



Miljø- og  
Fødevareministeriet  
Miljøstyrelsen

# Båndfilterteknologiens potentiale for at fjerne mikroplast i kombination med organisk stof i renseanlæggs primærdel

Miljøprojekt nr. 2016

Maj 2018

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion:

Hanne Løkkegaard, Teknologisk Institut

Peder Maribo, Aarhus Universitet

Sebastian B. Antonsen, Teknologisk Institut

Morten Køcks, Teknologisk Institut

Simon Frølich, Teknologisk Institut

Per Henrik Nielsen, VandCenter Syd

Nerea Uri, VandCenter Syd

ISBN: 978-87-93710-29-0

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

Må citeres med kildeangivelse.

# Indhold

<b>1.</b>	<b>Forord</b>	<b>5</b>
<b>2.</b>	<b>Sammenfatning og Konklusion</b>	<b>6</b>
<b>3.</b>	<b>Introduktion</b>	<b>8</b>
<b>4.</b>	<b>Analyseteknikker til identifikation af mikroplast</b>	<b>10</b>
4.1	Introduktion	10
4.2	Prøvetagning, oprensning og usikkerheder	11
4.3	Fordele og ulemper ved spektroskopiske metoder	13
4.4	Analyse af mikroplast med hyperspektralt mikroskopi	13
4.5	Analyse af mikroplast med Ramanspektroskopi	15
<b>5.</b>	<b>Teoretiske og principielle aspekter af biosorption og filtrering til fjernelse af organiske stof og mikroplast fra råspildevand</b>	<b>17</b>
5.1	Partikler og organisk stof i spildevand	17
5.2	Båndfiltrering	18
5.3	Biosorption	20
5.3.1	Slammets ionstyrke	21
5.3.2	Blandingens pH	21
5.3.3	Slamkoncentrationen	21
5.3.4	Slamflokkenes størrelse og struktur	21
5.3.5	Kontaktid til biosorption	21
5.3.6	Iltkoncentration	21
5.3.7	COD-koncentrationen i indløbsvandet	22
<b>6.</b>	<b>Indledende laboratorieforsøg til test af COD-fjernelse</b>	<b>23</b>
6.1	Indledende undersøgelser af betydende faktorer for biosorptionen	23
6.1.1	Beluftning	24
6.1.2	Kontaktid til biosorption	24
6.1.3	Slamkoncentrationen (VCS)	24
6.1.4	Polymerdosering	25
6.1.5	Koagulantdosering	25
6.1.6	Filtereffekt af båndfilter	25
6.2	Konklusion og anbefalinger	25
6.3	Indledende laboratorieforsøg til fastlæggelse af slamkoncentration og opholdstid	26
6.4	Yderligere laboratorieforsøg (screeningsforsøg) til fastlæggelse af parametre for pilotforsøgene	28
6.4.1	Konklusion på laboratorieforsøg	31
<b>7.</b>	<b>Indledende laboratorieforsøg til undersøgelse af fjernelse af mikroplast ved filtrering</b>	<b>33</b>

<b>8.</b>	<b>Pilotforsøg på VCS Nordøst Renseanlæg</b>	<b>36</b>
8.1	Pilotanlægget	36
8.2	Fremgangsmåde for undersøgelser af potentialer for COD-fjernelse ved båndfiltrering	38
8.2.1	Første forsøgsrunde (3.- 4. november 2016)	38
8.2.2	Anden forsøgsrunde (14.-15. november 2016)	39
8.3	Forsøgsresultater for COD-fjernelse ved båndfiltrering	39
8.4	Filterkagens karakter og båndfilterets hydrauliske kapacitet	41
8.5	Forsøgsresultater for fjernelse af fluorescerende mikroplast over pilotanlægget	44
8.6	Delkonklusion, pilotforsøg VCS Nordøst Renseanlæg	45
<b>9.</b>	<b>Pilotforsøg på Svendborg Renseanlæg</b>	<b>47</b>
9.1	Pilotforsøg med COD-høst i Svendborg	47
9.2	Fjernelse af mikroplast	49
9.3	Delkonklusion på forsøg i Svendborg	50
9.4	Sammenligning af forsøg på Nordøst og Svendborg Renseanlæg	50
<b>10.</b>	<b>Analyse af mikroplast på Ejby Mølle og Svendborg Renseanlæg</b>	<b>52</b>
10.1	Introduktion	52
10.2	Analyseprogram	52
10.3	Detektion med Ramanspektroskopi	53
10.4	Resultater og usikkerheder	55
10.5	Konklusion	57
<b>11.</b>	<b>Vurdering af betydning af forøget kulstofhøst på renseanlæggets funktion i øvrigt - Case: Ejby Mølle renseanlæg</b>	<b>58</b>
11.1	Ejby Mølle Renseanlæg - anlægsbeskrivelse og spildevandsbelastning	58
11.2	Kvælstoffjernelsesprocesser og betydningen af organisk stof i spildevandet	60
11.3	Beskrivelse af model til processimulering af Ejby Mølle Renseanlæg	61
11.4	Resultater af modelsimulering: effekt af kulstofhøst på kvælstoffjernelsen	62
11.5	Andre effekter af øget primær COD-fjernelse	64
11.6	Perspektivering i forhold til fremtidens renseanlæg	66
11.6.1	Måltrettet dosering af let omsætteligt COD	67
11.6.2	Perspektiv i relation til morgendagens renseteknologier	67
<b>12.</b>	<b>Økonomivurdering af båndfilterløsningen</b>	<b>68</b>
12.1	Omkostninger i forbindelse med båndfilterløsningen	68
12.2	Båndfilterteknologien i forhold til mikroplast	69
12.3	Samlet økonomisk vurdering	70
<b>13.</b>	<b>Litteratur</b>	<b>71</b>
	<b>Bilag 1. BioWin-model af Ejby Mølle Renseanlæg</b>	<b>74</b>

# 1. Forord

Dette er afslutningsrapporten for projektet "Båndfilterteknologiens potentiale for at fjerne mikroplast i kombination med organisk stof i renseanlægs primærudel" under Miljøstyrelsens tilskudsordning MUDP 2015. Projektet løber i perioden januar 2016 til december 2017 og har haft det overordnede formål at udvikle teknologi og metoder til tilbageholdelse af 99 % af al mikroplast på renseanlæg, svarende til en reduktion af udledningen med en faktor 10 i forhold til eksisterende løsninger. Metoden baseres på fjernelse af organisk stof og mikroplast fra renseanlæggets primærudel vha. en nyudviklet båndfilterteknologi. Med den nye teknologi øges anlæggets potentiale for biogasproduktion, hvilket indebærer, at den forbedrede renseeffekt over for mikroplast er særdeles kosteffektiv.

Projektets deltagere er AL-2 Teknik A/S, VandCenter Syd, Vand og Affald, Dankalk K/S, Ingeniørhøjskolen Aarhus Universitet og Teknologisk Institut. Denne rapport giver et overblik over det arbejde, der er udført i første periode af projektet.

Projektets styregruppe består af:

- Jan Hansen, AL-2 Teknik A/S
- Per Henrik Nielsen, VandCenter Syd (Ejby Mølle Renseanlæg og Nordøst Renseanlæg)
- Andreas Bassett, Svendborg Vand og Affald (Svendborg Renseanlæg)
- Orla U. Jensen, Dankalk K/S
- Peder Maribo, Ingeniørhøjskolen Aarhus Universitet
- Hanne Løkkegaard, Teknologisk Institut.

Øvrige aktive projektdeltagere:

- Arne Michelsen, VandCenter Syd
- Nerea Uri, VandCenter Syd
- Ole Madsen, Svendborg Vand og Affald
- Sebastian B. Antonsen, Teknologisk Institut
- Morten Køcks, Teknologisk Institut
- Simon Frølich, Teknologisk Institut
- Jeanette Schjøth-Eskesen, Teknologisk Institut
- Michelle Rebsdorf, Teknologisk Institut
- Kristian Nørrisgård Poulsen, bachelorstuderende, Ingeniørhøjskolen Aarhus Universitet
- Pernille Tranberg Esbech, bachelorstuderende Ingeniørhøjskolen Aarhus Universitet.

Aarhus, januar 2018

## 2. Sammenfatning og konklusion

Der er i projektet gennemført omfattende laboratorie- og pilotforsøg for at undersøge båndfilterets potentiale til at fjerne organisk stof i renseanlæggets primærdel som en erstatning for renseanlæggets primære bundfældningstanke. Projektets mål har været 80 % reduktion af organisk stof (COD). Tidligere undersøgelser af båndfiltre viser fjernelsesgrader på op til 60-65 % på COD (Envidan, 2016). Derfor har fokus i projektet været på nye metoder som eksempelvis biosorption med overskudsslam til at opnå et højt potentiale for kulstofhøst over båndfilteret. Samtidig var der en forventning om, at en kombination af biosorption og polymerdosering ville kunne øge fjernelsen af mikroplast over båndfilteret. Der er foretaget både laboratorie- og pilotforsøg for at kortlægge faktorer, som kan have indflydelse på fjernelsen af organisk stof over båndfilteret. Pilotforsøg er foretaget på Nord Øst Renseanlæg i Odense og på Svendborg Renseanlæg.

Det blev fundet, at den væsentligste parameter til at opnå høj fjernelse af organisk stof over båndfilteret er tilsætning af polymer til spildevandet. Der ses meget lille effekt af tilsætning af koagulant (eksempelvis jern). Der har været fokus på at afprøve forskellige kombinationer af biosorption for at opnå en forbedret fjernelse af opløst COD og mikroplast, som ikke kan fanges med polymerer. Det har vist sig, at hvis biosorptionen skal have en effekt, skal der benyttes slammængder på over 1 g SS/l, og på et fuldskalarenselanlæg er der ikke så meget slam til rådighed, hvis tørvejrsløvet skal kunne podes med slam. Der er på de testede anlæg ca. 0,2 g SS/l til rådighed i form af overskudsslam, og ved denne slamkoncentration har biosorptionen meget lille effekt. Samtidig medfører slamtilsætning et øget polymerbehov, da polymerdoseringen er afhængig af koncentrationen af det suspenderede stof. Endelig medfører biosorptionen en øget belastning af båndfilteret og nedsætter dermed filterets hydrauliske kapacitet. På baggrund af pilotforsøg i Odense er det konkluderet, at det ikke er hensigtsmæssigt, at arbejde videre med biosorptionen.

Det er gennem pilotforsøg fundet, at det er muligt at opnå 80 % fjernelse af organisk stof og over 99 % fjernelse af mikroplast blot med tilsætning af polymer og efterfølgende filtrering over båndfilter.

Polymerforbruget for forsøgene er relativt højt, og det kan ikke udelukkes, at forsøgene har været gennemført med et så højt polymerforbrug, at effekten af de øvrige faktorer er blevet overskygget heraf. Det kan derfor anbefales fremadrettet at foretage yderligere undersøgelser med henblik på at reducere polymerforbruget, evt. suppleret med tilsætning af en koagulant.

Anvendelse af båndfilterteknologien, dvs. en kombination af polymertilsætning og filtrering, som primær rensning af det indkomne spildevand, har vist meget store potentialer til fjernelse af mikroplast. Der er gennemført forsøg med tilsætning af fluorescerende mikroplastpartikler med en diameter på ca. 100 µm, og der er fundet fjernelsesgrader i pilotskala på over 99 %. Desuden er der foretaget en enkelt specifik analyse af mikroplast på Svendborg Renseanlæg, som understøtter denne høje fjernelsesgrad.

Der er gennem projektet blevet udviklet på en valid metode til analyse af mikroplast i spildevand. Metodeudviklingen har vist sig mere kompleks end først antaget. Fokus har, udover optimal oprensning og densitetsseparation, primært været på at udvikle en automatiseret metode til identifikation af mikroplast. Det har medført et omfattende arbejde med at udpege et

velegnet spektroskopiudstyr, som kan kortlægge relativt store overflader for identifikation af mikroplast. Efter grundig evaluering af forskellige teknikker blev det besluttet at anskaffe et nyt Ramanspektrometer (Renishaw InVia Qontor), som blev indkøbt og installeret i maj 2017. I forlængelse heraf er det lykkedes at udvikle en algoritme, som stort set automatisk kan identificere samtlige partikler på en given overflade/filter (adskillige cm<sup>2</sup>) og efterfølgende analysere partiklerne individuelt spektroskopisk. Resultatet er foruden partikelantal information om partiklernes størrelse og kemiske sammensætning.

Der er foretaget analyse af mikroplast i ind- og udløb fra Ejby Mølle Renseanlæg og Svendborg Renseanlæg. Analyserne er foretaget som stikprøver, og der er kun foretaget enkelte analyser. Tallene må derfor tages med forbehold, også set i lyset af at der stadig resterer mange udfordringer, ligesom en række optimeringsmuligheder skal afprøves, før en valid analysemetode er færdigudviklet. Gennemførte analyser indikerer en fjernelse af mikroplast på over 99 % i renseanlægget, når ind- og udløb sammenlignes. Desuden ses fornuftig overensstemmelse mellem kvantitative resultater fra nærværende projekt og resultater fra andre forskningsgrupper med andre eller tilsvarende analysetilgange, hvilket giver god tiltro til det udviklede målekoncept. Det skal bemærkes, at analyserne er foretaget for de mest udbredte plasttyper, men at der fx ikke er inddraget mikroplast i form af mikrogummi, som analyseteknik er særdeles udfordrende at identificere.

Fjernelsen af mikroplast er målt til at være stor, både i et traditionelt renseanlæg og over båndfilteret. Det er vanskeligt at argumentere for at implementere båndfilter kun til fjernelse af mikroplast, da resultaterne indikerer, at de traditionelle renseanlæg allerede fjerner hovedparten af mikroplasten uden en indledende båndfiltrering.

Endelig er der i projektet foretaget beregninger på, hvilken indflydelse det har på renseanlæggets denitrifikation, hvis 80 % af det organiske stof fjernes i indløbet. Computerbaserede modelberegninger i BioWin er gennemført på Ejby Mølle Renseanlæg i Odense. Beregningerne viser, at det med den nuværende anlægsudformning og -styring på Ejby Mølle Renseanlæg er vanskeligt at opnå tilstrækkelig fjernelse af kvælstof, såfremt 80 % af det organiske stof høstes i renseanlæggets indløb.

Den nyudviklede båndfilterteknologi er derfor ikke umiddelbart en løsning, der opnår sit fulde potentiale med de nuværende renseprocesser. Men spildevandsbranchen har en stor forventning om, at det i fremtiden kan blive muligt at opnå nitritshunt/deammonifikation i renseanlæggets hovedstrøm, og dette vil kun være muligt, hvis det organiske stof kan fjernes i indløbet til renseanlægget.

Der er i projektet foretaget overordnede vurderinger af driftsomkostningerne ved etablering af en båndfilterløsning med polymerdosering med udgangspunkt i Ejby Mølle Renseanlæg. Omkostningerne til dosering af polymer er på baggrund af pilotforsøgene relativt høje og kan sandsynligvis optimeres. For Ejby Mølle Renseanlæg kan de mulige besparelser og indtægter fra en øget kulstofhøst potentielt opveje udgiften til polymer. Meget afhænger dog af antagelser og afgrænsninger i den økonomiske vurdering. På baggrund af projektet kan det konkluderes, at båndfilterløsningen har store potentialer i forbindelse med fremtidens energieffektive renseanlæg, idet det forventes, at netop fjernelse af organisk stof er en forudsætning for, at nye kvælstoffjernende teknologier kan vinde frem.

# 3. Introduktion

Der er gennemført en række mere eller mindre teoretiske udredninger af, hvad der sker med mikroplast i renseanlæg, som giver anledning til opmærksomhed om problemet. Disse udredninger peger på, at spildevand indeholder store mængder mikroplast, som vurderes at udgøre en miljømæssig belastning/risiko.

Eksisterende dansk viden om mikroplast i spildevand er primært forankret i Miljøstyrelsens tre rapporter:

- Microplastics - Occurrence, effects and sources of releases to the environment in Denmark, 2015 (Lassen et al., 2015)
- Microplastic in Danish wastewater - Sources, occurrences and fate, 2017 (Vollertsen & Hansen, 2017)
- Partnerskab om mikroplast i spildevand, 2017 (Løkkegaard et al., 2017).

Undersøgelsen, som COWI foretog for Miljøstyrelsen i november 2015, viste, at afslidning af bildæk, maling, fodtøj, tekstiler og vejstriber er de vigtigste kilder til forureningen med mikroplast i vandmiljøet (Lassen et al., 2015). Undersøgelsen bygger på teoretiske vurderinger kombineret med målinger af mikroplast foretaget på forskelligt grundlag.

Undersøgelsen, som Krüger A/S og Aalborg Universitet gennemførte for Miljøstyrelsen, evaluerede danske renseanlægs rolle i udledningen af mikroplast til miljøet både i henhold til udledningsmængder og plasttyper (Vollertsen & Hansen, 2017). Analyse af spildevandsprøver udtaget i forbindelse med undersøgelsen viste, at udledningen af mikroplast fra danske renseanlæg til vandmiljøet er lav i forhold til de mængder, som ledes til renseanlæggene.

Undersøgelsen, som Teknologisk Institut har foretaget for Miljøstyrelsen vedr. partnerskab om mikroplast i spildevand (Løkkegaard et al., 2017) konkluderer, at der de seneste 2-3 år er udført intensivt arbejde med at identificere, analysere og kortlægge forekomsten af og kilder til mikroplast i spildevand både nationalt og internationalt, men at der stadig mangler en mere systematisk tilgang til emnet. Forskning på området peger på en række svagheder og udfordringer ved de analysemetoder, der anvendes til måling af mikroplast, som fx vanskelig identifikation og tolkning af de små partikler ved mikroskopering samt ved oprensning, fragmentering og eventuelt nedbrydning af mikroplast. Eksisterende data viser store forskelle i forekomsten af mikroplast i udløbet fra renseanlæg, og der er stor forskel på, hvilken størrelsesfraktion der er analyseret for (ofte fokus på større partikler). Desuden findes begrænset data på typen af plast.

Membranbioreaktorer (MBR-anlæg) udgør en oplagt mulighed for at nedbringe udledningen af mikroplast fra de danske renseanlæg. Dog er der knyttet væsentlige energi- og investeringsomkostninger til en sådan løsning. En alternativ metode kan derfor være i samme enhedsoperation at udtage store mængder af organisk stof i renseanlæggenes primærdel til bioforgasning og samtidig fjerne mikroplast fra spildevandet. AL-2 Tekniks båndfilterløsning har stort potentiale til at opnå høj separation af små partikler og organisk stof, og denne teknologi ønskes udviklet til også at fjerne mikroplast.

Formålet med projektet er at undersøge potentialet for at opsamle mikroplast i slammet fra renseanlæg. Desuden er det målet at kombinere tilbageholdelsen af mikroplast med muligheden for at fjerne de partikulære og kolloide organiske stoffer fra renseanlæggets primærtrin, således at dette organiske stof kan benyttes direkte på renseanlæggenes biogasanlæg og



dermed udnyttes som en energimæssig ressource, samtidig med at der spares energi til beluftning i anlæggets procestanke.

Projektets fokus er at udvikle optimale flokkuleringsforhold på båndfilteret til fjernelse af både mikroplast og organisk stof. Tidligere erfaringer med båndfilterløsninger har vist potentialer til at fjerne ca. 60 % organisk stof. I nærværende projekt er målet højt med 80 % fjernelse af organisk stof med henblik på at opnå et endnu bedre energiregnskab for renseanlæggene. De høje ambitioner i forhold til fjernelse af COD har også medført, at der har været stort fokus på at optimere COD-fjernelsen i laboratoriet, bl.a. ved brug af biosorption.

# 4. Analyseteknikker til identifikation af mikroplast

## 4.1 Introduktion

I dette afsnit gives et overblik over de forhold, man skal være opmærksom på, og de muligheder, der findes i forbindelse med analyse af mikroplast. Disse forhold spænder fra prøvetagning over oprensning og densitetsseparation til selve identifikationen. Herudover beskrives nogle af de indledende overvejelser vedr. analyse og de muligheder, der er blevet undersøgt i projektet.

Da der ikke findes standardiserede metoder til bestemmelse af mikroplast, har forskellige forskningsgrupper i tidligere udførte studier benyttet en lang række forskellige analysemetoder. Resultatet af de udførte analyser afhænger af den specifikke detektionsmetode, af prøveforberedelsen og af grundigheden hos de personer, som udfører analysen, hvorfor det er særdeles vanskeligt at sammenligne især de kvantitative resultater af de anvendte metoder.

Eksisterende og internationale metoder til analyse af mikroplast bygger primært på enten lysmikroskopisk eller spektroskopisk detektion. Ofte er disse også koblet sammen med oprensning og densitetsseparation for at have en tilpas ren matrix forud for detektion.

Det er i en lang række studier konkluderet, at lysmikroskopisk detektion er behæftet med store fejlkilder og i sig selv er utilstrækkelig, da plastpartiklerne ikke kan identificeres entydigt, (Løkkegaard et al., 2017). Det er i særdeleshed meget vanskeligt at adskille plast fra øvrige partikler, når partikelstørrelsen er mindre end ca. 100  $\mu\text{m}$  (Løkkegaard et al., 2017). Samtidig er det ved lysmikroskopi ikke muligt at identificere den specifikke plasttype, hvilket kan have betydning for adsorptionen af miljøgifte. Derfor har projektets mål været at videreudvikle på en eksisterende metode, som er baseret på oprensning og spektroskopi.

For at kunne undersøge udtagne prøver for indhold af mikroplast er oprensningen helt afgørende, da spildevands- og slamprøver består af en kompliceret matrice af organisk materiale, såsom cellulose, bakterier og insekterskoskeletter. Udføres oprensningen ukorrekt eller slet ikke, kan matricen i høj grad forstyrre den efterfølgende spektroskopiske analyse med fx Raman- eller IR-spektroskopi, hvor bl.a. organisk materiale kan blokere for detektionen af de små mikroplastpartikler. Eksempelvis vil Raman give anledning til fluorescens (baggrundsstøj), som forstyrrer signalet fra de partikler, der skal identificeres.

Der tages i projektet udgangspunkt i analysemetoder til måling af mikroplast udviklet under projekt nr. 7820, 2015 støttet af VTU-fonden (Nielsen et al., 2015). Disse metoder optimeres i projektet og omhandler udvikling af en spektroskopisk metode til entydig bestemmelse af plastpartiklerne i spildevandet og slammet, hvilket ikke er muligt under et lysmikroskop. Udfordringen består i optimalt at oprense prøverne for at undgå forstyrrende baggrundssignaler fra bl.a. organiske rester i prøverne, og samtidig undgå en hård oprensning, der potentielt set kunne bidrage til at fjerne plastpartiklerne. Sidst, men ikke mindst, er der fokus på at kunne automatisere processen med identifikation af partiklerne med henblik på en omkostningseffektiv analyse.

Det bemærkes, at Miljøstyrelsens rapport fra 2015 (Lassen et al., 2015) vedr. kilder til mikroplast konkluderer, at den største bidragsyder til mikroplast er gummi fra bildæk. Der er endnu ikke udviklet en velegnet analysemetode til måling af gummi fra bildæk. En af udfordringerne

er, at bildæk indeholder store mængder carbon black, som vanskeligt detekteres med spektroskopiske metoder. Analyse for mikrogummi vil kræve yderligere videreudvikling af analysemetoden - hvilket undersøges nærmere i MUDP-projektet "Udvikling af teknologi til fjernelse af mikroplast i regnvandsbetingede udledninger".

## 4.2 Prøvetagning, oprensning og usikkerheder

Til forsøgene er der benyttet filtre med 20 µm porestørrelse. Der er således tale om målinger af mikroplast i størrelsesintervallet ca. 20 µm-5 mm.

Der er benyttet følgende prøvetagningsprocedurer:

- For indløbsvandet benyttes en 5-minutters-blandingsprøve
- Rejektvandsprøven udtages efter rådnetanken og efter afvanding
- Til det rensede spildevand benyttes specialdesignet udstyr til filtrering af 300-1.000 liter rensed spildevand gennem et 20 µm filter. Det er vigtigt at filtrere store mængder spildevand under prøvetagningen for at sikre en repræsentativ mængde mikroplast i prøverne.

Udtagning af en repræsentativ prøve af spildevand til mikroplastanalyse er ofte meget udfordrende. Udtagningen er besværliggjort af, at mikroplast kan være adsorberet til faste overflader, vandflow kan variere meget, og forskelle i bl.a. mikroplastpartiklers densitet og overfladeareal kan påvirke deres placering i væskesøjlen. Det er således et meget kompliceret miljø at udtage repræsentative prøver i.

Oprensningen foretages over ni døgn. Det første trin er 3 dages behandling af spildevandsprøverne med hydrogenperoxid ved forhøjet temperatur (50 °C). I andet trin behandles prøven i 3 dage ved forhøjet temperatur med en enzymcocktail optimeret til nedbrydning af svært nedbrydeligt organisk materiale, som findes i prøven. Enzymblandingen er leveret af Novozymes og de anvendte enzymer er: lipase, protease, cellulase, mannanase og alfaamylase. Endelig foretages endnu en behandling i 3 dage ved forhøjet temperatur (50 °C) med hydrogenperoxid. Spildevandsprøverne filtreres mellem hvert trin med 20 µm filter.

Efter oprensning foretages densitetsseparation ved hjælp af centrifugering. Der tilsættes ZnCl<sub>2</sub> til prøverne for at få densiteten af væskefasen op og dermed få mikroplastpartiklerne til at flyde ovenpå væskefasen. I forbindelse med nærværende projekt er der optimeret på densitetsseparationen, så den ikke foretages med sedimentering, men i stedet med centrifugering. Dette sikrer en effektiv separation af mikroplastpartikler fra uorganiske partikler i form af fx kvarts og glas. Efterfølgende vaskes partiklerne over på et 20 µm filter for at fjerne rester af ZnCl<sub>2</sub>.

Det sidste trin i processen er at overføre mikroplasten til en stålplade, som har vist sig at være bedst egnet til efterfølgende spektroskopi med automatisk mapping. Der foretages en sidste filtrering og efterfølgende overførsel til stålpladen samt skylning med ethanol og afslutningsvis indtørring ved ca. 40 °C.

En filtrering i forbindelse med prøveudtagning med 20 µm filter giver ikke nødvendigvis et præcist cut ved de 20 µm i partikelstørrelse. Hvorvidt en partikel passerer en given porestørrelse vil afhænge af både partiklens størrelse og partiklens udformning (morfologi) samt til dels også af væskeflow. Fx kan lange fibre have en lille diameter i en dimension (typisk i intervallet 20-100 µm) og vil derfor kunne passere filtre med lille porestørrelse. Dette medfører en udfordring med underestimering af andelen af fibre i de enkelte størrelsesfraktioner. Der differentieres i mange studier også mellem fibre og partikler i forbindelse med kategorisering af mikroplastpartiklerne.

En anden usikkerhed i forbindelse med analyse af mikroplast i spildevand er kontaminering af spildevandsprøverne. Kontaminering kan stamme fra mange forskellige kilder, såsom prøve-

tagningsudstyr (som ofte ikke kan udglødes) eller prøvebeholdere, som anvendes i forbindelse med prøvetagningen. Kontamineringskilder inkluderer således ofte standardlaboratorieudstyr. I nærværende studie er forsøgene tilstræbt udført uden brug af plastikudstyr for at minimere risikoen for kontaminering. Dog har det været nødvendigt at foretage selve centrifugeringen i plastrør (polypropylen).

Oprensningen kan potentielt nedbryde selve mikroplastpartiklerne og ikke kun det forurenende organiske materiale. Nedbrydning af mikroplastpartiklerne kan bl.a. medføre, at større partikler brydes ned til flere mindre partikler (fragmentering). Fragmentering vil påvirke resultatet af mikroplastanalysen, da antallet af partikler i den oprindelige prøve herved overestimeres. En komplet nedbrydning af mikroplastpartiklerne vil derimod fjerne disse fra prøven og således påvirke estimatet i den modsatte retning.

Sand og andre uorganiske komponenter sorteres fra ved separering baseret på densitetsseparation, og i den forbindelse kan mikroplastpartikler adsorberet til de uorganiske komponenter blive frasepareret. Desuden kan teflon blive frasepareret. Teflon (PTFE) har en densitet på over 2 g/cm<sup>3</sup>, og den densitetsvæske med zinkchlorid, der benyttes i forsøgene har en densitet på 1,6 g/cm<sup>3</sup>.

**TABEL 1.** Densitet af de mest anvendte polymerer. Kilde Int-Veen 2014.

Polymertype	Polymerdensitet (g/m <sup>3</sup> )
PP	0,9-0,91
PE	0,91-0,97
PA	1,02-1,05
ABS	1,04-1,06
PS	1,04-1,1
SAN	1,06-1,1
PVC	1,16-1,58
PVAL	1,19-1,31
PUR	1,2
PEST	1,24-2,3
PET	1,37-1,45
PTFE	2,16-2,3

Generelt er oprensning og prøvebehandling vigtigt før endelig detektion med spektroskopi, fordi:

- Risikoen for fejldetektion af partikler, som reelt ikke er mikroplast, mindskes (Talvitie et al., 2017B; Mason et al., 2016)
- Chancen øges for at identificere mikroplastpartikler med de spektroskopiske metoder ved at fjerne forstyrrende materiale, fx biofilm dannet på overfladen af mikroplastpartikler (Tagg et al., 2015).

Der er dog risiko for, at:

- Mikroplasten nedbrydes, når biologisk materiale fjernes ved forskellige oprensningsteknikker
- Dele af mikroplasten mistes under prøvebehandling, fx ved filtrering og densitetsseparation. Eksempelvis er der risiko for, at meget tynde fibre kan presses igennem filteret under filtrering
- Den delprøve, der analyseres, ikke er repræsentativ for hele prøven, hvis der fx analyseres på en del af et filter, hvorpå prøven er uhomogent fordelt.

