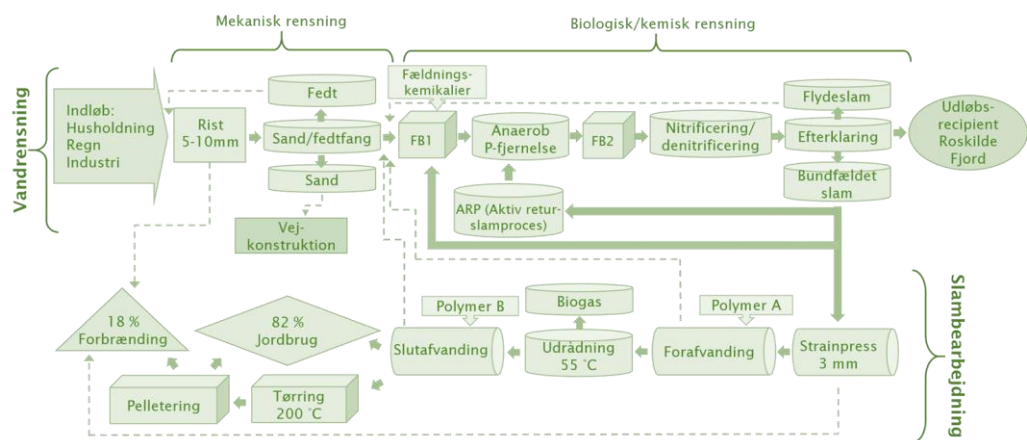


# Mikroplastiks forekomst, fordeling og skæbne i et renseanlæg

Undersøgelse af 19 prøvesteder i  
Bjergmarken Renseanlæg



Ida Aagaard Larsen

Vejleder: Annemette Palmqvist

Speciale i Miljørisiko · Institut for Naturvidenskab og Miljø



Roskilde Universitet

60 ECTS Speciale i Miljørisiko

Afleveret maj 2017

Af: Ida Aagaard Larsen (39579)

Vejleder: Annemette Palmqvist

Rapporten udgør 96 normalsider á 2400 tegn, hvor tilladt maksimum er 100 normalsider.

Heraf udgør det engelske resumé 2 normalsider jf. studieordningens krav på 1-3 normalsider.

## ABSTRACT

Title: Occurrence, Distribution and Fate of Microplastics in a Wastewater Treatment Plant: Investigation of 19 Sampling Sites within Bjergmarken Renseanlæg.

The majority of microplastic (MP) entering modern wastewater treatment plants (WWTP) performing at least secondary wastewater treatment is retained from the wastewater, and the MP is accumulated in the sludge. In Denmark, there is a political aim of recycling 80% of the scarce resource phosphorus contained in wastewater sludge by 2018, which is usually achieved by using the sludge as fertilizer on farmlands. Consequently, the MP retained from the water environment will be discharged to the terrestrial environment instead.

The purpose of this study is to localize optimization possibilities for minimizing the discharge of MP to both water and soil from WWTPs. For this purpose, the distribution of MP in various stages of treatment at a WWTP is examined by investigating the occurrence of MP found in 19 different samples from the specific Bjergmarken WWTP that is a secondary WWTP with mechanical, biological and chemical treatment.

The sampling sites were chosen in accordance to obtained knowledge about plastic and processes at the WWTP as to be representative of all the key processes and end products in water and sludge treatment. To achieve the most effective and uniform analysis of the varied samples, it was necessary to optimize the method extensively, and thus, samples were collected at two sampling events, of which the second set of samples was analysed in triplicate using the optimized method. The content of other organic materials in the samples was digested using an alkaline hypochlorite solution, and the remaining sample was filtered to 100  $\mu\text{m}$  stainless steel filters. In addition, samples of influent and effluent were filtered to 10  $\mu\text{m}$ . Particles expected to be MP in the samples were counted and categorised into shape and colour using visual recognition under a dissection microscope. In total, 10.353 particles were categorised in the first set of samples, and 6.882 in the second set. Representatives of both expected MPs and expected non-plastic particles were measured using FTIR spectroscopy, and the result in the form of a success rate in polymer identification among the expected MPs was applied to adjust the counting results.

In total, transparent polyester fibres proved to be the most frequently occurring type of MP in the samples. Transparent beads of polyethylene were the most frequent MP type in the effluent. In sludge, black rubber fragments were the most common type of MP. The distribution results based on the FTIR adjusted counting results were presented in numbers of MP/kg or MP/L raw samples, MP/kg dry weight, MP/kg total organic matter and MP/kg total-phosphorous. The largest amount of MP/kg raw sample was found in the solid matter from the strainpress, in grease and in the sludge, respectively. The smallest amount was found in effluent and was 2-4 MP/L. The retention capacity of MPs at Bjergmarken WWTP was 97-99,6% for MP >100 $\mu\text{m}$  and 94-97 % for MP >10 $\mu\text{m}$ .

The fate of MPs from Bjergmarken WWTP was estimated using 2015 numbers for water treatment and sludge production from the plant: The yearly discharge of MP to Roskilde Fjord is  $2\text{-}4\cdot 10^9$  MP >100 $\mu\text{m}$  and  $1\text{-}3\cdot 10^{10}$  MP >10 $\mu\text{m}$ . The yearly discharge of MPs onto

soil with sludge from Bjergmarken WWTP is  $1-2 \cdot 10^{10}$  MP  $>100\mu\text{m}$ , and the annually discharge of MP with sludge spread as fertilizer per unit area of land was estimated to be  $2 \cdot 10^8$  MP  $>100\mu\text{m}$  pr. hectare.

Estimates like these regarding MP in and from WWTPs should always be read and applied within the scope of the reservations determined by the chosen method, assumptions and extrapolation uncertainties since the analysis of MP in complex samples requires relatively small amounts. The method and the results in this study are discussed and compared to other studies of MP in and from WWTPs. Consequently, it becomes apparent that the application of both visual recognition under dissection microscope and subsequent FTIR-analysis in this project was crucial in the discovery of black rubber particles that constituted the second largest count of the total MPs in samples from Bjergmarken WWTP.

To further increase the retention capacity of MPs at Bjergmarken WWTP, application of tertiary treatment methods like filtration or membrane technology is suggested. Without filtration, detention of floating sludge should be optimized. At Bjergmarken WWTP, a portion of MP is already being removed from water and soil as  $9 \cdot 10^9$  MP annually is removed with the grit fraction. An unknown amount of MP is also removed with the solid matter from the strainpress and the part of grease fraction that is incinerated. There might lie a great potential in removal of MP with the strainpress and grease because of their high amounts of MP/kg, but yearly amounts of these still need to be quantified. It is proposed that Bjergmarken WWTP forwards the grease fraction directly for incineration instead of the present practice of recirculation and partly incineration. Furthermore, this study recommends that other WWTPs, that presently send the grease fraction to anaerobic digestion consider the advantages by incineration with heat production over anaerobic digestion with biogas production in the light of the high amount of MP contained in the grease fraction.

## Dansk resumé

Størstedelen af den mikroplastik (MP), der ender på moderne renseanlæg, bliver renses fra spildevandet, og MP ophobes i stedet i slammet. I Danmark er det et politisk mål pr. 2018 at genanvende mindst 80% af spildevandsslammets indhold af den knappe ressource fosfor, og det sker som regel ved anvendelse af slammet som gødning. Dermed udledes den MP, der renses fra vandet, formentlig i stedet blot til jordmiljøet. Formålet med dette projekt er at undersøge muligheder for optimering til minimering af udledningen af MP til både vand- og jordmiljø fra renseanlæg. Dertil undersøges fordelingen af MP undervejs i et renseanlæg ved at undersøge forekomsten af MP i 19 forskellige prøver fra det specifikke Bjergmarken Renseanlæg (BR), der har mekanisk, biologisk og kemisk rensning.

Prøvestederne udvalgte på baggrund af opnået viden om henholdsvis plastik og renseanlægsofbygning, og så de repræsenterede alle større trin i vandrensings- og slambehandlingsprocesser samt slutprodukterne. Analysen af de forskelligartede prøver krævede en del metodeoptimering for at blive så effektiv og så ensartet som muligt. Der blev udtaget prøver to gange, og andet hold prøver analyseredes efter den optimerede metode i tripliket. Prøvernes øvrige organiske materiale blev nedbrudt med basisk hypokloritopløsning, og resten filtreredes til  $100\mu\text{m}$  engangsfiltre af rustfrit stål. Prøver af indløbs- og udløbsvand filtrere-

des også til 10 µm. Ved visuel genkendelse under stereolup blev formodede MP optalt og kategoriseret efter form og farve, og i alt kategoriseredes 10.353 partikler fra første hold prøver og 6.882 fra andet hold prøver. Repræsentanter for disse samt for formodet ikke-plastik målt med FTIR-spektroskopi, og resultatet i form af en godkendelsesrate anvendtes til korrigerende af optællingsresultater.

I alt var transparente polyesterfibre den hyppigst forekommende MP-type i prøverne fra BR. I udløbsvand var det transparente beads af polyethylen, og i slam var det sorte gummifragmenter. Fordelingsresultater opgjordes i antal MP/kg eller MP/L rå prøver, MP/kg TS, MP/kg TOM og MP/kg total-P. Største antal MP/kg rå prøve fandtes i strainpressens faste stof, i fedt og i slam. Færrest fandtes i udløbsvand med 2-3 MP/L >10µm og 0,3-0,5 MP >100µm, og rensgraden var 97-99,6% for MP>100µm og 94-97 % for MP>10µm.

Skæbnen for MP fra BR estimeredes med BR's 2015-tal for vandrensning og slamproduktion: Årligt udledes  $2-4 \cdot 10^9$  MP >100µm og  $1-3 \cdot 10^{10}$  MP >10µm til Roskilde Fjord. Udledning til jord med slam fra BR er  $1-2 \cdot 10^{10}$  MP >100µm, og udledning med slamgødning pr areal er  $2 \cdot 10^8$  MP >100µm pr. hektar pr. år.

Sådanne estimater for MP i og fra renseanlæg bør læses og anvendes med de nødvendige forbehold, der følger af metodiske valg, antagelser og ekstrapolationsusikkerheder, idet MP-analyse i komplekse prøver kræver små mængder. Metode og resultater diskuteres og sammenlignes med øvrige studier af MP i og fra renseanlæg. Det konkluderes deraf, at vekselvirkningen mellem visuel genkendelse under stereolup og efterfølgende FTIR-analyse var nødvendig og afgørende for fundet af sort gummi.

For yderligere rensning af vandet for MP foreslås efterpolering ved filtrering eller membran-teknologi. Uden filtrering bør tilbageholdelse af flydeslam optimeres. På BR fjernes en andel af MP allerede fra både vand og jord, idet  $9 \cdot 10^9$  MP årligt fjernes med sand, mens et ukendt antal fjernes med strainpressens faste stof og den andel fedt, som forbrændes. Der er potenti-ale for stor MP-fjernelse med fedt og strainpresse, da de indeholdt højt antal MP/kg, men årlige mængder deraf skal kvantificeres. Det foreslås BR at afhænde fedt direkte til forbrænding frem for nuværende praksis med recirkulering og efterfølgende forbrænding. Hos ren-seanlæg, der sender fedt til udrådning, anbefales det grundet dets høje indhold af MP at afve-je fordele og ulemper ved forbrænding over for forgasning af fedt.

## FORORD

Rapporten er resultatet af et 60 ECTS specialeprojekt på faget Miljørisiko ved Institut for Naturvidenskab & Miljø på Roskilde Universitet.

Resultaterne af specialearbejdet kan ses som et supplement til det større Projekt Plastfri Roskilde Fjord, der igen er en del af det store Projekt Plastfrit Hav. Partnerne bag projektet tæller såvel universiteter og NGO'er som private og offentlige aktører og borgere, der i det 3-årige projekt er gået sammen om at kortlægge problemet og arbejde på kontinuerlige løsninger. Én del af Roskilde Universitets obligationer i projektet er at undersøge mikroplastik i slam fra Bjergmarken Renseanlæg, og dette speciale er et bidrag til opfyldelse af denne forpligtelse, men høj grad også en udvidelse i form af undersøgelser af mikroplastikkens fordeling undervejs i renseanlægget.

En mindre del af specialearbejdet gik til deltagelse i udvikling af undervisningsmateriale, der også er en del af Projekt Plastfrit Hav. Oprindeligt var det tanken at dele projektet i hhv. en praktisk undersøgelse af mikroplastik i Bjergmarken Renseanlæg og en didaktisk formidling af mikroplastforening med Bjergmarken Renseanlæg som case i et større undervisningsforløb om plastforurening til gymnasieskolens Naturgeografi. Derudover blev der arbejdet på udvikling af gymnasieskoleegnede laboratorieforsøg. Prøverne fra Bjergmarken Renseanlæg var imidlertid meget forskelligartede og krævede en del metodeoptimering, og derfor vurderedes det mest givtigt for projektet at inkludere yderligere en prøvetagning end at tvedele det, og den didaktiske del af arbejdet vil ikke fremgå yderligere af rapporten.

## TAK

Tak til Annemette Palmqvist for vejledning og interesse i projektet og optimisme, når prøver eller udstyr teede sig. Tak til laboranterne ved INM og særligt til Mette Flodgaard for frygtløs assistance ved prøvetagning og kyndig og opfindsom rådgivning i laboratoriet. Tak for samarbejdet og hjælpen fra de af partnerne fra Projekt Roskilde Fjord, der også har været inde over dette projekt. Herunder ingeniør Stine Lundbøl Vestergaard fra Envidan for hjælp til udvikling af prøveplan og teoretisk rådgivning vedrørende renseanlæg. Herunder også tak til seniorforsker Yvonne Shashoua fra Nationalmuseet for lynkursus i spektralanalyse. Også tak for hjælpen til analyse af særligt drilske spektre til postdoc Alvise Vianello fra Aalborg Universitet, der ikke er en del af Projekt Plastfri Hav. En særlig stor tak for samarbejdet rettes til Bjergmarken Renseanlæg, der ved gentagne besøg og henvendelser har udvist exceptionel stor åbenhed. I er hverdagens sande helte, og det har været lærerigt at erfare, hvordan I arbejder på at 'rense i bund' og fortsat er nysgerrige efter at gøre det endnu bedre. Herunder kæmpe tak for både teoretisk, teknisk og praktisk hjælp til Brian Olsen, Stella Skaaning Sørensen, Lotte Larsen og Torben B. Larsen. Tak til Viktor for at holde skansen på hjemmefronten, og tak for kampen til de gæve kvinder på specialekontoret, hvor der nu gennem et år er blevet sparret, spist, sludret og skrevet. Vi ses derude!

# INDHOLD

Abstract.....	3
Dansk resumé.....	4
Forord.....	6
1    Indledning .....	9
1.1    Problemfelt.....	10
1.2    Problemformulering .....	11
1.3    Rapportbeskrivelse og begrebsafklaring .....	11
2    Baggrundsteori .....	15
2.1    Introduktion til (mikro)plastik.....	15
2.1.1    Plastproduktion og -anvendelse .....	16
2.2    Introduktion til infrarød spektroskopi til analyse af mikroplastik.....	18
2.3    Introduktion til spildevand og slam.....	19
2.3.1    Formål med spildevandsrensning.....	20
2.3.2    Formål med slambearbejdning.....	20
2.4    Opbygning af Bjergmarken Renseanlæg.....	21
2.4.1    Vandrensningsprocesser.....	22
2.4.2    Slambearbejdning.....	28
2.5    Forventning og valg af prøvesteder i Bjergmarken Renseanlæg .....	30
2.5.1    Udvalgte prøvesteder .....	31
3    Metode .....	33
3.1    Prøvetagning .....	33
3.1.1    Første prøvetagning - juniprøver.....	33
3.1.2    Anden prøvetagning - januarprøver .....	35
3.2    Forberedelse af prøver i laboratoriet .....	36
3.2.1    Karakteristik af prøver ved tørstof, organisk materiale, fosfor og densitet....	36
3.2.2    Forberedelse af juniprøver til optælling .....	39
3.2.3    Forberedelse af januarprøver til optælling .....	42
3.3    Optælling af formodede MP-partikler under stereolup.....	43
3.3.1    Beskrivelse af karakteristiske gengangere under optælling .....	44
3.4    FTIR-analyse.....	47
3.4.1    Metoder til FTIR-måling.....	47
3.4.2    Udvælgelse af MP'er til måling .....	49
3.4.3    Spektralanalyse .....	49

3.5	Beregninger .....	54
4	Resultater.....	57
4.1	Tørstofindhold, organisk materiale, densitet, totalfosfor .....	57
4.2	Fordeling af formodede MP mellem kategorier i optællingsresultater.....	60
4.3	FTIR-resultater for identificering af MP .....	62
4.4	Fordeling af MP mellem prøvesteder.....	66
4.4.1	Antal MP pr. kg rå prøve.....	66
4.4.2	Antal MP pr. kg tørstof .....	68
4.4.3	Antal MP pr. kg glødetab (TOM).....	69
4.4.4	Antal MP pr. kg totalfosfor .....	70
4.4.5	Udvikling i antal MP under hhv. vandrensning og slambehandling .....	70
5	Diskussion .....	73
5.1	Valgte mål for prøvekarakteristik.....	73
5.2	Forekomst af MP i Bjergmarken Renseanlæg.....	75
5.3	Fordeling af MP i Bjergmarken Renseanlæg med optimeringsforslag .....	79
5.4	Skæbne for MP fra Bjergmarken Renseanlæg og ekstrapolering .....	81
5.5	Metodiske valg i analyse for MP i og fra renselanlæg .....	82
6	Konklusion .....	87
7	Referencer .....	88
8	Bilag .....	93
8.1	Gentagelsesenheder og spektre for udvalgte polymerer fra Tabel 1 .....	93
8.2	Beskrivelse af prøver.....	97
8.3	Tabeller med tørstof-, TOM-, total-P- og densitetsresultater .....	99
8.4	Skema til optælling af MP under stereolup .....	100
8.5	Udbygning af referencebibliotek til FTIR-software.....	101
8.6	Optællingsresultater .....	102
8.7	FTIR-korrigerede resultater.....	106
8.8	Liste med FTIR-målte formodede MP-partikler .....	110
8.9	Tabel med lygterøde fragmenter og brune flager .....	113
8.10	Udvikling i MP under vandrensning og slambehandling isoleret .....	114



# 1 INDLEDNING

Plastforurening adskiller sig fra mange andre typer forurening ved at være synlig og indiskutabelt menneskeskabt, idet plastik er et syntetisk materiale, og bortset fra synligheden gør det samme sig gældende for mikroplastforurening. Plast- og mikroplastforurening er nu så omfangsrig og udbredt på verdensplan, at FN's miljøprogram må den udbredte og omfangsrige plastforurening nu betragtes som et fælles problem for menneskeheden [UNEP 2016]. Selvom vi i Danmark har en forholdsvis velfungerende infrastruktur til indsamling og genanvendelse eller forbrænding af plastik, så ses der også her plastforurening af vand- og jordmiljø. Plastforurening kan komme langvejs fra og kan skyldes ringe affaldssystemer globalt., men den kan også forårsages af lokale problemer med forkert affaldshåndtering, borgeres henkastede affald, eller tilfælde af urensede eller let rensede spildevandsudledninger ved kraftigt regn [MST 2016]. Sidstnævnte udledninger kan ud over colibakterier vise sig synligt langs kysterne som makroplastik i form af fx vatpinde og tamponhylstre, der igen skyldes forkert bortskaffelse i toilet frem for skraldespand. Mikroplastik kan også være en del af spildevandet, men er som borger sværere at begrænse udledningen af.

Mikroplastik defineres helt overordnet defineres som plastik under 5 mm [Arthur *et al* 2009], men ikke desto mindre har der også været stort mikroplastforurening de seneste år [UNEP 2016]. Idet mikroplastik blot er en størrelsesdefinition, er det et lige så vidt begreb som plastik generelt med alle dets former, materialer (polymertyper) og tilsætningsstoffer. Mikroplastik deles i to grupper, primær og sekundær mikroplastik [Arthur *et al* 2009], hvor den primære er skabt til at blive anvendt i den lille størrelse, og den sekundære er opstået af slid på og fragmentering af større plastartikler.

Plastik er andet kendetegnet ved at være holdbart, men mens denne egenskab anses for positiv hos en brugsgenstand, er den er særdeles uhensigtsmæssig i miljøet, hvor holdbarheden i stedet kaldes persistens: Hvis et materiale eller stof er skadeligt, bliver persistens et problem, for jo længere tid det er tilstede i miljøet, desto større er sandsynligheden for kontakt med (eksponering for) materialet. Plastik i miljøet antages i princippet at kunne holde i århundreder, og i første omgang vil det blive brudt til mindre stykker, hvilket blot resulterer i mere mikroplastik [Thompson *et al* 2004]. I miljøsammenhæng er plastik og mikroplastik derudover komplekse størrelser, og forskellighed i massefylde (densitet), vandopløselighed etc. betyder, at forskellige plasttyper heller ikke har samme skæbne i miljøet. Dog kan det mere generelt om risikoen ved plastforurening siges, at den ud over at være synlig og holdbar også er påvist at skabe miljømæssige problemer: Dyrene kan vikles ind i plaststykker, eller de kan forveksle dem med føde, og når plastik eller mikroplastik fylder i fordøjelsessystemet, kan det give falsk mæthed hos dyrene og i sidste ende resultere i sultedød [reviewed af Wright *et al* 2013]. Nogle typer plastik kan også forårsage kemiske skader som følge af plastikkens egen kemiske sammensætning plus eventuelt tilsatte farver eller blødgørere eller nedbrydningsprodukter [Teuten *et al* 2009], og polyvinylklorid (PVC) er et velkendt eksempel på en plasttype, der kan skabe problemer for miljø og sundhed, hvis det anvendes eller bortskaffes uhensigtsmæssigt [Nicholson 2006]. Ud over plastikken i sig selv, kan andre især organiske forureninger (tjærestoffer, stoffer fra rengøringsmidler, alger og mikroorganismer) sætte sig (adsorbere) på plastikkens overflade [Teuten *et al* 2009]. Plastik med adsorbere stoffer kan

således fungere som en trojansk hest for andre potentielt skadelige stoffer, enten ved transport til andre steder i miljøet eller ind i organismer, som ellers ikke ville blive eksponeret for stoffet [reviewed af Cole *et al* 2011]. Dette fænomen kaldes vektoreffekter, og den egenskab ved plastforurening betyder, at forebyggelse deraf ikke kun er vigtigt på grund af de potentielle risici ved plastik i sig selv. Som det vil fremgå af senere introduktion til plastik, er der tale om forskellige kemiske sammensætninger, så blandt andet derfor er det ikke muligt at lave en samlet risikovurdering af plastik eller mikroplastik, ligesom det ikke vil være muligt at lave én risikovurdering for alle metaller. Dog bliver mikroplastik som forureningskilde ofte undersøgt under ét. Kortlægningen af mikroplastiks kilder og skæbne i miljøet pågår fortsat, og herunder i renseanlæg, som er omdrejningspunktet for dette projekt.

## 1.1 Problemfelt

Da der endnu ikke renses målrettet for mikroplastik under spildevandsrensning, har renseanlæg været mistænkt for at være en af de større kilder til – eller måske nærmere distributører af – mikroplastik til miljøet. Hidtidige studier af mikroplastik i spildevand før og efter rensning viser imidlertid, at moderne renseanlæg alt efter størrelse på partikler allerede fjerner 88-100 % af mikroplastik under de eksisterende vandrensningsprocesser [Magnusson & Wahlberg 2014], [Magnusson & Norén 2014]. Til gengæld tyder studier af slammet fra renseanlæg på, at mikroplastikken i stedet ophobes der, og Magnusson & Norén [2014] fandt, at over 99% af mikroplastikken (>300µm) findes i slammet.

I 2014 blev 66 % af slammet fra danske renseanlæg anvendt som gødning på jordbrugsformål [MST 2016], og det kan betyde, at den mikroplastik, der tilbageholdes fra det akvatiske miljø i renseanlæg, i stedet udledes til det terrestriske miljø, og der er tidligere fundet tegn på mikroplastik i form af syntetiske fibre i slam [Habib *et al* 1998] og i jorden flere år efter slamgødskning [Zubris & Richards 2005].

Renseanlæg modtager spildevand fra husholdninger og industri samt regnvand fra befæstede arealer. I spildevand kan sekundær mikroplastik især forventes at være syntetiske fibre fra tøjvask i husholdninger [Browne *et al* 2011], mens det i regnvandsandelen er blevet estimeret, at mikroplastikken især vil stamme fra slid fra skosåler og bildæk i regnvandsandelen [Lassen *et al* 2015]. Primær mikroplastik i renseanlæg kan fx være beads, der bruges som eksfolierende skrubbemidler i sæber, og glimmer fra øvrig kosmetik.

Grunden til overhovedet at anvende slam som gødning er dets indhold af næringsstoffet fosfor, der er en knap ressource, og det er et politisk mål at genindvinde mindst 80 % af fosforindholdet fra slam [MST 2014], og derfor er der både en bæredygtighedstanke og en økonomisk besparelse at hente ved at genanvende så meget fosfor som muligt. Det kan gøres fra diverse organiske affaldsfraktioner, hvor husdyrgødning traditionelt og fortsat er den største fosforkilde. Med både husdyrgødning og slamgødning følger der dog andre stoffer, som er uønskede i miljøet. For husdyrgødningsens vedkommende er det især zink og antibiotika, mens spildevandsslam i princippet kan indeholde alt, hvad der kan tænkes at havne i kloakken. Slammet skal overholde grænseværdier for syv tungmetaller og fire organiske stofgrupper for at kunne blive brugt som gødning, men derudover måles der ikke på slammet. Tidli-

gere har der været fokus på medicinrester i spildevand og slam, og senest er mikroplastik blevet føjet til de ubekendte ved slam som gødning.

Fordelen ved genanvendelse af fosfor og ulempen ved udledning af mikroplastik er miljømæssigt inkommensurable størrelser, og i sidste ende vil det være et arbitrært valg, hvad der vigtigst at prioritere. Muligvis behøver det imidlertid ikke at være et valg, da der kan være muligheder for enten at udvinde fosforen fra slammet eller at fjerne mikroplastikken fra slammet. Der forskes i at udvikle metoder til at udvinde fosforen mere rent fra slammet, så de medfølgende uønskede miljøfremmede stoffer (og potentielt mikroplastik) kan undgås. Implementering af nye metoder dertil kræver langsigtede investeringer, men ifølge Jensen *et al* [2015] kan de vise sig økonomisk rentable. Fremtidige fosforudvindingsmetoder vil dog ikke blive behandlet yderligere i dette projekt, hvor fokus i stedet er på mulighederne for fjernelse af mikroplastik fra slammet.

Formålet med dette projekt er således at undersøge mikroplastikkens fordeling og skæbne gennem et helt renseanlæg for derved at forsøge at spore eventuelle muligheder for at minimere udledningen af mikroplastik fra renseanlæg til både det akvatiske og terrestriske miljø. Til det formål er det først og fremmest nødvendigt at kende til mikroplastikkens nuværende forekomst, fordeling og skæbne undervejs i et renseanlæg, og det blev søgt opfyldt ud fra følgende problemformulering:

## 1.2 Problemformulering

*Hvilke typer mikroplastik findes på i Bjergmarken Renseanlæg, og hvordan fordeles mikroplastikken sig undervejs i renseanlæggets processer for og slutprodukter fra henholdsvis vandrensning og slambehandling?*

## 1.3 Rapportbeskrivelse og begrebsafklaring

Da specialearbejdet bygger på et samarbejde med et dansk renseanlæg med ønske om det skriftlige produkt på dansk med den dertilhørende danske terminologi, er der søgt og opnået merit til at skrive specialerapporten på dansk frem for engelsk, som ellers er det faste sprog for faget. Projektet er yderligere søgt formidlet, så de mere teoretiske passager om hhv. plastik og renseanlæg er skrevet med lægfolk på ét eller begge områder som målgruppe, da resultaterne både kan være af interesse for selve spildevandsbranchen og for andre med større viden om plastik, men til gengæld en ringere indsigt i opbygningen renseanlæg.

Opfyldelse af problemformuleringen kræver dels et kendskab til mikroplastik og dels til en metode til at afgøre, hvilke *typer af mikroplastik* i form af plastpolymerer der findes i Bjergmarken Renseanlæg. Det mere teoretiske kapitel 2 indledes således med en introduktion til (mikro)plastik (afsnit 2.1) efterfulgt af en introduktion til princippet bag infrarød spektroskopi (FTIR) i afsnit 2.2, der skal bruges til at identificere den fundne mikroplastik. Da FTIR-spektroskopi måler selve bindingerne mellem atomerne i plastikken, er det nødvendigt med en vis detaljeringsgrad i introduktionen til plastik, men det er søgt formidlet forholdsvis let tilgængeligt.

Som en del af Projekt Plastfri Roskilde Fjord har Roskilde Universitet blandt andet forpligtiget sig til at undersøge mikroplastikindholdet i spildevand og slam i samarbejde med det lokale *Bjergmarken Renseanlæg*, der har udløb til Roskilde Fjord. Dette projekt bidrager til og udvider opfyldelsen af denne forpligtelse ved at undersøge prøver fra flere dele af renseanlægget frem for blot start- og slutprodukterne. Renseanlæg kan være forskelligt opbygget, og efter en introduktion til formålet med spildevandsrensning mere generelt (afsnit 2.3) gennemgås opbygningen af det specifikke Bjergmarken Renseanlæg i afsnit 2.4. Afsnittet skal efter hensigten både tjene som introduktion til spildevandsrensning for lægfolk og for fagfolk som sammenligningsgrundlag for vurdering resultater i forhold til andre renseanlæg, og derfor indeholder gennemgangen af Bjergmarken Renseanlægs opbygning også forklaring af principperne bag. Den opnåede viden om hhv. renseanlæg og mikroplastik opsamles i afsnit 2.5 med forventninger til mikroplastiks fordeling i renseanlægget og dermed udvælgelse af 19 prøvesteder blandt renseanlæggets *vandrensnings- og slambehandlingsprocesser* og slutprodukter i form af rensed vand og færdigbehandlet slam.

I kapitel 3 beskrives metoderne til prøvetagning i felten, prøvekarakteristik og prøveforberedelse i laboratoriet samt analyse for mikroplastik i form af optælling og FTIR-spektroskopi og spektralanalyse. Da metode for både prøvetagning og efterfølgende behandling af prøverne langt hen ad vejen blev udviklet til netop disse temmelig forskelligartede prøver, så blev der udtaget to sæt prøver, hvoraf første sæt tjente til metodeudvikling, mens andet sæt behandlede efter en optimeret metode i triplikat. Det var oprindeligt intentionen at anvende FTIR-spektroskopi på partikler allerede fra første sæt prøver. Adgang til FTIR-udstyr blev dog forsinket i en sådan grad, at det kun var muligt at FTIR-måle udvalgte repræsentanter af andet prøvesæt.

I kapitel 0 præsenteres resultaterne, hvor prøvestederne først karakteriseres i form af deres tørstof-, TOM- og totalfosforindhold. Så præsenteres fordelingen af optalte formodede MP blandt kategorier. Forekomsten af MP, dvs. de identificerede polymerer blandt de målte partikler præsenteres sammen med den resulterende godkendelsesrate, der anvendes til korrigerende af optællingsresultaterne. Fordelingen af mikroplastik mellem prøvestederne i form af de FTIR-korrigerede optællingsresultater præsenteres som antal pr. kg rå prøver, antal pr. tørstofindhold, antal pr. kg TOM og antal pr. kg totalfosfor. Skæbne for mikroplastik fra Bjergmarken Renseanlæg i form af rensegrader for MP og estimerede udledninger af MP til hhv. vand- og jordmiljø præsenteres løbende i kapitlet.

Ved projektets begyndelse fandtes endnu ikke studier af mikroplastiks skæbne undervejs i renseanlæg. Under projektets løbetid er der blevet udgivet enkelte studier, der har også beskæftiget sig med prøver inden i renseanlæg [Murphy *et al* 2016, Carr *et al* 2016, Talvitie *et al* 2017]. Resultater og især metoder fra disse og andre studier med mikroplastanalyser af vand og slam fra renseanlæg [Magnusson & Wahlberg 2014, Magnusson & Norén 2014, Vollertsen & Hansen 2017, Mintenig *et al* 2017, Michielssen *et al* 2017 Mahon *et al* 2017] vil tjene som sammenligningsgrundlag under diskussion af metode og resultater i kapitel 5. I samme kapitel fremhæves og diskuteres en række særlige steder i Bjergmarken Renseanlæg med potentiale for optimering i Bjergmarken Renseanlæg specifikt, men også med relevans for renseanlæg mere generelt.

*Plast, plastik, plastic.* Plast er den oprindelige danske betegnelse, mens plastik og plastic er anglificeringer af ordet, der stammer fra det græske plastikos – 'som kan formes'. Alle tre er i dag korrekte synonymmer for det samme [Den Danske Ordbog 2017]. I rapporten benyttes plastik og mikroplastik i enkeltstående ord, mens plast- anvendes i sammensatte ord som plastflaske og mikroplastpartikel.

*Slam eller biogødning.* Slam er blandt andet det faste slutprodukt fra renselanlæg, der kan anvendes som gødning til jordbrugsformål, hvis det overholder Slambekendtgørelsens grænseværdier [MFVM 2006]. Den danske brancheforening Genanvend Biomasse (tidligere BGORJ) indførte i 2015 ordet *biogødning* om slam for at vække mere positive associationer [begrunder i Landbrugsavisen 2015], og det er efterhånden også et udbredt begreb på myndighedsniveau. Det noget upræcise *bio-* giver naturligvis rarere konnotationer hos modtageren end ordet slam, og det kan stemme godt overens med et mål om at gå fra affald til ressource. Uanset intentionen kan den form for begrebsændring blive opfattet som tilsløringsforsøg og kan i stedet give bagslag i form af en øget mistillid til produktet. Uden yderligere stillingtagen til kommunikationen om slam som gødning, benyttes ordet *slam* i dette projekt, da det anses som den mest præcise og dækkende betegnelse for slutproduktet fra renselanlæg.



## 2 BAGGRUNDSTEORI

### 2.1 Introduktion til (mikro)plastik

Der findes mange tusind typer af plastik og dermed ligeså mange typer mikroplastik, der som nævnt blot er en størrelsesdefinition af plastik. Det er derfor ikke muligt at bringe en kort eller entydig definition på hverken plast og mikroplast. I det følgende forsøges i stedet at give en overordnet forståelse af plastik, hvorefter en række af de mest almindelige plasttyper udvælges til nærmere beskrivelse. Her tilføjes også en række af de mest almindelige plasttyper, som dermed også forventes at forekomme i et renseanlæg.

Plastik er et syntetisk fremstillet materiale, og dvs. at det ikke forekommer naturligt, og det består af syntetisk fremstillede *polymerer* plus evt. tilsætningsstoffer i form af fx farve eller blødgørere. Polymerer er store molekyler, der består af lange rækker af *gentagelsesenheder* (repeat units), der sidder sammen med kovalente bindinger. Der findes også naturligt forekommende polymerer som fx DNA [Fox & Whitesell 2004], cellulose og naturgummi (latex) [Nicholson 2006]. Polymerer er således ikke i sig selv pr. definition syntetiske. Råstofferne (*monomererne*) bag plastpolymerer er hovedsageligt udvundet fra råolie, og der er dermed i forbindelse med plastik oftest tale om et materiale baseret på fossile, organiske ressourcer. Grundstofferne i plastpolymerer er således først og fremmest kulstof (carbon, C) og brint (hydrogen, H) samt evt. ilt (oxygen, O), kvælstof (nitrogen, N) eller halogener som fx klor (Cl) eller fluor (F). [Nicholson 2006]

Plastpolymerer bliver kunstigt fremstillet ved sammensætning (polymerisering) af *monomerer*, der altså er råstofferne bag polymerer. Det simpleste eksempel er stoffet ethen (samme som ethylen), der er monomeren bag poly-ethylen. Ethen er to methylen grupper ( $\text{CH}_2$ ) med en dobbeltbinding mellem,  $\text{CH}_2=\text{CH}_2$ , og når ethen bliver polymeriseret, bliver dobbeltbindingen brudt, så den resulterende polymer polyethylen bliver en lang kæde med *gentagelsesenheden*  $-\text{[CH}_2\text{-CH}_2\text{]}_n$ . [Nicholson 2006]

Der er kun én monomer bag polyethylen, hvilket gør det til en *homopolymer*. Andre polymerer kan være dannet af to eller flere monomerer, og så kaldes de i stedet *copolymerer* (ved tre kan også terpolymer bruges). Polyester er en samlebetegnelse for en slags copolymerer, der er dannet af monomerer af to forskellige stoftyper dialkohol og dicarboxylsyre [Fox & Whitesell 2004]. Et eksempel på en polyester er polyethylenterephthalat (PET), der kendes fra sodavandsflasker og som 'polyester' i tøj.

Hver slags polymer og dermed hver type plastik har egne fysiske/kemiske egenskaber som fx smeltepunkter og massefylde (densitet), og det er også derfor, plastik bliver anvendt til vidt forskellige formål. Samme polymer kan også bruges til forskellige plastprodukter, hvor fx polystyren (PS) både er polymeren bag flamingokasser og de almindelige hvide plastikkrus og sågar brillestel [PlasticsEurope 2016]. Polyvinylklorid (PVC) kan både bruges som hårde rør efter tilsætning af stabiliserende stoffer, og som det fleksible materiale bag haveslanger og badebassiner [PlasticsEurope 2016] efter tilsætning af blødgørere.

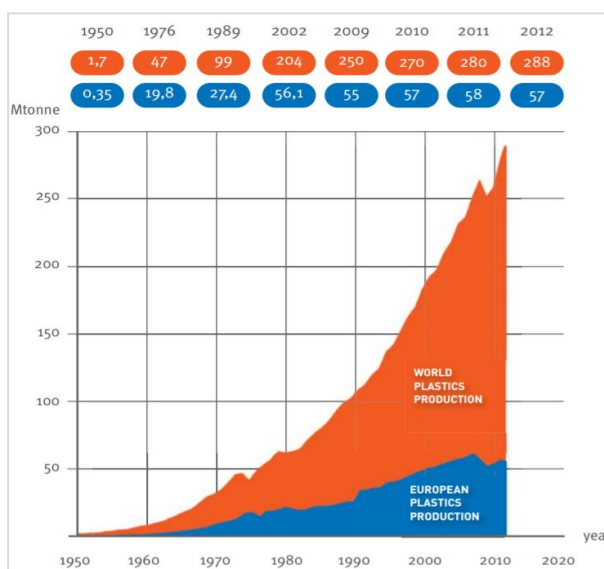
Plastmaterialer opdeles overordnet i to hovedgrupper: *termoplast*, der kan smeltes og omformes, og *hærdeplast (termosets)*, der ikke kan omsmeltes og dermed ikke genanvendes i nye former [Nicholson 2006]. Mulighed for omsmelting har at gøre med, om polymererne er bygget som i lineære, let forgrenede eller tredimensionelt krydsbundne strukturer, hvoraf sidstnævnte er mest normalt for hærdeplast [Nicholson 2006]. Plast af typen polyurethaner, der ofte bliver brugt som hård og blød møbelskum, er et eksempel på hærdeplast. Forskellen på hærdeplast og termoplast af mindre betydning i dette projekt og berøres ikke yderligere.

### 2.1.1 Plastproduktion og -anvendelse

Den historiske udvikling i årlig plastproduktionen på verdensplan mellem 1950, hvor masseproduktionen så småt begyndte, og frem til 2012 kan ses i Figur 1 [PlasticsEurope 2013], hvor Europas<sup>1</sup> andel også fremgår. Sidenhen er plastproduktionen steget yderligere og lå i 2015 på 322 mio. ton., med Europas produktion stagnerende omkring 58 mio. ton siden finanskrisens begyndelse i 2008 [PlasticsEurope 2016]. Plastproduktionen ligger altså på højeste niveau og er tilsyneladende fortsat opadgående på verdensplan.

Der bliver ikke produceret plastik fra bunden i Danmark, så der importeres plastråvarer til produktion af plastprodukter i Danmark [Plastindustrien 2017]. Plastråvarerne kommer typisk som små såkaldte 'pellets' på et par mm, der så kan sammensmeltes og formes.

Den fælleseuropæiske plastbrancheorganisation PlasticsEurope [2016] har desuden opgjort den procentvise fordeling mellem de mest anvendte plasttyper i Europa 2015. Denne opgørelse benyttes her til at indskrænke antallet af polymerer til yderligere karakteristik, da det med en vis rimelighed kan forventes eller antages, at det også er dem, der vil optræde som mikroplastik i et renseanlæg. Disse polymerer fremgår af Tabel 1. Til Tabel 1 er desuden tilføjet flere af de mest almindeligt forekommende polymerer til tekstilfibre. Selvom fibre muligvis ikke udgør en stor andel af produceret eller anvendt plast, så er syntetiske fibre interessante, da der kan forventes at findes mange fibre fra tøjvask i et renseanlæg [Browne *et al* 2011], hvilket dermed gør dem særligt interessante for dette projekt. Yderligere er tilføjet et par typer af gummi (elastomerer), der især bliver brugt i dæk og skosåler, og som ifølge Lassen *et al* [2015] kan forventes at findes i stort omfang i naturen som mikroplastik som følge af stor anvendelse og kendt slid på disse produkter. Sådanne partikler vil blive ført til renseanlæg med regnvand fra fælleskloakerede områder [Lassen *et al* 2015] (forklares afsnit 2.3) og er derfor relevante at inkludere. Som det vil bli-



Figur 1 Udvikling i plastproduktion på verdensplan og i EU (+ Norge og Schweiz) fra 1950 til 2012. Fibre er ikke inkluderet. [PlasticsEurope 2013].

<sup>1</sup> PlasticsEuropes opgørelser dækker EU + Norge og Schweiz, hvilket her samlet benævnes 'Europa'.



ve uddybet senere, er polyakrylamid også interessant at inkludere i renseanlægssammenhæng, da den polymer ofte bliver brugt som afvandingshjælpemiddel til slammet. Angivne densiteter og smeltepunkter tager ikke højde for evt. indflydelse fra øvrige tilsætningsstoffer, der som oftest vil være i plastikprodukter og dermed miljøprøver deraf. I bilag 8.1 kan de udvalgte polymerers struktur i form af gentagelsesenheder ses sammen med deres infrarøde spektre (uddybes afsnit 2.2).

*Tabel 1 Mest anvendte plastpolymerer i Europas anvendelser og karakteristika med tilføjelse af gængse fiberpolymerer, elastomerer og flokkulenter. I bilag 8.1 kan de udvalgte polymerers gentagelsesenheder og referencespektre ses. Anvendelsesprocenter [PlasticsEurope 2016], anvendelser [PlasticsEurope 2016, Fox & White-sell 2004, Lassen et al 2015, EU-Kommissionen 2002], smeltepunkter [PerkinElmer 2017], densiteter [Scientific Polymer, Inc. 2013]. (I.F. for ikke fundet).*

Almindelige plasttyper	%	Anvendelser	Smeltepunkt °C	Densitet g/cm <sup>3</sup>
Polyethylen PE	29	Poser, folier (LDPE),	85-125 (LD)	0,92-0,95
Sum af højdensitet HDPE 12,1% og lavdensitet LDPE 17,3%		legetøj, sæbeflasker (HDPE) etc.	130-140 (HD)	
Polypropylen PP	19	Emballage, rør, bildele, tekstilfibre, tæpper etc.	165-175	0,87-0,9
Polyvinylchlorid PVC	10	Gulve, rør, blodposer, vandslanger etc.	I.F.	1,4
Polyurethan PUR (samlebetegnelse ligesom polyester)	8	Isolering, hård og blød møbelskum, skuresvampe, skosåler etc.	I.F.	Hærdepl.: 1,1- 1,7 Termopl.: -
Polytereftalat PET (polyestertype)	7	Drikkeflasker, tekstilfibre etc.	245-265	1.385
Polystyren PS (inkl. massiv PS og skum PS-E)	7	Briller, plastikkrus, flamingo isolering etc.	I.F.	PS: 1,05 PS-E: 0,015-0,04
Andre polymerer	20	Fx: brilleglas (PC), teflon (PTFE), touch screens (PMMA) etc.	-	PC: 1,2; PTFE: 2,0; PMMA:1,2
<b>Fiberpolymerer</b>				
Polyamid PA (nylon) (samlebetegnelse)		Fiskegarn, tekstilfibre etc.	Beror på type Nylon6: 215-220	1,01-1,12
Polyakrylonitril PAN	-	Tekstilfibre (tøj mærket akryl, er oftest copolymerer med PAN)	319	1.184
<b>Elastomerer (gummi)</b>				
Styren-Butadien-Styren Rubber SBS eller SBR	-	Bildæk, fyld til kunstgræsbaner	I.F.	
NBR, ABS, EPDM, CSPE	-	Bildæk, skosåler, drivremme etc.	-	
<b>Afvandingspolymerer</b>				
Polyakrylamid PAA	-	Flokkulenter til vandbehandling	I.F.	1,302

## 2.2 Introduktion til infrarød spektroskopi til analyse af mikroplastik

Et molekyles sammensætning kan bestemmes ved hjælp af infrarød spektroskopi, da alle molekyler har et unikt infrarødt spektrum, så for at teste optællingsresultaterne fra Bjergmarken Renseanlæg, bliver infrarød spektroskopi taget i brug ved at måle på formodede MP-partikler under et FTIR-mikroskop. Teorien bag forklares kort i det følgende og i afsnit 3.4 forklares, hvordan FTIR-mikroskopet benyttes i praksis. Til denne afsnit er lærebogen *Introduction to Spectroscopy* [Pavia *et al* 2001] anvendt som det primære materiale.

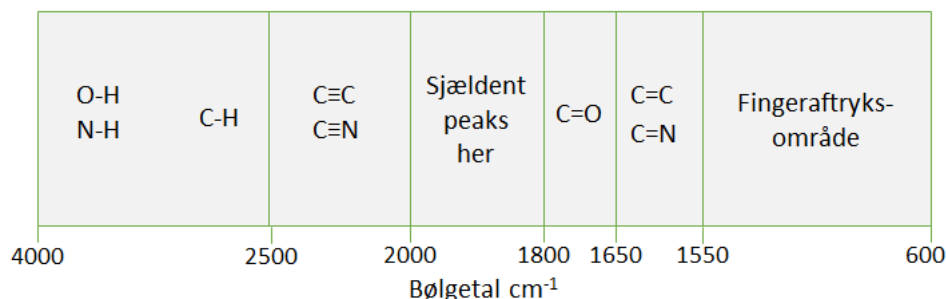
### FTIR – Fourier Transform Infra Red

FTIR-spektrofotometre er den hurtigste af to typer spektrofotometri til måling af infrarøde spektre, og er den, som anvendes i dette projekt. FT står blot for den matematiske model *Fourier transform*, der konverterer outputtet fra FTIR-måling til et traditionelt infrarødt spektrum. Dette sker automatisk, så det har ikke praktisk betydning for brugeren. [Pavia *et al* 2001]

Når der lyses gennem en væske, en gas eller – i dette projekt – fast stof med infrarødt lys (ved bølglængder  $\lambda$  typisk 2,5-15  $\mu\text{m}$ ), absorberes lyset af stoffet ved bestemte bølglængder, og outputtet er en graf i form af et infrarødt spektrum med toppe (peaks) svarende til de absorberede bølglængder. Dette spektrum er unikt for hvert enkelt stof, hvilket således muliggør identifikation af et ukendt materiale med infrarød spektroskopi.

Det er mere præcist de kovalente bindinger mellem atomerne i stoffets molekyler, der registreres pga. deres vibrationer, så derfor kan aflæsningen af et infrarødt spektrum systematiseres ved at kigge efter peaks, der repræsenterer bestemte typer af bindinger. Fx vil en enkeltbinding kunne strække, bøje og rokke, hvilket alt sammen vil give udslag i peaks ved forskellige bølglængder. Mest markant er dog dobbeltbinding mellem et kulstofatom og et iltatom (C=O), der altid give en kraftig peak ved en bølglængde mellem 5,5-6,1  $\mu\text{m}$ .

Resultaterne præsenteres dog ofte - og også herefter – i bølgetal ( $\text{cm}^{-1}$ ) i stedet for bølglængder ( $\mu\text{m}$ ). Det er samme tal, bare omregnet til den reciprokke værdi i  $\text{cm}$  ( $1/\lambda$ ), Omtalte dobbeltbinding C=O vil altså give peak samme sted, men i bølgetal vil den ligge mellem 1650-1800  $\text{cm}^{-1}$ , jf. Figur 2, der viser, hvor typiske bindinger især organiske stoffer vil være placeret i et infrarødt spektrum.

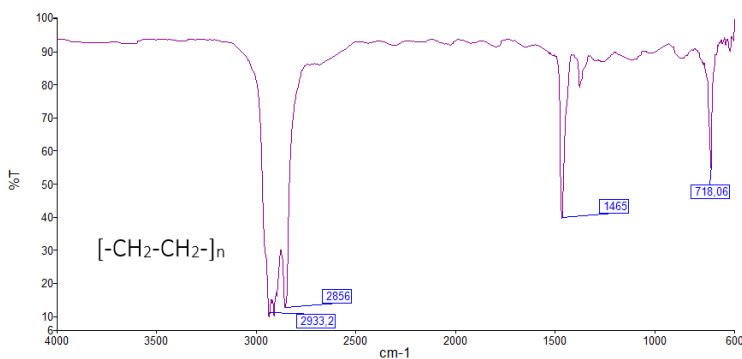


Figur 2 Hjælpemodell til analyse af infrarøde spektre, hvor typiske bindinger for især organiske stoffer er indtegnede i de områder, hvor de vil optræde i et spektrum. Modellen er inspireret af Pavia *et al* [2001] og McCurry [2011].

X-aksen på et infrarødt spektrum ligger oftest mellem 4000-600  $\text{cm}^{-1}$ . Y-aksen viser enten optagelsen (absorbansen % A) eller gennemskinnetheden (transmittance % T) af lyset i %. Forskellen er udelukkende, om spektrets peaks vender opad eller nedad, og i det følgende anvendes % T.

