



Miljø- og
Fødevareministeriet
Miljøstyrelsen

Partnerskab om mikroplast i spildevand 2017



Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion:

Hanne Løkkegaard, Teknologisk Institut

Sie Woldum Tordrup, Teknologisk Institut

Morten Køcks, Teknologisk Institut

Carsten Lassen, COWI

Marlies Warming, COWI

ISBN: 978-87-7120-948-8

Indhold

Forord	5
Opsummering og konklusion	7
Summary and conclusion	10
1. Baggrund	13
1.1 Formål	14
1.2 Afgrænsning af partnerskabets arbejde	14
1.3 Fremgangsmåde	14
2. Indledende baselineanalyse	15
2.1 Formål og afgrænsning	15
2.2 Analysemetoder anvendt til mikroplast	15
2.3 Forekomst i regnvand og spildevand	17
2.4 Renseteknologier	17
2.5 Samlet konklusion på baselineanalyse og næste skridt	17
3. Beskrivelse af analysemetoder	19
3.1 Formål og afgrænsning	19
3.2 Katalog over benyttede metoder	19
3.2.1 Prøvetagning	20
3.2.2 Prøveforberedelse og -oprensning	21
3.2.3 Detektionsmetoder	24
3.3 Konklusion og anbefalinger	29
4. Forekomst af mikroplast	31
4.1 Formål og afgrænsning	31
4.2 Udledning af spildevand og forventede mængder af mikroplast fra regnvand og renseanlæg	31
4.2.1 Skæbne for mikroplast afgivet udendørs	31
4.2.2 Skæbnen for mikroplast afledt som spildevand	32
4.3 Forekomst i regnvand og spildevand	33
4.4 Størrelse af mikroplast	34
4.5 Typen af mikroplast	35
4.6 Beskrivelse af status for regnvand	36
4.7 Konklusion og anbefalinger	37
5. Renseteknologi til rensning for mikroplast	39
5.1 Formål og afgrænsning	39
5.2 Eksisterende viden om mikroplast i renseanlæg og regnvandsafløb	39
5.2.1 Renseanlæg	39
5.2.2 Regnvandsbetinget udledning	45
5.3 Beskrivelse af anvendte renseteknologier og rensegrader	46
5.3.1 Formål og afgrænsning	46
5.3.2 MBR-anlæg (membranbioreaktorer)	47

5.3.3	Båndfiltre	51
5.3.4	Skivefiltre og tromlefiltre	53
5.3.5	Actiflo®-processen	56
5.3.6	Teknikker til rensning af regnvand	58
5.4	Eksempler på cases med rensning for mikroplast	59
5.4.1	Vejle Spildevand	60
5.4.2	Herlev Hospital	60
5.4.3	Renseanlægget Mølleåværket	61
5.5	Konklusion og anbefalinger	61
6.	Opsummering af konferenceinput	63
7.	Referencer	66

Forord

Projektet Partnerskab om mikroplast i spildevand er finansieret af Miljøteknologisk Udviklings- og Demonstrationsprogram (MUDP) og gennemført af Teknologisk Institut med COWI som underleverandør. I forbindelse med projektet er der nedsat en styregruppe, som har bidraget med input på to styregruppemøder afholdt i projektperioden.

Projektforløbet har omfattet en indledende baselineanalyse af eksisterende viden. Analysen blev benyttet i forbindelse med afholdelse af en workshop, der involverede partnerskabets medlemmer, til erfaringsudveksling den 3. april 2017. Partnerskabet består af førende aktører på området og omfatter medlemmer, som arbejder aktivt med forskellige former for måling og rensning af mikroplast i Danmark. Efterfølgende har der været fokus på metoder til analyse af mikroplast i spildevand, som tillige er blevet behandlet i på et møde med universiteterne i partnerskabet den 1. juni 2017.

Miljøstyrelsen, styregruppen, Teknologisk Institut og COWI har som afslutning på projektet afholdt en konference vedr. mikroplast i spildevand den 26. september 2017, hvor partnerskabets medlemmer igen blev inviteret til at give deres endelige input til projektet. På konferencen var der oplæg omkring selve arbejdet i partnerskabet med at identificere eksisterende og af-dække manglende viden i forhold til mikroplast i spildevand, ligesom det nuværende vidensniveau i Danmark blev præsenteret. Der var endvidere indlæg om igangværende MUDP-projekter vedrørende mikroplast i spildevand samt indlæg fra udenlandske aktører. Endelig var der på konferencen et punkt om fremtidig erfaringsudveksling for at opnå et endnu tættere samarbejde mellem kommuner, spildevandsforsyningsselskaber, myndigheder og virksomheder på området.

Projektgruppen takker partnerskabets medlemmer, oplægsholdere og andre deltagere på workshoppen og konferencen for deres input, som har været værdifuldt i arbejdet med at belyse den eksisterende viden om mikroplast i dette projekt.

Styregruppen

Katrine Rafn, Miljøstyrelsen
Svend-Erik Jepsen, Dansk Industri
Helle Kayerød, DANVA
Jørn Jespersen, Dansk Miljøteknologi
Knud Mikkelsen, Hjørring Kommune for Kommunernes Landsforening
Hanne Løkkegaard, Teknologisk Institut

Sekretariat

Lene Westergaard, Miljøstyrelsen
Mathilde Aagaard Sørensen, Miljøstyrelsen
Rikke Joo Vienberg, Miljøstyrelsen

Projektgruppen

Hanne Løkkegaard, Teknologisk Institut
Sie Woldum Tordrup, Teknologisk Institut
Morten Køcks, Teknologisk Institut
Sebastian Antonsen, Teknologisk Institut
Carsten Lassen, COWI
John Sørensen, COWI
Marlies Warming, COWI

Partnerskabet

Partnerskabet omfatter ud over styregruppen og projektgruppen følgende deltagere:

Interesseorganisationer

Karsten Filsø og Ryan Metcalfe, KIMO
Henrik Beha Pedersen, Plastic Change
Christina Busk, Plastindustrien

Universiteter

Jakob Strand, Aarhus Universitet
Jes Vollertsen, Aalborg Universitet
Torkel Gissel Nielsen, DTU
Nanna Hartmann, DTU
Kristian Syberg, RUC
Annemette Palmquist, RUC

Virksomheder/ Teknologileverandører

Niels Vestergaard, Grimstrup Maskinforretning ApS
Nicolas Heinen, Alfa Laval
Jakob Søholm, Grundfos Biobooster

Virksomheder/rådgivere

Stine Lundbøl Vestergaard, EnviDan
Aviaja Hansen, Krüger
Margrethe Winther-Nielsen, DHI

Spildevandsforsyningselskaber

Per Henrik Nielsen, VandCenter Syd A/S
Per Overgaard Pedersen, Aarhus Vand A/S
Claus Pedersen, Vejle Spildevand
Dines Thornberg, BIOFOS A/S
Arne Kristensen, Nordvand A/S

Kommuner

Timm Jäger og Karina Pihl Buch, Kolding Kommune
Helle Paludan Pedersen, Aalborg Kommune

Myndigheder

Flemming Ingerslev, Miljøstyrelsen, Kemikalier

Opsummering og konklusion

Baggrund - manglende viden om mikroplast i spildevand

I de seneste 2-3 år er der udført intensivt arbejde med at identificere, analysere og kortlægge forekomsten af og kilder til mikroplast i spildevand både nationalt og internationalt, men der mangler stadig en mere systematisk tilgang til emnet. Forskning på området peger på en række svagheder og udfordringer ved de analysemetoder, der anvendes til måling af mikroplast, som fx vanskelig identifikation og tolkning af de små partikler ved mikroskopering samt ved oprensning, fragmentering og eventuelt nedbrydning af mikroplast. Generelt skal resultater fra tidligere studier således tages med visse forbehold, især hvad angår mængden og sammensætningen af partikler <100 µm. Der er derfor behov for at få udviklet en ensrettet procedure til måling af mikroplast og for at få mere viden om forekomst og tilbageholdelse af mikroplast i spildevand.

Mængden og typen af mikroplast, der udledes i vandmiljøet fra forskellige forureningskilder, er stadig et uafklaret område, og der findes kun meget få publikationer, som omhandler regnvandsbetinget udledning. Viden om tilbageholdelse af meget små partikler af mikroplast ved forskellige eksisterende rensemetoder er heller ikke fyldestgørende. Desuden er der i litteraturen ikke fundet omtale af mikroplast bestående af gummi i spildevandsprøver, på trods af at Miljøstyrelsens rapport vedr. mikroplast fra 2015 ud fra teoretiske beregninger konkluderer, at bildæk er langt den største kilde til udledning af mikroplast med en andel på ca. 60 %.

Nyt initiativ fra Miljøstyrelsen - formålet med Partnerskab om mikroplast i spildevand

Projektet "Partnerskab om mikroplast i spildevand" er finansieret af Miljøteknologisk Udviklings- og Demonstrationsprogram (MUDP) og er gennemført af Teknologisk Institut med COWI som underleverandør. Projektet har etableret et partnerskab om mikroplast i Danmark for at samle den eksisterende viden og opnå yderligere viden ved inddragelse af de mest relevante aktører og videnspersoner på området. Projektets formål omfatter identifikation af mulige renseteknologier til fjernelse af mikroplast. Formålet er desuden at afdække, hvor der mangler viden på området inden for analysemetoder, samt at kortlægge forekomsten af mikroplast i spildevand, herunder regnvand, som i projektet betragtes som en særlig kategori under spildevand. I projektet er der derfor arbejdet med at vurdere analysemetoder til måling af mikroplast, ligesom der er gjort overvejelser omkring en mulig udvikling og ensretning af kosteffektive analysemetoder til mikroplast. Der er desuden gjort overvejelser om mængden af mikroplast i spildevand og regnvandsbetingede udledninger set i forhold til de anvendte analysemetoder og usikkerhederne forbundet hermed. Projektet har ikke omfattet en udredning om forekomst af mikroplast i recipienter og eventuelle miljøeffekter af mikroplast i vand- og jordmiljøet.

Fremgangsmåde for partnerskabets undersøgelse

Projektet er gennemført med udgangspunkt i eksisterende viden på området og bygger bl.a. på nationale og internationale publikationer. De emner, der er behandlet i projektet, er belyst ved gennemgang af videnskabelige artikler udgivet af internationale forskningsgrupper samt en række rapporter udgivet af Miljøstyrelsen og flere andre organisationer. Der er søgt artikler og rapporter, som behandler emnet mikroplast med særligt fokus på spildevand og regnvand. Formålet med arbejdet er at synliggøre fordele og ulemper ved de metoder, der anvendes i dag, samt at komme med anbefalinger til at imødekomme udfordringer ved prøvetagning, prøvebehandling og analyse i forhold til på sigt at udvikle en eller flere ensrettede procedurer til analyse af mikroplast. Udvikling af analysemetoder til mikroplast pågår i øjeblikket, hos bl.a. flere af de danske universiteter, og det vurderes ikke på det nuværende stadie i udviklingsprocessen muligt at fremkomme med konkrete anbefalinger til en fremtidig omkostningseffektiv metode til analyse af mikroplast på renseanlæg.

Ensrettet procedure til analyse af mikroplast er nødvendig

Der anvendes i dag en række metoder til undersøgelse af indhold af mikroplast i vandige prøver. Lysmikroskopi har traditionelt været den hyppigst anvendte metode, idet udstyret er lettilgængeligt og let at anvende. Lysmikroskopi kan imidlertid ikke analysere små partikler (særligt problematisk for partikler <100 µm) og muliggør heller ikke bestemmelse af typen af mikroplast. Der ses i den videnskabelige litteratur en udvikling hen imod anvendelsen af de spektroskopiske metoder FTIR og Raman, som øger kompleksiteten af analysen, men som til gengæld giver viden om den specifikke plasttype.

Det eksisterende datagrundlag er behæftet med usikkerhed, fordi de hidtil anvendte metoder ikke er ensrettede i forhold til proceduren. Eksisterende data viser store forskelle i forekomsten af mikroplast i udløbet fra renseanlæg, og der er stor forskel på, hvilken størrelsesfraktion der er analyseret for (ofte fokus på større partikler). Der findes begrænset data på typen af plast. Det kan have betydning for bl.a. kildeprosporing, for mikroplastens skæbne ved spildevandsrensning og for den belastning, mikroplast forårsager i miljøet med hensyn til miljøfarlige stoffer. I projektet anbefales det, at der arbejdes mod ensretning af analysemetoderne. Desuden peger rapporten på, at der er behov for dialog, åbenhed og samarbejde forsknings- og vidensinstitutionerne imellem, så den samlede viden om mikroplast i Danmark bliver koordineret.

Eksisterende undersøgelser tyder på høj renseseffektivitet på danske renseanlæg

Eksisterende undersøgelser i udlandet og undersøgelser af gennemsnittet for danske renseanlæg tyder på, at renseseffektiviteten på de konventionelle anlæg, som anvendes i Danmark, er meget høj, hvad angår større partikler, men at der stadig er stor usikkerhed om effektiviteten over for partikler <100 µm. Når det gælder de mindre partikler, og især partikler <20 µm, er der behov for yderligere udvikling af analysemetoderne for at kunne opnå pålidelige resultater om forekomst og renseseffektivitet. I forhold til den samlede massestrøm af mikroplast har de små partikler <20 µm stort set ingen betydning, men der er endnu usikkerhed om, hvorvidt partikler i denne størrelse vil have en effekt i recipienterne, selv ved relativt lav forekomst.

Begrænset viden om de regnvandsbetingede udledninger

I 2015 blev i gennemsnit 4 % (med stor variation mellem kommuner) af spildevandet ledt uden om renseanlæggene i forbindelse med kraftige regnhændelser. Denne beskedne andel vil imidlertid meget nemt kunne bidrage mere til den samlede forurening af vandmiljøet end udledninger fra renseanlæg. Det vil derfor være relevant at se på reduktionen af dette bidrag i forhold til reduktionen af udledninger fra renseanlæg. Der er endnu meget begrænset viden om, i hvilken grad de teknologier, der i de senere år er udviklet og afprøvet med henblik på rensning af regnvand (vej- og tagvand) for andre forureningsstoffer, også tilbageholder mikroplast. Der kan desuden være behov for at undersøge, om teknologierne kan forbedres, så der opnås en øget rensning for mikroplast. Fremadrettet er der derfor behov for at rette blikket mod de regnvandsbetingede udledninger og deres bidrag til den samlede mikroplastbelastning.

De miljømæssige effekter er stadig uafklarede

For diskussionen omkring rensning for mikroplast er der stadig behov for mere viden om de mulige effekter af mikroplast i recipienterne. Grundet problemets kompleksitet med mange typer af partikler, der kan have forskellige effekter over for forskellige organismer, må det dog forventes, at der kan gå mange år, inden der vil være fuld klarhed over de mulige effekter. Derfor opfordres der til, at der fremadrettet fortsat sættes fokus på at opnå mere viden om de miljømæssige effekter.

Inddragelse af eksterne aktører

Den nuværende viden om mikroplast i spildevand, som er indsamlet i projektet, er diskuteret med partnerskabets medlemmer på en workshop i april 2017. På workshoppen bidrog delta-

gerne med deres viden på området, og tre hovedområder blev diskuteret: analysemetoder til bestemmelse af mikroplast, forekomst af mikroplast i spildevand og mulige renseteknologier og deres effektivitet ved rensning af spildevand for mikroplast. Der var enighed om, at alle tre hovedområder er relevante, og erfaringer og problemstillinger inden for hvert område er opsummeret i forbindelse med afrapportering af projektet.

Der har i forbindelse med inddragelsen af aktørerne på området været stort fokus på metoder til analyse af mikroplast. Der var på workshoppen i april 2017 stor opbakning omkring erfaringsudveksling i forbindelse med metodeudvikling blandt de partnerskabsmedlemmer, som arbejder med dette. Emnet blev derfor behandlet på et efterfølgende møde med universiteterne i partnerskabet den 1. juni 2017.

Som afslutning på projektet og som optakt til fremtidigt samarbejde om mikroplast i spildevand blev der afholdt en konference om emnet i september 2017. På konferencen deltog nationale og internationale foredragsholdere, som belyste nogle af de aktuelle problemstillinger inden for mikroplast i spildevand samt den nyeste udvikling inden for analysemetoder og renseteknologier. Resultaterne fra projektet blev ligeledes gennemgået. Miljøstyrelsen ønsker fortsat at følge området, og konferencen omfattede derfor også en workshop, hvor partnerskabets medlemmer fik mulighed for at diskutere fremadrettede aktiviteter, som kan styrke samarbejdet og give øget viden om mikroplast i spildevand.

Flere mulige, fremadrettede aktiviteter blev foreslået:

- Fortsat fokus på udvikling af ensrettede procedurer til analyse af mikroplast i spildevand og erfaringsudveksling blandt nationale og internationale aktører
- Udvikling af analysemetode og udarbejdelse af anbefalinger til mikroplast i regnvand, hvor der er særligt fokus på muligheden for detektion af gummipartikler
- Opnåelse af øget viden om forekomst og rensning, hvor der specielt for regnvand mangler viden
- Opnåelse af øget viden om mikroplasts skæbne i forhold til tilbageholdelse i slam
- Fortsat fokus på de miljømæssige effekter, så viden om fx partikelstørrelse og plasttypens indflydelse kan belyses.

Et fortsat fokus på cirkulær økonomi og øget genanvendelse kan måske på sigt have en positiv indvirkning på udledningen af mikroplast, idet producenterne i stigende grad har interesse i at tage ansvar for at indsamle og genanvende brugte produkter og derved mindske udledningen af mikroplast.

Summary and conclusion

Background – limited knowledge of microplastics in waste water

Over the past 2-3 years, strenuous work has been carried out to identify, analyse and survey the occurrence and sources of microplastics in waste water in Denmark and abroad, but a more systematic approach to the issue is still needed. Research in the field, points at several weaknesses and challenges of the analytical methods that are used to measure microplastics. They are for instance: problematic identification and interpretation of small particles during microscopy and purification, fragmentation and possible degradation of plastic particles. In general, the results from previous studies should be treated with reservations, and that especially applies to the amount and composition of particles <100 µm. Therefore, it is necessary to develop a standardised analytical method for measuring microplastics and to acquire greater knowledge of the occurrence and retention of microplastics in waste water.

The amount and type of microplastics that are discharged to the aqueous environment from various sources of pollution still represent an unclarified area. Only few existing publications deal with storm water discharge. Furthermore, knowledge of the retention of very small microplastic particles from existing treatment methods is inadequate. Besides, no reference has been found in literature to rubber particles in waste water samples. Notwithstanding, a report from the Danish Environmental Agency from 2015 concerning microplastics concludes (on the basis of theoretical calculations) that car tyres by far are the greatest source of emission of microplastics and amounts to approximately 60%.

New initiative from the Danish Environmental Protection Agency – the objective of the partnership for microplastics in waste water

The project "Partnership for microplastics" was financed by the Environmental Technology Development Program (MUDP) and was carried out by Danish Technological Institute with COWI as sub-supplier. The project has established a partnership for microplastics in Denmark in order to collect existing knowledge and acquire greater knowledge by involving the most relevant stakeholders and scientists in the field. The objective of the project concerns the identification of possible treatment technologies that can remove microplastics. Furthermore, the objective is to identify where knowledge is needed within analytical methods, and also to investigate the occurrence of microplastics in waste water, including storm water that in the project is treated as a specific category under waste water. Therefore, the project has dealt with the assessment of analytical methods for measuring microplastics and has considered the possible development and standardisation of cost effective analytical methods for microplastics. Considerations have also been given to the amount of microplastics in waste water and storm water discharge in relation to the applied analytical methods and their uncertainties. The project did not comprise an account of the occurrence of microplastics in recipients or possible environmental effects of microplastics in the aquatic and terrestrial environment.