### 4.3 Fordele og ulemper ved spektroskopiske metoder

Der findes en række spektroskopiske metoder, som kan bruges til at identificere plast i forskellige sammenhænge, herunder nærinfrarød (NIR), infrarød (IR/FTIR/FPA-FTIR) og Raman-spektroskopi. I dette projekt har der primært været arbejdet med NIR og Raman. Forskellige IR-metoder blev relativt tidligt fravalgt, primært fordi metoderne har svært ved at identificere de mindste partikler (<20 µm), pga. den højere bølgelængde af det infrarøde lys (Käppler et al., 2016), og fordi andre danske aktører samtidig har fokuseret på at undersøge potentialet her nærmere. Endelig vurderes det også at være særdeles vanskeligt at identificere gummipartikler med IR-metoden, hvilket kan vise sig væsentligt ved fremtidige analyser. Her er de spektroskopiske metoder, herunder også Raman, dog generelt set udfordret.

Det er muligt både med Raman- og med IR-spektroskopi at bestemme plasttype og at scanne større overflader - og procedurerne kan enten helt eller delvist automatiseres. Overordnet set vurderes fordelene ved at benytte Ramanspektroskopi fremfor IR-spektroskopi således:

- Analyseprincippet er uafhængigt af partiklernes størrelse og morfologi, og der er stor fleksibilitet i forhold til anvendelse af prøvesubstrat
- I alle tilfælde er der ingen fysisk kontakt med overfladen/partiklerne, hvilket bevarer prøven til evt. gentagelser med andre analyseparametre eller til senere/anden analyse
- Det er muligt at analysere de mindste mikroplastpartikler (teoretisk ned til ca. en mikrometer i størrelse).

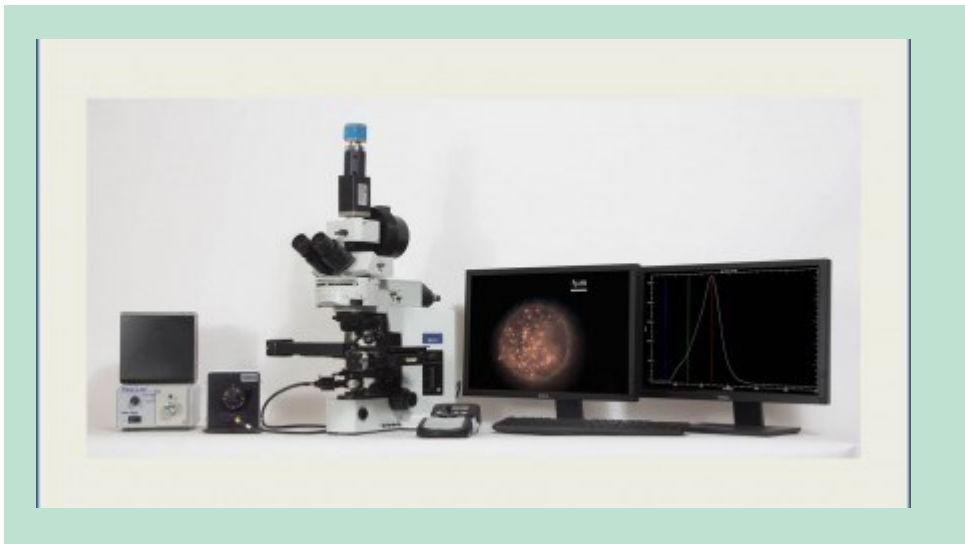
Omvendt er fluorescens (baggrundsstøj) fra prøven den store udfordring med Raman. Fluorescens kan fx forekomme fra nogle typer af farvede polymerer og fra organisk materiale, hvilket i visse tilfælde kan skygge for plastsignalet.

Fordelen ved at benytte hyperspektral mikroskopi vil overordnet set være analysehastigheden, som forventes at være mange gange hurtigere end med både Raman og IR - mens det til gengæld vurderes sværere at opnå præcis adskillelse af de individuelle plasttyper på grund af de mindre specifikke signaler.

Det er samtidig vigtigt at understrege, at typen og alderen af udstyret, der benyttes, oftest er meget afgørende for en række parametre i forbindelse med analysen, fx automatiseringsgrad, analysehastighed og opløsning/præcision.

### 4.4 Analyse af mikroplast med hyperspektral mikroskopi

I forbindelse med affaldssortering er det meget anvendt at benytte hyperspektrale NIR-kameraer for at sortere plasten i de forskellige plasttyper som PE, PET, PP osv. (Jakobsen et al., 2014). Derfor blev et hyperspektralt mikroskop fra CytoViva inc. samt et mikroskop fra Fraunhofer IWS undersøgt nærmere og testet i projektet for apparaternes evne til at identificere mikroplast. Mikroskopet fra CytoViva er vist i FIGUR 1.



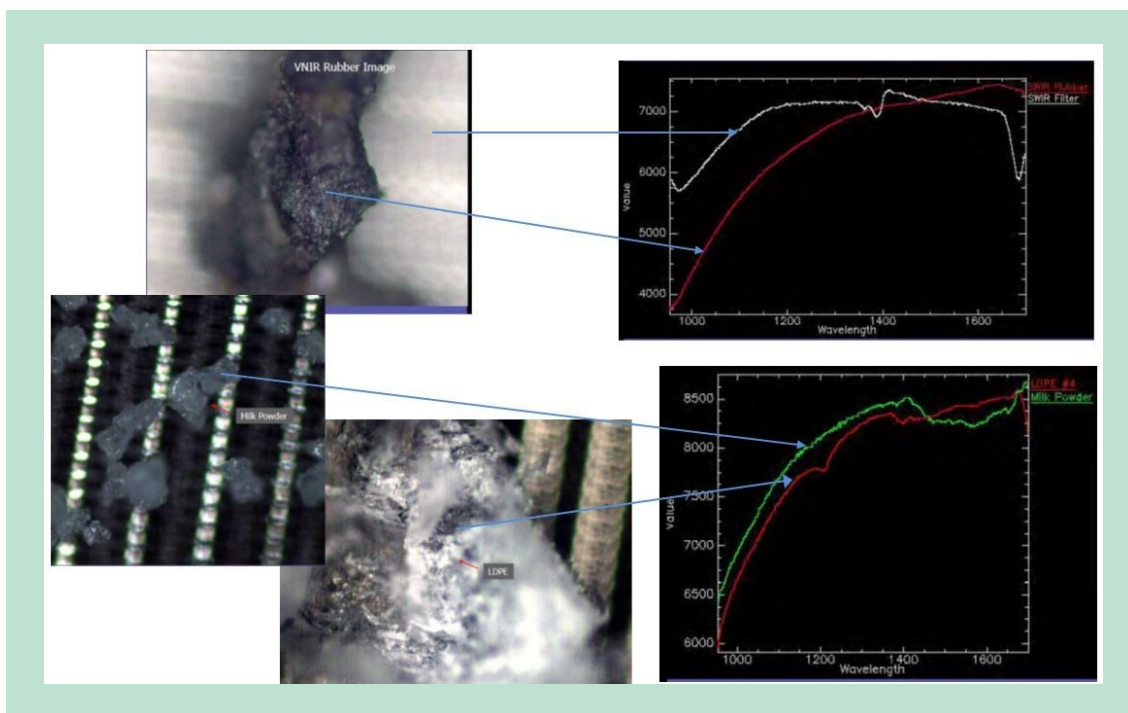
**FIGUR 1.** Testet hyperspektralt mikroskop fra CytoViva inc. ([www.cytoviva.com](http://www.cytoviva.com)).

Det hyperspektrale mikroskop fra CytoViva kan leveres med to forskellige kameraer: et i det synlige område/NIR-området, VNIR (400-1000 nm) og et andet i SWIR-området (900-1700 nm). For en nærmere gennemgang af de to systemer henvises til producenten CytoViva (CytoViva, 2017).

Mikroskopet fra Fraunhofer kan ligeledes leveres med to kameraer, et VIS-kamera (400-1000 nm) og et NIR-kamera (1000-2500 nm). For nærmere information henvises til producenten Fraunhofer (Grählert, 2017).

Begge mikroskoper er i stand til at tage billeder med en rumlig opløsning på ned til 1-2  $\mu\text{m}$ , hvilket giver teoretisk mulighed for at detektere selv helt små mikroplastpartikler, samtidig med at et helt filter kan scannes på få timer. Det gør det praktisk muligt at undgå de problemer, der ellers kan opstå, hvis kun en del af filteret scannes. En delvis scanning kan give anledning til fejlkilder på grund af den ujævne fordeling af mikroplast på filteret.

Mikroskoper fra begge leverandører blev testet, og eksempler på resultater er vist i FIGUR 2.



**FIGUR 2.** Eksempler på billeder og spektre optaget med et hyperspektralt mikroskop. (Gummi (rød, øverst), filterbaggrund (hvid), LDPE (rød, nederst) og mælkepulver (grøn)).

De indledende resultater fra analyser i USA viste en tilfredsstillende spektral adskillelse af forskellige plasttyper, der antyder, at teknologien kan bruges til at analysere for mikroplast og mikrogummi. De indledende tests blev alene foretaget med fremstillede plaststykker og ikke med rigtige prøver fra spildevand.

Efter en grundig evalueringsfase blev udstyret testet i en demonstration hos Teknologisk Institut i Aarhus. Ved demonstrationen blev der foretaget flere analyser både på fremstillede stykker plast, og på rigtige prøver.

Konklusionen blev, at udstyret ikke på tilfredsstillende vis kunne adskille mikroplasten fra baggrundsmatricen, herunder biomasse/organisk materiale og sand/mineraler. På baggrund heraf blev det i dette projekt besluttet at stoppe fokus på hyperspektral mikroskopi og i stedet for arbejde 100 % fokuseret med Ramanspektroskopi. Hyperspektral mikroskopi er en interessant analyseteknik, som dog kræver yderligere teknologiudvikling, førend teknikken vil kunne anvendes til analyse af mikroplast.

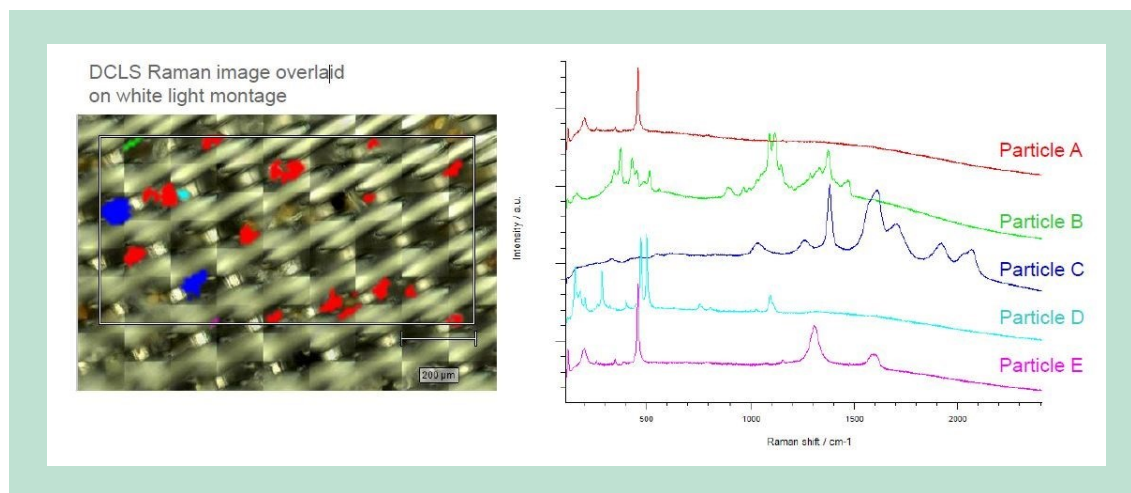
#### 4.5 Analyse af mikroplast med Ramanspektroskopi

Teknologisk Institut råder over et ældre Ramanudstyr, som benyttes i en lang række applikationer og til måling på meget forskelligartede prøver, herunder polymerer. Udfordringen med det "gamle", eksisterende udstyr har imidlertid været, at det er meget tidskrævende at benytte til kvantitativ mikroplastanalyse, da hver partikel skal udvælges og scannes manuelt - udstyret kan ikke automatisk kortlægge overfladen på tilfredsstillende vis og kræver fx en relativt plan overflade. Denne problematik resulterede således i ca. 8 timers manuel scanning for på tilfredsstillende vis at analysere 1-2 % af filteret, hvorfor analysemetoden ikke er praktisk anvendelig på sigt. Det var dog muligt at identificere og genfinde de mest gængse plasttyper i oprensede spildevandprøver, og teknologien blev således indledningsvist vurderet til at have tilstrækkeligt potentiale for identifikation af mikroplast i spildevand.

Som et resultat af de ikke-tilfredsstillende resultater med det hyperspektrale mikroskop blev der påbegyndt nye undersøgelser vedr. en opgradering af det nuværende Ramanudstyr på

Teknologisk institut målrettet mikroplastanalyse. Den undersøgte opgradering giver helt nye muligheder for at scanne et helt filter, for at håndtere ujævne overflader (fx partikler på filtre) og for samtidig at kunne detektere de mindste mikroplastpartikler på bedre vis.

For at teste det nye udstyr blev der indledningsvist sendt filtre med partikler fra "rigtige", oprensede spildevandsprøver direkte til leverandøren, for at få afdækket om udstyret viste tilstrækkeligt potentiale til mikroplastanalyse. Et eksempel på scan af et filter fra de indledende analyser er vist i FIGUR 3.



**FIGUR 3.** Lysmikroskopbillede samt Ramanspektre for identificerede partikler.

Resultatet er kemisk identifikation af forskellige mikroplastpartikler og mineralske partikler. Det blev dog samtidig klart, at den automatiske scanningsfunktion kræver et filter med en mindre porestørrelse end det hidtil benyttede, således at partikler ikke kan "gemme sig" i selve filteret. Derfor blev der indkøbt nye filtre med mindre porestørrelse for at optimere scanningsprocessen og med en del iterationer i samarbejde med leverandøren.

Nyt Ramanudstyr (Renishaw InVia Qontor) blev indkøbt og installeret i maj 2017. I forlængelse heraf er det lykkedes at udvikle en algoritme, som automatisk ud fra et lysmikroskopbillede kan identificere næsten samtlige partikler på en given overflade/filter (adskillige cm<sup>2</sup>) og efterfølgende analysere dem individuelt spektroskopisk. Resultatet er information om partikelantal og om partiklernes størrelse og kemiske sammensætning. Se mere herom, inkl. resultater, i kapitel 11.



# 5. Teoretiske og principielle aspekter af biosorption og filtrering til fjernelse af organisk stof og mikroplast fra råspildevand

I det følgende gennemgås kort nogle grundlæggende aspekter af forhold og metoder, der danner baggrund for projektets undersøgelser. Det glæder bl.a., hvilke mekanismer der kan beskrive partikeldannelse og -fjernelse ved båndfiltrering, og hvordan biosorption kan overføre opløst og kolloidt organisk stof til den partikulære fraktion og hermed øge fjernelsen af organisk stof ved filtrering.

## 5.1 Partikler og organisk stof i spildevand

Organisk stof i spildevand kan opdeles i en opløst, en kolloid og en partikulær fraktion. Den partikulære fraktion (partikler større end 1  $\mu\text{m}$ , også kaldet suspenderet stof, SS) er det for størstedelens vedkommende muligt at fjerne fra spildevandet ved filtrering, mens den opløste fraktion vil passere gennem et filter. Den kolloide fraktion ( $10^{-3}$ -1  $\mu\text{m}$ ) vil, alt efter forholdene i et filter, kun i begrænset omfang kunne fjernes fra spildevandet ved filtrering. Tilbageholdelses effektiviteten af et filter afhænger derfor meget af den specifikke fysiske fordeling af det organiske stof i det vand, der filtreres. Fordelingen er betinget af spildevandets oprindelse og af forholdene i kloaksystemet. Typiske fordelinger af organisk stof i dansk byspildevand med begrænset industrielt bidrag, kan ses af TABEL 2.

**TABEL 2.** Komponenter i byspildevand (Henze et al., 2006). Suspenderet stof er defineret som stof, der tilbageholdes ved filtrering gennem et 1,45  $\mu\text{m}$  filter.

Stofparameter	Enhed	Tykt	Spildevandstype	
			Moderat	Tyndt
Suspenderet stof	g SS/m <sup>3</sup>	450	300	190
Suspenderet stof, glødetab	g VSS/m <sup>3</sup>	320	210	140
Biokemisk iltforbrug BOD <sub>5</sub>	g O <sub>2</sub> /m <sup>3</sup>	350	250	150
Totalt kemisk iltforbrug (Dikromat) COD <sub>totalt</sub>	g O <sub>2</sub> /m <sup>3</sup>	740	530	320
Suspenderet kemisk iltforbrug (Dikromat) COD <sub>suspenderet</sub>	g O <sub>2</sub> /m <sup>3</sup>	440	320	190
Opløst kemisk iltforbrug COD <sub>opl</sub>	g O <sub>2</sub> /m <sup>3</sup>	300	210	130

Partikler (og kolloider) i spildevand er overvejende negativt ladede. Partiklernes primærladning tiltrækker et lag af modsatladede ioner, der i nogen grad neutraliserer partikkens overfladeladning. Laget af ioner beskrives i litteraturen (fx Henze et al., 2006) som dels et fast lag, dels et mere diffust lag af ioner, og det elektriske potentiale ved overgangen mellem disse to lag kaldes zetapotential. Spildevandets pH og indholdet af ioner påvirker størrelsen af det diffuse dobbeltlag af ioner omkring partiklerne og dermed af partiklernes nettoladning.

Koagulation af partikler og kolloider til større og lettere filtrerbare partikler styres af hydrauliske og kemiske forhold, herunder forhold, der bestemmer partiklernes effektive elektriske ladning. For at få kolloider til at aggregere og danne større partikler beskrives tre overordnede mekanismer som vigtige (Henze et al., 2006):

1. Reduktion af zetapotential (med formindsket partikelfrastødning til følge)
2. Biosorption ind i større flokke
3. Brodannelse mellem kolloider via polymerer.

Polymerer er langkædede molekyler af organisk eller uorganisk karakter. Ofte optræder polymerer med anioniske og kationiske grupper, der gør det muligt for polymererne at binde sig til partikler og danne bro mellem dem, og derved medvirke til dannelsen af større partikler og egentlige "flokke" (> 100 µm).

Forhold som pH og ionstyrke i spildevandet påvirker partiklernes zetapotential og størrelsen af de diffuse dobbeltlag af ioner, der omgiver partiklerne. De kemiske forhold og sammensætningen af det tilledte spildevand betyder, at der kan være store forskelle på, hvor meget af spildevandets organiske stof der er på partikulær form, og som det dermed er muligt at fjerne ved filtrering. Ud over variationer fra et opland til et andet kan sæsonvariationer, fx tilledning af vejsalt om vinteren, også påvirke forholdene omkring aggregering og flokkulering betydeligt. Der er således mange forhold i oplandet til et konkret renseanlæg, der er afgørende for, hvor stor en del af det organiske stofindhold det vil være muligt at fjerne ved filtrering.

## 5.2 Båndfiltrering

Fjernelse af organisk stof ved filtrering af råspildevand med tromle- og båndfiltre er en velkendt teknologi i fødevarerindustrien. Teknologien har i mange år også været udbredt til byspildevand i fx Norge, mens man i Danmark traditionelt har brugt bundfældningstanke til primær fjernelse af organisk stof fra kommunalt spildevand. Forud for båndfiltrering foretages en mekanisk rensning af spildevandet, traditionelt ved hjælp af en finrist (typisk risteafstand 2-4 mm) efterfulgt af et beluftet kombineret sand- og fedtfang. Herved fjernes store og små fremmedlegemer, som fx vatpinde, træ og plast, fra spildevandet, ligesom størstedelen af spildevandets indhold af grus og sand bliver fjernet.

Båndfilteret fra AL-2 Teknik A/S består af en vævet polymerdug med huller på fx 250 µm, der er udspændt på to valser og støttet langs siderne. Båndet opstilles skråt i en kanal, så spildevandet tilledes over båndet og filtreres gennem båndet, der trækkes rundt af valserne, i takt med at filteret stoppes til, se FIGUR 4. Materiale opsamlet på båndfilteret transporteres af filterbåndet ud af vandstrømmen og skræbes af til en container/transportnejl i filterets øvre ende. Efterfølgende vaskes filterdugen ved trykspuling med rensset spildevand. Vaskevand returneres til tilløbet.



**FIGUR 4.** AL-2-båndfilter placeret i kar. Øverst: trækvalse med motor og spuleanordning med afløb på underside. Tilløb til filteret sker via studsen til venstre, og afløb sker i bunden under filterdugen. Foto fra AL-2 Teknik A/S.

Det afsatte materiale på filteret - filterkagen - er med til at tilbageholde partikler fra spildevandet. Selve den rene filterdug fungerer indledningsvist som filter qua dugens porestørrelse, men så snart dugen har været belastet et stykke tid, vil den opbyggede filterkage øge partikeltilbageholdelsen. Filterkagens hydrauliske egenskaber kan jf. klassisk filtreringsteori ideelt beskrives ved en specifik kagemodstand  $\alpha$  gange en kagetykkelse, der afhænger af partikelmængden og -typen i det tilførte spildevand og den filtrerede vandmængde. Den teoretiske sammenhæng er udtrykt i formel 5.1-5.3 (fra Harrison et al., 2003).

$$Q = \frac{\Delta p \cdot A}{\mu_0 \cdot R} \quad (5.1)$$

$$R = R_F + R_K \quad (5.2)$$

$$R_K = \alpha \cdot \rho_k \frac{V}{A} \quad (5.3)$$

Hvor:

$\Delta p$ : tryk (vandtryk) på filterdug [Pa]

$A$ : filterareal [ $m^2$ ]

$\mu_0$ : dynamisk viskositet [ $kg/(m \cdot s)$ ]

$R$ : filtermodstand [ $m^{-1}$ ]

$R_F$ : del af filtermodstand, der udgøres af filterdug

$R_K$ : del af filtermodstand, der udgøres af filterkagen

$\alpha$ : specifik kagemodstand [ $m/kg$  SS]

$\rho_k$ : partikelmængde i spildevandsstrøm [ $g$  SS/ $m^3$ ]

$V$ : filtreret spildevandsmængde [ $m^3$ ]

Den specifikke kagemodstand  $\alpha$  afhænger af partiklerne i spildevandet. Tilsætning af flokkuleringsmidler, som fx metalsalte som jern- og aluminiumklorid, og tilsætning af opløste polymerer kan forøge kagemængden og ændre den specifikke kagemodstand betydeligt, så det er muligt at få en filterkage af betragtelig tykkelse med god hydraulisk ledningsevne. Filterets evne til effektivt at tilbageholde små partikler og kolloider er tæt forbundet med dosering af

polymerer og metalsalte og med dannelsen af filterkage. Forkert valg af polymerer eller forkert dosering kan omvendt forringe filterkagens egenskaber. Valg af polymerer og doseringsmængde afgøres på baggrund af erfaringer efter test på det aktuelle spildevand. Test af polymertyper og mængder indgår i de undersøgelser af filterets effektivitet, der er foretaget i projektet.

### 5.3 Biosorption

Biosorption er defineret som en egenskab ved nogle organiske molekyler (eller typer af mikroorganismer) til at kunne binde og koncentrere udvalgte ioner og molekyler i en vandig opløsning. I modsætning til mere komplekse processer som bioakkumulering og biovækst (baseret på aktiv metabolisk transport og omsætning) er biosorption en passiv proces, der er baseret på affinitet mellem en biosorbent og et sorbat (Volesky, 2007). Ved biosorption fanges stofferne i flokstrukturen og i bakteriernes cellevægge uden at blive omsat. Biosorption er således en biologisk inaktiv proces, der er væsentligt forskellig fra biologisk aktiv bioakkumulering, men i praksis kan det dog være svært at skelne biosorption og bioakkumulering fra hinanden.

I spildevandsrensning udnyttes biosorption i en proces, hvor råspildevand blandes med flokke af aktivt slam i form af overskudsslam (aggregater eller "flokke" af mikroorganismer, polymerer og partikler), hvorefter organisk stof fra spildevandet overføres til slammet, der derefter adskilles fra spildevandet igen ved fx bundfældning. Biosorption mellem slamflokke og stoffer i råspildevand finder sted gennem kontakt på bare 20-40 minutter (Guellil et al., 2001; Pujol & Chauveau, 1992).

Renseanlæg baseret på aktivt slam med betegnelserne A-stage og HIRAS (high rate activated sludge) anvender biosorption til at fjerne store mængder organisk stof, uden at dette forbrændes (Jiminez et al., 2015; Smitshuijzen et al., 2016). Biosorptionen flytter således opløst og kolloidt organisk stof over i den partikulære slamfase, der herefter mekanisk, ved fx bundfældning eller filtrering, kan adskilles fra vandfasen. På denne måde kan organisk stof fjernes fra spildevandsstrømmen. Det organiske stof i slamfasen kan bruges som råmateriale til produktion af biogas, og en efterfølgende videre rensning af spildevandet kræver ikke noget stort energiforbrug til forbrænding af organisk stof.

Udfordringen ved et biosorptionsanlæg er, at man har behov for slam med en kort opholdstid i anlægget, så det bioadsorberede organiske stof ikke forbrændes af mikroorganismene i slammet. Samtidig vil biosorption alene ikke give en tilstrækkelig effektiv rensning af vandet for organisk stof, og slet ikke hvis der er behov for fjernelse af kvælstof. Biosorptionsprocessen (A-stage) efterfølges derfor normalt af et lavt belastet aktivt slam-anlæg (B-stage), der dog takket være biosorptionen i A-stage kan gøres væsentligt mindre og billigere i både anlæg og drift. Samlet kaldes denne kombination af et højt belastet biosorptionstrin efterfulgt af et lavt belastet rensningstrin ofte for "AB-processen" (Smitshuijzen et al., 2016).

Selve biosorptionsprocessen er en indfangning af organisk stof i slamflokkenes struktur og mikroorganismernes cellevægge. Det er de forskellige funktionelle, ladede grupper i bakteriernes cellevægge, som adsorberer og binder ladede partikler, kolloider og opløste stoffer. Hertil kommer den vigtige funktion af ekstracellulær polymerisk substans (EPS), som omgiver cellerne, og som kan binde partikler til slammet (Diamantis et al., 2014; Jorand et al., 1995).

Ifølge litteraturen er der en række faktorer, som spiller en vigtig rolle ved anvendelse af aktivt slam til biosorption. De faktorer, som vurderes at have den største betydning i forhold til nærværende projekt, er:

- Slammets ionstyrke
- pH
- Slamkoncentration
- Størrelsen af slamflokkene

- Kontakttid til biosorption
- Iltkoncentration
- Stofkoncentration i indløbsvandet.

I det følgende vil der blive redegjort for, hvordan litteraturen vurderer, at de forskellige faktorer har betydning for biosorption.

### 5.3.1 Slammets ionstyrke

Ladningen af de funktionelle grupper i cellevæggen, og dermed også ionstyrken i opløsningen, er afgørende for, hvor stort adsorptionspotentialt af det aktive slam er (Vijayaraghavan & Yun, 2008). Slamflokkene og EPS er overordnet set negativt ladede, men på celleniveau vil der være både negativt og positivt ladede funktionelle grupper at finde (Lim et al., 2015).

### 5.3.2 Blandingens pH

Ladningen af slamflokkene, EPS og de funktionelle grupper i cellevæggen påvirkes af pH, hvilket har betydning for, hvor meget og hvordan kulstof og mikroplast kan adsorberes til slammet. Samtidig spiller pH en afgørende rolle i forhold til opløseligheden af forskellige stoffer i indløbsvandet, hvilket således også påvirker adsorptionspotentialt (Vijayaraghavan & Yun, 2008; Lim et al., 2015; Volesky, 2007).

### 5.3.3 Slamkoncentrationen

Slamkoncentrationen er også afgørende for, hvor meget kulstof der kan bindes til slammet. Ved at øge mængden af slam opnås et større antal tilgængelige adsorptionspladser og samlet set en større overfladeladning. Omvendt kan en høj slamkoncentration resultere i så mange tilgængelige adsorptionspladser, at det skaber indbyrdes interferens og derved påvirker adsorptionspotentialt i negativ retning (Vijayaraghavan & Yun, 2008). I forhold til litteraturstudiet er resultatet, at der optimalt skal arbejdes med 2-5 g SS/L. (Diamantis et al., 2014; Jorand et al., 1995).

### 5.3.4 Slamflokkenes størrelse og struktur

Størrelsen af slamflokkene har betydning i forhold til tilgængeligheden af ledige adsorptionspladser i slammet. Mindre slamflokke har et forholdsvis større overfladeareal sammenlignet med større slamflokke, hvilket øger antallet af tilgængelige adsorptionspladser (Vijayaraghavan & Yun, 2008; Lim, et al., 2015). Slamalderen har betydning for flokstrukturen i slammet, idet en lang slamalder er favorabel i forhold til dannelsen af tætte og kompakte flokke, mens en kort slamalder ofte resulterer i en finere flokstruktur (Lim et al., 2015). Samtidig har studier vist, at en lang slamalder kan resultere i, at der produceres mere EPS, hvorved der kan fanges flere partikler i slammet (Lim et al., 2015). EPS har i flere studier vist sig at have stor betydning for det samlede adsorptionspotentialt (Diamantis et al., 2014; Jorand et al., 1995), hvorfor tilstedeværelsen af EPS kan vise sig at have en direkte betydning for behovet for tilsætning af koagulant og polymerer.

### 5.3.5 Kontakttid til biosorption

Flere studier har vist, at biosorption er en meget hurtig proces, som primært finder sted i løbet af de første 10-20 minutters kontakttid mellem slam og indløbsvand (Lim et al., 2015; Diamantis et al., 2014; Jorand et al., 1995). Dog beskriver andre kilder, at der fortsat adsorberes opløst COD til slammet efter 40 minutters kontakttid (Guellil et al., 2001).

### 5.3.6 Iltkoncentration

For at få det optimale energiudbytte af spildevandet er det vigtigt at skabe de rette betingelser for biosorption og så vidt muligt minimere metabolisk omsætning af kulstof. I denne sammenhæng kan iltkoncentrationen muligvis spille en rolle. Litteraturen beskriver i et studie, hvordan beluftet slam have en større adsorptionskapacitet end ikke-beluftet slam (Lim et al., 2015), mens andre studier beskriver, hvordan tilførsel af ilt har øget omsætningen af kulstof (Diaman-

tis et al., 2014; Modin et al., 2015). Der lader således ikke til at være konsensus omkring brug af beluftning i forhold til biosorption. I forbindelse med biosorptionen er det ikke ønskværdigt at opnå en omsætning af organisk stof, da målet med projektet er at udnytte biogaspotentialet i det organiske stof. Et studie (Jiminez et al., 2015) viser, at iltkoncentration påvirker EPS-dannelsen, og at iltkoncentrationer på 0,3 mg/l, opholdstider på 15 minutter og en slamalder på mindst 1,5 dage giver de bedste betingelser for biosorption.