Som eksempel på et infrarødt spektrum af polymerer indeholdende den omtalte dobbeltbinding C=O, kan et spektrum for polyesteren polyethylentereftalat (PET) ses i Figur 49 (bilag 8.1) med den markante C=O-peak ved ca. 1720  $\text{cm}^{-1}$ , som også altid er til stede i polyamider og polyurethener. PET er en polyester og er et forholdsvist komplekst molekyle indeholdende benzenringe, jf. dens gentagelsesenhed indtegnet i Figur 49, og spektret gennemgås ikke yderligere her, men uddybes i afsnit 3.4 om spektralanalyse.

Polyethylen er til sammenligning den simpleste polymer bestående udelukkende af ethylgrupper, og det giver sig også til udtryk i dens infrarøde spektrum, der vises i Figur 3 med et spektrum fra egne målinger. Alle fire markerede peaks viser forskellige varianter af vibrationer fra CH-bindinger. Her ses to markante, overlappende peaks lige i området 3000-2850  $\text{cm}^{-1}$ , der begge angiver CH-bindingers stræk-vibrationer. En peak ved 1465  $\text{cm}^{-1}$  angiver  $\text{CH}_2$ -bindingers bøjninger, og en peak ved 720  $\text{cm}^{-1}$  angiver  $\text{CH}_2$ -bindingers rokken i lange kæder [Pavia *et al* 2001].



Figur 3 Infrarødt spektrum af polyethylen, der består af sammensatte ethylgrupper, dvs. af monomeren ethen. Tydelige peaks lige under 3000  $\text{cm}^{-1}$ , der markerer CH-bindinger. Spektret stammer fra egen måling af transparent bead (EKTc).

I metodeafsnittet om FTIR-analyse 3.4 vil nøglemetoder til spektralanalyse blive gennemgået mere i dybden sammen med eksempler på analysen af de egentlige MP-fund.

## 2.3 Introduktion til spildevand og slam

Spildevand er defineret som alt afløbsvand [Spildevandsbekendtgørelsen, MFVM 2016], og det vil sige alt vand, der ledes fra husholdninger, institutioner og virksomheder samt overfladevand i form af regn- og smeltevand fra befæstede arealer (gader, tage etc.). Selv grundvand kan høre under spildevand, når det lækkes gennem utætte rør eller drænes bort fra fx bygninger eller udendørs arealer og direkte til afløb [Winther *et al* 2009]. Spildevandet ledes eller pumpes fra oplandet og samles ved et renseanlæg, og afhængigt af tidspunkt, vejrforhold og det specifikke oplands fordeling af by, land, industri og geologi kan der være stor forskel på både mængde og sammensætning af spildevandet [Winther *et al* 2009].

### Fælles- og separatkloakering

Når regnvand og spildevand samles i ét kloaknet kaldes det fælleskloakering. Som følge af forventede større nedbørsmængder er det dog blevet mere udbredt at indføre separatkloakering, så regnvand får sit eget kloaknet, der kan ledes uden om renseanlæggene [Winther *et al* 2009]. Pt. er fordelingen i Danmark 40 % fælleskloakering og 60 % separatkloakering [SVANA 2017a]. På renseanlæg der ikke er gearret til store og pludselige spildevandsmængder grundet kraftig nedbør, kan det blive nødvendigt at lede dele af det indkommende spildevand uden om renseanlæggets rensprocesser. Det kan i de værste tilfælde betyde, at spildevandet udledes helt urensset eller blot bliver mekanisk rensset (uddybes afsnit 1.1.1) før udledning [Winther *et al* 2009]. Ved separatkloakering kan sådanne spidsbelastningsepisoder undgås, men det er ifølge Winther *et al* [2009] heller ikke uproblematisk at udlede regnvand urensset, idet det fører forureninger på jordoverfladen fra især bymiljøer med sig, der kan tælle både henkastet affald, tungmetaller mm.

#### 2.3.1 Formål med spildevandsrensning

Formålet med at rense spildevand er helt overordnet at reducere mængden af suspenderet stof (SS), organisk materiale (BOD)<sup>2</sup> og næringsstoffer i form af fosfor (P) og kvælstof (N) mest muligt før udledning til vandmiljøet (recipienten) [SVANA 2017b]. Der kræves ilt til nedbrydning af organisk materiale, og for stor udledning af organisk materiale kan derfor resultere i iltmangel i vandmiljøet. Fosfor og kvælstof er vigtig næring for planter, men i vandmiljøet vil for store mængder af disse næringsstoffer give øget algevækst, hvilket både kan give problemer i form af skygge for øvrigt liv i vandmiljøet, og igen i form af iltmangel på grund af øget iltforbrug til nedbrydning af algerne. Grænseværdierne for P og N og organisk materiale er angivet i Spildevandsbekendtgørelsen [MFVM 2016], mens krav til suspenderet stof SS stilles fra EU's direktiv om byspildevand [EU 1991]. Udlederkravene til de enkelte renseanlæg afgøres desuden til dels af vandkvaliteten hos recipienten. Det vil sige, at der findes overordnede grænseværdier i Danmark, der afgøres af renseanlæggets størrelse, men hvis et renseanlæg udleder til et særligt følsomt vandmiljø, kan pågældende kommune fastsætte skærpede udlederkrav. Det gælder for Roskilde Fjord, som Bjergmarken Renseanlæg udleder til, og de specifikke udlederkrav for Bjergmarken Renseanlæg er angivet i Tabel 2. I praksis er det ikke muligt at tilbageholde vand, der overskrider grænseværdierne, men renseanlæggene betaler en afgift for hvert kg udledt totalkvælstof, totalfosfor og BOD [Bekendtgørelse om afgift af spildevand, SKM 2016], hvilket tjener som ekstra økonomisk incitament for at begrænse fremtidig udledning både over og under grænseværdierne.

*Tabel 2 Udlederkrav særskilt for Bjergmarken Renseanlæg [PK SVANA].*

Udlederkrav	mg/L
BOD (BI <sub>5</sub> -mod.)	10
Total-N	5
Total-P	1,2
SS	30

#### 2.3.2 Formål med slambearbejdning

I Miljøstyrelsens Ressourceplan for affaldshåndtering 2013-2018 [MST 2014] er der opsat et mål, om at 80 % af det danske spildevandsslam skal anvendes som gødning til jordbrugsfor-

<sup>2</sup> BOD (Biochemical Oxygen Demand), også kaldet biokemisk iltforbrug (BI<sub>5</sub>) er et mål for spildevandets indhold af organisk materiale, idet der forbruges ilt under nedbrydning af organisk stof. BOD undersøges ved at måle iltforbruget i en prøve efter 5 døgn [Winther *et al* 2009].

mål. Ønsket om genanvendelse af slam til jordbrugsformål grunder dels i et overordnet mål om generelt at genanvende mere affald, og som nævnt dels i at slammet indeholder fosfor. For mens fosfor gerne skal minimeres i vandløb, så er det et vigtigt næringsstof på land, og fosfor er samtidig blandt verdens begrænsede ressourcer med en estimeret forventet udløbstid inden for 50-100 år [MST 2014]. Kunstgødning indeholdende fosfor vil dermed blive dyrere i de kommende år, og derfor er der stor interesse i at recirkulere mest muligt af fosforen fra affald, herunder spildevandsslam, der er den tredjestørste kilde til fosfor blandt organiske affaldstyper i Danmark, næstefter husdyrgødning og industrielt organisk affald [MST 2014]. Af seneste opgørelse i Affaldsstatistik 2014 [MST 2016] fremgår det, at 66 % (87.000 ton TS) af spildevandsslammet anvendtes direkte på landbrugsjord, mens 8 % (11.000 ton TS) komposteredes, så i alt 74 % genanvendtes til jordbrugsformål i 2014<sup>3</sup>.

Ud over fosfor indeholder slammet også andre gode næringsstoffer som kalium og kvælstof, men slammet kan også indeholde forurenende stoffer. I Danmark er der opsat grænseværdier for syv tungmetaller<sup>4</sup> og fire organiske stofgrupper<sup>5</sup>, som skal overholdes for at kunne anvende slammet og dermed fosforen til jordbrugsformål, jf. Slambekendtgørelsen [MFVM 2006]. Mængden af slam, der må anvendes pr. areal, relateres til fosforindholdet i slammet, hvorfor grænseværdierne for tungmetaller både bliver opgjort i mg/kg tørstof og i mg/kg total-P. Slamprøver udtages og testes med en fastsat hyppighed for både næringsstoffer og uønskede stoffer med grænseværdier af et akkrediteret laboratorium, jf. Slambekendtgørelsen [MFVM 2006]. Slambekendtgørelsen angiver desuden særlige krav til, hvordan slammet skal spredes, samt hvilke afgrøder slammet må bruges på, alt efter om det er blevet stabiliseret og hygiejniseret [MFVM 2006], hvilket ikke uddybes yderligere her. På landbrugsjord må der højst tilføres 30 kg total-P pr. hektar med affald (dvs. husdyrgødning, slam eller org. husholdningsaffald) i gennemsnit over tre år [MFVM 2006].

Spildevandsslam kan naturligvis også indeholde mange andre uønskede stoffer som fx medicinrester [Pedersen *et al* 2007] og – relevant her - plastik [Magnusson & Norén 2014, Murphy *et al* 2016, Mintenig *et al* 2016, Mahon *et al* 2017, Vollertsen & Hansen 2017, Talvitie *et al* 2017], som ikke måles for eller findes grænseværdier for. Det er i sammenhæng med dette projekt altså blot værd at bemærke, at der ikke findes særskilte lovgivningsmæssige krav til plastindholdet i hverken udløbsvand eller slam. I vandet vil plastik dog tælle med blandt suspenderet stof, og indholdet vil i praksis blive nedbragt simultant med dette.

## 2.4 Opbygning af Bjergmarken Renseanlæg

Opbygningen af renseanlæg kan variere som følge af størrelse, men også i rensemetoder og rækkefølgen af rensemetoder, idet der er flere veje til at nå målet i form af kvalitetskrav til vand og slam. Langt størstedelen af dansk spildevand (93 %) bliver dog rensat på større, avancerede renseanlæg, der med en forkortelse kaldes MBNDK(F) [Svana 2017]. M står for mekanisk rensning, B for biologisk fjernelse af fosfor, N og D for kvælstoffjernelse i form af

<sup>3</sup> Resten, hhv. 25 % (33000 ton TS) og 1 % (1000 tons), gik til forbrænding til deponi.

<sup>4</sup> Cadmium, kviksølv, bly, nikkel, krom, zink, kobber. Disse findes både angivet som mg/kg TS og g/kg total-P, og det er valgfrit, hvilket værdi der overholdes [MFVM 2006].

<sup>5</sup> LAS, NPE, DEHP, PAH. Opgøres i mg/kg TS.

hhv. biologisk nitrifikation og denitrifikation, og kemiske rensning skal fremskynde ud- og bundfældningen af bl.a. fosfor [SVANA 2017]. F står for filtrering, som kun udføres på enkelte danske anlæg i form af fx et sandfilter eller membranteknologi [SVANA 2017]. Bjergmarken filtrerer ikke, hvorfor det ikke beskrives yderligere. Processerne MBNDK plus slambehandlingsprocesser vil i det følgende blive beskrevet og forklaret, som de foregår på det specifikke renseanlæg, Bjergmarken Renseanlæg, idet det er omdrejningspunktet for dette projekt. Formålet er hermed at forklare principperne overordnet for lægfolk med udgangspunkt i Bjergmarken Renseanlæg, og derudover er hensigten, at fagfolk kan benytte gennemgangen af Bjergmarken Renseanlæg til at vurdere resultaterne i forhold til anderledes opbyggede anlæg. Figur 4 er en lettere simplificeret model over processerne og deres rækkefølge på Bjergmarken Renseanlæg. Figur 5 vil være den gennemgående model i rapporten, mens Figur 5 viser den fysiske placering af de enkelte tanke og processer på et satellitfoto over Bjergmarken Renseanlæg. Beskrivelsen er samlet ved hjælp af personlig kontakt med Bjergmarkens personale, anlæggets P&I-diagrammer og procesbilleder, rådgivning fra EnviDan, samt underbyggende teori fra lærebogen Spildevandsteknik [Winther *et al* 2009].

#### 2.4.1 Vandrensningsprocesser

Bjergmarken Renseanlæg er en del af forsyningselskabet FORS A/S (tidligere Roskilde Forsyning) og servicerer primært Roskilde by samt en række mindre landsbyer med sin kapacitet på 125.000 personækvivalenter<sup>6</sup>, svarende til 9,1 mio. m<sup>3</sup> spildevand/år [Roskilde Kommune 2015]. I 2015 blev 7,3 mio. m<sup>3</sup> spildevand rensset på anlægget<sup>7</sup> [Årsopgørelse drift 2015, Bjergmarken], hvilket rundt regnet svarer til en gennemsnitlig kapacitetsanvendelse på 80 %. Anlægget oplever kapacitetsproblemer under spidsbelastning som kraftigt regnvejr og under den årlige Roskilde Festival, hvor belastningen stiger betydeligt [Pers. kom. Bjergmarken]. En stor andel af oplandet til Bjergmarken Renseanlæg er fælleskloakeret, men det er en del af Roskilde Kommunes gældende spildevandsplan at udbrede separatkloakering over de nærmeste år, så kloaknettet ikke bliver overbelastet af regnvand [Roskilde Kommune 2015]. På Bjergmarken Renseanlæg varer vandrensningsprocesserne ca. et døgn fra indløb til færdigrenset udløb, mens slammet opbygges og behandles samlet set over en måneds tid [Pers. kom. Bjergmarken].

Først beskrives vandrensningsprocesserne og derefter slambehandlingsprocesserne. Bjergmarken renser efter aktiv-slamprincippet, hvilket betyder, at der recirkuleres både slam og vand i systemet, hvilket vanskeliggør den kronologiske gennemgang, men til opklaring af sammenhængen i hele anlægget undervejs i læsningen kan henvises til Figur 4.

##### Mekanisk rensning

Spildevandet bliver ledt og pumpet til Bjergmarken fra pumpestationer i oplandet. Første trin i rensningen er en rist, hvor større materialer som papir, kviste etc. bliver sorteret fra. Lamellerne på risten er 5-10 mm, men i praksis bliver også mindre materialer sorteret fra, da fx papir vil lægge sig og efterhånden opbygge en mere finmasket barriere på lamellerne. Denne

<sup>6</sup> En personækvivalent (PE) er 21,9 kg BI<sub>5</sub>/år, 4,4 kg N/år, 1 kg P/år eller 73000 L/år [MFVM 2016]. Angives ofte i g/PE/d, og fx for BI<sub>5</sub> er det  $(21,9 \cdot 1000 / 365) = 60$  g BI<sub>5</sub>/PE/d [Pers. kom. EnviDan].

<sup>7</sup> Der er forskel på opgørelsen i indløbstal (7,2 mio. m<sup>3</sup>) og udløbstal (7,3 mio. m<sup>3</sup>), men flowmåleren i udløb er mest præcis [Pers. kom. Bjergmarken], så denne anvendes.



barriere bliver ødelagt ved større regnskyl, hvorved der i en periode slipper mere igennem risten, til barrieren er bygget op igen. Det overskydende ristestof bliver automatisk ført til en container og sendes til forbrænding eksternt.

### Sand/fedtfang

Både sand og fedt er uønsket i et renseanlæg, da sand og grus slider på anlæggets udstyr, og fedt stopper rørene til. Efter risten skal sand og fedt i videst muligt omfang derfor sorteres fra, og det foregår på Bjergmarken Renseanlæg i et luftet sand/fedtfang. Ved hjælp af luftbobler bliver den naturlige bundfældning af sand og øvrige tunge partikler accelereret, mens fedt, benzin og andre letvægtsmaterialer stiger til vejrs. Sandfraktionen bliver afvandet og ledt til en container, hvorfra det bliver afhændet til afvaskning og anvendelse i fx vejkonstruktioner (i 2015 i alt 323 tons). Fedtet bliver automatisk skrabet af overfladen og ledt til en fedtbrønd. Det er mest anvendt at sende fedt direkte til rådnetanke [Pers. kom Envidan], men på Bjergmarken Renseanlæg ledes fedtet fra fedtbrønden i små portioner tilbage til indløbet før risten. Hvis fedtbrønden overfyldes, bliver fedtet sendt til eksternt forbrænding.

Den relativt korte opholdstid i sand- og fedtfanget, som en gennemstrømning af et renseanlæg tillader betyder, at der fortsat være både mindre sandpartikler og fedtstoffer bundet til suspenderet stof, der ikke er nået bundfælde eller stige til vejrs, før vandet ledes videre i systemet. Dette vil således også gælde for mange plasttyper, da densiteten for de fleste polymerers vedkommende ligger tæt på 1, jf. afsnit Introduktion til (mikro)plastik 2.1. Efter den mekaniske rensning begynder de biologiske og kemiske vandrensingsprocesser (Bjergmarken Renseanlæg benytter ikke primær bundfældning/for-klaring).

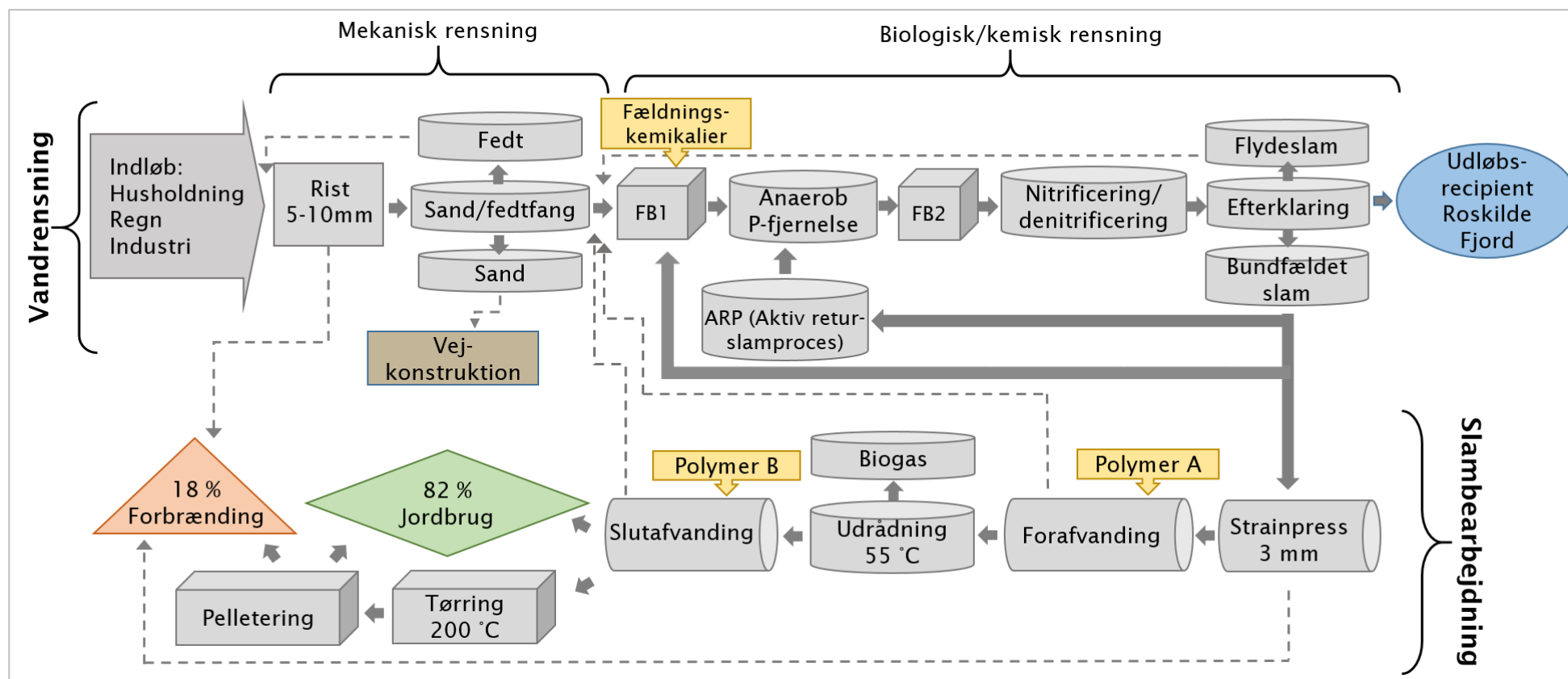
Opholdstiden i sand- og fedtfanget kan omvendt også blive for lang, så der mistes for meget org. materiale, som er ønskeligt at bevare til brug for de biologiske rensprocesser [Pers. kom. EnviDan].

### Biologiske vandrensingsprocesser

I fordelerbygværk 1 (FB 1 i Figur 4) bliver der tilført returslam og flydeslam fra efterklaringstankene (sidste trin i vandrensingsprocessen), før vandet distribueres videre til de anaerobe tanke, som er første trin i de biologiske vandrensingsprocesser. Her tilsættes også fældningskemikalier, hvilket uddybes under de kemiske processer.

### Anaerobe tanke

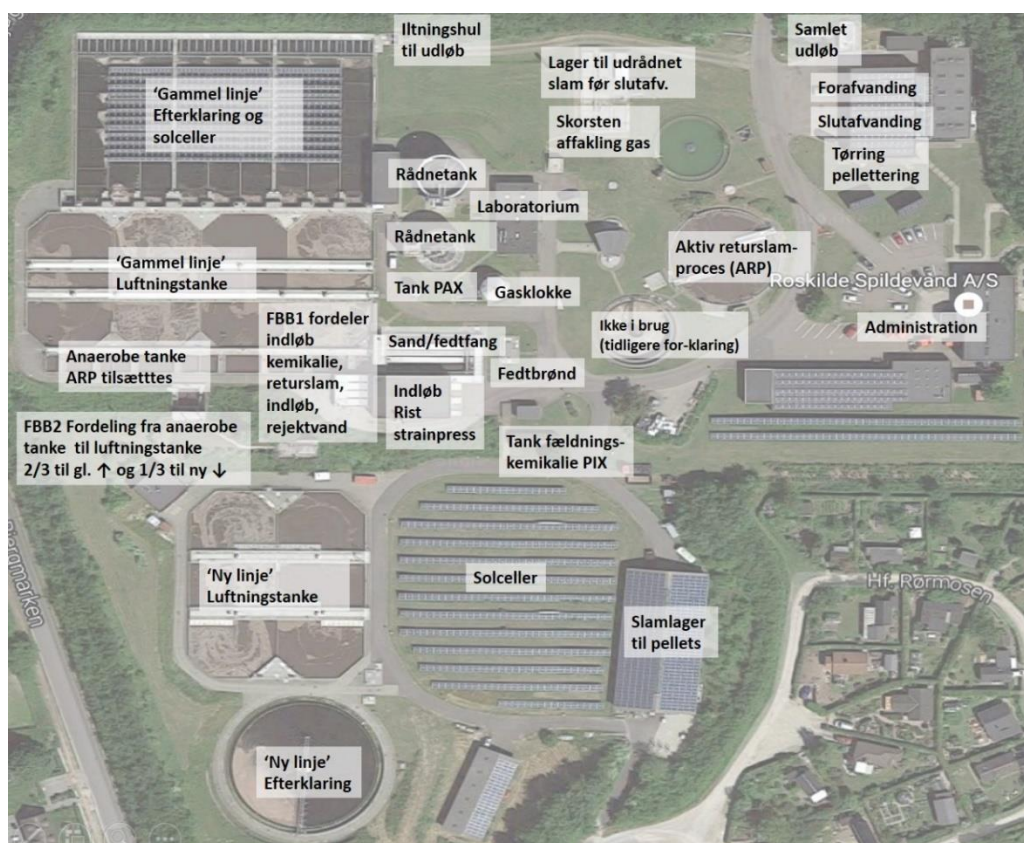
De anaerobe tanke er åbne, men meget dybe, så der her opstår iltfri forhold, hvor der kan foregå biologisk fosforfjernelse ved hjælp af særlige bakterier i slammet, der kan optage meget fosfor under de rette forhold. Jo mere let omsætteligt organisk materiale, der er til stede, desto mere fosfor kan bakterierne fjerne [Winther *et al* 2009]. Derfor er det gunstigt for processen at recirkulere slammet fra efterklaringstankene, idet det indeholder store mængder af organisk materiale.



Figur 4 Simplificeret model over hhv. vandrensnings- og slambehandlingsprocesserne ved Bjergmarken Renseanlæg. Øverste linje viser vandrensningsprocesserne fra venstre mod højre; indløbsvandet gennemgår først mekanisk rensning gennem en rist efterfulgt af et sand/fedtfang. Den kemiske rensning foregår ved tilsætning af fældningskemikalie PIX eller PAX, der hjælper til at udfælde fosfor. Den biologiske rensning foregår først ved en anaerob biologisk proces til yderligere fosforfjernelse, efterfulgt af en skiftevis aerob og anaerob proces i luftningstankene med hhv. nitrificering og denitrificering samt nedbrydning af organisk materiale til følge. I efterklaringstankene bundfældes slammet, og det rensede vand udledes via et iltningshul til Roskilde Fjord. Størstedelen af det bundfældede slam recirkuleres tilbage til vandrensningssystemet som retur-slam via fordelerbygværk 1 (FB1) eller ARP, der tilsammen fungerer som en slags surdej, idet det kan accelerere de biologiske processer med dets koncentration af organisk let omsætteligt materiale og bakterier. Eventuel flydeslam fra efterklaringstankene sendes ligeledes retur via fordelerbygværk 1.

Nederste linje viser fra højre mod venstre slambearbejdningen, der udføres på overskudsslammet. Slammet presses først gennem strainpressen, en sigte, der sorterer evt. tilbageværende større materialer fra. Derefter tilsættes en polymer til flokkulering før forafvanding af slammet til en grødet masse. Rejektvandet ledes tilbage til vandrensningsprocesserne, og slammet føres til termofil udrådning i ~20 dage, hvorved der produceres biogas. Slammet slutafvandes efter tilsætning af ny polymer, og får nu en muldagtig konsistens. Derefter tørres slammet ved 200 °C og pelleteres og distribueres på landbrugsjord, eller forbrændes, hvis det ikke overholder gældende kvalitetskrav. Bemærk, at slammet pr. 1.1.2017 ikke længere tørres, men slutdistribueres efter slutafvanding. FB = fordelerbygværk til samling og videredistribution.





Figur 5 Satellitfoto over Bjergmarken Renseanlæg med placering af tanke og processer.

### ARP

ARP (Aktiv Returslam Proces) er en del af returslammet, der - i stedet for at blive ledt direkte tilbage til vandrensningen - har en opholdstid på ca. et døgn i ARP-tanken, hvor der foregår skiftevis beluftning og omrøring, hvorved der sker nedbrydning (hydrolyse) af svært omsætteligt organisk materiale til lettere omsætteligt organisk materiale og kvælstof (uddybes under beskrivelse af luftningstanke). ARP aflaster de biologiske processer i luftningstanke, samtidig med at hele anlæggets kapacitet øges, når en del af omdannelsen af organisk materiale foregår i den separate ARP-tank [Jakobsen & Petersen 2008]. Det i ARP'en dannede let omsættelige organisk materiale vil hjælpe til den biologiske fjernelse af fosfor og nitrogen [Winther *et al* 2009, Pers. kom. EnviDan] og tilsammen fungerer ARP og returslammet således som en slags surdej til at accelerere de biologiske vandrensningsprocesser.

### Luftningstanke med nitrificering og denitrificering

Fra de anaerobe tanke ledes vandet via fordelingsbygværk 2 (FB 2 i Figur 4) til luftningstanke. Bjergmarken har på et tidspunkt udvidet sin kapacitet med 50 %, og det betyder, at 1/3 ledes til videre behandling i to nye luftningstanke og en cirkulær efterklaringstank, mens 2/3 ledes gennem den 'gamle linje' med fire luftningstanke og ni rektangulære efterklaringstanke. Den nye linje er mere energieffektiv og optager relativt mindre plads, men rensgraden af vandet er den samme [Pers. kom. Bjergmarken].

I luftningstanke er formålet ud over fjernelse af organisk materiale at fjerne kvælstof fra vandet. Kvælstof findes i spildevand især som ammonium, og fjernelsen sker overordnet set i

to vekselvirkende trin, hvor ammonium først skal oxideres til nitrit eller nitrat (nitrificering), hvorefter det igen skal reduceres til frit kvælstof, som kan frigives til atmosfæren (denitrificering) [Winther *et al* 2009]. Luftningstankene hører sammen to og to, der skiftevis har beluftning og anaerobe forhold under omrøring. Nitrificeringen kræver aerobe forhold og særlige nitrificerende bakterier, så denne proces foregår under beluftning. De nitrificerende bakterier er langsomt voksende, men opbygges over tid i slammet, hvorfor nitrificering ligesom fosforfjernelse forstærkes af recirkuleringen af returslam (og ARP) [Winther *et al* 2009].

Denitrificering er ligeledes en biologisk proces, men her med andre bakterier, der lever under anaerobe forhold og benytter nitrat i stedet for ilt som respirationsmiddel under omsætning af organisk materiale [Winther *et al* 2009]. Lige som de fosforbakterierne er de denitrificerende bakterier afhængige af et højt indhold af let nedbrydeligt organisk materiale, og her er råspildevandets organiske materialer og tilførslen af ARP de lettest tilgængelige. Ved omsætningen af nitrat og organisk materiale dannes frit kvælstof. Når al nitrat er opbrugt i denitrificeringen, kan beluftningen startes igen, hvilket vil tvinge kvælstofgassen ud af vandet, før spildevandet ledes videre til efterklaring.

### **Kemisk rensning med fældningskemikalier**

Sædvanligvis bliver fældningskemikalierne i form af enten jernsalt (PIX-113, dijern tris(sulfat) eller aluminiumsalt (PAX-115, polyaluminiumklorid) først tilsat hhv. i luftningstankene som simultanfældning og i efterklaringstankene som efterfældning [Winther *et al* 2009]. På Bjergmarken Renseanlæg tilsættes de imidlertid begge direkte efter den mekaniske rensning og altså lige før de anaerobe tanke. Det er uklart, hvilke konsekvenser det har for de biologiske rensprocesser og/eller effekten af fældningskemikalierne med denne tidlige tilsætning, der ifølge Winther *et al* [2009] kun bruges til såkaldt direkte fældning, hvor der ikke skal finde biologiske processer sted efterfølgende. I det følgende forklares blot principperne bag tilsætningen af hhv. PIX og PAX, som de præsenteres i Winther *et al* [2009].

Fældningskemikalierne skal tjene til kemisk fældning af især fosfor, men som en sideeffekt vil også andet suspenderet stof blive fældet vha. disse kemikalier. Fosfor og aluminium danner sammen det tungtopløselige aluminiumfosfat, og jern og fosfor danner det tungtopløselige ferrifosfat. Oxidation af jernionerne (fra  $\text{Fe}^{2+}$  til  $\text{Fe}^{3+}$ ) er nødvendigt, før der kan dannes ferrifosfat, hvorfor det iflg. Winther *et al* [2009] normalt bliver tilsat i luftningstankene til såkaldt simultanfældning, hvor ferrifosfat - som navnet antyder - fælder ud samtidig med iltning af det organiske stof. Dermed sker dannelsen og udfældningen af ferrifosfat sandsynligvis kun i et lille omfang, så længe vandet med den tilsatte PIX opholder sig i de anaerobe tanke på Bjergmarken Renseanlæg. En sideeffekt ved udfældningen af ferrisulfat er, at pH vil falde, og hvis pH bliver for lav, kan det hæmme de biologiske processer [Winther *et al* 2009]. Desuden vil surt (såvel som basisk) udløbsvand være uønsket i recipienten, så det kan være nødvendigt med efterfølgende neutralisering [Winther *et al* 2009].

Polyaluminiumklorid (PAX) er iflg. Winther *et al* [2009] især velegnet til efterfældning i efterklaringstankene, da det sænker pH i mindre grad end jernforbindelser, men derudover kan jeg ikke spore evt. argumenter for at tilsætte det på det sene tidspunkt i processen. Ved tilsætning af både jern og aluminium vil der ud over de tungtopløselige fosfatforbindelser også opstå hydroxidforbindelser (dvs.  $\text{Al}(\text{OH})_3$  og  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ), og disse vil yderligere fungere som flokkuleringshjælpemidler, idet de kan tiltrække suspenderede partikler og danne så-

kaldte flokke, der vil synke til bunds og blive i slammet. For høj tilsætning af fældningskemikalier risikerer dog at udsulte og dræbe fosforbakterierne og dermed ødelægge den biologiske fosforfjernelse i de anaerobe tanke [Pers. kom. EnviDan].

I 2015 blev der i alt tilsat knap 19 ton PIX-113 og knap 10 ton PAX-115 på Bjergmarken Renseanlæg [Årsopgørelse drift 2015, Bjergmarken].

### Efterklaring

Vandet bliver ledt fra luftningstankene til efterklaringstankene, hvor vandet står til bundfældning i dybe, rektangulære bundfældningstanke, hvor vandet ledes ind i den ene ende og ud i den anden ende. En skraber bliver langsomt ført langs bunden bagud, og slammet ledes væk og tilbage i systemet som returslam, ARP eller overskudsslam (uddybes i afsnit 2.4.2). Næsten for enden af efterklaringstankene ligger der render på tværs, der med jævne mellemrum vipper ned og skal fjerne evt. såkaldt flydeslam fra overfladen. Flydeslam (/letslam) er skum, der ligger oven på tankene, som er svært at finde både årsag og løsning på [Winther *et al* 2009]. Det kan bl.a. forårsages af visse trådformede bakterier (fx *microthrix*), der dog kan holdes nede med aluminium, men også vaskemidler, lav pH, langkædede fedtsyrer mm. menes at kunne øge dannelsen af skum [Winther *et al* 2009]. Det opsamlede flydeslam ledes lige som returslammet tilbage til fordelerbygværk 1. På den anden side af flydeslamsrenderne bliver det færdigrensede vand langsomt ledt ud ved at sive ind gennem huller, der er placeret i overfladen. Flydeslam er i nogle tilfælde observeret ligge på denne side af renderne, hvilket betyder, at flydeslam i disse tilfælde udledes direkte med udløbsvandet.

Vandet fra de ni efterklaringstanke samles og løber over en barriere i et åbent hul, hvorved det bliver iltet før udløb. I den nye linje foregår efterklaringen i stedet i en cirkulær bundfældningstank, hvor flydeslammet automatisk bliver skrabet af overfladen med en roterende skraber på overfladen af tanken. Slammet lukkes ud fra bunden og ledes tilbage til fordelerbygværk 1, mens det rensede vand bliver her iltet ved at løbe over siderne på tanken, før det ledes ud sammen med det iltede udløbsvand fra den 'gamle linje'. Recipienten for udløbsvandet er Roskilde Fjord, og udløbsvandet bliver via underjordiske rør først ledt ud i fjorden ca. 400 m fra kysten [Roskilde Kommune 2015].

Bundfældning i efterklaringstankene er sidste trin i vandrensningsprocesserne på Bjergmarken, og det vil sige, at der hverken foregår sandfiltrering eller membranseparering af udløbsvandet. Dog var der i efteråret 2016 opsat en test-membranreaktor i lille skala til membranseparering af vandet som en del af projekt Plastfri Roskilde Fjord. Det rensede vand ledes kort fortalt gennem en membran med en porevidde i dette tilfælde på bare 0,2 µm. Membranen skylles automatisk, og skyllevandet med de opsamlede partikler ledes tilbage i systemet som returslam. Her forventes langt størstedelen af det suspenderede stof (og evt. mikroplast) og sågar bakterier at kunne fanges, hvorved både BOD, kvælstof og fosfor i udløbsvandet også begrænses [Winther *et al* 2009]. Jakob Strand fra Aarhus Universitet i Risø undersøger effekten af testmembranen på mikroplastindholdet i udløbsvandet under projekt Plastfri Roskilde Fjord, og prøver af denne membranseparerede fraktion er ikke inkluderet i dette specialeprojekt, om end det er interessant at sammenholde resultaterne.

## 2.4.2 Slambearbejdning

Selvom ARP og vandrensningprocesserne nedbryder meget af det organiske materiale under den gentagne recirkulering af returslam, vil der efterhånden blive ophobet for meget slam i systemet, og en del af slammet bliver derfor skilt fra til slambehandling som overskudsslam. Slammet bliver herefter behandlet med to overordnede formål for øje. For det første søges det at anvende mest muligt slam som gødning, og til det formål skal det som minimum være stabiliseret, dvs. organisk materiale skal nedbrydes mest muligt, jf. Slambekendtgørelsen [MFVM 2006]. For det andet skal slammet drænes ved afvanding og evt. tørring, under afvejning af omkostninger til hhv. lagringskapacitet og (energi)forbrug ved dræning.

### Strainpresse

Overskudsslammet fra efterklaringstanken ledes først gennem en form for slamsigte af typen Huber Sludgecleaner Strainpress<sup>8</sup>, der i daglig tale på Bjergmarken Renseanlæg kaldes strainpresse, hvilket anvendes herefter. Som navnet antyder, bliver slammet presset gennem en cylindrisk sigte på 3 mm, hvorved de lidt grovere materialer (fx hår, vatpinde etc.) [Huber SE 2017], der ikke blev sorteret fra i risten eller i sand/fedtfanget, bliver sigtet fra, hvilket kan afhjælpe tilstopningsproblemer i slambehandlingsprocesserne. Ligesom i risten forventes noget materiale mindre end sigtehullerne at blive fanget, som følge af at der undervejs opbygges en slags barriere på sigten. Det frasorterede materiale presses ifølge Huber SE [2017] til ca. 45 % tørstofindhold, og på Bjergmarken bliver det fra strainpressen ført direkte til samme container som ristestoffet, der sendes til forbrænding.

### Tilsætning af polymerer

Det er udbredt at tilsætte polyelektrolytter (i daglig tale *polymerer*) til slammet for at forstærke afvandingen, idet de kan binde slampartiklerne i såkaldte flokke, så vand og slam lettere adskilles. På Bjergmarken anvendes to forskellige polymerer<sup>9</sup>, der tilsættes umiddelbart før hhv. forafvanding og slutafovanding af slammet, jf. Figur 4. Virkningsstoffet i begge Bjergmarkens polymerer er negativt ladet polyakrylamid – i lineær form til forafvanding og i krydsbundet form til slutafovanding [Zetag 90XX produktblad, BASF].

Polymererne leveres i 1000 L palletanke som en emulsioner i form af en viskøs, hvid væske med et tørstofindhold på 45 % [Pers. kom. BASF], der i øvrigt er vandopløselig. Polymererne observeredes at have en stærk lugt, mindende om malingprodukter. Det er ikke muligt at få oplyst den præcise sammensætning af polymerprodukterne, ud over hvad der er angivet i produkternes sikkerhedsdatablade [BASF 2015a, BASF 2015b]. Ud over selve virkningsstoffet polyakrylamid (% ikke angivet) fremgår deraf, at 20-50 % udgøres af *distillate (petroleum)*, *hydrogentreated light* (også kaldet *ShellSol D70*). Af sikkerhedsdatabladene fremgår desuden, at polymerprodukterne ikke må udledes i miljøet [BASFa 2015, BASFb 2015].

Ifølge forhandleren bliver polymeren ved udtørring til en porøs film, der kan stødes til granulatform [Pers. kom. BASF]. Dette er muligvis værd at have for øje i forhold til mikroplastindhold i slamprøverne. Godt 33 ton polymerer blev anvendt på Bjergmarken i 2015, hvor der i alt blev produceret 1081 ton tørstof slam [Årsopgørelse drift 2015, Bjergmarken].

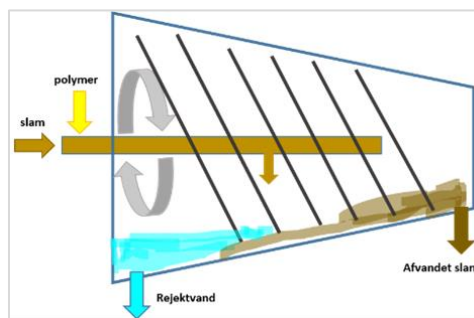
<sup>8</sup> Strainpressens funktion kan ses på video her: <https://vimeo.com/135536359> (set maj 2017)

<sup>9</sup> Zetag 9018 til forafvanding og Zetag 9068FS til slutafovanding



### Forafvandning

Første dræningsproces sker i forafvanderen, der er en såkaldt dekantercentrifuge, se Figur 6. Dekantercentrifuger<sup>10</sup> fungerer sådan, at slammet (tilsat polymer) indføres i midten af centrifugen, der kører langsomt rundt, mens slammet får lov at bundfælde til centrifugens sider, hvor et sneglebor presser slammet frem og ud fortil, mens vandet ledes ud bagtil. Tørstofindholdet stiger hermed fra ca. 2 % til ca. 6 %. Det udskilte vand kaldes rejktvand og har et tørstofindhold på 0,01-0,3% [Winther *et al* 2009]. Slammet føres til rådnetanke, og rejktvandet ledes tilbage til biologien via fordelerbygværk FB1, jf. Figur 4.



Figur 6 Princippet bag en dekantercentrifuge. Slam føres sammen med polymeren ind i centrifugens midte, hvorfra det slynges ud til centrifugens sider. Slam bundfælder og presses frem og ud vha. et sneglebor, der kører langs centrifugens side. Rejktvandet ledes ud bagtil.

### Udrådning/stabilisering

Det forafvandede slam ledes videre til Bjergmarkens to rådnetanke, hvor slamstabiliseringen (nedbrydning af organisk materiale) foregår som termofil udrådning ved 53-55 °C i ca. 20 dage. Under rådneprocessen produceres biogas, der opsamles i anlæggets gasklokke og indgår i anlæggets energiforbrug. Når gasklokkens kapacitet overskrides, afbrændes (affakles) den overskydende biogas på stedet i gasfakkel. Ud over biogas produceres der også vand under rådneprocessen, og overskydende vand ledes tilbage til vandrensning via FB1.

### Slutafvandning

Efter stabilisering i rådnetankene bliver slammet slutafvandet efter tilsætning af ny polymer og efter samme princip som forafvandningen, blot til et meget højere tørstofindhold på ca. 25 %, hvorved slammet opnår en muldagtig konsistens. Rejktvandet herfra ledes også tilbage i systemet via FB1.

### Tørring og pelletering

Tørringen af slammet udføres ved at sende slammet gennem en tørreovn med en opholdstid på en time ved ca. 200 °C, hvorved slammet samtidig bliver hygiejniseret. Slammet opnår et tørstofindhold på over 90 %, hvilket nedsætter behovet for lagerkapacitet for både renseanlæg og aftagere kraftigt. Efter tørringen blev de tørrede slamklumper presset til pellets, der er af en dimension, der matcher de mest gængse kunstgødningstyper og derfor passer til landbrugets gødningsspredere. De færdige pellets blev opbevaret i store poser, der kunne stables i lager, før det blev afhændet til jordbrug.

I 2015 blev der produceret 1081 ton tørstof slam, hvoraf 82 % blev slutdisponeret på landbrugsjord, og 18 % destrueret [Indberetningsskema til Miljøstyrelsen 2015, Bjergmarken], da det overskred grænseværdien for cadmium.

### Slutdisponering før og efter 1.1.17

Tørring sluger dog en stor mængde energi, og tørreprocessen blev per 1/1-2017 sparet helt bort, da tørreovnen fra år 2000 var udtjent. Tørreovnen krævede et ret specifikt tørstofind-

<sup>10</sup> Dekantercentrifugens funktion kan i øvrigt ses på video her: <https://www.youtube.com/watch?v=WNFebMRSfnw> (set maj 2017)

hold af det afvandede slam (ca. 26,5 %) for at fungere optimalt, men efter tørreovnen blev lukket, er tørstofindholdet efter slutaftvanding kun afgørende i forhold til lagerkapacitet.

Det slutaftvandede slam bliver nu bragt til lagring på åbent slamlager på en nærliggende grund. Slammet bliver ikke længere hygiejniseret som en del af processen, hvilket indskrænker anvendelsesmulighederne til jordbrugsformål jf. Slambekendtgørelsen [MFVM 2006].

## 2.5 Forventning og valg af prøvesteder i Bjergmarken Renseanlæg

Som nævnt er plastik og dermed mikroplastik et vidt begreb, og der er ikke fælles egenskaber, der forventeligt vil samle al mikroplastik ét sted på Bjergmarken Renseanlæg. Fra andre studier er det som nævnt kendt, at renseanlæg fjerner MP og dermed har en meget høj rensegrad for MP mellem indløb- og udløbsvand, og da Bjergmarken Renseanlæg hører til blandt de avancerede danske renseanlæg, forventes det også at være tilfældet her. Spørgsmålet er så blot, om det resterende MP findes i slammet (98% ifølge Magnusson & Norén [2014]), eller om der er steder på renseanlægget, hvor de bliver sorteret fra eller ødelagt. I den henseende er der på Bjergmarken Renseanlæg tre fraktioner af særlig interesse: sand, strainpressens faste stof og tørreovnen. Derudover er der forventeligt en del, der allerede fanges i ristestoffet, men da indløbsprøver som regel tages efter risten, så tæller eventuelle MP'er i ristestoffet ikke med.

Der forventes at finde et forholdsvis stort antal i fedtet fra sand- og fedtfang, da de mest almindelige polymerer polyethylen og polypropylen har en densitet under  $1 \text{ g/cm}^3$ . Fedtet opsamles i en brønd for sig og sendes til en fedtbrønd, hvorfra det ledes tilbage til indløbet før risten eller sendes til forbrænding. Recirkulationen af fedtet antages at have potentiale til at tilføje MP til de næste vandrensingsprocesser, som ved direkte forbrænding af fedtet ville fjernes helt. Omvendt forventes ikke ret mange MP i sandet, da langt de fleste – også tunge – polymerer ligger med en densitet under  $1,5 \text{ g/cm}^3$ , så mange vil befinde sig i vandfasen eller ikke nå at fælde ud under den omtalte forholdsvis korte opholdstid i sand- og fedtfanget. Strainpressen kan muligvis fange lidt større MP'er under sigtningen af overskudsslammet, og da det opfangede materiale sendes til forbrænding, er der også mulighed for, at der udskilles et antal MP'er helt fra slam ad den vej.

Det forventes, at der i løbet af vandrensingsprocesserne vil blive udfældet de tungere MP'er som fx polyethylentereftalat (PET) til slammet. Da der forventes at komme mange fibre til renseanlægget [Browne *et al* 2011], og da mange fibre er af PET, forventes der at findes mange fibre i slam.

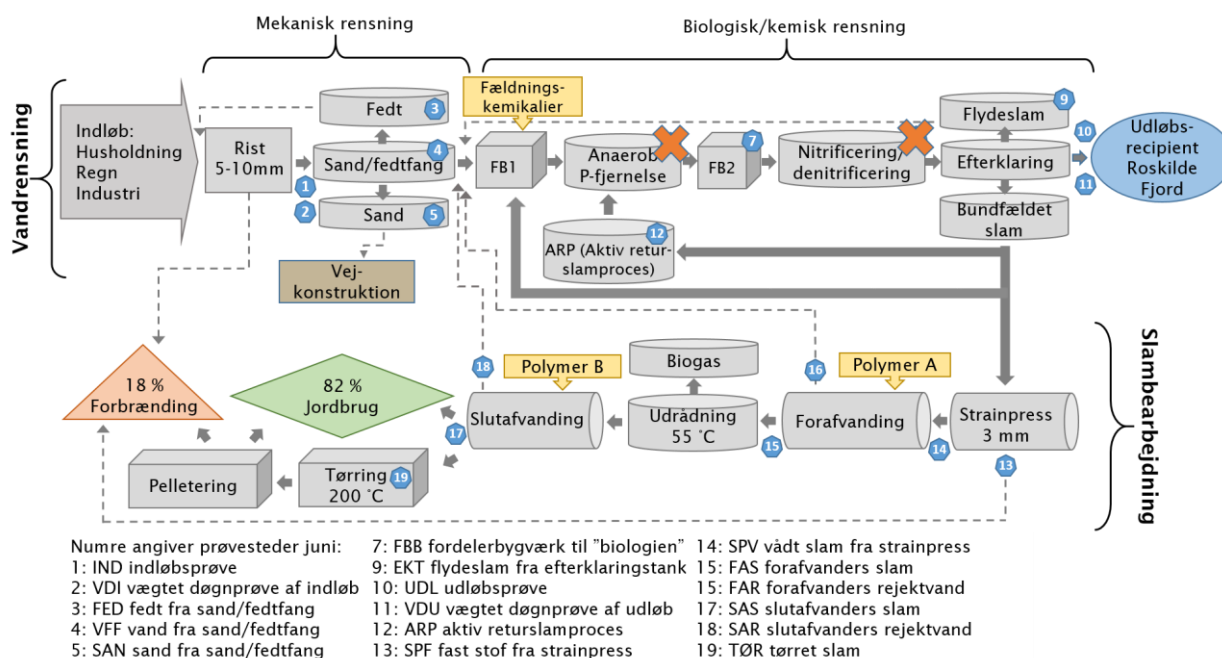
På Bjergmarken Renseanlæg er tørreovnen et ekstra element med potentiale for at ændre plastindholdet. Tørringen af slammet foregår ved  $200^\circ \text{C}$  i en time, så med tanke på plasttypernes smeltepunkter (Tabel 1), er det interessant at se, om plastindholdet forandres mellem slutaftvandet og tørret slam. Smeltning betyder ikke nødvendigvis, at plastikken forsvinder, men det kan tænkes, at det ændrer form, eller fx at små MP smelter sammen til større MP.

Da aftvandingpolymererne tilsættes slammet i flydende form, er det uvist, om de vil kunne findes som tørre partikler eller film, eller om de fortsat vil være flydende og dermed vil forsvinde under behandling af prøverne fra Bjergmarken Renseanlæg.

## 2.5.1 Udvalgte prøvesteder

De udvalgte prøver til første prøvetagning begrundes i det følgende. I Figur 7 er prøvestederne indtegnet i den tidligere præsenterede model over Bjergmarken Renseanlæg.