The procedure for the partnership's investigation

The starting point of the project was the existing knowledge, and the project is i.a. based on Danish and international publications. The issues treated in the project were treated by analysing the scientific articles published by international research groups and a number of reports published by the Danish Environmental Protection Agency and several other organisations. A search was carried out for articles and reports that discuss microplastics with a special focus on waste water and storm water. The objective of the work was to disclose the advantages and disadvantages of the methods that are used today, and to recommend how challenges in sampling, sample treatment and analyses could be complied with regarding later development of one or several standardised procedures for analysis of microplastics. The development of

analytical methods for microplastics is currently taking place (i.a., at several Danish universities), and at the current stage of the development process it is not possible to recommend a future cost effective method for analysis of microplastics in treatment plants.

Standardised procedure for analysis of microplastics is necessary Today, several methods are used to investigate the content of microplastics in aqueous samples. The most frequently applied method has traditionally been light microscopy, as the equipment is easily accessible and easy to use. However, light microscopy cannot analyse small particles (especially particles <100 µm are problematic) and it cannot determine the type of microplastic. In scientific literature, there is a trend towards applying the spectroscopic methods FTIR and Raman. They increase the complexity of the analysis, but in return give information about the specific type of plastic.

The existing data base is subject to some uncertainty, as the methods used so far are not standardised in relation to the procedure. Existing data shows great differences in the occurrence of microplastics in the discharge from the waste water treatment plants, and there is a great difference between the size fraction of the analyses (focus is often on larger particles). Limited data exists on the type of plastic. The type of plastic can be of significance for source tracking, for the fate of the microplastics during waste water treatment, and for the strain microplastics cause on the environment with regard to environmental pollutants. The project recommends working towards the standardisation of analytical methods. In addition, this report points at the need for dialogue, greater openness and cooperation among the research and knowledge institutes so all knowledge about microplastics in Denmark becomes coordinated.

Existing investigations indicate a high treatment efficiency at Danish treatment plants

Existing investigations abroad and investigations of the average at Danish treatment plants indicate that the treatment efficiency of conventional Danish plants is very high regarding larger particles. However, there is still considerable uncertainty regarding efficiency for particles <100 µm. Smaller particles - especially particles <20 µm – require further development of the analytical methods to obtain reliable results on occurrence and treatment efficiency. In relation to the total mass flow of microplastics, the small particles <20 µm are hardly of any importance, but it is still uncertain whether particles of that size affect the recipients even at a rather low occurrence.

Limited knowledge of storm water discharge

In 2015, an average of 4% of the waste water (great variation among municipalities) was led past the treatment plants in connection with heavy storm water incidents. However, this modest share could easily contribute more to the total pollution of the aqueous environment than discharges from treatment plants. Therefore, it is relevant to take a closer look at the reduction of this contribution compared to the reduction in discharges from waste water treatment plants. So far, little is known about the retention of microplastics when using the technologies that have been developed and tested in recent years with regard to treating storm water (street and roof water) for other pollutants. Furthermore, it might be necessary to investigate if the technologies can be improved so increased treatment of microplastics can be obtained. Therefore, it is considered necessary to look closer at the discharge of storm water and its contribution to the total load of microplastics.

The environmental effects must still be clarified

More knowledge about how microplastics effect the recipients is needed to discuss the treatment of microplastics. However, due to the complexity of the problem with many types of particles that can have different effects on various organisms it must be expected that many years can pass before there will be a complete overview of the possible effects.

At the same time, it is recommended to continue having focus on the acquisition of knowledge about the environmental effects in the future.

Involvement of external stakeholders

The current knowledge of microplastics in waste water (collected during the project) was discussed by the members of the partnership at a workshop in April 2017. At the workshop, the participants contributed with their knowledge in the field, and three main areas were discussed: analytical methods for determination of microplastics, occurrence of microplastics in waste water and possible treatment technologies and their efficiency when removing microplastics from waste water. It was in general agreed that all three areas are relevant, and experience and problems within each area were summed up in connection with the final reporting of the project.

The analytical methods for microplastics have also been in focus during the involvement of the stakeholders in the field. At the workshop in April 2017, there was great support for knowledge sharing connected with method development among the partnership members dealing with that issue. Therefore, the issue was treated at a subsequent meeting on 1 June 2017 with the universities in the partnership.

As a conclusion of the project and as an introduction to a future cooperation on microplastics in waste water, a conference was held in September 2017 about the topic. Danish and international lecturers participated in the conference, and they elucidated some of the current problems with microplastics in waste water and the newest developments within analytical methods and treatment technologies. The project results were also presented. The Danish Environmental Protection Agency still wants to follow the field, and therefore the conference also comprised a workshop where the members of the partnership could discuss future activities that can strengthen the cooperation and give increased knowledge of microplastics in waste water. Several future activities were suggested:

- Continued focus on the development of standardised analyses of microplastics in waste water and knowledge sharing among Danish and international stakeholders.
- Development of analytical methods and preparation of recommendations for microplastics in storm water with special focus on the detection of rubber particles.
- Acquire greater knowledge of occurrence and treatment; especially information about storm water is very limited.
- Acquire greater knowledge of the fate of microplastics in relation to retention in sludge.
- Continued focus on the environmental effects, so knowledge of, e.g., particle size and the influence of the type of plastic can be elucidated.

Continued focus on circular economy and recycling may eventually have a positive impact on microplastic discharge, as manufacturers have an increasing interest in taking responsibility for collecting and recycling used products, and thereby reducing the emission of microplastics.

1. Baggrund

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

- Microplastics - Occurrence, effects and sources of releases to the environment in Denmark, 2015 (Lassen et al., 2015)
- Microplastic in Danish wastewater - Sources, occurrences and fate, 2017 (Vollertsen og Hansen, 2017).

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

Undersøgelsen, som Krüger A/S og Aalborg Universitet gennemførte for Miljøstyrelsen evaluerede danske renseanlægs rolle i udledningen af mikroplast til miljøet både i henhold til udledningsmængder og plasttyper (Miljøstyrelsen, 2017). Analyse af spildevandsprøver udtaget i forbindelse med undersøgelsen viste, at udledningen af mikroplast fra danske renseanlæg til vandmiljøet er lav i forhold til de mængder, som ledes til renseanlæggene. Rapporten konkluderer derfor, at rensed spildevand udgør en mindre rolle i udledningen af mikroplast til det danske vandmiljø, og at andre kilder, som eksempelvis vejvand, overløb, atmosfærisk deponering og lignende, formentlig er vigtigere kilder. I denne undersøgelse er der dog ikke detekteret gummipartikler fra dækafslid, hvilket kan skyldes, at sådanne partikler er mindre end 20 µm, som var den mindste størrelse inkluderet i studiet (Miljøstyrelsen, 2017).

Desuden arbejdes i MUDP-regi med teknologiudvikling omkring emnet mikroplast i spildevand, bl.a.:

- "Båndfilterteknologiens potentiale for at fjerne mikroplast i kombination med organisk stof i renseanlægs primærdele", der omhandler måling på mikroplast i renseanlæg
- "Udvikling af teknologi til fjernelse af mikroplast fra regnvandsbetingede udledninger", der omhandler måling på mikroplasti i regnvand
- "Fuldautomatisk decentral rensning af partikler i regnbetingede udledninger", der omhandler in-situ test med henblik på at få en bedre forståelse for partiklers indflydelse på transport af miljøfremmede stoffer i regnbetingede udløb
- "Mikroplast i spildevand", der har til formål at undersøge forskellige renseteknologiers evne til at tilbageholde mikroplast på renseanlæg, samt regnvandsbassiners tilbageholdelse af mikroplast fra regnvand og vejvand. Via laboratorieforsøg, pilotforsøg og fuldskalaundersøgelser afdækkes forskellige efterpoleringsteknikkers evne til at tilbageholde mikroplast fra renseanlæggenes udløbsvand og det identificeres, hvor indsatsen på renseanlægget og ved regnvandsbassiner er vigtigst.

Den eksisterende danske viden og viden opsamlet i de igangværende MUDP-projekter peger bl.a. på en række svagheder og udfordringer ved de anvendte analysemetoder for mikroplast, som fx vanskelig identifikation og tolkning af de små partikler ved mikroskopering samt nedbrydning af mikroplast under oprensning af spildevand.

Generelt skal resultaterne fra tidligere studier derfor tages med visse forbehold, især hvad angår mængden og sammensætningen af de små partikler. Der er derfor behov for at komme et skridt videre inden for viden om forekomst, tilbageholdelse og analyse af mikroplast i spildevand.

1.1 Formål

Formålet med projektet er at etablere et partnerskab om mikroplast for at skabe et tilstrækkeligt vidensgrundlag i Danmark med løbende inddragelse af de mest relevante aktører og videnskabspersoner på området. Opgaven omfatter en identifikation af, hvordan der bedst muligt renses for mikroplast og hvordan der på længere sigt kan analyseres omkostningseffektivt, ligesom det kortlægges, hvor der mangler viden på området.

Delområder, som projektet har belyst, er:

- Analysemetoder til måling af mikroplast. Fordele og ulemper ved de anvendte metoder i dag samt overvejelser omkring mulig ensrettet og kosteffektive analysemetoder til mikroplast
- Forekomsten af mikroplast i spildevand, herunder regnvandsbetingede udledninger, såsom afledning af overfladevand
- Effektiviteten af nuværende rensemetoder. I hvor stor grad tilbageholdes mikroplast ved forskellige rensemetoder i dag. Mulige renseteknologier og metoder, der kan implementeres for at reducere udledning af mikroplast.

1.2 Afgrænsning af partnerskabets arbejde

Nærværende projekt fokuserer på mikroplast i spildevand og på udledninger af mikroplast fra renseanlæg og fra regnvandsbetingede udledninger. Metoder til analyse af mikroplast og teknologier til at fjerne mikroplast fra spildevand er undersøgt.

Der er ikke fokus på mikroplast som helhed, og eksempelvis er miljøeffekterne af mikroplast ikke en del af projektet. Derfor er der ikke arbejdet med:

- Mikroplast i recipienterne og effekterne på fisk m.v.
- Mikroplast i forhold til jordmiljøet, som kan have en effekt, når mikroplast opsamles i slammet, som spredes på landbrugsjord.

Projektet er gennemført med udgangspunkt i eksisterende viden på området, og der er således ikke udført analyser af mikroplast i forbindelse med projektet.

1.3 Fremgangsmåde

De emner, der er behandlet i projektet, er belyst ved gennemgang af videnskabelige artikler udgivet af en række internationale forskningsgrupper samt rapporter udgivet af Miljøstyrelsen og en række andre organisationer. Der er søgt artikler og rapporter, som behandler emnet mikroplast med særligt fokus på spildevand, herunder også regnvand, som inkluderes under betegnelsen spildevand.

Ud over tilgængelig, videnskabelig litteratur er partnerskabets medlemmer inddraget i projektet via den afholdte workshop, via møde med partnerskabets universitets partnere om udvikling af analysemetoder og via den afsluttende konference. Gennem partnerskabet er således inddraget en række aktører inden for feltet med henblik på at supplere den viden, der er fundet i litteraturen, med de nyeste erfaringer blandt specialister, som arbejder aktivt med emnet.

2. Indledende baselineanalyse

2.1 Formål og afgrænsning

Der er de seneste 2-3 år arbejdet intensivt med at identificere og analysere samt kortlægge forekomsten af og kilder til mikroplast i spildevand både nationalt og internationalt. Arbejdet har i høj grad været præget af startvanskeligheder, og der mangler generelt en mere systematisk tilgang til emnet. Formålet med baselineanalysen var at skabe overblik over videnshuller og problemstillinger i arbejdet med at begrænse mængden af mikroplast fra renseanlæg, herunder regnvandsbetingede udledninger, samt komme med forslag til fremadrettede aktiviteter.

Baselineanalysen blev indledt med en gennemgang af både nationale og internationale publikationer for at skabe et overblik over den viden, der findes i dag (gennemgået nærmere i kapitel 3-5). Resultaterne af baselineanalysen blev benyttet som oplæg til workshoppen afholdt for partnerskabets medlemmer. Workshoppen omhandlede drøftelse af primært tre hovedområder: analysemetoder til bestemmelse af mikroplast, forekomst af mikroplast i spildevand og mulige renseteknologier og deres effektivitet ved rensning af spildevand for mikroplast.

Inden for hvert hovedområde blev følgende spørgsmål diskuteret i grupper:

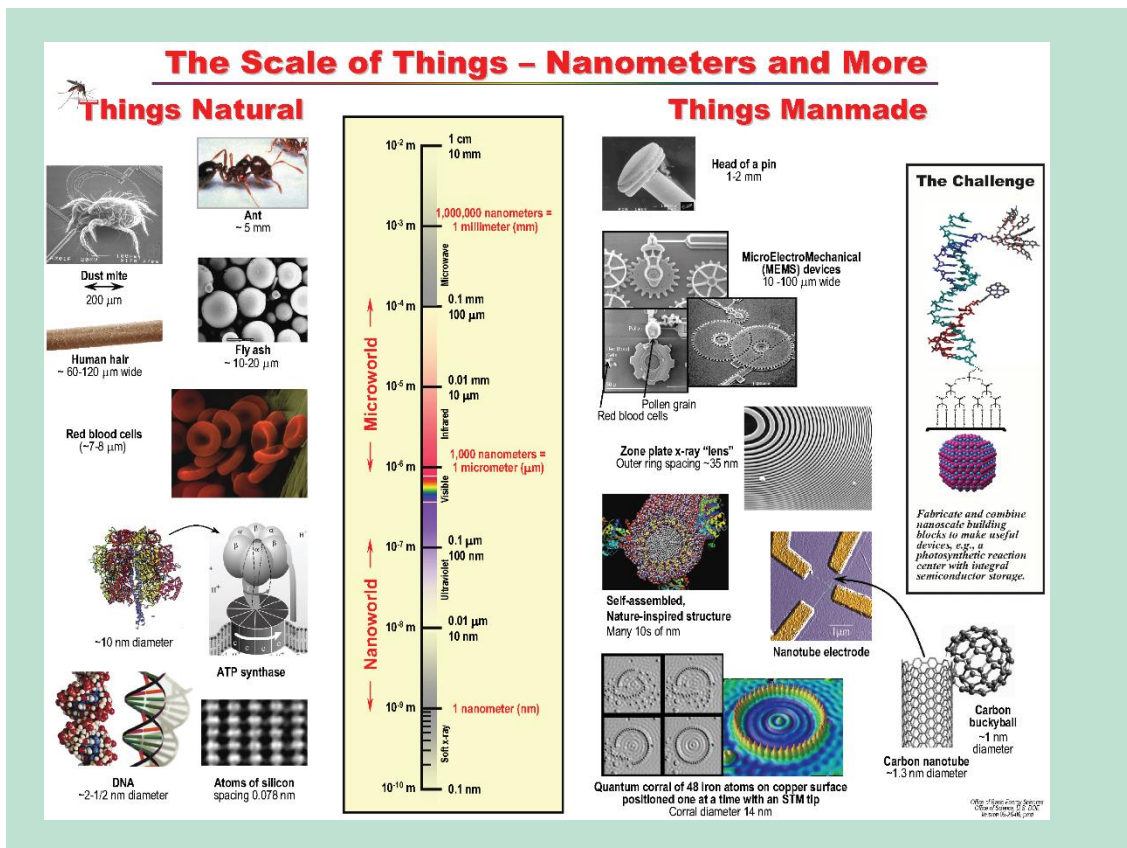
- Hvilke problemstillinger er vigtige i forhold til mikroplast?
- Hvor mangler vi viden om mikroplast, og hvordan skaffer vi den viden?
- Hvad skal fokus være i det fremtidige arbejde i partnerskabet?
- Hvilke konkrete mål kan vi sætte for det fremtidige arbejde?

Formålet med workshoppen var at inddrage viden fra vigtige aktører til at fastlægge videnshuller og sikre fokus på de mest relevante emner og problemstillinger i forhold til mikroplast i det videre forløb.

Nedenstående er konklusioner og anbefalinger fra workshoppen opsummeret, mens litteraturen identificeret i baselineanalysen gennemgås nærmere i kapitel 3-5.

2.2 Analysemetoder anvendt til mikroplast

Mikroplast er defineret som faste plastpartikler mindre end 5 mm, men der foreligger ikke en entydig definition af den nedre grænse. Ofte benyttes 1 µm som nedre grænse, da partikler mindre end 1 µm normalt betragtes som nanopartikler. Størrelsesintervallet dækker således partikler på størrelse med et knappenålshoved og ned til partikler på størrelse med røde blodceller, se FIGUR 1.



FIGUR 1. Eksempler på størrelser af forskellige ting i størrelseintervallet for mikroplast. (“The Scale of Things - Nanometers and More”, Office of Science, U.S. Department of Energy)

Analyse af mikroplast omfatter både prøvetagning, oprensning og detektion. Der var bred enighed om, at der er behov for ensrettede analysemetoder og for dokumentation af analysekvalitet og måleusikkerhed. Der bør fokuseres på partikelstørrelser, antal og polymertyper. Viden om nedbrydning af plastpartikler i forbindelse med oprensning har ikke været i fokus, og meget få af de gennemgåede publikationer adresserer dette. Nedbrydning skal relateres til bl.a. plasttypen, som kan have forskellig modstandsdygtighed (Song et al., 2017). Nedbrydning under oprensning er også afhængigt af partikelstørrelse.

Det anses for problematisk at sammenligne resultater, nationale såvel som internationale, da det ofte ikke er entydigt angivet, hvilken metode analysen bygger på. Bl.a. er der usikkerhed omkring analyse med lysmikroskopi for partikler mindre end 100 μm. Desuden bør måleenheden angives både som antal og som masse, hvor det er muligt, hvilket ofte ikke er tilfældet i den tilgængelige litteratur. Det er fremadrettet vigtigt at fastholde måling af antal mikroplastpartikler og gerne kombineret med vægt¹. Risikoen ved kun at vælge måling af vægt er, at de små partikler ikke medtages, og netop de små partikler kan være de vigtigste i forhold til effekterne. Egenskaberne ved og mængderne af marint affald er inkluderet blandt Havstrategirammedirektivets 11 deskriptorer for god miljøtilstand (Directive 2008/56/EC). Der er generelt enighed om, at begge mål, i det omfang det er muligt, bør anvendes for at få det bedste billede af forekomsten.

Den fremadrettede målsætning kunne være:

- På kort sigt at udvikle en troværdig og reproducerbar analysemetode
- På længere sigt at udvikle en omkostningseffektiv analysemetode.

¹ Input fra møde om erfaringsudveksling inden for udvikling af analysemetode 1. juni 2017

Der blev på workshoppene opfordret til øget samarbejde/vidensudveksling vedrørende metodeudvikling til analyse af mikroplast. En omkostningseffektiv analysemetode har imidlertid ikke kunnet udvikles inden for nærværende projekts økonomiske rammer.

2.3 Forekomst i regnvand og spildevand

Der er identificeret meget få studier om forekomsten af mikroplast i regnvandsbetinget udledning, og der er derfor behov for mere viden om dette. Separatkloakering foretages i store dele af landet uden samme krav til rensning, som stilles til renseanlæggene, og regnvandsbetinget udledning udgør en stor andel af den samlede udledning. Det blev foreslået at forsøge at koble problematikken omkring mikroplast sammen med udviklingsprojekter omkring klimatilpasning.

