalitativt. Udtagning af skyllevandsprøver hvert halve minut og en opstilling af prøveglassene giver et godt billede af fjernelsesgraden hen over skyllet. Skyllevandsslammets højde i glassene kan anvendes som en indikation på fjernelsen.

Ved afslutningen af forsøget blev filtermaterialerne fjernet, og der blev foretaget en visuel inspektion og udtaget prøver. Filtermaterialerne så desværre mere beskidte ud end forventet, og det understøtter de ret lave fjernelsesgrader fra skyllevandsforsøgene. Den defekte filterbund er en mulig årsag, men måske kan filtermaterialet også være en del af årsagen. Filtermaterialet ser ud til at være ret effektivt til at binde jernet, men måske er det faktisk sværere at få jernet af filtermaterialerne under skyllet.

I forsøget ses der indikationer på præferentielle strømningsveje, som formentlig har baggrund i, at beluftningen ikke er så tæt fordelt i filterbunden, som man kunne ønske, og det kunne være et forbedringspunkt. I filterforsøget blev der som noget nyt anvendt glaskugler som bærelag, og de havde kun meget lidt coating sammenlignet med filterkornene (< 1%). Forventningen er, at glaskuglernes ensartede form bidrager til en god fordeling af vand under skyl.

Der er testet en ny filterbund, som er lagt ovenpå den traditionelle filterbund i filteret forberedt til isætning af dyser. Den nye filterbund består af en udskåret slidsebund i PE udformet som et ”Johnson”-filter. Filterbunden har under filterforsøget løsnet sig, men det giver ikke anledning til, at det er en dårlig løsning. Den del af bunden, som ikke var defekt så fin ud, og filterbunden ville være god såfremt den blev udført i en stærkere udformning (f.eks. rustfrit stål og fastgjort til den originale filterbund). Filterbundens slidser så fine ud i den side, hvor den ikke var defekt.

Der er opnået gode erfaringer med dette fuldskalaforsøg, og der er opnået erfaringer, som har bidraget til en bedre forståelse af processerne, og som kan anvendes til at bygge videre på i fremtiden. Ikke alt er lykkedes, men det er en del af det, man må forvente, når der ændres design, og når der prøves nye ideer af. Helt overordnet har hovedideen med at adskille den fysisk-kemiske vandbehandling (jernfjernelse) fra den biologiske vandbehandling (ammonium, nitrit og mangan) bestået sin prøve og vist, at den kan give betydelig kapacitetsforøgelse. Mulighederne for kapacitetsudvidelser i eksisterende vandværker er med dette forsøg afdækket, og det har vist, at der kan laves store kapacitetsudvidelser uden at skulle ændre meget i en eksisterende vandværksløsning. Det er der store omkostningsfordele i for danske vandselskaber.

Fuldskalaforsøgene på Østerbyværket er, sammen med fuldskalaforsøgene på Lundeværket, en del af en demonstration af den læring, som er opnået gennem fyrtårnsprojektet ”Redesign”. Hensigten er, at disse erfaringer og designs kan bidrage til at gøre det danske drikkevand endnu bedre og give dansk eksport af vandteknologi en fordel i fremtiden.

1. Introduktion

Det primære formål med arbejdet afrapporteret her er at videreudvikle og demonstrere nye vandbehandlingsløsninger under reelle driftsforhold. På basis af resultater fra de øvrige arbejdspakker i fyrtårnsprojektet "Redesign" opføres fuldskala demonstrationer på to eksisterende vandværker, Lundeværket og Østerbyværket. På disse værker vil det være muligt at sammenligne de nyudviklede løsninger med eksisterende filterlinjer med traditionel vandbehandling med præcis samme vandtype. Desuden vil anlæggene fungere som et kommercielt og teknologisk udstillingsvindue for de nyudviklede løsninger. Der sigtes mod, at det producerede vand skal være af en sådan kvalitet, at det kan sendes ud til forbrugerne. Fyrtårnsprojektet har en afgørende tilskyndelsesvirkning for, at disse demonstrationer opstilles hos forsyningerne.

1.1 Hovedleverancer

Der er følgende hovedleverancer i Fyrtårnsprojektet:

- En ny funktionsdygtig vandbehandlingslinje i fuldskala på Østerbyværket baseret på re-design principperne.
- Dokumentation af re-design fordelene ved sidestilling af re-design kontra traditionelt design på samme vandværk med samme råvandskvalitet.

1.2 Design- og anlægsaktiviteter

Formålet med disse aktiviteter var at designe og bygge et nyt fyrtårnsanlæg ved Østerbyværket på basis af resultater fra de øvrige arbejdspakker i projektet Redesign, herunder Smart-Tank fra arbejdspakke 4 og modelleringerne i arbejdspakke 5. Anlægget er tilpasset til pladsforholdene på Østerbyværket. Aktiviteterne har omfattet:

1. Projektering og projektledelse, herunder elprojektering og beskrivelse, maskinprojektering, programmering af PLC.
2. Indkøb af komponenter, hvor design er baseret på resultater fra de øvrige arbejdspakker. Indkøbet har indeholdt komponenter såsom filterbeholdere, skyllepumpe, rør, ventiler, frekvensomformere (til hastighedsregulering af pumper og blæser), instrumentering, el og styretavle. Derudover har der været anvendt genbrug af eksisterende materialer, hvor disse har forelagt (råvandspumpe, flowmålere, PLC'er, mv.).
3. Udførsel, herunder opsvejsning af rør, montage, fragt, kranhjælp, elinstallation, SRO-opsætning.

1.3 Indkørings- og driftsaktiviteter

Formålet med disse aktiviteter er at indkøre den nye vandbehandlingslinje på Østerbyværket og drifte den i en periode for at kunne sammenligne med en traditionel vandbehandlingslinje med samme vandtype bl.a. ved brug af KPI'er udarbejdet i Arbejdspakke 1.

1. Indkøring af fyrtårnsanlægget. Monitering af vandkvaliteten indtil vandet kan indgå i projektion til forbrugerne.
2. Drift af fyrtårnsanlægget i en længerevarende periode. Dokumentation af fysiske, kemiske og mikrobiologiske parametre af både fyrtårnsanlæggene og en sidestillet traditionel vandbehandlingslinje.

2. Krav til filterdesign

Projektbeskrivelsen har lagt op til, at der skal etableres en fuld filterlinje på Østerbyværket indeholdende både et Smartfilter-Fe og Smartfilter-Bio, som hver især er designet og optimeret til at løse henholdsvis jern-fjernelse og fjernelse af ammonium/mangan. Det er imidlertid konstateret, at det økonomiske grundlag for at etablere et samlet fuldskala-anlæg ikke var til stede. For at sikre et grundlag for fuld skala test og udvikle de teorier, som er defineret tidligere i projektet, er der fundet en løsning, hvor Smartfilter-Fe (jernfjernelsesfilteret) testes på Østerbyværket, mens det biologiske filter (Ammonium og manganfjernelse) testes hos Vandcenter Syd. Dette giver grundlag for en god vidensopbygning og test af et optimeret anlæg for jernfjernelse og se det i funktion i et af de eksisterende filtre på vandværket, hvor driften er sammenlignelig med et nabofilter. Samtidig giver det mulighed for at teste retrofitløsningsmuligheder i praksis. Derfor vil det efterfølgende designforslag arbejde videre med Smartfilter-Fe på Østerbyværket.

2.1 Overordnet designbeskrivelse af Smartfilter-Fe

Der skal etableres et Smartfilter-Fe (forfilter) med materialer og filterdesign, som tilgodeser en isoleret fjernelse af jern i dette filter. Filteret skal producere jernfrit vand til Østerbyværkets filter 6. Den nye filterkolonnes funktion og fjernelsesrater er sammenlignet med driften af et af de eksisterende filtre på Østerbyværket (filter 1).

2.2 Designerfaringer fra filterprojektets tidligere faser

I forhold til design af et jern-fjernelsesfilter (Smartfilter-Fe) er der tidligere udført forsøg, som har været anvendt til at udarbejde et design af en fuldskala demonstrationsløsning.

Vi har en række erfaringer fra filterprojektets tidligere faser, som skal demonstreres i denne fuldskalatest:

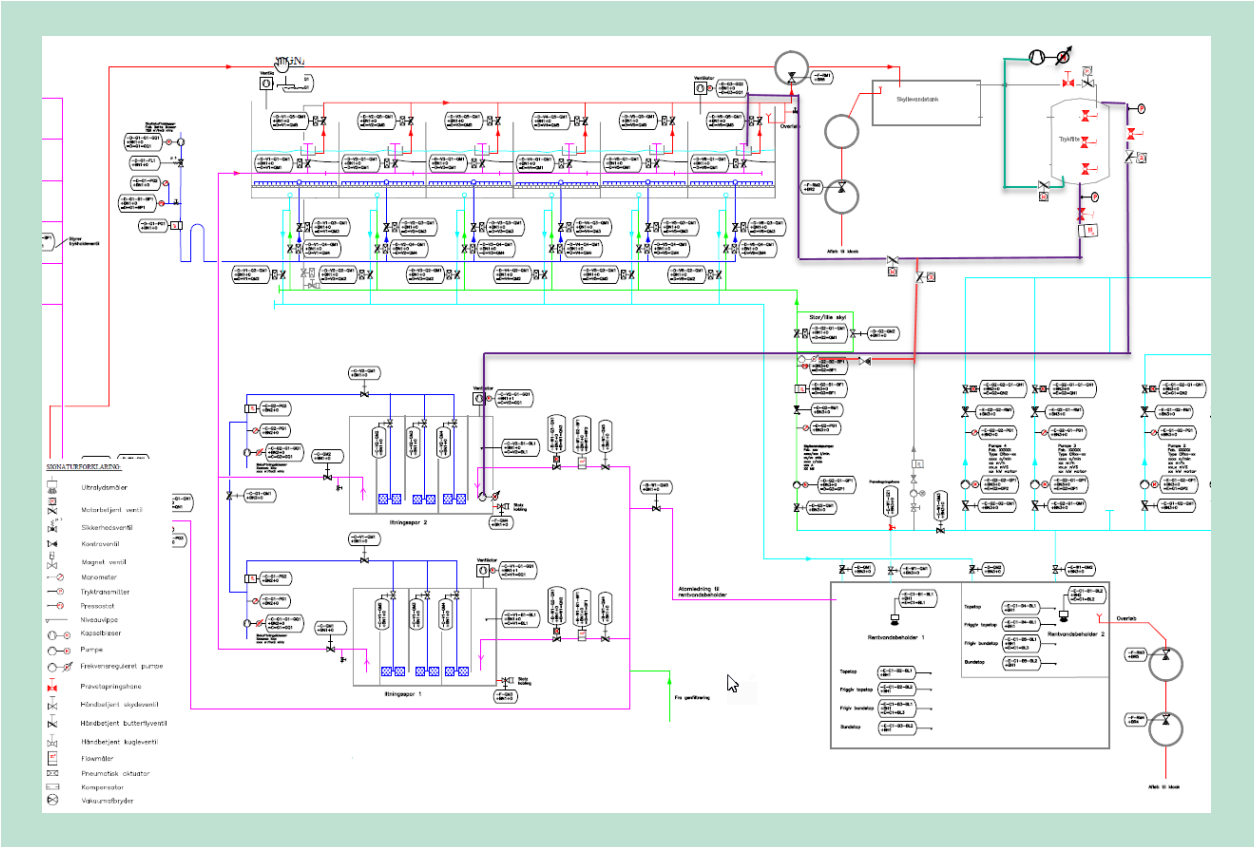
- Filterets størrelse har betydning for filterets kapacitet. Erfaringerne med testkolonnen har indgået i dimensioneringen af demo-filteret i form af modelberegningerne på jernfjernelsen. Filteret er dimensioneret til at kunne fjerne jern ved max 80 m^3/t (440 m^3/t delt med 6 filtre som er 73 m^3/t).
- Filterskyllet fungerede ikke optimalt under driften med testkolonnen under forsøgene, og det skal optimeres i fuldskalademonstrationsanlægget baseret på erfaringer fra pilotkolonnerne. Igennem forsøg er det erfaret, at skyl med både luft og vand er mest effektivt i forhold til at kunne fjerne mest muligt af jernudfældningerne i filteret. Det har derfor været vigtigt, at Smartfilter-Fe kan skylle med både vand og luft samtidigt. Det er vigtigt, at der kan reguleres og måles på begge dele for at sikre resultater og finde den bedste sammensætning af skyllet. Tidsangivelsen af sekvenserne i SCADA-systemet for hver sekvens af flow af luft og vand fastsættes på hvert trin. En sekvens springes over, hvis den sættes til 0 sekunder. Der skal kunne måles på både luft- og vandflow under forsøgene for at kunne teste parametrene til et optimalt filterskyl. Sekvenser skal gerne kunne gentages.
- Der er lavet tests med holdbarheden af filtermaterialerne i forhold til at vurdere om de fysiske påvirkninger, som filterkornene udsættes for under filterskyl, vil kunne ødelægge/slide på filterkornene. Erfaringerne er, at E-Clay ikke har så god holdbarhed som f.eks. kvarts eller antracit, men det forventes at det til gengæld har gode evner til at udfælde jern på. Derfor ønskes dette materiale testet af i fuldskalakolonnen.
- Der er lavet tests med forskellige filtermaterialer til jernfjernelse i pilotkolonner. Erfaringerne er, at E-Clay har gode evner til at udfælde jernoxider. Der er derfor valgt

dette filtermateriale til Smartfilter-Fe-kolonnen. Der er lagt et filterlag på 100 cm E-Clay i en kornstørrelse på 2 – 4 mm.

- Der har været overvejelser omkring forskellige filterbunde. Ønsket har været at kunne fjerne bærelag, da disse har meget begrænset renseeffekt i forhold til selve filtermaterialet, og der ønskes så kompakt et filter med så lav en størrelse som muligt. Samtidig er det et ønske at kunne have filterskyl med både luft og vand samtidig, hvilket stiller krav til filterbunden. I praksis har det dog vist sig svært at undvære bærelag i forsøgsfilteret på Østerbyværket, da der har været ønske om, at filterbunden ikke giver væsentlige tryktab og dermed har et højt gennemstrømningsareal. Dette har sammen med slidsestørrelserne i luftharpen medført et behov for et mindre bærelag på 10 cm lige over filterbunden og omkring luftharpen. For at sikre en god og ensartet vandgennemstrømning igennem bærelaget, er dette udført med glaskugler (3,8 – 4,4 mm).
- Det er søgt at reducere fribordet og bedhøjden så meget som muligt gennem test af en anordning, som kan sikre, at filtermaterialer ikke skylles ud af filteret selv under kraftige filterskyl. Kraftige filterskyl har til hensigt at sikre en effektiv fjernelse af filterkornenes jerncoating under filterskyl og modvirke voksende filtre. Løsningens effektivitet er undersøgt gennem tests.
- Hensigten med et fuldskaladesign er dels at gentage modellerede resultater og resultaterne i lille skala og samtidig prøve at vurdere langtidseffekterne. Dette kræver mulighed for at kunne måle og justere på forholdene.
- Det er muligt at kunne foretage reguleringer af iltindholdet via iltningssporet, men der er dog ikke foretaget væsentlige ændringer af beluftningen under forsøgene. Det er dog sikret under forsøgene, at der er rigeligt med ilt til stede til at kunne drive vandbehandlingsprocesserne. I praksis har iltindholdet ikke været under 6 mg/l ved tilgang Smartfilter-Fe (forsøgsfilteret).
- Det er gjort muligt at udtage vandprøver og filtermaterialeprøver i filteret i forskellige niveauer i filteret for f.eks. at kunne vurdere filterets filtreringsevne. Samme haner kunne anvendes til vandprøvetagning og har periodisk været rengjort løbende pga. udfældende jernoxider under drift.
- Der er etableret prøvehaner på tilgang og afgang fra filteret til dels udtagning af enkeltprøver og dels til at kunne måle online. Der er også sikret mulighed for at udtage prøver af skyllevandet under filterskyl.
- Det har også været en målsætning at kunne vurdere, om der skylles filtermaterialer ud under skyl, og løsningen er derfor også designet til at kunne vurdere dette. Der er lavet mulighed for at kunne føre skyllevandet ud af systemet for at kunne vurdere dette.
- Systemet er designet til at der kan skylles med luft, vand samt luft og vand samtidig. Der er etableret en separat luftharpe placeret lige over filterbunden.
- Der er lavet mulighed for at filterskyllets parametre kan justeres med sekvensens varighed, samt justere luftflow og vandflow. Varighed indgår som justeringsparametre i SCADA-systemet (SRO).
- Der er målt turbiditet på rentvand fra filterkolonnen. Herved kan effektiviteten af vandbehandlingen i filteret både i normal drift og lige efter filterskyllet vurderes.
- Der er installeret flowmålere på både luftskyl og vandskyl for at kunne måle og styre luft- og vandflow under skyl (Design). Luftflowmåleren er uden dataopsamling.
- Der er etableret trykmåling på både tilgang og afgang fra forsøgsfilteret, for at vurdere hvornår filteret skal skylles og for at måle tryktabsopbygningen i filteret som følge af afsætningen af jern.

3. Design af demoanlæg

Designforslaget indeholder henholdsvis jernfjernelsen på et nyt trykfilter samt fjernelsen af mangan og ammonium i et eksisterende gravitationsfilter (filter 6) på Østerbyværket. Vi har i denne løsning ønsket at sikre dels en højere grad af automation (automatisk filterskyl for at reducere arbejdstimer på driften af anlægget), online sensorer (trykmålinger, vand- og luftflowmålinger samt turbiditet) og mulighed for regulerbarhed. I de følgende afsnit angives en række designvalg forudgående forsøgets igangsættelse.



FIGUR 2. PI diagram som illustrerer både vandværk og forsøgsfilteret.

3.1 Beskrivelse af demonstrationsløsningen på Østerbyværket

Hensigten har været at designe et nyt Smartfilter-Fe, som kombineres med filter 6, som anvendes til at fjerne ammonium, nitrit og mangan. Råvandet tages fra iltningssporet via dykpumpe som er regulerbar med en frekvensomformer til det ønskede niveau.

3.1.1 Smartfilter-Fe

Filteret er placeret i værkstedet på Østerby, da mulighederne for at få et filter ind på den placering var ret gode, da der er en stor dobbeltdør. Filteret er dog transporteret ind i bygningen liggende for efterfølgende at blive rejst op indenfor. Der er anvendt nedenstående dimensioneringsgrundlag.

3.1.1.1 Flow

AV kunne godt få gavn af en forøget produktion på Østerbyværket. AV ønsker, at værket producerer 440 m^3/t. Hvis vi deler dette med 6 filtre, får vi et ønsket maksimal flow på et filter på 73 m^3/t, hvor et dagligt flow ligger omkring 30 m^3/t. I SmartFilter-Fe projektet hævede vi flowet

fra 27 til 55 m^3/t, men vi var af den klare overbevisning, at det eksisterende filter kunne klare endnu højere flow og stadig fjerne jern og mangan. Med et filterareal på de eksisterende filtre på 14,75 m^2, giver et flow på 73 m^3/t en filterhastighed på 4,9 m/t. For at have mulighed for at belaste det eksisterende filter endnu mere, er der derfor aftalt et maksimalt flow på 80 m^3/t, hvilket svarer til en flowhastighed på 5,4 m/t.

3.1.1.2 Filterdiameter

For at opnå en dybdefiltrering og samtidig opnå så lille et areal footprint som muligt, er der anvendt en dimensioneringsfilterhastighed på det nye forfilter på 20 m/t. Det skal bemærkes, at vi ikke har kørt med så hurtigt et flow i SmartFilter-Fe projektet, og at vi i forsøget skal bruge et andet filtermedie – så der har været nogle usikkerheder, som vi ikke helt har kendt konsekvenserne af. Med et flow på 80 m^3/t fås et filterareal på 4 m^2, svarende til en filterdiameter på 2,3 m. Det har vist sig, at der kun kunne komme et filter med en diameter på 2,0 m ind i bygningen, og derfor er det valgt som filterdiameter. Denne løsning giver et filterareal på 3,14 m^2, men det er en acceptabel løsning og vil formodentlig også give mulighed for at se, hvor meget Smartfilter-Fe løsningen kan yde.

3.1.1.3 Filtermedie

Vi testede 3-5 mm kvarts ved det tidligere SmartFilter-Fe projekt på et ombygget genbrugsfilter på Østerby. Det var indtrykket, at trykstigningen var acceptabel til trods for, at skylleprocessen ikke var særlig god, hvorfor 3-5 mm er rigelig stor. Til gengæld, nåede vi ikke helt op i de filterhastigheder, som vores nuværende demonstration skal, hvorfor 3-5 mm måske burde være forsøget. Men for at øge mulighederne for at kunne fluidiseret materialet under returskyl, har vi valgt at reducere kornstørrelsen. Som et kompromis, er det valgt at anvende filtermediet 2-4 mm E-clay. Slidtest har vist, at materialet ikke er så bestandigt som eksempelvis kvarts og antracit, men det forventes at have gode egenskaber til at kunne udfælde jernoxider på overfladen, så det er et aktivt valg at teste materialet på trods af, at der er mere bestandige filtermaterialer.

3.1.1.4 Bedhøjde

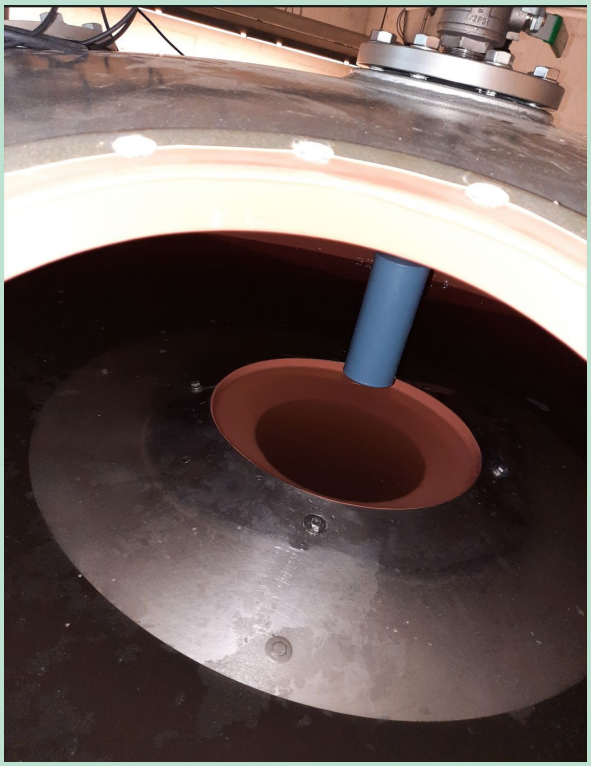
Der er i tidligere forsøg anvendt en bedhøjde på 1,0 m i SmartFilter-Fe projektet. Der kunne godt have været brugt lidt mere, da der var noget gennembrud af jern til biofilteret. Samtidigt er det en målsætning, at bedet kan fluidiseres. Der er anvendt 1,2 m filterlagshøjde (eksklusiv de ca. 10 cm bærelag). Bærelaget udgøres som tidligere nævnt af glaskugler. Baggrunden for valg af glaskugler som bærelag er, at glaskuglers overflade er glatte og ret bestandige overfor udfældning af jernoxider, hvilket ikke er hensigtsmæssigt i bærelaget, da dele af bærelaget ikke skylles. Dette skyldes, at filterskyllet ikke designes til at bærelaget også skylles pga. placeringen af luftharpen midt i bærelaget.

3.1.1.5 Fribord

I demonstrationsforsøget er der planlagt fluidisering af et let materiale, og der anvendes et udvidet luft-og-vand skyl for at få en aggressiv rensning og fjernelse af jern fra filtermaterialerne. Derfor er fribordet i designet tænkt at være lille. Der er valgt en løsning, hvor der er placeret en anordning på skyllevandsrøret, hvor E-clay slynges op af luft-og-vand skyl (eller fluidisering med vand-alene) og ikke skylles ud. Traditionelt designes efter et fribord på ca. 60 cm, men i det valgte design er fribordet ca. 40 cm.

3.1.1.6 Ledeplade til tilbageholdelse af filtermedie under kraftigt skyl

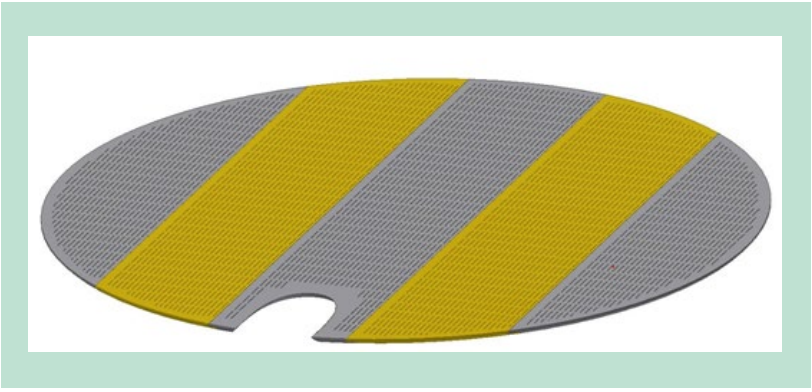
Vand og Teknik har udviklet en løsning som reducerer risikoen for at der skylles filtermaterialer ud under skyl. Ledepladeanordningen skal gøre det muligt at køre meget kraftige skyl, uden at der mistes filtermaterialer. Denne ledepladeanordning er fastgjort til skyllevandsudløbet.



FIGUR 3. Ledepladens placering i forsøgsfilteret.

3.1.1.7 Filterbund

Der er designet en ny filterbundsløsning, som er placeret ovenpå en traditionel filterbund. Denne filterbund er udarbejdet med slidseåbninger som et Johnsonfilter, hvilket udmærker sig ved at sikre en god fordeling af vand og samtidig med et lavt tryktab. Løsningen er designet sådan, at det kan komme ind i filteret i mindre stykker og det samles og fastgøres til en traditionel dysebund, som bærer den nye filterbund og de overliggende filtermaterialer. Løsningen er udviklet i et samarbejde mellem Vand og Teknik og Rotek. Slidsestørrelsen på Johnsonfilteret er på 1 mm.



FIGUR 4. Illustration af filterbundens design.

3.1.1.8 Bærelag

Det har vist sig nødvendigt med et bærelag i filterdesignet. Ideen med bærelaget er, at det har en større densitet end filtermediet for at formindske, at bærelaget skydes op i filtret under lille skyl. Et filtermedie med lille uensformighedstal medfører en højere permeabilitet, som er en ønsket egenskab for et bærelag. Endelig har det været et ønske, at bærelaget skal have så

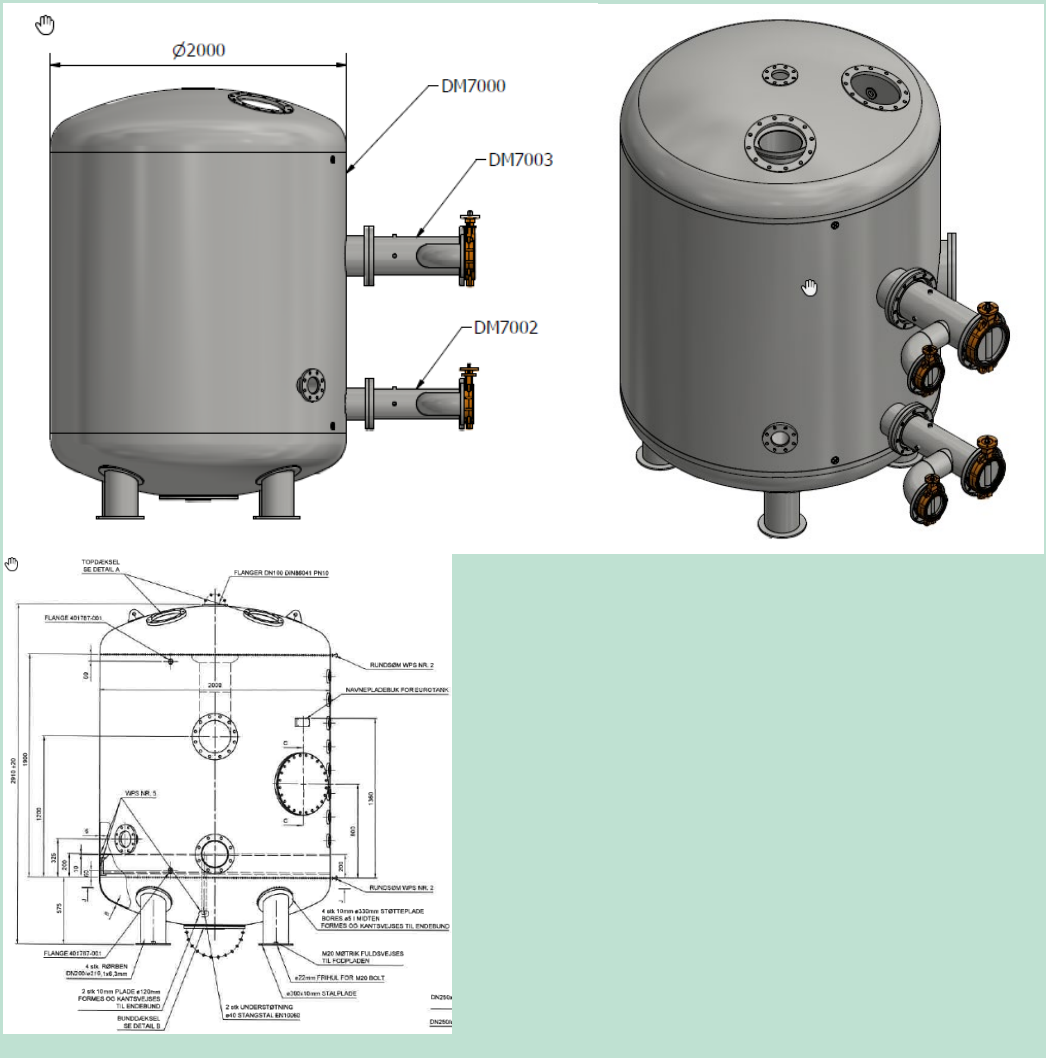
lille et overfladeareal som muligt – dels for at give mindre friktion ved skyl og dels for at give mindre areal til afsætning af jernoxider. Alle disse designmålsætninger har været opfyldt af en løsning med glaskugler. Da dette filtermedie ikke tidligere er prøvet som bærelag i Danmark, har vi haft mulighed for at få erfaringer med denne løsning. Der er anvendt et 10 cm bærelag af glaskugler SiLibeads® FM XXL (Sigmund Lindner, Warmensteinach, Tyskland) i størrelse 3.8 – 4.4 mm.

3.1.1.9 Luftharpe

Luftharpen er udført i rustfrit stål og luftrørene er udført i PVC med huller i til fordeling af luften i filteret under luftskyl. Luftharpen er placeret i bærelagene.

3.1.1.10 Filter

På nedenstående FIGUR 5 er forsøgsfilteret og tilhørende rør- og ventilarrangement på Østerbyværket vist. Til- og afgangsrør til vand er udført i DN200, mens lufttilførslen er udført i DN100.



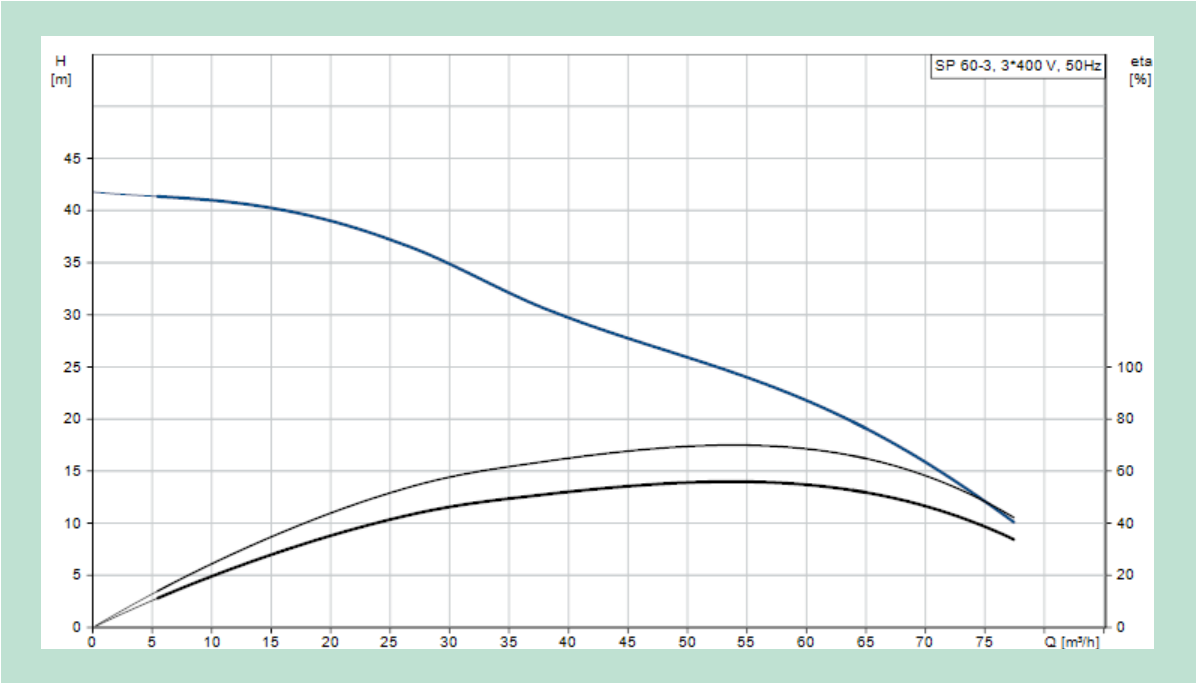
FIGUR 5. Forsøgsfilterets konstruktion og opbygning.

3.1.2 Råvandsforsyning til Smartfilter-Fe

Råvandsforsyningen til testfilteret er sket via en dykpumpe placeret i det eksisterende iltningsspor, hvorfra det iltholdige vand er tilført Smartfilter-Fe. Styringen af flow til filteret er sket via

en frekvensomformer (via SCADA). Drift af dykpumpen har været betinget af, at der er nok råvand i iltningssporet, og derfor startes pumpen først, når der er tilstrækkelig drift på boringerne på kildepladsen. Herved kører filteret sammen med den drift, som der er på vandværkets øvrige filtre, og driften af filteret vil derfor kunne sammenlignes med den normale drift.

Der er etableret en dykpumpe (Grundfos SP60-3) i iltningssporet, som er styret med en frekvensomformer. QH-kurve for en Grundfos SP60-3 ses herunder:



FIGUR 6. Q-h kurve for dykpumpen i iltningssporet.

Det ses, at pumpen nominelt kan levere lidt mere end 75 m^3/t, såfremt at modtrykket er ret lavt og ligger tæt på de ønskede 80 m^3/t. Det har forudsat et lavt ledningstab i dimensioneringen, og rørføringen udført i DN80 ligger i den lave ende i forhold til at sikre et lavt tryktab under drift med fuld kapacitet.

Iltningen af vandet foretages af de normale styringsprocesser på vandværket. Ønsket iltindhold til normal drift er mellem 5 – 9 mg/l. Hvis man vil fremme biologisk jernfjernelse kan det være en fordel at sænke iltindholdet til 1-3 mg/L. Iltindholdet er under forsøgene tilført vandet i iltningssporet via tallerkenbeluftere.

3.1.3 Rørføring fra Smartfilter-Fe til filter 6

Rørføringen fra Smartfilter-Fe til filter 6 er delvist fælles med skyllevandspumpen og er udført i DN125, hvilket medfører et flow 1,8 m/s ved 80 m^3/t.

3.1.4 Filterskyl

I det følgende beskrives komponenter til filterskyl, herunder skylleluft, skyllevand og rørføringer.

3.1.4.1 Skylleluftsflow

Der er ikke fremkommet et vidensgrundlag til at ændre på sædvanlig dimensioneringspraksis for skylleluft hastighed på 60 m/t, da dette ikke er undersøgt nærmere. Ved et filter på 3,14 m^2 fås derved et skylleluftsflow på 189 m^3/t. Der kan formentlig bruges samme flow til lille skyl. Der er genbrugt en blæser på Østerbyværket, som netop er erstattet af en anden blæser. Blæserens data er:

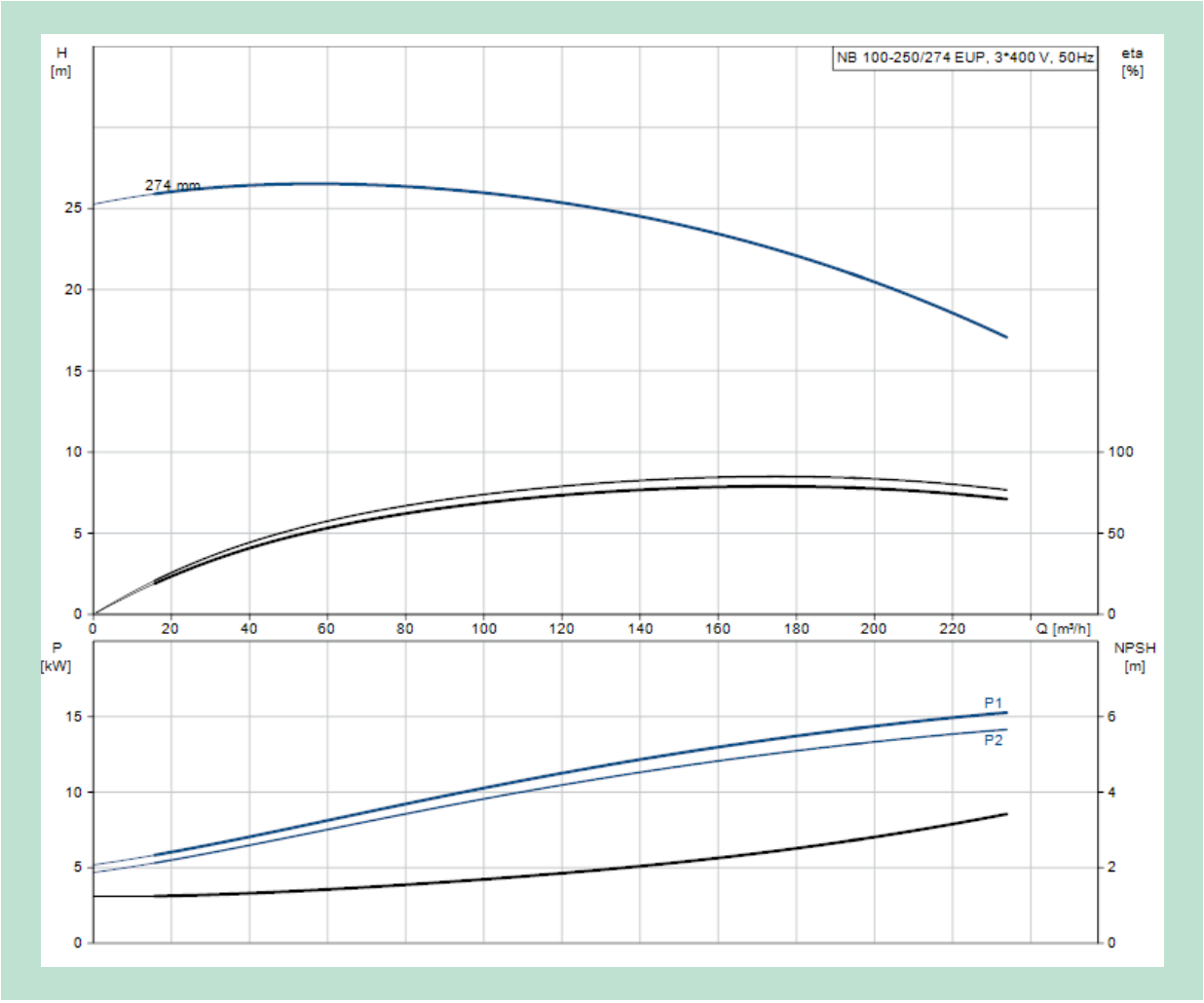
TABEL 1. Data på skylleblæser.

Fabriksdata på blæser til skylleluft	
Fabrikat	HV-Turbo
Type	BLW 65-1A
Kapacitet	200 m^3/t ved 5 mVS
Motor	5,5 kW, 3 x 400 V og 3000 m/min

Det nominelle luftflow er på 200 m^3/t og er større end de ønskede 189 m^3/t. Kombineret med en frekvensomformer vil blæseren kunne reguleres til at levere det ønskede luftflow. Den eksisterende frekvensomformer er fortsat funktionsdygtig og kan derfor anvendes sammen med blæseren.

3.1.4.2 Skyllevandsflow

Skyllevandsflowet skal give mulighed for fluidisering af E-clay fyldet. 40 m/t virker som en fornuftigt skyllevands hastighed og med et filterareal på 3,14 m^2 fås en pumpeydelse, der kan give et skyllevandsflow på 126 m^3/t. For at sikre et lille overskud er der valgt en dimensioneringskapacitet på 200 m^3/t. Der er indkøbt en tilhørende frekvensomformer, men det har under nogle af de udførte test (Ø2) vist sig, at frekvensomformeren ikke levnede mulighed for at komme helt ned i den lave ende af de ønskede kapaciteter. Derfor blev det et stykke inde i forsøgsrækken, valgt at lave et bypass i en mindre dimension for at introducere et tryktab, som kunne reducere pumpens flow ud over det frekvensomformeren kunne levere. Forsøgene skal bl.a. fastlægge kapaciteten af et effektivt lille skyl, hvor filterkornene bearbejdes maksimalt uden at blive skyllet ud af filteret. Herved kan der fjernes mest muligt okker. Der er indkøbt en ny pumpe, som er dimensioneret til behovet. Vi har i samarbejde med Vand og Teknik og Grundfos fundet en Grundfos NB 100-250/274 EUP med frekvensomformer og en tilhørende kontraventil, som sikrer mod tilbageløb.



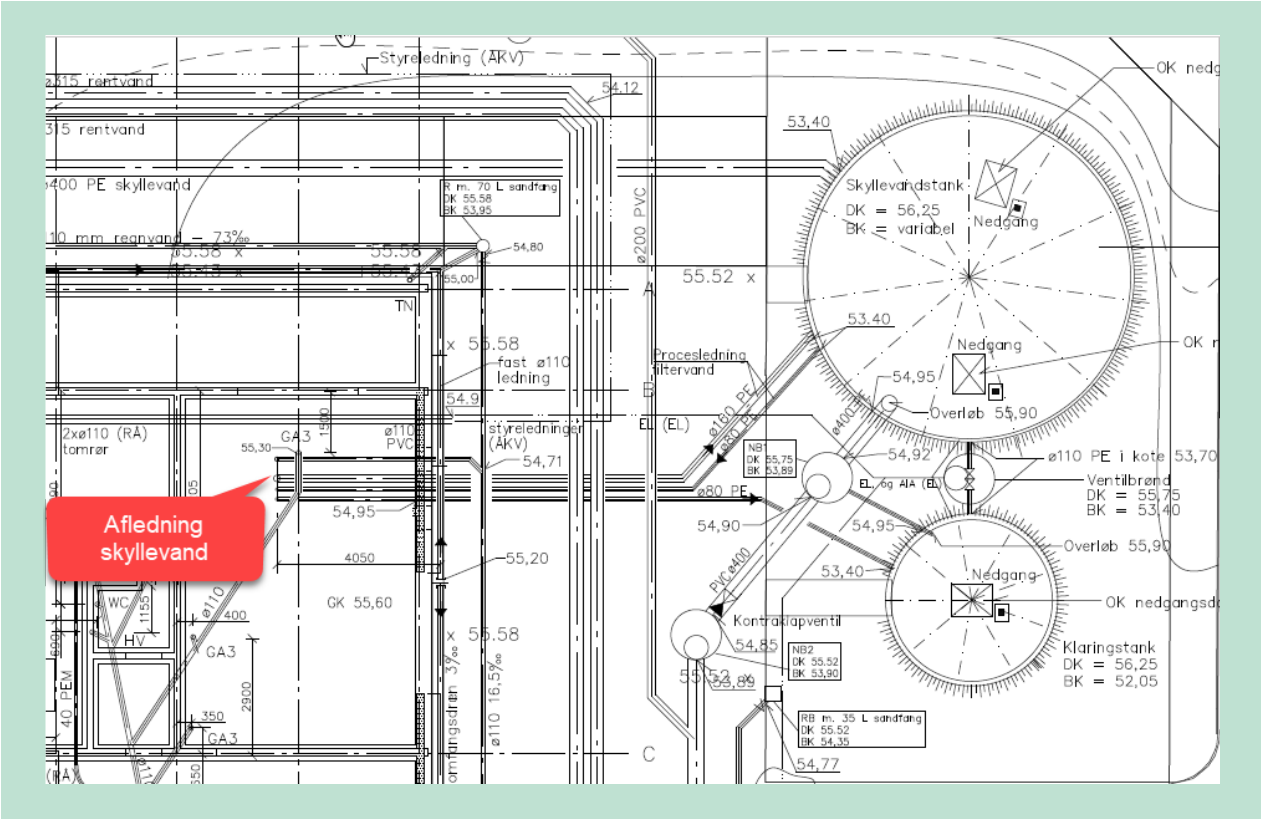
FIGUR 7. Q-h kurve for skyllevandspumpe.

Den pumpe bør kunne levere både flow til stort og lille skyl.

3.1.4.3 Rørføring for skyllevand

Der anvendes fælles rørføring til de to skyllevandspumper, og kapaciteten til det store skyl er dimensionsgivende for skyllevandsledningen. Der er anvendt en eksisterende DN125 ledning fra skyllevandspumpen til filterets placering i værkstedet.

Afledningen af skyllevand fra filteret sker via en tilkobling af skyllevandsledningen fra filteret til to afløb i gulvet som leder skyllevandet til fældebeholderen udenfor vandværket. Dog er det, af hensyn til muligheden for at kontrollere at der ikke skylles filtermaterialer ud af filteret under skyl, nødvendigt at kunne lede skyllevandet igennem andre rør/slanger, og undersøge om skyllevandet indeholder filtermaterialer. Dvs., at der er indsat et T med tilhørende ventiler, som kan anvendes under forsøg Ø2 for afdækning af, om der skylles filtermaterialer ud under skyl. På FIGUR 8 ses ledningerne til afledning af skyllevand (Ø160 mm, Ø80 mm og Ø80 mm):



FIGUR 8. Tegning som illustrerer gulvafløbenes rørføring til fældebeholder.

3.2 Kortfattet styringsbeskrivelse

Vandforsyningen til Smartfilter-Fe forsynes via en dykpumpe i iltningssporet, som er styret via en frekvensomformer. Flow kan styres og reguleres med et setpunkt for en procentsats. Ved stigende modtryk i filteret vil pumpens flow reduceres med stigende modtryk. Der er observeret flowreduktion på ca. 2 – 5 m^3/t, som ses sidst i gangtiderne. Pumpen starter op automatisk, når det ønskede flow til Smartfilter-Fe er mindre end det flow, som ledes til de to iltningsspor samlet (de er udlignet ved afgang fra filtrene). Dvs., at når kildepladsen starter op, skal forsyningen med vand til Smartfilter-Fe også starte op, og når kildepladsen lukker ned, skal dykpumpen også lukke ned og forsyningen til Smartfilter-Fe stopper. I praksis betyder det, at driften af smartfilter følger vandværkets øvrige drift af filtre.

Iltning foretages i iltningssporet via blæser til et indhold på ca. 6 - 7 mg/l. Iltningsstyringen sikrer et fast iltindhold til vandværksdriften. Iltindholdet er ikke overvåget.

Filterskylningen af Smartfilter er foretaget efter følgende metoder: 1. Tid (4 døgn), og 2. Antal m^3 gennem filteret (2.500 m^3). I praksis har det været antal m^3, som har styret filterskyllene og den indsatte tid i skylleprogrammet har udelukkende været indsat som en sikkerhed. Selve filterskyllesekvensen har indeholdt de traditionelle elementer (stop af pumpe, neddræning, åbning til kloak, start af blæser, start af lille skyl og stop af kapselblæser, stort skyl og stop af skyl og normalisering af ventilstilling. Der er dog under forsøgene eksperimenteret med forskellige sekvenser og sammensætninger af skyl, som behandles under forsøgsbeskrivelserne senere i rapporten.

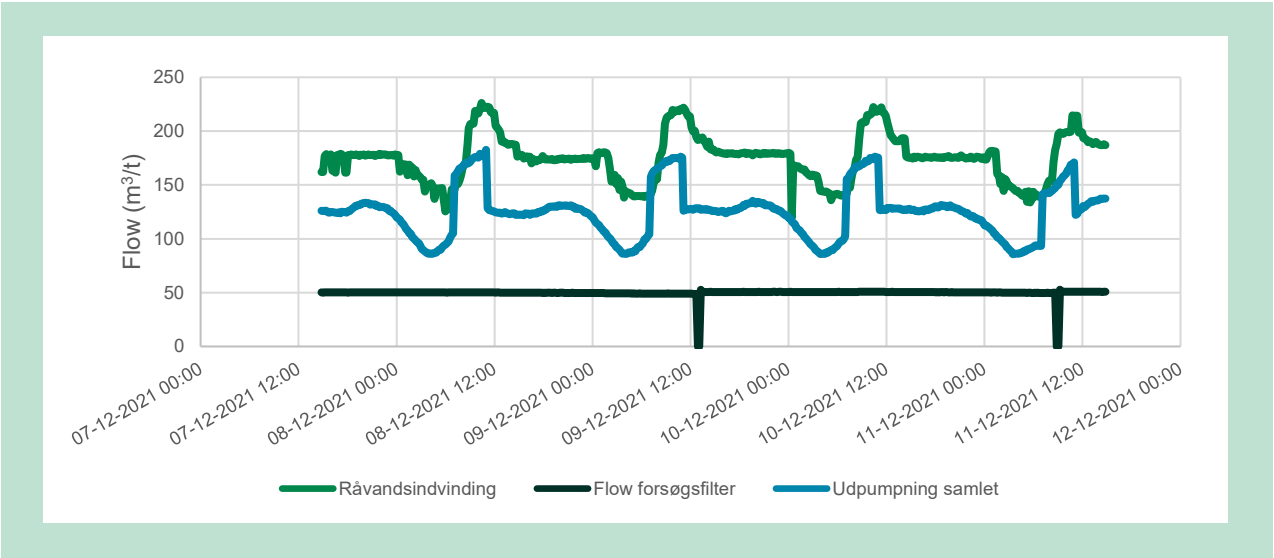
Alle sensorer har været opsat og koblet til SCADA-systemet, og der er foretaget dataopsamling på de registerede vandflow, tryk, turbiditet, mv.

3.3 Kildeplads- og filterdrift i forsøgsperioden

Styringen af filterets drift har været udformet således, at filterets flow er startet når indvindingen på kildepladsen kommer over et bestemt niveau. Baggrunden er, at det skal undgås, at iltningssporet tømmes for vand såfremt vandmængden til filteret overstiger kildepladsindvindingen.

Oppumpningen på kildepladsen er styret primært af udpumpningen på vandværket med en korrektion for, hvor meget vand der er i beholderen (se FIGUR 9).

Boringerne kobles ind én for én som behovet for råvand øges. Der køres en gradvis indregulering af boringerne ved stigende flowdemand, sådan at pumperne kommer ind i drift én for én, og når de er ved at være fuldt indregulerede, reduceres sidste pumpe en smule for at kunne tage en ny boring med i drift. I forhold til at give en stabil kemisk sammensætning er det måske ikke ideelt, men det er performancevurderingen at demonstrationsfilteret forbedres af, at vi har et referencefilter, som kan tjene til sammenligning af behandlingsparametrenes udvikling under drift.



FIGUR 9. Driftsdata for både kildepladsdrift og forsøgsfilterdrift.

Det har til en vis grad været muligt at skabe et stabilt flow på filteret, men der har af og til været perioder, hvor flow kommer under grænsen for, at der er kommet vand nok til at forsyne filteret. Dette har forekommet mest i den periode, hvor vandet fra forsøgsfilteret har været ledt til filter 6, som har fungeret som biofilter i forsøgsperioden.

Desuden har der været variationer i hvilke boringer, der har været i drift i forsøgsperioden, og det betyder også, at der vil forekomme variationer i vandkemien. Der ses ikke store variationer i vandkemien over tid, men over døgnet sker der ændringer med baggrund i, at behovet for vand fra vandværket varierer.

Konklusionen for kildepladsdriften under forsøget er derfor:

- Der har forekommet perioder med lav oppumpning på kildepladsen, og indvindingen har stoppet om natten i perioder.
- Den kemiske sammensætning vil kunne variere en smule under testperioden, da der ikke ses samme konstante fordeling mellem boringernes indvinding.

4. Undersøgelser

Der er udført syv forskellige undersøgelser i forbindelse med indkøring og drift af den nye vandbehandlingslinje på Østerbyværket:

- Ø1 Bedekspansion: Undersøgelser af hvordan der opnås en bedekspansion under skyl.
- Ø2 Ledepladens funktion: Ledepladen skal sikre, at filtermaterialerne kan skylles meget kraftigt, uden at der skylles filtermaterialer ud af filteret.
- Ø3 Indkøring af jern: Filterets indkøring skal dokumenteres.
- Ø4 Flowets betydning for dybdefiltrering på nyt forfilter: Det skal verificeres, at der foregår dybdefiltrering i Smartfilter-Fe.
- Ø5 Effekt på efterfilter: Indsætningen af et Smartfilter-Fe medfører, at jernfjernelsen ikke længere skal foretages i det eksisterende filter 6. Det giver basis for en øget kapacitet i forhold til ammonium- og manganfjernelse, og denne måles før og efter indsætningen af Smartfilter-Fe.
- Ø6 Skylleeffektivitet på forfilter: Der skal identificeres parametre (luft- og/eller vandflow) for et effektivt filterskyl.
- Ø7 Undersøgelse af filteret og filtermediets tilstand efter længere tids drift. Denne sidste arbejdspakke er tilført som en del af kvalitetssikringen af hele forsøgsrækken.

I det følgende er der en beskrivelse af de enkelte forsøg og forsøgsresultater.

4.1 Ø1. Bedekspansion under vandskyl

Baggrund

For at sikre en god rensning af filtermediet i forfiltret, var det ønsket at teste, om der kan opnås fluidisering af filtermediet (E-clay) under skyl med vand alene (dvs. ”stort skyl”).

Formål

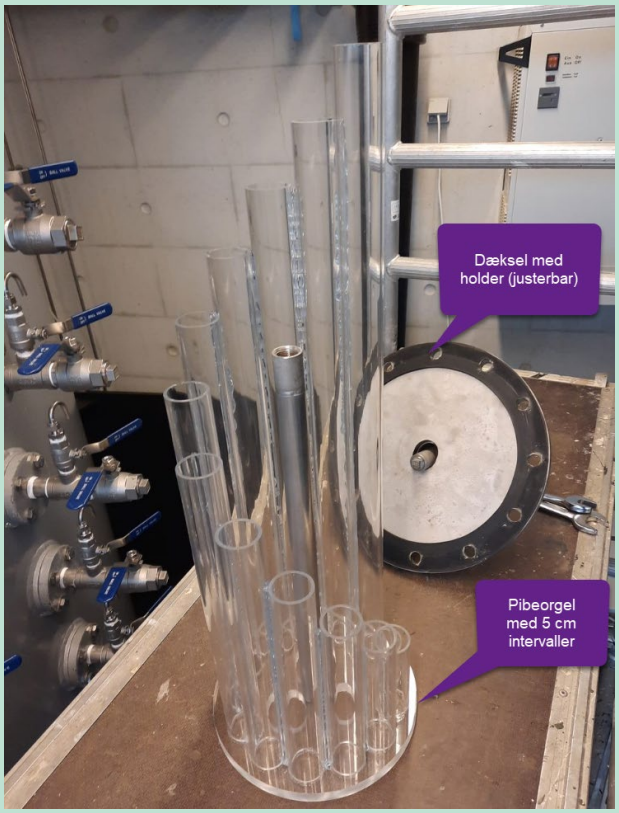
At fastlægge bedekspansion af E-clay som funktion af flowhastighed af returskyllets vandskyl-letrin.

Tidsforløb

4. oktober 2021: Påfyldning af bærelag og filtermaterialer (E-clay, 2-4 mm)
8. november 2021: Påfyldning af vand fra rentvandstanken
8. – 10. november 2021: Filtermediet sat i blød
10. november og den 29. november 2021: Bedekspansionsforsøg foretaget med nyt medie (udført inden almindelig drift påbegyndt). Anden session gennemført med skyllevandspumpe kørt med overfrekvens for at opnå maksimalt flow med det anvendte udstyr.

Anlægsforhold

Der blev designet et pibeorgel, som forankres til mandedækslet i toppen af filteret, se FIGUR 10. Pibeorglet tjener til at kunne måle ekspansionen af filtermaterialerne under skyl med vand og luft (lille skyl) og stort skyl (vand alene). Pibeorglet er blevet designet til at kunne sættes ned i et lukket filter, og det er derfor udført med en rund form med opsamlingsrørene langs kanten for at have ens mulighed for, at filterkornene kan falde ned i rørene. Pibeorglet er udformet således, at det er fastgjort til dækslet, men er alligevel gjort så fleksibelt, at det kan sænkes ned på filteroverfladen inden start af tests. For at sikre mindst mulig påvirkning af strømningen omkring pibeorglets bund, er bunden gennemhullet, således at luft og vand kan trænge op gennem bundpladens centrale del.



FIGUR 10. Foto af pibeorgelet inden isætning og med det tilhørende dæksel.

Ledepladen var placeret i filteret under forsøgene, men forventes ikke at have den store påvirkning på det store skyl, som testes i forsøg Ø1.

Forsøgsforhold

Filteret har et areal på 3,14 m^2, som er anvendt til at beregne hastighederne i filteret. De beregnede hastigheder er således ikke porevandshastigheder, da der ikke er kompenseret for filterkornenes volumen. Forsøget blev udført før tilledning af råvand til det nye forfilter, og det er således filterkorn uden okkerbelægninger, der er testet under forsøget. Der er foretaget tests med forskellige skyllevandshastigheder med vand, som er gradvist forøget, og forsøgene har været foretaget med 5 minutters varighed, hvor der er skyllet med vand alene. For hvert af forsøgene undersøges bedekspansionen via pibeorglet. Dvs., at der er målt hvor mange filterkorn, som er faldet ned i pibeorglets forskellige rør. Både højden af de enkelte rør og mængden af filtermateriale i hvert rør anvendes som et mål for filtermaterialets ekspansion under skyl. Der er anvendt skyllevand fra rentvandsbeholderen på Østerbyværket og skyllevandet er ledt til kloak.

Resultater og diskussion

Resultaterne af forsøgene med bedekspansion under varierende skyllevandsflow er vist i nedenstående FIGUR 11.

Dato	Varighed	Skyllevandsflow	Skyllevands hastighed	Tryk under filterbund	Tryk i bærelag	Trykforskel over	Pibeorgel										Bemærkninger
							5 cm	10 cm	15 cm	20 cm	25 cm	30 cm	35 cm	40 cm	45 cm	50 cm	
		m3/t	m/t	bar	bar	bar	Korn	Korn	Korn	Korn	Korn	Korn	Korn	Korn	Korn	Korn	
10-11-2021	00:05:00	95	30,3				1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Her skylles der reelt kun fines og filterkorn med atypisk densitet ud. Men det er tydeligt at det øgede flow medfører at fines skylles ud.
10-11-2021	00:05:00	112	35,7				-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
10-11-2021	00:05:00	140	44,6				-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
10-11-2021	00:05:00	160	51,0				-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
10-11-2021	00:05:00	180	57,3				-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
10-11-2021	00:05:00	200	63,7	0,21	-	-	Fines	3	-	-	-	-	-	-	-	-	
10-11-2021	00:05:00	232	73,9	0,37	-	-	3 mm fines	1 mm fines	1 mm fines	0,5 mm fines	0,25 mm fines	-	-	-	-	-	
29-11-2021	00:05:00	190	60,5	0,26	0,21	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
29-11-2021	00:07:00	230	73,2	0,36	0,30	0,06	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
29-11-2021	00:05:00	250	79,6	0,48	0,42	0,06	8	1	-	-	-	-	-	-	-	-	Bedekspansion < 5 %

FIGUR 11. Resultater fra forsøg med bedekspansion.

Det ses, at det med de anvendte kapaciteter i forsøget ikke har været muligt at opnå den ønskede filterekspansion på 20 %, til trods for at skyllevandspumpen egentlig er overdimensioneret i forhold til første estimat på hastighederne. Forsøgene er foretaget ad to omgange (10/11 2021 og 29/11 2021). Forsøgene på den sidstnævnte dato blev foretaget, hvor skyllevandspumpen kørte overfrekvens (dvs. > 50 Hz) for at øge kapaciteten under forsøgene mest muligt med det anvendte udstyr, hvilket dog viste sig kun at have begrænset effekt, da det maksimale skyllevandsflow kun blev øget til 250 m^3/t (skyllevandshastighed = 79,6 m/t).

Det har med de anvendte skyllevandshastigheder kun givet en begrænset filterekspansion på under 5 % med de 250 m^3/t (79,6 m/t). Der er kun set få filterkorn i 5 cm røret ved sidste filterforsøg. I forsøget udført den 10/11 2021 blev der observeret fines (dvs. finere dele af filtermaterialet) under en del af forsøgene. Det skal ikke betragtes som et egentlig mål for filterekspansion, men har baggrund i at filtermaterialet har indeholdt en andel af mindre kornstørrelser, som pga. den mindre kornstørrelsesdiameter fluidiseres ved lavere skyllevandshastigheder end den øvrige del af filtermaterialet. Det tyder således på, at kornstørrelsesdiameteren er en væsentlig parameter, hvilket også betragtes som en af de styrende parametre for filterekspansion i litteraturen. Det har nok større betydning end filtermaterialets densitet, som ellers var tænkt at kunne have stor betydning for muligheden for filterekspansion.



FIGUR 12. Fotos der illustrerer pibeorglet efter forsøgene henholdsvis uden filtermaterialer og med fines i nogle af rørene.

E-clay er et lettere filtermedie, og dette har været taget i betragtning i dimensioneringen af skyllevandspumpen. Det ses dog ved forsøget, at betydningen af filtermaterialets densitet nok desværre er overvurderet, da der stort set ikke har kunnet opnås nogen betydelig filterekspansion under forsøget. Det er til trods for, at der faktisk er anvendt ret store kapaciteter med den anvendte skyllevandspumpe. Et argument for at søge mod de 20 % filterekspansion og hermed høje skyllekapaciteter kan være, at det ville udfordre en stor del af det eksisterende udstyr på vandværkerne til filterskylning (dvs. pumpekapacitet og rørføring), men det vil også udfordre en af projektets målsætninger om at kunne spare skyllevand. Forsøget har ret tydeligt indikeret, at der nok ikke er ret mange danske vandværker, som har en væsentlig filterekspansion under filterskyl. Det virker også urealistisk at kunne opnå dette uden væsentlig forøgelse af skyllevandsforbruget, hvor et af fokuselementerne i projektet jo netop er at reducere dette.

Konklusionen på forsøget er, at vi ikke ser det som realistisk at opnå 20 % filterekspansion uden at øge vandforbruget til filterskylningen. Dette er ikke foreneligt med projektets målsætning, og det fastholdes derfor, at holde skyl med vand alene indenfor mere realistiske skyllehastigheder på 40 – 65 m/t svarende til det udstyr, som på de fleste eksisterende vandværker er opsat. Senere forsøg vil afgøre varigheden af det store skyl (vand alene) sammen med skyllets andre sekvenser (dvs. skylleluft alene samt ”lille skyl”). En løsningsmulighed kunne være at anvende en mindre kornstørrelse for at opnå ekspansion. Dette vil dog være på bekostning af kortere gangtider.