### **5.3.7 COD-koncentrationen i indløbsvandet**

Spildevandets indhold af organisk stof (målt som COD) har betydning for fjernelsesgraden af COD, idet slammet har en begrænset kapacitet til adsorption af det organiske stof. En større COD-koncentration kræver mere slam for at have tilstrækkelige adsorptionspladser (Vijayaraghavan & Yun, 2008). COD-indholdet i indløbsvandet varierer i stor grad og er afhængigt af, om der er iblandet regnvand i spildevandet. Det er ikke muligt at ændre på indløbskoncentrationen af COD, hvorfor denne faktor ikke vil blive undersøgt yderligere i forsøgene.

# 6. Indledende laboratorieforsøg til test af COD-fjernelse

For nærmere at undersøge potentialet for at indfange kolloider i de filtrerbare partikler og dermed øge COD-fjernelsen ved filtrering er der gennemført indledende laboratorieforsøg, der skal belyse potentialet af biosorption og kemisk flokkulering.

Der er gennemført tre forsøgsserier:

- Indledende forsøg med betydende faktorer for biosorptionen. Formålet har været at indsnævre området for de forskellige faktorer, som har betydning for biosorption og for filtreringsprocessen. Fokus har i denne forbindelse været på at designe en laboratorieforsøgsopstilling, som gør det muligt indledningsvist at undersøge potentialet for høst af organisk stof ved at kombinere biosorption og båndfilterteknologi
- Indledende laboratorieforsøg til fastlæggelse af slamkoncentration og opholdstid. Formålet med laboratorieforsøgene har været at undersøge, hvordan fjernelse af COD fra spildevandet ved filtrering påvirkes af tilsætning af forskellige slamkoncentrationer
- Yderligere laboratorieforsøg til en mere præcis fastlæggelse af driftsparametre for pilotforsøgene. Disse forsøg er gennemført for at få en mere detaljeret viden om effekten af kontakttid, slamkoncentration, koagulant og polymerdosering. Forsøgene er gennemført for at kunne fastlægge det optimale forsøgssetup for pilotforsøgene.

Alle forsøgene er gennemført i foråret/efteråret 2016.

## 6.1 Indledende undersøgelser af betydende faktorer for biosorptionen

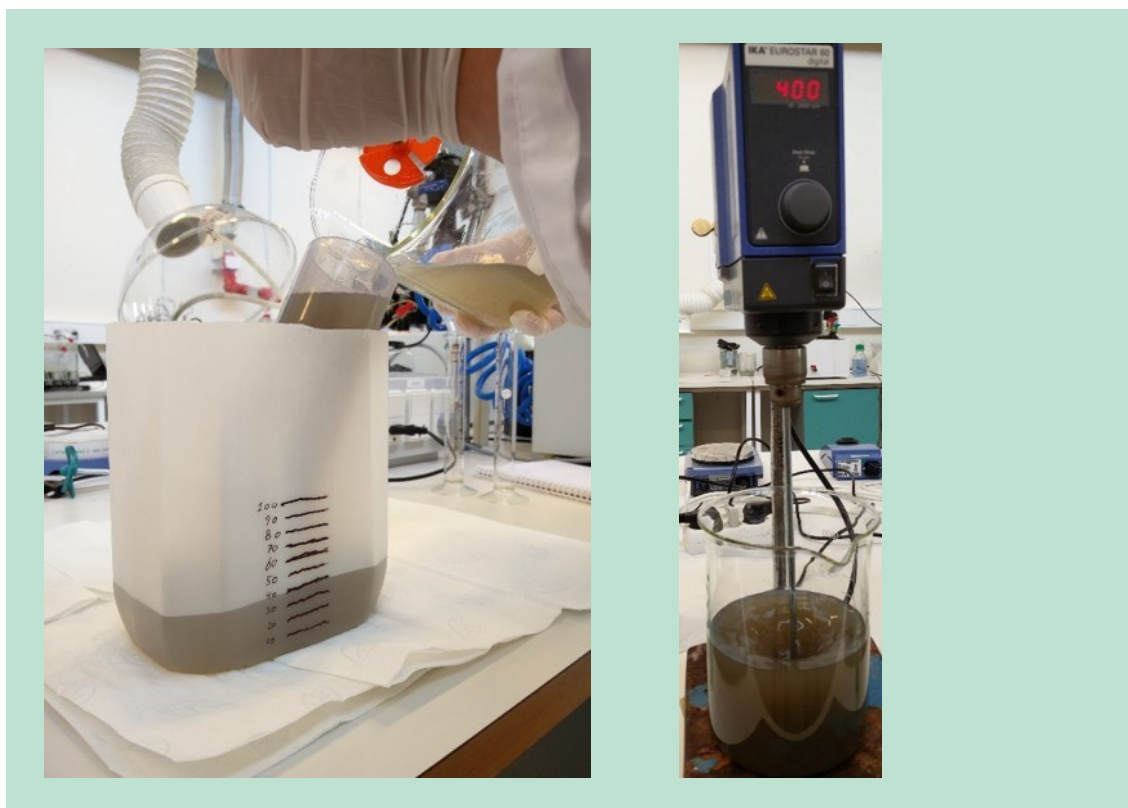
Med henblik på at indsnævre området for de forskellige faktorer, som har betydning for biosorption og for filtreringsprocessen, er der i forbindelse med projektet blevet foretaget en række indledende laboratorieforsøg på hhv. VandCenter Syd (VCS) og Teknologisk Institut (TI) i perioden marts-juni 2016. Resultaterne af disse forsøg gav anledning til følgende konklusioner og valg, som vil danne rammerne for yderligere laboratorieforsøg samt på længere sigt ligge til grund for dimensioneringen af pilotanlægget.

Både hos Teknologisk Institut i Aarhus og på VCS i Odense er der i forbindelse med laboratorieforsøg anvendt friskt aktivt slam fra lokale renseanlæg (hhv. Marselisborg Renseanlæg og Ejby Mølle Renseanlæg). Det er forventeligt, at slammets egenskaber vil variere mellem renseanlæggene og tilmed variere over året. Disse variationer kan selvfølgelig påvirke resultaterne og samtidig ændre behovet for at tilsætte kemikalier.

### Forsøgsbeskrivelse

Forsøgene er gennemført som batchforsøg med en simpel laboratorieversion af båndfilteret. Spildevand og bioslam blev blandet til forudbestemte koncentrationer af slam (g SS/l) i blandingen, og blandingen henstod herefter omrørt. Efter omrøring blev polymerer/evt. koagulant tilsat. Der blev udtaget vandprøver til filtrering og COD-måling, og efter et defineret tidspunkt blev blandingen nænsomt overført til en cylinder. Koncentrationen af opløst COD blev målt umiddelbart efter blanding af spildevand og bioslam, og opløst COD blev målt i filtratet. Koncentrationen af total-COD blev målt i det rå spildevand og i filtratet for at bestemme den samlede fjernelse af COD. COD-målinger blev foretaget spektrofotometrisk med Macherey-Nagel

Nanocolor COD600 testtubekits fra Frisenette med tilhørende varmeblok og spektrofotometer. Forsøgsopstillingen er vist i FIGUR 5.



**FIGUR 5.** Forsøgsopstilling til laboratorietest af biosorption. Omrøring af spildevand og slam (th.) og efterfølgende filtrering i båndfiltermodel og opsamling af filtrat (tv.).

### 6.1.1 Beluftning

Parallele forsøg med og uden beluftning, der blev foretaget på VCS, viste ikke mærkbare forskelle i reduktionen af opløst COD, og idet der i litteraturen ikke lader til at være konsensus omkring brug af beluftning i forhold til biosorption, blev det valgt ikke at anvende beluftning i forsøgene.

### 6.1.2 Kontakttid til biosorption

Flere studier (Lim et al., 2015; Diamantis et al., 2014; Jorand et al., 1995) har vist, at biosorption er en meget hurtig proces, som primært finder sted i løbet af de første 10-15 minutters kontakttid mellem slam og indløbsvand. Dog beskriver andre kilder, at der fortsat adsorberes opløst COD til slammet efter 40 minutters kontakttid.

Generelt kunne laboratorieforsøgene eftervise begge dele, idet indholdet af opløst COD blev halveret i løbet af de første 10-15 min, mens der efterfølgende fortsat skete en gradvis reduktion. Idet målet for projektet er at tilbageholde 80 % af det organiske stof, bør der med udgangspunkt i laboratorieforsøgene sigtes efter en opholdstid på 30 min i pilotanlægget.

### 6.1.3 Slamkoncentrationen (VCS)

I laboratorieforsøg på VCS i juni 2016 blev der i en forsøgsrække anvendt slamkoncentrationer på 1,0-5,0 g SS/L. Forsøgene viste som forventet, at reduktionen af opløst COD steg i takt med slamkoncentrationen, mens tendensen var mindre tydelig for total-COD. I alle forsøg med slamkoncentrationer på 2,0-5,0 g SS/L blev der opnået >80 % reduktion af det organiske stof (baseret på total-COD) ved en opholdstid på 30 min, polymerdosering og efterfølgende filtrering.



### 6.1.4 Polymerdosering

I samarbejde med Dankalk blev ti polymerprodukter bedømt ved tests på VCS med henblik på at udvælge de tre mest egnede polymerer ift. at samle slamflokkene og opnå den klareste vandfase. Efterfølgende blev polymerdoseringen justeret med henblik på at opnå den bedste filtrering over båndfilteret. Tre kationske polymerprodukter viste alle gode flokkuleringsegenskaber. Polymeren Praestol K128L fra Dankalk blev valgt til alle forsøgene. Ved en dosering på ca. 2 kg aktivt stof/tons SS af polymerer blev der opnået tilfredsstillende flokkulering og efterfølgende tilbageholdelse af slammet ved filtrering. I de efterfølgende laboratorieforsøg blev der således anvendt denne polymerdosering

### 6.1.5 Koagulantdosering

Dosering af koagulant har til hensigt at forbedre separationen af kolloider og opløste stoffer og derved forbedre slammets flokkuleringsegenskaber og reducere vandets indhold af opløst COD. Med henblik på at undersøge effekten af koagulant ift. biosorption blev der gennemført forsøg med tre typer koaguleringsmidler; JKL (jernklorid, 13,8 %), PAC (aluminiumklorid, 9 %) og 190K-EU (polyamine).

For at undgå en utilsigtet fjernelse af fosfor, som kan medføre mangel på fosfor i den efterfølgende biologiske rensning af spildevandet, blev der i forsøgene med metalsalte doseret aktivt stof, svarende til hvad der doseres til indløbsvandet på Ejby Mølle Renseanlæg (20-25 g/m<sup>3</sup>). Der blev desuden gennemført forsøg med en høj dosering (40-50 g/m<sup>3</sup>) med en forventning om, at dette ville resultere i en markant reduktion af fosforkoncentrationen i indløbsvandet. Men forsøgene viste, at fosforfælden ikke var et problem ift. de anvendte doseringer. Sammenblandingen af indløbsvand og returslam resulterede i en væsentlig tilførsel af fosfor til indløbsvandet, således at der trods dosering af metalsalte blev observeret ca. dobbelt så meget orthofosfat i det rensede spildevand sammenlignet med niveauerne målt i indløbsvandet alene.

Forsøgene viste generelt, at koaguleringsmidlerne i sammenligning med kontrolforsøget kun havde en meget begrænset effekt på biosorptionen baseret på reduktionen af total-COD og opløst COD. På baggrund af denne forsøgsrække vil der i pilotanlægget ikke blive anvendt koaguleringsmidler.

### 6.1.6 Filtereffekt af båndfilter

Til den afsluttende filtrering blev benyttet båndfilterdug med en maskestørrelse på hhv. 150, 250-300, 390, 300-500 og 500 µm. Her viste det sig, at en filterdug med en maskestørrelse på hhv. 390, 300-500 og 500 µm ikke var tilstrækkelig, da slamflokkene var for små til at blive tilbageholdt. Filterdugene med en maskestørrelse på hhv. 150 og 250-300 µm udviste begge gode filtreringsegenskaber, idet der blev opbygget en god filterkage på filterdugen, som tillod væsken at passere. Filterdugen med en maskestørrelse på 150 µm kan dog vise sig at være for finmasket til anvendelse i pilotskala, fordi filterkagen havde svært ved at slippe igen, hvilket kan give udfordringer ift. rensning af filterdugen ved spuling fra bagsiden. Filterdugen med en maskestørrelse på 250-300 µm vurderes at være den mest velegnede, idet slamflokkene blev tilbageholdt, og samtidig havde filterkagen let ved at slippe filterdugen igen.

## 6.2 Konklusion og anbefalinger

Der er ved forsøg på VandCenter Syd opnået rensegrader ift. organisk stof på op til 87 % (målt som rensegraden på indløbsvandet). Disse rensegrader kan opnås blot med biosorption og polymerdosering. Der er således ikke behov for tilsætning af koagulant for at opfylde projektmålet på 80 % fjernelse af organisk stof. Laboratorieforsøgene viste generelt meget loven- de og stabile resultater med hensyn til fjernelsen af organisk stof, og forhåbentlig kan den samme rensegrad påvises i pilotskala.

På baggrund af ovenstående anbefales det at arbejde videre med følgende parametre:

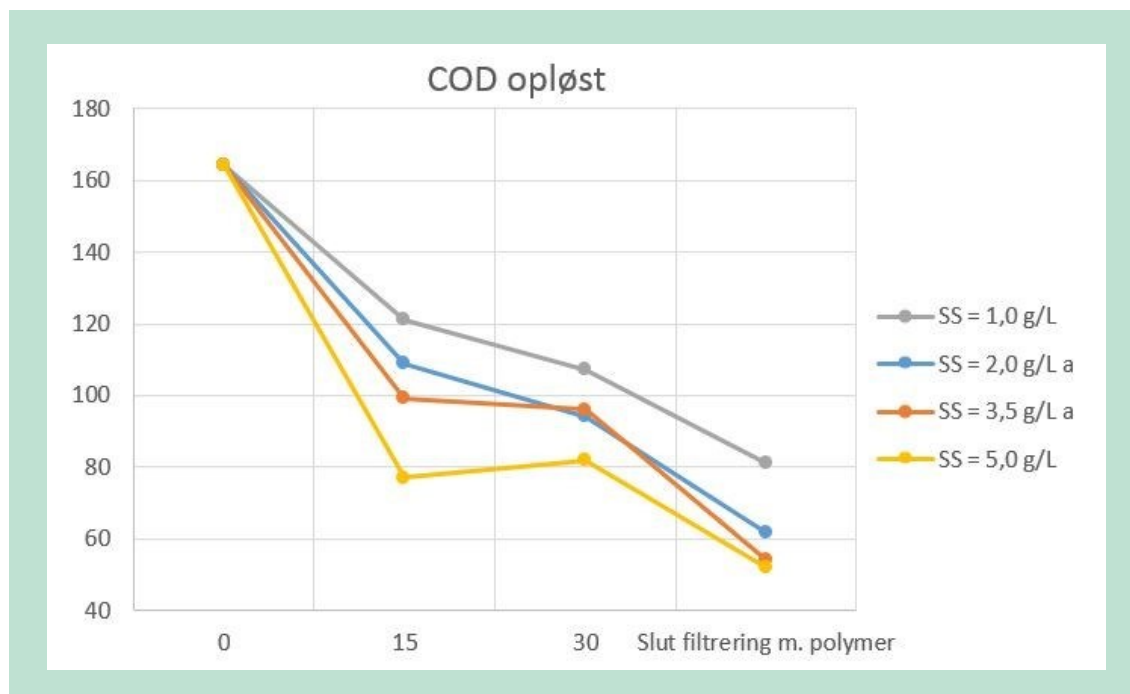
- Filterdug på 250-300  $\mu\text{m}$
- Anlægget dimensioneres uden beluftning
- Opholdstid i biosorptionstanken på ca. 30 min, men der er stadig fokus på opholdstiden i de efterfølgende forsøg
- Slamkoncentration på 3,0-3,5 g SS/L benyttes til biosorption, men dette skal undersøges nærmere
- Polymerer doseres med ca. 2 kg aktivt stof/tons SS, men koncentrationen undersøges nærmere. Der anvendes polymeren Praestol K128L fra Dankalk.
- Der ses ikke umiddelbart en effekt af koagulant, men dette undersøges nærmere i de efterfølgende laboratorieforsøg.

### 6.3 Indledende laboratorieforsøg til fastlæggelse af slamkoncentration og opholdstid

Formålet med denne forsøgsrække i laboratoriet var at foretage yderligere undersøgelser af, hvilken effekt mængden af og opholdstiden for bioslam tilført spildevandet har på reduktionen af opløst COD og total COD, da disse forhold er de vigtigste designparametre for det pilotanlæg, som de senere in-situ forsøg skal baseres på. Endvidere blev forholdenes betydning for filterkagens hydrauliske egenskaber undersøgt.

Den første forsøgsrække blev gennemført hos VCS, mens opfølgende forsøg er gennemført på Teknologisk Institut med aktivt slam og spildevand fra Marselisborg Renseanlæg.

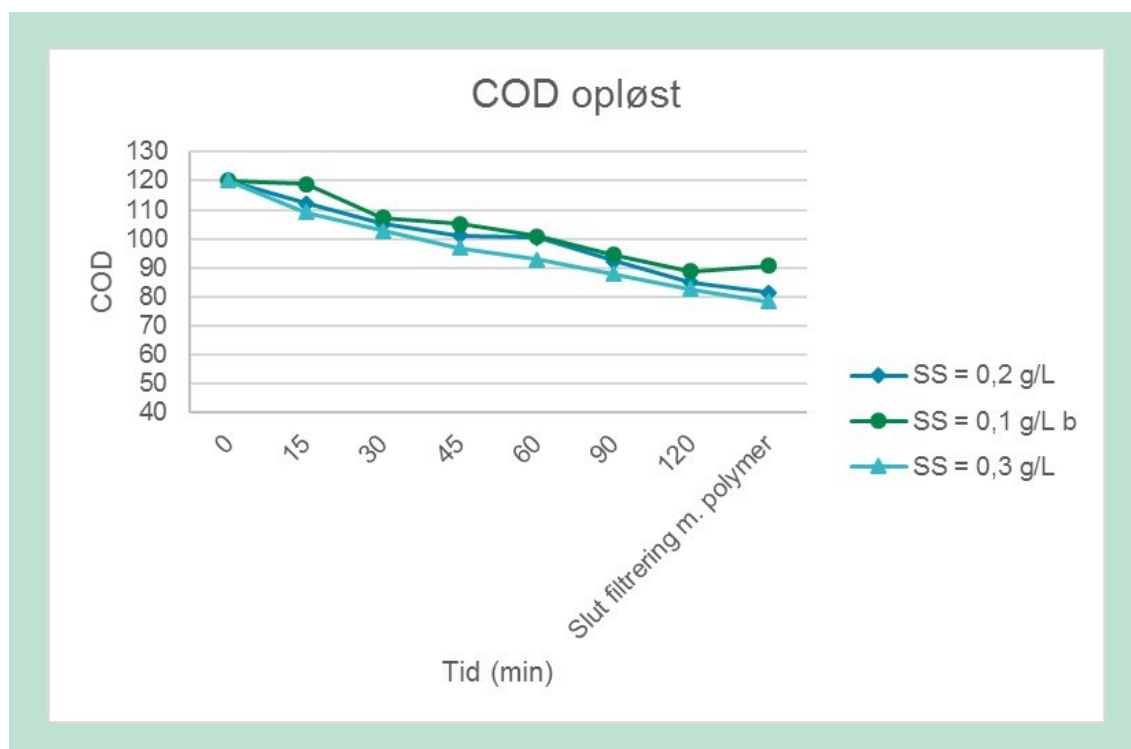
Der blev udtaget vandprøver til filtrering og COD-måling efter hhv. 0, 15 og 30 minutter. Efter 45 minutter blev blandingen nænsomt overført til en cylinder. I første forsøgsrunde blev der udført forsøg med tilsætning af slam til koncentrationer i intervallet 1-5 g SS/L. Polymerer blev tilsat i en koncentration på ca. 2 kg aktivt stof/tons SS. Resultatet af reduktionen af den opløste COD er vist FIGUR 6.



**FIGUR 6.** Effekt af slamkoncentrationen (g SS/L) på reduktionen af opløst COD [mg/l]. På abscisseaksen er vist tid i minutter. Filtrering i båndfiltermodul er foretaget efter 45 minutter.

Som forventet ses indholdet af opløst COD at falde med tiden og med koncentrationen af bioslam i blandingen. Fald i opløst COD kan skyldes både biosorption og biologisk nedbrydning af COD. Det er ikke muligt at se, præcist hvor meget af COD-reduktionen der kan tilskrives hver af de to processer. Den største reduktion i indholdet af opløst COD ses allerede efter 15 minutter. Det må forventes, at dette overvejende kan tilskrives biosorption, da forventede respirationsrater på i størrelsesordenen 20-40 g COD/(kg VSS·h) fra litteraturen (Henze et al., 2006) kun udgør i størrelsesordenen 10-20 % af det observerede fald i COD-indhold.

De slamkoncentrationer, man praktisk vil kunne få med anvendelse af biologisk overskudsslam til biosorption, vil være væsentligt lavere end de, der er undersøgt i forsøget. Der er derfor gennemført et forsøg med lavere slamkoncentrationer. Af praktiske årsager blev de efterfølgende forsøg gennemført hos Teknologisk Institut med slam fra Marselisborg Renseanlæg. Resultatet af disse forsøg er vist i FIGUR 7.



**FIGUR 7.** Indhold af opløst COD [mg/l] som funktion af tid ved tre lave slamkoncentrationer.

Der ses af FIGUR 7, at også ved lave slamkoncentrationer sker der en væsentlig reduktion af det opløste COD-indhold i spildevandet, der dog ikke er nær så markant som ved høje slamkoncentrationer (FIGUR 6). Den totale reduktion for forsøgene er vist i TABEL 3.

**TABEL 3.** Samlet resultat af COD-fjernelse med varierende slamkoncentration.

Mængde SS (g/L)	0,1	0,2	0,3	1	2	3,5	5
Opholdstid (min)	120	120	120	30	30	30	30
Reduktion i total-COD (%)	56,3	65	67	79	86	85	87
Reduktion i opløst COD (%)	20,7	32	35	51	60	67	68

Forsøgene med 1-5 g SS/L er gennemført hos VCS med slam fra Ejby Mølle Renseanlæg, som har en forholdsvis kort opholdstid, og forsøgene med 0,1-0,3 g SS/L er gennemført med slam fra Marselisborg Renseanlæg, som har en forholdsvis opholdstid. Derfor kan resultaterne ikke direkte sammenlignes. Det ses dog, at der er en reduktion i fjernelsen af opløst COD ved en slamkoncentration over 1 g SS/L. Resultaterne tyder endvidere på, at slamkoncentrationen skal op over 1 g SS/L for at opnå 80 % COD-fjernelse over båndfilteret.

Efterfølgende beregninger fra Ejby Mølle Renseanlæg viser, at den tilgængelige slammængde på et renseanlæg kun er tilstrækkelig til at nå op på ca. 0,2 g SS/l. Der kan evt. arbejdes med øvrige slamkilder, og der kan evt. arbejdes med kun at foretage biosorption af en delstrøm af spildevandet. Derfor er der arbejdet videre med at benytte maksimalt 0,5 g SS/l i de sidste laboratorieforsøg og i pilotforsøgene.

#### 6.4 Yderligere laboratorieforsøg (screeningsforsøg) til fastlæggelse af parametre for pilotforsøgene

Der er foretaget yderligere forsøg vedr. effekten af kontakttid, slamkoncentration, koagulant og polymerdosering. Forsøgene er gennemført for at kunne fastlægge det optimale forsøgssetup for pilotforsøgene. Forsøgene er gennemført med spildevand og slam fra Marselisborg Renseanlæg. I forsøgene arbejdes der med højt og lavt niveau samt centerværdier af de udvalgte parametre. Det er valgt at arbejde med slamkoncentrationer på 0,2 og 0,5 g SS/L. Parametrene og niveauerne er vist i TABEL 4. I disse forsøg er der benyttet en højere dosering af polymerer end i de tidligere forsøg, hvilket medfører en mere stabil og høj fjernelse af COD.

**TABEL 4.** Forsøgsparametre og niveauer for screeningsforsøg.

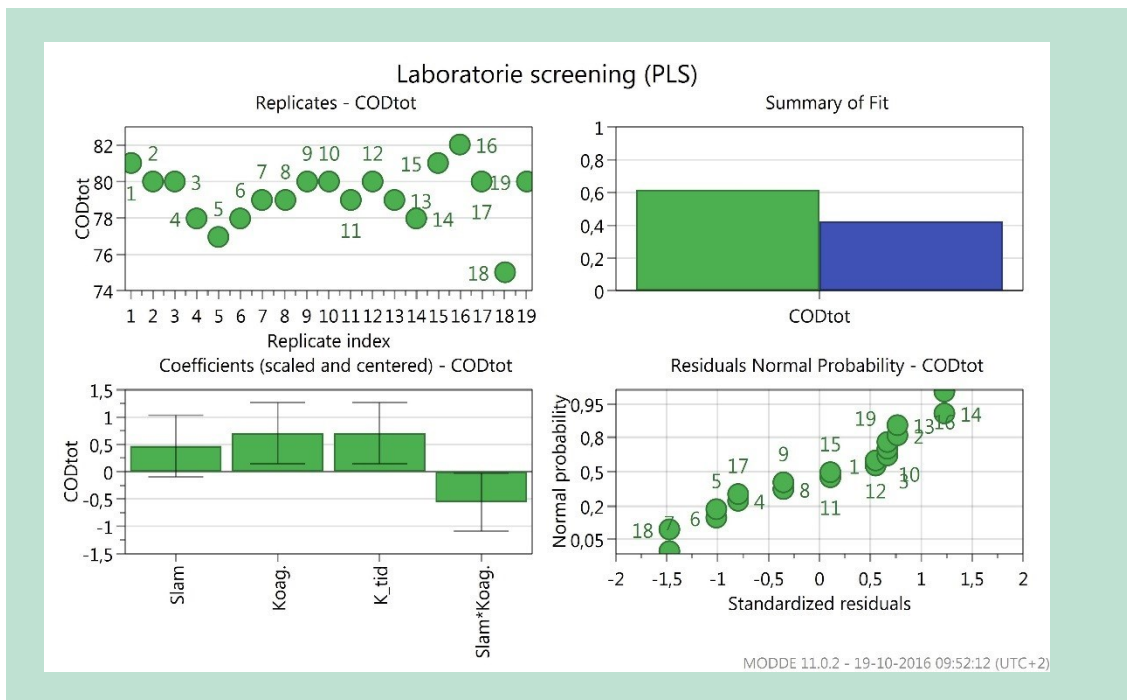
Parametre	Lavt niveau	Højt niveau	Centerværdi
Slamkoncentration (g SS/L)	0,2	0,5	0,35
Kontakttid (min)	30	60	45
Koagulant (g Fe/m <sup>3</sup> )	0	40	20
Polymerer (g handelsvare/kg SS)	2,5	4	3,25

Forsøgene er opbygget som et fuldfaktorforsøg med fire faktorer i hver to niveauer og et tripelcenterpunkt. Dette giver i alt 19 forsøg, der er udført randomiseret i én replikation. Der arbejdes med samme batch af spildevand udtaget den 19. september 2016 og opbevaret på køl i forsøgsperioden. Bioslam til forsøget er udtaget friskt fra luftningstankens aerobe del hver dag. Der måles på tre parametre: total-COD-fjernelse (COD<sub>tot</sub>) opløst COD-fjernelse (COD<sub>opl</sub>) og afvandingsstid (Afv), idet tiden til filtrering af en given mængde spildevand i båndfilterenheden blev registreret.

Indledningsvist er det undersøgt, om de variationer, der har været i de ydre forhold over de tre dage som forsøget har kørt (fx variationer i spildevandets sammensætning), ser ud til at være betydende for COD-fjernelsen. Spredning mellem de centerpunkter, der er udført på forsøgsdagene, og de centerpunkter, der blev udført på én dag, afviger ikke fra hinanden, og det konkluderes derfor, at variationen i de ydre forhold omkring forsøget ikke har været betydelige.

Databehandlingen gennemføres i MODDE 11. Ikke-signifikante effekter er udelukket, og resultatet for de tre måleparametre er præsenteret herefter.

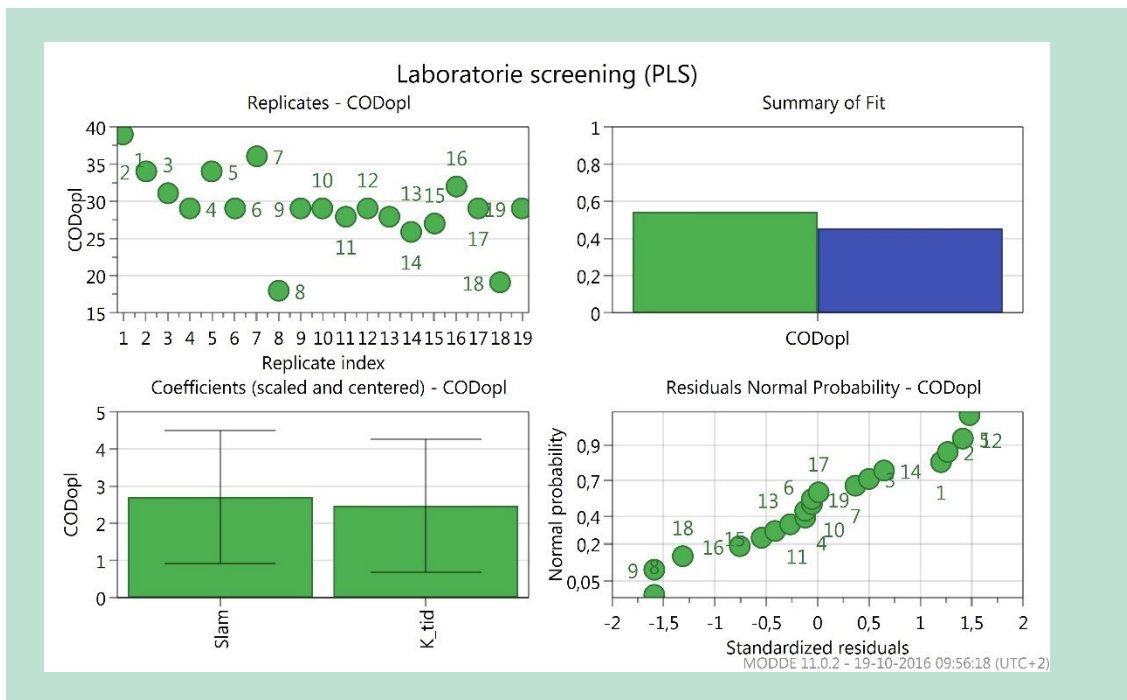
Resultaterne for fjernelse af total-COD er vist i FIGUR 8.