Da Bjergmarken Renseanlægs indløbsvand både kommer fra separat- og fælleskloakerede områder, kan den eventuelle mikroplastik stamme fra såvel husholdninger, industri og befæstede arealer. Dvs. at nærmest kun fantasien sætter grænser for, hvad der kan ende på et renseanlæg, idet det spænder fra mere eller mindre bevidst henkastet affald til (dæk)støv, pellets fra plastproduktion, afløb fra vaskemaskiner, samt alt hvad man kan forestille sig havner i toiletet. Første prøve ønskedes af indløbsvandet efter risten (IND), så store materialer som papir, kviste etc. er sorteret fra. Her forventes at finde fx vatpinde el.lign., som risten ikke har fanget. Vægtede døgnprøver af indløbsvandet (VDI) udtages også efter risten med en maskine, der automatisk udtager små portioner over et døgn og derfor forventes at kunne give et lidt andet billede end en enkelt stikprøve.



Figur 7 Prøvesteder ved første prøvetagning udført i juni 2016 med enkelte tilføjelser i september og november. Model over Bjergmarken Renseanlæg med prøvesteder markeret med numre. De to krydser er prøver, der kun blev taget ved anden prøvetagning i januar 2017. Nummereringen er dog valgt, så tallene repræsenterer samme prøvested – derfor er nr. 6 og 8 ikke med i første prøvetagning.

Fedt fra sand/fedtfang (FED) forventedes at indeholde især lavdensitetspolymerer, men også rester af fx køkkensvampe (polyurethan) eller flamingo (polystyren), da luftbobler i disse plasttyper vil få dem til søge til overfladen.

Opholdstiden i sand/fedtfanget er ca. 1 time, så derfor forventes ikke al potentiel udfældning og opstigning at nå at finde sted. Derfor og efter inspiration fra Murphy *et al* [2016]) blev der 27.9.2016 tilføjet en prøve af vandet under fedtlaget (VFF), hvor der forventes at være færre plaststykker end i IND, men der kan optræde plaststykker på vej til overfladen eller polymerer af densitet ca. 1, som vil svæve i vandfasen. VFF repræsenterer desuden det sidste trin i den mekaniske vandrensning, før der bliver tilført fælningskemikalier, ARP, rejeakt-

vand og returslam, og er den mest sammenlignelige fraktion i forhold til tilfælde af overløb, hvor vandet kun bliver mekanisk rensat før udledning. Sandet fra sand/fedtfang (SAN) ønskedes, da det kunne indeholde højdensitetsplasttyper som brud fra køkkenredskaber eller fx polyesterfibre, dog forventes det ikke i høj grad pga. den korte opholdstid i sandfanget.

Tilførslen af returslam, rejktvand etc. i fordelerbygværk 1 forventedes at betyde en ændring i plastindholdet, men da der ikke ventedes at ske nedbrydning af polymerer under de biologiske vandrensingsprocesser, ønskedes blot en enkelt prøve som repræsentant for ”biologien” (samlebetegnelse for anaerobe og luftningstanke). Den blev taget i fordelerbygværk 2 (FBB), der fordeler vandet fra anaerobe tanke til anlæggets luftningstanke.

Eventuel flydeslam på overfladen af efterklaringstankene (EKT) forventedes at indeholde lavdensitetspolymerer, der ikke nåede til overfladen i fedtfanget. Prøve af det færdigrensede udløbsvand (UDL) forventedes som nævnt ikke at indeholde ret mange MP’er, så derfor blev der udtaget særligt store mængder af udløbsvandet. Vægtede døgnprøver af udløbet (VDU) udtages ligesom for indløbet automatisk, der hvor udløbsvand fra den nye og de gl. efterklaringstanke samles før udløb til Roskilde Fjord. Der forventedes ikke forskelle i plastindholdet som følge af prøvetagningssted af de to udløbsprøver, men derimod potentielt som følge af stikprøve (UDL) i forhold til døgnprøve (VDU).

En prøve af fra ARP-tanken (ARP) valgtes som repræsentant for både ARP og returslammet og overskudsslammet fra efterklaringstankene. Her forventedes at finde højdensitetspolymerer, der ikke nåede at synke til bunds i sand/fedtfanget, men til gengæld under efterklaringen.

Første trin i slambehandlingen er strainpressen, der sigter materiale (3 mm sigte) fra overskudsslammet før afvanding. I det faste stof (SPF) forventedes at finde en andel af større højdensitetspolymerer, som også forventedes i returslammet. Desuden forventes større lavdensitetsplasttyper fra fedtfraktionen, som også bliver ledt gennem strainpressen. Der ønskedes også en prøve af slammet efter strainpressen (SPV), hvor der forventes små plaststykker fra både fedt og overskudsslam, som strainpressen ikke kunne fjerne.

I slammet fra forafvanderen (FAS) forventedes større koncentration af plaststykker som følge af afvandingen, og i rejktvandet fra forafvanderen (FAR) forventedes kun enkelte små plaststykker, tilfældigvis slynget ud under centrifugering. Som beskrevet bliver forafvandet slam udrådnet i rådnetanke i ca. 20 dage, og ifølge Winther *et al* [2009] dannes der flydeslam med indhold af bl.a. plaststykker under den stillestående rådneproces. Det er dog ikke muligt at udtage prøver direkte fra de exoterme rådnetanke, så derfor kunne næste prøve af slammet først udtages fra slutafovanderen. Slam fra slutafovanderen (SAS) forventedes især at indeholde små højdensitetspolymerer, og rejktvandet (SAR) forventedes ligesom rejktvandet fra forafvanderen ikke at indeholde ret meget mikroplastik. Slutafovandet slam er en vigtig prøve, idet noget slam slutdisponeres efter slutafovanding.

Tørret slam (TØR) udvalgte til at repræsentere det endelige slamprodukt i stedet for pellets, da der ikke forventedes ændringer i plastindholdet mellem tørring og pelletering, og da pellets er sværere at opløse. I det tørrede slam forventedes, at der muligvis kan være sket en ændring/sammensmeltning af plastindholdet som følge af behandlingen ved ca. 200 °C, hvor flere af de præsenterede plasttypers smeltepunkt er nået, jf. Tabel 1.



## 3 METODE

### 3.1 Prøvetagning

Alle prøverne blev taget som stikprøver, bortset fra ind- og udløb, hvor Bjergmarken desuden udtog flowproportionale vægtede døgnprøver. Det betyder, at der er tale om et øjebliksbillede for det specifikke tidspunkt for den specifikke dag, idet der kan være variationer som følge af tidspunkt, vejrforhold, årstid etc. Slamprøverne kan med slammets lange opholdstid siges at være repræsentative for en længere periode, men også her kan der være daglige udsving i fx afvandingsprocesserne, som ikke vil blive tydeliggjort ved stikprøver.

#### Materialeovervejelser

Det søgtes videst muligt at undgå plastmaterialer både ved prøveudtagning og i laboratoriet, så materialerne bestod af glas og rustfrit stål. Af sikkerhedsmæssige årsager blev der dog anvendt overtræksdragter af polypropylenfibre ved første prøveudtagning, ligesom der anvendtes gummihandsker af nitrilgummi under al prøvehåndtering. For at minimere kontaminering fra dragterne, bar vi kitler udenpå. Det viste sig overflødigt med beskyttelsesdragter, og derfor anvendtes disse ikke ved anden prøvetagning. Til én prøve var det nødvendigt at gøre brug af en pumpe, og her var en manuel hævertpumpe af plastik det bedste alternativ. Pumpen blev skyllet grundigt med milli-q-vand før brug, og da den var ubrugt, forventedes der ikke forurening som følge af slid. Glasmaterialer udglødedes i 2 timer ved 550 °C i muffelovn for at fjerne evt. plastpartikler. Glasmaterialer for store til muffelovn vaskedes og skylledes med milli-q-vand. Alle prøveglas var dækket med aluminiumfolie under låget før prøvetagning. Genanvendt udstyr under prøvetagning skylledes og aftørredes mellem brug. Prøverne blev desuden udtaget i rækkefølge med de forventede reneste prøver først.

#### 3.1.1 Første prøvetagning - juniprøver

Ved første prøvetagning blev prøverne udtaget med hjælp fra Bjergmarkens personale, der med sit kendskab til renseanlægget kunne guide til, hvor og hvordan de planlagte prøver kunne udtages i praksis. I Tabel 3 er prøverne angivet med nummer, navn og metode til prøvetagning. I alt blev der udtaget 22 prøver med størstedelen af prøverne taget ved samme episode d. 16.06.2016 og med enkelte tilføjelser fra 27.09.2016 og 18.11.2016. Heraf er der 17 forskellige prøvesteder og 5 prøver, der er taget to gange. For læsevenlighedens skyld kaldes prøver fra første prøvetagning samlet set juniprøver herefter.

Gennemløbstallet (flowet) bliver målt ved udløbet (med flowmåler) og var 17.015 m<sup>3</sup>/d i døgnnet op til første prøvetagning (kl. 6 15.6.16 til kl. 6 16.6.16). Natten op til prøvetagning var der lokalt skybrud, så det var nødvendigt at lukket et næsten 12.794 m<sup>3</sup> uden om anlægget til overløb [pers. kom. Bjergmarken]. Prøvetagningen blev ikke udskudt som følge af disse vejrforhold, der naturligvis vil have forårsaget fortynding af indløbsvandet. Døgnnet d. 26.-27.9.16 var gennemløbstallet 11.099 m<sup>3</sup>. Den 18.11.16 blev der kun udtaget prøver fra slambehandlingsdelen, så gennemløbstallet herfra er ikke relevant. [PK Bjergmarken]

*Tabel 3 Metoder til udtagning af juniprøver med nr., navn og placering. Udtaget 16.6.16, hvor intet andet er angivet. Nr. 6 og 8 kun udtaget ved 2. prøvetagning, men numre er tilpasset, så de svarer til samme placering.*

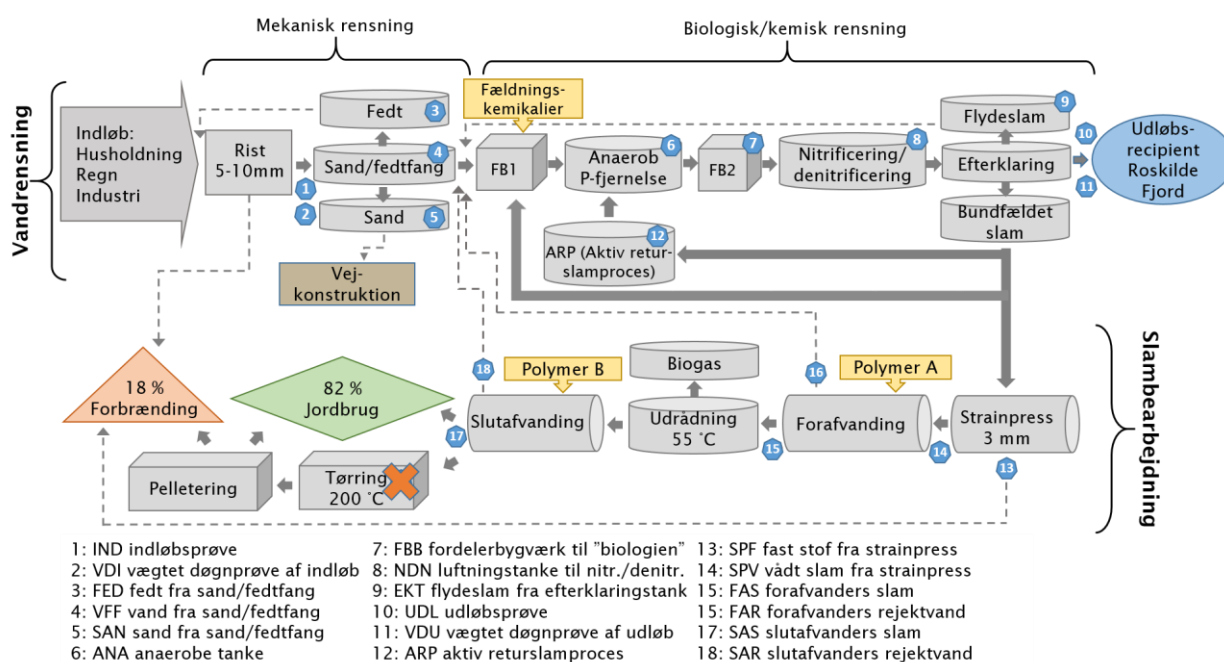
Nr.	Navn	Placering	Metode til prøveudtagning
1	IND	Indløb	Hentes op fra hul i gulv i ristehus med 10 L rustfri stålspand på wire og overførtes via glastragt til bluecapflaske
2	VDI	Vægtet døgnprøve indløb	Udleveres af Bjergmarkens personale i plastdunk.
3	FED, FED2	Fedt	Skrabes fra overfladen med ske til sylteglas. FED2 udtaget 27.9.16.
4	VFF	Vand fra sand/fedtfang	Udtages til bluecapflaske med manuel hævertpumpe, der er placeret ca. 20 cm under fedtlaget på sand/fedtfanget. Først udtaget 27.9.16.
5	SAN	Sand	Udtages fra container i ristehus med ske til sylteglas
7	FBB	Fordelerbygværk 2	Repræsentant for hele "biologien" blev udtaget i forde- lerbygværk 2, der procesmæssigt ligger mellem de ana- erobe tanke og luftningstankene. Hejstes op fra åben tank med 10 L rustfri stålspand på wire, overførtes via glastragt til bluecapflaske
9	EKT, EKT2	Flydeslam fra gl. efterklaringsstanke	Skrabes fra overfladen med ske til sylteglas. Ødelagt ved nedfrysning, ny udtaget 27.9.16
10	UDL10 UDL100	Udløb fra gl. linje	Udtaget fra iltningstrappehullet ved de gl. efterklarings- tanke, da det ikke var muligt at udtage fra samme sted som vægtede døgnprøver. 100 L hentes op med 10 L spand og hældt over 100 µm rustfri stålsigte, der hjem- bragtes indpakket i aluminiumfolie. Yderligere 10 L over- førtes til bluecapflaske til filtrering ved 10 µm.
11	VDU	Vægtet døgnprøve udløb	Udleveres af Bjergmarkens personale i plastdunk
12	ARP	ARP	Udtaget fra åben tank ved at nedsænke sylteglas
13	SPF	Strainpress fast stof	Udtaget direkte fra maskinen, da det derefter bliver blandet med ristestof. Låget åbnedes, det tørre materia- le blev udtaget med fingrene til sylteglas
14	SPV	Strainpress slam	Ledes via rør til forafvanderen. Prøven udtaget i kælde- ren under ristehus fra slange til sylteglas
15	FAS	Forafvanders slam	Udtaget direkte fra hane på centrifugen til sylteglas
16	FAR, FAR2	Forafvanders re- jektvand	Udtaget fra hane på centrifuge til bluecapflaske. Prøven var iflg. personale grumset og ikke repræsentativ. FAR2 tilføjedes 18.11.16
17	SAS, SAS2	Slutafvanders slam	Slutafvanderen var ude af drift på prøvedagen i juni, men en repræsentativ prøver kunne udtages til sylteglas fra rørføringen på vej mod tørreovn. Ny prøve blev ud- taget 18.11.16 direkte fra kasse under centrifugen
18	SAR	Slutafvanders re- jektvand	Slutafvander ude af drift 16.6.16. Først udtaget 18.11.16 fra hane på centrifugen til bluecapflaske
19	TØR	Tørret slam	Udtaget til sylteglas efter tørreovn

Der blev desuden udtaget ca. 25 mL af hver af de to afvandingspolymerer med en 60 mL engangssprøjte til 100 mL bluecapflasker. Disse behandlede ikke som de øvrige prøver og er derfor ikke nummererede.

I bilag 8.2 er de indsamlede prøvers udseende beskrevet.

### 3.1.2 Anden prøvetagning - januarprøver

Til anden prøvetagning 19. januar 2017 blev prøveplanen justeret, og nogle prøver blev udtaget i andre mængder og med lettere optimerede udtagningsmetoder. Tørreovnen blev lukket ned pr. 1.1.2017, og dermed blev denne prøve sløjftet til anden prøvetagning. Der blev tilføjet prøver fra den anaerobe tank (ANA) og fra luftningstankene (NDN), idet det ønskedes at undersøge, om der sker ændringer i plastindholdet under biologien, bl.a. som følge af fældningskemikalierne, der på Bjergmarken tilsættes før de anaerobe tanke. Der forventedes ikke ændringer i plastindholdet mellem de anaerobe tanke og luftningstanke, bortset fra evt. ophvirvlede stykker under beluftning. I Tabel 4 ses ændringer i anden prøvetagning i forhold til første prøvetagning. I alt 18 prøver blev udtaget.



Figur 8 Prøvesteder ved 2. prøvetagning markeret med numre. Prøver tilføjet fra anaerob tank (6: ANA) og fra luftningstanke (8: NDN). Prøve af tørret slam sløjftet, da tørreovnen lukkedes pr. 1.1.2017.

Der var ikke nedbør i døgnet op til denne prøvetagning, og gennemløbstallet (flowet) var 14.424 m<sup>3</sup>/d i døgnet op til anden prøvetagning 18.-19.1.17.

*Tabel 4 Udvalgte prøver til 2. prøvetagning. Der anvendtes to 3L vandhenter: Én kun brugt til IND. En anden blev anvendt til ANA, FBB og NDN i rækkefølgen (NDN-FBB-ANA) og spulet mellem brug.*

Nr.	Navn	Placering	Ændringer i metode
1	IND	Indløb efter rist	Udtaget med 3 L vandhenter til bluecapflaske
2	VDI	Vægtet døgnprøve indløb	Prøvedato lagt samme dag, som Bjergmarkens tilknyttede akkrediterede laboratorium hentede vægtede døgnprøver af ind-/udløb. BM's personale indstillede prøvetager, så der var ca. 5 L tilovers
3	FED	Fedt	-
4	VFF	Vand fra sand/fedtfang.	Større volumen udtaget pga. lavt tørstofindhold
5	SAN	Sand	-
6	ANA	Anaerobe tanke	Ny prøve. Udtaget fra åben tank med 3 L vandhenter til bluecapflaske
7	FBB	Fordelerbygværk 2	Udtaget med 3 L vandhenter til bluecapflaske
8	NDN	Luftningstanke gl. linje	Ny prøve. Udtaget fra åben tank kort efter begyndt luftningstid med 3L vandhenter til bluecapflaske
9	EKT	Flydeslam fra gl. efterklaringsstanke	Næsten intet flydeslam januar 2017. Mest muligt udtaget med ske til sylteglas
10	UDLa UDLb	Udløb fra gl. linje	250 L hejst op med 10 L spand, hældt på 63 µm sigte (i stedet for 100 µm). 10 L udtaget til filtrering 10 µm
11	VDU	Vægt. døgnpr. udløb	Se under VDI
12	ARP	ARP	-
13	SPF	Strainpress fast stof	-
14	SPV	Strainpress slam	-
15	FAS	Forafvanders slam	Udtaget fra rørføring på vej til rådnetanken
16	FAR	Forafv. rejktvand	Større volumen
17	SAS	Slutafvanders slam	Udtaget direkte fra kasse under centrifugen
18	SAR	Slutafv. rejktvand	Større volumen

## 3.2 Forberedelse af prøver i laboratoriet

De hjembragte prøver fra første prøvetagningsrunde blev bearbejdet og analyseret i efteråret 2016, og prøverne fra anden prøvetagningsrunde i foråret 2017. Vaccinering mod stivkrampe, polio og hepatitis A er lovpligtigt i arbejdet med spildevand [Arbejdstilsynet, 2015], og derfor blev prøverne håndteret i et særskilt laboratorium uden adgang for andre projekter. Dette var også i høj grad hensigtsmæssigt i forhold til at minimere kontaminering med luftbårne mikroplastpartikler.

### 3.2.1 Karakteristik af prøver ved tørstof, organisk materiale, fosfor og densitet

Beskrivelse af prøvernes udseende og konsistens kan ses i bilag 8.2. For at kunne sammenligne prøverne internt og for at gøre resultaterne sammenlignelige med grænseværdier for bl.a. tungmetaller blev prøvernes tørstofindhold, glødetab (TOM, total organic matter) og

totalfosfor (kun i prøver fra januar 2017) bestemt. Glødetab som mål for prøvernes indhold af organisk materiale er i dette projekt især interessant at sætte i relation til evt. mikroplast-indhold, der vil høre herunder.

### **Tørstof- og glødetabsbestemmelse**

Digler brændtes i muffelovn i en time ved 550 °C for at fjerne evt. partikler og afkøledes i eksikator. Diglerne afvejedes med tre decimaler,  $m(\text{digle})$ , hvorefter tre replikater af hver prøve tilsattes diglerne, der afvejedes igen,  $m(\text{prøve}+\text{digle})$ . Prøverne tørredes 24 timer i ovn ved 105 °C og afkøledes i eksikator, hvorefter de igen afvejedes,  $m(\text{tør}+\text{digle})$ .

Tørstoffet kunne da bestemmes:

$$\text{Tørstof \%} = \frac{m(\text{tør} + \text{digle}) - m(\text{digle})}{m(\text{prøve} + \text{digle}) - m(\text{digle})} \cdot 100$$

De tørrede prøver brændtes i muffelovn i 6 timer ved 550 °C, hvorved organisk materiale forbrændte, og prøverne afkøledes i eksikator. De brændte prøver (gløderest) afvejedes,  $m(\text{brændt}+\text{digle})$ . Glødetabet kunne da bestemmes som forholdet mellem massen af det organiske materiale (difference mellem tør og brændt prøve) og den tørrede prøve:

$$\text{Glødetab \%} = \frac{m(\text{tør} + \text{digle}) - m(\text{brændt} + \text{digle})}{m(\text{tør} + \text{digle}) - m(\text{digle})} \cdot 100$$

Under afbrænding af to af replikaterne fra første prøvetagning opstod der brand inde i muffelovnen, kort efter prøverne kom i ovnen, hvilket bevirkede, at der kom sort flyveaske op fra ovnens skorsten. På grund af mulig kontamination og/eller tab af uorganisk materiale ved dette tilfælde blev disse prøver sløjftet, og forsøget blev gentaget for to yderligere replikater. Det erfarvedes, at brandudvikling kunne undgås ved at sætte prøverne ind i kold muffelovn, da problemet opstod ved ca. 400 °C, og ved placering i køligere ovn forløb forbrændingen mere kontrolleret. Mængderne af FED-, SAN- og SPF-prøverne, der var meget heterogene og indeholdt synligt makroplast, blev reduceret, da en vatpind i en SPF-prøve, samt generelt store mængder af organisk materiale, mistænkte for at have forårsaget den voldsomme udvikling ved første afbrænding. Disse problemer afspejles i resultaterne, ved at der for nogle tørstofanalyser er fem replikater i stedet for tre. Tørstofindhold i de to afvandingspolymerer bestemtes ligeledes.

### **Densitet af januarprøver med tørstofindhold < 1 %**

For januarprøverne blev densiteten målt i prøver med tørstofindhold < 1 %, dvs. IND, VDI, VFF, ANA, FBB, NDN, UDL, VDU, FAR og SAR. 1 mL af prøverne og demineraliseret vand i triplikat afvejedes med 3 decimaler ved 19 °C.

### **Totalfosfor for januarprøver med tørstofindhold > 0,3 %**

Fosfor blev målt i januarprøver efter to metoder for hhv. prøver > 0,3 % TS og vandprøver < 0,3 % TS efter inspiration fra Kjølner & Stæhr [1998] og Søndergaard & Riemann [1979]. Et døgn efter prøvetagning blev 1-2 g af prøverne FED, SAN, ANA, FBB, NDN, ARP, SPF, SPV, FAS, SAS (EKT udeladt pga. for lille mængde rå prøve) overført til 25 mL glasvials og sat på køl ved 0-4 °C.

Prøverne overførtes til digler og tørredes i 24 timer ved 105 °C i tørreovn. De tørrede prøver knustes med morter, og 8-10 mg afvejedes i duplikat i 25 mL glasvials. Prøverne blev udglø-

det ved 550 °C i 1,5 time. Efter afkøling i eksikator tilsattes 10 mL 0,2 M saltsyre til hver af prøverne plus en blindprøve (ren HCl), og prøverne "kogtes" ved 100 °C i tørreovn. Prøverne overførtes til 50 mL nunc-rør, og der tilføjedes milli-q-vand op til 40 mL.

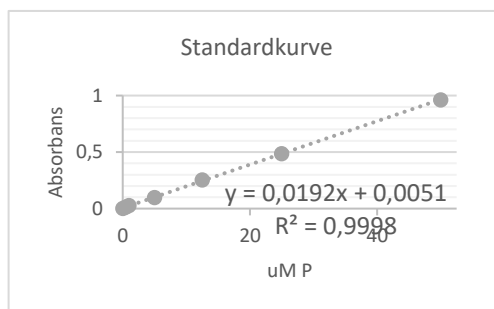
Farvereagensen til målingen var blandingsreagens-R, der blev lavet ved at opløse 12 g  $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24}$ , 4  $\text{H}_2\text{O}$  i 500 mL demineraliseret vand i 1000 mL målekolbe efterfulgt af forsigtig tilsætning af 140 mL koncentreret svovlsyre. Efter nedkøling tilsattes og opløstes 275 mg  $\text{K}(\text{SbO})\text{C}_4\text{H}_4\text{O}_6$ , 0,5  $\text{H}_2\text{O}$ , hvorefter målekolben fyldtes til 1000 mL med dem. vand.

Der blev lavet standardkurve med fem fosforkoncentrationer og en kontrol (dem. vand). En stamopløsning på 2,5 mM blev lavet ved at opløse 0,3402 g  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  i 1000 mL dem. vand, og denne blev fortyndet til koncentrationerne 0,5, 1, 5, 12,5 og 25  $\mu\text{M}$  i 50 mL målekolber.

Med pipette blev to gange 5 mL fra hver prøve, standardopløsning og demineraliseret vand udtaget til reagensglas, så der kunne laves dobbeltbestemmelse. Med pipette tilsattes 0,5 mL blandingsreagens-R til hvert reagensglas, hvorefter prøverne hvilede i 15 minutter i mørke (skab med udsugning).

P-indholdet blev målt ved bølgelængden 882 nm i spektrofotometer (Shimadzu UV-1601), der først blev nulstillet ved at måle på milli-q-vand i cuvette. Reagensglassene whirlmixedes, 1 mL overførtes til cuvetter, og absorbansen målt.

Absorbansen af opløsningsmidlet (hhv. demineraliseret vand i standardopløsninger og HCl og milli-q-vand i prøverne) blev trukket fra absorbansen for standarder og prøver. Den lineære standardkurve (se Figur 9) kunne herefter benyttes til at beregne fosfor indholdet i prøverne.



Figur 9 Standardkurve til fosformåling med absorbanser for standarddrækken 0, 0,5, 1, 5, 12,5, 25, 50  $\mu\text{M}$  P målt ved 882 nm. X-aksen er  $c(\text{P})$  i  $\mu\text{M}$ , y-aksen er absorbansen.

Da absorbansen for de fleste prøver ved første måling lå uden for standardkurvens måleområde, valgtes det at præparere prøverne igen (overføre mindre prøve fra nunc-rør til reagensglas og fortynde med milli-q-vand) med forskellige fortyndingsfaktorer, indtil absorbanserne lå inden for standardkurvens område.

### Totalfosfor i januarprøver med tørstofindhold < 0,3 %

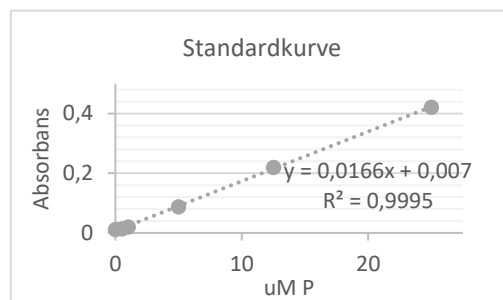
Dagen efter prøvetagning overførtes 150 mL rå prøve til bluecapflaske og konserveredes ved at tilsætte 4 M  $\text{HSO}_4$  til  $\text{pH} < 2$  målt med pH-papir. Prøven opbevarede herefter på køl ved 0-4 °C indtil analyse. Efter 45 dage blev fosformålingen udført i duplikat for prøver samt blindprøve (demineraliseret vand) efter flg. metode:

50 mL prøve overførtes til 100 mL bluecapflaske, og der tilsattes 0,7 g kaliumpersulfat ( $\text{K}_2(\text{SO}_4)_2$ ), og låget skruedes ikke helt på. Herefter autoklavedes prøverne i 45 minutter ved 121 °C. Efter nedkøling neutraliseredes prøverne ved at tilsætte 0,5 M natriumsulfit ( $\text{Na}_2\text{SO}_3$ ) og måle med pH-papir. Prøverne overførtes til 100 mL målekolber og fortyndedes med demineraliseret vand til 100 mL.

Standardkurven blev lavet som ved den første fosformåling, nu blot med tilføjelse af standardkoncentration på 50  $\mu\text{M}$  P.

2 x 5 mL prøver, blindprøverne og standardopløsningerne blev overført til reagensglas, 0,5 mL blandingsreagens tilsattes efterfulgt af 15 min ventetid i skab med udsugning.

Reagensglassene whirlmixedes, og absorbansen blev målt ved 882 nm på samme spektrofotometer, men denne gang vha. pumpe direkte fra reagensglas i stedet for overførsel til kuvetter.



Figur 10 Standardkurve til fosformåling med absorbanser for standardrækken 0,5, 1, 5, 12,5, 25  $\mu\text{M}$  P målt ved 882 nm. X-aksen er  $c(\text{P})$  i  $\mu\text{M}$ , y-aksen er absorbansen.

### Beregning af total-P-koncentration i hhv. slam og vand

Først bestemtes prøvernes total-P-koncentrationer vha. de målte absorbanser (bilag 8.3) ved at isolere x i standardkurvens lineære ligning (Figur 9 og Figur 10), hvor y er absorbansen og x er koncentrationen. Koncentrationen blev målt i  $\mu\text{M}$ , så vha. fortyndingsfaktorerne og den molare masse af P kunne koncentrationerne i  $\mu\text{g}$  total-P/g TS findes for prøverne  $>0,3\%$  TS, idet prøverne blev tørret og afvejet til forud for fortynding og måling. Denne koncentration omregnedes til g total-P/kg TS, som total-P i slam normalt opgøres i, jf. Slambekendtgørelsen [MFVM 2016]. I vandprøverne  $< 0,3\%$  TS omregnedes koncentrationen  $\mu\text{M}$  vha. fortyndingsfaktorer og P's molare masse til mg total-P/L, som grænseværdier for total-P i vand opgøres i, jf. Spildevandsbekendtgørelsen [MFVM 2006]. For at gøre total-P-koncentrationen sammenlignelige på tværs af alle prøvesteder blev koncentrationen i vandprøver desuden omregnet til g total-P/kg TS vha. prøvernes densitet og tørstofindhold. Midelværdierne med standardafvigelser er angivet i bilag 8.3.

### 3.2.2 Forberedelse af juniprøver til optælling

Formålet var her at udvikle en metode til at præparere prøverne til en form, hvor formodede mikroplastpartikler kunne skelnes fra øvrigt materiale på et filter. Det var desuden et formål i sig selv at forsøge at udvikle en så ensartet metode som muligt for samtlige prøver trods prøvernes forskellighed, så usikkerhed i sammenligning af prøver pga. differentiering i præpareringsmetode kunne minimeres. Pga. risiko for kontaminering og evt. tab af partikler blev det desuden efterstræbt, at metoden skulle indebære et minimum af overførsler mellem beholdere. Målene for ensartning og minimering af præpareringsprocesser vil samtidig hjælpe til at forenkle den endelige metode.

Prøvetagningen i 2016 lå op til ferieperiode, og derfor blev prøverne konserveret ved nedfrysning. Alle prøver med tørstofindhold over 0,5 % blev frosset ned i de hjembragte prøveglas, men vandige prøver ( $< 0,5\%$  TS) skulle først reduceres i volumen. Det skete ved filtrering gennem filtre klippet af hhv. 100  $\mu\text{m}$  rustfrit trådvæv og købertressevæv på 10  $\mu\text{m}$ <sup>11</sup>, der blev håndstøvsuget før anvendelse. Rustfrit stål valgtes, da transparente og hvide MP'er ville være svære at skelne på traditionelle hvide filtre, og desuden kunne evt. problemer med hul-

<sup>11</sup> Købertressevæv har både en nominal og en absolut filterfinhed, hvoraf 10  $\mu\text{m}$  her er den nominelle, og den absolutte filterfinhed er 16-18 $\mu\text{m}$ .



ler i filtrene pga. vakuum undgås. Efter en utilfredsstillende filtrering af FAR hældt direkte gennem et filter (Ø:120 mm), valgtes det at filtrere øvrige prøver vha. mindre filtre (Ø: 50 mm) placeret i sugokolbe, tilsluttet vakuumpumpe. Hele prøvemængden filtreredes ved at omryste prøven, opmåle i 500 mL måleglas og hælde gennem filteret. Når filtrene stoppede til, blev de skiftet, og filtre med filtermateriale blev frosset ned i en udglødet petriskål for hver prøve. Den 100 µm sigte, der blev anvendt til sigtning af 100 L UDL, blev afskyllet med milli-q-vand i sprøjteflaske ned i bægerglas<sup>12</sup>, hvorefter opløsningen filtreredes som beskrevet på 100 µm filtre. De hjembragte 10 L UDL blev filtreret på 10 µm stålfiltre. Indløbsprøverne (IND og VDI) blev først filtreret på 100 µm filter, hvorefter et mindre volumen af filtratet blev filteret på 10 µm filter for at gøre resultaterne sammenlignelige med udløbsprøven. Resterende prøver blev udelukkende filtreret til 100 µm.

Efter optøning skulle det let tilgængelige organiske materiale på filtrene og i de øvrige prøver nedbrydes. Til det formål anvendtes en basisk hypokloritopløsning (modificeret efter opskrift i Strand *et al* [2013] samt pers. kom. Jakob Strand, AU), der blandedes ved at opløse 30 g kaliumhydroxid og 10 g natrium tripolyfosfat i ca. 200 mL milli-q-vand, der overførtes til 1 L målekolbe, hvorefter der tilføjedes 640 mL 14 % natriumhypoklorit og fyldtes op til 1 L med milli-q-vand.

Pga. prøvernes forskellighed (se beskrivelser i bilag 8.2) var det nødvendigt at optimere en del på mængder og metoder til nedbrydning. Fedtprøven forårsagede især problemer, da der i reaktionen med den basiske hypokloritopløsning dannedes hvide klumper (muligvis sæbedannelse), og efter gentagne forsøg med flere opløsningsmidler med samme resultat, vist det sig mest effektivt simpelthen at smelte fedtet væk ved at hælde varmt vand gennem filteret. Plantematerialer viste sig svært nedbrydelige, så de optog plads på filtrene, og større stykker blev derfor plukket ud manuelt. Det forsøgte derudover at udføre densitetsseparering vha. mættet opløsning af natriumiodid for prøver indeholdende småsten, men denne metode viste sig uhensigtsmæssig pga. uklare densitetsskel i opløsningen og stærk farvning, formentlig grundet ioddannelse i reaktion med den basiske hypokloritopløsning eller noget i prøverne.

I det følgende er de optimerede metoder til nedbrydning beskrevet.

Optøede filtre fra de vandige prøver (IND, VDI, FAR, UDL, VDU) blev placeret i udglødede bægerglas, overhældt med ca. 50 mL basisk hypokloritopløsning, dækket med aluminiumfolie, sonikeret i 5 minutter ved 20 °C (Branson 2510 ultralyd) og stod herefter til nedbrydning 24-48 timer. Filtre blev taget op med pincet, skyllet med milli-q-vand og genanvendt til at frafiltrere opløsningen vha. sugokolbe med afsluttende gennemskylning med milli-q-vand for at fjerne rester af basisk hypokloritopløsning. Filtre placeredes i udglødet petriskål til senere analyse. Samme metode blev brugt til VFF, FAR2 og SAR, der ikke først blev frosset.

Nogle af de resterende prøver var flydende, men når tørstofindholdet var over 0,5 %, var det ikke muligt at filtrere så store volumener som de vandige prøver. Derfor blev det besluttet for samtlige resterende prøver at filtrere, hvad der svarede til mindst 2 g tørstof.

---

<sup>12</sup> En del materiale sad fast i sigten, hvilket medfører usikkerhed i resultatet for denne prøve.



Prøverne FBB, ARP og SPV blev omrystet og opmålt i 100 mL måleglas, dækket med aluminiumfolie og stod til bundfældning et par minutter. Det ovenliggende vand filtreredes på filtre i sugokolbe, og bundfaldet overførtes med (mindst muligt) milli-q-vand i sprøjteflaske til udglødet bægerglas. Filtrene placeredes ligeledes i bægerglasset, der tilførtes ca. 75 mL basisk hypokloritopløsning, dækkedes med aluminiumfolie, efterfulgt af sonikering i 5 minutter og 24-48 timers nedbrydningstid. Efter nedbrydning blev filtrene behandlet som filtre fra øvrige prøver.

Første prøve af flydeslam (EKT) blev ødelagt ved optøning, men i frossen tilstand var prøvemængde svarende til 0,7 g tørstof blevet skrabet af overfladen. Af denne grund blev ny prøve (EKT2) udtaget, så prøvemængde på de ønskede ca. 2 g tørstof kunne analyseres. Flydeslammet er trods lavt tørstofindhold (ca. 5 %) skumagtigt, så prøvemængden blev afvejet direkte i udglødet bægerglas, overhældt med ca. 50 mL basisk hypokloritopløsning og stod til opløsning i 24-48 timer. Herefter blev prøven filtreret på 100 µm stålfiltre, og filtre behandlede som for øvrige prøver.

Prøven af forafvandet slam (FAS) var grødagtig (ca. 5 % TS), og der dannedes ikke bundfald ved hensætning. Denne prøve blev derfor afvejet direkte i udglødet bægerglas og overhældt med en øget mængde basisk hypokloritopløsning (ca. 100 mL) for at kompensere for det høje vandindhold i prøven. Efter 24 timers nedbrydningstid var der en del lysebrunt, fint bundfald i opløsningen, hvoraf en del blev filtreret fra. Filtrene blev lagt tilbage i bægerglasset og overhældt med ca. 50 mL basisk hypokloritopløsning, sonikeret 5 min. og hensat til yderligere 24 timers nedbrydning. Der var småsten i denne prøve, og da densitetsseparatoring ikke lykkedes, blev småstenene søgt samlet på ét filter ved at lade opløsningen bundfælde før filtrering, så stenene kun kom på sidst anvendte filter. Derefter behandlet som øvrige prøver.

Prøverne af slutaftvandet slam (SAS, SAS2) og tørret slam (TØR) mindede bortset fra store forskelle i tørstofindhold om FAS. Disse prøver blev afvejet i udglødede bægerglas og først sat til oplødning i ca. 25 mL milli-q-vand i et par dage (TØR skulle stå 4-5 dage). Derefter behandlede de som FAS.

Sandprøven (SAN) var meget heterogen og indeholdt både mange småsten og større stykker plantemateriale som frø og bladfragmenter, som var svært nedbrydelige og blot blev bleget og fragmenteret af den basiske hypokloritopløsning. SAN-prøven blev afvejet i triplikat i bægerglas og overhældt med ca. 30 mL basisk hypokloritopløsning i ca. 1 time, hvorved den mørke prøve blegedes tilstrækkeligt, men ikke for meget til gøre de enkelte elementer mulige at skelne fra hinanden. Hele prøven overførtes først til 100 µm filter i sugokolbe og blev straks tjekket under stereolup, hvor genkendeligt plantemateriale og større sten blev frasorteret med blød pincet og placeret i petriskål. Filteret blev afskyllet med basisk hypokloritopløsning i sprøjteflaske over et 10x10 cm 1 mm rustfrit trådvæv over bægerglasset fra før. Der sprøjtedes direkte på materialet på filteret for at få mest muligt materiale < 1 mm med. Det 1 mm filter blev tjekket straks under stereolup., og det afskyllede 100 µm filter lagdes i bægerglasset. Efter 15 minutters bundfældningstid blev den ovenliggende væske filtreret på et nyt 100 µm filter, der straks blev tjekket under stereolup uden optælling, men for at fjerne evt. resterende genkendelige stykker plantemateriale. Filteret placeredes med det andet filter i bægerglasset, overhældtes med ca. 50 mL basisk hypokloritopløsning, sonikeredes 5 minutter og stod til nedbrydning 24-48 timer, hvorefter filtrene behandlede som øvrige prøver.

Fedtprøven fra første prøvedag var meget heterogen, hvilket skyldtes meget regn i døgnet op til prøvetagning [Pers. kom. Bjergmarken]. Ved senere lejlighed 27.9.16 blev en mere homogen og repræsentativ fedtprøve (FED2) udtaget, se Figur 11 A og B. Begge blev efter mange forsøg nedbrudt i triplikater efter følgende fremgangsmåde:

Fedtprøve afvejedes og overførtes direkte til filter i sugokolbe. Milli-q-vand opvarmet til 85-90 °C blev overhældt, hvorved fedtet smeltedes og løb gennem filteret. Vand blev hældt over, til prøven ikke svandt mere ind, og filteret placeredes i udglødet bægerglas, overhældtes med ca. 50 mL basisk hypokloritopløsning og sonikeredes i 5 minutter. Med det samme blev synlige plantematerialer plukket op med pincet og placeret i petriskål til straks inspektion under stereolup for evt. plaststykker. Bæreglasset med filter og hypokloritopløsning stod herefter til nedbrydning af organisk materiale i 24-48 timer og behandlede efterfølgende som øvrige prøver.



Figur 11 A) Fedtprøve FED fra 16.6.16, der er meget heterogen ift. B) fedtprøve FED2 fra 27.9.16. C) Fast stof fra strainpressen SPF, der er tørre hårklumper med synligt makroplast.

Det faste stof fra strainpressen (SPF) bestod af tørre klumper af fibre/hår med synlige stykker makroplast, se Figur 11 C. Da der var utrolig mange fibre og andre formodede MP'er i SPF, var det nødvendigt at nedsætte mængden til 0,5-1 g TS, som til gengæld blev afvejet i triplikater. SPF blev afvejet direkte i bægerglas, overhældt med basisk hypokloritopløsning, og klumperne søgt opløst ved at trykke dem mod glasset med bagsiden af en ske, da de var meget sammenfiltrede. Derefter behandlet som øvrige prøver.

### 3.2.3 Forberedelse af januarprøver til optælling

Materialet fra 63 µm sigte anvendt til 250 L UDL blev tømt vha. milli-q-vand i sprøjteflaske til udglødet sylteglas. For de resterende prøver ønskedes mindre prøvemængder til analyse, da erfaringen viste, at der var rigeligt at analysere på. Til gengæld udførtes analysen med replikater for samtlige prøver. De hjembragte 10 L UDL og VDU blev filtreret straks på 10 µm filter i tre portioner. Ca. 100 mL i triplikater af IND og VDI blev gemt i bluecapflaske til evt. andre analyser, og resten af prøvemængderne blev afmålt i tre lige store portioner<sup>13</sup> og filtreret gennem 63 µm sigte, hvorefter sigtematerialet overførtes til bluecapflaske med milli-q-vand for opbevaring til senere filtrering ved 100 µm, da der afventedes afklaring om filtre til FTIR-måling. Resten af prøverne blev afmålt eller afvejet i triplikater svarende til ~ 0,5 g TS til 100 µm filtrering. Alt efter volumen blev de opbevaret 25 mL glasvials eller 200 mL bluecapflasker.

<sup>13</sup> Én mistedes, så et af replikaterne fra INDc har mindre volumen.

Det blev besluttet at anvende samme type filtre, og nedbrydning af organisk materiale og filtrering blev derfor udført efter de optimerede metoder fra første prøvetagning.

Kontrolprøver blev tilføjet ved at gennemføre arbejdsgangen med triplikat af 250 mL milli-q-vand til filtrering ved 100 µm og triplikat af 250 mL milli-q-vand til filtrering ved 10 µm.

### 3.3 Optælling af formodede MP-partikler under stereolup

Til den visuelle analyse af prøverne fra første prøvetagning blev anvendt stereolup (Leica 40 x forstørrelse). Filtrene blev inspiceret systematisk ved at føre filteret under stereoluppen fra øverste venstre hjørne->højre->ned->venstre->ned etc., indtil hele filteret var gennemgået.

Formodede MP'er blev undervejs markeret i et optællingsskema, hvor de blev inddelt efter kategori (fiber, fragment, bead, kugler, flage/folie og svamp/skum) og farve (transparent/hvid, blå, rød, anden, multi), se optællingsskema i bilag 8.4, efter inspiration fra Hidalgo-Ruz *et al* [2012] og erfaring i praksis. Fibre blev talt med, hvis de var glatte og ensartede og ikke flossede eller snoede som bomuld eller stive og med cellestruktur som plantefibre [Hidalgo-Ruz 2012]. Fragmenter var de stykker, som på grund af farve og overflade lignede plastik. Under fragmenter hører sekundær plastik, som er brud fra større plastikemner [Hidalgo-Ruz 2012], og som desuden har en tredimensionel form, i modsætning til tynde, flade flager/folier, der har egen kategori [Magnusson & Wahlberg 2014, Murphy *et al* 2016]. Under beads hører ujævne (især transparente, blå eller lyserøde) klumper, der ud fra udseende (se fotos hos Magnusson & Wahlberg [2014], Carr *et al* [2016]) vurderedes at være primærplastik anvendt til fx skrubbesæber eller som vandsugende hydrogel i fx hygiejnebind. Andre formodede primær MP var perfekt runde, især transparente kugler, som det besluttedes at lave en særskilt kategori for efter observation i praksis. Svamp/skum fik på samme måde egen kategori. Særligt karakteristiske gengangere som fx svamp med bikubestruktur, brune, transparente flager og lygterøde fragmenter (se fotos og beskrivelser i afsnit 3.3.1) blev optalt for sig. Transparent folie blev helt udeladt fra optælling, da det var umuligt at kvantificere og vurdere, fordi der ofte var tale om porøst film på filtrene. Transparente beads og fragmenter er pga. risiko for forveksling med fx sandkorn kun optalt i prøver, hvor der ikke kan forventes stort indhold af sand og småsten, det vil fx sige flydeslam, fedt og udløbsvand. Disse uoptalte MP-typer er i resultater angivet 'NB'.

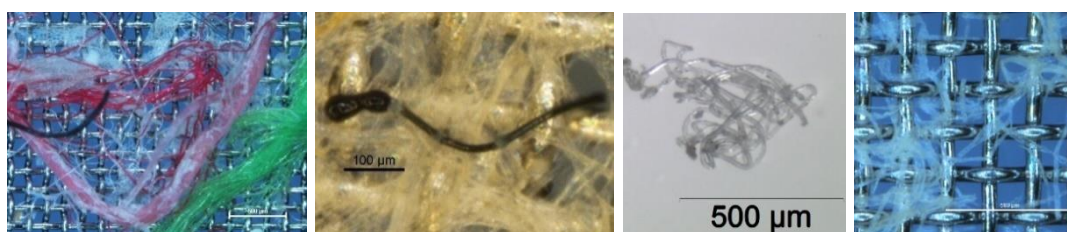
Alle filtre fra alle prøver blev analyseret efter samme metode. På filtrene fra SAN lå meget af materialet løst på filtrene, og derfor blev det løse materiale fra filtrene overført til en petrisål, der blev gennemgået for sig efter samme system som filtrene.

Under optælling af MP'er fra juniprøverne blev større formodede MP'er opsamlet med blød pincet og overført til små opsamlingsglas, der blev inddelt efter kategorier og prøve. På daværende tidspunkt var det fortsat meningen, at der skulle anvendes FTIR-udstyr andetsteds, og derfor blev denne metode med opsamling valgt. Således blev der fx et opsamlingsglas med fibre fra IND og et andet med kugler fra FAR. Det var ikke muligt at opsamle alle formodede MP'er med blød pincet, da det kræver en vis størrelse at kunne få fat, og da nogle sad fast i filteret, og da der simpelthen var for mange. I stedet søgtes det at opsamle repræsentanter for hver ny type formodet MP opsamlet.

For januarprøverne var det forventningen, at FTIR-mikroskopet både skulle kvantificere og kvalificere MP'erne direkte. Det viste sig dog, at det ikke er muligt i praksis, hvis det ønskes at analysere på en større prøvemængde, og derfor blev det nødvendigt at udføre visuel analyse efter samme optællingsmetode igen. MP'erne blev denne gang optalt under et andet mikroskop (NIKON SMZ18 – 40 x forstørrelse) med tilknyttet kamera for direkte fotodokumentation undervejs. MP'erne blev ikke opsamlet, men blev liggende på filtrene, da en del partikler kan FTIR-måles direkte på filtrene, som det bliver beskrevet i metoden til FTIR-måling afsnit 3.4.

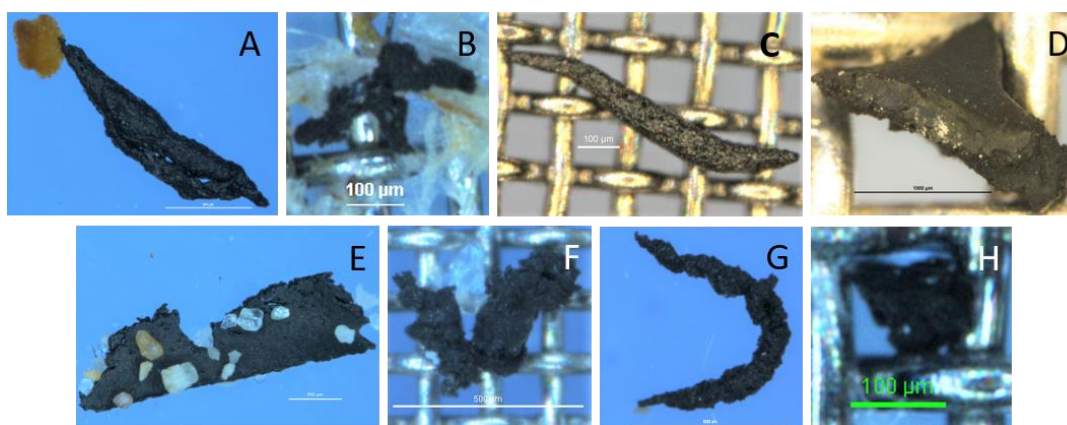
### 3.3.1 Beskrivelse af karakteristiske gengangere under optælling

Under optælling af de første prøver tog det tid at vurdere alle partikler, om de skulle tælles med, og hvilke kategorier de hørte til. Hen ad vejen viste det sig dog, at der er mange gengangere, hvilket var med til at øge optællingshastigheden undervejs. Her vises og beskrives en række karakteristiske gengangere med rationale for optælling.



