



Miljø- og
Fødevareministeriet
Miljøstyrelsen

Rensning af kondensat fra biomassefyring (ReKoBi)

MUDP rapport

Marts 2020



Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion:

IGN, Københavns Universitet,
august, 2019.

Tekst:

Simon Skov, Københavns Universitet
Marina Bergen Jensen, Københavns Universitet
Morten Ingerslev, Københavns Universitet
Henrik Rønnest, Watercare, Assens.
Jacob Leksander Kristensen, Watercare, Assens.

Bedes refereres: Rensning af kondensat fra bio-
massefyring. 2019. Skov, S. et al. 100 s. ill.

Grafiker/bureau:

Marina Kjær Pallesen, IGN

Forsidefoto:

(Simon Skov) Eksempel på renseserie fra forsøg
på Skanderborg fjernvarme, fra råkondesat (A) til
udløbsvand fra sidste sorbenttank (J).

ISBN: 978-87-7038-169-7

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

1.	Forord	4
2.	Resume	5
3.	Ordliste	6
4.	Baggrund	7
5.	Formål og Arbejdspakker	8
6.	Metode	9
7.	Kondensatsituationen i Danmark - resultat af AP-I	10
7.1	Værkernes egne data - spørgeskemaundersøgelse	10
7.2	Indsamling på 10 værker	12
7.3	Konklusion AP-I	20
8.	Afprøvning af ny renseteknologi – resultat af AP-II	21
8.1	Udvælgelse af egnet sorbentmateriale	21
8.2	Forsøg med DPF-teknologi som rensemetode	28
8.3	Samlet konklusion	53
8.4	Tekniske erfaringer	54
8.5	Semiautomatisk indbygning af filtermateriale i DPF	55
8.6	Metoder til regenerering af DPF-bokse	55
8.7	Kombination af DPF og RO-filter	56
8.8	Input til 'best-practice' for håndtering af røggaskondensat – resultat af AP-III	56
Bilag 1. BAT-rapporten		58
8.9	Baggrund	58
8.10	Oversigt over forureningsforhold omkring røggaskondensat fra flisfyrede varmeværker	62
8.11	Dobbeltporøs Filtrering som BAT ved rensning af røggaskondensat	83
8.12	Samlet vurdering af DPF som BAT til rensning af røggaskondensat	99
8.13	Referencer	103

1. Forord

Denne rapport, "ReKoBi-rapporten", præsenterer resultaterne fra MUDP-projektet "Rensning af kondensat fra biomassefyring", der blev gennemført i perioden 2016-2019 i samarbejde mellem Watercare A/S, Københavns Universitet og varmeværkerne i Skanderborg og Assens.

Som betingelse for bevillingen stillede MUDP i 2016 krav om en forudgående vurdering af hvorvidt den foreslåede renseteknologi, "Dobbeltporøs Filtrering", vil kunne opnå BAT-status på området. Dette resulterede i en for-rapport med titlen "Vurdering af Dobbeltporøs Filtrering som mulig BAT til rensning af røggaskondensat fra biomassefyrede fjernvarmeværker", som er vedlagt nærværende rapport som Bilag 1 ("BAT-rapporten"). Projektets Arbejdspakke 1 er delvis afrapporteret i denne BAT-rapport.

Projektet er struktureret med Watercare A/S som anlægsproducent og ansvarlig for design, opstilling og tilpasning af DPF-anlægget hos forsøgsværter, mens KU har stået for dokumentation af resultater, herunder analyseprogram, prøvetagning, rapportering og formidling. Der skal lyde en stor tak til projektets to forsøgsværter, Skanderborg-Hørning Fjernvarme (Lars Jørgen Dam) og Assens Fjernvarmeværk (Marc Roar Hintze og Brian Kjær Ottosen), som beredvilligt, tålmodigt og konstruktivt har stillet areal og kondensat til rådighed for test af pilotanlæg, samt et betydeligt antal mandetimer til at varetage den daglige drift af anlæggene, herunder bidrage til prøvetagning.

Også stor tak til projektets følgegruppe for at bidrage med synspunkter og ideer til projektet. Der har været afholdt to følgegruppemøder, dels i projektets startfase, hvor resultat af BAT-rapporten blev præsenteret sammen med ideen bag projektet og hvor især krav til vandets kvalitet blev diskuteret, dels ved afslutningen af projektet, hvor testanlægget i Skanderborg blev besigtiget og de opnåede rens-kvaliteter præsenteret og diskuteret. Følgegruppen bestod ud over projektdeltagerne af:

- Hanne Linnet, Skanderborg Kommune
- Britta Tinghus, Assens Kommune
- Kate Wieck Hansen, Dansk Fjernvarme
- Klaus Hougaard, Fjernvarme Fyn

Projektets daglige ledelse blev forestået af projektleder Henrik Rønnest, Watercare A/S, samt Simon Skov og Marina Bergen Jensen, KU. Koordinering af indsats skete via et antal møder hen igennem projektet, samt on-line møder. Desuden har Jacob Leksander Kristensen fra Watercare A/S bidraget med design, tilpasning af forsøgsanlæg og illustrationer, Morten Ingerslev, Helle Marcussen, Eskandar Poorasgari og Lisbeth G. Thygesen, alle fra KU har bidraget med kemiske analyser, litteratursøgning, rysteforsøg, billed-mikroskopi og rapportskrivning.

Vi sammenligner rensresultater med forskellige vejledende grænseværdier for afledning af spildevand. Vi gør hermed tydeligt opmærksom på, at enhver afledning kræver specifik miljøvurdering. Sammenligningerne skal kun ses som perspektivering af resultaterne ikke som en miljøsagsbehandling.

Tak til MUDP for finansiering af projektet.

2. Resume

Rensning af kondensat fra biomasse-værker er et problematisk og ret ubeskrevet emne. Blandingen af kondenseret vand fra den fugtige røggas og mikroskopiske partikler af uforbrændt flis og aske medfører en mere eller mindre sort væske – råkondensat. Alle værker er nødt til at have en renseløsning. Det kan udformes på mange måder for eksempel som et elektrofilter, der renser røggassen og derved reducerer stofindholdet i kondensatet, eller med en vandrensningsteknologi, hvor råkondensatet renses før udløb til kloak.

Som respons på, at mange værker investerer mange timer og penge i en renseløsning, der i flere tilfælde ligger lige omkring grænseværdien for udledning til offentligt renseanlæg (offentlig kloak) er det ønsket i dette projekt at demonstrere en løsning, der mindsker driftsintensiteten, fjerner kemikalieforbruget og holder god afstand til spildevandskravene. Løsningen hedder DPF, som er en forkortelse for Dobbeltporøs Filtrering. Metoden indeholder en forrensning i bundfældningstank, partikelrensning i DPF-bokse og rensning af opløste stoffer i sorbent-tanke.

Projektet indeholder en spørgeskemaundersøgelse blandt flisfyrede varmeværker, hvorved der opstod viden om de anvendte renseløsninger og spildevandskvaliteten. Det fremgår, at der anvendes en bred vifte af renseløsninger, der i mange tilfælde kombinerer flere rensetrin i lokalt udviklede løsninger. Renseresultaterne er meget varierende og overskridelser findes i flere tilfælde.

Ved at indsamle råkondensat og spildevand fra 10 repræsentative værker og analysere prøverne hhv. med og uden filtrering opstår der ny forståelse af stoffernes tilstedeværelse i råkondensatet. Det viser sig for hvert stof i hvilken grad stoffet optræder som opløst eller partikelbundet. Pb, Cu, Zn, Cd og Ni findes overvejende partikelbundet, mens As og Cr overvejende optræder på opløst form.

Rensningen for opløste stoffer sker ved kontakt mellem vandet og en sorbent, som er et materiale, der kan binde stoffet. Ved litteraturundersøgelse og laboratorietest blev forskellige sorbenter fundet, overvejet ud fra analysen af rensbehovet og testet. Valget faldt på kalk, som aktivstof i sorbent-tankene.

Projektets kerne er to testanlæg af DPF-renseløsningen hhv. på Skanderborg og Assens fjernvarme. Anlæggene er designet, opstillet, tilpasset og drevet med henblik på at opnå erfaring med designet og demonstrere metodens renseeffektivitet.

Under testforsøgene blev der indhentet erfaringer med de forhold, der findes på et varmeværk. Som tilpasning under forsøget blev der udført mange justeringer og bl.a. tilføjet et returskyllesystem på første DPF-boks, samt et sandfilter efter DPF-boksene. Sandfiltrene forventes dog at være unødvendigt i det endelige design. Ved analyse af prøver fra rensetrinene på de to værker fremgår det dels, at DPF-rensningen er en effektiv løsning til rensning af kondensat, dels at der skal etableres et returskyllesystem på alle DPF-bokse for at udnytte teknologiens potentiale.

Forsøgsanlæggenes renseeffektivitet blev analyseret ved udtag af prøver efter forskellige trin i processen. Generelt kunne DPF-anlæggene overholde grænseværdien til udledning til offentlig kloak, men ikke overholde kravene til nedsivning og udløb som overfladevand.

3. Ordliste

Der er i forbindelse med projektet brugt en række ord med en specifik betydning:

DPF	Forkortelse for Dobbeltporøs Filtrering, der er en metode til rensning for partikler ved hjælp af bundfældning igennem et tyndt vandlag. Metoden beskrives i BAT-rapporten (Bilag 1) og bygger på profilerede DPF-plader, der ligger stablet i DPF-bokse.
Kondensatvand	Det færdig-rensede vand, som udledes fra værket. Kaldes også spildevand
Procesvand	Delvist rensat vand (mellem rensetrin)
Råkondensat	Det vand, der løber direkte fra røgvaskeren. Vandet er mere eller mindre sort og indeholder partikler og opløste stoffer. Vandet skal renses før udledning.
Slam	Bundfældede partikler, som fjernes fra procesvandet i løbet af renseprocessen
Sorbent	Fast materiale, der ved fysisk-kemiske bindinger sorberer (tilbageholder) andre stoffer fra vandet.
Spildevand	Synonym for kondensatvand.



Følgegruppemøde med gennemgang af DPF-anlægget i Skanderborg. Foto: Simon Skov

4. Baggrund

I dag forsynes 64 % af danske husstande med fjernvarme, og over halvdelen af denne energi er baseret på vedvarende energi. Heraf udgør biomasse i form af træpiller, træflis og halm en væsentlig andel, og biomasse bidrager dermed til omstillingen af Danmark til fossilfrit samfund. Projektet "Rensning af Kondensat fra Biomasseværker" (ReKoBi) er udsprunget af de udfordringer mange flisfyrede fjernvarmeværker har med at drive kondensatreanseanlægget, så spildevandet opnår en kvalitet, der overholder værkets udledningskrav.

Projektet har til formål at afprøve en alternativ rensemetode, der ikke bygger på traditionelle principper som udfældning og flokkulering ved hjælp af kemiske tilsætningsstoffer og filtrering med bevægeligt filter. Det ambitiøse mål er, at demonstrere en rensning, der ikke kræver kemiske tilsætningsstoffer, mindre driftsindsats og renser vandet så godt, at det kan udledes uden at overskride udledningskravene og gerne så godt, at det kan udledes til overfladevand som vandløb og fjorde, nedsives gennem lokalt nedsivningsanlæg, eller anvendes som spildevand i fjernvarmesystemet.

Alle større danske flisfyrede varmeværker har røggaskondensering, der muliggør en ekstra energigevinst på 10-30 %. Fyret skal have en vis størrelse for, at energiproduktionen ved kondensering kan forrente anlægsudgifterne til en røgvasker. Flisfyrede værker med røgvasker har samtidig behov for at rense det producerede kondensat. Der findes en lang række rensemetoder, som alene eller kombineret med andre benyttes til rensning af råkondensat, så værket kan få tilladelse til udledning til kommunalt renselanlæg. De mest almindelige rensemetoder er bundfældning, båndfilter og spånfilter. Metoderne er præsenteret i vedlagte BAT-rapport. Generelt gælder, at de gængse metoder er energi- og kemikalietunge og ikke altid resulterer i en vandkvalitet, der opfylder kravene til udledning til det offentlige kloaksystem.

Dobbeltporøs Filtrering (DPF) er et system udviklet til rensning af vejvand og har vist særdeles gode egenskaber i den sammenhæng. Teknologien, som der kan ses en animation af på State of Green's hjemmeside (<https://stateofgreen.com/en/profiles/kollision/solutions/dual-porosity-filtration-the-movie>), vinder i disse år betydelig udbredelse. Råkondensat og vejvand er to vidt forskellige typer forurenet vand, men i princippet består forureningen i begge tilfælde af partikler og opløste stoffer. Projektet anvender erfaringerne med rensning af vejvand i denne nye sammenhæng. Se yderligere om DPF i BAT-rapporten.

I projektperioden skete der ændringer i lovgivningen om afledning af spildevand. I denne rapport refereres til nedenstående regler:

Miljøstyrelsen (2006). Tilslutning af industrispildevand til offentlige spildevandsanlæg Vejledning fra Miljøstyrelsen Nr. 2

Miljøstyrelsen (2017). Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvand og grundvand. Bekendtgørelse nr. 1625 af 19/12/2017

Miljøstyrelsen (2018). Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenet jord. Opdateret 2018

Bilag 1 (BAT-rapporten) er publiceret før de nye regler og refererer derfor til det tidligere regelsæt.

5. Formål og Arbejdspakker

Det er formålet med projektet at karakterisere behovet for rensning af råkondensat fra flisfyrede varmeværker og dernæst at afprøve en rensning baseret på DPF-metoden. Afprøvningen sker hos Assens og Skanderborg fjernvarme og har som mål at vise, om metoden kan rense kondensatet til spildevandskravene, eller længere ned, f.eks. til direkte udledning til recipient eller lokal nedsivning. Projektet er opdelt i tre arbejds pakker som vist i Tabel 1.

TABEL 1: Oversigt over ReKoBi-projektets tre arbejds pakker (AP), deres titler og formål.

AP	Navn	Formål
I	Kondensatsituationen i Danmark - Udpegning af kritiske stoffer og stofkoncentrationer	At belyse variation i forureningsprofil af råkondensat, herunder at udpege kritiske stoffer og stofkoncentrationer, samt belyse om der ses en sammenhæng mellem værkernes brug af renseteknologier og resulterende kvalitet af rensat kondensat (= spildevand)
II	Afprøvning af ny renseteknologi - WaterCare-DPF til kondensatrensning	At udpege egnede sorbentmaterialer og foreslå optimal konfiguration af dobbeltporøs filtreringsteknologien (DPF), inklusiv dokumentation af renseevne og metode til regenerering
III	Best practice - Optimal kondensathåndtering	At syntetisere resultaterne til en "best practice" for kondensatrensning

6. Metode

Projektet har inkluderet litteraturstudier, spørgeskemaundersøgelse på flisfyrede værker, egne analyser af kondensatprøver, design af DPF-baseret renseløsning, samt test på værker. Under afrapporteringen af de enkelte arbejdsopgaver er metoderne yderligere beskrevet.



Prøvetagning med og uden filtrering. Foto: Simon Skov

7. Kondensatsituationen i Danmark - resultat af AP-I

Håndteringen af råkondensat blev belyst dels ud fra en spørgeskemaundersøgelse, dels ud fra egne undersøgelser af prøver udtaget systematisk på 10 værker. Spørgeskemaundersøgelsen er fuldt afrapporteret i BAT-rapporten, bilag 1. For sammenligningens skyld bringes her et resumé af udvalgte resultater. Der ses på råkondensatets karakter, samt på effekten af rensemetoder.

7.1 Værkernes egne data - spørgeskemaundersøgelse

Vi udsendte et spørgeskema til alle 100 flisfyrede varmegærker i Danmark, for at få oplysninger om deres kondensathåndtering. Vi modtog et repræsentativt antal besvarelser (37 besvarelser). Spørgeskemaet og resultaterne er beskrevet i BAT-rapporten, Bilag 1. Her bringes et resumé. Eftersom værkernes miljøgodkendelse vedrører udledt vand, ligger de kun inde med få data på råkondensat, se Tabel 2. Ved sammenligning med vejledende udledningskrav indikerer data, at råkondensatet skal renses for bly, cadmium og kviksølv før det må udledes som spildevand fra værket til offentlig kloak. Endvidere skal det bemærkes, at der ikke er indrapporteret data for arsen (As), men at der findes grænseværdier for dette stof.

TABEL 2: Indhold af udvalgte tungmetaller og sulfat i råkondensat. Baseret på værkernes egne data. n=antal prøver. Fra BAT-rapporten (Tabel 2, Bilag 1), med tilføjelse af vejledende grænseværdi ('krav') ved udledning til offentligt renseanlæg. (Miljøstyrelsen, 2006).

Rå-kondensat	pH	Bly (µg/l)	Cadmium (µg/l)	Chrom (µg/l)	Kobber (µg/l)	Kviksølv (µg/l)	Nikkel (µg/l)	Zink (mg/l)	Sulfat (mg/l)
Gns.	6,7	110,5	58,3	26,0	38,3	3,1	19,5	7,9	180,0
Min.	6,0	12,0	7,0	20,0	2,6	0,0	19,0	2,6	180,0
Max.	7,5	209,0	210,0	32,0	74,0	9,0	20,0	13,2	180,0
N	22	2	32	2	2	3	2	2	1
Krav	6,5-9	100	3	300	100	3	250	3000	500

I forhold til rensemetoder viser spørgeskemaundersøgelsen, at de mest udbredte metoder til rensning af råkondensat før udledning er båndfiltrering (17 ud af 34) efterfulgt af spånfiltrering (11 ud af 34) og bundfældning (5 ud af 34 besvarelser). De tre metoder er basismetoder, der i praksis har mange udformninger og i nogle tilfælde kombineres. Herudover findes enkelte værker, der renses røgen i et elektrofilter forud for kondensering, samt værker der afprøver mere avancerede løsninger (puretec filtre, keramisk filtre, polypropylen-membraner).

Vandkvaliteten efter rensning med de tre mest udbredte metoder ses i Tabel 3, opdelt efter rens metode. Det ses, at alle tre metoder forbedrer vandkvaliteten på alle parametre, og at ingen udmærker sig som markant bedre end andre. Ved sammenligning med de vejledende krav ved udledning til offentlig renseanlæg (nederste række i Tabel 2) ses, at de målte maksimumværdier stadig overstiger kravet til cadmium, og at renseteknologierne altså ikke i alle tilfælde overholder udledningskravet. For øvrige stoffer ser metoderne ud til at sikre overholdelse af udledningskrav. Et nærmere kig på fordelingen af cadmium (se boksplot Figur 13, Bilag 1), viser at ca. 25 % af data ligger lige omkring det vejledende krav på maks. 3 µg/l. Hvis kravet skærpes til 1 µg/l stiger andelen til omkring 50 % af prøverne. En sådan skærpelse vil

være i overensstemmelse med EU's mål om på sigt at bringe udledning af cadmium til ophør (EU, 2000).

TABEL 3: Vandkvalitet efter rensning (vand, der udledes som spildevand). Baseret på værker-
nes egne data. n=antal prøver. Fra BAT-rapporten (Tabel 3, Bilag 1).

Rensemetode		pH	Bly (µg/l)	Cadmium (µg/l)	Chrom (µg/l)	Kobber (µg/l)	Kviksølv (µg/l)	Nikkel (µg/l)	Zink (mg/l)	Sulfat (mg/l)
Bund-fæld- ning	gns	8,00	1,13	2,50	9,23	49,50	0,31	6,43	0,15	320,00
	min	7,20	0,50	0,38	2,70	23,00	0,03	3,90	0,04	270,00
	max	8,50	2,20	7,10	14,00	76,00	0,50	11,00	0,27	370,00
	n	7	3	7	3	2	7	3	2	2
Bånd-filtre- ring	gns	8,26	4,21	2,33	17,39	8,02	0,47	3,99	0,21	197,43
	min	6,90	0,10	0,08	1,80	1,00	0,01	0,30	0,00	4,70
	max	9,50	24,00	13,00	79,00	60,00	1,90	21,00	0,71	460,00
	n	34	24	45	15	12	38	15	15	18
Spån-filtre- ring	gns	7,76	7,94	2,40	36,41	39,67	0,36	5,90	0,25	339,00
	min	6,29	0,50	0,05	0,50	17,00	0,03	1,30	0,08	140,00
	max	9,00	49,00	22,00	180,00	72,00	0,63	12,00	0,40	730,00
	n	47	8	55	8	3	8	8	3	10



Eksempel på bundfældningstank på et flisfyret varmekværk. Foto: Simon Skov

7.2 Indsamling på 10 værker

I december 2018 blev der indsamlet prøver af hhv. råkondensat og spildevand fra 10 flisfyrede varmegærker i Danmark. Værkerne blev udvalgt, så de varierer i størrelse og renseløsning og antages at være repræsentative for danske flisfyrede varmegærker. Der blev indsamlet én råkondensat- og én spildevandsprøve per værk.

De fleste værker udfælder partikler ved sedimentation samt tilsætning af NaOH og fældningsmiddel. Værkerne fjerner således både partikler og udfælder en del af de opløste metaller via deres renseprocedure.

7.2.1 Metaller

Prøverne blev analyseret efter for koncentrationen af hhv. syre- og vandopløselige metaller: cadmium (Cd), bly (Pb), krom (Cr), kobber (Cu), nikkel (Ni), zink (Zn) og arsen (As) efter Dansk Standard 259 (DS 259). Ved DS 259 laves analyserne for vandopløselige metaller på prøver, der er filtreret. Der indgår således ikke partikelbundne stoffer i analysen for vandopløselige metaller. Analysen for syreopløselige metaller udføres på ikke-filtrede prøver, der først er konserveret med salpetersyre og derefter oplukket med koncentreret salpetersyre i mikrobølgeovn, hvorved en del af partiklerne, specielt de organiske partikler, opløses og deres stofindhold medtages i den efterfølgende analyse. Ved anvendelse af DS 259's opnås ikke en totaloplukning, idet mineraler som silikater mm. ikke opløses, men til gengæld oplukker metoden de partikler, som kan nedbrydes i miljøet, og hvis metaller kan få en miljøeffekt inden for en overskuelig årrække. De fundne værdier for råkondensat og rensat kondensat (spildevand) er vist som statistiske metadata i Tabel 4 og Figur 1.

Herunder laves en sammenligning mellem analyseresultaterne og vejledende grænseværdier for koncentrationen af metaller ved afledning af spildevand, ved nedsivning til grundvandet og ved udledning til hhv. indlandsvand og andet overfladevand (se Tabel 3), samt sammenligne analyseresultaterne for hhv. koncentrationen af syreopløselige- og vandopløselige metaller for at afklare om metallerne er bundet til partikulært stof eller opløst som ioner i vandfasen. Endvidere vil vi perspektivere disse data ved at sammenligne analyseresultaterne for de 10 værker med de analyseresultater, som værkerne har indmeldt, og som er samlet i Tabel 2.

Når man sammenligner analysedata for de 10 værker med de analyseresultater, som værkerne har indmeldt, og som er samlet i tabel 2, skal man være opmærksom på, at der er meget få værker, som har indmeldt data for andre stoffer end Cd. Analyseresultaterne for de 10 værker er af samme størrelsesorden som de analyseresultater, værkerne har indmeldt for stofferne: Cd, Pb, Cr, Ni og Zn, mens de indmeldte resultater for Cu er noget lavere. Der ser således ud til at være en relativ god overensstemmelse mellem analyseresultaterne for de 10 værker og de analyseresultater som værkerne har indmeldt (Tabel 2).

For vurdering af metal-koncentrationerne sammenlignes med vejledende grænseværdier for udledning til offentligt renseanlæg, nedsivning til grundvand og udledning til overfladevand. Grænseværdierne gælder syreopløste prøver.

For Cd i råkondensatet gælder at syreopløseligt Cd i alle tilfælde at ligge over grænseværdierne. Desuden ses, at vandopløseligt Cd ligger væsentligt lavere end syreopløseligt Cd, hvilket viser, at en betydelig andel af Cd i råkondensatet er bundet til partikulært stof. Efter rensning har fire værker koncentrationer af syreopløseligt Cd, som er over grænseværdien for udledning af spildevand, og seks værker, som overholder denne værdi. For koncentrationen af syreopløseligt Cd gælder det desuden, at fire af værkerne overholder grænseværdierne for nedsivning til grundvand, og to af værkerne overholder både grænseværdierne for udledning til indlandsvand (for klasse 4 vand) og udledning til andet overfladevand. Det ses desuden, at vandopløseligt Cd ikke længere ligger væsentligt lavere end syreopløseligt Cd, hvilket peger på, at en stor del af Cd i råkondensatet er blevet fjernet ved frafiltrering af partikler. Der er to

værker, som har koncentrationer af vandopløseligt Cd i spildevandet, der ligger over grænseværdien for udledning af spildevand, hvilket kan pege på, at selv om der fjernes en stor mængde partikler, er det ikke sikkert, at grænseværdien for Cd overholdes. Det fremgår af Figur 1, at der ikke er en tydelig sammenhæng mellem koncentrationerne af hhv. syre- og vandopløselige Cd eller mellem koncentrationerne i råkondensat og det efterfølgende spildevand fra et givent værk.

For Pb i råkondensatet er der syv værker, hvor syreopløseligt Pb ligger over grænseværdien for udledning af spildevand. Alle 10 værker overskrider grænseværdierne for udledning af råkondensat til grund- og overfladevand. For Pb gælder det også, at vandopløseligt Pb ligger betydeligt under syreopløseligt Pb, hvilket igen viser, at en stor del af Pb i råkondensatet er bundet til partikulært stof. Efter rensning på værkerne ligger koncentrationen af syreopløseligt Pb for alle værker betydeligt under grænseværdien for afledning af spildevand, mens tre værker ligger over grænseværdierne for både nedsivning til grundvand, udledning til indlandsvand og udledning til andet overfladevand, de øvrige syv værker ligger under disse værdier. De anvendte rensemetoder er således tilstrækkelige til at rense vandet for Pb på de 10 værker mht. udledning til offentlig kloak. For Pb i spildevandet er vandopløseligt Pb fortsat lavere end syreopløseligt Pb, men forskellen er ikke så markant som i råkondensatet, hvilket peger på, at en stor del af Pb i råkondensatet er blevet fjernet ved frafiltrering af partikler.

For Cr og Ni finder vi, at alle analyseresultaterne for syre- og vandopløselige metaller både i råkondensat og spildevand (efter rensning) er lavere end grænseværdierne for udledning af spildevand. Fem værker overskrider grænseværdien for totalt syreopløseligt Cr (Cr (VI) + Cr (III)) for udledning til grundvandet (data for Cr (VI) kendes ikke), mens dette kun gælder for ét værk, når man ser på syreopløseligt Ni i spildevandet. Endvidere er syreopløseligt Cr i spildevandet under grænseværdierne for udledning til overfladevand for to værker (Cr(III)), mens der med hensyn til Ni er 6 værker, der er under grænseværdien for udledning til indlandsvand og 8 værker, der er under grænseværdien for udledning til øvrigt overfladevand. Resultaterne viser endvidere, at hovedparten af Cr findes som vandopløselige ioner i forhold til partikelbundet Cr, mens en betydelig del af Ni er bundet til partikulært stof.

Cu og Zn opfører sig tilnærmelsesvis som Pb. Alle værker analyseresultater for syreopløseligt Cu i råkondensatet, som ligger over alle grænseværdier for udledning. For syreopløseligt Zn i råkondensat overskrides udledning til offentlig kloak på otte værker. Vandopløseligt Cu og Zn ligger betydeligt lavere end syreopløseligt, hvilket peger på, at en stor del af Cu og Zn i råkondensatet er bundet til partikulært stof. Efter rensning ligger syreopløseligt Cu på alle værker under grænseværdien for udledning af spildevand offentlig kloak og nedsivning til grundvand, mens fem værker overskrider grænseværdien for udledning til overfladevand. Hvad angår koncentrationen af syreopløseligt Zn i spildevandet, så ligger alle værker under grænseværdien for udledning til offentlig kloak. Otte værker ligger over grænseværdien for udledning til overfladevand (hårdt indlandsvand), mens dette gælder tre, når man ser på grænseværdien for nedsivning til grundvandet. Partikelfjernelse er således tilstrækkeligt til at rense vandet for Cu og Zn på de 10 værker mht. udledning af spildevand til offentlig kloak. For både Cu og Zn i spildevandet er indholdet af vandopløseligt Cu og Zn lidt lavere end syreopløselige Cu og Zn, men forskellen er slet ikke så stor som i råkondensatet, hvilket peger på, at en stor del af Cu og Zn i råkondensatet er blevet fjernet ved frafiltrering af partikler.

Generelt gælder det for As, at koncentrationen af syreopløseligt As ikke adskiller sig markant fra koncentrationen af vandopløseligt As, og at koncentrationerne i råkondensatet og spildevandet er af samme størrelsesorden. Dette viser, at en betydelig andel af As findes opløst i væskefasen som ioner, og dermed kun i mindre grad fjernes ved frafiltrering af partikler og udfældning. Koncentrationen af syreopløseligt As i råkondensatet ligger over grænseværdien for afledning af spildevand på fire af værkerne. Efter rensning reduceres koncentrationen af As,

så der kun er ét værk, der overskrider denne grænseværdi samt grænseværdien for nedsivning til grundvandet og udledning til indlandsvand. Koncentrationen af syreopløseligt As ligger dog så højt, at det kun er tre af værkerne, der kommer under grænseværdien for udledning til andet overfladevand.

TABEL 4: Koncentrationen af metaller i hhv. råkondensat og kondensatvand (spildevand efter rensning) målt både som syre- og vandopløselige metaller efter analysemetoden DS 259. Resultaterne er baseret på prøver taget fra 10 forskellige værker i december 2018. Grænseværdierne for overfladevand opdeles her i to kategorier: indlandsvand (alt stillestående eller strømmende vand på jordoverfladen og alt grundvand på landsiden af den basislinje, hvorfra bredden af territoriale farvande måles) og andet overfladevand. De angivne grænseværdier kommer fra Miljøstyrelsen (2006): "Grænseværdi for afledning af spildevand", Miljøstyrelsen (2018): "Grænseværdier for nedsivning til grundvand" (grundvandskvalitetskriterierne) og Miljøstyrelsen (2017): "Grænseværdier for udledning til indlandsvand" og "Grænseværdier for udledning til andet overfladevand".

Cadmium (Cd) [µg/L] – grænseværdi for afledning af spildevand: 3 µg/L, nedsivning til grundvand: 0,5 µg/L, grænseværdierne for udledning til indlandsvand afhænger af vandets hårdhedsgrad, som opdeles i fem klasser: klasse 1 med hårdhed < 40 mg CaCO₃/L, grænseværdi: ≤ 0,08 µg/L; klasse 2: 40 til < 50 mg CaCO₃/L, grænseværdi: 0,08 µg/L; klasse 3: 50 til < 100 mg CaCO₃/L, grænseværdi: 0,09 µg/L; klasse 4: 100 til < 200 mg CaCO₃/L, grænseværdi: 0,15 µg/L og klasse 5: ≥ 200 mg CaCO₃/L, grænseværdi: 0,25 µg/L, og for udledning til andet overfladevand, grænseværdi: 0,2 µg/L.				
	Gennemsnit	Minimum	Maksimum	Standardafvigelse
Syreopløselige metaller				
Råkondensat	61,80	33,99	124,95	27,74
Spildevand	2,20	0,00	7,04	2,45
Vandopløselige metaller				
Råkondensat	10,55	0,23	30,44	8,98
Spildevand	1,30	0,02	7,02	2,22
Bly (Pb) [µg/L] – grænseværdi for afledning af spildevand: 100 µg/L, nedsivning til grundvand: 1,0 µg/L, udledning til indlandsvand: 1,2 µg/L, og udledning til andet overfladevand: 1,3 µg/L.				
	Gennemsnit	Minimum	Maksimum	Standardafvigelse
Syreopløselige metaller				
Råkondensat	154,02	63,51	269,76	73,18
Spildevand	1,60	0,02	5,84	2,13
Vandopløselige metaller				
Råkondensat	0,52	0,12	1,56	0,42
Spildevand	0,13	0,00	0,58	0,18
Krom (Cr) [µg/L] – grænseværdi for afledning af spildevand: 300 µg/L. Grænseværdierne for Cr afhænger ofte af oxidationstrinnet. Nedsivning til grundvand: for Cr (VI) gælder grænseværdien: 1 µg/L og for Cr (III + VI) gælder grænseværdien 25 µg/L. Udledning til indlandsvand: for Cr (VI) gælder grænseværdien: 3,4 µg/L og for Cr (III) gælder grænseværdien 4,9 µg/L. Udledning til andet overfladevand: for Cr (VI) gælder grænseværdien: 3,4 µg/L og for Cr (III) gælder grænseværdien 3,4 µg/L.				
	Gennemsnit	Minimum	Maksimum	Standardafvigelse
Syreopløselige metaller				
Råkondensat	61,37	17,76	115,25	38,47
Spildevand	29,19	0,42	66,98	24,82
Vandopløselige metaller				
Råkondensat	47,99	11,73	113,25	39,58

Spildevand	34,47	0,30	83,79	30,84
Kobber (Cu) [µg/L] – grænseværdi for afledning af spildevand: 100 µg/L, nedsivning til grundvand: 100 µg/L, og udledning til indlandsvand og andet overfladevand: 4,9 µg/L				
	Gennemsnit	Minimum	Maksimum	Standardafvigelse
Syreopløselige metaller				
Råkondensat	328,93	143,90	622,05	146,72
Spildevand	8,15	0,49	34,11	9,87
Vandopløselige metaller				
Råkondensat	19,55	2,03	36,13	11,07
Spildevand	4,38	0,44	12,32	4,74

Nikkel (Ni) [µg/L] – grænseværdi for afledning af spildevand: 250 µg/L, nedsivning til grundvand: 10 µg/L, udledning til indlandsvand: 4 µg/L, og udledning til andet overfladevand: 8,6 µg/L.

	Gennemsnit	Minimum	Maksimum	Standardafvigelse
Syreopløselige metaller				
Råkondensat	46,45	22,27	80,02	17,12
Spildevand	3,88	0,00	11,92	4,03
Vandopløselige metaller				
Råkondensat	10,03	1,88	19,29	4,85
Spildevand	3,53	0,00	11,18	3,82

Zink (Zn) [µg/L] – grænseværdi for afledning af spildevand: 3000 µg/L, nedsivning til grundvand: 100 µg/L, udledning til indlandsvand: 7,8 µg/L (eller 3,1 µg/L hvis vandet er blødt, H<24 mg CaCO₃/L), og udledning til andet overfladevand: 7,8 µg/L.

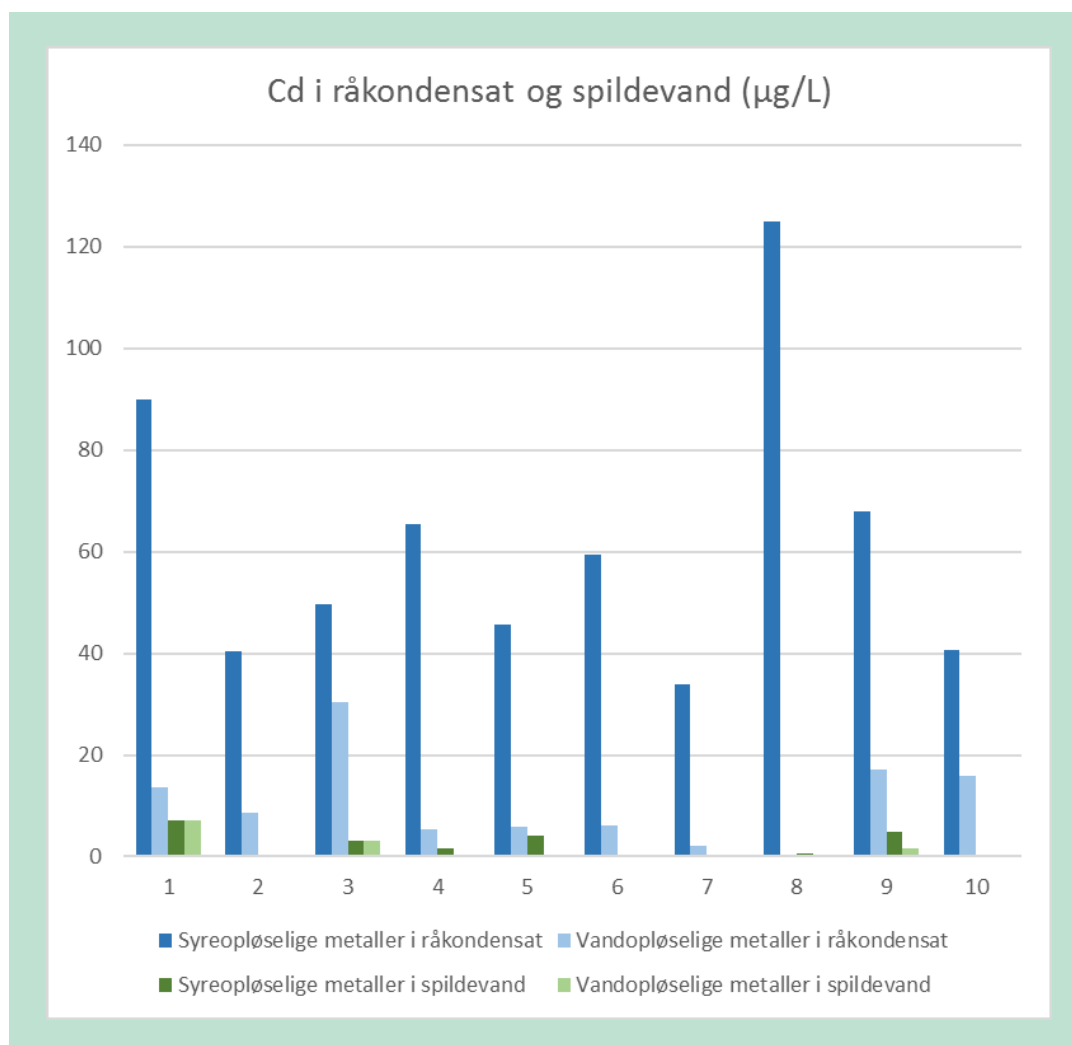
	Gennemsnit	Minimum	Maksimum	Standardafvigelse
Syreopløselige metaller				
Råkondensat	5850,62	2306,64	15965,33	3870,94
Spildevand	118,32	2,04	348,80	132,15
Vandopløselige metaller				
Råkondensat	682,85	20,72	2960,81	873,45
Spildevand	54,96	1,63	314,70	95,02

Arsen (As) [µg/L] – grænseværdi for afledning af spildevand: 13 µg/L, nedsivning til grundvand: 8 µg/L, udledning til indlandsvand: 4,3 µg/L, og udledning til andet overfladevand: 0,6 µg/L.

	Gennemsnit	Minimum	Maksimum	Standardafvigelse
Syreopløselige metaller				
Råkondensat	15,13	7,03	32,02	9,28
Spildevand	3,16	0,02	15,20	4,44
Vandopløselige metaller				
Råkondensat	8,82	4,20	17,61	5,28
Spildevand	3,76	0,02	19,08	5,64



Udløb til offentlig kloak. Foto: Simon Skov



FIGUR 1: Koncentrationen af Cd i hhv. råkondensat og spildevand (efter rensning) målt både som syreopløselige og vandopløselige metaller efter analysemetoden DS 259. Resultaterne er baseret på prøver taget fra 10 forskellige værker i december 2018.