**FIGUR 8.** Resultat af screeningsforsøg for de parametre, som er vigtige for reduktion af total-COD. (Slam: slam, Koag: koagulant, K\_tid: kontakttid med slam. Slam\*koag: vekselvirkning mellem slam og koagulant). Øverst til venstre ("Replicates") vises resultatfordelingen for de udførte forsøg, hvor det ses, at fjernelsen af total-COD varierer mellem 75 og 82 %. Øverst til højre ("Summary of Fit") vises med grøn søjle, hvor stor en del af datavariationen der forklares med den bagvedliggende model, og med blå søjle et estimat for modellens evne til at forudsige nye værdier (Validering). De to søjler skal være så tæt på 1 som mulig, da dette vil betyde en helt perfekt model. De opnåede værdier på 0,6 og 0,4 er relativt lave, hvilket betyder, at andre faktorer end de undersøgte har en relativt stor betydning for resultatet, eller at der er en stor naturlig variation i forsøgsresultaterne. Nederst til venstre ses de signifikante koefficienter ("Coefficients"). Det er disse koefficienter, som er signifikante, da fejlbaren er uden for 0-værdien. Slam er i sig selv ikke en signifikant koefficient, men da den indgår i vekselvirkning med koagulant, skal den medtages. Nederst til højre er normal fordeling af residualværdierne ("Residuals normal probability"). Dette er en statistisk værdi, der gerne skal være så tæt på en ret linje som mulig.

Resultaterne i FIGUR 8 viser de fire outputfigurer for den statistiske databehandling. Det ses nederst til venstre i FIGUR 8, at der er en signifikant interaktion mellem slamkoncentrationen og koncentrationen af koagulant. Dette skyldes, at ved en lav slamkoncentration kan en forøget koncentration af koagulant medføre en forbedret fjernelse af den totale COD. Herudover ses direkte signifikant sammenhæng mellem mængde af koagulant, kontakttiden med slam og reduktion i total-COD. Slamkoncentrationen er ikke signifikant i forhold til total-COD. Dette skyldes en begrænset datatilgængelighed og muligvis en for lille variation mellem højt og lavt niveau, da der ved de indledende forsøg er set en sammenhæng mellem slamkoncentrationen og fjernelsen af total-COD. Polymerkoncentrationen har ikke haft en signifikant effekt, hvilket formentlig skyldes, at der har været anvendt for høje polymerkoncentrationer, og at der dermed ikke er en målbar forskel mellem højt og lavt niveau.

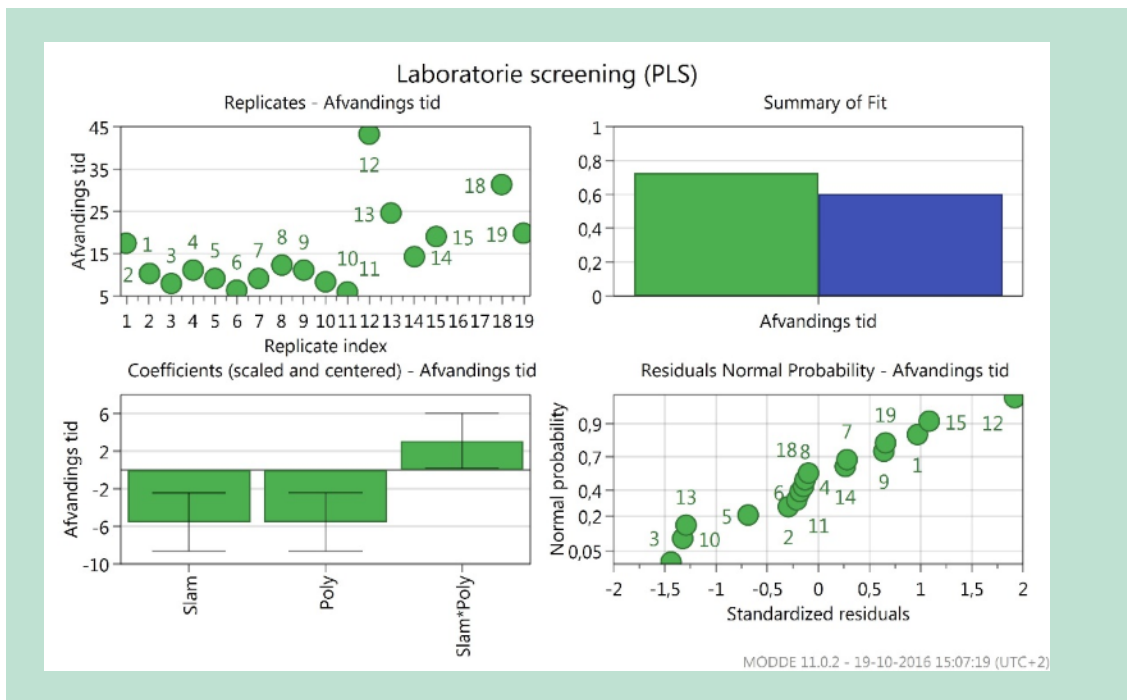
Resultaterne for fjernelse af opløst COD er vist i FIGUR 9.



**FIGUR 9.** Screeningsresultat for de parametre, der er vigtige for reduktion af den opløste COD. K\_tid: Kontakttid med slam (se FIGUR 8 for forklaring af figurens elementer).

Også for opløst COD ses en relativt lav afhængighed af måleparametrene (de to søjler øverst til højre). I forhold til fjernelse af opløst COD er der kun en signifikant virkning af mængden af slam og af kontakttiden, der begge øger fjernelsen af opløst COD ved stigninger i hhv. slam-mængde og kontakttid. Hverken polymerer eller koagulant har en signifikant effekt i forhold til fjernelse af opløst COD, hvilket også må forventes, da polymerer fjerner partikulært materiale.

Afvandingstiden er et estimat for båndfilterets kapacitet. Tidtagning foretages, fra filterrøret fyldes med blandingen af slam og spildevand til et fastsat niveau, og til filtratet når et fastsat vandstands niveau i opsamlingsbeholderen (se FIGUR 5). En kortere afvandingstid er tegn på en lavere kagemodstand og vil dermed give en større hydraulisk kapacitet af et båndfilter i fuld skala. Resultaterne for måling af afvandingstiden er vist i FIGUR 10.



**FIGUR 10.** Resultat af screeningsforsøg til test af de parametre, der er af betydning for afvandningstiden på båndfilteret. To outliers med afvandningstid på mere end tre gange det forventede er fjernet før dataanalysen. Slam: slam, Poly: polymerkoncentration, Slam\*Poly: vekselvirkning mellem slam og polymerer. (se FIGUR 8 for supplerende forklaring)

Screeningsforsøget viser, at der er signifikant effekt af mængden af slam og mængden af polymerer på afvandningstiden. Der er desuden effekt af interaktionen mellem slam og polymer-tilsætning. Den laveste afvandningstid ses ved høj slamkoncentration og høj polymerdosering. Specielt ses den høje polymerdosering at give markant kortere afvandningstid ved den lave slamkoncentration.

### 6.4.1 Konklusion på laboratorieforsøg

Resultaterne fra laboratorieanalyserne tyder på, at biosorptionen har en signifikant betydning på fjernelsen af opløst COD. Dog har slamkoncentrationen ikke en signifikant virkning på reduktionen af COD<sub>tot</sub> ved de udførte forsøg med slamkoncentrationer under 0,5 g SS/l, som vil være den maksimale slammængde, der kan benyttes på et renseanlæg i fuldskala. Da de indledende laboratorieforsøg har vist en sammenhæng mellem slamkoncentration og fjernelse af total-COD, vælges det at fastholde undersøgelsen af biosorptionen i pilotskalaforsøgene.

Der er fundet en signifikant interaktion mellem slamkoncentrationen og koncentrationen af koagulant. Dette skyldes, at en forøget koncentration af koagulant ved en lav slamkoncentration kan medføre en forbedret fjernelse af total-COD. Effekten er så lav, at det er valgt ikke at arbejde videre med tilsætning af koagulant.

Endelig ses der en positiv effekt på afvandningstiden ved tilsætning af både polymer og slam. Dette er interessant for en senere optimering af den hydrauliske kapacitet af filteret.

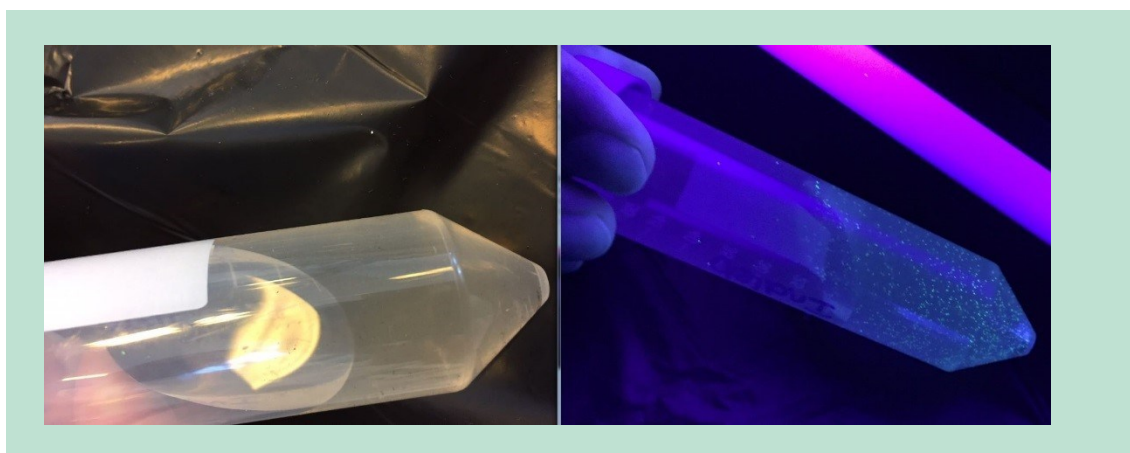
Laboratorieforsøgene viser endvidere, at det er muligt at opnå 80 % reduktion af COD, men ved lav koncentration af slam til biosorptionen (under 1 g SS/l) skal der doseres ekstra mængder polymerer for at kompensere for en lavere effekt af biosorptionen.

Det er således valgt at arbejde videre med at undersøge effekten af slamkoncentrationen og af dosering af polymerer i de efterfølgende pilotforsøg, da disse faktorer har vist signifikante effekter i screeningsforsøget.



## 7. Indledende laboratorieforsøg til undersøgelse af fjernelse af mikroplast ved filtrering

Da analysemetoden til analyse af mikroplast ikke var færdigudviklet i forbindelse med gennemførelse af laboratorieforsøgene, var det ikke praktisk mulig at analysere for "naturlig" mikroplast. I stedet for blev det besluttet at gennemføre forsøg med kunstig og let detekterbart mikroplast. Derfor er der indkøbt plastkugler (PE) med en diameter mellem 90 og 106  $\mu\text{m}$ . Samtidig er kuglerne belagt med en selvlysende UV-belægning, der gør dem nemme at detektere med UV-belysning. Som eksempel er der i FIGUR 11 vist en prøve af indløbsspildevand med de tilsatte plastkugler med og uden UV-lys.



**FIGUR 11.** Test af indkøbte plastkugler med UV-belægning. Venstre naturligt lys, højre UV-belysning.

Der blev herefter udført fire forsøg med de indkøbte plastkugler. Til forsøgene blev der benyttet en båndfilterlaboratorieopstilling, som også blev benyttet til laboratorieopstillingen, med et filter med porestørrelsen 250-300  $\mu\text{m}$ . Ved at benytte et filter med en porestørrelse større end de indkøbte kugler undersøges evnen til at tilbageholde mikroplast mindre end den anvendte filterstørrelse på grund af tilstedeværelsen af slam. Forsøgene er gennemført på samme måde som forsøgene beskrevet i kapitel 6 og med slam og spildevand fra Marselisborg Renseanlæg.

Indstillingen for de fire forsøg er:

1. Forsøg med rent vand, rent filter og mikroplast
2. Forsøg med "biosorption 0,5 g SS/L" med tilsat mikroplast for at undersøge plastsorption samt polymerer og koagulant som ved centerpunkterne i screeningsforsøget
3. Forsøg med udelukkede kagefiltrering med slam og polymerer; mikroplast tilsættes, efter at kagen er opbygget
4. Forsøg med kagefiltrering, hvor der kun benyttes indløbsvand og polymerer, inden mikroplasten tilsættes.

For at sikre, at der ikke var mistet mikroplastkugler i udstyret, blev filtre og glasudstyr undersøgt både inden hvert forsøg og under forsøget. Hermed sikres det, at plastkuglerne kun kan være opsamlet på filteret, hvis de ikke er fundet i det rensede vand. Resultaterne af de 4 forsøg er vist i TABEL 5.

**TABEL 5.** Forsøg med fjernelse af mikroplastkugler.

Forsøg nr.	Antal mikroplastpartikler brugt	Antal mikroplastpartikler tabt	Antal mikroplastpartikler fundet i vand	% fjernelse af mikroplast
1 (Kun filter)	84	1	83	0
2 (Biosorption)	96	~20	0	100
3 (Slam - kagefiltrering)	95	0	0	100
4 (Indløbsvand - kagefiltrering)	75	5	6	91,4

Ved forsøg 2 med biosorption var der en andel af mikroplast tilbage i glasset, efter at væsken var blevet hældt over filteret. Dette skyldes, at væsken skal hældes forsigtigt over båndfilteret for ikke at ødelægge slamflokkene. I FIGUR 12 er det forsøgt at vise glasset med mikroplastpartikler under UV-lys.



**FIGUR 12.** Mikroplastkugler tilbage i glasset efter omhældning til båndfilter, forsøg 2.

Vandet blev grundigt undersøgt efter båndfilteret, og der blev kun konstateret enkelte partikler ved forsøg 4. Forskellen mellem forsøg 3 og forsøg 4 var primært mængden af filterkage. Resultaterne tyder på, at størrelsen af filterkagen som forventet har betydning for filtreringen af mikroplast. Biosorptionens betydning for tilbageholdelse af mikroplast kræver yderligere studier. Konklusionen er dog klar: båndfilteret kan effektivt tilbageholde mikroplastpartikler mindre end filterstørrelsen, hvilket er nødvendigt for at tilbageholde de mindre mikroplastpartikler og samtidig opretholde tilstrækkelig hydraulisk kapacitet på filteret.

## 8. Pilotforsøg på Nordøst Renseanlæg

Der er gennemført pilotskalatest til vurdering af båndfilterets effektivitet til fjernelse af organisk stof (COD) og mikroplast på Nordøst Renseanlæg. Nordøst Renseanlæg er valgt som testsite fremfor Ejby Mølle Renseanlæg, da biosorptionen ikke kunne etableres i praksis på Ejby Mølle Renseanlæg.

Formålet med forsøgene var at efterprøve fjernelsen af COD på 80 % samt mikroplast i pilotforsøg, hvor variationer i spildevandet er en væsentlig faktor. I pilotforsøgene ønskes det at teste dels båndfilterets evne til at fjerne COD fra spildevandet, dels rensningsgradens sammenhæng med biosorption og polymertilsætning. Samtidigt var det et mål indirekte at undersøge den dannede filterkages beskaffenhed og båndfilterets kapacitet.

### 8.1 Pilotanlægget

Pilotforsøg med et båndfilter blev udført på Nordøst Renseanlæg. Råspildevand blev taget fra indløbet efter sand/fedtfang og pumpet til pilotanlægget. Dette var udformet med to stk. serieforbundne, omrørte tanke, hver på 600 l, til biosorptionen efterfulgt af en standard-AL-2-båndfilterenhed udstyret med tre små forblenderkar med mulighed for tilsætning af polymerer (og koagulant, som dog ikke blev benyttet) (se FIGUR 13 og 14). Anlægget gav således mulighed for at undersøge effekten af tilsætning af bioslam og polymerer forud for filtreringen og for at tillade opholdstid til biosorption. Selve båndfilteret bestod af et 2,8 m langt og 300 mm bredt filterbånd. Efter indledende undersøgelser blev dette anlæg erstattet med en mindre båndfilterenhed for at udføre kapacitetsstudier og optimere båndfilteret på baggrund af de indledende resultater.

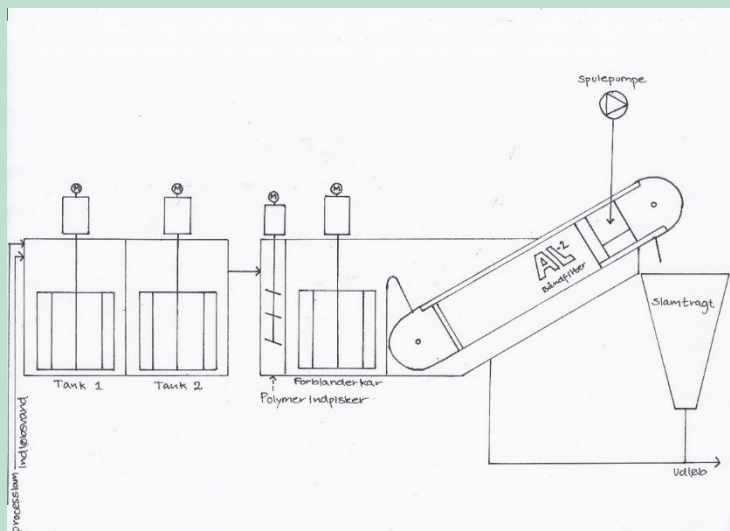


**FIGUR 13.** Pilotanlæg.

Øverst: De to biosorptionstanke a 600 l med hver sin omrører. Th. ses slangepumpe til spildevand.

Nederst: Båndfilterenhed set fra trækvalsen. Før indløb til selve båndfilteret findes tre stk. 20 l forblendingskar med omrøring for tilførsel og indblanding af polymerer.

Polymerer blev tilsat i 2. forblendingskar. Båndfilterenheden var placeret i container.



**FIGUR 14.** Principskitse (snit) af pilotanlæg. AL-2 Teknik.

Tilløbspumpen havde en kapacitet på 3-6 m<sup>3</sup>/h, hvilket muliggjorde en opholdstid i biosorptionstankene på op til 25 minutter. Processlam blev ledt til anlægget direkte fra udløbet af renseanlæggets aerobe processtanke.

## 8.2 Fremgangsmåde for undersøgelser af potentialer for COD-fjernelse ved båndfiltrering

Forud for målinger af COD før og efter filteret kørte filteranlægget 90 minutter med de givne indstillinger, fx hvor processlam tilføres biosorptionstanke i den valgte mængde. Denne driftstid skal sikre, at der er sket en udskiftning af vand og slam i de to biosorptionstanke med omrøring på mere end 95 %, så der er stabile og ensartede forhold i pilotanlægget.

Udtag af prøver efter båndfilter skete 30 minutter efter udtag af prøver på tilløbet, svarende til ca. en gangs vandets opholdstid i anlægget. Prøvetagning blev foretaget som blandeprøver af tre gange 15 ml spildevand udtaget med 2 minutters mellemrum.

Vandprøver til måling af opløst COD blev filtreret gennem et 0,45 µm glasfiberfilter før analyse. COD-analyser udførtes jf. retningslinjer for Nanocolour fra Frisenette ApS med brug af Nanocolour Vario 4 varmeblok og efterfølgende spektrofotometrisk måling i Nanocolour 500D spektrofotometer.

Prøver af båndfilterets filterkage blev udtaget som et 5 cm skrab fra båndfilterets top til efterfølgende bestemmelse af tørstofindhold.

### 8.2.1 Første forsøgsrunde (3.-4. november 2016)

Der blev i første forsøgsrunde fokuseret på at udfordre biosorptionen og arbejde med meget høje koncentrationer af slam, selvom det i praksis ikke vil være muligt at have så meget slam til rådighed på renseanlæggene.

I første forsøgsrunde blev der tilsat bioslam til spildevandet i en mængde på 290 l/time og med et indhold på ca. 5 g SS/l. Spildevandsflowet var i dette forsøg fast på 3 m<sup>3</sup>/t, og tørstofmålinger i biosorptionstankene viste et indhold på 680-770 g SS/m<sup>3</sup>. Slammet blev tilsat biosorptionstankene i det forsøg, hvor biosorptionstid var ønsket, og i de forsøg, hvor biosorptionstiden skulle være nul, blev slammet i stedet tilsat til båndfilterets første blandekammer, lige før til sætning af polymerer.

De variable forhold i første forsøgsrunde var:

**Biosorptionstid**, to niveauer: Lav (0 minutter, dvs. bypass af biosorptionstanke) og Høj (22 minutter, svarende til et samlet flow på 3,3 m<sup>3</sup>/h og et volumen i biosorptionstankene på 1,2 m<sup>3</sup>).

**Polymertilsætning**: To niveauer: Højt niveau (som vurderet ud fra jartest giver en god flokkulering, sat til 0,010 l flydende produkt per m<sup>3</sup> spildevand); Lavt niveau (0,005 l flydende polymerer pr. m<sup>3</sup> spildevand). Desuden centerpunktniveau (dosering 0,007 l/m<sup>3</sup>). Angivne doseringsmængder er rent flydende polymerprodukt med 47 % aktivt stof af produktet Praestol K128L fra Dankalk.

Første forsøgsrunde blev gennemført som et 2 x 2 faktorforsøg med 3 centerpunkter (disse med en biosorptionstid på 22 minutter og en polymerdosering på 0,007 l/m<sup>3</sup>).

### 8.2.2 Anden forsøgsrunde (14.-15. november 2016)

Den anden forsøgsrunde havde til formål at undersøge, om tilsætning af lavere koncentrationer (0,5 g SS/l) af bioslam havde en effekt på fjernelsen af COD og på båndfilterets kapacitet og tørstofindhold i filterkagen. Indløbsflow blev under disse forsøg reduceret til 2,5 m<sup>3</sup>/t.

De variable forhold i 2. forsøgsrunde var:

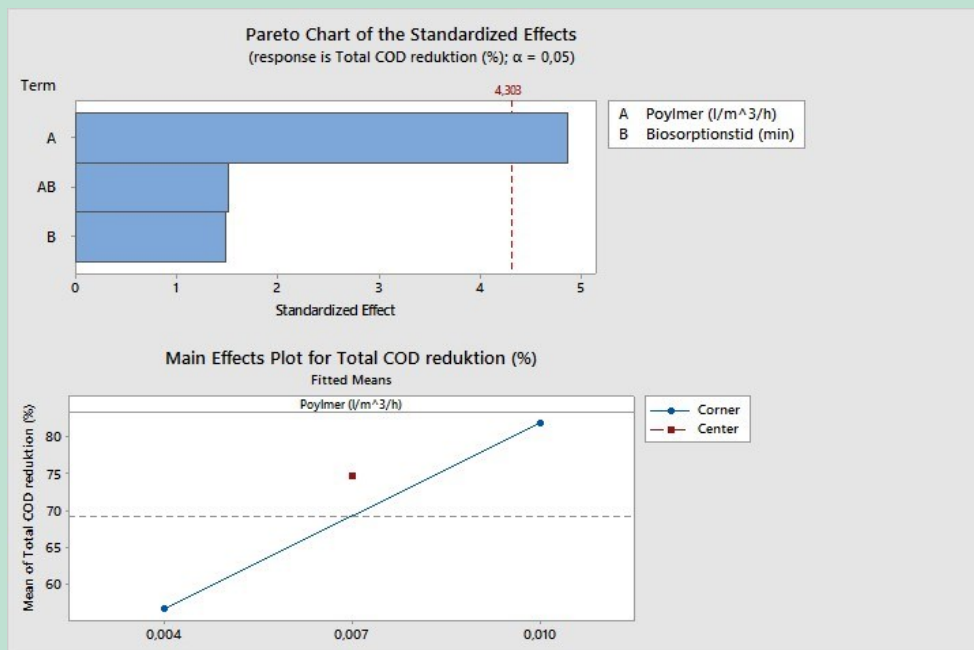
**Slamkoncentrationens** to niveauer: Lav (intet bioslam tilsat) og høj (tilsat slammængde ca. 0,5 g SS/l).

Der blev gennemført to gentagelser af forsøget med processlam og tre gentagelser uden tilsat slam.

### 8.3 Forsøgsresultater for COD-fjernelse ved båndfiltrering

For hvert forsøg blev COD-reduktionen fundet som forskellen mellem COD i indløb og COD i det rensede spildevand efter filtrering (der blev målt både total-COD og opløst COD begge steder).

På FIGUR 15 er resultatet fra forsøgsrunde 1 vist for total-COD. Det ses, at der er signifikant effekt af polymerdoseringen, mens der ikke er signifikans for biosorptionstiden. Desuden er der observeret en betydelig forskel i reduktionsgraderne for total-COD, der i forsøget spænder fra ca. 40 % reduktion til over 80 % reduktion.



**FIGUR 15.** Resultater af 1. runde pilotforsøg: total-COD-reduktion over båndfilter.

Paretoplot af resultat af variansanalyse (ANOVA) af forsøgsresultater, der viser signifikans for effekt på COD-fjernelse som følge af polymerdosering, mens biosorption under de givne vilkår ikke påvirker COD-fjernelsen signifikant (95 %-niveau). Nederste plot viser effekten af poly-  
mertilsætning på fjernelsen af total-COD (abscisseakse er tilsat polymermængde i l/m<sup>3</sup>).

For målinger af opløst COD var der ikke nogen signifikante effekter på rensegraden af hverken polymerdosering, biosorptionstid eller interaktionen mellem de to faktorer.

De faktiske forsøgsresultater fra det første forsøg er vist i TABEL 6.

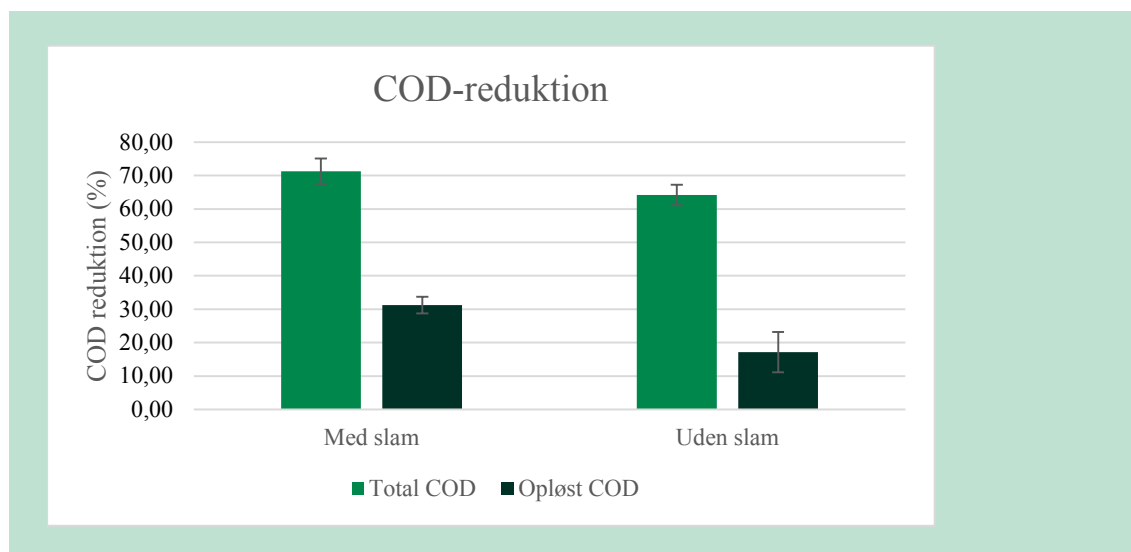
**TABEL 6.** Forsøgsindstillinger og resultater for den første forsøgsrække i pilotskala. Indløbsflow er konstant på 3 m<sup>3</sup>/h.

Forsøg nr.	Dato	Biosorptions-tid	Polymerdose-ring	Reduktioner				Bånd-filter	
				CODtot		CODopl			Drift
				mg/l	mg/l	%	%		
Min.	l/m <sup>3</sup> /h	mg/l	mg/l	%	%	%			
1	03-nov	0	0,01	617	37,8	81,9	26,5	76	
2	03-nov	34	0,007	446	45,5	72,5	28,1	84	
3	04-nov	34	0,01	279	25,8	81,8	29,8	42	
4	04-nov	34	0,007	461	38,23	80,9	35,4	86	
5	04-nov	0	0,004	400	44,7	48,9	28,7	100	
6	04-nov	34	0,004	739	57,8	64,4	35,1	100	
7	04-nov	34	0,007	689	63,0	82,1	46,0	80	

Det kan på baggrund af forsøgsresultaterne i TABEL 6 konkluderes, at en lav tilsætning af polymerer medfører en lav fjernelse af total-COD (henholdsvis 49 % og 64 % reduktion). De øvrige forsøg viste uanset biosorption en høj fjernelse af COD på over 80 %.



FIGUR 16 viser resultatet af COD-reduktionen i 2. runde pilotforsøg, hhv. med og uden tilsat bioslam.



**FIGUR 16.** Reduktion i total-COD og opløst COD over pilotanlægget, 2. forsøgsrunde.

Der er foretaget to gentagelser med processlam og tre gentagelser af forsøget uden tilsat slam. Beregnet standardafvigelse er indsat.