4.2 Ø2. Ledepladens funktion i nyt forfilter

Baggrund

Det nye forfilter på Østerby har til hensigt at fjerne jern. Det er derfor stærkt belastet med jernudfældninger, og skal derfor skylles meget grundigt. Den mest aggressive skyllemetode er afdækket gennem tidligere forsøg, og det har vist sig at være skyl med vand-og-luft samtidig. Ved at bruge et lettere filtermedie som E-clay er der risiko for at filtermedie skylles ud fra filtret pga. en kraftig påvirkning af filtermaterialet under skyl. Da det er valgt at udføre ”lille skyl” med lang varighed (for at sikre en effektiv fjernelse af jerncoating på mediekornene), er der vurderet et behov for en ledepladeanordning i filtret, der sikrer at filterkorn, der slynges op af luftboblerne, returneres til toppen af filtret i stedet for at skylles ud under lille skyl.

Formål

Formålet med dette forsøg er at fastlægge, om den udviklede ledeplade i det nye forfilter kan forhindre filtermediet i at blive skyllet ud under lille skyl og stadig have en maksimal skylleeffektivitet ved at der kan skylles så kraftigt som muligt. Intentionen er således at fastlægge hvor stort luftflow og vandflow skyllet kan foretages med, uden at filtermaterialet skylles ud.

Tidsforløb

Ø2 blev udført d. 29. november 2021 og forsøgsrækken blev gennemført med ledepladen monteret i filteret.

Opstilling

En palletank til at modtage skyllevand blev opstillet. Der blev etableret et overløb i palletanken for at kunne aflede overskydende skyllevand og stadig fastholde eventuelt udskyllede filtermaterialer i palletanken. Hensigten er, at udskyllet filtermateriale fanges i palletanken, og derved kan man måle mængden af det filtermateriale, som skylles ud. Det giver et billede af hvor kraftigt et lille skyl kan være, uden at filtermaterialet skylles ud af filteret ved gradvist at foretage forsøgene med ændret skyllevandskapacitet. Luft blev fastholdt til de nominelle 200 m^3/t (ca. 64 m/t) under alle forsøgene.

Fremgangsmåde

Returskyllets (luft + vand) varighed er fastsat efter, at der skulle være sikkerhed for, at der var opnået en situation, hvor der var gået tid nok til, at materialerne kunne nå at blive skyllet ud og blive opfanget i palletanken. Der er etableret overløb fra palletanken, og der er evidens for, at filtermaterialerne ikke kunne skylles ud af palletanken. Skyllets længde blev holdt fast på 3 minutter under hvert forsøg for derved at have ens prøveforhold. Efter afsluttet skyl blev evt. bundfald i palletanken undersøgt ved at tømme palletanken og suge bundfældede filtermaterialer i palletanken op med en industristøvsuger. Resten af skyllevandet blev ledt til kloak. Bundfaldet blev undersøgt i forhold til hvorvidt det var repræsentativt for filtermaterialet i filteret, eller om det var fines eller ukurante filtermaterialer (mindre kornstørrelser eller unormal filterkornsdensitet). Bundfaldet blev beskrevet kvalitativt.

I forsøget blev filterekspansionen også målt ved at placere samme pibeorgel i filteret, som blev anvendt under forsøg Ø1. Hensigten med målingen var at få en indikation af hvor meget filtermaterialerne påvirkes under skyllet med luft og vand samtidig og kan derved give indikationer ift. filtermediets ekspansion under lille skyl.

Det blev inden filterforsøgets igangsættelse besluttet at fjernede filtermedium ikke blev erstattet med nyt medie pga. kontamineringsrisiko.

Forsøgsforhold

Der blev startet med et lavt skyllevandsflow, som blev gradvist øget igennem forsøgsrækken. Der blev planlagt et vandflow på 5, 10, 15 og 20 m/t, svarende til 16, 31, 47 og 63 m^3/t og et luftflow på ca. 64 m/t, svarende til de nominelle ca. 200 m^3/t. De faktisk testede kapaciteter fremgår af FIGUR 13.

Resultater og diskussion

De målte resultater er gengivet i nedenstående FIGUR 13. Som det ses, er der i alle tilfælde fundet ret få filterkorn i palletanken ved hvert forsøg. Det er dog vores vurdering, at de fundne korn er ukurante filterkorn, som enten har en lavere kornstørrelse (i nogle tilfælde er der tale om fines) eller filterkorn med en lav densitet. I nogle tilfælde har der været filterkorn, som flød ovenpå vandoverfladen, hvilket må skyldes, at der er luft indeni det enkelte filterkorn. I alle tilfælde betragtes de fundne filterkorn ikke som repræsentative for øvrige del af filtermassen i filteret, men mere som snavs og fines. Konklusionen er derfor, at der ikke skylles filtermaterialer ud med skyllevandskapaciteter på over 45 m^3/t (14,3 m/t).

Dato	Startid	Sluttid	Varighed	Med/uden ledeplade	Blæser frekvens Hz	Observeret filtermateriale palletank	Skyllevandsflow m3/t	Skyllevandshastighed filter m/t	Pibeorgel 5 cm mm	10 cm mm	15 cm mm	20 cm mm	25 cm mm	30 cm mm	35 cm mm	40 cm mm	45 cm mm	50 cm mm
29-11-2021	10:57	11:00	00:03	Med	50	Max. 10 filterkorn	13,3	4,2	2,5	1,3	0,6	0,6	<0,5	<0,5	<0,5	-	-	-
29-11-2021	11:13	11:16	00:03	Med	50	Max. 10 filterkorn	37,5	11,9	2,0	1,2	0,7	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	-	-
29-11-2021	11:32	11:35	00:03	Med	50	Max. 10 filterkorn	45	14,3	0,8	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	-	-	-
29-11-2021	11:48	11:55	00:07	Med	50	Max. 10 filterkorn	55	17,5	2,5	2,1	1,3	1,0	<0,5	<0,5	<0,5	-	-	-

FIGUR 13. Resultater fra filterforsøg Ø2 med vurdering af ledepladens funktion.

Ved det sidste forsøg udført ved 55 m^3/t (17,5 m/t) viste det sig desværre, at blæserens overtryksventil blev aktiveret. Derved er en del af blæserens luft sivet ud gennem overtryksventilen og derved ikke kommet ind og påvirke filtermassen under skyllet. Det kunne endvidere høres, at der var stort besvær med at komme af med både luft og vand samtidig i skyllevandsafløbet. Rørføringen kan derfor ikke udelukkes at være dimensionsgivende for hvor meget luft og vand, der kan sendes afsted samtidig. Det skal dog bemærkes, at en del af luften også lukkes ud af filteret gennem den installerede udluftningsventil placeret i toppen af filteret.

Når man ser på resultaterne fra pibeorglet i tabellens højre side (FIGUR 13), ses det, at der er en ret uensartet påvirkning, men det skal påpeges, at målingerne er ret svære at foretage, da de måles i millimeter. Så man skal forholde sig til, at ingen af rørene på pibeorglet på noget tidspunkt har været fyldte og det er kun de nederste millimeter af rørene, der har været materiale i. Det tyder derfor på, at påvirkningerne inde i filteret er ret små, hvilket jo også bekræftes ved, at der ikke ser ud til, at der er skylles reelle filterkorn ud af filteret under skyllet. Et væsentligt element kan være, at vi ofte sammenligner skyllet med det, der sker i åbne filtre, hvor det ser ud som om, at filteroverfladen koger pga. lufttilførslen. Men da filteret for en stor dels vedkommende er vandfyldt under filterskyllet (da luftpuden over lukkes ud af filteret), kommer denne mere voldsomme filterkornsbevægelse i filteroverfladen måske ikke til udtryk i samme omfang i et lukket filter. Man bør hæfte sig ved, at de testede skyllevandshastigheder ligger omkring og over de normale skyllevandshastigheder, som ses på typiske nyere filteranlæg med lukkede filter i Aarhus Vand, hvor vi ser skyllevandshastigheder på omkring 10 m/t (”lille skyl”).

Det må således konkluderes fra forsøgsrækken, at påvirkningerne af filtermaterialerne i filteret desværre er så små, at ledepladen opsat i filteret reelt ikke er en nødvendig konstruktion under de givne forsøgsforhold. Denne konklusion er baseret på, dels at de observerede mængder af filtermaterialer i pibeorglet er små, og dels at der ikke skylles materialer ud af filteret (undtaget de førnævnte ukurante filterkorn). Når man i filtre på andre vandværker konstaterer, at der er skyllet filtermaterialer ud i fældebeholderne, kan det måske i højere grad have baggrund i, at filtrene er vokset og at filteroverfladen har nærmet sig udløbskanten på skyllerenden, hvilket vil øge risikoen for at filtermateriale skylles ud. Det skal dog blot også påpeges, at der selvfølgelig også kan være andre årsager til at filtermaterialer ender skylles ud på andre vandværker, idet skyllevandshastigheder og filtermaterialestørrelse, -form og -densitet kan have betydning for risikoen for udskyllet filtermateriale.

4.3 Ø3. Indkøring af jern

Baggrund

I det tidligere SmartFilter-Fe projekt blev der anvendt groft filtersand (3-5 mm) samt et højt flow (ca. 11 m/t). Begge dele kan forlænge opstarten af jernfjernelsen i filteret. Resultater fra det tidligere projekt viste, at filtret var indkørt efter 5 dages kontinuert drift.

I fuldskalafilteret i det nuværende demonstrationsprojekt, er der anvendt et anderledes filtermateriale (2-4 mm E-clay) og en større hastighed på 15,9 m/t svarende til et flow på 50 m^3/t. Der er med de ovennævnte valg basis for, at indkøringen af jern sker hurtigere og mere ensartet i filterets højde pga. muligheden for dybdefiltrering med den øgede strømningshastighed. Dette undersøges ved udtagning af vandprøver ned gennem filteret over tid. En væsentlig begrænsning i indkøringen er desværre også, at kildepladsstyringen i et vist omfang vil kunne medføre variationer i jernindholdet, da oppumpningen på kildepladsen ikke kan holdes fast under forsøget, hvilket har baggrund i varierende produktionsbehov. Men mulighederne for dels at se udviklingen i jernfjernelsen under indkøringen og dels vurdere varigheden af indkøringen forventes fortsat at være til stede.

Formål

Formålet med forsøget er at dokumentere indkøring af jernfjernelse over de allerførste dage på forfiltret med nyt E-clay medie (2-4 mm) og endvidere se på langtidseffekten. Denne vil også kunne ses ved at sammenholde data fra Ø3 og Ø4.

Tidsforløb

Ø3 blev udført fra d. 1. december 2021 og frem i 19. dage.

Forsøg

Forsøget Ø3 påbegyndes fra det øjeblik, at filtret får tilført råvand med indhold af opløst jern. Det skal bemærkes, at pumpen i iltningssporet hvirvlede mange jernoxidpartikler op ved SmartFilter-Fe projektet, men da der i dette forsøg er valgt en frekvensregulering af pumpen, ser vi ikke samme ophvirvlen af okkerpartikler, hvorved den øgede tilførsel af partikulært jern ikke bør være en påvirkning i dette forsøg. Vurderingen ved de tidligere forsøg har været, at disse partikler har kunnet fungere som en slags podning til Smartfilter-Fe filteret under indkøringen. Denne påvirkning har vi i højere grad undgået i dette forsøg, ved at dykpumpen i iltningssporet er blevet frekvensreguleret. Alligevel kan en påvirkning ikke helt udelukkes, da der ses partikler i iltningssporet, idet der jo tilsættes ilt, som jo medfører flokkulering af jernpartikler, men omfanget er langt mindre end i det tidligere udførte forsøg.

Forhold

Indløbsvandet til filteret er iltet råvand, og da filteret ikke er helt bakterielt rent ved opstart, blev udløbet ledt til kloak under hele indkøringen, ved at det blev ledt til overløbet i filter 6 (som er det filter som under Ø5 anvendes som biofilter). Flow blev holdt fast på 50 m^3/t når pumpen kørte. Der var enkelte perioder om natten, hvor pumpen var slukket, når indvindingen på kildepladsen blev for lavt. Filteret blev ikke skyllet i løbet af denne del af forsøget. Der blev udført et sæt målinger af jernindholdet ned gennem filteret efter 1 time, 3 timer, 19 timer og 2. samt 3. døgn Efter de 3 døgn sås der pæne jernfjernelsesprofiler ned igennem filteret, og der opstod også et stigende modtryk i filteret som indikation på, at jernoxiderne bindes til filtermaterialet og medfører mindre permeabilitet og dermed stigende modtryk. Sidstnævnte er indikationer på, at man bevæger sig i retning af et stigende behov for skylning af filteret og at gendanne filterets permeabilitet og fjerne jernoxiderne (”okker”).

Prøver

Filteret er fabrikeret med udtag for hver 10 cm, og under dette forsøg udtages der samhørende vandprøver fra prøvetagningshanerne på filteret. Der blev udvist forsigtighed ved prøvetagning for ikke at medtage okkerudfældninger, der samles i og omkring hanerne. Hanen blev åbnet og lukket 3 - 5 gange, og vandet løb roligt i ca. 30 sekunder inden hver prøvetagning. Der blev målt et udtaget volumen for at sikre, at der blev udtaget prøver fra filteret og ikke det vand, som stod inde i prøvehanen. Prøvehanen var ført 25 cm ind i filteret for at undgå påvirkninger for strømning langs filterets væg. Der blev udtaget ufiltrerede og filtrerede jernanalyser (0,45 µm sprøjtefilter) prøver for hvert prøvested. Herved kan både andelen af opløst jern og udfældet jern i vandprøverne bestemmes og indgå i vurderingen af filterets indkøring. Prøvetagning blev udført fra filterbunden og opefter. En egentlig beskrivelse af prøvetagningen ligger i bilag 1, som dokumentation for prøvetagningsproceduren.

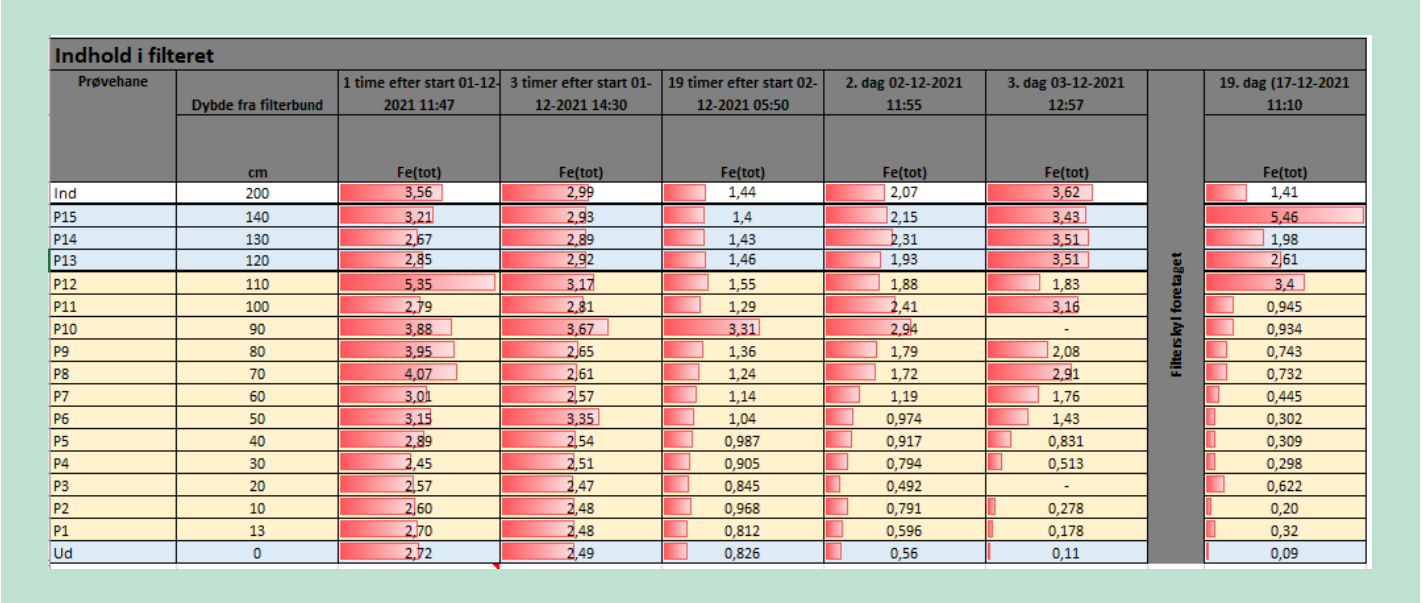
Analyser

Jern blev målt med DR 3900 (Hach) og analysekit LCK 321. Periodisk ligger analyseresultaterne under detektionsgrænsen på LCK 321, som er på 0,2 mg/l, og i fortolkningen af data skal man være opmærksom på, at under denne grænse, bliver resultaterne i stigende grad mere usikre. I forbindelse med prøvetagningen blev der foruden flow også aflæst tryk for ind- og udløb af filteret. Dato og klokkeslæt for hver prøvesæt blev ligeledes noteret.

Resultater og diskussion

Der er udtaget prøver ned gennem filtret fra filterets prøvehaner, og i de kommende figurer er der vist resultaterne for totaljern, filtreret jern og differencen mellem de to målinger, som er det partikulære jern, som findes i vandfasen.

I nedenstående FIGUR 14 ses det målte indhold af totaljern i det vand, som blev udtaget af filteret i den pågældende dybde. Resultaterne viser udviklingen i resultaterne over prøveperioden.



Indhold i filteret

Prøvehane	Dybde fra filterbund	1 time efter start 01-12-2021 11:47	3 timer efter start 01-12-2021 14:30	19 timer efter start 02-12-2021 05:50	2. dag 02-12-2021 11:55	3. dag 03-12-2021 12:57	Filterskyl foretaget	19. dag (17-12-2021 11:10
	cm	Fe(tot)	Fe(tot)	Fe(tot)	Fe(tot)	Fe(tot)		Fe(tot)
Ind	200	3,56	2,99	1,44	2,07	3,62		1,41
P15	140	3,21	2,93	1,4	2,15	3,43		5,46
P14	130	2,67	2,89	1,43	2,31	3,51		1,98
P13	120	2,85	2,92	1,46	1,93	3,51		2,61
P12	110	5,35	3,17	1,55	1,88	1,83		3,4
P11	100	2,79	2,81	1,29	2,41	3,16		0,945
P10	90	3,88	3,67	3,31	2,94	-		0,934
P9	80	3,95	2,65	1,36	1,79	2,08		0,743
P8	70	4,07	2,61	1,24	1,72	2,91		0,732
P7	60	3,01	2,57	1,14	1,19	1,76		0,445
P6	50	3,15	3,35	1,04	0,974	1,43		0,302
P5	40	2,89	2,54	0,987	0,917	0,831		0,309
P4	30	2,45	2,51	0,905	0,794	0,513		0,298
P3	20	2,57	2,47	0,845	0,492	-		0,622
P2	10	2,60	2,48	0,968	0,791	0,278		0,20
P1	13	2,70	2,48	0,812	0,596	0,178		0,32
Ud	0	2,72	2,49	0,826	0,56	0,11		0,09

FIGUR 14. Resultater for totaljern under indkøringen af Smartfilter-Fe.

Det ses af FIGUR 14, at der efter en times drift stort set ikke rigtigt fjernes noget jern i filteret, men hen over tid forbedres fjernelsen af totaljern ned gennem filteret. Dette illustrerer, at jernet gradvist begynder at afsættes i filteret fremfor at forefindes i vandbanen. Der ses dog indslag med stigninger ned gennem filteret, hvilket formentlig har baggrund i prøvetagningsforhold, hvor udtagningen af vandprøven ikke kan udelukkes at have mobiliseret partikulært jern, som har været afsat i prøvehanen. Deraf kommer også den tidligere nævnte prøvetagningsvejledning, hvor partikulært jern fjernes fra prøvehanen ved gentagne små flush, som derved skulle imødegå problemstillingen. Alle efterfølgende prøver er udtaget med baggrund i denne vejledning. Den lyseblå baggrundsfarve i tabellen illustrerer, at vandprøven er udtaget i vandfasen henholdsvis over og under filterlaget. Den gulbrune baggrundsfarve illustrerer, at prøven er udtaget i selve filterlaget eller i den nederste del i bærelaget. Den hvide baggrundsfarve i skemaet illustrerer indløbsmålinger fra filteret.

I FIGUR 15 ses udviklingen i de målte værdier for det filtrerede jern, dvs. den del af jern, som er på opløst form i vandfasen.

På FIGUR 15 ses det tydeligt, at der i starten stort set ikke rigtigt fjernes noget opløst jern i filteret, og der er behov for indkøring af filteret. Gradvist begynder filteret at fjerne mere opløst jern og på 3. døgn er jernfjernelsen godt i gang. Sidste kolonne illustrerer, at der efter 19 døgn ses en pæn fjernelse ned gennem filteret, men man kan godt sige, at indkøringen er opnået efter 3 døgns drift. Dette illustreres af, at udløbskoncentrationen for opløst jern efter 3 dage/døgn og efter 19 døgn er reduceret til samme slutniveau. Det er dog værd at bemærke, at der forinden sidste prøvetagningsrunde er foretaget filterskyl af filteret.

Indhold i filteret

Prøvehane	Dybde fra filterbund	1 time efter start 01-12-2021 11:47	3 timer efter start 01-12-2021 14:30	19 timer efter start 02-12-2021 05:50	2. dag 02-12-2021 11:55	3. dag 03-12-2021 12:57	Filterskyl foretaget	19. dag (17-12-2021 11:10
	cm	Fe(filt)	Fe(filt)	Fe(filt)	Fe(filt)	Fe(filt)		Fe(filt)
Ind	200	2,71	2,46	1,21	1,19	2,110		1,34
P15	140	2,65	2,44	1,22	1,28	2,210		2,01
P14	130	2,1	2,44	1,2	1,25	2,150		0,955
P13	120	2,13	2,5	1,17	1,25	2,130		0,943
P12	110	2,03	2,47	1,19	1,71	1,510		0,846
P11	100	1,98	2,45	1,08	1,18	1,930		0,537
P10	90	1,95	2,43	1,03	0,503			0,424
P9	80	1,73	2,33	0,931	0,822	1,460		0,368
P8	70	1,79	2,29	0,942	0,894	1,660		0,267
P7	60	1,78	2,27	0,861	0,68	1,130		0,222
P6	50	1,68	2,35	0,872	0,722	1,050		0,189
P5	40	1,72	2,26	0,794	0,58	0,554		0,145
P4	30	1,60	2,29	0,794	0,619	0,331		0,14
P3	20	1,67	2,22	0,756	0,387			0,103
P2	10	1,66	2,26	0,737	0,556	0,167		0,097
P1	13	2,29	2,28	0,73	0,49	0,145		0,094
Ud	0	2,41	2,24	0,727	0,469	0,090		0,084

FIGUR 15. Resultater for filtreret jern (opløst jern) under indkøringen af Smartfilter-Fe.

Af FIGUR 16 er det beregnede partikulære jern (differensen mellem totaljern og filtreret jern) vist.

Indhold i filteret

Prøvehane	Dybde fra filterbund	1 time efter start 01-12-2021 11:47	3 timer efter start 01-12-2021 14:30	19 timer efter start 02-12-2021 05:50	2. dag 02-12-2021 11:55	3. dag 03-12-2021 12:57	Filterskyl foretaget	19. dag (17-12-2021 11:10
	cm	Partikulært jern (Fe(tot)-Fe(filt)	Partikulært jern (Fe(tot)-Fe(filt)	Partikulært jern (Fe(tot)-Fe(filt)	Partikulært jern (Fe(tot)-Fe(filt)	Partikulært jern (Fe(tot)-Fe(filt)		Partikulært jern (Fe(tot)-Fe(filt)
Ind	200	0,85	0,53	0,23	0,88	1,51		0,07
P15	140	0,56	0,49	0,18	0,87	1,22		3,45
P14	130	0,57	0,45	0,23	1,06	1,36		1,025
P13	120	0,72	0,42	0,29	0,68	1,38		1,667
P12	110	3,32	0,7	0,36	0,17	0,32		2,554
P11	100	0,81	0,36	0,21	1,23	1,23		0,408
P10	90	1,93	1,24	2,28	2,437	-		0,51
P9	80	2,22	0,32	0,429	0,968	0,62		0,375
P8	70	2,28	0,32	0,298	0,826	1,25		0,465
P7	60	1,23	0,3	0,279	0,51	0,63		0,223
P6	50	1,47	1	0,168	0,252	0,38		0,113
P5	40	1,17	0,28	0,193	0,337	0,277		0,164
P4	30	0,85	0,22	0,111	0,175	0,182		0,155
P3	20	0,9	0,25	0,089	0,105	-		0,519
P2	10	0,94	0,22	0,231	0,235	0,111		0,099
P1	13	0,41	0,2	0,082	0,106	0,033		0,225
Ud	0	0,31	0,25	0,099	0,091	0,02		0,007

FIGUR 16. Resultater for indholdet af partikulært jern (Totaljern fratrukket filtreret jern) under indkøringen af Smartfilter-Fe.

Her ses det, at der er en stor del partikulært jern i vandfasen i starten. Det betyder, at en pæn del af jernet fælder ud, men i starten bindes det ikke til filtermaterialerne, men forbliver i vandfasen. Der ses dog en faldende tendens ned gennem filteret, hvilket må skyldes, at jernpartiklerne til en vis grad er så store, at de tilbageholdes i filteret. Det ses, at flere steder forekommer der udsving. Det kan have 2 årsager: Partiklerne fanges i bestemte niveauer eller også kan det skyldes, at prøvetagningen har mobiliseret det partikulære jern, og at det derved måles i den udtagne vandprøve. Det overrasker dog ikke, at der kan ses større indslag af partikulært jern i filteret allerøverste indtag, da opholdstiden fra iltningen til vandet når filteret medfører, at noget af jernet allerede vil fælde inden det når ned i filteret. Det ses også af målingerne

i den frie vandfase i filteret (P13 – P15). Disse partikler vil til en vis grad fanges i filterets øverste lag og derved øge koncentrationen af partikulært jern der. En væsentlig observation ud fra resultaterne er således, at et design med en iltning placeret meget tæt på filteret vil være et godt design, da det giver bedst mulighed for at jern fælder ud nede i filteret fremfor i vandfasen inden det når filteret. Risikoen ved forholdene under dette forsøg er, at der kan dannes en filterkage i toppen af filteret, som medfører, at gangtiderne forkortes pga. stigende modtryk. Endvidere er det heller ikke en fordel for et effektivt filter at have en stor vandfase over filtermaterialerne, da det i sig selv øger opholdstiden og dermed kan fremme dannelsen af en filterkage på filteroverfladen og i de øverste få cm af filteret. Vandfasen kan sidestilles med tidligere tiders reaktionsbassin, som man i dag ofte fjerner fra behandlingsanlæggene. Det kan jo også derfor forstyrre afdækningen af, hvorvidt der er gode muligheder for dybdefiltrering i filteret eller ej.

Vi ser en generel udvikling i retning af, at jernfjernelsen sker igennem hele filterets dybde. Med det anvendte flow på 50 m^3/t under indkøringen er der dog stadig en tendens til, at der stadig sker en større afsætning af jern i toppen af filteret. Det undersøges i det næste forsøg (Ø4) hvorledes jernfjernelsen i Smartfilteret ændrer sig under forskellige flowsituationer. Men det ses allerede her ret tydeligt, at en stor del af filteret udnyttes til dybdefiltrering i modsætning til f.eks. traditionelle åbne filtre, som er vidt udbredte i Danmark. I disse filtre afsættes jern kun i de øvre dele af filteret og giver større risiko for dannelse af filterkage.

Konklusionen er, at der i løbet af ca. 3 døgns drift dannes en stabil jernfjernelse, hvor jernudfældningen gradvist overgår fra at forekomme i vandfasen til, at opløst jern bindes på filterkornene. Fjernelsen af jern forbedres i filteret gradvist i løbet af de 3 døgn således, at den kommer under drikkevandskriteriet på 0,2 mg Fe/l.

4.4 Ø4. Flowets betydning for dybdefiltrering på nyt forfilter

Baggrund

Ideen bag et SmartFilter-design er, at man udnytter dybdefiltrering af jern for at opnå længere gangtider i filterets drift. Allerede under indkøringen ses der tendenser til, at en stor del af filterets dybde udnyttes i jernfjernelsen. Betegnelsen ”dybdefiltrering” er defineret som jernfjernelse i mindst 75% af dybden (dvs. jern < 0,2 mg/L opnås først 75 % nede i filtermaterialet). I dette forsøg undersøger vi jernfjernelsen ved forskellige filterhastigheder.

Formål

Formålet med dette forsøg er at fastlægge flowets betydning for dybdefiltrering.

Forsøg

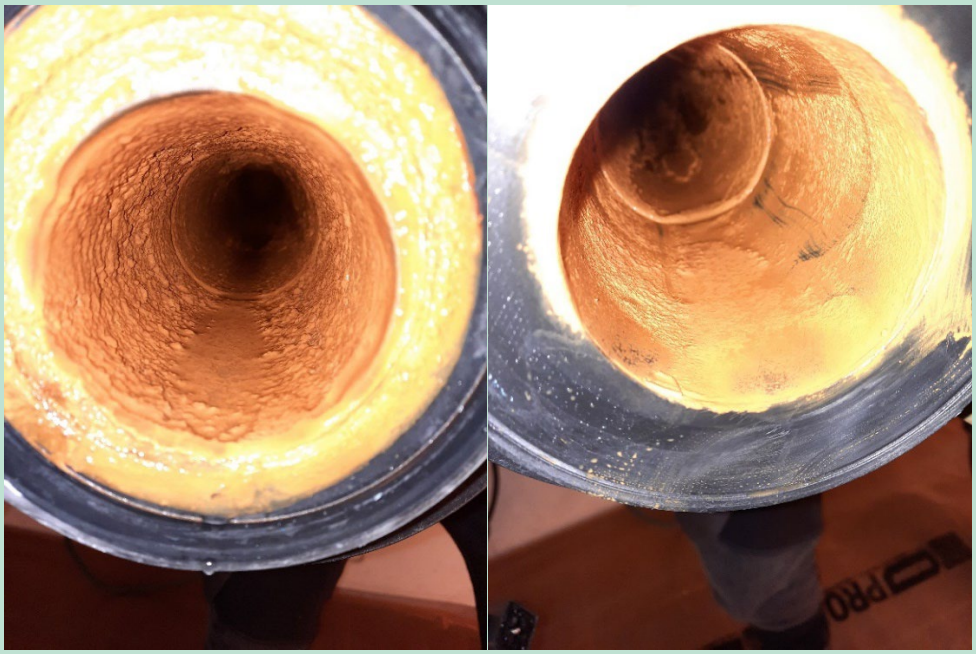
Der udtages et sæt vandprøver ned gennem SmartFilter ved forskellige strømningshastigheder i filteret. Sættene består af vandprøver fra niveauspecifikke haner på filteret og udføres ved flere forskellige vandflow, for at se udviklingen i jernfjernelsen i filteret ved de ændrede belastninger af filteret. Forsøget er udført efter indkøring af forfiltret og før tilkobling til efterfiltret (dvs. før den endelige skylleprocedure er fastlagt, se Ø6). Forsøget blev gentaget nogle gange, så der også kan ses på en tidslig udvikling.

Forhold

Der udtages vandprøver til analyse for totaljern og filtreret jern for at kortlægge jernfjernelsen ned gennem filteret ved forskellige flowhastigheder. Der anvendes prøvetagningshaner på filteret samt prøvehaner ved udløbet og på tilgangen til filteret. Da der er risiko for udfældninger i prøvehanerne, er de blevet testet og rengjort efter behov med anvendelse af trykluft inden forsøgene. Trykopbygningen over tid måles på indløb og udløb fra filteret.

Indløbsvandet var iltet råvand, og når der ikke blev udtaget prøver, kørte forfiltret med flow på 45 - 50 m^3/t (dvs. flowhastighed på op til 16 m/t). Flowhastigheden reduceres en smule ved stigende modtryk i filteret, og udløbet fra filteret er indledningsvist afledt til recipient.

Undervejs i forløbet har det flere gange været nødvendigt at rense rørføringen fra iltningen til forsøgsfilteret pga. okkerudfældninger. Det indikerer, at det er fornuftigt i et design at have så kort afstand som muligt mellem iltning og filter. Der kunne ses okkerudfældninger med en tykkelse på godt en cm.



FIGUR 17. Udfældninger af jern i rørføring mellem iltning og forsøgsfilter før og efter rensning.

Dette er opstået efter ca. 1,5 måneds drift, og det er valgt at foretage en rensning med nogle rensegrise, for at sikre kapacitet til forsøgene. Det er således også en erfaring, at man må påregne et udfældningspotentiale så snart jernholdigt vand (opløst jern) tilføres ilt. Dette er også erfaringer som ses på Aarhus Vands øvrige vandværker og er ikke unikt for Østerbyværket.

<u>Prøver</u>
Der blev udført tre flowtests i alt:

- Efter 17 døgns drift
- Efter 1 måneds drift (kun ved lavt og normalt flow)
- Efter 5 måneders drift (kun ved normalt flow ~50 m^3/t)

Hver test bestod af udtagning af vandprøver fra filterets prøvetagningshaner for hver 10 cm ved tre forskellige flows. Ved ændring af flow blev der ventet 1 time før udtagning af prøver for at sikre et ensartet strømningsmønster i filtret og for at sikre, at vandet i filteret er udskiftet. Flow er blevet fastsat efter et mindste og et største flow og et normalt flow på filteret. De forskellige flows og dermed hastigheder ses nedenfor (filterareal af forfilteret er 3,14 m^2):

- Minimums flow på ca. 30 m^3/t (svarende til 9,6 m/t)
- Normalt flow på ca. 50 m^3/t (svarende til 15,9 m/t)
- Maximums flow på ca. 63 m^3/t (svarende til 20,1 m/t)

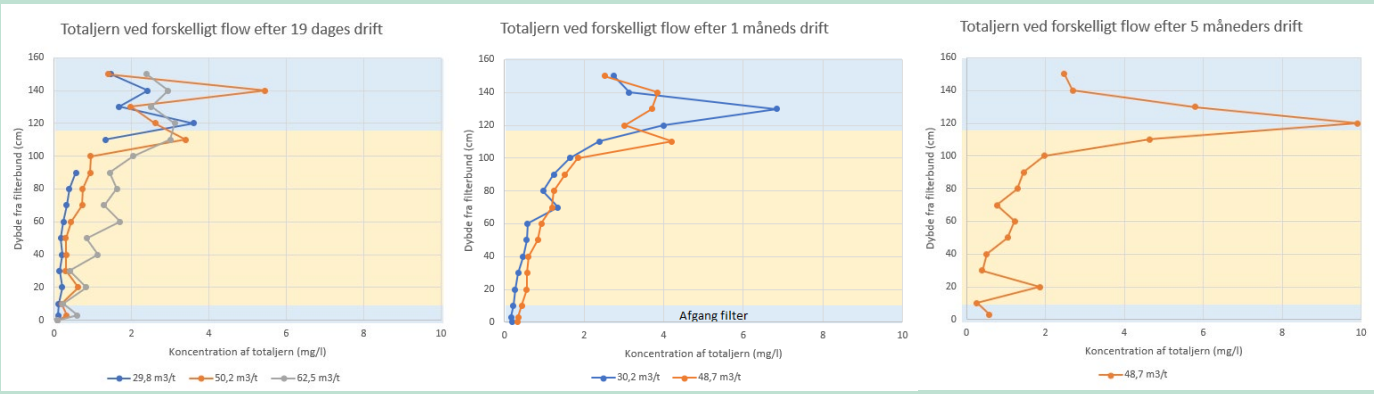
<u>Analyser</u>

- Totaljern og filtreret jern (udført LCK 321/521)

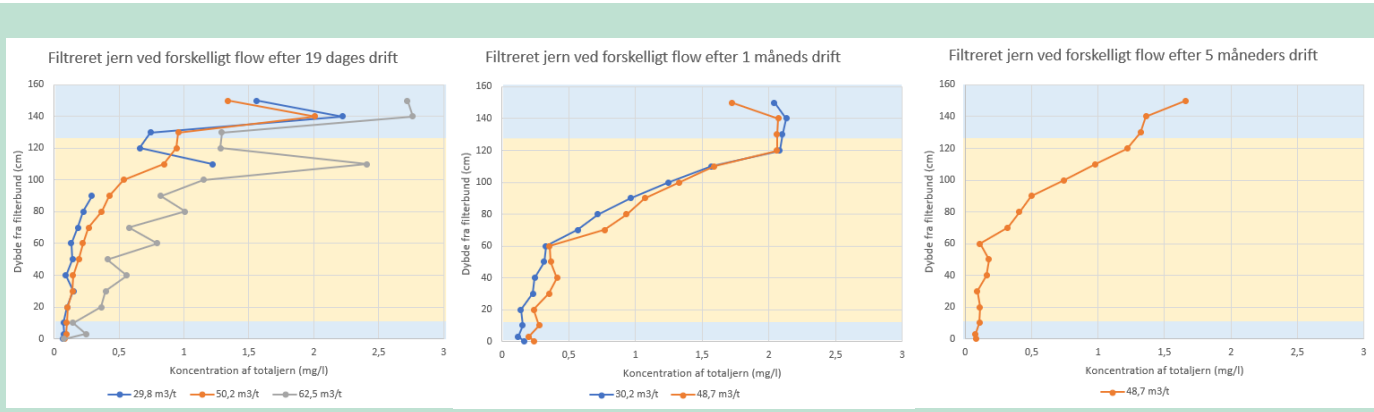
- Trykmåling (blev droppet, da der ikke var nok opløsning af trykforskelle i de digitale måleinstrumenter)

Resultater og diskussion

Der blev udtaget vandprøver over 3 perioder ved forskelligt flow, men der var generelt en udvikling i at både rørføringer og pumper gradvist blev påvirket af den udfældende okker, og anlægget tabte dermed kapacitet. Selv med rengøring og rensning kunne disse ikke oparbejdes til det initiale niveau. Men data var fint anvendelige til at kunne analysere på, som det ses af nedenstående diagrammer. På diagrammerne afspejler de gulbrune områder niveauer med filtermaterialer og bærelag, mens de blålige områder afspejler prøvetagningssteder i vandfyldte kamre uden filtermaterialer og afspejler ligeledes ind- og udgang af filteret.



FIGUR 18. Indholdet af totaljern over tid ved forskellige filterhastigheder i forsøgsfilteret.



FIGUR 19. Indholdet af filtreret jern (opløst jern) over tid ved forskellige filterhastigheder i forsøgsfilteret.

Det ses, at der faktisk ikke ses den store forskel mellem 30 m^3/t (10 m/t) og 50 m^3/t (16 m/t), mens vi ser en tydeligere forskel når hastigheden øges til det maksimale på 62,5 m^3/t (20 m/t). Ved det øgede flow ses der mere udpræget dybdefiltrering, mens der ved de lavere filterhastigheder opnås et indhold af opløst jern på ca. 0,3 mg/l ved en dybde på ca. 60 cm over filterbunden, hvorunder fjernelsen reduceres en del. Dette betyder i praksis, at den væsentligste del af jernfjernelsen sker i de øverste 2/3 af filtermassen. Kun når hastigheden øges til de 62,5 m^3/t (20 m/t) ser vi, at hele filterets dybde udnyttes. Det kunne derfor tyde på, at filterets maksimale kapacitet i forhold til jernfjernelse ligger omkring de 20 m/t. Ved endnu højere hastigheder må man måske påregne, at der også vil være behov for en lille del jernfjernelse i det efter-

følgende filter, hvilket i f.eks. spidsbelastninger også kunne være en acceptabel løsning, såfremt der er plads til den øvrige del af vandbehandlingen (ammonium, nitrit og mangan). De 20 m/t er gældende for det anvendte filter og råvandets jernindhold, men ved andre råvandskvaliteter, filterstørrelser og hastigheder vil resultaterne være anderledes. Men det kan her konkluderes, at der var rimelig overensstemmelse mellem den modellerede filterkapacitet fra designberegningerne og den observerede filterkapacitet. Modellering (en af de tidligere arbejdspakker i projektet) kan derfor være en fin måde at dimensionere filteranlægget.

Ved det højeste flow på 62,5 m^3/t (20 m/t) kan man se, at indholdet ikke har samme pæne forløb, som ved de lavere hastigheder. Det har været diskuteret, om årsagen er, at den højere hastighed mobiliserer okker fra filterkornene, hvilket kan være et forhold som udfordrer driften af filteret, da man må påregne, at okker kan ende enten i kammeret under filterbunden eller i efterfilteret, hvor det måske kan medføre en tilklogning af filteret.

Vi ser lidt variationer i indløbskoncentrationen på både totaljern og filtreret jern (opløst jern), og det skyldes ikke variationer i boringssammensætning, da der er anvendt de samme boringer med fastholdt oppumpning. Det vurderes i stedet at skyldes, at der er ret langt fra iltningssporet til selve filteret. Det betyder, at noget af jernet reelt set fælder ud undervejs og enten kommer til filteret som partikulært jern eller afsætter sig i pumper og rør og medfører tab af kapacitet i begge elementer. Læringen må derfor være, at iltning må placeres så tæt på filteret som muligt for at sikre, at udfældningen sker på filtermaterialerne og ikke i det anvendte udstyr.

Konklusionen er således, at det er veldokumenteret i dette fuldskalaforsøg, at der forekommer øget dybdefiltrering når filterhastighederne øges, og man her med en filterhastighed på ca. 20 m/t får god dybdefiltrering. Der er en mulig risiko for, at der pga. de øgede filterhastigheder måske forekommer genmobilisering af partikulært jern. Det er dog væsentligt at påpege, at det ikke er endeligt bevist i forsøget, men der ses kun indikationer på det. Jernets indløbskoncentration og ikke mindst strømningshastigheden gennem filteret er parametre, som er væsentlige for dimensioneringen af filterets maksimale kapacitet, men ved de lavere hastigheder ses der ikke væsentlig forskel i filterudnyttelsen, da jernfjernelsen sker i de samme filterniveauer.

4.5 Ø5. Effekt på efterfilter

Baggrund

Under det tidligere SmartFilter-Fe projekt skete der under forsøgene en betydelig forbedring af ammoniumfjernelsen på et eksisterende efterfilter (Filter 6). Forbedringerne kunne ses et sted mellem 1 dag og 4 uger efter tilkobling af forfilteret, som fjernede jernet. Ved forsøget Ø5 er denne forandringsproces undersøgt nærmere for at kunne dokumentere mekanismerne. Der er desuden undersøgt, hvilken indflydelse returskyl har på efterfiltret.

Formål

Formålet er at fastlægge eventuelle forbedringer af ammoniumfjernelse på et modent filter ved at gå over til ren biofiltrering ved tilslutning af et forfilter, der fjerner jern. Hermed oplever det modnede filter (som blev til et efterfiltret) stort set ingen tilledning af jern. Desuden fastlægges det om et almindeligt returskyl på efterfiltret (efter en lang gangtid på mere end 1 måned) medfører en forringelse af ammoniumfjernelsen. Endelig er det undersøgt, om der ses en yderligere positiv indvirkning på vandbehandlingen ved tilsætning af kobber, som der tidligere har været erfaring for at det forbedrer især ammoniumomsætningen.

Forsøg

Forsøget er baseret på udtagning af dybdeprofiler ved hjælp af juletræet i biofilteret (filter 6). De udtagne prøvesæt var:

1. Før tilkobling af det nye forfilter (25-01-2022) med samme kapacitet på 50 m^3/t (også samme kemiske sammensætning) som i de efterfølgende forsøg for ens sammenligningsgrundlag. Dagen før blev der foretaget filterskyl, hvor juletræet blev isat, og der var 1 døgns normal drift på filteret. Dette er forsøgets referencemåling.
2. Koble vand fra Smart filter på filter 6 og der blev kørt med 50 m^3/t fra Smartfilter til filter 6, der nu fungerer som et efterfilter. 1 døgn efter blev der foretaget fornyede prøver fra filter 6 via juletræet.
3. Prøvetagning juletræ efter 1 uge.
4. Prøvetagning lige inden filterskyl (6 uger drift uden skyl).
5. Prøvetagning 1 døgn efter skyl af filter 6.
6. Prøvetagning 6 uger efter opstart af kobbertilsætning til filter 6.

Analyseparametre

Ammonium, nitrit, jern, mangan samt feltparametre (ilt, pH, redox, ledningsevne og temperatur). Prøverne for jern og mangan blev også filtreret for også at kunne måle fordelingen mellem udfældet og opløst jern/mangan. Feltparametre blev målt af Aarhus Vand, mens øvrige analyser blev udført af Eurofins.

Resultater og konklusion

Forsøgsresultaterne har til hensigt at afdække, om der er fordele ved at opdele vandbehandlingen i en del med jernfiltrering (forsøgsfilter) og en del med biologisk fjernelse (ammonium, nitrit og mangan). Det første forsøg har været at se hvilken forskel det gør at fjerne jernfjernelsen fra det eksisterende filter (filter 6), og se effekten på de øvrige vandbehandlingsparametre efter 1 døgns drift. Dette er illustreret i nedenstående FIGUR 20.

Referencemåling før tilledning af vand fra forfilter til filter 6

Dato:		25-01-2022	Tidspunkt:	10:30	13:30							
Flow råvand:		199,00	Flow filter	49,8	m^3/t							
		Feltmålinger					Eurofins målinger					
Prøvested	Niveau	Ilt	pH	Redox	Ledningsevne	Temperatur	Totaljern	Filt. Jern	Mangan	Filt. mangan	Ammonium	Nitrit
Tilgang iltningsspor		2,60	7,00	-50,4	629,0		1,900	1,800	0,190	0,190	0,410	<0,001
Afgang iltningsspor		7,40	7,10	-29,5	629,0		1,900	1,700	0,190	0,190	0,410	<0,001
Tilgang filter 6	0	8,00	7,20	-42,2	628,0	9,20	2,600	1,700	0,230	0,200	0,400	<0,001
Juletræ udtag nr. 15	10	7,90	7,30	-33,6	626,0	9,20	1,500	1,300	0,190	0,200	0,430	<0,001
Juletræ udtag nr. 14	20	8,00	7,30	-20,3	626,0	9,20	1,000	0,990	0,190	0,210	0,420	<0,001
Juletræ udtag nr. 13	30	7,90	7,20	-5,2	625,0	9,20	0,750	0,610	0,190	0,190	0,380	<0,001
Juletræ udtag nr. 12	40	7,80	7,20	6,2	619,0	9,30	0,620	0,540	0,220	0,210	0,370	<0,001
Juletræ udtag nr. 11	50	7,70	7,20	9,7	618,0	9,20	0,420	0,350	0,220	0,210	0,360	<0,001
Juletræ udtag nr. 10	60	7,70	7,20	59,2	618,0	9,20	0,200	0,140	0,190	0,190	0,360	<0,001
Juletræ udtag nr. 9	70	7,60	7,20	101,4	619,0	9,20	0,095	0,043	0,180	0,180	0,340	<0,001
Juletræ udtag nr. 8	80	7,60	7,20	132,6	621,0	9,30	0,067	0,030	0,160	0,170	0,340	<0,001
Juletræ udtag nr. 7	90	7,60	7,20	175,5	621,0	9,30	0,041	<0,01	0,150	0,160	0,320	<0,001
Juletræ udtag nr. 6	100	7,60	7,20	184,6	620,0	9,20	0,033	<0,01	0,096	0,096	0,320	<0,001
Juletræ udtag nr. 5	110	7,50	7,20	201,5	621,0	9,20	0,029	<0,01	0,026	0,026	0,309	<0,001
Juletræ udtag nr. 4	120	7,40	7,20	215,1	621,0	9,30	0,029	<0,01	0,017	0,018	0,270	0,0013
Juletræ udtag nr. 3	130	7,30	7,20	224,5	621,0	9,30	0,024	<0,01	0,015	0,015	0,270	0,0053
Juletræ udtag nr. 2	140	7,30	7,20	215,6	620,0	9,30	0,017	<0,01	0,005	0,005	0,230	0,0059
Juletræ udtag nr. 1	150	7,20	7,20	234,0	620,0	9,20	0,015	<0,01	0,003	0,003	0,200	0,0095
Afgang filter 6	160	7,00	7,20	247,3	620,0	8,80	<0,01	<0,01	0,010	<0,002	0,180	0,0072

Måling af profil 1 døgn efter tilledning af vand fra forfilter til filter 6

Dato:		26-01-2022	Tidspunkt:	09:23	11:45							
Flow forsøgsfilter:		49,90	m^3/t									
		Feltmålinger					Eurofins målinger					
Prøvested	Niveau	Ilt	pH	Redox	Ledningsevne	Temperatur	Totaljern	Filt. Jern	Mangan	Filt. mangan	Ammonium	Nitrit
Tilgang iltningsspor		2,78	7,15	-82,5	667,0	9,00	1,800	1,800	0,190	0,190	0,470	<0,001
Afgang iltningsspor		6,31	7,11	-19,7	620,0	8,80	1,900	1,700	0,190	0,190	0,430	<0,001
Tilgang forsøgsfilter		6,89	7,25	-22,3	621,0	8,90	1,700	1,500	0,180	0,180	0,430	<0,001
Afgang forfilter		6,15	7,15	81,7	615,0	8,90	0,130	0,099	0,170	0,180	0,390	0,063
Tilgang filter 6	0	7,62	7,13	107,7	619,0	8,90	0,140	0,110	0,180	0,180	0,390	0,053
Juletræ udtag nr. 15	10	7,97	7,22	180,4	619,0	9,20	0,110	0,042	0,180	0,180	0,360	0,050
Juletræ udtag nr. 14	20	7,98	7,25	187,1	621,0	9,30	0,130	0,018	0,180	0,180	0,350	0,048
Juletræ udtag nr. 13	30	7,98	7,24	195,7	622,0	9,30	0,100	0,012	0,160	0,170	0,330	0,043
Juletræ udtag nr. 12	40	7,93	7,22	208,2	621,0	9,30	0,025	<0,01	0,160	0,160	0,320	0,040
Juletræ udtag nr. 11	50	7,91	7,20	232,8	621,0	9,30	0,023	<0,01	0,150	0,150	0,310	0,039
Juletræ udtag nr. 10	60	7,90	7,20	240,1	622,0	9,30	0,014	<0,01	0,140	0,140	0,300	0,032
Juletræ udtag nr. 9	70	7,73	7,19	240,4	621,0	9,30	0,016	<0,01	0,120	0,110	0,280	0,023
Juletræ udtag nr. 8	80	7,76	7,19	243,4	621,0	9,30	0,012	<0,01	0,092	0,089	0,260	0,023
Juletræ udtag nr. 7	90	7,73	7,19	252,1	621,0	9,30	0,014	<0,01	0,089	0,084	0,250	0,025
Juletræ udtag nr. 6	100	7,70	7,20	255,7	621,0	9,30	0,012	<0,01	0,056	0,056	0,240	0,020
Juletræ udtag nr. 5	110	7,58	7,21	258,1	621,0	9,30	0,010	<0,01	0,012	0,013	0,190	0,011
Juletræ udtag nr. 4	120	7,45	7,20	260,5	621,0	9,30	<0,01	<0,01	0,006	0,007	0,220	0,014
Juletræ udtag nr. 3	130	7,45	7,20	266,4	620,0	9,40	0,014	<0,01	0,008	0,007	0,140	0,020
Juletræ udtag nr. 2	140	7,43	7,19	270,5	620,0	9,40	<0,01	<0,01	0,004	0,003	0,110	0,018
Juletræ udtag nr. 1	150	7,28	7,21	271,5	621,0	9,40	<0,01	<0,01	<0,002	<0,002	0,063	0,020
Afgang filter 6	160	7,06	7,15	280,5	619,0	8,90	<0,01	<0,01	<0,002	<0,002	0,036	0,010

FIGUR 20. Måleresultater fra niveauspecifikke vandprøver (”juletræ”) i filter 6 henholdsvis ved normal drift (øverst) og efter 1 døgns tilsætning af jernfrit vand fra forsøgsfilter (nederst).

I tabellerne (FIGUR 20) afspejler de gulbrune områder igen niveauer med filtermaterialer og bærelag, mens de blålige områder afspejler prøvetagningssteder i vandfyldte kamre uden filtermaterialer og afspejler ligeledes ind- og udgang af filteret. Som det ses af ovenstående tabeller (FIGUR 20), er vandbehandlingen i filter 6 ret udfordret i forhold til ammonium, nitrit og mangan i den normale situation, hvor der også foregår jernfjernelse i filteret. Det ses, at jernfjernelsen foregår i de øverste 60 cm af filteret, og i de niveauer sker der ikke væsentlig omsætning af mangan, ammonium omsættes stort set ikke og nitrit er stort set ikke til stede, da ammonium ikke er omsat. Det ses, at ca. 40 % af filteret anvendes til fjernelse af jern. Til sammenligning, kan vi se fra forsøg Ø4, at der i forsøgsfilteret anvendes de samme 60 cm filterhøjde, men filterarealet på forsøgsfilteret er langt lavere i forhold til filter 6 (3,14 m^2 mod 15 m^2). Det tyder derfor på, at forsøgsfilteret har ca. 4 - 5 gange så høj en effektivitet i forhold til jernfjernelsen. Det ses derfor at jernfjernelsen optager så stor plads i filter 6, at der ikke er nok filter til omsætningen af ammonium, som faktisk begynder at falde en del i filterets nederste del og omsætningen af nitrit sker kun i mindre grad. Fjernelsen af mangan sker parallelt med ammoniumomsætningen og overholder kravene på afgang fra filteret.

Når der sammenlignes med den nederste del af ovenstående tabel (FIGUR 20) (dvs. efter 1 døgns drift), ses der tilsyneladende en udvikling hvor ammoniumomsætningen ret hurtigt udnyttes i den øverste del af filteret, og omsætningen fra ammonium til nitrit medfører også, at omsætningen af nitrit til nitrat kommer i gang. Omsætningen af mangan er ikke så påvirket af

skiftet. Det viser sig også, at kravværdier for alle parametre nu kan overholdes på afgang fra filteret.

En uge efter at jernfjernelsen blev fjernet fra filter 6, blev der igen foretaget niveaubestemt prøvetagning i filter 6 (med "juletræ") for at afdække, om den længere driftstid forbedrede omsætningen af mangan, ammonium og nitrit. Resultatet af den prøvetagning ses i nedenstående FIGUR 21.

Måling af profil 1 uge efter tilledning af vand fra forfilter til filter 6

Dato:		02-02-2022	Tidspunkt:	07:44	10:16							
Flow forsøgsfilter:		48/50,2	m^3/t									
		Feltmålinger					Eurofins målinger					
Prøvested	Niveau	Ilt	pH	Redox	Ledningsevne	Temperatur	Totaljern	Filt. Jern	Mangan	Filt. mangan	Ammonium	Nitrit
Tilgang iltningsspor		3,34	7,09	-49,8	733,0	8,80	1,7	1,7	0,19	0,19	0,42	<0,001
Afgang iltningsspor		6,58	7,17	-40,4	620,0	8,80	1,9	1,6	0,18	0,19	0,42	<0,001
Tilgang forsøgsfilter		6,69	7,14	-29,9	619,0	8,90	1,4	1,9	0,18	0,19	0,40	0,0013
Afgang forfilter		6,29	7,11	137,2	615,0	8,90	0,056	0,044	0,18	0,18	0,33	0,075
Tilgang filter 6	0	7,68	7,13	160,5	615,0	8,90	0,084	0,048	0,18	0,18	0,34	0,070
Juletræ udtag nr. 15	10	7,90	7,21	201,8	612,0	9,20	0,031	0,018	0,17	0,17	0,32	0,064
Juletræ udtag nr. 14	20	7,94	7,22	216,2	613,0	9,20	0,025	<0,01	0,16	0,16	0,31	0,063
Juletræ udtag nr. 13	30	7,97	7,20	229,8	613,0	9,20	0,013	<0,01	0,14	0,13	0,29	0,053
Juletræ udtag nr. 12	40	7,82	7,22	242,2	613,0	9,30	0,014	<0,01	0,12	0,12	0,26	0,048
Juletræ udtag nr. 11	50	7,85	7,21	245,2	613,0	9,20	<0,01	<0,01	0,11	0,11	0,24	0,047
Juletræ udtag nr. 10	60	7,75	7,20	251,1	613,0	9,20	<0,01	<0,01	0,094	0,092	0,23	0,036
Juletræ udtag nr. 9	70	7,68	7,21	256,1	612,0	9,20	<0,01	<0,01	0,059	0,060	0,19	0,025
Juletræ udtag nr. 8	80	7,55	7,19	258,5	612,0	9,20	<0,01	<0,01	0,030	0,030	0,17	0,024
Juletræ udtag nr. 7	90	7,53	7,18	260,3	612,0	9,30	<0,01	<0,01	0,043	0,042	0,17	0,027
Juletræ udtag nr. 6	100	7,46	7,18	265,9	612,0	9,20	<0,01	<0,01	0,021	0,019	0,14	0,017
Juletræ udtag nr. 5	110	7,26	7,16	271,8	611,0	9,20	<0,01	<0,01	0,003	0,003	0,089	0,016
Juletræ udtag nr. 4	120	7,05	7,17	277,8	610,0	9,30	<0,01	<0,01	0,003	0,003	0,048	0,024
Juletræ udtag nr. 3	130	7,02	7,19	286,6	609,0	9,30	<0,01	<0,01	<0,002	<0,002	0,036	0,012
Juletræ udtag nr. 2	140	6,87	7,14	291,1	608,0	9,30	<0,01	<0,01	<0,002	<0,002	0,010	0,0066
Juletræ udtag nr. 1	150	6,87	7,17	297,4	608,0	9,20	<0,01	<0,01	<0,002	<0,002	<0,005	0,0023
Afgang filter 6	160	7,02	7,13	307,2	607,0	8,90	<0,01	<0,01	<0,002	<0,002	<0,005	0,0020

FIGUR 21. Måleresultater fra niveauspecifikke vandprøver ("juletræ") i filter 6 efter 1 uges tilsætning af jernfrit vand fra forsøgsfilter.

På tabellen (FIGUR 21) afspejler de gulbrune igen områder niveauer med filtermaterialer og bærelag, mens de blålige områder afspejler prøvetagningssteder i vandfyldte kamre uden filtermaterialer og afspejler ligeledes ind- og udgang af filteret. Det ses af ovenstående tabel, at der efter en uges drift uden behov for jernfjernelse i filteret, er opbygget en bedre omsætning af mangan, ammonium og nitrit. Fortolkningen af resultaterne er, at den ekstra uges drift har medført, at bakterierne til at foretage omsætningen af mangan, ammonium og nitrit er blevet opbygget i den del af filteret, hvor der ellers var jernfjernelse. Det tyder derfor på, at jernfjernelsen i filtre har en negativ påvirkning på den biologiske fjernelse af ammonium, nitrit og mangan, bl.a. med baggrund i det forskellige behov for filterskyl. En mulig årsag kan være, at vækstbetingelserne ikke er gunstige for bakterierne i jernfjernelseszonen, og det ses da også, at redoxforholdene i de filterlag, hvor jernfjernelsen normalt forgik i filteret, har ændret sig signifikant.

Men det ses, at der faktisk er opbygget en overskudskapacitet i filteret ved omstillingen, og lidt indkøring har givet hurtige forbedringer.

Måling af profil 6 uger efter tilledning af vand og lige inden filterskyl f6

Dato:		01-03-2022	Tidspunkt:	08:27								
Flow forsøgsfilter:		49,60	m^3/t									
		Feltmålinger					Eurofins målinger					
Prøvested	Niveau	Ilt	pH	Redox	Ledningsevne	Temperatur	Totaljern	Filt. Jern	Mangan	Filt. mangan	Ammonium	Nitrit
Tilgang iltningsspor		3,70	7,06	-59,6	626,0	8,70	2,0	1,9	0,18	0,20	0,44	0,0049
Afgang iltningsspor		6,77	7,11	-90,5	612,0	8,70	2,1	1,8	0,18	0,19	0,40	0,0056
Tilgang forsøgsfilter		6,84	7,14	-26,0	612,0	8,80	2,0	1,7	0,18	0,18	0,41	0,0033
Afgang forfilter		6,13	7,08	133,7	606,0	8,80	0,27	0,19	0,17	0,17	0,21	0,046
Tilgang filter 6	0	7,96	7,18	163,3	607,0	8,80	0,27	0,18	0,17	0,16	0,22	0,043
Juletræ udtag nr. 15	10	7,90	7,18	207,3	605,0	9,00	0,19	0,059	0,14	0,14	0,14	0,049
Juletræ udtag nr. 14	20	7,52	7,16	231,8	605,0	9,00	0,089	0,029	0,12	0,12	0,11	0,048
Juletræ udtag nr. 13	30	7,37	7,15	259,1	604,0	9,00	0,046	0,011	0,073	0,063	0,058	0,038
Juletræ udtag nr. 12	40	7,26	7,15	274,2	604,0	9,00	<0,01	0,030	0,041	0,040	0,031	0,029
Juletræ udtag nr. 11	50	7,27	7,13	285,2	604,0	9,00	0,019	<0,01	0,020	0,019	0,021	0,030
Juletræ udtag nr. 10	60	7,17	7,14	296,1	603,0	9,10	0,022	<0,01	0,014	0,012	0,005	0,0099
Juletræ udtag nr. 9	70	7,15	7,13	306,1	604,0	9,10	0,011	<0,01	0,007	0,005	0,008	0,0046
Juletræ udtag nr. 8	80	7,14	7,13	312,9	604,0	9,10	<0,01	<0,01	0,004	0,004	<0,005	0,0036
Juletræ udtag nr. 7	90	7,07	7,13	316,8	606,0	9,10	0,019	<0,01	0,008	0,007	<0,005	0,0036
Juletræ udtag nr. 6	100	7,08	7,10	319,2	606,0	9,00	<0,01	0,010	0,018	0,017	<0,005	0,0033
Juletræ udtag nr. 5	110	7,10	7,10	322,8	607,0	9,10	<0,01	<0,01	0,014	0,012	<0,005	0,0033
Juletræ udtag nr. 4	120	7,07	7,12	325,3	608,0	9,10	<0,01	<0,01	0,007	0,007	<0,005	0,0026
Juletræ udtag nr. 3	130	7,07	7,12	328,0	608,0	9,10	<0,01	<0,01	0,024	0,024	<0,005	0,0030
Juletræ udtag nr. 2	140	7,07	7,13	329,2	608,0	9,00	<0,01	<0,01	0,025	0,022	<0,005	0,0030
Juletræ udtag nr. 1	150	7,07	7,13	331,0	608,0	9,10	<0,01	<0,01	0,035	0,035	<0,005	0,0026
Afgang filter 6	160	7,01	7,07	320,1	608,0	8,80	<0,01	<0,01	<0,002	<0,002	<0,005	0,0023

FIGUR 22. Måleresultater fra niveauspecifikke vandprøver (”juletræ”) i filter 6 ca. 5 uger efter tilsætning af jernfrit vand fra forsøgsfilter.

På tabellen (FIGUR 22) afspejler de gulbrune områder igen niveauer med filtermaterialer og bærelag, mens de blålige områder afspejler prøvetagningssteder i vandfyldte kamre uden filtermaterialer og afspejler ligeledes ind- og udgang af filteret. Som det ses af ovenstående tabel (FIGUR 22) (efter 5 ugers drift), ses der en yderligere udvikling i filterets evne til at omsætte ammonium, nitrit og mangan efter længere tids drift. Det ses, at der er betydelig overskudskapacitet i filteret, og at det enten kunne behandle mere vand og/eller at filtermassen kunne reduceres og stadig få udført en god vandbehandling. Førstnævnte forudsætter, at en øget vandmængde rent hydraulisk ved gravitation kan løbe igennem filteret, da det ikke er et lukket filter, hvor vandet kan trykkes igennem.

Efterfølgende er betydningen af at foretage et filterskyl af det biologiske filter undersøgt (dvs. filter 6), hvilket er illustreret i nedenstående FIGUR 23.