Alt i alt viser sammenligningen mellem vandopløselige (målt på filtrerede, ikke oplukkede prøver) og syreopløselige (målt på ikke filtrerede, oplukkede prøver) gennemsnitskoncentrationer, at metallerne i varierende grad er knyttet til det partikulære materiale i råkondensatet. Størst andel på partikulær form findes for Pb, mindst for Cr. Ved at dividere koncentrationen af de syreopløselige metaller med koncentrationen af de vandopløselige metaller kan man få et omtræktigt udtryk for størrelsen på den andel af metallerne, der er bundet til partiklerne: Pb: 99,7 %, Cu: 94 %, Zn: 88 %, Cd: 83 %, Ni: 78 %, As: 42 %, Cr: 22 %. Jo mere af metallet, der findes på partikulær form, desto mere kan fjernes ved frafiltrering af partiklerne (suspenderet stof). Og omvendt gælder det, at jo mere der findes på opløst form, desto vigtigere er sorptionsprocesser.

Rensningen på værkerne, der typisk omfatter fældning og filtrering, fjerner betydelige mængder Cd, Pb, Cu, Ni og Zn. Indholdet af Cd i spildevandet, der udledes fra værkerne til offentlig kloak, overskrider dog i fire ud af de ti tilfælde grænseværdien, og Cd udgør dermed den største udfordring. Ved værkernes kondensatrensning reduceres også koncentrationen af As, men der er stadig ét værk, der overskrider grænseværdien for udledning til offentlig kloak. For evt. nedsivning til grundvand eller udledning til overflade skal der ske en væsentlig rensning. Tabel

5 giver et samlet overblik hvor mange værker hvis spildevand overskrider de vejledende grænseværdier.

TABEL 5: Antal værker ud af 10, hvis spildevand (syreopløst), der overskrider de vejledende grænseværdier for hhv. afledning af spildevand, nedsivning til grundvand, til indlandsvand og udledning til andet overfladevand. Se tabel 4 for de vejledende grænseværdier.

	Afledning af spildevand	Nedsivning til grundvand	Udledning til indlandsvand	Udledning til andet overfladevand
Cadmium (Cd)	4	6	2 (klasse 4)	4
Bly (Pb)	0	3	3	3
Krom (Cr for III + VI)	0	5	8	8
Kobber (Cu)	0	0	5	5
Nikkel (Ni)	0	1	4	2
Zink (Zn) (til hårdt vand)	0	3	8	8
Arsen (As)	1	1	1	7



Klassisk båndfilter på flisfyret vameværk. Foto: Simon Skov

7.2.2 PAH'er

Prøverne af råkondensat fra de 10 værker blev også analyseret for koncentrationen af PAH'er (polyaromatiske hydrokarboner), som er en gruppe giftstoffer, der kan dannes under forbrændingen og være særdeles giftige i miljøet. Analyserne blev foretaget af analysefirmaet Analy-Tech, som brugte GC-MS til selve analysen. Resultaterne fremgår af Tabel 6.

Nederst i tabellen er indsat grænseværdier for nedsivning til grundvand, som sammenligningsgrundlag for analyseresultaterne fra råkondensatprøverne. Der er tre værker, som overholder kravene til nedsivning til grundvandet. For alle andre værker er der behov for rensning inden nedsivning.

TABEL 6: Koncentration af 16 PAH'er (polyaromatiske hydrokarboner) i råkondensat fra 10 værker. Detektionsgrænse: 0,001 µg/L. Vejledende grænseværdier for PAH'er er angivet i de to nederste rækker i tabellen (Grundvandskvalitetskriteriet fra Miljøstyrelsen og Bekendtgørelse nr. 1070 fra Miljøministeriet)

Værk	Formaldenyd [µg/L]	Naphthalen [µg/L]	Acenaphthylen [µg/L]	Acenaphthen [µg/L]	Fluoren [µg/L]	Phenanthren [µg/L]	Anthracen [µg/L]	Fluoranthren [µg/L]	Pyren [µg/L]	Benz(a)anthracen [µg/L]	Chrysen [µg/L]	Benz(b)+k(1)fluoranthren [µg/L]	Benz(a)pyren [µg/L]	Indeno(1,2,3-cd)pyren [µg/L]	Dibenz(a,h)anthracen [µg/L]	Benz(ghi)perylene [µg/L]	PAH Sum(16) [µg/L]
1	177	0.624	4.95	<0.001	0.276	17.4	1.86	73.9	103	3.59	5.34	2.48	1.25	0.455	0.009	1.30	216
2	2.2	0.004	<0.001	<0.001	<0.001	0.003	<0.001	0.006	0.007	<0.001	0.002	<0.002	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.022
3	8.6	0.105	0.053	<0.001	<0.001	0.027	0.002	0.010	0.013	<0.001	<0.001	<0.002	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.21
4	137	0.295	0.125	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.289	0.394	0.008	0.017	0.007	0.003	0.002	<0.001	0.004	1.14
5	3.4	0.002	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.002	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.002
6	2.3	0.021	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.002	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.021
7	53	0.387	0.064	<0.001	<0.001	0.128	0.017	0.309	0.377	0.014	0.026	<0.002	<0.001	0.035	<0.001	<0.001	1.36
8	4990	0.849	0.220	0.030	0.034	0.483	<0.001	0.105	0.060	<0.001	0.003	<0.002	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	1.78
9	576	0.108	0.056	<0.001	0.017	0.643	0.064	0.646	0.671	0.019	0.065	0.016	0.003	0.002	<0.001	0.005	2.31
10	412	0.085	0.028	<0.001	<0.001	0.226	0.012	0.203	0.185	0.008	0.033	0.007	<0.001	0.002	<0.001	0.006	0.795
Grænseværdi for nedslivning til grundvand								0,1		0,01							0,1

7.2.3 Dioxin

Tre af prøverne af råkondensat fra de 10 værker blev også analyseret for dioxin, der er en gruppe af hetero-cykliske organiske forbindelser, som kan dannes under forbrænding. Dioxin er yderst giftigt for mennesker og miljøet. Analyserne blev foretaget af analysefirmaet Analy-Tech og resultaterne fremgår af Tabel 7.

Råkondensatet fra de tre værker indeholder altså dioxin. Der fastsættes normalt ikke grænseværdier for dioxin i spildevand, men da dioxin er helt uønsket i miljøet, bør dioxin renses ud af råkondensatet før udledning.

TABEL 7: Indhold af dioxin i råkondensat.

Værk	I-TEQ (pg/L)
1	340
2	330
3	310

7.3 Konklusion AP-I

Ved udledning af spildevand til offentlig kloak er Cd det primære bekymringsstof. Til trods for betydelig reduktion som følge af rensningen på værkerne, overskrides den vejledende grænseværdi fra flere værker. Dette viser såvel værkernes egne data, som den samlede undersøgelse af spildevand fra 10 værker. Sidstnævnte udpeger også As som et opmærksomhedspunkt, idet koncentrationen heraf i et tilfælde overskred vejledende grænseværdi. Der analyseres normalt ikke for As i værkernes spildevand. De tre råkondensatprøver analyseret for dioxin viser høje indhold, og dioxin udgør derfor endnu et opmærksomhedspunkt. På samme måde er der fundet PAH i råkondensat. PAH renses formodentlig ud med partiklerne, men det er ikke vist. Hvis spildevand i fremtiden skal håndteres lokalt ved nedsivning eller udledning til overfladevand skal der ske en betydelig mere effektiv rensning for en række stoffer ud over Cd.



Udover røgen ud af skorstenen udleder flisfyrede varmegærker også kondensatslam, aske og spildevand. Foto: Simon Skov

8. Afprøvning af ny renseteknologi – resultat af AP-II

8.1 Udvalgelse af egnet sorbentmateriale

Cadmium er på baggrund af AP-I udpeget som primære bekymringsstof, og udvælgelsen af sorbenter er målrettet Cd.

8.1.1 Screening og udvælgelse af sorbenter

Vi foretog en litteratursøgning for at lede efter materialer, der på verdensplan har været forsøgt anvendt til fjernelse af opløst cadmium. Vi søgte på både uorganiske og organiske materialer. Resultatet er sammenfattet i Tabel 8. Som det ses er forsøgene udført under stærkt varierende forhold, og de rapporterede mængder cadmium sorberet per gram sorbent varierer med over en faktor 100, fra omkring 1 mg Cd/ g til over 100 mg Cd/g, ved ligevægtskoncentrationer i væsken, der spænder over en faktor 10.000 fra 0,018 mg Cd/L til 225 mg Cd/L. Cadmiumkoncentrationerne observeret i råkondensat fra værkerne ligger på under 1 mg Cd per L (tabel 3), så langt under de koncentrationsforhold de fleste af de rapporterede forsøg er udført under. Det er derfor umuligt at sammenligne resultaterne direkte.

TABEL 8: Litteratursammendrag af forskellige uorganiske og organiske materialer evne til at tilbageholde opløst cadmium, udtrykt i mg Cd sorberet per g sorbent-materiale (mg Cd/g) ved ligevægt. Materialet er karakteriseret ud fra oplysningerne i kilderne. Hvis

Sorbent	Sorbentens fremstillingsmetode og Resultat	Kilde
Kalk	Kalkholdig jord blev vasket i 30 % brintoverilte for at fjerne urenheder og organisk material. Herefter blev Jorden filtreret og skyllet med fortyndet salpetersyre til pH 6. Herefter tørret.	1
	Kalk indhentet som restprodukt fra et marmorværk	2
	Ren calciumcarbonat blev behandlet i portioner á 100 g med ortofosforsyre i Ca:P-forholdet 5:3, 3:2, 4:4 og 1:1, svarende til carbonat-apatit (58,8 g syre tilsat), tricalcium-fosfat (65,33 g syre tilsat), octacalcium-fosfat (73,5 g syre tilsat) og dicalcium-fosfat (98 g syre tilsat). Efter ekvilibriering i 2 måneder ved 25 grader blev materialet tørret ved 60 grader og derefter 100,8 grader. Materialet knustes til passage gennem 200 µm sigte.	3
	Ren CaCO ₃ blev benyttet	4
	Kalk fra kalkgrav blev knust, sigtet, vasket med ionbyttet vand og tørret.	5
Resultat	1,1 mg Cd/g kalk ved en koncentration i væsken på 0,018 mg/L 1,3 mg Cd/g kalk ved en koncentration i væsken på 40-60 mg/L	
Olivin	To forskellige industrielt fremstillede olivin-produkter, fremstillet ved nedknusning af olivine til et pulver, der herefter blev granuleret ved tilsætning af bindemiddel. Bindemidlet indeholdt Portland cement, der blev benyttet i forskellige koncentrationer i de to produkter.	5
Resultat	5 mg Cd/g oliven ved en koncentration i væsken på 50 mg/L (Hurtig reaktion, men kritisk stigning i pH, kritisk frigivelse af Cr)	
Brunkul (lignit)	Brunkul fra råstofgrav blev nedknust og sigtet til partikelstørrelse omkring 75 mm, og vasket i 2 M saltsyre i en time ved stuetemperatur. Herefter filtreret og vasket i ionbyttet vand indtil effluent havde konstant pH. Herefter lufttørret.	6
	Brunkul blev brugt i naturlig tilstand, efter tørring ved 105 °C i 24 h, og kalibrering med rumfugtighed, resulterende i slut-fugtindhold på 7 % (vægt). Partikelfraktion under 0,2 mm blev anvendt.	7

	Brunkul nedknust til under 1 mm, tørret ved 45 °C, pulveriseret sigtet gennem 0.25 mm sigte.	8
	Brunkul blev tørret og pulveriseret.	9
Resultat	20 mg Cd/g brunkul ved en koncentration i væsken på 50 mg/L 5 mg Cd/g brunkul ved en koncentration i væsken på 190 mg/L (stor pH afhængighed, stor forskel på rapporterede niveauer)	
Savsmuld (antages at være sammen-ligneligt med træ-spåner)	Savsmuld af valnød (<i>Juglans regia</i>). Vasket i destilleret vand for at fjerne urenheder, tørret ved 100 °C i 24 h, neddelt og sigtet.	10
	Savsmuld af skovfyr (<i>Pinus sylvestris</i>). Vasket flere gange i destilleret vand for at fjerne urenheder, tørret ved 110 °C i 24 h, neddelt og sigtet til tre størrelsesfraktioner: 0,1–0,16, 0,16–0,2, og 0,2–0,25 mm. For at forhindre udvaskning af fenol-forbindelser, der kunne misfarve vandet, blev 4 g neddelt savsmuld blandet med 10 ml formaldehyd i et surt medium (en blanding bestående af en del 37 % formaldehyd og fire dele 0.2M svovlsyre, opvarmet til 50 °C) i 2 t, hvorefter savsmuldet blev filtreret fra, vasket med destilleret vand indtil pH nåede 6, og derefter lufttørret.	11
	Savsmuld af himalaya-ceder (<i>Cedrus deodara</i>) fra møbelindustri blev sigtet gennem 25 mm sigte, vasket grundigt i ionbyttet vand og tørret ved 100 °C. En anden portion blev behandlet med kautisk soda (NaOH) ved at blande 5 g savsmuld med 50 ml 1 M NaOH i 2 t. Overskydende NaOH blev fjernet med vand og materialet tørret ved 100 °C i 8h.	12
	Savsmuld af Aleppo-fyr (<i>Pinus halepensis</i>) blev sigtet gennem en 1,18 mm sigte, vasket gentagne gange med destilleret vand for at fjerne urenheder og tørret ved 100 °C i 48 timer.	13
Resultat	5 mg Cd/g savsmuld ved en koncentration i væsken på 100 mg/L 5,62 mg Cd/g savsmuld ved en koncentration i væsken på 8 mg/L 107 mg Cd/g savsmuld ved en koncentration i væsken på 225 mg/L 16,7 mg Cd/g savsmuld ved en koncentration i væsken på 50 mg/L	
Tørv (spag-num)	To slags tørv blev forberedt: oligotrof (fra næringsfattig kilde) og eutrof (fra næringsrig kilde). Efter tørring ved 100 °C i 24 t blev tørv sigtet til to fraktioner: 0,5-1,25 and 1,25-5 mm. For at undersøge effekt af acidificering blev noget af tørv blandet med 1 M HCl i 2 h (1 g tørv per 10 mL HCl), og herefter skyllet med ionbyttet vand og tørret ved 100 °C i 24 t	14
Resultat	20.23 – 22.48 mg Cd/g tørv ved en koncentration i væsken på 35 mg/L.	

Kilder:

- 1) Rangel-Porras, G., Garcia-Magno, J.B., Gonzalez-Munoz, A.P., 2010. Lead and cadmium immobilization on calcitic limestone materials. *Desalination* 262, 1-10
- 2) Aziz, A.H., Adlan, A.M., Ariffin, K.S., 2008. Heavy metals (Cd, Pb, Zn, Ni, Cu and Cr(III)) removal from water in Malaysia: Post treatment by high quality limestone. *Bioresource Technol.* 99, 1578-1583
- 3) Thakur, S.K., Tomar, N.K., Pandeya, S.B., 2006. Influence of phosphate on cadmium sorption by calcium carbonate. *Geoderma* 130, 240-249
- 4) Davis, J.A., Fuller, C.C., Cook A.D., 1986. A model for trace metal sorption processes at the calcite surface: Adsorption of Cd²⁺ and subsequent solid solution formation. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 51, 1477-1490.
- 5) Wium-Andersen, T., Nielsen, A.H., Hvitved-Jacobsen, T., Kristensen, N.K., Brix, H., Arias, C., Voltertsen, J., 2012. Sorption media for stormwater treatment—A laboratory evaluation of five low-cost media for their ability to remove metals and phosphorus from artificial stormwater. *Water Environ. Res.*, 84, 605-616
- 6) Eligwe, C.A., Okolue, N.B., Nwambu, C.O., Nwoko, C.I.A., 1999. Adsorption thermodynamics and kinetics of mercury (II), cadmium (II) and lead (II) on Lignite. *Chemical Engineering and Technology* 22, 45-49
- 7) Doskocil, L., Pekar, M., 2012. Removal of metal ions from multi-component mixture using natural lignite. *Fuel Processing Technology* 101, 29-34
- 8) Pentari, D., Perdikatsis, V., Katsimicha, D., Kanaki, A., 2009. Sorption properties of low calorific value Greek lignites: removal of lead, Cadmium, zinc and copper ions from aqueous solutions. *Journal of Hazardous Materials* 168, 1017-1021
- 9) Havelcova, M., Mizera, J., Sykorova, I., Pekar, M., 2009. Sorption of metal ions on lignite and derived humic substances. *Journal of Hazardous Materials* 161, 559-564

- 10) Yasemin, B., Zeki, T., 2007. Removal of heavy metals from aqueous solution by sawdust adsorption. *Journal of Environmental Sciences* 19, 160-166
- 11) Taty-Costodes, V.C., Faudet, H., Porte, C., Delacroix, A., 2003. Removal of Cd (II) and Pb (II) ions, from aqueous solutions, by adsorption onto sawdust pinus sylvestris. *Journal of Hazardous materials* B105, 121-142
- 12) Memon, S.Q., Memon, N., Shah, S.W., Khuhawar, M.Y., Bhanger, M.I., 2007. Sawdust- a green and economical sorbent for the removal of cadmium (II) ions. *Journal of hazardous material*, B139, 116-121
- 13) Semerjian, L., 2010. Equilibrium and kinetics of cadmium adsorption from aqueous solutions using untreated pinus halepensis sawdust
- 14) Gosset, T., Trancart, J.L., Thevenot, D.R., 1986. Batch metal removal by peat, kinetics and thermodynamics. *Water Res.* 20, 21-26.

8.1.2 Test af sorbenter i rysteforsøg

8.1.2.1 Sorbentmaterialer

Der blev udvalgt fire billige sorbentmaterialer til sorptionsforsøg, nemlig kalk, okkerslam, brunkul og træspåner. Kalk er en billig og rigelig lokal ressource, der har bred affinitet over for tungmetaller (Sdiri et al., 2012). Okkerslam er et restprodukt fra produktion af drikkevand. Det består af amorfe jern-forbindelser, der vides at have gode sorptionsegenskaber over for tungmetaller (Cederkvist et al., 2010). Brunkul, også kaldet lignit, består af fossileret plantemateriale, og optræder som et restprodukt ved udgravning af sand. Kan købes relativt billigt. Reference på dets egenskaber: https://www.researchgate.net/publication/259573790_Lignite_Structure_Properties_and_Applications. Træspåner benyttes allerede i dag på en del værker til rensning af kondensat i de såkaldte spånfiltre (Se AP-I). Det synes smart at kunne bruge et fornybart, organisk materiale. Desuden er det ikke usandsynligt, at der kan opnås tilfaldelse til bortskaffelse af brugt træ-sorbent ved indfyring i værkets kedel. En oversigt over de fire udvalgte sorbenter er præsenteret i Tabel 9.

TABEL 9: I regi af AP-II er der udført rysteforsøg til beskrivelse af fire udvalgte sorbenters Cd-sorptionsevne.

Sorbent	Beskrivelse
Kalk	CaCO ₃ . Bryozokalk. Porøsitet er 54% og volumenvægten er 1,2 ton/m ³ (Cederkvist et al. 2010).
Okker-slam	Fe-O-OH. Amorfe jern-oxid-hydroxider, opstået under iltning af grundvand på vandværker.
Brunkul (Lignit)	Består primært af kulstof, samt H, O og N. Udgravet i Addit, Jylland. Opgravet over grundvandsspejlet, lagt i bunker og harvet over flere år. Ikke oprenset og kan indeholde ler.
Træ-spåner	De anvendte træspåner stammer fra Svensk møbelproduktion og er en blanding af gran og fyr. Ifølge producenten er de rensede for støv og fri for lak og lim.

8.1.2.2 Metode ved udførelse af rysteforsøg

Til rysteforsøgene benyttede vi 10 L råkondensat indsamlet fra Skanderborg Fjernvarme. Dermed sikres en baggrundsmatrix i stil med den, som sorbenterne i givet fald skal arbejde under. Efter henstand i to dage for at få større partikler til at bundfælde blev supernatanten overført til syrevaskede 1 L PE beholdere med hævertprincippet. Da kondensatet jo indeholder en vis mængde Cd i udgangspunktet, og sandsynligvis også fortsat nogle små partikler blev der lavet en serie med Cd-spikede prøver, til at sammenligne rysteforsøgene med. Der blev tilsat Cd i 7 forskellige mængder, som angivet i Tabel 10. Efter omrystning og henstand i 20 min blev der udtaget prøver á 5 mL til analyse for opløst (efter filtrering gennem µm nylon filter) og total (efter destruktion af partikulært materiale ved kogning i koncentreret HNO₃) ved brug af grafit-ovns-atom-absorptions-spectrofotometri (GFAAS). Resultatet er vist i Tabel 10. Kondensatet ses at indeholde (uden spiking) 3,9 µg Cd/L. Det ses endvidere, at kun dele af den tilsatte Cd kan genfindes som opløst Cd, da der f.eks. ved en Cd-tilsætning på 99 µg/L

kun findes 72 µg/L Cd i opløsning. Dette viser, kondensatet til trods for sedimentationen, stadig indeholder små partikler, der sorberer Cd. Den negative sorption for lave Cd-tilsætninger skyldes, at der ikke er taget højde for kondensatets initiale indhold af Cd (og der dermed kan genfindes mere end der er tilsat). Ved de højere koncentrationer er det op til omkring 1/3 af det tilsatte Cd der sorberes til partikler i kondensatet. Genfindingsprocenterne (total målt i forhold til totalt tilsat) ligger på 82-116 %. pH-intervallet blev ikke målt i alle prøver, men ses at ligge i svagt basisk område. I de efterfølgende rysteforsøg er det de målte opløste Cd-koncentrationer, der benyttes til at sammenligne effekten af sorbentmaterialerne med (ved den givne tilsætning af Cd sammenlignes den målte koncentration fra Tabel 10 med den målte koncentration efter rystning med sorbent, og forskellen tilskrives sorption til sorbent).

TABEL 10: Kondensatets indhold af Cd uden (0) og med tilsætning af opløst Cd i stigende koncentrationer (spiking), fra 10 til 99 µg/L. Indholdet er målt som både opløst og total. Genfindingsprocenten er andelen af målt Cd (total-prøvens analyse) ud af den tilsatte mængde. Sorption angiver differensen mellem observeret opløst Cd og tilsat Cd, i forhold til tilsat, og er udtryk for Cd forsvundet ved sorption til partikler i kondensatet.

Ryste-konden-sat nr.	Tilsat Cd µg/L	Målt Cd opløst, µg/L	Målt Cd total, µg/L	Genfinding Total, %	pH	Sorption %
0	0,0	3,9	3,54	-	7,83	-
1	10,0	12,9	11,6	116	-	-29,0
2	19,9	20,1	21,7	109	-	-1,0
3	29,8	27,6	31,3	105	-	7,4
4	39,8	30,0	33,1	83	-	24,6
5	59,6	46,7	48,8	82	-	21,6
6	79,4	51,8	86,5	109	-	34,8
7	99,0	71,9	95,4	96	7,68	27,4

Rysteforsøgene blev udført ved at afveje 2,5 g af sorbenten til et 50 mL engangscentrifugerør af plast, hvorefter der blev tilsat 25 ml uspiket kondensat. Cd blev tilsat i den ønskede koncentration via små volumener af en forsuret 5 eller 10 µg/L sur Cd-opløsning. Da tilsætning af Cd opløsningen ikke påvirkede pH i forsøget i betydelig grad, og det var et ønske at arbejde ved den pH værdi som kondensatet og sorbenten resulterede i blev der ikke foretaget nogen pH justering. Inden afvejning var sorbenten blevet tørret ved 60-64 °C i tre dage. Sorptionsforsøget blev omrystet i rotationsapparat (end-over-end) i 20 minutter og herefter centrifugeret i 5 min ved 13.500 omdrejninger per minut. Prøve til måling af opløst Cd koncentrationer blev udtaget med en plastsprøjte og filteret gennem et 0,45 µm nylonfilter, som herefter blev forsuret til 0,2 % HNO₃. Cd-koncentrationen blev bestemt via GFAAS. En lille delprøve blev udtaget til måling af pH.

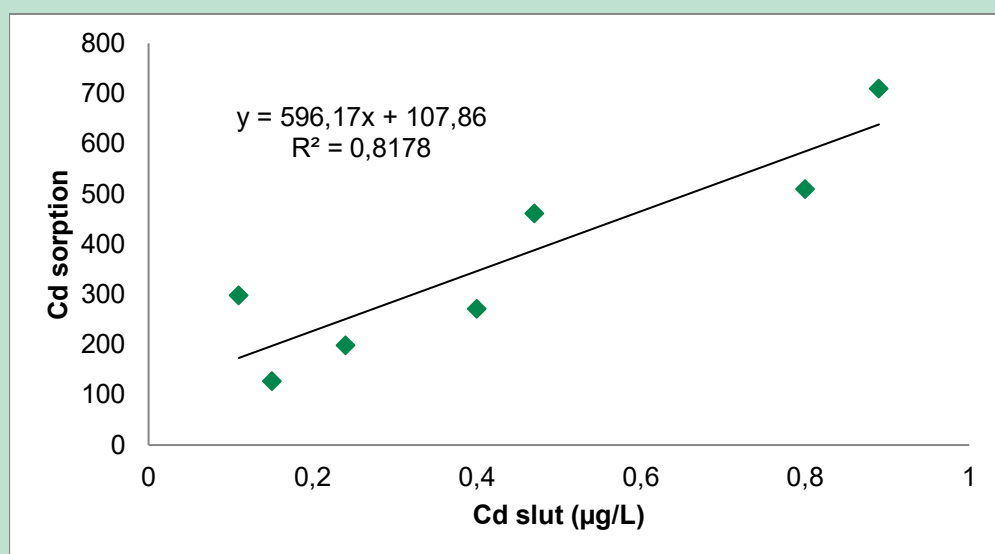
8.1.2.3 Resultat

Kalken udviste en høj grad af sorption med Cd slutkoncentrationer, der i alle tilfælde lå under 1 µg/L, og dermed betydeligt under det udbredte krav på 3 µg/L (Tabel 11). Et kalkfilter vil derfor være effektivt til at fjerne Cd fra røggaskondensat. Som forventet resulterede kalken i forhøjede pH værdier omkring pH 8 i røggaskondensatet, hvilket dog er lavere end kalkens ligevægt med vand, hvor pH var 9.45. Den forventede fjernelsesmekanisme er fældning af CdCO₃, her skelnes dog ikke mellem forskellige retentionsmekanismer og retentionen kaldes sorption trods det, at fældning i princippet ikke er en sorptionsproces. I procent var sorptionen over 98 % for alle Cd tilsætninger, og for den højeste Cd tilsætning var sorptionen 710 mg/kg. Grundet den høje grad af sorption og de lave tilbageværende Cd koncentrationer er bestemmelsen af Cd koncentrationen efter sorption behæftet med en større usikkerhed. I Figur 2 er sorptionen

vist som funktion af slut Cd koncentrationen. Trods måle-usikkerhed tyder det på, at kalken ikke er mættet og vil kunne sorbere yderligere Cd, hvis det udsættes for kondensat med endnu højere Cd koncentrationer (> 70 µg/L).

TABEL 11: Sorption af opløst Cd til kalk. De tilsatte mængder svarer til dem, der er anført i Tabel 10. Opløst Cd er koncentration i væsken efter endt rystning. Sorption er beregnet ved sammenligning med Tabel 10 (opløst Cd-kolonnen). '0-Vand': Her er kalk tilsat rent vand. '0-kondensat': Her er kalk tilsat uspiket kondensat. i.m. = ikke målbart (under detektionsgrænsen).

Tilsat Cd	Målt Cd opløst, µg/L	pH	Sorption %	Sorption mg/kg
0-vand	<i,m,	9,45	-	-
0-kondensat	<i,m,	8,13	>99	-
1	0,15	8,13	98,8	127
2	0,24	8,03	98,8	199
3	0,4	8,07	98,6	272
4	0,11	8,05	99,6	298
5	0,47	8	99,0	462
6	0,8	8,02	98,5	510
7	0,89	7,99	98,8	710



FIGUR 2: Sorption af Cd til kalk (mg/kg) ved forskellige Cd-koncentrationer i væsken (µg/L) efter kontakt (rotation) i 20 min.

Okker udviste ligesom kalk en høj grad af sorption med Cd slutkoncentrationer, der i alle tilfælde lå under 0,5 µg/L, og dermed betydeligt under det udbredte krav på 3 µg/L (Tabel 12). Et okkerfilter vil derfor også være effektivt til at fjerne Cd fra røggaskondensat. Okkerforsøgene havde pH værdier omkring 8.2. Kovalent binding til overfladen er en kendt og stærk sorptionsmekanisme til okker og andre typer af jernoxider. I procent var sorptionen over 99 % for alle Cd tilsætninger, og for den højeste Cd tilsætning var sorptionen 715 mg/kg. Grundet den høje grad af sorption og de lave tilbageværende Cd koncentrationer er bestemmelsen af Cd koncentrationen efter sorption behæftet med en større usikkerhed, og det ses da også at flere

slut Cd-koncentrationer lå under detektionsgrænsen. Det giver derfor ikke mening at præsentere sorptionen som funktion af slutkoncentrationerne, men der er ingen tegn på, at okkeren er mættet, og okker vil sandsynligvis også kunne fjerne Cd ved langt højere koncentrationer i kondensat.

TABEL 12: Sorption af opløst Cd til okker. De tilsatte mængder svarer til dem der er anført i Tabel 10. Opløst Cd er koncentration i væsken efter endt rystning. Sorption er beregnet ved sammenligning med Tabel 10 (opløst Cd-kolonnen). '0-Vand': Her er okker tilsat rent vand. '0-kondensat': Her er okker tilsat uspiket kondensat. i.m. = ikke målbart (under detektionsgrænsen).

Tilsat Cd	Målt Cd opløst, µg/L	pH	Sorption %	Sorption mg/kg
0-vand	<i,m,	8,38	-	-
0-kondensat	<i,m,	8,2	>99	-
1	<i,m,	8,3	99,5	128,2
2	<i,m,	8,2	100,3	202,1
3	<i,m,	8,3	100,6	277,9
4	0,36	8,23	98,8	295,9
5	0,10	8,25	99,8	465,8
6	0,47	8,19	99,1	513,2
7	0,37	8,14	99,5	715,5

Brunkul udviser negativ eller begrænset sorption, og kan ikke anbefales som filtermateriale (Tabel 13). Den dårlige sorption skyldes sandsynligvis den lave pH i sorptionsforsøgene. Brunkullets forsurende effekt må skyldes funktionelle grupper såsom carboxylsyre. Medmindre pH kontrolleres ved f.eks. at tilsætte kalk eller andet kan brunkul ikke anbefales som filtermateriale.

TABEL 13: Sorption af opløst Cd til brunkul. De tilsatte mængder svarer til dem der er anført i Tabel 10. Opløst Cd er koncentration i væsken efter endt rystning. Sorption er beregnet ved sammenligning med Tabel 10 (opløst Cd-kolonnen). '0-Vand': Her er brunkul tilsat rent vand. '0-kondensat': Her er brunkul tilsat uspiket kondensat. i.m. = ikke målbart (under detektionsgrænsen).

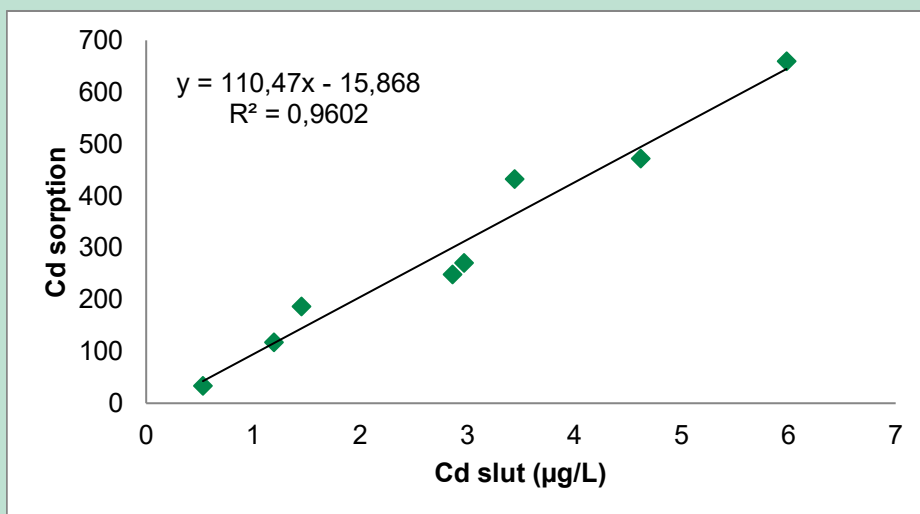
Tilsat Cd	Målt Cd opløst, µg/L	pH	Sorption %	Sorption mg/kg
0-vand	6,25	2,74	-	-
0-kondensat	6,75	3,88	-74,4	-29
1	14,9	3,7	-15,5	-20
2	18,6	3,61	7,8	16
3	29,7	3,73	-7,6	-21
4	32,5	3,61	-8,4	-25
5	39,4	3,7	15,7	73
6	53,6	Ikke målt	-3,5	-18
7	62,6	3,56	13,0	93

Træspåner udviste betydelig sorption med slut Cd-koncentrationer på under 6 µg/l, der dog overskrider det udbredte krav på 3 µg/L (Tabel 14). Sorptionen varierer mellem 86-93 % svarende til 660 mg/kg træspåner. I Figur 3 er sorptionen vist som funktion af slut Cd koncentration.

onen. Sorptionen ses at følge en lineær tendens med stigende sorption for stigende Cd koncentration. Det tyder således på, at maksimum for sorptionen ikke er nået, og træspånerne kan sorbere mere Cd.

TABEL 14: Sorption af opløst Cd til træspåner. De tilsatte mængder svarer til dem der er anført i Tabel 10. Opløst Cd er koncentration i væsken efter endt rystning. Sorption er beregnet ved sammenligning med Tabel 10 (opløst Cd-kolonnen). '0-Vand': Her er træspåner tilsat rent vand. '0-kondensat': Her er træspåner tilsat uspiket kondensat. i.m. = ikke målbart (under detektionsgrænsen).

Tilsat Cd	Målt Cd opløst, µg/L	pH	Sorption %	Sorption mg/kg
0-vand	0,51	6,9	-	-
0-kondensat	0,53	7,06	86,3	33,4
1	1,19	Ikke målt	90,8	116,9
2	1,45	Ikke målt	92,8	186,9
3	2,86	Ikke målt	89,6	247,7
4	2,97	Ikke målt	90,1	269,8
5	3,44	Ikke målt	92,6	432,4
6	4,62	Ikke målt	91,1	471,7
7	5,98	6,96	91,7	659,4



FIGUR 3: Sorption af Cd til træspåner (mg/kg) ved forskellige Cd-koncentrationer i væsken (µg/L) efter kontakt (rotation) i 20 min.



Råkondensat indeholder partikler (suspenderet stof) og opløste stoffer. Farven varierer fra grå til helt sort. Foto: Simon Skov

8.2 Forsøg med DPF-teknologi som rensemetode

I røggaskondensat ligger de opløste forureninger "gemt" mellem suspenderede partikler. Det betyder, at en renseteknologi målrettet fjernelse af opløst Cd, der jævnfør AP-I ser ud til at være hovedudfordringen, bliver nødt til at kunne fjerne det partikulære materiale. Hvis kondensatet sendes direkte gennem et filtermateriale, vil dette hurtigt stoppe til. Det er netop her, at DPF-teknologien udmærker sig, fordi selv fine partikler kan bundfældes i de tynde strømningsslag (læs mere om DPF-princippet i BAT-rapporten, Bilag 1). I den oprindelige version af DPF-teknologien (pilotanlæg i Ørestad, Krogebjerg og Maarslet, samt fuldskaanlæg i Lyng) blev sorbentmateriale placeret i tynde lag, under strømningsslagene, hvilket har store rensemæssige fordele. Det er dog endnu ikke lykkedes at udvikle en metode til simpel regenerering af sorbentmaterialet, uden at skille anlægget ad, og der er derfor i efterfølgende fuldskaanlæg benyttet DPF-bokse til fangst af sediment (strømning i tynde, vandrette lag), efterfulgt af sorbent-tanke hvor det nu klare og stort set partikelfri vand løber gennem en portion filtermateriale (sorbent) på traditionelvis.

Udvalgt sorbent-materiale blev placeret i en eller flere sorbenttanke, placeret nedstrøms for tre DPF-bokse.

Testanlæggenes, de opnåede resultater, samt erfaringer fra drift og regenerering beskrives i det følgende. Afslutningsvis sættes resultaterne i perspektiv.

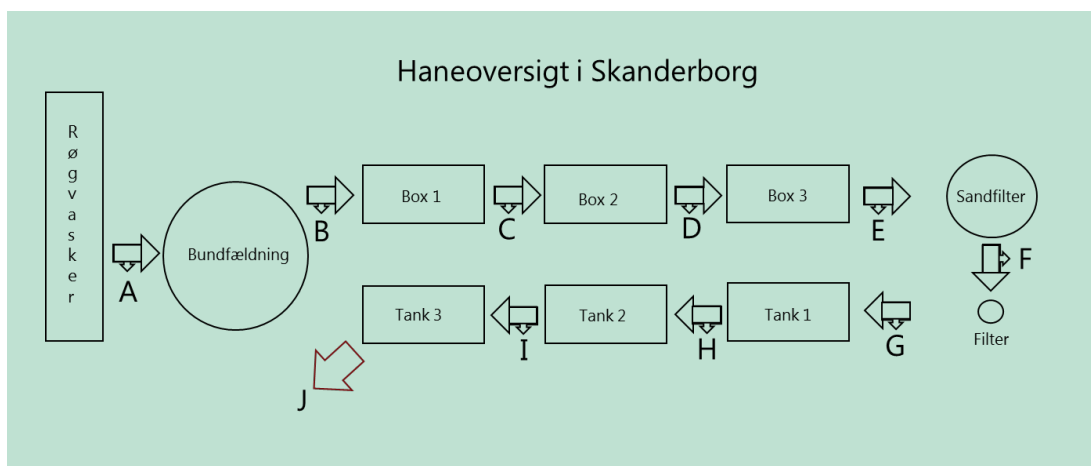
8.2.1 Testanlæg

I projektperioden blev der opført to testanlæg. Det ene på Skanderborg Fjernvarme og det andet på Assens Fjernvarme. Begge anlæg bygger på to grundelementer: DPF-bokse, med det formål at rense vandet for partikler, og sorbent-tanke, med det formål at rense vandet for opløste stoffer.

8.2.1.1 Anlægget ved Skanderborg Fjernvarme

Testanlægget modtager en delstrøm af råkondensatet. Delstrømmen udtages med justerbart flow direkte af strømmen fra røgvaskertårnet uden mellemliggende ophold. Dette vand udgør input til rensningen.

En skitse af anlægget er vist i Figur 4. Der kan med taphaner udtages prøver af råkondensat samt efter hvert rensetrin. Rensetrinene betegnes med bogstaver A til J, ligesom de tilhørende taphaner for prøvetagning.



FIGUR 4: Principskitse og taphaneoversigt over testanlægget ved Skanderborg Fjernvarme.

Anlægget består af en bundfældningstank, tre serieforbundne DPF-bokse, et sandfilter, et mikrofilter, samt tre serieforbundne sorbent-tanke. Råkondensatet ledes til toppen af bundfældningstanken, hvor der bundfældes partikler til en fast slam. Det bundfældede slam pumpes til en bigbag placeret udendørs, hvor det afvandes og efterfølgende bortskaffes. Efter bundfældning pumpes vandet videre til DPF-boks 1, som er forsynet med returskyllesystem. Derfra gennem DPF-boks 2 og DPF-boks 3. Efter de tre DPF-bokse viste det sig nødvendigt at opstille et sandfilter for at sikre, at evt. partikulært materiale ikke forurenede de efterfølgende rensetrin. Der blev opstillet to søjler med sandfiltre og et returskyllesystem med en pumpebrønd og en dertil hørende bundfældningstank. For at garantere at, DPF- og sandfilterdelen af rensningen ikke påvirker den efterfølgende rensning i DPF-sorbent-tanke, blev der indsat et mikrofilter efter sandfilteret. Det partikelfrie vand ledes herefter gennem tre sorbent-tanke, som skal rense for opløste stoffer i vandet. Sorbent-tank 3 er sidste rensetrin og taphane J udgør testanlæggets færdigrensede spildevand. I Tabel 15 ses oversigt over taphaner og tilhørende rensetrin.