Figur 12 Fibre. A) Stor mængde farvestrålende fibre (SPFa juni). B) Sort fiber med smeltet ende (FAS juni). C) Transparent fiber (INDa januar). D) Formodet plantefibre (VFF juni)

Fibre udgør en stor del af partiklerne i begge prøvetagninger. De formodede MP-fibre er let genkendelige, idet de er let skinnende, så selv transparente og sorte MP-fibre kan differentieres fra formodede plantefibre, jf. eksempler Figur 12.



Figur 13 Sorte, bløde fragmenter. A) SANc juni, målestok 500  $\mu\text{m}$ . B) SPVa januar, målestok 100  $\mu\text{m}$ . C) SASb juni, målestok 100  $\mu\text{m}$ . D) SANA januar, bemærk denne på 1 mm filter. E) SANc juni, målestok 500  $\mu\text{m}$ . F) SAS2 juni, målestok 500  $\mu\text{m}$ . G) SANc juni, målestok 500  $\mu\text{m}$ . H) UDL juni, målestok 100  $\mu\text{m}$ .

Sorte, bløde fragmenter udgør en stor andel, dvs. 24 %, af de optalte partikler i januarprøver. De er karakteriserede ved at være bløde/elastiske, når der trykkes på dem, og derfor vurderes de at være en type gummi (/elastomer). De har desuden en karakteristisk, nubret overflade, som dog er svær at affotografere. Mange er nulrede, aflange stumper, og mange er flossede i

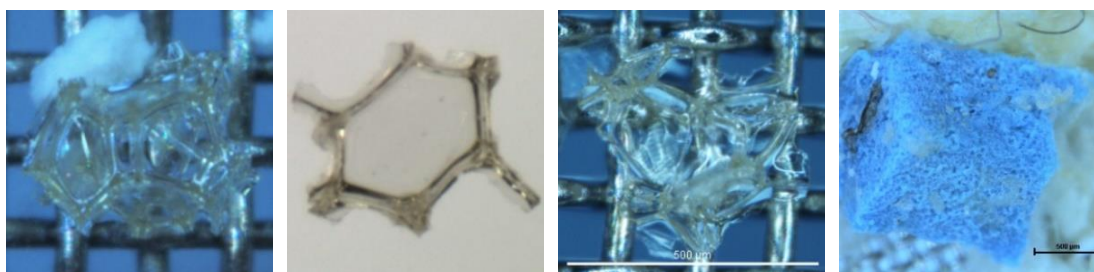


kanterne. De sorte, bløde fragmenter findes i alle prøver og i størrelser fra ca. 50 µm op til 2-3 mm, men det er svært at tage retvisende fotos under 500 µm, se eksempler i Figur 13.

Svamp blev en egen kategori pga. en særlig type 3d-struktur og flager med 6-kantede ruder (se Figur 15). Det er svært at gætte, hvad disse stammer fra, men de optælles som formodede MP'er i kategorien transparent svamp. Der var enkelte andre partikler, der kunne kategoriseres som svampe (se Figur 15D), fx skumkugler, der antages at være flamingo (polystyren) fandtes i fedt og flydeslam (Figur 14).

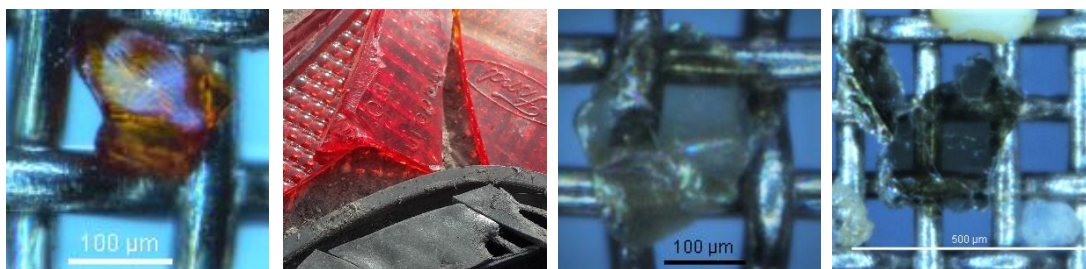


Figur 14 Skumkugler fra FEDc januar, der antages at være flamingo, altså PS-skum.



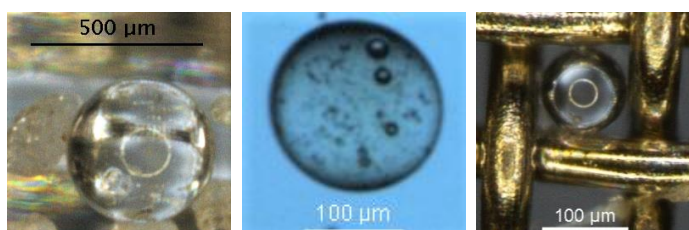
Figur 15 Svamp med 6-kantede ruder, findes både som flager og i 3d-struktur, kaldes 'bikube'. A) Bikube-3d-struktur, FEDb juni, uden målestok, men på 100 µm filter. B) Bikubeflage, FASa juni, uden målestok, men 'ruderne' i flagen er ca. 100 µm, som ses i A) og C). C) Bikube-3d-struktur, UDL250 januar. Svamp/skum fik egen kategori pga. disse partikler, men der fandtes kun få andre svampepartikler, fx D) Svamp, SPF juni.

En type stærkt lysende, røde partikler, kaldtes "lygterøde" fragmenter (Figur 16A). Farven kan ikke fanges med kamera, og der er stor usikkerhed, om det er glas eller sten frem for MP. Derfor blev disse karakteristiske fragmenter optalt for sig, så de er nemme at slette fra resultater efter FTIR-måling. Endnu en særlig genganger af usikker herkomst er flade, transparente, brune flager, der kan ligne afskallet lak eller flager af fx flint, se Figur 16 B) og C). De er optalt under "anden farve fragmenter" og går igen i alle typer af prøver.



Figur 16 A) "Lygterødt" fragment (TØRb juni), mulig sten, men optalt pga. markant farve, der under stereolup mindede om baglygter, som ses på B). C) og D) viser brune, transparente flager fra hhv. EKTc januar og SAS2 juni. Disse hårde, flager går igen i samtlige prøver, og ligner afskalning af en lak el. lign.

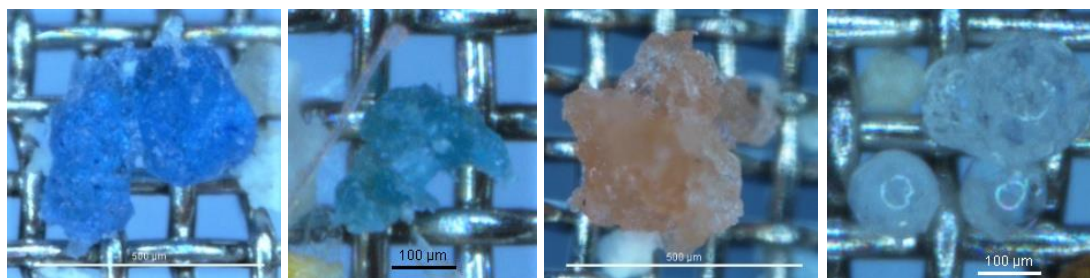
Der findes også en del kugler, der har fået egen kategori pga. deres iøjnefaldende perfekt runde udformning. Der findes ganske få sorte, men ellers er de transparente eller hvidlige. Nogle fremstår hule (halve er observeret, og nogle er gået itu ved berøring), og



Figur 17 Kugler. A) Stor kugle fra SANc juni. B) Kugle med luftbobler FEDa juni. C) Kugle i spænd i filter VDI juni.

og nogle fremstår mere massive med små luftbobler i. Kuglerne findes i forskellige størrelser, men ofte i størrelsen præcis 100 µm, så de sidder i spænd i filtrenes huller (Figur 17).

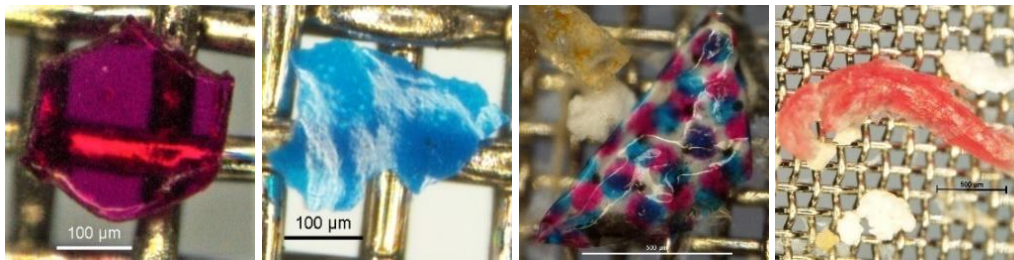
Der findes mange såkaldte beads i prøverne, der forventes at have ageret skrubbemiddel i fx sæber eller fx hydrogel i hygiejnebind. De fremstår afgrænsede, men uensartede i formen og forekommer flest i transparente og dernæst lyseblå og lyserøde. Da især de transparente beads kan forveksles med småsten, har det dog kun være praktisk muligt at optælle dem i de prøver, hvor der ikke er ret mange sten, dvs. fedt (FED), vand fra fedtfang (VFF), flydeslam (EKT) og udløbsvand.



Figur 18 Beads. A) Blå bead fra EKT juni. B) Blå bead fra FAS juni. C) Lyserød bead fra UDL januar. D) Transparent bead sammen med to kugler FED jun.

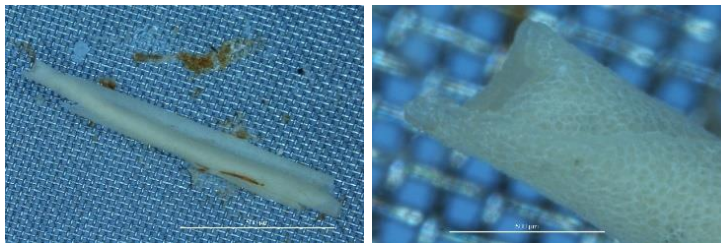
I de øvrige prøver er transparente beads derfor angivet som NB. Det samme har været nødvendigt at gøre for transparente/hvide fragmenter, der kan forveksles med småsten og blegede plantedele. Transparent folie er også udeladt fra optælling, da det både er utrolig svært at vurdere materialet samt at kvantificere, da det ofte er meget porøst og dækker store arealer af filtrene (se Figur 21C). Der bliver altså især tale om en underestimering for transparente/hvide folier, beads og fragmenter i optællingsresultaterne.

Mindre hyppigt forekommende, om end ret iøjnefaldende MP-typer vises i Figur 19. Det tæller farvestrålende folier, fragmenter og 6-kantede flager i forskellige farver, der formentlig er glimmer fra fx kosmetik.



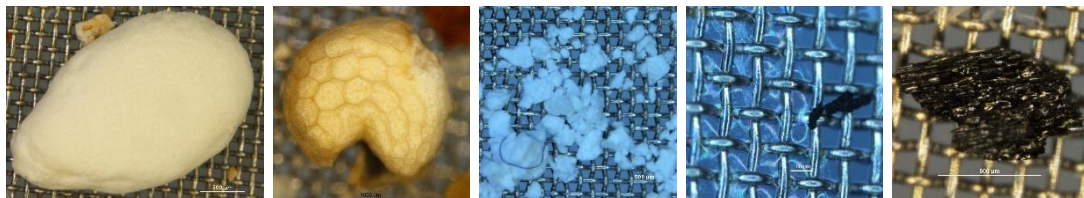
Figur 19 Mindre hyppige forekomster af formodede MP'er. A) 6-kantet formodet glimmer fra SANc januar. B) Stærk blå folie, der ikke findes i juniprøver, men går igen i stort set alle prøver fra januar. C) Multifarvet (CMYK-prikket) folie fra FEDa januar. D) Stort, rødt fragment fra SPVb januar.

I første omgang opfattedes en særlig type folie med skumstruktur som værende MP, der skulle tælles under svampekategori, men det opdagedes tidligt ved et tilfælde, at denne type folie er tomatskaller, der tilsyneladende ikke nedbrydes med den basiske hypokloritopløsning, men blot bleges og har denne særlige skumstruktur, se Figur 20.



Figur 20 Tomatskal fra SPV juni. Eksempel på bleget tomatskal, der forekommer i stort antal. A) en sammenrullet tomatskal. B) Forstørret version af A), hvor skumstrukturen ses

Ud over tomatskallerne findes der rigtig meget andet materiale på filterne, der vurderes til ikke at være MP'er og dermed ikke tælles op. Eksempler herpå ses i Figur 21.



Figur 21 Ikke talte partikler. A) Bleget og afskallet sesamfrø fra ANAc januar. B) Bleget birkesfrø fra SANc januar. C) Hvidt, porøst materiale fra FEDa juni, mulig knuste frø eller sæbe- eller fedtrester. D) Changerende porøs folie. Svært at kvantificere og derfor ikke talt. D) Sort fragment, der antages at være trækul, pga. dets struktur og porøsitet ved berøring.

## 3.4 FTIR-analyse

Fra marts 2017 blev FTIR-mikroskop (PerkinElmer Spotlight i200 FT-IR-mikroskop med Spectrum 10 software) tilgængeligt, hvorved den kemiske sammensætning af de formodede MP-partikler kunne analyseres.

### 3.4.1 Metoder til FTIR-måling

Der er fire metoder til FTIR-måling på det anvendte udstyr. Først er der *transmittance*, hvor IR-spektret opnås ved gennemlysning af emnet nedefra. Først måles baggrundsstøjen uden



prøve, og dette spektrum trækkes automatisk fra målingen af emnet. Dernæst måles emnet et fastsat antal scanninger, og jo flere scanninger, des mindre støj. Transmittance kan benyttes direkte gennem hullerne på de anvendte 100 µm filtre, men metoden kræver til gengæld meget tynde MP-partikler for at opnå et pænt spektrum. *Reflectance*-måling opnås ved belysning af emnet oppefra, hvorved strålen skal reflektere tilbage. Her måles baggrundsstøjen på en blank overflade. Det kræver en jævn, ugenomsigtig overflade at opnå en direkte refleksion og dermed et pænt spektrum, og denne metode er derfor mindre relevant for MP-partikler fra disse prøver. Til gengæld kan den sidste metode, som er en hybrid af reflectance- og transmittance-måling, nemlig *transflectance*, blive anvendelig, når MP'er er for tykke til transmittance-måling. *Transflectance* foregår i reflectance-mode, hvor MP'en er blevet mast eller tromlet flad på en blank overflade (her mikroskopslide indpakket i aluminiumfolie), og strålen kan gennemlyse MP'en og reflektere lyset tilbage igen. Sidst er der *attenuated total reflectance*-måling (ATR), der fungerer ved berøring med en krystal i emnet, hvorved et spektrum kan måles ved direkte gennemlysning, hvorved baggrundsstøj minimeres i forhold til de øvrige metoder. Det var forventet, at denne metode skulle anvendes mest, men en fejl i indstillingen fra leverandørens side umuliggjorde ATR-måling af MP'er under dette projekts løbetid, hvorfor transmittance og *transflectance* blev de mest anvendte metoder. Behovet for at lokalisere, udtage og mase de enkelte MP'er før måling betød desuden, at der kun kunne måles på forholdsvist få partikler. I praksis foregik det således:

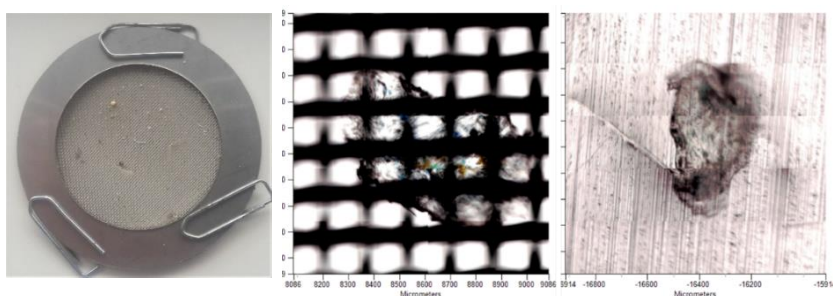
Et 100 µm filter fra en prøve placeredes i en filterholder bestående af to cirkler af rustfrit stål sammenholdt med papirklips, se Figur 23 venstre. Under stereolup lokaliseredes en formodet MP, og hvis denne var tynd nok til måling ved transmittance, blev filteret i filterholderen placeret i FTIR-mikroskopet, hvor MP'en lokaliseredes igen ved at føre filteret rundt under mikroskopets kamera med et joystick. Baggrundsstøj blev målt over et blankt hul i filteret. Ved at benytte en monitoreringsfunktion, der viser en live-måling af MP'en, kunne et passende sted til måling lokaliseres, før MP'en måltes ved et på forhånd fastsat antal scanninger. Til de fleste målinger valgtes 16 scanninger, men ved især sorte partikler var det nødvendigt med helt op til 128 scanninger for overhovedet at se peaks på det resulterende spektrum. Hvis partiklen var for tyk, blev denne flyttet til et mikroskopslide dækket med aluminiumfolie og mast flad med en lille tromle, se Figur 22.



Figur 22 Skalpel med lille tromle i den ene ende, der anvendtes til at tromle partikler før transmittance- og *transflectance*-måling

Herefter kunne MP'en gennemlyses enten ved at genplacere den på et 100 µm filter til transmittance-måling (se Figur 23 tv.) eller ved at måle den direkte på aluminiumfolien ved *transflectance*-måling (se Figur 23 th.). Transmittance gav oftest det pæneste spektrum, så derfor valgtes det i de fleste tilfælde at flytte den maste MP tilbage til et filter.





Figur 23 Venstre: Konstruktion af filterholder (indvendig  $\varnothing$ : 43 mm), så filteret kan holdes plant under FTIR-måling. Midt: Blå bead, der først er tromlet flad og overført til 100  $\mu$ m filter til transmittance-måling. Højre: Blå bead, tromlet flad på aluminiumfolie og måles direkte i transfectance-mode. Fotos taget i FTIR-softwaren Spectrum.

### 3.4.2 Udvalgelse af MP'er til måling

Ideelt blev samtlige formodede MP'er plus formodede ikke-MP'er FTIR-målt, og her er der optalt hhv. godt 10.000 i juniprøverne og knap 7.000 i januarprøverne. Det er dog ingenlunde realistisk, da måling og efterfølgende analyse er tidskrævende [Vollertsen & Hansen 2017, Magnusson *et al* 2016], og til sammenligning blev i alt 397 partikler FTIR-målt i Miljøstyrelsens store projekt [Vollertsen & Hansen 2017].

Alternativet blev at måle på et antal repræsentanter (jf. Magnusson & Wahlberg [2014]) fra hver MP-kategori plus repræsentanter for ikke-optalte partikler, så en procentvis succesrate kan beregnes og anvendes med en vis rimelighed, og så formodede MP partikler som viste sig ikke at være MP kunne tages ud.

Det er umuligt at undgå subjektivitet ved denne metode, hvor intet kunne automatiseres, så i stedet søgtes det at sætte subjektiviteten i system. Det blev gjort ved at måle på formodede MP'er, så de repræsenterede samme forhold antalsmæssigt som ved optællingen. Som det ses af Tabel 13 (bilag 8.6) udgjorde fx sorte fragmenter 24 % af alle optalte MP'er fra januarprøverne, mens kugler udgjorde 5 %. Dette forhold søgtes således nogenlunde opretholdt ved FTIR-måling.

Der kom dog en vis overvægt af særlige formodede MP-typer, fx brune flager, da de ikke gav entydige spektre, mens sorte fragmenter kom i undertal, da de var særdeles tidskrævende og svære at måle spektre på. Derudover måltes på et større antal andre karakteristiske partikler på filtrene, som under optælling ikke taltes med som MP'er, jf. beskrivelsen i afsnit 3.3.1. Det gælder fx formodede plantefibre, de førnævnte tomatskaller, noget ikke-kvantificerbart porøst folie, samt beads, der i visse prøver var for svære at skelne fra småsten og derfor ikke taltes med. Der måltes udelukkende på partikler fra januarprøver.

### 3.4.3 Spektralanalyse

Efter hver måling blev det resulterende spektrum finjusteret i softwaren Spectrum med funktionerne "data tune-up" og "normalization", der hhv. reducerer støj og normaliserer spektret til 100 %. Derefter blev spektret tjekket ved at søge efter match i referencebiblioteker over spektre. Der kan enten søges efter enkeltmatch eller efter blandinger ved en multisøgning

efter et fastsat antal komponenter. Til dette projekt var to polymerbiblioteker (600 og 100 spektre) og et fiberbibliotek (144 spektre) til rådighed.

Der vil dog sjældent være tale om en enkelt, helt ren polymer, som de sås eksemplificeret i teorien, men derimod om en eller flere polymerer med tilsætning af fx farve eller blødgørere, der vil give egne peaks i spektret. Spektre fra MP'er fundet i miljøet kan desuden have et forandret spektrum som følge af begyndende nedbrydning. Et eksempel herpå kan ses i det øverste spektrum i Figur 25, hvor en lille peak ved  $1740\text{ cm}^{-1}$  (C=O-binding) er tegn på en smule oxidering.

Spektralanalysen afhænger altså både af kvalitet og kvantitet af referencebiblioteket og af MP'ernes sammensætning. Det kan derfor være en fordel at udbygge biblioteket med forventede plastemner. Derudover er det nødvendigt at tjekke søgeresultaterne ved at udføre en mere manuel spektralanalyse. Udbygning af referencebibliotek og eksempler på både succesfuld søgning og manuel spektralanalyse beskrives i det følgende.

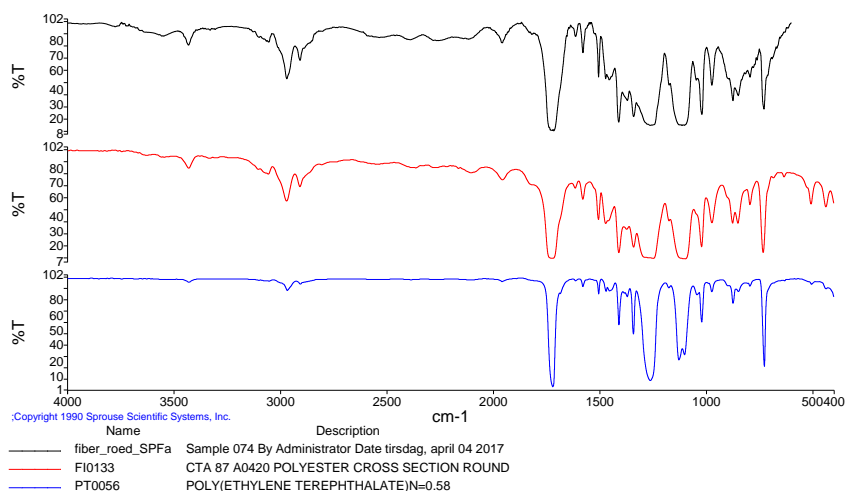
### Udbygning af referencebiblioteker til FTIR-software

For at udvide referencebibliotekerne med 'realistiske' polymersammensætninger (som hos bl.a. Murphy *et al* [2016]) og som træning af FTIR-mikroskopets funktioner oprettedes et bibliotek med spektre for diverse hverdageffekter, herunder kontaktlinser, bildæk, forskellige dele af hygiejnebind, skuresvampe, emballager, forskellige typer klude etc. Der tilføjedes også målte spektre for de to afvandingspolymerer. På hårde plastemballager er det ofte anført, hvilken polymer det er lavet af, og på denne måde var dette også god træning i at få et forventeligt spektrum frem. Til det formål benyttedes især ATR-måling, som trods nævnte fejlindstilling fra leverandøren viste sig at fungere på makroplastik med manuel nedsænkning af krystallen i materialet. På tynde folier kunne transfectance og transmittance benyttes, og der oprettedes et bibliotek for hver målemetode. Yderligere blev tilføjet spektre for andre materialer, fx flintsten, glas mm. En fysisk version af biblioteket blev gemt ved at fastgøre materialerne på en liste med navnene gemt i biblioteket, se bilag 8.5. Således kan andre træne ved at klippe mindre stykker af det fysiske bibliotek, måle selv og sammenholde med det gemte bibliotek, ligesom biblioteket til stadighed kan udvides med flere materialer.

### Eksempler på spektralanalyse

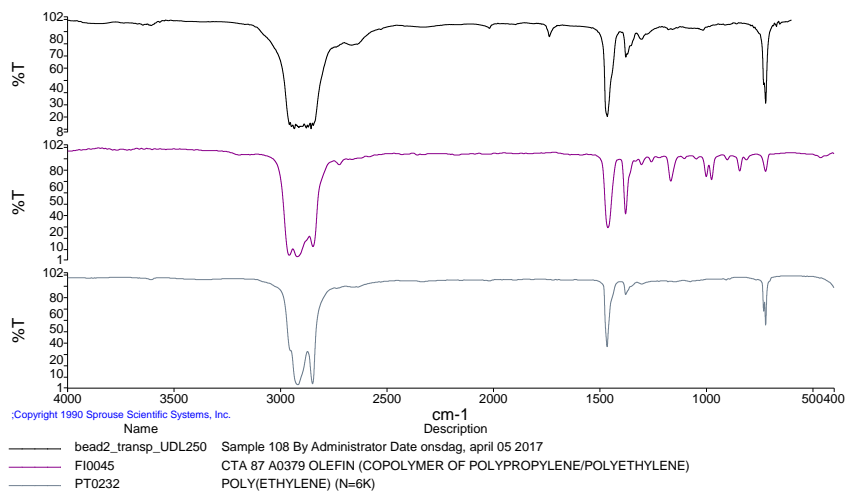
Især spektre fra fibre og beads gav gode resultater ved sammenligning med referencebibliotekerne. Størstedelen af fibre gav højest score på resultatet 'polyester', jf. eksempel med rød fiber i Figur 24.

'Polyester' som resultat stammer fra fiberbiblioteket, og der specificeres det ikke, hvilken type polyester der er tale om (polyester er et samlebegreb). Ved forsøg med søgning uden fiberbiblioteket, gav nogle af polyesterfibrene resultatet PET (polyethylenterephthalat), dog med en lavere score, jf. Figur 24. Under målingerne var fiberbiblioteket slået til, og dermed godtages og anvendes 'polyester' i resultaterne, selvom polyestertypen ikke bliver yderligere specificeret.



Figur 24 Øverst: spektrum af rød fiber (SPF). Midt: Resultat 'polyester' med 94 % score fra fiberbibliotek. Nederst: Resultatet polyethylenterephthalat med 77 % score fra polymerbibliotek. Dette er et eksempel på en MP, der ved søgning resulterer i "polyester" fra fiberbiblioteket, hvilket anvendes i resultaterne, selvom en mere specifik polyestertype - PET i dette tilfælde - ville være en mere præcis polymerbeskrivelse.

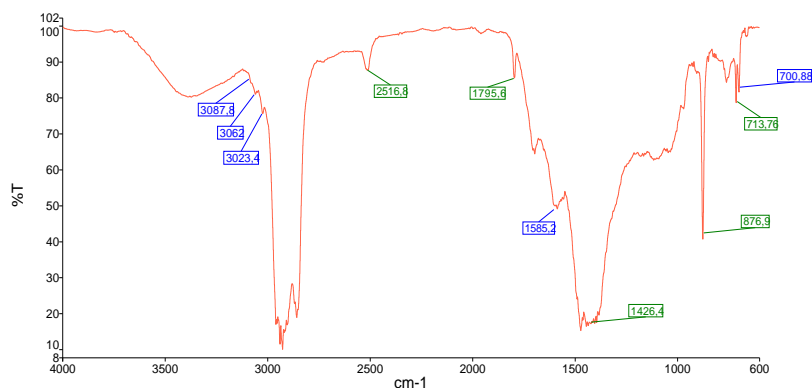
Beads gav ofte et entydigt resultat, men da transmittance-metoden anvendtes, var det nødvendigt at tromle beads meget tynde, for ikke at få en for voldsom absorption ved gennemlysningen, der kan forstyrre søgeresultatet. Et eksempel på dette ses i Figur 25. Øverst ses det målte spektrum af en transparent bead. I midten ses første søgeresultat, der er en blanding af polyethylen og polypropylen. Der er dog en række peaks omkring 1500-700  $\text{cm}^{-1}$ , der ikke stemmer med det målte spektrum. Derfor valgtes det at foretage en søgning, der kun søger efter match i fingeraftryksregionen (2000-600), der er den mest unikke del af et spektrum. Derved blev søgeresultatet polyethylen med en score på 98%, der er det nederste spektrum i Figur 25, og som godkendes, fordi peaks i fingeraftryksområdet stemmer overens med dem i spektret fra den målte bead. Første søgning i hele spektret lagde altså for meget vægt på den intense peak omkring 3000  $\text{cm}^{-1}$ , der er mere normal for polypropylen, men som skyldtes, at den målte bead ikke var tromlet tynd nok og dermed gav et for intenst spektrum ved transmittance.



Figur 25 Øverst: Spektrum af målt transparent bead (UDL). Midt: Søgeresultat ved søgning med hele spektret (4000-600 $\text{cm}^{-1}$ ). Nederst: Søgeresultat ved søgning i spektret fingeraftryksområde (2000-600 $\text{cm}^{-1}$ ).

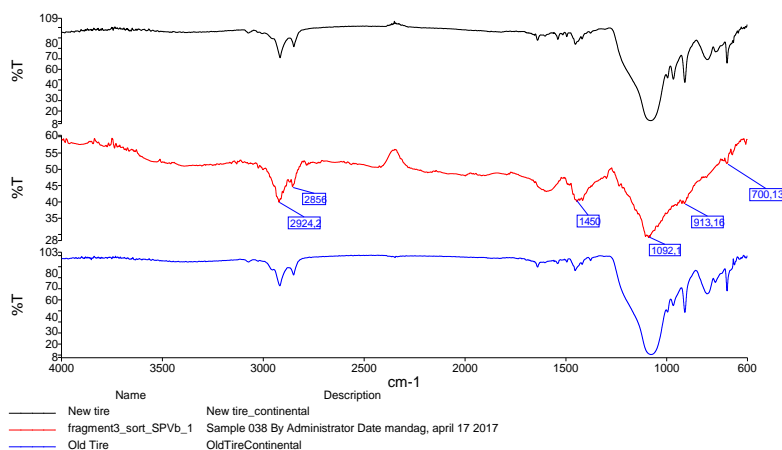
## Sorte fragmenter

Mange af de sorte fragmenter var kun delvist identificerbare. Dette skyldtes i flere tilfælde et indhold af kalk, se Figur 26, der har flere karakteristiske peaks [Gunasekaran *et al* 2006], men som med sine brede peak omkring  $1425\text{ cm}^{-1}$  har en tendens til at skygge for vigtige peaks til identificering af polymerer i fingeraftryksområdet. Polystyren har grundet sine aromatiske ringe imidlertid også karakteristiske peaks omkring  $3100\text{-}3000\text{ cm}^{-1}$ ,  $1586$  og  $699\text{ cm}^{-1}$  [Munteanu & Vasile 2005], så den kunne ofte identificeres trods kalkindholdet. Derfor er nogle sorte fragmenter identificeret som styren-copolymer uden nærmere definition.



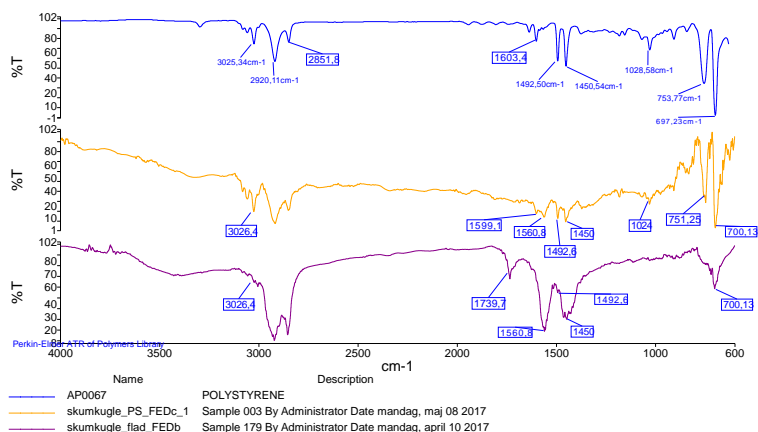
Figur 26 Sort fragment fra ANA, der tolkes som en ikke nærmere defineret styren-copolymer. De grønne markeringer er karakteristiske peaks for kalk ( $\text{CaCO}_3$ ), og de blå markeringer er typisk for de aromatiske ringe i polystyren.

Til referencebiblioteket blev der målt på hhv. et nyt og et gammelt bildæk i ATR-mode. Nogle af de sorte fragmenter målt i transmittance-mode matchede overordnet med disse, jf. Figur 26. Det har dog ikke været muligt at afgøre sammensætningen af bildækkene, så de sorte fragmenter, der matchede med dem, kaldes blot 'dæk'.



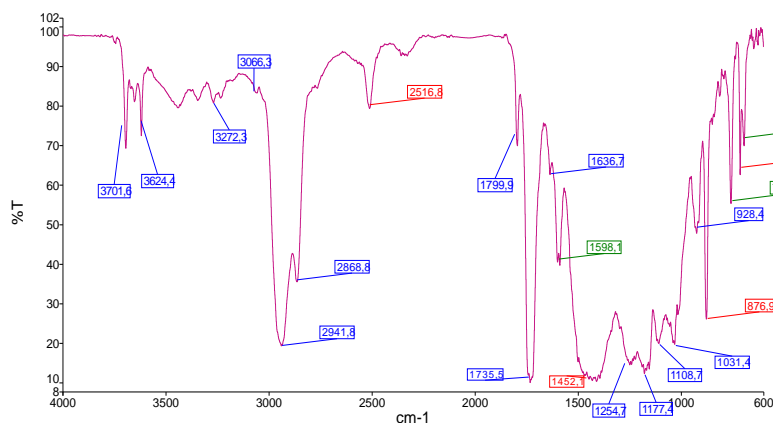
Figur 27 Øverst: Spektrum målt på ubrugt Continental bildæk. Nederst: Spektrum målt på brugt Continental bildæk. Midt: Sort fragment fra SPVb, der har et svagt spektrum, men som matcher dækspektrene på de markerede peaks.

To skumkugler målt og analyseredes begge som polystyren PS, jf. Figur 28, om end især den ene havde et svagt spektrum med tegn på nedbrydning ved oxidering ( $\text{C}=\text{O}$  ved  $1740\text{ cm}^{-1}$ ). Pga. fund af de førnævnte karakteristiske peaks for PS sammen med partiklens karakteristiske ydre blev den godkendt.



Figur 28 Skumkugler. Øverst: referencespektrum af polystyren. Midt og nederst: spektre af skumkugler fra hhv. FEDc og FEDb. Afgjort ved små peaks ved 3050-3000, matchende peak-placeringer 1492, 1450 og tydelig peak ved 700  $\text{cm}^{-1}$ . Nederste har tegn på nedbrydning ved oxidering (1740  $\text{cm}^{-1}$  C=O).

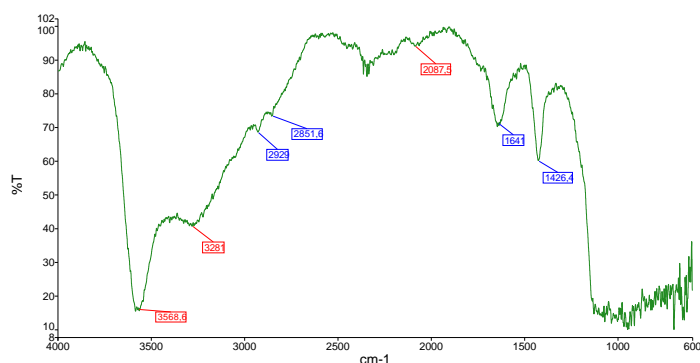
Farvede flager og folier gav sjældent entydige resultater under søgning i referencebibliotek og var heller ikke ligetil at analysere, hvilket kan skyldes både polymerblandinger, farvetilsætninger og øvrige tilsætningsstoffer. Det ses fx i Figur 29, hvor karakteristiske peaks for mineralerne kalk [Gunasekaran *et al* 2006] og kaolin [Vapur 2016] er identificeret, der begge er typiske fyldstoffer i maling [Balard & Papirer 1993]. Desuden identificeres stoffet *n*-phenylacetamid, og dette stof er blevet fundet som et nedbrydningsprodukt fra epoxy-maling [Peltonen 1986]. Derudover er der tegn på polymerer ved de stærke CH-peaks ved 3000-2850. Denne blev således delvist identificeret som en 'epoxyblanding'.



Figur 29 Peaks ved 1598, 756 og 696 er typiske for *n*-phenylacetamide. Peaks ved 2516, 1795 1425, 876 og 712  $\text{cm}^{-1}$  er typiske for kalk. De tre peaks ved 3700-3625 er typiske for kaolin.

De brune, transparente flager kunne minde om afskallet lak. Det overvejedes også, om det kunne være tynde flager af flintesten, men en måling af flint til referencebiblioteket afviste den hypotese. Spektre for de målte brune flager var imidlertid svære at opnå og svære at analysere, men de indeholder sandsynligvis siliciumdioxid, der for alle de brune flager viser en markant, bred peak omkring 1000  $\text{cm}^{-1}$ . For nogle af de brune flager var der tegn på CH-bindinger med små peaks omkring 3050-2850, 1650 og 1426  $\text{cm}^{-1}$  [Pavia *et al* 2001], jf. Figur 30, mens disse var utydelige i andre, se eksempler i Figur 30. Ved hjælp af søgning i referencebibliotek indeholdende mineraler [Pers. kom AAU] viste disse brune flager sig

sandsynligvis siliciummineralbaserede, og dem med små CH-peaks (blå i Figur 30) kan evt. blot have rester af biologisk materiale siddende på sig.



Figur 30 Spektrum for brun, transparent flage fra SPVb. Peaks med blå markeringer kan antyde tilstedeværelsen af CH-bindinger. Det stærke signal begyndende omkring 1000  $\text{cm}^{-1}$  kan tyde på siliciumdioxid. Spektrene for brune flager lignede alle dette, med mere eller mindre tydelige peaks.

### 3.5 Beregninger

Når optællingsresultaterne opgøres, bliver de opgjort i antal MP pr. L eller pr. kg rå prøve, alt efter om de blev afmålt i masse eller volumen før nedbrydning. For at gøre alle prøvestederne sammenlignelige i diagrammer blev de målte densiteter fra januarprøverne<sup>14</sup> anvendt til at omregne resultaterne fra vandprøverne til MP/kg. I juniprøver blev densiteten af vandprøverne ikke målt, men antaget at være og sat til 1 mg/mL. Det antages at være uden betydning for de endelig resultater, da den målte densitet i januarprøver lå mellem 1,001-1,007 g/mL, jf. Tabel 8.

Optællingsresultaterne reguleres med FTIR-resultaterne. Forholdet mellem antallet af FTIR-godkendte MP'er og antallet af FTIR-målte formodede MP'er giver en godkendelsesrate i procent for de enkelte MP-kategorier. Godkendelsesraten ganges på optællingsresultaterne og giver de FTIR-korrigerede optællingsresultater. Det vil for eksempel sige, at lygterøde fragmenter og brune flager slettes helt (antal opgjort i bilag 8.8), fordi de ikke blev identificerede som MP, og 94 % ganges på antallet af optalte fibre, da 94 % af fibre blev identificeret som MP, jf. Tabel 5. Selvom der udelukkende blev målt på partikler fra januarprøverne, benyttes FTIR-resultaterne også til korrigerende af juniprøverne, da det generelt var gangbare i MP-typerne mellem juni og januar.

Når de FTIR-korrigerede optællingsresultater opgøres, bliver de igen angivet pr. kg rå prøve, men også pr. kg TS og pr. kg TOM for samtlige prøver. For januarprøverne angives resultaterne også som antal MP pr. kg total-P.

Den procentvise rensegrad for MP (og total-P) mellem indløb og udløb findes i lighed med rensegrader for fx organisk stof i et renseanlæg, jf. Winther *et al* [2009, s. 230] sådan:

$$\text{Rensegrad}_{MP} = \frac{c(MP)_{ind} - c(MP)_{ud}}{c(MP)_{ind}} \cdot 100, \text{ hvor } c(MP) \text{ her er antal MP/L.}$$

<sup>14</sup> IND, VDI, VFF, ANA, FBB, NDN, UDL, VDU, FAR, SAR er de vandige prøver, da de afmålte i volumen til optælling, mens øvrige prøver afvejedes.

Til opgørelse af årlig udledning af MP med udløbsvandet og i slamproduktionen og i sandet anvendes voluminer og masser fra Bjergmarkens årsopgørelse af driften for 2015. Et fuldt flow for MP på Bjergmarken Renseanlæg er ikke muligt for samtlige prøvesteder, da der i årsopgørelsen ud over årligt flow af spildevand kun opgøres, hvor meget sand der køres væk fra anlægget [Årsopgørelse drift 2015, Bjergmarken].

### Statistik

Det var intentionen at udføre envejs-ANOVA på resultaterne for tørstofindhold og TOM (ikke total-P, da de var i duplikat) samt antal MP/kg rå prøver, MP/kg TS, MP/kg TOM og MP/kg total-P. Det lykkedes ikke at opnå inden for tidsrammen grundet tekniske udfordringer, og derfor er den statistiske databehandling begrænset til 95 % konfidensintervaller (CI<sub>95</sub>) for resultaterne, og de optræder som fejllinjer i de præsenterede resultater. Bemærk, at hvor konfidensintervallet er halve i figurer med logaritmisk skala, så betyder det, at den nedre del går under 1, hvilket ikke kan vises visuelt ved logaritmisk skala.





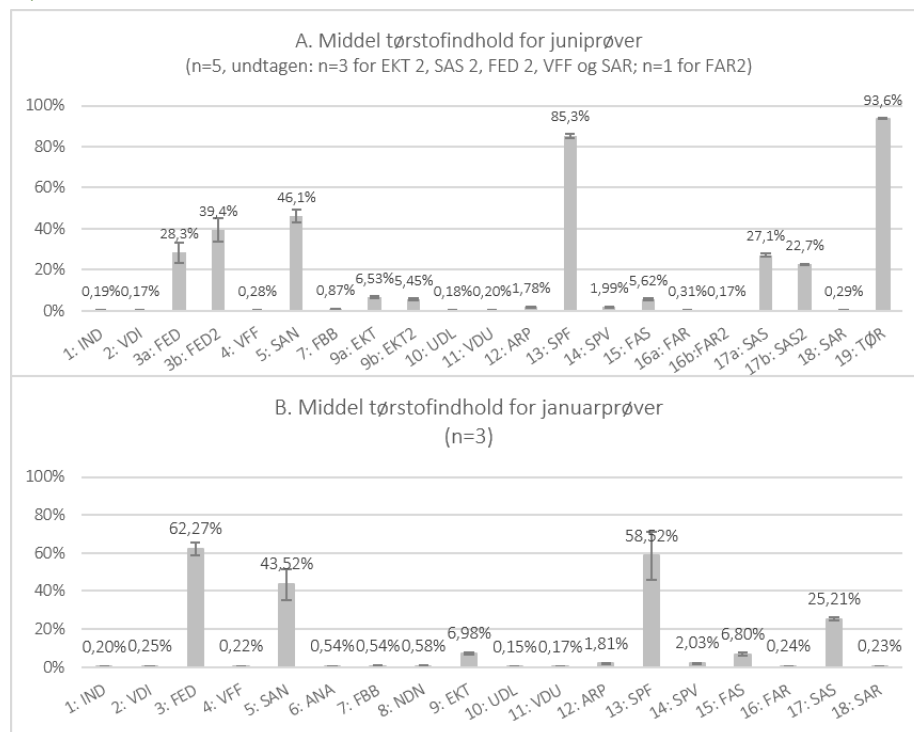
## 4 RESULTATER

Resultaterne præsenteres for hhv. *juniprøver* fra 16. juni 2016, der inkluderer tillægsprøver fra 27.9. og 18.11., og *januarprøver* fra 19. januar 2017. For overblikkets skyld kan det anbefales at se på modellen over renseanlægget med prøvesteder indtegnet (Figur 7, Figur 8).

### 4.1 Tørstofindhold, organisk materiale, densitet, totalfosfor

Resultater beskrives samlet for juni- og januarprøver. Bemærk, at der for nogle juniprøver er to repræsentanter for samme prøvested, jf. beskrivelsen af prøvetagning.

#### Tørstof



Figur 31 A. Middel tørstofindhold målt i prøver fra juni 2016 plus tillægsprøverne VFF, FED2 og EKT2 fra 27.9. og FAR2 og SAS2 fra 18.11. n varierer som angivet. Fejllinjer angiver konfidensintervaller (95%) CI<sub>95</sub> B. Middel tørstofindhold i januarprøver. Fejllinjer angiver 95% konfidensintervaller CI<sub>95</sub>.

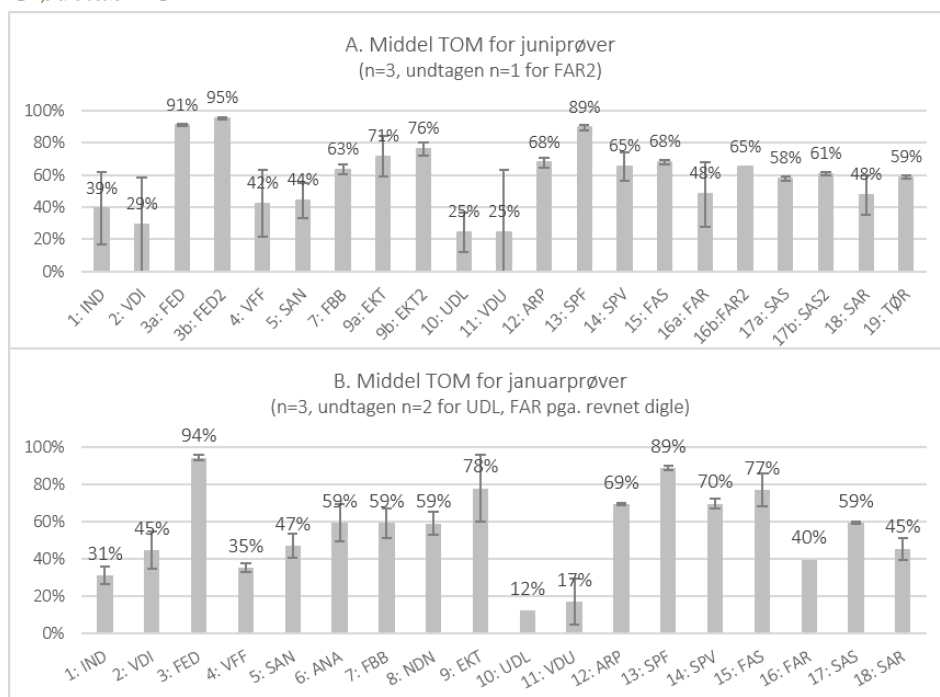
Af Figur 31 ses, at i alle indløbsprøver (IND, VDI) ligger tørstofindholdet (TS) omkring 0,2%, dog lidt højere i januarprøverne end i juniprøverne end i januarprøverne. TS i fedt (FED) er hhv. 28 % og 39 % i juniprøverne, men er meget højere i januar. Trods fast prøve, har sandfraktionen SAN et forholdsvist lavt TS på 44-46%.

Vandet fra fedtfanget (VFF) skal repræsentere mekanisk rensset vand, men der ses ikke nedgang i TS mellem indløbsprøver og VFF. I prøver fra indgangen til biologien (FBB juni, ANA januar) ses en lille stigning i TS, hvor bl.a. returslam (repræsenteret ved ARP) og rejktvand SAR og FAR er blevet tilført, jf. Figur 4. TS er i januar ens gennem hele biologien (ANA, FBB og NDN), hvor kun FBB er med i juni og havde lidt højere TS. Flydeslamprø-

verne EKT var faste skumagtige i konsistensen og har et relativt lavt TS på ca. 6%. Udløbsprøverne UDL og VDU har en anelse lavere TS i januar- end juniprøverne, og desuden er det bemærkelsesværdigt, at TS for udløb ligger tæt på TS i indløbsprøverne.

Der ses ikke forskel mellem TS i overskudsslam (repræsenteret ved ARP) og slammet efter strainpressen SPV, selvom strainpressens faste stof (SPF) især i juni har et meget højt TS-indhold. Rejektvandet fra afvanderne (FAR, SAR) har TS tilsvarende vandprøverne. Forafvandet slam har et TS på 5-7%, jf. formål med afvanding afsnit 2.3.2, ligesom slutafvandet slam (SAS) har et TS på de ønskede 25-27%. Tørret slam (TØR) var meget tørt med TS på 94%.

### Glødetab TOM



Figur 32 A. Middel glødetab (TOM) målt i prøver fra 2016 plus tillægsprøver. n varierer som angivet. Fejlindikatorer angiver CI<sub>95</sub>. B. Middel glødetab (TOM) i januarprøver fra 2017. n varierer som angivet. Fejlindikatorer angiver CI<sub>95</sub>.