Måling af profil 6 uger efter tilledning af vand til filter 6 og lige efter filterskyl f6

Dato:		02-03-2022	Tidspunkt:	07:35								
Flow forsøgsfilter:		49,75	m^3/t									
		Feltmålinger					Eurofins målinger					
Prøvested	Niveau	Ilt	pH	Redox	Ledningsevne	Temperatur	Totaljern	Filt. Jern	Mangan	Filt. mangan	Ammonium	Nitrit
Tilgang iltningsspor		3,36	7,19	-40,3	607,0	8,70	1,7	1,6	0,18	0,17	0,39	0,0043
Afgang iltningsspor		6,83	7,18	-17,3	601,0	8,70	1,7	1,5	0,18	0,16	0,40	0,0033
Tilgang forsøgsfilter		6,80	7,19	0,9	601,0	8,80	1,6	1,5	0,18	0,17	0,38	0,0030
Afgang forfilter		6,08	7,14	147,4	596,0	8,80	0,17	0,12	0,15	0,13	0,19	0,045
Tilgang filter 6	0	8,47	7,22	143,3	596,0	8,80	0,19	0,13	0,16	0,15	0,20	0,044
Juletræ udtag nr. 15	10	8,38	7,24	207,8	596,0	9,10	0,049	0,023	0,14	0,13	0,15	0,041
Juletræ udtag nr. 14	20	8,15	7,20	229,1	596,0	9,10	0,033	0,013	0,12	0,12	0,14	0,038
Juletræ udtag nr. 13	30	7,88	7,18	249,9	595,0	9,10	0,023	<0,01	0,081	0,077	0,10	0,033
Juletræ udtag nr. 12	40	7,86	7,18	259,8	595,0	9,10	0,020	<0,01	0,049	0,045	0,099	0,027
Juletræ udtag nr. 11	50	7,81	7,16	268,9	594,0	9,10	0,021	<0,01	0,028	0,022	0,053	0,032
Juletræ udtag nr. 10	60	7,76	7,17	277,1	595,0	9,10	0,017	<0,01	0,013	0,011	0,030	0,016
Juletræ udtag nr. 9	70	7,64	7,17	286,0	597,0	9,10	0,012	<0,01	0,007	0,004	0,010	0,0099
Juletræ udtag nr. 8	80	7,57	7,17	293,5	597,0	9,10	0,011	<0,01	0,003	0,002	0,018	0,011
Juletræ udtag nr. 7	90	7,51	7,17	299,7	597,0	9,10	0,010	<0,01	0,003	0,002	0,009	0,011
Juletræ udtag nr. 6	100	7,47	7,16	302,9	597,0	9,10	0,230	<0,01	0,070	0,002	<0,005	0,0030
Juletræ udtag nr. 5	110	7,45	7,16	305,9	597,0	9,10	<0,01	<0,01	<0,002	<0,002	<0,005	0,0030
Juletræ udtag nr. 4	120	7,44	7,17	308,7	597,0	9,10	<0,01	<0,01	<0,002	<0,002	<0,005	0,0023
Juletræ udtag nr. 3	130	7,43	7,17	309,9	597,0	9,10	0,016	<0,01	0,008	0,004	0,009	0,0026
Juletræ udtag nr. 2	140	7,43	7,16	311,2	598,0	9,10	<0,01	<0,01	0,006	0,005	<0,005	0,0020
Juletræ udtag nr. 1	150	7,40	7,15	313,1	597,0	9,00	0,083	<0,01	0,017	0,006	<0,005	0,0020
Afgang filter 6	160	7,30	7,11	308,5	597,0	8,80	<0,01	<0,01	<0,002	<0,002	<0,005	0,0020

FIGUR 23. Måleresultater fra niveauspecifikke vandprøver (”juletræ”) i filter 6 ca. 5 uger efter tilsætning af jernfrit vand fra forsøgsfilter og prøver er taget dagen efter filterskyl.

På tabellen (FIGUR 23) afspejler de gulbrune områder igen niveauer med filtermaterialer og bærelag, mens de blålige områder afspejler prøvetagningssteder i vandfyldte kamre uden filtermaterialer og afspejler ligeledes ind- og udgang af filteret. Det ses af tabellen (FIGUR 23), at den biologiske vandbehandling påvirkes af filterskyllet, sådan at behandlingen forringes lidt. Derfor er den umiddelbare konklusion også, at man bør have så lange gangtider som muligt. Det har været diskuteret, hvor lange gangtider man bør have, men det har ikke været muligt at identificere så mange styrende parametre for valg af gangtid. Vandbehandlingen forbedres ved længere tids drift, men også tilstedeværelsen af en stor biomasse kan potentielt give anledning til f.eks. forhøjede kimtal og begrunde filterskylning. Prøver har ikke kunnet afsløre væsentlige niveauer på kimtal med de anvendte gangtider på 5 – 6 uger. Det vil nok kræve længere tids drift for at erkende denne grænse, og i det hele taget afdække om der er en bakteriel effekt af at fortsætte længere tid uden filterskyl af filteret.

Der blev udført enkelte filterskyl på efterfilteret undervejs i filterforsøget og kun et enkelt blev observeret. Der var ikke forventning til, at der blev fjernet ret meget materiale fra filteret i og med, at jernfjernelsen primært foregår i Smartfilter-Fe. Men som det ses af nedenstående tabel, så det ud til, at der blev fjernet en del sort materiale, som sagtens kunne være mangan. Ofte har man opfattelsen af, at mangan ophobes i filtrene og ikke fjernes under skyl. Her kunne det måske godt tyde på, at det ikke er hele sandheden, selvom det selvfølgelig ikke kan udelukkes, at en del af farvningen af skyllevandet også kan stamme fra de bakterier, som forestår den biologiske omsætning af f.eks. ammonium, nitrit og mangan. Men når man ser nedenstående billede fra filterskyllet, ses der en tydelig farvning af skyllevandet, og dette står jo lidt i kontrast til den foregående observation, hvor filterets vandbehandlingsevne forbedres jo længere tids drift, der er uden filterskyl. For det tyder så på, at der er noget belægning, der skal fjernes fra filteret fra tid til anden, selvom der ikke er behov for samme frekvens som forfilteret. Man må også forvente, at jernoxiderne fylder en del mere på filterkornene end de tilsvarende for mangan. Man må forvente, at ophobning af mangan også kan medføre voksende filtre på lige fod med jern, men dog i en mindre skala. Der er ikke afdækket en egentlig gangtid for efterfilteret, men et forsigtigt bud på en balance mellem de to forhold kunne være en gangtid på ca. 4 uger. Indenfor denne tidsramme bør stillestående vand i rør til filterskyl heller ikke være en bakteriel problemstilling, da dette er afdækket gennem prøvetagning på pumper (analyser for kimtal). Det betyder dog også, at behovet for et komplet skylleudstyr med både vand og luft til skylleprocessen er nødvendig, men i og med at det allerede er til stede til forfilteret, bør det ikke være en problemstilling.



FIGUR 24. Billede fra filterskyl af biofilteret (filter 6) efter 6 ugers drift. Bemærk skyllevandets sorte farve.

Inden afslutningen af forsøget blev det besluttet at undersøge effekten af tilsætning af kobber til filteret. Kobbertilsætningen har i en del andre tilfælde give en forbedring af omsætningen af især ammonium. Det skal dog bemærkes at der ikke er foretaget en måling af kobbertilsætningen men tidligere målinger har vist en tilsætningsrate på 3 – 7 µg Cu/l. Tilsætningen af kobber er meget lavpraktisk, i og med at der tages en lille delstrøm af rent vand, som sendes igennem et kobberrør, som afgiver en meget lille mængde kobber. Kobber er essentielt for de bakterier, som står for vandbehandlingen og kan derfor have en forbedrende effekt. Vi har set en betydelig effekt på flere andre filtre, som har kørt dårligt, og der var derfor nysgerrighed på, om det kunne forbedre behandlingsprocesserne yderligere. Sammenligningsgrundlaget var næstsidste profil af vandprøver udtaget med juletræet og et nyt sæt prøver blev taget med fuldstændig samme drift af boringer. Resultatet ses i nedenstående FIGUR 25.

Måling af profil efter kobbertilsætning												
Dato:		18-05-2022	Tidspunkt:	08:30								
Flow forsøgsfilter:		49,40	m^3/t									
		Feltmålinger					Eurofins målinger					
Prøvested	Niveau	Ilt	pH	Redox	Ledningsevne	Temperatur	Totaljern	Filt. Jern	Mangan	Filt. mangan	Ammonium	Nitrit
Tilgang iltningsspor		Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	1,7	1,6	0,20	0,18	0,40	<0,001
Afgang iltningsspor		Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	1,7	1,6	0,21	0,18	0,39	<0,001
Tilgang forsøgsfilter		Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	1,8	1,5	0,18	0,18	0,39	<0,001
Afgang forfilter		Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	0,078	0,069	0,15	0,12	0,12	0,012
Tilgang filter 6	0	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	0,078	0,067	0,17	0,12	0,13	0,011
Juletræ udtag nr. 15	10	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	0,031	0,014	0,11	0,074	0,054	0,016
Juletræ udtag nr. 14	20	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	0,027	<0,01	0,044	0,038	0,043	0,010
Juletræ udtag nr. 13	30	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	0,034	<0,01	0,035	0,020	0,04	0,0069
Juletræ udtag nr. 12	40	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	0,033	<0,01	0,011	0,006	0,017	0,0026
Juletræ udtag nr. 11	50	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	0,026	<0,01	0,009	0,006	<0,005	0,0013
Juletræ udtag nr. 10	60	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	0,013	<0,01	0,013	0,010	0,019	0,0013
Juletræ udtag nr. 9	70	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	0,015	0,012	0,015	0,012	0,025	0,0013
Juletræ udtag nr. 8	80	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	<0,01	<0,01	0,014	0,010	0,0077	<0,001
Juletræ udtag nr. 7	90	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	0,013	<0,01	0,010	0,007	0,010	<0,001
Juletræ udtag nr. 6	100	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	0,012	<0,01	0,011	0,010	0,023	<0,001
Juletræ udtag nr. 5	110	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	0,014	<0,01	0,035	0,022	0,018	0,0016
Juletræ udtag nr. 4	120	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	0,011	<0,01	0,006	0,004	0,0065	<0,001
Juletræ udtag nr. 3	130	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	<0,01	<0,01	0,014	0,013	0,018	<0,001
Juletræ udtag nr. 2	140	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	0,026	<0,01	0,029	0,020	0,021	<0,001
Juletræ udtag nr. 1	150	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	0,130	<0,01	0,039	0,021	0,018	0,0013
Afgang filter 6	160	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	<0,01	<0,01	<0,002	<0,002	0,013	<0,001

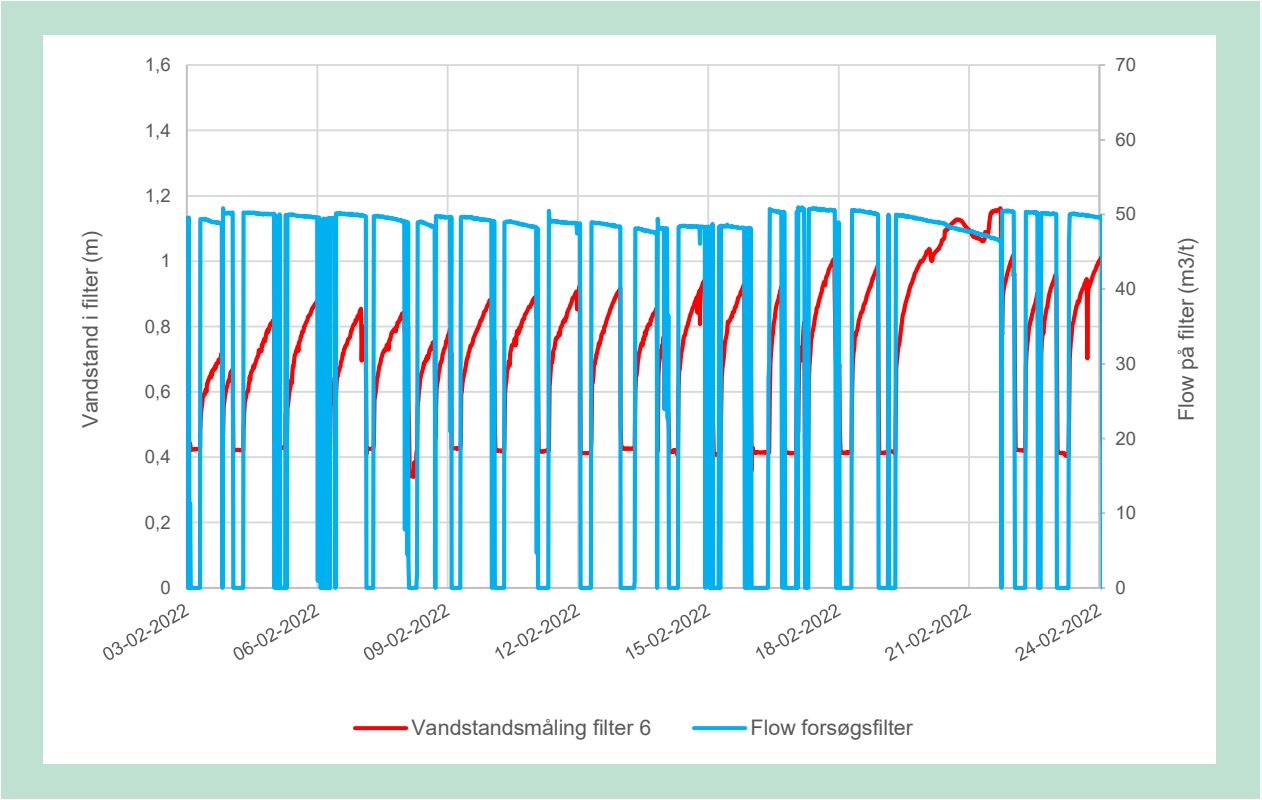
FIGUR 25. Måleresultater fra niveauspecifikke vandprøver (”juletræ”) i filter 6 efter 6 ugers drift med tilsætning af kobber.

På tabellen (FIGUR 25) afspejler de gulbrune områder igen niveauer med filtermaterialer og bærelag, mens de blålige områder afspejler prøvetagningssteder i vandfyldte kamre uden filtermaterialer og afspejler ligeledes ind- og udgang af filteret. Umiddelbart kunne man fortolke det, som at der ses en effekt på ammonium og nitrit, men når man nærlæser tallene, ses det, at der faktisk ikke er den store påvirkning på de to parametre, da indholdet af både ammonium og nitrit reduceres inden det tilgår efterfilteret.

Men der ses en påvirkning af manganfjernelsen, da den reduceres hurtigere ned i filteret i forhold til referencemålingen. Der har faktisk ikke tidligere hos Aarhus Vand været identificeret nogen påvirkning af manganfjernelsen. Det skyldes nok, at det som oftest ikke er en problemparameter og den forbedrede effekt ikke identificeres, når man blot måler på tilgang og afgang fra et filter. Men der ses en påvirkning, om end den ikke er stor. Men resultaterne tyder på, at der er flere måder at opnå samme optimering af den biologiske vandbehandling. Vi kan se, at ved at sikre en mere langvarig drift, hvor driften af biofilteret ikke stresses med gentagne filterskyl, kan der opnås en rigtig god vandbehandling, og flytningen af jernfjernelsen til et Smartfilter har stor effekt. Den mindre hyppighed af skyl i filteret betyder formentlig også, at kobber ikke bliver en så begrænsende faktor, da bakteriologien, som driver vandbehandlingen, ikke skylles ud hele tiden, og derfor ikke har brug for ny tilførsel af kobber i samme grad. Men resultaterne ser anderledes ud, når filter 6 blev drevet som et traditionelt filter med jernfjernelse og dermed gentagne skyl. I tidligere tilfælde er det vist, at kobberdoseringen har en betydelig effekt på især ammonium- og nitritfjernelsen, men det har været uklart, om der også ses en forbedringseffekt på manganfjernelsen.

Igennem forsøget har vi kunnet konstatere, at luft i filteret har en hydraulisk påvirkning af filterdriften. Der er samlet data op på vandstanden i filter 6, og som det ses af nedenstående tabel stiger vandstanden i løbet af dagen, men i nattetimerne stopper produktionen og luften slipper herved ud af filteret. Tilledningen af vand fra Smartfilter-Fe til filter 6 sker med en faldhøjde på ca. 0,8 m, og det tilfører ca. 2 mg O_2/l, så det samlede iltindhold kommer op på 7 – 8 mg/l. Det ligger jo en del fra iltmætning, men det kunne godt tyde på, at det alligevel medfører bobledannelse i filteret, og at det hæmmer gennemstrømningen i filteret og øger den opstuvende effekt igennem driftstiden af filteret. Men det udlignes når produktionen på filteret stopper, hvorved at vandstanden igen starter til udgangspunktet igen. Det ses også på nedenstående tabel, at ved længerevarende periode med drift på filteret, at den stigende vandstand som følge af luften i filteret ikke bliver ved med at udvikle sig. Den stabiliseres ved en vandstandsstigning på ca.

0,70 m. Det betyder i praksis, at der står et stigende vandvolumen over filtermassen, som måske ikke i første omgang har et formål. Men det ses dog af målingerne, at der faktisk reelt sker vandbehandling, da der i flere tilfælde ses en reduktion i f.eks. jernindholdet i denne vandfase. Man må påregne, at såfremt det var i et lukket filter ville disse luftbobler betyde en opbygning af tryk i filteret, og det er ikke hensigtsmæssigt, da det så vil medføre et øget energiforbrug og måske også reducere filterets kapacitet. Konklusionen kan således være, at de sidste mange års tanke om, at rigeligt med ilt er godt, måske kan have en lille bagside, da det kan give luft i filteret og øge tryktabet. En mulig løsning er måske at reducere iltindholdet i filtreringsprocessen og først senere (f.eks. i rentvandsbeholderen) tilføre det yderligere behov for ilt, der måtte være behov for. Erfaringer fra andre filtre er, at f.eks. ammoniumomsætningen faktisk sagtens kan foregå selvom iltindholdet er nede på 2 – 3 mg/l.



FIGUR 26. Målt opstuvning i biofilter (Filter 6) under drift og reduktion af vandstand efter produktionsstop.

Konklusionen på denne forsøgsrække er, at der ses en betydelig effekt i at flytte jernfjernelsen til et andet filter og forsøge at tilgodese vandbehandlingen i efterfilteret (”biofilteret”) mest muligt. Vi ser, at et filter, som tidligere faktisk ikke har kunne foretage en fornuftig vandbehandling af ammonium og nitrit, kan komme til at køre en rigtig god vandbehandling når bare vandbehandlingsprocesserne bliver tilgodeset. Det betyder, at der skal køres med lange gangtider i biofilteret. Filteret opbygger en meget større behandlingskapacitet, og det betyder i praksis, at filterets effektivitet øges ved, at det kan behandle mere. Men det tyder dog også på, at der indimellem bør foretages filterskyl, da der er indikationer på, at der fjernes mangan. Manganbelægningerne har dog ikke helt så betydende volumen og dermed påvirkning på voksende filtre, at det udgør et stort problem. Bakteriologiske problemer som følge af de lange gangtider har ikke været identificeret, men der er vurderet, at gangtider på 4 uger tilgodeser god vandbehandling, fjernelse af manganudfældninger og imødegår også eventuelle kimtalsproblemer.

Tilsætning af kobber har vist en effekt på mangan, men påvirkningen på ammonium- og nitritfjernelsen har ikke været synlig. Det tyder på, at kobber skal ses som et middel til at imødegå

påvirkningerne fra gentagne skyl i et filter med både jern-, ammonium- og nitritfjernelse. Her kan kobbertilsætning hjælpe med at imødegå vandbehandlingsproblemer, når der hele tiden fjernes aktiv biomasse ved filterskyl. Men samme effekt kan opnås ved at tilgodese den biologiske vandbehandling.

Luft i filteret har været observeret, selv om der ikke sker overmætning med ilt. Vi ser ofte beluftning/iltning som en proces, hvor der skal tilsættes rigeligt. Men det ses også her, at der kan være en bagside, da det blokerer filteret hydraulisk så modstanden i filteret øges. I et lukket filter vil det medføre, at modtrykket stiger og kan medføre et øget energiforbrug til pumperne, der driver vandet igennem vandværket.

4.6 Ø6. Skylleeffektivitet på forfilter

Baggrund

Det nye forfilter bliver særligt hårdt belastet med jern. Dels er jernkoncentrationen i Østerby råvand ret højt, og dels er der planlagt en ret høj filterhastighed (for at sikre en god dybdefiltrering på mindst 75% af filterdybden). Det betyder, at filtret skal skylles ofte og grundigt. Ved denne forsøgsrække blev der udført massebalancer for jern. Til massebalancerne blev jerntilførsel og -fjernelse beregnet over en gangtid, dvs. ved tilgang filter og ved skyllevandets fjernelse. Hermed kan man beregne, hvor meget stof efterlades i filtret og hermed bidrager til filtervækst. Desuden vil beregningerne gøre det muligt at vurdere effektiviteten af forskellige skyllesekvenser og kombinationer af luft alene, lille skyl (luft + vand) og stort skyl (dvs. vand alene). I dette forsøg blev forskellige performance indikatorer ved forskellige skylleprocedurer sammenlignet. Indikatorer inkluderede målt tilført jern til filteret gennem gangtiden og målt fjernet jern ved henholdsvis lille og stort skyl. Herved kan fjernelsesprocenten beregnes og dermed give indikationer om effektiviteten af filterskyllet.

Formål

At identificere den mest effektive skylleprocedure i et forfilter, der er hårdt belastet med jern.

Forsøg

Indledningsvist blev baseline for stoffjernelse under et standardskyl fastlagt. Det blev gjort ved først at køre med en standard flow og et standardreturskyl i en periode. Hermed var der sikkerhed for, at en steady state med hensyn til coating på mediekornene og tilklogning af porerummene blev opnået. Herefter blev stoffjernelsen fastlagt ved at udføre massebalancer (for jern og mangan) for minimum tre gangtider, fortsat med samme skyllesekvens. Under gangtiden var der varierende drift af boringer, hvorfor det var nødvendigt at beregne jernbelastningen på filteret, alt efter hvilke boringer der var i drift i løbet af gangtiden, således at der blev fastlagt så nøjagtig en jernbelastning af filteret som muligt. Derfor blev der målt jernindholdet i hver boring, for derved at kunne beregne den enkelte borings bidrag i den samlede gennemsnitlige jernbelastning ved at anvende jernindholdet og den enkelte borings aktuelle flow. Der blev anvendt detaljerede data opsamlet i SCADA-systemet til beregning af jernbelastningen, og der var flowmåler på hver enkelt boring.

Der blev generelt kørt med et flow på filteret på ca. 50 m^3/t og med et jernindhold i råvandet på ca. 2,5 mg/L, et filterareal på 3,14 m^2 samt en gangtid på 3½ døgn (2 gange om ugen i udgangspunktet). Hermed passer en gangtid til en jernbelastning på 2,8 kg Fe/m^2. I praksis blev der dog justeret lidt på gangtiderne af hensyn til prøvetagningerne, da antallet af prøvetagninger var ret omfattende, og der var ønske om at foretage minimum 2 målinger om ugen. Så i praksis blev der anvendt gangtider på 2 – 3 døgn.

Efter fastlæggelse af baseline, blev virkningen af fem forskellige skylleprocedurer undersøgt. Der blev overvejet at teste mere komplicerede skylleprocedurer, men her ville unøjagtigheder i prøvetagningsprocedurer kunne give usikre sammenligningsresultater, hvorfor det blev valgt at

begrænse til ret simple og traditionelle skyllesekvenser (se nedenstående tabel). Hver skylleprocedure blev anvendt på minimum 3 gangtider i træk. Der blev udtaget et sæt prøver for hver gangtid, som blev undersøgt. Opgaven er relativt tidskrævende, da hver test kræver, at der køres drift over en gangtid, før der kan tages en ny test med prøver.

Forhold

De anvendte skylleprocedurer (standard skyl samt fire andre) ses i tabellen nedenfor.

TABEL 2. De testede skyllevandsprocedurer.

Skylle-sekvens	Beskrivelse	Luft Minutter	Lille skyl Minutter	Stort skyl Minutter
1	Skyl uden luft alene	0	7	3
2	Skyl uden luft med længere varighed af lille skyl	0	10	3
3	Traditionelt skyl med alle 3 sekvenser	10	10	3
4	Kun lille skyl uden stort skyl	0	15	0
5	Gammeldags skyl med luft alene og efterfølgende stort skyl	10	0	4

Ved skyllesekvenserne blev der anvendt 200 m^3/t for luftflow (63 m/t), 44 m^3/t vand til lille skyl (14 m/t) og 220 m^3/t vand til stort skyl (70 m/t).

Hver af de enkelte skyllesekvenser blev udført minimum 3 gange for at sikre konsistens i resultaterne. Der kunne af og til ses afvigelser i resultaterne, men ofte var resultaterne ret ensartede. I de tilfælde, hvor der sås væsentlige afvigelser, blev antallet af prøvetagninger øget.

Prøver

- Der blev udtaget prøver af skyllevand hvert 30 sekund under de dele af skyllevandssekvenserne, hvor der blev anvendt vand.
- Der blev lavet blandeprøver af henholdsvis stort og lille skyl og målt en gennemsnitlig jernkoncentration.
- Jernkoncentrationerne blev målt ved at fortynde prøver med demineraliseret vand, og målingen af jernindholdet blev målt med Hach kit LCK 321.
- Med det registrerede flow fra skyllevandspumpen kunne det fjernede jern ved filterskyllet beregnes sammen med den målte koncentration for henholdsvis lille og stort skyl. Der blev beregnet en samlet jernfjernelse ved at lægge jernfjernelsen fra henholdsvis lille og stort skyl sammen.

Resultater

Først og fremmest er det nok relevant for tolkningen af resultaterne, at der nævnes en del af de fejlkilder, som blev konstateret igennem forsøget.

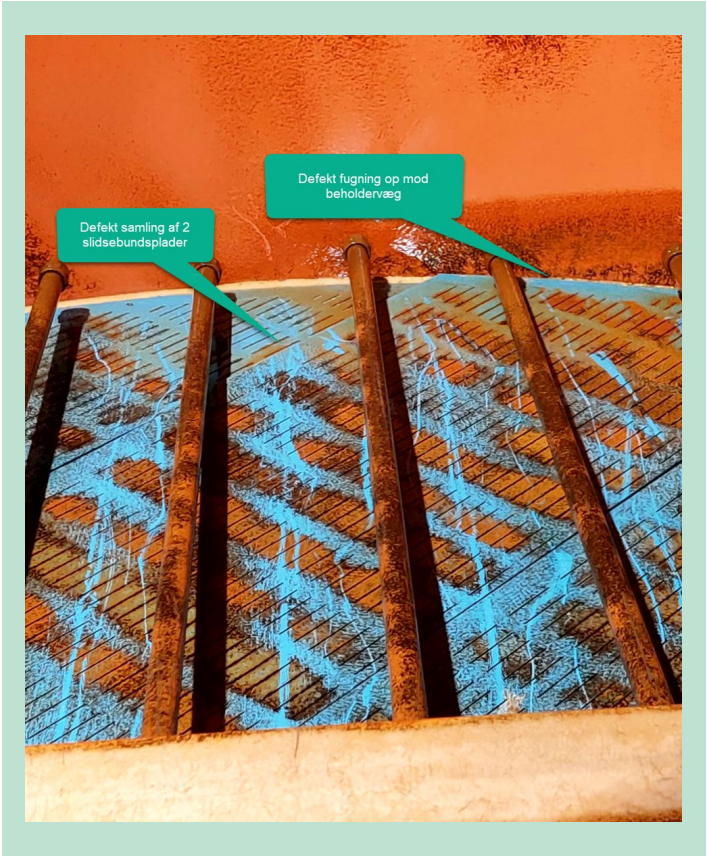
Vi så, at en ikke helt ubetydelig del af jernet allerede var fældet ud, inden råvandet når forsøgsfilteret. I praksis er det i forsøg Ø6 målt, at mellem 5 og 30 % af det opløste jern allerede er fældet ud, inden det når forsøgsfilteret. Det bør måske ikke have så stor betydning, da det burde fanges af forsøgsfilteret, men det er ikke fældet ud på filtermaterialerne, som tanken ellers er. Det er i stedet fanget mellem filterkornene eller i toppen af filteret som en tilklogning af filteroverfladen. Forventningen er, at i praksis vil dette også fjernes under filterskyllet, og fejlkilden vurderes derfor ikke så stor for forsøgsresultaterne. Men det kan være en begrænsning i forhold til at få den fulde effekt af f.eks. dybdefiltreringen, og dermed at gangtiderne ikke bliver helt så lange, som de ellers ville have været uden udfældningen før filteret.

Vi så også en mulig fejlkilde i, at der er et naturligt luftkammer i toppen af filteret, da rørføringen fra afgang skyllevand lå over filterets top for at skabe fornuftig arbejdssikkerhed for de folk, som skulle udtage prøver på filteret og derved kunne undgå at få personskade ved at

ramme røret. Betydningen af dette design er lidt usikker, men når der ses på åbne filtre, ser det ret voldsomt ud på overfladen når der skylles, men undersøgelserne i de indledende forsøg har vist, at det kun er ved selve filteroverfladen, at der er denne voldsomme påvirkning, og det ses ikke længere nede i filtrene under normale forhold. Derfor vurderes betydningen af dette forhold også som relativt lille, men i et fremtidigt design vil vi dog alligevel anbefale, at det udføres med rør til skyllevand under skyllevandsudløbet i filteret, da det betyder, at luft også lettere kommer ud gennem skyllevandsrøret. I forsøget blev skyllevandsluften dog også ledt væk fra filteret via en svømmerventil i toppen af filteret, som lukkede overskydende luft ud.

Rampetiderne på skyllevand under skyllet er også en parameter, som kan have påvirket resultaterne for jernfjernelse fra skyl. Under opstart og ændringer i skyllevandsflow er der behov for rampetider til disse skift i flow. I forhold til prøvetagningen indgår dette flow også i opgørelsen, men det er usikkert, hvor stor effekten er af dette flow i forhold til opgørelsen af jernfjernelsen under skyl. Procentuelt udgør dette dog under 5 %, men er størst for opgørelsen af lille skyl, da den samlede vandmængde til lille skyl er mindst.

En væsentlig fejlkilde er, at det under nedlukningen af projektet blev konstateret, at filterbunden i forsøgsfilteret ikke har sluttet helt tæt (se FIGUR 27).



FIGUR 27. Foto der illustrerer den defekte filterbund i forsøgsfilteret efter forsøget er afsluttet.

Det vil især kunne påvirke netop filterskyllet, at en samling i filterbundens ene side er defekt. I samme side op mod filterbeholderens indervæg, er der også opstået en åbning, da fugen har sluppet. Det kan sagtens have påvirket filterskylningens effektivitet under forsøgene. Det ses af filterbunden, at en stor del af skyllevandet er kommet op i filteret gennem den defekte filterbund. Det betyder, at dele af filteret nok ikke er skyllet helt optimalt under enten hele eller dele af forsøget. Det er dog usikkert hvornår defekten af filterbunden er opstået. Men det betyder, at resultaterne fra filterskylleforsøgene her i forsøg Ø6 skal ses med en ikke helt ubetydelig

usikkerhed, og muligvis er de slet ikke retvisende. Men vi forsøger at få de bedste konklusioner ud af resultaterne.

De 5 udvalgte skyllesekvenser, som er testet, fremgår af nedenstående FIGUR 28.

	Skylleprogram					Lille skyl				Stort skyl				Sidste prøve fra filterskyl			
Dato	Sekvens	Luft	Lille skyl	Stort skyl	Antal m3 i gangtid	Tilført jern i gangtid	Antal m3	Antal gange filtervolumen udskiftet under lille	Fjernet stofmængde	Andel fjernet af lille skyl	Antal m3	Antal gange filtervolumen udskiftet under stort	Fjernet stofmængde	Andel fjernet af stort skyl	Jernkoncentration i sidste prøve	Antal gange filtervolumen udskiftet under skyl	Samlet fjernet stofmængde	Andel fjernet
		minutter	Minutter	Minutter	m³	g	m³	Antal gange	g	%	m³	Antal gange	g	%	mg/l	Antal gange	g	%
10-03-2022	1	0	7	3	2.266	6.109	5,58	3,7	3.024	50%	12,66	8,4	280	5%	7,9	12,1	3.304	54%
14-03-2022	1	0	7	3	2.750	7.424	5,59	3,7	3.248	44%	12,73	8,4	662	9%	7,9	12,2	3.910	53%
18-03-2022	1	0	7	3	3.601	9.872	5,61	3,7	3.949	40%	12,82	8,5	1.069	11%	11,0	12,2	5.019	51%
Gennemsnit 1	**1**	**0**	**7**	**3**	**2.872**	**7.802**	**5,6**	**3,7**	**3.407**	**44%**	**12,7**	**8,5**	**670**	**8%**	**9,4**	**12,2**	**4.078**	**53%**
21-03-2022	2	0	10	3	2.189	6.004	7,75	5,1	3.139	52%	12,78	8,5	378	6%	7,5	13,6	3.517	58%
28-03-2022	2	0	10	3	2.435	6.631	7,77	5,2	2.354	36%	12,7	8,4	283	4%	10,0	13,6	2.637	40%
11-04-2022	2	0	10	3	2.923	7.507	7,78	5,2	4.271	57%	12,68	8,4	299	4%	7,1	13,6	4.570	61%
11-04-2022 med	2	0	10	3	2.923	7.507	7,78	5,2	4.409	59%	12,68	8,4	278	4%	7,1	13,6	4.687	62%
Gennemsnit 2	**2**	**0**	**10**	**3**	**2.621**	**6.912**	**7,77**	**5,2**	**3.543**	**51%**	**12,71**	**8,4**	**309**	**5%**	**7,9**	**13,6**	**3.853**	**55%**
25-04-2022	3	10	10	3	2.945	7.658	7,69	5,1	3.199	42%	12,26	8,1	224	3%	5,7	13,2	3.423	45%
02-05-2022	3	10	10	3	2.930	8.181	7,74	5,1	3.344	41%	12,2	8,1	508	6%	9,7	13,2	3.851	47%
05-05-2022	3	10	10	3	3.100	8.637	7,74	5,1	4.249	49%	12,18	8,1	732	9%	10,7	13,2	5.041	58%
Gennemsnit 3	**3**	**10**	**10**	**3**	**3.011**	**8.159**	**7,7**	**5,1**	**3.597**	**44%**	**12,2**	**8,1**	**508**	**6%**	**8,7**	**13,2**	**4.105**	**50%**
16-05-2022	4	0	15	0	2.533	6.714	10,8	7,2	3.826	57%	0		0	0%	30,0	7,2	3.826	57%
16-05-2022	4	0	20	0	2.533	6.714	14,8	9,8	3.333	50%	0		0	0%	23,8	9,8	3.333	50%
23-05-2022	4	0	15	0	1.610	3.986	12,07	8,0	1.521	38%	0		0	0%	13,8	8,0	1.521	38%
25-05-2022	4	0	15	0	2.193	6.356	12,28	8,1	3.880	61%	0		0	0%	31,6	8,148	3.880	61%
Gennemsnit 4	**4**	**0**	**15**	**0**	**2.217**	**5.942**	**12,5**	**8,3**	**3.230**	**54%**	**0,0**		**0**	**0%**	**26,3**	**8,3**	**3.230**	**54%**
01-06-2022	5	10	0	4	2.388	6.553	0	0,0	0	0%	16,14	10,7	5.827	89%	19,7	10,7	5.827	89%
08-06-2022	5	10	0	4	1.696	5.450	0	0,0	0	0%	16,21	10,8	4.458	82%	9,5	10,755	4.458	82%
23-06-2022	5	10	0	4	2.671	6.695	0	0,0	0	0%	15,91	10,6	4.471	67%	8,0	10,556	4.471	67%
Gennemsnit 5	**5**	**10**	**0**	**4**	**2.318**	**6.235**	**0,0**	**0,0**	**0**	**0%**	**16,1**	**10,7**	**4.918**	**79%**	**12,4**	**10,7**	**4.918**	**79%**

FIGUR 28. Sammenstilling af resultaterne fra skylleforsøgene fordelt på de 5 forskellige skyllesekvenser.

Ovenstående tabel (FIGUR 28) opsummerer en stor del af de mest relevante forsøgsdata. Hvide farver i tabellen angiver de enkelte forsøgsresultater, mens de grå rækker indeholder en opgørelse af de gennemsnitlige resultater. Det ses, at der er lidt variation i den behandlede vandmængde, men umiddelbart tyder det ikke på, at det har givet grundlag for en påvirkning af resultaterne, og det er således ikke en parameter, der ser ud til at påvirke f.eks. slutkoncentrationen i skyllevandet, som man ellers ville forvente.

Helt overordnet viser resultaterne, at der ikke er den store variation i hvor meget jern der fjernes. Det har undret, da nogle af de tidligere test foretaget på Lundeværket netop viste, at sekvenser hvor lille skyl er en betydelig del af skyllet, havde en øget effektivitet. Det har vi ikke kunnet eftervise her, og det er uvist om den defekte skyllevandsbund har spillet ind på det resultat. Her kunne det jo umiddelbart se ud til, at skyllesekvensen med luft og stort skyl er mest effektivt. Det kan også undre, at det generelt kun er ca. 60 % af det tilførte jern, som fjernes under filterskyllet i langt de fleste af forsøgene. Men som man kan læse i det næste afsnit, har renheden af filtermaterialerne ikke været særlig høj, da forsøget blev lukket ned, og det kan godt understøtte den observation. En stor del af filtermaterialerne så ret beskidte ud, da filteret blev tømt og det til trods for, at forsøget blev afsluttet med et filterskyl. Men også her kan det ikke udelukkes, at den defekte filterbund kan have påvirket resultatet. Hvis vi ser bort fra den mulige påvirkning fra filterbunden, kunne en årsag også være, at det har været svært at frigøre jernet fra filtermaterialet (E-clay) under skyl. En af fordelene ved dette filtermateriale skulle netop være, at det skulle have en god binding af f.eks. jern til filterkornene, men det at fjerne jernet fra dem igen under filterskyllet er også en væsentlig parameter. Det skal dog understreges, at det er usikkert, om det er en effekt, men det kan bestemt ikke udelukkes.

Det ses at det lille skyl fjerner størstedelen af det jern, som fjernes under skyllet. Undtagelsen er naturligvis i skyllesekvens 4, hvor der ikke er et lille skyl. Her ses det naturligvis, at stort skyl fjerner mere end i de øvrige sekvenser.

Det store skyl har generelt mere rollen som en efterpolering af vandet i filteret. Det ses også, at i skyllesekvens 4, som ikke indeholder stort skyl, ender det ud med en større slutkoncentration i sidste del af skyllet. Men igen er der ikke den store forskel i fjernelsen af jern samlet set. Men det er måske lidt overraskende, at ved at udelade stort skyl er slutkoncentration i den sidste skyllevandsprøve kun 2 – 3 gange jernkoncentrationen i de øvrige skylleforsøg. Det er

værd at tage i betragtning, da en udeladelse eller en reduktion af stort skyl vil kunne spare en del skyllevand. Det vil påvirke hvor meget vand, der bruges til skyllene på årsbasis, og hvor meget skyllevand, der efterfølgende skal håndteres, hvilket kan medføre at skyllevandsbassinerne skal dimensioneres mindre (dvs. lavere arealfootprint). Samtidig vil det også have en positiv effekt på energibruget til filterskyl. Hvis stort skyl helt udelades, vil det også have betydning for hvor stor en skyllevandspumpe, der skal anvendes til filterskyl.

Undervejs i forsøget, har betydningen af varigheden af lille skyl været undersøgt. Derfor har det været undersøgt, hvor meget mere stof der fjernes ved at øge tiden, hvor der er lille skyl. Resultatet er illustreret i nedenstående FIGUR 29.

Filterskylstest 16/5 2022 med 20 min lille skyl og ingen luftskyl				
Tid	**Koncentration**	**Anvendt skyllevand (m3)**	**Fjernet jern (kg)**	**Akkumuleret fjernet jern (kg)**
0 - 10 min	509	7,2	3,673	3,673
10 - 11 min.	56,6	7,9	0,041	3,714
11 - 12 min	46,4	8,7	0,033	3,748
12 - 13 min	41,5	9,4	0,030	3,778
13 - 14 min	36,6	10,1	0,026	3,804
14 - 15 min	30	10,8	0,022	3,826
15 - 16 min	29,3	11,5	0,021	3,847
16 - 17 min	27,4	12,3	0,020	3,867
17 - 18 min	26,8	13,0	0,019	3,886
18 - 19 min	30	13,7	0,022	3,908
19 - 20 min	23,96	14,4	0,017	3,925
20 - 20¼ min	23,8	14,8	0,009	3,933

FIGUR 29. Fjernet jernmængde ved at øge længden af det lille skyl.

Det ses, at selv om den anvendte mængde skyllevand stiger lineært, er den fjernede jernstofmængde bedre end lineær indtil vi har kørt lille skyl i ca. 14 minutter. Efterfølgende er den fjernede stofmængde ret konstant. Resultaterne kunne umiddelbart tyde på, at der sker et yderligere fald i hastigheden hvormed jern fjernes efter 20 minutter. Men man skal være opmærksom på den sidste prøve kun indeholder data for et halvt minut. Hvis den skulle være sammenlignelig med de øvrige prøver, skulle resultaterne være dobbelt så store. Derfor er sidste prøve også på niveau med de forudgående prøvers fjernelsesgrader. Det tyder således på, at den store effekt i fjernelsen ved lille skyl ophører efter de ca. 14 minutter, og at man burde stoppe skyllet der og efterfølgende evt. gå over i efterpoleringen med stort skyl.

Undervejs i forsøgene har der været udtaget mange prøver, og der er foretaget en del målinger af jernkoncentrationer. De udtagne prøveglas har været stillet op lige efter prøvetagningen, og de har henstået i nogle timer. Når man ser på disse prøveglas, danner der sig et ret godt billede af, hvor tyngden i fjernelsen ligger. Et eksempel på både det opblandede jern i skyllevandet og det bundfældede skyllevand kan ses på nedenstående FIGUR 30, hvor kuglepennen angiver overgangen mellem lille og stort skyl.



FIGUR 30. Visuel vurdering af filterskyllet med prøveglas lige efter prøvetagningen (øverst) og efter mere end et døgns henstand (nederst).

Det ses, at denne visuelle metode, som er ret simpel, godt kan anvendes til en indledende kvalitativ vurdering af filterskyl. Det har været forsøgt at måle højden af bundfaldet i prøveglassene for at få et billede af fjernelsen. Dette resultat kan ses i nedenstående FIGUR 31.

Prøver 28-03-2022 (0 min luft, 10 min lille skyl og 3 min stor skyl)		
Prøvetid (sek)	Bundfald i prøveglas (mm)	Skyltype
30	11	Lille skyl
60	10	Lille skyl
90	10	Lille skyl
120	9	Lille skyl
150	10	Lille skyl
180	8	Lille skyl
210	6	Lille skyl
240	5	Lille skyl
270	4	Lille skyl
300	3	Lille skyl
330	3	Lille skyl
360	3	Lille skyl
390	2	Lille skyl
420	2	Lille skyl
450	2	Lille skyl
480	1	Lille skyl
510	1	Lille skyl
540	1	Lille skyl
570	1	Lille skyl
600	1	Lille skyl
630	1	Lille skyl
30	< 1	Stor skyl
60	< 1	Stor skyl
90	< 1	Stor skyl
120	< 1	Stor skyl
150	< 1	Stor skyl
180	< 1	Stor skyl

Prøver 11-04-2022 (0 min luft, 10 min lille skyl og 3 min stor skyl)		
Prøvetid (sek)	Bundfald i prøveglas (mm)	Skyltype
30	9	Lille skyl
60	13	Lille skyl
90	12	Lille skyl
120	10	Lille skyl
150	8	Lille skyl
180	8	Lille skyl
210	7	Lille skyl
240	6	Lille skyl
270	5	Lille skyl
300	5	Lille skyl
330	4	Lille skyl
360	4	Lille skyl
390	3	Lille skyl
420	3	Lille skyl
450	3	Lille skyl
480	2	Lille skyl
510	1	Lille skyl
540	1	Lille skyl
570	1	Lille skyl
600	1	Lille skyl
630	< 1	Lille skyl
30	< 1	Stor skyl
60	< 1	Stor skyl
90	< 1	Stor skyl
120	< 1	Stor skyl
150	<< 1	Stor skyl
180	<< 1	Stor skyl

FIGUR 31. Eksempler på måling af bundfald i prøveglas.

Metoden er sådan set ret anvendelig, men ville kunne forbedres en del ved at anvende glas med mindre diameter og højere. Herved opnår bundfaldet en større højde og dermed mere sikkerhed i opmålingen, og det er også mere muligt at kunne differentiere de enkelte prøver bedre fra hinanden. En væsentlig parameter i metoden er, at hver prøve skal have samme volumen, hvilket ikke 100 % var tilfældet med alle prøver. Metoden erstatter ikke de mere detaljerede målinger af jernfjernelsen, men er en hurtig måde, hvor man kvalitativt kan se effekten af flere forskellige skyl og kan vurdere, om nogle dele af skyllesekvenserne skal være kortere eller længere.

<u>Konklusion</u>

Det er desværre ikke muligt at komme med endegyldige konklusioner på testen af forskellige skyllesekvenser, og det kan skyldes den defekte filterbund og usikkerheder ved måling af massebalancen, som kan have påvirket resultaterne. På trods af usikkerheden ved den defekte filterbund, tyder det på at et gammeldags skyl med luft og stort skyl er det mest effektive.

Den konklusion er dog ikke konsistent med tidligere forsøg på Lundeværket, hvor lille skyl var mest effektivt.

Vi kan se, at der hvor lille skyl er til stede i skyllesekvensen, står dette skyl for langt den største del af jernfjernelsen, og der ses tilsyneladende ikke en øget effekt ved at køre med luft før lille skyl. Det store skyl tjener generelt kun som en efterpolering i det tilfælde, hvor der indgår et lille skyl. Her skal man vurdere, om det store skyl reelt har væsentlig værdi, og om en udeladelse eller reduktion af stort skyl vil medføre et betydeligt dårligere skyl. Baggrunden for at dette ikke er undersøgt i forsøget er, at de mange forsøg var ret tidskrævende (hvor forsøg kræver en gangtid på 2 – 3 dage). For at kunne undersøge betydningen af den manglende efterpolering, er det nødvendigt med længere tids drift. Endvidere vil tests, hvor man kan sammenligne med og uden stort skyl være nærliggende at teste samtidig på 2 ens filterkolonner, for at sikre et ens sammenligningsgrundlag. En del af det efterladte jern i filterets residualvand vil enten ende i efterfilteret eller kunne fjernes ved en efterfølgende recirkulering fra filteret inden det tages i drift igen.

Der er fundet en simpel metode til en hurtig kvalitativ vurdering af skyl, hvor effekten af ændringer i filterskyllesekvenserne kan vurderes. Men når et felt af optimale løsninger er fremkommet, må man forvente, at der bør laves egentlige massebalanceberegninger for jernfjernelsen under skyllet, som der også er udført i denne forsøgsrække.

4.7 Ø7. Afdækning af filtertilstand ved forsøgsafslutning

Der har været et ønske om at afdække hvordan nogle af de nye filterændringer har klaret driften over længere tid. Dette har krævet, at filteret blev undersøgt lidt nærmere i forbindelse med, at filteret blev tømt efter afsluttet drift. Det drejer sig især om filterlag, bærelag og filterbund. Derfor er der foretaget en kvalitativ undersøgelse af følgende forhold:

- Om der er opretholdt en klar adskillelse af bærelag og filtermateriale (E-clay)
- Undersøgelse af om der ses udfældninger på bærelaget (glaskugler) og om der forekommer coating af filterkornene
- Tilstanden af filterbunden undersøges i forhold til at vurdere, om den har taget skade af den kraftigere flow, og filterslidserne i filterbunden undersøges også nærmere i forhold til mulige skader, slitage og udfældninger i slidserne
- Filtermaterialet undersøges i forhold til belægningernes størrelse.

Indkøring af filteret blev påbegyndt d. 1. dec. 2021 og filterdrift blev afsluttet den 6. juli 2022, dvs. en driftsperiode på godt 7 måneder. Forsøget blev inden nedlukning afsluttet med et filterskyl, hvorefter filteret blev drænet af til dagen efter. Herefter blev der udtaget prøver og taget fotos under tømningen af filteret. Tømningen blev foretaget med en slamsuger og filtermediet blev bortskaffet. I TABEL 3 er prøvetagningsniveauer fra tømningen af vist.

TABEL 3. Prøvetagningsniveauer i forsøgsfilteret under tømning for dokumentation af tilstand.

Prøvetagnings-nummer	Beskrivelse	Dybde fra filteroverflade (m)	Afstand fra flangekant (m)	Antal fotos
1	Filteroverflade I	0,0	0,716	1
2	Filteroverflade II	0,0	0,716	1
3	Filterdybde 1	0,109	0,825	2
4	Filterdybde 2	0,174	0,89	2
5	Filterdybde 3	0,254	0,97	2
6	Filterdybde 4	0,364	1,08	2
7	Filterdybde 5	0,444	1,16	2
8	Filterdybde 6	0,554	1,27	2

9	Filterdybde 7	0,684	1,40	2
10	Filterdybde 8	0,934	1,65	2
11	Filterdybde 9 (Lige over luftharpen i overgang mellem bærelag og filterlag)	1,254	1,97	2
12	Filterdybde 10 (i bærelag)	1,304	2,02	2
13	Filterdybde 11 (bund af bærelag)	1,404	2,12	2

I toppen af filteret lå der tydeligvis en tynd dyne af okkerslam, som lå i den øverste centimeter af filterlagets top. Det vurderes at have baggrund i, at kammeret over filteroverfladen er vandfyldt og i, at et skyl ikke fjerner alt okker i vandet. Derfor vil en del af det vand, som er i toppen af filteret efter et skyl, kunne levere okker til at danne denne dyne af okker (tilklogning). I det opstillede forsøg vil der være 2 – 3 m^3 vand over filteroverfladen, og efter skyllet vil det okker, som er i vandet, enten stille og roligt sedimenteres eller presses ned i filterets øverste lag lige efter opstart af filteret, og det vil formentlig medføre et vist tryktab ned gennem de øverste centimeter af filterlaget. Desværre har det ikke været muligt at måle tryktabet i filteret, da de digitale trykmålere ikke er nøjagtige nok til at kunne opløse trykforskellen ned gennem filteret. Selvom det identificerede okkerlag ikke er ønskeligt i toppen af filterlaget, er det rigtigt svært at gøre noget effektivt ved det, men der er 2 parametre, som bør have betydelig indflydelse på størrelsen af denne filterkage:

- Vandvolumen over filteroverfladen i trykfilteret og dermed dannelsen af okkerdyne
- Hvor rent skyllevandet er ved stop af filterskyl



FIGUR 32. Filteroverfladens øverste centimeter var fyldt med okker ved tømningen af filteret.

Sidstnævnte er en af de ting, som har været diskuteret en del igennem fuldskalaforsøget, da det jo er en mulighed at afskære stort skyl før tid og acceptere, at der vil være noget residual okker i vandet. Dette okkerslam vil igen filtreres af filterets øverste lag under opstart af driften efter filterskyl. Men det vil kunne medføre, at udgangspunktet efter et skyl er ringere i forhold til, at denne filterkage i filterlagets øverste lag allerede er opbygget. Vi har endvidere set at opholdstiden i kammeret under almindelig filterdrift medfører, at en del af okkeret allerede er fældet ud inden det når ned i filterlaget.

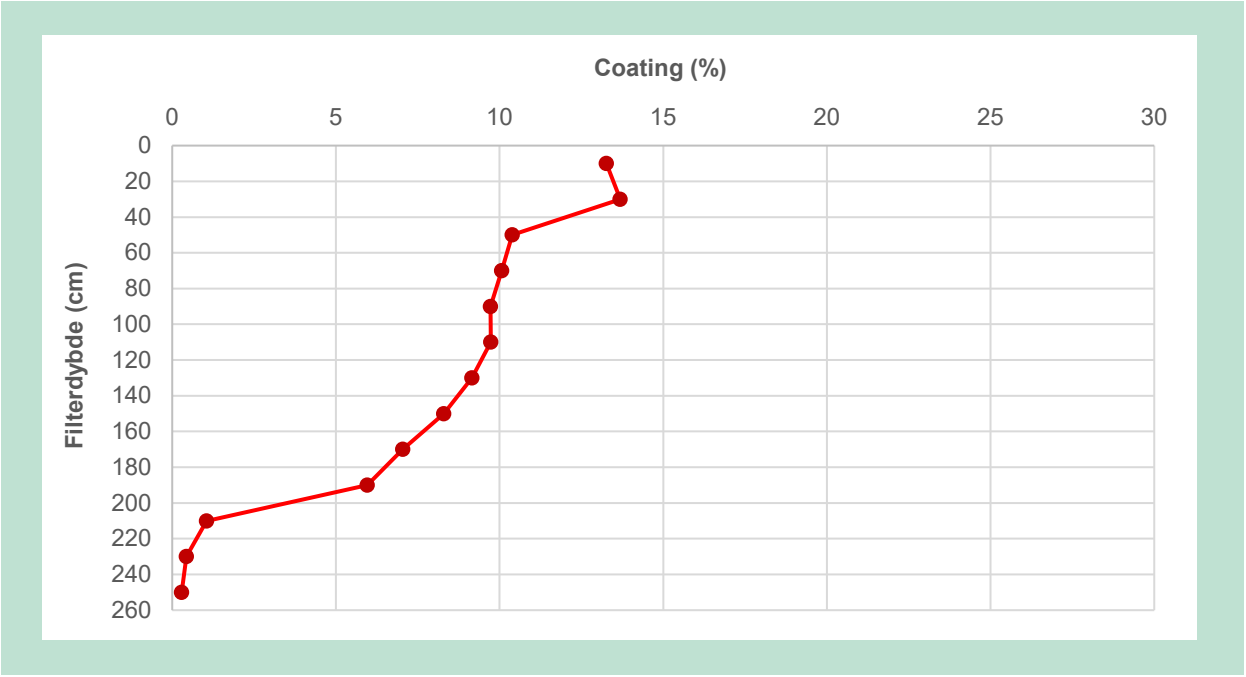
Under tømningen af filtermaterialer ned gennem filteret kunne der ses forskellige farvninger ned igennem filterlaget, som vurderes at stamme fra luften fra luftharpen. Striberne havde udseende som en slags marmorering som gradvist blev tydeligere ned igennem filteret. Det var lidt overraskende at filtermaterialerne var ret beskidte i forhold til, at filteret lige var blevet skyllet inden afdræningen af filteret. Efter tømningen kunne vi måske se en del af årsagen til, at filtermaterialerne var beskidte, idet det kunne konstateres, at filterbunden havde sluppet i en del af filteret. I praksis må det have medført, at der ikke nødvendigvis er sket en ensartet tilførsel af vand på filteret under både lille og stort skyl. Det kan heller ikke udelukkes, at det kan have medført en præferentiel strømningsvej ned gennem filteret, hvor filterbunden havde sluppet. Vi må antage at den defekte filterbund nok har haft mest betydning under filterskyl og ikke så meget under selve driften af filteret. Der sås ikke nogen problemer med luftharpen, men den observerede marmorering kunne måske tyde på, at den ikke dækker filteret helt ensartet. En forsigtig konklusion kunne derfor være, at der bør være fokus på, at afstanden mellem luftharpens rør bør være mindre (her ca. 10 cm) for at opnå en effektiv påvirkning af filtermaterialet under tilførsel af luft. Konklusionen skal dog tages med forbehold, da det kan være usikkert om den defekte filterbund kan have påvirket resultatet. Den forsigtige vurdering er, at der nok er noget om det, men der er ikke fuld evidens for det. Mange vil med den konklusion måske mere se i retning af en traditionel dysebund, men det er dog værd at bemærke, at der i nogle indledende tests er blevet gravet i et ældre filter med dysebund, hvor samme tendens og farvning også kunne ses. Dvs. at der kunne ses ”leopardpletter” hen over dyserne i det afgravede filter, hvor pletterne i filtermaterialerne udpegede placeringen af dysen længere nede i filteret. Farvningen indikerer, at der er præferentielle strømningsveje enten under skyl eller under filterets drift eller begge dele. Så det kunne således indikere, at der i et fremtidig design bør være en endnu mere tæt fordeling af luft på filteret for at være sikker på at få aktiveret hele filtermassen under skyl og/eller fordelt vandbehandlingen ensartet ned igennem filtermassen under filterets drift. Filterbunden med en slidsebund er et godt skridt i forhold til en god og ensartet fordeling af vand, men luftharpen eller en dysebund dækker måske ikke helt filteret godt nok i dens nuværende udformning. Dækningen kunne dog forbedres ved at isætte flere dyser eller flere udtag i luftharpen.



FIGUR 33. Marmoreringen med tendenser til sammenkittede filtermaterialer. Marmoreringen har baggrund i placeringen af luftharpen.

Under selve sugningen af filteret så det umiddelbart ud til, at der var en pæn overgang mellem bærelag (glaskugler) og filtermaterialet. Der blev udtaget filterprøver for at afdække lidt mere detaljeret om bærelag og om filtermaterialer er blevet opblandet under driften af filteret.

Filterkornenes coating er blevet undersøgt i forhold til at give et billede af hvor stor filtertilvæksten er blevet under forsøget. Dette ses på FIGUR 34.

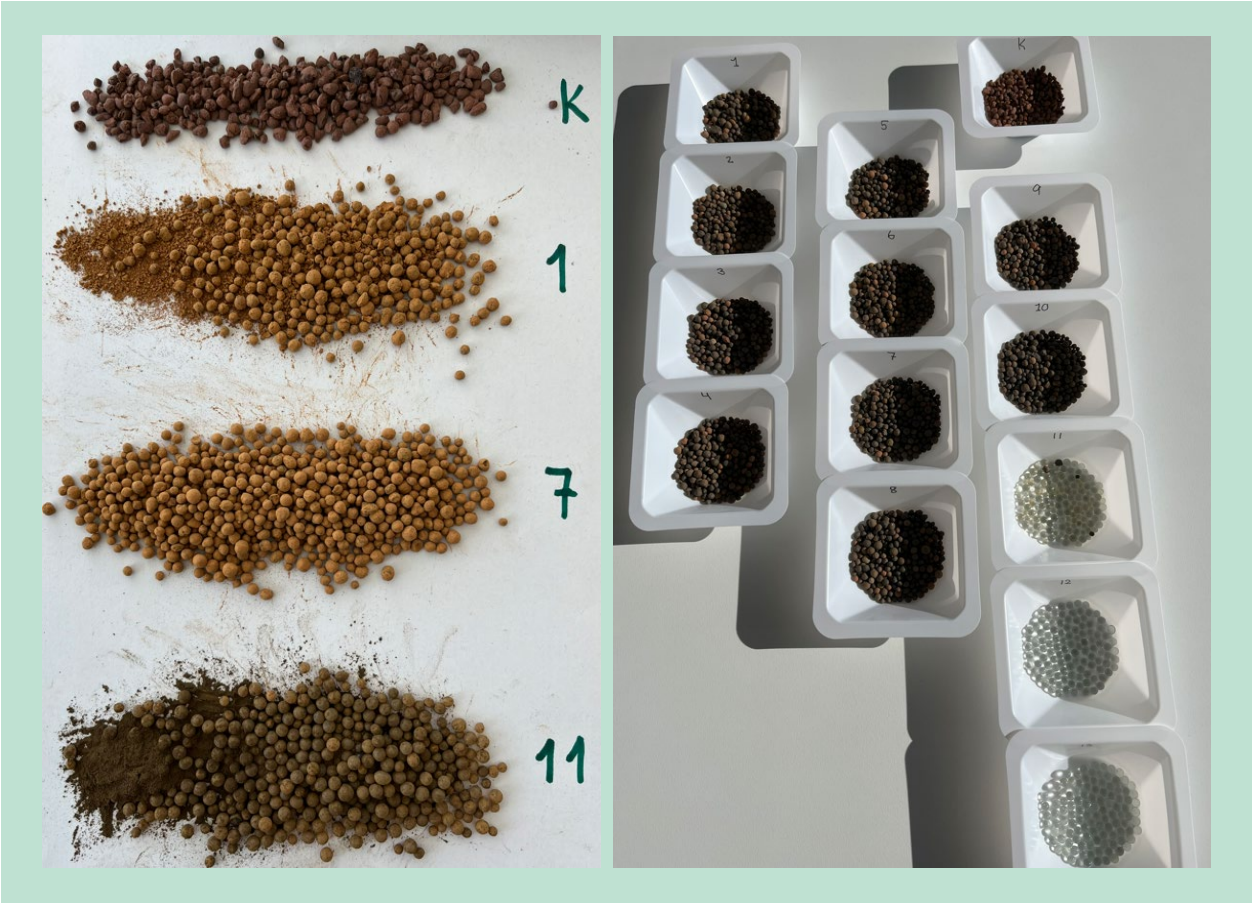


FIGUR 34. Målte coating af filterkort fra prøver udtaget i filteret under tømning.

Som det ses af FIGUR 34, er der fremkommet en ret betydelig coating af filterkornene under forsøget. Dog skal det huskes, at 10% coating på E-clay repræsenterer væsentlig mindre jern end 10% coating på kvarts, da vægtfylden af E-clay er mindre end kvarts. Det ses af figuren, at den er størst øverst og aftager ned gennem filteret, hvilket stemmer fint overens med, at der er en større afsætning af jern i de øverste lag i forhold til de nedre, selv om der sker dybdefiltrering. Det ses også, at coatingen er større i de øverste lag, hvilket stemmer fint overens med, at der i de allerøverste lag ses en filterkage af jern (se FIGUR 32), som formentlig kan henføres til, at der fælder jern ud i vandkammeret over filteroverfladen, men det ser af disse data også ud til, at en del af det også bindes til filterkornene.

Størrelsen af coatingen giver derfor nok en del af forklaringen på den relativt dårlige fjernelsesgrad af jern i filteret under filterskyl. Fjernelsesgraden ligger på omkring 60 % for de fleste af filterskyllesekvenserne i demonstrationsfilteret. Baggrunden kan godt være den defekte filterbund, som det også tidligere er nævnt.

FIGUR 35 (til venstre) viser farven efter tørring af det brugte filtermedie fra forskellige filterdybder i forhold til farven af en kontrolprøve (K) som består af nyt E-clay medie. Som det ses er der meget rødt støv i den øverste prøve (1) mens der er meget sort støv i en prøve fra toppen af bærelaget (11). Det sorte støv kan ses som en udtryk for risiko for afsætning af mangan i filterbunden. Her ses endvidere, at det er vanskeligt at se forskel mellem brugt E-clay og glaskugler. FIGUR 35 (til højre) viser en dybdeprofil af prøver udtaget for hver 10 cm nede igennem filteret. Som det ses er der så godt som ingen blanding af bærelaget (glaskugler) med filtermediet (E-clay) til trods for stor skylleaktivitet gennem 7 måneder. Visuel inspektion af prøve 11 viste, at der var to størrelser glaskugler i denne prøve, men ikke i prøve 12 eller 13.



FIGUR 35. Venstre: Farve af filtermedieprøver (K=kontrol bestående af nyt E-clay medie, 1=filtertop, 7=filtermidt, 11=øverste del af bærelaget. Højre: Profil af filtermedieprøver fra filtertop (øverst til venstre) til filterbund (nederst til højre) efter afsyring. Øverst til højre ses en afsyret kontrolprøve.