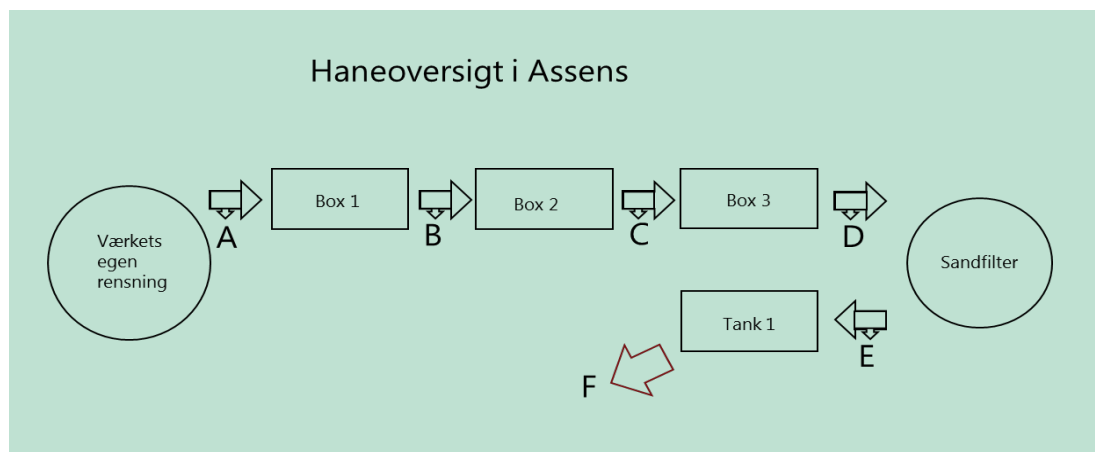
TABEL 3: Prøvetagningssteder Skanderborg

Taphane	Renstrin
A	Råkondensat (indløbsvand)
B	Efter bundfældningstank
C	Efter DPF-boks 1
D	Efter DPF-boks 2
E	Efter DPF-boks 3
F	Efter sandfilter
G	Efter mikrofilter
H	Efter sorbent-tank 1
I	Efter sorbent-tank 2
J	Efter sorbent-tank 3 (spildevand)

8.2.1.2 Anlægget ved Assens Fjernvarme

Testanlægget modtager det spildevand, som normalt vil blive ledt til kloakken, og repræsenterer dermed en efterrensning oven i værkets eksisterende renseløsning. Vandet har således gennemgået flere bundfældningsforløb men er ikke tilført kemikalier, inden det ledes til testanlægget.

En skitse af anlægget er vist i Figur 5. Der kan med taphaner udtages prøver af indløbsvand samt efter hvert rensetrin. Rensetrinene betegnes med bogstaver A til F, ligesom de tilhørende taphaner for prøvetagning.

**FIGUR 5:** Principskitse og taphaneplacering for testanlægget ved Assens Fjernvarme.

Anlægget består af tre serieforbundne DPF-bokse, et sandfilter samt en enkelt sorbent-tank. Procesvand fra værkets eksisterende renseløsning ledes til DPF-boks 1, derfra til DPF-boks 2 og 3, herfra gennem sandfilter og derfra videre til sorbent-tanken. Sorbent-tanken udgør det sidste rensetrin, og udløbsvandet tappes med hane F. I Tabel 16 ses oversigt over tappested og tilhørende rensetrin.

TABEL 16: Prøvetagningssteder Assens

Taphane	Rensetrin
A	Procesvand (indløbsvand)
B	Efter DPF-boks 1
C	Efter DPF-boks 2
D	Efter DPF-boks 3
E	Efter sandfilter
F	Efter sorbent-tanken (udløbsvand)

8.2.1.3 Dybde af DPF-plader

Valget af fri-højde over lamellerne på DPF-pladerne tog udgangspunkt i erfaringerne fra rensning af vejvand, men i stedet for at køre med kun én højde i alle tre serieforbundne DPF-bokse, blev højden reduceret hen igennem. Der blev i alle tilfælde kørt med 10 mm dybe fangstlag.

8.2.1.4 Testperioder og prøvetagningsprogram

På begge værker er testanlægget opstillet og tilrettet med henblik på at opnå kontinuerlig drift. Det viste sig at denne del var yderst udfordrende og førte til forsinkelse og budgetoverskridelse. Se kapitel 8.4 for de erfaringer, der blev opnået. Det lykkedes at gennemføre en sammenhængende testperiode på 6 uger i Skanderborg og 5 uger i Assens. I Skanderborg blev testen gennemført i ugerne 14-19 og i Assens i ugerne 16-20, 2018.

I testugerne blev der gennemført et intensivt måleprogram, som vist i Tabel 17. For hvert værk følges forskellige protokoller. I Skanderborg er der protokoller for hhv. tirsdag, onsdag og fredag. I Assens gennemføres skiftevis en lille og en stor protokol. Mens værket i Skanderborg er i permanent drift, så køres der start/stop i Assens. Af den grund kan der ikke fastlægges en dagsplan i Assens. På måledagene er værket i drift, så alle prøver er udtaget under normale driftsbetingelser og er uafhængige af start/stop-vilkårene.

I Skanderborg blev der udført test ved to forskellige flowhastigheder, henholdsvis 0,3 L/s og 0,6 L/s. I løbet af de 6 uger, blev der skiftevis kørt med lavt og højt flow en uge ad gangen (ugerne 14, 16 og 18: lavt; ugerne 15, 17 og 19: højt). De sidste tre uger af testen brugte anlægget al kondensatet fra værket pga. lav last (lunt vejr).

TABEL 17: Prøvetagningsprogram for begge værker. X markerer at prøven er analyseret for den pågældende parameter. 'Vandprøve' = prøve udtaget til analyse på IGN-laboratorium. PAH = polyaromatiske hydrokarboner. SS = Suspenderet stof.

		Parameter	Analyseres i prøver udtaget ved taphane									
			A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
Skanderborg	Tirsdag	Turbiditet	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
		Onsdag										
	Onsdag	Turbiditet	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
		Vandprøve	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
		PAH	X				X		X			X
		SS	X				X		X			X
	Fredag	Turbiditet	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
		Vandprøve	X	X			X		X			X
Assens	Lille	Turbiditet	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
		Vandprøve	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Stor	Turbiditet	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
		Vandprøve	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
		PAH	X	X					X	X		
		SS		X					X	X		

Vandprøverne blev indsamlet direkte fra taphanerne og opbevaret i syreskyllede 100 ml bøtter. Vandprøverne blev opbevaret i køleskab indtil ugentlig afsendelse til IGNs laboratorium. Prøverne blev analyseret efter Dansk Standards metode 259 for koncentrationen af hhv. syre- og vandopløselige metaller: cadmium (Cd), bly (Pb), krom (Cr), kobber (Cu), nikkel (Ni), zink (Zn) og arsen (As). Den kemiske analyse blev udført på ICP-MS (iCAP Q ICP, Termo Fisher Scientific). Se yderligere om DS259 metoden i afsnit 7.2.1.

Turbiditet er målt direkte med en turbiditetsmåler, der var til rådighed på begge værker.

Prøver til PAH-analyse blev opsamlet i glasflasker og sendt eller kørt direkte til Analytech Miljølaboratorium, hvor analysen blev udført.

Prøver til suspenderet stof (SS) blev opsamlet i 1 L plastikflasker, der blev sendt direkte til IGNs laboratorium.

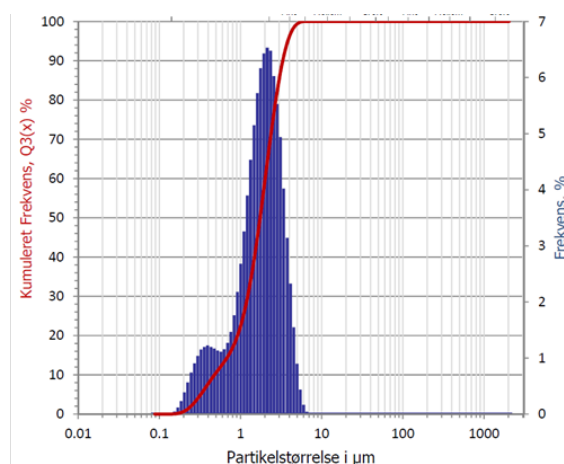
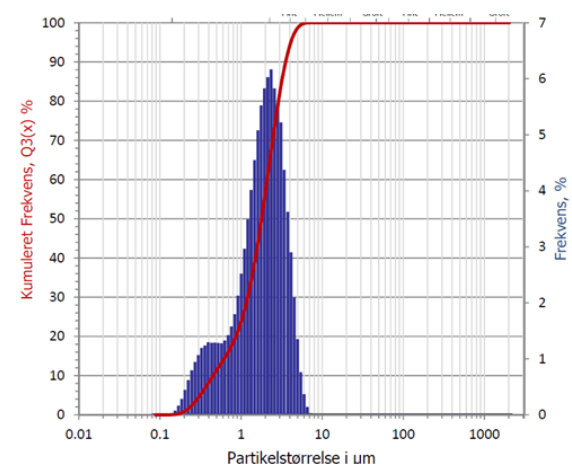
8.2.2 Resultater

8.2.2.1 Sammenhæng mellem suspenderet stof og turbiditet

Suspenderet stof er partikler i vand. Partiklerne er så små og lette, at de først bundfælder efter længere tids henstand. Når råkondensat er sort eller gråt, så skyldes det små partikler, der svæver rundt i vandet. Målet med vandrensning er blandt andet, at rense for partikler, så vandet bliver klart. Hvis vandet også indeholder farvede molekyler (farve), så er vandets uklarhed en sum af partiklernes og farvens bidrag. I kondensat kommer farven fra partikler, og når de er bundfældet, er vandet klart. Herunder ses eksempler på partikler i råkondensat, som de tager sig ud under et lysmikroskop, samt resultat af partikelstørrelsesfordeling.

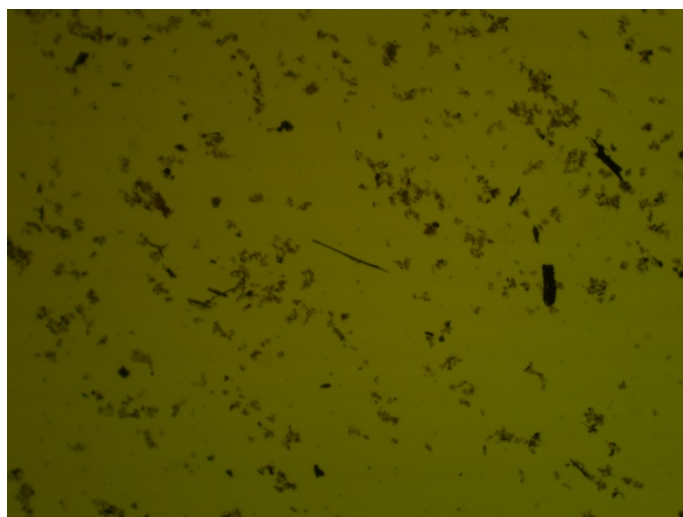


Prøver fra udvalgte rensesettrin blev analyseret for suspenderet stof. Gennemsigtigheden blev målt med et turbiditetsinstrument. Foto: Simon Skov



Volumen, %	Mål i µm
1	0.20
5	0.31
10	0.45
25	1.04
50	1.78
75	2.64
90	3.53
95	4.09
99	5.17

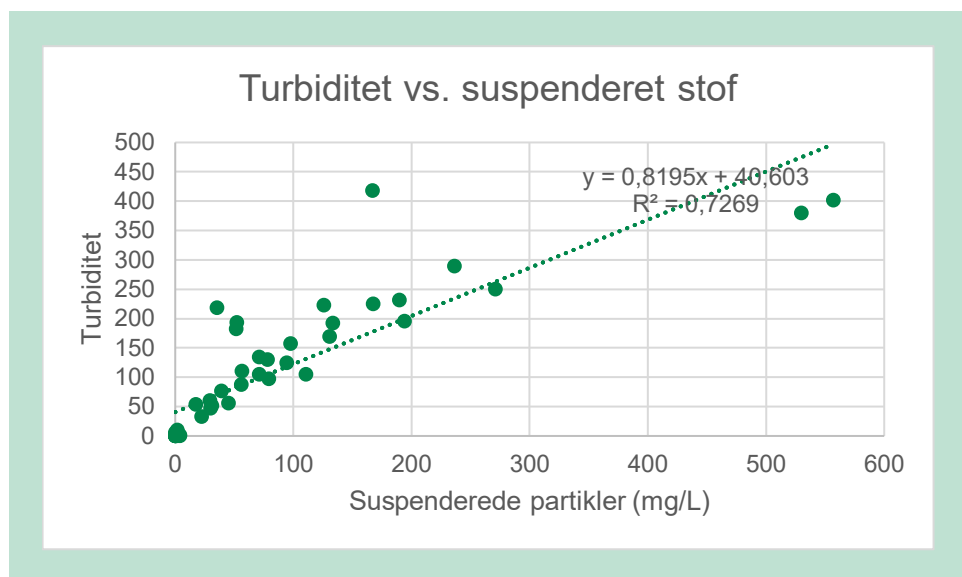
Volumen, %	Mål i µm
1	0.21
5	0.32
10	0.48
25	1.08
50	1.73
75	2.50
90	3.30
95	3.81
99	4.77



Øverst ses partikelstørrelsesfordelingen i prøver fra Skanderborg af råkondensat (til venstre) og efter rensning i bundfældningstænk (til højre), med tilhørende volumenandel for de forskellige partikelstørrelser. Omkring ¼ af partiklerne er under 1 µm og at de største partikler er omkring 5 µm. Der ses en forskydning mod mindre partikler efter passage af bundfældningstank. Prøve udtaget efter DPF-boks 3 havde for lavt partikelindhold til at analysen kunne gennemføres. Analysen er udført af AnalyTech ved laserdiffraktionering.

Nederst ses et lysmikroskopi af en prøve. Der bemærkes enkelte, aflange fiberagtige partikler, og mange mere kugleformede partikler.

Suspenderet stof måles ved at filtrere vand over et fint filter og veje filteret efter tørring. Målingen er tidskrævende. Turbiditet er et mål for vandets uklarhed og måles i enheden FNU. Turbiditet kan måles med et håndholdt felt-instrument og er derfor en god (hurtig og billig) indikator for rensning. Når vandets uklarhed skyldes partikler, og ikke opløste farvede molekyler, så er der korrelation mellem turbiditet og mængden af suspenderet stof. I Figur 6 er feltmålingerne af turbiditet (FNU) i prøver fra Skanderborg plottet med laboratoriemålinger af suspenderet stof (mg/L). Der konstateres en rimelig sikker sammenhæng mellem suspenderet stof og turbiditet. Data indikerer, at man ved måling af turbiditet kan estimere indhold af suspenderet stof med en nøjagtighed på omkring 70 % ($R^2 = 0,7$). Ved høje indhold af suspenderet stof skal man være omhyggelig med at få prøven passende fortyndet før turbiditet måles.



FIGUR 6: Sammenhæng mellem turbiditet og suspenderet stof (SS), baseret på prøver fra Skanderborg.

8.2.3 Resultater fra Skanderborg

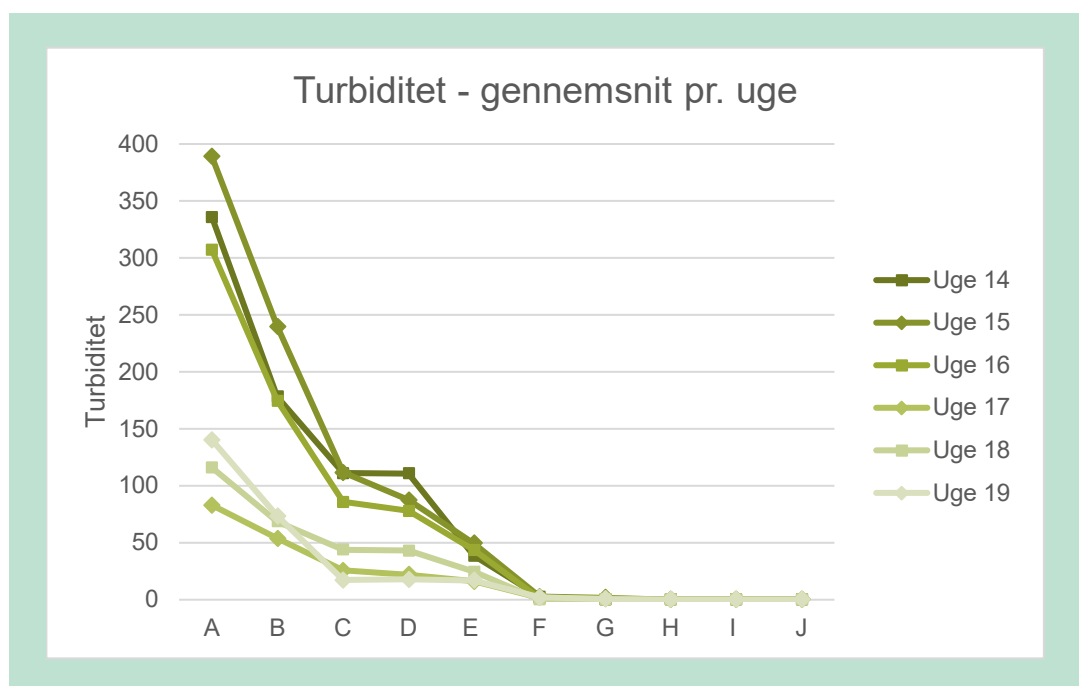
Under testperioden i Skanderborg blev der udtaget en stor mængde prøver, hvilke giver mulighed for at analysere renseseffekten dels af hvert trin i renseprocessen (hver hane), dels afhængigt af flowet gennem anlægget (0,3 eller 0,6 l/s). Resultaterne vises pr. taphane (Se Tabel 15).

8.2.3.1 Turbiditet (Skanderborg)

Data for måling af turbiditet er vist i Figur 7. Det ses, at råkondensatet (A) ikke er ens hver uge. Således er den betydeligt højere i de første tre testuger end i de sidste tre uger. Forskellen skyldes sandsynligvis, at værkets produktion faldt meget hen over testperioden. Erfaringsmæssigt afhænger råkondensatets farve af værkets drift.

Der ses stort fald i turbiditet efter passage af bundfældningstank (B), og DPF-boks 1 (C), mens de to sidste DPF-bokse (D og E) viser et langt mindre fald. Der ses samtidig en forskel mellem ugerne, så faldet fra C til D er størst i de første tre uger og mindst i de sidste tre uger. Den reducerede effektivitet af DPF-boks 2 og 3 kan sandsynligvis forklares med tiltagende ophobning af slam. Da DPF-boks 1 er forsynet med returskyllesystem, genskabes kapaciteten i denne boks løbende. Ud fra resultaterne kan det konkluderes, at returskyllesystemet holder DPF-boks 1 funktionel gennem hele testperioden, mens DPF-boks 2 stort set ikke har nogen virkning, og DPF-boks 3 i de første uger tydeligvis fanger partikler, men i de to sidste uger stort set intet tilbageholder, svarende til at kapaciteten er opbrugt. Efter DPF-boks 3 er turbiditeten på omkring 30 NFU. Efter sandfilteret (F) er turbiditeten omtrent nul (2 NFU), hvilket er vigtigt for, at sorbent-tankene ikke slammer til. Dette betyder også, at mikrofilteret ('Politi-filteret'), der

er indskudt som et sikkerhedsfilter reelt ikke er i brug (G) (samme lave koncentration ind som ud).



FIGUR 7: Indhold af turbiditet i råkondensat (A), og efter hvert trin B-J i renseprocessen (se Tabel 12), for hver af de seks forsøgsuger. Vist som gennemsnit af de tre analyser per uge, jf. måleprogram (se Tabel 15). Uge 14, 16 og 18 er ved lavt flow (0,3 L/s), uge 15, 17 og 19 er ved højt flow (0,6 L/s).

Tabel 18 viser standardafvigelsen på de tre turbiditetsmålinger udført hver uge på prøver fra de 10 tappesteder. I Tabel 19 er vist hvilke behandlingstrin, der påvirker vandkvaliteten signifikant, og altså hvilke rensetrin, der er forskellige i forhold til hinanden. Det ses, at bundfældningstanken i alle tilfælde renser til et signifikant lavere turbiditetsniveau (B i forhold til A). Det ses også, at DPF-boks 1 (C) renser signifikant i forhold til hane B undtagen i uge 14. DPF-boks 2 (D) og DPF-boks 3 (E) renser ikke procesvandet til et signifikant lavere niveau end DPF-boks 1, undtagen i uge 18. Først i sandfilteret (F) nås et signifikant lavere turbiditetsniveau end i DPF-boks 1 (undtagen i uge 19 hvor procesvandet allerede har en lav turbiditet efter C). Efter sandfilteret (F) er turbiditeten i alle tilfælde meget lav og reduceres ikke signifikant i de efterfølgende rensetrin.

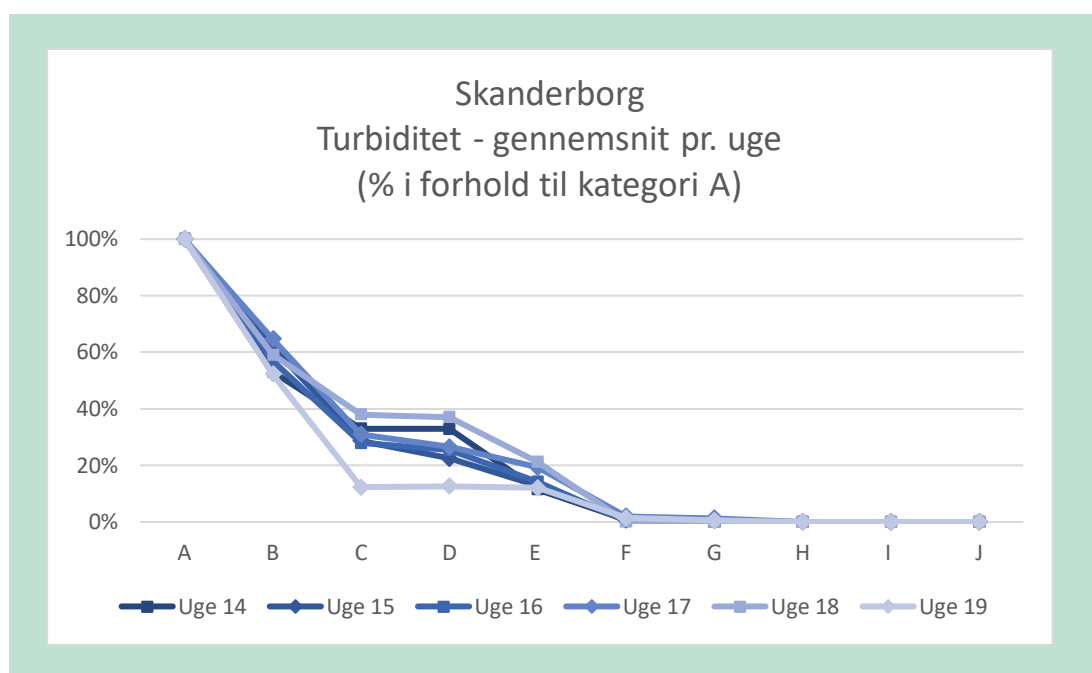
TABEL 4: Standardafvigelsen for turbiditetsgennemsnit vist i Figur 6. Læses vandret, ikke lodret.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
Uge 14	72,58	21,13	67,95	79,78	18,89	3,90	0,35	0,00	0,00	0,00
Uge 15	113,06	19,66	16,50	8,81	9,29	2,10	2,04	0,00	0,00	0,00
Uge 16	104,70	17,56	35,08	33,94	9,29	1,65	0,12	0,00	0,06	0,06
Uge 17	75,45	48,68	44,30	40,58	24,17	3,01	3,20	0,00	0,00	0,00
Uge 18	51,42	37,51	17,78	28,10	12,90	0,76	0,00	0,00	0,00	0,00
Uge 19	46,61	82,20	60,61	46,70	28,99	1,25	1,21	0,00	0,00	0,00

TABEL 5: Statistisk analyse af turbiditetsgennemsnit vist i Figur 6. Signifikansgrupper er markeret med samme bogstav. Forskelligt bogstav betyder signifikant forskel på 0,05 % niveau. Læses vandret, ikke lodret.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
Uge 14	A	B	BC	BC	CD	D	D	D	D	D
Uge 15	A	B	C	C	CD	D	D	D	D	D
Uge 16	A	B	C	BC	CD	D	D	D	D	D
Uge 17	A	B	C	C	CD	D	D	D	D	D
Uge 18	A	B	C	C	D	E	E	E	E	E
Uge 19	A	B	C	C	C	C	C	C	C	C

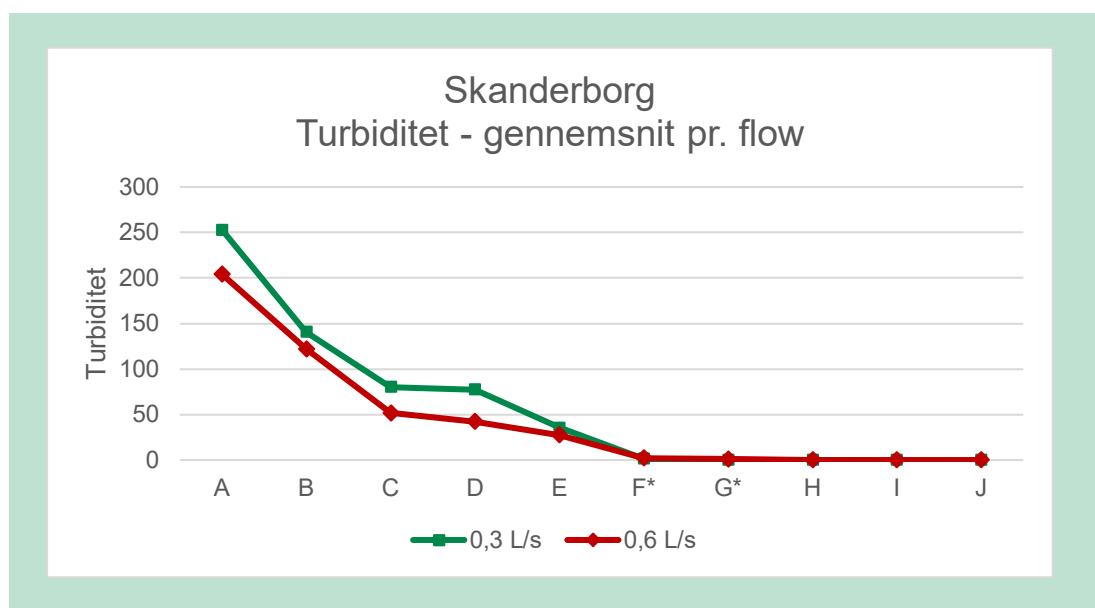
Figur 8 præsenterer de samme data som Figur 7, men data er normaliseret ved at sætte råkondensatet til 100 %, og vise efterfølgende rensetrin som procent af udgangspunktet. Det ses, at bundfældningstanken (B) renser 35-50% af partiklerne ud af råkondensatet, så 65 til 50% er tilbage. DPF-boks 1 (C) renser procesvandet ned til 30-40 % af den oprindelige turbiditet, undtagen i uge 19, hvor der kun er ca. 10 % så meget turbiditet efter DPF-boks 1 som i råkondensatet. De vandrette linjer mellem taphane C og D viser, at DPF-boks 2 (C) ikke renser procesvandet i forhold til DPF-boks 1. Der ses generelt et lille fald fra D til E, hvilket viser, at DPF-boks 3 har en renseeffekt (undtagen i uge 19). I alle tilfælde når turbiditeten tæt på 0 % efter sandfilteret (F).



FIGUR 8: Turbiditeten i gennemsnit pr uge og normaliseret ud fra taphane A (råkondensat), som sættes til 100%.

Effekten af flowhastighed er undersøgt i Figur 8 ved at opdele turbiditetsdata efter flowhastighed. I Tabel 20 og 21 er vist de tilhørende standardafvigelser og signifikansgrupper, henholdsvis. Figuren viser, at turbiditeten i råkondensatet var lidt højere i gennemsnit i ugerne med lavt flow end i ugerne med højt flow. Forskellen er ikke statistisk sikker og hænger sandsynligvis sammen med værket's aftagende produktion i testperioden. Det er i øjnene faldende, at renseforløbet for de to flows er parallelle. Anlægget renser altså lige godt, uanset om flowet er 0,3 eller 0,6 l/s. Dette bekræftes af signifikanstabellen (Tabel 21), der viser at renseforløbet for

0,6 L/s er det samme som for 0,3 L/s med eneste forskel at DPF-boks 2 (D) er i gruppe med både DPF-boks 1 (C) og DPF-boks 3 (D) og ikke kun med DPF-boks 1 (C), som ved 0,3 L/s.



FIGUR 9: Turbiditet i gennemsnit pr. tappested opdelt efter højt eller lavt flow. Tappested F og G er markeret med *, hvilket indikerer, at der ved disse rensetrin er statistisk signifikant effekt af flowhastighed.

TABEL 6: Standardafvigelsen for turbiditetsgennemsnit vist i Figur 8. Læses vandret, ikke lodret.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
0,3 L/s	71,59	23,60	41,33	47,40	15,59	2,30	0,20	0,00	0,03	0,03
0,6 L/s	80,47	55,51	48,49	38,45	24,79	3,21	2,15	0,00	0,00	0,00

*Anvendt funktion (STDAFV.S) - baseret på en stikprøve

TABEL 7: Statistisk analyse af data vist i Figur 8. Signifikansgrupper er markeret med samme bogstav. Forskelligt bogstav betyder signifikant forskel på 0,05 % niveau. Læses vandret, ikke lodret. Anvendt funktion (STDAFV.S) - baseret på en stikprøve.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
0,3 L/s	A	B	C	C	D	E	E	E	E	E
0,6 L/s	A	B	C	CD	D	E	E	E	E	E

Det konkluderes at DPF-boks 2 og 3 har langt mindre renseseffekt end DPF-boks 1. Hvis renseseffekten i alle tre DPF-bokse havde været som i DPF-boks 1, så havde turbiditeten været meget lav efter DPF-boks 3, og sandfilteret havde formodentlig været overflødigt. Forskellen i rensesevne tilskrives manglende returskyl af DPF-boks 2 og 3, som slammede til og derfor ikke kunne rense partikler ud af procesvandet.

En anden vigtig konklusion er, at anlægget med hensyn til partikelrensning renser lige godt ved 0,3 og 0,6 l/s, hvilket tyder på, at de valgte flowhastigheder ikke nærmer sig anlæggets grænse for reduceret renseseffekt.

8.2.3.2 Kemiske resultater (Skanderborg)

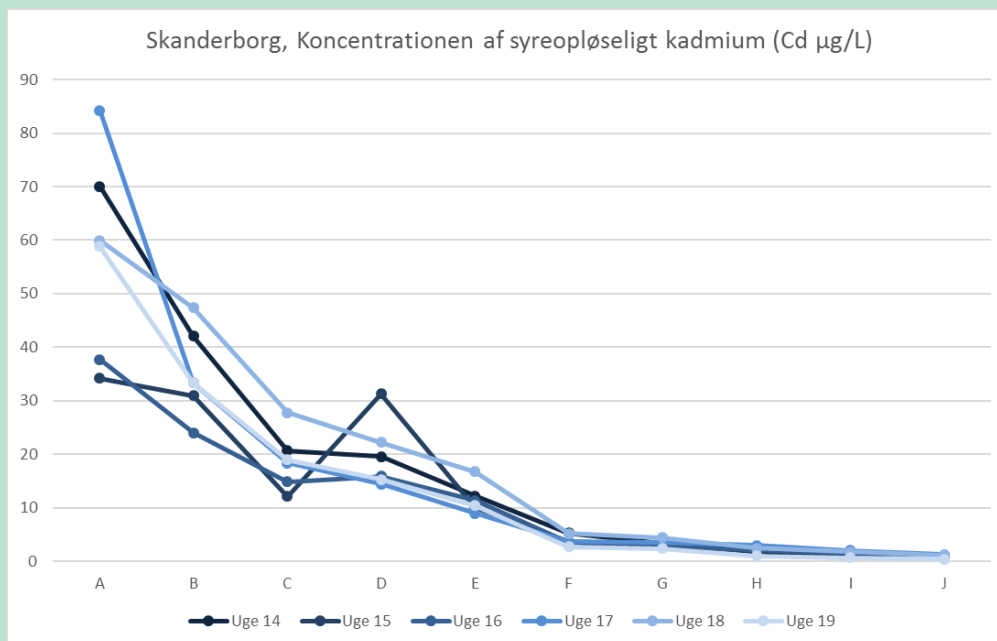
Spildevandsprøverne fra Skanderborg blev analyseret for PAH med en detektionsgrænsen på 0.1ug/L. I alle tilfælde var PAHindholdet under detektionsgrænsen.

De prøver, som blev udtaget på Skanderborg Varmeværk, blev analyseret for syre- og vandopløselige metaller med metode DS 259.

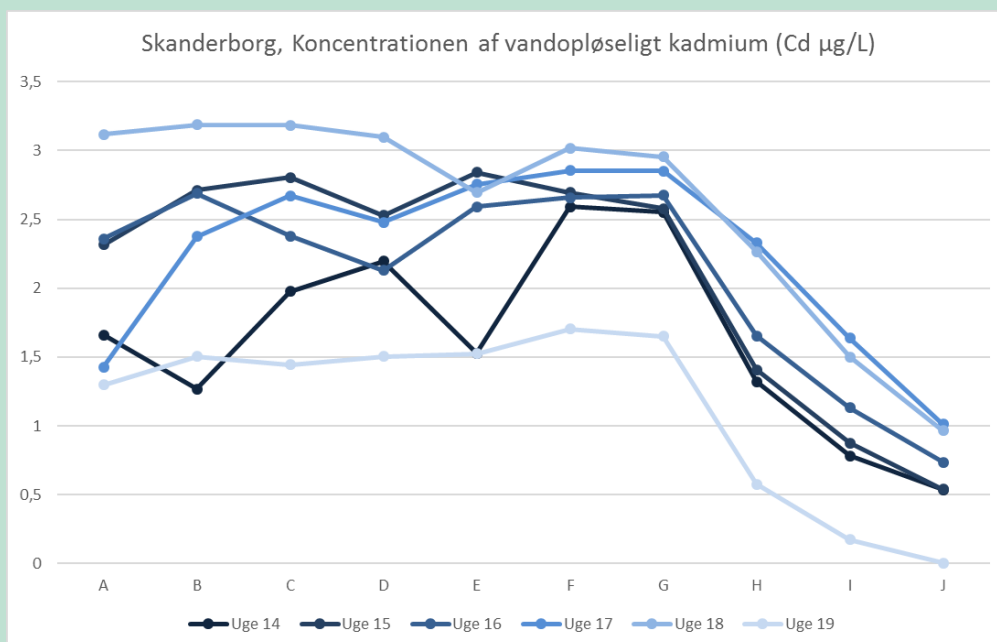
For Cd i råkondensatet (A) gælder det, at koncentrationen af syreopløseligt Cd ligger over alle grænseværdier opgivet i tabel 4, og at vandopløseligt Cd ligger væsentligt under resultaterne for syreopløseligt Cd. Det viser, at en stor del af Cd i råkondensatet er bundet til partikulært stof. Alle koncentrationerne af syreopløseligt Cd i det rensede spildevand (J) ligger under grænseværdien for afledning af spildevand, mens de vejledende grænseværdier for nedsivning til grundvand er overskredet i 83 % af uge gennemsnittene og grænseværdierne for udledning til indlandsvand (klasse 3) og andet overfladevand overskrides i 92 % af uge gennemsnittene. For Cd i spildevandet ses, at analyseresultaterne for vandopløseligt Cd ikke længere ligger væsentligt under resultaterne for syreopløseligt Cd, hvilket peger på, at en stor del af Cd i råkondensatet er blevet fjernet ved rensning for partikler. Det ses af figur 11, at koncentrationerne fortsat falder fra hane I til J, hvilket peger på, at der kan fjernes yderligere Cd, hvis der tilkobles flere sorbent-tanke. Det fremgår tydeligt af figur 11, at sorbent-tankene er den rensfunktion, der har største effekten på fjernelsen af vandopløseligt Cd, hvilket er en vigtig viden for at sikre, at koncentrationen af Cd kommer tilstrækkeligt langt ned.



Prøvetagning fra taphaner Skanderborg. Foto: Simon Skov



FIGUR 10: Ugegennemsnit af koncentrationen af syreopløseligt cadmium ved forskellige taphaner i Skanderborg på forskellige tidspunkter.



FIGUR 11: Koncentrationen af vandopløseligt cadmium ved forskellige taphaner i Skanderborg vist som ugegennemsnit i testperioden.

For Pb i råkondensatet (A) ligger koncentrationen af syreopløseligt Pb i 92 % af ugegennemsnittene over grænseværdien for afledning af spildevand, og vandopløseligt Pb ligger også her betydeligt lavere end syreopløseligt Pb, hvilket peger på, at en stor del af Pb i råkondensatet ligesom Cd er bundet til partikulært stof. Alle prøver fra spildevandet (J) ligger betydeligt under grænseværdien for syreopløseligt Pb mht. afledning af spildevand. Koncentrationerne for syre-

opløseligt Pb i det rensede spildevand ligger over grænseværdierne for nedsivning til grundvand, udledning til indlandsvand og udledning til andet overfladevand i 92 % af ugegnensnittene alle tre grænseværdier. Både DPF-bokse og sorbent-tanke er med til at sænke koncentrationen af Pb. For Pb i spildevandet ligger vandopløseligt Pb fortsat lavere end syreopløseligt Pb, men forskellen er her ikke så stor som i råkondensatet, hvilket peger på, at en stor del af Pb i råkondensatet er blevet fjernet i forbindelse med partikelrensningen.

Koncentrationen af Cr i råkondensat er relativt lavt. Både syre- og vandopløseligt Cr ligger under grænseværdien for afledning af spildevand, men over de vejledende grænseværdier for nedsivning til grundvandet, udledning til indlandsvand samt udledning til andet overfladevand. I det rensede spildevand ligger både syre- og vandopløseligt Cr under grænseværdien for afledning af spildevand, men 92 % af ugegnensnittene for syreopløseligt Cr overskrider de vejledende grænseværdier for udledning til indlandsvand og udledning til andet overfladevand, mens grænseværdien (Cr III + IV) for nedsivning til grundvandet overskrides i 83 % af ugegnensnittene. Der er ikke tydelig forskel på syre- og vandopløselige niveauer, hvilket indikerer, at Cr ikke er bundet til partikulært stof.

TABEL 8: Koncentrationen af Cd, Pb og Cr i prøver udtaget i Skanderborg ved taphanerne A, G og J, målt både som syreopløselige- og vandopløselige metaller efter analysemetoden DS 259. Grænseværdierne for overfladevand opdeles her i to kategorier: indlandsvand (alt stillestående eller strømmende vand på jordoverfladen og alt grundvand på landsiden af den basislinje, hvorfra bredden af territoriale farvande måles) og andet overfladevand. De angivne grænseværdier kommer fra Miljøstyrelsen (2006): "Grænseværdi for afledning af spildevand", Miljøstyrelsen (2018): "Grænseværdier for nedsivning til grundvand" (grundvandskvalitetskriterierne) og Miljøstyrelsen (2017): "Grænseværdier for udledning til indlandsvand" og "Grænseværdier for udledning til andet overfladevand".