Glødetab (TOM) angiver prøvernes indhold af organisk materiale som procentdel af tørstofindholdet, og resultaterne kan ses i Figur 32. Indløbsprøver og vand fra fedtfang (IND, VDI, VFF) har alle et TOM på ca. 30-45%, hvor TOM i VDI dog er (signifikant) højere end i IND ved januarprøver. Fedtfraktionen (FED) er stort set ren organisk med >90% i alle prøver. I sandprøverne (SAN) er hele 44-47% af tørstoffet organisk materiale. TOM stiger ligesom TS i biologien i juni, hvor returslam er tilført, og i januar er TOM konstant gennem biologien (ANA, FBB, NDN). Flydeslam EKT har et højt TOM. Udløbsprøverne (UDL, VDU) har alle et TOM omkring 12-25% med tendens til at være en smule lavere i januarprøverne. Der er hverken i juni eller januar forskel på TOM i slam før (ARP) og efter (SPV) strainpressen trods det høje TOM i det faste stof fra strainpressen SPF på knap 90%. I slamprøverne (ARP, SPV, FAS, SAS, TØR) ligger TOM omkring 60-70%, og rejektvand (FAR og SAR) omkring 48%. TOM falder mellem FAS og SAS, hvorimellem slammet er blevet udrådnet og

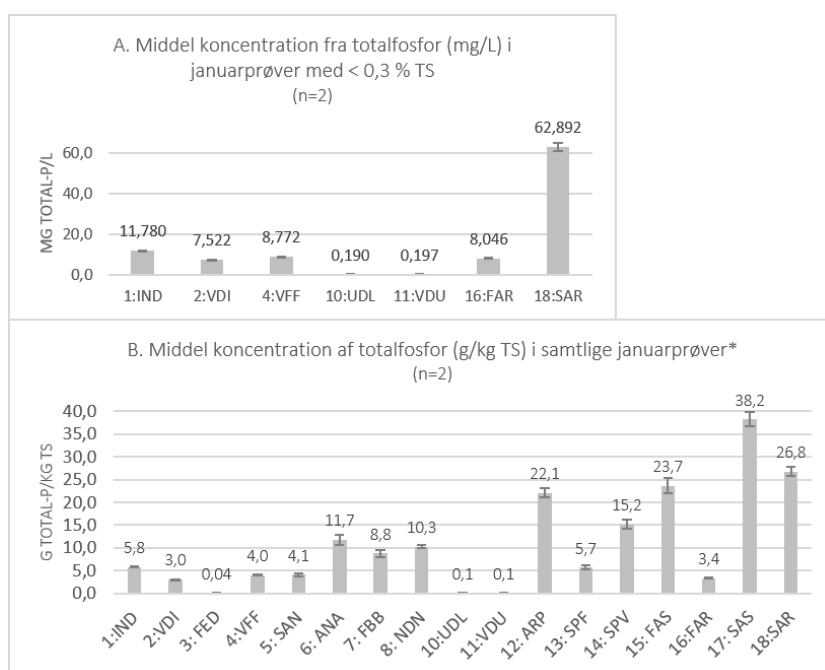
afvandet. TOM falder kun lidt mellem SAS og TØR, så tørringen har ikke stor effekt på det organiske indhold i prøverne.

### Densitet

Densiteten af prøverne med tørstofindhold under 1 % blev målt i januarprøverne, men ikke i juniprøverne, og middelværdierne med standardafvigelser er angivet i Tabel 8 (bilag 8.3).

### Total-P

Fosforindholdet (total-P) kan ses i Figur 33A for prøver med tørstofindhold >0,3 % (vandprøver) i mg total-P/L, og i Figur 33B er totalfosfor for samtlige målte januarprøver vist i enheden g total-P/kg TS. Tabeller med middelværdier og standardafvigelser er angivet i bilag, afsnit 8.3.



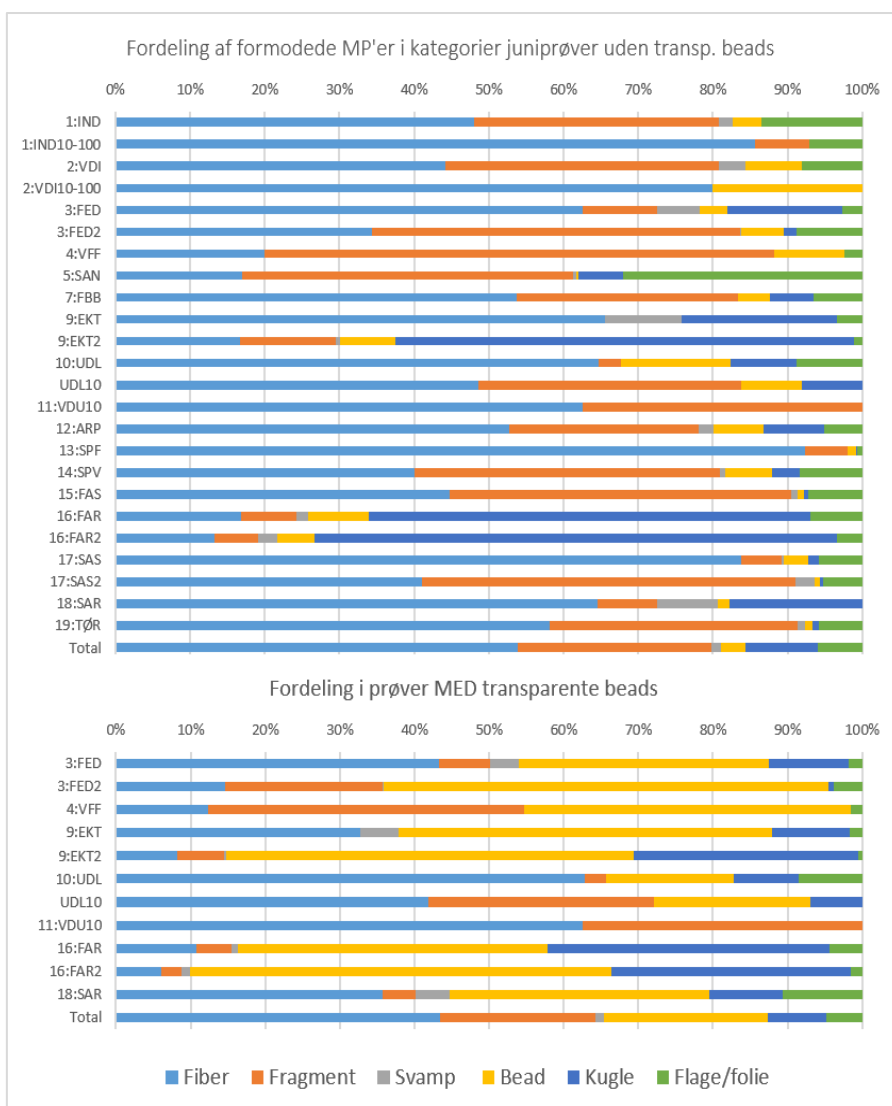
Figur 33 A. Koncentration af totalfosfor i prøver med tørstofindhold under 0,3 % i mg total-P/L, beregnet på baggrund af målte absorbanser ved 882 nm indsat i standardkurvens ligning. Resultater er baseret på dobbeltbestemmelser. Fejllinjer er standardafvigelser. B. Koncentration af totalfosfor i prøver med tørstofindhold over 0,3 % i g total-P/kg TS, beregnet på baggrund af målte absorbanser ved 882 nm indsat i standardkurvens ligning, sammen med koncentrationen af total-P i prøver med TS <0,3% omregnet til samme enhed vha. prøvernes densiteter. Fejllinjer er standardafvigelser.

Det ses i Figur 33 A, at totalfosforindholdet i stikprøven af indløb IND var højere end i den vægtede døgnprøve VDI. Koncentrationen i VFF er lavere end IND, men ikke VDI. Koncentrationen i udløb UDL og VDU er begge under 0,2 mg/L. Fosforindholdet er meget højt på 62,9 mg/L i rejektivand fra slutafvander. Rensegraden for total-P beregnes mellem IND og UDL til 98,7% og mellem VDI og VDU til 97,4%.

Af de samlede total-P-resultater i Figur 33B ses, at total-P-indholdet er lavest i fedt FED. Koncentrationen i spildevandet stiger mellem mekanisk rensning (VFF) og biologien de anaerobe tanke (ANA), hvor også ARP, returslam og rejektivand er recirkuleret til. I biologien (ANA, FBB, NDN) ser total-P ud til at ligge på nogenlunde samme niveau med tendens til et fald total-P mellem anaerobe tanke og i fordelerbygværk 2 FBB, men med tendens til

stigning i luftningstanke NDN, der dog ikke kan testes statistisk, da der er tale om duplikater. Efter biologien falder koncentrationen markant mellem luftningstanke og udløb (dvs. under efterklaringen). I ARP, der også repræsenterer returslam og overskudsslam er koncentrationen høj på 22,1 g/kg. Efter strainpressen falder total-P-indholdet til 15,2 g/kg TS i SPV. Højest er total-P-koncentrationen i slutfvandet slam med 38,2 g/kg TS, mens total-P indholdet dog også er højt i rejektvandet fra slutfvanderen når det er omregnet til g/kg TS.

## 4.2 Fordeling af formodede MP mellem kategorier i optællingsresultater

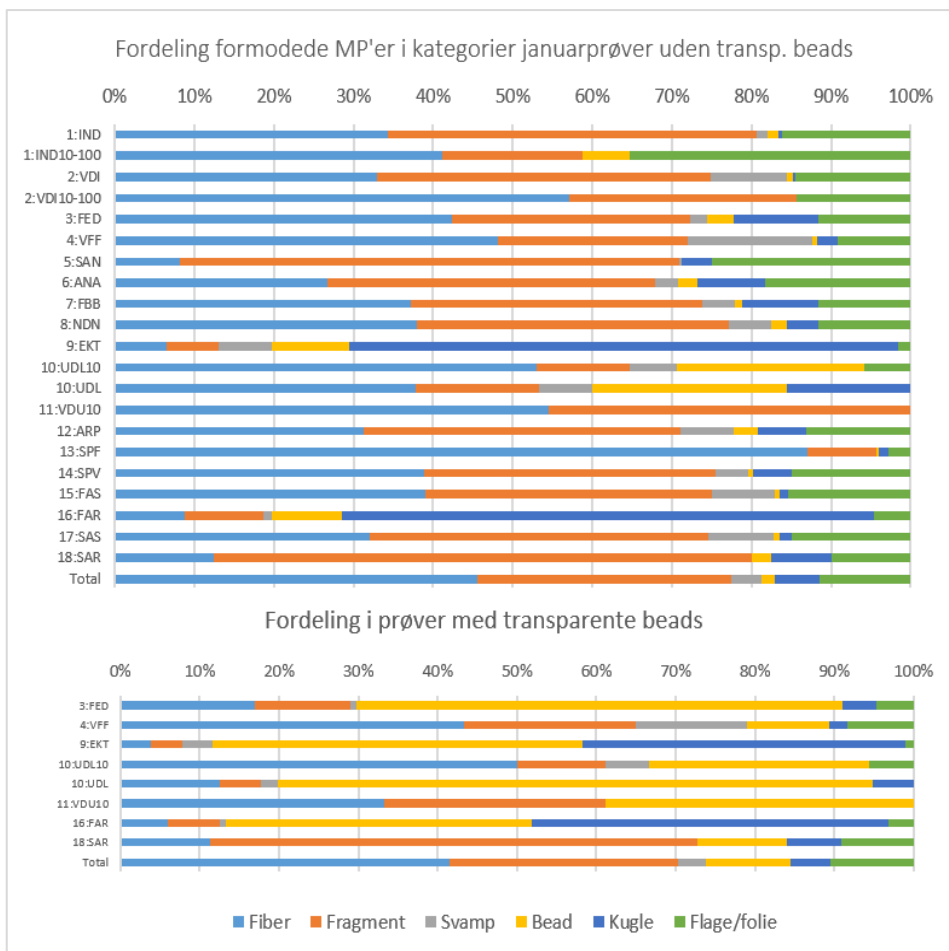


Figur 34 Øverst: Fordeling af formodede MP i kategorier for juniprøver, hvor transparente beads er udeladt for sammenlignelighed. Total angiver fordeling for samtlige prøver ekskl. transp. beads. Nederst: Fordeling af formodede MP i kategorier i prøver, hvor transparente beads optaltes. Total angiver fordeling i samtlige optalte prøver inkl. transp. beads.

Optællingsresultaterne for formodede MP kan ses i bilag 8.6, hvor de optalte partikler er kategoriseret efter både form og farver. Der blev optalt og kategoriseret 10.353 formodede MP i juniprøverne. I januarprøverne, hvor der var flere prøver i triplikat, men til gengæld

mindre mængder, blev der optalt 6.882 formodede MP. MP-fordelingen mellem prøvesteder vises først efter FTIR-korrigeret af resultaterne (afsnit 4.4).

I Figur 34 for juniprøver og i Figur 35 for januarprøver kan den procentvise fordeling af formodede MP'er blandt kategorierne ses. Transparente beads blev som nævnt kun optalt i nogle af prøverne, og derfor er fordelingen blandt kategorier både vist for samtlige prøver uden transparente beads og derunder for de prøver, hvor transparente beads optaltes. Forde-  
 lingen beskrives samlet.



Figur 35 Øverst: Fordeling af formodede MP i kategorier for januarprøver, hvor transparente beads er udeladt for sammenlignelighed. Total angiver fordeling for samtlige prøver ekskl. transp. beads. Nederst: Fordeling af formodede MP i kategorier i prøver, hvor transparente beads optaltes. Total angiver fordeling i samtlige optalte prøver inkl. transp. beads.

Den totale fordeling blandt kategorierne er nogenlunde ens mellem juni og januar med tendens til flere fibre i juniprøverne. I januarprøverne blev samtlige prøver analyseret i triplikat, hvilket reducerer usikkerheden på denne prøvetagnings totalfordeling.

Fibre udgør både i januar og juni totalt den største kategori, og i juni er transparente fibre den største underkategori (bilag 8.6), mens det er den næststørste i januar. Fragmenter udgør totalt set den næststørste kategori, og i januarprøverne er sorte fragmenter den største underkategori under fragmenter. De gummiagtige, sorte fragmenter findes i alle prøver, men ande-

len er især høj i sandprøver (SAN) efterfulgt af andelen i indløb og diverse slamfraktioner, hvilket antyder, at de har en relativt høj densitet.

Andelen af fibre er særligt høj i SPF, mens den er mindst i sand (SAN), flydeslam (EKT) og rejeftvandet fra de to afvandre FAR og SAR.

I indløbsprøver IND og VDI > 100 µm udgør fibre og fragmenter tilsammen over 70 %. I samme prøver 10-100 µm er fordelingen lidt anderledes, men er baseret på få partikler. I udløbsprøverne er fibre den største kategori, og der er flere beads end fragmenter.

Fordelingen i SAR og IND<sub>10-100</sub> er forskellig mellem juni og januar, hvilket dog kan tilskrives lille prøvevolumen i juni og lille antal partikler i januar. I EKT og FAR udgør kugler den største del, hvilket ikke ses i andre fraktioner. I samme prøver udgør beads en tilsvarende andel, når transparente beads er inkluderet.

I slutaftvandet slam SAS og tørret slam TØR fra juni er fibre den største kategori, men i de øvrige prøver SAS2 og SAS fra januar er fragmenter største kategori, og det vil især sige sorte fragmenter (bilag 8.6).

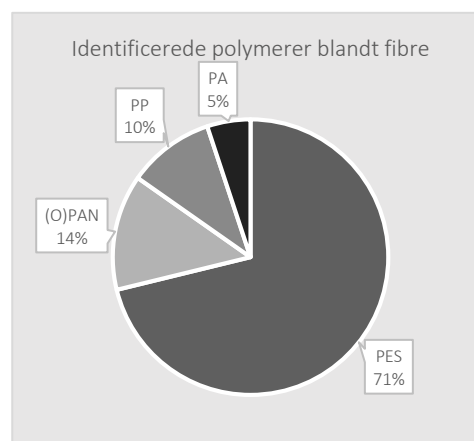
### 4.3 FTIR-resultater for identificering af MP

Der målt på flest mulige partikler inden for den korte tidsperiode, der var til rådighed (mellem installation af apparatet og aflevering af projektet). I alt blev der målt på 173 formodede MP og derudover 34 partikler, der ikke forventedes at være MP.

Først beskrives resultaterne for målte partikler fra hver kategori, og i Tabel 5 kan de samlede resultater og procentvise fordelinger ses.

#### Fiber

Der blev målt på 63 formodede MP-fibre. Heraf blev 59 identificeret som polymerer, mens to blev identificeret som formodet uld, og de sidste to havde for utydelige spektre. I Figur 36 kan den procentvise fordeling af polymererne ses. Blandt fibrene var 42 polyester (PES), der ikke kunne defineres nærmere. Otte var enten polyakrylonitril (PAN) med tegn på nedbrydning i form af oxidering med en ekstra peak (C=O, 1735 cm<sup>-1</sup>) i forhold til referencespektret (bilag 8.1), eller simpelthen *oxideret* polyakrylonitril (OPAN), der ikke var i referencebiblioteket, men anvendes som varmeresistente tekstiler til fx biler. Seks fibre vurderedes at være polypropylen (PP), og tre polyamid (PA).



Figur 36 Polymerfordeling blandt de 59 fibre af 63 målte, der blev identificeret som polymerer. 71% polyester PES, 14 % (oxideret) polyakrylonitril (O)PAN, 10 % polypropylen PP, 5 % polyamid PA (nylon).

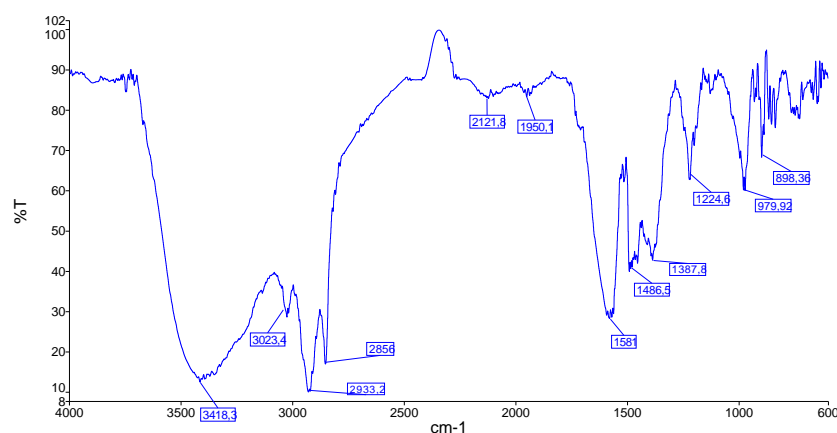
#### Fragment

Der blev målt på 19 sorte fragmenter. Heriblandt var fem uidentificerbare pga. svagt signal. To identificeredes som styren-butadien-copolymer (SBR-gummi), et som akrylnitril-butadien-



copolymer (NBR-gummi, nitrilgummi), et som polyamid (nylon). Fire blev delvist identificeret som ethylen-propylen-dien-terpolymer (EPDM-gummi) indeholdende noget andet. Tre blev delvist identificerede som styren-copolymerer og tre blev identificeret som 'dæk' pga. overensstemmelse med målte bildæk i eget referencebibliotek, hvis sammensætning dog ikke er identificeret. I alt blev 74 % af de sorte fragmenter identificeret eller delvist identificeret som MP i form af gummityper.

Fire lygterøde fragmenter blev målt, og vurderedes at være samme materiale, og de vurderes at være af organisk sammensætning, og det tydeligste spektrum af lygterøde fragmenter kan ses i Figur 37. Det var dog ikke muligt at identificere materialet nærmere, ej heller blandt AAU's referencebiblioteker [Pers. kom. A. Vianello], så disse trækkes ud af resultaterne.



Figur 37 Spektrum for lygterødt fragment fra INDC. Partiklen ser ud til at indeholde både CH-bindinger (3025-2850) og NH-bindinger (3450, 1581). De har desuden små antydninger af peaks ved 1950 og 2120 (mere tydeligt ved andre spektre af lygterøde fragmenter), hvilket er sjælden peak-placering. Dog lykkedes de ikke at identificere.

Blandt øvrige farver blev der målt 11 fragmenter, hvoraf ni (82%) var identificerbare eller delvist identificerbare. Heriblandt var to fragmenter PE (rød, grå), to PP (rød, grå), et PE-PP-copolymer (grå), et var polyurethan PUR (blå), et var nitrilgummi NBR (grøn), et var EPDM (grå), et var en styren-copolymer (grå).

### Svamp

Der blev målt på otte formodede MP med den karakteristiske bikube-struktur (Figur 15A-C). Alle analyseredes som værende ikke nærmere defineret polyurethan PUR, der findes som hård skumtype, hvor der netop kan ses sådanne lukkede bikube-celler [Pers. kom. Y. Shashoua]. To skumkugler måltes og analyseredes som polystyren PS, altså flamingo.

### Bead

16 transparente beads og ni i øvrige farver blev målt, så i alt 25. En af de transparente beads var formentlig et mineral, en var ikke identificerbar. De resterende 14 transparente beads var alle PE. Blandt de andre farver var seks PE, en PP, en PE-PP-copolymer. Den sidste var en ethylen-vinylacetat-copolymer (EVA-copolymer bruges herefter).

### Kugle

Otte transparente kugler måltes, heraf seks hule og to massive med små bobler. De hule var ikke polymerer, men muligvis glas. De to massive var polyethylen PE.

### Flage/folie

Blandt de 10 målte blå flage/folier blev seks delvist identificerede som akrylblandinger. Malingen optræder oftest i blandinger og med diverse pigmenter og fyldstoffer, der besværliggør identificering, men dette kunne delvist afhjælpes ved hjælp af et referencebibliotek indeholdende 'industrial coatings' [Pers. kom. AAU]. En blå folie var en epoxyblanding, der ligeledes ikke kunne defineres nærmere. En var PP og en var EVA-copolymer.

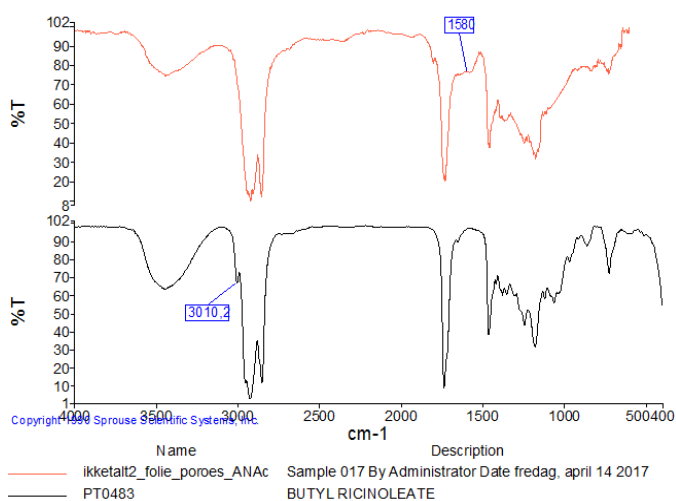
Der målt på 14 brune, transparente flager, da de var svære at identificere. Bedste match på nogle af spektrene var siliciumindeholdende mineraler, der fremkom ved søgning i et referencebibliotek indeholdende mineraler på AAU [Pers. kom. A. Vianello], hvilket stemte overens med egen vurdering, og dermed trækkes samtlige brune, transparente flager fra optællingsresultaterne.

Blandt flager/folier i øvrige farver blev syv af ni identificerede som polymersammensætninger. To som epoxyblanding, en akrylblanding, en PP, en PE, en EVA-copolymer. Den sidste, en gul af typen 6-kantede flager, der fandtes i flere farver, var polyester PES (ikke nærmere defineret), og de er formentlig glimmer fra kosmetik- eller hobbyartikler. En transparent 6-kantet flage af samme type blev også målt som PES, men er ikke talt med, da transparente folier/flager af før nævnte årsager er udeladt helt. En transparent posefolie blev desuden målt som værende PE, men er af samme årsag heller ikke inkluderet.

### Ikke-talte partikler

Der blev målt på 34 karakteristiske ikke-talte partikler og materialer, herunder diverse frø, formodede plante- og bomuldsfibre, tomat-skind, sten og hvide klumper.

På grund af tidsmangel blev den manuelle spektralanalyse nedprioriteret for disse partikler. Der var ofte forskellige former for 'oleater' (typer af fedtsyrer) blandt topsøgeresultaterne fra referencebiblioteket og ikke syntetiske polymerer, hvilket dog ikke kan udelukkes uden nærmere spektralanalyse. Et eksempel kan ses i Figur 38 med spektret for en porøs, transparent folie fra ANAc, hvor søgeresultatet i Spectrum var 93 % butyl ricinoleate, men hvor der er enkelte afvigende peaks, og dermed er sammensætningen ikke helt afgangt.



Figur 38 Øverst: Spektrum for et ikke-talt porøs transparent folie fra ANAc. Nederst: Spektrum for søgeresultatet med 93 % butyl ricinoleate. De to spektre adskiller sig ved de to markeringer. Pga. tidsmangel er spektret ikke blevet analyseret yderligere.

To målte ikke-talte partikler gav EPDM (gummitype) som bedste søgeresultat. Det var to klistrede, sorte klumper, der mindede om tjære og derfor ikke blev optalt, men der er således nogen sandsynlighed for, at der i stedet var tale om gummi. Disse klistrede klumper var dog

sjældne og forekom ca. fem gange under optælling (knap 17.000 optalt i alt), så det vil ikke være afgørende for korrigerende af resultater.

### Samlede FTIR-resultater

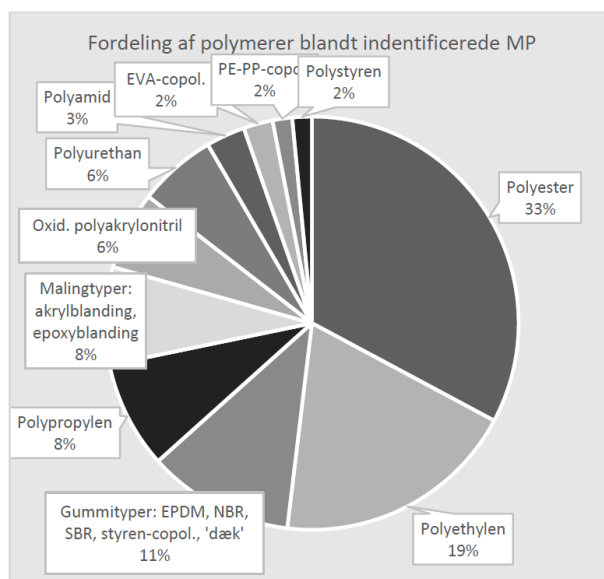
I Tabel 5 kan den procentvise fordeling mellem MP-kategorier ses sammen med fordelingen af de FTIR-målte partikler og resultatet i form af en godkendelsesrate i procent. Det søgtes at måle på MP-typer i samme forhold, som de var optalt, og dvs. ca. 40% fibre, ca. 25 % fragmenter etc. Tidsbehovet til at måle især sorte fragmenter gjorde, at fordelingen blev lidt anderledes i praksis. I alt blev 77% af de målte formodede MP helt eller delvist identificerede som indeholdende polymerer og godkendt som MP.

*Tabel 5 FTIR-resultater. Fordeling blandt kategorier angivet for juniprøver, januarprøver og FTIR-målte partikler. Resultat er angivet i antal godkendte MP, procentvis godkendte MP og fundne polymerer. Polymerer efterfulgt af (+?) angiver, at MP er delvist identificeret og derudover kan indeholde uidentificerede copolymerer eller tilsætningsstoffer.*

Type	% i juni	% i januar	n målt	% målt	n godkendt	% godkendt	Fundne polymerer
Fiber, samlet	43%	41%	63	36%	59	94%	PES, (O)PAN, PP, PA
Fragment, sort	17%	24%	19	11%	14	74%	EPDM(+?), PS(+?), 'dæk', SBR, NBR, PA
Fragment, lygterød	2%	1%	4	2%	0	0%	.
Fragment, øvrige	2%	3%	11	6%	9	82%	PE, PP, PP(+?),PUR, PP-PE-copolymer, PS(+?), NBR, EPDM
Svamp, bikube	1%	4%	8	5%	8	100%	PUR
Svamp, øvrige	0,1%	0,1%	2	1%	2	100%	PS
Bead, transparent	19%	9%	16	9%	14	88%	PE
Bead, øvrige	3%	2%	9	5%	9	100%	PE, PP, EVA-copolymer, PE-PP-copolymer
Kugle, transparent	8%	5%	8	5%	2	25%	PE
Kugle, øvrige	0,2%	0,1%	0	0%	.	.	.
Flage, brun	3%	7%	14	8%	0	0%	.
Flage/folie blå	1%	1%	10	6%	9	90%	akrylblanding, PP, EVA-copolymer, epoxyblanding
Flage/folie, øvrige	2%	2%	9	5%	7	78%	Epoxyblanding, PES, PE, PP, EVA-copolymer, akrylblanding
<i>I alt</i>			<b>173</b>		<b>133</b>	<b>77%</b>	

I Figur 39 kan fordelingen af polymerer blandt de identificerede MP ses. For overskuelighedens skyld er gummityper og malingstyper grupperet. Det ses, at polyester PES også overordnet udgør største andel (33%) af identificerede enkeltpolymerer efterfulgt af polyethylen PE

(19%) og polypropylen PP (8%). Samlet udgør gummityper tredjestørste andel (11 %). Bemærk, at figuren angiver fordelingen blandt de målte og ikke de optalte MP:



Figur 39 Fundne polymerer blandt målte og godkendte MP. Malingtyperne akrylblanding og epoxyblanding er puljeret i én gruppe. Det samme er gjort med gummityper EPDM, NBR, SBR, styren-copolymerer og 'dæk'. Bemærk, at fordelingen gælder de målte partikler og dermed ikke nødvendigvis afspejler fordelingen i prøverne, jf. forskel mellem fordeling i talte og målte partikler i Tabel 5.

#### 4.4 Fordeling af MP mellem prøvesteder

Tabeller med FTIR-korrigerede optællingsresultater for både juni- og januarprøver kan ses i bilag 8.7. I det følgende fremstilles resultaterne først som fordelingen mellem samtlige prøvesteder af MP pr. kg rå prøver (Figur 40), MP pr. kg tørstof (Figur 41), MP pr. kg TOM (Figur 42) og MP pr. kg total-P (Figur 43). Bemærk, at disse figurers y-akse er i logaritmisk skala. Den vægtede døgnprøve af udløbet VDU (nr. 11) blev kun filtreret til 10 µm og fremgår derfor kun, når 10 µm præsenteres.

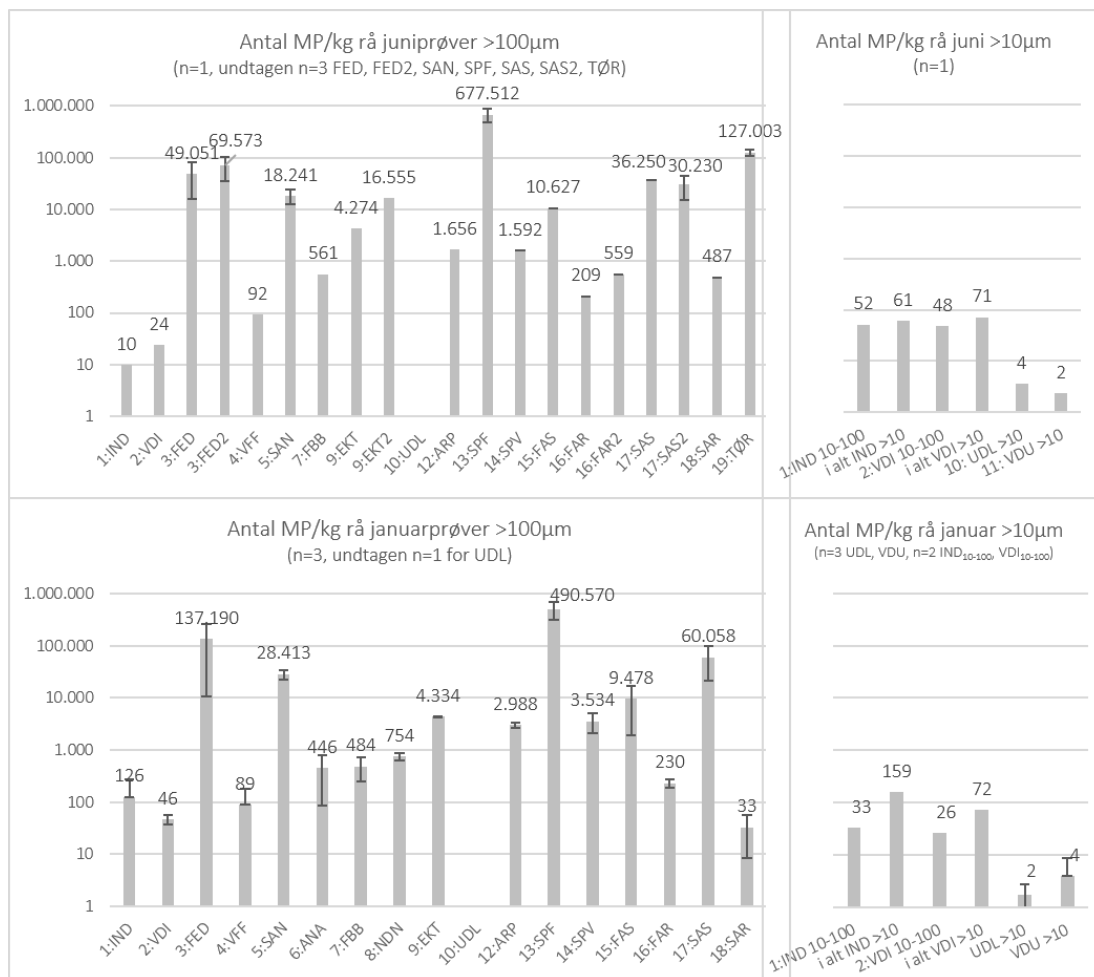
Kontrolprøverne er ikke inkluderet i figurene. I kontrolprøverne optaltes ingen MP > 10µm. Der optaltes én fiber i ét af triplikaterne, der filtreredes til 100µm. Da kontrolprøverne bestod af 250 mL milli-Q-vand i triplikat, svarer det til 4 MP/L i den prøve, hvor fiberen optaltes, og i gennemsnit til 1,3 MP >100µm pr. L ( $\sigma = 2,3$ ).

Derefter vises udviklingen i MP pr. L isoleret for vandrensingsprocesserne efterfulgt af opgørelse af rensegrader for MP på Bjergmarken Renseanlæg samt estimerede daglige og årlige udledninger af MP fra Bjergmarken Renseanlæg til Roskilde Fjord. Derefter vises udviklingen i antal MP undervejs i slambehandlingsprocesserne som MP/kg TS efterfulgt af et estimat for antal MP i den årlige slamproduktion ved Bjergmarken Renseanlæg.

##### 4.4.1 Antal MP pr. kg rå prøve

Det fremgår af Figur 40, at vandprøverne for indløb og udløb generelt indeholder færrest MP/kg (IND, VDI, UDL, VDU), men med flere MP i disse prøver fra januar end fra juni

(tolv gange så mange i IND). I samme prøver er der flest i januar  $>10\mu\text{m}$  for stikprøver af indløb IND, men samme antal for de vægtede døgnprøver af indløb VDI. Udløbsprøverne ligger på samme niveau med 2-4 MP  $>10\mu\text{m}/\text{kg}$ .



Figur 40 Antal MP pr. kg rå prøver (logaritmsk skala). Øverst tv. for juniprøver  $>100\mu\text{m}$ .  $n=3$  for FED, FED2, SAN, SPF, SAS, SAS2 og TØR,  $n=1$  for øvrige. Øverst th.  $10\mu\text{m}$ -resultater for juniprøver. IND $>10$  og VDI $>10$  er summen af prøvernes MP  $>100$  og MP 10-100  $\mu\text{m}$ ,  $n=1$ . Nederst tv. for januarprøver  $>100\mu\text{m}$ .  $n=3$ , undtagen  $n=1$  for UDL, VDU,  $n=2$  for IND 10-100, VDI 10-100, og  $n=1$  for IND $>10$  og VDI $>10$ , der er summen af prøvernes MP $>100$  og MP 10-100  $\mu\text{m}$ . I vandprøver (IND, VDI, VFF, ANA, FBB, NDN, FAR, SAR) kan MP/kg tilnærmelsesvis betragtes som MP/L. Fejllinjer angiver CI<sub>95</sub>.

Under den mekaniske rensning bliver fedt (FED) og sand (SAN) sorteret fra, og der findes mange MP/kg i begge prøver (SAN  $1,8\text{-}2,8 \cdot 10^4$  og FED  $4,9\text{-}13 \cdot 10^4$ ), men flest i FED. Også her ses flere i januar end i juni. I vandet fra fedtfanget (VFF) ses i juni et højere antal end i indløbsprøver. I januar er der ikke forskel mellem stikprøven af indløb (IND) og VFF, men en tendens til stigning mellem vægtet døgnprøve af indløb (VDI) og VFF.

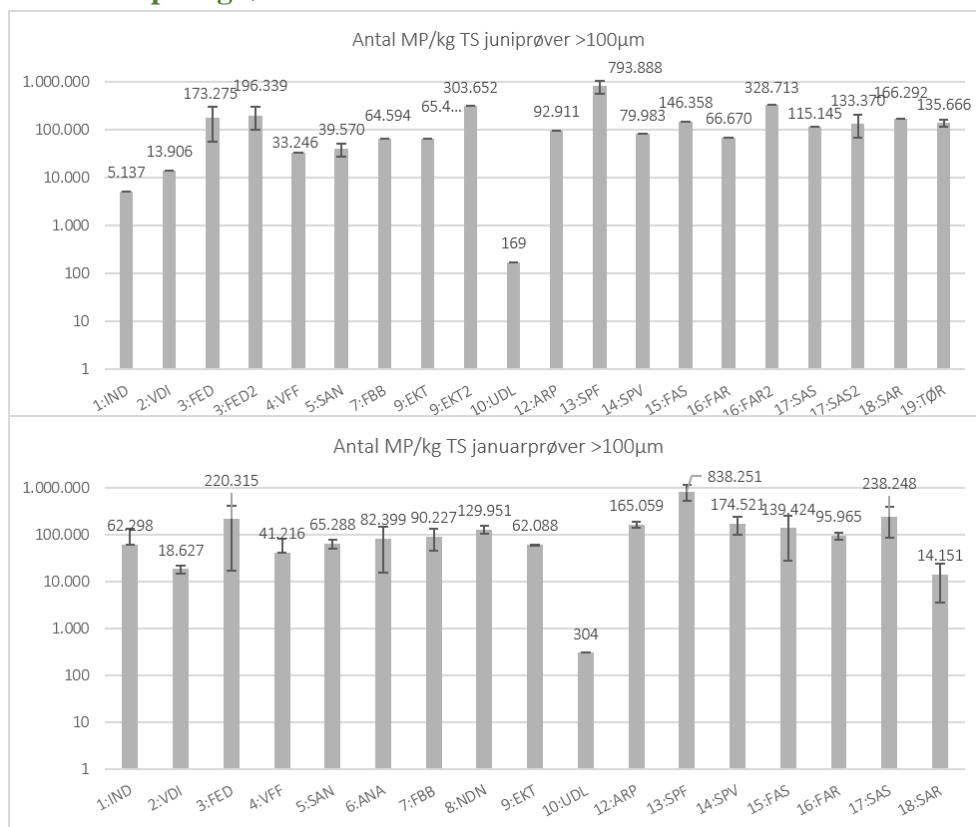
I biologien, hvor returslam, rejevtvand osv. er tilført (ANA, FBB, NDN) stiger antal MP og ligger i et leje mellem 446-754, med tendens til flere i prøven fra luftningstanken NDN (kun udtaget januar). I flydeslammet (EKT) findes ca.  $4,3 \cdot 10^3$  MP/kg i juni og januar, dog med fire gange så mange i tillægsprøven EKT2. I ARP, der også repræsenterer returslam og overskudsslam, og SPV, findes i januar næsten dobbelt så mange  $3 \cdot 10^3$  MP/kg i januar som i juni

( $1,6 \cdot 10^3$ ). Strainpressens faste stof SPF indeholder langt flest MP/kg prøve i både juni ( $4,9 \cdot 10^5$ ) og januar ( $6,8 \cdot 10^5$ ), dog færre i januar, hvor prøven også var vådere.

Der ses ikke signifikant forskel mellem ARP og slammet efter strainpressen (SPV). Antallet af MP stiger med afvandingsprocesserne i forafvandet slam (FAS) og derefter igen i slutfavandet slam (SAS). Rejektvandet fra afvanderne (FAR og SAR) indeholder 209-559 MP/kg, bortset fra SAR fra januar, der kun indeholdt 33 MP/kg og er på niveau med døgnprøven af indløb VDI. I juniprøverne er der tendens til stigning i antal MP/kg prøve fra slutfavandet slam (SAS) ( $3,0-3,6 \cdot 10^4$  MP/kg) og til tørret slam (TØR), der har næstflest ( $1,3 \cdot 10^5$  MP/kg). I januar er der  $6,0 \cdot 10^4$  MP/kg i slutproduktet SAS, næsten dobbelt så mange som i juniprøverne.

Med de årlige 323 tons sand (SAN), der sorteres fra og afhændes (jf. afsnit 2.3.1), bliver  $9,2 \cdot 10^9$  MP  $>100 \mu\text{m}$  sorteret fra både vand og slam.

#### 4.4.2 Antal MP pr. kg tørstof



Figur 41 Antal MP pr. kg TS (logaritmisk skala). Øverst for juniprøver, hvor  $n=1$ , undtagen  $n=3$  for FED, FED2, SAN, SPF, SAS, SAS2, TØR. Nederst for januarprøver, hvor  $n=3$ , undtagen  $n=1$  for UDL på 250L. Fejllinjer angiver  $CI_{95}$ .

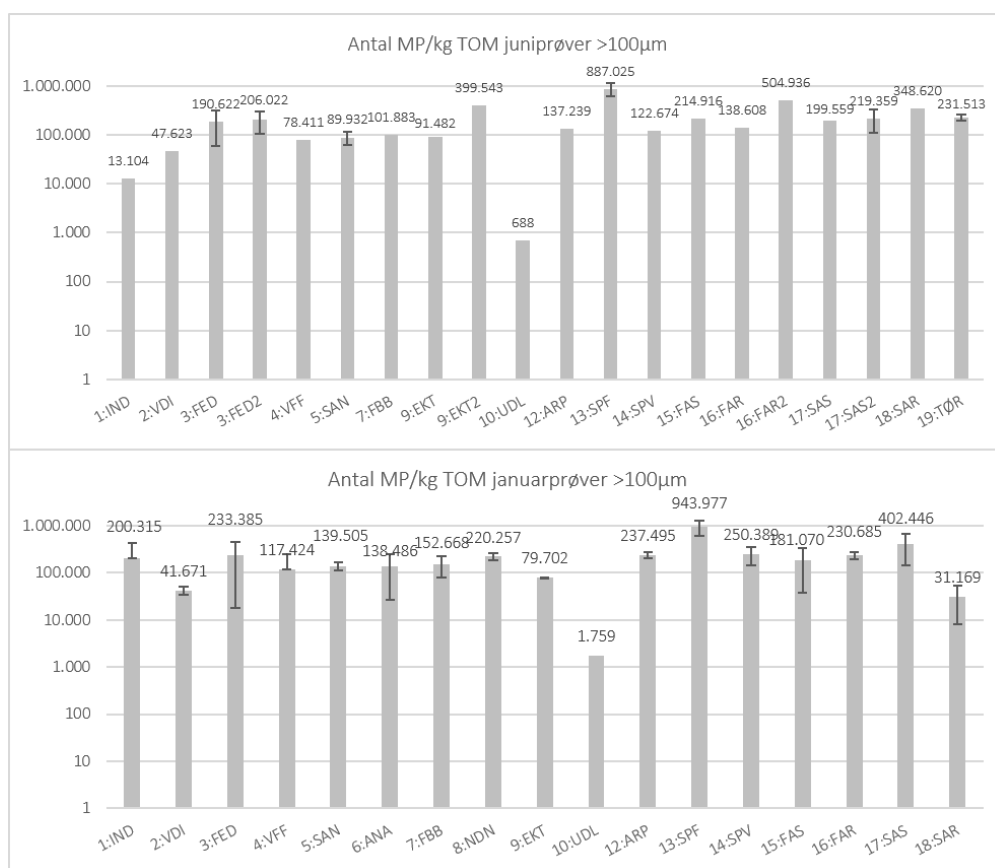
Af Figur 41 ses det, at tendensen i antal MP/kg tørstofindhold er den samme som i vådvægt for vandprøverne af indløb og udløb, dog er forskellen mellem de vægtede døgnprøver (VDI) juni og januar her endnu mindre. Fedtprøverne (FED) har alle et højt indhold af MP/kg TS, og forskellen er her mindre mellem juni og januar i rå prøver, hvilket skyldes højere TS i januars fedtprøve. Strainpressens faste stof (SPF) indeholder ligesom i rå prøver

også flest MP/kg tørstof, men der er mindre forskel mellem SPF januar og juni end i rå prøver, hvilket skyldes højere TS i juni end januar. Der er kun lille forskel på antal MP/kg TS før og efter strainpressen, dvs. mellem ARP og SPV.

Ved sammenligning af forafvandet slam (FAS), slutfavandet slam (SAS) og tørret slam (TØR) i juniprøver ses ikke længere samme forskel som observeredes i rå prøver. I januarprøver ses fortsat en tendens til stigning ml. FAS og SAS, dog mindre end i rå prøver. Indholdet af MP pr. TS er meget højt i forafvanderens rejeckt vand (FAR), hvilket tilskrives prøvens lave TS-indhold, hvilket vil sige, at forafvanderen tilsyneladende er mere effektiv til at fastholde TS generelt end MP. Til gengæld er MP/lg TS meget lavt i slutfavanderens rejeckt vand (SAR), især i januar, så MP fastholdes mere i slutfavanderens slam. .

#### 4.4.3 Antal MP pr. kg glødetab (TOM)

Også i forhold til organisk materiale (TOM) er antallet af MP lavest i udløbsprøven, som det fremgår af Figur 42. I indløbsprøven IND er antallet især højt i januarprøven.



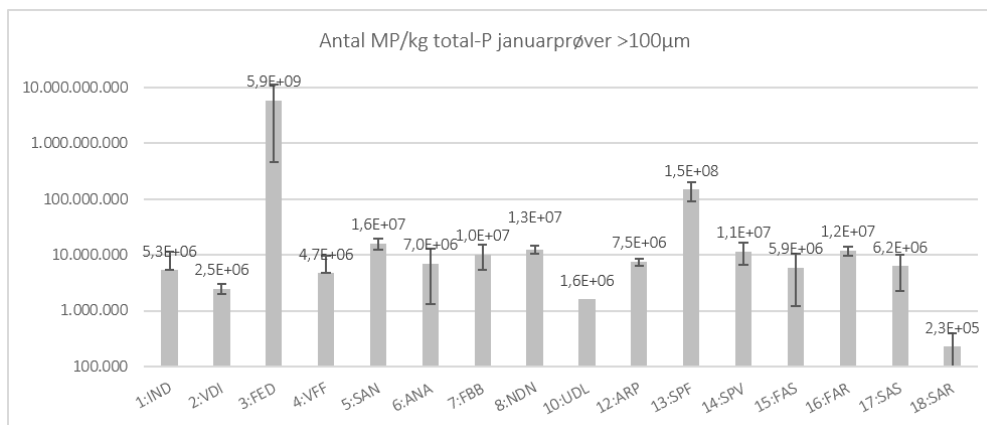
Figur 42 Antal MP pr. kg TOM (logaritmisk skala). Øverst for juniprøver, hvor n=1, undtagen n=3 for FED, FED2, SAN, SPF, SAS, SAS2, TØR. Nederst for januarprøver, hvor n=3, undtagen n=1 for UDL på 250L.

For slamprøverne fra juni FAS, SAS og TØR i juni ligger prøvernes MP-indhold også i samme leje pr. TOM. I januar er antal MP/kg TOM mere en dobbelt så højt i SAS end i FAS. Generelt ser tendenserne i fordelingen mellem prøvestederne ud til at være den samme i prøvernes antal MP pr. kg TOM som pr. kg. TS.



#### 4.4.4 Antal MP pr. kg totalfosfor

Antallet af MP pr. kg total-P ses i Figur 43 og er især høj i fedt FED ( $5,9 \cdot 10^9$  MP/kg total-P), hvilket er forstærket af fedtets forholdsvis høje MP-indhold og dets meget lave koncentration af total-P.



Figur 43 Antal MP pr. kg total-P (logaritmisk skala). Øverst for juniprøver, hvor  $n=1$ , undtagen  $n=3$  for FED, FED2, SAN, SPV, SAS, SAS2, TØR. Nederst for januarprøver, hvor  $n=3$ , undtagen  $n=1$  for UDL på 250L.

Antallet af MP/kg total-P er kun næstlavest i udløbsprøven, og indholdet er klart lavest i slutfvanderens rejktvand SAR. Denne prøve havde en meget høj total-P-koncentration.

Der ser ud til at være en stigning i antal MP/kg total-P mellem ARP og SPV, hvor tendensen ellers var, at de var ens pr. kg TS og pr. kg rå. Det tilskrives højere total-P-indhold i ARP.

Slutproduktet slutfvandet slam (SAS) har  $6,2 \cdot 10^6$  MP/kg total-P. Ved gødskning med slam på de tilladte 30 kg total-P pr. hektar pr. år (jf. afsnit 2.3.2), svarer det til tilførsel af  $1,9 \cdot 10^8$  MP pr. hektar pr. år. Mere anskueligt svarer det til ca. 19.000 MP pr. kvadratmeter pr. år.

#### 4.4.5 Udvikling i antal MP under hhv. vandrensning og slambehandling

I det følgende beskrives udviklingen i antal MP mere isoleret for hhv. vandrensningsprocesserne og slambehandlingsprocesserne uden de fraktioner, som sorteres fra og recirkuleres undervejs. For overblikket skyld kan figurer af disse udviklinger ses bilag 8.10 med MP/L for vandprocesser og MP/kg TS for slamprocesser. Derefter opgøres rensegraden for hhv. 10 $\mu$ m og 100 $\mu$ m MP hos Bjergmarken Renseanlæg, ligesom der angives et estimat for indholdet af MP i en årlig slamproduktion ved hjælp af 2015-tal.