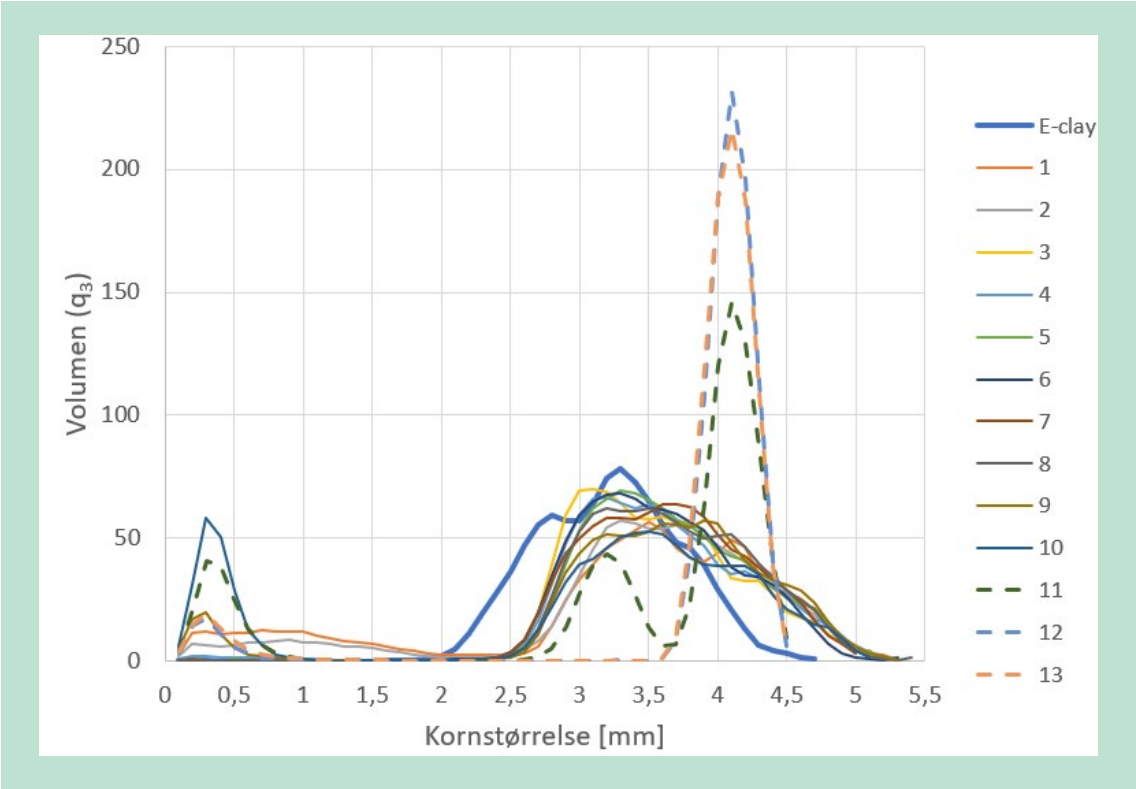
Bærelaget, som bestod af glaskugler, blev også undersøgt, og det sås tydeligt, at der var belægninger på disse korn også, men slet ikke i samme grad som filtermaterialerne. Dette bekræftes også af resultaterne i FIGUR 34, hvor bærelagene repræsenterer de sidste 3 målepunkter med en coating på 0,3 – 1 %. Det ser således ud til, at glaskuglernes glatte overflade hjælper med at undgå varig afsætning af jern på glaskuglerne.

Tabellen (FIGUR 36) viser kornstørrelse og form for filtermedieprøver udtaget som en dybdeprofil. Som det ses er kornene (målt ved 90% fraktilen) vokset i diameter fra ca. 3,8 mm til ca. 4,4 mm. Desuden ses, at E-clay er blevet meget sfærisk efter brug (i forhold til den ikke-brugt kontrol) og er næppe mindre sfærisk end glaskuglerne i bærelaget.

Prøve ID	D10 [mm]	D90 [mm]	Sfæricitet	Uensformighedstal
Kontrol	2,49	3,84	0,88	1,327
1	0,93	4,42	0,87	3,952
2	1,53	4,42	0,87	2,44
3	2,84	4,32	0,95	1,277
4	2,85	4,40	0,94	1,283
5	2,91	4,41	0,95	1,272
6	2,86	4,31	0,96	1,276
7	2,87	4,36	0,97	1,299
8	2,91	4,42	0,96	1,291
9	2,77	4,47	0,93	1,365
10	0,31	4,33	0,87	11,628
11	0,39	4,24	0,90	10,373
12	3,78	4,24	0,95	1,081
13	3,74	4,24	0,94	1,088

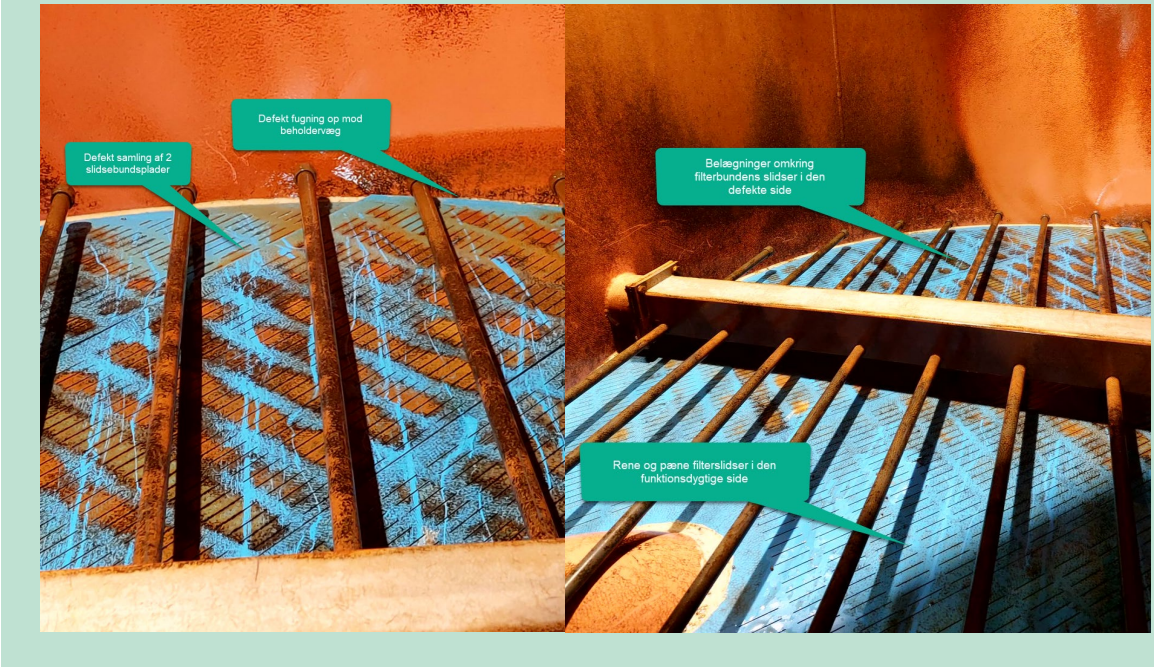
FIGUR 36. Egenskaber af brugt filtermedie (kontrol=nyt E-clay medie).

FIGUR 37 viser kornkurver for brugt filtermedieprøver udtaget som en dybdeprofil ned gennem filteret. Figuren viser tydeligt tre smalle toppe omkring 4,2 mm (prøve 11, 12, 13), som er udtryk for glaskuglernes meget lav uensformighedstal på < 1,1. Det øverste af bærelaget (11) viser en dobbelt smal toppe, da bærelaget bestod af to forskellige størrelser glaskugler. E-clay prøverne (1-10) udviser brede toppe, som er udtryk for et højere uensformighedstal på omkring 1,3. Endelig ses mindre toppe i størrelse < 0,5 mm, som er udtryk for ”snuller”. På kontrolprøven kan dette skyldes, at prøven ikke blev vasket inden tørring. Der ses også meget snuller i prøven udtaget ved overgang mellem E-clay og glaskugler (11). En del af disse toppe kan skyldes målemetoden, hvor fysisk påvirkning af de tørrede prøver får coatingen til delvis at gå i stykker inden målingen.



FIGUR 37. Kornkurve af brugt filtermedie udtaget fra forfilteret efter drift (kontrol=nyt E-clay materiale).

Filterbunden blev undersøgt efter tømningen, og der sås et sted, hvor fugen op mod filtervæggen er sluppet og samlingen af to af filterpladerne har løsnet sig. Dette kan ses på FIGUR 38.



FIGUR 38. Fotos af filterbunden med udpegning af defekter og bemærk den uensartede okkerudfældning på slidsebunden.

Som det ses af de viste billeder, ses der tydeligt belægninger ved filterslidserne i filterbunden i den defekte side, mens de ser rene ud i den intakte side af filterbunden. Det tyder på, at renholdelsen af filterslidserne fint kan løses under drift af filteret når filterbunden er funktionsdygtig. Men det skal sikres, at filterbunden er stærkere, og det vil også være nærliggende at udføre den i et stærkere materiale (f.eks. rustfrit stål). Desuden vil en forankring af filterbunden til den underliggende dysebund også være en god løsning, som bør forstærke holdbarheden under f.eks. skyl. Den løsning er udført i fuldskalaforsøget på Lundeværket, hvorved erfaringerne derfra kan erhverves. Så ud over de defekte samlinger, ser løsningen med en slidsebund faktisk lovende ud og er bestemt noget, der kunne anvendes i et fremtidig design af en filterbund dog i en forstærket version.

Det er formentlig den defekte filterbund, som er årsag til, at vi ser den ringere fjernelsesgrad i filteret under filterskylsforsøgene (Ø6.), og det er nok også årsagen til, at der ses en høj grad af coating på filterkornene (5 – 13 %). Det er desværre nok også årsagen til, at der ikke ses specielt stor forskel i effekterne af de forskellige filterskyllesekvenser. Værdien af forsøgene med filterskyl er desværre nok ikke så høj pga. usikkerheden ved den defekte bund.

Konklusionen på tømningen af filteret og afdækningen af filtertilstanden er desværre, at den defekte filterbund har stor betydning for flere af forsøgsresultaterne når det gælder filterskyl. Filtermaterialerne er ikke blevet skyllet ordentligt, og det skyldes en uensartet fordeling af vand som følge af den defekte filterbund. Det er vurderingen, at luft under filterskyllet ikke har været påvirket af den defekte filterbund, men fordelingen af vand under skyllet har tydeligvis været påvirket af den defekte filterbund. Resultatet er selvfølgelig ærgerligt, men igennem projektet har det været valgt at tage nogle risici, som man måske ellers ikke normalt tager med henblik på at finde nye og bedre løsninger. Og indimellem falder nye tiltag ikke heldigt ud. Men forsøget har dog indikeret, at vandfordelingen under filterskyl ikke er uden betydning og er en væsentlig del af et godt og effektivt filterskyl. Vi kan også konkludere, at fordelingen af luft er af stor betydning for fjernelsen, og at der skal være stor tæthed af luftafgivelsen for at påvirke hele filtermassen ensartet og effektivt.

5. Erfaringer og konklusion

Der er gennemført en række forsøg med indsættelse af et Smartfilter-Fe foran et eksisterende filter. Hensigten med løsningen er at skille jernfjernelsen og den biologiske filtrering fra hinanden for derved at kunne tilpasse driften af de to filtersystemer til hver sin opgave og sikre en så optimal drift bedst muligt tilpasset vandbehandlingsprocessernes krav.

Undervejs i projektet er der opsamlet en række erfaringer og læring, som kan anvendes i fremtidig filterdrift, som her er demonstreret i fuld skala på Østerbyværket. Undersøgelserne har primært haft fokus på at afdække hvordan forfilteret (med jernfjernelsen) bedst driftes, men også at se hvilken påvirkning en adskillelse af jernfjernelsen fra den biologiske filterdrift har på det biologiske filter og ikke mindst dets effektivitet.

Ekspandering af filtermaterialerne under stort skyl havde vi inden forsøget opfattelsen af er styret af filterkornenes densitet og kornstørrelsen, men det har vist sig, at densiteten tilsyneladende ikke har så stor betydning. Det har derfor vist sig, at der skulle langt mere skyllekapacitet til en ekspansion, og det uhensigtsmæssige ved det er, at det gør det svært at spare ret meget på den samlede skyllevandsmængde, hvilket har været en af målsætningerne i projektet. Det er derfor også ret indlysende, at der generelt ikke sker en væsentlig ekspansion af filtermaterialerne under skyl på danske vandværker, da skyllevandskapaciteten ofte er alt for lav til, at det kan foregå. Konklusionen har derfor været at arbejde videre i filterforsøgene med en skyllekapacitet, som ligger nærmere det vi ser i normale vandværker på 40 - 65 m/t. Det betyder også, at der i forsøgene er undladt at se på en 20 % bedekspansion under stort skyl.

Adskillelsen af jernfjernelsen fra den øvrige del af filterdriften har medført, at der er mulighed for at tilpasse skyllet bedst muligt til processen. Derfor har der været testet med kraftigt skyl, når der foretages lille skyl (dvs. luft + vand samtidig). Det har imidlertid vist sig, at det kan være en udfordring at komme af med luft og vand samtidig, da det medfører, at trykforholdene i filteret stiger og udfordrer skyllevandsudstyret. Det er velkendt, at luft og vand samtidig i et rør ikke er hensigtsmæssigt, da det kan give risiko for stort modtryk og trykstød er også observeret. En udluftning af skylleluften i toppen af filteret har ikke kunnet afhjælpe problematikken nok. Filteret har været tilført en anordning til at modvirke, at der skylles filtermaterialer ud, men test har vist, at det slet ikke har været et problem, selvom der er kørt med kapaciteter i den høje ende (luft: 200 m^3/t - 64 m/t og vand: 45 m^3/t - 18 m/t).

Indkøringen af et jernfilter har vist sig at tage ca. 3 døgn, men efterfølgende ses der stadig forbedring af jernfjernelse i filteret. Fordelen ved et trykfilter, som i forsøget er anvendt som forfilter er, at der er mulighed for dybdefiltrering. Det betyder, at hele filterets dybde anvendes til afsætning af jern, og at jernet afsættes i en stor del af dybden. Men dybdefiltreringen er meget afhængig af filterhastigheden, og det ser i dette forsøg ud til, at der opnås en god dybdefiltrering ved en filterhastighed på ca. 20 m/t. Undervejs i forsøget er der også erkendt forhold, som måske kunne tyde på genmobilisering af jern, hvilket vil sige at jern, som allerede er udfældet på filterkornene, kan genmobiliseres pga. højere strømningshastigheder i filteret. Det er dog værd på påpege, at der ikke er entydigt bevis for det.

Forsøget har vist, at der er en stor påvirkning af efterfilterets effektivitet når jernfjernelsen flyttes til forfilteret (Smartfilter-Fe). Før optog jernfjernelsen en relativt stor del af efterfilterets filterkapacitet og har efterladt for lidt plads til at omsætningen af ammonium, nitrit og mangan kunne foregå. Det har vist sig, at efterfilteret, som tidligere havde svært ved bare at overholde grænseværdien for nitrit, lige pludselig kan behandle meget mere vand end tidligere og samtidig holde vandkvaliteten langt under grænseværdierne. Der ser endog ud til at være yderligere

behandlingskapacitet i filteret. Det er der gode perspektiver i, da det her er bevist, at man kan få en del bedre vandbehandling ud af et eksisterende filter ved blot at sætte et mindre forfilter på de eksisterende filtre og derved udvide filterkapaciteten betydeligt.

Det ses af forsøgene, at den biologiske del af vandbehandlingen påvirkes betydeligt af filterskyl, og at en lang tids drift uden filterskyl på biofilteret bør tilstræbes. Men observation af filterskyl i det biologiske filter har også indikeret, at der fjernes mangan fra filteret, som jo ellers ophobes i filteret. Det har ikke helt samme påvirkning som jern, men voksende filtre bør også imødegås i efterfilteret. Samtidig er der også bekymringen om, at en stor biologisk masse kan påvirke vandkvaliteten over tid med f.eks. høje kimtal. Det gør, at man også kan have et ønske om, at filtret skylles af og til men dog med en langt mindre frekvens. En måneds gangtid har været skønnet som en mulig afvejning mellem de forskellige forhold. Det betyder også, at der formentlig er brug for hele skylleudstyret (dvs. både luft og vand) til filterskyl. Det er dog af betydning, at udstyret jo skal passe til begge filtre, hvilket kan være en udfordring såfremt der tænkes i samdrift af både åbne og lukkede filtre, da det kan stille ret forskellige krav til udstyret.

Tilsætning af kobber har kun haft en effekt på fjernelsen af mangan, som bliver mere effektiv. Selvom der ved andre filtre er set betydelig effekt på fjernelsen af ammonium og nitrit, kan det ikke identificeres under forsøget. En tolkning af årsagen til den observerede forskel i effekt er, at vi ikke hele tiden skyller den aktive biomasse ud af filteret på grund af den lange gangtid, hvorved yderligere tilførsel af kobber ikke er nødvendig. Det er måske årsagen til, at der ses en effekt i de tilfælde, hvor der skylles oftere.

Skylleeffektiviteten er undersøgt med 5 forskellige skyllesekvenser. Forsøgsresultaterne står desværre lidt i skyggen af usikkerheder ved forsøget. Det er ved forsøgets afslutning blevet konstateret, at filterets bund var defekt. Det har muligvis påvirket skylleforsøgene i større eller mindre grad. Meget overraskende har skylleforsøgene vist en relativ lille fjernelsesgrad generelt omkring 60 % og samtidig også en ret ensartet fjernelse ved de forskellige skyllesekvenser, som blev testet. Det bekræftes også af prøverne fra filteret ved afslutningen af forsøgene, hvor der kunne ses en tilvækst på 5 – 13 %. Den ensartede fjernelse ved de forskellige skyllesekvenser kunne indikere, at det ikke er så afgørende, om der skylles med luft eller luft og vand samtidig (lille skyl), hvilket står lidt i kontrast til, at tidligere forsøg på Lundeværket indikerede at luft og vand samtidig (lille skyl), var det mest effektive. Der var dog et enkelt forsøg, som havde en lidt større effektivitet, og det var et gammeldags skyl med først luft alene efterfulgt af stort skyl. Men som nævnt er der en vis sandsynlighed for, at den defekte filterbund har påvirket filterskylleresultaterne.

Skylleforsøgene viste også, at lille skyl havde rollen at frigøre jern, mens stort skyl (dvs. vand alene) mere havde rollen som efterpolering. Undtagelsen er naturligvis det forsøg, som ikke indeholdt lille skyl, da jernet jo derved først transporteres ud af filteret ved start af stort skyl. Jernfjernelsen i henholdsvis lille skyl og stort skyl var i de fleste forsøg på henholdsvis 30 – 60 % og 5 – 10 %. Da der anvendes ret lille mængde skyllevand til lille skyl i forhold til stort skyl, må det lille skyl betegnes som mest effektivt, og stort skyl har opgaven med at nedbringe residualindholdet af partikulært jern i vandet. Det tyder også på, at der ikke er den store effekt i at køre med luft alene inden lille skyl, da der er ret ens fjernelsesgrader med og uden luft alene.

Det har også været diskuteret om man evt. kunne undvære det store skyl, men man må så påregne, at der transporteres jernholdigt vand til efterfilteret (dog med jern i partikulær form). Om det er hensigtsmæssigt eller ej har ikke været afdækket i forsøgsrækken, men det er en mulighed for en optimering af skyllevandsforbruget. Det er dog relativt svært af afdække, om det er en god ide, da det tager en god del tid at afdække langtidseffekterne.

Undervejs i skylleforsøgene er der blevet afdækket en simpel kvantitativ metode til at undersøge filterskyl. Udtagning af skyllevandsprøver hvert halve minut og en opstilling af prøveglassene op mod hinanden giver et godt billede af fjernelsesgraden hen over skyllet. Hvis glassene henstår, kan man endog måle skyllevandsslammets højde som en indikation på fjernelsen. Der bør dog være fokus på at anvende meget tynde og høje glas, hvorved skyllevandsslammets højde bliver lettere at måle og vil gøre muligt at differentiere resultaterne mere fra hinanden. Flere af målingerne var nogle få millimeter.

Ved afslutningen af forsøget blev filtermaterialerne suget ud af filteret, mens der både blev foretaget en visuel inspektion og taget prøver. Den visuelle inspektion viste, at filtermaterialerne så ret beskidte ud til trods for, at der lige var foretaget et filterskyl før forsøgets afslutning. Dette kan måske understøtte, at der blev observeret ret lave fjernelsesgrader under skyl. Det er svært at give entydige årsager til det, men der er flere muligheder. En mulighed er, at den defekte filterbund er årsagen, men måske kan filtermaterialet også være en del af årsagen. Filtermaterialet ser ud til at være ret effektivt til at binde jernet, men måske er det faktisk sværere at få jernet af filtermaterialerne under skyl, og måske kræver det mere påvirkning end ved andre filtermaterialer (f.eks. kvarts).

Ned igennem filterlaget blev der observeret en marmorering, som kan tyde på, at fordelingen af luft i filteret sker gennem præferentielle strømningsveje, som formentlig har baggrund i, at afstanden mellem luftharpens fordelingsrør er for stor, og derfor ikke påvirker filtermassen ensartet. Tættere fordelingsrør på luftharpen vil måske kunne sikre en mere ensartet fordeling af luft under skyl og modvirke de præferentielle strømningsveje i filteret. Det kan også være en løsning at se på andre løsninger til fordeling af luft under filterskyl. Det kan muligvis være en meget vigtig parameter for jernfjernelsen, som bør have fokus for fremtidige optimeringer.

I filterforsøget blev der anvendt glaskugler som bærelag, og det så ud til, at der ikke var den store opblanding af bærelag og filterlag. Selvom glaskuglerne har en glat overflade, kunne der ses en lille smule udfældninger af jern på dem, men prøveresultaterne indikerer, at der kun er meget lidt coating sammenlignet med filterkornene (< 1%). Forventningen er, at glaskuglernes ensartede form bidrager til en god fordeling af vand under skyl.

Filterbunden har under filterforsøget løsnet sig, og man kunne derfor tænke, at den testede filterbund var en dårlig løsning. Men den del af bunden, som ikke var defekt så faktisk ret fin ud. Hvis filterbunden blev udført i f.eks. rustfrit stål og fastgjort til den originale filterbund, ville det være en langt mere holdbar løsning. Fordelen er, at vandfordelingen er langt mere ensartet når filterbunden er udført som filterslidser fremfor f.eks. dyser, hvor vi tidligere har set præferentielle strømningsveje i filtermaterialerne, der tydeligt indikerer hvor dyserne er placeret. Udfældninger på slidserne så ikke ud til at være til stedet i de dele, hvor filterbunden var intakt og på plads. Desværre har den defekte filterbund nok påvirket en del af resultaterne, og især den del der har involveret filterskyl.

Den primære ide i filterforsøgene med en opdeling af filterprocesserne har med disse forsøg vist sig at være en rigtig god løsning. Det er også løsninger, som kan hjælpe i forbindelse med ombygninger af eksisterende vandværker, hvor der er behov for enten øget behandlingskapacitet eller en øget renseevne. Resultaterne kan også være relevante, hvis grænseværdier for behandlingsparametre på et tidspunkt sænkes i forhold til de nuværende grænseværdier. Her har vi vist, at det sagtens kan lade sig gøre at sætte et mindre forfilter foran et eksisterende filter og opnå væsentlig øget behandlingskapacitet på hele behandlingsanlægget.

Filterforsøgene er de første af sin art, hvor der er testet så mange forskellige forhold. Det er gennem forsøget erkendt hvor mange designelementer, som er baseret på ”tommelfingerregler”, hvor de faktiske driftsforhold ikke er undersøgt i detaljer. Forsøgenes opsætning er også til en vis grad baseret på tommelfingerregler, som ikke havde så meget fundament i egentlige

undersøgelser. Det er ikke alt sammen faldet heldigt ud. Så der er behov for, at der kommer mere styr på de styrende mekanismer i driften af filtre. Baggrunden for at vi står i denne situation kan måske skyldes, at både vandselskaber og vandbehandlingsleverandører ikke har udvist den fornødne nysgerrighed ift. at undersøge vandbehandlingen og sikre et godt vidensgrundlag at designe vandbehandling på. Man kan opfordre til, at der fremadrettet afdækkes flere vandbehandlingstekniske forhold, og at de deles i branchen så viden om dansk vandbehandling bliver endnu bedre. Der er nu dannet et fundament, som der kan bygges videre på og flere erfaringer og resultater kan anvendes direkte i design af fremtidens filtre, og flere steder kan resultaterne fra forsøget heldigvis også bekræfte, at flere af de nuværende designs er gode løsninger.

Bilag 1. Prøvetagning Østerby Filterforsøg

Bilag 1 Prøvetagning Østerby Filterfor-søg

Drikkevand	Udarbejdet af: TJE/TPE	Revideret af:

Sted
Det er vigtigt man benytter den rigtige rækkefølge for prøvetagning:

- Indløb
- Udløb
- Hane P1 - P15

Ved udtagning på beholdere skal der udtages nede fra og op, dvs. udtagning på udløb derefter hane 1 og op. Herved arbejder man med stigende koncentrationer når der skal analyseres.

Før prøvetagning

1. Analysekits stilles til temperering inden udtagning af prøver, mellem 15 -25°C.
2. Flush hane 3-5 gange (frigør udfældet okker i prøvehanen for at undgå kontaminering af prøve)
3. Skyld 3x rørets volumen, over ca. 30sek (ca. 250ml) for at sikre repræsentative prøver fra filteret.
4. Fyld 30ml i bæger til ufiltreret prøve
5. Fyld 12ml sprøjte til filtreret prøve

Ufiltreret prøve til analyse for jern:

- Inden analyse hvirvles prøve forsigtig rundt så store partikler opblandes. Dog bør kraftig omrøring undgås, da opløst jern da kan udfælde.

Filtreret prøve til analyse for jern:

- De første 4ml bruges til at skylle filtreret, de resterende 8 ml overføres til bæger. Herved sikres det, at der ikke kommer gammelt prøvevand med i analysen hvis filteret har været anvendt tidligere
- De filtrerede prøver analyseres først.
- Der bemyttes én sprøjte til hvert prøveudtag.

Udførelse af analyse
LCK 321 Jern 0,2 - 6,0 mg/L Fe

Husk analyser de filtrerede først, derefter analyseres Ud, 1,2,3 osv. til sidst analyseres Ind.

Analysekits stilet til temperering inden prøvetagning, mellem 15-25°C.

1. **2,0ml prøve** pipetteres forsigtigt i kuvetten.
2. Luk kuvetten og vend flere gange indtil det frysetørrede reagens er **helt opløst**.
3. Efter **15 minutter** rengøres kuvetten på ydersiden og aflæses.
4. indlæs prøve kuvetten i cellerummet.
   - DR 1900: Gå til LCK/TNT plus metoder. Vælg testen, **Tryk Aflæs**.

Indskrivning af data:
Udfyld skema i Teams app

	Prøvetagningssteder
Indløb	

Udløb	

Prøveha-ner 1-15 **1 nedefra**	

Bilag 2. Ø1. Bedekspansion under vandskyl

Ø.1 Bedekspansion under vandskyl

Dato	Startid	Sluttid	Varighed	Skyllevandsflow m3/t	Skyllevandshastighed m/t	Tryk under filterbund bar	Tryk i bærelag bar	Trykforskel over bar
10-11-2021	09:40	09:45	00:05:00	95	30,3			
10-11-2021	10:20	10:25	00:05:00	112	35,7			
10-11-2021	10:43	10:48	00:05:00	140	44,6			
10-11-2021	11:00	11:05	00:05:00	160	51,0			
10-11-2021	11:34	11:39	00:05:00	180	57,3			
10-11-2021	12:58	13:03	00:05:00	200	63,7	0,21	-	-
10-11-2021	13:25	13:30	00:05:00	232	73,9	0,37	-	-
29-11-2021	10:10	10:15	00:05:00	190	60,5	0,26	0,21	0,05
29-11-2021	12:37	12:44	00:07:00	230	73,2	0,36	0,30	0,06
29-11-2021	13:02	13:07	00:05:00	250	79,6	0,48	0,42	0,06

Pibeorgel										Bemærkninger
5 cm Korn	10 cm Korn	15 cm Korn	20 cm Korn	25 cm Korn	30 cm Korn	35 cm Korn	40 cm Korn	45 cm Korn	50 cm Korn	
1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Her skylles der reelt kun fines og filterkorn med atypisk densitet ud. Men det er tydeligt at det øgede flow medfører at fines skylles ud.
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Fines	3	-	-	-	-	-	-	-	-	
3 mm fines	1 mm fines	1 mm fines	0,5 mm fines	0,25 mm fines	-	-	-	-	-	
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
8	1	-	-	-	-	-	-	-	-	Bedekspansion < 5 %

Bilag 3. Ø2. Ledepladens effektivitet

Ø.2 Ledepladens effektivitet

Dato	Startid	Sluttid	Varighed	Med/uden ledeplade	Blæser frekvens	Observeret filtermateriale palletank	Skyllevandsflow	Skyllevandshas tighed filter	Pibeorgel										
									5 cm	10 cm	15 cm	20 cm	25 cm	30 cm	35 cm	40 cm	45 cm	50 cm
					Hz		m3/t	m/t	mm	mm	mm	mm	mm	mm	mm	mm	mm	mm
29-11-2021	10:57	11:00	00:03	Med	50	Max. 10 filterkorn	13,3	4,2	2,5	1,3	0,6	0,6	<0,5	<0,5	<0,5	-	-	-
29-11-2021	11:13	11:16	00:03	Med	50	Max. 10 filterkorn	37,5	11,9	2,0	1,2	0,7	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	-	-
29-11-2021	11:32	11:35	00:03	Med	50	Max. 10 filterkorn	45	14,3	0,8	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	-	-	-
29-11-2021	11:48	11:55	00:07	Med	50	Max. 10 filterkorn	55	17,5	2,5	2,1	1,3	1,0	<0,5	<0,5	<0,5	-	-	-

Ved det sidste forsøg med 55 m3/t ser vi at blæserens overtryksventil aktiveres. Det ser ud til at årsagen er, at der skal transporteres meget luft og vand ud af røret til skyllevand og at luften kan blokere for at vandet kan komme ud gennem røret. Derved påvirkes trykket og trykket overstiger blæserens højeste tryk og overtryksventilen åbner og tilfører ikke så meget luft.

Bilag 4. Ø3. Indkøring

Ø3 Indkøring

Ø3.1 Måling af samhørende værdier af jernfjernelse ind og ud af forsøgsfilter

	Ind		Fjernelse	
	Fe(tot)	Fe(filt)	Fe(filt)	
Dato og tidspunkt	mg/l	mg/l	mg/l	Bemærkninger prøver
01-12-2021 11:47	3,56	2,71	0,3	
01-12-2021 14:30	2,99	2,46	0,22	
02-12-2021 05:50	1,44	1,21	0,483	
02-12-2021 11:55	2,07	1,19	0,721	
03-12-2021 12:57	3,62	2,11	2,02	nd: Lidt guligt i farven - Ud: ingen bemærknin

Ø3.2 Prøver igennem forsøgsfilter

Opstart af filter: 01-12-2021 10:43

Indhold i filteret

Prøvehane	Dybde fra filterbund	1 time efter start 01-12-2021 11:47	3 timer efter start 01-12-2021 14:30	19 timer efter start 02-12-2021 05:50	2. dag 02-12-2021 11:55	3. dag 03-12-2021 12:57	Filterskyl foretaget	19. dag (17-12-2021 11:10
	cm	Fe(tot)	Fe(tot)	Fe(tot)	Fe(tot)	Fe(tot)		Fe(tot)
Ind	200	3,56	2,99	1,44	2,07	3,62		1,41
P15	140	3,21	2,93	1,4	2,15	3,43		5,46
P14	130	2,67	2,89	1,43	2,31	3,51		1,98
P13	120	2,85	2,92	1,46	1,93	3,51		2,61
P12	110	5,35	3,17	1,55	1,88	1,83		3,4
P11	100	2,79	2,81	1,29	2,41	3,16		0,945
P10	90	3,88	3,67	3,31	2,94	-		0,934
P9	80	3,95	2,65	1,36	1,79	2,08		0,743
P8	70	4,07	2,61	1,24	1,72	2,91		0,732
P7	60	3,01	2,57	1,14	1,19	1,76		0,445
P6	50	3,15	3,35	1,04	0,974	1,43		0,302
P5	40	2,89	2,54	0,987	0,917	0,831		0,309
P4	30	2,45	2,51	0,905	0,794	0,513		0,298
P3	20	2,57	2,47	0,845	0,492	-		0,622
P2	10	2,60	2,48	0,968	0,791	0,278		0,20
P1	13	2,70	2,48	0,812	0,596	0,178		0,32
Ud	0	2,72	2,49	0,826	0,56	0,11		0,09
		Note						

Fjernelse i filteret

Prøvehane	Dybde fra filterbund	e efter start 01-12-2021	er efter start 01-12-2021	er efter start 02-12-2021	3. dag 03-12-2021 12:57	19. dag (17-12-2021 11:1
	cm	Fjernelse Fe(tot)	Fjernelse Fe(partikulært)	Fjernelse Fe(filt)	Fjernelse Fe(tot)	Fjernelse Fe(tot)
Ind						
P15	140					
P14	130					
P13	120					
P12	110	Okkerdyne	Lille okkerdyne	-0,02	1,68	Okkerdyne
P11	100	2,56	0,34	0,11	-1,33	2,455
P10	90	-1,09	-0,88	0,05		0,011
P9	80	-0,07	0,92	0,099	1,08	0,191
P8	70	-0,12	0	-0,011	-0,83	0,011
P7	60	1,06	0,02	0,081	1,15	0,287
P6	50	-0,14	-0,7	-0,011	0,33	0,143
P5	40	0,26	0,72	0,078	0,599	-0,007
P4	30	0,44	0,06	0	0,318	0,011
P3	20	-0,12	-0,03	0,038		-0,324
P2	10	-0,03	0,03	0,019	0,235	0,426
P1	13	-0,1	0,02	0,007	0,1	-0,123
Ud		-0,02	-0,05	0,003	0,068	0,228

Bilag 5. Ø4. Flows betydning for dybdefiltrering

Ø4 Flows betydning for dybdefiltrering

17 dages drift - 17-12-2021

Prøvehane	filterbund	29,8 m³/t				50,2 m³/t				62,5 m³/t			
	cm	Fe(tot)	Partikelært jern (Fe(tot)-Fe(filt)	Fe(filt)	Bemærkninger	Fe(tot)	Partikelært jern (Fe(tot)-Fe(filt)	Fe(filt)	Bemærkninger	Fe(tot)	Partikelært jern (Fe(tot)-Fe(filt)	Fe(filt)	Bemærkninger
Ind	150	1,48	-0,08	1,56	Intet	1,41	0,07	1,34	Intet	2,33	-0,33	2,72	Intet
P15	140	2,42	0,2	2,22	Intet	5,46	3,45	2,01	Svagt farvet	2,35	0,13	2,76	Intet
P14	130	1,68	0,936	0,744	Intet	1,38	1,025	0,355	Intet	2,51	1,22	1,29	Intet
P13	120	3,6	2,94	0,66	Farvet	2,61	1,667	0,943	Intet	3,12	1,84	1,28	Intet
P12	110	1,32	0,1	1,22	Intet	3,4	2,554	0,846	Intet	3	0,59	2,41	Intet
P11	100				Ingen vand i prøvehane	0,945	0,408	0,537	Intet	2,04	0,89	1,15	Ligtigt rense 1 time før
P10	90	0,563	0,273	0,29	Intet	0,934	0,51	0,424	Svagt farvet	1,44	0,617	0,823	Intet
P9	80	0,398	0,172	0,226	prøve udtaget af tota	0,743	0,375	0,368	Svagt farvet	1,62	0,61	1,01	Intet
P8	70	0,323	0,138	0,185	Intet	0,732	0,465	0,267	Svagt farvet	1,29	0,712	0,578	Intet
P7	60	0,244	0,112	0,132	Intet	0,445	0,223	0,222	Svagt farvet	1,71	0,917	0,793	Intet
P6	50	0,174	0,031	0,143	Intet	0,302	0,113	0,189	Intet	0,837	0,426	0,411	Intet
P5	40	0,214	0,125	0,089	Intet	0,309	0,164	0,145	Intet	1,13	0,57	0,56	Intet
P4	30	0,137	-0,011	0,15	Intet	0,298	0,155	0,14	Intet	0,402	0,004	0,40	Intet
P3	20	0,204	0,103	0,101	Intet	0,622	0,519	0,103	Intet	0,829	0,466	0,363	Intet
P2	10	0,11	0,033	0,074	Intet	0,20	0,039	0,037	Intet	0,23	0,081	0,146	Intet
P1	3	0,11	0,036	0,075	Intet	0,32	0,225	0,094	Intet	0,60	0,353	0,245	Intet
Ud	0	0,08	0,017	0,065	Intet	0,09	0,007	0,084	Intet	0,09	0,012	0,076	Intet
			Flow (m3/t):		29,8		Flow (m3/t):		50,2		Flow (m3/t):		62,5
			Tryk tilgang (bar):		0,38		Tryk tilgang (bar):		0,74		Tryk tilgang (bar):		1,06
			Tryk afgang (bar):		0,49		Tryk afgang (bar):		0,78		Tryk afgang (bar):		1,03
			Trykforskel (bar)		1,79		Trykforskel (bar)		0,14		Trykforskel (bar)		1,33
			Dato:		17-12-2021		Dato:		17-12-2021		Dato:		17-12-2021
			Tidspunkt:		11:10		Tidspunkt:		09:05		Tidspunkt:		11:50
			Driftstid før prøvetagning:		65 min.		Driftstid før prøvetagning:		>1 time		Driftstid før prøvetagning:		60 min.
													Vandet var generelt mere uklart når der blev

1 måneds drift - 07-01-2022

Prøvehane	filterbund	30,2 m³/t				48,7 m³/t				80 m³/t			
	cm	Fe(tot)	Partikelært jern (Fe(tot)-Fe(filt)	Fe(filt)	Bemærkninger	Fe(tot)	Partikelært jern (Fe(tot)-Fe(filt)	Fe(filt)	Bemærkninger	Fe(tot)	Partikelært jern (Fe(tot)-Fe(filt)	Fe(filt)	Bemærkninger
Ind	150	2,75	0,71	2,04	Intet	2,52	0,8	1,72	Intet				
P15	140	3,13	1	2,13	Uklar	3,65	1,78	2,07	Uklar				
P14	130	6,83	4,73	2,1	Uklar	3,7	1,64	2,06	Uklar				
P13	120	3,39	1,31	2,08	Uklar	3,02	0,36	2,66	Uklar				
P12	110	2,38	0,81	1,57	Intet	4,21	2,62	1,59	Uklar				
P11	100	1,64	0,39	1,25	Intet	1,84	0,51	1,33	Intet				
P10	90	1,24	0,276	0,964	Intet	1,52	0,45	1,07	Intet				
P9	80	0,971	0,254	0,717	Intet	1,24	0,306	0,934	Intet				
P8	70	1,34	0,773	0,567	Intet	1,2	0,431	0,763	Intet				
P7	60	0,584	0,257	0,327	Intet	0,927	0,57	0,357	Intet				
P6	50	0,56	0,244	0,316	Intet	0,833	0,467	0,366	Intet				
P5	40	0,471	0,226	0,245	Intet	0,604	0,191	0,413	Intet				
P4	30	0,341	0,109	0,23	Intet	0,573	0,22	0,35	Intet				
P3	20	0,263	0,129	0,14	Intet	0,553	0,314	0,239	Intet				
P2	10	0,22	0,064	0,155	Intet	0,43	0,156	0,278	Intet				
P1	3	0,17	0,052	0,119	Intet	0,34	0,142	0,2	Intet				
Ud	0	0,20	0,026	0,169	Intet	0,34	0,034	0,243	Intet				
			Flow (m3/t):		30,2		Flow (m3/t):		48,7		Flow (m3/t):		80
			Tryk tilgang (bar):		0,37		Tryk tilgang (bar):		0,7		Tryk tilgang (bar):		
			Tryk afgang (bar):		0,43		Tryk afgang (bar):		0,76		Tryk afgang (bar):		
			Trykforskel (bar)		1,78		Trykforskel (bar)		0,12		Trykforskel (bar)		1,9
			Dato:		07-01-2022		Dato:		07-01-2022	Dato:			
			Tidspunkt:		10:10		Tidspunkt:		08:30		Tidspunkt:		
			Driftstid før prøvetagning:		1 time		Driftstid før prøvetagning:		>1 time		Driftstid før prøvetagning:		

Kunne ikke måles, da pumpen kun kunne levere ca. 55 m3/t, hvilket var så tæt på første måling at det ikke giver værdi med prøvetagningen. Årsag er okkerudfældning i rør. Rensning planlagt.

5 måneders drift - 31-05-2022

Prøvehane	filterbund	Ingen måling				48,7 m³/t			
	cm					Fe(tot)	Partikelært jern (Fe(tot)-Fe(filt)	Fe(filt)	Bemærkninger
Ind	150					2,48	0,82	1,66	
P15	140					2,7	1,34	1,36	
P14	130					5,73	4,47	1,32	
P13	120					8,8	8,68	1,22	Uklar
P12	110					4,65	3,669	0,981	Uklar
P11	100					1,97	1,225	0,745	
P10	90					1,45	0,353	0,437	
P9	80					1,29	0,884	0,406	
P8	70					0,771	0,451	0,32	
P7	60					1,22	1,11	0,11	
P6	50					1,04	0,863	0,177	Ingen vand - prøvehane renset med lille smule trykluft og prøve udtaget til sidst
P5	40					0,514	0,353	0,161	
P4	30					0,398	0,31	0,09	
P3	20					1,86	1,748	0,112	
P2	10					0,27	0,16	0,107	
P1	3					0,58	0,51	0,078	
Ud	0					0,15	0,07	0,081	
							Tryk tilgang (bar):		0,37
							Tryk afgang (bar):		0,33
							Trykforskel (bar)		0,16
							Dato:		31-05-2022
							Tidspunkt:		08:30
							Driftstid før prøvetagning:		> 1 time

Bilag 6. Ø5. Effekt på efterfilter

Ø5. Effekt på efterfilter

Referencemåling før tilledning af vand fra forfilter til filter 6

Dato:		25-01-2022	Tidspunkt:	10:30	13:30
Flow råvand:		139,00	Flow filter	49,8	m³/t

		Feltmålinger					Eurofins målinger					
Prøvested	Niveau	Ilt	pH	Redox	Ledningsevne	Temperatur	Totaljern	Filt. Jern	Mangan	Filt. mangan	Ammonium	Nitrit
Tilgang iltningsspor		2,60	7,00	-50,4	623,0		1,300	1,800	0,190	0,190	0,410	<0,001
Afgang iltningsspor		7,40	7,10	-29,5	623,0		1,300	1,700	0,190	0,190	0,410	<0,001
Tilgang filter 6	0	8,00	7,20	-42,2	628,0	9,20	2,600	1,700	0,230	0,200	0,400	<0,001
Juletræ udtag nr. 15	10	7,30	7,30	-33,6	626,0	9,20	1,500	1,300	0,190	0,200	0,430	<0,001
Juletræ udtag nr. 14	20	8,00	7,30	-20,3	626,0	9,20	1,000	0,330	0,190	0,210	0,420	<0,001
Juletræ udtag nr. 13	30	7,30	7,20	-5,2	625,0	9,20	0,750	0,610	0,190	0,190	0,380	<0,001
Juletræ udtag nr. 12	40	7,80	7,20	6,2	613,0	9,30	0,620	0,540	0,220	0,210	0,370	<0,001
Juletræ udtag nr. 11	50	7,70	7,20	9,7	618,0	9,20	0,420	0,350	0,220	0,210	0,360	<0,001
Juletræ udtag nr. 10	60	7,70	7,20	53,2	618,0	9,20	0,200	0,140	0,190	0,190	0,360	<0,001
Juletræ udtag nr. 9	70	7,60	7,20	101,4	619,0	9,20	0,095	0,043	0,180	0,180	0,340	<0,001
Juletræ udtag nr. 8	80	7,60	7,20	132,6	621,0	9,30	0,067	0,030	0,160	0,170	0,340	<0,001
Juletræ udtag nr. 7	90	7,60	7,20	175,5	621,0	9,30	0,041	<0,01	0,150	0,160	0,320	<0,001
Juletræ udtag nr. 6	100	7,60	7,20	184,6	620,0	9,20	0,033	<0,01	0,036	0,096	0,320	<0,001
Juletræ udtag nr. 5	110	7,50	7,20	201,5	621,0	9,20	0,029	<0,01	0,026	0,026	0,300	<0,001
Juletræ udtag nr. 4	120	7,40	7,20	215,1	621,0	9,30	0,029	<0,01	0,017	0,018	0,270	0,0013
Juletræ udtag nr. 3	130	7,30	7,20	224,5	621,0	9,30	0,024	<0,01	0,015	0,015	0,270	0,0053
Juletræ udtag nr. 2	140	7,30	7,20	215,6	620,0	9,30	0,017	<0,01	0,005	0,005	0,230	0,0059
Juletræ udtag nr. 1	150	7,20	7,20	234,0	620,0	9,20	0,015	<0,01	0,003	0,003	0,200	0,0095
Afgang filter 6	160	7,00	7,20	247,3	620,0	8,80	<0,01	<0,01	0,010	<0,002	0,180	0,0072

Tilledning af vand fra forfilter til efterfilter (filter 6) igangsat

Dato:	25-01-2022	Tidspunkt:	14:00
Flow forsøgsfilter:	47,00	m³/t	

Måling af profil 1 døgn efter tilledning af vand fra forfilter til filter 6

Dato:		26-01-2022	Tidspunkt:	09:23	11:45
Flow forsøgsfilter:		49,90	m³/t		

		Feltmålinger					Eurofins målinger					
Prøvested	Niveau	Ilt	pH	Redox	Ledningsevne	Temperatur	Totaljern	Filt. Jern	Mangan	Filt. mangan	Ammonium	Nitrit
Tilgang iltningsspor		2,78	7,15	-82,5	667,0	9,00	1,800	1,800	0,180	0,190	0,470	<0,001
Afgang iltningsspor		6,31	7,11	-19,7	620,0	8,80	1,300	1,700	0,190	0,190	0,430	<0,001
Tilgang forsøgsfilter		6,83	7,25	-22,3	621,0	8,90	1,700	1,500	0,180	0,180	0,430	<0,001
Afgang forfilter		6,15	7,15	81,7	615,0	8,90	0,130	0,099	0,170	0,180	0,330	0,063
Tilgang filter 6	0	7,62	7,13	107,7	619,0	8,90	0,140	0,110	0,180	0,180	0,330	0,053
Juletræ udtag nr. 15	10	7,37	7,22	180,4	619,0	9,20	0,110	0,042	0,180	0,180	0,360	0,050
Juletræ udtag nr. 14	20	7,38	7,25	187,1	621,0	9,30	0,130	0,018	0,180	0,180	0,350	0,048
Juletræ udtag nr. 13	30	7,38	7,24	195,7	622,0	9,30	0,100	0,012	0,160	0,170	0,330	0,043
Juletræ udtag nr. 12	40	7,33	7,22	208,2	621,0	9,30	0,025	<0,01	0,160	0,160	0,320	0,040
Juletræ udtag nr. 11	50	7,31	7,20	232,8	621,0	9,30	0,023	<0,01	0,150	0,150	0,310	0,039
Juletræ udtag nr. 10	60	7,30	7,20	240,1	622,0	9,30	0,014	<0,01	0,140	0,140	0,300	0,032
Juletræ udtag nr. 9	70	7,73	7,19	240,4	621,0	9,30	0,016	<0,01	0,120	0,110	0,280	0,023
Juletræ udtag nr. 8	80	7,76	7,19	243,4	621,0	9,30	0,012	<0,01	0,092	0,089	0,260	0,023
Juletræ udtag nr. 7	90	7,73	7,19	252,1	621,0	9,30	0,014	<0,01	0,089	0,084	0,250	0,025
Juletræ udtag nr. 6	100	7,70	7,20	255,7	621,0	9,30	0,012	<0,01	0,056	0,056	0,240	0,020
Juletræ udtag nr. 5	110	7,58	7,21	258,1	621,0	9,30	0,010	<0,01	0,012	0,013	0,190	0,011
Juletræ udtag nr. 4	120	7,45	7,20	260,5	621,0	9,30	<0,01	<0,01	0,006	0,007	0,220	0,014
Juletræ udtag nr. 3	130	7,45	7,20	266,4	620,0	9,40	0,014	<0,01	0,008	0,007	0,140	0,020
Juletræ udtag nr. 2	140	7,43	7,19	270,5	620,0	9,40	<0,01	<0,01	0,004	0,003	0,110	0,018
Juletræ udtag nr. 1	150	7,28	7,21	271,5	621,0	9,40	<0,01	<0,01	<0,002	<0,002	0,063	0,020
Afgang filter 6	160	7,06	7,15	280,5	619,0	8,90	<0,01	<0,01	<0,002	<0,002	0,036	0,010

Måling af profil 1 uge efter tilledning af vand fra forfilter til filter 6

Dato:		#######	Tidspunkt:	07:44	10:16
Flow forsøgsfilter:		48/50,2	m³/t		

		Feltmålinger					Eurofins målinger					
Prøvested	Niveau	Ilt	pH	Redox	Ledningsevne	Temperatur	Totaljern	Filt. Jern	Mangan	Filt. mangan	Ammonium	Nitrit
Tilgang iltningsspor		3,34	7,09	-49,8	733,0	8,80	1,7	1,7	0,19	0,19	0,42	<0,001
Afgang iltningsspor		6,58	7,17	-40,4	620,0	8,80	1,3	1,6	0,18	0,19	0,42	<0,001
Tilgang forsøgsfilter		6,63	7,14	-23,3	619,0	8,90	1,4	1,3	0,18	0,19	0,40	0,0013
Afgang forfilter		6,23	7,11	137,2	615,0	8,90	0,056	0,044	0,18	0,18	0,33	0,075
Tilgang filter 6	0	7,68	7,13	160,5	615,0	8,90	0,084	0,048	0,18	0,18	0,34	0,070
Juletræ udtag nr. 15	10	7,30	7,21	201,8	612,0	9,20	0,031	0,018	0,17	0,17	0,32	0,064
Juletræ udtag nr. 14	20	7,34	7,22	216,2	613,0	9,20	0,025	<0,01	0,16	0,16	0,31	0,063
Juletræ udtag nr. 13	30	7,37	7,20	223,8	613,0	9,20	0,013	<0,01	0,14	0,13	0,28	0,053
Juletræ udtag nr. 12	40	7,82	7,22	242,2	613,0	9,30	0,014	<0,01	0,12	0,12	0,26	0,048
Juletræ udtag nr. 11	50	7,85	7,21	245,2	613,0	9,20	<0,01	<0,01	0,11	0,11	0,24	0,047
Juletræ udtag nr. 10	60	7,75	7,20	251,1	613,0	9,20	<0,01	<0,01	0,094	0,092	0,23	0,036
Juletræ udtag nr. 9	70	7,68	7,21	256,1	612,0	9,20	<0,01	<0,01	0,059	0,060	0,19	0,025
Juletræ udtag nr. 8	80	7,55	7,19	258,5	612,0	9,20	<0,01	<0,01	0,030	0,030	0,17	0,024
Juletræ udtag nr. 7	90	7,53	7,18	260,3	612,0	9,30	<0,01	<0,01	0,043	0,042	0,17	0,027
Juletræ udtag nr. 6	100	7,46	7,18	265,3	612,0	9,20	<0,01	<0,01	0,021	0,019	0,14	0,017
Juletræ udtag nr. 5	110	7,26	7,16	271,8	611,0	9,20	<0,01	<0,01	0,003	0,003	0,089	0,016
Juletræ udtag nr. 4	120	7,05	7,17	277,8	610,0	9,30	<0,01	<0,01	0,003	0,003	0,048	0,024
Juletræ udtag nr. 3	130	7,02	7,13	286,6	609,0	9,30	<0,01	<0,01	<0,002	<0,002	0,036	0,012
Juletræ udtag nr. 2	140	6,87	7,14	291,1	608,0	9,30	<0,01	<0,01	<0,002	<0,002	0,010	0,0066
Juletræ udtag nr. 1	150	6,87	7,17	297,4	608,0	9,20	<0,01	<0,01	<0,002	<0,002	<0,005	0,0023
Afgang filter 6	160	7,02	7,13	307,2	607,0	8,90	<0,01	<0,01	<0,002	<0,002	<0,005	0,0020

Måling af profil 1 uge efter tilledning af vand fra forfilter til filter 6

Dato:		02-02-2022	Tidspunkt:	07:44	10:16							
Flow forsøgsfilter:		48/50,2	m³/t									
		Feltmålinger					Eurofins målinger					
Prøvested	Niveau	Ilt	pH	Redox	Ledningsevne	Temperatur	Totaljern	Filt. Jern	Mangan	Filt. mangan	Ammonium	Nitrit
Tilgang iltningsspor		3,34	7,03	-43,8	733,0	8,80	1,7	1,7	0,19	0,19	0,42	<0,001
Afgang iltningsspor		6,58	7,17	-40,4	620,0	8,80	1,3	1,6	0,18	0,19	0,42	<0,001
Tilgang forsøgsfilter		6,63	7,14	-23,3	619,0	8,90	1,4	1,3	0,18	0,19	0,40	0,0013
Afgang forfilter		6,23	7,11	137,2	615,0	8,90	0,056	0,044	0,18	0,18	0,33	0,075
Tilgang filter 6	0	7,68	7,13	160,5	615,0	8,90	0,084	0,048	0,18	0,18	0,34	0,070
Juletræ udtag nr. 15	10	7,30	7,21	201,8	612,0	9,20	0,031	0,018	0,17	0,17	0,32	0,064
Juletræ udtag nr. 14	20	7,34	7,22	216,2	613,0	9,20	0,025	<0,01	0,16	0,16	0,31	0,063
Juletræ udtag nr. 13	30	7,37	7,20	223,6	613,0	9,20	0,013	<0,01	0,14	0,13	0,28	0,053
Juletræ udtag nr. 12	40	7,82	7,22	242,2	613,0	9,30	0,014	<0,01	0,12	0,12	0,26	0,048
Juletræ udtag nr. 11	50	7,85	7,21	245,2	613,0	9,20	<0,01	<0,01	0,11	0,11	0,24	0,047
Juletræ udtag nr. 10	60	7,75	7,20	251,1	613,0	9,20	<0,01	<0,01	0,094	0,092	0,23	0,036
Juletræ udtag nr. 9	70	7,68	7,21	256,1	612,0	9,20	<0,01	<0,01	0,059	0,060	0,19	0,025
Juletræ udtag nr. 8	80	7,55	7,19	258,5	612,0	9,20	<0,01	<0,01	0,030	0,030	0,17	0,024
Juletræ udtag nr. 7	90	7,53	7,18	260,3	612,0	9,30	<0,01	<0,01	0,043	0,042	0,17	0,027
Juletræ udtag nr. 6	100	7,46	7,18	265,3	612,0	9,20	<0,01	<0,01	0,021	0,019	0,14	0,017
Juletræ udtag nr. 5	110	7,26	7,16	271,8	611,0	9,20	<0,01	<0,01	0,003	0,003	0,089	0,016
Juletræ udtag nr. 4	120	7,05	7,17	277,8	610,0	9,30	<0,01	<0,01	0,003	0,003	0,048	0,024
Juletræ udtag nr. 3	130	7,02	7,13	286,5	603,0	9,30	<0,01	<0,01	<0,002	<0,002	0,036	0,012
Juletræ udtag nr. 2	140	6,87	7,14	291,1	608,0	9,30	<0,01	<0,01	<0,002	<0,002	0,010	0,0066
Juletræ udtag nr. 1	150	6,87	7,17	297,4	608,0	9,20	<0,01	<0,01	<0,002	<0,002	<0,005	0,0023
Afgang filter 6	160	7,02	7,13	307,2	607,0	8,90	<0,01	<0,01	<0,002	<0,002	<0,005	0,0020

Måling af profil 6 uger efter tilledning af vand og lige inden filterskyl f6

Dato:		01-03-2022	Tidspunkt:	08:27								
Flow forsøgsfilter:		49,60	m³/t									
		Feltmålinger					Eurofins målinger					
Prøvested	Niveau	Ilt	pH	Redox	Ledningsevne	Temperatur	Totaljern	Filt. Jern	Mangan	Filt. mangan	Ammonium	Nitrit
Tilgang iltningsspor		3,70	7,06	-53,6	626,0	8,70	2,0	1,8	0,18	0,20	0,44	0,0049
Afgang iltningsspor		6,77	7,11	-30,5	612,0	8,70	2,1	1,8	0,18	0,19	0,40	0,0056
Tilgang forsøgsfilter		6,84	7,14	-26,0	612,0	8,80	2,0	1,7	0,18	0,18	0,41	0,0033
Afgang forfilter		6,13	7,08	133,7	606,0	8,80	0,27	0,19	0,17	0,17	0,21	0,046
Tilgang filter 6	0	7,36	7,18	163,3	607,0	8,80	0,27	0,18	0,17	0,16	0,22	0,043
Juletræ udtag nr. 15	10	7,30	7,18	207,3	605,0	9,00	0,19	0,059	0,14	0,14	0,14	0,043
Juletræ udtag nr. 14	20	7,52	7,16	231,8	605,0	9,00	0,089	0,029	0,12	0,12	0,11	0,048
Juletræ udtag nr. 13	30	7,37	7,15	253,1	604,0	9,00	0,046	0,011	0,073	0,063	0,058	0,038
Juletræ udtag nr. 12	40	7,26	7,15	274,2	604,0	9,00	<0,01	0,030	0,041	0,040	0,031	0,029
Juletræ udtag nr. 11	50	7,27	7,13	285,2	604,0	9,00	0,019	<0,01	0,020	0,019	0,021	0,030
Juletræ udtag nr. 10	60	7,17	7,14	296,1	603,0	9,10	0,022	<0,01	0,014	0,012	0,005	0,0039
Juletræ udtag nr. 9	70	7,15	7,13	306,1	604,0	9,10	0,011	<0,01	0,007	0,005	0,008	0,0046
Juletræ udtag nr. 8	80	7,14	7,13	312,9	604,0	9,10	<0,01	<0,01	0,004	0,004	<0,005	0,0036
Juletræ udtag nr. 7	90	7,07	7,13	316,8	606,0	9,10	0,019	<0,01	0,008	0,007	<0,005	0,0036
Juletræ udtag nr. 6	100	7,08	7,10	319,2	606,0	9,00	<0,01	0,010	0,018	0,017	<0,005	0,0033
Juletræ udtag nr. 5	110	7,10	7,10	322,8	607,0	9,10	<0,01	<0,01	0,014	0,012	<0,005	0,0033
Juletræ udtag nr. 4	120	7,07	7,12	325,3	608,0	9,10	<0,01	<0,01	0,007	0,007	<0,005	0,0026
Juletræ udtag nr. 3	130	7,07	7,12	328,0	608,0	9,10	<0,01	<0,01	0,024	0,024	<0,005	0,0030
Juletræ udtag nr. 2	140	7,07	7,13	329,2	608,0	9,00	<0,01	<0,01	0,025	0,022	<0,005	0,0030
Juletræ udtag nr. 1	150	7,07	7,13	331,0	608,0	9,10	<0,01	<0,01	0,035	0,035	<0,005	0,0026
Afgang filter 6	160	7,01	7,07	320,1	608,0	8,80	<0,01	<0,01	<0,002	<0,002	<0,005	0,0023

Måling af profil 6 uger efter tilledning af vand til filter 6 og lige efter filterskyl f6

Dato:		02-03-2022	Tidspunkt:	07:35								
Flow forsøgsfilter:		49,75	m³/t									
		Feltmålinger					Eurofins målinger					
Prøvested	Niveau	Ilt	pH	Redox	Ledningsevne	Temperatur	Totaljern	Filt. Jern	Mangan	Filt. mangan	Ammonium	Nitrit
Tilgang iltningsspor		3,36	7,13	-40,3	607,0	8,70	1,7	1,6	0,18	0,17	0,39	0,0043
Afgang iltningsspor		6,83	7,18	-17,3	601,0	8,70	1,7	1,5	0,18	0,16	0,40	0,0033
Tilgang forsøgsfilter		6,80	7,13	0,3	601,0	8,80	1,6	1,5	0,18	0,17	0,38	0,0030
Afgang forfilter		6,08	7,14	147,4	596,0	8,80	0,17	0,12	0,15	0,13	0,19	0,045
Tilgang filter 6	0	8,47	7,22	148,3	596,0	8,80	0,19	0,13	0,16	0,15	0,20	0,044
Juletræ udtag nr. 15	10	8,38	7,24	207,8	596,0	9,10	0,049	0,023	0,14	0,13	0,15	0,041
Juletræ udtag nr. 14	20	8,15	7,20	223,1	596,0	9,10	0,033	0,013	0,12	0,12	0,14	0,038
Juletræ udtag nr. 13	30	7,88	7,18	243,3	595,0	9,10	0,023	<0,01	0,081	0,077	0,10	0,033
Juletræ udtag nr. 12	40	7,86	7,18	253,8	595,0	9,10	0,020	<0,01	0,049	0,045	0,099	0,027
Juletræ udtag nr. 11	50	7,81	7,16	268,3	594,0	9,10	0,021	<0,01	0,028	0,022	0,053	0,032
Juletræ udtag nr. 10	60	7,76	7,17	277,1	595,0	9,10	0,017	<0,01	0,013	0,011	0,030	0,016
Juletræ udtag nr. 9	70	7,64	7,17	286,0	597,0	9,10	0,012	<0,01	0,007	0,004	0,010	0,0039
Juletræ udtag nr. 8	80	7,57	7,17	293,5	597,0	9,10	0,011	<0,01	0,003	0,002	0,018	0,011
Juletræ udtag nr. 7	90	7,51	7,17	298,7	597,0	9,10	0,010	<0,01	0,003	0,002	0,009	0,011
Juletræ udtag nr. 6	100	7,47	7,16	302,3	597,0	9,10	0,230	<0,01	0,070	0,002	<0,005	0,0030
Juletræ udtag nr. 5	110	7,45	7,16	305,3	597,0	9,10	<0,01	<0,01	<0,002	<0,002	<0,005	0,0030
Juletræ udtag nr. 4	120	7,44	7,17	308,7	597,0	9,10	<0,01	<0,01	<0,002	<0,002	<0,005	0,0023
Juletræ udtag nr. 3	130	7,43	7,17	309,3	597,0	9,10	0,016	<0,01	0,008	0,004	0,009	0,0026
Juletræ udtag nr. 2	140	7,43	7,16	311,2	598,0	9,10	<0,01	<0,01	0,006	0,005	<0,005	0,0020
Juletræ udtag nr. 1	150	7,40	7,15	313,1	597,0	9,00	0,083	<0,01	0,017	0,006	<0,005	0,0020
Afgang filter 6	160	7,30	7,11	308,5	597,0	8,80	<0,01	<0,01	<0,002	<0,002	<0,005	0,0020

Kobberdosering filter 6 igangsat			
Dato for udførsel	08-04-2022	Tidspunkt:	10:46

Filterskyl filter 6			
Dato for udførsel	17-04-2022	Tidspunkt:	18:30

Måling af profil efter kobbertilsætning

Dato:	**18-05-2022**	**Tidspunkt:**	**08:30**
Flow forsøgsfilter:	**43,40**	**m³/t**	

		Feltmålinger					Eurofins målinger					
Prøvested	**Niveau**	**Ilt**	**pH**	**Redox**	**Ledningsevne**	**Temperatur**	**Totaljern**	**Filt. Jern**	**Mangan**	**Filt. mangan**	**Ammonium**	**Nitrit**
Tilgang iltningsspor		Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	1,7	1,6	0,20	0,18	0,40	<0,001
Afgang iltningsspor		Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	1,7	1,6	0,21	0,18	0,39	<0,001
Tilgang forsøgsfilter		Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	1,8	1,5	0,18	0,18	0,39	<0,001
Afgang forfilter		Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	0,078	0,063	0,15	0,12	0,12	0,012
Tilgang filter 6	0	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	0,078	0,067	0,17	0,12	0,13	0,011
Juletræ udtag nr. 15	10	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	0,031	0,014	0,11	0,074	0,054	0,016
Juletræ udtag nr. 14	20	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	0,027	<0,01	0,044	0,038	0,043	0,010
Juletræ udtag nr. 13	30	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	0,034	<0,01	0,035	0,020	0,04	0,0069
Juletræ udtag nr. 12	40	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	0,033	<0,01	0,011	0,006	0,017	0,0026
Juletræ udtag nr. 11	50	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	0,026	<0,01	0,009	0,006	<0,005	0,0013
Juletræ udtag nr. 10	60	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	0,013	<0,01	0,013	0,010	0,019	0,0013
Juletræ udtag nr. 9	70	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	0,015	0,012	0,015	0,012	0,025	0,0013
Juletræ udtag nr. 8	80	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	<0,01	<0,01	0,014	0,010	0,0077	<0,001
Juletræ udtag nr. 7	90	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	0,013	<0,01	0,010	0,007	0,010	<0,001
Juletræ udtag nr. 6	100	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	0,012	<0,01	0,011	0,010	0,023	<0,001
Juletræ udtag nr. 5	110	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	0,014	<0,01	0,035	0,022	0,018	0,0016
Juletræ udtag nr. 4	120	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	0,011	<0,01	0,006	0,004	0,0065	<0,001
Juletræ udtag nr. 3	130	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	<0,01	<0,01	0,014	0,013	0,018	<0,001
Juletræ udtag nr. 2	140	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	0,026	<0,01	0,029	0,020	0,021	<0,001
Juletræ udtag nr. 1	150	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	0,130	<0,01	0,033	0,021	0,018	0,0013
Afgang filter 6	160	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	Defekt udstyr	<0,01	<0,01	<0,002	<0,002	0,013	<0,001

Bilag 7. Ø6. Skylleeffektivitet på forfilter

Ø6 Skylleeffektivitet på forfilter

	Skylleprogram				Antal m3 i gangtid	Tilført jern i gangtid	Gennemsnitlig jernkonc.	Lille skyl			
Dato	Sekvens	Luft minutter	Lille skyl Minutter	Stort skyl Minutter	m³	g	mg/l	Antal m3 m³	Antal gange filtervolumen udskiftet under lille Antal gange	Fjernet stofmængde g	Andel fjernet af lille skyl %
10-03-2022	1	0	7	3	2.266	6.109	2,70	5,58	3,7	3.024	50%
14-03-2022	1	0	7	3	2.750	7.424	2,70	5,59	3,7	3.248	44%
18-03-2022	1	0	7	3	3.601	9.872	2,74	5,61	3,7	3.349	40%
Gennemsnit	**1**	**0**	**7**	**3**	**2.872**	**7.802**	**2,7**	**5,6**	**3,7**	**3.407**	**44%**
21-03-2022	2	0	10	3	2.189	6.004	2,74	7,75	5,1	3.139	52%
28-03-2022	2	0	10	3	2.435	6.631	2,72	7,77	5,2	2.354	36%
11-04-2022	2	0	10	3	2.323	7.507	2,56	7,78	5,2	4.271	57%
11-04-2022 m	2	0	10	3	2.323	7.507	2,56	7,78	5,2	4.409	59%
Gennemsnit	**2**	**0**	**10**	**3**	**2.621**	**6.912**	**2,65**	**7,77**	**5,2**	**3.543**	**51%**
25-04-2022	3	10	10	3	2.345	7.658	2,60	7,69	5,1	3.199	42%
02-05-2022	3	10	10	3	2.990	8.181	2,74	7,74	5,1	3.044	41%
05-05-2022	3	10	10	3	3.100	8.637	2,79	7,74	5,1	4.249	43%
Gennemsnit	**3**	**10**	**10**	**3**	**3.011**	**8.159**	**2,7**	**7,7**	**5,1**	**3.597**	**44%**
16-05-2022	4	0	15	0	2.533	6.714	2,65	10,8	7,2	3.826	57%
16-05-2022	4	0	20	0	2.533	6.714	2,65	14,8	9,8	3.933	59%
23-05-2022	4	0	15	0	1.610	3.986	2,48	12,07	8,0	1.521	38%
25-05-2022	4	0	15	0	2.193	6.356	2,90	12,28	8,1	3.880	61%
Gennemsnit	**4**	**0**	**15**	**0**	**2.217**	**5.942**	**2,7**	**12,5**	**8,3**	**3.290**	**54%**
01-06-2022	5	10	0	4	2.388	6.553	2,75	0	0,0	0	0%
08-06-2022	5	10	0	4	1.896	5.450	2,87	0	0,0	0	0%
23-06-2022	5	10	0	4	2.671	6.635	2,51	0	0,0	0	0%
Gennemsnit	**5**	**10**	**0**	**4**	**2.318**	**6.235**	**2,7**	**0,0**	**0,0**	**0**	**0%**

Stort skyl				Sidste prøve fra	Antal gange filtervolumen udskiftet under skyl	Samlet fjernet stofmængde	Andel fjernet
Antal m3 m³	Antal gange filtervolumen udskiftet under stort Antal gange	Fjernet stofmængde g	Andel fjernet af stort skyl %	Jernkoncentration i sidste prøve mg/l	Antal gange	g	%
12,66	8,4	280	5%		12,1	3.304	34%
12,73	8,4	662	9%	7,9	12,2	3.310	53%
12,82	8,5	1.069	11%	11,0	12,2	5.013	51%
12,7	**8,5**	**670**	**8%**	**9,4**	**12,2**	**4.078**	**53%**
12,78	8,5	378	6%	7,5	13,6	3.517	59%
12,7	8,4	283	4%	10,0	13,6	2.637	40%
12,68	8,4	299	4%	7,1	13,6	4.570	61%
12,68	8,4	278	4%	7,1	13,6	4.687	62%
12,71	**8,4**	**309**	**5%**	**7,9**	**13,6**	**3.853**	**55%**
12,26	8,1	224	3%	5,7	13,2	3.423	45%
12,2	8,1	508	6%	9,7	13,2	3.851	47%
12,18	8,1	792	9%	10,7	13,2	5.041	58%
12,2	**8,1**	**508**	**6%**	**8,7**	**13,2**	**4.105**	**50%**
0		0	0%	30,0	7,2	3.826	57%
0		0	0%	23,8	9,8	3.933	59%
0		0	0%	13,8	8,0	1.521	38%
0		0	0%	31,6	8,148	3.880	61%
0,0		**0**	**0%**	**26,3**	**8,3**	**3.290**	**54%**
16,14	10,7	5.827	89%	13,7	10,7	5.827	89%
16,21	10,8	4.458	82%	9,5	10,755	4.458	82%
15,91	10,6	4.471	67%	8,0	10,556	4.471	67%
16,1	**10,7**	**4.918**	**79%**	**12,4**	**10,7**	**4.918**	**79%**

Bilag 8. Ø7. Afdækninger af filtertilstand efter forsøgsafslutning

Ø7 Afdækninger af filtertilstand efter forsøgsafslutning.