Cadmium (Cd) [$\mu\text{g/L}$] – grænseværdi for afledning af spildevand: 3 $\mu\text{g/L}$, nedsivning til grundvand: 0,5 $\mu\text{g/L}$, grænseværdierne for udledning til indlandsvand afhænger af vandets hårdhedsgrad, som opdeles i fem klasser: klasse 1 med hårdhed < 40 mg CaCO_3/L , grænseværdi: $\leq 0,08 \mu\text{g/L}$; klasse 2: 40 til < 50 mg CaCO_3/L , grænseværdi: 0,08 $\mu\text{g/L}$; klasse 3: 50 til < 100 mg CaCO_3/L , grænseværdi: 0,09 $\mu\text{g/L}$; klasse 4: 100 til < 200 mg CaCO_3/L , grænseværdi: 0,15 $\mu\text{g/L}$ og klasse 5: $\geq 200 \text{ mg CaCO}_3/\text{L}$, grænseværdi: 0,25 $\mu\text{g/L}$, og for udledning til andet overfladevand, grænseværdi: 0,2 $\mu\text{g/L}$.

	Gennemsnit	Minimum	Maksimum	Standardafvigelse
Syreopløselige metaller				
A	49,31	18,63	84,21	20,80
G	3,04	1,35	4,39	0,75
J	0,79	0,00	1,29	0,43
Vandopløselige metaller				
A	2,03	1,30	3,12	0,69
G	2,54	1,65	2,96	0,47
J	0,63	0,00	1,01	0,37

Bly (Pb) [$\mu\text{g/L}$] – grænseværdi for afledning af spildevand: 100 $\mu\text{g/L}$, nedsivning til grundvand: 1,0 $\mu\text{g/L}$, udledning til indlandsvand: 1,2 $\mu\text{g/L}$, og udledning til andet overfladevand: 1,3 $\mu\text{g/L}$

	Gennemsnit	Minimum	Maksimum	Standardafvigelse
Syreopløselige metaller				
A	198,2	95,3	312,6	69,1
G	34,0	18,6	39,8	5,3
J	31,1	0,7	39,0	10,9
Vandopløselige metaller				
A	2,2	1,3	2,8	0,6
G	2,6	1,4	4,8	1,5

J	1,8	1,2	2,2	0,3
Krom (Cr) [µg/L] – grænseværdi for afledning af spildevand: 300 µg/L. Grænseværdierne for Cr afhænger ofte af oxidationsstrinnet. Nedsivning til grundvand: for Cr (VI) gælder grænseværdien: 1 µg/L og for Cr (III + VI) gælder grænseværdien 25 µg/L. Udledning til indlandsvand: for Cr (VI) gælder grænseværdien: 3,4 µg/L og for Cr (III) gælder grænseværdien 4,9 µg/L. Udledning til andet overfladevand: for Cr (VI) gælder grænseværdien: 3,4 µg/L og for Cr (III) gælder grænseværdien 3,4 µg/L.				
	Gennemsnit	Minimum	Maksimum	Standardafvigelse
Syreopløselige metaller				
A	46,4	29,4	81,2	14,1
G	32,5	22,7	63,4	10,7
J	30,1	0,7	53,7	12,2
Vandopløselige metaller				
A	30,9	11,1	61,9	16,7
G	28,4	16,4	54,6	13,5
J	27,2	20,0	49,4	11,4

I denne undersøgelse opfører Cu og Zn sig på tilsvarende måde som Pb. I alle prøver af råkondensat overskrides grænseværdien for syreopløst Cu ved afledning af spildevand, hvilket også er også tilfældet for 92 % af ugegennemsnittene Zn. Vandopløseligt Cu og Zn ligger betydeligt under resultaterne for de tilsvarende syreopløselige stoffer, hvilket peger på, at en stor del af både Cu og Zn i råkondensatet er bundet til partikulært stof. Alle analyseresultaterne for syreopløseligt- og vandopløseligt Cu og Zn i spildevandet ligger under grænseværdierne for afledning af spildevand. Alle analyseresultater for syreopløseligt Cu i spildevandet ligger under grænseværdien for nedsivning til grundvand, men over grænseværdien for udledning til indlandsvand og andet overfladevand. For syreopløseligt Zn i spildevandet overskrides grænseværdien for nedsivning til grundvand ofte (75 % af ugegennemsnittene) og niveauerne ligger altid over grænseværdien for udledning til både indlandsvand og andet overfladevand. For både vandopløseligt Cu og Zn i spildevandet ligger resultaterne lidt lavere end resultaterne for syreopløselige Cu og Zn, men forskellen er slet ikke så stor som i råkondensatet, hvilket peger på, at en stor del af Cu og Zn i råkondensatet er blevet fjernet sammen med partikler.

For Ni gælder det, at alle målte koncentrationer i både råkondensat og spildevand er under grænseværdierne for afledning af spildevand, men koncentrationerne af Ni er over grænseværdierne for nedsivning til grundvandet og udledning til andet overfladevand i 92 % af ugegennemsnittene, men altid over grænseværdien for udledning til indlandsvand. Der sker en vis rensning for Ni ved partikelfjernelsen, mens effekten af sorbent-tankene er begrænset.

Generelt gælder det for As, at syreopløseligt As ikke adskiller sig markant fra vandopløseligt As, og at koncentrationerne i råkondensatet og spildevandet er af samme størrelsesorden. Dette peger på, at en betydelig andel af As findes opløst i væskefasen som ioner, og dermed i mindre grad fjernes ved rensning for partikler, tilsvarende billede ses for Cr. Syre- og vandopløseligt As i råkondensatet ligger over grænseværdien for afledning af spildevand i 42 % af ugegennemsnittene, mens dette kun gør sig gældende for 8 % af ugegennemsnittene for det rensede spildevand. Grænseværdien for syreopløseligt As i spildevandet ved nedsivning til grundvandet overskrides i 17 % af ugegennemsnittene. I 75 % af ugegennemsnittene ligger koncentrationen af syreopløseligt As over grænseværdien for udledning til indlandsvand. Dette tal stiger til 92 %, når vi sammenligner resultaterne med grænseværdierne for udledning til andet overfladevand.

TABEL 9: Koncentrationen af Cu, Ni og Zn i prøver udtaget i Skanderborg ved taphanerne A, G og J, målt både som syreopløselige- og vandopløselige metaller efter analysemetoden DS

259. Grænseværdierne for overfladevand opdeles her i to kategorier: indlandsvand (alt stillestående eller strømmende vand på jordoverfladen og alt grundvand på landsiden af den basislinje, hvorfra bredden af territoriale farvande måles) og andet overfladevand. De angivne grænseværdier kommer fra Miljøstyrelsen (2006): "Grænseværdi for afledning af spildevand", Miljøstyrelsen (2018): "Grænseværdier for nedsivning til grundvand" (grundvandskvalitetskriterierne) og Miljøstyrelsen (2017): "Grænseværdier for udledning til indlandsvand" og "Grænseværdier for udledning til andet overfladevand".

Kobber (Cu) [µg/L] – grænseværdi for afledning af spildevand: 100 µg/L, nedsivning til grundvand: 100 µg/L, og udledning til indlandsvand og andet overfladevand: 4,9 µg/L.				
	Gennemsnit	Minimum	Maksimum	Standardafvigelse
Syreopløselige metaller				
A	359,5	213,3	600,0	126,6
G	22,9	10,4	34,9	7,2
J	19,5	7,8	28,4	7,7
Vandopløselige metaller				
A	31,6	25,7	39,0	5,4
G	30,1	11,8	41,6	10,4
J	26,0	9,9	33,5	8,6
Nikkel (Ni) [µg/L] – grænseværdi for afledning af spildevand: 250 µg/L, nedsivning til grundvand: 10 µg/L, udledning til indlandsvand: 4 µg/L, og udledning til andet overfladevand: 8,6 µg/L.				
	Gennemsnit	Minimum	Maksimum	Standardafvigelse
Syreopløselige metaller				
A	62,2	38,0	95,7	17,3
G	23,9	15,0	30,7	4,3
J	20,8	4,0	28,9	6,6
Vandopløselige metaller				
A	12,5	7,2	14,8	2,8
G	11,9	6,7	15,0	2,8
J	11,1	6,3	14,2	2,9
Zink (Zn) [µg/L] – grænseværdi for afledning af spildevand: 3000 µg/L, nedsivning til grundvand: 100 µg/L, udledning til indlandsvand: 7,8 µg/L (eller 3,1 µg/L hvis vandet er blødt, H<24 mg CaCO₃/L), og udledning til andet overfladevand: 7,8 µg/L.				
	Gennemsnit	Minimum	Maksimum	Standardafvigelse
Syreopløselige metaller				
A	5716,0	2683,4	9499,5	2225,7
G	522,8	111,2	2213,5	547,0
J	167,9	22,9	261,5	75,0
Vandopløselige metaller				
A	386,7	194,0	503,0	121,7
G	488,0	113,2	1215,2	376,5
J	212,3	48,2	273,4	83,4

TABEL 10: Koncentrationen af As i prøver udtaget på Skanderborgværket ved tappehanerne A, G og J, målt både som syreopløselige- og vandopløselige metaller efter analysemetoden DS 259. Grænseværdierne for overfladevand opdeles her i to kategorier: indlandsvand (alt stillestående eller strømmende vand på jordoverfladen og alt grundvand på landsiden af den basislinje, hvorfra bredden af territoriale farvande måles) og andet overfladevand. De angivne grænseværdier kommer fra Miljøstyrelsen (2006): "Grænseværdi for afledning af spildevand", Miljøstyrelsen (2018): "Grænseværdier for nedsivning til grundvand" (grundvandskvalitetskriterierne) og Miljøstyrelsen (2017): "Grænseværdier for udledning til indlandsvand" og "Grænseværdier for udledning til andet overfladevand".

Arsen (As) [µg/L] – grænseværdi for afledning af spildevand: 13 µg/L, nedsivning til grundvand: 8 µg/L, udledning til indlandsvand: 4,3 µg/L, og udledning til andet overfladevand: 0,6 µg/L.				
	Gennemsnit	Minimum	Maksimum	Standardafvigelse
Syreopløselige metaller				
A	12,8	5,1	31,5	6,9
G	6,0	3,4	16,2	3,6
J	6,0	0,0	14,6	3,8
Vandopløselige metaller				
A	6,2	3,7	14,4	4,1
G	6,5	3,9	15,6	4,5
J	6,6	4,1	15,3	4,3

8.2.3.3 Konklusion for kemiske renseresultater i Skanderborg

For stofferne Cd og Zn spiller både DPF-boksene og sorbent-tankene en betydelig rolle i renseprocessen, mens effekten af DFP-boksene er markant større end effekten sorbent-tankene for Pb, Cu og Ni. For Cr og As, som antageligt hovedsagelig findes på opløst form, virker hverken partikelfjernelse eller sorbentmaterialet specielt rensende. I alle tilfælde er det lykkedes at rense kondensatspildevandet så det overholder grænseværdierne for Cd, Pb, Cr, Cu, Ni og Zn i forhold til afledning af spildevand, mens denne grænseværdi for As overskrides i ét enkelt ugegennemsnit. For de fleste stoffer peger resultaterne på, at man vil kunne sænke koncentrationen yderligere i det rensede spildevand, hvis man indsætter flere dpf-bokse og sorbenttanke. Hvorvidt et sådan tiltag vil kunne rense yderligere for Cr og As er dog ikke sikkert ud fra denne undersøgelse. Da alle PAH-resultater i spildevandet ligger under detektionsgrænsen kan vi sige, at DPF-anlægget kan rense tilstrækkeligt for PAH.

TABEL 11: Antal ugegennemsnit i % af samlede antal uger, hvor analyseresultater for koncentrationerne af de angivne syreopløselige metaller i det rensede spildevand, overskrider de vejledende grænseværdier for hhv. afledning af spildevand nedsivning til grundvand og udledning til overfladevand.

	Afledning af spildevand	Nedsivning til grundvand	Udledning til indlandsvand	Udledning til andet overfladevand
Cadmium (Cd) for klasse 3 vand	0	83	92	92
Bly (Pb)	0	92	92	92
Krom (Cr II + IV)	0	83	92	92
Kobber (Cu)	0	0	100	100
Nikkel (Ni)	0	92	100	92
Zink (Zn)	0	75	100	100
Arsen (As)	8	17	75	92



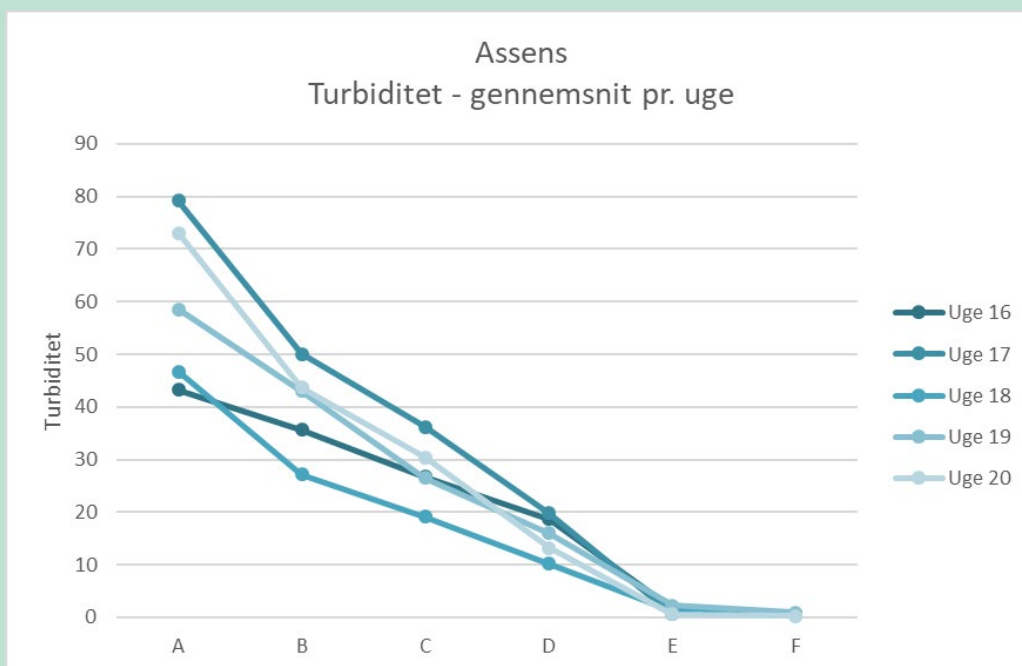
Møde i Skanderborg hvor resultaterne diskuteres. Foto: Simon Skov

8.2.4 Resultater fra Assens

I Assens er der udført test over fem uger. Hver uge er der flow på anlægget mindst to dage, hvor der er gennemført henholdsvis stort og lille prøvetagningsprogram (Tabel 17).

8.2.4.1 Turbiditet (Assens)

I Figur 19 vises turbiditeten per uge (gennemsnit af de to målinger) for hvert tappested. Tabel 26 anfører de tilhørende standardafvigelser. Det ses, at der er relativ stor spredning på turbiditeten ved indtaget til anlægget (A). Indløbsvandet udviser ikke et systematisk mønster imellem ugerne, som det ses i Skanderborg, men forskellen mellem ugerne hænger formodentlig alligevel sammen med værkets drift. Selve renseforløbet i de 5 uger er relativt ens. Der er et stort fald i turbiditeten efter passage af DPF-boks 1 (B) og et lidt mindre fald efter passage af DPF-boks 2 og 3 (C og D). Efter DPF-boks 3 ligger turbiditeten mellem 10 og 20 FNU. Den sidste rensning for partikler sker i sandfilteret (E), hvorefter turbiditeten er meget lav.



FIGUR 12: Turbiditet i indløbsvand (A) og efter hvert rensetrin B-F (se Tabel 13) for hver af de fem forsøgsuger. Vist som gennemsnit af de to ugeprøver.

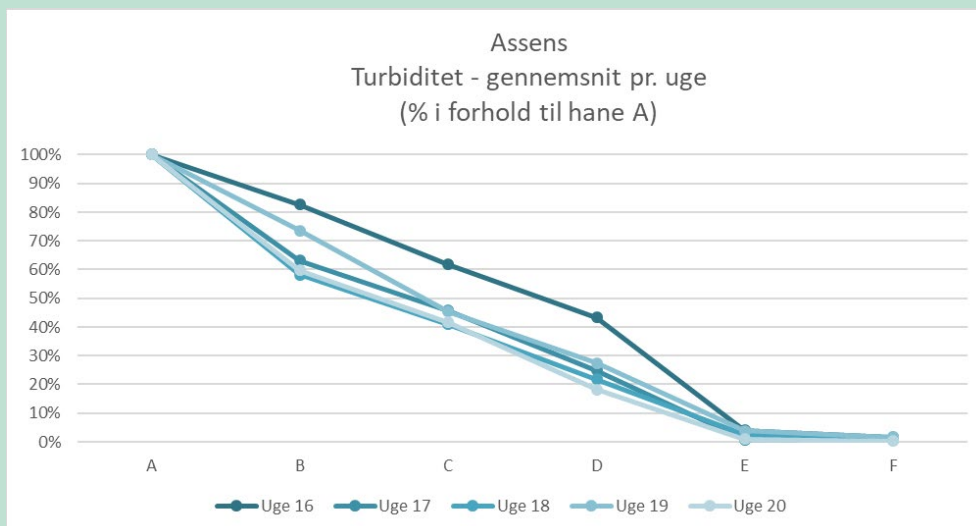
TABEL 12: Standardvigelse på turbiditetsgennemsnit vist i Figur 9. Afvigelsen er stor som følge af, at gennemsnittene kun er beregnet på baggrund af to målinger. Anvendt funktion (STDAFV.S) - baseret på en stikprøve.

	A	B	C	D	E	F
Uge 16	21,92	17,82	15,13	10,75	0,05	0,17
Uge 17	0,21	4,17	1,70	10,25	0,38	0,32
Uge 18	2,40	1,13	1,56	3,11	1,27	0,64
Uge 19	9,19	12,73	6,36	7,07	0,35	0,24
Uge 20	12,94	0,42	0,78	6,00	0,13	0,18

I Figur 13 er turbiditetsdata normaliseret ved at sætte indløbsvandet til 100 % og udtrykke turbiditeten i efterfølgende rensetrin i forhold hertil. Det ses, at det første rensetrin (DPF-boks 1, B) fjerner i gennemsnit over ugerne 33 % af turbiditeten i forhold indløbsvand (A).

De to efterfølgende rensetrin fjerner hver yderligere 20 procentpoint, så der efter DPF-boks 3 (D) er 27 % af turbiditeten tilbage i forhold til indløbsvandet (A). Efter sandfilteret (D) er der 2% rest-turbiditet. Efter sorbent-tank (F) er der i gennemsnit 1 % turbiditet i forhold til indløbet (A).

Ydelsen på DPF-boks 1 er altså en del bedre end de efterfølgende bokse, der dog stadig leverer en markant rensning. Det kan formodentlig forklares med, at DPF-boks 1 er udstyret med returskyllesystem, modsat DPF-boks 2 og 3, der ikke kan returskylles. Selv i Assens, hvor indløbsvandet er meget renere end i Skanderborg, sker der altså en reduktion i renseseffekten, som formodentlig skyldes aflejring af slam på DPF-pladerne. Ud fra det lineære fald, der ses fra B over C til D er det sandsynligt, at endnu en serielt forbundet DPF-boks ('DPF-boks 4') ville kunne rense yderligere 20 procentpoint ned, og dermed nå et turbiditetsniveau på ca. 7 % af indløbsniveau. Dette ville svare til en FNU på ca. 4, hvilket er et meget lavt niveau.



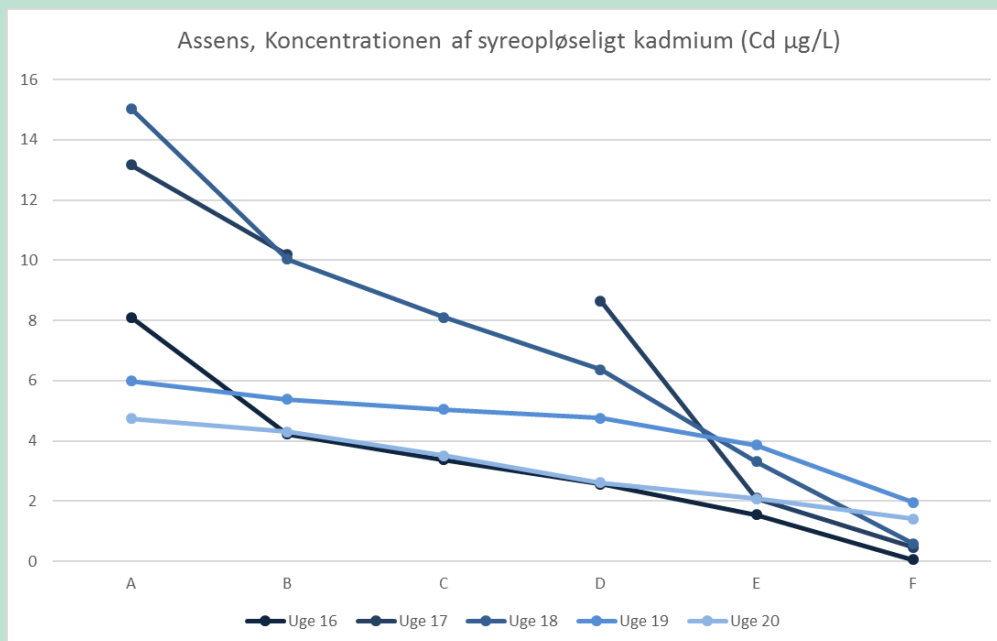
FIGUR 13: Udviklingen i turbiditet på basis af et normaliseret indtag. Tappedet A (indløbsvand) er sat til 100 % og de efterfølgende renseresultater er relateret hertil.

Det konkluderes, at DPF-bokse virker efter hensigten. Testen viser samtidig, at returskylning er nødvendig for at opretholde renseeffekten af boksene. Desuden vil en fjerde DPF-boks sandsynligvis kunne levere et signifikant bidrag til rensningen.

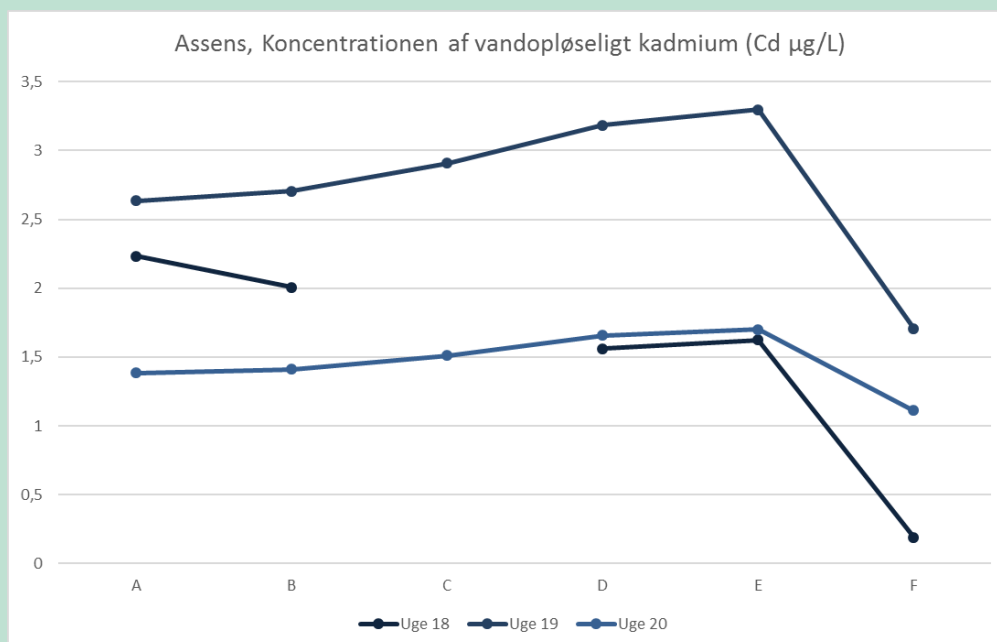
8.2.4.2 Kemiske resultater (Assens)

De prøver som blev udtaget på Assens Varmeværk blev analyseret for syre- og vandopløselige metaller via metode DS 259. Resultaterne fremgår af tabel 27 – 29 og figur 14- 15. Generelt er koncentrationerne af tungmetaller lavere i prøverne fra Assens i forhold til Skanderborg, hvilket er forventeligt, da procesvandet i Assens har gennemgået værkets normale rensning. Ud over niveauforskellene viser der sig de samme mønstre for rensningsprocesserne på de to værker.

For Cd i råkondensatet (A) gælder det, at koncentrationen af syreopløseligt Cd ligger over grænseværdien for afledning af spildevand, og at vandopløseligt Cd ligger lavere end syreopløseligt Cd. Det viser, at en stor del af Cd i råkondensatet er bundet til partikulært stof. Alle koncentrationerne af syreopløseligt Cd i det rensede spildevand (F) ligger under grænseværdien for afledning af spildevand, mens de vejledende grænseværdier for nedsivning til grundvand er overskredet i 70 % af ugegennemsnittene. Koncentrationen af syreopløseligt Cd overskrider både grænseværdien for udledning til indlandsvand (klasse 3 vand) og udledning til andet overfladevand i 90 % af ugegennemsnittene. For Cd i det rensede spildevand ses, at analyseresultaterne for vandopløseligt Cd ikke længere ligger væsentligt under resultaterne for syreopløseligt Cd, hvilket peger på, at en stor del af Cd i råkondensatet er blevet fjernet ved rensning for partikler. Det ses af figur 15, at koncentrationerne fortsat falder fra hane E til F, hvilket peger på, at der kan fjernes yderligere Cd, hvis der tilkobles flere sorbent-tanke. Det fremgår tydeligt i figur 15, at sorbent-tankene er den rensefunktion, der har den største funktion på fjernelsen af vandopløseligt Cd, hvilket er en vigtig proces for at sikre, at koncentrationen af Cd kommer tilstrækkeligt langt ned.



FIGUR 14: Koncentrationen af syreopløseligt cadmium ved forskellige taphaner i Assens vist som gennemsnit hver uge i testperioden.



FIGUR 15: Koncentrationen af vandopløseligt cadmium ved forskellige taphaner på Assensværket på forskellige tidspunkter.

For Pb i råkondensatet (A) ligger koncentrationen af syreopløseligt Cd under grænseværdien for afledning af spildevand, og vandopløseligt Pb ligger betydeligt lavere end syreopløseligt Pb, hvilket peger på, at en stor del af Pb i råkondensatet, ligesom Cd, er bundet til partikulært stof. Alle prøver af spildevandet (F) ligger betydeligt under grænseværdien for udledning af

spildevand mht. syreopløseligt Pb. Koncentrationerne af syreopløseligt Pb i det rensede spildevand ligger i alle ugegennemsnittene over grænseværdierne for nedsivning til grundvand, og udledning til både indlandsvand og andet overfladevand. Både DPF-bokse og sorbent-tanke er med til at sænke koncentrationen af Pb. For Pb i spildevandet ligger vandopløseligt Pb fortsat lavere end syreopløseligt Pb, men forskellen er ikke så stor som i råkondensatet, hvilket peger på, at en stor del af Pb i råkondensatet er blevet fjernet i forbindelse med partikelrensningen.

Koncentrationen af syreopløseligt Cr i råkondensat er lavt. Både syre- og vandopløseligt Cr ligger i alle ugegennemsnit under grænseværdierne for afledning af spildevand og nedsivning til grundvand (Cr III + VI), men over grænseværdierne for udledning til indlandsvand og andet overfladevand. I det rensede spildevand er koncentrationen af syreopløseligt Cr for alle ugegennemsnit under grænseværdierne for afledning af spildevand og nedsivning til grundvand (Cr III + VI), men over grænseværdierne for udledning til indlandsvand og andet overfladevand i 90 % af ugegennemsnittene. Der er ikke tydelig forskel på syre- og vandopløselige niveauer, hvilket indikerer, at Cr i mindre grad er bundet til partikulært stof.

TABEL 13: Koncentrationen af Cd, Pb og Cr i prøver udtaget på Assens Fjernvarme ved tappehanerne A, G og J, målt både som syreopløselige og vandopløselige metaller efter analysemetoden DS 259. Grænseværdierne for overfladevand opdeles her i to kategorier: indlandsvand (alt stillestående eller strømmende vand på jordoverfladen og alt grundvand på landsiden af den basislinje, hvorfra bredden af territoriale farvande måles) og andet overfladevand. De angivne grænseværdier kommer fra Miljøstyrelsen (2006): "Grænseværdi for afledning af spildevand", Miljøstyrelsen (2018): "Grænseværdier for nedsivning til grundvand" (grundvandskvalitetskriterierne) og Miljøstyrelsen (2017): "Grænseværdier for udledning til indlandsvand" og "Grænseværdier for udledning til andet overfladevand".

Cadmium (Cd) [µg/L] – grænseværdi for afledning af spildevand: 3 µg/L, nedsivning til grundvand: 0,5 µg/L, grænseværdierne for udledning til indlandsvand afhænger af vandets hårdhedsgrad, som opdeles i fem klasser: klasse 1 med hårdhed < 40 mg CaCO₃/L, grænseværdi: ≤ 0,08 µg/L; klasse 2: 40 til < 50 mg CaCO₃/L, grænseværdi: 0,08 µg/L; klasse 3: 50 til < 100 mg CaCO₃/L, grænseværdi: 0,09 µg/L; klasse 4: 100 til < 200 mg CaCO₃/L, grænseværdi: 0,15 µg/L og klasse 5: ≥ 200 mg CaCO₃/L, grænseværdi: 0,25 µg/L, og for udledning til andet overfladevand, grænseværdi: 0,2 µg/L.

	Gennemsnit	Minimum	Maksimum	Standardafvigelse
Syreopløselige metaller				
A	9,90	4,74	17,04	4,15
G	2,79	1,54	4,60	0,93
J	0,97	0,06	1,95	0,64
Vandopløselige metaller				
A	2,08	1,39	2,64	0,64
G	2,21	1,62	3,30	0,94
J	1,00	0,19	1,71	0,76

Bly (Pb) [µg/L] – grænseværdi for afledning af spildevand: 100 µg/L, nedsivning til grundvand: 1,0 µg/L, udledning til indlandsvand: 1,2 µg/L, og udledning til andet overfladevand: 1,3 µg/L.

	Gennemsnit	Minimum	Maksimum	Standardafvigelse
Syreopløselige metaller				
A	43,7	36,0	51,9	5,4
G	33,6	18,9	39,2	5,6
J	33,6	19,1	40,1	5,8
Vandopløselige metaller				
A	1,4	0,8	1,9	0,5
G	1,7	0,9	2,6	0,9

J	1,8	0,9	2,6	0,9
Krom (Cr) [µg/L] – grænseværdi for afledning af spildevand: 300 µg/L. Grænseværdierne for Cr afhænger ofte af oxidations-trinnet. Nedsivning til grundvand: for Cr (VI) gælder grænseværdien: 1 µg/L og for Cr (III + VI) gælder grænseværdien 25 µg/L. Udledning til indlandsvand: for Cr (VI) gælder grænseværdien: 3,4 µg/L og for Cr (III) gælder grænseværdien 4,9 µg/L. Udledning til andet overfladevand: for Cr (VI) gælder grænseværdien: 3,4 µg/L og for Cr (III) gælder grænseværdien 3,4 µg/L.				
	Gennemsnit	Minimum	Maksimum	Standardafvigelse
Syreopløselige metaller				
A	11,0	5,3	16,6	2,9
G	9,4	2,6	14,6	3,2
J	9,2	3,0	13,4	3,0
Vandopløselige metaller				
A	5,3	2,7	8,2	2,8
G	3,7	1,5	5,6	2,0
J	3,4	1,3	5,0	1,9

Ingen prøver af råkondensat og spildevand overskrider grænseværdien for afledning af spildevand af syreopløst Cu, Ni, Zn eller As.

Vandopløseligt Cu, Zn og As ligger ikke tydeligt lavere end resultaterne for de tilsvarende syreopløselige stoffer, hvilket peger på, at en stor del af både Cu og Zn i råkondensatet ikke er bundet til partikulært stof.

For Cu i alle ugegennemsnittene ligger analyseresultaterne for syre- og vandopløseligt Cu desuden under grænseværdien for nedsivning til grundvand, men over grænseværdien for både udledning til indlandsvand og andet overfladevand.

For Zn i spildevandet overskrides grænseværdien for nedsivning til grundvand ofte (60 % af ugegennemsnittene) og niveauerne ligger altid over grænseværdien for udledning til indlandsvand og andet overfladevand.

For Ni i både råkondensat og rensset spildevand gælder det, at alle målte koncentrationer er under grænseværdierne for afledning af spildevand, men koncentrationerne af Ni er over grænseværdierne for nedsivning til grundvandet, udledning til indlandsvand og udledning til andet overfladevand i 100 % af ugegennemsnittene. Der sker ikke en tydelig rensning af Ni ved partikelfjernelsen eller ved sorption.

Generelt gælder det for As, at syreopløseligt As ikke adskiller sig markant fra vandopløseligt As, og at koncentrationerne i råkondensatet og spildevandet er af samme størrelsesorden. Dette peger på, at en betydelig andel af As findes opløst i væskefasen som ioner, og dermed i mindre grad fjernes ved rensning for partikler, tilsvarende mønsteret for Cr og Ni. Syre- og vandopløseligt As i råkondensatet ligger ikke over grænseværdien for afledning af spildevand, eller nedsivning til grundvandet, men i 40 % af ugegennemsnittene overskrider koncentrationen af syreopløseligt As grænseværdien for udledning til indlandsvand, mens dette tal stiger til 100 %, når man sammenligner resultaterne med grænseværdien for udledning til andet overfladevand. I det rensede spildevand er koncentrationen af syreopløseligt As under grænseværdierne for afledning af spildevand og nedsivning til grundvandet, men i 10 % af ugegennemsnittene overstiges grænseværdien for udledning til indlandsvand, og dette tal stiger til 100%, når resultaterne sammenlignes med grænseværdien for udledning til andet overfladevand.



Indløbsvandet til DPF-anlægget i Assens havde gennemgået værkets normale renseproces som bl.a. indeholder bundfældning i disse tanke. Foto: Simon Skov

TABEL 14: Koncentrationen af Cu, Ni og Zn i prøver udtaget på Assens Fjernvarme ved tappehanerne A, G og J, målt både som syreopløselige og vandopløselige metaller efter analysemetoden DS 259. Grænseværdierne for overfladevand opdeles her i to kategorier: indlandsvand (alt stillestående eller strømmende vand på jordoverfladen og alt grundvand på landsiden af den basislinje, hvorfra bredden af territoriale farvande måles) og andet overfladevand. De angivne grænseværdier kommer fra Miljøstyrelsen (2006): "Grænseværdi for afledning af spildevand", Miljøstyrelsen (2018): "Grænseværdier for nedsivning til grundvand" (grundvandskvalitetskriterierne) og Miljøstyrelsen (2017): "Grænseværdier for udledning til indlandsvand" og "Grænseværdier for udledning til andet overfladevand".

Kobber (Cu) [µg/L] – grænseværdi for afledning af spildevand: 100 µg/L,

nedsivning til grundvand: 100 µg/L, og udledning til indlandsvand og andet overfladevand: 4,9 µg/L.

	Gennemsnit	Minimum	Maksimum	Standardafvigelse
Syreopløselige metaller				
A	40,5	23,4	55,7	11,0
G	14,3	7,2	20,0	4,6
J	14,7	6,4	21,9	5,2
Vandopløselige metaller				
A	17,1	7,6	23,0	8,3
G	18,5	5,5	27,1	11,4
J	18,5	4,4	28,9	12,6

Nikkel (Ni) [µg/L] – grænseværdi for afledning af spildevand: 250 µg/L,

nedsivning til grundvand: 10 µg/L, udledning til indlandsvand: 4 µg/L, og udledning til andet overfladevand: 8,6 µg/L.

	Gennemsnit	Minimum	Maksimum	Standardafvigelse
Syreopløselige metaller				
A	22,3	15,9	26,7	3,4
G	18,4	13,8	20,2	1,9
J	22,8	14,4	62,2	14,0

Vandopløselige metaller				
A	7,7	6,7	9,2	1,3
G	7,1	6,1	8,7	1,4
J	7,5	6,2	9,2	1,5
Zink (Zn) [µg/L] – grænseværdi for afledning af spildevand: 3000 µg/L, nedsivning til grundvand: 100 µg/L, udledning til indlandsvand: 7,8 µg/L (eller 3,1 µg/L hvis vandet er blødt, H<24 mg CaCO ₃ /L), og udledning til andet overfladevand: 7,8 µg/L.				
	Gennemsnit	Minimum	Maksimum	Standardafvigelse
Syreopløselige metaller				
A	638,6	319,2	1049,7	257,1
G	217,5	139,0	494,1	104,3
J	116,2	47,2	169,4	38,7
Vandopløselige metaller				
A	176,8	143,7	209,9	33,1
G	217,4	165,2	314,3	84,0
J	165,9	135,5	225,9	51,9

TABEL 15: Koncentrationen af As i prøver udtaget på Assens Fjernvarme ved tappehanerne A, G og J, målt både som syreopløselige og vandopløselige metaller efter analysemetoden DS 259. Grænseværdierne for overfladevand opdeles her i to kategorier: indlandsvand (alt stillestående eller strømmende vand på jordoverfladen og alt grundvand på landsiden af den basislinje, hvorfra bredden af territoriale farvande måles) og andet overfladevand. De angivne grænseværdier kommer fra Miljøstyrelsen (2006): "Grænseværdi for afledning af spildevand", Miljøstyrelsen (2018): "Grænseværdier for nedsivning til grundvand" (grundvandskvalitetskriterierne) og Miljøstyrelsen (2017): "Grænseværdier for udledning til indlandsvand" og "Grænseværdier for udledning til andet overfladevand".

Arsen (As) [µg/L] – grænseværdi for afledning af spildevand: 13 µg/L, nedsivning til grundvand: 8 µg/L, udledning til indlandsvand: 4,3 µg/L, og udledning til andet overfladevand: 0,6 µg/L.				
	Gennemsnit	Minimum	Maksimum	Standardafvigelse
Syreopløselige metaller				
A	4,1	2,6	7,4	1,6
G	3,6	1,9	6,0	1,1
J	3,5	2,1	5,5	0,9
Vandopløselige metaller				
A	3,7	1,8	4,7	1,6
G	3,2	1,8	4,2	1,3
J	3,0	1,8	4,0	1,1

8.2.4.3 Konklusion for kemisk rensning i Assens

I Assens gennemføres værkets normale rensningsproces, før procesvandet ledes til DPF-filtrene. Det betyder, at koncentrationen af partikler allerede er langt mindre end tilfældet er i Skanderborg, hvor der tilledes råkondensat. I Assens ses en langt mindre virkningsgrad af DPF-boksene i forhold til koncentrationen af syreopløselige metaller, der specielt er bundet til partikler: Cd, Pb, Cu, Zn og Ni. For nogle stoffer som antageligt hovedsagelig findes på opløst form virker hverken partikelfjernelse eller sorption specielt rensende: Cr og As. I alle tilfælde er det lykkedes at rense kondensatspildevandet, så det overholder grænseværdierne for Cd, Pb, Cr, Cu, Ni, Zn og As i forhold til afledning af spildevand. For nogle stoffer (Cd, Pb, Cr, Cu og Zn) peger resultaterne på, at man vil kunne sænke koncentrationen yderligere i det rensede spildevand, hvis man indsætter flere DPF-bokse og sorbent-tanke. Hvorvidt et sådan tiltag vil kunne rense yderligere for Cr og As er dog ikke sikkert ud fra denne undersøgelse.

TABEL 16: Antal ugegennemsnit i % af samlede antal uger, hvor analyseresultater for koncentrationerne af de angivne syreopløselige metaller i det rensede spildevand, overskrider de vejledende grænseværdier for hhv. afledning af spildevand, nedsivning til grundvand og udledning til overfladevand.