Der findes en række studier vedr. forekomsten af mikroplast i spildevand, men sammenligning af resultaterne på tværs af undersøgelser, nationaliteter osv. besværliggøres af forskelle og usikkerheder i de anvendte metoder. Det anses for relevant at få verificeret, om de teoretiske værdier for udledning af gummi er korrekte. En verifikation kræver, at der kan analyseres på indholdet af mikrogummi, hvilket er meget vanskeligt specielt for de små mikrogummipartikler, der kan stamme fra fx dækafslid.

2.4 Renseteknologier

Der er behov for mere viden om tilbageholdelse af mikroplast ved forskellige eksisterende rensemetoder – det gælder både for spildevand og for regnvand.

Filtrering af de store vandmængder fra separatkloakerede områder i forbindelse med regnvandshændelser er mulig, men forventes at være dyr. Det vurderes desuden usikkert, om rensning af regnvand fra separatkloakering er mere omkostningseffektivt end yderligere øgning af rensgraden i spildevandsanlæg. Omkostningseffektivitet i forhold til det større perspektiv bør inddrages i vurderinger af renseteknologier. Der kunne også arbejdes med mulige løsninger i forhold til rensning af regnvand med fokus på fx filterløsninger i nærheden af eksempelvis vejnet eller kunststofgræsbaner, hvor belastningen forventes at være markant.

Det foreligger meget få målinger af mikroplast igennem renseanlægget (før/efter de enkelte rensetrin), og der er ofte ikke taget stilling til, eller der er usikkerhed om, hvorvidt beregninger på massebalancen stemmer overens (bl.a. Vollertsen og Hansen, 2017). Der mangler bl.a. viden om, hvorvidt mikroplast bliver biologisk omsat i renseanlæggene og/eller fysisk nedbrudt under rensprocesserne.

Det anses for vigtigt at fokusere på mulighederne for at betragte renseteknologier som en eksportvare, så investeringerne i udviklingsprojekter m.v. kan give udbytte for Danmark på længere sigt.

2.5 Samlet konklusion på baselineanalyse og næste skridt

Der er på kort sigt behov for en ensrettet analysemetode som en forudsætning for det videre arbejde med mikroplast i spildevand. Arbejdet med at synliggøre problemstillinger vedrørende analysemetoder er derfor en vigtig del af arbejdet i partnerskabet, men selve arbejdet med at udvikle en ensrettet procedure ligger uden for partnerskabets økonomiske ramme.

Forekomst af mikroplast i spildevand er oftest analyseret vha. lysmikroskopi, som bl.a. kan overestimere indhold og ikke muliggør bestemmelse af typen af mikroplast. Der analyseres oftest på større mikroplastpartikler (>100 µm), og der er begrænset data på de mindste mikroplastpartikler (<100 µm), herunder mikrogummi. Regnvand udledes ofte urensset, og der findes kun et meget begrænset datagrundlag på området, hvilket gør det problematisk at vurdere

forekomsten af mikroplast, herunder særligt mikrogummi fra slid på dæk, som anses for en signifikant kilde.

Tilbageholdelsesgrader i renseanlæg er dokumenterede og afhænger af størrelsen af mikroplast – med højst tilbageholdelse for partikler >300 µm. Resultater skal dog fortolkes i forhold til de anvendte metoder. Der er ikke fundet undersøgelser af tilbageholdelsesgrader af mikroplast ved behandling af regnvand. Endvidere skal fjernelsesgraderne i renseanlæg ses i relation til ofte relativt store udledningsvoluminer. Der mangler således viden om forekomsten af mikroplast med hensyn til både samlede mængder og størrelser af partikler.

I det videre arbejde gennemgås litteraturen derfor inden for de tre områder: analysemetoder, forekomst i spildevand og renseteknologi i henhold til den afgrænsning og de problemstillinger, som blev identificeret i forbindelse med workshoppen og den efterfølgende vurdering af resultaterne i styregruppen. Hvor det er relevant, er partnerskabets medlemmer inddraget som informationskilder med henblik på at inkludere den nyeste viden på området.

3. Beskrivelse af analysemetoder

3.1 Formål og afgrænsning

Valg af analysemetoder til mikroplast danner grundlag for at vurdere udledning af mikroplast til recipienter og for at sammenligne udledning fra renseanlæg med regnvandsbetingede udledninger. Endelig danner valg af analysemetode grundlag for vurdering af muligheder for rensning.

De forskellige analysemetoder, der anvendes i dag, er typisk tidskrævende og giver ofte ikke direkte sammenlignelige resultater, da der kan være vidt forskellige tilgange til de forskellige trin i analysen. Fastlæggelsen af ensrettede, kosteffektive analysemetoder for mikroplast er derfor en vigtig forudsætning for en fremadrettet indsats mod minimering af mikroplast i vandmiljøet.

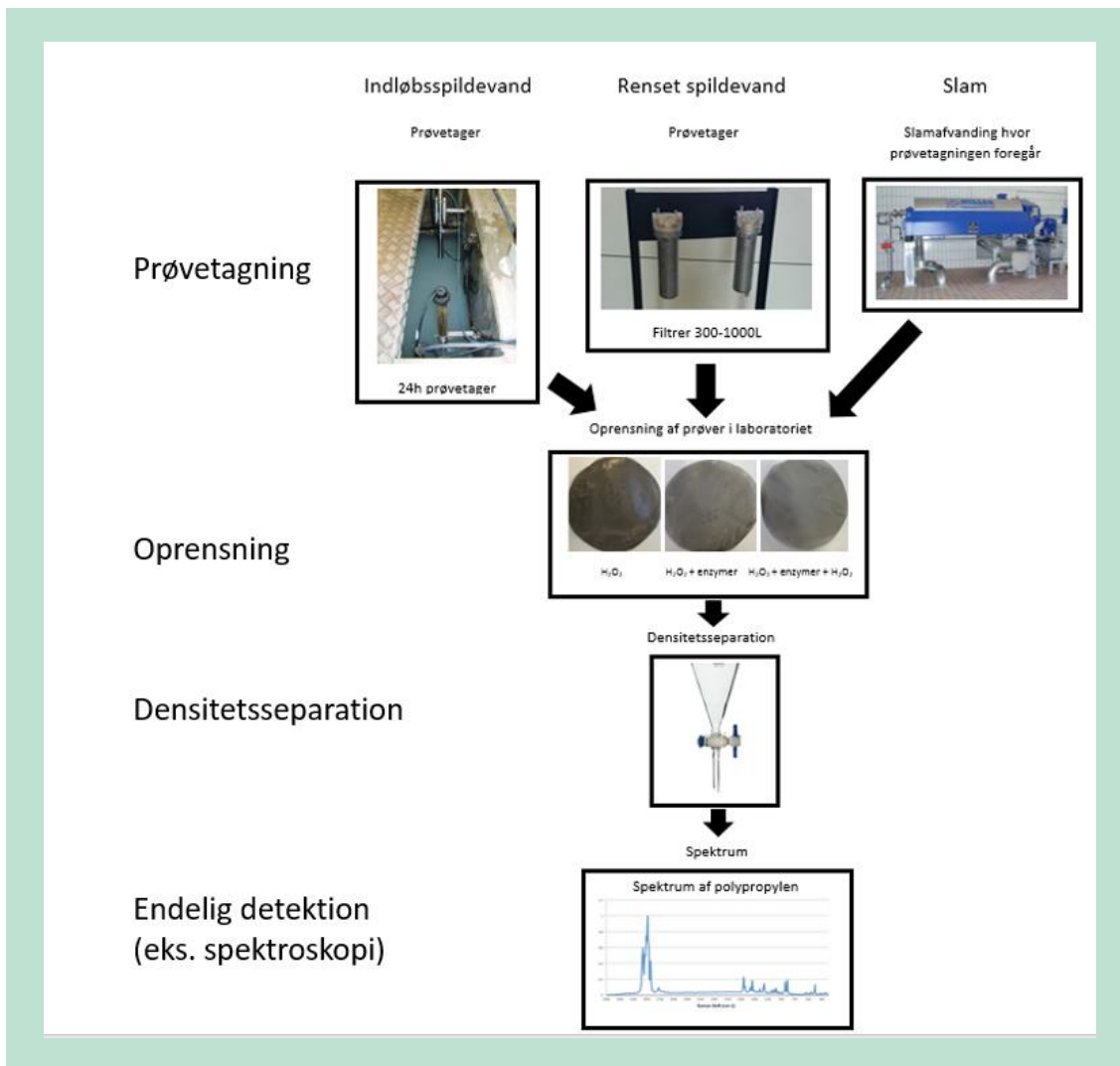
Formålet med arbejdet er at synliggøre fordele og ulemper ved de metoder, der anvendes i dag, samt at komme med anbefalinger til at imødekomme udfordringer ved prøvetagning, prøvebehandling og analyse i forhold til på sigt at etablere en eller flere ensrettede procedurer for analyse af mikroplast. Udvikling af analysemetoder til mikroplast pågår i øjeblikket bl.a. hos flere af de danske universiteter, og det vurderes ikke på nuværende tidspunkt i udviklingen muligt, at komme med konkrete anbefalinger til en fremtidig omkostningseffektiv metode til analyse af mikroplast på renseanlæg.

Partnerskabet bidrager til dette formål med følgende leverancer:

- Gennemgang af benyttede metoder til prøvetagning og prøvebehandling (prøveforberedelse, prøveoprensning, densitetsseparation) samt detektion. De enkelte metoders fordele, ulemper og udfordringer beskrives systematisk og sammenligneligt. En indledende vurdering af omkostninger forbundet med analysemetoderne angives.
- Anbefalinger til at imødekomme udfordringer ved prøvetagning, prøvebehandling og analyse i forhold til på længere sigt at kunne etablere en ensrettet procedure for analyse af mikroplast.

3.2 Katalog over benyttede metoder

Analyse af mikroplast består typisk af en række trin, som omfatter prøvetagning, oprensning og detektion, som eksemplet illustreret i FIGUR 2 for indløbsspildevand, rensset spildevand og slam fra renseanlæg.



FIGUR 2. Eksempel på analyseprocessen for indløbsspildevand, rensed spildevand og slam indeholdende mikroplast.

3.2.1 Prøvetagning

I den gennemgåede litteratur ses store forskelle i prøvetagningsprocedurerne både for sammenlignelige og usammenlignelige prøvetyper. Forskellighederne spænder vidt. Der er fx tale om både manuel og automatisk prøveudtagning; forskelligt prøveudtagningsudstyr; store variationer i prøvevoluminer (fra 0,5-20.000 L er set); forskellige filtre og filterstørrelser. Ofte filtreres større vandmængder gennem udvalgte filtre (porrestørrelser varierende fra 10-500 μm er set). Oftest er de små voluminer forbundet med analyser, hvor små filterstørrelser er anvendt, da disse tilstopper hurtigere. Automatiseret prøvetagningsudstyr (ISCO 3700) kan udtage prøver hen over længere perioder på fx et døgn (Ziajahromi et al., 2017), hvilken kan være en fordel, hvis man ønsker at se variationer over tid.

Udtagning af en repræsentativ prøve af spildevand til mikroplastanalyse er ofte meget problematisk; ikke mindst udtagning i indløbet til renselanlæg, hvor indholdet af materiale (mikroplast såvel som andre materialer, herunder organisk materiale) ofte er højt og matricen meget inhomogen. Udtag af en repræsentativ prøve er besværliggjort af, at mikroplast kan være adsorberet til faste overflader, vandflow kan variere meget, og der kan være forskel i densiteten. Det er således et meget kompliceret miljø at udtage prøver i. Udtagning er ofte noget lettere i

udløb fra renseanlæg, da prøven her som regel kan udtages i vandets frie fald i forbindelse med luftningstrappen.

Ofte foretages en filtrering i forbindelse med prøveudtagning, og der anvendes et eller flere filtre, som typisk er i størrelsesintervallet 10-500 μm (mest typisk ses fra 100-300 μm og opefter). Ved opgivelse af filterstørrelser er det porestørrelsen i mikrometer (μm), der angives, dvs. det er ikke den præcise partikelstørrelse, der refereres til. Hvorvidt en partikel passerer en given porestørrelse vil afhænge af både partiklens størrelse og udformning (morfologi) samt til dels også af væskeflow. Fx kan lange fibre have en lille diameter i en dimension (typisk i intervallet 20-100 μm)² og vil derfor kunne passere filtre med lille porestørrelse. Dette medfører en udfordring med underestimering af andelen af fibre i de enkelte størrelsesfraktioner. Der differentieres i mange studier også mellem fibre og partikler i forbindelse med kategorisering af mikropartiklerne.

I et studie udført af Talvitie et al. (2017A) ses det endvidere, at det specifikke tidspunkt på dagen, hvor prøven udtages, vil have en markant betydning for resultatet, når det gælder rensningsanlæg. Her ses en sammenhæng mellem belastningen på rensningsanlægget og antallet af de detekterede mikroplastpartikler i udløbet fra renseanlæg (Talvitie et al., 2017A).

En anden usikkerhed i forbindelse med analyse af mikroplast i spildevand er kontaminering af spildevandsprøverne. Kontaminering kan stamme fra mange forskellige kilder, såsom prøveudtagningsudstyr (som ofte ikke kan udglødes²) eller prøvebeholdere, som anvendes i forbindelse med prøvetagningen. Kontamineringskilder inkluderer således ofte standardlaboratorieudstyr, som fx plast fra låg til Bluecapflasker og fibre fra laboratoriekittler, og det er derfor nødvendigt nøje at overveje og begrænse mulige kilder til kontaminering, når der arbejdes med mikroplastanalyse (Minténig m.fl., konference om mikroplast 2017). De mange mulige kilder til kontaminering betyder derfor, at der i analyser af mikroplast altid bør inkluderes blindprøver for at få denne usikkerhed belyst.

3.2.2 Prøveforberedelse og -oprensning

Tilstedeværelse af biologisk materiale (eller andet organisk materiale, som ikke er plast) er et problem i forbindelse med analyse af mikroplast, men er dog ikke så udbredt et problem for marine prøver³. Flere typer af forbehandling af prøver med mikroplast er beskrevet i den videnskabelige litteratur, fx syre-, basebaserede og enzymatisk baserede oprensningsteknikker (Cole et al., 2014), en enzymatisk-oxidativ proces (Minténig et al., 2017), tilsætning af en jern (II)-opløsning og hydrogenperoxid (Estahbanati & Fahrenfeld, 2016) eller peroxid alene (Ziajahromi et al., 2017). Indholdet af organisk materiale vil variere afhængigt af vandkvaliteten i prøven, og derfor vil behovet for at fjerne organisk indhold i prøven inden videre analyse også variere. Materialet kan være frit organisk materiale, men også vækst af biofilm på overfladen af mikropartikler er iagttaget af Talvitie et al. (2017A), som bemærker, at partiklerne enten ikke kunne identificeres som plast eller udviste svage spektre ved FTIR-analyse (Talvitie et al., 2017A). Anvendelsen af fx oprensningsteknikker eller anden behandling af prøven inden analyse, kemisk såvel som fysisk, kan potentielt påvirke nedbrydningen af selve mikroplastpartiklerne og ikke kun det forurenende organiske materiale. Nedbrydning af mikroplastpartiklerne kan bl.a. medføre, at større partikler brydes ned til flere mindre partikler (fragmentering). Dette vil påvirke resultatet af mikroplastanalysen, da antallet af partikler i den oprindelige prøve herved overestimeres.

² Personlig kommunikation, Jakob Strand, seniorforsker, Aarhus Universitet, Institut for Bioscience - Marin biodiversitet og eksperimentel økologi

³ Marine prøver med store mængder biomasse, som fx alger, kan dog sagtens forekomme - Personlig kommunikation, Kristian Syberg, lektor, Roskilde Universitet, Institut for Naturvidenskab og Miljø

Sand og andre uorganiske komponenter sorteres ofte fra ved separering baseret på densitetsforskelle ved brug af fx zinkoxid (Mintenig et al., 2017), natriumklorid (Estahbanati & Fahrenfeld, 2016) eller natriumiodid (Ziajahromi et al., 2017) og/eller ved visuel sortering under lysmikroskop⁴. Begge dele kan medføre fejl i det endelige resultat, men det er svært at undgå oprensning, da de fleste detektionsmetoder kræver tilstrækkelig renhed af prøven (lavt indhold af organisk materiale er en stor fordel).

De anvendte metoder varierer meget, hvilket delvis skyldes prøvens natur og deraf følgende behov for oprensning samt den valgte detektionsmetode. Der ses et stort potentiale for forbedring og ensretning af procedure hos bl.a. Leslie et al. (2013), som også peger på nødvendigheden af at udvikle metoder, som er tilpasset den enkelte prøvetype (slamprøver, prøver fra renseanlæg, marine prøver etc.). Ziajahromi et al. (2017) beskriver en ny metode specielt udviklet til spildevandsprøver.

Metoden omfatter en automatiseret prøvetagningsenhed, som kan håndtere store prøvevolumener, nedbrydning af organisk indhold med peroxid, densitetsseparation med NaI samt en efterfølgende farvning (Rose-Bengal) af de resterende mikropartikler med henblik på visuelt at identificere partikler, som er mikroplast (Ziajahromi et al., 2017).

Der er dog i de videnskabelige kredse rejst tvivl om anvendeligheden af Rose-Bengal-farvningen af naturligt forekommende organiske partikler i forbindelse med visuel identifikation af syntetiske fibre og fragmenter, som bliver fejlkarakteriseret som mikroplast i bl.a. prøver af øl (Lachenmeier et al, 2015). Hvorvidt der er lignende risiko for falsk-negative resultater for farvning af partikler i spildevand vides ikke (Strand, 2017A).

På trods af store anstrengelser for at udvikle og validere oprensningsmetoden kunne 22-90 % af de partikler, som forventedes at være mikroplast, dog ikke positivt identificeres som mikroplast ved efterfølgende FTIR-analyse (Ziajahromi et al., 2017). Prøveforberedelsen for hver enkelt prøve tog endvidere op til 24 timer.

⁴ Densitetsseparation er ligeledes anvendt ift. fjernelse af en del organisk materiale, som ikke er mikroplast. Kristian Syberg, lektor, Roskilde Universitet, Institut for Naturvidenskab og Miljø

TABEL 1. Oversigt over prøvebehandlingsteknikker forud for endelig analyse af mikroplast.