Prøvetagningsnummer	Beskrivelse	Dybde fra filteroverflade (m)	Afstand fra flangekant (m)	Antal fotos
1	Filteroverflade I	0	0,716	1
2	Filteroverflade II	0	0,716	1
3	Filterdybde 1	0,109	0,825	2
4	Filterdybde 2	0,174	0,89	2
5	Filterdybde 3	0,254	0,97	2
6	Filterdybde 4	0,364	1,08	2
7	Filterdybde 5	0,444	1,16	2
8	Filterdybde 6	0,554	1,27	2
9	Filterdybde 7	0,684	1,4	2
10	Filterdybde 8	0,934	1,65	2
11	Filterdybde 9 (Lige over luftharpen i overgang mellem bærelag og filterlag)	1,254	1,97	2
12	Filterdybde 10 (i bærelag)	1,304	2,02	2
13	Filterdybde 11 (bund af bærelag)	1,404	2,12	2

Middeldybde	Dybde	Prøvenr.	m_{start}, tør	m_{slut}, tør	$Coating_{total}$	ermediet	$m_{anthracit}$	m_{kvarts}	m_{glas}	$m_{E\text{-}clay}$
	cm		g	g	%	ingle/dua	g	g	g	g
		Kontrol - nyt E-clay	10,094	9,852	2,397					9,852
10	0-20	1	10,180	8,830	13,261					8,830
30	20-40	2	10,118	8,733	13,688					8,733
50	40-60	3	10,155	9,100	10,389					9,100
70	60-80	4	10,093	9,077	10,066					9,077
90	80-100	5	10,091	9,11	9,722					9,110
110	100-120	6	10,035	9,06	9,736					9,058
130	120-140	7	10,078	9,16	9,159					9,155
150	140-160	8	10,121	9,28	8,300					9,281
170	160-180	9	10,121	9,41	7,045					9,408
190	180-200	10	10,200	9,59	5,961					9,592
210	200-220	11	10,085	9,98	1,051				9,98	
230	220-240	12	10,244	10,20	0,430				10,20	
250	240-260	13	10,048	10,02	0,289				10,02	
270	260-280									
290	280-300									
	Komposit									
	Kommentarer									

Demonstrationsanlæg ved Østerbyværket
I Danmark er drikkevandsproduktion baseret på grundvand, der behandles ved en enkel proces, der består af iltning af vandet efterfulgt af en biofiltrering med gravitations- eller trykfiltre. Herved fjernes eller omdannes jern, ammonium og mangan. Design og drift af biofiltrering, som er hjertet i vandbehandlingen, har ikke ændret sig væsentligt i mere end 100 år. Fremskridt i prøvetagning og måleteknikker i forbindelse med biofiltrering har imidlertid medført ny viden og mulighed for at undersøge, forstå og manipulere de kemiske, mikrobiologiske, fysiske og procesteknologiske elementer i drikkevandsbehandling. Vandkvaliteten er under pres, og der er en erkendelse af, at mange af de nuværende overskridelser af vandkvalitetskrav på landsplan kunne undgås ved en bedre vandbehandling.

Projektets formål er at re-designe vandbehandling fra bunden ved radikal nytænkning af drikkevandsproduktionen, hvormed der kan ske en optimering af nye og eksisterende vandværker, herunder reduktion af vandspildet ved returskyl, forkortelse af indkøringen af nye filtre samt større bæredygtighed i drikkevandsproduktion.
Projektet har resulteret i formulering af 18 ”redesign-principper”, der handler om design og drift af drikkevandsbehandling. Principperne blev testet ved fuldskala demonstration af ny filterbeholderdesign samt ny indkøringsprocedure med SmartSand. Endvidere blev principperne udviklet på basis af ny viden om jern- og ammoniumfjernelse samt returskylleprocessen. Projektet har desuden påbegyndt udvikling af den åbne dataplatform ”Merkur” til vandbehandlingsdata samt en matematisk model til at belyse virkningen af forskellige filterkonstruktioner.

Miljøstyrelsen
Tolderlundsvej 5
5000 Odense C

www.mst.dk

Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Demonstrationsanlæg ved Lundeværket

Rapport 11 i projektet "Smart Re-design of Drinking Water Production"

MUDP Rapport

September 2023

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion:
Claus Paludan Hynkemejer
Søren Bastholm Olesen
Loren Ramsay
Ulla Brinkmann Trettenes

Fotos:
Claus Paludan Hynkemejer

ISBN: 978-87-7038-550-3

Miljøstyrelsen offentliggør rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, som er finansieret af Miljøstyrelsen. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse.

Indhold

Forord		**5**
Sammenfatning		**8**
1.	**Introduktion**	**10**
1.1	Hovedleverancer	10
1.2	Design- og anlægsaktiviteter	10
1.3	Indkørings- og driftsaktiviteter	10
2.	**Beskrivelse af filterdesign**	**11**
2.1	Erfaringer fra filterprojektets tidligere faser til design af fuldskalaanlæg	11
3.	**Design af demoanlæg**	**12**
3.1	Beskrivelse af opstillingen på Lundeværket	12
3.1.1	Forfilter 1	12
3.1.2	Placering af det nye efterfilter på Lundeværket	12
3.1.3	Diameter af nyt efterfilter	12
3.1.4	Filtermedie, forfilter	12
3.1.5	Bedhøjde	12
3.1.6	Fribord	13
3.1.7	Flow	13
3.1.8	Styring af vandet til efterfilteret	13
3.1.9	Skylleluft	13
3.1.10	Skyllevand	13
3.1.11	Andre designkriterier til filter-design	13
3.1.12	Rørføring fra Filter 1 til efterfilter samt forbindelsen til rentvandsbeholderen	16
3.1.13	Rørføring til skyllevand og returskyllevand	16
3.2	PI-diagram	17
3.3	Styringsbeskrivelse	18
3.3.1	Indvinding og udpumpning	18
3.3.2	Styring af produktionen på de 3 filtre	18
3.3.3	Styring af forsøgsfilteret i drift	18
3.3.4	Skylning af forsøgfilteret	20
3.4	Hvem stod for hvad	20
4.	**Opstart af demo-anlægget**	**21**
5.	**Undersøgelser**	**22**
5.1	L1. Funktion af forfilter efter fjernelse af filtermateriale	24
5.2	L2. Indkøring af nyt efterfilter	29
5.3	L3 a & b. Kapacitet af det nye efterfilter	35
5.4	L4. Biomasse	40
5.5	L5. Driftspause	42
5.6	L6. Undersøgelse af kontrolfilter til sammenligning	44
5.7	L7. Indkøringsforsøg på kolonner	46
5.8	L8. Coliforme bakterier	49

6. Perspektivering **52**

7. Referencer **54**

Bilag 1.Billeder fra værket før og efter re-design **55**

Forord

Denne rapport er en del af fyrtårnsprojektet ”Smart Re-design of Drinking Water Production”, som blev udført i perioden 2018 - 2022 og finansieret af projektdeltagernes egenfinansiering samt den offentlige støtteordning Miljøteknologisk Udviklings- og Demonstrationsprogram (MUDP) under Miljøministeriet. Projektets formål er at re-designe vandbehandling ved en dyb forståelse og en radikal nytænkning af vandbehandlingsprocessen. Da projektet omhandler helt almindelig dansk vandbehandling, er projektets resultater relevante for alle danske vandforsyninger.

Fyrtårnsprojektet er formidlet gennem 12 rapporter, samt en serie konferenceindlæg, tidskriftsartikler, og seminarer. Desuden er en række løsninger demonstreret ved fuldskalaanlæg på hhv. Østerbyværket syd for Aarhus og Lundeværket nord for Odense.

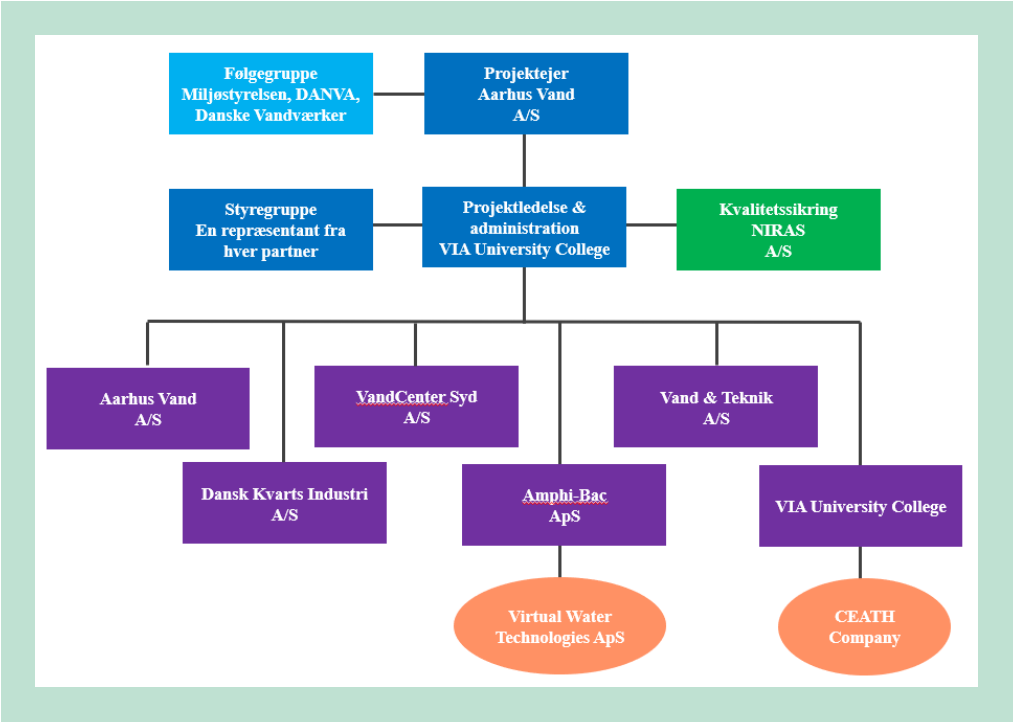
Baggrund

I Danmark er drikkevandsproduktion baseret på grundvand. Grundvandet behandles ved en ret enkelt proces, der kaldes for ”normalbehandling” (Karlsen og Sørensen, 2014). Denne proces består af iltning af vandet efterfulgt af en biofiltrering med gravitations- eller trykfiltre. Biofiltrering indebærer en kompleks blanding af fysiske, kemiske og mikrobiologiske elementer. Da det indvundne grundvand ofte er kemisk reduceret, kan vandet indeholde opløste stoffer som jern, ammonium og mangan, der skal fjernes/omdannes. Avanceret vandbehandling kommer kun på tale, hvis der også er behov for at fjerne f.eks. gasser (svovlbrinte, methan, aggressiv kuldioxid), hårdhed, arsen eller pesticider. I Danmark anvendes hverken chlor eller andre former for kemisk desinfektion under behandling eller distribution af vandet.

Biofiltrering er hjertet af normalbehandling af drikkevand i Danmark. Design og drift af biofiltrering har dog ikke ændret sig væsentligt i mere end 100 år. Manglende proces- og mikrobiologisk viden kombineret med en konservativ tilgang har medført, at videreudvikling af biofiltrering har været begrænset, og at filtre har været betragtet som en black box. Nye og billigere mikrobiologiske analyser, sofistikerede prøvetagningsmetoder, at-line målinger og andre fremskridt har nu åbnet denne black box i vandbehandlingen og gjort det muligt at undersøge, forstå og manipulere processen i højere grad end før.

Projektorganisation

Projektet blev udført af syv partnere og to underleverandører, se FIGUR 1 nedenfor:



FIGUR 1. Diagram over projektorganisation.

Projektets følgegruppe og styregruppe bestod af følgende personer:

Følgegruppe
Bolette D. Jensen, Miljøstyrelsen (formand)
Dorte Skræm, DANVA
Robert Jensen / Henrik Hermansen, Danske Vandværker
Flemming Fogh Pedersen, Aarhus Vand (projektejer)
Loren Ramsay, VIA University College (projektleder)

Styregruppe
Flemming Fogh Pedersen, Aarhus Vand
Finn Mollerup, VandCenter Syd
Jens Kristensen, Vand og Teknik
Claus Hove Sørensen, Dansk Kvarts Industri
Søren Bastholm Olesen, Amphi-Bac
John Kristensen, NIRAS
Loren Ramsay, VIA University College

Projektets arbejdspakker og rapporter

Projektet er inddelt i arbejdspakker og rapporter, se nedenfor. Arbejdspakkerne og rapporterne er identificeret som "åbne" eller "kommercielle" for at tydeliggøre, hvornår resultater frit formidles til hele branchen og hvornår resultater holdes internt blandt de relevante partnere af hensyn til kommercielle interesser.

Arbejdspakke 1: Etablering af designgrundlag (åben)
Rapport 1: Indsamling af vandbehandlingsdata
Rapport 2: Merkur: Web-baseret platform til vandbehandlingsdata

Arbejdspakke 2: Tekniske forsøg (åben)
Rapport 3: Flytning af filtermediekorn under returskyl
Rapport 4: Jernfjernelsesdybde i biofiltre
Rapport 5: Biostimulering med ammonium
Rapport 6: Jernfjernelse i returskyl
Rapport 7: Filtermediers gangtid

Arbejdspakke 3: SmartSand (kommerciel)

Rapport 8: Udvikling og produktion af SmartSand (fortrolig)

Arbejdspakke 4: SmartArkitektur (åben)
Rapport 9: Vandbehandlingsmodel

Arbejdspakke 5: Fyrtårnsdemonstration i fuldskala (åben)
Rapport 10: Demonstrationsanlæg ved Østerbyværket
Rapport 11: Demonstrationsanlæg ved Lundeværket

Arbejdspakke 6: Projektledelse
Rapport 12: Sammenfatning

Sammenfatning

Denne rapport omhandler et demonstrationsanlæg ved Lundeværket og er Rapport 11 af 12 om fyrtårnsprojektet "Smart Re-design of Drinking Water Production". Det primære formål er at videreudvikle og demonstrere nye vandbehandlingsløsninger under reelle driftsforhold.

I perioden 23.08.2021 – 30.09.2022 blev der udført demonstrationsforsøg med SmartSand i fuldskala på Lundeværket. Det nye efterfilter med SmartSand blev koblet til det eksisterende filter 1, der herefter fungerede som forfilter. Der blev suget filtergrus af filter 1 i to omgange for kun at fjerne jern, men ikke ammonium i forfilteret. Demonstrationsforsøget blev opdelt i 8 arbejdspakker, se sammenfatning af disse nedenfor.

L1. Funktion af forfilter efter fjernelse af filtermateriale:
Demonstrationsforsøget viste at forfilteret som ventet var i stand til at fjerne jern. Ammonium blev fjernet fra ca. 0,35-0,40 mg/l til ca. 0,15 mg/l. Det var mere end forventet, men der kom fortsat nok ammonium ud af forfilteret til at fortsætte demonstrationsforsøget. Det var overraskende at se, at forfilteret yderligere fjernede mangan.

L2. Indkøring af nyt efterfilter:
Indkøringen af det nye efterfilter var forventet at tage en uge. Ammonium blev indkørt på efterfilteret med SmartSand på 23 dage. Nitrit blev dannet under ammoniumfjernelsen og kom under vejledende kvalitetskriterie på 0,01 mg/l 37 dage efter opstart af demonstrationsforsøget. Kortere indkøring ville sandsynligvis kunne opnås under andre forhold.

L3. Kapacitet af det nye efterfilter:
Kapaciteten af det nye efterfilter blev undersøgt. Ammonium blev fjernet til under grænseværdien med de testede flows på 40 og 50 m^3/t (23-28 m/t) og viste dermed god performance selv ved højt flow. Dannelse af nitrit skete til et overraskende højt niveau ned gennem efterfilteret og udgjorde et opmærksomhedspunkt ved indkøring af nye filtre. Kapaciteten for nitritfjernelsen var overskredet ved flow på 50 m^3/t (28 m/t), men ikke ved 40 m^3/t (22 m/t).
Set på bagkant havde det været godt at teste et flow ved 45 m^3/t (25 m/t) for at komme tættere på grænsen for nitritfjernelse.
Fjernelsen af ammonium skete højere oppe i efterfilteret efterhånden som filteret modnede. Kraftigt skyl (efter 3. gangtid) havde en negativ indflydelse på omsætningen af ammonium og nitrit og viste tydeligt bakteriernes behov for ro til omsætningen.

L4. Biomasse:
Det var forventet at der ville komme mere biomasse i efterfilteret målt som ATP efterhånden som filteret modnede. Dette blev bekræftet i demonstrationsforsøget. Det var yderligere forventet at der blev mindre biomasse i efterfilteret under filterskylning. Dette blev ikke bekræftet i demonstrationsforsøget.

L5. Driftspause:
Der blev udført forsøg med driftspause på det nye efterfilter. Resultaterne viste at ammoniumfjernelsen var effektiv efter driftsstop på både 7 og 15 dage.

L6. Undersøgelse af kontrolfilter til sammenligning:
Filter 3 på Lundeværket blev undersøgt til sammenligning med det nye efterfilter. Ammoniumfjernelsen blev undersøgt ved flow op til 3,1 m/t, dvs. væsentlig under det testede flow på det nye efterfilter. Resultaterne viste at ammonium kunne fjernes i slutningen af en gangtid, men et enkelt målepunkt ved 2,2 m/t i starten af en gangtid viste ammonium over grænseværdien.

Der blev udført driftsstop på Filter 3 i 14 dage. Ammoniumkoncentrationen var over grænseværdien indtil 3 timer efter opstart, hvorefter koncentrationen af ammonium faldt til under grænseværdien i resten af forsøget.

L7. Indkøringsforsøg på kolonner:
To kolonner med hhv. SmartSand og kontrolsand blev undersøgt til sammenligning af indkøringstid. I hele forsøgsperioden blev der kørt flow top/down. Resultaterne viste at kolonnen med SmartSand blev indkørt hurtigere (17 dage) end kontrolsandet (29 dage). Resultaterne viste at nitrit var en kritisk parameter under indkøringen. Nitrit var indkørt efter hhv. 23 og 36 dage for hhv. SmartSand og kontrolsand.

L8. Coliforme bakterier:
På dag 47 i indkøringen af det nye efterfilter blev der målt coliforme bakterier. Bakterierne stammede med stor sandsynlighed fra selve fremstillingen af SmartSand og viste vigtigheden af forholdsregler for god hygiejne under fremstilling af SmartSand.

Perspektivering:
Arbejdet med Smart Re-design projektet har været en øjenåbner til fremtidig dimensionering, indkøring og drift af vandværksfiltre. Demonstrationsforsøget har givet indsigt i opmærksomhedspunkter under indkøring af nye vandværksfiltre. Yderligere har det givet en forståelse for, hvordan eksisterende vandværksfiltre kan driftes anderledes med øget fleksibilitet samt kapacitet til følge.

1. Introduktion

Det primære formål med det afrapporterede arbejde var at videreudvikle og demonstrere nye vandbehandlingsløsninger under reelle driftsforhold. På basis af resultater fra de øvrige arbejdspakker i fyrtårnsprojektet "Re-design" blev fuldskala-demonstrationer på to eksisterende vandværker, Lundeværket og Østerbyværket, opført. På disse værker var det muligt at sammenligne de nyudviklede løsninger med eksisterende filterlinjer med traditionel vandbehandling med præcis samme vandtype. Desuden fungerede anlæggene som et kommercielt og teknologisk udstillingsvindue for de nyudviklede løsninger. Det producerede vand var, med undtagelse beskrevet i L8, af en sådan kvalitet, at det kunne sendes ud til forbrugerne. Fyrtårnsprojektets midler havde en afgørende tilskyndelsesvirkning for, at disse demonstrationer kunne opstilles hos forsyningerne.

1.1 Hovedleverancer

- Funktionsdygtige Retro-fit vandbehandlingslinjer i fuldskala på Lundeværket og på Østerbyværket baseret på re-design principperne.
- Dokumentation af re-design fordelene ved sidestilling af re-design kontra traditionelt design på samme vandværk med samme råvandskvalitet.

1.2 Design- og anlægsaktiviteter

Formålet med disse aktiviteter var at designe og bygge et nyt fyrtårnsanlæg ved Lundeværket på basis af resultater fra de øvrige arbejdspakker i projektet Re-design, herunder SmartTank fra arbejdspakke 4 og modelleringerne i arbejdspakke 5. Anlægget blev tilpasset pladsforholdene på Lundeværket og indgik i en retro-fit løsning, hvor et eksisterende filter blev sat sammen med et nyt efterfilter. Aktiviteterne omfattede:

1. Projektering og projektledelse, herunder PI diagram, el projektering og beskrivelse, maskinprojektering, programmering af PLC.
2. Indkøb af komponenter såsom filterbeholdere, mellempumpe, PLC, rør, ventiler, VLT'er, flowmålere, instrumentering, el og styretavle.
3. Udførsel, herunder op svejsning af rør, montage, fragt, kranhjælp, elinstallation og SRO-opsætning.

1.3 Indkørings- og driftsaktiviteter

Formålet med denne aktivitet var at indkøre den nye vandbehandlingslinje på Lundeværket og drifte den i en periode for at kunne sammenligne med en traditionel vandbehandlingslinje med samme vandtype.

1. Produktion af SmartSand fra arbejdspakke 3. Sandet blev anvendt i fyrtårnsanlægget for at fremme indkøringen.
2. Indkøring af fyrtårnsanlægget. Monitering af vandkvaliteten indtil vandet kunne indgå i produktion til forbrugerne.
3. Drift af fyrtårnsanlægget i en periode. Dokumentation af fysiske, kemiske og mikrobiologiske parametre af både fyrtårnsanlæggene og en sidestillet traditionel vandbehandlingslinje.

2. Beskrivelse af filterdesign

Dette afsnit giver en overordnet beskrivelse af filter-design. Der blev etableret et nyt efterfilter til fjernelse af ammonium og mangan ved inddragelse af SmartSand. SmartSand skulle sikre en hurtig indkøring af filteret, så man hurtigere kunne opnå god ammoniumfjernelse. Det nye efterfilter skulle være mere robust over for variationer i flowet pga. bakteriernes forbedrede forhold i filteret.

2.1 Erfaringer fra filterprojektets tidligere faser til design af fuldskalaanlæg

I forhold til design af filteret til ammoniumfjernelsen blev der i tidligere forsøg i projektet (se Rapport 5), indsamlet forskellige data og observationer, som kunne bruges i designet af et anlæg til fuldskalatest. Der blev opsat en række læringspunkter fra filterprojektets tidligere faser, som skulle demonstreres i denne fuldskalatest:

- Der blev lavet en række forsøg i nogle kolonner med fjernelse af ammonium. Her blev det erfaret, at ammonium kunne fjernes selv ved store flowændringer og højere koncentrationer. Dette krævede 1) at der ikke var jern til stede, 2) at bakterierne til nitrifikationsprocessen fik nok "mad" i form af ammonium samt 3) at kolonnerne ikke blev skyllet så tit.
- Der blev også foretaget forsøg med skiftevis at lede vandet med ammonium ind i toppen af kolonnen og i bunden. Derved kunne man opnå, at størstedelen af filteret var aktivt i hele dybden. Ved hjælp af en række prøvehaner kunne man måle fjernelsen af ammonium ned igennem filteret. I et forsøg med meget højt flow og højt indhold af ammonium kunne man måle, at den øverste del af filteret ikke kunne omdanne al ammonium. Men aktive bakterier i bunden var så med til at fjerne det sidste ammonium. Det påviste, at man kan holde hele sit filter aktivt ved skiftevis at lede vandet ind fra top og bund.
- Der blev også lavet forsøg med SmartSand. Ved at forbehandle sandet, så det indeholdt aktive bakterier til nitrifikationsprocessen, kunne man hurtigt indkøre et nyt filtermateriale og få gang i filtrene på vandværket. Det sparer en masse vand i opstartsfasen.

Hensigten med demonstrationsforsøget var dels at teste resultaterne i fuldskala, dels at vurdere langtidseffekterne. Dette krævede mulighed for at kunne måle og justere på forholdene ved at:

- Måle jernindholdet på tilgangen af efterfiltreret.
- Udtage prøver af ammoniumindholdet for hver 10. cm ned gennem filtermaterialet for at vurdere fjernelsen af ammonium i filteret.
- Etablere prøvehaner på tilgang og afgang fra filteret – både til udtagning af enkeltprøver og til online målinger.

3. Design af demoanlæg

3.1 Beskrivelse af opstillingen på Lundeværket

I projektbeskrivelsen står der, at demonstrationsanlægget er en retrofit-løsning (tilpasning af nyt udstyr til gammelt anlæg). Der blev igennem de første arbejdspakker i Re-design-projektet lavet en del undersøgelser på Filter 1 på Lundeværket. Derfor blev dette filter valgt til at indgå i fuldskalatesten. I demonstrationen fungerede det eksisterende filter som forfilter til jernfjernelsen, mens ammonium og mangan blev fjernet i det nye filter. Mellem de to filtre blev der etableret en mellempumpning.

3.1.1 Forfilter 1

Filter 1 blev brugt som et forfilter til jernfjernelse. En del af det gamle filtermateriale blev fjernet, til der var ca. 30 cm filtermateriale over bærelaget. Dette for at opnå høj jernfjernelse, mens mest muligt ammonium skulle fødes til efterfilteret (SmartFilter). Filter 1 havde et areal på 18 m^2 og bestod fra start af 90 cm kvarts 1,4-1,8 mm og 40 cm antracit 2,0-4,0 mm. Der blev i forundersøgelser vist, at de to materialer var blandet i toppen, mens det tilbageværende materiale stort set bestod af 100 % kvarts. Et vandflow på 40 m^3/t svarede til en filterhastighed på 2,2 m/t. Hvis ammonium blev fjernet i forfilteret, var det planlagt at fjerne mere filtermateriale.

3.1.2 Placering af det nye efterfilter på Lundeværket

Filteret blev placeret i kælderen ved filterfronten. Der var begrænsninger i indgangspartiet, hvor filteret skulle kantes ind, samt i kælderens loftshøjde (Bilag 1). Disse begrænsninger var med til at bestemme filterhøjde og diameter.

3.1.3 Diameter af nyt efterfilter

Grundet begrænsning i adgang til kælderen kunne efterfilteret maks. have en diameter på Ø1,5 m. Det gav et areal på 1,77 m^2. Et flow på 40 m^3/t gav en filterhastighed på 23 m/t. Det høje flow blev valgt, med henblik på at finde grænsen enten i forhold til vandkvalitet eller tryktab. Hvis grænsen blev opnået før de 23 m/t, i forhold til fjernelse af ammonium og mangan ville denne viden kunne bruges i fremtidens dimensionering af efterfilter.

3.1.4 Filtermedie, forfilter

Det blev valgt at filtermaterialet på efterfiltret skulle være den samme type, som der er i filter 1. Så kunne det genbruges når filter 1 skulle føres tilbage til normal efter fuldskalatesten. Det blev valgt at genbruge materialet for hurtigere at indkøre filter 1 igen efter demonstrationsforsøget. Filtermediet på forfiltret var kvarts i størrelsen 1,4-1,8 mm og mediet i det nye efterfilter var SmartSand i kvarts i størrelsen 1,2 til 2,0 mm (1006 kg). Nyt sand i det nye efterfilter var kvarts 1,2-2,0 mm (2500 kg). Blandingsforhold: 29% SmartSand. Grundet det meget høje flow ville det kunne give hydrauliske udfordringer at vælge en for lille kornstørrelse. Derfor var den valgte størrelse også passende. Materialet blev leveret af Dansk Kvarts Industri A/S som SmartSand i en lukket beholder, hvori det blev fremstillet. SmartSandet blev pumpet fra den lukkede beholder ind i efterfilteret så hygiejnen var sikret. Under indpumpning blev SmartSand blandet med nyt medie (ikke SmartSand) i samme kornstørrelse.

3.1.5 Bedhøjde

For at øge bedhøjden, blev højden i kælderskakten (3,43 cm frihøjde) udnyttet fuldt ud, filteret blev fremstillet med en lav beholderbund og med lave ben og der blev ikke anvendt noget bærelag. Den opnåede bedhøjde var 1,35 m (ingen bærelag) svarende til 2,4 m^3 sand.

3.1.6 Fribord

Da så godt som alt jernet skulle fjernes i forfilteret (filter 1) var der ikke behov for et kraftigt luft- og vandskyl på efterfiltret. Det gjorde, at fribord kunne mindskes på efterfilteret, da risikoen for at skylle filtermateriale ud var lille. Det blev planlagt kun at skylle med vand, men filteret blev udført, så der også kunne skylles med luft, men ikke samtidig. Det blev ikke regnet med at fluidisere kraftigt, så der blev ikke forventet at filtermedie ekspansionen vil blive større end 10%. Ved bedhøjde på 1,35 m var fribordet 20 cm.

3.1.7 Flow

På Lundeværket (før forsøget) begyndte man at se overskridelser på ammonium, når værket kom op på 120 m^3/t over de 3 filtre. Derfor kunne et flow på op til 40 m^3/t være optimalt i fuldskalatesten. Der ville man kunne måle, om der var forskel med det nye design kontra det gamle.

3.1.8 Styring af vandet til efterfilteret

I et tidligere forsøg i Re-design-projektet blev det set, at ammoniumoxiderende bakterier var mest effektive, hvis de fik "mad" i form af råvand med højt indhold af ammonium, så der var noget at arbejde med. Det blev også set, at filtret virkede bedst, hvis bakterierne var i hele filtrets dybde. Ved det nye re-design blev indløbsvand (vand fra afløb forfilter) til efterfiltret kørt skiftevis (hvert døgn) på filteret i toppen og fra bunden. Derved var der aktive bakterier i hele filteret. Flow af vandet til efterfilteret blev styret af en flowmåler placeret foran mellempumpen.

3.1.9 Skylleluft

Filteret blev lavet så det var muligt at skylle med luft under filterbunden. Dog uden mulighed for at skylle med vand og luft samtidig da der ikke blev monteret separat luftharpe.

3.1.10 Skyllevand

Filterskylningen foregik manuelt. Ved skylning på Lundeværket er der to skyllevandspumper tilgængelig. Ved brug af den ene og ved at drøvle en ventil før efterfilteret blev det ønskede flow tilpasset ved hjælp af værkets skyllevandsflowmåler. For at fluidisere kvarts i størrelse 1,2-2,0 mm (middelstørrelse på 1,6 mm), kræves nok en hastighed på ca. 77 m/t (formel fra Duris $V=40 \times 1,6^{1,38}$). Uden luftskyl, blev det anset som en god ide at have mulighed for at opnå fluidisering, ved skyl med vand. Den valgte pumpe havde en pumpeydelse på 360 m^3/t med en løftehøjde på 12 m. Med et filterareal på 1,77 m^2 fås en pumpeydelse på 136 m^3/t. For at sikre, at filtermedie ikke blev udskyllet, blev der lavet en visuel vurdering af skyllevandet. I fuldskalaforsøget foregik vandskyl med en pumpeydelse på 135 – 139 m^3/t (svarende til 76 – 79 m/t).

3.1.11 Andre designkriterier til filter-design

Den nye beholder blev forsynet med 16 prøvesteder på siden i to rækker (8 haner i hver række, se FIGUR 2) til udtagning af dybdeprofilprøver.



FIGUR 2. Efterfilter med prøvetagningsventiler og manometre påmonteret.

Hanerne blev placeret så det var muligt at udtage prøver med 10 cm mellemrum. Hvert prøvested bestod af en prøvehane til udtagning af vandprøver samt en 1" ventil (FIGUR 3) til udtagning af sandprøver ved hjælp af et spyd (FIGUR 4).



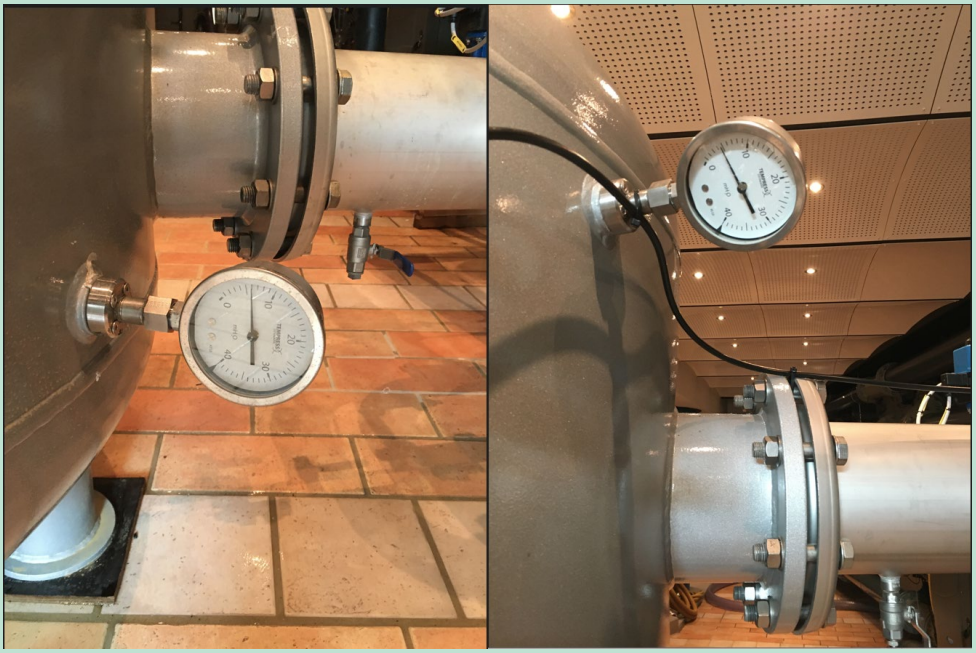
FIGUR 3. Prøvetagningshane med 1" ventil inden montering.



FIGUR 4. Prøvetagningsspyd til udtagning af sandprøver.

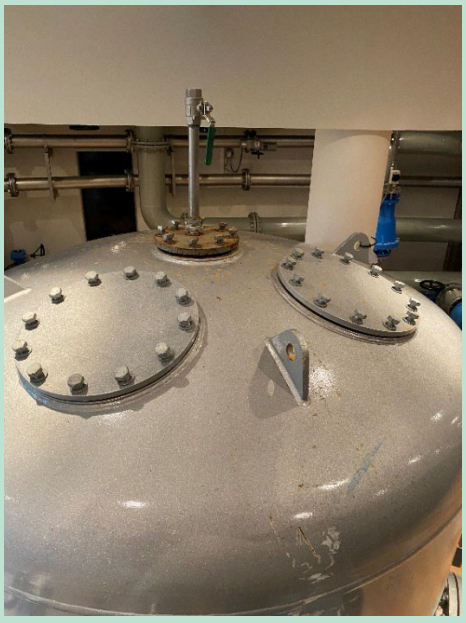
Der blev opstillet en 2-kanals samt en én-kanals on-line ammoniumsmåler (Amtax) til overvågning af vandets indhold af ammonium. En-kanalsmåleren blev tilkoblet den midterste dybdeprøvehane ved hjælp af et T-stykke.

Der blev sat en trykmåler til at måle tryktabet over filtermediet ved toppen og bunden af filtret (FIGUR 5).



FIGUR 5. Manometer bund (tv). Manometer top (th).

Der blev monteret 2 dæksler i toppen til inspektion samt evt. måleudstyr (FIGUR 6).



FIGUR 6. Dæksler i toppen af filter.

3.1.12 Rørføring fra Filter 1 til efterfilter samt forbindelsen til rentvandsbeholderen

I praksis blev T-stykket fra filter 1 til rentvandsbeholderen fjernet. Der blev opført et nyt PE-rør Ø110 PN10 (max vandhastighed 1,51 m/s) fra filter 1 til det nye efterfilter. Imellem blev der monteret en flowmåler, en mellempumpe (ca. 40 m^3/t, h=8 m) og en kontra ventil. I afsnit 3.2 PI diagram (FIGUR 7) er opstilling vist. Fra indløb af Råvand i forfilteret til drikkevand i rentvandsbeholderne.

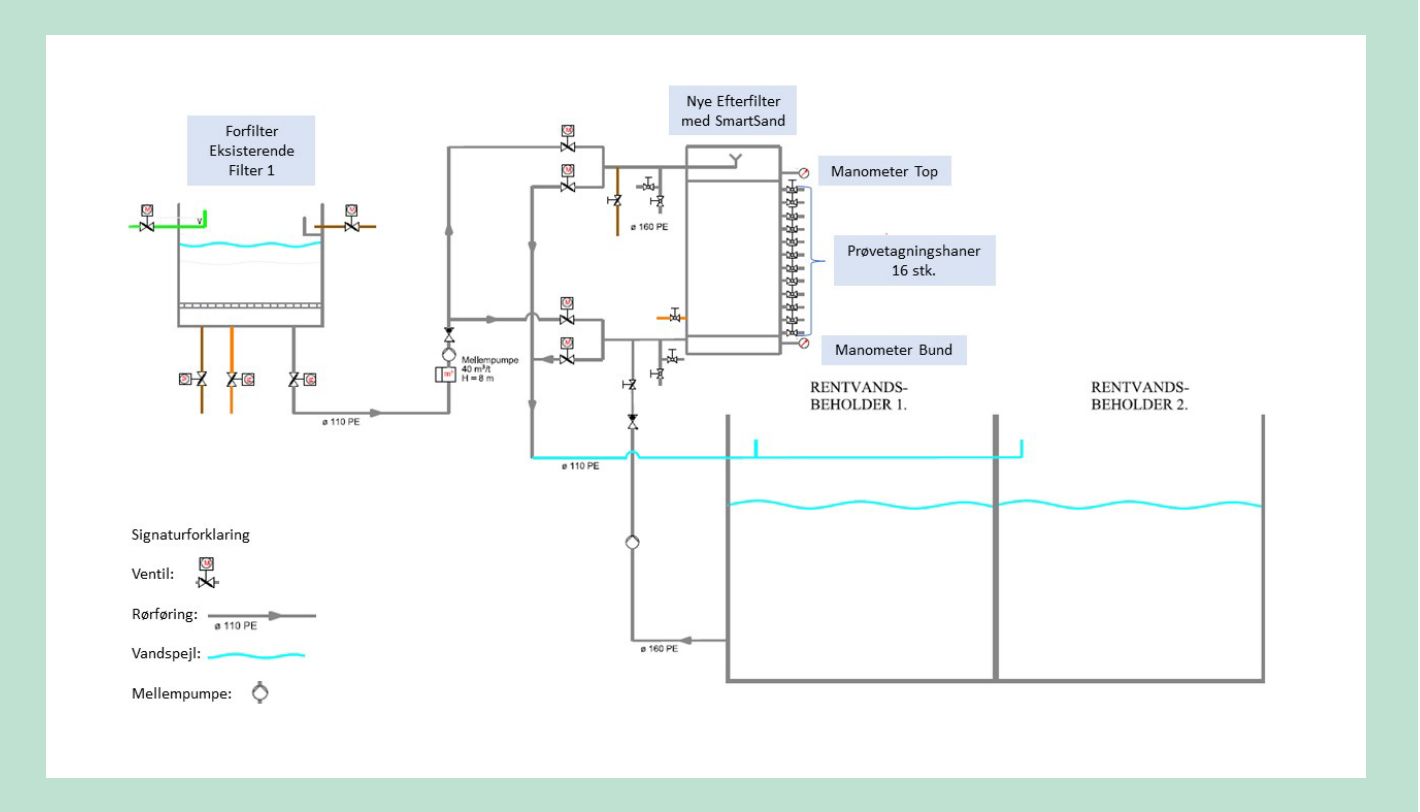
Fra efterfilteret blev vandet (efter indkøring) ledt til rentvandsbeholderen via et Ø110 mm PE rør.

3.1.13 Rørføring til skyllevand og returskyllevand

På filterfronten af filter 1 blev en 90 graders bøjning fjernet og erstattet af et T-stykke. På T-stykket blev der monteret en flange, hvori der blev monteret en ventil som kunne drøvles på ved det manuelle skyl af efterfilteret. Derfra blev der lavet en forbindelse til skyllevand til efterfilteret og returskyllevand fra filteret i PE Ø160 PN10 (Max vandhastighed 2,67 m/s). Skylningen blev udført manuelt, hvorfor ventiler med automatik blev fravalgt.

3.2 PI-diagram

PI diagrammet (Piping and Instrumentation diagram, FIGUR 7) blev lavet for at give et gennemskueligt og systematisk overblik over processen til den mekaniske montage og programmeringen af styringen til anlægget.



FIGUR 7. PI diagram.

3.3 Styringsbeskrivelse

3.3.1 Indvinding og udpumpning

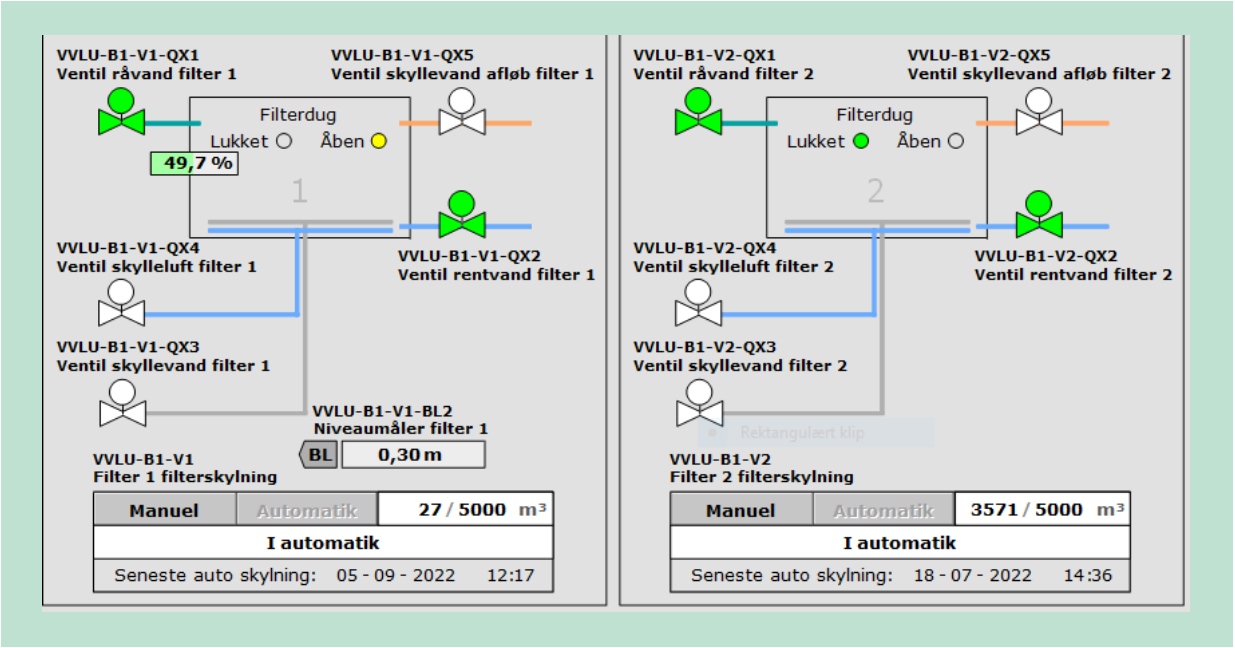
Boringerne skulle forsætte med at køre, som tidligere, hvor alle 4 boringer var i drift med samtidig regulering op og ned i flowet ved hjælp af frekvensomformere til den ønskede indvinding. Undervejs blev de to boringer med højest indhold af ammonium udvalgt til fortsat drift mens de to øvrige blev stoppet. Lundeværket producerede vand hele døgnet rundt, så værket blev planlagt til at være i drift under hele demonstrationsforsøget.
Lundeværket indgår i en Zone 1 styring, som er den største trykzone i Odense.
Her kunne værket indgå i styringen som et regulerende værk f.eks. med et flow fra 40-120 m^3/t, eller der kunne vælges et fast flow på f.eks. 80 m^3/t. Da Lundeværket er det mindste af Vandcenter Syds værker, valgte man den form, som gav bedst mening til de forskellige forsøg i projektperioden. De andre værker i Zone 1 styringen blev tilpasset forbruget. Man var ikke låst i udpumpningsdelen, men mere af kildepladsen.
De senere år er vandspejlet faldet i området grundet stor indvinding og derfor ønskede man ikke at indvinde for store mængder i en længere periode.

3.3.2 Styring af produktionen på de 3 filtre

Lundeværket har 3 åbne filtre, hvor alle ventiler er styret af et Aumagear, hvor man kan vælge ventilstillingen imellem åben og lukket og derved ændret flowet.
Det gav mulighed for at lave en regulering, hvor man kunne styre råvandsflowet til filter 1 ved hjælp af den flowmåler, der var monteret foran mellempumpen imellem filter 1 og efterfilteret. Resten af belastningen på værket ville de 2 andre filtre så tage. Hvis værket kørte ind med 100 m^3/t og produktionsønske fra filter 1 og efterfilteret var 40 m^3/t, ville resten af belastning på de 60 m^3/t lægges på de andre filtre.
Det blev styret, at hvis rest belastningen var under 40 m^3/t blev det taget fra ét filter (2,2 m/t), og over 40 m^3/t blev rest belastningen fordelt over 2 filtre. Hvis der kun var ét filter i drift ad gangen skulle de 2 filtre skiftes til at være i drift. Ved de forsøg, hvor der skulle sammenlignes forsøgsfilter kontra eksisterende filter, blev værket styret til at køre 80 m^3/t og forsøgsfilteret 40 m^3/t.

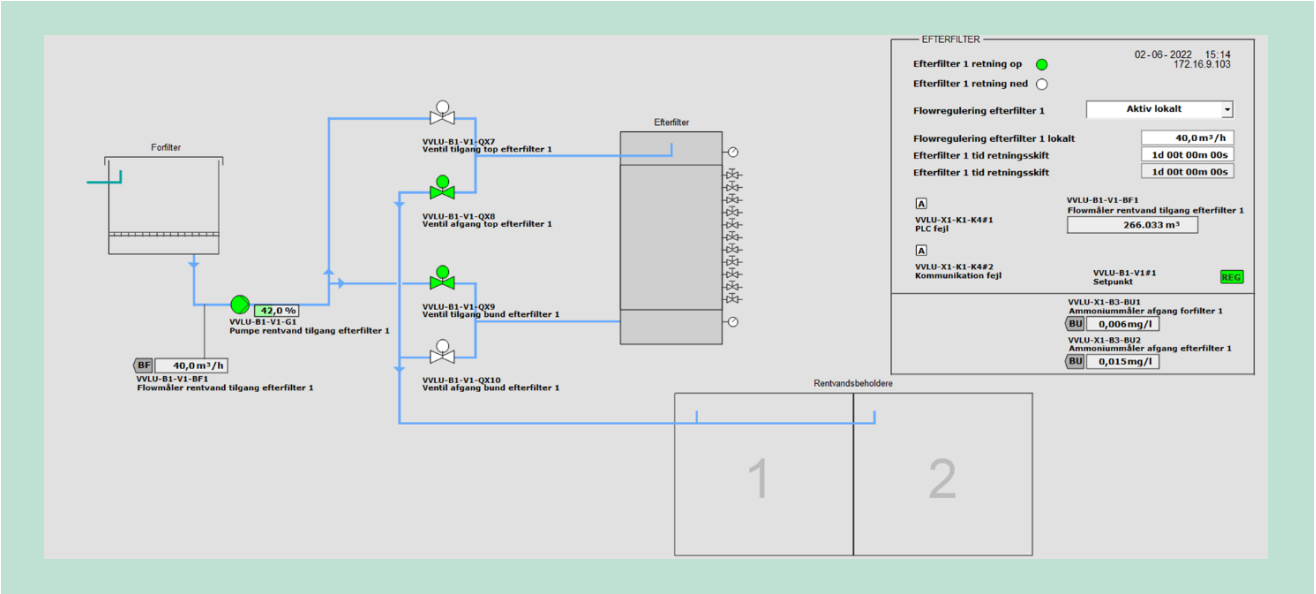
3.3.3 Styring af forsøgsfilteret i drift

Der blev lavet en flowregulering til styring af filter 1. Flowet i filter 1 blev styret af flowmåleren, som blev placeret efter filteret, se SCADA billedet på FIGUR 8. Der blev valgt et ønsket flow (FIGUR 8, øveste højre hjørne), hvor flow setpunkt blev indtastet. Dette signal blev brugt til at styre råvandsventilen til filter 1. På FIGUR 8, er ventil til råvand filter 1 vist med en åbningsgrad på 49,7%.



FIGUR 8. Udklip fra SCADA filter 1 og 2.

Flowet til efterfilteret var det samme som indløbet til filter 1, så der blev opnået et næsten konstant vandspejl i filter 1. Til det blev der brugt niveau radar monteret i filter 1. Den kan ses på FIGUR 8, hvor den viser 0,30 m (Niveaumåler filter 1). Signalet fra den blev brugt til at styre mellempumpen via en frekvensomformer ved hjælp af en niveauregulering. På SCADA billedet FIGUR 9 er pumpe rentvand til efterfilter 1 vist med en ydelse på 42,0%.



FIGUR 9. SCADA-billedet af forfilter og nyt efterfilter med SmartSand (efterfilter 1).

Efterfilteret kunne fødes fra skiftevis top og bund. Der blev lavet en funktion i SCADA, hvor der kunne vælges, hvor tit den skulle skifte. Setpunktet kunne indstilles i SCADA som kan ses på FIGUR 9. Ved skift af flowretning, blev mellempumpen stoppet midlertidig med en lille stigning i vandspejlet i filter 1, mens ventilernes position blev skiftet. Der var 2 stk. ventiler i top og 2 stk. i bund, hvor den ene var fra mellempumpen og den anden var afgang til rentvandsbeholderne.

3.3.4 Skylning af forsøgfilteret

Filter 1 skulle stadig have automatiske filterskylning men parameterne skulle justeres i forhold til, at filtergrushøjden blev reduceret. Hvert filter havde deres egen filterskylningsblok, så ændringer på filter 1 ikke ville slå igennem på de 2 andre filtre. Når den automatiske skylning startede op, blev afgangsventilen til efterfilteret lukket og mellempumpen stoppet. Efter skylning blev afgangsventilen reduceret åbnet som ved et normalt filterskyl.

Skyl af forfilter: Trin 1) 5 min luft ved 60 m/t, Trin 2) 20 min vand ved Q=260 m3/t (14 m/t), frekvens på 5-7 dage afhængig af flowet.

Efterfiltret kunne skylles manuelt ved at stoppe filter 1 ned og lukke de 4 stk.ventiler, (2 stk. tilgangsventiler og 2 stk. afgangsventiler) til efterfilteret. Ventilen til retur skyllevand skulle åbnes manuelt helt op og skyllepumpen startes op reduceret og justeres op til det ønskede flow ved hjælp af den manuelle ventil, som var monteret efter skylleledningen på værkets filterfront.

Skyl af efterfilter: 10 – 11 min vand ved Q=135 – 139 m^3/t (76 – 79 m/t). Ingen fast frekvens.

Ved første filterskylning, blev skyllevandsventilen justeret manuelt indtil skyllevandsflowmåleren viste ca. 138 m^3/t. Der blev udtaget skyllevandsprøver, hvor turbiditeten blev visuelt vurderet. Samtidig blev der observeret, om der blev skyllet kvarts med ud i skyllevandsprøverne. Planen var at se på turbiditeten af vandet og stoppe tiden, når vandet ikke blev klarere. Der var dog udfordringer med dette. Se L8. Coliforme bakterier.

3.4 Hvem stod for hvad

Entreprisegrænserne var som følger:

Vand og Teknik:
- Filterbeholder
- Rørføring omkring filter med tilhørende ventiler

Dansk Kvarts Industri A/S:
- Filtermateriale SmartSand (kvarts 1,2-2,0 mm)

VandCenter Syd:
- Fjerne noget af filtermaterialet i filter 1
- Ilægning af filtermaterialer (VCS og DKI)
- Sensorer (indkøb og installation)
- Rørføring (ekskl. Rørføring til selve filteret)
- Pumper og frekvensomformere
- Flowmåler DIN50
- Automation
- Prøveudtagning (VCS/VIA)

4. Opstart af demo-anlægget

Demonstrationsanlægget ved Lundeværket blev opstartet i efteråret 2021. Nedenfor beskrives forløbet af aktiviteterne, der blev udført i forbindelse med opstart af anlægget. I forbindelse med indkørings- og driftsperioderne blev der også udført en række forsøg for at dokumentere demonstrationen. Disse forsøg er beskrevet i kapitel 5.

Rørarbejde, styring, m.m.: Dette arbejde blev udført i 2021.

Modtagelse af det nye efterfilter: Vand og Teknik afleverede det nye efterfilter til Lundeværket d. 07/12-2020.

Filtermedie blev suget af det eksisterende forfilter af to omgange:
- d. 26/8-2021 (ca. 70 cm blev fjernet)
- d. 3/9-2021 (yderligere ca. 30. cm blev fjernet)

Efterfilter og det nye rørsystem blev skyllet igennem for at sikre, at der ikke er bakterier i filteret, inden det blev fyldt. Der blev udtaget bakteriologiske prøver, og der blev skyllet til der var rene prøver.

Der blev påfyldt filtermedie (uden bærelag) på det nye efterfilter ved hjælp af en ejektorpumpe. Filtermediet bestod af en blanding af SmartSand (29 %) og nyt sand, se afsnit 3.1. Filtret blev ikke skyllet i forbindelse med ilægning for ikke at skade SmartSandet.

Herefter blev det nye efterfilter sat i drift. Vandet blev udledt til vandløb.

Der blev udtaget bakteriologiske prøver, samt prøver til jern, mangan og ammonium. Da kvaliteten var tilfredsstillende, blev udledningen til vandløbet stoppet, og vandet blev ledt til rentvandsbeholder.

5. Undersøgelser

Der blev udført 8 undersøgelser i forbindelse med fuldskalademonstrationen på Lundeværket. En oversigt over forsøgene ses i TABEL 1. Procedure ved prøvetagning, prøveopbevaring og analyser i forbindelse med undersøgelserne blev udført som følger:

1) Udtagning af vandprøver fra haner: Haner blev åbnet (½ sekund) og lukket (½ sekund) 5 gange. Hanen blev åbnet til en langsomt prøvetagningsflow (ca. 100 ml /10 s) i 30 s. Herefter blev prøven udtaget uden at ændre yderligere på flowet. Formålet med denne fremgangsmåde var både at løsrive evt. okker og biofilm i hanen før prøvetagning samt ikke at forstyrre flowlinjer i filtret og dermed opnå en niveau-bestemt prøve. Vandprøver blev opbevaret på køl.
2) Desinfektion af prøvehaner før vandprøvetagning: Ingen.
3) Rækkefølgen ved udtagning dybdeprofil vandprøver: Rækkefølgen startede ved afløb og arbejde i modstrømsretning med slut ved indløb. Da flowretningen skiftede dagligt, kunne man ved et sæt prøver udtage fra bunden mod toppen, mens et andet sæt blev udtaget fra toppen mod bunden. Formålet med dette var at starte med den reneste prøve (for at undgå krydskontaminering af næste prøve) samt at undgå, at kolonnens flowmønster blev forstyrret opstrøms prøvetagningsstedet.
4) Ved filtermedieprøvetagning af det nye efterfilter med spyd blev filtret drænet ved at åbne efterfiltrets bundventil ca. 2 timer før prøvetagning. Der blev anvendt et spyd, som var ca. 75 cm langt (kunne nå til ca. midten i filtret). Før prøvetagning blev følgende rengøringsprocedure udført – 1) sterile handsker blev taget på 2) spyddet blev skyllet med rentvand for at fjerne mediekorn, 3) spyddet blev skyllet med ethanol fra sprøjteflaske for at desinficere, 4) spyddet blev skyllet med rentvand for at fjerne ethanol og 5) spyddet blev aftørret med papir.
5) Filtermedieprøver blev placeret i en plastpose (2 stik for hvert prøvested) og homogeniseret ved at blande meget forsigtigt i posen for at undgå, at biofilmen blev skrabet af kornene. Prøverne til ATP blev analyseret samme dag som dobbeltprøver, og den resterende del af prøven blev frosset samme dag.
6) Analysepakken M0 til vandprøver: Bestod af parametrene *E. coli*, coliforme og kim 22 °C. Prøver blev udtaget i sterile flasker.
7) Analyser af vandprøver, hvor der blev målt nitrit, blev udført indenfor 24, hvorfor prøverne blev afsendt til laboratoriet samme dag som de blev udtaget. Efter prøvetagning blev prøverne straks sat på køl.

En række grundlæggende data er vigtige for forståelse af forsøgene. Disse oplysninger ses nedenfor:

Eksisterende forfilter efter fjernelse af toplag
Filtertype: gravitation
Længde: 5, 4 m
Bredde: 3,3 m
Areal: 17,82 m^2
Maks flow: 50 m^3/t
Maks filterhastighed: 2,8 m/t
Medietype: kvarts (anthracit suget væk)
Kornstørrelse: 1,4-1,8 mm
Bærelag: ja, ca. 40 cm
Filterbund: spaltebund

Nyt efterfilter
Filtertype: tryk
Diameter: 1,5 m
Areal: 1,77 m^2
Maks flow, der blev testet: 50 m^3/t
Maks filterhastighed: 28,3 m/t
Medietype: kvarts (29 % SmartSand)
Kornstørrelse: 1,2-2,0 mm
Bærelag: nej
Filterbund: Slidset rustfri bund over hulplade

TABEL 1. Overblik over fuldskalademonstrationsforsøg ved Lundeværket.