	Afledning af spildevand	Nedsivning til grundvand	Udledning til Indlandsvand	Udledning til andet overfladevand
Cadmium (Cd) (klasse 3 vand)	0	70	90	90
Bly (Pb)	0	100	100	100
Krom (Cr)	0	0	90	90
Kobber (Cu)	0	0	100	100
Nikkel (Ni)	0	100	100	100
Zink (Zn)	0	60	100	100
Arsen (As)	0	0	10	100

8.3 Samlet konklusion

Samlet set, så har DPF-testanlæggene i Skanderborg og Assens vist, at de kan rense partikler ud af råkondensat. Desværre er det fulde potentiale ikke vist, da den manglende skylning af boks 2 og 3 har medført nedsat effektivitet.

Etablering af returskyllesystem på samtlige DPF-bokse er afgørende for tilfredsstillende drift. På den anden side er det overvejende sandsynligt, at sandfilteret kan undværes, hvis DPF-boksene holdes funktionelle.

Når man ser overordnet på de kemiske analyseresultater fra forsøgene i Skanderborg og Assens, så tegner der sig et klart billede af, at der mht. afledning af spildevand er to stoffer, der kan give problemer, og det er Cd og As. Samtidig peger testen i Skanderborg og Assens også på, at anlæggene kan rense kondensatet for Cd, mens det kan være sværere at rense for højere koncentrationer af As. Hvis vi ønsker at udlede kondensatvand til enten nedsivning til grundvandet eller udledning til overfladevand, så er udfordringerne betydeligt større, da der generelt er målt for høje stofkoncentrationer i forhold til grænseværdierne. Det er dog sandsynligt at en efterbehandling i et RO-filter vil bringe stofkoncentrationerne ned under udledningskravene til overfladevand eller nedsivning.



Hver rensetrin fra bundfældningstank over DPF-bokse til sorbenttanke var vigtige for det samlede renseresultat. Foto: Simon Skov

8.4 Tekniske erfaringer

Afprøvningen af de to testanlæg gav en lang række erfaringer. Det viste sig, at der var udfordringer med at opnå kontinuerlig drift inden for de rammer, der var i projektet. Her nævnes nogle hovedpunkter.

Resultatet i Skanderborg tyder på, at rensemetoden ville kunne opretholde sin effektivitet ved endnu højere flow (maksimal flowhastighed ikke identificeret). Det er samtidig et erfaringsresultat, at modtrykket i anlægget øges ved højere flow, og at risikoen for overløb og utæthed derved stiger. Dette resultat skal tages i betragtning ved produktmodning af de anvendte DPF-bokse.

Den anvendte plasttype i DPF-bokse og sorbent-tanke er ikke varmestabil, hvilket gav problemer med utætheder og behov for ekstra afstivning i form af metalstativ omkring boksene. Fremtidige DPF-bokse og sorbent-tanke fremstilles i en plast med høj varmestabilitet eller andre materialer.

DPF-boks 1 i Skanderborg og Assens var forsynet med returskylning. I den forbindelse indhentede vi en række vigtige erfaringer:

- Systemet med aflukning og cirkulering af beluftet vand virker.
- Der bør etableres returskylning på alle DPF-bokse, jf. renseresultaterne.
- Renseprocessen var tidskrævende at gennemføre. Den skal naturligvis være fuldautomatisk i et kommercielt anlæg.

Anlæggene blev sat op i en palle-reol i 2-3 etager. Det er pladsbesparende og stabilt, men i forbindelse med slamsugning via de luger, der er i boksens topplade, så giver den kompakte opstilling meget dårlige adgangsforhold for slamsugeren. Der skal være bedre plads over tømningslugerne.

Testanlæggene blev forsynet med sandfiltre som respons på dalende renhed efter sidste DPF-boks i indkøringsperioden. Det blev iagttaget, at vandet var helt klart efter sidste DPF-boks, mens anlægget var helt nyt. Efterhånden blev vandet mindre klart efter DPF-boks 3. En spuling/slamsugning hjalp, men bragte ikke renseeffektiviteten helt tilbage. Tolkningen er, at enten

kan spuling/slamsugning ikke kan rense hele pladearealet eller så sker tilslamningen, så hurtigt, at en slamsugning kun har kort effekt.

Testanlægget i Skanderborg blev lavet, så to start/stop pumper skulle presse vandet gennem renselinjen. Disse to pumper skulle i princippet pumpe præcist lige meget. Det viste sig umuligt, at opnå. Det er afgørende, at anlægget styres af en række sensorer, der trimmer frekvensstyrede pumper i forhold til det aktuelle behov.

8.5 Semiautomatisk indbygning af filtermateriale i DPF

Som nævnt vil DPF-bokse med sorbentmateriale (filtermateriale) placeret under hvert fangstlag have nogle fordele i forhold til fortsat sedimentation af finpartikulært materiale og sorption af opløste forureninger. Denne mulighed er dog vanskeligt at realisere fordi der endnu ikke findes en smart måde at få sorbentmaterialet placeret i de mange DPF-lag i hver DPF-boks. Metoder baseret på at stille en DPF-boks på højkant (hvilende på en langside), ifylde en afmålt portion filtermateriale i hvert lag, lægge DPF-boksen tilbage i vandret position og derefter ryste eller vibrere boksen, for at få sorbentmaterialet til at fordele sig over hele pladen blev overvejet. Det blev dog konkluderet at fremstilling og efterfølgende tætning af DPF-boksen (filterhuset) ville blive vanskeliggjort, ligesom en metode til vibration af så store bokse med det ønskede resultat i form af ligeligt fordelt sorbent, ikke kunne identificeres. Resultatet blev, som forklaret i kapitel 8.2.1, at DPF-boksene kun er målrettet fangst af partikler ved sedimentation til DPF-plader, mens fangst af opløste forureninger sker i efterfølgende sorbent-tanke, hvor sorbentmaterialet ifyldes via stor åbning i toppen af tanken, hvorfra det også kan regenereres.

8.6 Metoder til regenerering af DPF-bokse

Rensning og regenerering af lukkede DPF-bokse er en udfordring. I anlægget til rensning af vejvand i Ørestad indeholder DPF-boksene heller ikke filtermaterialer (er kun møntet på fangst af sediment), men her kan boksene rensning med slamsuger fra terræn.

I de lukkede DPF-bokse kan pladerne ikke tages ud eller bevæges. Vi har i regi af projekt opnået erfaringer med regenerering via 1) grundig, lejlighedsvis rensning og 2) løbende renholdelse.

Rensning med slamsuger

Der er udført en grundig rensning med slamsuger, der skiftevis spuler og suger vand ud af boksen. Det var en besværlig proces, og desuden umuligt at vide i hvilken grad slammet blev fjernet. Eneste synlige tegn på rensningen er, om vandet er sort eller klart. Selv ved klart vand kan der fortsat være "blinde arealer" på DPF-pladerne, der ikke er blevet spulet. Pladerne behøver naturligvis ikke være 100 % rene, opnås genskabelse af fx 80 % af kapaciteten, vil dette også være udmærket.

8.6.1 Løbende renholdelse

Som løsning på renholdelsesbehovet blev der under projektet udviklet et system til returskyllning af DPF-bokse. Systemet kræver en aflukning før og efter boksen. Hele anlægget var således ude af drift under returskyllningen. Via dyser på siden af boksen sprøjtes vand og luftbobler ind, på tværs af DPF-pladerne. Ved at cirkulere det vand, der er i boksen og blande det med luft opslemmes det aflejrede slam i vandfasen, som derefter bliver suget til en palletank, hvor partiklerne bundfældes. I testperioden blev DPF-boks 1 returskyllet dagligt. DPF-boks 2 og 3 blev ikke returskyllet.

8.6.2 Rensning af sorbent-tank

På grund af udledninger af partikelholdigt vand fra DPF-boksene, indtil sandfilteret blev indskudt, blev der aflejret sort slam i sorbentboksene. For at imødegå denne partikeludledning sammen med risikoen for kanaldannelse og/eller tilstopning i sorbentmaterialet og deraf følgende dårligere kontakt mellem procesvandet og materialet blev der udviklet et returskyllesystem til sorbent-tank 1 i Skanderborg. Systemet kunne ved hjælp af gennembobling modvirke tilslamning og kanaldannelse. Frekvensen af skyllningerne blev tilpasset driftserfaringerne.

8.7 Kombination af DPF og RO-filter

En ide om at kombinere DPF-anlægget med efterfølgende rensning (polering) i RO-anlæg med henblik på brug af rensset kondensat som spædevand, har ikke været muligt at afprøve, så der findes ikke konkrete måleresultater, som dokumenterer, om det rensede kondensatvand kan opnå en renhed, så det kan udnyttes som spædevand. Der er dog indhentet en række relevante erfaringer i løbet af projektet.

Den opnåede vandkvalitet, både med hensyn til partikler og opløste stoffer, er så fin, at vandet kan efterrenses med et RO-filter uden at forvente store driftsproblemer.

Anvendelsen af kondensatvand som spædevand indeholder en risiko for, at vandet bliver drukket. Det er uvist hvor meget spædevand, der drikkes. Det afhænger af flere faktorer. Der skal være utæthed i forbrugernes varmeveksler og der skal være højere tryk i fjernvarmenettet end på drikkevandsnettet. I den situation, vil der sive spædevand ud i det varme brugsvand. Hvis forbrugeren efterfølgende drikker varmt brugsvand, kan det indeholde spædevand.

Spædevand er som udgangspunkt behandlet vandværksvand. Vandet behandles forskelligt på varmeværkerne, men der indgår typisk pH-justering, afsaltning, tilsætning af kemisk iltbinder og evt. farve. Sidstnævnte for at afsløre læk, øvrige tiltag for at minimere korrosion på fjernvarmenettet inkl. private installationer. Vandbehandlingen medfører, at vandværksvand, der behandles til spædevand må ses som teknisk vand, der ikke bør drikkes. Samtidig må man være opmærksom på, at en lille del af dette tekniske vand faktisk drikkes.

Projektet beviser ikke, at kondensatvand kan bruges til spædevand, men afviser det heller ikke. Det virker meget sandsynligt, at et RO-filter og den efterfølgende sædvanlige vandbehandling lige så godt kunne udføres på kondensatvand som på vandværksvand.

8.8 Input til 'best-practice' for håndtering af røggaskondensat – resultat af AP-III

Som det fremgår af BAT-rapporten (Bilag 1) er der på danske flisfyrede fjernvarmeværker en række forskellige kondensatrensemetoder i brug. De konventionelle (båndfiltrering, spånfiltrering og bundfældning) er de mest udbredte, men nye metoder er også taget i anvendelse eller under indkøring. Med udgangspunkt i erfaringerne fra DPF-anlæggene afprøvet i Skanderborg og Assens, bringes her nogle overvejelser omkring fremtidig kondensathåndtering.

8.8.1 Evne til at håndtere indløbsvand

Alle renseteknologier skal kunne modtage de varierende mængder råkondensat, som værket laver. Flowet varierer meget over året på grund af varierende last på værket og varierende vandindhold i flisen. Projektet afklarede ikke DPF-anlæggets flowkapacitet, men viste, at 0,3 og 0,6 l/s blev rensset lige godt og må derfor formodes at ligge langt fra skæringsværdien, hvor renseseffektiviteten begynder at falde. Det stod dog klart, at øget flow medfører øget tryk, som i testanlægget gav problemer med overløb og andre utætheder.

Energiinputtet til renseløsningerne er forskelligt. Det forventes, at DPF-anlægget kan drives med et meget lavt energiforbrug. Testanlæggene blev af praktiske hensyn ikke bygget energimæssigt optimalt, og der er ikke foretaget målinger af energiforbruget. Energiforbruget går til pumper, der leder vandet videre i processen. På grund af produktudviklingen endte anlæggene med at have flere pumper end forudset. En afledt erfaring i den forbindelse er, at styringen af anlægget er en vigtig del af driften på et anlæg med varierende flow.

Det kemiske input er en meget væsentlig del af rensningen på traditionelle anlæg, hvor der forbruges lud, flokkuleringsmiddel og fældningsmiddel. Der indgår ikke kemikalier i DPF-rensningen. Den eneste forbrugsvare, der indgår i rensningen er sorbentmateriale. Materialet er et billigt mineralsk produkt, der har en lang virkningstid. I testanlægget i Skanderborg skete der en forurening af sorbentmaterialet på grund af fejl i partikelrensningsdelen af anlægget. Af den

grund måtte sorbenten udskiftes vha. en slamsuger. I den forbindelse blev det erfaret, at der i opstillingsdesignet skal tages hensyn til slamsugning. Det udtjente sorbentmateriale depone-res.

8.8.2 Håndtering af strømme ud af DPF-anlægget

Der er to strømme ud af DPF-anlægget: det rensede kondensatvand og slam.

Renheden af det rensede vand er beskrevet i afsnit 5.2. Her skal nævnes, at traditionelle anlæg udleder vand med et overskud af polymerer/flokkuleringsmiddel. Overskuddet opstår ved overdosering i forhold til rensebehovet. Da rensebehovet varierer, så er det meget vanskeligt hele tiden at dosere korrekt. I praksis overdoseres flokkuleringsmidlet for at undgå periodevis underdosering. Overskud af polymer vises ved mikrofiltrering. Ved at sammenligne filtrering af råkondensat og spildevand, så fremgår det, at råkondensat nemt filtreres på et 0,45 my filter, mens det klare spildevand meget vanskeligt løber gennem filteret. De overskydende polymere stopper filteret. De gængse spildevandsanalyser viser ikke denne udledning af polymerer. Der anvendes ikke polymerer i DPF-anlægget.

Slammet fra et traditionelt rensenanlæg er en løs, vandig, grødet masse, der kun langsomt kan afvandes. Slammet fra DPF-rensning er et kompakt, hårdt bundfald, der nemt lader sig afvande. Volumen af det kompakte slam er langt mindre end det polymer-bundne slam.

DPF-rensningen har ikke andre fraktioner end vand og slam. Eksempelvis er der ingen retur-skyllestrømme, der ikke behandles til ende som vand eller slam.

Bilag 1. BAT-rapporten

Vurdering af Dobbeltporøs Filtrering som mulig BAT til rensning af røggaskondensat fra biomassefyrede fjernvarmeværker

8.9 Baggrund

Røggaskondensat fra flisfyrede fjernvarmeværker indeholder forureningsstoffer. Selv om der bruges mange ressourcer på at rense råkondensatet, så har mange danske værker svært ved at overholde kravene fra miljømyndighederne for udledning til offentlig kloak (Wieck-Hansen, 2015). Med en bedre håndtering af kondensatet vil det miljømæssige fodaftryk forbundet med brugen af fugtige biobrændsler kunne reduceres, dels i form af en bedre slamkvalitet på det modtagende renseanlæg, dels ved at det rensede vand evt. kan udledes til recipient, nedsives til grundvand eller genbruges som spædevand i fjernvarmenettet, og dermed ikke belaster spildevandssystemet.

Formålet med nærværende rapport er at vurdere om Dobbeltporøs Filtrering (DPF) kan forventes at levere en bedre rensning af røggaskondensat før udledning til offentligt spildevandssystem sammenlignet med de gængse teknologier (båndfilter, spånfilter og bundfældningstank) til en sammenlignelig eller bedre pris betragtet over en livscyklus (anlæg- og driftsudgifter) og under acceptable forhold hvad angår arbejdsmiljø (kemikaliehåndtering), miljø (kemikalieforbrug) og pladskrav. Det er således ikke formålet med denne rapport at vurdere DPF i forhold til direkte udledning, nedsivning eller genbrug som spædevand.

Vurderingen er struktureret som anbefalet i kapitel 3 i VEJ nr. 9810 af 31. maj 2006, offentliggjort af Miljøstyrelsen. Vurderingen indeholder således tre afsnit:

- 1) Først gives en oversigt over forureningsforhold omkring røggaskondensat fra flisfyrede værker.
- 2) Dernæst beskrives de gængse teknologier (nuværende BAT), dels i forhold til forureningstilbageholdelse, dels ud fra parametrene anlægs- og driftsøkonomi samt pladskrav. I forlængelse heraf præsenteres øvrige, men ikke almindeligt udbredte teknologier.
- 3) Til sidst beskrives dobbeltporøs filtrering og der foretages en sammenligning med gængs teknologi.

Punkt 1 og 2 er baseret på en spørgeskemaundersøgelse gennemført i regi af MUDP-projektet ReKoBi. Spørgeskemaundersøgelsen er beskrevet i Boks 1 og gengivet i sin fulde længde i

Appendiks 1. Punkt 3 er baseret på dels tidligere resultater fra brug af DPF til rensning af regnafstrømning fra trafikerede overflader, både pilotanlæg og fuldskaalanlæg, dels pilotforsøg med først rensning af kondensat fra Assens Fjernvarme og senere rensning af regnafstrømning fra skrotplads i Kolding.

OBS. Vi gør opmærksom på, at der i denne BAT-rapport foretages en sammenligning af spildevandets kvalitet og grænseværdier fra miljøloven bl.a. BEK 1070. Disse grænseværdier er ændret efter rapporten er skrevet og er nu forældet.

Boks 1

Beskrivelse af ReKoBi spørgeskemaundersøgelse vedrørende røggaskondensat på danske flisfyrede varmekærker

Spørgeskemaet blev udsendt i januar/februar 2016 til 100 værker, der alle benytter flis. Besvarelser blev modtaget fra 39 værker, svarende til en svarprocent på 39 %. Antallet af besvarelser vurderes at være tilstrækkeligt til at give et repræsentativt billede af situationen i Danmark. Dette understøttes af det faktum, at den samlede mængde flis de 39 værker har oplyst at forbruge pr. år (580.000 ton frisk flis) er proportional med mængden, der ifølge Danmarks Statistik blev forbrugt i 2014 af alle 100 værker i branchen (1.480.000 ton). Dog er det stadig vigtigt at være opmærksom på den store forskel, der kan være fra værk til værk. Da antallet af flisfyrede værker i Danmark er 100 kan resultaterne præsenteret i rapporten omregnes til et landsdækkende estimat ved at gange gennemsnitsværdier for de 39 værker med 100, idet det formodes, at alle 100 anlæg har røgvasker.

Spørgeskemaet vedrører basisoplysninger om værkets størrelse, samt kondensathåndtering (mængde, rensning, miljøtilladelser, analyser). Spørgeskemaet er vedlagt rapporten som appendiks 1.

De 39 værker, der har besvaret spørgeskemaet er (opstillet alfabetisk): AN-Energi, Ansager Varmekærk, Assens Fjernvarme, Billund Varmekærk, Bornholms Forsyning, Brande Fjernvarme, Bredebo Varmekærk, Bøvling Varmekærk, Ebeltoft Fjernvarme, Faxe Fjernvarmeselskab, Frøstrup Fjernvarme, Fuglebjerg Fjernvarme, Galten Varmekærk, Gilleleje Fjernvarme, Give Energianlæg, Gjørl Varmekærk, Græsted Fjernvarme, Gørding Varmekærk, Haderslev Fjernvarme, Hammel Fjernvarme, Harboøre Varmekærk, Hovedgaard Fjernvarme, Højslev-Nr.Søby Fjernvarme, Lem Varmekærk, Lemvig Varmekærk, Lolland Forsyning, Middelfart Fjernvarme, Ribe Fjernvarme, Ry Varmekærk, Sdr. Omme Varmekærk, Skjern Fjernvarme, Swebølle-Visking Fjernvarmeselskab, Tarm Varmekærk, Trustrup-Lyngby Varmekærk, Vejen Varmekærk, Vemb Varmekærk, Vestervig Fjernvarme, Ølgod Fjernvarmeselskab, Aabenraa-Rødekro Fjernvarme.

Der findes to EU-BAT-noter, såkaldte BREF'er (BAT reference document), der kan give en antydning af BAT for håndtering af røggaskondensat fra flisfyrede varmekræfter. Det drejer sig om følgende:

- Fra 2006 findes "Integrated Pollution Prevention and Control, Reference Document on Best Available Techniques for Large Combustion Plants". Denne note beskriver forureningsforhold og tilgængelige teknikker for store forbrændingsanlæg. Fokus er imidlertid på emissioner til luften, og faktisk omtales røggaskondensat ikke. Dette skyldes sandsynligvis at det på notens udgivelsestidspunkt ikke var almindeligt at opføre røgvaskere på store kraftværker, hvilket dels skyldes at røgvaskere producerer fjernvarmeenergi, der generelt har begrænset udbredelse i EU, dels at kraftværker tidligere udelukkende fokuserede på el-produktion. Noten har derfor begrænset værdi for nærværende vurdering af DPF som BAT for håndtering af røggaskondensat fra flisfyrede værker, men giver et overblik over øvrige forureningsaspekter. Det skal desuden bemærkes at noten vedrører direkte udledninger til vandløb, søer og havet og ikke som tilfældet typisk er i Danmark til offentlig kloak. I Boks 2 er EU-BAT-noten resumeret.
- Fra 2003 findes "Common Waste Water and Waste Gas Treatment/Management Systems in the Chemical Sector", forkortet CWW. Denne EU-note foreligger også i en opdateret version fra 2014, der p.t. er i politisk behandling. CWW giver et overblik over renseteknologier og for visse stofgrupper angives et niveau, som BAT-metoder burde kunne opnå. For tungmetaller i spildevand har man ikke kunne komme frem til sådanne niveauer. Dog er der i 2014-versionen en tabel, der viser emissionsværdier for flue-gas efter rensning. Her er Cd niveauet efter røgvaskning $<0,01$ mg/L. Der nævnes følgende principper for at begrænse udledning af tungmetaller til vandmiljøet (Fra Miljøstyrelsen resume af EU-BAT-noten): adskille spildevand med tungmetallforbindelser i så stor udstrækning som muligt og behandle de adskilte spildevandsstrømme ved kilden, før de blandes med andre strømme, og benytte teknikker, der muliggør genvinding, i så vid udstrækning som muligt og fremme yderligere fjernelse af tungmetaller som et finbehandlingstrin i et afsluttende spildevandsrensningsanlæg, om nødvendigt med efterfølgende slambehandling. Videre peges på følgende teknikker, der alle anses som BAT: bundfældning / sedimentation (eller luftflotation) / filtrering (eller mikrofiltrering eller ultrafiltrering), krystallisation, ionbytning, og nanofiltrering (eller omvendt osmose). For Cd refereres til krystallisation og filtrering samt ionbytning som metoder, der benyttes i EU til fjernelse af Cd fra spildevand, og der står desuden at Cd ved disse metoder fjernes sammen med andre metaller. Specifikt for Cd skrives desuden, at hvor Cd ikke indgår i selve produktionen kan et niveau på maks $2 \mu\text{g/L}$ opnås efter rensning. Flisfyrede varmekræfter tilsætter ikke Cd under produktionen af varmen, men ved indfyring af biomasse sker frigivelse til hhv. asken og røgen. Røgens indhold af Cd bindes i kondensatet. Det skal desuden bemærkes, at 2014 versionen rummer en opgørelse over kilderne til Cd, der udledes til vandmiljøet (Figur 1.7), baseret på tal fra 2010, og her peges på, at udledninger fra kommunale renselanlæg står for det største bidrag ($> 60\%$). 2014 indeholder også en tabel med emissionsværdier for

Det konkluderes, at de to gældende EU-BAT-noter har begrænset relevans for vurdering af BAT til håndtering af røggaskondensat fra flisfyrede varmekræfter, mens 2014 versionen af CWW forventes at indeholde best practice for håndtering af røggaskondensering.

BOKS 2

Resume af EU-BAT-note: Integrated Pollution Prevention and Control, Reference Document on Best Available Techniques for Large Combustion Plants, July 2007

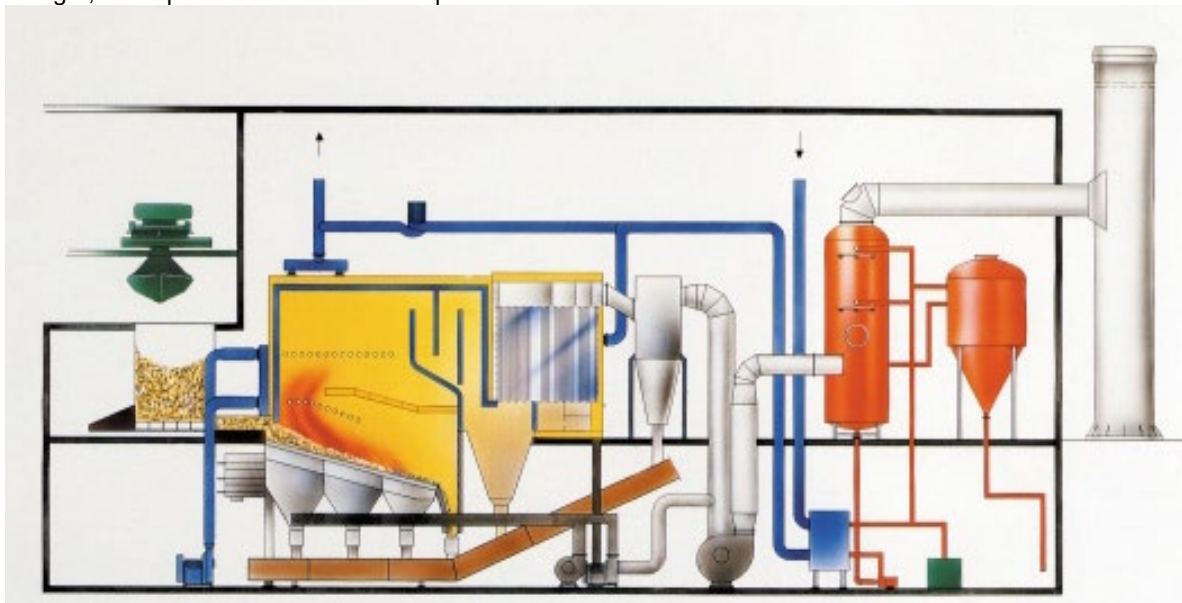
Ifølge EU-BAT-noten er det væsentligste miljøaspekt for forbrændingsanlæg baseret på biomasse og tørv (biomass and peat) luftforurening, mens forureningsudledninger til vand og jord ikke udgør et større problem (p. 298). Følgelig vedrører hovedparten af BAT-teknologierne metoder til begrænsning af luftforurening. Hvad vand angår, opstår der ifølge BAT-noten følgende spildevandsstrømme (notens tabel 5.35): 1) spildevand fra afsøvning af røggasser (wet flue-gas-desulphurization, wet fgd), 2) spildevand fra udskylning af forbrændingsslagge (slag flushing and transport), 3) spildevand fra regenerering af blødgøringsanlæg (demineralisers and condensate polishers), 4) spildevand fra partikelrensning (elutriation), spildevand fra kedelanlæg (boilers, preheaters and precipitators), samt 5) spildevand i form af regnafstrømning fra oplagsplads (surface runoff).

Som det fremgår, så omfatter listen ikke røggaskondensat, hvilket sandsynligvis skyldes, at denne teknologi hovedsageligt anvendes på varmekærter og kun sjældent på centrale kraftværker, der på europæisk skala typisk ikke producerer varme.

De tilgængelige teknologier, der omtales, omfatter både egentlige rensningsmetoder, og metoder til bortskaffelse af vandet ved udvanding på aske eller recirkulering af vandet til forskellige processer på værket. Eksempelvis omfatter BAT for håndtering af spildevand fra wet fgd processen, der nok er mest sammenlignelig med håndtering af røggaskondensat, ifølge notatet (tabel 5.35): 1) Behandling af spildevandet ved flokkulering, sedimentation, filtrering, ionbytning og neutralisering, 2) Closed loop operation og 3) Fjernelse (fordampning) af spildevandet ved at blande det med asken. Tilsvarende omfatter BAT for regnafstrømning at biomassen/tørven opbevares på forseglet overflade med dræn og opsamling af drænvand, i siloer, eller på overdækket areal, og at afstrømning opsamles og passerer en sedimentationsenhed før udledning, hvorved partikelindholdet antages at komme under 30 mg/L.

8.10 Oversigt over forureningsforhold omkring røggaskondensat fra flisfyrede varmekværker

Der findes omkring 100 flisfyrede varmekværker i Danmark. Dertil kommer et par større kraftvarmekværker og der er flere på vej. Alle nyere og større flisfyrede varmekværker har røggaskondensering for at genvinde den varme, der bliver brugt til fordampning af flisens vandindhold under forbrændingen. Der er desuden tendens til at flere halmfyrede varmekværker også etablerer røggaskondensering. I Figur 1 er processen i et flisfyret varmekværk illustreret. Af figuren fremgår, hvor i processen kondensatet opstår.



Figur 1: Illustration af flisfyret varmekværk. Fra venstre: Flisen løftes med kran (grøn) til tragt, hvorfra det med indskubber føres ind på en vandrerist i forbrændingskammeret (gult). Aske (grå) falder fra risten og ned til et aske-transportbånd (brunt)(på vådudaskede værker falder asken ned i et vandbassin). Fra forbrændingskammeret ledes røggasserne til kedlen, hvor varmen afgives til det recirkulerende kedelvand (øverste grå hjørne). Herefter renses røgen først i en multicyclon (grå cylinder). Den første røgrensning kan også foregå i elektrofilter, hvor flyveasken udtages og afleveres til asketransportbåndet. Røgen ledes videre til en røggaskondensator også kaldet en røgvasker, scrubber eller vådvasker (orange/rød cylinder, venstre) hvor røgen, der søger opad vaskes af vand, der sendes nedad, før det til sidst sendes ud gennem skorstenen (hvid, yderst til højre). Røggaskondensatet tages ud fra røgvaskeren og ledes til værkets renseløsning. På figuren ses en bundfældningstank (orange/rød, højre), hvorfra kondensatvandet typisk ledes til kloakken. Via røret i nederste højre hjørne bortledes kondensatslam. Illustrationen er kopieret fra Træ til Energiformål, Videncenter for halm og flisfyring, ENS, 2. udg. 1999.

8.10.1 Miljømæssige krav til kondensatvand

Værkerne skal have en miljøgodkendelse. Generelt administreres de store værker (over 50 MW) af MST, mens de mindre værker administreres af kommunerne. Værkernes spildevandstilladelse administreres dog altid af kommunerne. I forhold til kondensatvand, der udledes som spildevand, skal værket således have en lokal tilladelse til bortskaffelse. Den typiske bortledning er til et offentligt spildevandsanlæg, mens andre anvendelser som f.eks. udledning direkte til recipient og genanvendelse af vandet kun benyttes meget få steder. Der findes ingen standard for, hvilken kvalitet røggaskondensat skal have før udledning til offentligt spildevandsanlæg. Baggrunden er, at de lokale myndigheder skal tage udgangspunkt i de konkrete forhold på renselanlægget og i slutrecipienten, og have mulighed for at stille særlige krav. Myndighederne støtter sig dog til de vejledende krav i "Tilslutning af industrispildevand til offentlige spildevandsanlæg" (Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 2., 2006). I Tabel 1 er indsat de vejledende krav. I tabellen er desuden indsat værdier fra øvrige vejledninger og bekendtgørelser, der kan

være relevante at holde koncentrationen af rensed røggaskondensat op imod. Hvis eksempelvis kondensatet skal nedsives til grundvandet kan Grundvandskvalitetskriteriet, GVK være retningsgivende. GVK er opstillet med henblik på frigivelse af forurenede jorde fra fortsat afværgepumpning, og er således ikke møntet på nedsivning af spildevand. Det kan alligevel være relevant, da der eksempelvis skeles til GVK, når der skal gives tilladelse til nedsivning af vejvand (Allerød Kommune, 2013). Hvis kondensatet skal udledes til recipient, vil Bekendtgørelse nr. 1070 fra 2015 "Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand" skulle overholdes. Endelig, hvis kondensatet tænkes anvendt som spædevand til fjernvarmenettet vil det rensede kondensat for det første skulle godkendes af Miljøministeriet (og Sundhedsministeriet), fordi der er en risiko for, at fjernvarmevandet blandes med drikkevandet. Fjernvarmevand indeholder i forvejen en række stoffer, der ikke er egnet for drikkevand (antikorrosion, anti-algevækst m.v.), men som alle er godkendt sundhedsmæssigt, i tilfælde af, at forbrugere kortvarigt skulle drikke vandet. For det andet vil kondensatet skulle have samme egenskaber i forhold til korrosion og mikrobiel-bekæmpelse som det spædevand, der benyttes i dag. Her har Dansk Fjernvarme udgivet en vejledning (Vejledning: Vandbehandling og korrosionsforebyggelse, september 2015, Dansk Fjernvarme). Denne vejledning omhandler korrosionshensyn på fjernvarmenettet. I Tabel 1 er derfor tilføjet krav til drikkevand (ved afgang fra vandværk), som beskrevet i Bekendtgørelse nr. 292, 2014 "Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg", samt værdier fra vejledning til spædevandsbehandling fra Dansk Fjernvarme.

Tabel 1: Udvalgte værdier fra Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 2 "Tilslutning af industrispildevand til offentligt spildevandsanlæg" (VEJ 2), samt værdier fra Grundvandskvalitetskriteriet (GVK) fra Miljøstyrelsen, fra Bekendtgørelse nr. 1070 fra Miljøministeriet "Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand" (BEK1070), fra Bekendtgørelse nr. 292 fra Miljøministeriet "Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg" (Drikkevand), samt vejledning fra Dansk Fjernvarme (Vejledning: Vandbehandling og korrosionsforebyggelse, september 2015, Dansk Fjernvarme)

Stof	VEJ 2 ¹⁾	GVK	BEK 1070 ²⁾	Drik- ke- vand ³⁾	VEJ DF	VEJ DF	VEJ DF
Relevans	Udledning til spildevandsanlæg	Nedsivning til grundvand	Udledning til overfladevand	Vandværker	Spæde- vand blødgjort	Spæde- vand delafsaltet	Spæde- vand afsaltet
pH	6,5-9			7-8,5	9,6-10	9,6-10	9,6-10
Suspenderet stof [mg/L]	500				10	5	1
Ammonium [mg/L]		0,5		0,05			
Nitrat [mg/L]				50			
Total N [mg/L]			8				
P [mg/L]			1,5	0,15			
Sulfat [mg/L]	500			250			2
Cl [mg/L]	1000			250	300	50	3
Al [µg/L]				100			
Pb [µg/L]	100 (10)	1	2,8	5			
Cd [µg/L]	3 (0,3)	0,5	0,45 – 1,5 ⁴⁾	2			
Cr [µg/L]	300 (30)	25 (1 for Cr(VI))	124 (17 for Cr(VI))	20			
Cu [µg/L]	100 (10)	100	2	100	0,02	0,02	0,01
Hg [µg/L]	3 (0,3)	0,1	0,07	1			
Ni [µg/L]	250 (25)	10	34	20			
Zn [µg/L]	3000 (300)	100	8,4	100			
Mo [µg/L]	30 (3)	20	587	20			
As [µg/L]	13 (1,3)	8	43 fersk, 1,1 marin	5			
Acenaphthen [µg/L]			3,8				
Acenaphthylen [µg/L]			3,6				
Anthracen [µg/L]			0,4				
Benz(a)anthracen [µg/L]			0,018				
Benzo(a)pyren [µg/L]		0,01	0,27	0,01			
Benzo(b+j+k)fluoranthren [µg/L]				0,1			
Dibenz(a,h)anthracen [µg/L]			0,018				
Fluoranthren [µg/L]		0,1	0,12	0,1			
Phenanthren [µg/L]			4,1				
Pyren [µg/L]			0,023				
Sum af PAH [µg/L]		0,1 ³⁾		0,1 ⁵⁾			
Enkelt pesticid [µg/L]		0,1		0,1			
Sum af alle pesticider [µg/L]		0,5		0,5			

Mechlorprop [µg/L]			187				
Bisphenol A [µg/L]			10				
DEHP [µg/L]		1		1			
LAS [µg/L]			160	100			

¹ Tal i parentes angiver beregnet maksimal tilløbskoncentration for spildevand

² Korttidskrav ved udledning til ferskvand. For alle metaller gælder værdierne for metallet på opløst form.

³ Ved afgang fra vandværket

⁴ Afhænger af vandets hårdhedsgrad. Skrappeste krav ved udledning til blødt vand.

⁵ Sum af benzo(b)fluoranthren, benzo(k)fluoranthren, benzo(g,h,i)perylene, indeno(1,2,3-cd)pyren

8.10.1.1 Udledningstilladelser

ReKoBi-spørgeskemaundersøgelsen indeholdt spørgsmål om, hvilke krav de forskellige værker er stillet over for i forbindelse med udledning af røggaskondensat. 34 af besvarelsene indeholdt oplysninger herom. Hvad angår Cd svarer 27 værker (80 %), at kondensatet højst må indeholde 3 µg/L, hvilket er det vejledende krav fra Miljøstyrelsen. Seks værker har et lempet Cd-krav. Således er der to værker, der ikke har et krav, hvilket kan skyldes, at man er i en indkøringsfase, og kravet derfor først fastsættes senere; der er ét værk, der skal overholde 5 µg/L og tre værker, der har et krav på maks. 10 µg/L. Endelig er ét værk stillet overfor et skærpet krav, idet cadmiumindholdet i udledt kondensat højst må være 1 µg/L.

8.10.1.2 Definitioner

Der hersker en del forvirring med hensyn til ordbrugen i forbindelse med kondensatrensning. I nærværende tekst vil vi anvende ordene efter nedenstående definitioner og overvejelser.

Kondensat fremkommer ved at nedkøle røggas under dugpunktet og derved kondensere det vanddamp, der er i røggassen efter forbrænding af fugtigt brændsel.

Røgrensning sker typisk ved multicyclon på flisfyrede værker, sjældnere ved elektrofilter. På halmfyrede værker bruges typisk posefiltre. Røgrensningen har naturligvis stor indflydelse på kondensatets sammensætning, idet kondensatet bl.a. indeholder de partikler, som ikke blev fjernet under røgrensningen. Efter røgvaskeren er dampen kondenseret og vandmængden er øget. Det vand, der ledes fra røgvaskeren kaldes "råkondensat", og er udgangspunkt for kondensatrensningen.

Når rensningen af råkondensat indledes, f.eks. med tilsætning af lud, så kalder vi vandet "procesvand". Typisk løber procesvand gennem forskellige behandlinger med tilsætning af lud, flokkuleringsmiddel og bundfældningsmiddel for til sidst at blive filtreret, bundfældet eller på anden vis renses for forureningsstoffer. Det rensede vand betegner vi "kondensatvand" (værkets udledte spildevand) og det fjernede stof "kondensatslam".

8.10.2 Renseteknologier

De renseteknologier, der i dag er almindelig brugt til rensning af røggaskondensat før udledning, omfatter bundfældningstank, båndfiltrering og spånfiltrering. Disse tre teknologier er de gængse metoder. Det skal bemærkes, at de tre kategorier bundfældning, båndfiltrering og spånfiltrering dækker over flere forskellige løsninger, idet mange værker har kombineret og modificeret løsninger på forskellig vis. Det gælder både for bundfældning og spånfiltre, at de hyppigt suppleres med tilsætning af kemiske hjælpestoffer i forskellig art. Der er også eksempler på, at spånfiltre udbygges med filtrering gennem aktivt kul, fiberdug eller sand. De varierende løsninger medfører, at det er nødvendigt at simplificere og generalisere i forbindelse med beskrivelsen af teknologierne.

Derudover er nye teknologier taget i brug på et enkelt eller få værker. Det drejer sig udover tromlefilter om Pureteq-specialfilter, keramiske filtre og polypropylenmembraner. Endelig er der få anlæg, der ved hjælp af et elektrofilter renses røgen før kondenseringen. Denne fordeling bekræftes af ReKoBi spørgeskemaundersøgelsen (Figur 5).