Prøvebehandlingstrin	Formål	Fordele	Ulemper
Oxidativ nedbrydning (peroxid)	Fjerne biologisk materiale i prøven	Letter videre analyse, muliggør detektion	Procedure meget forskellig
Basenedbrydning	Fjerne biologisk materiale i prøven	Letter videre analyse, muliggør detektion	Risiko for, at behandlingen påvirker nedbrydningen af mikroplast, så større mikroplastpartikler fx nedbrydes til flere mindre, hvilket medfører overestimering af antal partikler
Enzymatisk nedbrydning	Fjerne biologisk materiale i prøven	Letter videre analyse, muliggør detektion	Risiko for, at en del af mikroplast mistes
Densitetsseparation	Fjerne sand og andre uorganiske komponenter	Letter videre analyse, muliggør detektion, ødelægger ikke mikroplast (ikke destruktiv)	Densitet af rene plasttyper er kendt, men vil afhænge af indhold af additivet, fx fyldstoffer. Skal tilpasses prøvetype/indhold.
Indfarvning af partikler med Rose-Bengal ⁵ -opløsning	Opløsningen af farver ikkeplastpartikler, så disse kan sorteres fra i optælling	Letter analyse af de tilbageværende plastpartikler	Biofilm på overfladen af mikroplastpartikler kan binde farven.
Visuel sortering af partikler	Manuelt at frasortere mikroplastpartikler til videre analyse af fx plasttype	Letter videre analyse, muliggør detektion, ingen automatisk frasortering af fx gummi-partikler, ødelægger ikke prøven (ikke destruktiv)	Tidskrævende særligt ved store prøvemængder eller mange partikler, kræver træning, subjektiv, høj risiko for fejl-vurdering

Generelt kan prøvebehandling før endelige analyse:

- Mindske risiko for misidentifikation af partikler, som reelt ikke er mikroplast (Talvitie et al., 2017B; Mason et al., 2016).
- Øge chancen for at identificere mikroplastpartikler med de spektroskopiske metoder ved at fjerne forstyrrende materiale, fx biofilm dannet på overfladen af mikroplastpartikler (Tagg et al., 2015).
- Medføre risiko for nedbrydning af mikroplast, når biologisk materiale fjernes ved forskellige nedbrydningsteknikker.
- Medføre risiko for tab af dele af mikroplast under prøvebehandling, eksempelvis ved filtrering og densitetsseparation. Eksempelvis er der risiko for, at meget tynde fibre kan presses igennem filtret under filtrering.
- Medføre risiko for, at den delprøve, der analyseres, ikke er repræsentativ for hele prøven, fx hvis der analyseres på en del af et filter, hvor prøven kan være fordelt uhomogent.

⁵ 4,5,6,7-tetrachloro-2',4',5',7'-tetraiodofluorescein disodium salt

3.2.3 Detektionsmetoder

Da der i dag ikke findes en ensrettet procedure til bestemmelse af mikroplast, er en lang række forskellige analysemetoder taget i brug i tidligere udførte studier. De anvendte analysemetoder er mange, og resultatet afhænger af såvel den specifikke detektionsmetode og prøveforberedelsen som af grundigheden hos de personer, som udfører analysen¹. De hyppigst anvendte er:

- Lysmikroskopi
- FTIR (Fourier Transform Infrared Spectroscopy)
- Ramanspektroskopi.

Lysmikroskopi

Lysmikroskopi (se TABEL 2) er den mest udbredte metode set i den videnskabelige litteratur. I mikroplastanalyse med lysmikroskopi vurderes partiklerne visuelt af den, der foretager analysen. Der kan foretages en optælling af partikler samt eventuelt en kategorisering af partiklen og gives et gæt på plasttype og/eller oprindelse. Der kan suppleres med en brandtest, som kan vise, om materialet opfører sig som plast. Metoden anses dog i videnskabelige kredse som usikker i forhold til at skelne mellem plast og andre typer af materialer, som fx cellulose (Strand, 2017B). Oplæring og erfaring kan kvalificere resultaterne, men analysen anses for subjektiv og usikker med hensyn til korrekt identifikation af plasttyper.⁶

For metoden gælder, at det især er vanskeligt at vurdere kemisk sammensætning af partikler, som er under 100 µm (Shim et al., 2016). Metoden resulterer ofte i en overestimering for de større partikler (>100 µm), da materialetyper, som reelt ikke er plast, medregnes i den visuelle vurdering. I de gennemgåede undersøgelser har alt fra blot 1-2 % op til 70 % af de partikler, der er identificeret som mikroplast ved lysmikroskopi, efterfølgende kunnet bekræftes ved fx FTIR eller Raman. Ligeledes vil lysmikroskopi ofte føre til en underestimering af de mindre mikroplastpartikler (<100µm), da disse ofte er svære at se i lysmikroskopet.

FTIR og Raman

For de spektroskopiske metoder FTIR (TABEL 3) og Raman (TABEL 4) vil typen og alderen af udstyret være helt afgørende for en række parametre i forbindelse med analysen, fx automatiseringsgrad, analysehastighed og opløsning/præcision. De spektroskopiske analyser giver mulighed for præcis identifikation af plasttype, og det vurderes, at spektroskopi giver et mere præcist resultat, specielt for plastpartikler mindre end 100 µm⁷. Flere kilder peger på, at Ramananalysen kan være mere tidskrævende end FTIR (Käppler et al., 2016). Til gengæld muliggør Ramanspektroskopi, pga. teknikens fysiske natur, en mere præcis analyse af de mindste partikler. Samtidig er Ramanteknikken mindre følsom over for partiklernes morfologi og størrelse end FTIR. Der ses endvidere små forskelle i, hvilken metode der er mest brugbar til specifikke plasttyper; fx fremhæver Käppler et al. (2016), at Raman er velegnet til PVC, mens FTIR er bedre til identifikation af polyestre (Käppler et al., 2016).

Ses på den enkelte detektionsmetode, så findes der alene inden for FTIR-udstyr mange varianter. FTIR-analyse kan gennemføres som transmittans (lys igennem prøven) eller reflektans (lys reflekteret fra prøven, herunder også ATR: Attenuated Total Reflectance). Valget af FTIR-metode vil have stor betydning for detektionen:

- FTIR i ATR-mode vil teoretisk set kunne detektere partikler ned til 10 µm i størrelse (Shim et al., 2016) og vil kunne anvendes på forskellige substrater. I praksis kræver metoden direkte

⁶ Input fra møde om erfaringsudveksling inden for udvikling af analysemetode, 1. juni 2017: Enighed om, at der er stor usikkerhed ved optælling af plaststykker vha. lysmikroskopi, og at det kræver grundig oplæring i at skelne plast fra andre materialer

⁷ Input fra møde om erfaringsudveksling inden for udvikling af analysemetode, 1. juni 2017

kontakt med prøven, hvilket betyder, at ikke alle partikler ned til 10 µm kan detekteres, og metoden bliver endvidere destruktiv (dvs. ødelægger prøven). I modsætning hertil er der ikke kontakt til prøven i en Ramananalyse, og prøven bevares intakt.

- Anvendes FTIR i transmittans-mode, har prøvens gennemsigthed og partiklernes størrelse betydning, da lyset skal kunne trænge gennem prøven, for at målingen kan gennemføres.
- Anvendes FTIR i reflektans-mode, vil partiklernes morfologi have betydning, da en ujævn overflade vil sprede lyset markant anderledes end en glat overflade

Anvendes en FPA (Focal Plane Array) dektor i forbindelse med FTIR haves den fordel, at processen delvis kan automatiseres, så skanning af en overflade bliver muligt, men det er en tidskrævende proces (ofte skannes kun en mindre del af prøven) (Löder og Gerdt, 2015).

Fordele og ulemper ved Raman sammenlignet med FTIR-metoderne vil afhænge meget af det specifikke udstyr, da der inden for hver teknologi er stor forskel på mulighederne for skanning af større overflader (mapping), opløsning, analysehastighed, automatisering osv. Raman er dog endnu ikke i litteraturen set anvendt til analyse af mikroplast i spildevand, men der er set eksempler på analyse af marine prøver med denne metode (Lenz et al., 2015).

Generelt vil den mest velegnede analysemetode på nuværende tidspunkt afhænge af indholdet i prøven og det præcise formål med analysen. Det er med andre ord ideelt, hvis man kender den givne mikroplastprøve godt på forhånd (størrelse, farve, materialetype, andet indhold osv.). Derfor er en kombination af flere metoder ofte at foretrække til mere tilbundsående undersøgelser, hvilket bekræftes i litteraturen, hvor der i langt de fleste nyere studier anvendes en kombination af fx lysmikroskopi og FTIR (Käppler et al., 2016; Rocha-Santos and Duarte, 2015; Shim et al., 2016). Käppler et al. (2016) foreslår desuden en kombination af FTIR- og Ramanspektroskopi som optimalt, med FTIR mest velegnet til identifikation af partikler >50 µm (pga. hastigheden) og med Raman mest velegnet til identifikation af partikler <50 µm (pga. teknikens fysiske natur). Igen er udstyrets alder dog af afgørende betydning for analysehastigheden.

Det bør også nævnes at analyserne udført i de gennemgåede publikationer må forventes at være udført på udstyr af ældre dato (ukendt alder). Derfor er sammenligninger af Raman og FTIR ikke tidssvarende og derfor ikke alment gældende. De oplyste fordele og ulemper i denne rapport afspejler derfor ikke den nuværende status på de to detektionsmetoder, hvor der er sket store fremskridt inden for de seneste år. Generelt er det ofte ikke muligt at finde publicerede studier, som sammenligner det nyeste udstyr, da der naturligt vil være en forsinkelse mellem udvikling og markedsføring af ny teknologi, ibrugtagning på universiteter eller hos andre vidensinstitutioner, metodeudvikling og endelig publicering af data genereret med udstyret i den videnskabelige litteratur.

De spektroskopiske metoder FTIR og Raman anbefales som mest relevante i forhold til at udvikle en ensrettet procedure til analyse af mikroplast, da disse begge giver mulighed for:

- Hel eller delvis automatisering
- Sikker identifikation af mikroplastpartikler og specifik plasttype
- Skanning af større overflader, evt. direkte på filtre.

Löder og Gerdt (2015) fremhæver Focal Plane Array-micro-FTIR (FPA-micro-FTIR) og viser, at kun 1,4 % af de partikler, som visuelt ligner mikroplast, faktisk er syntetisk polymer, dvs. at man med visuelle metoder (baseret på lysmikroskopi) risikerer at overestimere det reelle indhold markant. Også Murphy et al. (2016) og Lenz et al. (2015) peger på, at lysmikroskopi overestimerer sammenlignet med spektroskopiske metoder. Lenz et al. (2015) har undersøgt marine prøver med Raman og finder, at 68 % af de partikler, der indledningsvis identificeres som mikroplast ved lysmikroskopi, kan bekræftes ved Ramanmåling (Lenz et al., 2015). Problemet er særligt udbredt for de små partikler under 100 µm (Lenz et al., 2015). Murphy et al.

(2016) har anvendt FTIR til at bekræfte mikroplastpartikler identificeret ved lysmikroskopi og finder, at kun en del reelt er mikroplast (ingen specifik andel angivet). Disse undersøgelser belyser således, at partikler ofte fejkategoriseres som mikroplast uden nødvendigvis at være det. Som tidligere nævnt kan lysmikroskopi dog også underestimere mængden af de små partikler, som er svære at se i mikroskopet, ligesom de små partikler ofte tabes tidligt i analyseprocessen. Dette er ikke mindst relevant for fibre, som noget tyder på kan være en vigtig form for mikroplast i kystnære områder, og således vil give et fejlagtigt billede af den reelle forekomst i prøven (og derved i miljøet)⁸.

FTIR- og Ramanspektroskopi sammenlignes af flere. Kåppler et al. (2016) peger bl.a. på, at resultater af analyse af mikroplast i marine prøver er sammenlignelige, når der anvendes Raman og FTIR med hensyn til størrelse af partikler, antal og type. Kåppler peger dog på, at FTIR fører til underestimering af mikroplast i forhold til bestemmelse med Raman, særligt for partikelstørrelser på <20 µm. En ulempe, der ofte fremhæves ved Ramananalyse, er dog måletiden, som af flere angives som markant længere end ved FTIR-analyse (Kåppler et al., 2016). Her må det dog igen tilføjes, at udstyrets alder og tilgang til analysen vurderes at være af afgørende betydning.

Analyse af mikrogummi er en særlig udfordring, som flere aktører dog forventer at se forbedrede muligheder for inden for den nærmeste fremtid. På mødet med universiteterne i partnerskabet blev de danske erfaringer drøftet: Aalborg Universitet forventer fx at kunne foretage analyse af de små gummipartikler med et nyt ATR-modul til FTIR, og Teknologisk Institut undersøger potentiale herfor med Ramanspektroskopi. Der er dog bred enighed om, at det ikke er let at analysere for mikrogummi, og i nogle tilfælde kan der slet ikke opnås spektre. ATR-modulet kræver som nævnt fysisk kontakt med prøven, hvilket medfører visse begrænsninger og usikkerheder. Både FTIR- og Ramanspektroskopi kan desuden være særligt udfordrende for analyse af carbon black indeholdende sorte gummipartikler. Også Roskilde Universitet har foretaget analyse af mikrogummi >100 µm ved mikroskopering og rulning (rulning gør det muligt at mærke, om der er tale om blødt gummi). Roskilde Universitet fandt i slamprøver, at 25 % af mikroplasten over 100 µm var mikrogummi. Mikrogummi er også analyseret med FTIR ved Roskilde Universitet, og erfaringerne er, at det kræver mange gentagne skanninger for at opnå gode spektre, og at analysen er meget tidskrævende og kompleks.

Fibre anses ligeledes for en væsentlig kategori at medtage ved analyse af mikroplast, da en række feltundersøgelser viser, at forekomsten af fibre kan være signifikant⁸. Dette er også en kategori, som kan volde store udfordringer ved analyse (Minténig et al, 2017), Udfordringen ligger bl.a. i størrelsen af fibre, som ofte er i størrelsesordenen 10-20 µm og at fibre ikke ligger plant på overfladen og det derfor kan være svært at fokusere ved fx FT-IR analyse. Fibrene er endvidere svære at isolere grundet deres form (lange, men med lille diameter) og der vil derfor altid forekomme et stort tab ved filtrering af prøverne.

Omkostninger ved analyse

Det er meget vanskeligt at vurdere analysepriser for de spektroskopiske metoder på nuværende tidspunkt, da priserne vil afhænge af, hvor detaljeret et resultat der er behov for (formålet med analysen). Omkostninger vil dels være afhængige af indkøb og drift af udstyr, hvor særligt de nyeste modeller af de spektroskopiske apparater udgør en stor investering i forbindelse med indkøb. Derudover er håndtering af de store datamængder (op til flere tusind spektre for hver enkelt prøve afhængigt af udstyrets muligheder) i øjeblikket en stor arbejdsbyrde for den person, der skal tolke resultatet⁹, da disse skal gennemgås helt eller delvist manuelt.

⁸ Input fra møde om erfaringsudveksling inden for udvikling af analysemetode, 1. juni 2017, samt personlig kommunikation, Kristian Syberg, lektor, Roskilde Universitet, Institut for Naturvidenskab og Miljø

⁹ Bl.a. conferenceoplæg af Jes Vollertsen, Svenja Minténig og Julia Talvitie, september 2017

Dette arbejdes der dog på i forbindelse med metodeudvikling⁸. I takt med at teknologierne modnes, kan man muligvis forestille sig en billigere screeningstest og derefter en opgraderet, dyrere test med større præcision¹⁰. Omkostninger til analyse med disse metoder er bl.a. også derfor vanskelige at prissætte for nuværende. I de følgende tabeller er derfor angivet relative betragtninger omkring omkostninger til gennemførelse af analyserne, som dog skal tages med forbehold for ændringer på markedet.

TABEL 2. Lysmikroskopi.

Lysmikroskopi	
Fordele	Nem at udføre Lettilgængeligt og relativt billigt udstyr Hurtig at gennemføre (dog afhængig af vandkvaliteten)
Ulemper	Kræver stor grad af forbehandling/oprensning Visuel (subjektiv) optælling og kategorisering Plasttypebestemmelse ikke mulig Overestimerer indholdet af partikler >100 µm og underestimerer indholdet af partikler <100 µm Vanskeligt at adskille plast fra andet materiale, fx mineraler og gummi Farve og gennemsigtighed af partikler har betydning Størrelsen af partikler er en begrænsning – under 100 µm er det vanskeligt. Jo mindre jo vanskeligere
Forventede omkostninger	Billigt udstyr; kan anvendes af alle efter kort oplæring

TABEL 3. FTIR-spektroskopi.

FTIR-spektroskopi	
Fordele	Bestemmelse af plasttype er muligt Skanning af større overflade er muligt Kan helt eller delvist automatiseres Kræver ofte overførsel af prøve til IR-velegnet substrat
Ulemper	Kræver stor grad af forbehandling/oprensning Kan være destruktiv, dvs. ødelægge mikroplastpartiklen, da nogle former kræver fysisk kontakt med materialet. Vanskeligt at detektere særligt små partikler (<10-20 µm), underestimerer derfor ofte mikroplast i denne størrelse Transmittans- og reflektansmålinger kan være påvirkede af partiklernes morfologi og størrelse
Forventede omkostninger	Udstyr er markant dyrere end et lysmikroskop, kræver oplæring at anvende, og fortolkning af data kan være komplekst (fortolkning af spektre)

¹⁰ Input fra møde om erfaringsudveksling inden for udvikling af analysemetode, 1. juni 2017

TABEL 4. Ramanspektroskopi

Ramanspektroskopi	
Fordele	Bestemmelse af plasttype er mulig Skanning af større overflade er mulig uden fysisk kontakt med overflade/partikler Kan helt eller delvist automatiseres Kan analysere de mindste mikroplastpartikler (teoretisk ned til ca. en mikrometer i størrelse). Analysen er uafhængig af partiklernes størrelse og morfologi
Ulemper	Kræver stor grad af forbehandling/oprensning Kan være mere tidskrævende end FTIR (afhænger dog meget af det specifikke udstyr) Farvede prøver kan give fluorescens, som i nogle tilfælde kan skygge for plastsignalet.
Forventede omkostninger	Udstyr er markant dyrere end et lysmikroskop, kræver oplæring at anvende, og fortolkning af data kan være komplekst (fortolkning af spektre)

Der findes enkelte eksempler på anvendelse af en række andre analysemetoder til mikroplast, som fx Pyr-GS-MS (gas chromatography – mass spectrometry) og SEM-EDS (scanning electron microscopy - Energy-dispersive X-ray spectroscopy) (Fries et al., 2013 og Rocha-Santosa & Duarte, 2015).

Metoderne er destruktive, dvs. prøverne ødelægges under analyse, men kan bidrage med specifik information om fx indholdsstoffer i den enkelte plasttype/partikel i en given prøve. Fries et al. (2013) har anvendt en kombination af pyrolyse-GC-MS og SEM-EDX til at identificere plasttype (PE, PP, PS, PA, klorineret PE og klorosulfoneret PE) såvel som additiver i plasten (diethylhexyl ftalat, dibutyl ftalat, diethyl ftalat, diisobutyl ftalat, dimethyl ftalat, benzaldehyd og 2,4-di-tert-butylphenol, titaniumdioxid nanopartikler, barium, svovl og zink) (Fries et al., 2013). Analysen er gennemført på et meget begrænset antal partikler (10 stk. udvalgt fra en vandprøve), så det er usikkert, om partiklerne er repræsentative for hele prøven.

Disse analysemetoder anses dog ikke for relevante i forbindelse med analyse af og vidensopbygning om mikroplast i relation til spildevand i dette projekt, da de fx ikke som udgangspunkt giver overordnet information om partikelstørrelse, partikelantal og størrelsesfordeling. Derfor er metoderne ikke gennemgået nærmere.

EU-vejledning og ISO-rapport-udkast

Der findes endnu ikke officielle anbefalinger eller en ensrettet procedure til bestemmelse af mikroplast i spildevand. Der er dog udarbejdet en europæisk vejledning i overvågning af mikroaffald i det marine miljø, som også angiver retningslinjer i forhold til mikroplast (JRC, 2013). I vejledningen anbefales bl.a., at en del af partiklerne, der ved indledende mikroskopisk vurdering betragtes som mikroplastik, underkastes yderligere analyse for at bekræfte identitet, fx ved anvendelse af FTIR (JRC, 2013). Vejledningen beskriver også anbefalinger i forbindelse med afrapportering, såsom værdien af at notere observationer under prøvebehandling (fx farve, form og plasttype).