Forsøg	Navn	For-filter	Efter-filter	Andet Filter	Prøvested	Parametre	Forhold	Tidspunkt
L1	Forfilter	X			Indløb Udløb	Fe, Mn, NH_4, kim, opstuvning	3 forskellige flows	1. Gangtid 4. Gangtid
L2	Indkøring		X		Vandprofil	Fe, Mn, NH_4, nitrit, kim	Top mod bund eller Bund mod top	Indtil ammonium og nitrit var indkørt
L3a	Filterkapacitet, Flow		X		Vandprofil	NH_4, NO_2, Mn, tryk	2 forskellige flows	4. og 5. Gangtid
L3b	Filterkapacitet, Ammonium dosering		X		Vandprofil	NH_4	3 forskellige doseringer	Ikke udført
L4	Biomasse		X		Sandprøver Top, midt og bund	ATP	Før og efter filterskyl	Før og efter filterskylning af efterfilteret.
L5	Driftspause		X	X	Indløb Udløb	NH_4	7 og 15 dages driftspause	4. Gangtid
L6	Kontrolfilter			X	Indløb Udløb	NH_4	Som L3a Som L5 efter 14 dages driftsstop	Uafhængig af SmartFilter
L7	Testkolonne			X	Indløb Udløb	NH_4, NO_2	Almindelig drift	Start Projekt
L8	Coliforme bakterier	X	X		Boringer Filtre Rentvandsbeholder	Coliforme bakterier	Almindelig drift samt ved skyl af efterfilter	Fra dag 47 i projektet og frem til start af 3. gangtid.

5.1 L1. Funktion af forfilter efter fjernelse af filtermateriale

Baggrund

Før det nye efterfilter blev koblet til den ene af de tre behandlingslinjer på Lundeværket, blev det øverste lag af det eksisterende filter 1 suget af i to omgange. Ideen var, at råvandet skulle have så kort opholdstid på forfilteret, at der kun blev fjernet jern, mens ammonium først ville blive fjernet på det nye efterfilter. Efter første afsugning, blev for meget ammonium fortsat fjernet på forfilteret, og ammonium var således under grænseværdien i udløbet fra forfilteret. Derfor blev følgende iværksat og forsøget startet op igen:

- Dræning af forfilter og afsugning af yderligere 30 cm filtermateriale.
- Kraftigt skyl af forfilter (1800 sek. Luft, 1000 sek. Vand).
- Ændring til udelukkende at køre med boringerne Lu 253 og Lu 256, hvor ammonium indhold var højest (hhv. 0,40 mg/l og 0,42 mg/l).
- Modtryk var for højt til at få flow over 20 m^3/t (brandslange med lille diameter og lang afstand til Lunde Bæk). Derfor blev afløbsslanger skiftet til større diameter.

Resultaterne fra denne undersøgelse var ikke forskningsmæssigt nyskabende, men undersøgelsen var nødvendig for de senere forsøg på det nye efterfilter for at sikre, at der var ammonium ved indløbet til efterfiltret. Det bemærkes, at det fjernede filtermedie var modent, så der var ikke behov for indkøring af jernfjernelse efter mediefjernelsen i filter 1.

Formål

At fastlægge fjernelse af jern, mangan og ammonium på det eksisterende Filter 1 efter der blev suget filtermedie af, og dermed fastlægge indløbskoncentrationer til det nye efterfilter.

Forsøg

Efter der blev suget filtermedie af, blev der udført et returskyl. Herefter begyndte normal drift (med normal tilførsel af iltet råvand og udledning fra forfilteret til efterfilteret). Forfilterets returskyllefrekvens og -procedure blev manuelt tilpasset og herefter automatiseret efter fjernelse af filtermateriale.

Forhold

- Indløbsvand: iltet råvand.
- Udløb til efterfilter fra opstart af forsøg.
- Den normale drift på Filter 1 var 20 m^3/t de første to dage hvorefter flow blev sat op til 40 m^3/t for at sikre højt ammoniumindhold til efterfilteret.
- Prøveudtagning ved forskellige flows; 20 m^3/t, 30 m^3/t og 40 m^3/t.
- Returskyl, hver 5.000 m^3. Ændret til godt 7.000 m^3 undervejs for at tilpasse skyl til prøveudtagning.

Prøver

Et sæt vandprøver bestod af indløb til forfiltret (iltet råvand) samt udløb fra forfiltret. Efter hver ændring i flow, blev der afventet mindst 1 time før prøvetagning fandt sted. Der blev udtaget 7 sæt prøver set af TABEL 2.

TABEL 2. Tidspunkt for vandprøvetagning.

Prøvesæt	Gangtid	Flow [m^3/t]
1	Start 1.	20
2	Start 1.	30
3	Start 1.	40
4	Midt 1.	40
5	Slut 1.	40
6	Start 4.	40
7	Slut 4.	40

Analyseparametre

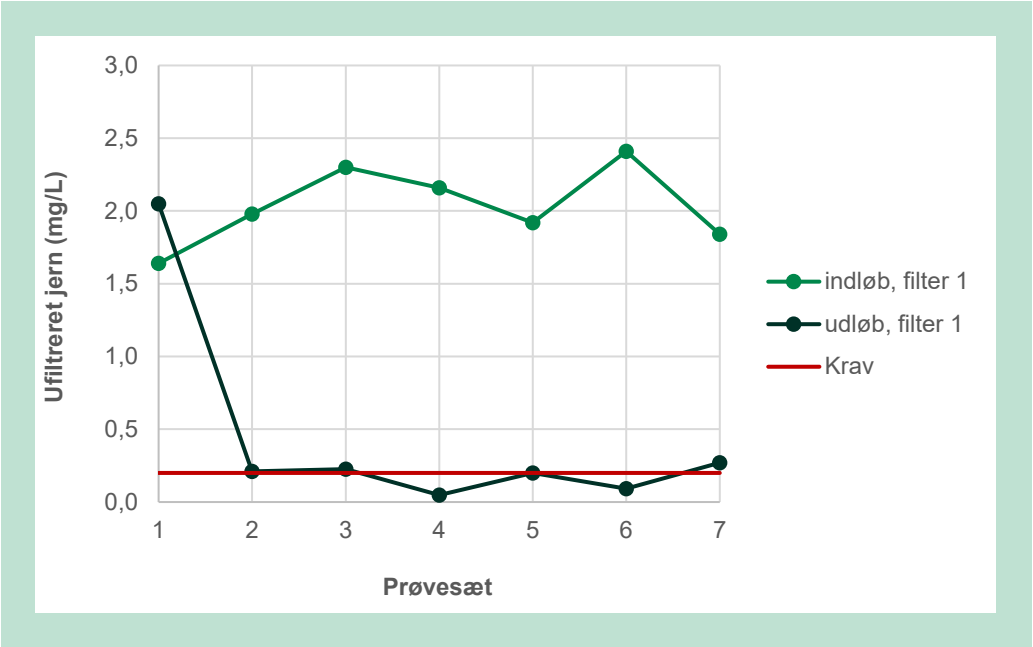
- Total og filtreret jern (AgroLab)
- Total og filtreret mangan (AgroLab)
- Totalammonium (AgroLab)
- Analysepakken M0 (kimtal 22, *E. coli* og coliforme bakterier) (AgroLab, kun målt ved prøvesæt 1 og 5.
- Logging af opstuvning (niveaumåling af vandspejlet, opsamlet på SCADA)

Anlægskrav

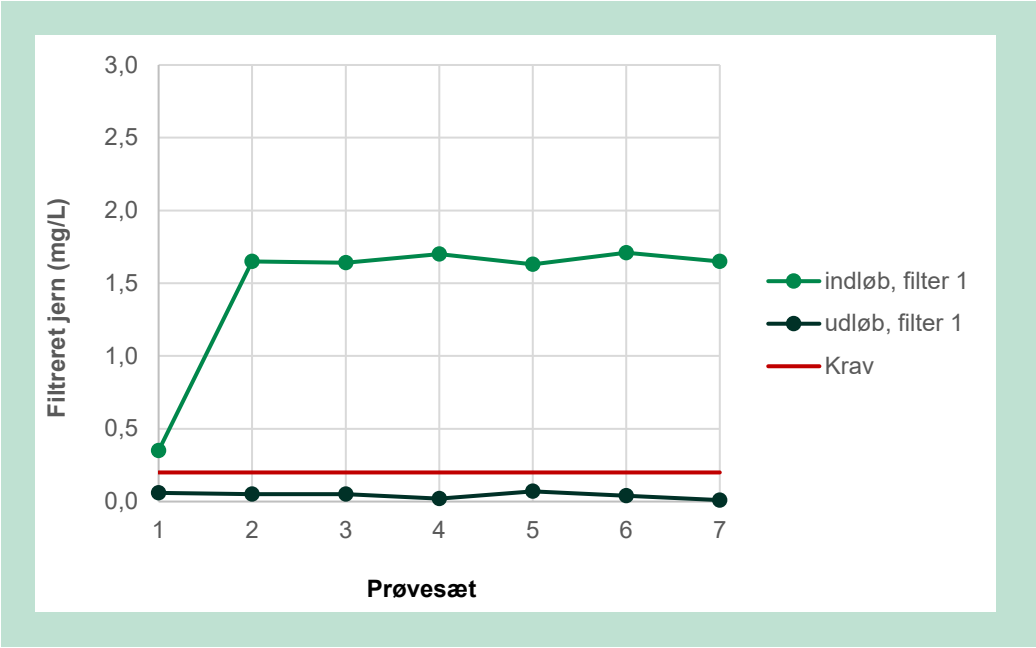
Niveaumåling på forfilter, vandhane ved afgang forfilter, råvandsprøver ved vandhane afgang iltning, flowmåler ved udløb forfilter.

Resultater

Nedenfor ses grafer for hhv. jern, mangan, ammonium og kimtal 22. For jern og mangan vises resultater både for opløste (FIGUR 11) og totalkoncentrationer (FIGUR 10).

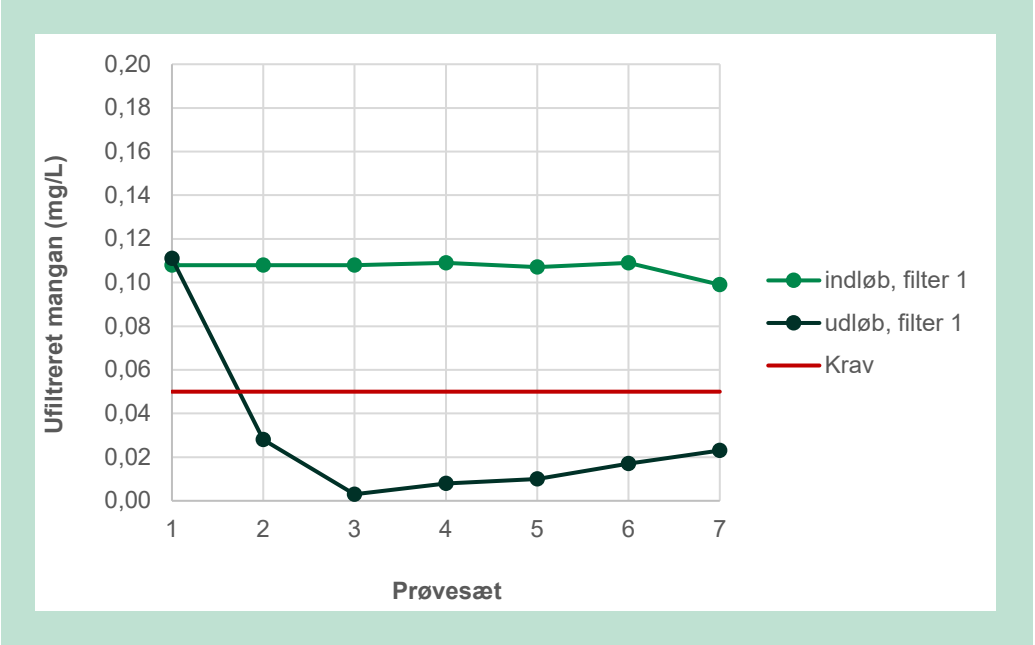


FIGUR 10. L1: Funktion af forfilter – Ufiltreret jern (total jern).

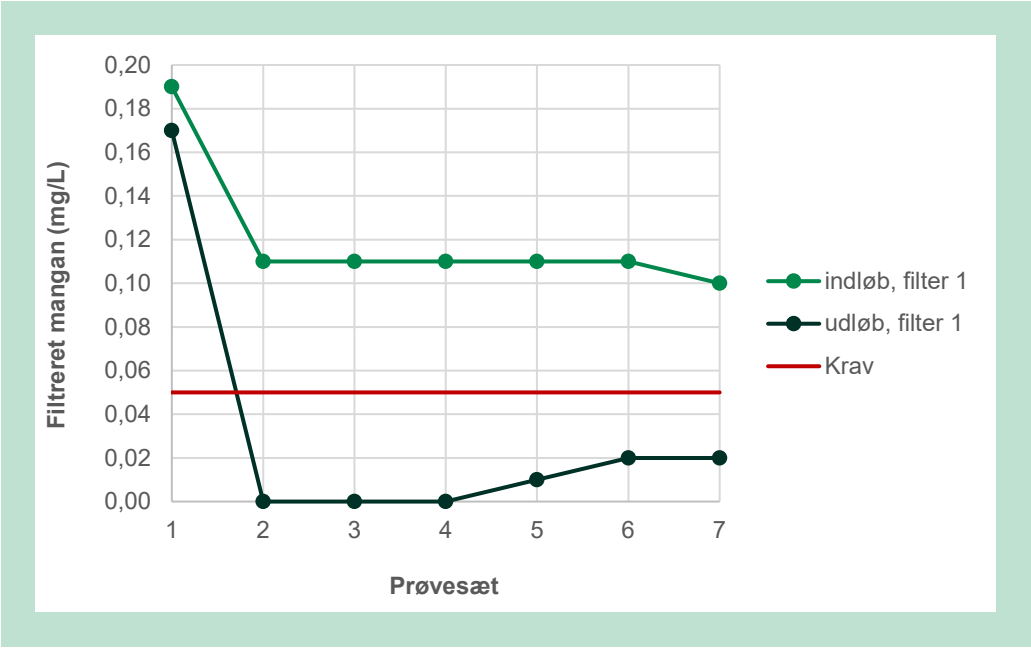


FIGUR 11. L1: Funktion af forfilter – Filtreret jern (opløst jern).

Generelt var forfilteret som ønsket i stand til at fjerne ca. 2 mg/l jern i råvandet til kvalitetskravet på 0,2 mg/l. Indløb af jern i forfilteret var overvejende jern(II) (opløst jern). Udløb af jern fra forfilteret var primært partikulært (jern(III)).
Det ses at ulfiltreret jern var marginalt over grænseværdien i prøvesæt 2, 3 og 7. Prøvesæt 2 og 3 var begge fra 1. gangtid ved flow på hhv. 30 og 40 m^3/t. Prøvesæt 7 var fra slutningen af 4. gangtid ved 40 m^3/t. Prøvesæt 1 er fra opstart af 1. gangtid umiddelbart efter afsugning og adskiller sig markant fra de øvrige prøvesæt.

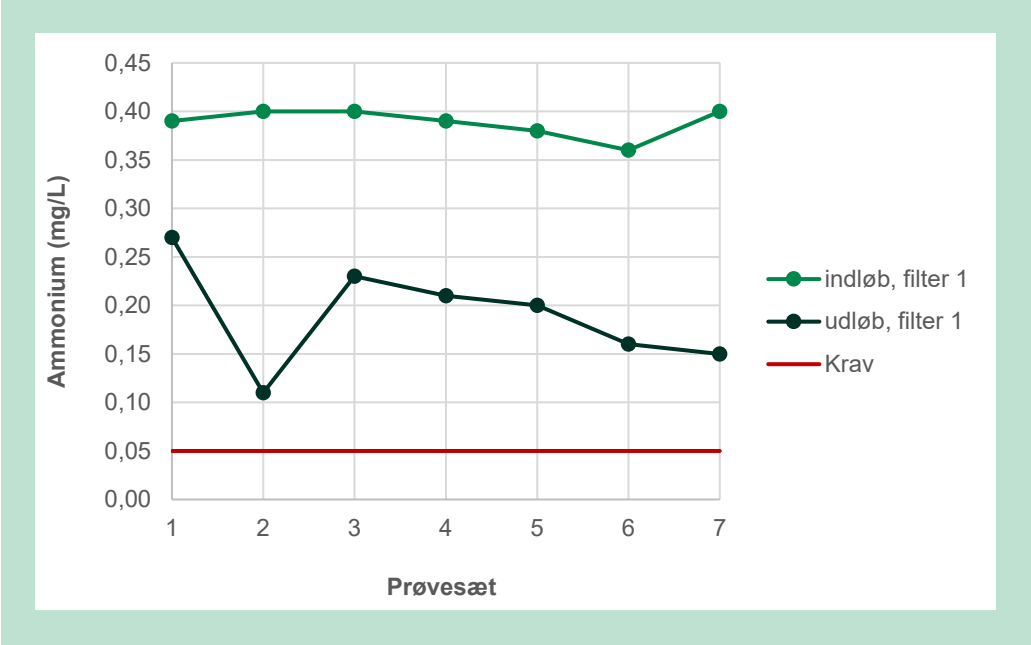


FIGUR 12. L1: Funktion af forfilter – Ufiltreret (total) mangan.



FIGUR 13. L1: Funktion af forfilter – Filtreret (opløst) mangan.

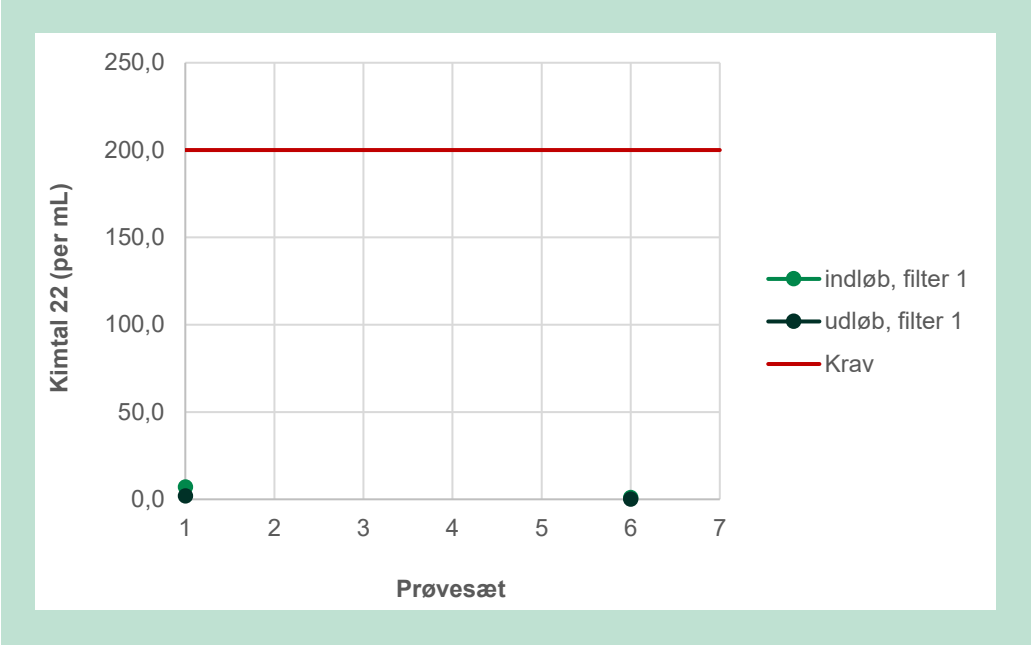
Indløb af mangan i forfilteret var primært opløst mangan idet resultaterne for total mangan og filtreret mangan var ens (FIGUR 12 og FIGUR 13). I udløb for prøvesæt 2, 3 og 4, var mangan primært på partikulær form (ingen opløst jern tilgængelig). Prøvesæt 2 og 3 var begge fra 1. gangtid ved flow på hhv. 30 og 40 m^3/t.
For prøvesæt 5, 6 og 7 var mangan i udløbet primært i opløst form (total mangan og opløst jern ens). Prøvesæt 5, 6 og 7 blev alle taget med et flow på 40 m^3/t.
Igen adskilte prøvesæt 1 umiddelbart efter afsugning af filtermateriale sig væsentlig fra de øvrige prøvesæt.



FIGUR 14. L1: Funktion af forfilter – Ammonium.

Ønsket med forfilteret var at fjerne så lidt ammonium som muligt.
I Starten af 1. gangtid blev flow 20, 30 og 40 m^3/t testet (FIGUR 14, prøvesæt 1, 2 og 3). Resultatet fra 1. prøvesæt diskuteres senere. Ved flow på 30 m^3/t (prøvesæt 2) blev der fjernet

væsentligt mere ammonium end ved flow på 40 m^3/t (prøvesæt 3). Herefter blev det høje flow på 40 m^3/t bibeholdt som minimum flow for at få så meget ammonium som muligt over på efterfilteret.
Ca. halvdelen af ammonium blev fjernet i forfilteret med et flow på 40 m^3/t, således at det ammonium indhold som efterfilteret modtog, var ca. 0,15 mg/l svarede til 3 gange grænseværdien for ammonium.
Prøvesæt 3-7 blev alle udtaget med et flow på 40 m^3/h. Der blev set en modning af forfilteret fra 1. gangtid (prøvesæt 3) til starten af 4. gangtid (prøvesæt 7), hvor mere og mere ammonium blev fjernet i forfilteret.



FIGUR 15. L1: Funktion af forfilter – Kimtal.

Under indkøring af forfilteret blev der målt kim 22 i starten af 1. gangtid (FIGUR 15, prøvesæt 1) samt slutningen af 4. gangtid (FIGUR 15, prøvesæt 6). Der blev højest målt 7 CFU/ml kim 22 i prøverne.

Diskussion
Prøvesæt 1: Sættet blev taget umiddelbart efter afsugning af ekstra filtermateriale samt kraftigt skyl. I normal drift på et vandværk ses der højere turbiditet efter et skyl som følge af de rester der er tilbage i filteret. De meget høje værdier af partikulært jern samt opløst mangan i dette forsøg tilskrives dette. I daglig drift ville man løse det med reduceret opstart eller ved at lede vandet retur til toppen af filteret umiddelbart efter filterskylning.

Jern: Som det ses af graferne, blev jern fjernet til under eller tangerende grænseværdien i alle prøvesæt med undtagelse af prøvesæt 7, hvor ufiltreret jern viser 0,27 mg/l. Prøvesættet 7 var fra slutningen af 4. gangtid. Gangtiden var sat op fra de normale 5.000 m^3 til godt 7.000 m^3 med manuel igangsættelse af hensyn til prøveudtagning. Det kunne forklare de høje værdier af jern(III) ved afgang fra efterfilteret idet forfilteret har været mættet med jern(III) og burde være skyllet før. Efterfølgende gangtider for forfilteret var 5.000 m^3.

Mangan: Som det ses af graferne, blev mangan fjernet i forfilteret i alle prøvesæt med undtagelse af prøvesæt 1, hvor årsagen som tidligere nævnt vurderes at være manglende ”sætning” af filtreret efter skyl. En observation af at mangan blev fjernet til under grænseværdien i højere lag af filteret i forhold til ammonium, blev ligeledes dokumenteret i den overvejende del af 10 undersøgte fuldskala filtre i studie af Søborg et al, *In prep*.

Ammonium: Efter første filter afsugning blev ammonium i forfilteret fjernet til under grænseværdien (resultater ikke vist). Derfor blev der fjernet yderligere filtermedie. Se afsnit 4, Opstart af demo-anlægget.
Graferne viser, at forfiltret efter anden afsugning fortsat fjernede for meget ammonium (defineret som > 20%). Det blev dog vurderet at den opnåede koncentration af ammonium var nok til at fortsætte demonstrationsforsøget uden yderligere tilsætning af ammonium.
Det var overraskende hvor meget ammonium, der blev fjernet i forfilteret på trods af, at der næsten ikke var noget filtermateriale tilbage. Resultatet fra 1. prøvesæt udtaget umiddelbart efter afsugning viste meget fint resultatet af den voldsomme behandling (afsugning samt kraftig skylning), som filteret var udsat for med høje jern, mangan og ammonium værdier. Men allerede i løbet af få timer (prøvesæt 2, 30 m^3/t) fjernede filteret både jern og ammonium. Yderligere blev der set en modning af forfilteret i forhold til ammoniumfjernelse fra 1. til 4. gangtid.
I tidligere forsøg som blev indsamlet og samlet i rapport 1, blev det vist, at ammonium blev fjernet i hele dybden med undtagelse af de første 20 cm hvor jern blev fjernet. Dermed var det forventet at der var aktivitet i form at nitrificerende bakterier i bunden af forfilteret. Det blev dog ikke belyst yderligere i demonstrationsforsøg, idet der ikke blev set på niveauer af jern og ammoniumfjernelsen i dybder efter afsugning af materiale. Det kunne dog tyde på, at fjernelsen af ammonium var rykket ned til selve bærelaget idet der kun var 30 cm filtermedie tilbage efter afsugning.

Kimtal: Der var ikke tegn på problemer med kimtal under indkøring af forfilteret. Se yderligere L8 der beskriver en infektion med coliforme bakterier i for- og efterfilter efter 47 dages kørsel.

Læringer til videre forsøg:
Forfilteret fjernede for meget ammonium ved flow under 40 m^3/t.

Konklusion:
Samlet set viste resultaterne af L1, at forfilteret leverede vand med partikulært jern omkring eller under grænseværdien, ammonium omkring 0,15 mg/l og ingen mangan. Det var positivt, at al mangan blev fjernet i forfilteret, men dermed kunne efterfilterets evne til at fjerne mangan ikke undersøges i demonstrationsforsøget.

5.2 L2. Indkøring af nyt efterfilter

Baggrund
Det eksisterende Filter 1 blev tilpasset til demonstrationslinjen ved at afgrave filtermedie, således at den tilbageværende kvarts kun var i stand til at fjerne jern, men ikke ammonium. Lidt overraskende fjernede forfilteret også mangan (Se L1). Herefter blev forfilteret koblet til det nye efterfilter.

Formål
At fastlægge længden af opstartsperioden for ammonium, nitrit, mangan og kimtal, når der bruges SmartSand.

Forsøg
Under indkøring blev det nye efterfilteres flowretning skiftet daglig (top mod bund og bund mod top). Indkøring blev fulgt over en periode på flere uger. Der blev udtaget vandprøver på forskellige vis, se nedenfor.
Forhold

- Indløbsvand var udløb fra det eksisterende forfilter
- Indløb til det nye filter blev skiftet daglig mellem top og bund af filtret
- Udløb blev sendt til vandløb indtil kvaliteten var acceptabelt, derefter til rentvandsbeholderne
- Flow var 20 m^3/t de første to dage, herefter 40 m^3/t, undtagen når der blev lavet forsøg med varierende flow

- Det nye efterfilter blev ikke returskyllet i indkøringsperioden

Anlægskrav

- Prøvetagningshaner i efterfilteret for hver 10 cm's dybde
- Prøvehane ved indløb og udløb til filtret
- 2 x Amtax-målere (3 kanaler i alt) (Resultater ikke anvendt pga. nedbrud i udstyr)
- Tilkoblinger til vandløb og rentvandsbeholderne
- Flowmåler

Prøver

- Manuelle fra indløb og udløb af efterfilteret: jern, mangan og kimtal
- Manuelle dybdeprofiler fra efterfiltrets prøvehaner placeret i forskellige dybder: ammonium og nitrit
- Automatiske fra indløb, midt og udløb af efterfilteret: ammonium (resultater ikke anvendt pga. nedbrud af udstyr).

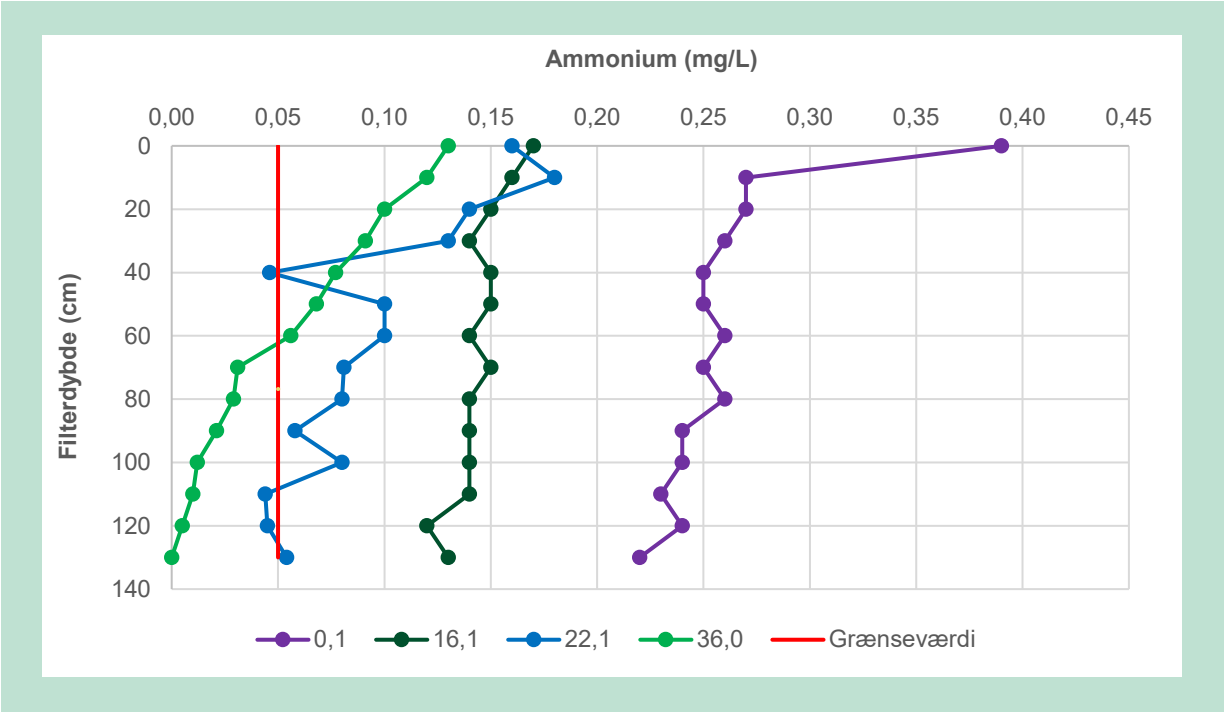
De 15 manuelle prøvesæt blev udtaget på dag 1 (opstartsdagen), dag 2, dag 7, dag 8, dag 16, dag 22, dag 29, dag 36 og dag 46. Alle prøvetagninger var med top mod bund flowretning undtaget dag 7 og 8 der var bund mod top.
Prøveudtagninger på opstartsdagen blev navngivet som hhv. 0,1 og 0,3 svarende til tidspunktet på dag 1. Tilsvarende blev datasæt 7.0 udtaget på dag 8 i forsøget.

Analyseparametre

- Ammonium og nitrit (dybdeprofil måles af VCS og top/bund, AgroLab)
- Totalmangan (kun indløb/udløb, AgroLab)
- Totaljern (kun indløb/udløb, AgroLab)
- Analysepakken M0 (kimtal 22, *E. coli* og coliforme bakterier) (kun indløb/udløb, AgroLab)

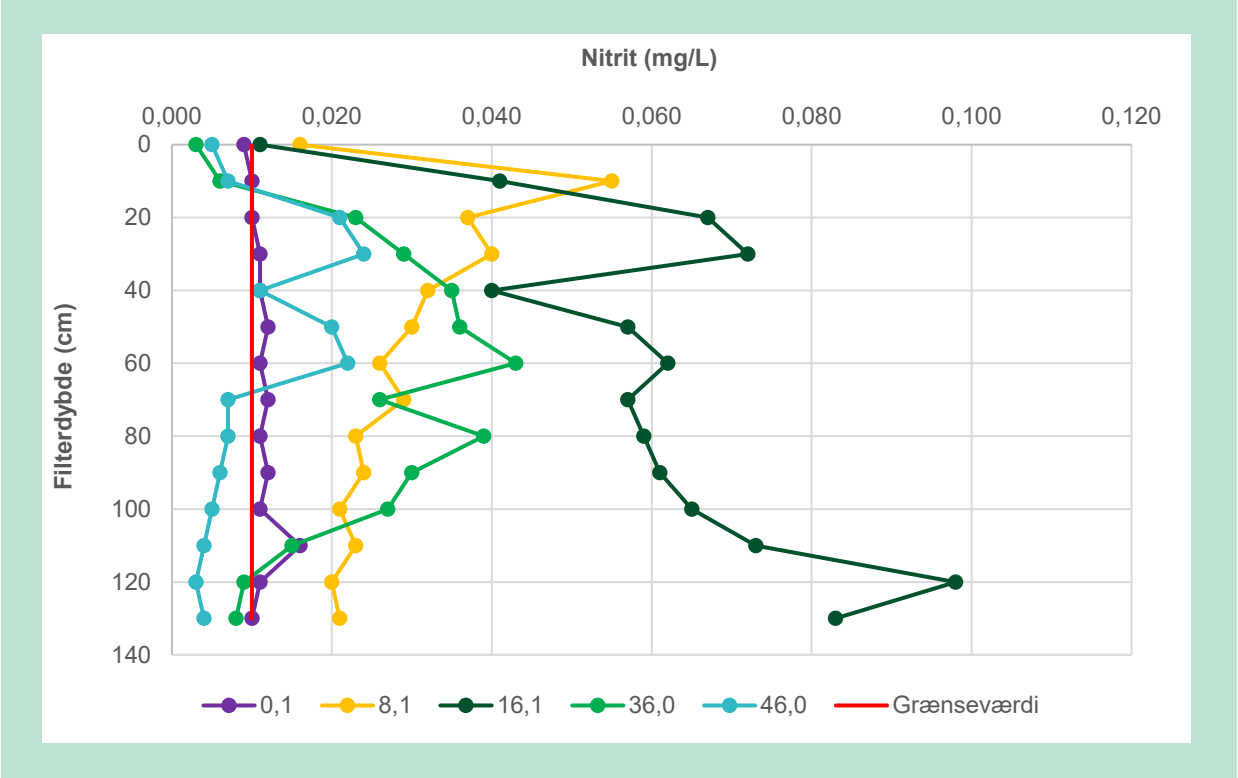
Resultater
Alle datasæt med undtagelse af datasæt 0,1 (opstartsdagen), blev taget med flow 40 m^3/t og retning top mod bund. Datasæt 0.1 og 36.0 viser hhv. start og slut af indkøringsperioden. Ammonium var kørt ind efter 23 dage. Der blev ikke set en væsentlig forskel i kurveforløb på dage med modsatrettet flow (data ikke vist).
Nedenfor ses grafer for hhv. ammonium, nitrit, og mangan.

Første datasæt (0,1 FIGUR 16) blev udtaget i starten af forfilterets 1. gangtid med 20 m^3/t (11,3 m/t). Indgangskoncentrationen af ammonium var høj (Se L1, Funktion af forfilter efter fjernelse af filtermateriale). Der blev fjernet knapt 1/3 ammonium i de øverste 10 cm af efterfilteret, hvorefter der blev fjernet yderligere 0,05 mg/l gennem resten af filteret.



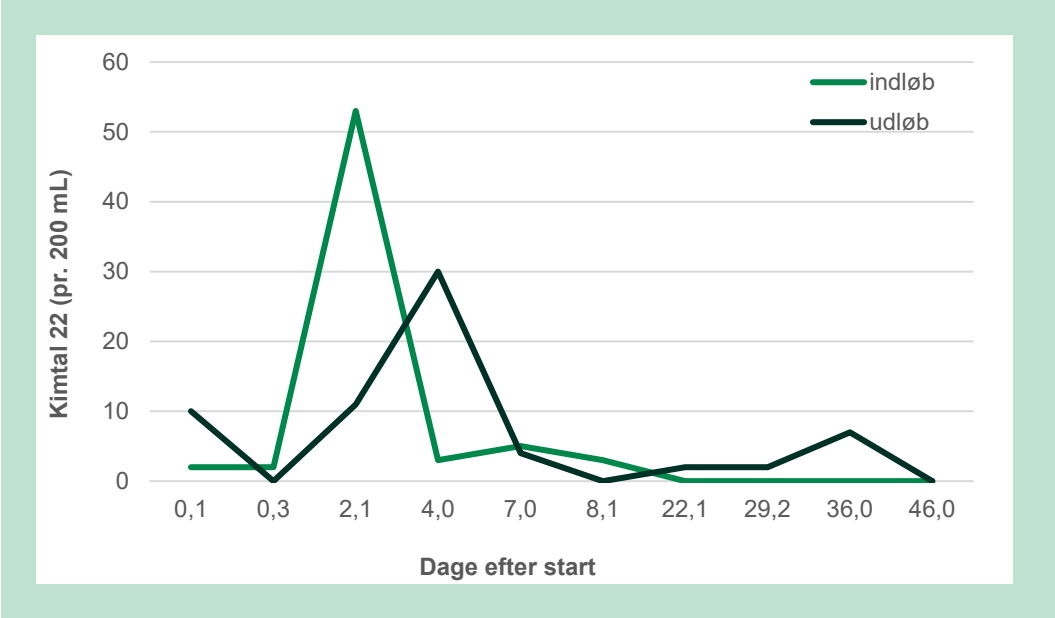
FIGUR 16. L2: Indkøring af efterfilter, ammonium. Kurverne viser dage efter start.

Efter 17 dage (datasæt 16,1 FIGUR 16), var indgangskoncentrationen til filteret faldet til ca. 0,17 mg/l og igen var fjernelsen i dybden ca. 0,05 mg/l til en koncentration i bunden af filteret på ca. 0,13 mg/l. Efter 23 dage (FIGUR 16, datasæt 22,1), var ammoniumfjernelsen for alvor kommet i gang og ca. halvdelen blev fjernet i de øverste 40 cm af filteret og til grænseværdien i 110 cm dybde. Efter 37 dage (FIGUR 16, datasæt 36,0), var ammoniumfjernelsen jævn gennem hele filteret og nåede grænseværdien i 70 cm dybde.



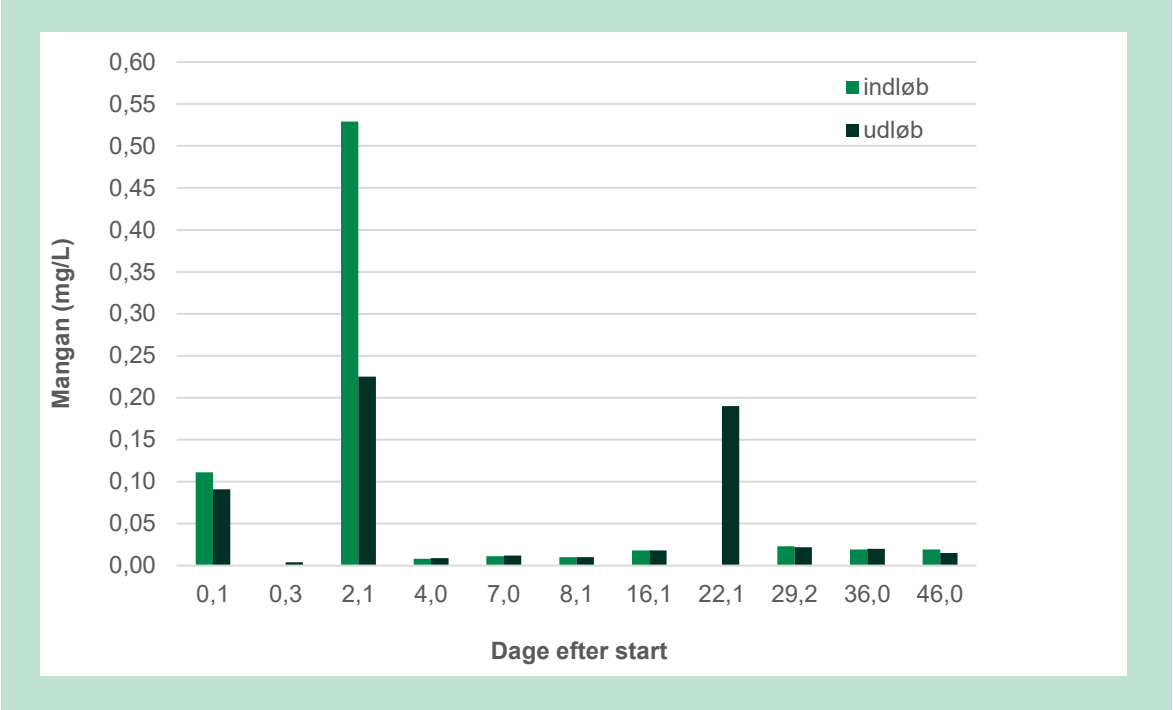
FIGUR 17. L2: Indkøring af efterfilter, nitrit. Kurverne viser dage efter start.

I starten af forsøget, var nitritindholdet jf. FIGUR 17 lavt (datasæt 0,1), men steg herefter kraftigt. Først steg indholdet af nitrit i den øvre del af filteret i 10 cm dybde (dag 8.1), herefter i hele filterets dybde (datasæt 16.1), hvorefter værdierne faldt til under vejledende kvalitetskriterie (afgang vandværk) på 0,01 mg/l efter 37 dage i 120 cm dybde (datasæt 36,0). Nitrit var indkørt på det nye efterfilter efter 37 dage. Efter yderligere 10 dage (datasæt 46,0) var nitrit under 0,01 mg/l i 70 cm dybde og den højeste målte værdi var 0,024 mg/l.



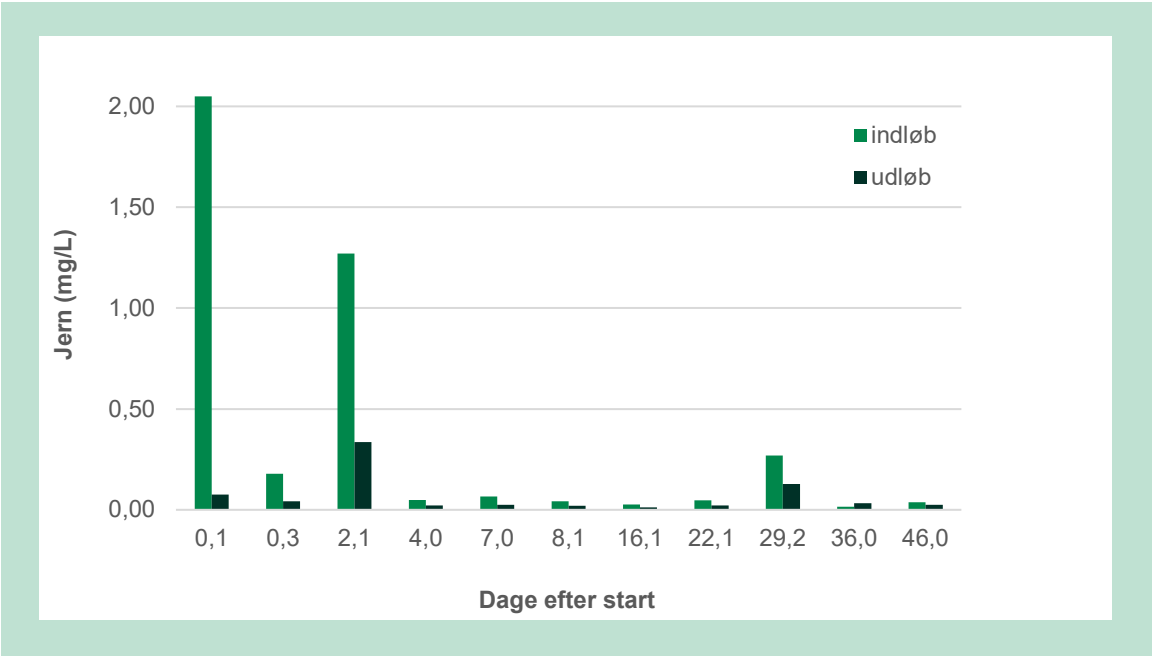
FIGUR 18. L2: Indkøring af efterfilter, mikrobiologi, kim 22 °C.

Kimtallene ved 22 graders inkubering var >50 CFU/ml i indløb i starten af forsøget (FIGUR 18). Kimtallet faldt til under 10 CFU/ml efter 8 dage (datasæt 7,0) og forblev lave i resten af forsøget.



FIGUR 19. L2: Indkøring af efterfilter, mangan (total).

Jf. FIGUR 19, blev der målt mangan over grænseværdien umiddelbart efter opstart (datasæt 0,1) samt umiddelbart efter justering af flow fra 20 til 40 m^3/t (datasæt 2,1). Resten af perioden var mangan-niveauet i indløb og udløb under grænseværdien. Forskellen mellem indløb og udløb var lille.
Ved datasæt 22,1 ses en høj værdi af mangan i udløb, men under detektionsgrænsen i indløb. Denne værdi anses ikke som korrekt.



FIGUR 20. Indkøring af efterfilter, jern (total).

Jern blev hovedsageligt fjernet i forfilteret, se L1. Ved opstart af efterfilteret (FIGUR 20, datasæt 0,1 dage) samt ved ændring af flow fra 20 til 40 m^3/t (datasæt 2,1), blev der set gennembrud af jern fra forfilteret til efterfilteret. Resten af perioden blev der set værdier under grænseværdien på 0,20 mg/l jern i både indløb og udløb med undtagelse af datasæt 29,2. Denne dag blev der observeret kakaofarvet vand ved de 3 nederste prøvehaner. Prøvesættet er udtaget i slutningen af forfilterets 4. gangtid, hvor der i L1 blev set overskridelse af kravværdi i udløb fra forfilteret grundet lang gangtid af dette (7.000 m^3 mod normalt 5.000 m^3).

Diskussion

Ammonium:
Oprindeligt var det planlagt at køre forsøget med et flow på 20 m^3/t svarende til 11 m/t. Imidlertid blev for meget ammonium fjernet på forfilteret, og flowet blev derfor sat op til 40 m^3/t (23 m/t) under resten af indkøringen af efterfilteret. Fjernelsen af ammonium begyndte mellem dag 9 og 17 (FIGUR 16). Efter 23 dage var ammonium blevet fjernet til under kvalitetskravet på 0,05 mg/l. Undervejs, var modningen af filteret tydelig. Efter kvalitetskravet var opnået, gik der yderligere 10 dage, hvorefter det kun var halvdelen af filtelterets dybde der var nødvendigt for at komme under grænseværdien. Dermed var der fortsat kapacitet i efterfilteret i modsætning til det oprindelige Filter 1, hvor hele dybden blev anvendt til at fjerne ammonium. (Se rapport 1).

Det var forventet, at indkøringen af ammonium ville tage en uge. I demonstrationsforsøget blev der set en væsentlig længere indkøringstid (23 dage) der var mere end 3 gange så lang som forventet. Årsagerne til dette kan være mange. F.eks. var flow i efterfilteret meget højt. Normalt dimensioneres et vandværksfilter til et flow på 8 - 10 m/t i et lukket efterfilter som der står beskrevet i bogen Vandforsyning om enkelt- og dobbeltfiltrering. I demonstrationsforsøget

på Lundeværket, blev indkøringen testet med et flow der var mere end dobbelt så højt. Det var også det dobbelte af det oprindeligt planlagte flow.

Perioden fra SmartSand forlod Dansk Kvarts Industri A/S til bakterierne igen fik ammonium var på 12 dage. I den periode fik filteret i princippet rent vand, idet forfilteret fjernede ammonium for effektivt frem til der blev suget yderligere filtermateriale af. Derfor viste demonstrationsforsøget indkøring under lidt ekstreme forhold. Både i forhold til udsultning af bakterierne inden opstart samt det meget høje flow under selve indkøringen.
Det blev overvejet, om der i stedet skulle doseres ammonium for at øge indgangskoncentrationen. Dog blev det vurderet, at indgangskoncentrationen på ca. 0,15 mg/l ammonium var tilstrækkelig til at fuldføre resten af demonstrationsforsøget.

Nitrit:
Resultaterne med stigning i nitrit under indkøringen stemte meget godt overens med at efterfilteret begyndte at fjerne ammonium og dermed danne nitrit. Derimod var den videre omdannelse af nitrit til ammoniak endnu ikke modnet. Der gik 37 dage fra starten af indkøringen, til nitrit igen var under det vejledende kvalitetskriterie for vandværker på 0,01 mg/l.

Det var overraskende, hvor store koncentrationer af nitrit der blev opnået i filteret under indkøring (FIGUR 17, datasæt 16,1), hvor nitritkoncentrationen næsten var på grænseværdien hos forbruger. Grænseværdien hos forbruger på 0,10 mg/l blev aldrig overskredet i dette demonstrationsforsøg.

Mangan:
Langt de fleste værdier lå under detektionsgrænsen både i indløb og udløb og på omtrent samme niveau (FIGUR 19). Dette kunne tyde på at mangan ikke fjernes i efterfilteret. Undtagelse herfra var ved datasættene 0,1 samt 2,1. Her blev der set høje værdier af mangan i indløb og markant lavere værdier i udløb. Datapunkt 22,1 blev anset som en fejlprøve. Årsagen var sandsynligvis mere en fejl ved analysen end forurening fra prøveudtaget, idet jern analyseret fra samme flaske, ikke viste høje værdier.

Det var for få målepunkter til at konkludere andet, end at efterfilteret og dermed SmartSands evne til at fjerne mangan ikke kunne undersøges til fulde i denne forsøgsopstilling.

Jern:
Hovedparten af jern blev fjernet på forfilteret som forventet (FIGUR 20). De højeste koncentrationer ved indløb til efterfiltret var 0,27 mg/L, hvis man så bort fra opstartsdagen. Udløb fra efterfilteret overholdt alle kvalitetskravet på 0,20 mg/l, med undtagelse af datasæt 2,1, hvor flow blev sat op fra 20 til 40 m^3/t. Der var ikke tendens til tilklogning af efterfilteret. En forklaring på dette kunne være den dagligt skiftende flowretning. F.eks. blev der ved prøveudtagning ved datasæt 29 (top mod bund) observeret kakaofarvet vand ved de 3 nederste prøvehaner. Dette blev ikke observeret på andre dage, hvilket kunne tyde på, at eventuelle aflejringer af jern fjernes ved ændring af flowretning. Ved prøveudtagning af efterfilteret efter 1. gangtid, blev der desuden ikke observeret aflejring på sandkornene. Sandkornene lignede visuelt nyt filtermateriale.

<u>Konklusion:</u>
Ammonium blev indkørt på efterfilteret med SmartSand på 23 dage. Nitrit blev dannet under ammoniumfjernelsen og kom under vejledende kvalitetskriterie på 0,01 mg/l 37 dage efter opstart af demonstrationsforsøget. Nitrit var dermed en kritisk parameter under indkøring af det nye efterfilter. Kortere indkøring ville sandsynligvis kunne opnås under andre forhold.

5.3 L3 a & b. Kapacitet af det nye efterfilter

Baggrund

Disse forsøg blev udført efter det nye efterfilter var indkørt. Ideen med at veksle dagligt med nedadrettet og opadrettet flow var at etablere biomasse både i top og bund af filtret og på den måde forøge kapaciteten for ammoniumfjernelse. Det var forventningen, at hvis efterfiltrets ammoniumbelastning var høj (enten via højt flow, høj koncentration eller en kombination), så ammonium ikke når at blive omsat i den første halvdel af filtret, at det så kunne fjernes ved mødet med en veludviklet biomasse i den anden halvdel af filtret. Ideen med at fjerne jern på et forfilter og undgå hyppige returskyl på efterfiltret var at skabe endnu mere biomasse, hvormed fjernelseshastighed øges.

Formål

At fastlægge efterfiltrets ammoniumfjernelseskapacitet.

Forsøg

Dette forsøg var inddelt i a) kapacitet ved 3 forskellige flows og b) kapacitet ved 3 forskellige ammoniumkoncentrationer (ikke udført). Forsøg L3a blev udført i 1. gangtid samt ved projektslut. Forsøg L3b blev ikke udført.

Forhold

- Indløbsvand er udløb fra det eksisterende forfilter
- Udløb sendes til rentvandsbeholderne (flowforsøg) eller bækken (doseringsforsøg – ikke udført)
- Flow og ammoniumkoncentration mellem forsøgene var 40 m^3/t og uden ekstradosering
- De 2 testede flows var 40 og 50 m^3/t (23 og 28 m/t) målt i slutningen af 3. gangtid, start 4. gangtid, slut 4. gangtid og start 5. gangtid (kun 50 m^3/t).

Anlægskrav

- Prøvetagningshaner, vandhane ved indløb og udløb
- Trykmålere ved indløb og udløb
- Flowmåler

Prøver

Der blev udtaget dybdeprofiler af vandprøver fra prøvetagningsportene (12 prøver) efter 1 times drift med det nye flow.

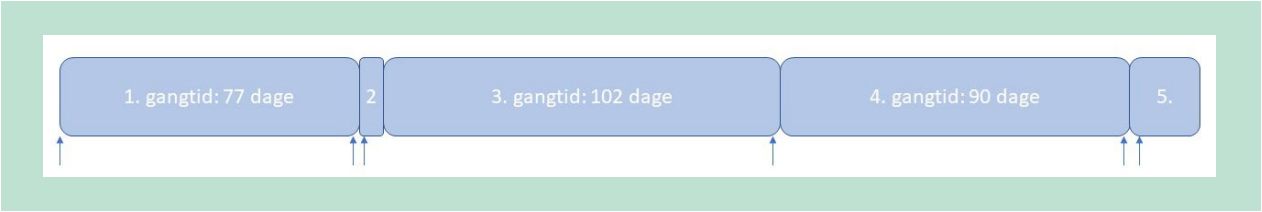
Analyseparametre

- Ammonium (AgroLab)
- Nitrit (AgroLab)
- Mangan (AgroLab)
- Tryk (manuel aflæsning ved indløb og udløb af efterfiltret).

Resultater

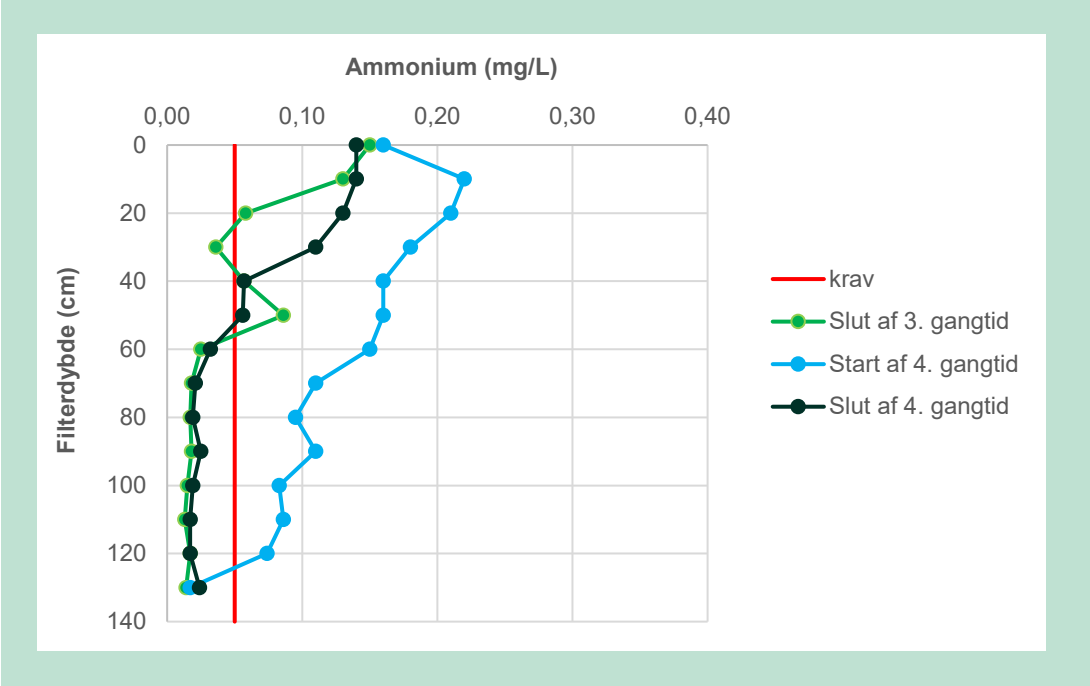
Oversigt over gangtider:

Alle prøverne til L3 kapacitetstests blev udtaget i gangtid 3, 4 og 5. Demonstrationsforsøget sluttede i 5. gangtid. Pilene markerer udtagning af sandprøver til L4, Biomasse. 2. gangtid var 6 dage.



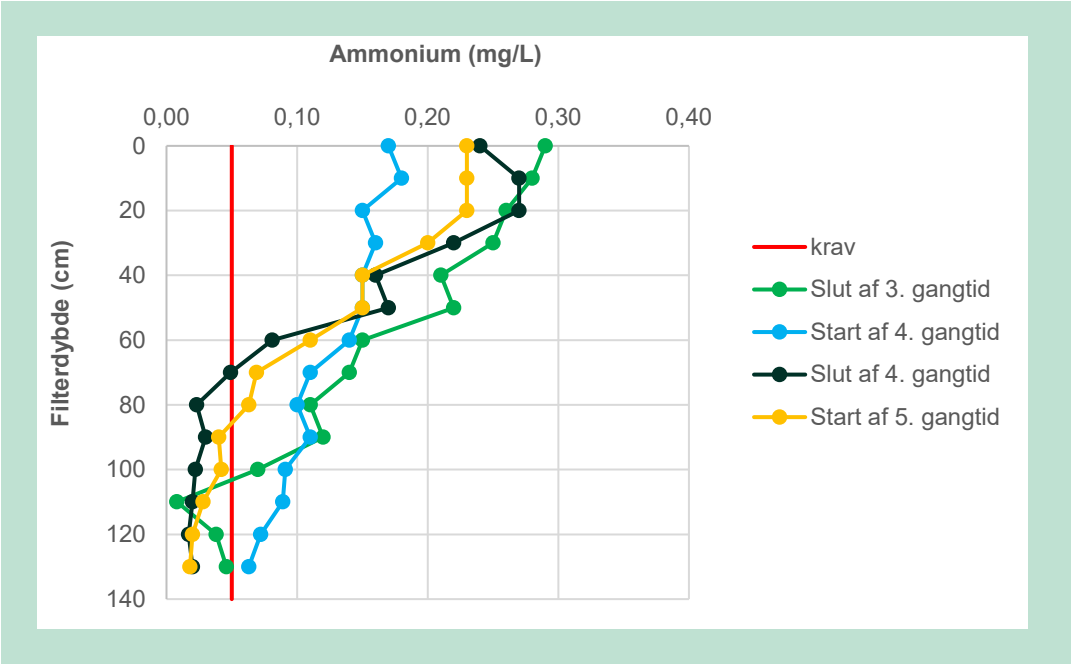
FIGUR 21. Gangtider gennem demonstrationsforsøget. Pilene markerer udtagning af sandprøver.

Resultaterne af kapacitetstests ved 40 og 50 m^3/t (23 og 28 m/t) ses på FIGUR 22-25.



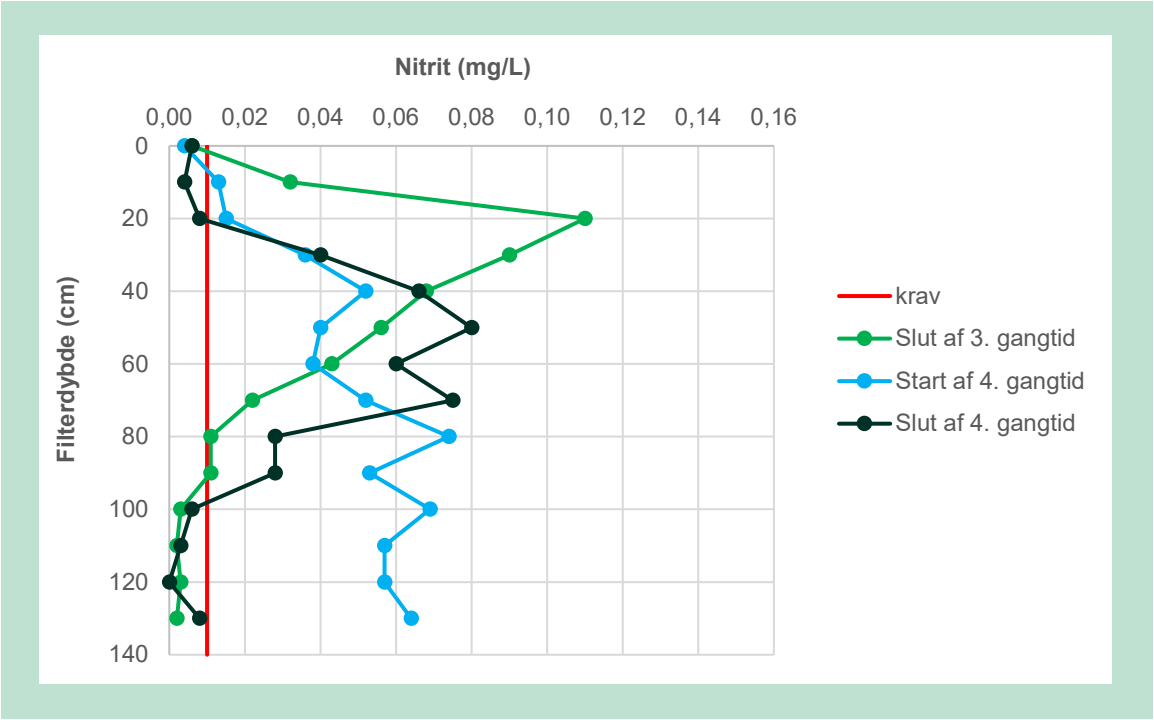
FIGUR 22. Dybdeprofiler for ammonium ved flow på 40 m^3/t (23 m/t) i slutningen af 3. og 4. gangtid samt starten af 4. gangtid.

På FIGUR 22 ses at ammonium blev fjernet i 60 cm filterdybde ved flow på 40 m^3/t (23 m/t) i slutningen af både 3. og 4. gangtid. Efter filterskylning (start 4. gangtid) viste resultaterne en noget anderledes profil, hvor ammonium først kom under grænseværdien i bunden af fileret. Resultater fra starten af 4. gangtid, se diskussion.



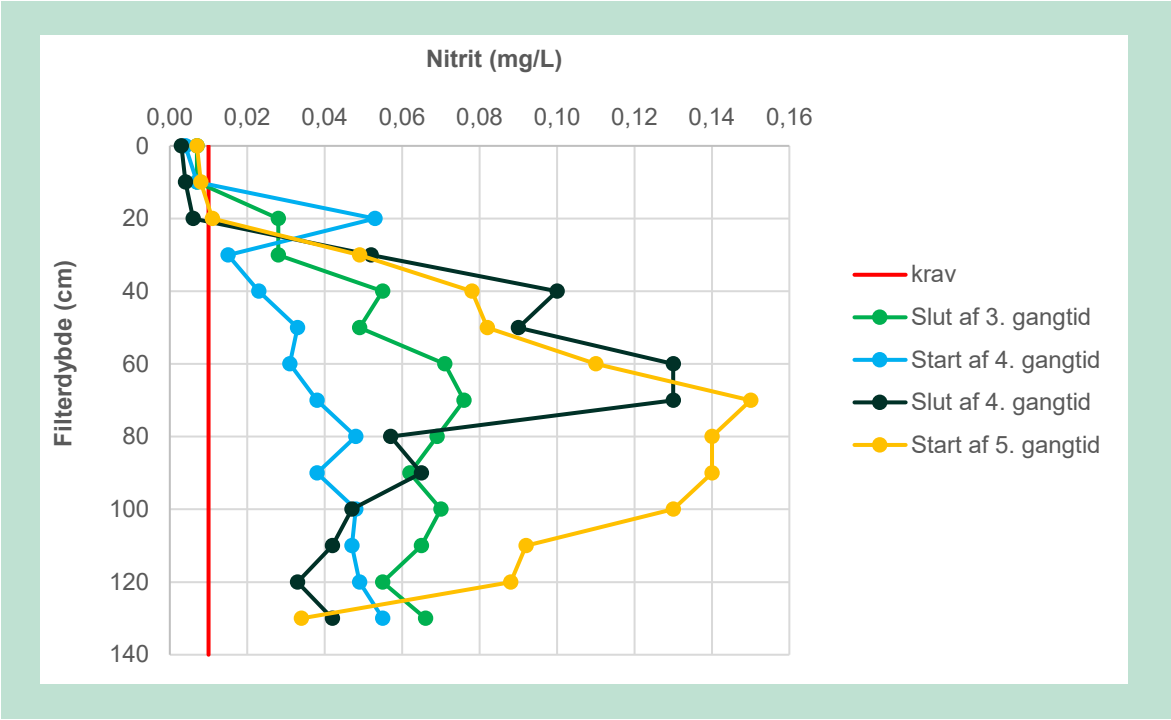
FIGUR 23. Dybdeprofiler for ammonium ved flow på 50 m^3/t (28 m/t) i slutningen af 3. og 4. samt starten af 4. og 5. gangtid.