Det ser ud til, at tilsætning af slam for disse forsøg har en effekt på fjernelsen af COD, om end effekten især på det totale COD-indhold er meget begrænset. Det konkluderes, at effekten af biosorption med de slamkoncentrationer, der er arbejdet med i forsøget (svarende til et optimistisk bud på de slamkoncentrationer, man maksimalt vil kunne tilsætte som overskudsslam fra et B-stage-renselanlæg), er meget begrænset. Etablering og drift af biosorptionstanke i et fuldskalaanlæg vil medføre en ganske betydelig omkostning til etablering. Der er derfor ikke på baggrund af de opnåede resultater med pilotforsøg på Nordøst Renselanlæg noget belæg for at anbefale at etablere biosorptionstanke på et fuldskalaanlæg. En effektiv polymerdosering ser ud til at være den væsentligste parameter at arbejde med.

Tilsætning af slam umiddelbart før båndfilter, og dermed uden mulighed for egentlig biosorption, ser ud til at have en lille positiv effekt på COD-fjernelsen, især på den opløste fraktion. Det er dog så lille en effekt, der er observeret, hvorfor det er valgt ikke at arbejde videre med biosorptionen i forbindelse med forsøgene i Svendborg. Det er desuden problematisk, at biosorptionen medfører forøget behov for polymerer, da polymerdoseringen er afhængig af SS i blandingen.

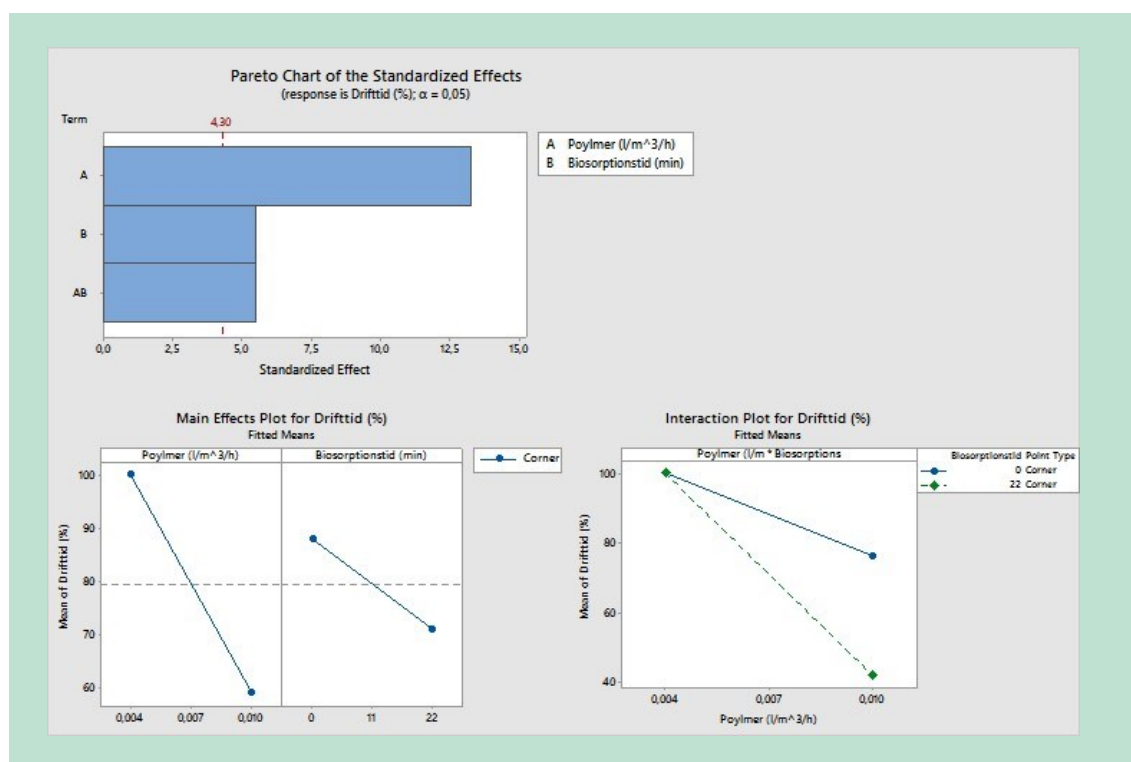
#### 8.4 Filterkagens karakter og båndfilterets hydrauliske kapacitet

Ud over båndfilterets effekt med hensyn til reduktion af COD (og mikroplast) fra spildevandet er filterkagens hydrauliske egenskaber af stor betydning i forhold til båndfilterets kapacitet, og dermed det nødvendige båndareal til et givent fuldskalaanlæg.

Tørstofindholdet i det slam, der opsamles på båndfilteret, er desuden af interesse for kapaciteten af et efterfølgende biogasanlæg til udrådning af slammet. Målinger af båndfilterets relative driftstid og det fjernede slams tørstofindhold bidrager til at belyse disse forhold.

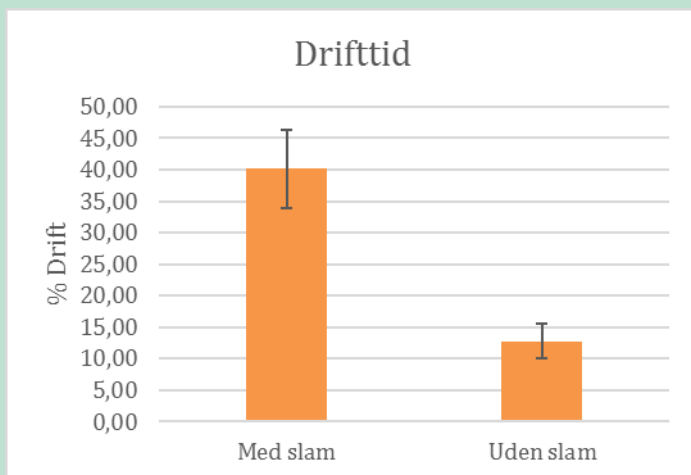
I FIGUR 17 og FIGUR 18 er båndfilterets driftstid vist i procent af den totale tid for forsøgets gennemførelse i hhv. 1. og 2. runde. En lav driftstid indikerer høj hydraulisk ledningsevne for filterkagen, og at der dermed kan opsamles mere slam pr. m<sup>2</sup> filterbånd, før båndet skal ren-

ses. Ved 100 % driftstid er båndfilterets kapacitetsgrænse nået med den givne tilladelige opstuvning over filteret.



**FIGUR 17.** Effekt af forsøgsvariable på båndfilterets driftstid (1. runde).

Øverst er vist paretoplot af effekt. Der er signifikans på 95 %-niveau for effekt af både polymerer og biosorptionstid. Effekt af interaktionen mellem de to faktorer er også signifikant. Nederst er vist effekten af de enkelte faktorer og af interaktionen mellem dem.

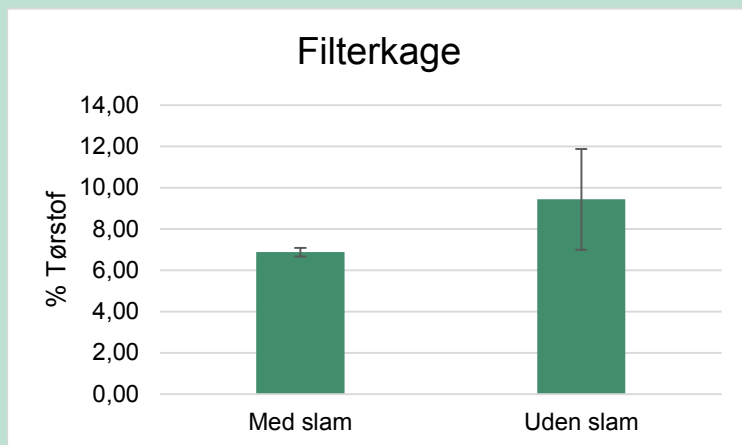


**FIGUR 18.** Båndfilterdriftstid med og uden tilsat bioslam.

I 2. forsøgsrunde blev båndfilterets driftstid målt med og uden tilsat bioslam. Driftstiden er trækvalsens driftstid i procent af den samlede tid til forsøgets gennemførelse.

Som det blev set i screeningsforsøgene i laboratoriet, viser pilotforsøgene ligeledes, at tilsætning af polymerer påvirker filterkagens hydrauliske egenskaber (her målt som båndfilterets driftstid), meget markant. En passende (i dette tilfælde høj) dosering af polymerer har stor betydning for filterkagens hydrauliske egenskaber og dermed for, hvor meget kage der kan opsamles på filterbåndet pr. m<sup>2</sup>. Ved lav polymertilsætning var flokkuleringen af spildevandets partikler så dårlig, at båndfilteret måtte køre uafbrudt (100 % driftstid). Der er også signifikans for, at højere biosorptionstid giver bedre kageegenskaber, og at effekten af polymertilsætning og biosorptionstid forstærker hinanden. Det ses af 2. forsøgsrunde, at tilsætning af bioslam påvirker båndfilterets hydrauliske kapacitet negativt, således at bioslam tilsat spildevandet betyder, at båndfilterets driftstid øges (og filterets hydrauliske kapacitet således reduceres). Den rette dosis af polymer giver slammet en lav specifik kagemodstand (jf afsnit 5.2) men meget slam betyder samlet af den hydrauliske modstand i filterkagen øges. Dette er endnu en begrundelse for ikke at arbejde videre med biosorptionen.

Filterkagens tørstofindhold blev undersøgt i både 1. og 2. forsøgsrunde. I 1. forsøgsrunde lå tørstofindholdet i slam fra båndfilteret på ca. 7-8 %, og der blev der ikke fundet nogen signifikant effekt af forsøgets variabler på tørstofindholdet. Tilsvarende blev filterkagens tørstofindhold sammenlignet i 2. forsøgsrunde. Resultatet heraf er vist i FIGUR 19. Der er igen ikke nogen signifikant forskel i filterkagens tørstofindhold med og uden tilsat bioslam. Tørstofindholdet ligger ligeledes her på 6-9 % TS i filterkagen, hvilket svarer nogenlunde til for-afvandet primærslam, og vil være et fornuftigt udgangspunkt som råvare til biogasanlæg uden yderligere forbehandling.



**FIGUR 19.** Filterkagens tørstofindhold. 2. forsøgsrunde, hhv. med og uden tilsætning af bioslam vist med standardafvigelse angivet.

### 8.5 Forsøgsresultater for fjernelse af fluorescerende mikroplast over pilotanlægget

Udfordringer med analyse af mikroplast har medført, at projektet er gennemført med tilsætning af fluorescerende mikroplast for at eftervise renseseffektiviteten af mikroplast over båndfilteret i pilotskala. Med disse kontrollerede forsøg er det muligt at foretage reproducerbare forsøg med fjernelse af mikroplast. Dog kun i forhold til fjernelse af ca. 100 µm partikler.

Måling af mikroplast har vist sig at være særdeles udfordrende. Derfor er det besluttet også at benytte de fluorescerende mikroplastkugler fra laboratorieundersøgelserne i pilotskala. Forsøget blev udført med følgende indstillinger:

- Flow: 2,5 m<sup>3</sup>/t
- Polymerforbrug 10 ml/m<sup>3</sup>
- Ingen tilsætning af slam.

Efter at anlægget havde opnået en stabil drift, blev der tilsat mikroplastpartikler med en størrelse på 90-106 µm. Der blev tilsat 0,5381 g mikroplastpartikler, svarende til 1.002.630 partikler.

Efter tilsætningen af mikroplastpartiklerne blev det rensede vand de første 2 min kasseret, da mikroplastpartiklerne ikke har kunne nå at komme igennem filteret og de efterfølgende 25 m slange til udløbet. Efter 2 min blev vandet opsamlet i 12 min på et 40 µm filter, hvorved mikroplastpartiklerne blev tilbageholdt. Opstilling med slangen og opsamlingsfilteret kan ses i FIGUR 20.



**FIGUR 20.** Opsamling af mikroplast kugler efter båndfilteret.

De 12 min blev vurderet til at være tilstrækkelig, da vandet herved blev udskiftet i båndfiltersystemet ca. 3 gange, hvorved alle mikroplastpartikler burde komme gennem anlægget.

Filteret til at opsamle ikke-fjernede mikroplastpartikler blev analyseret ved at udtage 12 % af arealet, som herefter blev talt 2 gange. Da de tilsatte mikroplastpartikler var fluorescerende ved UV-belysning, var det relativt let at tælle partiklerne vha. en UV-lampe. Resultaterne kan ses i TABEL 7.

**TABEL 7.** Resultat af mikroplastfjernelse.

Mikroplastoptyælling 1	350 partikler
Mikroplastoptyælling 2	356 partikler
Middel	353 partikler
Analysert areal	12 %
Antal partikler på hele filteret	2928 partikler
Fjernelsesgrad	99,7 %

Der var problemer med at belaste båndfilteret over  $2,5 \text{ m}^3/\text{h}$ , hvilket kan skyldes høje koncentrationer af salt, da der var meget smeltevand i indløbspildevandet. Dette resulterede i, at der ikke kunne køres med så høje flow, ligesom der skulle tilsættes mere polymer for at opnå en tilfredsstillende flokkulering.

## 8.6 Delkonklusion, pilotforsøg Nordøst Renseanlæg

Konklusion af pilottest på Nordøst Renseanlæg er således, at det er muligt med båndfiltrering at opnå høje COD-fjernelsesrater på helt op til 80 % målt på total-COD. Tilsætning af polymer påvirker fjernelseeffektiviteten væsentligt og har også gavnlig virkning på den hydrauliske kapacitet af båndfilteret. Etablering af biosorption har med de anvendte slamkoncentrationer på ca.  $0,5 \text{ kg SS/m}^3$  kun en beskedent positiv effekt på den totale COD-fjernelse og lidt større effekt på fjernelsen af opløst COD. Tilsætning af bioslam påvirker båndfilterets hydrauliske kapacitet negativt i væsentlig grad. Samtidig medfører tilsætning af slam ved biosorptionen et ekstra behov for tilsætning af polymer, og det vurderes, at denne ekstraomkostning til polymer ikke giver den ønskede merværdi i forhold til fjernelsen af COD.

Konklusionen på pilotforsøgene er, at den væsentligste parameter til at opnå 80 % fjernelse af organisk stof over båndfilteret er polymeren. Polymeren bidrager til at fjerne den partikulære organiske fraktion i forbindelse med filtreringen. Der er dog også en lang række andre forhold som har indflydelse på fjernelsen af organisk stof i forbindelse med filtrering. Eksempelvis formodes det, at der i forbindelse med forsøgene er arbejdet med så høje koncentrationer af polymer, at det har overskygget de andre faktorer, som kan have indflydelse på fjernelsen af organisk stof

Baseret på målinger for fjernelse af de fluorescerende mikroplastkugler er det muligt at fjerne 99,7 % af mikroplasten. Forsøgene har dog være udført ved et lavt flow, og de kunne med fordel gentages ved et højere og mere retvisende flow, og derfor er forsøgene gentaget i Svendborg ved højere flow

# 9. Pilotforsøg på Svendborg Renseanlæg

Pilotforsøgene er gennemført på Svendborg Renseanlæg for at verificere renseresultaterne fra Nordøst Renseanlæg på et andet anlæg. Forsøgene på Svendborg Renseanlæg er udført med et tilsvarende båndfilter som testet på Nordøst Renseanlæg, og indløbsvandet er taget efter det beluftede sand- og fedtfang. Forsøgene er gennemført uden biosorption.

Formålet med forsøgene er at undersøge båndfilterets kapacitet og opnå 80 % kulstofhøst samt at undersøge fjernelsen af mikroplast både med fluorescerende mikroplast og med analyse af mikroplast fra prøver ind og ud af båndfilteret.

## 9.1 Pilotforsøg med COD-høst i Svendborg

Der er udført syv forsøg med båndfilteret over fire dage. Forsøgene er udført med henblik på at eftervise båndfilterets rensegrad ved høj belastning og stabilitet ved flere dages forsøg. Der er fokuseret på COD- og N-fjernelse samt fjernelse af tilsat fluorescerende mikroplast.

Efter opstilling af båndfilteret blev polymerforbruget af Praestol K128L fastsat til 15 ml/m<sup>3</sup> indløbsvand. Dette forbrug er ikke optimeret, men et stabilt udgangspunkt til at udføre forsøg.

De syv forsøg er udført med flowindstillinger som vist i TABEL 8. De valgte flowværdier var de eneste mulige med de installerede pumper.

**TABEL 8.** Flowindstillinger under forsøgene.

Forsøg nr.	Flow (m <sup>3</sup> /t)
1 (dag 1)	4,9
2 (dag 1)	3,7
3 (dag 1)	4,9
4 (dag 2)	2
5 (dag 3)	2
6 (dag 4)	4,9
7 (dag 4)	6

I forbindelse med forsøgene er der mål på total-COD, opløst COD og total-N før og efter filteret. Total-COD er målt på alle forsøg. Opløst COD og total-N er målt på dag 1 og dag 4. Analyseresultaterne og rensegraderne er vist i TABEL 9, TABEL 10 og TABEL 11.

**TABEL 9.** Forsøgsresultater for fjernelse af total-COD.

Forsøg nr.	Flow (m <sup>3</sup> /t)	COD ind (mg/L)	COD ud (mg/L)	% Total-COD Fjernet
1 (dag 1)	4,9	407	69	83
2 (dag 1)	3,7	541	98	82
3 (dag 1)	4,9	630	120	81
4 (dag 2)	2	149	29	79
5 (dag 3)	2	149	27	81
6 (dag 4)	4,9	353	73	79
7 (dag 4)	6	542	75	86

**TABEL 10.** Forsøgsresultater for fjernelse opløst COD.

Forsøg nr.	Flow (m <sup>3</sup> /t)	Opl. COD ind (mg/L)	Opl. COD ud (mg/L)	% Opl. COD Fjernet
1 (dag 1)	4,9	86	67	22
2 (dag 1)	3,7	108	81	25
3 (dag 1)	4,9	139	116	16
6 (dag 4)	4,9	61	52	15
7 (dag 4)	6	76	76	0

**TABEL 11.** Forsøgsresultater for fjernelse af total-N.

Forsøg nr.	Flow (m <sup>3</sup> /t)	Total-N ind (mg/L)	Total-N ud (mg/L)	% Total-N fjernet
1 (dag 1)	4,9	43	37	15
2 (dag 1)	3,7	60	47	22
6 (dag 4)	2	27	20	23

Resultaterne har været varierende, men generelt tilfredsstillende. Den største afvigelse er registreret for opløst COD ved forsøg 7, hvor der ikke er målt fjernelse af opløst COD. Dette skal undersøges nærmere, men forventes at skyldes prøveudtagningsusikkerheder eller analyseafvigelser.

Analysedata viser en tilfredsstillende fjernelse af total-COD med en middelværdi for alle forsøg på 82 %. For opløst COD fjernes i gennemsnit 15 % inkl. forsøg 7, som var uden fjernelse. Målingerne for total-N viser en fjernelse på 21 %. Resultaterne er uafhængige af flow og organisk belastning, og regnvejr på nogle af testdagene kan ikke direkte registreres i rensegraderne. Tørstofindholdet i filterkagen er bestemt for de 3 første forsøg og varierer mellem 12,5 og 13 % TS, hvilket er højere end forventet.

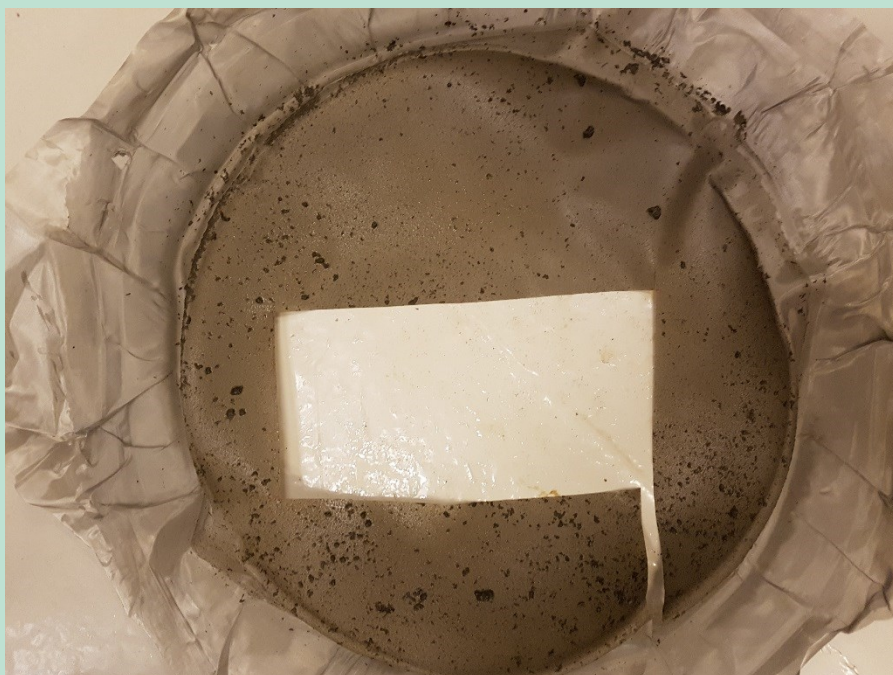
Ved forsøgene er båndfilteret belastet med flow op til 6 m<sup>3</sup>/t, hvilket var det maksimale, pumperne kunne levere. Båndfilteret var ved dette flow ikke maksimalt belastet, da filteret ikke på noget tidspunkt kørte på maksimale båndhastigheder. Ved dette flow ses den største fjernelse af total-COD på 86 %. Det tyder derfor ikke på, at båndfilterets fjernelsesgrad er presset ved dette vandflow, hvorfor yderligere flowtest er nødvendige for at finde det endelige belastningspotentiale. Polymerforbruget forventes at hænge sammen med belastningsgraden af båndfilteret, og det er usikkert, om et større polymerforbrug vil øge båndfilterkapaciteten. En præcis sammenhæng skal dog fastlægges for det enkelte rensningsanlæg.



## 9.2 Fjernelse af mikroplast

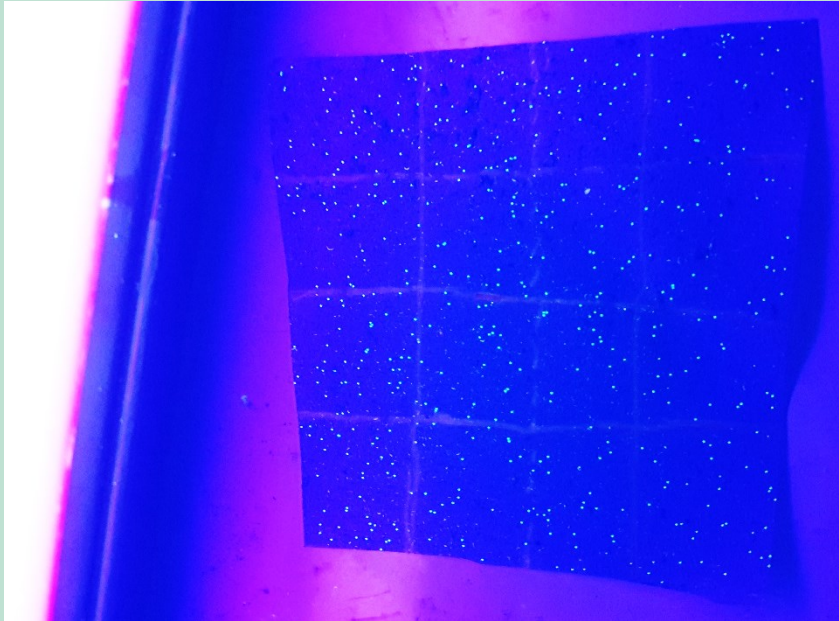
Som på Nordøst er der også gennemført forsøg med de fluorescerende mikroplastkugler. Der er benyttet en lignende opstilling, men den store slangevolumen var ikke nødvendig i Svendborg. Filteret til opsamling af de tilsatte 100 µm mikroplastkugler blev hurtigere tilstoppet, hvorfor opsamlingstiden blev reduceret, og vandet blev kun udskiftet 2,4 og 1,5 gange.

Der blev udført to forsøg med mikroplastkuglerne, forsøg 2 og forsøg 3, ved et flow på henholdsvis 3,7 og 4,9 m<sup>3</sup>/t. Ved forsøget blev der talt partikler på 23 % af filterarealet for at opnå et mere repræsentativt resultat. De analyserede områder blev tilfældigt udvalgt på filteret som illustreret i FIGUR 21.



**FIGUR 21.** Udklipet og analyseret areal af opsamlede mikroplastkugler.

De fluorescerende mikroplastkugler kunne forholdsvis let tælles, som det kan ses i FIGUR 22, hvor kuglerne UV-belyses.



**FIGUR 22.** Udklipet og analyseret areal af opsamlede mikroplastkugler.

Resultatet af forsøgene er vist i TABEL 12.

**TABEL 12.** Resultat af forsøg med mikroplastfjernelse i Svendborg.

	<b>Forsøg 2</b>	<b>Forsøg 3</b>
<b>Antal tilsatte partikler</b>	<b>1000207</b>	<b>997040</b>
<b>Mikroplast filter 1</b>	<b>519</b>	<b>345</b>
Mikroplast filter 2	628	523
Middel partikler/cm <sup>2</sup>	5,98	4,5
Analysert areal	23.1%	23.3%
Antal partikler på hele filteret	4961	3734
Fjernelsesgrad	99,5 %	99,6%

Mikroplastfjernelsesgraden er på niveau med resultatet fra Nordøst og dette resultat vurderes at være særdeles positivt.

### **9.3 Delkonklusion på forsøg i Svendborg**

Der er gennemført forsøg, hvor båndfilteret har kørt stabilt over fire dage med varierende flow og stofbelastning.

Der er ved pilotforsøgene i Svendborg fundet rensegrader på gennemsnitligt ca. 80 % for organisk stof over båndfilteret. Der fjernes ca. 20 % kvælstof, og tørstofindholdet af slammet er oppe på ca. 13 %, hvilket er særdeles tilfredsstillende, men måske også så højt, at det kan blive vanskeligt at pumpe. Fjernelsen af mikroplast over båndfilteret er også for Svendborg Renseanlægs vedkommende over 99 %.

### **9.4 Sammenligning af forsøg på Nordøst og Svendborg Renseanlæg**

På Nordøst Renseanlæg er der fundet varierende fjernelse af total-COD på gennemsnitligt 64 %, se TABEL 11. Der er ved pilotforsøgene arbejdet med polymerdosering på 0,010 l/m<sup>3</sup>.

Højere dosering og højere COD-koncentrationer har vist over 80 % fjernelse i forbindelse med forsøgene i Svendborg (med 0,015 l/m<sup>3</sup> polymer). Det er derfor uvist, om det er polymerdoseringen, eller det er en større andel af opløst COD, som ikke fjernes med et filter, der har resulteret i lavere COD-fjernelse på Nordøst Renseanlæg. Det kræver mere omfattende tests i fuldskala at undersøge disse sammenhænge.

**TABEL 13.** Sammenligning af forsøgsresultater fra de to forsøgslokaliteter for gennemførelse af pilotskalaforsøg over båndfilteret.

	<b>Nordøst</b>	<b>Svendborg</b>
Total-COD i indløbet	465 mg/l	495 mg/l
Opløst COD i indløbet	148 mg/l	94 mg/l
Reduktion i total-COD	64 %	82 %
Reduktion i opløst COD	17 %	14 %

# 10. Analyse af mikroplast på Ejby Mølle og Svendborg Renseanlæg

## 10.1 Introduktion

I dette kapitel vises kvantitative resultater fra Ejby Mølle og Svendborg Renseanlæg vedr. fjernelsespotentialer for mikroplast i ind- og udløbsamt en enkelt analyse vedr. filtreringsevne for mikroplast over båndfilteret. Forskellige typer af mikroplast er identificeret, herunder forskellige partikelstørrelser, ligesom antallet er bestemt.

Det skal indledningsvist understreges, at analyse af mikroplast har vist sig at være langt mere kompliceret end først antaget. Fokus i projektet er derfor flyttet fra udvikling af en valid såvel som billig analysemetode til mikroplast, til udvikling af en metode, som i første omgang er valid, og som på et senere tidspunkt også kan blive omkostningseffektiv.

Udover de vigtige trin med oprensning og densitetsseparation har der i projektet været stort fokus på at udvikle en automatiseret Ramanspektroskopisk identifikationsmetode til mikroplast, således at en stor mængde partikler kan identificeres og analyseres med minimalt brug af ressourcer. Traditionelt set har identifikationsprocessen krævet en høj grad af manuelt arbejde med analyse af partikler på enkeltpartikelniveau, men med den videreudviklede metode i projektet kan flere tusinde partikler analyseres i en kørsel, fx henover natten. Det skal dog også understreges, at metoden ikke er endelig færdigudviklet, men vil kræve yderligere tilpasning og validering, for at så mange mikroplastpartikler som muligt identificeres på sikker vis.

## 10.2 Analyseprogram

Der er udtaget spildevandsprøver på Ejby Mølle Renseanlæg og Svendborg Renseanlæg til analyse af mikroplast. De udtagne prøver er behandlet i laboratoriet, hvor der først er foretaget oprensning og densitetsseparation jf. afsnit 4.2 med henblik på at separere mikroplasten fra de øvrige partikler i prøverne. Efterfølgende er der foretaget identifikation med Ramanspektroskopi.

Der er udtaget prøver til analyse af mikroplast på Ejby Mølle Renseanlæg og Svendborg Renseanlæg. Følgende prøver er udtaget:

- Indløbsprøver udtaget som stikprøver og 300 ml indløbsvand er oprenset og analyseret i laboratoriet
- Udløbsprøver udtaget over 5-10 min. ved at filtrere 200 l udløbsvand over et 20 µm filter
- Udløbsprøve på 200 l udtaget over 5-10 min. efter båndfilteret (kun for forsøg i Svendborg)
- Rejektvandsprøver udtaget som stikprøver, og 300 ml er oprenset og analyseret i laboratoriet.

Rejektvandsprøverne er forsøgt analyseret for at sikre, at det mikroplast, som fjernes over båndfilteret og ender i slammet, ikke kommer tilbage på renseanlægget via rejecktandsstrømmen. Det har dog efterfølgende vist sig specielt udfordrende at analysere rejecktandsprøverne.