Der arbejdes i øjeblikket også på en rapport under ISO, som danner baggrund for udvikling af standardiserede metoder på området. I et udkast til rapporten (dateret august 2017) konkluderes, at der på nuværende tidspunkt ikke kan identificeres en kendt analysemetode, som anses for direkte anvendelig som en standardiseret metode under ISO-ordningen (ISO 2017). ISO-rapporten sammenfatter den nuværende status på viden om og metoder til plast i miljøet (ISO, 2017) og gennemgår de forskellige metoder til prøvebehandling og analysemetoder, som også er gennemgået i denne rapport.

3.3 Konklusion og anbefalinger

Der anvendes i dag en række metoder til undersøgelse af indhold af mikroplast i vandige prøver, hvor lysmikroskopi traditionelt har været den hyppigst anvendte metode, fordi udstyret er lettilgængeligt og let at anvende. Der ses i den videnskabelige litteratur en udvikling hen imod anvendelsen af de spektroskopiske metoder, FTIR og Raman, som øger kompleksiteten af analysen, men som også giver viden om den specifikke plasttype. I øjeblikket pågår der metodeudvikling hos flere danske^{11,12} og udenlandske aktører (Talvitie et al., 2017A og B), og der er en interesse i at arbejde mod mere ensrettede metoder på området for at sikre et pålideligt datagrundlag til bedømmelse af bl.a. forekomst og rensegrader i forbindelse med behandling af spildevand. På kort sigt ønskes en troværdig, reproducerbar analysemetode til mikroplast. På længere sigt ønskes også en omkostningseffektiv metode¹³.

Anbefalinger fremadrettet (afhænger i høj grad af prøvetype og formål med analysen) omfatter blandt andet:

- *Prøveudtag*: Det anbefales, at voluminet er så stort som muligt; at så stor en del af prøven som muligt medtages i hele analysen (at der fx ikke mappes på en meget lille del af et filter eller en lille delmængde af prøven); at tidspunkt på dagen for udtagning af prøven overvejes; at det overvejes, hvordan prøven udtages så repræsentativt som muligt.
- *Oprensning*: Det anbefales, at oprensning minimeres, men at der følges en fast procedure; at graden af oprensning tilpasses vandkvaliteten i den givne prøve; at det sikres, at oprensning ikke nedbryder eller slider prøven.
- *Kvalificeret valg og begrundelse for detektionsmetode(r)*: Det anbefales, at der anvendes en kombination af metoder, og at spektroskopiske metoder (FTIR eller Raman) indgår til identifikation.
- *Kontaminering*: Det anbefales, at der så vidt muligt træffes foranstaltninger til begrænsning af kontaminering igennem hele analyseprocessen fra prøvetagning til endeligt resultat. Da kontaminering anses for uundgåelig anbefales det, at der altid inkluderes blindprøver til vurdering af det reelle kontamineringsniveau.
- *Rapportering af resultater*: Procedure, validering og usikkerheder inkluderes så vidt muligt med henblik på at opbygge viden om forskelle og optimal metode.

Dokumentation af samtlige disse trin og en vurdering af usikkerheder er her essentiel for at kunne sammenligne resultater på tværs af aktører. I forbindelse med igangværende og fremtidig metodeudvikling blandt partnerskabets universitetsdeltagere er der enighed om, at det bør overvejes, hvor afhængigt måleresultaterne er af målemetoden¹⁴. Det blev endvidere foreslået af flere, at man udførte systematiske målinger og sammenlignede resultaterne fra ensartede/samme prøver med forskellige detektionsmetoder. Dette vil dog kræve et ekstraordinært samarbejde mellem aktørerne og anses for at være meget ressourcekrævende.

Der er for fraktionen partikler >100 µm det største datagrundlag på forekomst af mikropartikler i spildevand og derved også den største erfaring med hele analyseprocessen. En begyndende vidensopbygning med henblik på en fremadrettet ensrettet metode og analyse af forekomst kunne derfor indledes med fokus på størrelsesfraktionen >100 µm i spildevand før og efter rensning. Det anses dog for væsentligt også at arbejde på metodeudvikling for mikroplast mindre end 100 µm, da det forventes at være relevant i forhold til effekterne i vandmiljøet,

¹¹ <http://envs.au.dk/en/current/news/artikel/bonus-cleanwater-innovative-research-on-water-technology-to-remove-micropollutants-and-microplastic/> - Removal of micropollutants and microplastic from wastewater, professor Kai Bester, Department of Environmental Science, Aarhus University

¹² Input fra møde om erfaringsudveksling inden for udvikling af analysemetode, 1. juni 2017

¹³ Input fra møde om erfaringsudveksling inden for udvikling af analysemetode, 1. juni 2017

¹⁴ Input fra møde om erfaringsudveksling inden for udvikling af analysemetode, 1. juni 2017

samt overveje et særligt fokus på mikrogummi og fibre. I forbindelse med metodeudvikling bør der endvidere være fokus at udvikle og verificere rapid screening-metoder til håndtering af de store datamængder, der ofte fremkommer ved anvendelse af de spektroskopiske metoder, når der skannes.

4. Forekomst af mikroplast

4.1 Formål og afgrænsning

For at kunne målrette indsatsen mod mikroplast skal der sikres et solidt vidensgrundlag. Vidensgrundlaget bør etableres via målinger af mikroplastindhold fra hhv. renseanlægs udløb og afledning af overfladevand til vandområder. Der ønskes en øget viden om indholdet af mikroplast i spildevand og ved forskellige regnvandsbetingede udløb. Projektets leverancer er:

- Oversigt over eksisterende rapporters/analysers angivelse af forekomst af mikroplast i rensset spildevand
- Beskrivelse af de vigtigste plasttyper fundet i spildevand
- Angivelse af den viden, der p.t. foreligger omkring mikroplast i regnvand, hvilket er meget begrænset og udfordret af manglende metode til analyse af mikroplasti
- Fordeling af udledningen af mikroplast fra hhv. renseanlæg og regnvandsbetingede udledninger.

4.2 Udledning af spildevand og forventede mængder af mikroplast fra regnvand og renseanlæg

Udledninger til vandmiljøet fra henholdsvis renseanlæg og regnvandsbetingede udledninger er opgjort i den danske kortlægning af mikroplast fra 2015 (Lassen et al., 2015). Der er i forbindelse med partnerskabet blevet udtrykt ønske om at gennemgå, hvordan man i undersøgelser er kommet frem til fordelingen mellem udledninger fra renseanlæg og regnvandsbetingede udledninger. I det følgende er begningsmodellen kort beskrevet, og der er præsenteret en sammenfatning af udledninger fra henholdsvis renseanlæg og regnvandsbetingede udledninger.

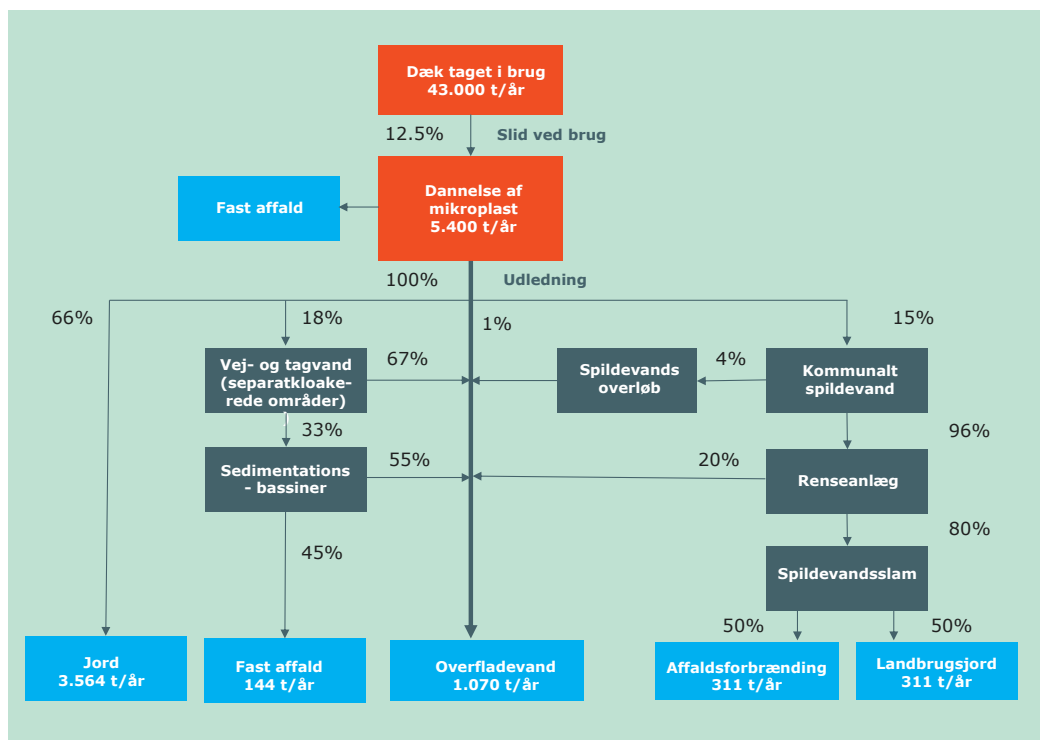
4.2.1 Skæbne for mikroplast afgivet udendørs

Mikroplast, som afgives udendørs, vil ende i miljøet ad mange veje. Som eksempel er i FIGUR 3 vist massestrømmen af mikroplast, som angives fra dæk, baseret på data fra den danske kortlægning af udslip af mikroplast (Lassen et al., 2015). Efter at mikroplasten er frigivet ved slid på dækkene, vil den enten via luften falde ned på den omgivende jord eller på overfladevand (eksempelvis fra broer), eller den vil blive afledt sammen med regnvand. Den skæbne, som den mængde, der afledes med regnvand, får, vil afhænge af, om mængden afledes til et separatkloakeret eller et fælleskloakeret system. I kortlægningen udgivet i 2015 er der regnet med, at der er 770 km² befæstet areal i Danmark, hvoraf 350 km² har fælleskloakering, og de øvrige 415 km² har separatsystemer. Den del, der afledes i fælleskloakerede systemer, vil følge det generelle mønster for kommunalt spildevand, mens udledninger via de separatkloakerede systemer vil afhænge af udbredelse og effektivitet af sedimentationsbassiner. Den del, der ender på jord, vil eventuelt senere kunne afledes til overfladevand, men den videre skæbne i miljøet er ikke vurderet i undersøgelsen. Andelen, der afsættes til jord, er skønnet ud fra svenske undersøgelser af vejstøv og er relativt usikkert bestemt. Af de estimerede 5.400 t/år, der frigives ved slid (interval angivet i rapport: 4.200-6.600 t/år), vil omkring 1.070 t/år ende i overfladevand (interval angivet i rapport: 500-1.700 t/år). Denne del ender ifølge modellen i overfladevandet ad fem forskellige veje: direkte via luften (54 t/år), via udløb fra separatkloakerede områder uden sedimentationsbassiner (651 t/år), via udløb fra separatkloakerede områder med sedimentationsbassiner (176 t/år), med spildevand, der udledes urensset (32 t/år), og med spildevand via renseanlæg (156 t/år).

Det er værd at bemærke, at partiklerne afgivet fra dæk generelt er så små og vanskelige at detektere, at de ikke har indgået i de undersøgelser, der er foretaget af mikroplast i spildevand og i miljøet. Det er derfor ikke muligt på basis af eksisterende målinger at vurdere, om oven-

stående estimater er rimelige. Der er relativt sikre data vedrørende dels det samlede forbrug af dæk, dels hvor meget der slides af dækkene i deres levetid. Derfor er de samlede mængder partikler, der dannes, bestemt med relativt stor sikkerhed, mens der er stor usikkerhed omkring, hvordan de dannede mængder spredes i miljøet.

Tilsvarende massestrømsmodeller er i kortlægningen fra 2015 anvendt for andre kilder til mikroplast afgivet udendørs. For mange af kilderne er de samlede mængder, der afgives, bestemt med betydeligt større usikkerhed end afgivelsen fra dæk.



FIGUR 3. Massestrøm af mikroplast dannet ved slid på dæk (baseret på middelværdier fra Miljøstyrelsen, 2015).

4.2.2 Skæbnen for mikroplast afledt som spildevand

Modellen anvendt i kortlægningen fra 2015 for udledte mængder mikroplast fra spildevand og regnvand regner med forskellige rensegrader afhængigt af størrelsen af mikroplastpartiklerne. På basis af svenske erfaringer blev der regnet med, at 99 % af de tilførte partikler i størrelsen >300 µm endte i slammet, mens der for partikler i størrelsen 20-300 µm blev regnet med, at 70-90 % endte i slammet, og 10-30 % blev udledt til recipient. Da partiklerne afgivet fra dæk generelt er mindre end 300 µm, blev der i modellen, som vist overfor, eksempelvis regnet med, at 20 % af de tilførte partikler blev udledt til recipient. Disse procentsatser var baseret på målinger af antallet af partikler, som var de eneste, som var til rådighed på det pågældende tidspunkt.

Som omtalt andetsteds, vil andelen, der udledes, være betydeligt mindre angivet på vægtbasis, som vist i en nyere dansk undersøgelse (Vollertsen og Hansen, 2017). Kortlægningen har derfor overestimeret udledningerne fra renseanlæg. Der er i modellen desuden regnet med, at 4 % af spildevandet udledes urensset, og for de større partikler er udledningerne uden om renseanlæggene derfor væsentligt større end udledningerne fra renseanlæggene.

For de større partikler, hvor der regnet med en tilbageholdelse på 99 % i renseanlæggene, er det derfor af mindre betydning for beregningen af de samlede udledninger med spildevand, at udledningerne via renseanlæg er overestimeret.

4.3 Forekomst i regnvand og spildevand

Data på mikroplastforekomsten i spildevand er primært genereret ved brug af lysmikroskopi og FTIR. I TABEL 5 er opsummeret data fra tidligere studier for forekomsten af mikroplast i udløbet fra forskellige renseanlæg. Tabellen viser, at der ses stor variation i udledningen af mikroplast, og det er vanskeligt at finde sammenhæng mellem partikelstørrelse og forekomst. Der ses en tendens til, at der er større forekomst af partikler mindre end 300-500 µm. Prøvetagningens volumen anses for lille, hvad angår analyse af de små partikler, hvilket ofte øger måleusikkerheden. Dette bliver særligt problematisk, hvis analysedata anvendes til at regne på de forventede udledninger i ofte store udløbsvoluminer fra renseanlæggene. Usikkerheder angives oftest ikke. Studierne dækker en række lande; Canada, USA, Holland, Sverige, Finland, Island og Rusland, hvorfor resultaterne også vil afspejle nationale forskelle i udledning.

TABEL 5. Oversigt over data for forekomst af mikroplast i udløb fra renseanlæg analyseret ved hjælp af lysmikroskopi.

Kilde	Prøvetagningsvolumen (l)*	Filterstørrelse (µm)	Prøveforberedelse	Antal pr. m ³ i udløb
Carr et al. (2016)	189.000-232.000	400, 180, 45	3 % natrium hypochlorit	0
Mason et al. (2016)	500-20.000	125	H ₂ O ₂	50
Estahbanati & Fahrenfeld (2016)	Ikke angivet	153	H ₂ O ₂ +Fe(II), efterfulgt af densitetsseparation med NaCl	ca. 20-120 (63-125 µm) ca. 20-100 (125-250 µm) ca. 40-80 (250-500 µm) ca. 1-3 (500-2000 µm)
Michielssen et al. (2016)	34-38	ingen (grab)		5.900
Leslie et al. (2013)	Ikke angivet	Ikke angivet	Ikke angivet	9.000-91.000
Talvitie & Heinonen (2014)	50 (300,100 µm) 1 (20 µm)	300, 100, 20	Ikke angivet	7.000 syntetiske partikler 125.000 sorte partikler
Magnusson (2014)	37-230 (>300 µm) 2-18 (>20 µm)	300, 20	Ikke angivet	23 (>300 µm) 2.100(>20 µm)
Magnusson et al. (2016A)	0,25-1.000	300	Unødvendig	10-40 (SE, FI) 1.500 (Island)

Studier, hvor analyser er foretaget med FTIR, er opsummeret i TABEL 6. Tabellen viser stor variation i udledningen af mikroplast, og det er vanskeligt at finde sammenhæng mellem partikelstørrelse og forekomst. Der ses en tendens til størst forekomst af partikler mindre end 300-500 µm. Mikrogummi er ikke fundet som plasttype i analyserne. Ofte er metoden kombineret med lysmikroskopi som indledende trin i analysen, og der er anvendt forskellige typer af FTIR. Ligesom for studierne udført med lysmikroskopi dækker studierne udført med FTIR en række lande: Australien, Tyskland, Sverige, Danmark og Skotland, og resultaterne vil afspejle eventuelle nationale forskelle i udledning.

Der er ikke fundet Ramananalyser på spildevand, men metoden er kendt fra marine studier, og flere aktører på analyseområdet arbejder på anvendelse af metoden til analyse af mikroplast (bl.a. Teknologisk Institut, DTU samt Leibniz-Institut für Polymerforschung Dresden).

TABEL 6. Oversigt over data for forekomst af mikroplast i udløb fra renselanlæg analyseret ved hjælp af FTIR.

Kilde	Prøvetagningsvolumen (l)	Filterstørrelse (µm)	Prøveforberedelse	Antal pr. m ³ i udløb
Murphy et al. (2016)	30-50	65	Ikke angivet	250
Magnusson & Wahlberg (2014)	4-1.000	300, 20		ca. 10-100 (<300 µm) ca. 1000-10000 (>20 µm)
Vollertsen & Hansen (2017)	0,5-108	10	Enzymatisk efterfulgt af H ₂ O ₂	5.800.000 (20-500 µm)
Minténig et al. (2017)				0-50 (>500 µm) 10-9.000 (<500 µm)
Minténig et al. (2014)	390-1.000	10	Enzymatisk efterfulgt af densitetsseparation med ZnCl ₂	86-714 (primært 50-100 µm)
Carbernard et al. (2016)	0,1	45	H ₂ SO ₄ efterfulgt af centrifugering	0,015-0,110
Magnusson & Norén (2014)	1.000	300	Ikke angivet	8
Int-veen (2014)	390-1.000	10	Enzymatisk efterfulgt af densitetsseparation med ZnCl ₂	0-52 (> 500 µm) 12-8.851 (< 500 µm)
Ziajahromi et al., 2017	3-200	500-25	H ₂ O ₂ efterfulgt af densitetsseparation med NaI og farvning	210-1.500
Talvitie et al. (2017B)	0,5-1.000	300, 100, 20	Ikke angivet	40-1.200

* Det kan forekomme, at den reelle analyse kun gennemføres på en mindre del af prøven, fx hvis der med de spektroskopiske metoder kun skannes en mindre del af et filter, hvorfor prøvetagningsvoluminet ikke er altafgørende

Variationen i forekomsten (antal partikler pr. m³) er stor uanset om der er anvendt lysmikroskopi eller spektrometriske metoder til detektion. Der ses ingen tydelig sammenhæng mellem analyseresultater og den valgte metode til prøvetagning, forberedelse af prøven eller detektionsmetode på basis af de gennemgåede resultater. En lang række andre parametre har også betydning for niveauet af mikroplast i prøverne, hvilket gør det vanskeligt at se klare tendenser. Parametre, som har betydning for det detekterede niveau af mikropartikler i en prøve, er bl.a., hvor stor og hvilken type belastning der er på det pågældende anlæg (by/land/industri/tidspunkt på dagen), hvor meget nedbør der har været i forbindelse med prøvetagning (hvis dette ledes igennem renselanlægget), og typen af renseteknologi, der anvendes, Variationen forventes derfor ikke at kunne forklares alene på baggrund af varierende parametre i forbindelse med analyse.