På FIGUR 23 ses dybdeprofiler ved et flow på 50 m^3/t (28 m/t). Indgangskoncentrationen var øget idet fjernelse af ammonium i filter 1 var reduceret ved det højere flow. Fjernelsen af ammonium blev rykket længere ned i filteret ved det højere flow. I slutningen af 3. gangtid blev ammonium fjernet i 110 cm dybde, men fjernelsen rykkede højere op i filteret i takt med, at filteret modnede og blev fjernet i 80 cm dybde i slutningen af 4. gangtid.
I slutningen af 4. gangtid og starten af 5. gangtid er ammoniumfjernelsen mest stejl i 20-60 cm dybde.
Ammonium blev fjernet til under grænseværdien i alle prøvesæt med undtagelse af starten af 4. gangtid, se diskussion.



FIGUR 24. Dybdeprofiler for nitrit ved flow på 40 m^3/t (23 m/t) i slutningen af 3. og 4. gangtid samt starten af 4. gangtid.

På FIGUR 24 ses at der blev dannet nitrit ned gennem filteret. Dannelsen af nitrit skete i takt med omdannelsen af ammonium. I slutningen af 3. gangtid, skete dannelsen højt i filteret med høje værdier (op til 0,15 mg/l i 20 cm dybde). I slutningen af 4. gangtid var dannelsen rykket længere ned i filteret og værdierne var lavere end i slutningen af 3. gangtid.
Der findes ikke en grænseværdi for nitrit på afgang vandværk. Vejledende kvalitetskriterie for nitrit på afgang vandværk er 0,01 mg/l. Grænseværdien for nitrit hos forbruger er 0,10 mg/l. Nitrit blev fjernet til under vejledende kvalitetskriterie for afgang vandværk (0,01 mg/l), i 80-100 cm filterdybde ved flow på 40 m^3/t (23 m/t) i slutningen af både 3. og 4. gangtid. Efter filterskylning (start 4. gangtid) viste resultaterne nitrit over vejledende kvalitetskriterie for afgang vandværk, men overholdt grænseværdien ved taphanen (0,10 mg/l), se diskussion.



FIGUR 25. Dybdeprofiler for nitrit ved flow på 50 m^3/t (28 m/t) i slutningen af 3. og 4. gangtid samt starten af 4. og 5. gangtid.

På FIGUR 25 ses igen, at der blev dannet nitrit ned gennem filteret. Den højest målte værdi var i starten af 5. gangtid med en værdi på 0,15 mg/l i 70 cm dybde.
I slutningen af 4. gangtid og starten af 5. gangtid ses en kraftig stigning i nitrit i 20-60 cm dybde.
Nitrit var over vejledende kvalitetskriterie (0,01 mg/l) i bunden af filteret ved flow på 50 m^3/t (28 m/t), men under grænseværdien ved taphanen (0,10 mg/l).

Diskussion

Oprindeligt blev L3a planlagt til at blive udført ved flowene 20, 30 og 40 m^3/t. Ved 20 og 30 m^3/t kom der dog ikke nok ammonium over på efterfilteret og dermed var 40 m^3/t det laveste flow der blev anvendt. Det højeste flow der blev anvendt var 50 m^3/t svarende til det højeste flow, som pumpen kunne levere.

I FIGUR 21 og FIGUR 22, blev ammoniumfjernelsen ved de testede flows i forsøgsperioden opsat kronologisk. I disse skilte dybdeprofilerne i starten af 4. gangtid sig ud ved at være de eneste profiler, hvor ammonium ikke blev fjernet til under grænseværdien. Det skal bemærkes, at skylningen efter 3. gangtid ikke foregik helt som forelagt i protokollen, idet skyllevandsventilen kortvarigt var helt åben svarende til et flow på ca. 300 m^3/t (mod 135-139 m^3/t i protokol). Dette gav anledning til en del filtergrus i skyllevandet idet filteret blev løftet. Desværre blev der ikke udtaget sandprøver ved opstart af 4. gangtid, men den kraftige påvirkning kan have været medvirkende til, at filteret havde svært ved at komme i gang igen i starten af 4. gangtid med høje ammoniumværdier til følge.
Det var derfor spændende at se, hvordan filteret opførte sig i starten af 5. gangtid (kun testet ved 50 m^3/t), hvor skylningen foregik med et flow på 138 m^3/t som foreskrevet. Denne profil lignede profilerne taget i slutningen af 3. og 4. gangtid i forhold til ammoniumfjernelsen, hvilket kunne bekræfte formodningen om at skylningen efter 3. gangtid var for kraftig. Der blev derfor set bort fra resultaterne i starten af 4. gangtid.
Dybdeprofilerne i FIGUR 22 med flow på 50 m^3/t (28 m/t) viste, at hele dybden blev anvendt til at fjerne ammonium, og flowet dermed var tæt på den kapacitet, som efterfilteret kunne klare.

Kurvens forløb viste, at der var aktivitet i bunden af filteret. Dette var også forventet med den alternerende drift, hvor der skiftevis blev ført vand ind i toppen og bunden af filteret.

I slutningen af 4. gangtid og starten af 5. gangtid ved flow på 50 m^3/t var ammoniumfjernelse mest stejl i 20-60 cm dybde. Det må være her, at nitrit blev dannet. Fjernelsen af nitrit kunne tilsyneladende ikke holde trit med dannelsen (FIGUR 24). Det kunne skyldes, at flowet var højt og at fjernelsen havde behov for længere opholdstid.

Samlet set viste resultaterne af kapacitetsforsøget, at grænsen for omsætningen af ammonium ikke blev nået ved de testede flows. Omsætningen af nitrit gik først i gang når stoffet blev dannet i takt med at ammonium blev fjernet. Grænsen for nitritfjernelsen blev bestemt til et sted mellem 40 og 50 m^3/t svarende til 23-28 m/t.

Det var meget overraskende, hvor store værdier af nitrit der blev set i filteret. Dette blev taget til efterretning til fremtidige filterindkøringer, hvor det sandsynligvis også ville være muligt at øge kapaciteten yderligere ved at forlænge efterfilteret. Ud fra kurverne, kunne yderligere 20 cm filtergrus have betydning for kapaciteten af nitrit uden at øge diameteren af filteret.

Dybdeprofilerne i starten af 4. gangtid viste tydeligt formålet med hele demonstrationsforsøget. Bakterierne, der omsætter ammonium og nitrit, havde godt af de meget lange gangtider (77-102 dage). Men det kraftige skyl efter 3. gangtid nedsatte tydeligt kapaciteten af efterfilteret med høje ammonium og nitrit værdier til følge i starten af 4. gangtid.

Tryk (resultater ikke vist) var marginalt højere (ca. 1 mVS) ved det højere flow, hvilket indikerede en let øget modstand i filtermediet eller i filterbund/rør. Dette havde ikke betydning under demonstrationsforsøget.

Opsummering af L3a:

- Ammonium blev fjernet til under grænseværdien med de testede flows på 40 og 50 m^3/t (23-28 m/t) og viste dermed god performance selv ved højt flow.
- Nitritdannelsen var overraskende høj ned gennem efterfilteret.
- Kapaciteten for nitritfjernelsen var overskredet ved flow på 50 m^3/t (28 m/t), men ikke 40 m^3/t (23 m/t).
- På bagkant havde det været godt at teste et flow ved 45 m^3/t (25 m/t) for at komme tættere på grænsen for nitritfjernelse.
- Fjernelsen af ammonium skete højere oppe i efterfilteret efterhånden som filteret modnede.
- Kraftigt skyl (efter 3. gangtid) havde en negativ indflydelse på omsætningen af ammonium og nitrit og viste tydeligt bakteriernes behov for ro til omsætningen.

5.4 L4. Biomasse

Baggrund

Det særlige ved det nye efterfilter (skiftende flowretning og lange gangtider) skulle gøre det muligt at opnå større biomasse. I forsøget L3 blev effektiviteten målt. I forsøg L4 blev indikatorer for selve den aktive biomasse målt.

Formål

At kvantificere den aktive biomasse i filtermediet.

Forsøg

Sandprøver blev udtaget fra 3 dybder (top, midte og bund). Forsøget blev foretaget i starten af 1. gangtid, slutningen af 1. gangtid, starten af 2. gangtid, slutningen af 3. gangtid, slutningen af 4. gangtid samt starten af 5. gangtid. Pilene på FIGUR 21 markerer udtagning af sandprøver. 2. gangtid var 6 dage (FIGUR 21).

Forhold

- Ved filtermedieprøvetagning af det nye efterfilter med spyd blev filtret drænet ved at åbne efterfiltrets bundventil ca. 2 timer før prøvetagning.
- Returskyl foregik manuelt med vand alene. Prøver blev udtaget samme dag, hhv. før og efter returskyl.

Anlægskrav

Prøvetagningsspyd til portene på det nye efterfilter.
Bundventil i filtret.

Prøver

Filtermedieprøver blev udtaget fra 3 prøvetagningsporte (20 cm fra top, 80 cm fra top og 130 cm fra top) ved hjælp af prøvetagningsspyd (FIGUR 26).

Analyseparametre

ATP: analysen blev udført straks som dobbeltbestemmelse af VIA på 1 g prøve med LuminUltra Technologies, Canada, DSA (deposit and surface analysis) kit og PhotonMaster fotometer efter producentens protokol.
qPCR: prøverne blev frosset, men blev ikke analyseret i perioden for demonstrationsforsøget.

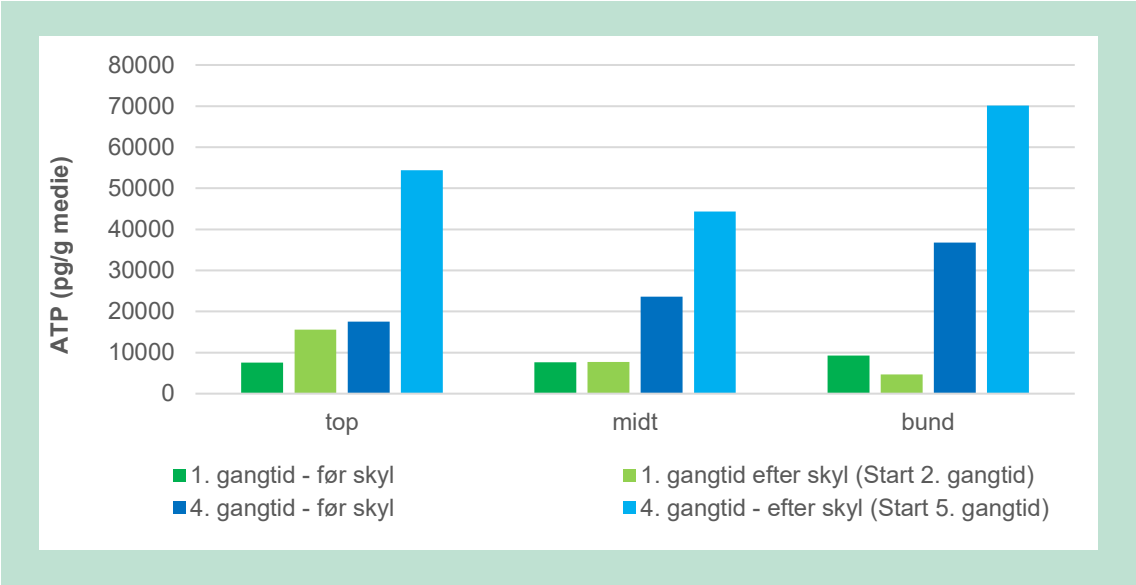


FIGUR 26. Udtagning af sandprøve med spyd fra 1" ventil (tv). Sandprøve udtaget og lagt i pose (th).

Resultater og diskussion:

ATP er et udtryk for den samlede bakterie aktivitet i filteret og medtager alle mikroorganismer. De nitrificerende bakterier udgør kun en brøkdel af alle mikroorganismer. Derfor kan værdien for ATP som indikator for nitrificerende bakterier være usikker.

Det var forventet at der ville ske en stigning i ATP fra 1. til 4. gangtid. Yderligere var det forventet at der ville ske et fald i ATP efter en skylning. På FIGUR 27 ses søjler for total ATP før og efter 1. og 4. filterskyl. Som forventet blev der set en stigning i ATP fra 1. gangtid til 4. gangtid som følge af at filteret blev mere modent.



FIGUR 27. L4. Total ATP i filtermediet i top, midt og bund efter 1. og 4. skylning af efterfilteret.

Det var glædeligt at se at der forsat var aktivitet i filteret trods 12 dage forud, hvor efterfilteret kun fik leveret rent vand (Se 5.1. L1, Indkøring af forfilter).
Det var forventet at total ATP ville falde under filterskylningerne som udtryk for, at bakterierne ville blive skyllet ud med skyllevandet. Som det ses af FIGUR 27, stiger niveauet af ATP i toppen efter første filterskyl mens det faldt i bunden. Dette hænger muligvis sammen med, at filteret skylles fra bunden mod toppen, hvorved bakterierne potentielt kan flyttes fra bund mod top. Det samme blev ikke set ved filterskylning efter 4. gangtid. Både før og efter filterskylning, var der mest aktivitet i bunden, herefter midten og til sidst toppen. Det var forventet, at der ville være høj aktivitet i toppen og bunden af efterfilteret som følge af ilægningen af SmartSand primært i top op bund. At der alligevel var så meget aktivitet i bunden af filteret skyldes med stor sandsynlighed den alternerende drift.

5.5 L5. Driftspause

Baggrund

Under normal drift på et vandværk sker der ofte stilstand i flowet om natten. Der vides ikke meget om hvilken indflydelse denne stilstand har for den producerede vandkvalitet i perioden umiddelbart efter genopstart af flow.

I demonstrationsanlægget blev flowretningen skiftet i det nye efterfilter dagligt. Hermed fik bakterier i top og bund af filtret pause i ammoniumindhold, men ikke i vandflow.

Formål

At kortlægge betydningen af stilstand i driften på drikkevandskvaliteten.

Forsøg

For at få hyppige målinger var det planen at måle ved hjælp af to Amtax målere. Pga. nedbrud i udstyret, blev det ændret til manuel prøveudtagning. Forsøget blev udført to gange. Første gang efter en driftspause på 7 dage. Herefter en driftspause på 15 dage. Forsøgene med driftsstop blev udført i 4. og 5. gangtid.

Forhold

- Indløbsvand var udløb fra det eksisterende forfilter
- Udløb blev sendt til rentvandsbeholderne
- Flow før stilstand var 40 m^3/t i minimum 7 dage og efter stilstand var flowet også 40 m^3/t

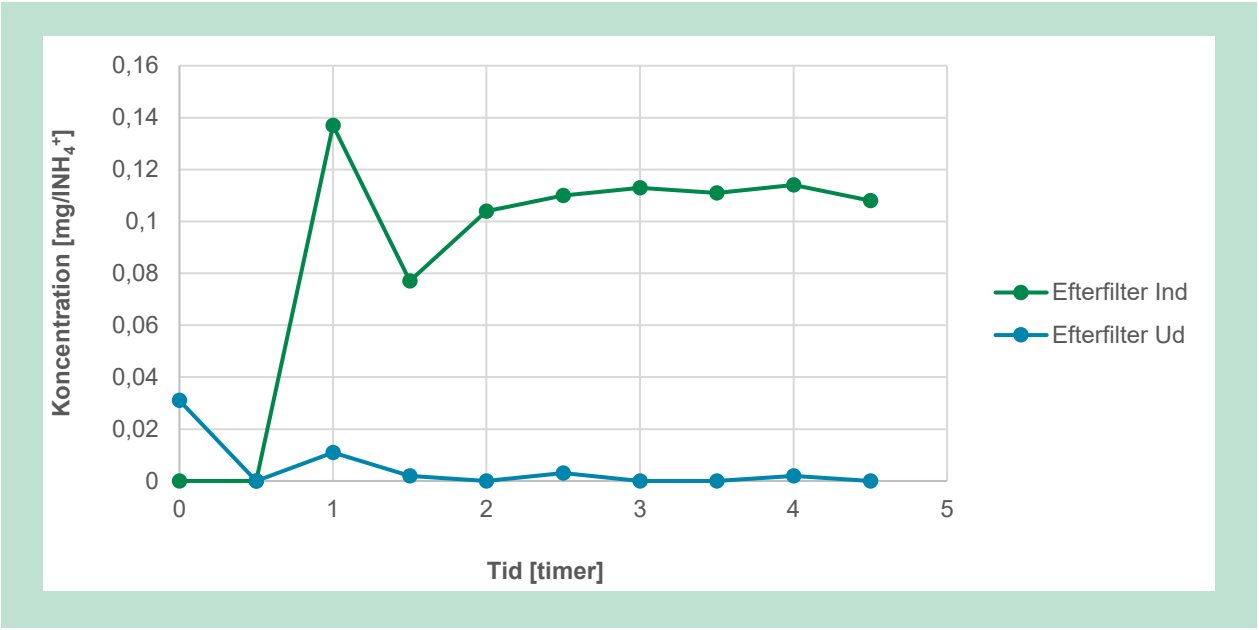
Prøver

Der blev udtaget manuelle prøver fra indløb og udløb af efterfilteret og analyseret med det samme med Hach ammonium kit.

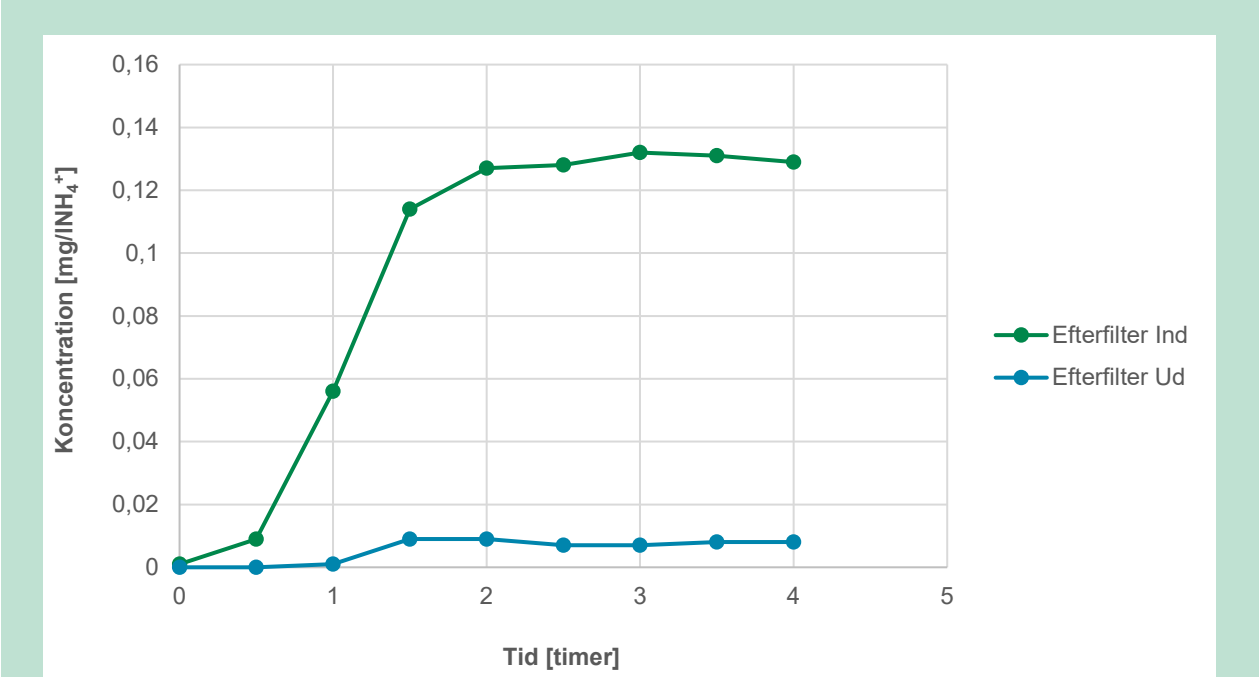
Analyseparametre

Ammonium (Hach ammonium analysekit LCK 304)

Resultater



FIGUR 28. Ammonium før (Ind) og efter (Ud) efterfilteret efter driftsstop på 7 dage. Flow var 40 m^3/t (23 m/t).



FIGUR 29. Ammonium før (Ind) og efter (Ud) efterfilteret efter driftsstop på 15 dage. Flow var 40 m^3/t (23 m/t).

FIGUR 28 og FIGUR 29 viser ammoniumfjernelsen efter driftsstop på hhv. 7 og 15 dage. På begge figurer ses at der ikke var ammonium til stede i indgangen til filteret ved forsøgets opstart. Efter ca. 2 timer blev der opnået et stabilt niveau omkring hhv. 0,11 og 0,13 mg/l på tilgangen til efterfilteret. I begge forsøg var ammoniumfjernelsen effektiv fra start og under grænseværdien i afgangen fra efterfilteret under hele forsøget.

Diskussion
Driftsstop på 7 - 15 dage resulterede fortsat i meget lave ammoniumkoncentrationer (0,007-0,009 mg/l) og viste efterfilterets effektivitet trods lange driftsstop.
Under driftsstoppet stod forfilteret ligeledes stille med råvand. Dermed var reaktionstiden i forfilteret lang, hvilket gav mulighed for at al ammonium i forfilteret blev omdannet. Dermed var fødevandet til efterfilteret i starten af forsøget rent vand, hvilket kan forklare at der gik to timer inden ammoniumkoncentrationen ind på efterfilteret nåede et stabilt niveau (0,11 – 0,13 mg/l). Der blev ikke målt nitrit i disse forsøg, men det kunne have været interessant at se om nitritfjernelsen var lige så effektiv som ammoniumfjernelsen efter et driftsstop.

Det giver gode muligheder for fleksibilitet i driften på et vandværk, at et filter kan være ude i 7-15 dage ad gangen, uden at det giver en målbar forringelse af vandkvaliteten i forhold til ammoniumfjernelse. Det er velkendt at ammoniumomsætningen kan være udfordret på et vandværk, når flowet sættes op. Erfaringer fra demonstrationsforsøget kan med fordel udnyttes i driften af vandværksfiltre med henblik på større kapacitet og fleksibilitet, se også 6. Perspektivering.

5.6 L6. Undersøgelse af kontrolfilter til sammenligning

Baggrund
Det bedste bevis for at tilpasningerne på den nye filterlinje har medført væsentlige forbedringer er at sammenligne med data fra et kontrolfilter (eksisterende fuldskalafilter på Lundeværket), hvor der ikke er foretaget ændringer. I denne undersøgelse, blev der udført forsøg på Lundeværkets Filter 3 (kontrolfilter), som svarer til følgende forsøg på den nye filterlinje:

L3a – Kapacitet, flowændring
L5 – Driftspause

Formål
At indsamle data fra et kontrolfilter (hvor der IKKE var foretaget ændringer) for at kunne sammenligne med den nye filterlinje (hvor der VAR foretaget ændringer).

Forsøg
Forsøgene blev inddelt i A og B, svarende til hhv. L3 og L5.

L6A - Kapacitet: Der blev udtaget vandprøver ved følgende flow: 25, 40 og 50 m^3/t ved start og slut af en gangtid på samme måde som L3. Der blev udtaget prøver fra indløb og udløb af filter 3.
Tilgangskoncentrationer: 0,37 – 0,38 mg/l ammonium.

L6B – Driftsstop: Der blev udtaget prøver fra udløb efter hvert kvarter i 4 timer.
Tilgangskoncentration: 0,294 mg/l. Flow de første 3 timer: 73 m^3/t (4 m/t) – herefter 35 m^3/t (2 m/t).

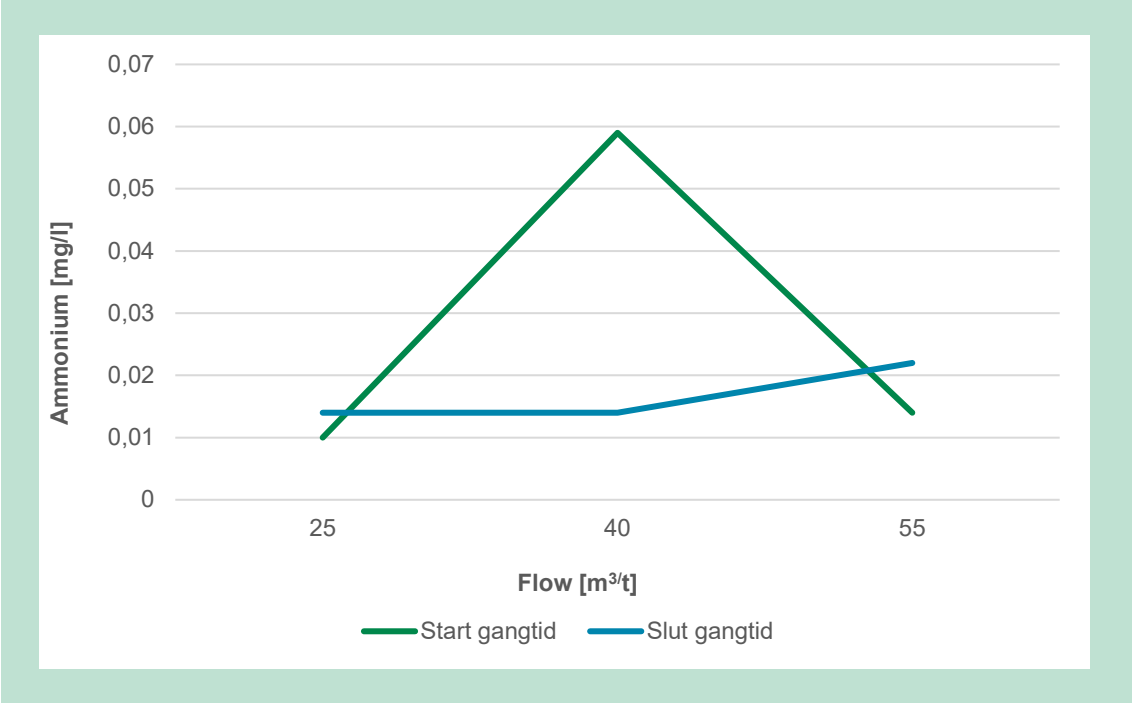
Forhold
- Indløbsvand til Filter 3 var iltet råvand
- Udløb blev sendt til rentvandsbeholderne
- Standard flow når der ikke udføres flowtests er 40 m^3/t

Prøver
Der blev udtaget manuelle prøver af indløb og udløb.

Analyseparametre
Som i forsøg L3a og L5.

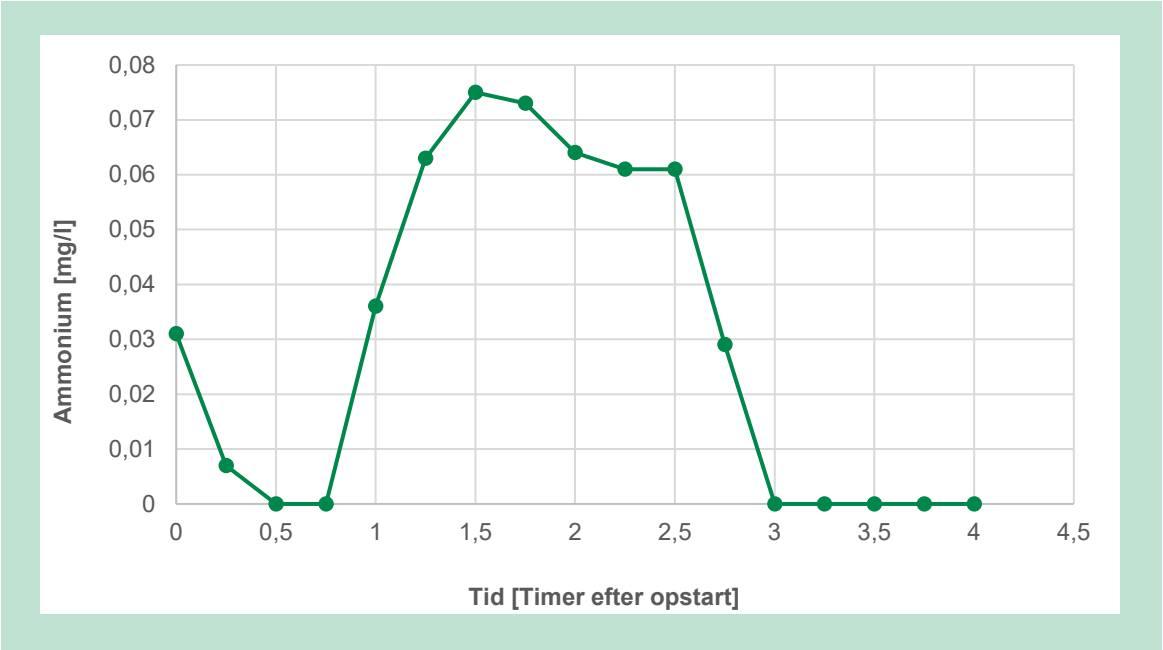
Anlægskrav
Flowmåler

Resultater



FIGUR 30. Ammonium i kontrolfilteret i starten og slutningen af en gangtid ved flow på 25, 40 og 55 m^3/t (1,4; 2,2 og 3,1 m/t).

FIGUR 30 viser at ammoniumomsætningen i starten og slutningen af en gangtid er forskellig. I starten af en gangtid, viste flow ved 40 m^3/t en utilstrækkelig fjernelse af ammonium med overskridelse af grænseværdien til følge.



FIGUR 31. Ammonium i udløb fra filter 3 efter 14 dages driftsstop. Indgangskoncentration: 0,294 mg/l ammonium. Flow de første 3 timer var 73 m^3/t, herefter 35 m^3/t.

FIGUR 31 viser ammoniumkoncentrationen efter 14 dages driftsstop. Efter en times drift, svarende til at nyt råvand kom ud af filteret, begyndte ammoniumkoncentrationen at stige og nåede efter 1,5 time det højeste niveau på 0,075 mg/l hvorefter værdien faldt. Efter 3 timers drift, var ammoniumkoncentrationen under detektionsgrænsen. Det blev valgt at starte op med et flow på 73 m^3/t svarende til 4 m/t for virkelig at teste filteret af.

Diskussion

Det var væsentligt at teste ved de 73 m^3/t for at være sikker på at filteret var tæt på sin maksimale kapacitet som er 90 m^3/t. Forsøget viste at selv længere driftsstop var muligt uden store konsekvenser idet ammoniumkoncentrationen hurtigt (efter 2,75 timer) var under grænseværdien. Dette var en vigtig læring der fremover vil blive brugt i driften.

Muligheden for længere tids driftspause vil have stor betydning for vandværksdriften fremover, idet det giver mulighed for på skift at tage filtre ud af drift uden at miste bakteriekapacitet i de filtre, der står stille. Dette vil øge driftskapaciteten, se 6. Perspektivering.

5.7 L7. Indkøringsforsøg på kolonner

Baggrund

For at fremhæve den forskel, som SmartSand havde for indkøring, blev der udført et side-om-side indkøringsforsøg på to kolonner, hhv. med og uden SmartSand.

Formål

At visualisere, hvor meget SmartSand fremskynder indkøring.

Forsøg

Filtermedie blev fyldt i kolonnerne i forbindelse med indsætning af medie til fuldskala efterfiltret, dvs. med samme sand. Der blev afvejet 20% SmartSand og 80% nyt sand. De 2 sandtyper blev blandet i en plasticpose og derefter hældt på skift ind i den ene kolonne (kolonne med SmartSand). I den anden kolonne kom der 100% nyt sand (kontrolsand). Der var 10 cm bærelag og 70 cm filtermateriale i hver kolonne. Det gav 0,8 m x π $(0{,}010)^2$ x 1,6 t/m^3 = 0,5 kg filtermedie total (ekskl. bærelag) i hver kolonne.

Forhold

- Indløb var udløb fra det eksisterende forfilter
- Udløb til dræn
- Flowretning – top mod bund
- Ingen returskylning af kolonnerne
- Kolonnefyld - 20% SmartSand og 80% nyt sand eller 100% nyt sand (kontrolsand).

Anlægskrav

- To kolonner (ø 200 mm PVC rør)
- Delstrøm fra mellempumpen mellem for- og efterfilter
- Bærelag (10 cm, 3-5 mm sand), 70 cm filtermedie bestående af
    - Kolonne med SmartSand: 20% SmartSand (1,2-2,0 mm) og 80% nyt sand (1,2-2,0 mm)
    - Kolonne med kontrolsand: 100% nyt sand (1,2-2,0 mm)

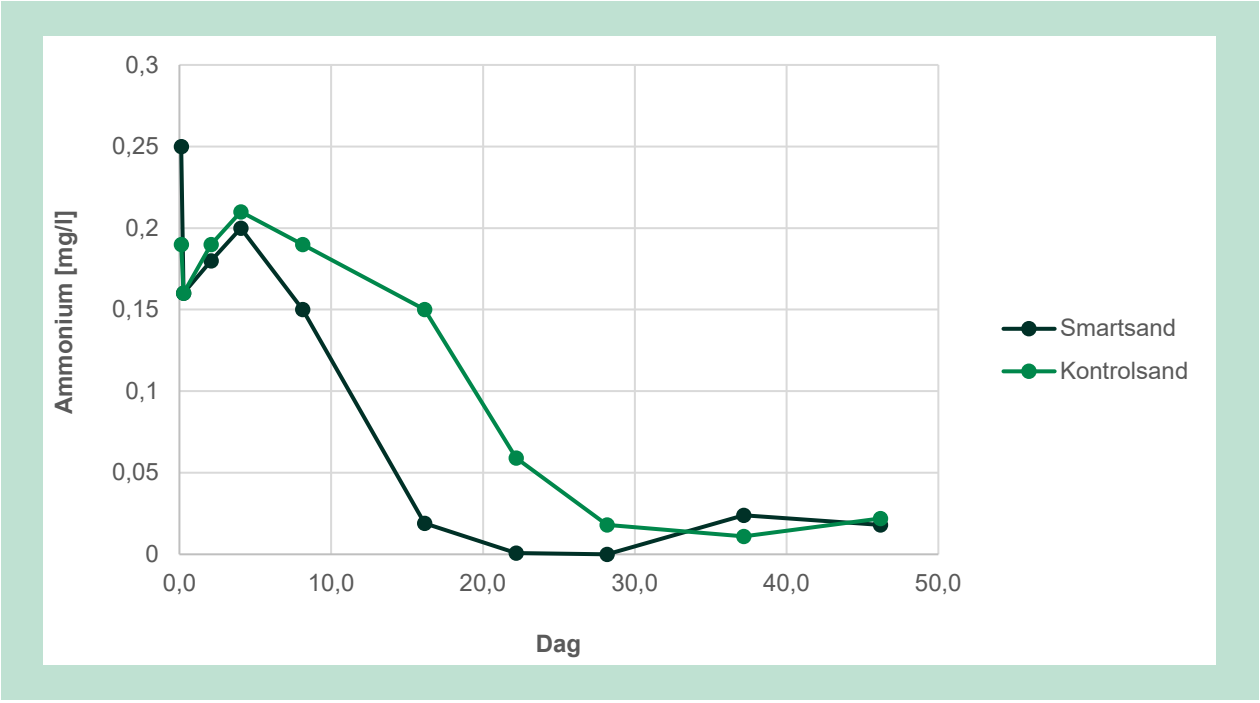
Prøver

Der blev målt ammonium og nitrit i vandprøver fra kolonnernes indløb (1 prøve) og udløb fra hver kolonne (2 prøver). Parametrene blev fulgt under indkøring af kolonnerne.

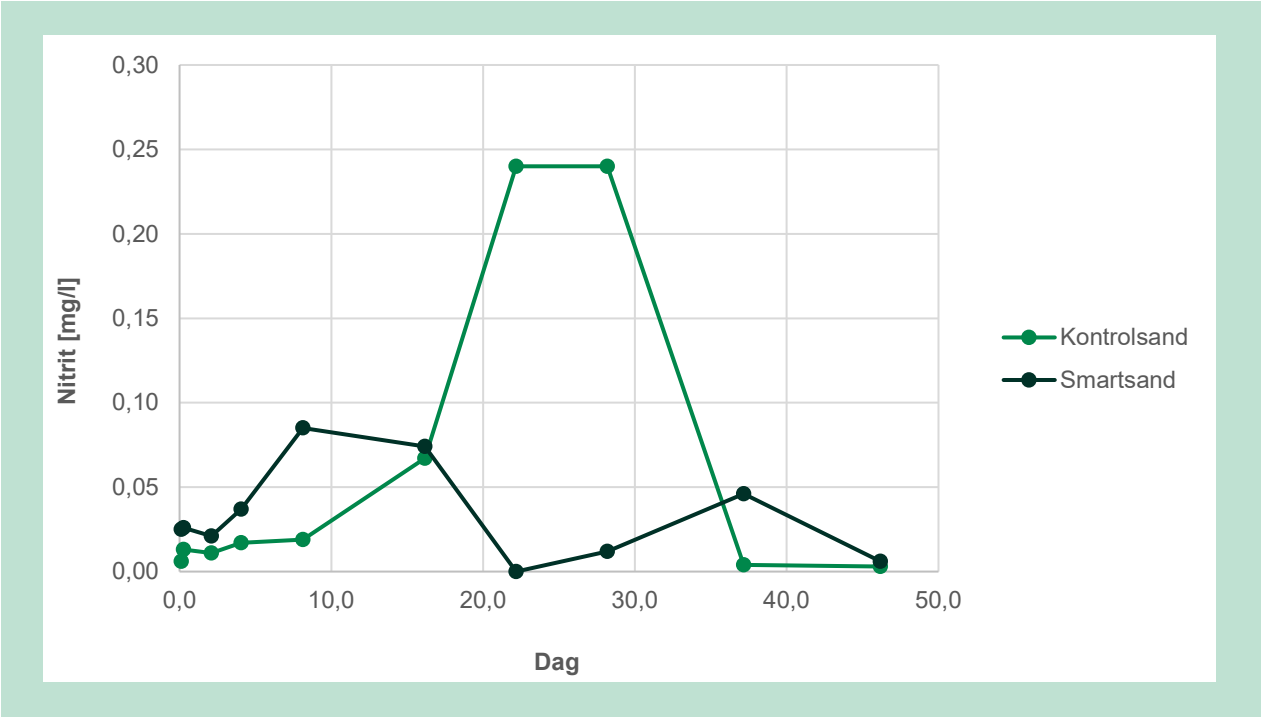
Analyseparametre

Ammonium og nitrit (AgroLab).

Resultater



FIGUR 32. Indkøring af ammonium med hhv. SmartSand og kontrolsand.



FIGUR 33. Indkøring af nitrit med hhv. SmartSand og kontrolsand.

Som det ses af graferne (FIGUR 32 og FIGUR 33), var der tydelige forskelle mellem forsøgskolonnen med SmartSand og forsøgskolonnen uden SmartSand. Ammonium blev målt til under grænseværdien på 0,05 mg/l på hhv. dag 17 for SmartSand og dag 29 for kontrolsand (Figur 31). SmartSand var dermed hurtigere indkørt i forhold til ammonium. Det var også forventet, idet podningen med ammonium skulle sørge for, at de ammoniumomsættende bakterier allerede var til stede i filteret fra start.

I takt med at ammonium blev fjernet, blev det omdannet til nitrit inden sidste omdannelse til nitrat.
Der blev set en stigning i nitrit på dag 3-7 for SmartSand med højeste værdi målt på dag 7 (FIGUR 33). I kontrolfilteret blev der set en stigning på dag 17-27 med højeste værdi målt til 0,24 mg/l. På dag 23 var SmartSand kørt ind i forhold til nitrit, mens kontrolfilteret var indkørt på dag 36.
Som det ses, kom stigningen af nitrit i kontrolfilteret senere, og niveauet var langt højere end for SmartSand. De bakterier, der omsætter nitrit til nitrat, var dermed først til stede senere i kontrolfilteret, hvilket stemte meget godt overens med den langsommere omsætning af ammonium til nitrit i kontrolfilteret.
Grænseværdien for nitrit hos forbruger er 0,10 mg/l og vejledende kvalitetskriterie på afgang vandværk er 0,01 mg/l. Grænseværdien hos forbruger blev ikke overskredet i kolonnen med SmartSand, men blev overskredet i kolonnen med kontrolsand. I begge kolonner, blev vejledende kvalitetskriterie på afgang vandværk overskredet under indkøringen.

Forsøget viste dermed at tilsætning af 20% SmartSand havde en positiv indflydelse på indkøring af et nyt filter i forhold til omsætning af ammonium og nitrit, idet indkøringen var hurtigere i forhold til begge parametre. Yderligere var koncentrationen af nitrit i kontrolfilteret væsentlig højere end i filteret med SmartSand og langt over grænseværdien hos forbruger. Denne viden skal tages til efterretning under indkøring af nye filtre.
Levering af vand fra disse testkolonner er sammenligneligt med vand til fuldskalaforsøget både i vandkvalitet og tid. Derfor fik testkolonnerne heller ikke leveret ammonium i sammenlagt 12 dage inden opstart af forsøget. Denne hårde udsultning af bakterierne i SmartSand kan have været medvirkende til at indkøringen ikke var så hurtig som forventet.

5.8 L8. Coliforme bakterier

Baggrund

Da produktion af SmartSand var komplet, blev der den 19. august 2021 målt 22 coliforme/100 ml i det recirkulerede vand fra produktionen. Det blev formodet, at gennemskylning under drift, med tiden ville fjerne de coliforme bakterier. Dog var der opmærksomhed omkring behov for løbende at udføre målinger under opstart.

Den nederste prøvehane på det nye efterfilter var utæt og blev udskiftet d. 22. oktober 2021 (dag 47). I den forbindelse skyllede en del filtermedie ud af hanen. Hvis der var coliforme bakterier i filtret, kan dette skred i sandet have "frigjort" coliforme bakterier til vandfasen.

D. 25. oktober blev der set coliforme bakterier i rentvandsbeholderne. Som konsekvens af dette, blev udløbet fra det nye efterfilter sendt til vandløbet indtil filteret igen var rent.

Formål

Kildeopsporing af coliforme bakterier ved afgang rentvandsbeholderne.
Vurdering om returskyllevandet fra det nye efterfilter indeholdt coliforme bakterier.
Sikring at vandet ved udløb af det nye efterfilter var rent inden der igen blev tilkoblet til rentvandsbeholderne.

Forsøg

Løbende målinger
Målinger under returskyl

Forhold

- Drift i hele perioden blev medtaget frem til observation af coliforme bakterier i rentvandsbeholderne.
- Efter afkobling til rentvandsbeholderne: Forfilter 1 kørte til efterfilteret med 20 m^3/t med skiftende flowretning.
- Efterfilter skyllet i 10 minutter 23.11.2021 med et flow på ca. 136 m^3/t (Slut gangtid 1, Start gangtid 2) og igen 29.11.2021 (Slut gangtid 2, Start Gangtid 3) med et flow på ca. 139 m^3/t.
- Under filterskylning af efterfilteret blev der taget prøver for hver 30. sekund og opsamlet i fraktioner. Tiden i graf angiver tidspunkt for udtagning af første prøve i fraktionen.

Prøver

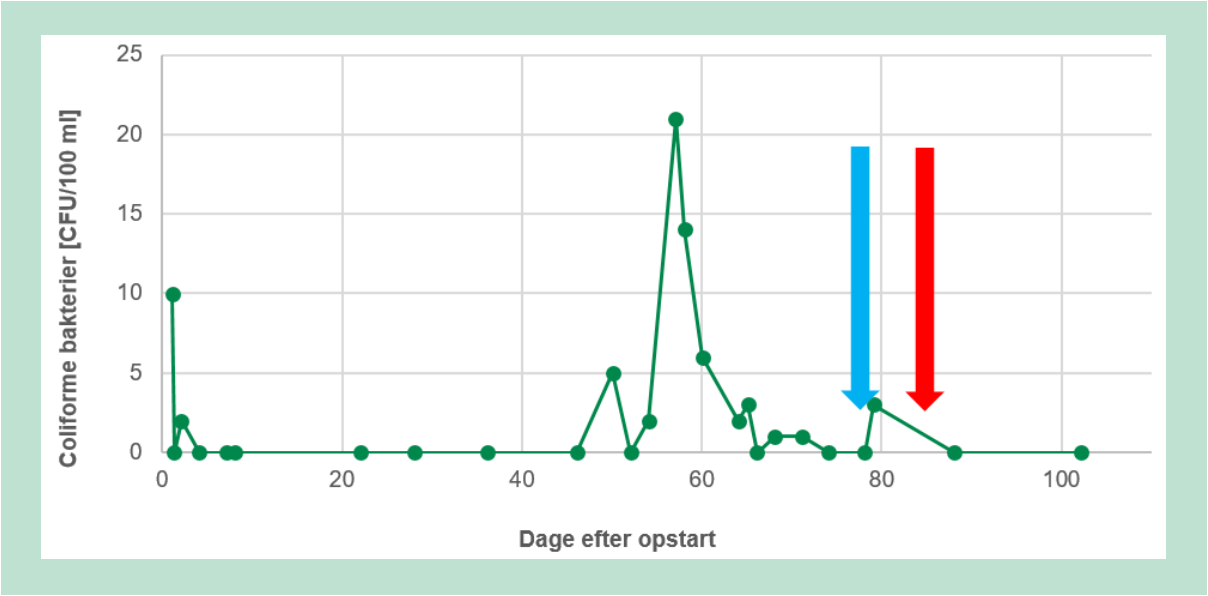
Der blev udtaget en lang række vandprøver fra boringer, fra filterudløb samt fra rentvandsbeholderne (data ikke vist). Herudover blev der udtaget prøver fra returskyllevand fra det nye efterfilter. Desuden blev der udtaget skyllevand fra et kontrolfilter, se forsøg L6.

Analyseparametre

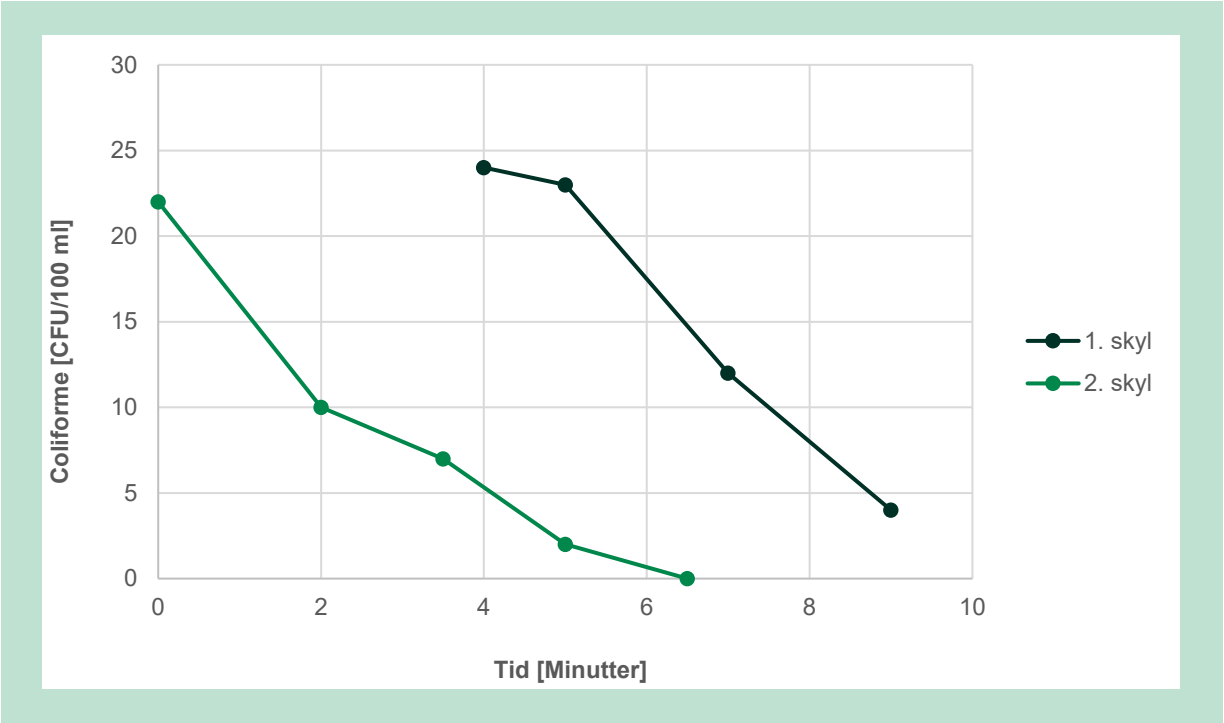
Coliforme bakterier (Agrolab).

Resultater

FIGUR 34 og FIGUR 35 viser indholdet af coliforme bakterier i vandprøver udtaget fra efterfilter samt skyllevandsprøver fra filterskylning af efterfilter. Blå pil markerer filterskylning efter 1. gangtid og rød pil markerer filterskylning efter 2. gangtid på det nye efterfilter (FIGUR 34).



FIGUR 34. Coliforme bakterier i afgang efterfilter.



FIGUR 35. Coliforme bakterier i skyllevandsprøver.

Efter ventilskift (dag 47) blev der målt coliforme bakterier i udløb fra efterfilteret frem til filterskylning (dag 79). Idet der blev set coliforme bakterier i skyllevandet samt udløbet (3 CFU/100 ml), blev filteret skyllet igen på dag 85 (Slut 2. gangtid). Efter 2. filterskyl, var filteret rent.

Diskussion

Der blev set en kraftig opblomstring efter skift af nederste ventil i efterfilteret. To timer efter filterskyllet blev der igen udtaget prøver, der viste 3 coliforme bakterier/100 ml. Dermed var skylningen utilstrækkelig og blev gentaget på dag 85. Der blev ikke udtaget prøver i de første 4 minutter af 1. filterskylning, idet ventil til prøveudtagning var blokeret af filtergrus. Efter ventil blev motioneret, var alle skyllevandsprøver helt klare uden visuelt spor af okker eller sand.

Årsagen til forureningen med coliforme bakterier kunne ikke endelig fastlægges. Én mulig forklaring var at coliforme bakterier blev tilført det nye efterfilter med SmartSandet og at de først senere blev frigivet til vandfasen, muligvis pga. dvaletilstand.

6. Perspektivering

Arbejdet med Smart Re-design projektet har været en øjenåbner til fremtidig dimensionering, indkøring og drift af vandværksfiltre.

Indkøring af SmartSand:
Der var fra starten en forventning om at ammonium ville kunne indkøres på SmartSand i løbet af 7 dage. Denne forventning blev ikke indfriet idet der gik 23 dage, altså mere end 3 gange så lang tid.
Det der udfordrede indkøringen, var som nævnt i afsnit 5.2 L2 Indkøring af nyt efterfilter, den meget brutale behandling som bakterierne i SmartSandet fik, efter de forlod Dansk Kvarts Industri A/S. I 12 dage fik det nye efterfilter kun leveret rent vand fordi forfilteret fjernede ammonium for effektivt. Da indkøringen herefter startede, var det med et dobbelt så højt flow som oprindeligt tiltænkt – og det var allerede højt.
Alligevel var der biomasse i filteret i starten af 1. gangtid (Se, 5.4. L4 Biomasse). Dog var værdierne lave og de laveste ATP værdier der blev målt i demonstrationsforsøget. Det havde været interessant at se hvilken betydning, de 12 dage med rent vand forud for demonstrationsforsøget, havde på bakterierne.

Lange gangtider:
I demonstrationsforsøget blev der opnået meget lange gangtider med den længste gangtid på 102 dage. Den korteste gangtid var på 6 dage og var udelukkende pga. infektion med coliforme bakterier (se L8 Coliforme bakterier). Gangtiden på 102 dage opstod planlagt for at udføre yderligere forsøg med skyl og prøveudtagning. Der var ingen tegn på tilklogning eller trykstigning. Endnu længere gangtider bør derfor være muligt under normale driftsforhold såfremt jern er fjernet forudgående i et forfilter.

Driftsstop:
I demonstrationsforsøget blev det nye efterfilter med SmartSand (L5) samt et kontrolfilter (L6) undersøgt i forhold til kapacitet efter driftsstop. Både det nye efterfilter og kontrolfilteret klarede sig godt og resultaterne viste at driftsstop med både SmartSand og kontrolsand var mulig i hhv. 15 og 14 dage, dog med overskridelse af ammonium i kontrolfilteret de første 3 timer. Resultaterne var fra modne filtre og kan derfor ikke umiddelbart sammenlignes med betingelserne under indkøring af det nye efterfilter. Alligevel var det interessant at filtre (både det nye efterfilter og kontrolfilteret) der ikke fik noget som helst næring i form af ammonium performede så godt, da der igen blev ledt ammonium til filtrene. Det kunne tyde på, at bakterier gik i dvale, mens der ikke var ammonium til stede. Da ammonium igen var til stede efter hhv. 14 og 15 dage, var bakterierne klar til omsætning. Der blev ikke målt biomasse ved ankomst af SmartSand til Lundeværket, men det havde været interessant, at se om bakterierne gik i dvale eller decideret blev færre.

Flowretning:
Det var interessant at se den store biologiske aktivitet i form af ATP i toppen og bunden af det nye efterfilter med SmartSand (L4, FIGUR 27). Dette gjorde, at hele filterets dybde blev udnyttet og gjorde det muligt at skrue op for flowet uden ammonium overskridelser til følge (L3a, FIGUR 22).
Under normale driftsforhold på et vandværk, er det en udfordring at skrue op for flowet med overskridelser af ammonium til følge, idet de nitrificerende bakterier tilpasser sig til det givne flow.
Demonstrationsforsøget viste en mulighed for momentant at ændre flowhastigheden uden konsekvenser for ammoniumomsætningen, idet der var nitrificerende bakterier i både top og

bund. Dog viste nitrit sig at være en udfordring ved meget højt flow (50 m^3/t svarende til 28 m/t).
Demonstrationsforsøget åbner op for nye muligheder for drift af lukkede filtre, hvor der er mulighed for at køre alternerende drift. Denne form for styring vil egne sig specielt godt på vandværker, hvor der er behov for hurtigt at kunne levere mere vand.

Flowhastighed:
Fra projektets start var det forventet filterhastigheden igennem efterfilteret ville nå sin maksimale kapacitet inden 23 m/t. Alligevel skulle det testes af til fremtidens dimensionering af nye filtre. Resultaterne viste, at der ikke var problemer med fjernelse af ammonium ved 23 m/t og heller ikke ved 28 m/t (se FIGUR 21 og FIGUR 22 i afsnit 5.3 L3). Fjernelsen af nitrit til under grænseværdien for forbruger blev opnået ved 23 m/t, men ikke ved 28 m/t. (FIGUR 23 og FIGUR 24). Dermed lå begrænsningen i efterfiltret imellem de 2 hastigheder. De høje hastigheder gav ikke problemer med for højt tab over filtret, hvilket var meget positivt med den specielt fremstillede slidsebund i bunden af filteret.
Demonstrationsforsøget viste dermed, at det nye efterfilter kunne køres med langt højere flows end forventet, hvilket giver store muligheder for fremtidens dimensionering og drift af nye filtre.

Potentiale for kapacitet og fleksibilitet på eksisterende vandværk:
De vigtige resultater i forhold til driftsstop har stort potentiale for at øge kapaciteten og fleksibilitet på allerede eksisterende vandværker ved at drifte dem anderledes. Det kan illustreres med eksemplet nedenfor:
Hovedværket på Vandcenter Syd er dimensioneret til 1.200 m^3/t. Normalt ligger driften på 400 m^3/t. Der er 12 filtre, hvilket giver et meget lille flow over hvert filter (33 m^3/t eller 1,7 m/t). Det er kendt, at et øget flow kan resultere i forhøjede ammoniumkoncentrationer. På Hovedværket vil der være behov for øget flow i spidsbelastninger, eller hvis et andet vandværk er ude af drift. Der er dermed sandsynlighed for, at der ikke er nok bakterier til at omsætte ammonium, idet bakterierne er tilpasset til det givne flow. Derfor er der nu indført alternerende drift. Dvs. at der kører 6 filtre ad gangen. Dermed er flowet over de 6 filtre dobbelt så højt, som hvis alle 12 filtre er i drift.
Når sætpunkt på det enkelte filter er nået (flow styret 5.000m^3), skylles filteret og der driftes i 12 timer hvorefter filteret stopper ned. Herefter overtager de 6 filtre der før var ude af drift. Hvis der opstår et behov for yderligere vand, medtages det antal filtre der er brug for i driften.
Denne form for drift giver en utrolig fleksibilitet og udnytter værkets kapacitet. Dog kræver det, at de nitrificerende bakterier er opformerede, for at ammoniumomsætningen er effektiv ved det højere flow. For at opnå dette, kan det være nødvendigt i en periode at opblande vandet med vand fra andre filtre hvor ammoniumomsætningen allerede er tilpasset til flowet.

7. Referencer

Søborg, DA, Breda, IL, Roslev, P og Ramsay, L. Relationships of bacterial community compositions with water quality parameters through depth of groundwater fed full-scale drinking water biofilters. *In preparation.*

Bilag 1. Billeder fra værket før og efter re-design

Det nederste T-stykke fjernes og efterfilteret kobles imellem de 2 flanger.



Loftshøjde 3,08 cm. Dørstørrelse B = 1,7 m og h = 2,35 m





Højde i kælderskakt 3,43 m

Ydre dør mål b = 1,68 m, h = 2,31m



Monteringen af efterfiltret i Kælderen på Lundeværket





Demonstrationsanlæg ved Lundeværket
I Danmark er drikkevandsproduktion baseret på grundvand, der behandles ved en enkel proces, der består af iltning af vandet efterfulgt af en biofiltrering med gravitations- eller trykfiltre. Herved fjernes eller omdannes jern, ammonium og mangan. Design og drift af biofiltrering, som er hjertet i vandbehandlingen, har ikke ændret sig væsentligt i mere end 100 år. Fremskridt i prøvetagning og måleteknikker i forbindelse med biofiltrering har imidlertid medført ny viden og mulighed for at undersøge, forstå og manipulere de kemiske, mikrobiologiske, fysiske og procesteknologiske elementer i drikkevandsbehandling. Vandkvaliteten er under pres, og der er en erkendelse af, at mange af de nuværende overskridelser af vandkvalitetskrav på landsplan kunne undgås ved en bedre vandbehandling.

Projektets formål er at re-designe vandbehandling fra bunden ved radikal nytænkning af drikkevandsproduktionen, hvormed der kan ske en optimering af nye og eksisterende vandværker, herunder reduktion af vandspildet ved returskyl, forkortelse af indkøringen af nye filtre samt større bæredygtighed i drikkevandsproduktion.
Projektet har resulteret i formulering af 18 ”redesign-principper”, der handler om design og drift af drikkevandsbehandling. Principperne blev testet ved fuldskala demonstration af ny filterbeholderdesign samt ny indkøringsprocedure med SmartSand. Endvidere blev principperne udviklet på basis af ny viden om jern- og ammoniumfjernelse samt returskylleprocessen. Projektet har desuden påbegyndt udvikling af den åbne dataplatform ”Merkur” til vandbehandlingsdata samt en matematisk model til at belyse virkningen af forskellige filterkonstruktioner.

Miljøstyrelsen
Tolderlundsvej 5
5000 Odense C

www.mst.dk

Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Sammenfatning

Rapport 12 i projektet ”Smart Re-design of Drinking Water Production”

MUDP Rapport

September 2023

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion: Loren Ramsay

ISBN: 978-87-7038-551-0

Miljøstyrelsen offentliggør rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, som er finansieret af Miljøstyrelsen. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse.

Indhold

Forord		**5**
1.	**Introduktion**	**8**
1.1	Projektidéen	8
1.2	Projektleverancer	9
1.3	Redesign-principperne	9
1.4	Projektformidling	10
2.	**Vandbehandlingsdata**	**13**
2.1	Mangel på vandbehandlingsdata	13
2.2	Behov for udvikling af nyt prøvetagningsudstyr	13
2.3	Fastlæggelse af KPI'er	13
2.4	Evidensbaseret vandbehandling	14
3.	**Iltning og jernfjernelse**	**15**
3.1	Aktiv til passiv iltning	15
3.2	Dybdefiltrering	15
3.3	Returskylleeffektivitet	16
3.4	Massebalance og filtervækst	16
4.	**Filterbeholderdesign**	**17**
4.1	Filtreringsprincip	17
4.2	Filterbund	17
4.3	Bærelag og filtermedie	17
4.4	Fluidisering og medieflugt	18
4.5	Monitering og fuldskala	18
5.	**Indkøring**	**19**
5.1	Mål for SmartSand	19
5.2	Fremgangsmåde	19
5.3	Produktion	20
5.4	Indkøring	20
5.5	Ydeevnedeklaration	20
6.	**Ammoniumfjernelse**	**21**
6.1	Pilotanlæg	21
6.2	Robusthedstest	21
6.3	Fuldskala anlæg	21
6.4	Driftsfordele	22
7.	**Modellering**	**23**
7.1	Fysiske input parametre	23
7.2	Brug af modellen	23
7.3	Jernfjernelse over en gangtid	23
7.4	Indkøring	24
7.5	Indkøring med SmartSand	24

8. Returskylleprocedurer 25
8.1 To-medie filtre 25
8.2 Opblanding af filtermedier 25
8.3 Bevægelsesfænomener 26

9. Behandlingsarkitektur 27
9.1 Mål for SmartSand 27
9.2 Fremgangsmåde 27
9.3 Højere omsætningsrater 27
9.4 Robust og stabil biomasse 28

Forord

Denne rapport er en del af fyrtårnsprojektet ”Smart Re-design of Drinking Water Production”, som blev udført i perioden 2018 - 2022 og finansieret af projektdeltagernes egenfinansiering samt den offentlige støtteordning Miljøteknologisk Udviklings- og Demonstrationsprogram (MUDP) under Miljøministeriet. Projektets formål er at re-designe vandbehandling ved en dyb forståelse og en radikal nytænkning af vandbehandlingsprocessen. Da projektet omhandler helt almindelig dansk vandbehandling, er projektets resultater relevante for alle danske vandforsyninger.

Fyrtårnsprojektet er formidlet gennem 12 rapporter, samt en serie konferenceindlæg, tidskriftsartikler, og seminarer. Desuden er en række løsninger demonstreret ved fuldskalaanlæg på hhv. Østerbyværket syd for Aarhus og Lundeværket nord for Odense.