I det efterfølgende omtales de forskellige teknologier, startende med de tre gængse. For alle teknologier er der udarbejdet en illustration af den fysiske opbygning samt renseprocessen.

8.10.2.1 Bundfældningstank (sedimentationsanlæg)

En bundfældningstank fungerer ved, at råkondensatet ledes frem til en tank med stort volumen og lav gennemløbsthastighed. I det stillestående vand vil de tungeste partikler synke til bunds.

Jo længere opholdstiden er, jo mindre partikler vil nå at synke ud af vandfasen. For at øge bundfældningen kan bundfældningsrensning udbygges med tre procestrin før selve bundfældningen. Først pH-justeres råkondensat, så tilsættes flokkuleringsmiddel og derefter bundfældningsmiddel. Efter disse tre procestrin ledes procesvandet til bundfældningstanken som beskrevet ovenfor. Illustrationer af bundfældningstank ses i Figur 2.

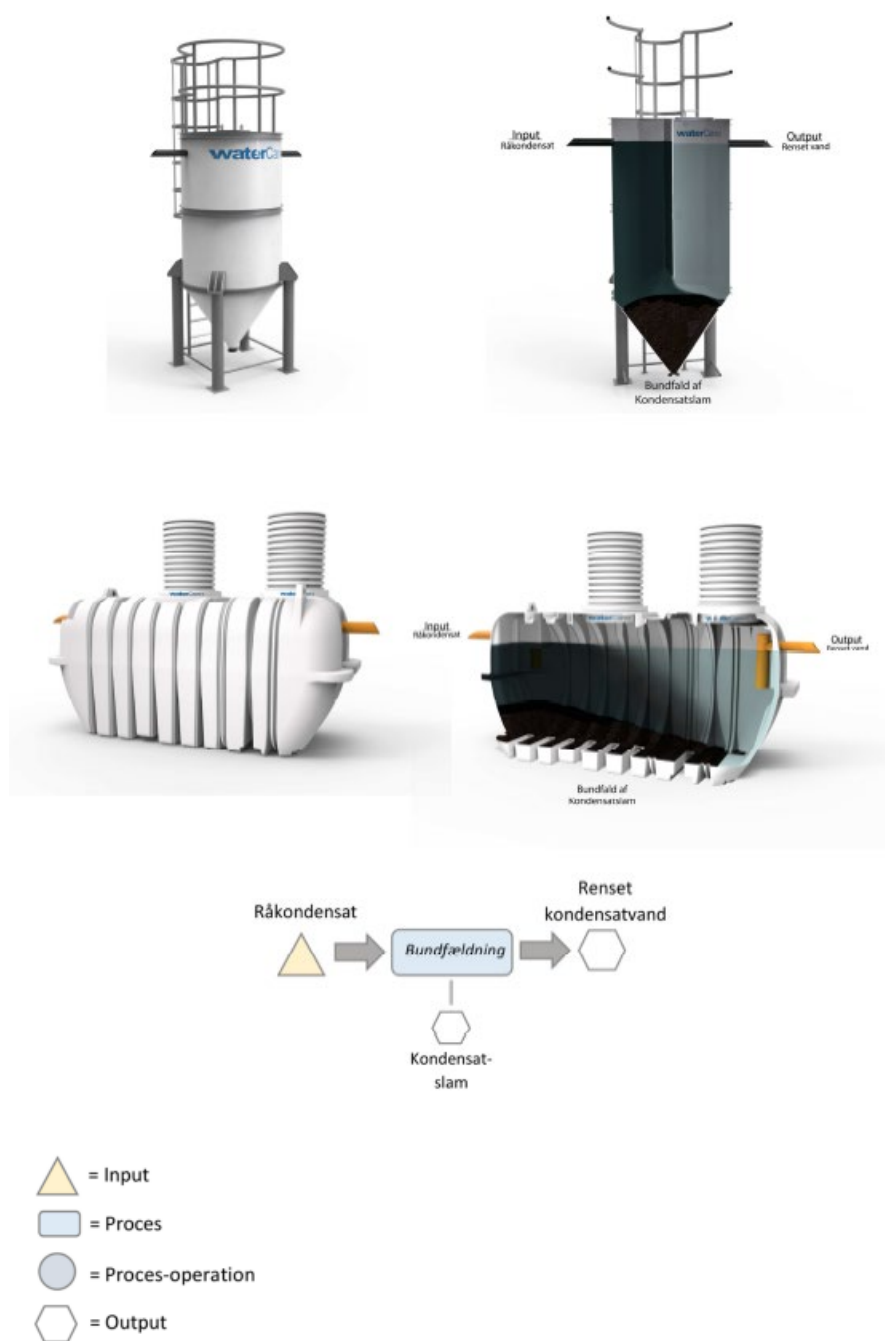
- Drift: Typisk kræver doseringen af kemiske stoffer løbende justering i lighed med filtermetoderne.
- Kemi: Hvis bundfældning er valgt som eneste rensningsteknologi, så anvendes kemiske hjælpestoffer i samme omfang som ved bånd- eller spånfiltere.
- Affald: Det bundfældede kondensatslam skal suges ud af bundfældningstanken og bortskaffes.
- Tilpasning: Bundfældningen afhænger af opholdstiden i tanken. Jo kortere opholdstid, jo dårligere bundfældning. Hvis flowet øges falder rensningsgraden, hvilket er uheldigt.
- Udfordring: Det er bundfældningens største udfordring, at nå ned på grænseværdierne for udløb.

8.10.2.1.1

8.10.2.1.2

8.10.2.1.3





Figur 2: Illustration af bundfældningstank. Grafik: Watercare, foto: Simon Skov.

8.10.2.2 Båndfilter

Et båndfilter fungerer ved, at råkondensatet ledes til filteranlægget, hvor det i første proceskammer pH-justeres med lud. De efterfølgende processer er afhængige af en konstant pH, som typisk ligger mellem 7 og 8. Efter ludkammeret ledes procesvandet til flokkuleringskammeret, hvor det tilsættes flokkuleringsmiddel under omrøring. I næste kammer tilsættes bundfældningsmiddel, som typisk er polymerer. Nu er vandet klart med svævende store løse partikler. For at få partiklerne ud af vandfasen ledes procesvandet til filterkarret. Der tilledes vand med partikler over et skråtstillet båndfilter, som langsomt kører udspændt mellem to ruller, en i hver ende. Vandet trækkes igennem båndfilteret, idet afløbet er på bagsiden af filterdugen. Partiklerne filtreres ud på oversiden af filteret og transporteres ud af vandfasen vha. filterets bevægelse. I forbindelse med øverste rulle sidder en skraber, som løsner det frafilterede slam fra filteret, og lader slammet falde ned i en beholder, f. eks med en bigbag til efterfølgende håndtering. Illustration af båndfilter ses i Figur 3.

- Drift: Det er normalt, at varmegærker har betydelige udgifter og bruger et betydeligt antal mandetimer på drift af et båndfilter. Renseprocessen skal løbende justeres og de mange bevægelige dele skal vedligeholdes. Opbevaring og håndteringen af lud og andre kemikalier medfører risiko for miljø eller arbejdsskader.
- Kemi: Der doseres typisk lud, flokkuleringsmiddel og bundfældningsmiddel. Rensningen er baseret på kemisk rensning og passage gennem filterbåndet.
- Affald: Der skal bortskaffes kondensatslam, som typisk er en løs og våd masse.
- Tilpasning: Især båndfiltre med faste proceskamre har en begrænset mulighed for at tilpasse rensningen til varierende råkondensat. Kemimængden og omrøringen kan justeres, men opholdstiden er underlagt flowet.
- Udfordringer: Det er en løbende proces at justere tilsætningen af kemiske stoffer, så flokkuleringen forløber tilfredsstillende. Det kræver også vedligeholdelse at returskylle filteret, så der ikke føres slam ned i kammeret med rensset kondensatvand. De gummilæber, der holder den beskidte side og den rene side adskilt, bliver slidt og kræver tilsyn og udskiftning.



8.10.2.2.1

8.10.2.2.2

8.10.2.2.3

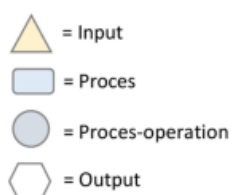
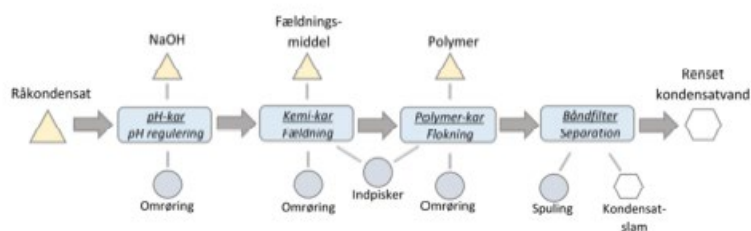
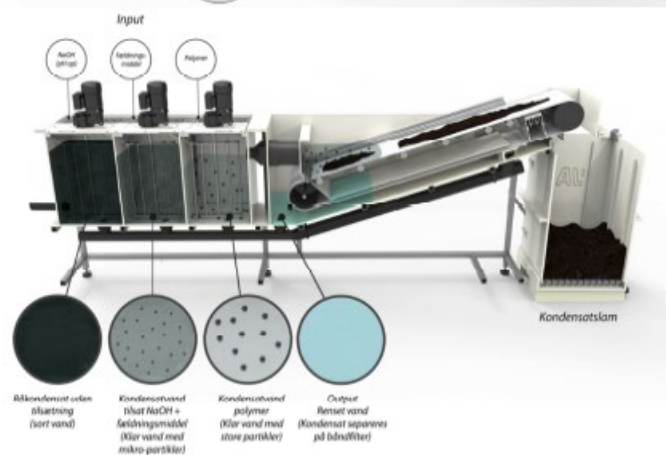
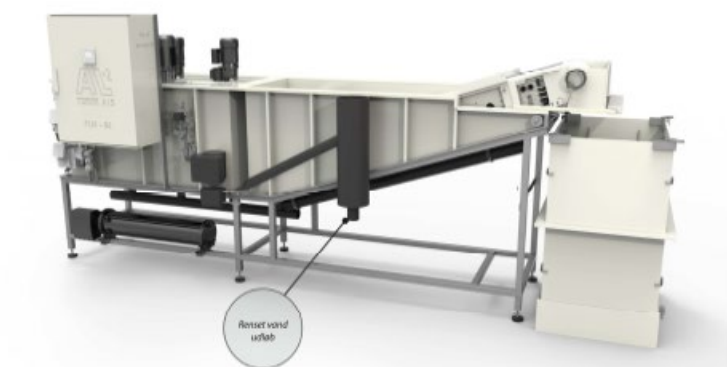
8.10.2.2.4

8.10.2.2.5

8.10.2.2.6

8.10.2.2.7

8.10.2.2.8



8.10.2.2.9 Figur 3: Illustration af båndfilter med tilhørende anlæg til dosering af kemikalier. Grafik: Watercare, fotos: Simon Skov.

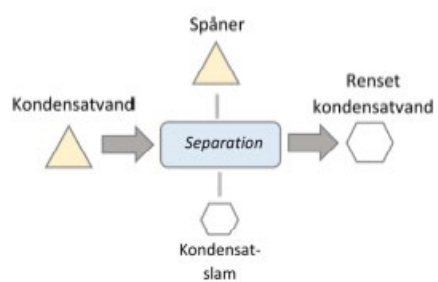
8.10.2.3 Spånfilter

- 8.10.2.3.1** I et spånfilter siver råkondensat eller procesvand gennem kar med spåner. Typisk er der flere forbundne kar, så der etableres en fortløbende renseproces. Spånerne kan være flis, høvlspåner, savsmuld eller andre træpartikler. Rensningsprincippet er, at de partikler, der findes i procesvandet vil blive bundet til spånerne. Det er uvist, om der også bindes opløste stoffer til spånerne.
- 8.10.2.3.2** Det er almindeligt at supplere spånfiltrering med tilsætning af flokkuleringsmidler og bundfældningsmidler. Derved opnås en mere effektiv rensning for partikler. Der er også eksempler på, at spånfiltre udbygges med ekstra kar med gennemstrømning i sand, fiberdug og aktivt kul. I alle tilfælde med det formål at forbedre rensningsgraden. Der er også eksempler på, at spånfiltre udbygges med en for-rensning i et bundfældningsanlæg. I dette anlæg bundfældes de største/tungeste partikler, som derved ikke belaster spånerne i spånfilteret. I flere tilfælde er spånfilteret efterfulgt af et ionbytteranlæg, som renser vandet for opløste stoffer (ioner). Illustration af spånfilter ses i Figur 4.

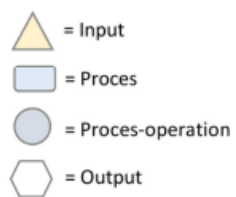
- Drift: I lighed med kemidoseringen til båndfiltre, så kræver brugen af flokkuleringsmidler og bundfældningsmidler en løbende justering. Spånerne har en begrænset levetid i filteret. De skal efter behov tømmes og erstattes med nye spåner.
- Kemi: Der er varierende anvendelse af kemiske hjælpestoffer. Der doseres typisk lud, flokkuleringsmiddel og bundfældningsmiddel i lighed med båndfilterrensning.
- Affald: Der skal bortskaffes brugte filterspåner. Disse spåner bliver typisk brændt. I de tilfælde, hvor spånfilteret er efterfulgt af et ionbytteranlæg, bliver der produceret rejektvand, som har et betydeligt indhold af cadmium. Dette vand skal bortskaffes.
- Tilpasning: Spånfilteret kan relativt nemt udbygges ved at tilslutte ekstra tanke med spåner.
- Udfordringer: Det er en udfordring at nå ned på de ønskede udledningskoncentrationer, hvilket også er grunden til at rensningsmetoden ofte kombineres med andre metoder.

8.10.2.3.3





8.10.2.3.4



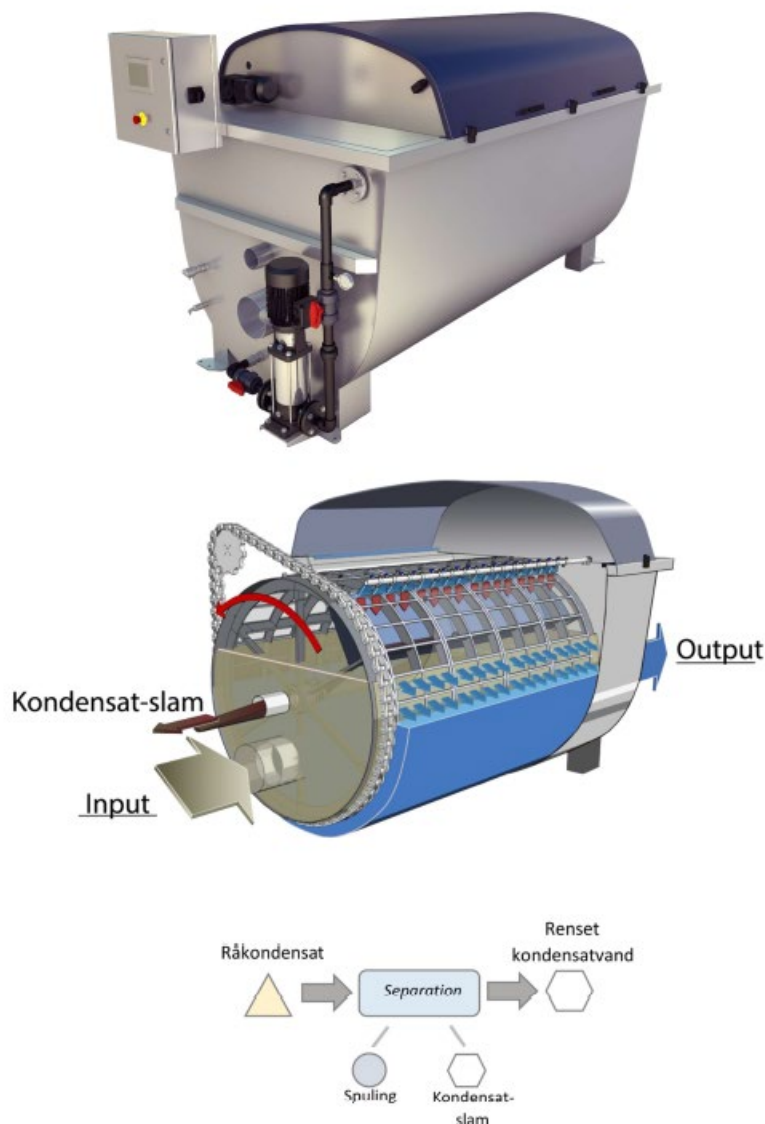
Figur 4: Illustration af spånfilter. Grafik: Watercare, foto: Simon Skov.

8.10.2.3.5

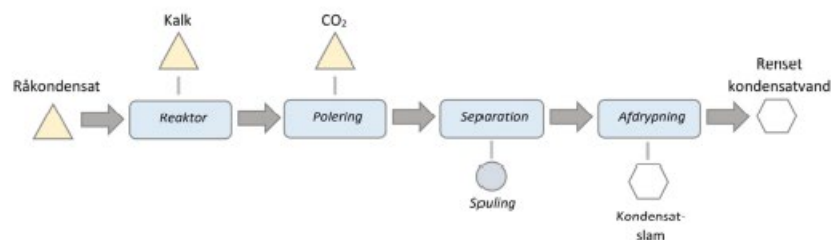
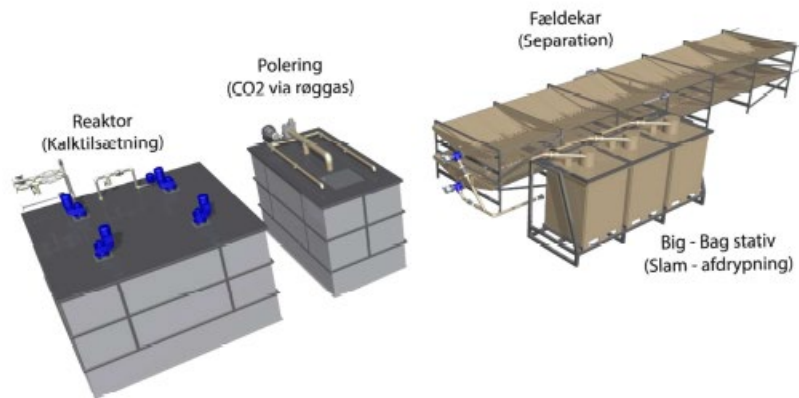
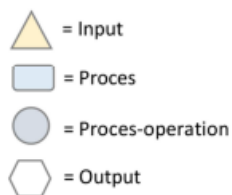
8.10.2.4 Øvrige teknologier

Udover bundfældning, bånd- og spånfiltrering er følgende teknologier installeret på et enkelt eller få værker, typisk som forsøgsanlæg. Metoderne nævnes, men beskrives ikke i detaljer, da dette ligger uden for formålet med nærværende analyse, der fokuserer på de gængse teknologier. De øvrige teknologier omfatter:

- Tromlefilter (Envidan): Et tromlefilter fungerer i princippet på samme måde som et båndfilter. Filterdugen/membranen er blot monteret på en roterende tromle af stål eller polypropylen. Råkondensatet pH-justeres med lud, flokkuleringsmiddel og bundfældningsmiddel og ledes til tromlefilteret. Procesvandet tilledes enten udenfor eller indenfor den roterende tromle. Efter passage gennem membranen bortledes det rensede kondensatvand fra den rene side af filteret og kondensat slam fra den "sorte" side. Tromlefilter er illustreret i Figur 5:

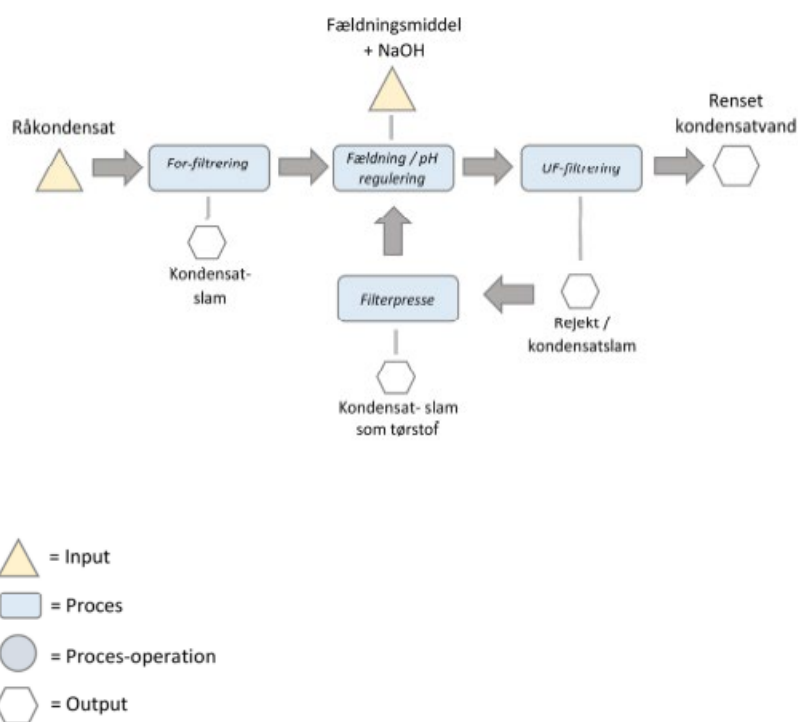
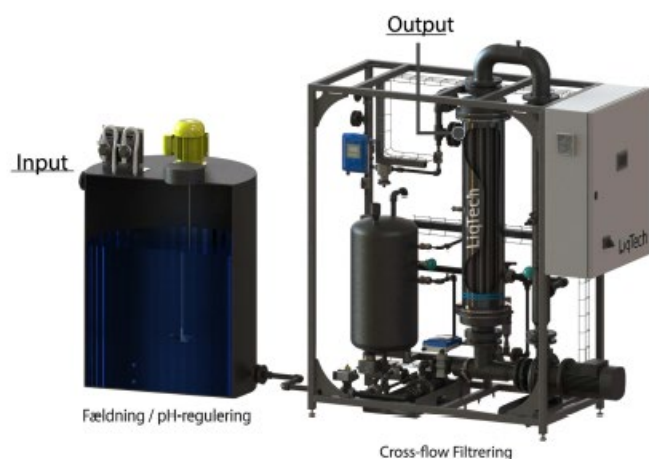


- Figur 5: Illustration af tromlefilter. (Grafik udarbejdet af Watercare).
- Puretec-specialfilter (multistripper): Renseprocessen bygger på en forfiltrering hvorefter forureningen bindes ved hjælp af kalk og CO_2 fra røggassen. Udfældningen foregår over et risleanlæg med stort areal og lavt flow. Illustration af Puretec specialfilter ses i Figur 6.



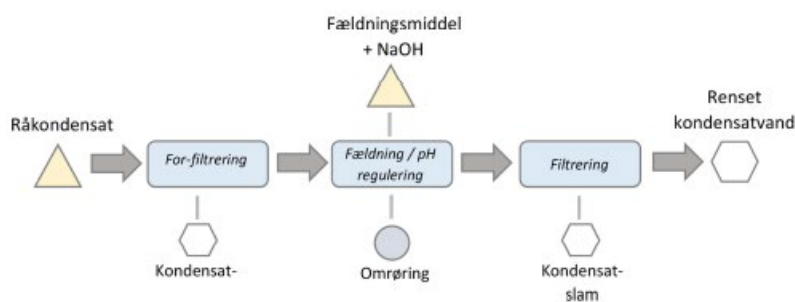
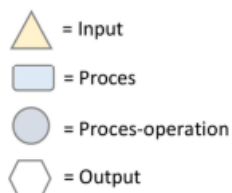
Figur 6: Illustration af puretec specialfilter. (Grafik udarbejdet af Watercare).

- Keramiske filtre (LiqTech): Renseprocessen sker ved gennemstrømning af et siliciumkarbidfilter, der tilbageholder partikler i procesvandet. Der renses således for stoffer bundet til partikler. Illustration af keramiske filtre ses i Figur 7.



Figur 7: Illustration af keramisk filter. (Grafik udarbejdet af Watercare).

- Polypropylen-membraner (Alfa Laval): Denne teknologi renser for partikulært stof ved gennemstrømning af polypropylen-membraner. Der indgår ikke flokkulering/ bundfældningskemikalier. Metoden kan rense en delstrøm af råkondensatet, men efterlader den største del af kondensatet som opkoncentreret procesvand. Der er behov for rensning af dette procesvand med en anden renseteknologi. Illustration af polypropylenmembran-teknologi er vist i Figur 8.



Figur 8: Illustration af polypropylen-membran. (Grafik udarbejdet af Watercare).

8.10.3 Affaldshåndtering

Uanset renseløsning, så skal det frasorterede slam bortskaffes. Der anvendes tre løsninger. Nogle brænder slammet, nogle kører det til deponi som farligt affald og nogle hælder det i askecontaineren og bortskaffer aske og slam sammen.

Af bioaskebekendtgørelsen (bek. 818 af 21/7/2008) fremgår det, at slam ikke må genanvendes til jordbrugsformål pga. tungmetallindholdet. Desuden må aske, hvortil der er ledt slam, heller ikke genanvendes.

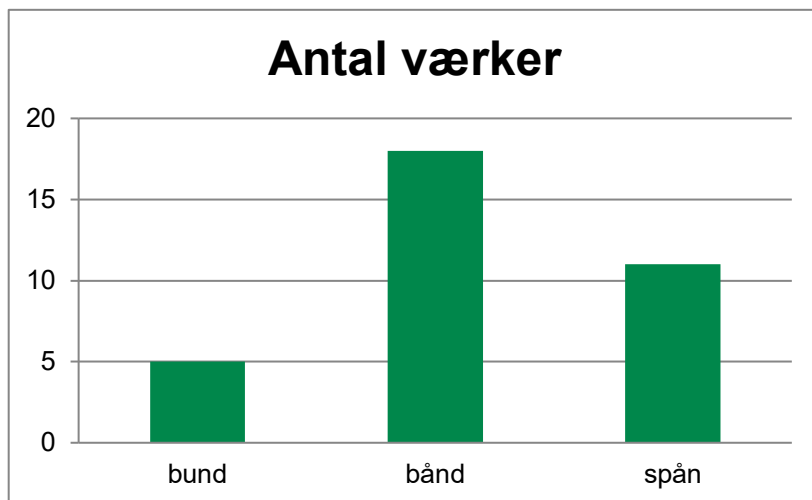
Ifølge princippet om at håndtere affald i sin mest koncentrerede form og nærmest kil-den, så er afhændelse af slammet som farligt affald det mest korrekte.

8.10.4 Oversigt over anvendte renseløsninger og kondensatmængder

ReKoBi-spørgeskemaundersøgelsen giver et indblik i aktuell anvendelse af renseløsninger og information om produktionen af kondensat.

8.10.4.1 Udbredelse af gængse renseløsninger

Der indgår 39 værker i undersøgelsen. De fordeler sig på de tre hyppigste rensemetoder som vist i Figur 9.



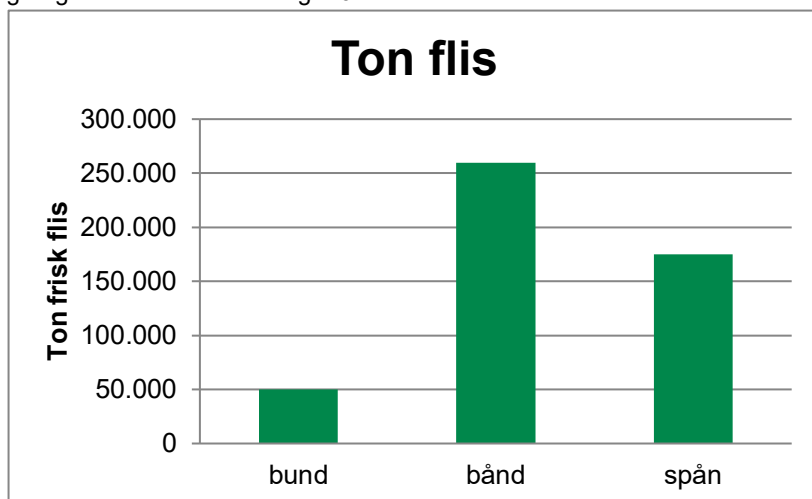
med for- og efterbehandlinger.

Figur 9: Hovedparten af værkerne (34) benytter de tre gængse renseteknologier. Det bemærkes, at hver teknologi kan være mere eller mindre udbygget

Ud over de viste værker, indgår der ét værk med tromlefilter, to værker, der ikke renser kondensatet og ét værk, der håndterer fliskondensat i forbindelse med affaldsforbrænding.

8.10.4.2 Flisforbrug og kondensatproduktion

Flisforbruget er ikke ens på værkerne med de tre renseløsninger. Fordelingen af flis på de tre gængse metoder er vist i Figur 9.

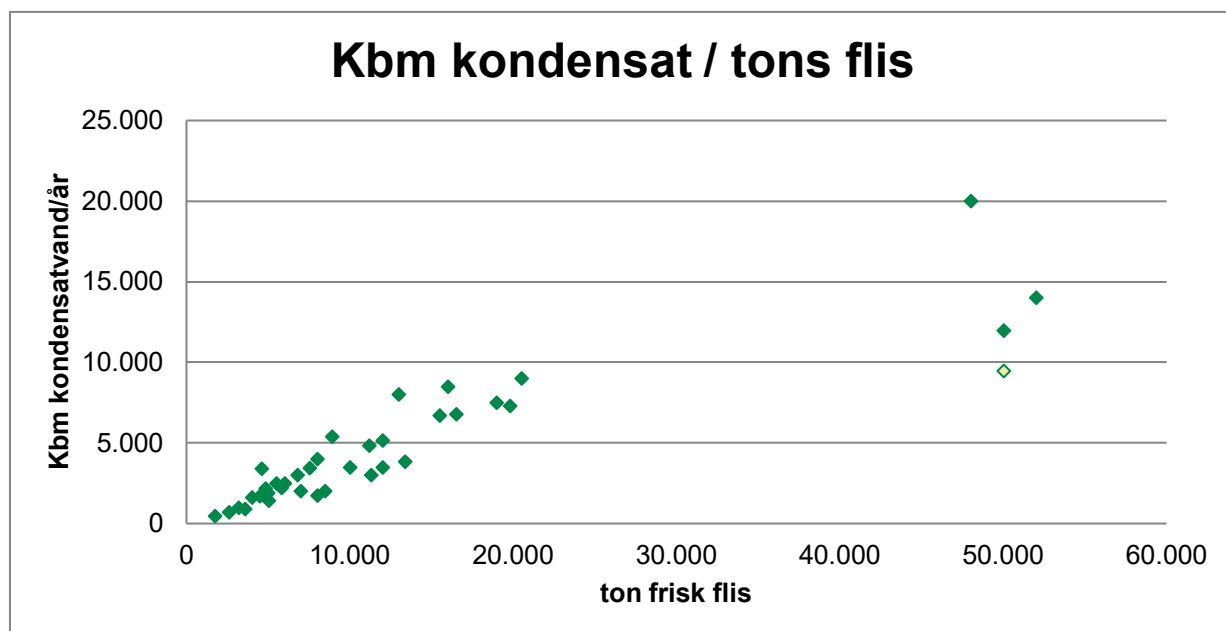


Figur 9: Flisforbrugets fordeling på de tre gængse renseteknologier.

Det fremgår, at der hovedsageligt anvendes båndfiltre på de største værker, mens værker med spånfiltre i gennemsnit er lidt mindre. Værker med bundfældning er i gennemsnit betydeligt mindre end de andre værker.

Den samlede mængde flis, som anvendes på de 38 værker, der har besvaret spørgsmålet om flisforbrug er 580.000 ton frisk flis med et gennemsnitligt vandindhold på 42 %. Forudsat, at der er 100 flisfyrede værker i Danmark, så omfatter spørgeskemaet 38 % af værkerne. Det beregnede flisforbrug på alle værker er således 1,5 mio. ton pr år. Energistyrelsens energistatistik (2014) angiver et samlet forbrug til varme på 1,49 mio. ton frisk flis pr år. Overensstemmelsen mellem disse to tal indikerer, at de 38 % af værkerne, der har besvaret spørgeskemaet er repræsentative for alle flisfyrede varmegværker.

Mængden af kondensat produceret pr. år hænger sammen med den forbrugte mængde brændsel. En oversigt over sammenhængen mellem flisforbrug og kondensatmængden for værkerne i spørgeskemaundersøgelsen er vist i Figur 10.



Figur 10. Produktion af kondensat som funktion af flisforbrug. På figuren ses en rosafarvet prik, som afviger fra normalen. Det pågældende værk fyrer med et afvigende brændsel. Der ses en god sammenhæng mellem flisforbrug og kondensatproduktion. Kondensatmængden afhænger desuden af flisens vandindhold og nedkølingsgraden af røggassen (kondenseringstemperaturen).

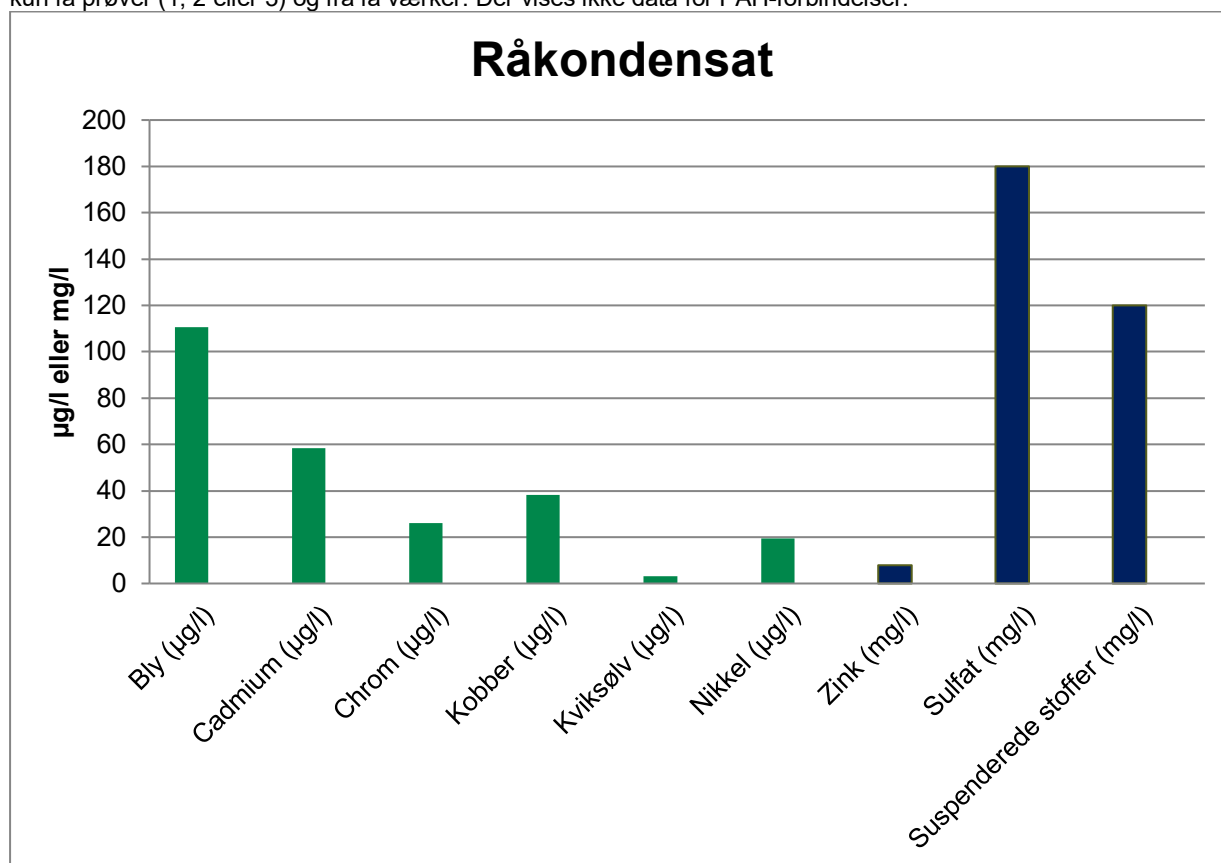
Det anvendte flis har i gennemsnit et vandindhold på 42 % og der produceres i gennemsnit 0,33 m³ kondensat pr. ton frisk flis. Der produceres i gennemsnit 2,4 MWh pr ton frisk flis. Vi har ikke indhentet oplysninger om værkernes forbrug af spædevand, men ved erfaringsmæssigt, at forbruget varierer meget og bl.a. afhænger af ledningsnettets alder og vedligeholdelsesniveau. Normalt vil behovet for spædevand være langt mindre end produktionen af kondensatvand.

8.10.5 Kondensatkvalitet

Røggaskondensat indeholder partikler, tungmetaller og organiske forureninger, som det er nødvendigt at fjerne før udledning.

8.10.5.1 Råkondensat

Det er ikke alle værker, der har analyser af råkondensat. Der er desuden forskel på, hvilke stoffer, der analyseres for, og med hvilke metoder. Samspillet mellem brændslet, forbrændingen, beluften, røggasrensningen, kondenseringen og til sidst kondensatrensningen gør processen meget variabel. Det er vigtigt at have denne variation for øje, når sammenstillinger af data foretages. I Figur 11 og i Tabel 2 er vist data for udvalgte stoffer i råkondensat, baseret på ReKoBi-spørgeskemaundersøgelsen. Med undtagelse af Cd er datagrundlaget baseret på kun få prøver (1, 2 eller 3) og fra få værker. Der vises ikke data for PAH-forbindelser.



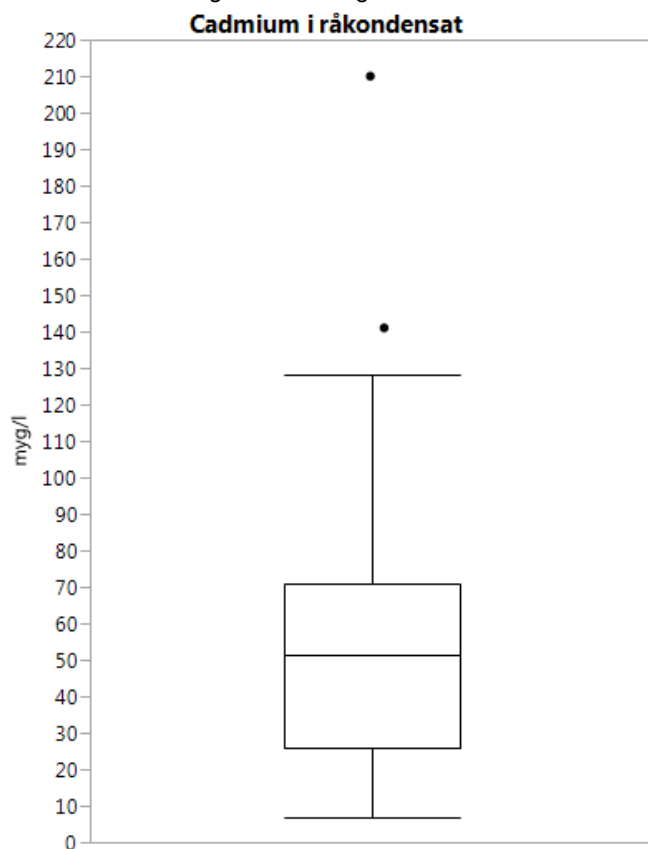
Figur 11. Koncentrationen i udvalgte stoffer i råkondensat. Bemærk, at de blå søjler er i µg/L, mens de lilla søjler er i mg/L. Se Tabel 2 for værdier.

Tabel 2. Indhold af tungmetaller og sulfat i råkondensat. n = antal prøver. Datatabel for Figur 11.