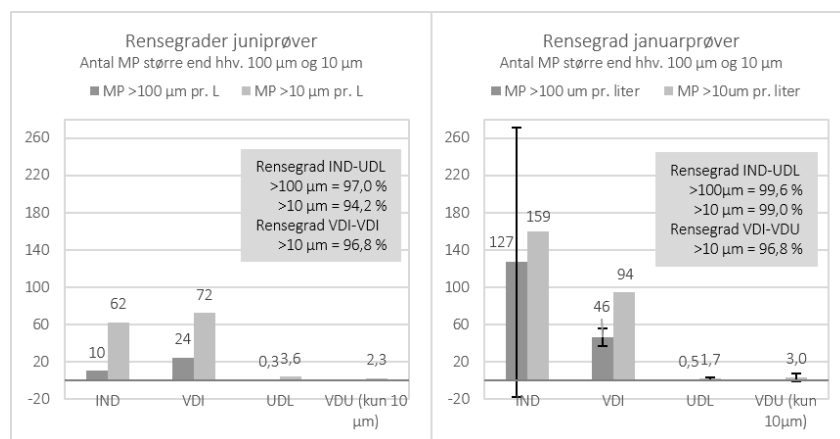
##### Udvikling i MP under vandrensning

I Figur 54 (bilag 8.10) kan udviklingen i antal MP pr. L ses. I juni er der tendens til stigning efter mekanisk rensning, altså mellem indløbsprøverne IND eller VDI og vandet fra fedtfanget VFF. I januarprøverne er der ikke forskel mellem antal MP/L mellem stikprøve af indløb (IND) og vandet fra fedtfanget (VFF), men omvendt er der tendens til stigning mellem den vægtede døgnprøve af indløbet (VDI) og vandet fra fedtfanget (VFF).

Det fremgår til gengæld tydeligt, at antallet af MP stiger efter recirkuleringen af returslam, rejktvand etc. til prøverne fra biologien, der i juni kun er repræsenteret ved fordelersbygværk 2 FBB, og i januar både ved anaerobe tanke (ANA), FBB og luftningstanke NDN. Der ser

ikke ud til at ske udfældning af MP i anaerobe tanke ANA, hvor der også tilsættes fældningskemikalier. Undervejs i biologien er indholdet signifikant højere i luftningstankene NDN end i ANA og FBB. Der sker et stort fald mellem antallet af MP/L i luftningstankene NDN og udløb UDL, dvs. under efterklaringen.

I Figur 44 kan rensegraden for MP ved Bjergmarken Renseanlæg ses. I juniprøverne var rensegraden 97,0% for MP >100µm og 94,2% for MP >10µm mellem stikprøverne af indløb IND og udløb UDL. Mellem de vægtede døgnprøver af indløb VDI og VDU var rensegraden for MP >10µm 96,8 %. I januarprøverne er rensegraden 99,6 % for MP >100µm mellem stikprøverne af IND og UDL. Rensegraden var 99,0% for MP >10µm i stikprøverne, og den var 96,8 % for MP >10 µm i de vægtede døgnprøver i januar.



Figur 44 Rensegrad for MP/L mellem indløb og udløbsprøver for hhv. juni og januar. VDU er kun filtreret til 10 µm, så rensegrader for VDI-VDU er kun opgjort for MP >10µm.

I prøvedøgnet op til prøvedagen i juni blev  $17.015 \cdot 10^3$  L spildevand rensat på Bjergmarken Renseanlæg. Det vil sige, at der kom  $1,7-4,1 \cdot 10^8$  MP >100µm og  $1,1-1,2 \cdot 10^9$  MP >10µm ind på renseanlægget. Samme dag blev  $5,1 \cdot 10^6$  MP >100µm og  $3,9-6,1 \cdot 10^7$  MP >10µm udledt til Roskilde Fjord.

I prøvedøgnet op til prøvedagen i januar blev  $14.424 \cdot 10^3$  L spildevand rensat ved Bjergmarken Renseanlæg. Det betyder, at der kom  $0,66-1,8 \cdot 10^9$  MP >100µm og  $1,4-2,3 \cdot 10^9$  MP >10µm ind med indløbet. Der blev i løbet af det døgn udledt  $7,2 \cdot 10^6$  MP >100µm og  $2,5-4,3 \cdot 10^7$  MP >10µm til Roskilde Fjord.

Hvis mængden af MP i spildevand og den beregnede rensegrad er repræsentative for hele året, og med et årligt volumen af spildevand på  $7,296 \cdot 10^9$  L på Bjergmarken Renseanlæg [Årsopgørelse drift 2015 Bjergmarken] indløber der årligt  $0,73-9,3 \cdot 10^{11}$  MP >100µm og  $0,45-1,2 \cdot 10^{11}$  MP >10µm til renseanlægget. Årligt udledes der på baggrund af disse data  $2,2-3,6 \cdot 10^9$  MP >100µm og  $1,2-2,6 \cdot 10^{10}$  MP >10µm med udløbet til Roskilde Fjord.

### Udvikling i MP under slambehandling

Udviklingen i antal MP/kg TS undervejs i slambehandlingen fremgik af Figur 41, men kan ses mere isoleret for slambehandlingsprocesserne i Figur 55 i bilag 8.10 er vist i Figur 55 fra overskudsslam til færdigt slam.

Overordnet set er der ikke et klart mønster mellem juni og januarprøverne for ændringen i MP indhold under dannelsen af de forskellige slamfraktioner. I juniprøverne er der tendens til et fald i antal MP/kg TS i overskudsslammet (repræsenteret ved ARP) før og efter strainpressen (SPV). I januar er der omvendt tendens til stigning, der dog ikke er signifikant. I juni er der tendens til stor stigning i antal MP/kg TS mellem før (SPV) og efter forafvanding (FAS), der igen er omvendt i januar med et ikke signifikant fald. Antal MP/kg TS ser ud til at falde eller være stabilt før (FAS) og efter udrådning og slutfavning i juni (SAS og SAS2). I januar er der omvendt tendens til stigning mellem FAS og SAS, hvilket dog ikke er signifikant. Der er hverken tendens til eller signifikant forskel på antallet af MP/kg TS i slutfavnet og tørret slam, der kun fandtes i juni.

I 2015, der er den seneste opgørelse, blev 1081 ton tørstof slam produceret ved Bjergmarken Renseanlæg, hvoraf 82 % blev distribueret til landbrugsjord, og 18 % blev forbrændt [Indberetningsskema til MST 2015, Bjergmarken]. Hvis det antages at det målte MP-indhold er repræsentativt, giver det med juniresultaterne for tørret slam årligt  $1,445 \cdot 10^{11}$  MP >100  $\mu\text{m}$  i produceret slam. Med januarresultaterne for slutfavnet slam bliver det årligt  $2,575 \cdot 10^{11}$  MP >100  $\mu\text{m}$  i produceret slam. I junital svarer det til  $1,185 \cdot 10^{11}$  MP og januartal til  $2,112 \cdot 10^{11}$  MP distribueret til landbrugsjord.

## 5 DISKUSSION

Prøverne var forskelligartede jf. beskrivelsen af deres udseende (bilag 8.1), og som mere kvantificerbar karakteristik af prøverne valgtes det at måle tørstof, totale organiske indhold samt totalfosforindhold, hvoraf TS og total-P desuden skulle gøre MP-resultaterne sammenlignelige med grænseværdier for andre stoffer, om end MP opgøres i antal frem for vægt. Disse mål var samtidig anvendelige i tolkning af MP-fordeling internt i anlægget og i estimering af skæbnen for MP i hhv. vand og jord, og derfor indledes diskussionen med målene for prøverne i afsnit 5.1.

I afsnit 5.2 diskuteres forekomsten af MP i prøverne, og det vil sige fordelingen blandt kategorier og fordelingen af polymerer blandt de identificerede MP, og det sammenholdes med resultater fra andre studier af MP i renseanlæg.

Frem for at diskutere fordelingen af MP prøvested for prøvested, bliver udvalgte fordelingsresultater diskuteret (afsnit 5.3) med henblik på lokalisering af optimeringsmuligheder for reduktion af MP-udledning fra Bjergmarken Renseanlæg specifikt og mere generelt og - hvor muligt - mere generelt for renseanlæg.

I afsnit 5.4 diskuteres anvendeligheden af estimater for MP's skæbne i form af årlige udledninger til hhv. vand og jord med fokus på, hvad der kan forårsage de forholdsvis store forskelle der ses mellem resultater fra hidtidige studier fra MP i og fra renseanlæg. Det leder igen til en afsluttende og mere metodeorienterede diskussion (afsnit 5.5) af de metodiske valg og erfaringer fra dette projekt i forhold til andre studier samt ideer til fremtidige forbedringer og undersøgelser.

### 5.1 Valgte mål for prøvekarakteristik

#### Tørstof

Bjergmarken Renseanlæg fik analyseret en såkaldt blandeprøve af slutfavandet slam bestående af fire delprøver (tilsvarende SAS) fra perioden 5. jan.-22. feb. 2017 hos anlæggets tilknyttede akkrediterede laboratorium Eurofins. Herunder blev blandeprøvens tørstofindhold målt til 24 %, hvilket ligger tæt på resultaterne for tilsvarende enkeltprøven af slutfavandet slam SAS (25 % TS,  $CI_{95} = \pm 0,7\%$ ) fra 19. jan. 2017. I juniprøven af SAS lå TS-indholdet lidt højere, men det kan skyldes, at prøven blev udtaget fra røret på vej til tørreovnen.

Forskellen mellem TS i indløbsprøver mellem juni og januar kan sandsynligvis tilskrives forskel i nedbørsmængde i døgnet op til prøvedagene, hvor der var skybrud før juniprøverne og flere døgn uden nedbør op til januarprøverne. Forskellen i fedtprøvernes tørstofindhold kan også tilskrives nedbørsmængden, hvor 'dugen' på risten sandsynligvis er blevet brudt og derfor har ledt større materialer ind i anlægget og dermed fedtet en normalt. Hos Vollertsen & Hansen [2017] blev der udelukkende taget prøver efter tre døgn med tørvejr, hvilket sikrer sammenlignelige forhold i indløbet fra fælleskloakerede områder. Det var dog ikke praktisk muligt at flytte prøvedagen i juni trods skybruddet.

Vandet fra fedtfanget (VFF) skulle i teorien repræsentere vandet efter mekanisk rensning, og dermed er den også bedste repræsentant for spildevand, der udledes fra overløbsbygværk under kraftig regn. VFF blev først udtaget d. 27.9., så derfor er VFF ikke direkte anvendelig til estimering af udledningen ved skybrudsepisoden d. 16.6. Prøvetagningsdatoen for VFF kunne være årsagen til manglende nedgang i TS mellem IND og VFF i juniprøver, men da tendensen er den samme januarprøver, hvor de blev taget samme dag, kan det i stedet skyldes prøvetagningsmetoden. VFF blev pumpet op under fedtlaget, og der kan derfor være fanget partikler på vej til eller fra overfladen. På Bjergmarken Renseanlæg kan prøven efter mekanisk rensning kun tages direkte fra sand/fedtfanget, men yderligere optimering af dybde eller placering i tanken kan forsøges.

Tendensen til nedgang i TS, TOM og MP i udløbsprøverne mellem juni og januar underbygges af, at der var langt mindre flydeslam på efterklaringstankene i januar, hvilket antyder en bedre balance i rensning. I juni observeredes også flydeslam efter flydeslamsrenderne i efterklaringstankene, så dette kunne udledes direkte med udløbet, hvilket også kan forklare forskelle i sammensætning af udløbsvand.

Forskellen i TS i det faste stof fra strainpressen (SPF) kan sandt også tilskrives forskel i drift, hvor der var tilført savsmuld til strainpressen i januar, hvilket gøres for at rense strainpressens sigte, som har tendens til at stoppe til af fedtstoffer i slammet [Pers. kom. Bjergmarken]. Strainpressens TS var desuden noget højere end de forventede 45%, der angives i produktbeskrivelsen, jf. afsnit 2.4.2, så der er muligvis forskel på teori og praksis.

Tørstof målt for at kunne gøre resultaterne mest muligt sammenlignelige med grænseværdier for fx tungmetaller i slam, der opgøres i mg/kg TS. Metallerne blev ikke målt, men kunne i fremtidige undersøgelser være interessant sammenstille med fordelingen af MP.

### **Organisk materiale (Glødetab, TOM)**

MP som værende et organisk materiale vil være en del af prøvernes totale organiske materiale, og dermed var det interessant at se, om der var korrelation mellem MP og TOM.

I Eurofins' analyse af nævnte blandeprøve af slam målt glødetabet TOM til 58 %, hvilket igen stemmer pænt overens med SAS fra 19. jan. 2017 målt til 59 % TOM ( $CI_{95} = \pm 0,6\%$ ).

Blandt glødetabsresultaterne var sandprøverne SAN mest overraskende, idet TOM er knap 50 %. Det vil altså sige, at sandfraktionen består af 43-46 % tørstof, hvoraf halvdelen er organisk materiale, så indholdet af uorganisk materiale udgør kun ca. 25 % af sandet. Det stemmer overens med det observerede høje indhold af plantemateriale i SAN, men var som udgangspunkt forventet, at sandet primært var uorganisk.

### **Total-P**

Total-P-indholdet var interessant, idet det muliggjorde estimering af antallet af MP, der årligt må spredes pr. areal ved gødskning med slam. Total-P-indholdet er også interessant at kende i forhold til frasortering af fraktioner.

Total-P-resultatet fra Eurofins på nævnte slamblandeprøve var 38,0g/kg TS [Pers. kom. Bjergmarken], hvilket er tæt på den målte 38,2g total-P/kg TS i den tilsvarende SAS fra 19. januar. De vægtede døgnprøver af hhv. indløb (VDI) og udløb (VDU) fra 18.-19. januar blev

også testet af Eurofins. Deres resultat lyder på 5,7 mg total-P/L i indløbsprøven, hvilket er lavere end de målte 7,5 mg total-P/L i VDI [Pers. kom. Bjergmarken]. I den vægtede udløbsprøve VDU er der også forskel, hvor Eurofins' resultat er 0,14 mg total-P/L mod de målte 0,19 mg total-P/L. Koncentrationen er ca. 30 % lavere i Eurofins målinger, hvilket til dels kan skyldes forskel i målemetode. Dog var det forventet, at koncentrationen, om noget, ville være lavest i mine målinger, da total-P i vandprøverne først blev målt efter 45 dage frem for de anbefalede maks. 30 dage pga. en forsinket kemikalielevering.

Koncentreringen af total-P undervejs i slambehandlingen fra SPV-FAS-SAS forløber efter formålet om at have mest muligt fosfor i det endelige slamprodukt. Koncentrationen er bemærkelsesværdig lav i fedtprøven FED, sandprøven SAN og faste stof fra strainpressen SPF, hvilket betyder, at der ikke sker et stort tab af total-P ved frasortering af disse fraktioner.

Den meget høje koncentration i rejektvandet fra slutfvanderen (SAR), hvilket formentlig skyldes koncentreringen i slammet og dermed også i det vand, som kan skilles fra under slutfvanding. Det er dog kun total-P, der udskilles meget af med rejektvandet fra slutfvanderen, hvis indhold af både TS, TOM og MP ellers er lavt. Alt efter, hvor stort volumen af SAR der sendes retur til vandrensning (jf. Figur 4), vil total-P-koncentrationen - og dermed behovet for biologisk/kemisk P-fjernelse - stige.

## 5.2 Forekomst af MP i Bjergmarken Renseanlæg

Resultaterne af forekomsten af MP i form af kategorier og identificerede polymerer diskuteres i det følgende.

### Forekomst ved FTIR-måling

Af de målte fibre var 94 % identificerbare som polymerer, og samtidig blev der målt på fem ikketalte fibre, der visuelt vurderedes at være ikke-syntetiske fibre, hvoraf alle matchede bedst med forskellige cellulose typer. På den baggrund vurderes det, at visuel genkendelse af syntetiske fibre under stereolup er en anvendelig metode, om end opbakning med fx FTIR-analyse naturligvis er at foretrække. Langt størstedelen af de målte fibre var polyester, hvilket også var tilfældet for de syntetiske fibre hos Talvitie *et al* [2017] og Mintenig *et al* [2017], i sidstnævnte var størstedelen i øvrigt også transparente.

De sorte fragmenter var svære og særdeles tidskrævende at måle, og der blev dermed ikke målt på så mange som ønsket. ATR-måling ville muligvis give bedre spektre, men problemer med indstillingen af udstyret umuliggjorde dette. Efterfølgende er det også blevet foreslået at frysetørre og morte partiklerne for bedre spektre [Pers. kom. Y. Shashoua], hvilket ikke vil mindske tidsforbruget til målingen, men til gengæld måske kan hjælpe til mere sikker identificering. De resulterende spektre var i mange tilfælde kun delvist identificerbare. De fundne polymerer, og heriblandt SBR, NBR, nylon og EPDM er imidlertid alle almindelige gummi-polymerer, og desuden er kalk et almindeligt fyldstof i gummiprodukter [Evans 2001]. Sort gummi anvendes til mange formål, men der er en vis sandsynlighed for, at mange af de sorte fragmenter (16-23% af FTIR-korrigerede MP) kan stamme fra de skosåler og bildæk, som i Miljøstyrelsens rapport om mikroplastik blev estimeret til at udgøre størstedelen af MP i miljøet [Lassen *et al* 2015]. De sorte fragmenter var som beskrevet ofte nulrede og kunne

ligne typisk slid, og de fandtes i samtlige prøver fra Bjergmarken Renseanlæg, undtagen flydeslam EKT og kun enkelte i udløbsvand, hvilket tyder på, at der er tale om sekundær MP af relativ høj densitet. De ophobedes antalsmæssigt især i de udfældede fraktioner sand SAN, hvor de udgjorde 60% af fundne MP, og slam SAS, hvor de i optællingen udgjorde mellem 30-48 % af fundne MP. Fundet af sorte gummipartikler lader ikke til at være sket hos nogen af de øvrige undersøgelser af mikroplastik i og fra renseanlæg, hvilket kan undre, da de i dette projekt udgør en så relativ stor andel af partiklerne fundet i Bjergmarken Renseanlæg. Til gengæld er det ikke et overraskende fund i forhold til Lassen *et al* [2015], og resultaterne fra dette projekt bekræfter således deres estimat, især hvis det antages, at gummipartiklerne har en større masse end transparente fibre, der antalsmæssigt ellers udgjorde størstedelen.

Målte formodede transparente og farvede beads var i de fleste tilfælde polyethylen, hvilket stemmer overens med fund hos Magnusson & Wahlberg [2014], Carr *et al* [2016] og Talvitie *et al* [2017] m.fl. Vollertsen & Hansen [2017] fandt ikke beads. De primære beads stammer formentlig bl.a. fra diverse plejeprodukter og findes således også i udløbet fra selv moderne renseanlæg. En form for filtrering eller membranteknologi vil sandsynligvis begrænse udledningen til vandmiljøet. Transparente beads optales ikke i slam, men der var blå beads at finde slutfvandet slam SAS, og dermed udledes primære MP både med vand og slam. Forebyggelse hos kilden i form af udfasning eller forbud mod beads kunne med tiden eliminere disse primære MP helt fra både vand og jord. Der er set eksempler på regulering af bestemte typer beads bl.a. i enkelte amerikanske stater, og pr. 1.7.2017 træder føderal amerikansk lov i kraft med forbud mod produktion kosmetik indeholdende microbeads, og pr. 1.7.2018 træder forbud mod salg af sådanne produkter i kraft [Microbead-Free Waters Act 2015]. I Danmark er der endnu ikke regulering på området, og med et forbud fra en stor spiller som USA, vil beads sandsynligvis automatisk udfases mere globalt for mange produkter. Kosmetikbrancheforeningen SPT foretrækker en sådan frivillig udfasning [SPT 2017], mens Plastindustrien går ind for et egentligt forbud mod beads i kosmetik på EU-niveau [Plastindustrien 2017], men den debat behandles ikke yderligere her. En af de målte beads identificeredes som EVA-copolymer. EVA kan anvendes til mange forskellige formål, fx emballagefilm, som substitut for PVC eller på skumform i legetøj eller klipklapsåler [Ash & Ash 2004], men det er ikke lykkedes at finde referencer på EVA som primære beads. Denne partikel er dermed formentlig nærmere et sekundært MP-fragment.

Kugler var meget iøjnefaldende under optælling, men viste sig for størstedelens at være ikke-polymerer uden præcis definition. Det formodes i stedet, at der er tale om såkaldte mikroballer, der er små glassfærer og blandt andet anvendes som fyld til at gøre spartelmasser lettere med deres densitet på bare  $(0,2 \text{ g/cm}^3)^{15}$ . Det stemmer også overens med, at de fundne kugler ofte var hule. Der fandtes især mange kugler i forafvanderens rejektvand. De hule glaskugler er så lette at de hurtigt vil stige til vejrs i forafvander-dekantercentrifugen og ledes tilbage til vandrensning med rejektvandet. Her vil de enten blive udledt med udløbsvandet eller findes i flydeslam (hvor der også var mange kugler), der til en vis grad også ledes tilbage i systemet via flydeslamsrenderne. Ituslåede mikroballer vil bundfælde som glas.

---

<sup>15</sup>Se fx produktbeskrivelse for "Glass Bubbles" hos Easy Composites: <http://www.easycomposites.co.uk/#!/resin-gel-silicone-adhesive/filler-powders-and-additives/general-fillers-and-additives/glass-bubbles-microballoons-microspheres.html> (set maj 2017)



Det er imidlertid svært at forklare, hvordan de lette kugler er endt i forafvanderen med overskudsslammet i første omgang, men muligvis har de været indkapslet i andet materiale og først blevet frigivet ved påvirkning i strainpressen.

De brune flager voldte problemer ved FTIR-måling, men sammenligning med mineralbibliotek afdjorde, at de sandsynligvis primært er mineralisk sammensætning med indhold af silicium. Silicium er et meget almindeligt mineral, og siliciumoxid eller 'silica' anvendes til mange formål. Deriblandt også i diverse coating-materialer (blandt andet keramisk belægning, billak etc.), hvilket sammen med de brune flagers laklignende udseende gør, at de muligvis kan tænkes at stamme fra sådanne anvendelser.

### Forekomst af MP-kategorier

Totalt set var fibre største kategori, og denne placering bibeholdes efter FTIR-korrigeret, hvor 94 % af de målte fibre var polymerer. Fibre udgør også største kategori hos Magnusson & Wahlberg [2014], mens det hos Murphy *et al* [2016] var flager.

I udløbsvandet fra juni er fibre største kategori  $>100\ \mu\text{m}$ , mens beads er største kategori i udløbsprøven januar  $>100\ \mu\text{m}$ . For juniprøven af UDL var der problemer med at tømme den  $100\ \mu\text{m}$  sigte som blev anvendt, så fordelingen kan skyldes, at beads eller kugler har siddet fast i sigten. Det ses også hos andre studier, at overførsler fra sigter eller filtre giver problemer, hvor det fx hos Vollertsen & Hansen [2017] er en del af metoden at skrabe filtrene under overførsel, hvilket kan tyde på problemer af samme karakter.

For at undgå dette i UDL fra januar blev prøven sigtet på  $63\ \mu\text{m}$  sigte på stedet og derefter overført til sylteglas. Senere blev den filtreret til  $100\ \mu\text{m}$  filtre i laboratoriet. Dog var i januarprøven en bille med, som kan have påvirket MP i sylteglasset ved indtagelse. Den blev opløst med det øvrige materiale i den basiske hypokloritopløsning, og evt. indtagne MP antages at være bibeholdt i opløsningen. Dermed var der uhensigtsmæssigheder i UDL  $>100\ \mu\text{m}$  i både juni- og januarprøver, men fordelingen og antallet antages at være mest repræsentativ i januars UDL  $>100\ \mu\text{m}$ , hvor volumen desuden var sat op til 250 L frem for 100 L i juni. Det vil sige, at når beads var største kategori i udløbsvandet, vil polyethylen (PE) være den hyppigste polymer blandt MP udledt til Roskilde Fjord. Hos Vollertsen & Hansen [2017], der bl.a. har undersøgt udløbsvand fra 10 danske renseanlæg, er polyamid imidlertid den hyppigste polymer, men partiklers kategorier fremgår ikke af Vollertsen & Hansens [2017] resultater, så det vides ikke, om det er fibre. PE udgør også størstedelen af MP i udløbsvandet hos Mintenig *et al* [2016], der bl.a. har undersøgt udløbet fra 12 tyske renseanlæg.

På baggrund af resultaterne fra dette projekt er fibre største kategori i udløb  $>10\ \mu\text{m}$  og er også en stor kategori i udløb  $>100\ \mu\text{m}$ . Da de fleste målte fibre var polyester (PES), så antages PES også at udgøre en stor andel af MP  $>10\ \mu\text{m}$  og MP  $>100\ \mu\text{m}$  udledt til Roskilde Fjord. Det var for så vidt uventet, da PES har en forholdsvis høj densitet, men andre karakteristika ved fibre kan muligvis forårsage, at de ikke nødvendigvis bundfælder. Hos Murphy *et al* [2016] er den hyppigste polymer i udløbet også PES.

I slutprodukterne af slam (SAS, TØR) udgjorde fibre og fragmenter tilsammen størstedelen af optalte MP. Da størstedelen af fibre var polyester og størstedelen af fragmenter var sor-

te, der helt eller delvist identificeredes som forskellige gummityper, kan det uddrages, at polyester og gummityper antalsmæssigt udgør størstedelen af MP i slam.

For fordelingsresultaterne skal det noteres, at de bygger på optællingen af formodede MP'er, og dermed vil fx kugler reelt udgøre en mindre andel, idet kun 25% identificeredes som MP. Derudover skal det noteres, at der sandsynligvis er en underestimering for transparente fragmenter, beads og folier, der ikke er talt med i de fleste prøver pga. risiko for forveksling med og dermed falske positive af småsten eller plantemateriale. Det underbygges af, at nogle af de FTIR-målte beads stammer fra prøver, hvor de ikke blev optalt, ligesom der også blev målt transparente folier/flager, der identificeredes som MP. I prøver, hvor beads blev optalt, udgør de en relativt stor andel. Da der for de fleste målte beads var tale om polyethylen, der har en densitet under 1, vil andelen af beads dog formentlig være lavere i de øvrige fraktioner. Der ses også udfordringer med transparente og hvide partikler hos andre studier, hvor fx Murphy *et al* [2015] benytter hvide papirfiltre, og dermed mener at have underestimeret transparente og hvide partikler.

### **Polymerer blandt identificerede MP**

Forekomsten og fordelingen af polymerer blandt de identificerede MP (Figur 39) afspejler naturligvis kun de målte og ikke nødvendigvis talte partikler, jf. forskel i fordeling af optalte og målte partikler i Tabel 5. Det betyder bl.a., at gummityper sandsynligvis ville udgøre en større andel, hvis der var blevet målt et mere repræsentativt antal (flere) sorte partikler. Polyester som største kategori ville formentlig bibeholdes, idet fibre udgjorde et stort antal i både optælling og måling. Beads blev ikke optalt i alle prøver, og dermed kan der være tale om en større underestimering af beads, hvilket især vil sige polyethylen, som de oftest bestod af. Vægtmæssigt ville fordelingen sandsynligvis være anderledes, idet en bead eller et gummi-fragment må antages at have større volumen og vægt end en fiber.

Den basiske hypokloritopløsning vurderedes ikke umiddelbart at have indflydelse på plastikpartiklerne, om end en systematisk undersøgelse af opløsningens påvirkning på forskellige polymerer vil kunne afgøre dette mere præcist. Det fremgår ifølge review af Lusher *et al* [2015], at natriumhypoklorit alt efter koncentration kan have nedbrydende effekt på polyamid (nylon). Det bør undersøges nærmere, om den anvendte basiske hypokloritopløsning, hvori natriumhypoklorit indgår, kan have samme effekt på polyamid (PA). Det ville muligvis kunne være med til at forklare forskellen i polymerfordeling mellem dette projekt og Vollertsen & Hansen [2017], hvor PA udgjorde størstedelen i alle prøver, mens PA kun udgjorde 3% af de FTIR-målte partikler i dette projekt.

FTIR-resultaterne afspejler til dels, at FTIR-udstyret blev tilgængeligt kort før projektets afslutning, hvorfor der kun var muligt at bruge relativt kort tid på måling og den efterfølgende spektralanalyse. Med bedre tid kunne især spektralanalysen for de mere tvetydige spektre blive kvalificeret yderligere, da det i mange tilfælde - når referencebibliotekerne ikke slår til - bygger på erfaring og genkendelse af spektrenes mønstre og karakteristiske placeringer af peaks. Dette gjorde sig fx gældende med nogle partiklers kalkindhold, hvis karakteristiske peaks tilfældigvis opdagedes under en længere internetsøgning på spektre for mineraler til de brune flager, og som dermed kunne anvendes til analysen af andre partikler. Det er dog ikke nødvendigvis nok med FTIR-måling alene for at identificere en polymer, og derfor kunne opbakning med fx gaskromatografi give mere entydige resultater [Pers. kom., Y. Shashoua].

Til sammenligning kan det dog nævnes, at Talvitie *et al* [2017] beretter om lignende vanskeligheder med identificering af partikler og kun lykkedes med identificering af 18 % af deres målte partikler mod 77 % i dette projekt. Til deres forsvar kan det nævnes, at en stor del formentlig skyldtes forveksling af beads med småsten, hvilket igen understreger den praktiske nødvendighed af at undlade optælling af beads i nogle prøver.

### 5.3 Fordeling af MP i Bjergmarken Renseanlæg med optimeringsforslag

Fordelingsresultaterne for MP og de tilgængelige data for driften på Bjergmarken Renseanlæg kan ikke i sig selv give en løsningsmodel. Men lokaliseringen af særlige hotspots kan give anledning mere målrettet undersøgelse til optimering her, der kan benyttes til yderligere reduktion af MP-udledning fra anlægget.

#### Fedt

Fedt indeholdt som forventet et højt antal MP, og bortset fra strainpressens faste stof, var den også eneste fraktion, hvor der blev observeret synlig makroplastik.

På Bjergmarken er det praksis at lede fedtet fra fedtfanget til en fedtbrønd, hvorfra det i små portioner ledes tilbage til indløbet før risten, hvorefter det bliver fanget i fedtfanget igen. Over tid bliver fedtbrønden fyldt, og fedtet sendes til forbrænding eksternt med varmeproduktion til følge. Fedtet indeholder forholdsvis meget plast, og recirkuleringen øger sandsynligheden, at noget plastik enten bliver brudt til mikroplastik eller at det slipper videre fra vandfanget til næste trin i vandrensingsprocesserne.

Som nævnt er det mere anvendt på danske anlæg at sende fedtet til rådnetanke, hvorved fedtets høje kulstofindhold under udrådning bliver udnyttet til biogasproduktion. Resten af fedtet vil på den måde ende i slammet, og det betyder formentlig et højere mikroplastindhold i slam fra anlæg af den type. Ved fortsat ønske om at sende fedt til udrådning på andre renseanlæg foreslås en undersøgelse af mulighederne for at filtrering eller sigtning af fedtet før udrådning. Ifølge produktbladet til strainpressen kan de både anvendes til rensning/sigtning af vand, slam, fedt og flydeslam. Her kan det dog tale imod valget af lige præcis en strainpresse til sigtning af fedt, at der på Bjergmarken Renseanlæg opleves driftsproblemer med udstyret, netop ved for højt fedtindhold i overskudsslammet, der stopper sigten til.

På Bjergmarken Renseanlæg er biogasproduktionen fra rådnetankene i perioder allerede så høj, at det er nødvendigt at affakle (afbrænde) den overskydende biogas direkte. Så længe biogassen ikke kan udnyttes bedre på pågældende anlæg, vurderes det derfor mest hensigtsmæssigt at sende fedtet direkte til forbrænding med den varmeproduktion til følge, som sker på forbrændingsanlæg.

Det kan diskuteres, om forgasning eller forbrænding er den bedste ressourceudnyttelse af fedtet, og det er en vurdering, som må bygges på en opstilling fordele og ulemper ved at have fedtet inkluderet i det færdige slamprodukt. Ud over MP-indholdet kan fedtets bemærkelsesværdigt lave fosforindhold tale for forbrænding, idet der ikke mistes fosfor i slammet ved en frasortering. Der er dog behov for en kvantificering af fedtfraktionen, før det kan vurderes til fulde.

### Filtrering (for- og efterpolering)

Der findes forskellige typer filtrering, og af de fleste studier fra udlandet fremgår, at de er udbredt med en form for filtrering (tertiary treatment) efter den biologiske rensning (secondary treatment). Filtrering er endnu ikke normalt på danske renseanlæg [MST 2016] og findes heller ikke på Bjergmarken Renseanlæg, og ifølge dette projekt er rensegraden alligevel høj, hvilket også er tilfældet hos øvrige studier. Det fremgik dog også, at antallet af MP fortsat er højt, når de store volumener der ledes ud til recipienten tages i betragtning.

Hos Carr *et al* [2016] har sandfiltrering efter efterklaring effekt på rensegraden for MP (>45 µm), mens en sådan effekt ikke kan ses efter biologisk filtrering hos Talvitie *et al* [2017]. Hos Magnusson & Wahlberg [2014] ses effekt på rensegraden af en membranreaktor (0,2 µm porer) hos et renseanlæg i sammenligning med andre renseanlæg. På Bjergmarken Renseanlæg har der i efteråret 2016 netop været kørt et forsøg med installering af en sådan membran med 0,2µm porer, hvilket vil have potentiale til helt at eliminere udledning af mikroplastik over den størrelse. Forsøgsmembranen var ikke installeret samtidig med de to prøvetagninger og er derfor ikke en del af dette projekts resultater. Membranens effektivitet bliver dog undersøgt som en del af Projekt Plastfri Roskilde Fjord og resultaterne derfra vil dermed være interessante at sammenligne med resultaterne fra dette projekt.

En anden model kunne være at indføre en filtrering allerede mellem den mekaniske rensning og biologien, altså en form for *for*filtrering [Pers. kom. Envidan]. Dette ville kunne begrænse mistænkte fysiske brud på partikler under gentagen recirkulering af slam og andre fraktioner. En sådan forfiltrering skal fjerne plastik uden at fjerne for meget af det organiske materiale, der er ønsket i de biologiske processer. Det skal ligeledes overvejes, hvad der er mest hensigtsmæssigt at gøre ved det filtrerede materiale - igen mht. forbrænding over for forgasning, så det sikres, at det frasorterede MP ikke blot ender i slamfraktionen. En anden mulighed kunne være at installere en form for si i stil med strainpress til materialet fra forfiltreringen før rådnetank. Det er naturligvis pludselig en del ekstraudstyr, og det handler i sidste ende om at afveje økonomisk og økologisk rentabilitet.

### Flydeslam

Hvis der ikke vælges en filtreringsløsning, foreslås det at implementere en mere effektiv tilbageholdelse af flydeslam på efterklaringstankene på Bjergmarken Renseanlæg. Det blev ved prøvetagningen i juni og ved en tidligere rundvisning observeret flydeslam på den anden side af flydeslamsrenderne i de gamle efterklaringstanke, men derudover vides det ikke, hvor ofte forekommende det er. Men flydeslam på den side af renderne vil blive ledt direkte ud med udløbet, så i betragtning af flydeslammets forholdsvis høje MP-indhold, vil det være en fordel at begrænse.

### Strainpresse

Strainpressen giver anledning til hovedbrud, idet dens faste stof (SPF) indeholder så mange MP pr. masse i forhold til de øvrige prøver, både pr. masse rå, pr. masse tørstof og pr. masse organisk stof, men samtidig kan der ikke ses forskel på slammets indhold af MP før og efter strainpressen, som er repræsenteret ved prøverne ARP og SPV. Strainpressens faste stof overføres direkte til samme container som ristestoffet, og derfor findes der ikke en opgørelse over, hvor store mængder, der sorteres fra med strainpressen. Det vil dog være et interessant på at få en kvantificering af, da der er så bemærkelsesværdigt store mængder af MP samt

synlig makroplastik i denne fraktion, der under alle omstændigheder fjernes fra slutproduktet af slam. Strainpresse eller lignende udstyr til slamsigtning lader ikke til at være normalt udstyr på danske renseanlæg, og der kan muligvis være et stort potentiale for at rense MP fra med implementering af sådan en slamrensning af en art. I forhold til potentialet vil en kvantificering formentlig kræve en relativ simpel undersøgelse, hvor strainspressens stof fx i en forsøgsperiode kan overføres til en særskilt beholder.

Ligesom sand og fedt har strainpressen en forholdsvis lav koncentration af total-P, hvilket betyder, at der ikke mistes meget fosfor i det endelige slamprodukt ved frasortering af dette.

### Afvandingspolymerer

Der blev ikke umiddelbart identificeret partikler fra afvandingspolymererne i form af polyakrylamid. Det bør dog undersøges mere målrettet, hvordan polyakrylamidprodukterne opfører sig efter tilsætning, og i hvilken form de ender i miljøet, da drejer sig om forholdsvis store tilsatte mængder (33 ton i 2015 alene på dette renseanlæg). Der er allerede et europæisk forbud på vej mod polyakrylamidbaserede afvandsprodukter [Pers. kom. EnviDan], og der pågår udvikling af mere miljøvenlige som fx stivelsesbaserede alternativer, da polyakrylamid især på grund af dens monomer akrylamid mistænkes for at kunne udgøre en miljømæssig risiko [reviewed i Okaiyeto *et al* 2016]. Af de pågældende polymerprodukters datablade fremgår, at de ikke bør spredes til miljøet (jf. afsnit 2.4.2), og det anses derfor som paradoksalt, at de er blevet godkendt som afvandsprodukter til slam, der skal anvendes til jordbrugsformål. Både af den grund, og hvis det ønskes at begrænse udledning af plastik generelt, vurderes det hensigtsmæssigt at påbegynde substitutionen til sikrere alternativer.

## 5.4 Skæbne for MP fra Bjergmarken Renseanlæg og ekstrapolering

Selvom rensegraderne i vandet fra forskellige studier [Magnusson & Wahlberg 2014, Murphy *et al* 2016, Talvitie *et al* 2017, Vollertsen & Hansen 2017] procentvis ligger i samme, høje leje som Bjergmarken Renseanlæg, ses der antalsmæssigt store forskelle i antal MP fundet i både vand og slam fra renseanlæg på tværs af studierne (for slam Magnusson & Norén [2014], Mahon *et al* [2017], Murphy *et al* [2016], Talvitie *et al* [2017], Vollertsen & Hansen [2017]). Forskellene kan både skyldes forskelle i vejrforhold, renseanlæg, forskelle i prøvemængder og filterstørrelser samt prøvebearbejdning og målemetoder. I stedet for at fokusere på og opremse og sammenligne selve resultaterne fra alle studier, fremhæves og diskuteres i stedet årsager til forskellen i resultater fra to af studierne, hvor der hhv. ses en faktor 1000 flere [Vollertsen og Hansen 2017] og en faktor 1000 færre [Magnusson & Norén 2014] MP i udløbsvand og slam end i dette projekt.

Der er mere en faktor 1000 til forskel mellem resultaterne fra dette projekt og til resultaterne fra Vollertsen & Hansen [2017], der som det eneste andet studie har kigget på MP i både vand og slam fra danske renseanlæg. I slamfraktionen vil resultatforskellen langt hen ad vejen skyldes, at Vollertsen & Hansen [2017] har anvendt finere filtre til filtrering (20 $\mu$ m, men er formentlig den samme type som mine 10 $\mu$ m filtre, og størrelsesangivelse er et spørgsmål om nominel eller absolut filterfinhed af købertressevæv), og da der teoretisk set går 125 (5·5·5) 20 $\mu$ m-partikler og 1000 (10·10·10) 10  $\mu$ m-partikler på én 100 $\mu$ m partikel, så er én mulig forklaring på resultatforskellen i slamfraktionen placeret. Omvendt er resultater-

ne fra dette projekt en faktor 1000 større end Magnusson og Noréns [2014] fund i rensset vand og slam. Det kan sandsynligvis også tilskrives forskel i filterstørrelse, hvor Magnusson & Norén [2014] valgte at filtrere til 300 µm for til gengæld at gøre resultaterne sammenlignelige med miljødata for MP, som for vandmiljø ofte findes i den størrelsesorden grundet tradition for anvendelse af en type planktonnet (330 µm) til indsamling af MP.

Sværere er det med resultaterne for udløbsvandet, hvor der findes 2-4 MP/L (UDL og VDU >10µm) i dette projekt, mens Vollertsen & Hansen [2017] finder ca. 13.000 MP/L i udløbsvand (20-500µm). Her er altså tale om mere end en faktor 4000 til forskel, der ikke kan forklares med filterstørrelse, da det som nævnt formentlig var samme filtre (hvis ikke, ville faktoren blot skulle øges). Forskel mellem renseanlæg kan evt. forklare det, men Vollertsen & Hansens [2017] resultat er medianen af resultater fra 10 anlæg, hvoraf ingen er på niveau med Bjergmarken Renseanlæg. Forskellen i udløbsresultaterne formodes derfor i stedet at skyldes valg i analysemetoder, men især prøvemængder. Resultaterne fra dette projekt er som beskrevet baseret på 3-10 L filtreret ét filter i juniprøver, og i januar på 5-10 L filtreret i tre portioner til ét filter hver. Der observeredes generelt meget lidt materiale på filtrene fra udløb (også ved filtrering af 250 L til 100µm), og selvom der kan være usikkerheder ved optælling under stereolup, vurderes det ikke muligt at have overset i størrelsesordenen  $10 \cdot 10^4$  partikler på de næsten blanke filtre. Vollertsen & Hansens [2017] resultater er i princippet også baseret på større prøvemængder, men pga. deres analysemetode var det kun praktisk muligt for dem at analysere forholdsvis lille delmængde af prøverne.

På renseanlæg måles udledning som regel i kubikmeter og kg, og analyser på liter eller sågar milliliter og tilsvarende gram eller milligram vil således indebære potentiale for store ekstrapoleringsusikkerheder. Med tanke på mulig kontaminering eller brud undervejs, vil en enkelt ekstra partikel i analysen tælle stort i det endelige resultat, når der ganges op. På samme måde skal resultaterne fra dette projekt læses og anvendes med de nødvendige forbehold for tids- og anlægfsforskelle, ekstrapolationsusikkerheder samt usikkerheder som følge af øvrige metodiske valg for øje. Analyse for MP i prøver, der ikke er vand, kræver forholdsvis små prøvemængder, og derfor må der tænkes i, hvordan dette problem omgås på bedst mulige måde i fremtidige undersøgelser. De nuværende undersøgelser af MP i renseanlæg foreslås derfor at blive betragtet som bud med hver sine metodiske svagheder og styrker, og de forskellige studier kan derfor anvendes som inspiration til fortsat metodeoptimering.

## 5.5 Metodiske valg i analyse for MP i og fra renseanlæg

### Kontroller og kontaminering

Der blev gjort en række foranstaltninger for at undgå kontaminering ift. materialer, beklædning, afdækning og et isoleret laboratorium. De valgte kontroller med gennemførelse af alle trin med 250 mL milli-q-vand i triplikat resulterede i et fund af én fiber på et 100 µm filter. Denne måde at bruge kontroller ansås for mest lig prøvernes eksponering, og samme tilgang er set hos Michielssen *et al* [2017]. Dog var kontrollerne ikke gennemtænkt mht. volumen og manglende mulighed for normalisering med TS, TOM og total-P, da disse undersøgelser ikke blev udført for milli-q-vand. De 250 mL blev valgt af sparehensyn, men for at have resultater sammenlignelige med udløbsvand burde volumen nærmere have været 5 L som



VDU, 10 L som UDL >10 $\mu$ m eller 100-2500 L som UDL>100 $\mu$ m for at kunne afgøre, om fundet af fiberen stammede fra vand, proces eller filter. Derfor valgtes det at undlade at inkludere kontrollerne i resultatbehandlingen, men mere optimale kontrolprøver bør udtænkes til fremtidige undersøgelser.

### **Antal fremfor mål og vægt**

Partiklerne blev hverken målt eller vejret, idet der var så mange (der blev optalt godt 10.000 i juniprøver og knap 7.000 i januarprøver). Antal kan derfor dække over et stort spænd i partikelstørrelse, og stigning i antal undervejs i processerne kan potentielt skyldes brud. Den usikkerhed kunne til dels kunne have været afhjulpet ved at filtrere prøverne i flere trin (som set hos Talvitie *et al* [2017] og Vollertsen & Hansen [2017]). Flere filtreringstrin kan på den anden side både give anledning til kontaminering, tab eller brud på partikler, da der per egen erfaring kan sidde meget materiale fast i sigter. Ved brug af enkelte filtre som her, ville antallet og tiden til gennemsyn af filtre ved filtrering i flere trin stige markant med behov for enten at skære i antal prøvesteder eller mængder.

De manglende mål på partiklerne umuliggør desuden en egentlig massebalance for MP i renselanlægget som dem, Vollertsen & Hansen [2017] har forsøgt at opstille på baggrund af indløbs-, udløbs- og slamprøver. Dette ville dog igen kræve et mindre antal prøver og mindre prøvemængder for at kunne realiseres i dette projekt, hvilket potentielt kunne føre til større usikkerheder ved ekstrapolation af resultaterne. Talvitie *et al* [2017] har i stedet lavet et procentvis masseflow for antal MP/dag baseret på antal MP fra syv prøvesteder i et finsk renselanlæg, og noget lignende vil i princippet være muligt at udføre med resultaterne fra dette projekt. Det ønskes dog at anvende mere opdaterede tal end 2015-opgørelsen og derudover at forsøge at fremskaffe mængdemål eller anvendelige estimater for flere fraktioner (fx fedt og strainpresse) end de pt. tilgængelige (indløb, udløb, sand og slam), og derfor er det ikke inkluderet i denne rapport.

### **MP-analyse baseret på visuel genkendelse eller FTIR-måling**

Det fremgår også af andre studier, at analysen for mikroplastik i forskellige fraktioner fra renselanlæg volder problemer, hvad enten den baseres på visuel genkendelse alene [Michielissen *et al* 2017], på FTIR-analyse alene [Murphy *et al* 2016, Vollertsen & Hansen 2017, Mintenig *et al* 2017] eller på en blanding af de to metoder [Magnusson & Wahlberg 2014, Carr *et al* 2016, Mahon *et al* 2017, Talvitie *et al* 2017].

Ved visuel genkendelse alene er der høj risiko for bias, både ved at tælle for mange og for få, jf. Hidalgo-Ruz *et al* [2012], der gennem review har forsøgt at opsamle en best practise for mikroplastanalyse og fraråder at basere MP-analyse på visuel identificering.

Hos Mintenig *et al* [2017] og Vollertsen & Hansen [2017] er kun FTIR-målte partikler talt med, og partiklerne blev målt ved FTIR-imaging. Denne metode medfører i begge studier behov for at analysere på en mindre delmængde af prøverne, og giver ikke beskrivelse af partiklernes form og farve. Murphy *et al* 2016 gjorde det lidt anderledes ved at plukke samtlige partikler fra (65  $\mu$ m i vand, ikke angivet i slam og fedt) til FTIR-analyse for derefter at inddele de identificerede MP i kategorier (fibre, flager etc.) Det fremgår ikke, hvor mange partikler, de har målt i alt, men 430 er blevet identificeret som MP og er dermed grundlaget for deres analyse [Murphy *et al* 2016]. Metoder, der indebærer flytning af partikler sætter



begrænsninger for, hvor langt ned i størrelse, der kan analyseres, da det er sværere at få fat i partikler, jo mindre de er, hvilket også er medvirkende årsag til, at der kun blev FTIR-målt på partikler fra 100 µm filtre i dette projekt.

Michielssen *et al* [2017] benytter visuel genkendelse alene, men vælger i stedet simpelthen at kalde partiklerne ”*small anthropogenic litter*” i stedet for mikroplastik. Magnusson & Wahlberg [2014] og Talvitie *et al* [2017] benytter både visuel genkendelse og FTIR-måling af repræsentanter, men vælger at inkludere visse ikke-syntetiske partikler og i stedet kalde fundene hhv. ”*mikroskopiska skräppartiklar*” og ”*microlitter*”. Hos Talvitie *et al* 2017 argumenteres for inklusionen af især ikke-syntetiske tekstiler, da de ofte også er indfarvede og potentielt kan medføre samme type problemer i miljøet. Her fandtes også fibre, der identificeredes som bomuld og uld både ved optælling og FTIR-måling, men for at bibeholde fokus på mikroplastik, valgtes det at udelukke disse fra resultaterne. Det samme gjaldt for mikroballonerne, der viste sig ikke at være polymerer. Disse observeredes i tilfælde med kort tids nedbrydning med den basiske hypokloritopløsning at have en del brunt snask på overfladen. Sådanne kugler kan dermed principielt forventes også at have et samme potentiale for at blive forvekslet med føde og potentielt medføre nogle af de samme typer fysiske effekter eller vektoreffekter i miljøet, som MP mistænkes for, og dermed ville der kunne argumenteres for en inklusion.

I dette projekt var det pga. forsinket adgang til FTIR-udstyr nødvendigt først at optælle og kategorisere partikler ved visuel genkendelse for derefter at måle på repræsentanter. Det ses af den efterfølgende FTIR-måling, at der var visse partikler, som ikke skulle have været optalt. Det gjaldt fx lygterøde fragmenter og brune flager, som jeg dog imidlertid var så meget i tvivl om fra begyndelsen under optællingen, at de ikke var blevet talt med, hvis der ikke havde været planer om efterfølgende FTIR-måling. Der var omvendt tiltro til, at kuglerne måtte være mikroplastik, så uden FTIR-måling ville disse have været falske positive.

Opsamlende må det dog fremhæves, at erfaringen fra dette projekt er, at subjektivitet til dels har været påkrævet for analysen, da fx sorte, bløde partikler, der udgjorde en stor del af optællingen, skulle have særlig manuel behandling og ekstra scanninger for at opnå analyserbare FTIR-spektre. Hos Mintenig *et al* [2017] observeres problemer med at få analyserbare spektre også for fibre under den automatiske FTIR-imaging, hvorfor de tilføjer analyse af fibre for sig. Fibre havde som nævnt også i dette projekt anderledes spektre end tilsvarende rene polymerer, men dette problem blev afhjulpet af referencebiblioteket med fibre, dog med den ulempe, at mange fibre ikke kunne identificeres mere præcist end som ’polyester’.