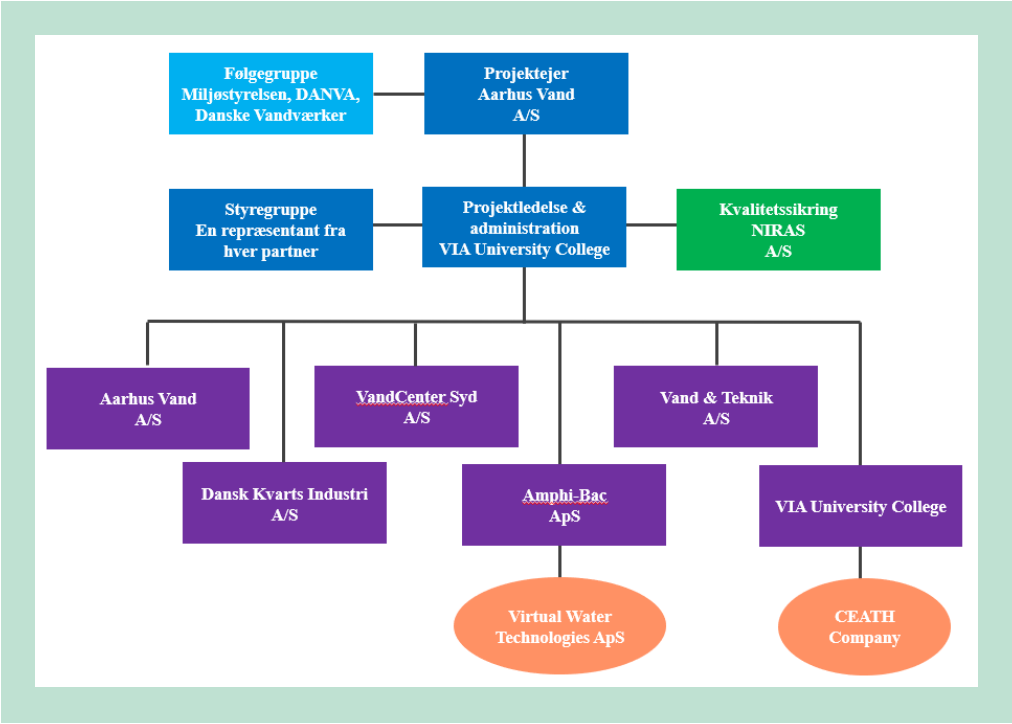
Baggrund

I Danmark er drikkevandsproduktion baseret på grundvand. Grundvandet behandles ved en ret enkelt proces, der kaldes for ”normalbehandling” (Karlsen og Sørensen, 2014). Denne proces består af iltning af vandet efterfulgt af en biofiltrering med gravitations- eller trykfiltre. Biofiltrering indebærer en kompleks blanding af fysiske, kemiske og mikrobiologiske elementer. Da det indvundne grundvand ofte er kemisk reduceret, kan vandet indeholde opløste stoffer som jern, ammonium og mangan, der skal fjernes/omdannes. Avanceret vandbehandling kommer kun på tale, hvis der også er behov for at fjerne f.eks. gasser (svovlbrinte, methan, aggressiv kuldioxid), hårdhed, arsen eller pesticider. I Danmark anvendes hverken chlor eller andre former for kemisk desinfektion under behandling eller distribution af vandet.

Biofiltrering er hjertet af normalbehandling af drikkevand i Danmark. Design og drift af biofiltrering har dog ikke ændret sig væsentligt i mere end 100 år. Manglende proces- og mikrobiologisk viden kombineret med en konservativ tilgang har medført, at videreudvikling af biofiltrering har været begrænset, og at filtre har været betragtet som en black box. Nye og billigere mikrobiologiske analyser, sofistikerede prøvetagningsmetoder, at-line målinger og andre fremskridt har nu åbnet denne black box i vandbehandlingen og gjort det muligt at undersøge, forstå og manipulere processen i højere grad end før.

Projektorganisation

Projektet blev udført af syv partnere og to underleverandører, se FIGUR 1 nedenfor:



FIGUR 1. Diagram over projektorganisation.

Projektets følgegruppe og styregruppe bestod af følgende personer:

Følgegruppe
Bolette D. Jensen, Miljøstyrelsen (formand)
Dorte Skræm, DANVA
Robert Jensen / Henrik Hermansen, Danske Vandværker
Flemming Fogh Pedersen, Aarhus Vand (projektejer)
Loren Ramsay, VIA University College (projektleder)

Styregruppe
Flemming Fogh Pedersen, Aarhus Vand
Finn Mollerup, VandCenter Syd
Jens Kristensen, Vand og Teknik
Claus Hove Sørensen, Dansk Kvarts Industri
Søren Bastholm Olesen, Amphi-Bac
John Kristensen, NIRAS
Loren Ramsay, VIA University College

Projektets arbejdspakker og rapporter

Projektet er inddelt i arbejdspakker og rapporter, se nedenfor. Arbejdspakkerne og rapporterne er identificeret som "åbne" eller "kommercielle" for at tydeliggøre, hvornår resultater frit formidles til hele branchen og hvornår resultater holdes internt blandt de relevante partnere af hensyn til kommercielle interesser.

Arbejdspakke 1: Etablering af designgrundlag (åben)
Rapport 1: Indsamling af vandbehandlingsdata
Rapport 2: Merkur: Web-baseret platform til vandbehandlingsdata

Arbejdspakke 2: Tekniske forsøg (åben)
Rapport 3: Flytning af filtermediekorn under returskyl
Rapport 4: Jernfjernelsesdybde i biofiltre
Rapport 5: Biostimulering med ammonium
Rapport 6: Jernfjernelse i returskyl
Rapport 7: Filtermediers gangtid
Arbejdspakke 3: SmartSand (kommerciel)
Rapport 8: Udvikling og produktion af SmartSand (fortrolig)

Arbejdspakke 4: SmartArkitektur (åben)
Rapport 9: Vandbehandlingsmodel

Arbejdspakke 5: Fyrtårnsdemonstration i fuldskala (åben)
Rapport 10: Demonstrationsanlæg ved Østerbyværket
Rapport 11: Demonstrationsanlæg ved Lundeværket

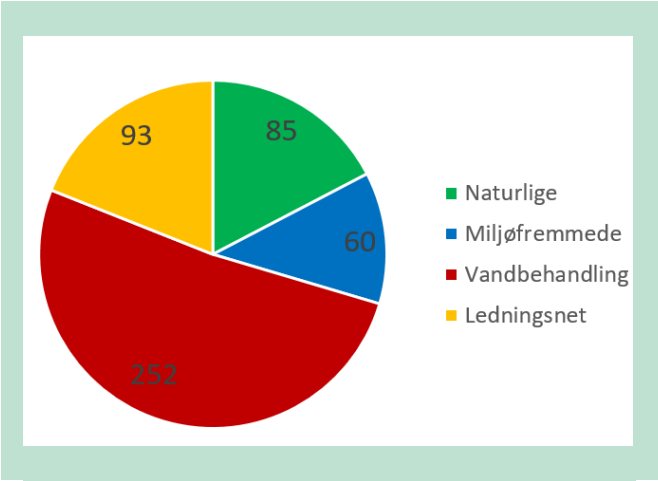
Arbejdspakke 6: Projektledelse
Rapport 12: Sammenfatning

1. Introduktion

Denne rapport er en sammenfatning og er Rapport 12 af 12 om fyrtårnsprojektet "Smart Redesign of Drinking Water Production". Formålet med Rapport 12 er at se vandbehandling ud fra Redesign-projektets perspektiv samt give et overblik over udvalgte resultater. Resultater fra Redesign-projektet er et bidrag til "den nye lærebog" for normal vandbehandling i Danmark da den tidligere forståelse af normal vandbehandling har været ufuldstændige eller i enkelte tilfælde forkerte. Flere detaljer findes i Redesign-rapporterne 1-11.

1.1 Projektidéen

Fremskridt i prøvetagning og måleteknikker i forbindelse med biofiltrering har medført ny viden og mulighed for at undersøge, forstå og manipulere de kemiske, mikrobiologiske, fysiske og procesteknologiske elementer i drikkevandsbehandling. Samtidig har krav til bæredygtighed været stigende i de senere år. Endelig er vandkvaliteten blevet sat under øget pres og der er en erkendelse af, at mange af de nuværende overskridelser af vandkvalitetskrav på landsplan kunne undgås ved bedre vandbehandling (se FIGUR 2). Dette gør, at projektgruppen har ønsket at re-designe drikkevandsproduktion - både i forbindelse med anlæg og drift - fra bunden.



FIGUR 2. Oversigt over antal overskridelser og årsager hertil.

Der har været ønske om, at projektresultaterne skulle kunne anvendes på såvel eksisterende som nye vandværker. Mange vandværker i Danmark har en restlevetid, der gør, at procesanlægget ikke umiddelbart er økonomisk eller miljømæssigt rentabelt at udskifte. Projektet skulle derfor pege på, hvorledes eksisterende filteranlæg kan retro-fittes, dvs. renoveres radikalt, så de fungerer bedre i deres restlevetid.

Projektet har været tydeligt inddelt i åbne og kommercielle arbejdspakker. Resultater fra de kommercielle arbejdspakker har været holdt fortrolige for at kunne medføre øget vækst og beskæftigelse i de aktuelle partnere. Åbne arbejdspakker har udnyttet diverse metoder til formidling af resultater (se afsnit 1.4) til så bred en kreds som mulig så hele forsyningsbranchen kunne nå længere end ved egne individuelle anstrengelser.

Da drikkevandsproduktion foregår ved hjælp af biofiltrering på alle danske vandværker i dag, har projektets resultater mulighed for en meget bred anvendelse. Dermed har projektet mulig-

hed for en væsentlig påvirkning af hele vandbranchen. Da interessen for en bæredygtig vandproduktion er stigende internationalt, er resultaterne fra Redesign-projektet gavnlig for den del af den danske vandbranche, der beskæftiger sig med eksport.

1.2 Projektleverancer

Ved projektets start blev en række resultater og leverancer stillet i udsigt.

Projektets formål	Succeskriterier	Resultater og leverancer	Arbejdspakke
At re-designe vandbehandling fra bunden ved radikal nytænkning af drikkevandsproduktion	50 % reduktion af vandspild ved returskyl.	Ny viden om procesdesigns.	AP1, AP2
	Signifikant mindre filterbeholdere.	Banebrydende nyt design af filterbeholdere.	AP4
	Indkøring forkortes fra 3 til under 1 måned.	Metoder til produktion og anvendelse af SmartSand.	AP3
	Anvendelighed i eksisterende anlæg.	Anvisninger til eksisterende filteranlæg.	AP4, AP5
	Open Science principper indarbejdes i udvalgte arbejdspakker.	Demonstration i fuldskala på to lokaliteter.	AP5

FIGUR 3. Projektleverancer.

1.3 Redesign-principperne

Redesign-projektet har gennem egne resultater, litteraturstudier og samtaler med andre eksperter medført en dybere forståelse for, hvordan vandbehandling bedst designes og driftes. Under ét er denne forståelse formuleret som en række principper. De mest centrale redesign-principper angives nedenfor:

1. Der bør tilsigtes at undgå overiltning af vandet (hvor der ikke er behov for at strippe reducerede gasser eller aggressiv kuldioxid), da iltning koster energi, øger risikoen for luftansamlinger i filtermediet samt øger risikoen for uønsket udfældning af kalk.
2. Adskillelse af filtrering i flere beholdere i serie muliggør at den enkelte proces kan optimeres, med bedre vandkvalitet og mindre anlæg til følge.
3. Ved valg af filtermedium til et forfilter til jernfjernelse, hvor der er forventning om behov for hyppige og grundige skyl, kan man overveje et filtermedium med lavere densitet end kvarts for at muliggøre bedekspansion ved lavere returskylleflow.
4. Et filters fribord bør minimeres. Det kan ske ved at sænke vandspejlet inden skyl og stoppe lille skyl inden vandspejlet når skyllevandsrenden – eller ved at bruge en filtermedie tilbageholdelsesanordning ved skyllevandsrenden. Et højt fribord a) kræver anlæg med højere filtre med unødig brug af ressourcer til følge, b) forringer mulighed for at fjerne skidt under returskyl og c) medfører et tyndt lag slampartikler i toppen af filtret efter endt returskyl. Fribordets højde afhænger også af det planlagte filtermedies bedekspansion under returskyl.
5. Bærelag i filtre bør undlades hvor muligt (f.eks. ved tilpasning af filterbunden og/eller kornstørrelser), da der er risiko for at bærelag blandes med filtermedie under returskyl samt fordi bærelaget generelt har ringe renseevne.

6. Hvor bærelag vurderes nødvendigt, kan dette med fordel udgøres af glaskugler, der har et lavt uensformighedstal, en høj sfæricitet og en stor densitet. Bærelag med glaskugler har mindre tendens til at blandes med filtermediet.
7. Indkøring af nyt filtermedie bør forkortes, evt. ved brug af medie, der på forhånd er indkørt. Dette sparer tid og grundvandsressource samt reducerer behovet for afledning af vandet under indkøringen.
8. Til jernfjernelse, bør der tilsigtes en dybdefiltrering, dvs. at drikkevandets kvalitetskrav først opnås efter vandet har passeret mindst 75% af bed dybden.
9. Langt større flow i jernfiltre end er typisk i dag bør anvendes. Det muliggør mindre filtreareal og derfor mindre skyllevandspumper og skyllevandsmængder.
10. Det erkendes, at der findes forskellige jernfjernelsesmekanismer. Der sigtes mod at undgå homogen jernfjernelse, hvor jern udfældes i vandfasen uden kontakt til filtermedie. Det betyder bl.a. at opstuvning over toppen af filtermediet bør mindskes mest muligt. Overdreven store opstuvning medfører risiko for homogen jernudfældning, der bundfælder på toppen af filtermediet som en kage med kortere gangtider til følge mens begrænset opstuvning fremmer heterogen jernfjernelse.
11. Det accepteres, at det er sværere at fjerne mediecoating dannet ved heterogen eller biologisk jernfjernelse end ved homogen jernfjernelse. Derfor bør behandlingsanlæg designes for at lette en hyppig fjernelse af overskydende medie, især på anlæg, hvor råvandet indeholder meget jern.
12. Ammoniumfjernelse bør tilsigtes på efterfilteret, hvor der værnes om den biologiske vækst. Langt større ammoniumfjernelseshastigheder end hvad der er typisk i dag opnås ved at sikre gode vækstbetingelser for mikroorganismer. Disse forhold er højt flow, få returskyl/lange gangtider, højt ammonium, lavt jern og tilstrækkeligt kobber.
13. Returskyl med luft alene påvirker de øverste cm og har begrænset værdi efter det første minut medmindre der findes en sammenkittet filterkage på toppen af filtermediet, der skal brydes op.
14. Ekspansion af filtermediebeddet under returskyl med vand kræver større flow end typisk fundet. Hvis der anvendes to-medie filtre samt returskyl med luft-og-vand samtidigt, skal beddet ekspanderes for at adskille de to medier fra hinanden.
15. Returskyl med luft-og-vand samtidig medfører kaotiske bevægelser af filtermediekorn, hvilket kan medføre at mediet i et to-medie filter bliver blandet under returskyl. Dette skal helst undgås, enten ved at anvende et-medie filtre eller ved at dimensionere filtermedie og skylleflow med vand alene således at der sker en væsentlig bedekspansion.
16. Returskyl med luft-og-vand samtidig medfør de største forskydningskræfter på mediekornene af alle skyllesekvenser og er dermed fordelagtig at inkludere i skylleproceduren, når et forfilter skal renskylles for jern. Der kan overvejes en skylleprocedure, hvor korte sekvenser med vand-og-luft samtidig efterfulgt af vand alene gentages flere gange.
17. Det erkendes, at vandbehandlings nøgletal bør spille en stor rolle i vurdering af design og drift af vandbehandlingsanlæg. Udvalgte nøgletal bør indsamles og gøres tilgængelige i en åben database.
18. Ved anlæg af nye vandværker bør udbudsmaterialet understøtte muligheden for innovation og design af bæredygtige anlæg. Dette kan kræve, at bygherren skal være villig til at påtage sig risici i forbindelse med vandbehandling.

En oversigt over projektets hovedresultater ses i de efterfølgende kapitler.

1.4 Projektformidling

Formidling blev anset som en særlig vigtig aktivitet for dette fyrtårnsprojekt, især fordi den traditionelle tilgang til drikkevandsproduktion, der har været anvendt i 100 år blev udfordret. Formidling blev gennemført ved anvendelse af en række meget forskellige virkemidler, både traditionelle, men også nyskabende.

Formidling har en vigtig rolle i understøttelse af det "praksisfællesskab", der tegner sig inden-for personer, der interesserer sig for drikkevandsbehandling.

2019

- 2019/01/22: **Seminar**. "Vandbehandling", Horsens. Resultater fra AP1 og 2 blev fremlagt. Besøgt af 35 deltagere med stor spørgelyst. Søren Bastholm, Sara Starcke, Ditte Andreasen Søborg, Majbritt Lund, Loren Ramsay.
- 2019/01/31: **Konferencepræsentation**. Danish Water Forum, København. "Performance indicators for the drinking water treatment process." Loren Ramsay & Martin Ramsay
- 2019/02/05: **Seminar**. "Vandbehandling", København. Resultater fra AP1 og 2 blev fremlagt. Besøgt af 20 deltagere med stor spørgelyst. Søren Bastholm, Sara Starcke, Ditte Andreasen Søborg, Majbritt Lund, Loren Ramsay.
- 2019/05/09: **Konferencepræsentation**. European Water Association, Treatment Technologies for Groundwater-based Water Supply, København. "Biofiltration for groundwater-based drinking water: Insights into a mature technology through novel monitoring." Loren Ramsay & Ines Breda.
- 2019/05/10: **PhD afhandling**. Horsens. "Manganese removal in drinking water biofilters – from start-up to matured filters." Ines Breda.
- 2019/07/06: **Projektrapport**, 6. semester. Mikkelsen, A.E., 2019. Investigation and amendment of Børkop Waterworks backwash procedure.
- 2019/06/24: **Konferencepræsentation**. IWA's International Young Water Professionals Conference, Toronto. "Manganese Removal At 10 Full-scale Drinking Water Biofilters." Ines Breda, Ditte Andreasen Søborg, Loren Ramsay & Peter Roslev.
- 2019: **Artikel**. "Manganese removal processes at 10 groundwater fed full-scale drinking water treatment plants. Water Quality Research Journal. Ines Breda, Loren Ramsay, Ditte Andreasen Søborg, R. Dimitrova and Peter Roslev. https://iwaponline.com/wqrj/article/54/4/326/67977/Manganese-removal-processes-at-10-groundwater-fed
- 2019/11/04: **Konference poster**. Water Quality Technology Conference (AWWA), Dallas. "Benchmarking the Water Treatment Process." Loren Ramsay, Martin Ramsay.
- 2019/11/04: **Konferencepræsentation**. Amsterdam International Water Week, Amsterdam. "Non-compliance Issues in European Drinking Water: Extent, Causes & Solutions." Ditte Andreasen Søborg, Loren Ramsay, Anna Bondo Medhus, Lærke Thorling.
- 2019/11/12: **Konferencepræsentation**. Dansk Vand Konference 2019, Aarhus. "Kobling af stoffjernelse med mikrobielle samfund gennem dybden af sandfiltre." Ditte Andreasen Søborg, Ines Breda & Peter Roslev.
- 2019/11/12: **Konferencepræsentation**. Dansk Vand Konference 2019, Aarhus. "Merkur – Det første skridt mod evidensbaseret vandbehandling." Loren Ramsay.

2020

- 2020/02/10: **Konference poster.** International Symposium: Potable Reuse and Biological Treatment, Atlanta, GA, USA. "Removal of Fe, NH4+, and Mn coupled with microbial communities through depth of 10 Danish full-scale drinking water sand filters." Ditte Andreasen Søborg, Ines Breda, Peter Roslev.
- 2020/02/10: **Konferencepræsentation**. International Symposium: Potable Reuse and Biological Treatment, Atlanta, GA, USA. "Revisiting two-stage biofiltration for drinking water production." Loren Ramsay, Majbritt Lund, Rasmus Bærentzen, Claus Paludan Hynkemejer, Søren Bastholm Olesen.

- 2020/02/10: **Konference poster**. International Symposium: Potable Reuse and Biological Treatment, Atlanta, GA, USA. “Common misunderstandings in biofiltration.” Loren Ramsay, Ines Breda, Ditte Andreasen Søborg.

2021

- 2021/02: **Artikel**. “Grain Displacement during Backwash of Drinking Water Filters.” Loren Ramsay, Feng Du, Majbritt Lund, Haiyan He, and Ditte Andreasen Søborg. Water Supply, Vol 21, Issue 1, pp 356-367. https://iwaponline.com/ws/article/21/1/356/78074/Grain-displacement-during-backwash-of-drinking
- 2020: **Artikel**. “Methane emission and methanotrophic activity in groundwater-fed drinking water treatment plants.” Edmundas Maksimavicius og Peter Roslev. Water Supply, Vol 20.3, pp 819-827. https://iwaponline.com/ws/article/20/3/819/71938/Methane-emission-and-methanotrophic-activity-in

2022

- 2022/05/01: **Artikel.** Returskyl – Vandbehandlingens Problembarn. *Vand & Jord*, 27. årgang nr. 2. http://vand-og-jord.dk/returskyl-vandbehandlingens-problembarn/
- 2022/05/04: **MerkurForum**. Konference om vandbehandling med udgangspunkt i den nye, web-baserede dataplatform. VIA University College, Horsens.
- 2022/09/11-15: **Konferencepræsentation**. What Can Benchmarking (Metrics) Teach Us About The Biofiltration Treatment Process? Loren Ramsay. IWA World Water Congress & Exhibition.
- 2022/09/11-15: **Stand på udstilling** Re-designing drinking water treatment. Searching for the most efficient & sustainable method for treating drinking water. IWA World Water Congress & Exhibition.
- 2022/09/01: **Artikel**. Vil du vide mere om din vandbehandling? Loren Ramsay & Henriette Buch Lauersen. *Vandposten*, 84.

Kommende i 2023

- 2023: **Artikel**. “Microbial diversity is related to compound removal through depth of 10 groundwater fed full-scale drinking water biofilters in Denmark.” Ditte Andreasen Søborg, Ines Breda, and Peter Roslev. In preparation.
- 2023: **Artikel**. Data om drikkevandsbehandling. Vand og Jord. Loren Ramsay & Henrik Bjørn.

Undervisning:

- **VIA University College kurser**: Vandforsyning (1. semester), Kemi og Mikrobiologi (3. semster), Process Engineering (3. semester).
- **DANVA kurser**: Vandkvalitet (2 dage); Vandbehandling - design og optimering (2 dage).
- **World Water Camp** (6 dage fysisk i forbindelse med IWA World Water Congress & Exhibition i Bella Center i København i september 2022 samt 3 virtuelle dobbeltlektioner via Zoom)

2. Vandbehandlingsdata

Flere oplysninger om dette emne fås i følgende delrapporter:

- Rapport 1: Indsamling af vandbehandlingsdata
- Rapport 2: Merkur: Web-baseret platform til vandbehandlingsdata



FIGUR 4. Udvalgte perspektiver fra Re-design projektet vedrørende vandbehandlingsdata.

2.1 Mangel på vandbehandlingsdata

Jupiter er en enestående offentlig tilgængelig, national boringsdatabase, der er drevet af GEUS. Den er landsdækkende og indeholder data om grundvand, drikkevand, råstoffer miljø og geoteknisk, herunder resultater fra grundvandskemiske og drikkevandskemiske prøver (udtaget ved boringer og ved forbrugerens taphane). Til gengæld indeholder databasen ikke resultater fra prøver udtaget i forbindelse med vandbehandlingsprocessen. Det skyldes, at der ikke er lovmæssige krav om dette.

2.2 Behov for udvikling af nyt prøvetagningsudstyr

Da der ikke er lovmæssige krav om udtagning af prøver i forbindelse med vandbehandlingsprocessen, er der heller ikke nogen angivelse af hvilket udstyr skal anvendes til at udtage prøverne. I projektet er der behov for udvikling af udstyr og prøvetagningsmetoder, særligt på følgende områder: 1) pibeorgel til fastlæggelse af filter bedets ekspansion under returskyl med vand, 2) juletræ til udtagning af niveaubestemte vandprøver ned igennem filtermediet, 3) proton pack til udtagning af filtermedie prøver ned igennem filtermediet samt 4) teleskoparm til udtagning af tidsserie for vandprøver fra skyllerenden under returskyl.

2.3 Fastlæggelse af KPI'er

Selv om der er mange benchmarkingsprogrammer både nationalt og internationalt, blev der ikke fundet nogen liste over key performance indikators (KPI'er) for forsyninger, der anvender grundvand og som bør måles i forbindelse med drift af biofiltre. Re-design projektet har derfor

udvalgt en række KPI'er, der sammenlignes mellem forskellige forsyninger. Enkelte, som f.eks. maksimums flowhastighed, er velkendte mens andre, som f.eks. skylleeffektiviteten, er nye. For hver KPI er beregningsmetoden og enheder defineret.

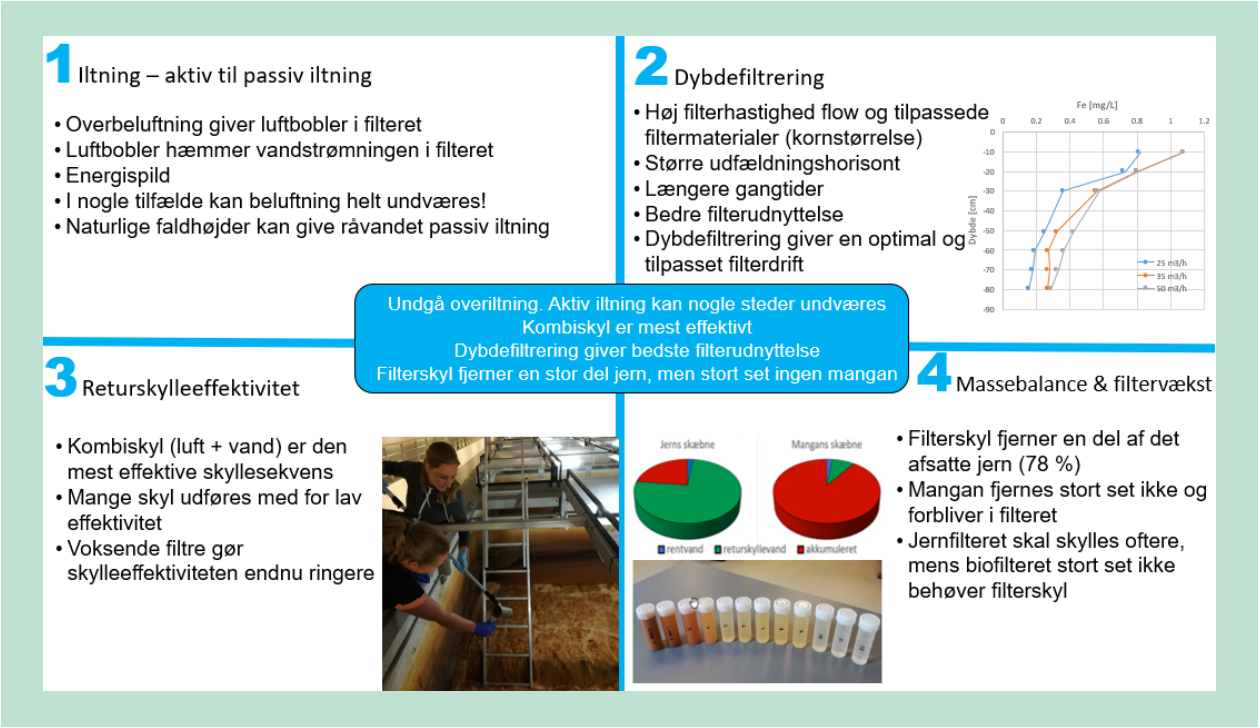
2.4 Evidensbaseret vandbehandling

Merkur er navnet på en database til lagring, systematisering og visualisering af vandbehandlingsdata, der blev udviklet i forbindelse med Re-design projektet. Oprindeligt, blev resultater fra de 10 vandværker i Re-design projektet inkluderet i databasen. Allerede før projektet var afsluttet, blev yderligere vandværker inddraget. Ved hjælp af visualiseringer i Merkur er det muligt at understøtte beslutning om design og driftsbeslutninger af biofiltre på evidens frem for erfaring alene.

3. Iltning og jernfjernelse

Flere oplysninger om disse emner fås i følgende delrapporter:

- Rapport 4: Jernfjernelsesdybde i biofiltre
- Rapport 6: Jernfjernelse i returskyl
- Rapport 7: Filtermediers gangtid



FIGUR 5. Udvalgte perspektiver fra Re-design projektet vedrørende iltning og jernfjernelse.

3.1 Aktiv til passiv iltning

Det er kendt, at luft kan afgasse fra vandet og fanges i filtermediet, hvis der er tale om overbeluftning. I dag anvender mange anlæg tallerkenbeluftning, hvor luften blæses ind gennem små huller på en tallerken i flere meters dybde, hvilket kan medføre overmætning. Luftansamlinger blokerer for vandets strømning, hvilket medfører højere reelle filterhastigheder og kortere opholdstid for vandet i filtret. Som vist i Re-design projektet kan aktiv beluftning i nogle tilfælde helt undværes, da den passive sekundær beluftning, der sker når vandet falder på et filters prelplade eller ned i skyllevandsrenen er tilstrækkelig til at dække råvandets iltbehov.

3.2 Dybdefiltrering

Mange vandværker i Danmark anvender en relativ lav filterhastighed (< 3 $m^3/(m^2 \cdot t)$, hvilket kan give anledning til den såkaldt filterkageeffekt, hvor de øverste 10 cm af filtermediet tilklogges hurtig og forårsager behov for hyppig returskylning. For at modvirke denne tendens, kan der sigtes efter dybdefiltrering. Her, anvendes en høj filterhastighed og evt. større kornstørrelse. Dybdefiltrering giver længere gangtider og hermed bedre filterudnyttelse. I dette projekt har jernindholdet i vandprøver udtaget i 10 cm dybdeintervaller givet et indblik i dybdefiltreringen. Det skal nævnes, at udfældningshastigheden for jern afhænger bl.a. af vandets pH, hvormed filterhastighed ikke er den eneste vigtige parameter, der har betydning for dybdefiltrering.

3.3 Returskylleeffektivitet

Hovedformålet med returskylning er at fjerne okker og overskydende biofilm for at reetablere et filters permeabilitet og undgå at filtermediet vokser over årene. Resultater fra Re-design projektet peger på, at kombiskyl (skylning med luft og vand samtidig) er det mest effektive returskylletrin. Skylning med luft alene medfører ikke, at mediekorn skurer mod hinanden med undtagelsen af de øverste få cm. Desuden medfører skylning med vand alene oftest kun at porevandet udskiftes og ikke kornbevægelse. Derfor bør der fokuseres på kombiskyl, hvis der er behov for forbedring af returskylleeffektiviteten.

3.4 Massebalance og filtervækst

Ikke alt afsatte materiale fjernes under et returskyl. Målinger i Re-design projektet viste at 78% af det jern, der afsættes under en gangtid bliver fjernet igen ved det efterfølgende returskyl. Desuden viste målinger at det afsatte mangan fjernes stort set ikke ved et returskyl og forbliver i filtret. Selv om meget jern fjernes, er det typisk jern, der er hovedårsagen til filtervækst, da jern typisk findes i større koncentrationer end mangan i grundvand.

4. Filterbeholderdesign

Flere oplysninger om dette emne findes i følgende delrapporter:

- Rapport 10 Demonstrationsanlæg ved Østerbyværket
- Rapport 11 Demonstrationsanlæg ved Lundeværket



FIGUR 6. Udvalgte perspektiver fra Re-design projektet vedrørende filterbeholderdesign.

4.1 Filtreringsprincip

Filteringsprincippet i Danmark er stort set altid baseret på ”rapid filtration” med flowretningen ”oppefra og ned”. Filtrering sker i batch, hvor driften indstilles efter oftest få dage til returskyl, hvorefter driften tages op igen. Der bruges både gravitationsfiltre og trykfiltre. I udlandet, findes flere alternative principper, herunder kontinuerlig filtrering som DynaSand (hvor lidt af sandet skylles kontinuerlig), horisontale filtre (hvor flere kamre samles i én aflang filter) og stablede filtre (hvor flere filterbunde, tilløb og udløb findes stablet oven på hinanden i samme filter). Disse og andre filtreringsprincipper blev overvejet, men ikke udvalgt til videre undersøgelse i Re-design projektet.

4.2 Filterbund

De mest anvendte filterbunde i Danmark er bjælkebund til gravitationsfiltre og dyssebund til trykfiltre. Andre bundtyper inkluderer hulplader, slidsede eller V-wire bunde, samt udstandsede metal eller plastik profiler. I Re-design projektet blev nye bundtyper udviklet og afprøvet i forbindelse med fuldskalademonstrationerne ved Østerbyværket og Lundeværket.

4.3 Bærelag og filtermedie

I Danmark er kvartssand langt det mest udbredte filtermedie. I to-medie filtre anvendes anthracit som det ene lag. Herudover har knust kalk, manganoxidgranulat, jernoxidgranulat, samt ekspanderet ler vundet et vist indpas. I udlandet bruges ofte aktivt kul til biofiltre. Der er mange

krav til et filtermedie, der skal bruges til biofiltre. Disse inkluderer at det er let for mikroorganismer at binde sig, mediet er slidstærkt, samt at mediet har en bestemt densitet (højt til bærelag, lavt til filtermedie). I Re-design projektet er glaskugler afprøvet som bærelag og ekspanderet ler som filtermedie i fuldskalademonstrationen ved Østerbyværket. Slidtests viste, at ekspanderet ler er mindre slidstærk end f.eks. anthracit. Der blev dog ikke gennemført langtidsforsøg i fuldskala for at afgøre, om dette medfører behov for hyppig påfyldning i filtre med kraftigt skyl.

4.4 Fluidisering og medieflugt

Under returskyl er der risiko for at filtermedie skylles med ud med skyllevandet. Med mindre der er tale om en særlig lavdensitets filtermedie, er risikoen størst ved trinnet med luft og vand samtidig. Der er flere måder, at imødekomme denne risiko på. Den ene metode er at stoppe skylletrinnet inden vandet når op til skyllevandsrenden. En anden metode er at designe filtret med et fribord større end f.eks. 60 cm for at minimere risikoen for at mediekorn bæres af luftbobler helt op til renden. En tredje metode er at designe en anordning ved skyllevandsrenden, der fremmer at bobler bristes ved vandets overflade et stykke fra renden således at evt. mediekorn når at drysse ned igen. I Re-design projektet er der udviklet en anordning, som blev afprøvet i fuldskalademonstrationen ved Østerbyværket. Begrænset mediebevægelse under returskyl har dog betydet, at virkningen af anordningen ikke blev ordentlig belyst.

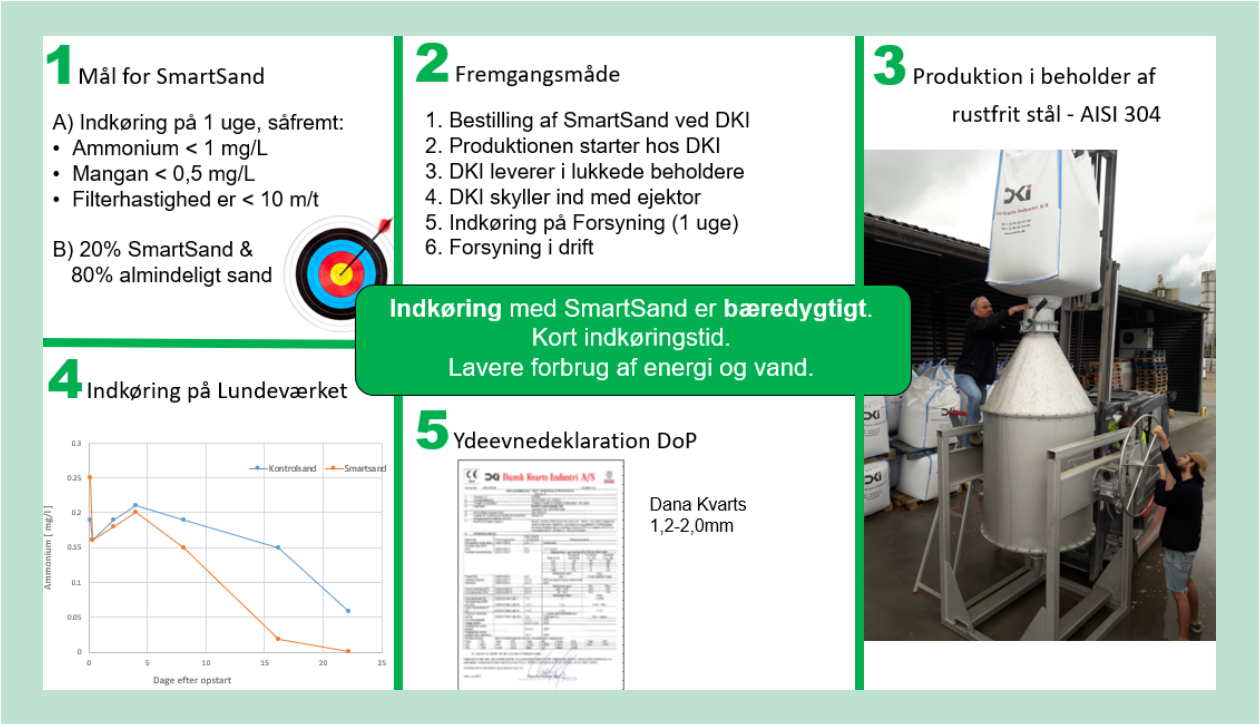
4.5 Monitering og fuldskala

Monitering af niveaubestemte vand- og medieprøver har vist sig at have stor værdi for forståelse af vandbehandling. Derfor blev filterbeholderne til fuldskalademonstrationerne ved Østerbyværket og Lundeværket bygget med porte til udtagning af disse prøver med 10 cm intervaller. Anvendelse af disse porte til prøvetagning afslørede en række udfordringer. Til vandprøver, var der behov for anvendelse af trykluft, da portene blev tilklogget af filtermedie. Desuden var det afgørende, at hanerne blev motioneret flere gange inden udtagning af prøverne for at opnå repræsentative prøver ved at fjerne udfældningspartikler (okker) ved porten. Til medieprøver var udvikling af et egnet prøvetagningsspyd vigtigt. Desuden var det vigtigt at dræne filtret inden prøveudtagning, hvormed størrelsen af filtrets bundventil er vigtig.

5. Indkøring

Flere oplysninger om disse emner fås i følgende delrapporter:

- Rapport 8 Udvikling og produktion af SmartSand
- Rapport 10 Demonstrationsanlæg ved Østerbyværket
- Rapport 11 Demonstrationsanlæg ved Lundeværket



FIGUR 7. Udvalgte perspektiver fra Re-design projektet vedrørende indkøring med SmartSand.

5.1 Mål for SmartSand

Indkøring af nyt filtermedie er en tidskrævende proces, ofte på 6-8 uger. I nogle tilfælde, tager indkøring endnu længere, og denne usikkerhed bliver ofte kapitaliseret i form af ekstra udgifter til bygherren. SmartSand er navnet på et "plug and play" filtermedium udviklet af Dansk Kvartsindustri (DKI), hvor indkøringen overfor jern, ammonium og mangan sker inden ilægning i filterbeholderen. Hermed har SmartSand både en uorganisk coating og en biofilm. For at minimere omkostninger, blandes SmartSand med nyt filtermedie under ilægning. Der er en naturlig balance mellem andel SmartSand i den færdige blanding og længden af indkøringsperioden. I dette projekt blev der sigtet mod en indkøringsperiode på ca. 1 uge.

5.2 Fremgangsmåde

Når bestillingen af nyt filtermedie er afgivet, går produktion i gang. På det aftalte tidspunkt leveres SmartSand i en lukket beholder. SmartSand og nyt filtermedie skylles ind i filtret ved hjælp af en ejektor. Resultater fra fuldskala demonstration ved Lundeværket har vist, at SmartSand er robust og at transport og indskylning kan foregå uden at SmartSand mister sin renseeffekt.

5.3 Produktion

DKI har udviklet en speciel lukket beholder af rustfrit stål til produktion af SmartSand. I Re-design projektet er nyt varmebehandlet sand podet med skyllevand fra en forsyning. Indkøringen foregik på DKIs grund ved at recirkulere vandet i beholderen. På denne måde er metoden mere bæredygtig end almindelig indkøring, da der spares på vand. Der blev doseret næringsstoffer til vandet løbende for at minimere produktionstiden og processen blev overvåget løbende ved målinger.

5.4 Indkøring

Fuldskalademonstration ved Lundeværket har vist, at SmartSand er effektivt ved fuldskalaforsøg og at indkøringen er kortere ved en blanding af SmartSand og nyt kvartssand end ved brug af en traditionel indkøring.

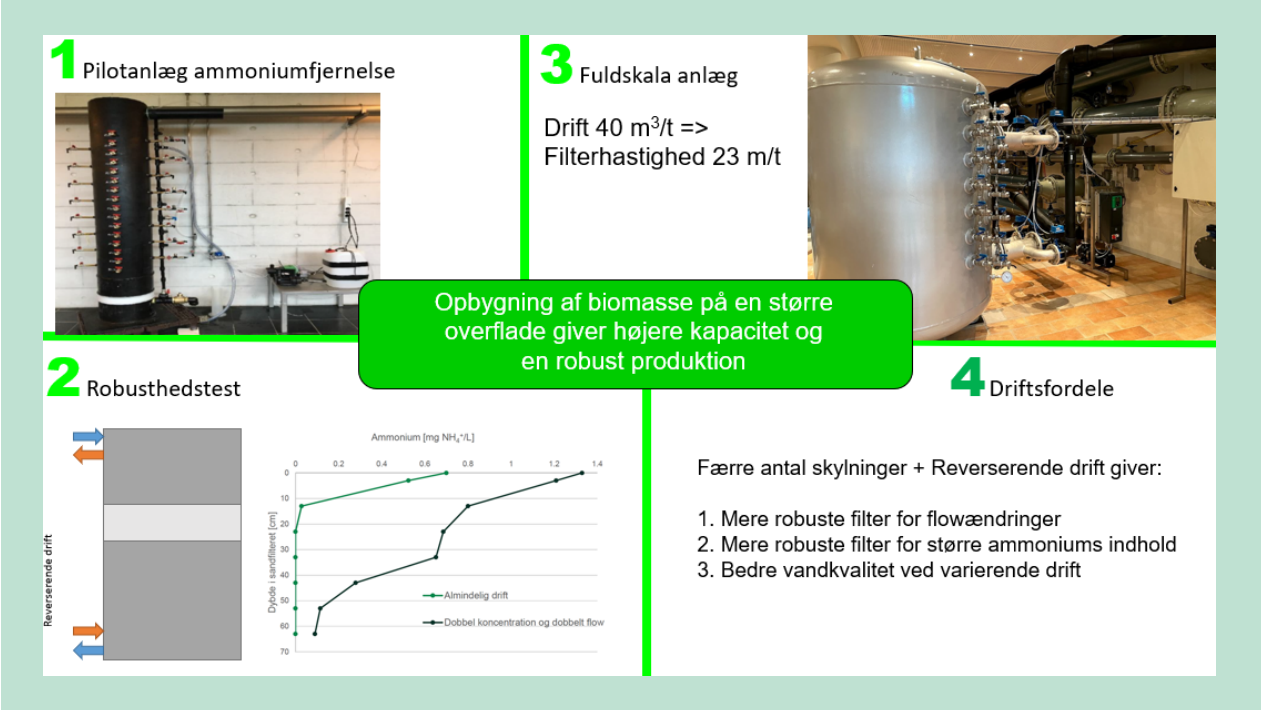
5.5 Ydeevnedeklaration

En fordel ved indkøring inden ilægning er, at renseevnen kendes inden ilægning. Desuden kan den bakteriologiske kvalitet dokumenteres ved målinger. En deklaration vil derfor medfølge hver leverance af SmartSand.

6. Ammoniumfjernelse

Flere oplysninger om disse emner fås i følgende delrapporter:

- Rapport 5: Biostimulering med ammonium
- Rapport 11 Demonstrationsanlæg ved Lundeværket



FIGUR 8. Udvalgte perspektiver fra Re-design projektet vedrørende ammoniumfjernelse.

6.1 Pilotanlæg

Et pilotanlæg med et 125 cm lag af sand (0,8-1,4 mm) blev udstyret med mulighed for udtagning af niveaubestemte vandprøver med 10 cm intervaller. Ved en råvandssammensætning uden jernindhold samt et ammoniumindhold på 0,5 mg/L blev kolonnen indkørt på 18 dage og efter en måned blev alt ammonium omsat i det øverste 13 cm.

6.2 Robusthedstest

Da kolonnens indløbskoncentration af ammonium eller flowhastighed blev sat op, blev det konstateret at ammoniumkoncentrationen stort set ikke faldt, efter ammoniummet kom under de aktive 13 cm sand. Det viser, at der ikke er aktive ammonium-oxiderende bakterier i de dybere sandlag. Anlægget blev opbygget så indløbet kunne alterneres mellem toppen og bunden af kolonne og anlægget blev driftet uden hyppigt returskyl for at give bakterierne tid til uforstyrret vækst. Under disse forhold, kunne kolonnen godt fjerne alt ammonium selv ved højere indkøbskoncentration eller ved højere flowhastighed - og kunne næsten fjerne alt ammonium ved forøgelse af begge parametre samtidig. Hermed var pilotanlæggets fjernelseskapacitet op mod 10 gange så høj som normal.

6.3 Fuldskala anlæg

Ved demonstrationsanlægget i fuldskala ved Lunde blev et nyt efterfilter drevet med alternerende flowretning, lange gangtider og en høj filterhastighed på 23 m/t. Flere resultater fra demonstrationsanlægget ses i Rapport 11.

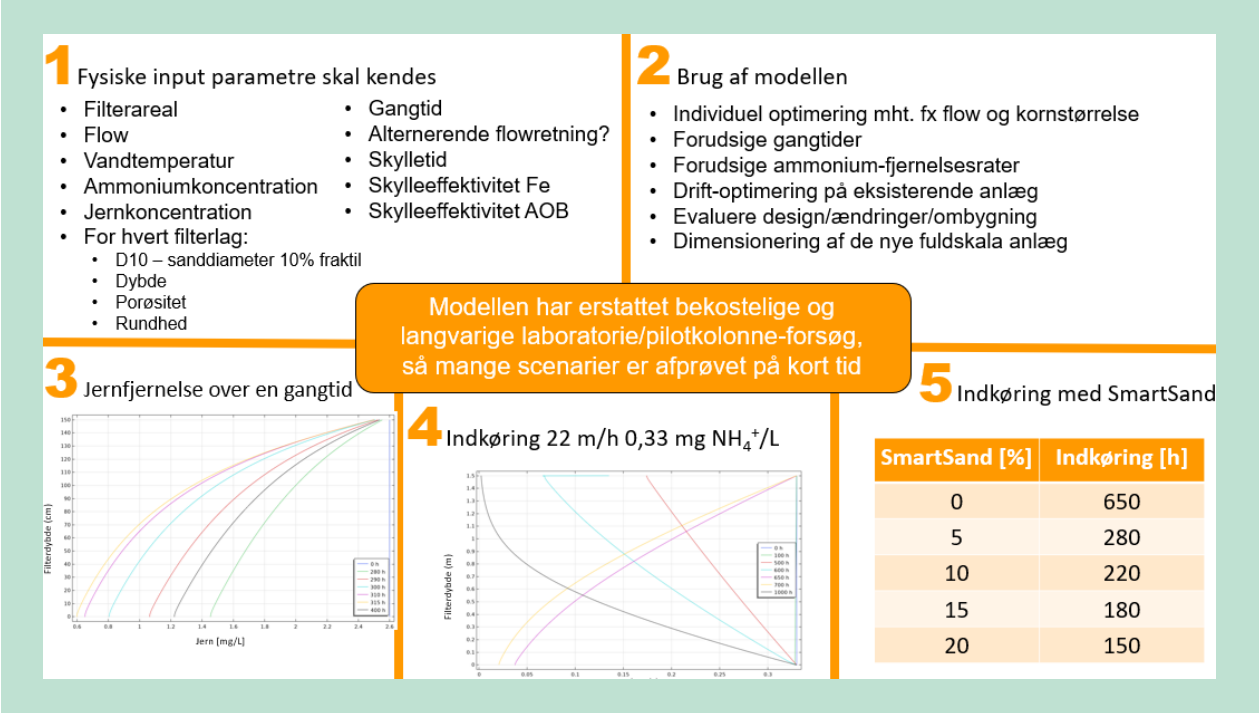
6.4 Driftsfordele

Ved den nye design og drift af vandbehandlingsanlægget ved Lundeværket kunne der konstateres store fordele. Det viste sig muligt at opbygge en overkapacitet af biomasse, som betyder, at pludselige ændringer i råvandets ammoniumkoncentration eller ændringer i produktionsflowet op til 100% ikke resulterer i gennembrud af ammonium. Vandbehandlingsresultaterne er så overbevisende, at en procesarkitektur med separat jern og ammoniumfjernelse (dobbeltfiltrering), lange gangtider på efterfiltret samt biostimulering på efterfiltret ved alternerende flowretning er anbefalelsesværdige.

7. Modellering

Flere oplysninger om disse emner fås i følgende delrapport:

- Rapport 9 Vandbehandlingsmodel



FIGUR 9. Udvalgte perspektiver fra Re-design projektet vedrørende modellering.

7.1 Fysiske input parametre

Firmaet Virtuel Water Technology har udviklet en virtuel prototype i programmet COMSOL for at understøtte design af fuldskalademonstrationsanlæggene ved hhv. Østerbyværket og Lundeværket. Programmet regner på fjernelse af jern (første-ordens kinetik) og ammonium (Monod kinetik) på baggrund af en række ligninger (herunder Darcys ligning). Samtidig beregner modellen ændringer i ammonium oxiderende bakterier i biofilmen (vækst samt fjernelse via returskyl), ændringer i porøsitet over tid (som følge af udfældning af jernoxid og fjernelse af samme via returskyl) samt filtermodstand som funktion af tid (og dermed gangtider). I modelberegningerne indgår over 25 parametre, hvor nogle er målt direkte i demonstrationsanlæggene, nogle er kalibreret ud fra udførte forsøg og nogle er baseret på litteraturværdier. Værdier for alle disse parametre skal kendes før der kan udføres kørsler med modellen.

7.2 Brug af modellen

Modellen bruges til at undersøge forskellige scenarier i stedet for f.eks. at skulle udføre fysiske forsøg i pilotskala. Det medfører en stor fleksibilitet, hvor mange scenarier kan testes på kort tid. Modellen er blevet anvendt til at evaluere design og drifts ændringer samt at dimensionere de nye fuldskalademonstrationsanlæg.

7.3 Jernfjernelse over en gangtid

Modelkørsler af flere scenarier for jernfjernelse på forfiltret ved det nye demonstrationsanlæg ved Østerbyværket blev kørt. Resultaterne viste, at en acceptabel jernkoncentration på ca. 0,2

mg/L slipper igennem forfiltret til efterfiltret ved et flow på 30 m^3/h (svarende til en flowhastighed på knap 10 m/t) mens 0,6-1,4 mg/L jern slipper igennem, hvis der anvendes et flow på 80 m^3/h (25 m/t).

7.4 Indkøring

Indkøring af ammonium på demonstrationsanlægget ved Lundeværket uden brug af SmartSand er undersøgt ved en modelkørsel. Her blev der set en indkøringsperiode på ca. 650 timer (ca. en måned) for udløbskoncentrationen kommer under 0,05 mg/L ammonium. Denne størrelsesorden bekræftes af mange fuldskalaerfaringer, men er væsentlig længere end der kunne ønskes sig.

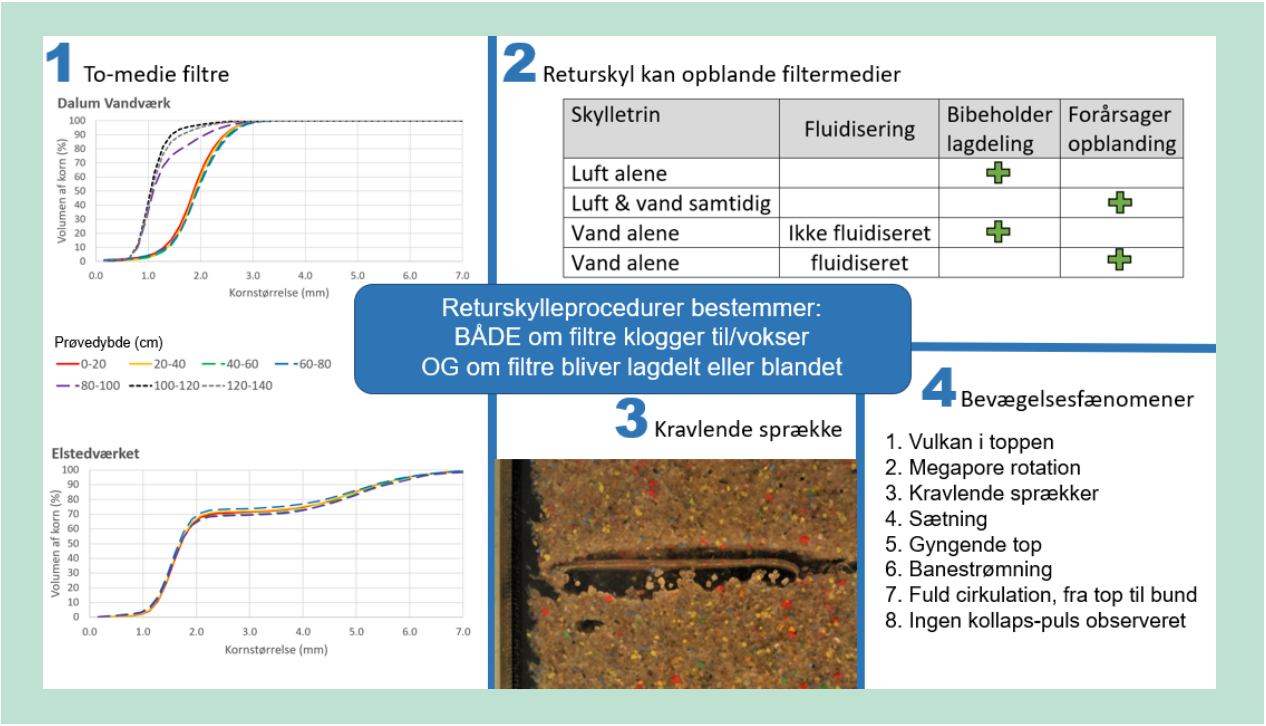
7.5 Indkøring med SmartSand

Indkøring af ammonium på demonstrationsanlægget ved Lundeværket med brug af forskellige forhold mellem SmartSand og nyt (ikke-indkørt) filtermedie blev også undersøgt ved en modelkørsel. Her kunne man bl.a. se, at ved brug af 20% SmartSand var indkøringen forkortet til ca. 150 timer (knap en uge). Da en indkøringsperiode på ca. en uge blev i projektet anset som acceptabel, kunne beregningerne danne et udgangspunkt for indkøring af fuldskalademonstrationsanlægget ved Lundeværket.

8. Returskylleprocedurer

Flere oplysninger om disse emner fås i følgende delrapport:

- Rapport 3: Flytning af filtermediekorn under returskyl



FIGUR 10. Udvalgte perspektiver fra Re-design projektet vedrørende returskylleprocedurer.

8.1 To-medie filtre

Mange danske drikkevandsfiltre består af to filtermedier: anthracit (med større diameter korn) i toppen og sand (med mindre diameter korn) i bunden. Hovedformålet med denne opstilling er at forlænge filtrets gangtid ved at undgå at stofafsætning i de øverste lag tilklogger filtret. Da anthracit er væsentlig lettere (partikeldensitet ca. 1,4 kg/L) end sand (partikeldensitet ca. 2,6 kg/L), vil den teoretisk set (så længe forskellen i kornstørrelsen ikke er for stor) kunne løftes til toppen af filtret under det sidste returskylletrin med vand alene, hvormed de to medielag altid holdes adskilt. Den øverste graf over kornstørrelsesfordeling i medieprøver fra forskellige dybder i filtret viser denne situation, hvor de to lag med hver deres kornstørrelse ses tydeligt. Men denne situation var undtagelsen. Oftest viste medieprøver fra forskellige dybder ingen forskel i kornstørrelse (se nederste graf). Her ses samme blanding af større anthracit og mindre sand i alle dybder. Dette er stik imod hensigten med et to-medie filtre og kan forårsage gangtider, der er endnu kortere end for et et-medie filtre.

8.2 Opblanding af filtermedier

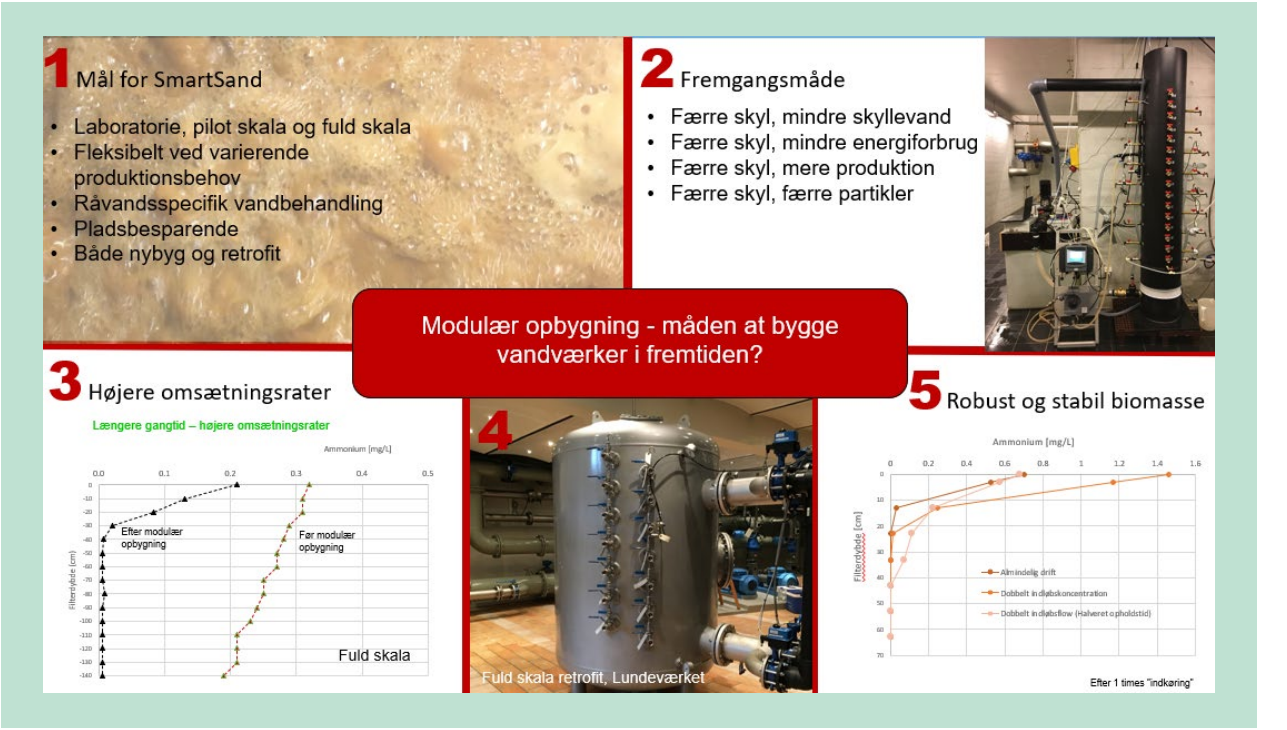
Når man skyller et filter, kan filtermedie bliver blandet rundt og flyttet væk fra dets oprindelige dybde. Det kan forringe funktionen af filtret da du ikke længere har det rigtige medie og de rigtige bakterier i den dybde, der er brug for. Forskellige trin i et returskyl har forskellig indflydelse

på denne medieflytning. Undersøgelser viser, at det er den såkaldte ”lille skyl” (samtidig skyl med vand og luft) der primært forårsager den uønskede opblanding i filtret. Samtidig er det det trin, der renser mediekornene bedst.

8.3 Bevægelsesfænomener

Observationer har vist at bevægelsen af mediekornene under et returskyl er ret kaotisk. Ved direkte observation gennem en plexiglas vindue i et pilotfilter er der observeret 7 forskellige bevægelsesfænomener. Disse fænomener varierer meget i betydning. Nogle bevægelser har kun indflydelse i mindre områder (som megapore rotation), hvor få korn bevæger sig rundt i et porerum, der er mindre end 1 cm. Andre bevægelser (som banestrømning) skyldes inhomogeniteter i strømningshastigheden og medfører flytning af støre mængder korn over store afstande i en banebredde på 5-10 cm.

9. Behandlingsarkitektur



FIGUR 11. Udvalgte perspektiver fra Re-design projektet vedrørende behandlingsarkitektur.

9.1 Mål for SmartSand

For at blive implementeret i fuldskala, er der behov for at en tilstrækkelig mængde SmartSand kan produceres uden alt for stort et produktionsanlæg. I projektet er det lykkes at producere tilstrækkelig SmartSand til at kickstarte det fuldskala demonstrationsfilter ved Lundeværket. Desuden har forsøg vist, at nitrificerende bakterier på sand kan overleve i en periode på uger efter produktionen. Hermed kan flere batches SmartSand evt. produceres af samme udstyr, hvilket giver en mere fleksibel produktion. SmartSand kan anvendes både til opstart af nye filtre samt ved udskiftning af filtermedie i eksisterende filtre.

9.2 Fremgangsmåde

Ved at anvende en modulær opbygning og et højt flow på forfilteret kan man opnå dybdefiltrering af jernholdigt råvand. Dybdefiltrering betyder, at et større volumen råvand behandles inden der er behov for at filteret returskylles. Færre skyl fører til besparelser i skyllevand og energiforbrug – og det høje flow betyder at filterets areal kan mindskes og skyllevandspumpen kan være mindre. Færres driftsstop til skyl betyder også at der er mere tid til produktion af drikkevand. Endelig betyder færre skyl, at der er færre perioder lige efter et skyl, hvor antallet af partikler og dermed turbiditeten i det behandlede vand er højere end resten af gangtiden. Ved en modulær opbygning har disse partikler også mulighed for at blive opfanget på efterfilteret.

9.3 Højere omsætningsrater

Der er et stort potentiale for at opnå højere rater for ammoniumomsætning, end de rater, der typisk ses i fuldskala. Det er i høj grad behandlingsarkitekturen, der medfører dette potentiale. Undersøgelser har vist, at højere omsætningsrate kan fås ved 3 forskellige tiltag: 1) Ved brug af dobbeltfiltrering, hvor forfiltret er skræddersyet til at fjerne jern men ikke ammonium, får de

nitrificerende bakterier på efterfiltret bedre levevilkår. 2) Returskyllehyppigheden for efterfiltret er meget mindre når jern fjernes på forfiltret – og denne længere gangtid muliggør opbygning af en større biomasse. 3) Ved at skifte vandets indløb til efterfiltret dagligt mellem filtertop og filterbund, opbygges biomasse både i top og bund af filtret.

9.4 Robust og stabil biomasse

Projektet har vist at højere omsætningsrater er muligt samt at biomasse i filterbunden kan øges ved at veksle flowretning (oppefra-ned og nedefra/op). Det betyder, at filtret er robust overfor stigning både i indløbets ammoniumindhold og i filterhastighed. Denne robusthed overfor driftsvariationer er meget vigtig for forsyninger.

Sammenfatning
I Danmark er drikkevandsproduktion baseret på grundvand, der behandles ved en enkel proces, der består af iltning af vandet efterfulgt af en biofiltrering med gravitations- eller trykfiltre. Herved fjernes eller omdannes jern, ammonium og mangan. Design og drift af biofiltrering, som er hjertet i vandbehandlingen, har ikke ændret sig væsentligt i mere end 100 år. Fremskridt i prøvetagning og måleteknikker i forbindelse med biofiltrering har imidlertid medført ny viden og mulighed for at undersøge, forstå og manipulere de kemiske, mikrobiologiske, fysiske og procesteknologiske elementer i drikkevandsbehandling. Vandkvaliteten er under pres, og der er en erkendelse af, at mange af de nuværende overskridelser af vandkvalitetskrav på landsplan kunne undgås ved en bedre vandbehandling.

Projektets formål er at re-designe vandbehandling fra bunden ved radikal nytænkning af drikkevandsproduktionen, hvormed der kan ske en optimering af nye og eksisterende vandværker, herunder reduktion af vandspildet ved returskyl, forkortelse af indkøringen af nye filtre samt større bæredygtighed i drikkevandsproduktion.
Projektet har resulteret i formulering af 18 ”redesign-principper”, der handler om design og drift af drikkevandsbehandling. Principperne blev testet ved fuldskala demonstration af ny filterbeholderdesign samt ny indkøringsprocedure med SmartSand. Endvidere blev principperne udviklet på basis af ny viden om jern- og ammoniumfjernelse samt returskylleprocessen. Projektet har desuden påbegyndt udvikling af den åbne dataplatform ”Merkur” til vandbehandlingsdata samt en matematisk model til at belyse virkningen af forskellige filterkonstruktioner.

Miljøstyrelsen
Tolderlundsvej 5
5000 Odense C

www.mst.dk