I forbindelse med oprensningen er der gennemført forsøg med genfindning af fluorescerende PE-mikroplast. Det blev konstateret, at med en høj magnetomrøring over 9 dage skete en delvis nedslidning af plasten. Omrøringen er derfor blevet reduceret til et minimum.

Der er i forbindelse med forsøgene ikke gennemført deciderede blindforsøg, men forsøg gennemført i det tidligere VTUF-projekt (Nielsen et al., 2015) viste ikke tegn på kontaminering af prøverne ved laboratorieanalysen.

Desuden er der gennemført forsøg med fluorescerende plast med henblik på at vurdere, om der tabes mikroplast i forbindelse med densitetsseparationen. Det er observeret, at det er vanskeligt at skylle densitetstragten tilstrækkeligt til at få alle mikroplastpartikler skyllet med ud i prøven til analyse. Sammen med centrifugering fås dog en bedre separation af mikroplasten, så andelen af mikroplast i den endelige prøve er højere, og forsøg med fluorescerende plastpartikler har ikke vist problemer med, at mikroplast tabes i centrifugeringen.

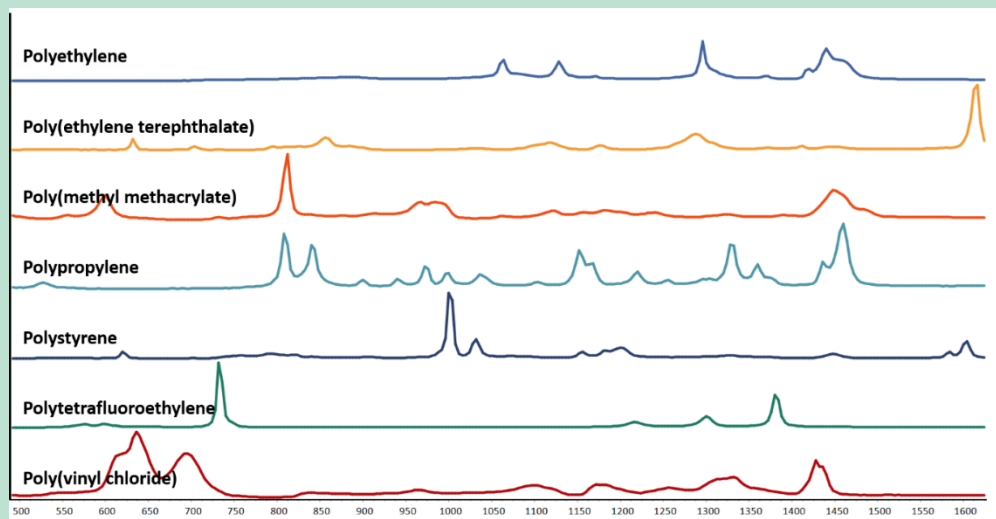


**FIGUR 23.** Fluorescerende mikroplast, som sidder fast i densitetsseparationen - også efter skylning.

### 10.3 Detektion med Ramanspektroskopi

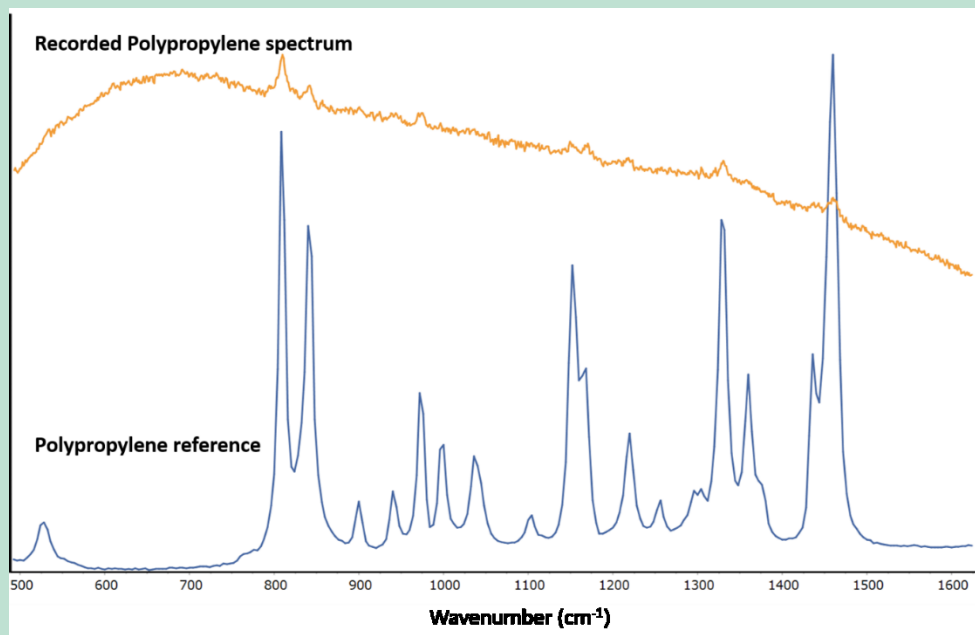
Ramanspektroskopi udføres på et InVia Qontor konfokalt Ramanmikroskop fra Renishaw. Den oprensede væske med mikroplastpartikler overføres til en cirkulær skive af rustfrit stål, der egner sig særligt godt som substrat til Ramanspektroskopi. Efter tørring ved 40 °C afbildedes et repræsentativt område ( $\geq 1 \text{ cm}^2$ ,  $\geq 4.500$  partikler) af skivens overflade med et objektiv med lav forstørrelse. Lyset på mikroskopet justeres for at opnå optimal kontrast. Det resulterende oversigtsbillede behandles i ImageJ, og partiklerne på overfladen lokaliseres vha. en indbygget partikeldetekteringsalgoritme (Schneider et al., 2012). Partiklernes lokalitet læses ind i Raman-mikroskopets software, og partiklerne analyseres automatisk, en ad gangen.

Til alle målinger benyttes et 50x objektiv og en Renishaw Centrus 5134N1 detektor. Det bedste signal opnåedes med en 785 nm high power nærinfrarød (HPNIR) laser med 50 % power, svarende til en effekt på ca. 150 mW på prøven. Til at indsamle data benyttedes et grating med 1.200 l/mm, og optimalt fokus blev holdt vha. Renishaws LiveTrack fokus-tracking-teknologi. For hver partikel indsamles data i mindst otte sekunder, hvilket sikrer bedst mulig data-kvalitet.



**FIGUR 24.** Reference-Ramanspektrum brugt til identifikation af mikroplastpartikler.

De indsamlede data korrigeres efterfølgende for kosmiske stråler og en Direct Classical Least Squares-analyse (DCLS) bruges til at identificere mikroplastpartikler. I metoden sammenlignes den først afledte (1<sup>st</sup> derivative) af de målte spektre med referencespektre fra kendte plasttyper med henblik på at identificere plastpartikler (se FIGUR 25). Ved at sammenligne de afledte spektre fremhæves toppene fremfor baggrundssignalet, hvorved en bedre identifikation opnås.



**FIGUR 25.** Optaget repræsentativt spektrum fra en polypropylen-mikroplastpartikel sammen med referencespektrum.

For hver målt partikel analyseres spektret, og hver plasttype tildeles en score, som skal være højere end en vis grænseværdi, for at partiklen bliver positivt identificeret som en mikroplastpartikel af den givne type.



## 10.4 Resultater og usikkerheder

**TABEL 14.** Resultater fra Svendborg og Ejby Mølle renseanlæg.

Tabellen viser koncentrationen af mikroplast, størrelsen af partiklerne i prøven samt den procentuelle fordeling af de analyserede plasttyper i de målte vandprøver. For prøverne fra Svendborg er der målt to gange på forskellige områder af den samme prøve, mens der for Ejby Mølle er målt på et område på to forskellige prøver.

\*: Det var ikke muligt at måle på rejektivandsprøver fra Svendborg Renseanlæg pga. tilstedeværelsen af polymerer brugt til flokkulering.

§: For to af prøverne førte afdampningen af væske til sammenklumpning af partikler, hvilket vanskeliggør detektion af mikroplast.

Forklaring på forkortelserne: PE: polyethylen; PET: polyester; PMMA: akryl; PP: polypropylen; PS: polystyren; PTFE: teflon; PVC: polyvinylklorid.

	Mikroplast-koncentration (partikler/m <sup>3</sup> )	Partikelstørrelse (median, µm)	PE (%)	PET (%)	PMMA (%)	PP (%)	PS (%)	PTFE (%)	PVC (%)
<b>Svendborg</b>									
Indløb	1-7,6·10 <sup>6</sup>	42,4	0,3	98,2	0,3	0,2	0,8	0,2	0,0
Udløb	6,9-7,6·10 <sup>3</sup>	34,9	26,8	12,9	1,4	10,0	36,0	3,1	9,8
Efter BF	5,6-9,4·10 <sup>3</sup>	45,1	16,4	23,2	4,5	14,7	11,0	24,4	5,8
Rejektivand*	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Ejby Mølle</b>									
Indløb 1	3,2·10 <sup>6</sup>	22,4	49,3	1,3	0,0	8,0	12,0	29,3	0,0
Indløb 2 <sup>§</sup>	3,8·10 <sup>5</sup>	29,3	0,0	16,7	0,0	50,0	0,0	33,3	0,0
Udløb 1	1,8·10 <sup>3</sup>	30,2	10,5	5,3	0,0	52,6	5,3	26,3	0,0
Udløb 2 <sup>§</sup>	0,2·10 <sup>3</sup>	21,9	50,0	0,0	0,0	0,0	0,0	50,0	0,0
Rejektivand	4,6·10 <sup>6</sup>	20,9	1,4	0,0	1,4	9,7	2,8	83,3	1,4

Ud fra TABEL 14 kan det konkluderes, at der er tale om betydelige fjernelsesgrader af mikroplast. Både på Svendborg Renseanlæg og på Ejby Mølle Renseanlæg reduceres mikroplastpartiklerne med en faktor ca. 10<sup>3</sup>, og dermed viser analyserne, at der er tale om en reduktion af mikroplast gennem renseanlæggene på over 99 %. Danske undersøgelser fra 10 danske renseanlæg (Vollertsen og Hansen, 2017) viser tilsvarende høje fjernelsesgrader.

I udløbet fra renseanlæggene er der 200-94.000 partikler. Der er fundet flest partikler i Svendborg, som heller ikke i forbindelse med prøvetagningen havde en optimal sedimentation. Specielt data fra Ejby Mølle Renseanlæg svarer til niveauer i udløbet, som er målt med FTIR i internationale undersøgelser, om end undersøgelserne viser meget varierede udledninger af mikroplast (Løkkegaard et al., 2017). Det rensede spildevand for Svendborg efter båndfilteret er næsten lige så rent som udløbet fra renseanlægget, hvilket underbygger de høje fjernelsesgrader, der var fundet ved forsøg med fluorescerende mikroplast.

Analysen af rejektivandsprøven har været en udfordring, men det er lykkedes at få en analyse gennemført for rejektivandet fra Ejby Mølle Renseanlæg, og den viser, at der er nogenlunde lige så meget mikroplast i rejektivandet som i indløbsspildevandet. Rejektivandsflowet dækker kun 1-3 % af det samlede indløbsflow, og derfor vurderes den mikroplast, som tilbageføres via rejektivandet ikke at betyde nogen stor belastning med mikroplast på renseanlægget. Denne observation er specielt vigtig set i forhold til, at der ved båndfiltrering sker en fjernelse af mikroplast i vandfasen. Denne mikroplast opsamles i slammet, og det er vigtigt, at den fra vandfasen fjernede mikroplast ikke kommer tilbage via slammet med rejektivandet.

Det er tankevækkende, at størrelsesfordelingen af mikroplast næsten er ens, uanset om der er tale om indløbs- eller udløbsprøver. Der ses dog en tendens til, at partikelstørrelsen er større for Svendborg Renseanlæg end for Ejby Mølle Renseanlæg, men det vil kræve flere analyser at kunne bekræfte observationen.

Andelen af det totale antal målte partikler, der blev succesfuldt identificeret som mikroplast, varierede fra 0,3-13 % med et tilsvarende faktisk antal positivt identificerede mikroplastpartikler per prøve mellem 30-600.

Af TABEL 14 ses det, at typen af polymer varierer betydeligt for de identificerede mikroplastpartikler. Fx er PET til stede i betydelige mængder i indløbsvandet fra Svendborg Renseanlæg og i mindre mængder i andre prøver. PTFE (teflon) er til stede i betydelige mængder i de fleste prøver, mens PVC kun findes i begrænset omfang. Det er bemærkelsesværdigt, at PTFE ses i store mængder, da den burde være separeret i densitetsseparationen, hvor der benyttes densitet på  $1,6 \text{ g/m}^3$  (se TABEL 1 i kapitel 4). PE, PP og PS ses i varierende koncentrationer i alle prøver (undtaget prøverne markeret med <sup>§</sup>).

Det bemærkes, at der i analysen udelukkende er undersøgt for de mest gængse plasttyper, som angivet i tabellen. Resultatet er altså ikke den totale mængde mikroplast i prøverne men det antages, at de plasttyper, det er valgt at undersøge for, dækker langt størstedelen (ca. 70 %) af den mikroplast, der forventes at forekomme i spildevandet (In Ivo Int-Veen, 2014). I det omfang fibre består af de nævnte plasttyper, er disse også medtaget i analysen, men de helt små fibre kan være presset igennem filteret under oprensning af prøverne.

Det skal understreges, at oprensning og analyse af mikroplastpartikler er forbundet med en række usikkerheder, som ligesom for oprensningsdelen og densitetsseparationen er beskrevet i afsnit 4.2.

Det vurderes, at usikkerhederne overordnet set fører til tab eller manglende identifikation af mikroplastpartikler. De målte tal må derfor nødvendigvis betragtes som mindstemål for mængden af mikroplast i de målte prøver. Det vurderes samtidig, at de relative koncentrationer, som fx bruges til at vurdere rens effektiviteten, er noget mere præcise end de absolutte mikroplastkoncentrationer angivet i tabellen pga. forventningen om systematiske effekter.

Som en del af oprensningen af mikroplastpartikler er der en række filtreringstrin, se også afsnit 4.2. I hvert af disse trin vaskes filtrene grundigt, men der er en risiko for, at nogle partikler bliver siddende tilbage på filteret. Ligeledes er der ved al håndtering af vandholdige prøver en risiko for, at suspenderede partikler vil sidde fast på beholderes sider eller lignende, også selvom der skylles efter med demineraliseret vand. Disse effekter vil føre til, at partikler ikke medtages i den videre analyse, og at det totale antal mikroplastpartikler underestimeres. I oprensningen benyttes en kombineret enzymatisk og oxidativ behandling af prøverne fra rensningsanlæggene. Baseret på litteraturen og på egen erfaring, giver denne behandling den optimale oprensning af partiklerne, hvor organisk materiale fjernes, mens mikroplastpartiklerne påvirkes minimalt. Ikke desto mindre kan behandlingen forårsage nedbrydning af mikroplastpartikler, som enten vil blive nedbrudt til flere mindre stykker eller blive findelt til størrelser under  $20 \mu\text{m}$ , som filtreres væk. Nedbrydning af partikler under oprensning kan dermed potentielt set påvirke måleresultatet i begge retninger.

I densitetsseparationen er der en risiko for, at mikroplastpartikler kan fanges sammen med tungere bundfald og på denne måde blive frasorteret. Ved at anvende centrifugering til at accelerere og effektivisere densitetsseparationen er det muligt at gentage behandlingen og dermed minimere mængden af tabt materiale. Tungere polymertyper som fx teflon (PTFE) risikerer dog at blive tilbageholdt og dermed udelukket fra analysen.



I den udviklede metode anvendes et lysmikroskop til at lokalisere mikroplastpartiklerne. Dette betyder, at gennemsigtige mikroplastpartikler potentielt kan overses og derfor ikke bliver målt. For at minimere effekten af dette anvendes stålskiver med blank overflade, og lyssætningen i kameraet justeres for at optimere kontrasten. Desuden filtreres billederne efterfølgende i programmet ImageJ, før partikeldetektionsalgoritmen køres. Evt. oversete partikler vil føre til et underestimat af det totale antal af mikroplastpartikler.

Området, der udvælges til målingerne af mikroplast, udvælges manuelt og dermed subjektivt. I de indeværende forsøg er områder udvalgt med henblik på at få den bedst mulige partikellokalisering til brug i målingerne. Dette betyder, at områderne indeholder partikler i en passende koncentration, og at disse let kan lokaliseres i ImageJ.

Endelig er Ramanspektroskopi en overfladefølsom teknik, hvor det målte signal afhænger meget af den målte overflades beskaffenhed. Hvis mikroplastpartikler har en belægning på overfladen, er delvist degraderede eller indeholder store mængder pigment, risikeres det, at Ramansignalet fra prøven ikke kan bruges til succesfuld identifikation af mikroplastpartikler.

Disse effekter betyder tilsammen, at risikoen for falske positive identifikationer er meget lille, mens sandsynligheden for falske negative identifikationer er signifikant.

I denne forbindelse er det også relevant at sammenligne med andre forskningsgruppers arbejde. Projektgruppen har således været i dialog med dr. Fischers gruppe i Dresden, som også arbejder med Ramanspektroskopisk detektion af vandige prøver. Gruppen i Dresden har observeret et indhold af identificerede mikroplastpartikler i lighed med de fundne indhold i nærværende studie på omkring 5 %. Resultatet vil selvfølgelig være delvis prøveafhængigt, men giver overordnet god tiltro til målekonceptet, når der foretages lignende type oprensning/densitetsseparation (Munche et al., 2017). Ved at variere analyseparametre, såsom bølgelængde, eksponeringstid og antal gentagelser, ses dog også at antallet af detekterede mikroplastpartikler kan variere med  $\pm 50$  % i dr. Fischers studie.

## 10.5 Konklusion

Det konkluderes, at der sker en fjernelse af mikroplast på over 99 % både i renseanlægget og over båndfilteret. Det er derfor vanskeligt at argumentere for at implementere båndfilter med henblik på at fjerne mikroplast på renseanlæggene, da det kun vil kunne rykke få promille på den samlede udledning af mikroplast fra renseanlæggene.

Den udviklede automatiserede detektionsproces muliggør screening af et meget stort antal partikler, hvilket drastisk øger værdien af Ramanspektroskopi som et værktøj til kvantificering af mikroplast - samtidig med at der er potentiale for at kunne identificere de allermindste partikler på et senere tidspunkt.

Der er dog behov for yderligere optimering af metoden, så den ikke er så tidskrævende. Der er et ønske om at minimere oprensningstiden til ca. 1 uge. Samtidig er det vigtigt at foretage yderligere undersøgelser af mulighederne for fragmentering og nedbrydning af mikroplast under prøvetagning og oprensning. Desuden vil det kunne give værdi og øget præcision i analysen, hvis der metodisk arbejdes med betydningen af at benytte forskellige Ramananalyseparametre ved identifikationen, hvilket kun i begrænset omfang har været muligt indenfor rammerne i nærværende studie. Endelig vil det være relevant at sammenligne præcis samme prøvemængde på tværs af forskellige analyseteknikker - fx Raman- og FTIR-spektroskopisk detektion, hvilket kun i meget begrænset omfang er foretaget på nationalt og internationalt niveau.

# 11. Vurdering af betydning af forøget kulstofhøst på renselanlæggets funktion i øvrigt - Case: Ejby Mølle Renselanlæg

Fjernelse af 60-80 % af råspildevandets indhold af organisk stof (COD) giver grundlag for en øget biogasproduktion og dermed for en forbedret energioekonomi på renselanlægget. Mens aerob omsætning af organisk stof i renselanlægget er en energiforbrugende proces, der uden problemer kan erstattes af fx fjernelse af organisk stof ved båndfiltrering, spiller det organiske stof i spildevandet en væsentlig rolle ved fjernelse af fosfor og især kvælstof fra spildevandet. I det følgende kapitel ses på, hvordan en høj fjernelse af COD fra råspildevandet i renselanlæggets primære trin vil påvirke den efterfølgende biologiske rensning af spildevandet. I kapitlet præsenteres nogle principielle overvejelser og en beregning af forventet effekt på kvælstoffjernelsen på Ejby Mølle Renselanlæg, baseret på modelberegninger af processerne i anlægget.

## 11.1 Ejby Mølle Renselanlæg - anlægsbeskrivelse og spildevandsbelastning

Ejby Mølle Renselanlæg er et af tre centrale renselanlæg i Odense Kommune. Anlægget har en godkendt kapacitet på 385.000 PE som 60 %-fraktal og har en hydraulisk kapacitet i tørvejr til 68.000 m<sup>3</sup>/d (Spildevandsplan, 2017). Spildevand tilledes fra de centrale og sydvestlige områder af Odense Kommune, et delvist fælleskloakeret område. Spildevandets gennemsnitlige sammensætning (2015-målinger) fremgår af TABEL 15.

**TABEL 15.** Karakterisering af spildevand til Ejby Mølle Renselanlæg. Gennemsnitsværdier. 2015-data.

Stof	Indløb [mg/l]	Indløb [kg/d]	Afløb, forklaring [mg/l]
BOD <sub>5</sub>	243	11.973	-
COD, tot	560	28.873	301
COD, opløst	-	-	192
Total-N	37	1.880	38
NH <sub>3</sub> /NH <sub>4</sub> -N	25	1.243	27
Tot-P	5,1	270	3,5
SS	278	14.783	88
Vandføring [m <sup>3</sup> /d]		48.000 m <sup>3</sup> /d	

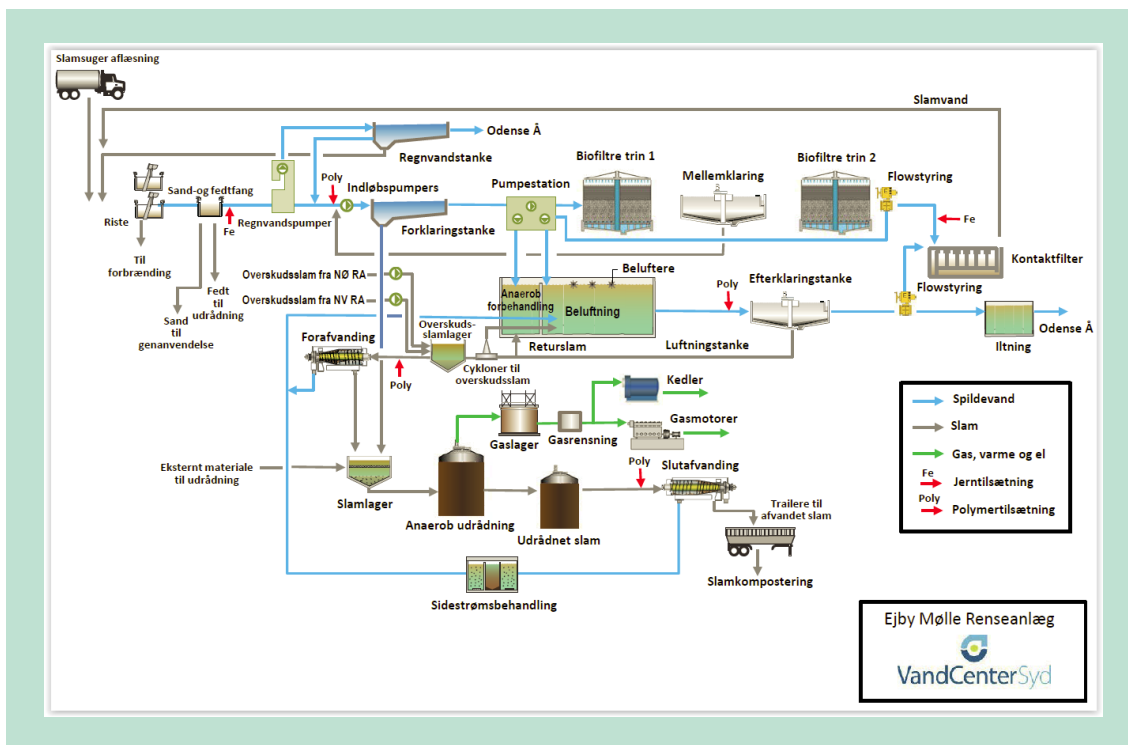
Indløb: 24 målinger, jan.-dec. Afløb fra forklaringstank: 15 målinger, okt.-dec. Flowmåling er årgennemsnit taget fra Odense Kommunes Spildevandsplan. At indholdet af total-N i afløb fra forklaringstankene er på niveau med indholdet i tilløbet skyldes, at de to datasæt er fra forskellige perioder. Ses på de enkelte data, ses en reduktion af total-N i forklaringstankene på i størrelsesordenen 15-20 %.

Ejby Mølle Renseanlæg er etableret og udbygget i mange etaper. Anlæggets principielle opbygning er vist på FIGUR 26. Den første mekaniske rensning består i finriste og et beluftet sand- og fedtfang, hvor større fremmedlegemer og sand/grus fjernes fra spildevandsstrømmen. Herefter ledes vandet til forklaringsstanke, hvori bundfældeligt stof (og tilhørende COD) fjernes og pumpes til anlæggets udrådningstanke (biogasanlæg). Spildevandet ledes fra forklaringsstankene til en efterfølgende pumpestation, der pumper vandet til de biologiske og kemiske renses trin. Hovedstrømmen ledes fra pumpestationen direkte til aktivt slam-procestanke, hvor det blandes med returpumpet aktivt slam. Disse procestanke er opbygget med anaerobe, anoxiske og aerobe zoner efter Biondeniphoprincippet (lettere modificeret).

Renseprocesserne og faseinddeling i aktivt slam-tankene styres hovedsageligt på baggrund af onlinemåling af ammonium og ilt og ved lav belastning også på baggrund af målt redoxpotentiale. Kvælstof fjernes ved denitrifikation under forbrug af spildevandets indhold af organisk stof.

Ved høj hydraulisk belastning pumpes en del af det mekanisk rensede spildevand til to biofiltre (risefiltre) og efterfølgende en mellemklaringsstanke, før vandet ledes til udløb. Renset spildevand fra biofiltre og fra aktivt slam-anlæg ledes til et aerobt kontaktfiltre for nitrifikation af den sidste rest ammonium i spildevandet. Det rensede vand dekanteres fra og ledes via et kontaktfiltre og et iltningsskåle til Odense Å.

Blandingen af biologisk slam og rensede spildevand fra aktivt slam-tankene ledes til efterklaringsstanke, hvori det aktive slam bundfældes og returneres til procestankene.



**FIGUR 26.** Flowdiagram med proceselementer til rensning af spildevand på Ejby Mølle Renseanlæg. Indløb fra kloak sker til ristene. Sidestrømsbehandling af rejeckt vand fra slamafvanding omfatter fjernelse af kvælstof med anammoxprocessen.

Overskudsslam fra aktivt slam-delen af anlægget samt tilsvarende slam fra andre renselanlæg samles, hvorefter det forafvandes og ledes til en slamlagertank. I denne tilføres også primærslam fra forklaringsstankene og slam fra risefiltrenes mellemklaringsstanke. Fra slamlagertanken pumpes slammet til rådnetårne for biogasproduktion, inden slammet afvandes og slutdisponeres.

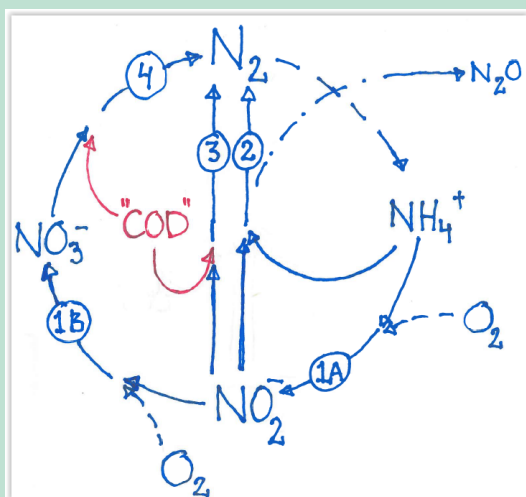
res. Rejktvand fra afvanding af det udrådne slam har et højt indhold af kvælstof og ledes til et nyt rejktvandsbehandlingsanlæg, hvor anammoxbakterier fjerner en betydelig mængde kvælstof, inden rejktvandet pumpes til aktivt slam-tankene for yderligere rensning.

## 11.2 Kvæstoffjernelsesprocesser og betydningen af organisk stof i spildevandet

Kvælstof tilføres anlægget med spildevand og med slam fra andre renseanlæg. På Ejby Mølle Renseanlæg fjernes kvælstof på følgende måder:

- Indbygget i udrådnet, afvandet overskudsslam
- I sidestrømtankene, hvor ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) i rejktvand fra slamafvandingen vha. anammoxprocessen oxideres til atmosfærisk  $\text{N}_2$ .
- I aktivt slam-tankene, hvor reduceret kvælstof via nitrifikation og denitrifikation omdannes til atmosfærisk kvælstof  $\text{N}_2$ .
- I det rensede vand. Kvælstof findes her dels bundet i den rest af partikulært organisk materiale, der findes i det rensede vand, dels som Nitrat  $\text{NO}_3^-$  (og en lille rest ammonium).

De principielle trin i omdannelsen af ammonium til atmosfærisk kvælstof er vist i FIGUR 27. Nitritation (proces 1A) og anammoxdelen (proces 2) foregår på Ejby Mølle Renseanlæg i rejktvandsstrømmen, hvor høj temperatur, et lavt indhold af organisk stof og en skarp processtyring baseret på onlinemåling af pH,  $\text{O}_2$  og  $\text{NH}_4^+$  kombineret med tilbageholdelse af granulært slam sikrer processen gode vilkår. I aktivt slam-tankene sker nitritation og nitrifikation under aerobe forhold, og denitrifikation under anoxiske forhold. Denitrifikationsraten, der er afgørende for, hvor meget nitrat der bliver omsat til  $\text{N}_2$ , afhænger primært af temperaturen og af mængden af let omsætteligt organisk stof i spildevandet. Fjernelse af COD fra råspildevandet ved båndfiltrering vil direkte påvirke den mængde af let omsætteligt organisk stof, der er til rådighed til denitrifikation i aktivt slam-tankene.



FIGUR 27. Kvælstofkredsløb.