Råkondensat	pH	Bly (µg/l)	Cadmium (µg/l)	Chrom (µg/l)	Kobber (µg/l)	Kviksølv (µg/l)	Nikkel (µg/l)	Zink (mg/l)	Sulfat (mg/l)
Gns.	6,7	110,5	58,3	26,0	38,3	3,1	19,5	7,9	180,0
Min	6,0	12,0	7,0	20,0	2,6	0,0	19,0	2,6	180,0
Max	7,5	209,0	210,0	32,0	74,0	9,0	20,0	13,2	180,0
n	22	2	32	2	2	3	2	2	1

Med forbehold for det sparsomme datagrundlag viser data i Tabel 2, at råkondensatets indhold af bly, cadmium og kviksølv overstiger kravene ved udledning (Tabel 1). Råkondensatet skal derfor renses for disse stoffer inden udledning.

Datagrundlaget for Cd er markant bedre end for de øvrige stoffer. Det skyldes fokus på rensesgraden for Cd på et enkelt værk. Koncentrationen af Cd i de 32 analyser af råkondensat fra 7 værker fordeler sig som vist i Figur 12.



Figur 12. Boksplot for cadmium i råkondensat. Middelværdien er 58 µg/l. Figuren viser outliers som punkter, datasættets spænd som barer, dvs. min og max, mens boksen afgrænser 50 % af datasættet (2. og 3. kvartil) og strengen markerer medianen. Her indgår 32 analyser fra 7 værker.

8.10.5.2 Kondensatvand (renset kondensat)

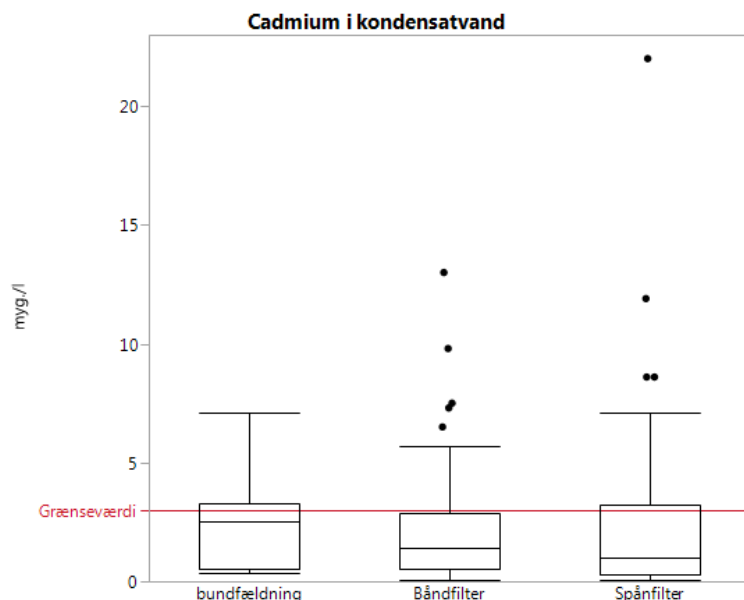
Sammenlignet med råkondensat har værkerne foretaget flere analyser af det rensede kondensatvand, idet kommunernes miljømyndigheder kræver jævnlig prøvetagning under udledning til kloak. I Tabel 3 ses værdier for tungmetaller og sulfat i kondensatvand fra flisfyrede varmeværker baseret på ReKoBi-undersøgelsen.

Tabel 3: Kvalitet af kondensatvand (efter rensning), opstillet efter rensemetode. n= antal observationer. Der kan være flere data fra samme værk.

Rensemetode		pH	Bly (µg/l)	Cadmium (µg/l)	Chrom (µg/l)	Kobber (µg/l)	Kviksølv (µg/l)	Nikkel (µg/l)	Zink (mg/l)	Sulfat (mg/l)
Bund	gns	8,00	1,13	2,50	9,23	49,50	0,31	6,43	0,15	320,00
	min	7,20	0,50	0,38	2,70	23,00	0,03	3,90	0,04	270,00
	max	8,50	2,20	7,10	14,00	76,00	0,50	11,00	0,27	370,00
	n	7	3	7	3	2	7	3	2	2
Bånd	gns	8,26	4,21	2,33	17,39	8,02	0,47	3,99	0,21	197,43
	min	6,90	0,10	0,08	1,80	1,00	0,01	0,30	0,00	4,70
	max	9,50	24,00	13,00	79,00	60,00	1,90	21,00	0,71	460,00
	n	34	24	45	15	12	38	15	15	18
Spån	gns	7,76	7,94	2,40	36,41	39,67	0,36	5,90	0,25	339,00
	min	6,29	0,50	0,05	0,50	17,00	0,03	1,30	0,08	140,00
	max	9,00	49,00	22,00	180,00	72,00	0,63	12,00	0,40	730,00
	n	47	8	55	8	3	8	8	3	10

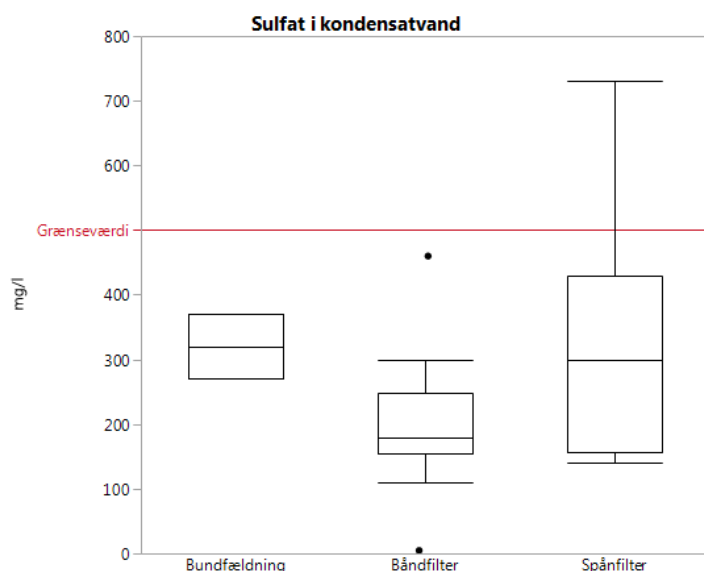
Der findes overskridelser af typiske grænseværdier (Miljøstyrelsens Vejledning, Tabel 1) for hhv. Cd og sulfat i de indsendte svar. For disse stoffer ser vi på datasættets fordeling herunder.

For Cd fordeler de observerede koncentrationer sig som vist i Figur 13, igen opstillet efter renseløsning. Det ses, at der for alle tre rensemetoder findes analyseresultater over grænseværdien i kondensatet efter den pågældende rensning.



Figur 13. Boksplot for analyseresultater af cadmium i kondensatvand, fordelt på de tre hoved-rensemetoder. Figuren viser outliers som punkter, datasættets spænd som barer, boksen afgrænser 50 % af datasættet (2. og 3. kvartil) og strengen i boksen markerer medianen. N=7+45+55 jf. tabel 3. Der er indsat en rød markering af den typi-

For sulfat fordeler de observerede koncentrationer sig som vist i Figur 14, opstillet efter renseløsning. Det ses, at grænseværdien overskrides i enkelte prøver og kun fra spånfiltere.

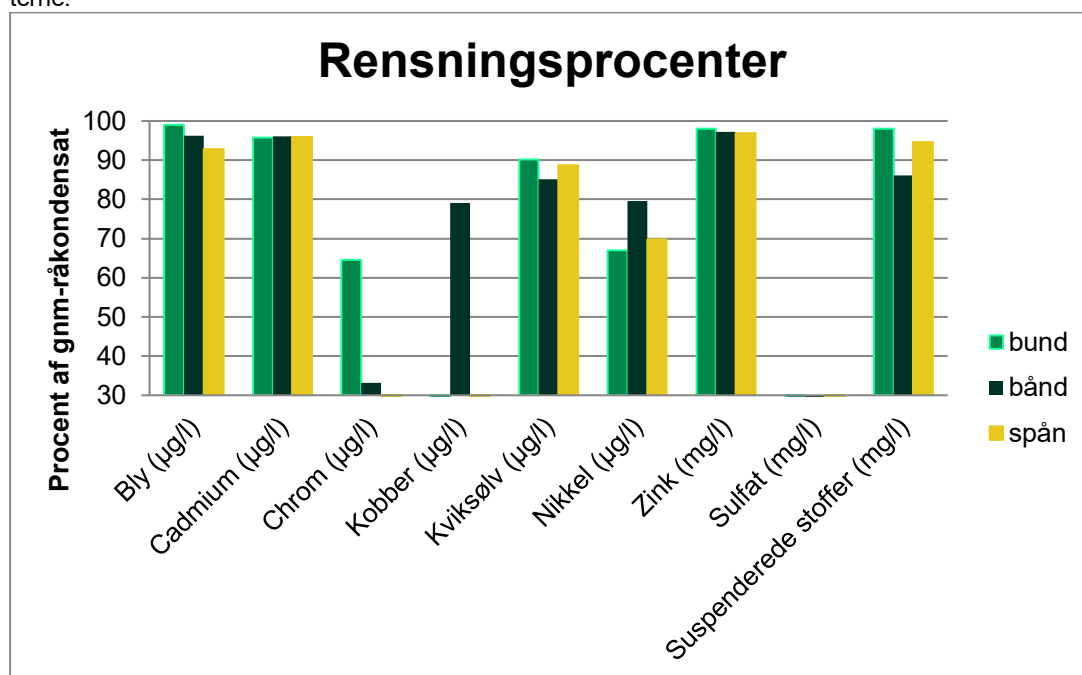


Figur 14. Boksplot for analyse-resultater af sulfat i kondensatvand, fordelt på de tre hovedrensemetoder. Figuren viser outliers som punkter, datasættets spænd som barer, boksen afgrænser 50 % af datasættet (2. og 3. kvartil) og strengen i boksen markerer medianen. $N=2+18+10$ jf. tabel 3. Der er indsat en rød markering af den

Ud fra de foreliggende informationer om indholdet i råkondensat og rensat kondensatvand fra de tre hoved-rensemetoder kan der beregnes rensningsprocenter.

Figur 15 viser i hvilken grad, de tre rensningsmetoder fjerner hvert stof fra råkondensatet.

Rensningsprocenterne er beregnet som den gennemsnitlige koncentration i kondensatvand fra hver rensning i procent af den gennemsnitlige koncentration i råkondensat. Især sidstnævnte er kun usikkert beskrevet, hvilket medfører stor usikkerhed på rensningsprocenterne. Der findes i øjeblikket ikke datagrundlag til en mere præcis beregning af rensningsprocenterne.



Figur 15. Rensningsprocenter fra hver af de tre hoved-metoder. Da der indgår tal for beregnet gennemsnitlig råkondensat, så er tallene usikre. Der mangler 6 søjler i figuren. Den gennemsnitlige koncentration i kondensatvand er højere end indholdet i det den gennemsnitlige råkondensat. Rensningsprocenten er således negativ, hvilket naturligvis ikke er retvisende, men skyldes spinkelt datagrundlag.

På baggrund af ovenstående gennemgang konkluderes, at grænseværdien for cadmium i rensat kondensatvand, der uddrages til kloak, uanset rensning ligger omtrent sammenfaldende med grænsen for 3. kvartil (Figur 13) hvilket vil sige, at 25 % af analyserne ligger over grænse-

værdien. I tilfælde af, at grænseværdien skærpes til f.eks. 1 µg/l vil over halvdelen af analyserne overskride grænseværdien. For bly, kviksølv og sulfat overholdes Miljøstyrelsens vejledende krav generelt.

Udover tungmetaller og sulfat har ReKoBi-undersøgelsen modtaget 5 analyser af PAH i spildevand fra fem forskellige værker. I alle tilfælde er der analyseret for 9 PAH'er. I langt de fleste målinger er PAH-niveauet under detektionsgrænsen, der typisk er på 0,01 µg/L. For to af værkerne er følgende PAH'er målt over detektionsgrænsen: fluoren, fluoranthen, phenantren, og pyren. I Vejledning fra Miljøstyrelsen anføres ingen grænseværdi for PAH'er. To af værkerne angiver, at der i deres udledningstilladelse stilles krav om, at sum af 9 PAH'er ikke overskrider 5 µg/L, mens ét værk har krav om maks. 0,1 µg/L og et andet om maks. 0,01 µg/L. For direkte udledning til overfladevand, hvilket altså ikke er tilfældet for nogle af værkerne i ReKoBi-undersøgelsen, anfører BKG 1070 individuelle grænseværdier for forskellige PAH'er (Tabel 1). For pyrens vedkommende ligger kravet 0,023 µg/L, hvilket er under detektionsgrænsen, og altså er overskredet ved to af værkerne. For fluoranthen ligger kravet på 0,1 og for phenanthren på 4,1, hvilket er overholdt i begge tilfælde.

På baggrund af det spinkle datagrundlag for PAH i kondensatvand konkluderes, at der kan være et vist indhold af PAH i det vand, der udledes til offentlig kloak, og at det derfor kan være en fordel med en håndtering af kondensat, der ikke blot er målrettet tungmetaller og sulfat, men også PAH'er.

8.11 Dobbeltporøs Filtrering som BAT ved rensning af røggaskondensat

Dobbeltporøs filtrering (DPF) forventes at kunne sikre en bedre rensning af røggaskondensat fra flisfyrede varmeværker sammenlignet med branchens gængse teknologier. Udover bedre rensning forventes bedre arbejdsmiljøforhold og bedre eller sammenlignelige forhold omkring økonomi, drift og pladskrav. Forventningen er baseret på dels erfaringer med DPF til rensning af regnafstrømning, dels et pilotforsøg med rensning af røggaskondensat. Disse forhold gennemgås i det følgende og afsluttes med en opsummering.

8.11.1 Status for DPF

Dobbeltporøs filtrering (DPF) er udviklet til rensning af regnafstrømning fra byer før udledning, nedsivning eller genanvendelse. Teknologien er udviklet af Københavns Universitet i samarbejde med Københavns Kommune, Høfor, By og Havn, Miljøministeriet, Realdania og Rambøll. Som del af universitetets innovationsmål og i overensstemmelse med Lov om Opfindelser ved Offentlige Institutioner er ideen patenteret og licens udstedt i 2014 til den danske industri-virksomhed, Watercare, i Assens, der har sat DPF-bokse i produktion.

8.11.2 Princip

Et dobbeltporøst filter er et sedimentationsanlæg med samtidig fysisk-kemisk sorption til filtermateriale samt mikrobiel nedbrydning. Spildevandet drives af tyngdekraften vandret gennem en stak af skiftevis høj- og lavporøse lag, hvor de højporøse lag fungerer som transportlag, der fører forureningen frem, mens de lavporøse lag opfanger, akkumulerer og evt. nedbryder forureningen.

Sedimentation af partikler er baseret på, at vandet strømmer laminart gennem de højporøse lag, der har en lille spalteåbning (få mm), hvorved turbulens reduceres og faldhøjden er kort. Jo lavere spalteåbning de højporøse lag har og jo længere strømningsvejen er, desto flere partikler fjernes. Strømningshastigheden har også betydning, og generelt vil en lavere strømningshastighed (længere opholdstid) give bedre partikelfjernelse, dog er det vigtigt med en vis hastighed for at få spildevandet fordelt over en stor filteroverflade for at fremme sorptionen.

Sorptionen er baseret på kontakt mellem strømmende vand i højporøse lag og sorbentmateriale i lavporøse lag. Sorbenten skal vælges efter spildevandets indhold af opløste forureninger. Det er vigtigt, at sorbentmaterialet har en vis porøsitet, dels for at øge kontaktarealet mellem strømmende vand og sorbentoverflade, dels for, at der er plads til akkumulering af partikulært materiale.

Mikrobiel nedbrydning finder sted i lavporøse lag, hvor en biofilm kan etablere sig på overfladen af sorbentmaterialet og akkumulerede forureningspartikler. Den mikrobielle nedbrydning vil afhænge af iltforholdene. Hvis filteret kører konstant vandmættet er nedbrydningen dårligere, end hvis filteret enten dræner af og suger atmosfærisk luft ind med jævne mellemrum, eller der tilføres ilt til spildevandet.

Mens rensningseffektiviteten vokser jo længere filteret er og jo tyndere de højporøse lag er, så afhænger behandlingskapaciteten (m^3/s) af det samlede tværsnitsareal af spalteåbningerne (antal højporøse lag x bredden på hvert lag x højden på hvert lag).

På State of Green findes en animation af DPF-teknologien: <https://stateofgreen.com/en/profiles/kollision/solutions/dual-porosity-filtration-the-movie>

Udviklingen af teknologien har været drevet af krav fra Københavns Kommune om 'grøn' eller naturbaseret tilgang. Krav og de tilhørende svar kan opsummeres således:

- Vandet skal kunne drives passivt gennem anlægget (ingen pumper, energiforbrug). Svar: Tyngdekraften driver vandet via en gradient fra indløb til udløb på 10 promille. Tilstopning undgås ved at akkumulere partikler i et andet rum (de lavporøse lag) end der, hvor vandet strømmer (de højporøse lag)
- Vandet skal renses passivt og være uafhængigt af en opstartsfunktion (ingen kemikalietil-sætning, ingen doseringsanlæg m.v.) Svar: Forureningen tilbageholdes ved sedimentation, sorption og mikrobiel nedbrydning.

- Anlægget skal fungere året rundt og kan dermed ikke baseres på vegetation, der i Danmark altid har en hvileperiode i vinterperioden. Svar: Sedimentation og sorptionsprocesser er stort set temperaturuafhængige. Den mikrobielle nedbrydning kan køre året rundt, hvis anlægget er nedgravet eller står indendørs.

8.11.3 Erfaringer med DPF til rensning af urban regnafstrømning

Efter to år med laboratorieforsøg blev DPF første gang afprøvet i fuld skala i et pilotanlæg i Ørestad i Københavns Kommune i 2007-2010. Herefter i Århus Kommune i et anlæg ved Mårslet i 2014 samt i Københavns Kommune i et anlæg ved Brønshøj, ligeledes i 2014. For disse tre forsøgslokaliteter foreligger udførlig dokumentation for renseseffektivitet.

Watercare har i 2015 udviklet en Watercare-DPF-boks, hvor de dobbeltporøse lag indbygges i lukkede bokse til direkte indbygning på lokaliteten. Watercare-DPF-boksene er i 2015 installeret i et kommercielt fuldskaalanlæg i Allerød. Derudover er boksene afprøvet til rensning af regnafstrømning fra skrotplads i Kolding. Her forventes fuldskaalanlæg nu opført.

Fotos af de forskellige anlæg ses i Figur 16, mens en oversigt over anlæg med tilhørende dokumentationsomtale fremgår af tabel 4.

Udover at måle DPF-anlæggenes evne til at rense regnafstrømning, er to af DPF-anlæggene testet ved tilsætning af en stofpuls til indløbet og måling af koncentrationer i udløbet. Der er således i 2009 tilsat kobber, kromat, arsenat og udvalgte PAH'er til anlægget i Ørestad før og efter coatning af kalk-sorbenten med okkerslam og humus-ekstrakt. I 2014 er der tilsat en vejvandslignende puls til anlægget i Brønshøj. Dette forsøg blev gentaget to gange, men på grund af et nedbrud i en pumpe er kun resultatet fra anden tilsætning brugbart. Foto fra tilsætningen i 2014 ses i Figur 17.



Figur 17: Tilsætning af puls til indløb til DPF-anlæg i Brønshøj. En cocktail af bekymrende stoffer tilsættes i høje, men realistiske koncentrationer til indløbet. Udløbskoncentrationer sammenlignes med indløb. Konservativ tracer benyttes til at kontrollere gennembrud og korrigere for evt. tab, der skyldes fortynding eller diffusion ud af systemet.



Figur 16: Fotos af DPF-anlæg. Øverst t.v.: Ørestad, set fra indløb mod udløb, før reetablering af terræn, 6-lags version og 18 lags version, hver 2,5 L/s. Øverst t.h.: Allerød, kommercielt anlæg, 18 Watercare-DPF-bokse med spulerør, 20 m forfilter og 40 m hovedfilter, 3 L/s. Nederst t.v.: Mårslet, indbygget i jordvold, 20 m forfilter, 40 m hovedfilter, zig-zag opbygning, 0,5 L/s. Nederst t.h.: Brønshøj, 20 m forfilter i bund af grøft, efterfulgt af 40 m hovedfilter, anes i baggrunden, 0,5 L/s.

Tabel 4: Oversigt over DPF-anlæg til rensning af regnafstrømning samt referencer til uddybende materiale

Anlæg	Formål	Referencer	Anlægsbeskrivelse
Ørestad (To anlæg, dels et med 6 dobbeltporøse lag, dels et med 18)	1. Afprøve om udløb overholder krav opstillet af Københavns Kommune til rensset vejvand før udledning i Ørestads kanaler (SS, Zn, Cu, Pb, Cr, P, PAH) 2. Vurdere effekt på øvrige parametre (øvrige elementer, E. coli, opløst/total, glødetab, akkumulering af SS m.v.), 3. Optimere kalk-sorbent overfor Cu, Cr, As og PAH ved coating med okker og humus	Ad 1. Basisrapport¹ Ad 1. Peer reviewed artikel² Ad 2. Til-lægsrapport 1³ Ad 3. Til-lægsrapport 2⁴ Ad 3. Peer reviewed artikel⁵	Anlæg 1: 2,5 L/s. LxBxH = 50 m x 4 m x 0,26 m. 18 højporøse lag á 4 mm, 18 lavporøse lag á 10 mm. Opbygget af specialfremstillede kalkmåtter og plastdrænmåtter. Sorbent: 1-3 mm hård bryozo-kalk (formål 1 og 2), og senere også okkerslam fra vandværk og humus-ekstrakt fra kompost (formål 3). Anlæg 2: 2,5 L/s. LxBxH = 50 m x 4 m x 0,10 m. 6 højporøse lag á 6 mm, 6 lavporøse lag af 10 mm. Opbygget af samme type materialer som anlæg 1. Sorbent: samme som anlæg 1.
Mårslet	4. Test af kassettebaseret delvis overjordisk zig-zag version af DPF til rensning af blandet tag- og vejvand før nedsivning til grundvand. Måling på 11 regnhændelser.	Ad. 4. BiV-notater ⁶ nr. 2 og nr. 7	0,5 L/s. Opbygget specialbyggede dpf-plader. LxBxH = 60 m x 0,5 m x 0,4 m 9 højporøse lag á 6 mm, 0 lavporøse lag á 10 mm. Opbygget i tre lag á 20 m, oven på jorden. De første 20 m fungerede som forfilter, de sidste 40 m som hovedfilter.
Brønshøj	5. Test af kassettebaseret version af DPF indbygget i grøft til rensning af vejvand før udledning til vandløb. Måling på 10 regnhændelser, samt doseringsforsøg.	Ad. 5. BiV-notater ⁶ nr. 2 og nr. 7 Ad. 5. Manuskript til peer reviewed artikel om metode til doseringsmetode ⁷ .	0,5 L/s. Opbygget specialbyggede dpf-plader. LxBxH = 60 m x 0,5 m x 0,4 m 9 højporøse lag á 6 mm, 0 lavporøse lag á 10 mm. Anlagt langs brink i grøft. De første 20 m fungerede som forfilter, de sidste 40 m som hovedfilter.
Allerød	Fuldskalanlæg til rensning af blandet tag- og vejvand før udledning til rentvands-paddehul med overløb til å.	Grønt Miljø ⁸ Faktablad om DPF og fosfor ¹²	3 L/s. Opbygget af Watercare-DPF bokse

1 http://www.klimatilpasning.dk/media/341041/dpf_basis_rapport.pdf

2 Jensen, M.B., K. Cederkvist, P.E. Bjerager, and P. Holm, P. 2010. Dual Porosity Filtration for treatment of storm water runoff – first proof of concept from Copenhagen pilot plant. Water Science and Technology, 64(7): 1547-1557.

- 3 <http://ign.ku.dk/forskning/landskabsarkitektur-planlaegning/landskabsteknologi/dobbeltporoes-filtrering/rapporter-artikler-dobbeltporoes-filtrering-pilotanlaeg/tillaegsrapport-1-dpf.pdf>
- 4 <http://ign.ku.dk/forskning/landskabsarkitektur-planlaegning/landskabsteknologi/dobbeltporoes-filtrering/rapporter-artikler-dobbeltporoes-filtrering-pilotanlaeg/2-basisrapport-DPF-pilotanlaeg.pdf>
- 5 Cederkvist, K., P.E. Holm, and M.B. Jensen. 2010. Full scale removal of arsenate and chromate from water using a limestone and ochreous sludge mixture as low cost sorbent material. *Water Environment Research*, 82(5):401-408.
- 6 <http://www.teknologisk.dk/ydelser/byer-i-vandbalance/innovationskonsortie/35897>
- 7 Cederkvist, K., M.B. Jensen, P.E.R. Bjerager, and P.E. Holm. Assessment of stormwater treatment facilities - synthetic road runoff application including micro-pollutants and tracer". *Environmental Monitoring and Assessment*, submitted 17.2.2016.
- 8 <http://www.grontmilio.dk/numre/2014/gm514.pdf>, side 26-29
- 9 <https://stateofgreen.com/files/download/2086>

8.11.3.1 Afprøvning i Ørestad

Der er gennemført to forsøgsrunder på de to anlæg i Ørestad (Tabel 4). I første forsøgsrunde bestod sorbentmaterialet af kalk i både 6- og 18-lags anlæggene, mens 6-lags anlægget i anden forsøgsrunde fik kalksorbenten modificeret med jern-oxider (fra okkerslam) og kompostekstrakt.

Prøver af indløbsvandet, der bestod af vejvand fra Ørestad, blev udtaget før vandet blev splittet op og sendt gennem de to anlæg, så indløbsværdierne gælder begge anlæg. Udløbsvandet blev prøvetaget separat for de to anlæg.

8.11.3.1.1 Første afprøvning: Vejvand, 25 hændelser, kalk som sorbent

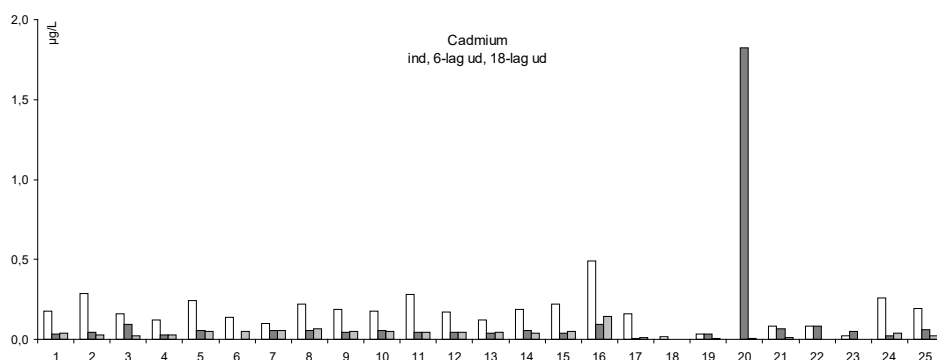
I første forsøgsrunde blev der analyseret 25 regnhændelser. Resultatet er beskrevet i Basisrapport og Tillægsrapport 1. Hovedresultat er gengivet i Tabel 5. Det ses at DPF i gennemsnit overholder alle krav fra Københavns Kommune, og at dette også gælder alle enkeltmålinger (maks.-værdier under eller på kravet) af SS, Zn, Pb og P, mens Cr og Cu i nogle enkeltmålinger overskrider kravet. Det ses endvidere, at DPF-18-lag renser bedre end DPF-6-lag.

Da der ikke er betydelige mængder cadmium i vejvand har dette tungmetal ikke været i fokus. Tillægsrapport nr. 1 indeholder analyser af yderligere elementer, herunder Cd i de 25 hændelser. Værdierne for Cd er vist i Figur 18. Hvis der ses bort fra hændelse nr. 20, der skiller sig ud ved at analyse af indløbsvandet mangler og udløbskoncentrationen fra DPF-I-lag er høj sammenlignet med øvrige målinger, så kan det konkluderes, at DPF reducerer Cd fra et lavt niveau til et endnu lavere. Indløbskoncentrationen ligger på omkring 0,3 µg/L og udløbskoncentrationen på omkring 0,1 µg/L.

Tabel 5: Resultat af afprøvning af dobbeltporøs filtrering i Ørestad. Anlægget modtager vejvand fra Ørestad. De to anlæg indeholder kalk som sorbent. Der er analyseret 25 hændelser. To udløbsprøver fra DPF-6-lag og 1 udløbsprøve fra DPF-18-lag gik tabt.

SS = suspenderet stof. De anførte koncentrationer af zink, kobber, krom, bly og fosfor er total-indhold (både opløst og partikulært bundet). Gns = koncentrationsgennemsnit af alle hændelser. Min-max = laveste og højeste koncentration blandt hændelser. Stdafv = Standardafvigelse. (n) = antal hændelser. % fjernet = gennemsnitlig udløbskoncentration i procent af gennemsnitlig indløbskoncentration. KK = Københavns Kommune.

		SS	Zink	Kobber	Krom	Bly	Fosfor
		mg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L
	Krav fra KK:	<25	<110	<12	<10	<3,2	<100
Indløb til DPF-anlæg	gns.	123	98	25	18	9	178
	min-max	23-393	28-208	9-50	8-58	1-22	66-656
	stdafv. (n)	87,1 (25)	51,9 (25)	10,7 (25)	12,4 (25)	5,2 (25)	117,8 (25)
Udløb fra DPF-6-Lag	gns.	10,5	29,5	12,2	10,9	1,0	47,4
	min-max	1,4-25,8	9,7-70,2	7,4-20,5	3,1-37,2	0,2-2,5	18,6-101,4
	stdafv. (n)	6,2 (23)	14,7 (23)	3,5 (23)	9,3 (23)	0,7 (23)	18,1 (23)
	% fjernet	91,5	70,0	50,6	40,5	88,1	73,3
Udløb fra DPF-18-Lag	gns.	1,4	12,5	9,6	10,0	0,2	39,0
	min-max	0,4-4,4	2,5-29,2	4,8-24,1	2,6-38,4	0,0-0,5	16,0-78,2
	stdafv. (n)	0,8 (24)	7,2 (24)	4,4 (24)	9,7 (24)	0,1 (24)	13,5 (24)
	% fjernet	98,9	87,3	61,1	45,7	97,7	78,0



Figur 18: Indhold af Cadmium i indløbsvand (vejvand) til DPF-anlæg i Ørestad i 25 hændelser (hvid søjle) og koncentration i udløbsvand fra DPF-18-lag (mørkegrå søjle) og DPF-6-lag (lysgrå søjle).

8.11.3.1.2 Anden afprøvning: 17 hændelser, kalk, okker og kompostekstrakt som sorbent i DPF-6-lag

I anden forsøgsrunde blev sorbenten i DPF-6-lag modificeret med okkerslam fra Sjælsø Vandværk og et kompostekstrakt, sådan at sorbenten bestod af kalk blandet med amorf jernoxider

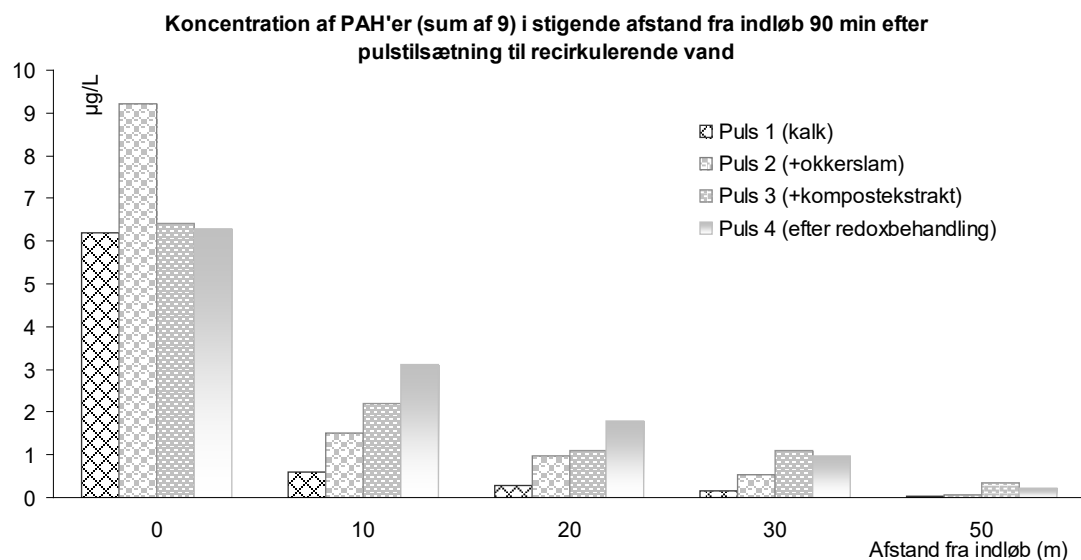
(fra okkerslam) og organiske makromolekyler (fra kompostekstrakten). Formålet var at forbedre fjernelse af Cu og Cr(VI), samt se om det havde en effekt over for As tilsat som anionen arsenat. Okkerslam og kompostekstrakt blev tilsat in situ ved recirkulering fra udløb til indløb indtil vandet var blevet klart; først tilsattes okkerslam, derefter kompost, og til sidst blev anlægene udsat for en anaerob-aerob behandling i forsøg på at lave en coating af kalken med jern-kompostekstrakt. Efter hver behandling blev effekten undersøgt ved tilsætning af en puls til indløbet. Pulsen indeholdt dels 9 PAH-forbindelser, dels kobber (Cu^{2+}), kromat (CrO_4^{2-}) og arsenat (AsO_4^{3-}). Da denne test var overstået blev begge anlæg analyseret for yderligere 17 nedbørshændelser. Resultatet er beskrevet i Tillægsrapport 2 (fodnote 4 til tabellen ovenfor).

Puls-tilsætningerne af metaller viste, at indlejring af okkerslam i væsentlig grad forbedrede DPF-6-Lags evne til at tilbageholde Cu, Cr og As, tilsat som henholdsvis Cu^{2+} , CrO_4^{2-} og AsO_4^{3-} , mens yderligere tilsætning af kompostekstrakt og aerob-anaerob behandling ikke ændrede udløbskoncentrationerne væsentligt (Tabel 6). Den største effekt sås for anionerne kromat og arsenat. Dette er baggrunden for, at kalk i blandet okkerslam har været benyttet ved efterfølgende forsøg og i fuldskalaanlægget i Allerød.

For PAH'erne sås den bedste effekt ved brug af kalk som eneste sorbent. Over 50 m var forskellen mellem kalk og kalk iblandet okkerslam dog minimal. Figur 19 viser koncentration af PAH'er i stigende afstand fra indløbet. For hver afstand er der fire målinger, svarende til de fire steps i modifikationen af kalk-sorbenten.

Tabel 6: Koncentrationer tungmetallerne Cu, Cr og As i udløb efter pulstilsætning. Ved første tilsætning indeholdt filteret kun kalk, ved anden kalk + okkerslam osv.. For Cu ses eksempelvis at før tilsætning af første puls var udløbskoncentrationen 16 µg/L og efter tilsætning af puls 18 µg/L. Hvis pulsen var sluppet upåvirket igennem og blot fortyndet op i det samlede vandvolumen ville koncentrationen have været 435 µg/L, svarende til en reduktionsfaktor på 24. Efter tilsætning af okkerslam er udløbskoncentrationen 9,6, svarende til en reduktionsfaktor på 41, osv. Fra Tillægsrapport 2.

Metal	Koncentration i udløb umiddelbart før pulstilsætning µg/L	Koncentration i udløb ved ligevægt efter pulstilsætning µg/L	Hypotetisk konc. hvis der kun foregår fortynding af puls µg/L	Reduktionsfaktor (hypo. konc. /obs. konc.)
Puls 1. Anlægget indeholder kalk				
Cu	16	18	435	24
Cr	2,3	127	170	1,3
As	3,6	31	170	5,5
Puls 2. Anlægget indeholder kalk + okkerslam				
Cu	8,0	9,6	390	41
Cr	0,6	1,5	152	101
As	1,0	2,0	152	76
Puls 3. Anlægget indeholder kalk + okkerslam + kompost-ekstrakt				
Cu	26	36	390	11
Cr	7,9	3,6	152	42
As	2,4	3,5	152	43
Puls 4. Anlægget har været underkastet redoxbehandling og har nu den færdige coating				
Cu (ICP-MS)	13	16	386	24
Cr	0	4,6	151	33
As (ICP-MS)	2,5	2,9	151	52



Figur 19. Sum af 9 PAH'er tilsat indløbet til DPF-6-anlæg og målt i stigende afstand fra indløbet før og efter modifikation af filteret. Ved tilsætning af Puls 1 bestod sorbenten af kalk, ved Puls 2 af kalk med okkerslam, ved Puls 3 af kalk med okkerslam og kompostekstrakt, og ved Puls 4 havde anlægget gennem aerob-anaerob behandling. Fra tillægsrapport 2.

Målingerne på yderligere 17 nedbør viste de samme overordnede resultater for fjernelse af suspenderet stof, zink, kobber, krom, bly og fosfor som måleserien før modifikationen af kalksorbenten (Tabel 5). Effekten af modifikationen var svær at vurdere på grund af stor variation og ofte meget lave koncentrationer af opløst metal og fosfor i indløbsvandet. Tendensen pegede i positiv retning for tilbageholdelse af zink og kobber efter modifikation. Det skal bemærkes, at effekt af iblanding af okkerslam alene, der ved pulstilsætningsforsøgene gav de bedste resultater og som har været baggrunden for i efterfølgende forsøg at benytte en blanding af kalk og okkerslam som sorbent, ikke kunne vurderes på de 17 regnhændelser, fordi modifikationen var gennemført i fuldt omfang.

8.11.3.2 Afprøvning i Mårslet og Brønshøj

I regi af innovationskonsortiet Byer i Vandbalance (www.byerivandbalance.dk) blev der gennemført målinger på 11 nedbørshændelser i anlæg i Mårslet og 10 nedbørshændelser i Brønshøj. I Brønshøj gennemførtes desuden et pulstilsætningsforsøg. Begge anlæg blev opbygget af 0,5 m brede DPF-plastplader i 10 lag med en samlet højde på knap 0,2 m, i en samlet længde på 60 m. I Mårslet var DPF-pladerne spændt ind i en kassette, mens de blev ilagt enkeltvis i Brønshøj. Begge steder fungerede de første 20 m som forfilter målrettet fjernelse af suspenderet stof og var derfor uden sorbentmateriale, mens de sidste 40 m fungerede som hovedfilter målrettet fjernelse af opløste forureninger og finpartikulært suspenderet stof derfor indeholdt sorbentmateriale. Som sorbent benyttedes begge steder kalk iblandet okkerslam. Flowhastigheden var begge steder 0,5 L/s. Anlægget i Mårslet modtog blandet tag- og vejvand fra et boligområde, mens anlægget i Brønshøj modtog vejvand fra veje i boligkvarter.

Resultatet af målinger på nedbørshændelser er vist i Tabel 7. Det skal bemærkes at PAH-målingerne for Mårslet kun er udført på fire hændelser.

Afprøvningsne af DPF i Mårslet og Brønshøj bekræfter billedet fra Ørestad med ekstrem god fjernelse af suspenderet stof, god fjernelse af bl.a. fosfor og tungmetaller, og nogen effekt over for PAH-forbindelser. Det ses, at Mårslet-anlægget generelt renser lidt bedre end Brønshøj, idet indløbsniveauerne generelt er højere samtidig med, at udløbsniveauerne generelt er lavere. Dette tilskrives en mere sikker opbygning af anlægget i Mårslet.

Tabel 7: Resultat af målinger på nedbør før og efter passage af DPF-anlæg i Mårslet og Brønshøj. Tal i parentes angiver afstand til maksimum og minimum værdier. I Mårslet er der målt ved indløb og udløb. I Brønshøj er der desuden udtaget prøver efter forfilter.