4.4 Størrelse af mikroplast

En stor del af de publicerede resultater af analyse af mikroplast i spildevand beskriver tilstedeværelsen af mikroplast >300 µm. Flere af studierne, der omfatter spildevand, undersøger også

fraktioner af mindre partikelstørrelse, men de præcise filterstørrelser varierer meget. Generelt opstår der ofte praktiske vanskeligheder med tilstopning af filtre med lav porestørrelse pga. spildevandsprøvers indhold af organisk materiale (særligt i indløb og undervejs i renseprocessen). Generelt ses en tendens til, at der i udløb fra renseanlæg ses flere små partikler (fx mindre end 300-500 µm) end store (Talvitie et al., 2017B).

4.5 Typen af mikroplast

Typen af plast i mikroplastpartikler er undersøgt i flere publikationer, se TABEL 7. Mange kilder peger på tilstedeværelsen af gængse polymertyper som polyethylen, polypropylen og polyamid (nylon), hvilket Miljøstyrelsens rapport fra 2017 også bekræfter (Vollertsen og Hansen, 2017). Mikrogummi, som Miljøstyrelsen (2015) peger på som en væsentlig del af den forventede årlige udledning af mikroplast både i regnvandsbetinget udledning og i udledning fra renseanlæg, er der ikke set analysedata for i de identificerede videnskabelige publikationer. I det igangværende MUDP-projekt: "Udvikling af teknologi til fjernelse af mikroplast fra regnvandsbetingede udledninger", hvori der måles på mikrogummi i regnvand, ses, at en stor del af mikrogummipartiklerne er meget små (mange <20 µm, men der ses også gummipartikler større end 20 µm)¹⁵. Det kan betyde, dels at store dele af mikrogummipartiklerne sedimenterer i bassiner eller brønde m.v., og dels at de anvendte analysemetoder i de tidligere studier ikke har kunnet detektere mikrogummipartiklerne, hvis de er til stede i prøverne.

¹⁵ Erfaringer gjort i forbindelse med MUDP-projektet "Udvikling af teknologi til fjernelse af mikroplast fra regnvandsbetingede udledninger" samt på RUC under udvikling af analysemetode.

TABEL 7. Oversigt over identificerede plasttyper i forbindelse med analyse af mikroplast i spildevand.

Kilde	Analysemetode til ID af plast	Type af mikroplast identificeret*
Magnusson & Wahlberg (2014)	FTIR	PE, akrylplast, PP, copolymer med PE, PMMA, PA, bomuld, PET
Miljøstyrelsen (2017)	FPA-FTIR	PA mest hyppig, derefter PE og copolymer med PE, partikler coatede med zink stearat. Mindre hyppigt ses PP og PVC
Mintenig et al. (2014)	micro-FTIR ATR-FTIR "chemical imaging"	PE, PP, PS, PA
Mintenig et al. (2017)	micro-FTIR ATR-FTIR FPA-FTIR	PE hyppigst, polyester dominerer blandt de syntetiske fibre
Fries et al. (2013)	Pyr-GC/MS og SEM-EDX	PE, PP, PS, PA, klorineret PE og klorsulfoeret PE
Int-veen (2014)	micro-FTIR ATR-FTIR FPA-FTIR	For partikler >500 µm: PE, PP, PA, PS, PVC, polyurethane (PUR) silikone og maling. For partikler <500 µm: PE, PP, PS, PA, SAN, polyester, PET, PVC, PUR, ethylen vinyl acetat (EVA), polyvinyl alkohol (PVAL), akrylnitril butadien styren (ABS), polymælkesyre (PLA)
Ziajahromi et al. (2017)	ATR-FTIR	PVC, PS, PP, PET, PE, PA
Talvitie et al (2017B)	FTIR	Polyester>PE>polyakryl>PVC>PS>PP (fibre inkluderet)

* Følgende forkortelser er anvendt: Polyethylen (PE), polypropylen (PP), polyamid/nylon (PA), polystyren (PS), polyvinylchlorid (PVC), ethylen vinyl acetat (EVA), polyvinyl alkohol (PVAL), akrylnitril butadien styren (ABS), polymælkesyre (PLA), polyurethan (PUR), polyethylen tereftalat (PET), Styren Akrylnitril (SAN).

4.6 Beskrivelse af status for regnvand

Der er meget få studier, der undersøger den del af spildevandet, som medfører regnvandsbehandling udledning. Dette bekræftes bl.a. af Murphy et al. (2016), som peger på, at spørgsmålet om overløb fra spildevandsanlæg i forbindelse med perioder med meget regn endnu ikke er blevet undersøgt tilstrækkeligt i forhold til mikroplastudledning (Murphy et al., 2016).

Norén et al. (2016) angiver, at der i dag findes data for forureningskilder til regnvand (som fx kan være både, biler, industri og kunstgræsbaner), men at der ikke findes videnskabelige publikationer om måling og reduktion af mikroskopisk forurening i regnvand.

Kilder til mikroplast i regnvand er i flere undersøgelser estimeret på basis af massestrømsbetragtninger. Dæk og vejstriber forventes at være væsentlige kilder, men dette er ikke bekræftet af faktiske undersøgelser og målinger. Verschoor et al. (2016) behandler i en Hollandsk kortlægning emission af mikropartikler fra kilderne detergenter, maling og gummidæk. Verschoor et al. (2016) estimerer på baggrund af deres undersøgelser, at der udledes 1,2 ton mikropartikler fra detergenter, 130 ton mikropartikler fra maling og 1.800 ton mikropartikler fra slid af gummidæk til overfladevand (fra fx fortove og overløb fra kloaksystemer) per år. Til sammen-

ligning anslår Sundt et al. (2014) i en Norsk rapport, at der udledes 5.000 ton mikroplast årlig fra dækslidtage og 1.000 ton per år fra maling. Magnusson et al. (2016B) angiver også slid af dæk som den vigtigste emissionskilde til mikroplast til havene i Sverige, med et estimat af slid på ca. 13.000 ton/år. Kunstgræs estimeres at frigive 2.300-3.900 ton mikroplastpartikler per år, og emission fra plastproduktion estimeres til 300-530 ton per år. Magnusson et al. gør dog opmærksom på, at de estimerer emissionen, ikke hvor stor en del der reelt udledes til vandmiljøet. Her peger de på, at der mangler kvalitative data til at estimere de mængder, der udledes fra disse kilder, fx i form af analyse af mikroplast i regnvand fra veje (Magnusson et al., 2016B). Til sammenligning anslår Sundt et al. (2014) mikroplastudledning fra kunstgræsbaner til 1.500 ton årligt.

Med hensyn til mere indirekte behandling af regnvandsbetinget udledning ser Wardrop et al. (2016) en sammenhæng imellem perioder med regnfald og stigninger i mikroplastniveau i Chesapeake Bay (USA), hvilket kunne tyde på, at regnvand kan være en signifikant kilde til mikroplast i vandmiljøet (Wardrop et al., 2016). Wardrop et al. (2016) ser også en korrelation imellem befolkningstæthed og koncentrationen af mikroplast.

Selbig & Bannerman (2011) har studeret partikelstørrelser i afløb fra forskellige overflader i bymiljø (Wisconsin, USA) og ser bl.a. en klar forskel imellem partikelstørrelser fra forskellige overflader. Li et al. (2006) målte på partikelstørrelser fra regnvand fra motorveje i Californien (USA) i forbindelse med regnvejret og så primært små partikler (90 % <10 µm), og at partiklerne migrerer med regnvandet primært i den første fase af regnvejret (op til 6 mm regnfald).

Ligesom for andet spildevand er manglende analysemetoder til bestemmelse af små partikler en begrænsning. Særligt vanskeligt forventes det at være med de sorte partikler (dækafslid), som ikke er detekteret i nogle tilgængelige studier, herunder heller ikke i Miljøstyrelsens studie fra 2017 (Vollertsen og Hansen, 2017). Gummi fra dæk indeholder store mængder carbon black, hvilket kan give analysetekniske udfordringer ved brug af spektroskopiske metoder. Carbon black har en ukarakteristisk absorption af infrarødt lys, hvilket kan tilsløre øvrige karakteristiske absorptionstoppe for materialet i et FTIR-spektrum. Ligeledes fås ofte ikke et unikt Ramanspektrum for carbon black indeholdende gummytyper, om end der typisk ses to brede Ramantoppe, som er karakteristisk for carbon black. Den manglende metode til detektion af de små gummipartikler (forventes primært <100 µm) kan være en barriere mod generering af viden om de små mikrogummipartikler i regnvandsbetinget udledning såvel som i øvrigt spildevand.

4.7 Konklusion og anbefalinger

Det eksisterende datagrundlag er behæftet med usikkerhed, fordi de anvendte metoder ikke er ensrettet i forhold til procedure. Der ses:

- Store forskelle i forekomsten af mikroplast i udløbet fra renseanlæg
- Stor forskel på, hvilken størrelsesfraktion der er analyseret for (ofte fokus på større partikler)
- Generelt ses en tendens til, at der i udløb fra renseanlæg ses flere små partikler (mindre end 300-500 µm) end større partikler
- Begrænset data på typen af plast. Typen kan bl.a. have betydning for kildesporing, for mikroplastens skæbne ved spildevandsrensning og for den belastning, mikroplast forårsager i miljøet med hensyn til miljøfarlige stoffer
- Mest anvendte metode lader til at være lysmikroskopi. Analyse af små partikler er vanskelig (særligt problematisk for partikler <100 µm), og metoden muliggør ikke bestemmelse af typen af mikroplast
- Manglende data og analysemetode for mikrogummipartikler. Hovedparten forventes at ligge under 100 µm
- Meget få publikationer, som omhandler regnvandsbetinget udledning.

Det anbefales, at der arbejdes mod ensrettet procedure for analyse af mikroplast, og at disse anvendes målrettet til studier af spildevand med særligt fokus på regnvandsbetinget udledning. Om muligt gennemføres aktiviteter for at kortlægge den nuværende forekomst og monitorere udviklingen fremadrettet.

5. Renseteknologi til rensning for mikroplast

5.1 Formål og afgrænsning

Formålet med dette kapitel er at give et overblik over, hvilke renseteknologier, der kan være relevante i relation til øget tilbageholdelse af mikroplast i renseanlæg og regnvandsafløb. Det er desuden formålet at sammenfatte eksisterende viden om renseteknologiernes effektivitet.

I det første afsnit gennemgås eksisterende viden om tilbageholdelse af mikroplast i renseanlæg og regnvandsafløb. Gennemgangen indeholder dels resultater vedrørende den samlede tilbageholdelse af mikroplast i forskellige typer af anlæg, dels resultater vedrørende de enkelte rensetrin med særligt fokus på efterpoleringsprocesser.

I andet afsnit beskrives en række af de renseteknologier, som anses for lovende i forhold til øget tilbageholdelse af mikroplast i renseanlæg eller regnvandsafløb. Der fokuseres på teknologier, som i dag i et vist omfang markedsføres til rensning af kommunalt spildevand eller regnvandsafløb. Den nærmere afgrænsning af disse teknologier er beskrevet i indledningen til afsnittet.

5.2 Eksisterende viden om mikroplast i renseanlæg og regnvandsafløb

5.2.1 Renseanlæg

Der foreligger en række undersøgelser af mikroplast i renseanlæg i Danmark, Norge, Sverige, Finland, Schweiz, USA, Rusland og USA, hvor renseeffektiviteten for mikroplast er kvantificeret. Effektiviteten er typisk undersøgt ved at sammenligne koncentrationen af mikroplast i indløb og udløb fra anlæggene. I undersøgelserne af enkelte anlæg er forekomsten af mikroplast kun angivet som antal partikler, og der er ikke foretaget beregning af massen af mikroplast. Data for en række udenlandske anlæg er vist i TABEL 8 med angivelse af anlægsdesign i det omfang, det er angivet i litteraturkilden. Tabellen viser den målte renseeffektivitet for det samlede anlæg, mens renseeffektiviteten af enkelte procestrin er præsenteret i de efterfølgende tabeller.

Renseeffektiviteten er i tabellen angivet på basis af antallet af partikler i ind- og udløbsvandet. Renseeffektiviteten angivet på basis af massen (vægten) vil kunne være væsentligt højere, som diskuteret senere i dette afsnit på basis af de seneste danske undersøgelser.

Der er ikke fundet publicerede danske resultater fra bestemte renseanlæg, men gennemsnittet for danske renseanlæg gennemgås senere i kapitlet.

Hovedparten af den tilbageholdte mikroplast ender i slamfraktionen, men i de fleste af undersøgelserne er der ikke foretaget egentlige massebalancer, og det er heller ikke undersøgt, i hvilket omfang mikroplast nedbrydes eller dannes ved rensprocesserne.

Undersøgelserne er i de fleste tilfælde foretaget med lysmikroskop, og som diskuteret andetsteds i denne rapport, vil der kunne være systematiske over- eller underestimeringer. Da der anvendes de samme metoder ved indløb og udløb, forventes de beregnede effektiviteter dog at være nogenlunde retvisende for de typer af partikler, der har kunnet detekteres.

I det omfang der er skelnet mellem de enkelte størrelsesfraktioner, er dette angivet i tabellen. Som det ses af tabellen, viser undersøgelser på norske og svenske anlæg, at tilbageholdelses effektiviteten er væsentligt højere for de større fraktioner end for de små.

Der ses en markant højere rens effektivitet for mikroplast i størrelsesintervallet 300-5.000 μm sammenlignet med den samlede rens effektivitet for mikroplast i intervallet 20-5.000 μm (der er i disse undersøgelser ikke set særskilt på intervallet 20-300 μm). For den større fraktion er rens effektiviteten i alle tre anlæg højere end 98,9 %, mens den for mikroplast i størrelsen 20-5.000 μm er i størrelsen 70 til 97 %, med hovedparten af målingerne omkring 90 %.

I undersøgelserne på anlæg i USA, Schweiz og Skotland er der alene angivet rens effektiviteter for det samlede størrelsesinterval, hvilket gør det vanskeligt at fortolke resultaterne. Der er i de schweiziske undersøgelser og på et enkelt anlæg i USA målt rens effektiviteter omkring 93-94 %, som er i god overensstemmelse med resultaterne fra de svenske og norske anlæg, idet det drejer sig om et gennemsnit for et bredt størrelsesinterval.

Undersøgelse af en pilotskala-membranbioreaktor (MBR) i Finland fandt en rens effektivitet på 99,9 % for det samlede interval 20-5.000 μm , mens der i en pilotskala-membranbioreaktor i USA blev fundet en rens effektivitet på 99,4 % for intervallet 20-4.750 μm .

TABEL 8. Renseeffektiviteter i undersøgte renseanlæg

Anlæg, land	Renseteknologi (udover primær, som angivet i reference)	Tilbageholdelse, % (partikler)	Mikroplast størrelse, µm	Analysemetode	Reference
Northfield, USA	Aktivt slam-anlæg, granulært sandfilter	97,2	20-4.750	Mikroskopi	Michielssen et al. (2016)
Detroit, USA	Aktivt slam-anlæg	93,8	20-4.750	Mikroskopi	
Navn ikke angivet, USA	Anaerob MBR med keramiske skivefiltre	99,4	20-4.750	Mikroskopi	
Glasgow, Skotland	Beluftning (polymertilsætning), klaringsstank	98,4	> 65	FTIR	Murphy et al. (2016)
Zurich, Schweiz	Biologisk rensning, efterklaring og membranfilter (0,4 µm porestørrelse)	93,0	8-5.000 *	Mikroskopi	Cabernard et al. (2016)
Viihinmäki, Finland	Aktivt slam-anlæg og sedimentation, biologisk rensning	99,9	300-5.000	Mikroskopi **	Magnusson et al. (2016) ***
Kalteva, Hyvinkää, Finland	Aktivt slam-anlæg og sedimentation, biologisk rensning	99,9	300-5.000	Mikroskopi **	
Skt. Petersborg, Rusland	Ikke angivet	96,0	>20	Mikroskopi	Talvitie og Heinonen (2014)
Arvidstorp, Sverige	Biologisk rensning, eftersedimentation, skivefiltre	99,2 97,3	300-5.000 20-5.000	Mikroskopi	Norén et al. (2016a)
Veas, Slemmestad, Norge	Kemisk og biologisk rensning	99,9 97,0	300-5.000 20-5.000	Mikroskopi	Magnusson (2014)
Tönsberg, Norge	Kemisk rensning	97,4 87,6	300-5.000 20-5.000	Mikroskopi	
Fuglevik, Norge	Kemisk rensning	99,4 90,7	300-5.000 20-5.000	Mikroskopi	
Henriksdal, Sverige	Biologisk rensning, sandfilter	98,9 90,0	300-5.000 20-5.000	Mikroskopi	Magnusson og Wahlberg (2014)
Ryaverket, Sverige	Simultanfældning ved biologisk behandling, skivefilter (15 µm)	99,9 69,9	300-5.000 20-5.000	Mikroskopi	
Långevik, Sverige ****	Kemisk og biologisk rensning	99,5 87,0	300-5.000 20-5.000	Mikroskopi	
Kenkäveronniemi, Finland	Membran-biorektor	99,9	20-5.000	Mikroskopi + FT-IR	Talvitie et al. (2017)

* Analysemetoden indikerer, at det næppe har været muligt at detektere de mindste partikler.

** Der blev efterfølgende anvendt FTIR på udvalgte partikler, men rensningseffektiviteten blev bestemt på basis af mikroskopundersøgelser.

*** Undersøgelsen omfatter også to islandske anlæg, hvor koncentration i udløb er større end koncentrationen i indløb, hvilket tyder på problemer med forsøgsdesign eller analysemetode. Desuden er angivet resultater fra de to svenske anlæg Ryaverket og Långevik med resultater meget lig resultaterne fra de to anlæg vist i tabellen på basis af tidligere undersøgelser.

**** Tilsvarende resultater fra samme renseanlæg er givet i Magnusson og Norén (2014).

Rensning i de enkelte procestrin

Der findes kun få undersøgelser, der angiver rensningseffektiviteten af de enkelte procestrin. Eksempler på rensningseffektiviteter af de enkelte procestrin i tre anlæg i henholdsvis USA og Skot-

land er vist i TABEL 9. Som det fremgår af tabellen, varierer effektiviteten af de enkelte trin i disse anlæg fra 35 % til 82 %. I de undersøgte anlæg blev 35-59 % af mikroplasten fjernet i forbindelse med den mekaniske forbehandling i indløbsvandet. I de pågældende anlæg blev det opsamlede materiale fra den mekaniske rensning, som består af større affaldsdele, grus, glas, m.m., bortskaffet til losseplads. Det var således kun omkring halvdelen af mikroplastpartiklerne i indløbsvandet, som gik videre til næste renses trin, hvoraf hovedparten endte i slamfraktionen.

Noren et al. (2016b) angiver på baggrund af svenske erfaringer, at den mekaniske rensning tilbageholder 5-10 % af suspenderet materiale i indløbsvandet, primær rensning fjerner 30-65 % (af mængden i indløb til anlægget), sekundær rensning fjerner omkring 25 %, mens den tertiære rensning fjerner omkring 5 %. Forfatterne angiver, at denne fordeling kan anvendes som et bedste bud på, hvordan fjernelse af mikroplasten (og andet mikroaffald) vil fordele sig, selvom noget mikroplast ikke vil fælde ud grundet den lave vægtfylde.

TABEL 9. Renseeffektiviteter af de enkelte renses trin.