Vekselvirkningen mellem visuel genkendelse med efterfølgende kvalificering med FTIR-måling har medført, at datagrundlaget kunne baseres på lidt større volumener end i studier baseret på FTIR-måling alene, hvilket også kan være med til at reducere omtalte ekstrapoleringsusikkerheder.

### Densitetsseparering

Et andet emne i forhold til analyse for mikroplastik i miljøet er isoleringen af mikroplastik fra andet partikulært materiale af både organisk og uorganisk karakter, hvoraf begge dele forekommer i endnu højere grad i prøver fra i et renseanlæg end fx i vandprøver fra havmiljøet. I dette projekt var det til en vis grad effektivt at anvende den basiske hypokloritopløs-

ning til fjernelse af øvrigt organisk materiale, bortset fra kerner og frø og fx tomatskal, der blot blegedes, hvilket medførte behov for at undlade optælling af transparente folier.

Densitetsseparering af sand- og slamprøver med en natriumiodid opløsning forsøgte uden større held, bl.a. da joden reagerede med noget i prøven og gjorde opløsningen meget mørk. Det kunne have været forsøgt at anvende andre midler til densitetsseparering, fx zinkklorid (jf. Mintenig *et al* [2017]). Men da det vurderedes, at densitetsseparering med de ekstra overførsler af prøven mellem beholdere ville medføre risiko for at miste ubekendte MP, besluttedes det mere hensigtsmæssigt i dette projekt at ensarte metoden mellem prøvestederne og i stedet bevidst undlade optælling af transparente beads og fragmenter, der kunne forveksles med småsten. Fravalget af densitetsseparering var altså et spørgsmål om et arbitrært valg mellem to typer måleusikkerheder – mellem ”known unknowns” og ”unknown unknowns”.

### Yderligere ideer til metodeudvikling og fremtidige undersøgelser

#### Prøvetagning

Som nævnt vil det være hensigtsmæssigt at have vejrforholdene som en del af planlægning ved prøvetagning. Derudover kunne der tænkes mere i at lave en form for vægtede prøver frem for stikprøver for flere af fraktionerne end blot indløb og udløb, så variationer som følge af tidspunktet mindskes, hvilket blandt andet ses hos Murphy *et al* [2016] og Talvitie *et al* [2017]. Desuden kunne standardmetoder (ved køb af ISO-standardmetoder) til analyse for TS, glødetab, total-P etc. tages i brug for at gøre metoderne mere virkelighedstro. Her viste der sig dog god overensstemmelse trods anvendelse af andre metoder.

#### Overløbsepisoder

Ved overløbsepisoder efter kraftigt regnvejr bliver det spildevand, der sendes uden om rens anlægget ofte blot mekanisk rens i overløbsbygværk, og dermed er VFF også den bedste repræsentant for udledt overløbsspildevand. Desværre blev VFF ikke udtaget ved prøvetagningen 16.6.16, hvor der havde været kraftig regn, men først 27.9.16, og derfor er VFF fra første hold prøver ikke så repræsentativ for overløbsudledningen. Udledning under kraftig regn vil ifølge Winther *et al* [2009] have en anden sammensætning pga. større andel fra befæstede arealer end normalt samt afskylning af aflejringer i kloakrør, hvilket vil betyde fortynding af nogle forurenende stoffer, men forhøjet koncentrationer af andre. Idet der som nævnt arbejdes hen imod større grad af separat kloakering frem for fælleskloakering som en del af klimatilpasningstiltag, kunne det i fremtidige undersøgelser være interessant at undersøge eventuelle forskelle i MP-indhold i husholdningsspildevand ift. regnvand. Man kunne forestille sig, at det sorte gummi, hvis det stammer fra bildæk og skosåler, primært vil findes i afløbsvandet fra befæstede arealer, mens fibre måske primært vil stamme fra husholdnings-afløb.

#### Potentiel effekt af anaerob udrådning på MP

En prøve af slammet mellem rådnetank og slutfvander kunne have været interessant for at se mere direkte, om udrådningen har en nedbrydende effekt på MP-indholdet, sådan som der foreslås at være mulighed for ifølge Michielssen *et al* [2017], Vollertsen & Hansen [2017] og Mahon *et al* [2017]. Ved sammenligning af antallet af MP/kg TS mellem forafvandet slam FAS og slutfvandet slam SAS ser det dog ikke ud til at være tilfældet. I januarprøverne ser det tvært imod ud til, at antallet af MP/kg TS er højere i SAS end FAS. Da der ikke er vægt eller mål på partiklerne, kan det ikke afgøres om det stigende antal skyldes fysiske brud

på partiklerne, så det ville kræve en mere fokuseret undersøgelse af MP-partiklerne før og efter udrådning. En generel tendens til mindre MP jo længere fremme i processerne observeredes under optællingen, men da der ikke haves mål for dette, er der behov for kvantificering ved måling eller vejning forud for konklusioner i den retning. Hos Talvitie *et al* [2017], der har filtreret fire prøvesteder fra vandrensningen i tre trin, bekræftes denne observation til en vis grad, og hos Vollertsen & Hansen [2017] fandtes en 20 % reduktion i størrelsen (median) på partiklerne mellem indløb og udløb.

#### Polymerer som sporstoffer

Til fremtidige analyser kan det overvejes at indskrænke antallet af polymerer, der søges efter under FTIR-måling. I dette projekt kunne der fx være blevet valgt udelukkende at søge efter de fem mest almindelige plastpolymerer som en slags udvalgte sporstoffer under analysen. Dette ville fremskynde FTIR-analysen og ville have potentiale til at øge datamængden i FTIR-analysen. Dette kan dog igen medføre, at 'unknown unknowns' i form af uventede polymerer overses i miljøundersøgelser, og i dette projekt afspejler fordelingen af identificerede polymerer i renseanlægget (Figur 39) ikke fordelingen i plastproduktion (Tabel 1). Der var dog særlige gengangere i Bjergmarken Renseanlæg, og med flere undersøgelser af MP i andre renseanlæg kan det muligvis lade sig gøre at afgrænse en række forventede polymerer og et forhold mellem dem, som ville være anvendeligt.

## 6 KONKLUSION

Forekomsten af MP i prøverne Bjergmarken Renseanlæg afgjordes dels ved visuel optælling og kategorisering efterfulgt af FTIR-måling af repræsentanter. Dette metodevalg betyder, at nogle MP-typer er underestimerede, men til gengæld er datasættet større end ved FTIR-måling alene. Antalsmæssigt udgjorde transparente polyesterfibre totalt set den hyppigst forekommende MP i Bjergmarken Renseanlæg. I udløbsvand var transparente polyethylen beads til gengæld den almindeligste MP, og i slammet var sorte gummipartikler de hyppigste MP. Vægtmæssigt vil fordelingen formentlig være anderledes, hvis det antages, at fibre vejer mindre end fragmenter, så derfor formodes sort gummi at udgøre størstedelen vægtmæssigt, om end partiklerne udelukkende er opgjort i antal og ikke mål eller vægt.

Fordelingen af MP mellem prøvestederne på Bjergmarken Renseanlæg bygger på resultater fra prøver, der behandlet med så ensartede metoder som muligt og må dermed antages at være tilnærmelsesvis internt sammenlignelige. Der viste sig enkelte hotspots for mikroplastik ved strainpressens faste stof og i fedtfraktionen, men mængdedata er pt. ikke tilgængelige for disse fraktioner, hvorfor betydningen ikke kan endeligt afgøres. Der kan på sigt implementeres forskellige filtreringsløsninger ved udløbet for at minimere MP-udledning, men der kan også tænkes i intern filtrering mellem mekanisk og biologisk rensning, som kan reducere mulige brud og dermed potentiel antalsmæssig forøgelse af MP under recirkulering af fx returklam, rejektvand etc. Hvis filtrering ikke ønskes, foreslås en optimering af tilbageholdelsen af flydeslam. De polyakrylamidbaserede afvandingspolymererne blev ikke identificeret i prøverne, men det foreslås at påbegynde substituering til ikke-polyakrylamidbaserede afvandingsprodukter allerede nu med henblik på kommende EU-forbud. Det foreslås, at Bjergmarken Renseanlæg som et første tiltag sender fedt til forbrænding frem for at recirkulere i indløbet. En analyse af fordele og ulemper ved hhv. at sende fedt til traditionel udrådning resulterende i biogas og forbrænding resulterende i varme foretages i relation til reduktionen af MP i renseanlæg ved forbrænding af fedtet. Hvis fedt fortsat ønskes omdannet til biogas, foreslås det med henblik på reduktion af både makroplast og MP i det færdige slamprodukt at implementere en anvendelig metode til sigtning af fedtet før udrådning.

Skæbnen for MP fra Bjergmarkens Renseanlæg i vand, slam og jord skal læses og anvendes med de nødvendige forbehold, der afgøres af anlægskarakteristika, vejrforhold, metodevalg og ekstrapolationsusikkerheder. I stedet foreslås det at benytte de metodiske svagheder og styrker fra dette projekt og de hidtidige andre studier af MP i og fra renseanlæg som inspiration til fortsat optimering af analyser for MP i uensartede prøver, der nødvendigvis må analyseres i forholdsvis små mængder.

Den vigtigste metode- og resultatmæssige erfaring fra dette projekt er, at en vis subjektivitet i form af vekselvirkning mellem visuel genkendelse under stereolup og efterfølgende verificering ved FTIR-måling var nødvendig og afgørende for identificeringen af sort gummi, der udgjorde op mod en fjerdedel af samtlige MP i dette projekt.

## 7 REFERENCER

- Arbejdstilsynet (2015). *At-vejledning. Arbejdets udførelse – D.2.14 G -1. Vaccination af personer, der er beskæftiget med kloakslam og spildevand. Januar 2005 – Opdateret april 2015*. Arbejdstilsynet, København, 2015.
- Arthur, C., Baker, J., and Bamford, H., editors (2009). *Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects and Fate of Microplastic Marine Debris. Sept 9-11, 2008*. NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-30, 2009.
- Ash, M. & Ash, I. (2004). *Handbook of Preservatives*. Synapse Information Resources, Inc., 2004. ISBN: 1-890595-66-7.
- Balard, H. & Papirer, E. (1993). Characterization and modification of fillers for paints and coatings. *Prog. Org. Coat.*, 22, 1993, 1-17.
- BASF (2015a). *BASF Sikkerhedsdatablad i henhold til forordning (EF) nr. 1907/2006 med senere ændringer. Produkt: Zetag® 9068FS*. 06.01.2015. Version: 3.0. (Tilsendt på forespørgsel)
- BASF (2015b). *BASF Sikkerhedsdatablad i henhold til forordning (EF) nr. 1907/2006 med senere ændringer. Produkt: Zetag® 9018*. 06.01.2015. Version: 3.0, BASF, 2015 (Tilsendt på forespørgsel)
- Browne, M. A., Crump, P., Niven, S. J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., Thompson, R. (2011). Accumulation of Microplastics on Shorelines Worldwide: Sources and Sinks. *Environ. Sci. Technol.*, 2011, 45, 9175-9179.
- Carr, S. A., Liu, J., Tesoro, A. G. (2016). Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. *Water Research*, 91, 2016, 174-182.
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., Galloway, T. S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Mar. Pollut. Bull.*, 62, 2011, 2588–2597.
- Den Danske Ordbog 2017. *Plastic eller plastik*.  
<http://ordnet.dk/ddo/ordbog?select=plastik,b&query=plastik> (set maj 2017)
- EU-Kommissionen (2002). *European Union Risk Assessment Report: acrylamide CAS No: 79-06-1 EINECS No: 201-173-7 Series: 1st Priority List Volume: 24*. European Commission – Joint Research Centre Institute for Health and Consumer Protection European Chemicals Bureau (ECB), Luxembourg, 2002.
- EU-Rådet (1991). *Rådets direktiv af 21. maj 1991 om rensning af byspildevand (91/271/EØF)*. EU-Rådet, Bruxelles, 1991
- Evans, L.R. (2001). Introduction to mineral fillers for rubber. *Rubber World*, 224(1), 2001, 18-26.
- FOF (2016). *FOF København efterår 2016. Kurser og foredrag*. FOF København, Lyngby 2016. <https://issuu.com/fofbh/docs/lyngby-efteraar-2016> (set maj 2017)

- Fox, M. A., Whitesell, J. K. (2004). *Organic Chemistry*. Jones and Bartlett Publishers, Inc., third edition, 2004. ISBN: 0-7637-2197-2
- Gunasekaran S., Anbalagan, G., Pandi, S. (2006). Raman and Infrared Spectra of Carbonates of Calcite Structure. *J. Raman Spectros.*, 37, 2006, 892–899.
- Habib, D., Locke, D. C., Cannone, L. J. (1998). Synthetic Fibers as Indicators of Municipal Sewage Sludge, Sludge Products, and Sewage Treatment Plant Effluents. *Water, Air, Soil Pollut.*, 103 (1), 1-8.
- Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R. C., Thiel, M. (2012). Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification. *Environ. Sci. Technol.*, 46, 2012, 3060-3075.
- Huber SE (2017). *HUBER Sludgecleaner Strainpress. Coarse material separator for municipal and industrial sludge*. Huber SE, 2017. <http://www.huber.de/products/sludge-treatment/sludge-screening/huber-sludgecleaner-strainpressr.html> (set maj 2017)
- Jakobsen, R. & Petersen, G. (2008). ARP anlæg på Bjergmarken RA. Driftserfaringer fra ARP drift 2007-2008. *Spildevandsteknisk Tidsskrift*, 4, 2008, 20-25.
- Jensen, M. D., Tychsen, P., Thomsen, M., Martinsen, L. Hasler, B. (2015). *Bæredygtig udnyttelse af fosfor fra spildevand*. Miljøprojekt nr. 1661. Miljøstyrelsen, København, 2015.
- Kjøller, B. & Stæhr, P. (1998). *Total phosphate på plantemateriale*. Københavns Universitet, Ferskvandsbiologisk Laboratorium, 1998.
- Landbrugsavisen (2015). *Her er det nye ord for spildevandsslam: Biogødning*. Landbrugsavisen 16. februar 2015. <http://landbrugsavisen.dk/mark/her-er-det-nye-ord-spildevandsslam-biog%C3%B8dning> (set maj 2017)
- Lassen, C., Hansen, S. F., Magnusson, K., Norén, F., Hartmann, N. I. B., Jensen, P. R., Nielsen, T. G., Brinch, A. (2015) *Microplastics. Occurrence, Effects and Sources of Releases to the Environment in Denmark*. Environmental Project No. 1793, 2015. Miljøstyrelsen, København, 2015.
- Lusher, A. L., Welden, N.A. Sobral, P., Cole, M. (2015). Sampling, isolating and identifying microplastics ingested by fish and invertebrates. *Anal. Methods*, 9, 2017, 1346-1360.
- Magnusson, K., Jörundsdóttir, H., Norén, F., Lloyd, H., Talvitie, J., Setälä, O. (2016). *Micro-litter in sewage treatment systems A Nordic perspective on waste water treatment plants as pathways for microscopic anthropogenic particles to marine systems*. TemaNord 2016:510. Nordisk Råd, København, 2016.
- Magnusson, K. & Norén, F. (2014). *Screening of microplastic particles in and down-stream a wastewater treatment plant*. Rapport nr. C 55, augusti 2014. IVL Svenska Miljöinstitutet, Stockholm, 2014.
- Magnusson, K. & Wahlberg, C. (2014). *Mikroskopiska skräppartikler i vatten från avloppsreningsverk*. Rapport nr. B 2208, augusti 2014. IVL Svenska Miljöinstitutet, Stockholm 2014.



- Mahon, A. M., O'Connell, B., Healy, M. G., O'Connor, I., Officer, R., Nash, R., Morrison, L. (2017). Microplastics in sewage sludge: Effects of treatment. *Environ. Sci. Technol.*, 51, 2017, 810-818.
- McCurry, J. (2011). *Organic Chemistry with Biological Applications*. Cengage Learning, second edition, 2011. ISBN: 1-111-47002-9.
- MFVM (2006). Miljø- og Fødevareministeriet. *Bekendtgørelse om anvendelse af affald til jordbrugsformål (Slambekendtgørelsen)*. BEK nr. 1650 af 13/12/2006. <https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=13056> (set apr. 2017)
- MFVM (2016). Miljø- og Fødevareministeriet. *Bekendtgørelse om spildevandstilladelser m.v. efter miljøbeskyttelseslovens kapitel 3 og 4 (Spildevandsbekendtgørelsen)*. BEK nr. 726 af 01/06/2016. <https://www.retsinformation.dk/forms/r0710.aspx?id=180360> (set apr. 2017)
- Michielssen, M. R., Michielssen, E. R., Ni, J., Duhaime, M. B. (2017). Fate of microplastics and other small anthropogenic litter (SAL) in wastewater treatment plants depends on unit processes employed. *Environ. Sci. Water Res. Technol.*, 2, 2016, 1064-1073.
- Microbead-Free Waters Act (2015). Publ. L. No. 114-114, 129 Stat. 3129-3130. US Government, Energy and Commerce, 2015.
- Mintenig, S. M., Int-Veen, I., Löder, M. G. J., Pimpke, S. Gerdt, G. (2017). Identification of microplastic in effluents of waste water treatment plants using focal plane array-based micro-Fourier-transform infrared imaging. *Water Research*, 108, 2017, 365-372.
- MST (2014). Miljøstyrelsen. *Danmark uden affald. Ressourceplan for affaldshåndtering 2013-2018*. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 4. Miljøstyrelsen, 2014
- MST (2016). Miljøstyrelsen. *Affaldsstatistik 2014*. Miljøprojekt nr. 1878, 2016. Miljø- og Fødevareministeriet, Miljøstyrelsen, København, 2016.
- Munteanu, B., Vasile C. (2005). Spektral and thermal characterization of styrenebutadiene copolymers with different architectures. *Journal of Optoelectronics and Advanced Materials*. 7 (6), 2005, 3135-3148.
- Murphy, F., Ewins, C., Carbonnier, F., Quinn, B. (2016). Wastewater treatment works (WwTW) as a source of microplastics in the aquatic environment. *Environ. Sci. Technol.*, 50, 5800-5808.
- Nicholson J. W. (2006). *Chemistry of Polymers*. Royal Society of Chemistry, third edition, 2006. ISBN 978-18-4755-265-5 (e-bog).
- Okaiyeto, K., Nwodo, U. U., Okoli, S. A., Mabinya, L. V., Okoh, A. I. (2016). Implications for public health demands alternatives to inorganic and synthetic flocculants: bioflocculants as important candidates. *MicrobiologyOpen*, 5(2), 2016. 177-211.
- Pavia, D. L., Lampman, G. M., Kriz, G. S. (2001). *Introduction to Spectroscopy*. Thomson Learning, Inc., third edition, 2001. ISBN 0-03-031961-7.

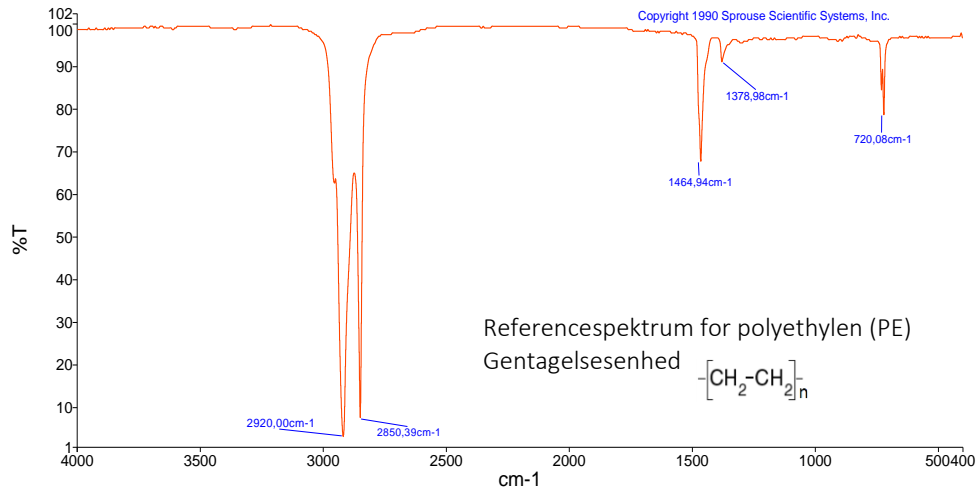


- Pedersen, B. M., Nielsen, U., Halling-Sørensen, B. (2007). *Begrænsning af humane lægemiddelrester og antibiotikaresistens i spildevand med fokus på reduktion ved kilden*. Miljøprojekt Nr. 1189, 2007. Miljøstyrelsen, København, 2007.
- PerkinElmer (2017). *MP, TG, and Structure of Common Polymers*. [http://www.perkinelmer.com/cmsresources/images/44-74863tch\\_mptgandstructureofcommonpolymers.pdf](http://www.perkinelmer.com/cmsresources/images/44-74863tch_mptgandstructureofcommonpolymers.pdf) (set maj 2017)
- PlasticsEurope (2016). *Plastics – the Facts 2016. An analysis of European plastics production, demand and waste data*. PlasticsEurope, Bruxelles, 2016.
- Plastindustrien (2017). *Bred dansk alliance vil have EU-forbud mod mikroplast i kosmetik*. Plastindustrien, 2017. <https://plast.dk/2017/02/bred-dansk-alliance-have-eu-forbud-mikroplast-kosmetik/> (set maj 2017)
- Roskilde Kommune (2015). *Roskilde Kommune. Spildevandsplan 2015-2021*. Roskilde Kommune, Roskilde, 2015.
- Scientific Polymer, Inc (2013). *Density of polymers (by density)*. <http://scientificpolymer.com/density-of-polymers-by-density/> (set maj 2017)
- SKM (2016). Skatteministeriet. *Bekendtgørelse af lov om afgift af spildevand*. LBK nr. 1323 af 11/11/2016. <https://www.retsinformation.dk/forms/r0710.aspx?id=180360> (set maj 2017)
- SPT (2017). *Kosmetikindustrien går forrest i kampen mod mikroplast*. Brancheforeningen for sæbe, parfume og teknisk/kemiske artikler, 2017. <http://spt.dk/nyheder/kosmetikindustrien-g%C3%A5r-forrest-i-kampen-mod-mikroplast> (set maj 2017)
- Strand, J., Lassen, P., Shashoua, Y., Andersen, J. H. (2013). *Microplastic particles in sediments from Danish waters*. ICES Annual Science Conference, 23 – 27 September 2013, Reykjavík, 2013.
- SVANA (2017a). Styrelsen for Vand- og Naturforvaltning (pr. 1.2.2017 under Miljøstyrelsen). <http://svana.dk/vand/vand-i-hverdagen/spildevand/spildevand-i-kloakken/> (set apr. 2017)
- SVANA (2017b). Styrelsen for Vand- og Naturforvaltning (pr. 1.2.2017 under Miljøstyrelsen). *Punktkilder 2015*. Miljø- og Fødevareministeriet, Styrelsen for Vand- og Naturforvaltning, Østjylland, 2017.
- Søndergaard, M. & Riemann, B. (1979). *Ferskvandsbiologiske Analysemetoder*, Botanisk institut, Aarhus Universitet, 1979.
- Talvitie, J., Mikola, A., Setälä, Heinonen, M., Koistinen, A. (2017). How well is microlitter purified from wastewater? A detailed study on the stepwise removal of microlitter in a tertiary level wastewater treatment plant. *Water Res.*, 109, 2017, 164-172.
- Teuten, E. L., Saquing, J. M., Knappe, D. R. U., Barlaz, M. A., Jonsson, S., Björn, A., Rowland, S. J., Thompson, R. C., Galloway, T. S., Yamashita, R., Ochi, D., Watanuki, Y.,

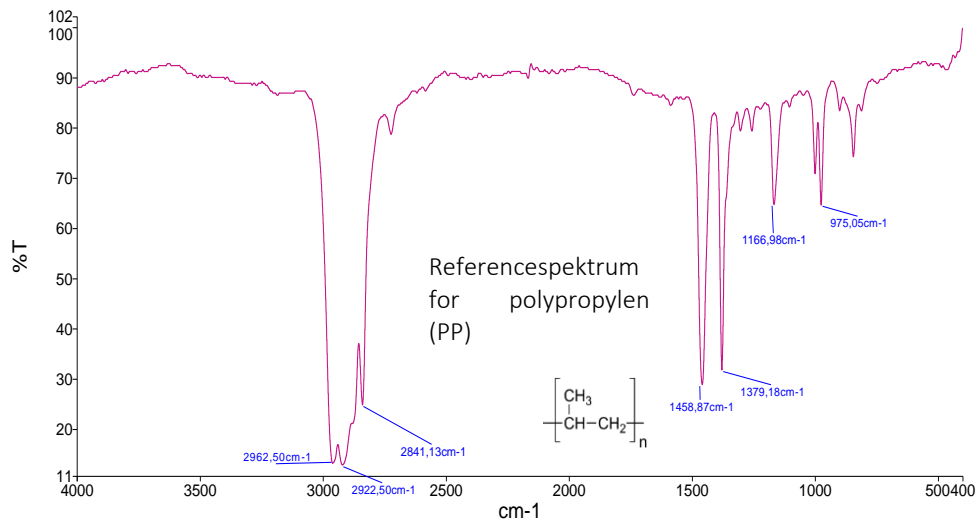
- Moore, C., Viet, P. H., Tana, T. S., Prudente, M., Boonyatumanond, R., Zakaria, M. P., Akkhavong, K., Ogata, Y., Hirai, H., Iwasa, S., Mizukawa, K., Hagino, Y., Imamura, A., Saha, M., and Takada, H. (2009). Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Phil. Trans. R. Soc. B*, 364(1526), 2009, 2027-2045.
- Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W. G., McGonigle, D., Russell, A. E. (2004). Lost at Sea: Where Is All the Plastic? *Science*, 304, 2004, 838.
- UNEP (2016). *Marine plastic debris and microplastics – Global lessons and research to inspire action and guide policy change*. United Nations Environment Programme, Nairobi, 2016.
- Vahur, S., Teearu, A., Peets, P., Joosu, L., Leito, I. (2016). ATR-FT-IR spectral collection of conservation materials in the extended region of 4000-80 cm<sup>-1</sup>. *Anal. Bioanal. Chem.*, 408, 2016, 3373–3379.
- Vollertsen, J. & Hansen, A. A. (2017). Miljøstyrelsen. *Microplastic in Danish Wastewater. Sources, Occurrences and Fate*. Environmental Project No. 1906, 2017. Miljø- og Fødevareministeriet, Miljøstyrelsen, København, 2017.
- Winther, L., Henze, M., Linde, J. J., Jensen, H.T. (2009). *Spildevandsteknik*. Polyteknisk Forlag, 4. udg. 1. opl., 2009. ISBN 978-87-502-1016-0.
- Wright, S. L., Thompson, R. C., Galloway, T. S., (2013). The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environ. Pollut.*, 178, 3013, 483-492.
- Zubris, K.A.V., Richards, B. K. (2005). Synthetic fibers as an indicator of land application of sludge. *Environ. Pollut.*, 138, 2005, 201-211
-

## 8 BILAG

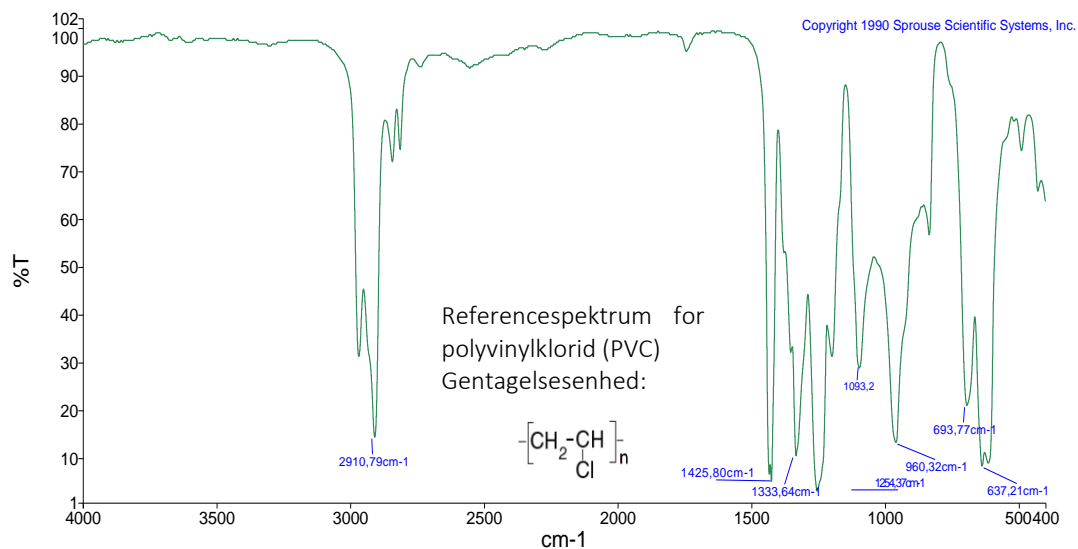
### 8.1 Gentagelsesenheder og spektre for udvalgte polymerer fra Tabel 1



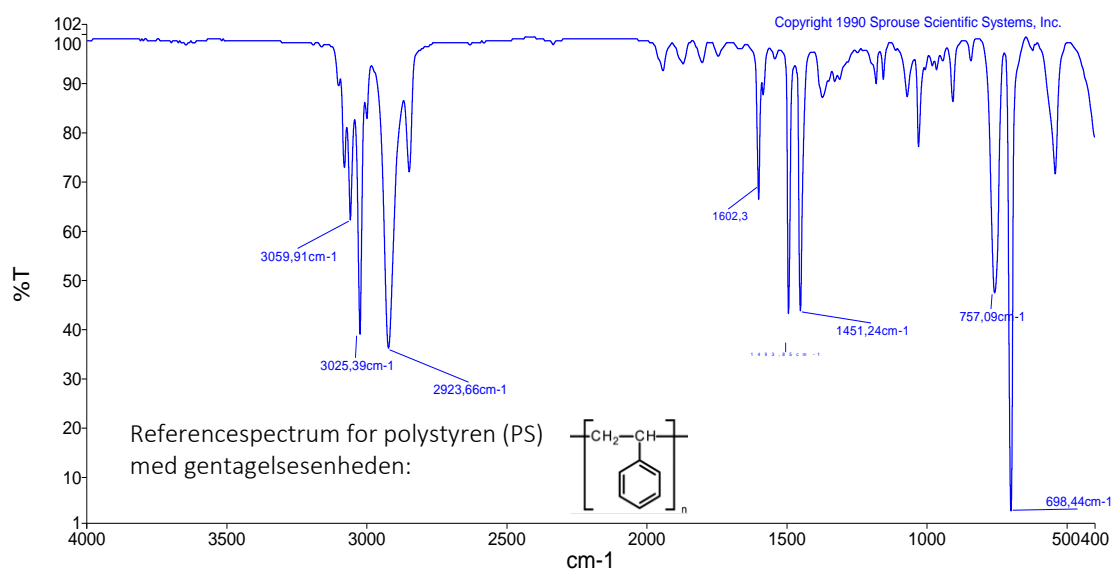
Figur 45 Gentagelsesenhed og referencespektrum for polyethylen. (c) 1990 Sprouse Scientific Systems, Inc.



Figur 46 Gentagelsesenhed og referencespektrum for polypropylen. (c) 1990 Sprouse Scientific Systems, Inc.

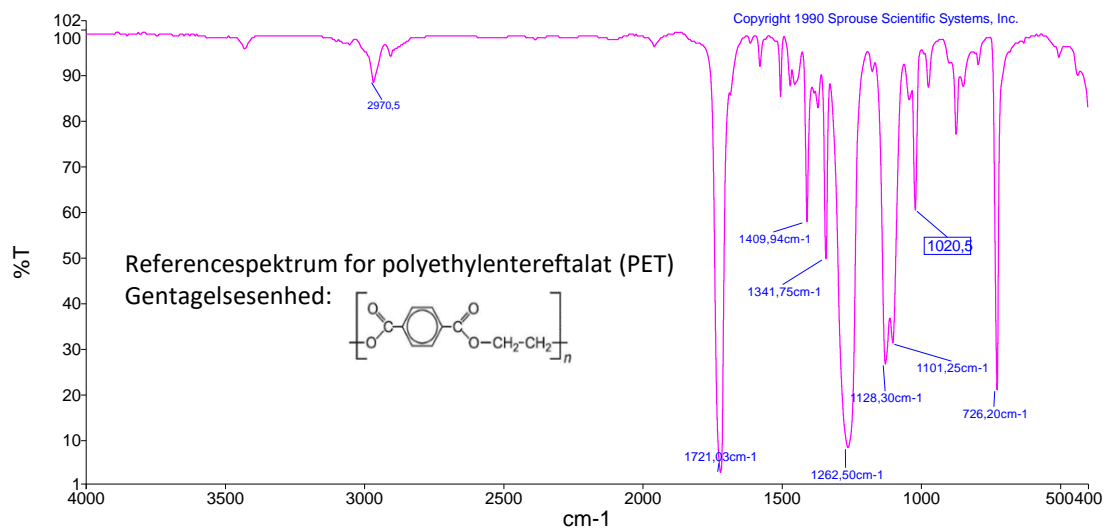


Figur 47 Gentagelsesenhed og referencespektrum for polyvinylklorid (PVC). (c) 1990 Sprouse Scientific Systems, Inc.

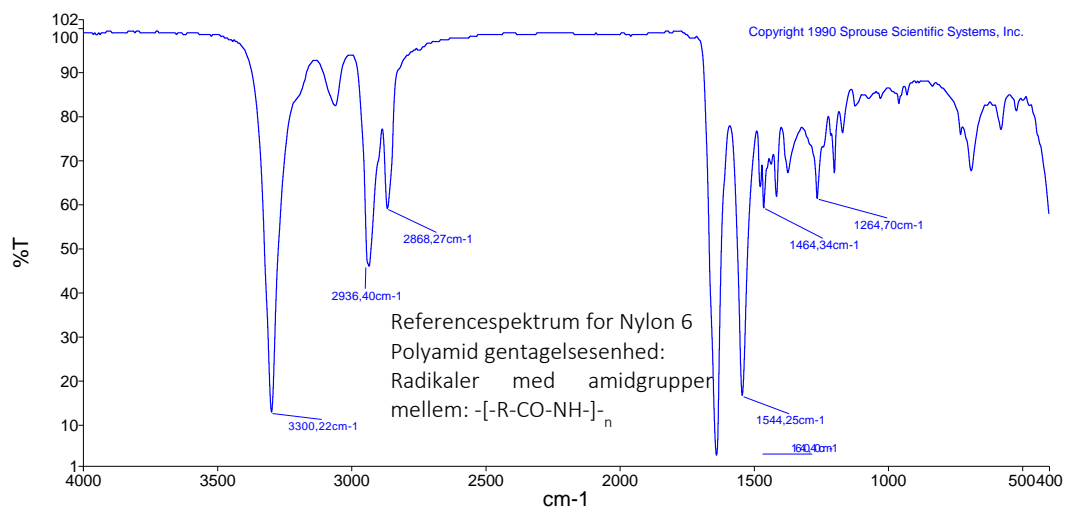


Figur 48 Gentagelsesenhed og referencespektrum for polystyren. (c) 1990 Sprouse Scientific Systems, Inc.

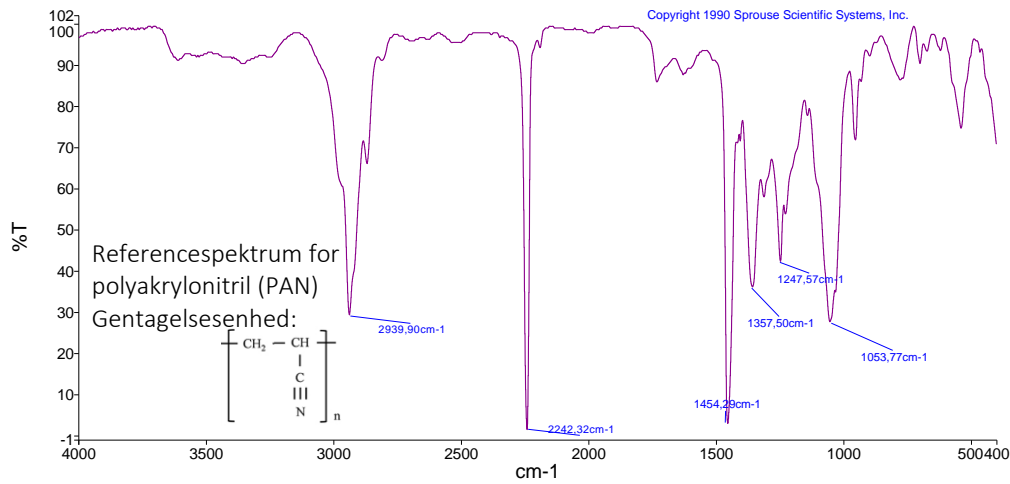
**Polyurethan:** Referencespektrum for en polyurethan (PUR) findes ikke, men gentagelsesenheden af en polyurethan er radikaler med isocyanatgrupper imellem  $-\text{[R-NH-CO-O]}_n-$ . Deraf kan drages, at deres spektre som minimum skal indeholde peaks for NH ved 3400 og omkring 1550, C=O-peak ved 1750-1650, og C-O omkring 1300-1000, ud over naturligvis CH-bindinger omkring 3050-2850  $\text{cm}^{-1}$ .



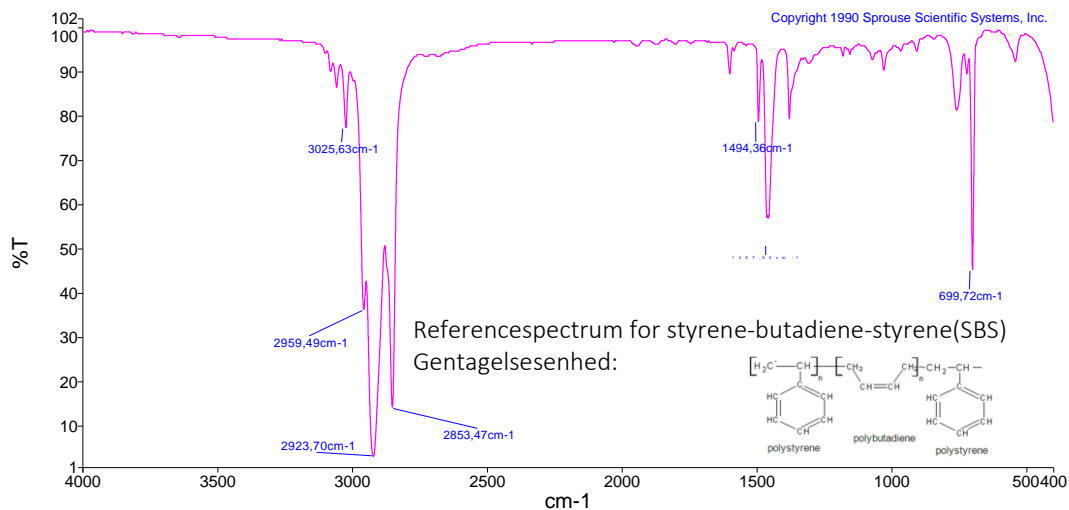
Figur 49 Gentagelsesenhed og referencespektrum for polyethylentereftalat (PET) som et eksempel på en polyester. (c) 1990 Sprouse Scientific Systems, Inc.



Figur 50 Gentagelsesenhed for polyamider generelt og referencespektrum for Nylon 6 (polycaprolactam) som et eksempel på en polyamid. (c) 1990 Sprouse Scientific Systems, Inc.

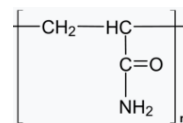


Figur 51 Gentagelsesenhed og referencespektrum for polyakrylonitril. (c) 1990 Sprouse Scientific Systems, Inc.



Figur 52 Gentagelsesenhed og referencespektrum for styren-butadien-styren (en styregummitype SBS/SBR) som eksempel på styren-copolymer (/blokpolymer). (c) 1990 Sprouse Scientific Systems, Inc.

**Polyakrylamid:** Referencespektrum for polyakrylamid (PAA) har ikke, men gentagelsesenheden kan ses her. Deraf kan drages, at PAA's spektrum som minimum skal indeholde peaks for NH ved 3400 og omkring 1550, C=O-peak ved 1650 (fordi den er i amidgruppe), ud over naturligvis CH-bindinger omkring 3050-2850  $\text{cm}^{-1}$ .



Figur 53 Gentagelsesenhed for polyakrylamid.

## 8.2 Beskrivelse af prøver

### Prøver fra juni 2016 plus tillægsprøver

#### 1 IND Indløbsvand efter rist -

Gråligt vand, hvor det meste dog hurtigt bundfælder, så det bliver en forholdsvis klar, vandig prøve. Ikke særlig meget fast stof (slet ingen større stykker over 2-3mm).

#### 2 VDI Vægtet døgnprøve af indløbsvand efter rist

Lig IND, men med lidt mere bundfald, der også gør prøven mørkere ved omrystning.

#### 3a FED Fedt fra sand/fedtfang 16.06.2016

Meget heterogen, klumpet masse med grålige klumper mellem plantemateriale som tomatkaller, nåle og diverse plantefrø. Ind i mellem tydelige stykker makroplast som slikpapir, vatpinde, elastikker etc.

#### 3b FED2 samme placering 27.09.2016

Meget mere homogen, grålig/beige, fed masse end FED. Her er også noget plantemateriale, men ikke i samme grad og ikke i lige så store stykker. Enkelte makroplaststykker findes også.

#### 4 VFF Vand fra sand/fedtfang

Vandig, let grumset prøve.

#### 5 SAN Sand fra sand/fedtfang

Meget mørk, fast, men fugtig prøve. Virker umiddelbart forholdsvis ensartet pga. den mørke farve, men ved nærmere eftersyn findes der i prøven forholdsvis og uventet meget plantemateriale i form af diverse frø, ærter o. lign. Efter et par dage spirer der ting i prøven. Enkelte stykker synlig plast som fx tandstikker.

#### 7 FBB Vand fra fordelerbygværk 2

Brunt vand ved omrystning, hvor der dog hurtigt dannedes to faser, hvoraf øverste 1/4 var klar, mens den nederste 3/4 var brunlig og havde en rund, 'skyet' afgrænsning mod øverste fase. Efter 14 dage byttede faserne plads, så den var vandig nederst og brun og boblende i toppen. Dette må skyldes mikrobiologisk aktivitet, og derfor bør denne type prøve fryses ned hurtigt for at få den rette sammensætning til videre analyse.

#### 9a EKT Flydeslam fra efterklaringstank 16.06.2016

Mousse-agtig i konsistensen. Der kom vand med ved prøvetagningen, som flydeslammet ligger ovenpå. Efter nedfrysning og optøning sank flydeslammet dog til bunds, så derfor kun lille mængde til analyse.

#### 9b EKT2 samme placering 27.09.2016

Lig EKT. Her sørgedes der for at undgå vand under prøvetagning, og delprøver blev udtaget til analyse straks efter hjemkomst.

#### 10a UDL Udløbsvand fra iltningsskål, 10 L til filtrering hjemme på 10 µm filter

Ret klar, vandig prøve. En smule bundfald.

#### 10b UDL samme placering, men 100 L filtreret på stedet på 100 µm stålsigte

Stålsigten stoppede ikke til under filtrering, men der sad synligt materiale i filteret. For at rense sigten ved hjemkomsten blev der brugt en større mængde milli-q-vand, da det sad godt fast, og ikke alt var muligt at få med.

#### 11 VDU Vægtet døgnprøve af samlet udløbsvand

Meget lig UDL.



- 12 ARP Slam fra ARP-tank (aktiv returslamproces)  
Mørk og forholdsvis ensartet masse, der er en smule tykflydende. Efter lidt stilstand har den tendens til at skille til noget luftigt slam over en vandig fase.
- 13 SPF Fast stof fra "strainpress"  
Helt tørre klumper af tydelige hår/fibre og medtagne stykker af makroplast, fx bukkede vatpinde. Der opstår hurtigt en form for gullighvidt skimmel på denne prøve.
- 14 SPV Vådt slam fra "strainpress"  
Minder om ARP'en, ret ensartet tykflydende slam.
- 15 FAS Forafvandercentrifugens slam  
Fortsat flydende og ensartet, men noget tykkere og skal omrystes mere for at jævnes.
- 16a FAR Forafvandercentrifugens rejktvand 16.06.2016  
Meget mørkt vand, men næsten alt det grumsede materiale fælder ud over tid.
- 16b FAR2 samme placering 18.11.2016  
En hel del lysere og mere vandig end FAR.
- 17a SAS Slutafvandercentrifugens slam (rør på vej til tørreanlæg) 16.06.2016  
Sort, ensartet, fin masse let sammenpresset fra rørføring.
- 17b SAS2 Slutafvandercentrifugens slam (direkte fra kasse under centrifuge) 18.11.2016  
Sort masse, lig SAS, men her løs og muldagtig i konsistensen.
- 18 SAR Slutafvanders rejktvand 18.11.2016  
Mørkegrå vandig prøve.
- 19 TØR Tørret slam.  
Knastørre, brune klumper (0,5-2-3 cm) af ensartet materiale, men rosinagtige i formen.
- Prøver fra januar 2017 – kun anderledes observationer end juniprøver**
- 1 IND og 2 VDI en anelse mere grumsede denne gang, hvilket formentlig skyldes vejrforholdene med meget regn i døgnnet op til første prøvetagning og tørvejr op til anden prøvetagning.
- 3 FED ret homogen, grå masse, der mindede om FED2, igen formentlig pga. vejret.
- 6 ANA og 8 NDN minder om FBB, blot med lidt forskelligt indhold af den 'skyede' fase.
- 9 EKT fandtes stort set ikke i januar 2017. Det lykkedes skrabe en smule af overfladen, og derfor der prioriteres mellem analyser af denne prøve.
- 10 UDL denne gang filtreret 250 L på 63 µm sigte, hvorved det sikredes bedre, at MP'er på 100 µm ikke blev tabt under efterfølgende afskylning af sigte.
- 13 SPF mere fugtig, og der var tilføjet savsmuld.
- 16 FAR denne gang forholdsvis klar, mindende om FAR2.
- 18 SAR var en rødlig væske med en lidt skumdannelse.

### 8.3 Tabeller med tørstof-, TOM-, total-P- og densitetsresultater

Tabel 6 Middel tørstof-, TOM-resultater. Til venstre i prøverne fra 2016 og til højre i prøverne fra januar 2017 med 95 % konfidensintervaller (95 % CI). FAR2 i juni 2016 baseret på enkeltbestemmelse. UDL og FAR fra januar 2017 baseret på dublikat, da tredje digle for disse to prøver revnede under afbrænding i muffelovn.

Prøve 2016	TS	95% CI	TOM	95% CI	Prøve 2017	TS	95% CI	TOM	95% CI
1: IND	0,19%	0,03%	39,20%	22,5%	1: IND	0,20%	0,00%	31,10%	4,92%
2: VDI	0,17%	0,02%	29,20%	29,0%	2: VDI	0,25%	0,05%	44,70%	10,2%
3a: FED	28,30%	5,01%	90,90%	0,62%	3: FED	62,30%	3,25%	94,40%	1,42%
3b: FED2	39,40%	5,83%	95,30%	0,62%	4: VFF	0,22%	0,03%	35,10%	2,33%
4: VFF	0,28%	0,14%	42,40%	21,0%	5: SAN	43,50%	8,15%	46,80%	6,60%
5: SAN	46,10%	2,99%	44,00%	11,0%	6: ANA	0,54%	0,03%	59,50%	9,98%
7: FBB	0,87%	0,04%	63,40%	3,17%	7: FBB	0,54%	0,09%	59,10%	8,17%
9a: EKT	6,53%	0,59%	71,50%	12,6%	8: NDN	0,58%	0,07%	59,00%	6,13%
9b: EKT2	5,45%	0,62%	76,00%	3,94%	9: EKT	6,98%	0,45%	77,90%	17,8%
10: UDL	0,18%	0,02%	24,60%	21,1%	10: UDL	0,15%	0,03%	17,30%	-
11: VDU	0,20%	0,02%	24,70%	38,9%	11: VDU	0,17%	0,01%	17,00%	12,4%
12: ARP	1,78%	0,09%	67,70%	3,05%	12: ARP	1,81%	0,29%	69,50%	0,79%
13: SPF	85,30%	0,97%	89,50%	1,59%	13: SPF	58,50%	12,8%	88,80%	1,07%
14: SPV	1,99%	0,15%	65,20%	8,71%	14: SPV	2,03%	0,05%	69,70%	2,76%
15: FAS	5,62%	0,45%	68,10%	1,35%	15: FAS	6,80%	0,71%	77,00%	8,85%
16a: FAR	0,31%	0,03%	48,10%	20,0%	16: FAR	0,24%	0,04%	41,60%	-
16b:FAR2	0,17%	-	65,10%	-	17: SAS	25,20%	0,74%	59,20%	0,56%
17a: SAS	27,10%	0,71%	57,70%	1,59%	18: SAR	0,23%	0,02%	45,40%	5,85%
17b: SAS2	22,70%	0,20%	60,80%	94,0%					
18: SAR	0,29%	0,03%	47,70%	12,1%					
19: TØR	93,60%	0,16%	58,60%	1,10%					

Tabel 7 Absorbanser og beregnede koncentrationer af total-P i g/kg TS for prøver med TS > 0,3% til venstre. Til højre absorbanser og beregnet total-P-koncentration i (vand)prøver med TS < 0,3 % i hhv. mg/L og g/kg TS. Resultaterne er baseret på to dobbeltbestemmelser og angivet med standardafvigelser ( $\sigma$ ).