	Mårslet (11 hændelser)		Brønshøj (10 hændelser)		
	Indløb	Udløb (efter hovedfilter)	Indløb	Efter forfilter	Udløb (efter hovedfilter)
pH	7,9 (±0,4)	8,0 (±0,3)	7,3 (±0,2)	7,3 (±0,2)	7,9 (±0,2)
Suspenderede stoffer (mg/l)	41 (±40)	2,9 (±2,0)	24 (±14)	17 (±7)	8,9 (±8)
Konduktivitet (mS/m)	37 (±20)	41 (±21)	10 (±4,1)	9,1 (±5,5)	18 (±5,6)
NH ₃ +NH ₄ -N, filtreret	0,40 (±0,61)	0,12 (±0,17)	0,24 (±0,18)	0,14 (±0,09)	0,10 (±0,10)
Nitrat-N, filtreret	1,18 (±1,15)	1,50 (±0,62)	0,52 (±0,21)	0,54 (±0,00)	0,95 (±0,55)
Total-N	1,95 (±1,61)	1,90 (±0,88)	1,19 (±0,51)	0,98 (±0,01)	1,33 (±0,52)
Total-P	0,16 (±0,13)	0,04 (±0,02)	0,12 (±0,04)	0,08 (±0,05)	0,05 (±0,02)
Total-P, filtreret (mg/L)	0,04 (±0,05)	0,03 (±0,02)	0,04 (±0,03)	0,03 (±0,02)	0,01 (±0)
Chlorid, filtreret (mg/L)	20,0 (±10,1)	22,5 (±12,7)	6,4 (±8,1)	8,0 (±12,0)	7,4 (±10,5)
Aluminium(Al)(ug/L)	625 (±690)	51 (±22,5)	844 (±656)	607 (±464)	327 (±379)
Aluminium(Al),filt (ug/L)	32 (±0)	0	187 (±160)	133 (±97)	72 (±54)
Bly (Pb)(ug/L)	8,29 (±6,41)	1,48 (±0,83)	3,42 (±2,46)	1,99 (±0,97)	1,60 (±1,03)
Bly (Pb), filtreret (ug/L)	0,97 (±0,64)	0,80 (±0,28)	1,60 (±1,56)		1,3
Cadmium (Cd) (ug/L)	0,08 (±0,03)	0,07 (±0,01)	0,07 (±0,02)	0,07 (±0,01)	0,06 (±0)
Cadmium (Cd), filt (ug/L)	0,16 (±0,14)	0			
Chrom (Cr) (ug/L)	1,77 (±1,34)	0,80 (±0)	2,58 (±1,64)	1,79 (±0,65)	1,28 (±0,68)
Chrom (Cr), filtreret (ug/L)	0,97 (±0,72)	1,7 (±0)	1,00 (±0,43)	1,03 (±0,84)	0,67 (±0,21)
Kobber (Cu) (ug/L)	6,61 (±6,65)	3,65 (±2,34)	18,18 (±12,03)	10,39 (±4,15)	6,8 (±3,8)
Kobber (Cu), filtreret (ug/L)	3,07 (±1,20)	3,63 (±2,80)	8,64 (±4,46)	5,39 (±3,47)	4,04 (±2,42)
Nikkel (Ni) (ug/L)	2,54 (±1,33)	1,43 (±0,37)	5,26 (±2,69)	2,23 (±0,81)	3,30 (±4,35)
Nikkel (Ni), filtreret (ug/L)	1,72 (±0,69)	1,58 (±0,67)	3,30 (±1,56)	2,13 (±0,67)	1,60 (±0,17)
Zink (Zn) (ug/L)	541 (±330)	224 (±120)	37 (±18)	35 (±24)	17 (±9,4)
Zink (Zn), filtreret (ug/L)	342 (±353)	195 (±138)	13 (±4,3)	11 (±3,0)	8,0 (±3,1)
NVOC, ikke flygtigt org. C	4,55 (±1,54)	4,77 (±0,76)	6,88 (±2,28)	5,60 (±1,27)	5,15 (±1,87)
TOC, totalt organisk kulstof	4,55 (±1,54)	4,20 (±1,29)	6,88 (±2,28)	5,60 (±1,27)	5,15 (±1,87)
Phenanthren (ug/L)	0,04 (±0)	0	0,03 (±0,02)	0,03 (±0,02)	0,03 (±0,02)
Fluoranthren (ug/L)	0,05 (±0,05)	0	0,06 (±0,05)	0,05 (±0,03)	0,04 (±0,02)
Pyren (ug/L)	0,05 (±0,05)	0	0,06 (±0,05)	0,05 (±0,03)	0,04 (±0,03)
Benzo(b+j+k)fluoranthren (ug/L)	0,06 (±0,07)	0	0,08 (±0,08)	0,07 (±0,05)	0,06 (±0,04)
Benzo(a)pyren (ug/L)	0,04 (±0)	0	0,05 (±0,01)	0,03 (±0)	0,03 (±0,01)
Indeno(1,2,3-cd)pyren (ug/L)	0,04 (±0)	0	0,06 (±0,03)	0,02 (±0,01)	0,03 (±0)
Benzo(g,h,i)perylen (ug/L)	0,05 (±0)	0	0,05 (±0,04)	0,03 (±0,02)	0,03 (±0,02)

8.11.3.3 Pulstilsætning Brønshøj

I 2014 blev der til gennemført et forsøg med pulstilsætning af bekymrende stoffer til indløbet til DPF-anlægget i Brønshøj. Alle stoffer blev tilsat på opløst form, idet fjernelsen af suspenderet stof allerede var veldokumenteret. Forureningsstofferne blev tilsat i høje koncentrationer, men ifølge litteraturen stadig realistiske koncentrationer. Bromid blev tilsat som sporstof sammen

med forureningsstofferne for at kontrollere gennembrud af pulsen i udløbet. Resultatet af afprøvningen er vist i Tabel 8. Det ses at koncentrationen af bromid i udløbet er tæt på identisk med koncentrationen i indløbet. Øvrige stoffer ankommer alle i stærkt reduceret koncentration, hvilket dokumenterer at filteret tilbageholder stofferne. I dette forsøg er Cd tilsat. Stoffet ses, at reduceres betydeligt. Det samme gælder øvrige tungemetaller. For fosfor ses også en virkelig god fjernelse. For de tilsatte organiske forureninger ses en vis reduktion i alle tilfælde, men mest betydelig for LAS og de fleste af PAH'erne.

Tabel 8: resultat af pulstilsætning af forurening til indløb til DPF-anlæg i Brønshøj

	enhed	Indløb	Forfilter	Udløb
pH		7,8	8	7,9
Suspenderet stof	mg/L	1,5	<0,5	<0,5
Br	mg/L	2900	2800	2800
Zn – total	µg/L	180	150	22
heraf opløst		180	150	6,1
Pb – total	µg/L	18	11	3,7
heraf opløst		1,8	3,6	1,2
Cd – total	µg/L	4,3	3,4	0,29
heraf opløst		4,2	3,4	0,17
Ni – total	µg/L	16	17	7,1
heraf opløst		16	18	4,3
Cu– total	µg/L	45	30	2,3
heraf opløst		42	30	0
Cr(VI) – total	µg/L	17	16	19
heraf opløst		14	16	15
P – total	µg/L	370	320	48
heraf opløst		360	310	46
LAS	µg/L	140	120	0
Acenaphthen	µg/L	1,1	0,49	0,26
Naphthalen	µg/L	0,86	0,62	0,37
Phenanthren	µg/L	0,95	0,33	0,048
Glyphosat	µg/L	0,87	0,83	0,16
MCPA	µg/L	1,2	0,4	0,43
Mechlorprop	µg/L	0,78	0,79	0,68

8.11.3.4 Forsøg med rensning af regnafstrømning fra skrotplads

I september 2015 har Watercare gennemført forsøg med regnafstrømning fra en skrotplads i Kolding. Regnafstrømning fra en skrotplads har ikke samme forureningsprofil som røggaskondensat, men indeholder dog en del tungmetaller, og væsentligt højere koncentrationer end set i tidligere forsøg med rensning af almindelig tag- og vejvand (Ørestad, Mårslet, Brønshøj). Forsøget gennemførtes ved, at regnafstrømning blev pumpet fra en olieudskiller op i en tank, og derfra til DPF-opstillingen vist i Figur 20. Anlægget bestod af fire serieforbundne DPF-bokse med en samlet strømningslængde på 13,2 m. Øverste boks indeholdt 32 dobbeltporøse lag, hvor højden på strømningslagene var 4 mm. Boks nr. 2 og 3 havde strømningslag på 2 mm. Disse tre øverste bokse var uden sorbentmateriale. Den fjerde boks indeholdt ikke DPF-plader men en blanding af forskellige mineraler. Regnafstrømningen blev behandlet med 0,5 L/s og uden recirkulering. Resultat af analyse af ind- og udløbsvand er samlet i Tabel 9. Der blev ikke målt på Cd. Der ses en betydelig reduktion på samtlige målte parametre.



Figur 20: Foto af pilotopstilling til rensning af regnafstrømning fra skrotplads. De tre øverste bokse er DPF-bokse, mens nederste boks kun indeholder sorbent-materiale. Vandet løber i zig-zag-mønster fra øverste til nederste boks.

Tabel 9: Resultat af test af Watercare-DPF-bokse til rensning af regnafstrømning fra skrotplads. Vandet havde passeret en olieudskiller før det blev ledt gennem renseanlægget. Der er målt på totalindhold.

	Enheden	Detection Limit	Før DPF	Efter DPF
Bly	µg/L	4	31	<4
Kobber	µg/L	4	53	6
Nikkel	µg/L	2	18	5
Zink	µg/L	10	600	40
Aluminium	µg/L	5	600	230

8.11.4 Pilotforsøg med rensning af røggaskondensat

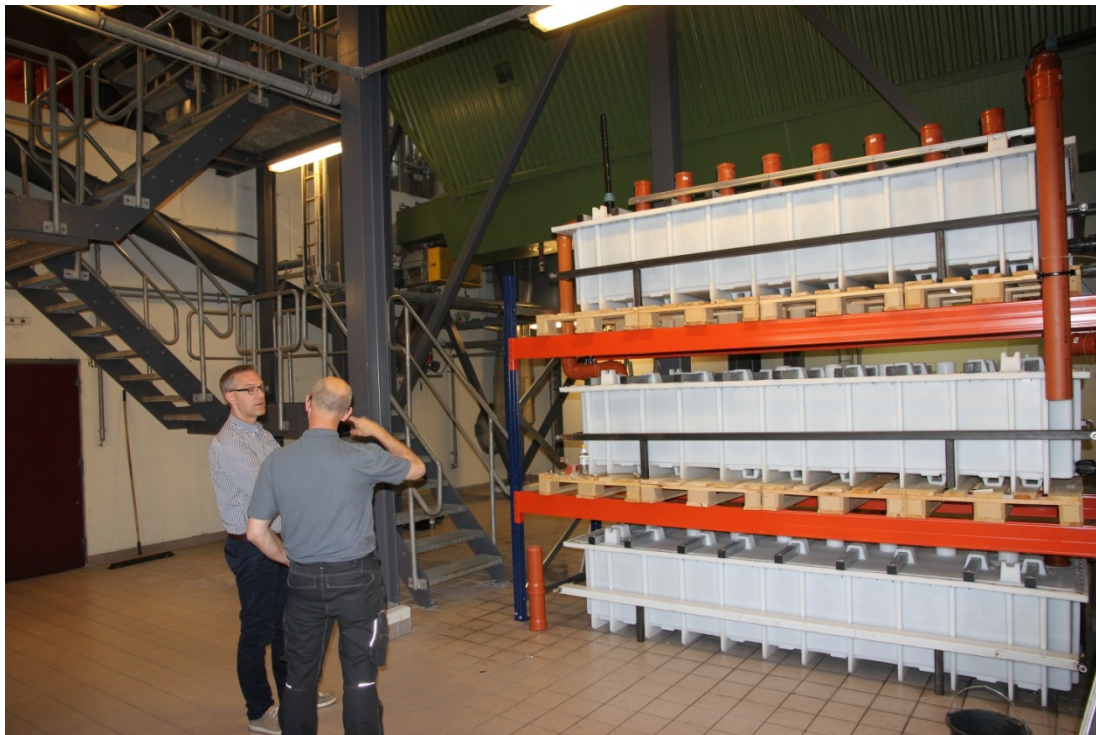
8.11.4.1 Forsøg med røggaskondensat fra Assens Fjernvarme

I maj 2015 gennemførte Watercare og Assens Fjernvarme to pilotforsøg med rensning af røggaskondensat ved brug af DPF. Assens Fjernvarme har røggrensning med elfilter før røggaskvaskertårnet, så råkondensatet fra dette værk indeholder færre partikler end råkondensat fra værker uden el-filter. Der tilsættes ingen kemikalier til råkondensatet. Det udledes normalt til offentlig kloak efter passage af bundfældningstank.

Ved forsøget blev kondensat ledt til en 4 m³ stor bundfældningstank. Herfra blev det pumpet til DPF-anlægget med 0,5 L/s. DPF-anlægget bestod af tre serieforbundne DPF-bokse med en samlet strømningslængde på 10 meter (Figur 21). De højporøse lag havde en tykkelse på 4

mm i den øverste boks og 2 mm i de to nederste bokse. Øverste boks indeholdt 32 strømningsslag, mens de to nederste bokse indeholdt 36 strømningsslag. Som sorbentmateriale benyttes vandbehandlingskalk. Der blev gennemført to forsøg:

1. I første forsøg var gennemløbshastigheden identisk med udløbshastigheden, dvs. 0,5 L/s.
2. I andet forsøg blev kondensatet recirkuleret over de tre tanke med 3 L/s, mens der løbende aftappedes 0,5 L/s, dvs. at opholdstiden var den samme som i forsøg 1, men vandet løb 6 gange hurtigere så DPF-anlægget blev passeret ca. 6 gange mod én gang i forsøg 1.



Figur 21: Foto af tre DPF-bokse med samlet boks-længde på 10 m, benyttet i pilotforsøg med rensning af røggaskondensat fra Assens Fjernvarme. Kondensat ledes efter bundfældning ind i den øverste boks via det sorte rør, der skimtes i højre side, og løber så i zig-zag-mønster gennem opstillingen til udløbet i venstre side af den nederste boks.

I Figur 22 ses en prøve af indløbsvandet før bundfældning sammenlignet med udløbsvandet fra DPF-anlæg. Der blev indsendt prøver til kemisk analyse af kondensat før bundfældning (rå-kondensat), efter bundfældning og efter DPF-behandling. Resultatet er vist i Tabel 10.

Bundfældning havde en betydelig effekt på flere parametre. For DPF ses, at udløbsvandets indhold af P, tungmetaller, COD og naphthalen generelt blev bragt yderligere ned. Der ses en enkelt afvigende måling for Ni, hvilket kan være en fejlanalyse, da anlægget næppe afgiver Ni. Sammenlignes de to DPF-behandlinger ses den klart bedste effekt af DPF med recirkulering. Her bringes BI5 og naphthalen markant længere ned, hvilket muligvis kan tilskrives udvikling af en biofilm i løbet af den samlede forsøgsperiode. Desuden ses markant lavere værdier for P, Pb og Cd.



Figur 22: Foto af røggaskondensat fra Assens Fjernvarme før og efter rensning. Flasken til venstre indeholder råkondensat mens flasken til højre indeholder rensket kondensat. Rensningen bestod af bundfældning efterfulgt af rensning i 10 m langt DPF-anlæg.

Tabel 10: Resultat af første forsøg med brug af DPF til rensning af røggaskondensat.

	Enheden	Detection Limit	Råkon-densat	Efter bund-fæld-ning	Efter DPF (uden recirkulering)	Efter DPF (med recirkulering)
Total-N	mg/L	0,05	30	23	26	25
Total-P	mg/L	0,01	5,7	5,2	2,1	0,79
Bly	µg/L	0,5	33	20	6,3	3,0
Cadmium	µg/L	0,05	15	4,9	3,2	1,3
Kviksølv	µg/L	0,05	0,36	0,58	<0,05	0,054
Nikkel	µg/L	1	8,4	2,6	8,2	2,7
BI5	mg/L	0,5	1,8	0,94	0,93	<0,5
COD, kemisk iltforbrug	mg/L	5	130	94	10	12
Naphthalen	µg/L	0,01	0,2	0,2	0,11	0,054
Acenaphthylen	µg/L	0,01	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Acenaphthen	µg/L	0,01	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Fluoren	µg/L	0,01	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Phenanthren	µg/L	0,01	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Anthracen	µg/L	0,01	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Fluoranthren	µg/L	0,01	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Pyren	µg/L	0,01	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Benzo(a)anthracen	µg/L	0,01	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Chrysen/ Triphenylen	µg/L	0,01	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Benzo(b+j+k)fluoranthren	µg/L	0,01	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Benzo(a)pyren	µg/L	0,01	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Indeno(1,2,3-cd)pyren	µg/L	0,01	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dibenzo(a,h)anthracen	µg/L	0,01	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Benzo(g,h,i)perylene	µg/L	0,01	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Sum PAH (16 EPA)	µg/L	0,01	0,2	0,2	0,11	0,054

8.11.4.2 Overvejelser omkring indbygning af DPF på værk og håndtering af restprodukt

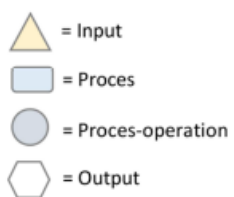
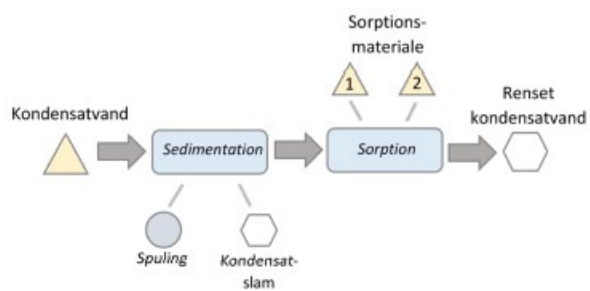
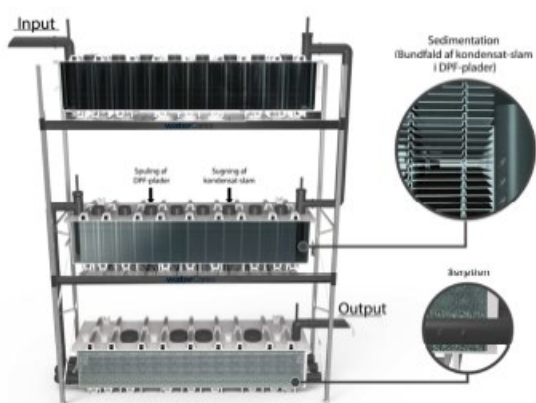
Der er i forbindelse med BAT-vurderingen lavet nogle indledende forsøg med indbygning af sorbentmateriale i DPF, ligesom der er gjort nogle overvejelser omkring design og håndtering af restprodukter.

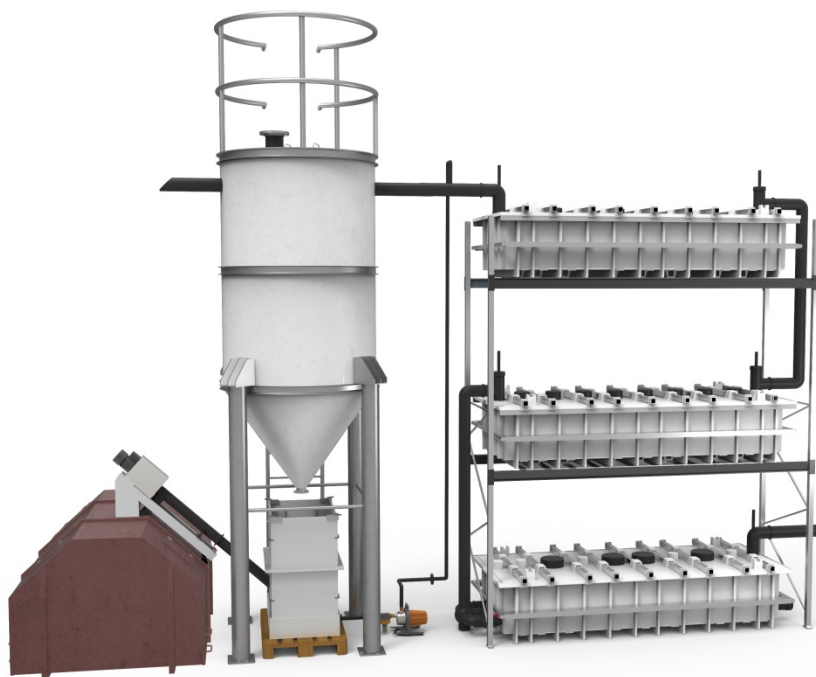
Indlejring af sorbent i DPF-bokse er en udfordring på grund af de mange lag, der skal fyldes individuelt. Det, at de enkelte lag ligger i en boks, er en klar forbedring i forhold til tidligere feltforsøg, men det er stadigvæk en møjsommelig operation. Manuelle metoder blev afprøvet med det resultat, at det kan lade sig gøre (Figur 23). Undersøgelsen gik også på om der kunne udvikles en maskine til at fordele sorbenten. Resultatet heraf peger på, at en fremtidig metode kunne være en tank, hvor sorbenten kan indlejres på en gang samt opsuges uden at skulle åbne boksen.



Figur 23: Indlejring af sorbent i stakken af dobbeltporøse lag i hver Watercare-DPF-boks ser ud til at kunne effektiviseres ved brug af en snegl.

I designet af en DPF-fuldskalaløsning til brug på varmegærker skal der indtænkes en opstrøms bundfældningstank. De store mængder kondensatslam bør nemlig ikke fjernes ved sedimentation i selve DPF'en, men i en almindelig bundfældningstank. Det skyldes, at mange af partiklerne har stor faldhastighed og dermed let kan sedimenteres. Ved at benytte en alm. bundfældningstank foran DPF'en fjernes det "grove kondensatslam", som udgør den største del, mens DPF'en tager det fine, der bærer den største del af forureningen. Indretning af bundfældningstanken som en tykner, betyder at der kontinuert kan fjernes kondensatslam fra bunden af bundfældningstanken. Dette tyknede kondensatslam kan snegles (transporteres med en snegl) til enten container eller afvandingsbigbags. Restvæsken fra container eller bigbats opsamles og pumpes ind i processen igen. Vandstrømmen, der forlader bundfældningstanken, føres til et antal DPF bokse i pallereoler, hvorved de helt fine partikler fjernes. Ved brug af sorbent fjernes også de opløste forureninger. Flere eller færre DPF bokse placeres i pallereoler afhængigt af flow og kondensatsammensætning. Se Figur 24 for illustration.





Figur 24: Øverst: Illustration af DPF-løsning til røggasrensning. Nederst: En fuldskalaløsning til kemikaliefri håndtering røggaskondensat ved brug af bundfældningstank (cylinder) og overløb til serieforbundne Watercare DPF-bokse (stak af tre bokse) kan sandsynligvis designes som vist her. Det rensede vand ledes bort efter sidste DPB-boks, mens slam fra bundfældningstank føres med snegl til container.

Afhændelse af slam efter rensning med DPF bør følge samme principper som håndtering af slam efter andre renseløsninger. Der er som udgangspunkt ikke meget forskel på slammet efter hver rensemetode, dog vil eventuelt tilsatte kemikalier være til stede i slammet. Da DPF renser uden tilsætning af kemikalier, så vil tilsætningsstofferne ikke belaste slammet. Restprodukter i form af brug sorbentmateriale vil skulle håndteres på samme måde som slammet, med mindre sorbenten kan regenereres.

8.12 Samlet vurdering af DPF som BAT til rensning af røggaskondensat

8.12.1 Resume af branchens udfordringer

Branchens udfordringer omkring håndtering af røggaskondensat vedrører først og fremmest Cd, hvor de gængse renseteknologier bundfældning, båndfiltrering og spånfiltrering har problemer med at rense tilstrækkeligt effektivt. På baggrund af ReKoBi-undersøgelsen ser det ud til at omkring 25 % af udledningsvandet indeholder mere end 3 µg/L uanset rensemetode, derudover at spånfilter i nogle tilfælde ikke renser tilstrækkeligt effektivt for det vandopløste sulfat. Datagrundlaget for forekomst af PAH'er i udløbsvandet er for spinkelt til at vurdere, om der er et problem her.

Hvad angår andre BAT-relevante parametre er det især håndteringen af kemikalier der udgør en belastning for arbejdsmiljøet på værkerne. Kemikalierne omfatter polymerer m.v. til bundfældning samt lud til regulering af pH. Derudover er forhold som pladskrav og driftsbehov væsentlige, ligesom naturligvis anskaffelsespris og omkostninger til drift og vedligehold. For disse parametre er det sparsomt med oplysninger.

8.12.2 Dobbeltporøs filtrering – status

Dobbeltporøs filtrering er udviklet til rensning af regnafstrømning. Vandet drives gennem filteret af tyngdekraften, og rensningen sker uden brug af kemikalier og er i stedet baseret på gravitationsdrevet sedimentation, sorption til naturlige mineraler og kompost (kalk, okker, kompostekstrakt), og biologisk nedbrydning i biofilm. Da anlæg til rensning af regnafstrømning typisk skal indbygges i terræn og kun skal fungere, når det regner, er DPF udviklet som et passivt anlæg, der ikke kræver opstartsprocedurer, jævnligt tilsyn eller tilsætning af hjælpestoffer. Regenerering består dels i fjernelse af tilbageholdt sediment i en frekvens der afhænger af indløbsvandet indhold af suspenderet stof, for et typisk regnopland i størrelsesordenen 1-2 gange pr. år, dels i udskiftning af sorbent-materiale, når kapaciteten er ved at være opbrugt, for et typisk regnopland i størrelsesordenen efter 15-20 år. Metoden er afprøvet i tre testanlæg opbygget med ad hoc materialer. Teknologien er derefter udviklet til kommerciel brug af Watercare, og et fuldskala er etableret og endnu et under opførelse.

8.12.3 Renseeffektivitet

Cadmium er ikke et væsentligt problem i regnafstrømning og kun i første måleserie for Ørestad-anlægget er der foretaget målinger på Cd, samt ved pulstilsætningen i Brønshøj. I Ørestad ses DPF at reducere Cd fra et lavt niveau på omkring 0,3 µg/L til et endnu lavere niveau på omkring 0,1 µg/L. Ved pulstilsætningen i Brønshøj reduceres Cd fra 4,3 µg/L i indløbet til 0,29 µg/L i udløbet. For Brønshøj skal det bemærkes, at Cd blev tilsat på opløst form.

Disse resultater tegner lovende. Derudover foreligger mange målinger på de divalente kationer Cu^{2+} , Zn^{2+} og Pb^{2+} , hvorfra der kan trækkes nogle generelle tendenser, der også må forventes at gælde for Cd, der på tilsvarende vis optræder som divalent kation i miljøet, Cd^{2+} . Fjernelsen af disse stoffer er generelt god. I den udstrækning metallerne er associeret med suspenderet stof fjernes de effektivt i sedimentationsprocessen i DPF. Fjernelsen af metallerne på opløst form afhænger af affiniteten overfor den valgte sorbent. Ud fra betydningen af bundfældning for rensning af Cd i røggaskondensat er det sandsynligt at en stor del af Cd er associeret med suspenderet stof, og at DPF derfor vil have en god virkning over for fjernelse af Cd. Denne antagelse understøttes af det gennemførte pilotforsøg med rensning af røggaskondensat fra Assens Fjernvarme, hvor Cd indholdet reduceredes fra 4,9 µg/L til 1,3 µg/L i forsøget med hurtig recirkulering. Dette tegner alt i alt et lovende billede for brug af DPF til rensning af røggaskondensat for Cd til det ønskede niveau på maks. 3 µg/L. Efter optimering af DPF-teknologien vil der sandsynligvis kunne opnås endnu lavere udløbskoncentrationer end set i pilotforsøget, og det vurderes ikke at være usandsynligt, at røggaskondensat rensset med DPF vil kunne bruges som spædevand i fjernvarmenettet.

Hvad angår sulfat findes der ingen målinger for DPF. Ved analogi med fosfat må en god rensning dog forventes. DPF fjerner generelt fosfat effektivt, både partikulært bundet fosfor, der fjernes ved sedimentation, og opløst fosfor, der fjernes ved sorption. Dette bekræftes af samtlige gennemførte måleprogrammer, inklusiv pilotforsøget ved Assens Fjernvarme.

Til trods for et mindre omfattende dokumentationsmateriale er det endvidere sandsynligt, at DPF kan kontrollere udledning af PAH'er, uanset om disse er på opløst form eller associeret med partikler (suspenderet stof). Dette er sandsynliggjort ved målinger i Mårslet og Brønshøj, samt ved tilsætning af puls til indløb i Ørestad og Brønshøj.

Alt i alt forventes DPF således at kunne bringe mængden af Cd, sulfat og PAH samt øvrig forurening til de krævede niveau, uanset niveau og variation i indløbskoncentration. Dermed er DPF sandsynligvis en mere effektiv og mere robust teknologi end de tre gængse metoder (bundfældning, bånd- og spånfiltrering).

8.12.4 Arbejdsmiljø

Da DPF ikke er baseret på tilsætning af kemikalier undgår værkerne at håndtere disse. Dette ses som en betydelig fordel, hvilket også er bekræftet af følgegruppen for ReKoBi. Det vil være en gevinst for værkerne ikke at skulle håndtere bundfældningskemikalier eller lud til regulering af pH.

8.12.5 Pladskrav

Der er ikke indhentet præcise oplysninger om pladskrav for de tre gængse teknologier, men erfaringen siger at DPF, hvis opstillet som i pilotafprøvnin-gen på Assens Fjernvarme, vil have et tilsvarende pladskrav.

8.12.6 Drift og levetid

Et DPF-anlæg kører passivt. Vandet løber af sig selv gennem DPF-boksene og renser ligegodt uanset om procesvandet indeholder lidt eller meget suspenderet stof. Eneste løbende driftsaspekt er at sikre, at vandet ankommer til indløbskammeret til første DPF-boks, hvilket typisk vil kræve en pumpe, i stil med opstillingen vist for Assens Fjernvarme (Figur 18). Det løbende tilsyn omfatter derudover at sikre passende tømning af tilbageholdt sediment.

Mængden af sediment vil være identisk med mængden fra de tre gængse teknologier, dog fratrukket polymer-volumenet, idet der ikke skal tilsættes polymer eller andre bundfældningsfremmende stoffer ved brug af DPF. Sediment fjernes ved slamsugning. Det skal bemærkes, at det er sandsynligt, at der kan udvikles en passiv tømningss metode, hvor sediment af sig selv driver ud af DPF-boksene. Sediment vil skulle håndteres på samme måde som sediment fra bundfældning, bånd- og spånfiltrering.

Udskiftning af sorbentmateriale vil afhænge af mængden af opløste forureninger i røggaskondensatet og kan først vurderes, når erfaringstal er indhentet. Et bud kunne være udskiftning af sorbent materiale efter 5-10 år. DPF-boksene vil kunne genbruges efter udskiftning af sorbent.

Levetid af DPF-boksene forventes at være ekstrem lang. Da systemet er opbygget af PE-materiale er det faktisk kun solens UV-stråler, der med tiden kan gøre plastmaterialet skørt. Her skal det bemærkes, at den plast Water-care anvender, har en garanteret UV-bestandighed på 50 år, dvs. selv ved fuld solesponering kan boksene holde i mindst 50 år. Ved opstilling uden direkte sol-indfald ved levetiden optimeres. Det skal bemærkes, at vandet løber passivt gennem filteret, og at der ikke indgår sliddele, hverken i form af

pumper (bortset fra evt. pumpe, der løfter kondensatet til indløbskammer i DPF-boks nr. 1) motorer, ventiler eller membraner, og at den slags derfor ikke skal skiftes.

Dermed forventes DPF at have driftsomkostninger, der ligger på et lavere niveau end de tre gængse metoder.

8.12.7 Anlægsøkonomi

Der er grundet DPF-teknologiens korte tid på markedet få erfaringstal hvad angår økonomi.

Prisen på de solgte anlæg til overfladevand er ikke prismæssigt sammenlignelige med kommende anlæg til kondensatrensning.

For de tre gængse teknologier er der ikke indsamlet data til at opstille en værkstørrelsesafhængig anlægspris. Erfaringsmæssigt er båndfiltre dyrest at opstille, mens bundfældningstanke og spånfiltre er billigere.

Det forventes, at anlægsprisen på DPF og båndfiltre ligger i samme størrelsesorden på samme værk.

Anlægsprisen er én af de økonomiske faktorer, driftsomkostninger (timer, energi, kemikalier, sliddele osv.), holdbarhed, bortskaffelse osv. er andre faktorer i den økonomiske kalkyle. Det forventes, at den samlede levetidsøkonomi for et DPF-anlæg ligger under niveauet for båndfiltre. Levetidsøkonomien omfatter etablering, tilsætningsstoffer, drift, vedligeholdelse og bortskaffelse. På parametrene tilsætningsstoffer, drift og vedligeholdelse forventes udgiftsniveauet for DPF at ligge betydeligt under udgiftsniveauet for båndfiltre.

8.12.8 Konklusion

DPF-teknologien vurderes at rumme potentiale for at forbedre gængs praksis for håndtering af røggaskondensat på flisfyrede varmekrøgere med fjernelse af Cd, sulfat og PAH'er, samt øvrige forureningskomponenter til overholdelse af myndighedskrav for udledning til offentlig kloak. Udover bedre rensning rummer DPF den fordel at der ikke skal anvendes kemikalier. Hvad angår pladskrav, drift og økonomi forventes DPF at ligge på samme eller bedre niveau. DPF-teknologien er i handlen og afprøvet i fuld skala, og dermed tilgængelig for branchen.

8.13 Referencer

VEJ nr. 9810 af 31. maj 2006. Vejledning om tilslutning af industrispildevand til offentlige spildevandsanlæg, Nr. 2, 2006.

EU. 2007. BREF: Integrated Pollution Prevention and Control, Reference Document on Best Available Techniques for Large Combustion Plants, July 2007.

Wieck-Hansen, K. 2015. Rensning af røggaskondensat på biomasse-anlæg – et overblik over metoderne. Dansk Fjernvarme, Nr. 11, s. 42-45.

Allerød Kommune, 2013. Rapport: Paradigmer for nedsivning af regnvand. <http://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:xjzGTUjWLU0J:www.alleroed.dk/-/media/ESDH/committees/Aller%25C3%25B8d%2520Byr%25C3%25A5d%25202010-2013/680/1276394E7.ashx+&cd=3&hl=da&ct=clnk&gl=dk>

Cederkvist, K., Holm, P.E. & Jensen, M.B. (2010). Full scale removal of arsenate and chromate from water using a limestone and ochreous sludge mixture as low cost sorbent material. Water Environment Research, 82(5):401-408.

Cederkvist, K., Jensen, M.B., Bjerager, P. E.R. & Holm, P.E. (2015). Byer i Vandbalance - Notat VII: Rensning af regnafstrømning med dobbeltporøs filtrering. Tilgængelig [<http://www.teknologisk.dk/ydelser/byer-i-vandbalance/innovationskonsortie/35897>]

Cederkvist, K., Jensen, M.B. Bjerager, P.E.R. & Holm, P.E. (2016). Assessment of stormwater treatment facilities - synthetic road runoff application including micro-pollutants and tracer". Environmental Monitoring and Assessment, submitted 17.2.2016.

Jensen, M.B. (2009) Basisrapport: Dobbeltporøs Filtrering. Pilotafprøvning - Rensning af vejvand i Ørestad
Hændelse 1-25, januar – juli 2007. Tilgængelig [http://www.klimatilpasning.dk/media/341041/dpf_basis_rapport.pdf]

Jensen, M.B. (2009). Tillæg 1 til Basisrapport Dobbeltporøs Filtrering – Yderligere resultater fra 2007
Pilotafprøvning - Rensning af vejvand i Ørestad. Hændelse 1-25, januar – juli 2007, ekstra analyser. Tilgængelig [<http://ign.ku.dk/forskning/landskabsarkitektur-planlaegning/landskabs-teknologi/dobbeltporoes-filtrering/rapporter-artikler-dobbeltporoes-filtrering-pilotanlaeg/tillaegs-rapport-1-dpf.pdf>]

Jensen, M.B. (2009). Tillæg 2 til basisrapport: Dobbeltporøs Filtrering – effekt af okker- og humuscoatning på fjernelse af Zn, Cu, Cr, Pb og P. Pulstilsætninger + hændelser. Vurdering af first flush. Vurdering af patogenfjernelse Pilotafprøvning - Rensning af vejvand i Ørestad. Forsøgsperiode: efterår 2007 til januar 2009. Tilgængelig [<http://ign.ku.dk/forskning/landskabsarkitektur-planlaegning/landskabs-teknologi/dobbeltporoes-filtrering/rapporter-artikler-dobbeltporoes-filtrering-pilotanlaeg/2-basisrapport-DPF-pilotanlaeg.pdf>]

Jensen, M.B., Cederkvist, K., Bjerager, P.E.R. og Holm, P.E. (2010). Dual Porosity Filtration for treatment of storm water runoff – first proof of concept from Copenhagen pilot plant. Water Science and Technology, 64(7): 1547-1557.

MFM (2015a). Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand. Bek. Nr. 1070 af 09/09/2015 Miljø og Fødevarer Ministeriet, København.

MFM (2015b). Bekendtgørelse om krav til udledning af forurenende stoffer til vandløb, søer eller havet. Bek. Nr. 1725 af 22/12/2015. Miljø og Fødevarer Ministeriet, København

MST (2014). Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenede jord og kvalitetskriterier for drikkevand, Miljøstyrelsen, København.

Monberg, R. J., Jensen, M. B., Sørensen, O.D. og Ravn, H.P. (2014). Klimatilpasning kan berige naturen. Grønt Miljø nr 5, 2014. Side 26-29. Tilgængelig [<http://www.grontmiljo.dk/numre/2014/gm514.pdf>, side 26-29]

<https://stateofgreen.com/en/profiles/kollision/solutions/dual-porosity-filtration-the-movie>

Rensning af kondensat af biomassefyring (ReKoBi)

Rensning af kondensat fra biomasse-værker er et problematisk og ret ubeskrevet emne. Blandingen af kondenseret vand fra den fugtige røggas og mikroskopiske partikler af uforbrændt flis og aske medfører en mere eller mindre sort væske, råkondensat. Alle er nødt til at have en renseløsning. Som respons på, at mange værker investerer mange timer og penge i en renseløsning, der i flere tilfælde ligger lige omkring grænseværdien for udledning til offentligt renseanlæg, er det ønsket i dette projekt at demonstrere en løsning, der mindsker driftintensiteten, fjerner kemikalieforbruget og holder god afstand til spildevandskravene. Løsningen hedder DPF, Dobbeltporøs Filtrering. Projektets kerne er to testanlæg af DPF-renseløsningen hhv. på Skanderborg og Assens fjernvarme. Anlæggene er designet, opstillet, tilpasset og drevet med henblik på at opnå erfaring med designet og demonstrere metodens renseeffektivitet. Under testforsøgene blev der indhentet erfaringer med de forhold, der findes på et varmeværk. Som tilpasning under forsøget blev der udført mange justeringer og bl.a. tilføjet et returskyllesystem på første DPF-boks, samt et sandfilter efter DPF-boksene. Sandfiltrene forventes dog at være unødvendigt i det endelige design. Ved analyse af prøver fra rensetrinene på de to værker fremgår det dels, at DPF-rensningsen er en effektiv løsning til rensning af kondensat, dels at der skal etableres et returskyllesystem på alle DPF-bokse for at udnytte teknologiens potentiale. Forsøgsanlæggenes renseeffektivitet blev analyseret ved udtag af prøver efter forskellige trin i processen. Generelt kunne DPF-anlæggene overholde grænseværdien til udledning til offentlig kloak, men ikke overholde kravene til nedsivning og udløb som overfladevand.



Miljøstyrelsen
Tolderundsvej 5
5000 Odense C

www.mst.dk