Nogle hovedprocesser i kvæstoffomdannelsen i renseanlæg. 1A: Nitritation. 1B: Nitrifikation (1A+1B: Nitrifikation). 2: Anammox. 3: Denitrifikation. 4: Denitrifikation. COD: Organisk stof.

Det kan ikke udelukkes, at der i aktivt slam-tankene foregår en vis kvæstoffjernelse via denitrifikation, hvor kvælstof på nitritform bruges som iltningmiddel til oxidation af organisk stof. Teoretisk vil der også være mulighed for, at anammoxbakterier fra sidestrømsbehandlingen vil kunne spille en rolle i kvæstoffjernelsen i aktivt slam-tankene, om end denne anammox-

proces formentligt er meget begrænset. Denitrification og anammox proces i hovedstrømmens aktiv-slam tanke er ikke medtaget i modelbeskrivelsen af rensprocesserne.

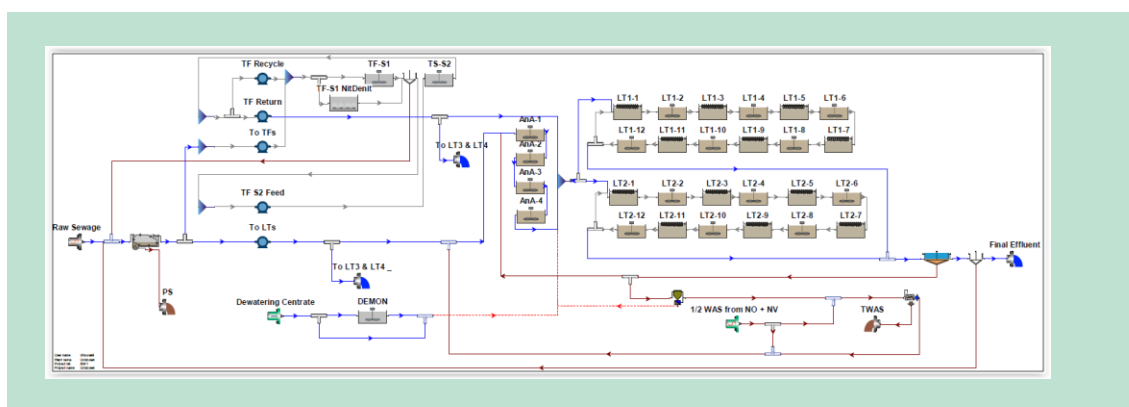
### 11.3 Beskrivelse af model til processimulering af Ejby Mølle Renseanlæg

Da processerne i anlægget består af de overfor skitserede mange dele, og da disses betydning for kvælstoffjernelsen hænger sammen med de komplekse kemiske og mikrobiologiske forhold i rensanlægget, er det nødvendigt at opstille avancerede matematiske modeller for at få en brugbar beskrivelse af sammenhængene, og til at belyse konsekvenserne af en øget fjernelse af organisk stof fra spildevandet i det primære rensetrin.

Modelværktøjet, der er anvendt til simulering og analyse af kvælstofstrømmen og betydningen af indførelse af båndfiltre som en del af rensprocessen, er BioWin 5.0 (EnviroSim Ltd). Modelværktøjet omfatter modeller af de mikrobiologiske processer i anlægget baseret på BioWins ASDM (activated sludge digestion model). Desuden modellerer BioWin de kemiske forhold, og fysiske processer, som fx foregår i bundfældningstanke.

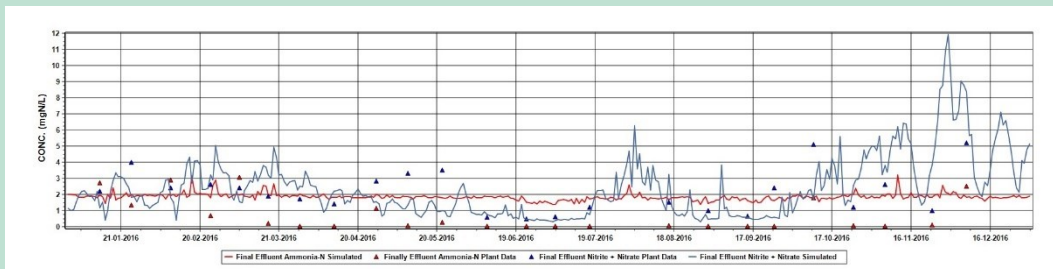
De enkelte dele i både ASDM-modellen og kemiske og fysiske modeller er beskrevet via et stort antal parametre omfattende fysiske konstanter, ligevægtskonstanter, ratekonstanter, udbyttekonstanter mv. De anvendte konstanter størrelse er baseret på litteraturværdier, og på målinger foretaget på Ejby Mølle Renseanlæg. Anvendte parameterverdier for nøgleparametre er anført i bilag 1. Processtyring er baseret på en række kontrolpunkter, hvor fx koncentration af ammonium styrer beluftningen i procestankene. Denne styring simulerer den reelle drift af rensanlægget.

Den model, der er etableret til beskrivelse af Ejby Mølle Renseanlæg, kan illustreres ved et flowskema (FIGUR 28). I forhold til det faktiske anlæg er der foretaget nogle simplifikationer. Det afsluttende kontaktfiltret er ikke medtaget i modellen, hvilket betyder, at modellens angivelser af ammoniumindhold i det rensede vand bliver lidt for højt, og nitratindholdet tilsvarende for lavt. Kontaktfiltret vil nitrificere hovedparten af de ca. 1-1,5 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$ , der vil være i udløbet fra efterklaringsstankene. I 2015 var der i gennemsnit 4,4 mg total-N/l og 0,6 mg  $\text{NH}_4\text{-N/l}$  i det rensede vand ved udløbet.



FIGUR 28. Elementer i BioWin-model af Ejby Mølle Renseanlæg (se Bilag 1).

Den etablerede BioWin-model af Ejby Mølle Renseanlæg er kalibreret og verificeret ud fra mange måneders målinger af indholdet af stoffer i indløbs- og udløbsspildevand og af forhold i procestankene for at tilpasse modellens beregninger og opnå nogenlunde overensstemmelse mellem modellens beregnede værdier og faktisk målte data. FIGUR 28 viser modellens beregnede udløbsværdier for kvælstof for 2016 og onlinemålte afløbskoncentrationer for  $\text{NH}_4$  og  $\text{NO}_3$ .



**FIGUR 29.** Målt og modelleret indhold af  $\text{NH}_4\text{-N}$  og  $\text{NO}_3\text{-N}$  i rensset vand for 2016. Modelberegning medtager ikke polering i kontaktfiltre, hvor den sidste fjernelse af  $\text{NH}_4$  finder sted. Målte værdier vist som punkter, modelsimulering som linjer. Rød:  $\text{NH}_4\text{-N}$ . Blå:  $\text{NO}_3\text{-N}$  (se Bilag 1).

Modellsimuleringerne tager udgangspunkt i den registrerede hydrauliske og stofmæssige belastning af renseanlægget for hele 2016. Modellen beregner et samlet gennemsnitligt indhold af opløst kvælstof ( $\text{NO}_3\text{-N}$  og  $\text{NH}_4\text{-N}$ ) til 4 mg N/l. De faktisk målte værdier, baseret på online-målinger af  $\text{NO}_3$  og  $\text{NH}_4$  i afløbet, viser et gennemsnit for 2016 på 3 mg N/l. Forskellen kan forklares med effekten af kontaktfiltret, der ikke er medtaget i modellen.

De simulerede værdier af stofkomponenter i afløb (og i procestanke) for 2016 vil udgøre sammenligningsgrundlaget (baseline) for vurdering af effekten af indførelse af båndfiltre i stedet for forklaringstankene.

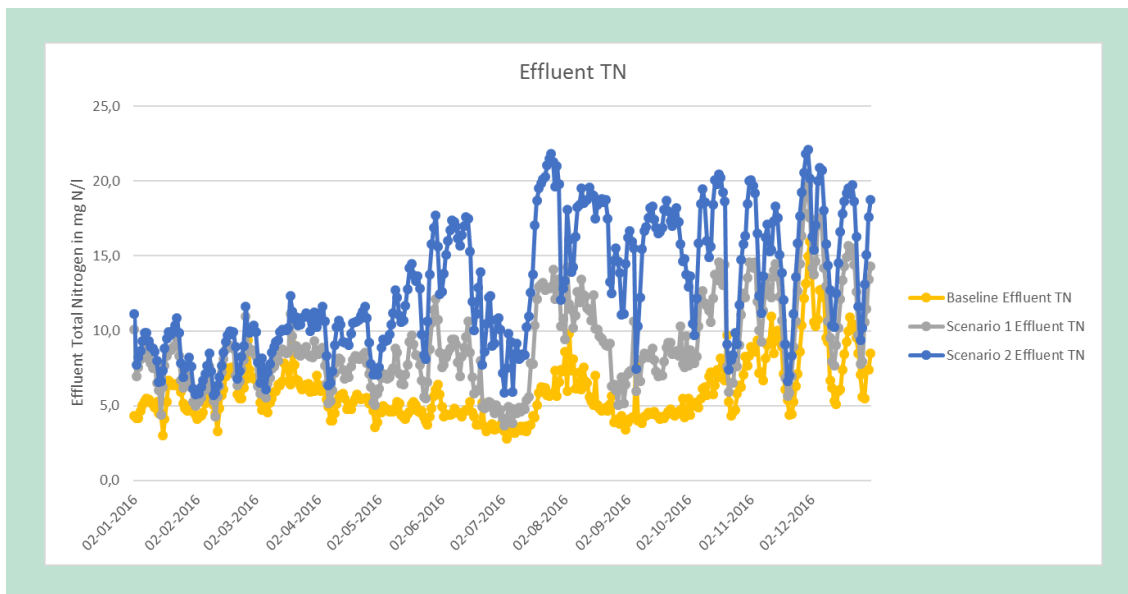
Målinger på anlægget viser, at forklaringstankene i gennemsnit fjerner ca. 48 % af det organiske stof målt som COD (70 % af SS og 13 % af den totale kvælstofmængde, total-N). Implementering af båndfiltre vil i givet fald erstatte forklaringstankene. I modelsimulationen er forklaringstankene derfor erstattet af båndfiltre, og fjernelsen af COD og kvælstof i dette trin af renseprocessen er justeret som udgangspunkt for modelsimuleringerne. Følgende scenarier er simuleret og sammenlignet:

- B) Baseline: forklaringstank, der fjerner 48 % COD, 70 % SS og 13 % total-N.
- 1) Båndfiltre, simuleret som ekstra effektiv forklaringstank, der fjerner 90 % SS, 61 % COD og 16 % total-N.
- 2) Båndfiltre simuleret som forklaringstank med reduktion på 95 % SS samt en reduktion i belastningen på renseanlægget ved manipulation af COD- og total-N-koncentration i indløbet, således at tilførte stofmængder til aktivt slam-tankene (efter simuleret primær klaring) blev reduceret med 80 % for COD og 28 % for total-N.

Baseline giver et forhold mellem COD og total kvælstof i afløbet fra forklaringen på ca. 10, mens scenarie 1 medfører et COD/tot-N-forhold på ca. 8 og scenarie 2 et COD/tot-N-forhold på 4. Det stærkt reducerede COD/tot-N-forhold, der er konsekvensen af effektive båndfiltre, betyder, at denitrifikationsraten vil blive begrænset af den reducerede mængde af let omsætteligt organisk stof, der er til rådighed, hvilket vil påvirke kvælstoffjernelsen på anlægget.

#### 11.4 Resultater af modelsimulering: effekt af kulstofhøst på kvælstoffjernelsen

Simulerede værdier for det totale indhold af kvælstof i udløbet fra hele renseanlægget ses på FIGUR 30. Sammenlignet med baseline stiger den årlige udledning af kvælstof med 50 % og 120 % for hhv. scenario 1 og 2.

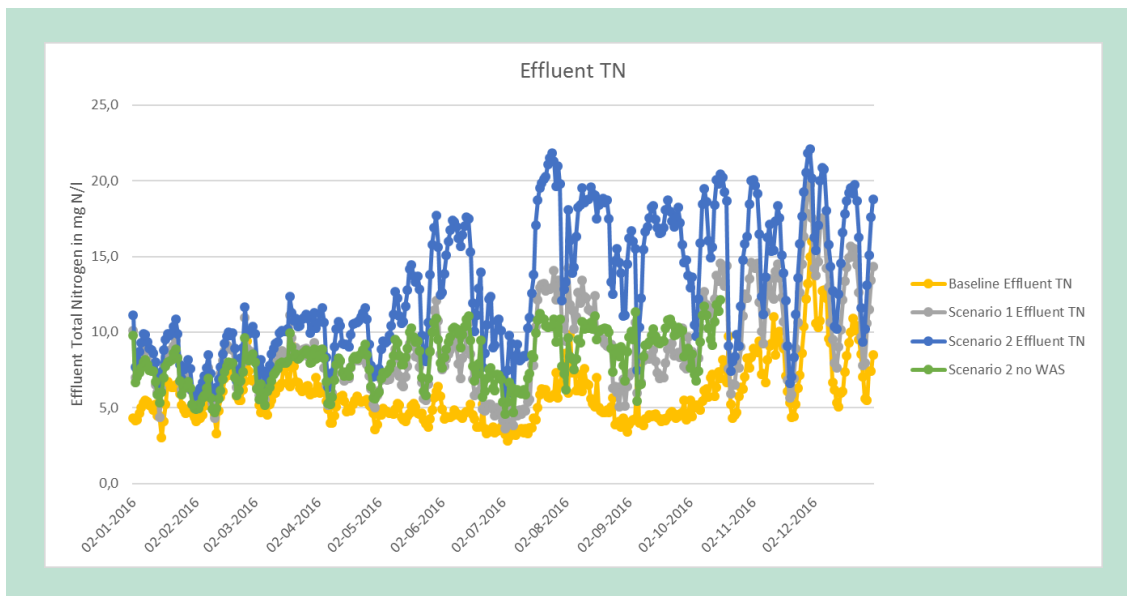


**FIGUR 30.** Indhold af total-N i udløb fra Ejby Mølle Renseanlæg. Baseline (gul) og scenarie 1 (grå) og scenarie 2 (blå) simuleret med 2016 data.

Båndfilterets effekt på kvælstoffjernelsen ser ud til at være markant større i årets anden halvdel sammenlignet med årets første halvdel. Det er svært at finde en plausibel forklaring på dette, men det vurderes at kunne hænge sammen med 1) store nedbørsmængder i sidste halvår, 2) driftsstrategien for situationer med højt flow (pumpning af vand til rislefiltre mv.) og 3) at kvælstoffjernelse i rislefiltrene vurderes at være usikkert simuleret i modellen.

Simulering af de to scenarier er sket ud fra et hensyn om at opretholde en aerob slamalder i anlægget, der muliggør nitrifikation. Det meget stærkt reducerede input af COD til aktivt slam-tankene betyder, at produktion af biologisk overskudsslam reduceres voldsomt. I modellen fører dette til at slamkoncentrationen i procestankene reduceres fra ca. 3 kg SS/m<sup>3</sup> ved baseline til hhv. 2 og 1 kg SS/m<sup>3</sup> for scenarie 1 og 2. Efterklaringstankene kan imidlertid fint håndtere slamkoncentrationer på 3-4 SS/m<sup>3</sup>, og hvis man ændrer modellens kriterier for udtag af overskudsslam til at være styret af opretholdelse af en slamkoncentration på 3 kg SS/m<sup>3</sup>, så får man en meget lang slamalder, men mere interessant så viser modelsimuleringen en betydeligt forbedret kvælstoffjernelse. En simulation af scenarie 2 under disse forhold (slamkoncentration på 3 kg/m<sup>3</sup> og et meget lille udtag af overskudsslam) viser, at kvælstofindholdet i afløbet kun stiger med i gennemsnit 20-30 % i forhold til baseline og således ligger bedre end det simulerede scenarie 1 styret efter slamalder, se FIGUR 31 .





**FIGUR 31.** Modellsimulation med fastholdt slamkoncentration (grøn). Baseline (Gul) og simulerede scenarier (2: blå og 1: grå). Simulation af scenarie 2 med fastholdelse af høj slamkoncentration på 3 kg SS/m<sup>3</sup> i procestankene (grøn). Herved viser modellen en betydeligt forbedret fjernelse af kvælstof sammenholdt med scenarie 2 (simuleret med 1 kg SS/m<sup>3</sup>).

Med båndfilter og effektiv fjernelse af COD før procestankene vil tankene som nævnt blive meget lavt belastet med organisk stof, og slamalderen vil kunne blive meget lang. Store mængder gammelt slam vil føre til en større andel af inert partikulært materiale i slammet og kan også give problemer med effektiv selektion af bundfældeligt slam og dermed potentielt forringede bundfældningsegenskaber. Men det betyder også, at der vil opstå mulighed for meget lang tid til anoxiske processer og dermed for fx denitrifikation baseret på endogen respiration (hydrolyse). En tilførsel af let omsætteligt COD til de rette procestanke vil formentligt kunne stimulere kvælstoffjernelsen og kompensere for den reducerede kvælstoffjernelse med kun en brøkdel af den COD, der fjernes fra tilløbsspildevandet. Let omsætteligt COD kunne tilvejebringes ved hydrolyse af en del af det primærslam, man får fra båndfiltreringen.

Der er således en del uafklarede konsekvenser af at indføre båndfiltrering. Umiddelbart ser båndfiltrering ud til at have en betydelig negativ indvirkning på kvælstoffjernelsen, men en nærmere analyse og procesoptimering kan vise sig at kunne kompensere for den forringede kvælstoffjernelse, og stadig betyde et væsentligt forøget nettoudtag af organisk stof til biogasproduktion.

## 11.5 Andre effekter af øget primær COD-fjernelse

Effektiv fjernelse af COD fra indløbsspildevand med båndfiltre til erstatning af forklaringsstankene vil have en række effekter på renseproces og drift af renseanlægget. Effekterne vil være:

- Større produktion af biogas og dermed af el og varme
- Besparelse i energiforbrug til beluftning af aktivt slam-tankene
- Reduceret produktion af biologisk overskudsslam. Lavere samlet produktion af overskudsslam og dermed besparelser til slutdisponering af slam
- Mulighed for lavere slamkoncentration i procestankene og deraf følgende lavere belastning af efterklaringsstanke. Evt. negativ påvirkning af slammets bundfældningsegenskaber (ved drift med øget slamalder)
- Udfordringer med kvælstoffjernelsen (som omtalt i afsnit 11.4).

Med øget fjernelse af COD fra spildevandet i det primære rensetrin vil der være basis for en forøget biogasproduktion på anlægget. Mulighed for udnyttelse af dette potentiale afhænger af



evt. ledig kapacitet i biogasanlægget eller udbygning af eksisterende faciliteter. I det følgende estimeres biogaspotentialt ud fra data på renseanlægget fra 2015 og litteraturværdier for gaspotentialt i primær slam.

Data for tilløbet til Ejby Mølle Renseanlæg viser, at man i gennemsnit i 2015 har en daglig tillædning på ca. 29 ton COD og 15 ton SS (TABEL 16). Der er ikke målt VSS, men Henze et al. (2006) angiver en omregningsfaktor mellem COD og VSS i råspildevand på 1,3-1,7 kg COD/kg VSS, og sætter forholdet mellem VSS og SS til 0,65-0,7. På baggrund af disse værdier kan tillædningen af VSS til Ejby Mølle Renseanlæg skønnes til at være i størrelsesordenen 11-13 ton VSS/d. Målinger af gaspotentialt fra spildevandsslam anslår et maksimalt gaspotentialt på ca. 0,59 Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub> per kg VSS (Chynoweth et al., 1993). Dette potentialt er opnået ved en mesofil udrådning og 46 dages opholdstid. Typiske opholdstider vil være noget kortere og gasudbyttet således lavere. En øget produktion af primær slam vil også alt andet lige give en højere belastning på eksisterende rådnetanke og dermed reducere opholdstiden. Gasudbyttet sættes derfor skønsmæssigt til 0,45 Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub> per kg VSS (svarende til 0,19 Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub> per kg COD<sup>1</sup>). COD-fjernelsen forventes med båndfiltre at kunne øges med 25 %.

Baseret på ovenstående tal og under antagelse af, at gaspotentialt er proportionalt med COD-indholdet, vil det forøgede gaspotentialt i det primære slam, der yderligere fjernes ved båndfiltrering, kunne beregnes som 25 % af gaspotentialt fra de 11-13 ton VSS (hhv. 29 ton COD), der estimeres at være den daglige tillædning. Dette svarer til 1.200-1.500 Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/d<sup>1</sup>. Med en nedre brændværdi for metan på 36 MJ/Nm<sup>3</sup> svarer dette til en daglig varmeproduktion på 43-54 GJ/d. Gasmotorerne på anlægget producerer 4,40 kWh el pr. m<sup>3</sup> rent metan (2015 data). Ovenfor beregnede mergasproduktion svarer således til en elproduktion på ca. 6.000 kWh/d (og hertil en varmeproduktion på 7.000-9.000 kWh/d).

En reduktion i COD-belastningen på aktivt slam-tankene betyder, at der skal bruges mindre energi til beluftning. Beluftning er en af de mest strømforbrugende processer i anlægget. Med omtalte data fra 2015 vil man med båndfiltre jf. pilotforsøgene formentligt kunne reducere belastningen med organisk stof af aktivt slam-tankene fra 14,5 ton COD/d til ca. 7 ton COD/d. Samtidig reduceres kvælstofbelastningen tilsvarende med 25 % af den del af kvælstoffet, der er partikulært bundet (det forudsættes, at andelen af denne kvælstofmængde, der overføres til rejektivand, kan fjernes i rejektivandsbehandlingen). Dette vil give et mindre forbrug af ilt til nitrifikation, der udgør 4,56 g O<sub>2</sub>/kg N. For Ejby Mølle Renseanlæg er det i størrelsesordenen 20 % af indløbets kvælstof (TABEL 16), der er partikulært bundet<sup>2</sup>. Kvælstofbelastningen til aktivslamtankene reduceres således ved erstatning af forklaringsstanken med båndfiltrering skønsmæssigt med ca. 100 kg N/d.

Fjernelse af reduceret kvælstof fra aktivt slam-tankene med overskudsslam vil blive mindre med indførelse af båndfiltre pga. lavere overskudsslamproduktion. Forudsættes en udbyttekonstant på 0,4 kg SS/kg COD for den nuværende situation (med forklaringsstanke), og at denne reduceres til 0,25 kg SS/kg COD ved indførelse af båndfiltre og markant øget slamalder, og forudsættes slammet at indeholde 80 g N/kg SS, kan iltbehovet til nitrifikation beregnes. Iltbehovet reduceres ved denitrifikation med 2,86 g O<sub>2</sub>/kg N. Kvæstoffjernelsen i aktivt slam-tankene vil som beskrevet komme under pres, men som skitseret i afsnit 11.4 tyder det på, at man kan begrænse merudledning af kvælstof til maks. 50 % af det nuværende udledningsniveau på 4-5 mg N/l, og man vil dermed formentligt kunne opnå en afløbskoncentration omkring kravværdien på 8 mg N/l (muligvis vil der blive behov for en procesoptimering for at kunne opfylde afløbskravet til kvælstof, men det meget lavt belastede procesvolumen vil være

<sup>1</sup> MST 2017 (tabel 1) angiver gaspotentialt for primærslam til 193 Nm<sup>3</sup>/ton COD ind, dvs. nogenlunde tilsvarende.

<sup>2</sup> Ca. 1/3 af total-N er organisk bundet N. Ca. 2/3 af det organiske stof er partikulært/bundfældeligt.

et gunstigt udgangspunkt for dette). Iltforbruget til omsætning af COD i aktivt slam-tankene ved den givne, lave slambelastning er skønnet til 65 % af COD-indholdet (baseret på erfaringstal givet i Winther et al., 1998). Regnskabet for nødvendigt iltbehov i aktivt slam-tankene vil da komme til at se ud som skitseret i TABEL 16.

**TABEL 16.** Estimeret iltforbrug i aktivt slam-tanke på Ejby Mølle Renseanlæg ved indførelse af båndfiltrering sammenlignet med nuværende iltforbrug.

	Med forklaringsstanke	Med båndfiltrering
COD tilledt renselanlæggets biologiske del [kg/d]	14.500	7.000
Total-N tilledt renselanlæggets biologiske del [kg N/d]	1.700	1.600
Estimeret overskudsslamproduktion [kg SS/d]	5.800	1.750
Kvælstof fjernet med overskudsslam [kg N/d]	464	140
Kvælstof, der skal nitrificeres [kg N/d]	1.236	1.460
Kvælstof i udløb [kg N/d] (baseret på 48.000 m <sup>3</sup> /d)	240	380
Kvælstof denitrificeret [kg N/d]	996	1.080
Iltbehov til COD-fjernelse [kg O <sub>2</sub> /d] (1)	9.425	4.550
Iltbehov til nitrifikation [kg O <sub>2</sub> /d] (2)	5.636	6.658
Iltbehov sparet pga. denitrifikation [kg O <sub>2</sub> /d] (3)	2.849	3.089
Iltbehov totalt [kg O <sub>2</sub> /d] (4) = (1) + (2)-(3)	12.212	8.119

Beregning skitseret i TABEL 16 viser, at der kan forventes et fald i forbruget af strøm til beluftning på i størrelsesordenen 33 % af det nuværende strømforbrug til beluftning. Et effektivt bundbeluftningsanlæg i dybe tanke vil kunne levere ilt med en effektivitet på 2,5-3,0 kg O<sub>2</sub>/kWh<sup>3</sup>. Strømbesparelsen på et anlæg som Ejby Mølle Renseanlæg vil således ligge på i størrelsesordenen 1.500 kWh/d.

Den biologiske slamproduktion i aktivt slam-anlægget vil blive reduceret meget betydeligt (jf. beregninger vist i TABEL 16), og også den samlede overskudsslamproduktion i anlægget vil blive reduceret. Dette skyldes, at udbyttekonstanten for anaerob vækst i biogasanlægget vil være lav i forhold til udbyttet ved aerob/anoxisk omsætning af det organiske stof. Udbyttekonstanten for anaerobe processer ligger i praksis i størrelsesordenen 0,05-0,1 kg COD/kg COD, mens den for en lavt belastet aerob proces vil være i størrelsesordenen 3-5 gange højere (Henze et al., 2006). Det producerede overskudsslam fra aktivt slam-tankene bliver reduceret i mængde ved den efterfølgende udrådning, men alt andet lige vil en direkte udrådning af det organiske stof samlet set give en lavere overskudsslamproduktion.

## 11.6 Perspektivering i forhold til fremtidens renselanlæg

En forøget kulstofhøst i renselanlæggs primære del giver mulighed for visse energimæssige gevinster, som omtalt i de foregående afsnit. En væsentlig udfordring er at opretholde en effektiv kvælstoffjernelse, når spildevandets COD/tot-N-forhold sænkes. I det følgende nævnes nogle muligheder for at imødegå denne udfordring.

<sup>3</sup> Fx jf. erfaringer fra optimeret bundbeluftning på Egå Renseanlæg (Århus Vand 2010)

### 11.6.1 Måltrettet dosering af let omsætteligt COD

Et klassisk greb til at hæve denitrifikationskapaciteten på renseanlæg er måltrettet tilsætning af let omsætteligt organisk stof til anlæggets denitrifikationszoner. Denitrifikationsraten kan typisk hæves med en faktor 3, hvor let omsættelige kulstofkilder (som fx organiske, fede syrer) erstatter substrat fra råspildevand (Henze et al., 2006). Let omsætteligt organisk stof vil kunne tilvejebringes ved anaerob hydrolyse af den fjernede fraktion af suspenderet organisk stof, før dette føres til biogasanlæg. Herved kan en lille del af det fjernede COD returneres til denitrifikationstankene i form af let omsætteligt kulstof. I casescenarie 2 for Ejby Mølle Renseanlæg med 80 % reduktion af COD ved båndfiltrering viste processimulationen, at man vil få et forøget indhold af nitrat-N i afløbet i størrelsesordenen 5-10 mg/l. En måltrettet returnering af 15-30 g COD pr. m<sup>3</sup> spildevand i form af hydrolysat vil kunne kompensere for dette. 32 % ekstra fjernelse af COD (Ejby Mølle Renseanlæg, scenarie 2) svarer til ca. 170-200 g COD/m<sup>3</sup>, og det er således kun i størrelsesordenen 10-15 % af dette, der skal returneres måltrettet til denitrifikationen for at kompensere denne med tilsat let omsætteligt organisk stof.

En reduktion af belastningen af det biologiske renetrin med 32 % COD og 15 % total-N vil alt andet lige give en betydeligt lavere slambelastning og mulighed for længere slamalder. Alternativt kan man frigøre procesvolumen, og evt. nedlægge tankafsnit, eller udnytte disse tankafsnit mere optimalt i driften til kvælstoffjernelse. Helt afhængigt af den aktuelle anlægskonfiguration, styring mv. vil der være muligheder for at optimere processerne til at imødegå et reduceret COD/tot-N-forhold i spildevandet.

### 11.6.2 Perspektiv i relation til morgendagens renseteknologier

Anammoxprocesser er implementeret til fjernelse af kvælstof fra varmt rejeftvand i mere end 100 anlæg verden over (Lacker et al., 2014). Processen muliggør omdannelse af nitrit og ammonium til frit kvælstof uden brug af organisk stof (FIGUR 27), og det vil give helt nye muligheder for at reducere behovet for organisk stof i kvælstoffjernelsen, hvis processen kan udvikles til at fungere i koldt vand i spildevandshovedstrømmen. Der foregår især i Holland forskning på området, og selvom teknologien endnu ikke er moden til fuldskalaanvendelse, er der tegn på, at det kan være en mulighed i fremtiden (Hendrickx et al., 2014). Denitrifikation i hovedstrømmen er også en proces, der i fremtiden vil kunne tænkes implementeret som en væsentlig kvælstoffjernelsesproces, og som dermed også vil kunne reducere behovet for organisk stof til kvælstoffjernelse. Det klassiske paradigme for fjernelse af kvælstof er således under forandring i en retning, der understøtter muligheden for bedre udnyttelse af indholdet af organisk stof i spildevand.