Prøver	ABS <sub>prøve</sub> <sup>-</sup>	$\sigma$	c(total-P)	$\sigma$	Prøver	ABS <sub>prøve</sub> <sup>-</sup>	$\sigma$	c(total-P)	$\sigma$	c(total-P)	$\sigma$
>0,3% TS	ABS <sub>blind</sub>		g/kg TS		<0,3% TS	ABS <sub>blind</sub>		mg/L		g/kg TS	
3:FED	0,013	0,02	0,042	0,13	1:IND	0,37	0,006	11,78	0,183	5,8	0,1
5:SAN	0,309	0,008	4,12	0,32	2:VDI	0,238	0,001	7,522	0,031	3	0
6:ANA	0,165	0,032	11,7	1,02	4:VFF	0,277	0,246	8,772	0,152	4	0,1
7:FBB	0,126	0,037	8,82	0,72	10:UDL	0,064	0,246	0,19	0,014	0,1	0
8:NDN	0,165	0,019	10,3	0,34	11:VDU	0,066	0,004	0,197	0,012	0,1	0
12:ARP	0,317	0,004	22	0,96	16:FAR	0,255	0,007	8,046	0,212	3,4	0,1
13:SPF	0,08	0,009	5,71	0,41	18:SAR	0,395	0,013	62,89	2,126	26,8	0,9
14:SPV	0,22	0,003	15,2	0,99		ABS <sub>blind</sub>	$\sigma$				
15:FAS	0,198	0,031	23,6	1,67	Blind	0,011	0,005				
17:SAS	0,263	0,04	38,1	1,56							
	ABS <sub>blind</sub>	$\sigma$									
Blind	0,028	0,001	-	-							

*Tabel 8 Middel densitet af prøver målt v. 19°C (n=3). angivet med standardafvigelser ( $\sigma$ ).*

Prøve januar	middel $\rho$ mg/mL	$\sigma$ (n=3)
IND	1,002	0,10%
VDI	1,002	0,10%
VFF	1,004	0,10%
ANA	1,007	0,10%
FBB	1,005	0,20%
NDN	1,004	0,10%
UDL	1,002	0,10%
VDU	1,001	0,20%
FAR	1,001	0,10%
SAR	1,004	0,10%
demin.vand	1,003	0,10%

## 8.4 Skema til optælling af MP under stereolup

Prøve: \_\_\_\_\_ Filterstr. \_\_\_\_\_ Filterantal: \_\_\_\_\_ Volumen filtreret: \_\_\_\_\_ Dato: \_\_\_\_\_ [ial@ruc.dk](mailto:ial@ruc.dk)

	Transparent	Blå	Rød	Sort	Anden farve	Multifarvet
<b>Fiber</b>						
<b>Fragment</b>						
<b>Svamp/skum</b>						
<b>Bead</b>						
<b>Sfære</b>						
<b>Flage/folie</b>						

Kommentarer:

## 8.5 Udbygning af referencebibliotek til FTIR-software

Udpluk af den fysiske version af udbygningen af FTIR-softwarens referencebibliotek.



## 8.6 Optællingsresultater

### Kontrolprøver

Table 9 Optællingsresultater for kontrolprøver udført i tripliket med milli-q-vand og hhv. 10 og 100 µm filtre. Af pladshensyn er kategorikolonner med 0 fund i samtlige prøver slettet.

Kontrolprøver	Vol.	MP/V		Fibre							Fragment					Svamp/Skum				Bead					Kugle					Flage/Folie											
		L	MP/L	Antal	I alt	T/H	B	R	S	A	M	I alt	T/H	B	R	S	A	M	I alt	T/H	B	A	I alt	T/H	B	R	A	M	I alt	T/H	S	A	M	I alt	T/H	B	R	S	A	M	
0a MQ100µm <sub>a</sub>	0,25	4	1	1	.	.	.	1	.	.	0	.	.	.	.	.	.	0	.	.	.	0	.	.	.	.	0	.	.	.	.	0	.	.	.	.	0	.	.	.	.
MQ100µm <sub>b</sub>	0,25	0	0	0	.	.	.	.	.	.	0	.	.	.	.	.	.	0	.	.	.	0	.	.	.	.	0	.	.	.	.	0	.	.	.	.	0	.	.	.	.
MQ100µm <sub>c</sub>	0,25	0	0	0	.	.	.	.	.	.	0	.	.	.	.	.	.	0	.	.	.	0	.	.	.	.	0	.	.	.	.	0	.	.	.	.	0	.	.	.	.
0b MQ10µm <sub>a</sub>	0,25	4	1	0	.	.	.	.	.	.	0	.	.	.	.	.	.	0	.	.	.	0	.	.	.	.	0	.	.	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	
MQ10µm <sub>b</sub>	0,25	0	0	0	.	.	.	.	.	.	0	.	.	.	.	.	.	0	.	.	.	0	.	.	.	.	0	.	.	.	.	0	.	.	.	.	0	.	.	.	.
MQ10µm <sub>c</sub>	0,25	0	0	0	.	.	.	.	.	.	0	.	.	.	.	.	.	0	.	.	.	0	.	.	.	.	0	.	.	.	.	0	.	.	.	.	0	.	.	.	.

### Juniprøver

Table 10 Optællingsresultater for juniprøver med tørstofindhold under 5 %. Hvor intet andet er anført, er der anvendt 100 µm filtre. Af pladshensyn er kategorikolonner med 0 fund slettet.

Prøve juni 2016	Vol.	MP/V		Fiber							Fragment					Svamp/Skum				Bead					Kugle					Flage/Folie										
		L	MP/L	Antal	I alt	T/H	B	R	S	A	I alt	T/H	B	R	S	A	M	I alt	T/H	B	S	A	I alt	T/H	B	R	A	M	I alt	T/H	R	S	A	I alt	T/H	B	R	S	A	M
1 IND	4,6	11	52	25	8	3	5	9	.	17	NB	.	.	17	.	.	1	.	.	1	.	2	NB	1	1	.	.	0	.	.	.	.	7	NB	1	1	1	1	3	
IND 10-100µm	0,25	56	14	12	11	1	.	.	.	1	NB	.	.	.	.	1	0	.	.	.	0	NB	.	.	.	.	0	.	.	.	.	1	NB	.	.	1	.	.	.	.
2 VDI	5,8	30	172	76	9	6	7	54	.	63	NB	1	.	62	.	.	6	5	.	1	.	13	NB	13	.	.	0	.	.	.	.	14	NB	.	1	.	13	.	.	
VDI 10-100µm	0,2	50	10	8	6	.	2	.	.	0	NB	.	.	.	.	.	0	.	.	.	2	NB	1	1	.	.	0	.	.	.	.	0	NB	.	.	.	.	.		
4 VFF	1,25	110	137	17	1	3	2	11	.	58	.	.	.	52	6	.	0	.	.	.	60	52	7	1	.	.	0	.	.	.	.	2	NB	.	.	1	1	.	.	
7 FBB	0,25	744	186	100	41	6	8	44	1	55	NB	.	16	36	3	.	0	.	.	.	8	NB	8	.	.	11	11	.	.	12	NB	2	4	2	4	.	.			
10 UDL	100	0,4	35	22	6	5	.	10	1	1	.	.	.	1	.	.	0	.	.	.	6	1	3	2	.	.	3	3	.	.	3	NB	1	2	.	.	.			
UDL 10µm	10	4,3	43	18	11	5	.	2	.	13	.	.	1	12	.	.	0	.	.	.	9	6	3	.	.	3	3	.	.	0	NB	.	.	.	.	.	.			
11 VDU 10µm	2,96	2,7	8	5	3	1	.	1	.	3	.	.	.	3	.	.	0	.	.	.	0	.	.	.	.	0	.	.	.	.	0	NB	.	.	.	.	.	.		
12 ARP	0,15	2073	311	164	64	11	13	75	1	79	NB	1	11	65	2	.	6	6	.	.	21	NB	16	4	.	1	25	25	.	.	16	NB	2	3	1	8	2			
14 SPV	0,15	2000	300	120	33	3	11	69	4	123	NB	.	10	106	7	.	2	.	.	2	19	NB	16	2	1	.	11	11	.	.	25	NB	.	9	1	10	5			
16 FAR	2	317	634	68	19	12	11	24	2	30	.	.	.	28	1	1	6	6	.	.	263	230	30	3	.	239	229	.	9	1	28	NB	16	12	.	.	.			
16 FAR 2	0,32	819	262	16	12	.	.	4	.	7	.	.	2	2	3	.	3	3	.	.	148	142	4	2	.	84	84	.	.	4	NB	1	.	3	.	.				
18 SAR	0,17	588	100	40	33	1	3	3	.	5	.	.	2	3	.	.	5	5	.	.	39	38	.	1	.	11	11	.	.	0	NB	.	.	.	.	.				

Tabel 11 Optællingsresultater fra juniprøver med tørstofindhold over 5%. Hvor intet andet er anført, er der anvendt 100 µm filtre. Af pladshensyn er kategorikolonner med 0 fund slettet. Nederst er opgjort summen af fund fra samtlige juniprøver, dvs. inkl. resultater fra Tabel 12.

Prøve juni 2016	Vol.	MP/m	MP i alt	Fibre					Fragment					Svamp/Skum					Bead					Kugle					Flage/Folie										
				> 5% TS	g	MP/g	Antal	I alt	T/H	B	R	S	A	I alt	T/H	B	R	S	A	M	I alt	T/H	B	R	A	M	I alt	T/H	R	S	A	I alt	T/H	B	R	S	A	M	
3 FED <sub>A</sub>	4,718	75	353	186	92	19	11	64	12				11	1	17	17			93	81	7	5			40	40				5	NB	2	1	1	1				
FED <sub>B</sub>	4,016	59	238	67	28	3	4	32	17				11	6	4	4			115	110	3	2			28	28				7	NB	1		1	3	2			
FED <sub>C</sub>	5,196	43	225	100	75	5	5	14	27		1		23	3	11	11			65	61	2	2			19	19				3	NB		1		2				
3 FED 2 <sub>A</sub>	7,349	78	576	66	23	2	2	39	94				90	4	1	1			382	371	3	8			3	3				30	NB	4	2	21	3				
FED 2 <sub>B</sub>	5,168	99	511	64	23	4	3	34	97				86	11	0				333	320	5	8			4	4				13	NB	2		7	4				
FED 2 <sub>C</sub>	4,306	69	296	73	39	6	2	26	101			1	91	9	0				110	99	11				3	3				9	NB	1		4	4				
5 SAN <sub>A</sub>	4,052	34	137	28	6	4	2	13	59	NB	12	1	43	2	2	2			0	NB					9	7			2	39	NB			7	31	1			
SAN <sub>B</sub>	4,221	28	118	21	9	2	2	8	55	NB	12	2	37	4	0				1	NB		1			8	6			2	33	NB			1	32				
SAN <sub>C</sub>	4,262	34	145	19	4	1	1	12	63	NB	7	1	55		0				0	NB					7	7				56	NB	8	1	5	42				
9 EKT	11,203	5	58	19	14			5	0						3	3			29	29					6	6				1	NB				1				
9 EKT 2	41,57	22	915	75	53	2	5	15	57	1			50	6	3	3			500	467	22	11			275	273			2	5	NB			1	4				
13 SPF <sub>A</sub>	0,642	821	527	488	318	28	40	90	29	NB		1	23	5	0				5	NB	4	1			1	1				4	NB	3	1						
SPF <sub>B</sub>	0,671	653	438	398	262	37	25	72	30	NB			23	7	0				7	NB	6	1			1	1				2	NB	2							
SPF <sub>C</sub>	0,814	717	584	544	380	15	35	113	30	NB		1	21	6	0				5	NB	4	1			1			1		4	NB		1	2	1				
15 FAS	41,40	11	440	197	134	4	7	50	201	NB	4	16	171	10	4	4			4	NB	4				2	2				32	NB	2			24	6			
17 SAS	15,81	36	573	480	248	10	39	167	31	NB		30	NB	1	2	2			19	NB	19				8	7	1			33	NB	1	6		17	9			
17 SAS 2 <sub>A</sub>	9,740	32	312	133	85	10	8	28	151	NB	2	14	130	5	7	7			5	NB		3		2	1			1		15	NB	1			11	3			
SAS 2 <sub>B</sub>	6,685	48	320	97	55	2	1	39	193	NB		14	177	2	10	8	2		2	NB	2				2	2				16	NB	5	1		8	2			
SAS 2 <sub>C</sub>	6,974	38	262	137	84	3	5	43	103	NB	8	21	72	2	6	6			0	NB					0					16	NB	3	1		12				
19 TØR <sub>A</sub>	2,657	164	436	258	168	10	17	56	153	NB	3	20	122	8	7	7			3	NB		3			5	5				10	NB	1	2		7				
TØR <sub>B</sub>	2,086	156	325	186	126	10	5	45	106	NB	3	9	92	2	1	1			0	NB					2	2				30	NB	10	4	3	9	4			
TØR <sub>C</sub>	2,015	149	300	173	106	9	6	52	93	NB		12	78	3	3	3			8	NB	8				1	1				22	NB	3	1		14	4			
I alt>10			51	4500	2589	243	287	1323	58	2157	1	54	185	1793	119	5	110	104	2	2	2	2276	2007	202	63	1	3	813	794	1	11	7	497	NB	72	54	63	267	41
I alt 10-100			24	43%	25%	2%	3%	13%	1%	21%	0%	1%	2%	17%	1%	0%	1%	1%	0%	0%	0%	22%	19%	2%	1%	0%	0%	8%	8%	0%	0%	0%	5%	NB	1%	1%	1%	3%	0%
I alt>100			10278																																				
I alt			10353																																				







Tabel 13 Optællingsresultater for prøver fra januar med tørstofindhold > 1 %. Hvor intet andet er anført, er der anvendt 100 µm filtre. Afpladshensyn er kategorikolonner med 0 fund slettet. Nederst er opgjort summen af fund fra samtlige januarprøver, dvs. inkl. resultater fra Tabel 12.

Prøver januar > 1 % TS	m g	MP/m MP/g	MP i alt Antal	Fibre						Fragment						Svamp/Skum				Bead						Kugle						Flage/Folie								
				I alt	T/H	B	R	S	A	M	I alt	T/H	B	R	S	A	M	I alt	T/H	B	A	I alt	T/H	B	R	A	M	I alt	T/H	S	A	M	I alt	T/H	B	R	S	A	M	
3 FEDa	1,266	215	272	38	7	6	.	23	2	.	26	.	1	.	17	8	.	2	2	.	.	192	189	2	1	.	.	8	8	.	.	.	6	NB	1	.	2	2	1	
FEDb	1,313	101	133	37	10	6	.	20	1	.	28	.	1	.	13	14	.	1	1	.	.	52	51	1	.	.	3	3	.	.	.	12	NB	3	1	1	7	.		
FEDc	1,016	176	179	24	10	1	3	9	1	.	16	.	.	.	10	5	1	2	2	.	.	114	110	1	3	.	.	14	13	1	.	.	9	NB	3	2	1	3	.	
5 SANA	1,401	44	62	3	2	1	.	.	.	.	38	NB	.	.	34	4	.	1	.	.	1	0	NB	.	.	.	4	1	2	1	.	16	NB	.	1	2	13	.		
SANb	1,973	53	105	12	4	4	1	3	.	.	63	NB	.	.	60	3	.	0	.	.	.	0	NB	.	.	.	4	4	.	.	.	26	NB	1	.	1	24	.		
SANc	2,197	46	101	7	1	3	2	1	.	.	67	NB	.	.	66	1	.	0	.	.	.	0	NB	.	.	.	2	2	.	.	.	25	NB	2	.	.	23	.		
9 EKTa	4,164	7	31	1	.	.	.	1	.	.	1	.	.	1	.	.	0	.	.	.	15	11	.	1	3	.	14	14	.	.	.	0	NB	.	.	.	.	.		
EKTb	3,289	7	22	0	.	.	.	.	.	.	3	3	.	.	.	.	1	1	.	.	10	10	.	.	.	8	8	.	.	.	0	NB	.	.	.	.	.			
EKTc	7,461	7	50	3	1	2	.	.	.	.	0	.	.	.	.	.	3	3	.	.	23	21	1	1	.	20	20	.	.	.	1	NB	1	.	.	.	.			
12 ARPa	28,928	4	112	39	14	8	.	14	3	.	45	NB	.	4	40	1	4	4	.	.	3	NB	2	1	.	9	9	.	.	.	12	NB	1	.	1	6	4			
AR Pb	29,913	4	133	43	15	4	1	21	2	.	49	NB	.	5	43	1	8	8	.	.	3	NB	1	2	.	8	8	.	.	.	22	NB	4	.	1	16	1			
AR Pc	31,435	4	129	35	15	7	2	9	2	.	55	NB	2	5	44	3	13	13	.	.	5	NB	5	.	.	6	6	.	.	.	15	NB	.	.	6	7	2			
13 SPFa	0,933	447	417	365	247	27	15	72	4	.	37	NB	3	1	26	7	0	.	.	.	3	NB	1	2	.	4	4	.	.	.	8	NB	2	.	2	3	1			
SPFb	0,863	564	487	435	283	31	22	91	7	1	30	NB	.	.	21	9	0	.	.	.	3	NB	3	.	.	8	8	.	.	.	11	NB	3	1	6	1	.			
SPFc	0,923	605	558	473	308	35	19	96	15	.	58	NB	1	1	42	13	1	0	.	.	.	0	NB	.	.	.	4	4	.	.	.	23	NB	6	2	3	11	1		
14 SPVa	25,204	5	114	43	12	6	1	19	5	.	43	NB	1	2	35	5	4	4	.	.	0	NB	.	.	.	8	8	.	.	.	16	NB	3	1	.	9	3			
SPVb	25,022	5	118	34	10	7	1	14	2	.	53	NB	2	8	41	2	6	6	.	.	0	NB	.	.	.	6	6	.	.	.	19	NB	.	1	.	15	3			
SPVc	28,06	5	151	72	32	13	5	18	4	.	44	NB	.	4	33	7	6	6	.	.	2	NB	1	1	.	5	5	.	.	.	22	NB	5	2	3	9	3			
15 FASa	8,158	16	133	53	28	8	6	11	.	.	46	NB	1	2	42	1	15	15	.	.	0	NB	.	.	.	2	2	.	.	.	17	NB	2	2	1	10	2			
FASb	7,351	10	72	29	9	7	2	10	1	.	26	NB	.	5	20	1	1	1	.	.	2	NB	2	.	.	0	.	.	.	.	14	NB	.	1	3	9	1			
FASc	7,023	12	87	32	9	6	1	15	1	.	33	NB	.	6	26	1	7	7	.	.	0	NB	.	.	.	1	1	.	.	.	14	NB	1	.	1	10	2			
17 SASa	2,133	65	138	50	14	8	5	21	2	.	46	NB	.	.	42	4	16	16	.	.	1	NB	1	.	.	1	1	.	.	.	24	NB	1	1	2	17	3			
SASb	2,023	73	147	33	6	5	1	17	4	.	77	NB	.	4	71	2	14	14	.	.	2	NB	2	.	.	3	2	1	.	.	18	NB	2	.	4	11	1			
SASc	2,179	106	231	82	22	20	7	26	7	.	97	NB	.	5	87	5	12	12	.	.	1	NB	1	.	.	4	4	.	.	.	35	NB	4	2	3	23	3			
I alt > 10 µm			36	2855	1444	347	155	804	107	1	1987	37	15	93	1670	167	5	245	241	2	2	731	627	67	29	6	2	348	339	7	1	1	716	NB	83	29	58	477	69	
I alt 10-100 µm			24	41%	21%	5%	2%	12%	2%	0%	29%	1%	0%	1%	24%	2%	0%	4%	4%	0%	0%	11%	9%	1%	0%	0%	0%	5%	5%	0%	0%	0%	10%	NB	1%	0%	1%	7%	1%	
I alt > 100 µm			6822																																					
			6882																																					



Tabel 15 FTIR-korrigerede optællingsresultater for juniprøver > 5% TS. Under hvert kategorinavn er de udførte korrektioner anført. For læsevenligheds skyld er de angivet i hele tal.

Prøve juni 2016	Vol.	MP/m	MP i alt	Fibre (samtlige korrigeret med 94%)					Fragment (lygterøde slettet, sorte korrigeret med 74%, øvrige korrigeret med 82%)							Svamp/Skum					Bead (transparente korrigeret med 88 %)					Kugle (transparente korrigeret med 25%)					Flage/Folie (brune slettet, blå korrigeret med 90 %, øvrige korrigeret med 78%)																			
				I alt	T/H	B	R	S	A	I alt	T/H	B	R	S	A	M	I alt	T/H	B	S	A	I alt	T/H	B	R	A	M	I alt	T/H	R	S	A	I alt	T/H	B	R	S	A	M											
> 5 % TS	g	MP/g	Antal																																															
3 FEDA	4,718	63	297	175	86	18	10	60	9	.	.	.	8	1	.	17	17	.	.	.	83	71	7	5	.	.	10	10	.	.	.	3	NB	2	1	1	.	.												
FEDB	4,016	48	192	63	26	3	4	30	13	.	.	.	8	5	.	4	4	.	.	.	102	97	3	2	.	.	7	7	.	.	.	3	NB	1	.	1	.	2												
FEDC	5,196	36	189	94	71	5	5	13	1	20	.	1	.	17	2	.	11	11	.	.	.	58	54	2	2	.	.	5	5	.	.	.	1	NB	.	1	.	.	.											
3 FED 2A	7,349	67	493	62	22	2	2	37	.	70	.	.	.	67	3	.	1	1	.	.	.	337	326	3	8	.	.	1	1	.	.	.	22	NB	4	2	16	.	.											
FED 2B	5,168	84	436	60	22	4	3	32	.	73	.	.	.	64	9	.	0	.	.	.	.	295	282	5	8	.	.	1	1	.	.	.	7	NB	2	.	5	.	.											
FED 2C	4,306	57	247	69	37	6	2	24	.	76	.	.	1	67	7	.	0	.	.	.	.	98	87	11	.	.	.	1	1	.	.	.	4	NB	1	.	3	.	.											
5 SANA	4,052	20	82	26	6	4	2	12	3	44	NB	10	.	32	2	1	2	2	.	.	.	0	NB	.	.	.	.	4	2	.	.	2	6	NB	.	.	5	.	1											
SANB	4,221	16	67	20	8	2	2	8	.	42	NB	10	2	27	3	.	0	.	.	.	.	1	NB	.	1	.	.	4	2	.	.	2	1	NB	.	.	1	.	.											
SANC	4,262	18	79	18	4	1	1	11	1	46	NB	6	.	41	.	.	0	.	.	.	.	0	NB	.	.	.	.	2	2	.	.	.	13	NB	7	1	4	1	.											
9a EKT	11,203	4	48	18	13	.	.	5	.	0	.	.	.	.	.	.	3	3	.	.	.	26	26	.	.	.	.	2	2	.	.	.	0	NB	.	.	.	.	.											
9b EKT 2	41,57	17	688	71	50	2	5	14	.	43	1	.	.	37	5	.	3	3	.	.	.	500	467	22	11	.	.	70	68	.	.	2	2	NB	.	.	1	1	.											
13 SPF A	0,642	761	489	459	299	26	38	85	11	21	NB	.	.	17	4	.	0	.	.	.	.	5	NB	4	1	.	.	0	0	.	.	.	3	NB	3	1	.	.	.											
SPF B	0,671	605	406	374	246	35	24	68	2	23	NB	.	.	17	6	.	0	.	.	.	.	7	NB	6	1	.	.	0	0	.	.	.	2	NB	2	.	.	.	.											
SPF C	0,814	667	543	511	357	14	33	106	1	22	NB	.	.	16	5	2	0	.	.	.	.	5	NB	4	1	.	.	1	.	.	1	.	3	NB	.	1	2	1	.											
15 FAS	41,40	8	341	185	126	4	7	47	2	139	NB	3	1	127	8	.	4	4	.	.	.	4	NB	4	.	.	.	1	1	.	.	.	8	NB	2	.	.	2	5											
17a SAS	15,81	31	494	451	233	9	37	157	15	1	NB	.	.	NB	1	.	2	2	.	.	.	19	NB	19	.	.	.	3	2	1	.	.	18	NB	1	5	.	5	7											
17b SAS 2A	9,740	25	243	125	80	9	8	26	2	102	NB	2	.	96	4	.	7	7	.	.	.	5	NB	.	3	.	2	1	.	.	1	.	3	NB	1	.	.	.	2											
SAS 2B	6,685	37	246	91	52	2	1	37	.	134	NB	.	2	131	2	.	10	8	2	.	.	2	NB	2	.	.	.	1	1	.	.	.	8	NB	5	1	.	2	2											
SAS 2C	6,974	29	201	129	79	3	5	40	2	62	NB	7	1	53	2	.	6	6	.	.	.	0	NB	.	.	.	.	0	.	.	.	.	4	NB	3	1	.	1	.											
19 TØRA	2,657	134	356	243	158	9	16	53	7	99	NB	2	.	90	7	.	7	7	.	.	.	3	NB	.	3	.	.	1	1	.	.	.	2	NB	1	2	.	.	.											
TØRB	2,086	128	268	175	118	9	5	42	.	74	NB	2	2	68	2	.	1	1	.	.	.	0	NB	.	.	.	.	1	1	.	.	.	18	NB	9	3	2	.	3											
TØRC	2,015	119	239	163	100	8	6	49	.	60	NB	.	.	58	2	.	3	3	.	.	.	8	NB	8	.	.	.	0	0	.	.	.	5	NB	1	1	.	1	3											
I alt>10			43	4230	2434	228	270	1244	55	1489	1	44	15	1327	98	4	110	104	2	2	2	2092	1823	202	63	1	3	218	199	1	11	7	206	NB	63	42	49	20	32											
I alt 10-100			22	51%	29%	3%	3%	15%	1%	18%	0%	1%	0%	16%	1%	0%	1%	1%	0%	0%	0%	25%	22%	2%	1%	0%	0%	3%	2%	0%	0%	0%	2%	NB	1%	1%	1%	0%	0%											
I alt>100			8279																																															
I alt			8344																																															



Tabel 17 FTIR-korrigerede optællingsresultater for januarprøver > 1 % TS. Under kategorinavne er de udførte korrektioner angivet. For læsevenligheds skyld er de angivet i hele tal.

Prøve januar 2017	Vol.	MP/m	MP i alt	Fibre (samtlige korrigeret med 94%)							Fragment (lygterøde slettet, sorte korrigeret med 74%, øvrige korrigeret med 82%)						Svamp/Skum				Bead (transparente korrigeret med 88 %)						Kugle (transparente korrigeret med 25%)					Flage/Folie (brun slettet, blå korrigeret 90 %, øvrige korrigeret 78%)							
				I alt	T/H	B	R	S	A	M	I alt	T/H	B	R	S	A	M	I alt	T/H	B	A	I alt	T/H	B	R	A	M	I alt	T/H	S	A	M	I alt	T/H	B	R	S	A	M
3 FEDa	1,266	183	232	36	7	6	.	22	2	.	20	.	1	.	13	7	.	2	2	.	.	169	166	2	1	.	.	2	2	.	.	.	3	NB	1	.	2	.	1
FEDb	1,313	83	109	35	9	6	.	19	1	.	22	.	1	.	10	11	.	1	1	.	.	46	45	1	.	.	1	1	.	.	.	4	NB	3	1	1	.	.	
FEDc	1,016	145	148	23	9	1	3	8	1	.	12	.	.	.	7	4	1	2	2	.	.	101	97	1	3	.	.	4	3	1	.	.	6	NB	3	2	1	1	.
5 SANa	1,401	27	38	3	2	1	.	.	.	.	28	NB	.	.	25	3	.	1	.	.	1	0	NB	.	.	.	3	0	2	1	.	.	2	NB	.	1	2	.	.
SANb	1,973	31	62	11	4	4	1	3	.	.	47	NB	.	.	44	2	.	0	.	.	.	0	NB	.	.	.	1	1	.	.	.	2	NB	1	.	1	1	.	.
SANc	2,197	27	59	7	1	3	2	1	.	.	50	NB	.	.	49	1	.	0	.	.	.	0	NB	.	.	.	1	1	.	.	.	3	NB	2	.	.	1	.	.
9 EKTa	4,164	4	18	1	.	.	.	1	.	.	0	.	.	.	.	.	.	0	.	.	.	14	10	.	1	3	4	4	.	.	.	0	NB	.	.	.	.	.	.
EKTb	3,289	4	14	0	.	.	.	.	.	.	2	2	.	.	.	.	.	1	1	.	.	9	9	.	.	.	2	2	.	.	.	0	NB	.	.	.	.	.	.
EKTc	7,461	4	32	3	1	2	.	.	.	.	0	.	.	.	.	.	.	3	3	.	.	20	18	1	1	.	.	5	5	.	.	.	1	NB	1	.	.	.	.
12 ARPa	28,928	3	81	37	13	8	.	13	3	.	30	NB	.	.	30	1	.	4	4	.	.	3	NB	2	1	.	.	2	2	.	.	.	5	NB	1	.	1	.	3
ARPb	29,913	3	92	40	14	4	1	20	2	.	33	NB	.	.	32	1	.	8	8	.	.	3	NB	1	2	.	.	2	2	.	.	.	6	NB	4	.	1	1	1
ARPC	31,435	3	97	33	14	7	2	8	2	.	37	NB	2	.	33	2	1	13	13	.	.	5	NB	5	.	.	2	2	.	.	.	7	NB	.	.	5	1	2	
13 SPFa	0,933	407	380	343	232	25	14	68	4	.	28	NB	2	1	19	6	.	0	.	.	.	3	NB	1	2	.	.	1	1	.	.	.	4	NB	2	.	2	.	1
SPFb	0,863	517	446	409	266	29	21	86	7	1	23	NB	.	.	16	7	.	0	.	.	.	3	NB	3	.	.	2	2	.	.	.	9	NB	3	1	5	1	.	
SPFc	0,923	548	506	445	290	33	18	90	14	.	44	NB	1	1	31	11	1	0	.	.	.	0	NB	.	.	.	1	1	.	.	.	16	NB	5	2	2	6	1	
14 SPVa	25,204	3	84	40	11	6	1	18	5	.	31	NB	1	.	26	4	.	4	4	.	.	0	NB	.	.	.	2	2	.	.	.	7	NB	3	1	.	1	2	
SPVb	25,022	3	77	32	9	7	1	13	2	.	34	NB	2	.	30	2	.	6	6	.	.	0	NB	.	.	.	2	2	.	.	.	4	NB	.	1	.	1	2	
SPVc	28,06	4	118	68	30	12	5	17	4	.	30	NB	.	.	24	6	.	6	6	.	.	2	NB	1	1	.	.	1	1	.	.	.	11	NB	5	2	2	.	2
15 FASa	8,158	13	105	50	26	8	6	10	.	.	33	NB	1	.	31	1	.	15	15	.	.	0	NB	.	.	.	1	1	.	.	.	6	NB	2	2	1	1	2	
FASb	7,351	7	51	27	8	7	2	9	1	.	16	NB	.	.	15	1	.	1	1	.	.	2	NB	2	.	.	0	.	.	.	.	5	NB	.	1	2	1	1	
FASc	7,023	9	61	30	8	6	1	14	1	.	20	NB	.	.	19	1	.	7	7	.	.	0	NB	.	.	.	0	0	.	.	.	4	NB	1	.	1	1	2	
17 SASa	2,133	49	104	47	13	8	5	20	2	.	34	NB	.	.	31	3	.	16	16	.	.	1	NB	1	.	.	0	0	.	.	.	6	NB	1	1	2	.	2	
SASb	2,023	54	108	31	6	5	1	16	4	.	54	NB	.	.	53	2	.	14	14	.	.	2	NB	2	.	.	2	1	1	.	.	6	NB	2	.	3	.	1	
SASc	2,179	78	169	77	21	19	7	24	7	.	68	NB	.	.	64	4	.	12	12	.	.	1	NB	1	.	.	1	1	.	.	.	10	NB	4	2	2	.	2	
I alt > 10 µm			33	2685	1357	326	146	756	101	1	1425	30	12	6	1236	137	4	245	241	2	2	656	552	67	29	6	2	94	85	7	1	1	219	NB	75	23	45	23	54
I alt 10-100 µm			19	50%	25%	6%	3%	14%	2%	0%	27%	1%	0%	0%	23%	3%	0%	5%	5%	0%	0%	12%	10%	1%	1%	0%	0%	2%	2%	0%	0%	0%	4%	NB	1%	0%	1%	0%	1%
I alt > 100 µm			5272																																				
			5324																																				

## 8.8 Liste med FTIR-målte formodede MP-partikler

Tabel 18 Liste over FTIR-målte formodede MP-partikler angivet i kategori, farve, prøvested, målemetode og fortolkningsresultat.

Kategori	Farve	prøve	metode trans-	Fortolkning
bead	blå	ANAc	mittance	PE
bead	blå	EKTc	mittance	PE
bead	blå	SPFa	flectance	PE
bead	blå	UDL250	mittance	PE
bead	rød (lyserød)	FEDb	mittance	PE/PP copolymer med en ekstra peak 1563
bead	rød (lyserød)	UDL250	mittance	PP
bead	transparent	ANAb	mittance	PE
bead	transparent	ANAA	mittance	PE
bead	transparent	EKTa	flectance	ikke polymer - som kugler
bead	transparent	EKTb	flectance	PE
bead	transparent	EKTc	mittance	PE
bead	transparent	SPFa	flectance	PE
bead	transparent	UDL250	mittance	PE
bead	blå	UDL250	mittance	PE
bead	rød (lyserød)	UDL250	mittance	PE
bead	transparent	EKTb	mittance	PE
bead	transparent	EKTc	mittance	PE
bead	transparent	UDL250	mittance	PE
bead	blå	UDL250	mittance	PEVA plus 1569, 1106, 802
bead	transparent	EKTb	mittance	PE
bead	transparent	EKTc	mittance	PE
bead	transparent	UDL250	flectance	PE
bead	transparent	EKTc	mittance	PE
bead	transparent	UDL250	reflectance	uidentificeret blanding
bead	transparent	UDL250	flectance	PE
fiber	blå	ARPa	mittance	PES
fiber	blå	EKTc	mittance	ikke polymer - formentlig uld
fiber	blå	FEDb	mittance	PES
fiber	blå	SPFa	mittance	PAN under nedbrydning eller OPAN
fiber	blå	SPVb	mittance	PAN under nedbrydning eller OPAN
fiber	grøn	SPVb	mittance	PAN under nedbrydning eller OPAN
fiber	rød	EKTc	mittance	ikke polymer - formentlig uld
fiber	rød	SASa	mittance	PAN under nedbrydning eller OPAN
fiber	rød (pink)	SPFa	mittance	PES
fiber	rød	SPFa	mittance	PES
fiber	rødbrun	UDL250	mittance	PES
fiber	sort	ANAb	mittance	PES
fiber	sort	ANAA	mittance	PES
fiber	sort	ARPa	mittance	Nylon
fiber	sort	EKTa	mittance	PES
fiber	sort	FEDb	flectance	PES
fiber	sort	SPFa	mittance	PES
fiber	Sort	UDL250	flectance	PAN under nedbrydning eller OPAN
fiber	sort	VDIc	mittance	PES
fiber	transparent	ANAb	mittance	PES
fiber	transparent	ANAc	mittance	PES
fiber	transparent	ANAA	mittance	PP
fiber	transparent	ARPa	mittance	PES
fiber	transparent	FEDb	mittance	PES
fiber	transparent	INDb	flectance	PES
fiber	transparent	SPFa	mittance	PES
fiber	transparent	SPVb	mittance	PES
fiber	transparent	FEDb	flectance	PES
fiber	transparent	SPFa	flectance	PP
fiber	transparent	UDL250	mittance	PES
fiber	transparent	VDIc	mittance	PES
fiber	blå	SPFa	mittance	PAN under nedbrydning eller OPAN

fiber	blå	SPVb	mittance	PES
fiber	rød	SPFa	mittance	PES
fiber	sort	ANAb	mittance	PES
fiber	sort	ANAa	mittance	PES
fiber	sort	ARPa	mittance	PES
fiber	sort	FEDb	mittance	PES
fiber	sort	SPFa	mittance	PES
fiber	transparent	ANAb	mittance	PES
fiber	transparent	ANAa	mittance	PP under nedbrydning
fiber	transparent	ARPa	mittance	PAN under nedbrydning eller OPAN
fiber	transparent	FEDb	mittance	PES
fiber	transparent	SPFa	mittance	Nylon
fiber	transparent	SPVb	mittance	PES
fiber	transparent	SPFa	mittance	PP
fiber	transparent	VDIc	mittance	PES
fiber	blå	SPVb	mittance	PES
fiber	sort	ANAb	mittance	PES
fiber	Sort	SPFa	mittance	PES
fiber	transparent	ARPa	mittance	PES
fiber	transparent	FEDb	flectance	PES
fiber	transparent	SPFa	mittance	PES
fiber	transparent	SPVb	mittance	PES
fiber	Sort	SPFa	mittance	Nylon
fiber	transparent	ARPa	mittance	PAN under nedbrydning eller OPAN
fiber	transparent	SPFa	mittance	PES
fiber	transparent	ARPa	mittance	PES
fiber	transparent	SPFa	mittance	PP
fiber	transparent	ARPa	mittance	ikke polymer uidentificerbar - ligner kugler
fiber	transparent	SPFa	mittance	PP
fiber	transparent	SPFa	mittance	uidentificerbar svag, kunne være PP
fiber	transparent	SPFa	mittance	PES
flage	blå	SASa	mittance	epoxymaling
flage	brun	ANAb	mittance	mineral
flage	brun	ARPa	mittance	mineral
flage	brun	FEDb	mittance	mineral
flage	brun	SANc	mittance	mineral
flage	brun	SASa	mittance	mineral
flage	brun	SPVb	mittance	mineral
flage 6-kant	gul 6_kant	INDb	mittance	PES
flage	multi mørk	ANAc	mittance	epoxymaling
flage	multi	ANAb	mittance	uidentificerbar - maling med pigmenter
flage	rød (pink)	INDb	mittance	epoxymaling
flage	Sort maling	SPFa	mittance	akrylmaling udefinerbar
flage	brun	ARPa	mittance	mineral
flage	brun	FEDb	mittance	mineral
flage	brun	SANc	mittance	mineral
flage	brun	SASa	mittance	mineral
flage	brun	SPVb	mittance	mineral
flage	brun	SPVb	mittance	mineral
flage	brun	SPVb	mittance	mineral
flage	brun	SPVb	mittance	mineral
folie	sort	FARa	mittance	PP
folie	blå	INDb	mittance	PEVA
folie	blå (lyseblå)	ARPa	mittance	PP
folie	blå	SPVb	mittance	uidentificeret
folie	blå stærk	SPVb	mittance	akrylblanding
folie	blå (lyseblå)	FEDb	mittance	Ikke polymer (stearate)
folie	multi transp m prikker	ANAb	mittance	PEVA
flage	multi mørk	ANAc	mittance	akrylblanding
folie	rød (lyserød)	ANAb	mittance	PE
folie	blå stærk	ANAa	mittance	akrylblanding
folie	blå stærk	SPFa	mittance	akrylblanding
folie	blå stærk	SPFa	mittance	akrylblanding
folie	blå stærk	SPFa	mittance	akrylblanding
fragment	blå utransp	FEDb	mittance	uidentificeret



fragment	grøn	SANc	mittance	nitrilgummi
fragment	grå	ANAc	mittance	uidentificeret
fragment	grå	FEDb	mittance	PE plus 1562
fragment	grå	SPFa	mittance	PP mm.
fragment	rød lygterød	ANAb	mittance	ikke identificeret
fragment	rød lygterød	ANAA	mittance	ikke identificeret
fragment	rød lygterød	SPFa	mittance	ikke identificeret
fragment	rød lygterød	INDc	mittance	ikke identificeret
fragment	rød	SPVb	mittance	PE
fragment	rød	FEDa	mittance	PP
fragment	sort	ANAc	mittance	EDPM mulig svag, plus noget chlor
fragment	sort	ANAA	mittance	styren copolymer indeholder calcite
fragment	sort	ARPa	mittance	Tyres – svag, men ligner old tire fra egen måling
fragment	sort	FEDb	mittance	styrene copolymer
fragment	Sort	SPFa	mittance	EPDM plus noget eller oxidering
fragment	sort	SPVb	mittance	uidentificerbar svag
fragment	blå	FEDb	mittance	PUR-ester (spandex)
fragment	grå	ANAc	mittance	styren copolymer med kalk
fragment	grå	FEDb	mittance	PE/PP copolymer plus farve eller pigment
fragment	sort	ANAc	mittance	Nylon - svagt men temmelig sikker
fragment	sort	ANAA	mittance	EPDM plus calcite
fragment	sort	ARPa	mittance	Tyres - 82% match med old tire egen måling. Indeholder PS
fragment	sort	SPVb	mittance	styren copolymer
fragment	grå	FEDb	mittance	EPDM plus underlig triplepeak
fragment	sort	ANAA	mittance	uidentificerbar svag trods mange scan
fragment	sort	ANAc	mittance	nitrilgummi, svag
fragment	sort	ARPa	mittance	uidentificerbar svag trods 128 scan
fragment	sort	SPVb	mittance	Tyres - svag, men ligner bildæk fra egen måling
fragment	sort	ANAb	mittance	uidentificerbar svag trods 128
fragment	sort	ARPa	mittance	EPDM – ethylene-propylene-diene tegn på oxidering?
fragment	sort	SPVb	mittance	styren copolymer SBS - copolymer med PS - plus C=O oxidering?
fragment	sort	ARPa	mittance	uidentificerbar svag - foreslår chlorosulfonated PE CSPE
fragment	sort	ARPa	mittance	styren copolymer SBS - copolymer med PS - plus C=O oxidering?
kugle	transparent	SPFa	flectance	PE
kugle	transparent	EKTc	mittance	ikke polymer
kugle	transparent	FARa	mittance	ikke polymer
kugle	transparent	UDL250	mittance	ikke polymer
kugle	transparent	EKTc	flectance	ikke polymer
kugle	transparent	FARa	mittance	ikke polymer
kugle	transparent	SPFa	flectance	PE
kugle	transparent	UDL250	mittance	ikke polymer
kugle	transparent	EKTc	flectance	ikke polymer
fragment	hvid	FEDb	mittance	PS
ps-kugle//svamp	hvid	FEDc	mittance	PS
svamp	transparent	UDL250	mittance	PUR
svamp	bikube	ARPa	mittance	PUR
svamp	bikube	SPVb	mittance	PUR
svamp	transparent	ANAb	mittance	PUR
svamp	transparent	ANAc	mittance	PUR
svamp	bikube	ARPa	mittance	PUR
svamp	transparent	ANAb	mittance	PUR
svamp	bikube	ARPa	mittance	PUR

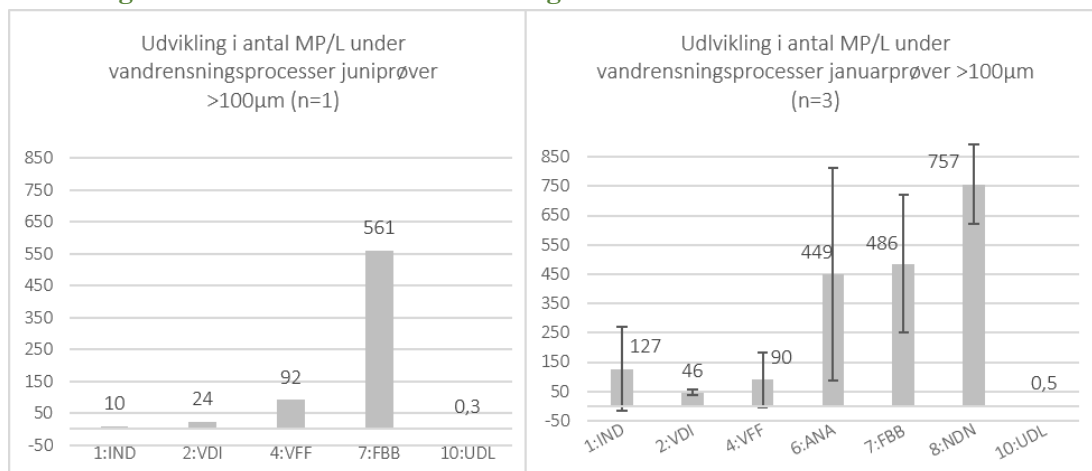
## 8.9 Tabel med lygterøde fragmenter og brune flager

Tabel 19 Opgørelse af lygterøde fragmenter blandt røde fragmenter og brune flager blandt andre folier/flager. Til venstre for juniprøver og til højre for januarprøver. Prøver er kun inkluderet i tabellen, hvis enten lygterøde fragmenter eller brune flager var repræsenteret.

Juni Nr.	n lygterøde fragmenter	n øvrige røde fragmenter	n brune flager	n øvrige i andre flager	Januar Nr.	n lygterøde fragmenter	n øvrige røde fragmenter	n brune flager	n øvrige i andre flager
1 IND	.	.	.	1	1 IND A	7	.	44	2
1b UDL-10	.	1	1	.	1 IND B	4	.	86	.
2 VDI	.	.	13	.	1 IND C	.	.	2	.
2b VDI-10	.	1	.	.	1b IND B - 10	.	.	2	.
3 FED A	.	.	1	.	2 VDI A	.	.	5	1
3 FEB B	.	.	3	.	2 VDI B	2	.	7	.
3 FED C	.	.	2	.	2 VDI C	.	.	14	1
3b FED 2 A	.	.	3	.	2b VDI B 10	.	1	.	.
3b FED 2B	.	.	4	.	3 FED A	.	.	2	.
3b FED 2C	.	1	4	.	3 FED B	.	.	7	.
4 VFF	.	1	.	1	3 FED C	.	.	2	1
5 SAN A	1	.	31	.	4 VFF A	3	.	8	1
5 SAN B	.	2	32	.	4 VFF B	3	.	6	.
5 SAN C	1	.	42	1	4 VFF C	1	.	5	.
7 FBB	16	.	4	.	5 SAN A	.	.	13	.
9 EKT	.	.	1	.	5 SAN B	.	.	22	2
9b EKT 2	4	7	3	1	5 SAN C	.	.	20	3
10 UDL	.	2	.	.	6 ANA A	3	2	10	.
12 ARP	11	4	3	5	6 ANA B	1	.	5	.
13 SPF A	1	.	.	.	6 ANA C	4	1	9	.
13 SPF B	.	.	.	.	7 FBB A	2	.	3	1
13 SPF C	1	.	.	1	7 FBB B	1	.	4	.
14 SPV	5	5	7	3	7 FBB C	1	.	3	2
15 FAS	15	1	22	2	8 NDN A	3	.	9	.
16 FAR	.	.	.	.	8 NDN B	1	.	6	2
16b FAR 2	.	2	.	.	8 NDN C	4	.	7	.
17 SAS	30	.	10	7	9 EKT A	1	.	.	.
17b SAS 2 A	14	.	11	.	10b UDL C 10	.	1	.	.
17b SAS 2B	12	2	6	2	12 ARP B	5	.	15	1
17b SAS 2C	20	1	11	1	12 ARP C	5	.	6	1
18 SAR	1	1	.	.	12 ARP D	4	.	6	.
19 TØR A	20	.	7	.	13 SPF A	.	1	3	.
19 TØR B	7	2	9	.	13 SPF B	.	.	.	1
19 TØR C	12	.	13	1	13 SPF C	.	1	3	8
					14 SPV B	7	1	14	1
					14 SPV C	4	.	9	.
					14 SPV D	2	.	8	1
					15 FAS A	2	.	10	1
					15 FAS B	5	.	8	1
					15 FAS C	6	.	10	1
					16 FAR C	.	.	.	1
					17 SAS A	.	.	17	.
					17 SAS B	4	.	11	.
					17 SAS C	5	.	23	.
					18 SAR C	.	.	1	.
					18 SAR B	.	.	.	1

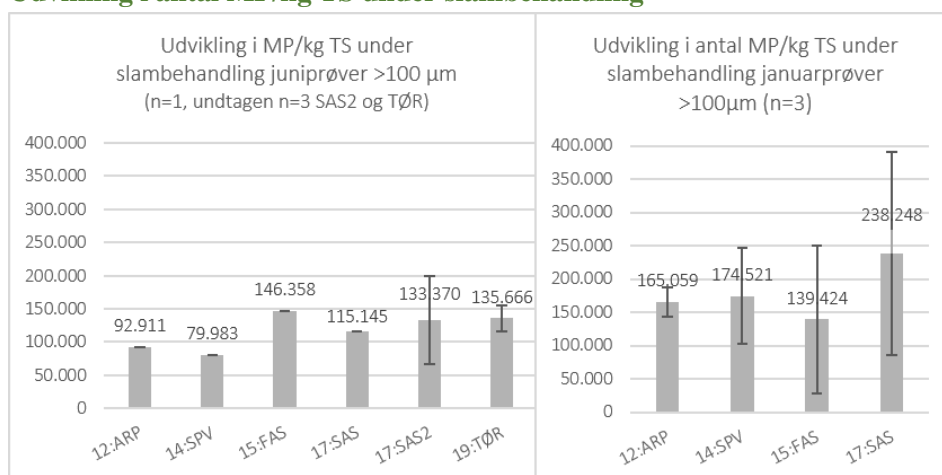
## 8.10 Udvikling i MP under vandrensning og slambehandling isoleret

### Udvikling i antal MP/L under vandrensning



Figur 54 Udvikling i antal MP/L under vandrensningsprocesserne i prøverne for juni og januar. IND er stikprøven af indløb, VDI er vægdet døgnprøve af indløb, VFF er vand fra fedtfang, ANA anaerobe tanke, FBB er efter anaerobe tanke med biologisk og kemisk P-fjernelse, NDN luftningstanke, og UDL er efter efterklaring. Fejllinjer angiver CI<sub>95</sub>.

### Udvikling i antal MP/kg TS under slambehandling



Figur 55 Udvikling i antal MP pr. kg tørstofindhold under slambehandlingen. ARP repræsenterer overskudsslam, SPV slammet efter strainpressen, FAS er forafvandet slam, SAS er slutafvandet slam og TØR (kun juni) er tørret slam. Fejllinjer angiver CI<sub>95</sub>.