Anlæg, land	Renseeffektivitet, % af indløb til det pågældende renses trin, (partikler)				Reference
	Forbehandling (mekanisk rensning)	Primær (P)	Sekundær (S)	Tertiær (T)	
Northfield, USA P: Primær klaringstank S: Trickling filter, aktivt slamanlæg T: Granulært sandfilter	35,1	82,1	11,9	72,7	Michielssen et al. (2016)
Detroit, USA P: Primær klaringstank S: Aktivt slam-anlæg	58,6	61,6	60,9		
Glasgow, Skotland P: Primær klaringstank S: Beluftning (polymer tilsætning), klaringstank	44,6	60,9	92,6		Murphy et al. (2016)

Efterpoleringsteknikker

Der er udført en række undersøgelser af renseseffektiviteten af forskellige efterpoleringsteknikker. Traditionelt har efterpoleringstrinnet haft til formål at fjerne suspenderet stof for dermed at opnå en bedre afløbskvalitet – ofte rettet specielt mod fosfor. I de seneste år er der imidlertid i stigende grad kommet fokus på fjernelse af mikroplast og miljøfremmede stoffer som lægemiddelrester, nonylphenol, hormonlignende stoffer m.m.

Resultater af undersøgelser af renseseffektiviteten af en række efterpoleringsteknikker er sammenfattet i TABEL 10. Resultaterne af undersøgelser af membranbioreaktorer (MBR) er medtaget i tabellen, selvom det ikke er en egentlig efterbehandlingsteknik, men en alternativ rensemetode.

De undersøgte efterbehandlingsteknikker kan opdeles i følgende typer:

- Sandfiltre
- Skivefiltre
- Membranfiltre
- Flydeseparation (Dissolved Air Flotation, DAF).

Sandfiltre - Målinger af tilbageholdelse af mikroplast i sandfiltre viser meget forskellige resultater. I undersøgelser fra USA (Michielssen et al., 2016) og Finland (Talvitie et al., 2017) blev der fundet en tilbageholdelse på omkring 97 % i et sandfilter anvendt efter primær og sekundær rensning. Renseeffektiviteten er gennemsnit for det samlede størrelsesinterval fra 20 µm til ca. 5.000 µm. I den finske undersøgelse er det angivet, at sandfilteret er opbygget med 1 m grus med kornstørrelse på 3-5 mm og 0,5 m kvartssand med en kortstørrelse på 0,1-0,5 mm. Undersøgelser i et svensk anlæg viste betydeligt lavere rensningseffektivitet (Magnusson og Wahlberg, 2014). Sandfiltret i dette anlæg er ikke nærmere beskrevet i rapporten. Renseeffektiviteten blev målt til 28 % for mikroplast i størrelsesintervallet 300-5.000 µm, mens den var negativ for mikroplast i størrelsesintervallet 20-5.000 µm. Da resultaterne kun er angivet som antal og ikke i mængdeenheder, kan forklaringen meget vel være, at større stykker fragmenteres til mindre i sandfiltret. Dette forklarer dog ikke helt, hvorfor der findes så lav effektivitet i forhold til de amerikanske og finske undersøgelser.

En amerikansk undersøgelse af 17 rensningsanlæg fandt ingen signifikant sammenhæng mellem udledninger fra seks anlæg med forskellige efterbehandlingsteknikker, heraf fem anlæg med granulære filtre (sand og andre medier) og konkluderer, at det er usikkert, hvilken betydning efterbehandling har (Mason et al., 2016). Forfatterne nævner, at dette resultat er i overensstemmelse med andre amerikanske undersøgelser. Da undersøgelsen kun angiver resultaterne som antal af partikler, er det ikke muligt at sige, om resultatet skyldes, at der sker en vis fragmentering af partiklerne i filtrene. Undersøgelsen omfatter kun målinger af rensningseffektiviteten i ét anlæg med et biologisk beluftningsfilter (biological aerated filter), hvor der måles en effektivitet på 15 %, hvilket kort omtales uden videre dokumentation eller diskussion.

Resultaterne tyder på, at sandfiltre kan være meget effektive til at tilbageholde den mikroplast, der ikke er blevet tilbageholdt i de foregående rensningstrin, men med de meget forskellige resultater er der endnu behov for viden om effektiviteten af metoden.

Skivefiltre - I en svensk undersøgelse af rensningsanlægget i Arvidstorp blev effektiviteten af efterbehandling med skivefiltre bestemt til 98-100 % af mikroplast (20-5.000 µm) i indløb til skivefiltret. Den samlede målte rensningseffektivitet af hele anlægget inkl. skivefiltre var højere end 99,9 % (Norén et al., 2016). Skivefiltret havde en porestørrelse på 10 µm. I en finsk undersøgelse (Talvitie et al., 2017B) blev der fundet meget forskellige resultater, idet effektiviteten af filtre med porestørrelse på 10 µm blev målt til kun 40 %, mens den blev målt til 98,5 % i filtre med porestørrelse på 20 µm (mikroplast i størrelsesintervallet 20-5.000 µm). Forfatterne nævner selv, at resultaterne skal fortolkes med forsigtighed.

Det er således meget forskellige effektiviteter, der er fundet i de to undersøgelser, og der er behov for mere viden om effektiviteten af skivefiltre.

Membranbioreaktorer - Resultater af to undersøgelser af pilotskala-membranbioreaktorer i USA og Finland viste rensningseffektivitet på henholdsvis 99,4 % og 99,9 % for det samlede interval fra 20 til ca. 5.000 µm. Disse resultater tyder på, at membranbioreaktor-metoden også er meget effektiv til fjernelse af små partikler ned til 20 µm.

Norén et al. (2016b) har sammenfattet viden om mulighederne for at reducere mikroplast og andre mikropartikler (samlet betegnet "microlitter") i spildevand og regnvand. Rapporten refererer primært til svenske undersøgelser af forskellige teknikker, som indgår i TABEL 10. Rapporten indeholder en indgående beskrivelse af de forskellige rensningsteknikker og en gennemgang af omkostningerne i relation til en række rensningsteknikker.

TABEL 10. Renseeffektiviteten af efterpoleringsteknikker og membranbioreaktorer (MBR)

Anlæg, land	Efterpoleringsteknik	Tilbageholdelse, partikler % *	Størrelse, µm	Analysemetode	Reference
Northfield, USA	Sandfilter [granulary sand filter]	97,2	20-4.750	Mikroskopi	Michielssen et al. (2016)
Pilotskala-AnMBR, USA	Anaerob MBR (AnMBR) med keramiske filtre	99,4	20-4.750	Mikroskopi	
Henriksdal, Sverige	Sandfilter	28 -1	300-5.000 20-5.000	Mikroskopi	Magnusson og Wahlberg (2014)
Kakolanmäki, Finland	Sandfilter [Rapid (gravity) sand filters]	97,1	20-5.000	Mikroskopi + FTIR	Talvitie et al. (2017B)
Paroinen, Finland	Flydeseperation (med tilsætning af polyaluminiumchlorid) [Dissolved Air Flotation]	95,0	20-5.000	Mikroskopi + FTIR	
Viikinmäki, Finland	Pilotskala-skivefiltre, porestørrelse: 10 µm 20 µm	40,0 98,5	20-5.000	Mikroskopi + FTIR	
Kenkäveronniemi, Finland	Pilotskala-membranbioreaktor (MBR) med membranfiltre	99,9	20-5.000	Mikroskopi + FTIR	
Arvidstorp, Sverige	Skivefiltre, porestørrelse: 10 µm	100,0 100,0	300-5.000 20-5.000	Mikroskopi	Norén et al. (2016a)
Zurich, Schweiz	Membranfilter, porestørrelse: 0,4 µm	61	8-5.000	Mikroskopi	Cabernard et al. (2016)
Oldenburg, Tyskland	Tekstil fiberdug**	97	10-5.000	FT-IR	Mintenig et al. (2014)

* % af indløb til det pågældende rensetrin.

** Teknikken er angivet i Mintenig et al. (2017), som beskriver samme resultater.

Betydning af formen af partikler

I flere undersøgelser er der set nærmere på, om der er signifikante forskelle mellem renseseffektiviteten af forskellige typer af partikler; typisk opdelt på fibre, flager og fragmenter (bl.a. Magnusson og Wahlberg, 2014; Talvitie et al., 2017); Renseeffektiviteten varierer i de enkelte anlæg mellem de forskellige typer, men ikke på en måde, der tyder på væsentlige systematiske forskelle mellem de forskellige typer af mikroplast.

Gennemsnitsværdier for danske renseanlæg

I en nyligt publiceret dansk undersøgelse af mikroplast i renseanlæg har Vollertsen og Hansen (2017) undersøgt forekomsten af mikroplast i 10 danske renseanlæg. Formålet med undersøgelsen har været at evaluere danske renseanlægs rolle i udledningen af mikroplast til miljøet, både i henhold til udledningsmængder og til, hvilke typer af plastpolymerer der udledes.

Studiet er designet som et screeningsstudie, hvor resultaterne fra alle 10 renseanlæg er samlet i en pulje, således at der opnås et gennemsnitsestimat for danske renseanlæg. Undersøgelsen er ikke designet til at kunne bestemme renseseffektivitet i de enkelte anlæg eller til at diskutere forskelle mellem anlæggene. I undersøgelsen er der blevet analyseret for indholdet af mikroplast i størrelsesordenen 20-500 µm med FTIR. Der er ingen resultater for mikroplast i intervallet 500-5.000 µm. FTIR muliggør bestemmelse af, hvilke plasttyper mikroplastpartikler-

ne består af, og gør det muligt at fastlægge, at partiklerne faktisk består af plast (se beskrivelse af metoden i kapitel 3). Resultaterne i relation til renseseffektivitet er vist i TABEL 11. I modsætning til de fleste andre undersøgelser er indholdet af mikroplast bestemt både som antal partikler og som masse beregnet ud fra de ydre dimensioner af hver partikel.

Som det fremgår af tabellen, er tilbageholdelsesgraden større, når effektiviteten angives på basis af massen (medianværdi 99,7 %), end når den angives på basis af antal partikler (medianværdi 92,6 %). Dette skyldes primært, at tilbageholdelsesgraden er større for de større partikler, som også vist i flere af undersøgelserne omtalt ovenfor, og at disse større partikler bidrager væsentligt mere til den samlede masse end de mindre partikler. En meget stor del af massen udgøres af relativt få, store partikler, og tilbageholdelsesgraden for disse har stor indflydelse på den samlede masse.

Angivet som antal partikler er medianværdien 92,6 %, hvilket svarer meget godt til renseseffektiviteten fundet for partikler i størrelsesintervallet 20-5.000 µm i svenske og norske undersøgelser. Angivet som masse er medianværdien imidlertid 99,7 %, hvilket betyder, at kun 0,3 % af massen af mikroplastpartikler, som tilledes anlæggene, udledes til recipienten. Den gennemsnitlige koncentration af mikroplast (20-500 µm) i udløbsvandet blev bestemt til 5.800 partikler/L (medianværdi) svarende til 0,2 mg/L. Som omtalt andetsteds, var de målte koncentrationer omkring 1.000 gange større end koncentrationerne bestemt i andre undersøgelser.

Hvorvidt det er mest relevant at se på massen eller antal partikler vil afhænge af, hvilke effekter der vil kunne være af mikroplast i recipienterne, og af tidsperspektivet. Hvis der regnes med, at større stykker mikroplast i miljøet på sigt kan nedbrydes til mange små, kan det være relevant at opgøre massen. Hvis der ikke regnes med en sådan nedbrydning, vil små partikler i princippet kunne have lige så store effekter i miljøet som større partikler (blot på andre organismegrupper), og det er det samlede antal af partikler, som vil udtrykke potentialet for effekter i recipienten.

TABEL 11. Gennemsnitlig tilbageholdelse i ti danske renselanlæg for partikler i intervallet 20-500 µm (Vollertsen og Hansen, 2017).

	Indløb	Udløb	Tilbageholdelsesgrad
Antal partikler per liter (middel)	127.000	5.800	95,4 %
Antal partikler per liter (median)*	86.000	6.400	92,6 %
Masse, mg/L (middel)	8,0	0,034	99,6 %
Masse, mg/L (median)	5,9	0,016	99,7 %
Medianstørrelse	50,0 µm 41 ng	41,5 µm 20 ng	
Størrelsesinterval (målt min-max)	10-500 µm (12-215 µm)	10-500 µm (3-406 µm)	

* Rapporten anvender medianværdien i sammenfatning og diskussion af resultaterne.

5.2.2 Regnvandsbetinget udledning

Der er ikke fundet undersøgelser af tilbageholdelse af mikroplast ved behandling af regnvand.

I den danske kortlægning af kilder til mikroplast (Lassen et al., 2015) er der taget udgangspunkt i viden om tilbageholdelse af suspenderet stof og regnet med, og på denne basis anslået, hvad der sker med mikroplast i sedimentationsbassiner. Tilbageholdelsesgrader for suspenderet stof i sedimentationsbassiner er generelt høje (80-90 %, størrelsesinterval ikke angivet), men kan være lavere for mikroplast afhængigt af vægtfylde. Den danske kortlægning

anslår, at 1/3 af det separatkloakerede regnvand udledes via sedimentationsbassiner, og anslår groft, at tilbageholdelseeffektiviteten er på 40-50 %. Herved er der regnet med, at tilbageholdelsen vil være lavere end den generelle tilbageholdelse af suspenderet stof, fordi en del af mikroplasten har en vægtfylde mindre eller tæt på vægtfylden af vand.

En nyere svensk kortlægning af udledning af mikroplast nævner, at tilbageholdelsesgraden for suspenderet stof i sedimentationsbassiner i Sverige er 80 %, men angiver, at der ikke er basis for at bestemme tilbageholdelsesgraden for mikroplast, idet der ingen undersøgelser findes (Magnussen et al., 2016). Der er ikke angivet størrelsesinterval af det suspenderede stof. Norén et al. (2016) diskuterer muligheder for tilbageholdelse af mikroplast i regnvandsafløb, men refererer ikke faktiske undersøgelser af tilbageholdelsesgrad.

5.3 Beskrivelse af anvendte renseteknologier og rensegrader

5.3.1 Formål og afgrænsning

Formålet med dette afsnit er at give et overblik over, hvilke renseteknologier der kan være relevante i relation til øget tilbageholdelse af mikroplast i renseanlæg. Afsnittet indeholder ikke en beskrivelse af de konventionelle primære og sekundære renseteknikker, som er implementeret i renseanlæg i Danmark i dag, men fokuserer på efterbehandlingsteknikker, som kan tilføjes til eksisterende renseløsninger, eller renseteknikker, der inkluderer ultrafiltreringsmetoder. Disse teknikker har typisk til formål at rense vandet for flere typer af forureningsstoffer og er ikke udviklet specifikt med henblik på at rense for mikroplast. For de fleste af teknikkerne er der derfor endnu begrænset dokumentation for deres effektivitet over for mikroplast. Afsnittet indeholder et katalog over teknikker, som markedsføres i Danmark i dag.

Der er i de seneste år kommet øget fokus på rensning for mikroforureningsstoffer, og der er en række forsøg i gang rundt i landet. Nogle af disse teknikker, vil også kunne være relevante i forhold til rensning for mikroplast og er nærmere omtalt i kataloget nedenfor, mens andre formentlig vil have en marginal betydning i forhold til mikroplast. Eksempler på sidstnævnte, som ikke omtales yderligere, er:

En teknologi, som tilbydes af SUEZ til fjernelse af mikroforurenninger i hospitalsspildevand, som er en kombination af aktivt slam, ozon og aktivt kul. Ozon injiceres i fødevandet til den biologiske renseproces og aktivt kul tilsættes i beluftningstankene i det biologiske renseanlæg. Da mikroplast ikke adsorberes til aktivt kul, vil tilsætning af aktivt kul have begrænset effektivitet i forhold til rensning for mikroplast, omend der kan være en vis filtereffekt (Baresel et al., 2017).

SCWO (super critical water oxidation) fra Aquareden, som er en efterrensningsmetode til biologisk rensning af hospitalsspildevand til destruktion af lægemiddelstoffer og andre svært nedbrydelige, miljøfremmede, organiske stoffer i spildevand. De organiske stoffer nedbrydes med ilt under superkritiske forhold.

Der findes desuden en række nanofiltrerings- og omvendt osmose-anlæg til procesvand fra industrier, som på nuværende tidspunkt ikke anvendes på kommunale renseanlæg. Disse løsninger, som bl.a. markedsføres af Veolia/Krüger og Silhorko-Eurowater A/S, er ikke nærmere beskrevet.

IVL i Sverige har i 2017 vurderet omkostningerne ved otte forskellige teknikker til rensning for mikroforureningsstoffer og mikroplast (Baresel et al., 2017). Rapporten indeholder også en beskrivelse af teknikkerne og deres omkostninger. Da de forskellige teknikker typisk retter sig mod mikroforureningsstoffer, og rensning for mikroplast er sekundært, er det ikke muligt eller meningsfuldt specifikt at se på omkostningseffektiviteten for mikroplast. Rapporten konkluderer vedrørende mikroplast, at det, hvis man ønsker effektiv rensning af alle partikler i størrel-

sen 1 µm til 5 mm, er nødvendigt med en ultrafiltrering af vandet. Ultrafiltreringen kan ske som en integreret del af membranbioreaktorer (MBR) eller som en separat proces, der tilføjes eksisterende anlæg. MRB og ultrafiltrering beskrives i detaljer i det følgende, hvor omkostningsberegninger fra den svenske rapport også refereres.

Da der endnu ikke er sikre data, der kan dokumentere effektiviteten af de forskellige metoder i relation til rensning for mikroplast, er det ikke muligt at fastsætte en omkostningseffektivitet. Kataloget indeholder derfor kun oplysninger om omkostninger.

Nedenstående katalog over mulige renseteknologier og deres effektivitet i forhold til mikroplast for både regn- og spildevand er baseret på oplysninger indhentet fra danske leverandører af renseteknologier, videninstitutioner og enkelte brugere af disse teknologier.

Kataloget indeholder beskrivelser af følgende renseteknologier:

- Membranbioreaktorer (MBR)
- Båndfiltre
- Skivefiltre og tromlefiltre
- Flokkulerings- og fældningsteknologi
- Metoder til fjernelse af mikroplast i regnvandsafløb.

Ved beskrivelser af konkrete teknikker lægger beskrivelsen sig tæt op ad leverandørernes beskrivelse og er mange steder direkte citat fra tekniske datablade eller hjemmesider.

5.3.2 MBR-anlæg (membranbioreaktorer)

Der findes flere eksempler på anvendelse af membranbioreaktorer (MBR) i Danmark. MBR-anlæg er grundlæggende en kombination af et aktivt slam-anlæg og et ultrafiltreringsanlæg.

Anlæggene forhandles som integrerede anlæg, bestående af både aktivt slam anlæg og ultrafiltreringsanlæg samt anlæg bestående af ultrafiltreringsanlæg, som kan bygges på et eksisterende anlæg. Begge anlægstyper markedsføres som MBR-anlæg, og da det centrale i forhold til mikroplast er ultrafiltreringsanlægene, er de forskellige anlæg nedenfor beskrevet sammen. Ultrafiltrering i MBR-anlæg sker typisk med membraner, hvor porestørrelser er i størrelsen 0,03-0,4 µm, dvs. mindre end de partikler, der henregnes til mikroplast (ned til 1 µm)

Grundfos BioBooster er et eksempel på MBR-anlæg installeret flere steder i Danmark og i udlandet.



BioBoosteranlæg. Gengivet med tilladelse fra Grundfos.