Denitrifikation som sidste trin i en spildevandsrensning er udfordret ved behovet for let omsætteligt organisk stof og af risikoen for overskydende, let omsætteligt organisk stof i det rensede vand (krav til indhold af BOD). Her er der også forskning, der flytter på grænserne, fx membranbaseret biofilm til denitrifikation baseret på tilførsel af organisk stof fra bagsiden af biofilmen, eksempelvis i form af brint (Wu et al., 2017) Modning af sådanne teknologier kan kompensere for de ulemper, en effektiv kulstofhøst (jf. afsnit 11.4) kan medføre for kvælstofrensningen. Alt andet lige går teknologiudviklingen i spildevandsretning således i en retning, der gør effektiv kvælstoffjernelse i renseanlæggenes mulig, samtidig med at man kan opretholde en effektiv kvælstoffjernelse.

# 12. Økonomivurdering af båndfilterløsningen

Implementering af båndfilterløsning til erstatning af primær klaring på et anlæg som Ejby Mølle Renseanlæg baseret på de opnåede resultater fra nærværende undersøgelse af båndfilterløsningen medfører en række fordele og omkostninger, som skal overvejes ved implementering af et båndfilter. Disse er opsummeret nedenstående.

## 12.1 Omkostninger i forbindelse med båndfilterløsningen

I forbindelse med etableringen af en båndfilterløsning skal der investeres i båndfiltre, hvilket naturligvis vil være en mere oplagt løsning i forbindelse med nybygning af et renseanlæg, hvor båndfiltret kan give en fleksibel løsning til høst af kulstof. Det nødvendige antal båndfiltre vil afhænge meget af den konkrete vandkvalitet, af vandmængde og af den ønskede renseseffektivitet. Baseret på de opnåede resultater og forventninger til fremtiden vurderes det, at Ejby Mølle Renseanlæg skal dimensioneres med båndfiltrene til maks. tørvejrflow på 2.000 m<sup>3</sup>/time (tørvejrflow). Dvs. at der bliver behov for mellem 15 og 20 store enheder fra AL-2 Teknik med en forventet kapacitet på ca. 100 l/h.

Polymerforbruget er meget afhængigt af den givne spildevandssammensætning og kan også variere afhængigt af de ønskede rensesgrader. Et bud er en polymeromkostning på knap 15 øre pr. m<sup>3</sup> indløbsvand, som udelukkende er baseret på pilotforsøgene i Odense og ikke er optimeret i fuldskala. Dette svarer til en årlig driftsudgift til polymerdosering på ca. 2,5 mio. kr. Dette tal forventes at kunne reduceres i forbindelse med optimering af polymerdoseringen ved fuldskalatests. Hertil skal lægges drifts- og vedligeholdelsesomkostninger for båndfiltrene i form af et beskedent strømforbrug og mekaniske sliddele. Hvis polymerforbruget for Svendborg benyttes til omkostningsberegninger vil udgifterne til polymerdosering være væsentligt højere. Polymerforbruget er derfor meget anlægsspecifikt og vil desuden være afhængig af forskellige variationer i spildevandet og ledningsevnen (saltindholdet).

### Positive aspekter af båndfilterløsningen

Ved de udførte forsøg er der eftervist en COD-fjernelse omkring 80 %, hvilket kan medføre en række fordele og muligheder. Rensegraden kan muligvis være for stor til den eksisterede biologiske rensesproces. Men den høje fjernelse af organisk materiale vil måske til gengæld åbne op for nye og mere omkostningseffektive metoder til kvælstoffjernelse i rensingsanlægget.

Den øgede fjernelse af organisk stof fra indløbsvandet vil også betyde et stærkt forøget biogaspotentiale og deraf øget strøm- og energiproduktion, som vil hjælpe rensingsanlæggene med at blive energiproducerende. Der vil for Ejby Mølle Renseanlæg være et potentiale for at øge energiudbyttet fra rådnetanken med i størrelsesorden 6 MWh/d el, og 7-9 MWh/d varme (se afsnit 11). Med en elsalgpris på 1,153 kr./kWh vil der alene på salg af el kunne tjenes 2,5 mio. kr. per år. Dette forudsætter dog, at der er ledig kapacitet i rådnetanken og gasmotoren. Det vil være meget omkostningstungt at skulle udbygge rådnetankene og gasmotorkapaciteten pga. ekstra kulstofhøst.

Strømbesparelsen til beluftning som følge af reducerede COD-mængder ind på anlægget vil medføre en strømbesparelse på ca. 1.500 kWh/d (se afsnit 11.5), så under forudsætning af at kvælstoffjernelsen stadig kan fungere, vil det medføre en besparelse på ca. 0,5 mio. kr. (forudsat en købspris på el på 0,8 kr./kWh).

Det forventes, at der med primær slam kan opnås højere tørstof ind på rådnetanken hvilket kan reducere behovet for yderligere slamkoncentrering inden indfødning til rådnetanken, samt øge tørstofindholdet i rådnetanken og dermed muligheden for at forlænge opholdstiden og øge biogasudbyttet yderligere, eller give yderligere plads i rådnetanken.

Afhængigt af slutfærdigsteknologi er det også muligt, at den større andel af primær slam vil øge tørstofandelen i det afvandede slam og dermed reducere omkostningerne til slamdisponering. Det vurderes også, at den øgede kulstoffjernelse vil resultere i mindre slam fra den biologiske proces og dermed i yderligere reduktion af overskudsslammængderne. Disse forhold er dog meget usikre at prissætte.

Båndfilterløsningen vil give mulighed for en modulær løsning, hvor de enkelte filtre kan kobles ind og ud afhængigt af belastning, hvilket vil medføre en øget anlægsfleksibilitet og mulighed for styring af den indkomne COD i forhold til behov for COD til denitrifikationen.

De samlede overslag over udgifter og indtægter er oplyst i TABEL 17.

**TABEL 17.** Overordnede økonomiske betragtninger vedr. etablering af båndfilterløsningen fremfor båndfældningstanke på Ejby Mølle Renseanlæg. Priserne er ekskl. anlægsomkostninger. Evt. indtægter fra salg af varme er ikke inkluderet i økonomien. Ligesom muligheder for øget tørstof af slammet ikke er inddraget.

Driftsparameter i forhold til eksisterende forhold med bundfældningstanke	Pris (cirka) Mio. Kr./år
Udgift til polymerforbrug	2,5
Driftsudgifter båndfilter (el, service og vedligehold.)	0,3
Indtægt fra øget salg af el fra udrådning af organisk stof	2,5
Indtægt fra elbesparelse til beluftning	0,5
Reduktion i slammængder	-

## 12.2 Båndfilterteknologien i forhold til mikroplast

Der arbejdes i øjeblikket i andre forsknings- og udviklingsprojekter med andre teknologier til efterfiltrering som alternativ til etablering af båndfilter til fjernelse af mikroplast.

I rapport fra Miljøstyrelsen, 2017 (Løkkegaard et al., 2017) vedr. mikroplast er der foretaget økonomiske vurderinger af efterpoleringsteknologier. I rapporten konkluderes følgende: "De samlede omkostninger til ultrafiltrering er på basis af svenske forhold angivet at variere fra 0,3 til 3,5 DKK/m<sup>3</sup> afhængigt af anlægsstørrelse. Der er for en enkelt filtertype til mikrofiltrering angivet en typisk omkostning på 0,035 DKK/m<sup>3</sup>. For andre typer er der eksempler på driftsomkostninger ved brug af skivefiltre i kombination med anvendelse af flokkuleringsmidler, som varierer fra 0,01 til 0,1 DKK/m<sup>3</sup>".

Ultrafiltreringsløsninger vil også have potentiale til at fjerne andre mikroforureningsstoffer samtidig med mikroplast, mens en efterfiltrering med skivefilter kun vil fjerne mikroplast.

Sammenlignes båndfilterteknologien med skivefiltrering som efterpolering, vil der med skivefiltreringen også kunne opnås en reduktion af fosfor, som kan medføre en reduktion i spildevandsafgiften. Driftsudgifter til skivefiltrering som efterpolering på et anlæg som Ejby Mølle Renseanlæg vil medføre en driftsudgift på 200.000-1.800.000 kr. pr. år, afhængigt af behov for polymerdosering og afhængigt af, om efterpoleringen skal dimensioneres for tørvejsflow eller for det samlede flow.

### **12.3 Samlet økonomisk vurdering**

Samlet set er der opstillet et meget overordnet regnestykke for driftsudgifter ved etableringen af en båndfilterløsning, se TABEL 17. Beregningerne er afhængige af specifikke forhold på det enkelte anlæg. Driftsudgifterne er baseret på et konservativt skøn baseret på pilotforsøg, men der burde være gode muligheder for optimering af polymerforbruget, som kan reducere udgifterne til polymer. Den samlede vurdering er, at båndfilteret har mange klare fordele, og at det derfor bør inkluderes i fremtidige overvejelser, ikke mindst da teknologien giver mulighed for en høj fjernelse af organisk stof i renseanlæggets primærdel, og denne teknologi kan evt. åbne op for nye muligheder i forhold til den traditionelle kvælstoffjernelse på renseanlæggene.

# 13. Litteratur

Albrechtsen, J., 2016. "Udtag af primærslam ved forfiltrering" *Indlæg ved Spildevandsteknisk Forenings døgnekursus*. s.l.:Envidan.

Chynoweth, D. P. et al., 1993. Biochemical methane potential of biomass and waste feedstocks. *Biomass and Bioenergy*, pp. 95-111.

CytoViva, 2017. *CytoViva*. [Online]  
Available at: <http://cytoviva.com/>

Diamantis, V., Eftaxias, A., Bundervoet, B. & Verstraete, W., 2014. Performance of the biosorptive activated sludge (BAS) as pre-treatment to UF for decentralized wastewater reuse. *Bioresource Technology*, March, pp. 314-321.

Grählert, W., 2017. *Fraunhofer IWS*. [Online]  
Available at:  
[https://www.iws.fraunhofer.de/en/business\\_fields/chemical\\_surface\\_reaction\\_technology/process\\_monitoring/equipment/hyperspectral\\_imaging.html](https://www.iws.fraunhofer.de/en/business_fields/chemical_surface_reaction_technology/process_monitoring/equipment/hyperspectral_imaging.html)

Guellil, A. et al., 2001. Guellil A, Thomas F, Block J-C, Bersillon J-L, Ginestet P. *Transfer of organic matter between wastewater and activated sludge flocs*. *Water Res.* 2001; 35: 143–150. PMID: 11257868 Transfer of organic matter between wastewater and activated sludge flocs. *Water Resource*, pp. 143-150.

Harrison, R. G., Tood, P. W., Rudge, R. S. & Petrides, D., 2003. *Bioseparations Science and Engineering*. s.l.:Oxford University Press.

Hendrickx, T. L. G. et al., 2014. Hendrickx, Tim L.G.; Christel Kampman, Grietje Zeeman, Hardy Temmink, Ziyu Hu, Bo-ran Kartal & Cees J.N. Buisman. High specific activity for anammox bacteria enriched from activated sludge at 10 °C. *Bioresource Technology*, July, pp. 214-221.

Henze, M., Harremoës, P., Jansen, J. I. C. & Arvin, E., 2006. *Teoretisk spildevandsrensning - biologiske og kemiske processer*. 3. udg.. Lyngby: Polyteknisk forlag.

Int-Veen, I., (2014). Identification and quantification of microplastics in waste water treatment plants, Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, M.Sc. Marine Umweltwissenschaften, Masterarbeit, Bremen, 23.10.2014.

Jiminez, Jose; Mark Miller, Charles Bott, Sudhir Murthy, Haydee De Clippeleir, Bernhard Wett. High-rate activated sludge system for carbon management – Evaluation of crucial process mechanisms and design parameters. *Water Research* vol. 87 (2015) p.476-482.

Jakobsen, J. B. et al., 2014. *Automatisk Affaldsortering - teknologier og danske udviklings- og produktionskompetence*, København K: Miljøstyrelsen.

Jorand, F., Block, J. C., Bersillon, J. L. & Ginestet, P., 1995. Biosorption of wastewater organics by activated sludge. *Récents progrès en Génie des procédés*, pp. 61-67.

Käppler, A., Fischer, D., Oberbeckmann, S., Schernewski, G., Labrenz, M., Eichhorn, K-J. and Voit, B., (2016). Analysis of environmental microplastics by vibrational microspectroscopy: FTIR, Raman or both? *Anal Bioanal Chem* (2016) 408:8377–8391, DOI 10.1007/s00216-016-9956-3.

Lassen, C., Hansen, S.F., Magnusson, K., Norén F., Hartmann, N.I.B., Jensen, P.R., Nielsen, T.G. and Brinch A., (2015). Microplastics - Occurrence, effects and sources of releases to the environment in Denmark, Environmental project No. 1793, 2015, Danish Environmental Protection Agency.

Lackner, S., Gilbert, E.M., Vlaeminck S.E., Joss, A., Horn, H., Loosdrecht, M.C.M. (2014) Full-scale partial nitrification/anammox experiences – An application survey. *Water Research* 2014, p. 292-303

Leslie, H.A., van Velzen, M.J.M. and Vethaak, A.D., (2013). Microplastic survey of the Dutch environment, Novel data set of microplastics in North Sea sediments, treated wastewater effluents and marine biota, IVM Institute for Environmental Studies, Final Report R-13/11, 9 September 2013.

Lim, C.-P., Zhang, S., Zhou, Y. & Jern, W. N., 2015. Enhanced carbon capture biosorption through process manipulation. *Biochemical Engineering Journal*, January, pp. 128-136.

Løkkegaard, H.; Tordrup, S.W; Køcks, M.; Lassen, C. og Warming, M. (2017). Partnerskab om mikroplast i spildevand 2017. Miljøstyrelsen 2017. ISBN: 978-87-7120-948-8

Magnusson, K. and Wahlberg, C., (2014). Mikroskopiska Skräppartiklar I Vatten Från Avloppsreningsverk. Rapport NR B 2208 (2014), p. 33.

Mason, S.A., Garneau, D., Sutton, R., Chu, Y., Ehmann, K., Barnes, J., Fink, P., Papazissimos, D. and Rogers, D.L., (2016). Microplastic pollution is widely detected in US municipal wastewater treatment plant effluent. *Environmental Pollution* (2016) 1-10 (in press).

Mintenig, S., Int-Veen, I., Löder, M. & Gerdt, G., 2014. *Abschlussbericht Mikroplastik in ausgewählten Kläranlagen des Oldenburgisch- Ostfriesischen Wasserverbandes (OOWV) in Niedersachsen*, s.l.: Alfred-Wegener-Institut for Oldenburgisch- Ostfriesischer Wasserverband (OOWV)..

Modin, O., Alam, S. S., Persson, F. & Wilén, B.-M., 2015. Sorption and Release of Organics by Primary, Anaerobic, and Aerobic Activated Sludge Mixed with Raw Municipal Wastewater. *PLoS One*, 13 Marts.

Munche J., Fischer, D., Käppler, A., Oberbeckmann, S., Labrenz, M., Eichhorn, K-J. and Voit, B., (2017). Identification of Microplastics in Marine Samples by Raman Microspectroscopy. Poster 2017

Nielsen, P.H., Antonsen, S., Løkkegaard, H., (2015). *Udvikling af valide analysemetoder og screening af mikroplast i spildevandsanlæg*. VTUF-projekt nr. 7820.2015

Pujol, R. & Chauveau, Q., 1992. Biosorption and dynamics of bacterial populations in activated sludge. *Water Research*, February, pp. 209-212.

Rahman, A. et al., 2016. Rahman, Arifur; Francis A. Meerburg, Shravani Ravadagundhi, Bernhard Wett, Jose Jimenez, Charles Bott, Ahmed Al-Omari, Rumana Riffat, Sudhir Murthy, Haydée de Clippelei. Bioflocculation management through high-rate contact-stabilization: A



promising technology to recover organic carbon from low-strength wastewater. *Water Research*, November, pp. 485-496.

Schneider, C. A., Rasband, W. S. & Eliceiri, K. W., 2012. NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis. *Nature Methods*, 28 June, pp. 761-675.

Smitshuijzen, J., Pérez, J., Duin, O. & van Loosdrecht, M. C. M., 2016. A simple model to describe the performance of highly-loaded aerobic COD removal reactors. *Biochemical Engineering Journal*, August, pp. 94-102.

Spildevandsplan, 2017. *www.odense.dk*. [Online]

Available at: <https://www.odense.dk/erhverv/miljoe-for-erhverv/spildevand/spildevandsplan>

Talvitie, J. and Heinonen, M., (2014). Synthetic microfibers and particles at a municipal waste water treatment plant. BASE Project - Implementation of the Baltic Sea Action Plan in Russia. Helcom 2014.

Talvitie, J., Mikola, A., Koistinen, A., Setälä, O., (2017). Solutions to microplastic pollution - Removal of microplastics from wastewater effluent with advanced wastewater treatment technologies, *WaterResearch* 123 (2017) 401-407.

Tagg, A.S., Sapp, M., Harrison, J.P. and Ojeda, J.J., (2015). Identification and Quantification of Microplastics in Wastewater Using Focal Plane Array-Based Reflectance Micro-FT-IR Imaging. *Anal.Chem.* 2015, 87, 6032-6040.

Vijayaraghavan, K. & Yun, Y.-S., 2008. Bacterial biosorbents and biosorption. *Biotechnology Advances*, 7 February, pp. 266-291.

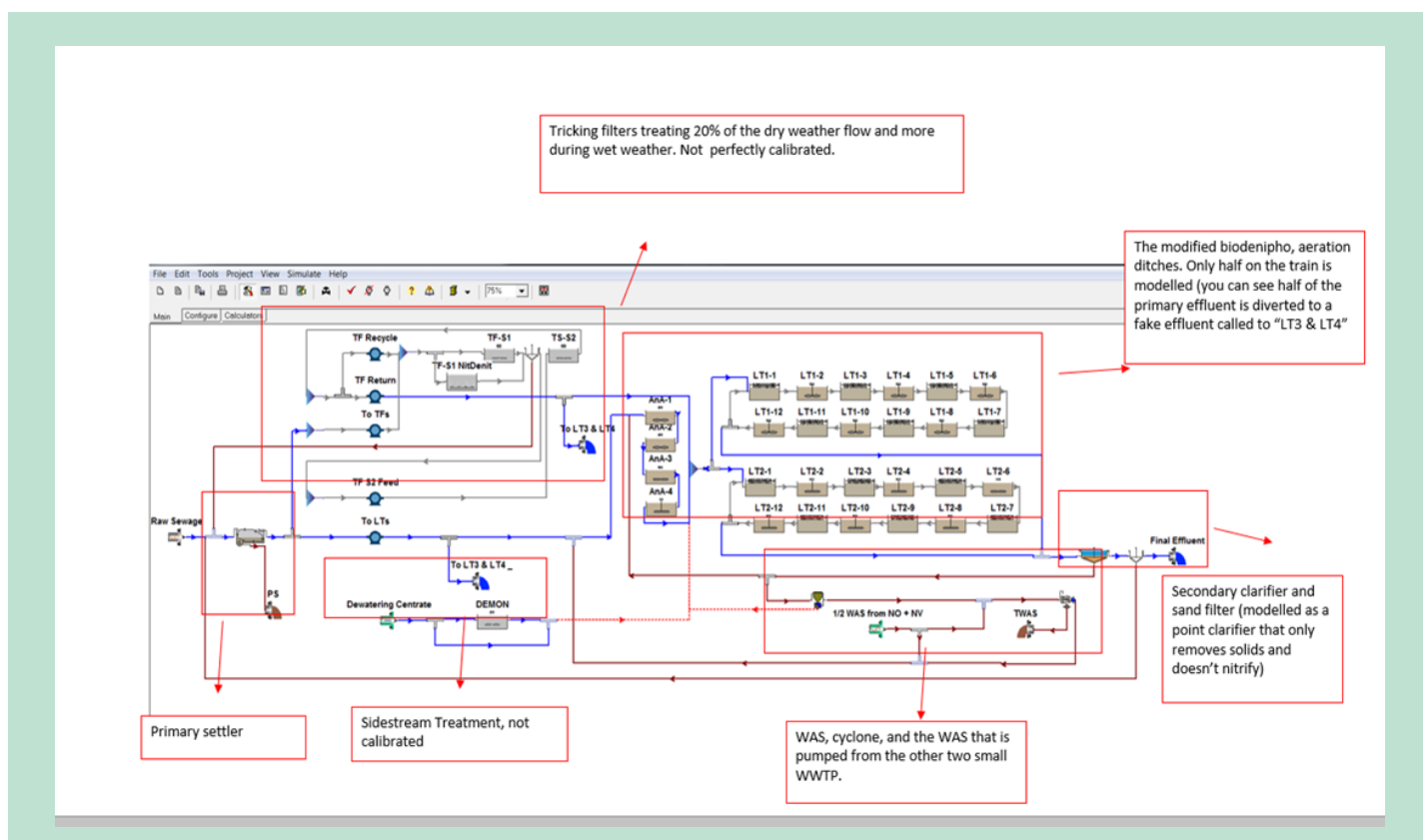
Volesky, B., 2007. Biosorption and me. *Water Research*, 29 May, pp. 4017-4028.

Vollertsen, J. & Hansen, A. A., 2017. *Microplastic in Danish wastewater - Sources, occurrences and fate*, Copenhagen K: The Danish Environmental Protection Agency.

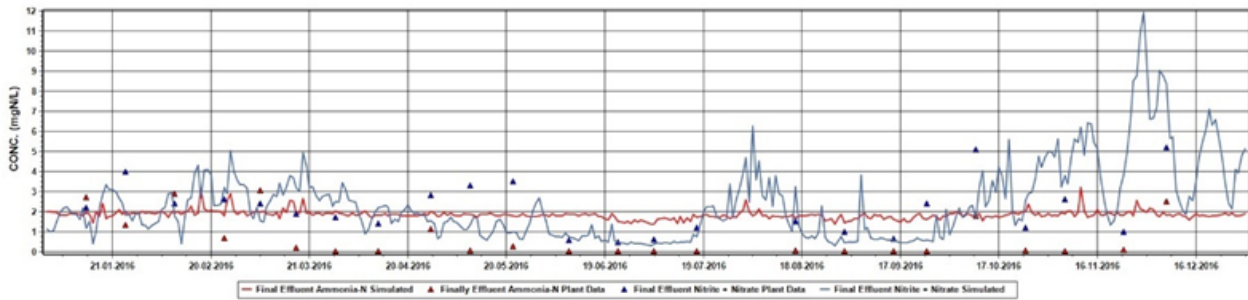
Wu, J., Yin, Y. & Wang, J., 2018. Hydrogen-based membrane biofilm reactors for nitrate removal from water and wastewater. *International Journal of Hydrogen Energy*, 4 January, pp. 1-15.

# Bilag 1. BioWin-model af Ejby Mølle Renseanlæg

Det følgende er en beskrivelse af elementerne i BioWin-modellen af Ejby Mølle Renseanlæg, herunder hvordan de enkelte anlægsdele og processer er beskrevet i modellen. Den overordnede modelopbygning er vist i figur herunder.

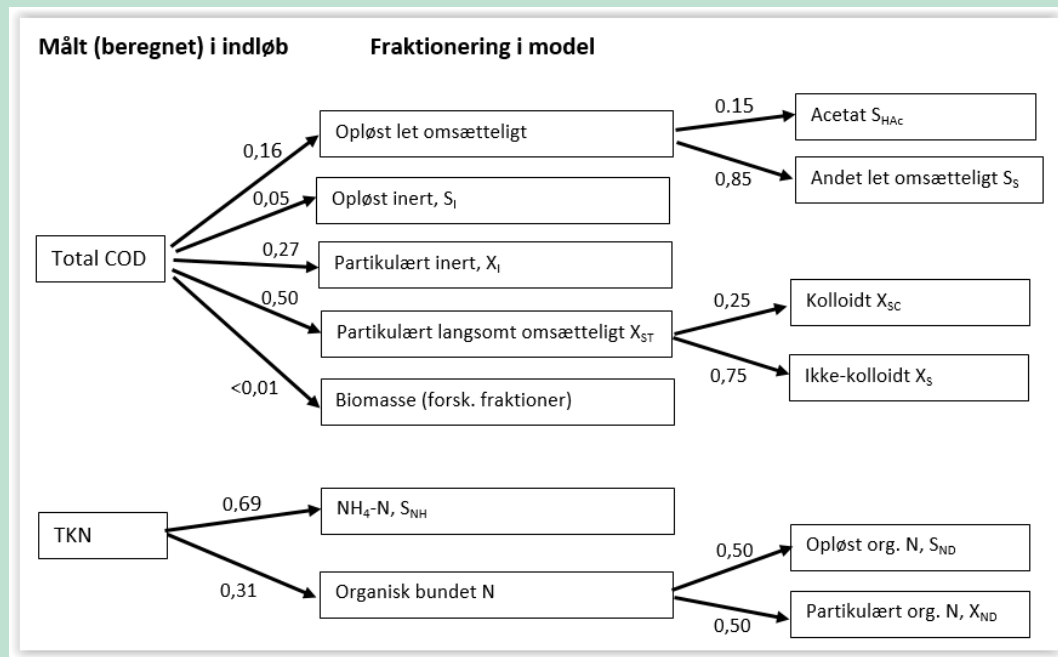


Skematisk overblik over elementer i BioWin-model af Ejby Mølle Renseanlæg.



Målt og modelleret indhold af  $\text{NH}_4\text{-N}$  og  $\text{NO}_3\text{-N}$  i rensed vand for 2016. Modelberegning medtager ikke polering i kontaktfiltre, hvor den sidste fjernelse af  $\text{NH}_4$  finder sted. Målte værdier vist som punkter, modelsimulering som linjer. Rød:  $\text{NH}_4\text{-N}$  Blå:  $\text{NO}_3\text{-N}$ .

Indløbsvand karakteriseres med timeværdier for vandføring (flow), total-COD, total-N og total-P, enten på baggrund af målte værdier eller interpoleret ud fra de tilgængelige målinger. Ud fra værdier for disse stofgrupper beregnes værdier for de stoffraktioner, der indgår i modellens processer og massebalancer. Stoffraktioner og opsplitningen er beskrevet for organisk stof og kvælstof i figur herunder.



**Modelfraktionering.** BioWin's fraktionering af organisk stof målt som total-COD og total-kvælstof (TKN). Fraktioneringen vist her er kun en del af modellens fraktionering, og fraktioneringsforholdene er resultatet af en kalibrering af modellen.

**Primær bundfældning:** Modellen herfor er udført som udtag af en fast procentdel af det partikulære stof. Der er i modellen ikke medtaget biologiske reaktioner i denne del af anlægget.

**Rislefiltre (bio-filtre):** Flowfordeling til rislefiltre følger den faktiske flowfordeling i renselanlægget. Kalibrering af denne del af modellen er pga. manglende data ikke valideret.

**Biodenifiprocestanke:** Ejby Mølle Renseanlæg består af 4 beluftningskanaler drevet parvist to og to. Kanalparrene antages at virke identisk, og kun ét kanalpar er medtaget i modellen. Modelmæssigt er procesforholdene i hver kanal beskrevet som 12 stk. ideelt opblandede tanke i serie, skiftevis med aerobe og anoxiske procesforhold. Proceskontrollen for hhv. aerobe og anoxiske driftsforhold er i BioWin beskrevet som en simplificeret udgave af den faktiske kontrol, baseret på onlinemåling og set-punkter for ammonium og ilt i tankene. De biologiske omsætningsprocesser er i modellen beskrevet ved BioWins integrerede jf. ASDM. Modellen er kalibreret ved en justering af defaultværdierne for en del af modellens proceskonstanter.

**Efterklaringsstankene** er modelleret som en simpel klaringsstank med fastsat fjernelse af suspenderet stof på 99,8 % uanset hydraulisk belastning.

**Sandfilter** er i modellen beskrevet ved en fast fjernelse af partikulært materiale på 90 % og uden biologisk omsætning. Hermed er den nitrifikation, der foregår i filteret ved lav hydraulisk belastning, ikke medtaget i modellen. Denne forsimpelse er formentligt betydelig og medfører, at modellen overestimerer ammoniumindholdet i det rensede vand i tørvejrssituationer.

**Slamstrømme:** Returslam fra klaringsstanke til procestanke og udtag af overskudsslam er i modellen beskrevet efter samme princip, som det sker i renseanlægget, og er ikke styret af den beregnede koncentration af slam i procestankene. Der er således ikke i modellen sat en styring ind baseret på at fastholde en given koncentration af slam i procestankene. I modellen indgår tilførsel af overskudsslam fra to mindre renseanlæg i oplandet, der tilledes direkte til procestankene, hvis koncentreringstank og slamafvanding er fuldt belastet. Overskudsslam føres gennem hydrocyklon før udtag, og den tunge fraktion af slammet føres tilbage til procestankene.

**Rejektvandsrensning.** Rejektvand fra slamafvandingen renses i et Demon-anammoxanlæg. Dette er medtaget i modellen som en fast procentuel ammoniumfjernelse fra denne vandstrøm.



## **Båndfilter-teknologiens potentiale for at fjerne mikroplast i kombination med organisk stof i renseanlægs primærudel**

Dette er afslutningsrapporten for projektet "Båndfilterteknologiens potentiale for at fjerne mikroplast i kombination med organisk stof i renseanlægs primærudel" under Miljøstyrelsens tilskudsordning MUDP 2015. Projektet løber i perioden januar 2016 til december 2017 og har haft det overordnede formål at udvikle teknologi og metoder til tilbageholdelse af 99 % af al mikroplast på renseanlæg, svarende til en reduktion af udledningen med en faktor 10 i forhold til eksisterende løsninger. Metoden baseres på fjernelse af organisk stof og mikroplast fra renseanlæggets primærudel vha. en nyudviklet båndfilterteknologi. Med den nye teknologi øges an-læggets potentiale for biogasproduktion, hvilket indebærer, at den forbedrede renseeffekt over for mikroplast er særdeles kosteffektiv.

Projektets deltagere er AL-2 Teknik A/S, VandCenter Syd, Vand og Affald, Dankalk K/S, Ingeniørhøjskolen Aarhus Universitet og Teknologisk Institut. Denne rapport giver et overblik over det arbejde, der er udført i første periode af projektet.



Miljøstyrelsen  
Haraldsgade 53  
2100 København Ø

[www.mst.dk](http://www.mst.dk)