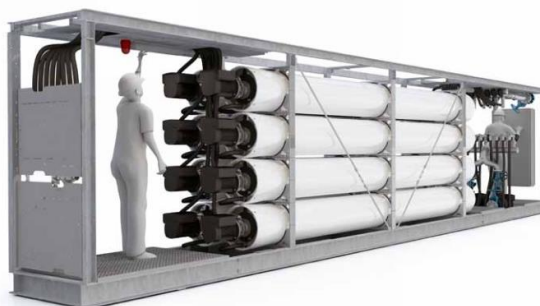
Eksempel på anlægsdesign er vist på ovenstående figur. Spildevandet renses først i en rist (1), hvor større partikler >1,5 mm fjernes. Herefter pumpes spildevandet til en membranbioreaktor (MBR) (2), der er en aktivt slam-reaktor med kvælstof- og fosforfjernelse efterfulgt af en membranfiltreringsenhed (3) med 0,2 µm porestørrelse. Membranerne frafiltrerer slammet og returnerer slammet til den aktive slam-reaktor. Efterhånden som der dannes overskud af slam fra den biologiske omsætning af organisk stof, aftappes slammet og føres til en skruepresse, hvor slammet afvandes. Det afvandede slam tørres i et slamtøringsanlæg, hvorefter det sendes til forbrænding.

Ved det viste anlægsdesign, som bl.a. anvendes til behandling af hospitalsspildevand, behandles det rensede spildevand fra membranerne efterfølgende med ozon efterfulgt af granulært aktivt kul (GAC) (4). Slutteligt behandles med UV-lys før udledning til recipient (5).

Anlægget er opbygget i moduler, som kan anvendes sammen eller hver for sig i samspil med andre renseløsninger.

I forhold til fjernelse af mikroplast er det filterenhederne, der er de interessante.

BioBoosteren kan monteres med enten keramiske filtre (aluminiumoxid) eller polymerskivefiltre. De keramiske filtre er at foretrække for spildevandstyper, hvor der ofte er behov for at rense filterne og dermed slide på filterne. Nedenfor er vist en filterstation med 8 filtre. Filterne roterer for at undgå begroning med mikroorganismer. Porestørrelsen af filterne er 0,2 µm (Grundfos, 2017).

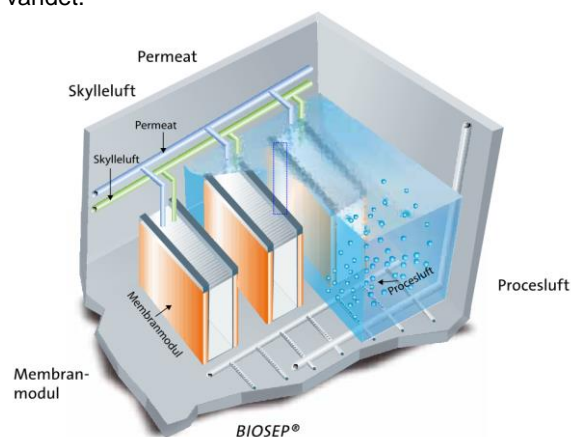


Skivefilterenhed i BioBoosteranlæg. Gengivet med tilladelse fra Grundfos.

BIOSEP® Neddykket Bioreaktor fra Krüger/Veolia er en løsning, som kombinerer biologisk behandling ved hjælp af aktivt slam og neddykket membranfiltrering (Krüger, 2017). Anlæg er installeret mange steder i udlandet og enkelte steder i

Danmark.

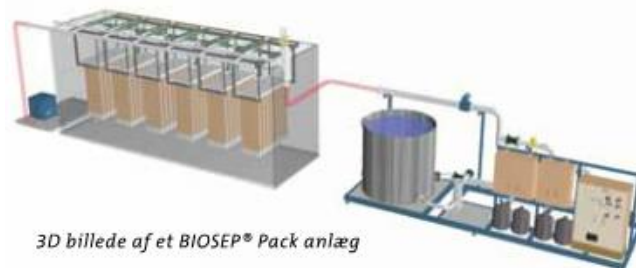
Membranerne er neddykket i en tank og placeret i direkte kontakt med spildevandet.



BIOSEP[®]-anlæg. Gengivet med tilladelse fra Krüger.

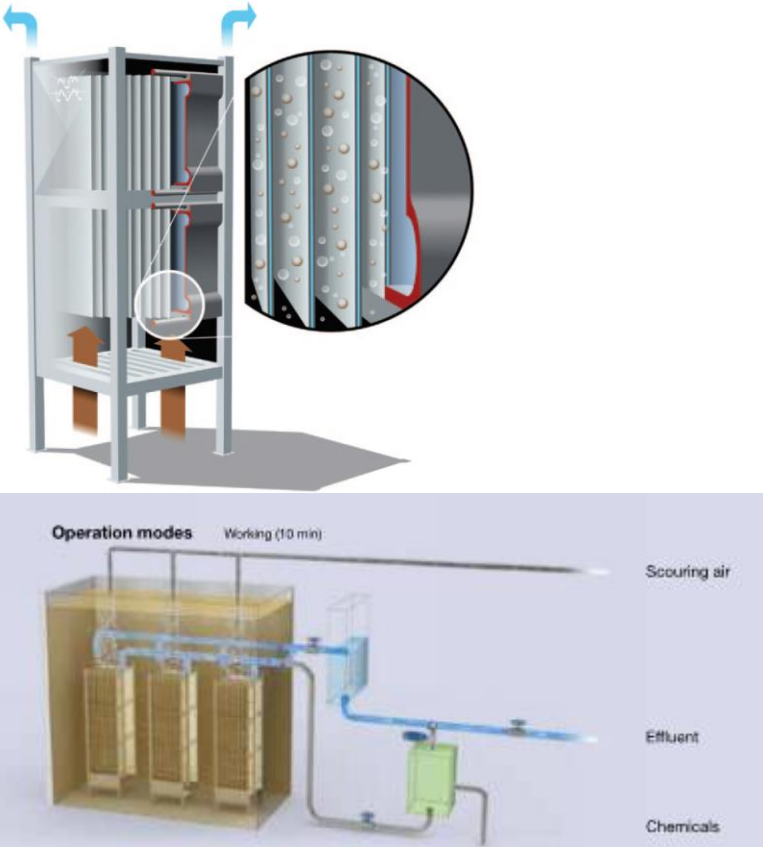
Efter forbehandling flyder råvandet ind i den beluftede biologiske tank, hvor kulstof, kvælstof og fosfor fjernes. Membranfiltreringen fjerner derefter det rensede vand fra det aktive slam. Det behandlede vand suges ud gennem membranerne ved hjælp af en pumpe; overskudsslammet fjernes direkte fra den biologiske tank til afvandingssystemet (Krüger, 2017). Opretholdelse af membranernes filtreringseffekt er baseret på forskellige automatiske funktioner; returskyllning, luftinjektion og kemisk rensning. Porestørrelse af membranerne er 0,03-0,1 µm. Et anlæg af denne type er installeret på renseanlægget Mølleåværket.

BIOSEP[®] PACK fra Krüger/Veolia er et filtreringsanlæg, som kan installeres på eksisterende anlæg. De anvendte filtre er de samme som på BIOSEP[®] MBR, som omtales ovenfor. Anlæggene består af en membrantank, som kobles sammen med det biologiske system (som kan være et eksisterende anlæg) og en filterslisk. Systemet er illustreret nedenfor.



BIOSEP[®] PACK-anlæg. Gengivet med tilladelse fra Krüger.

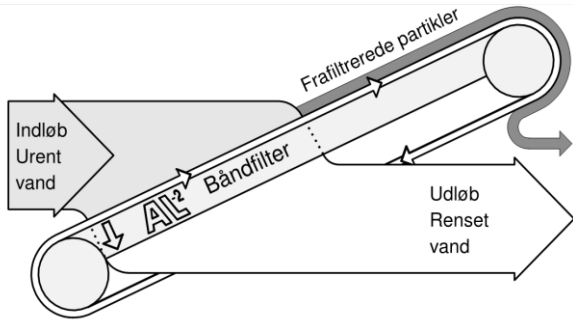
Alfa Laval Membran Filtrerings Modul, som ses på næste side er en model designet til brug i MBR-anlæg (Alfa Laval, 2017).

	 <p>Alfa filtreringsmodul og MBR anlæg, gengivet med tilladelse fra Alfa Laval</p> <p>Modulerne er indbygget i filterenheden som vist på ovenstående illustration (Alfa Laval, 2014). Et anlæg af denne type er installeret som efterpoleringsanlæg på Bjergmarken renseanlæg. Porestørrelsen af membranerne til dette anlæg er angivet til gennemsnitlig 0,2 µm med en maksimumstørrelse på 0,4 µm. Filtret er lavet af PVDF (polyvinylidenfluorid).</p>
Anvendelse	<p>MBR-anlæg markedsføres til rensning af hospitalsspildevand, industrispildevand og kommunalt spildevand.</p>
Effektivitet over for mikroplast (målt eller forventet)	<p>Afhængig af porestørrelsen i membranen fjernes alle mikroplastpartikler over denne størrelse rent fysisk. Alle anlæg anvender membraner med porestørrelser under 0,4 µm. Som vurderet af Baresel et al. (2017) forventes MBR at være en af de mest effektive metoder til fjernelse af mikroplast helt ned til 1 µm.</p> <p>Der er ikke fundet dokumentation for effektiviteten af rensning for mikroplast-MBR-anlæg i Danmark. Som led i MUDP-projektet "µPLAST i spildevand" undersøges rensegraderne af et BioSep® anlæg. Resultaterne forventes at kunne publiceres november 2017, hvor MUDP-projektet afsluttes.</p> <p>Undersøgelse af en pilotskala-membranbioreaktor (MBR) i Finland fandt en rensningseffektivitet på 99,9 % for det samlede interval 20-5.000 µm (Talvitie et al., 2017), mens der i en pilotskala-MBR i USA blev fundet en rensningseffektivitet på 99,4 % for intervallet 20-4.750 µm (Michielssen et al., 2016). Begge effektiviteter er udtrykt i antal partikler, og effektiviteten af begge anlæg udtrykt i masse vil formentlig være endnu højere.</p> <p>Der er ikke målt på partikler <20 µm, og for partikler i størrelsen 20-100 µm er resultaterne stadig usikre.</p> <p>Man vil forvente, at partikler ned til filtrens porestørrelse tilbageholdes i filtrene, men det kan endnu ikke afvises, at polymerfiltre fx i forbindelse med rensning af filtrene, vil kunne generere små mikroplastpartikler, der ender i udløbsvandet.</p>
Effektivitet over for andre forureningsstoffer	<p>MBR-teknologier er primært udviklet til behandling af spildevand for mikroforureningsstoffer og først i de senere år er der kommet interesse for mikroplast.</p>

	<p>Effektivitet af et fuldskala MBR-anlæg på Herlev Hospital (BioBooster) er dokumenteret af DHI (2016). Ifølge undersøgelsen blev lægemiddelrester fjernet med en effektivitet på 99,9 %, tungtnedbrydelige kontrastmedier blev fjernet med 99 %, mens bakterier og virus ikke kunne detekteres i udløbsvandet. Dette anlæg var ud over aktivt slam-anlæg og ultrafiltreringsenhed forsynet med yderligere rensetrin med ozon, granulært aktivt kul (GAC) og UV-lys.</p> <p>Arriaga et al (2016) har undersøgt effektiviteten af et MBR-anlæg for fjernelse/nedbrydning af lægemiddelrester og betydningen af forskellige bakteriegrupper i den biologiske del af anlægget i relation til nedbrydningen</p> <p>I anlæg til efterpolering af kommunalt spildevand vil der ikke nødvendigvis være installeret de øvrige rensetrin. I disse anlæg vil der ske en meget effektiv rensning af partikulært bundne mikroforureningsstoffer, men anlæggene må formodes mindre effektive over for opløste stoffer.</p>										
Tilpasninger af teknikken for at forbedre renseseffektiviteten af mikroplast	Der synes ikke umiddelbart at være behov for at tilpasse renseteknikken for at forbedre renseseffektiviteten over for mikroplast. Når tilstrækkeligt pålidelige måleteknikker til partikler <20 µm er udviklet, vil der dog kunne være brug for at undersøge, om plastmembranerne genererer meget små mikroplastpartikler som ender i udløbsvandet. Det vil således være af interesse at undersøge, om der er forskelle mellem anlæg med keramiske filtre eller polymerfiltre.										
Eksempler på anlæg i DK	Mølleåværket, BioSep-anlæg (150.000 personer, leverandør Purac AB) https://lft.dk/spildevand/renseanlaegget-molleaavaerket/ Herlev Hospital, Biobooster (300-500 m ³ spildevand i døgnet) Fødevarerirksomheden KMC Brande (MBR System KD 40, som efterbehandlingssystem) Bjergmarken renseanlæg i Roskilde (Alfa Laval MFP2, som efterbehandlingssystem)										
Leverandører	Der findes flere danske leverandører af MBR-anlæg, herunder: Grundfos (BioBooster) Alfa Laval (Alfa Laval MFP2) Veolia/Krüger (BIOSEP™ MBR og BIOSEP™) KD Maskinfabrik (MBR System KD 40)										
Omkostninger	<p>I en ny svensk undersøgelse af renseteknikker til fjernelse af mikroforureningsstoffer er der angivet omkostninger for ultrafiltrering uden kombination med andre teknikker som aktivt kul, ozonering m.m. De samlede omkostninger beregnet som sum af annuitetsomkostninger af investering og driftsudgifter er angivet som følger (omregnet fra svenske til danske kroner august 2017) m³ (Baresel et al., 2017):</p> <table> <tr> <td>2.000 pe</td> <td>: 2,7 - 3,5 DKK/m³</td> </tr> <tr> <td>10.000 pe</td> <td>: 0,8 - 1,2 DKK/m³</td> </tr> <tr> <td>20.000 pe</td> <td>: 0,5 - 0,9 DKK/m³</td> </tr> <tr> <td>100.000 pe</td> <td>: 0,4 - 0,6 DKK/m³</td> </tr> <tr> <td>500.000 pe</td> <td>: 0,3 - 0,5 DKK/m³</td> </tr> </table> <p>MBR-anlægget på Herlev Sygehus, som også omfatter andre teknikker som aktiv kul, ozonering og UV-lys er angivet at have drifts- og vedligeholdelsesomkostninger på ca. 11 DKK/m³ (DHI, 2016). Investeringsomkostningerne er angivet til 25-35 mio. DKK (ikke omregnet til annuitetsomkostninger pr. m³). Det angives i rapporten, at der i det konkrete tilfælde kan spares en afledningsafgift på 26 DKK/m³, hvis det rensede spildevand kan afledes direkte til recipient uden om kommunalt renseanlæg.</p>	2.000 pe	: 2,7 - 3,5 DKK/m ³	10.000 pe	: 0,8 - 1,2 DKK/m ³	20.000 pe	: 0,5 - 0,9 DKK/m ³	100.000 pe	: 0,4 - 0,6 DKK/m ³	500.000 pe	: 0,3 - 0,5 DKK/m ³
2.000 pe	: 2,7 - 3,5 DKK/m ³										
10.000 pe	: 0,8 - 1,2 DKK/m ³										
20.000 pe	: 0,5 - 0,9 DKK/m ³										
100.000 pe	: 0,4 - 0,6 DKK/m ³										
500.000 pe	: 0,3 - 0,5 DKK/m ³										

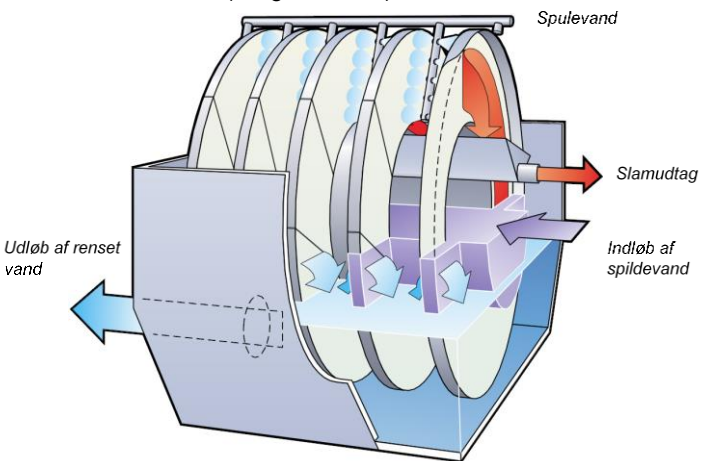
5.3.3 Båndfiltre

Renseprincippet	<p>Båndfiltre anvendes til rensning af spildevandet for partikler.</p> <p>Et eksempel på båndfiltre er AL-2-båndfilter fra AL-2 Teknik A/S (2017). AL-2-båndfilter er en skråtstillet båndtransportør, der er monteret med en endeløs filterdug, der hele tiden bevæger sig. Når det urene vand passerer gennem filterdugen, tilbageholdes partiklerne, uden at de yderligere findeles, og sammen med filterdugen ledes partiklerne op af vandet og bort.</p> <p>For at filterdugen ikke tilstopper, spules dugen hele tiden ren; enten med vand-</p>
-----------------	---

	<p>værksvand, eller med rensed vand. En funktionstegning af renseprincippet er vist nedenfor.</p>  <p>Filtreringsprincip. Gengivet med tilladelse fra AL-2 Teknik.</p> <p>Båndfiltre kan anvendes til grovfiltrering eller efterpolering af spildevand. Filterdu- gen leveres med porestørrelser fra 5 mm. til grovfiltrering og ned til 30 µm til mikro- filtrering. I relation til rensning for mikroplast er det anvendelsen til efterpolering, der er relevant. Båndfiltret er fremstillet af et polymermateriale.</p> <p>Ved rensning for mikroplast vil der anvendes et flokkulerings- og koaguleringsmid- del, der resulterer i, at der dannes en filterkage på filtret, som har indflydelse på tilbageholdelse af partikler, der ellers ville kunne undslippe gennem filtrets porer.</p>
Anvendelse	<p>Båndfiltret kan bl.a. anvendes til grovfiltrering eller efterpolering af industrielt og kommunalt spildevand. Anvendes desuden til filtrering af afløbsvand fra dambrug. Ved efterpolering og finere filtrering benyttes tilsætning af polymer og evt. koagulant for at opnå en kagefiltrering, som kan fjerne partikler mindre end porestørrelsen på filtret.</p>
Effektivitet over for mikroplast (målt, eller forventet)	<p>Der er et igangværende MUDP-projekt om evaluering af båndfilterteknologiens evne til fjernelse af mikroplast med båndfiltre fra AL-2 Teknik A/S.</p> <p>Der er gennemført pilotforsøg med et flow på 2,5 m³/h på Nord Øst Renseanlæg i Odense. Efter anlægget havde opnået en stabil drift, blev der tilsat mikroplastpartik- ler med en størrelse på 90-106 µm. Der blev tilsat ca. 1 mio. partikler. Der blev efter rensning genfundet 2.928 partikler svarende til en rensegrad på 99,7 % for partikler af denne størrelse. Forsøgene viste endvidere fjernelse af COD på 70-80 %. For- søget vil blive gentaget på Svendborg Renseanlæg. Resultaterne forventes at kun- ne publiceres med udgangen af 2017, når MUDP-projektet afsluttes.</p> <p>Der er ikke fundet udenlandske undersøgelser af effektiviteten af båndfiltre over for mikroplast.</p> <p>Med de anvendte filtre med en porestørrelse ned til 30 µm vil teknologien formentlig være mindre effektiv for partikler under 30 µm. Der anvendes ved metoden poly- mertilsætning, som formentlig betyder, at en del af de mindre partikler vil samles til større, der fanges i filtret.</p>
Effektivitet over for andre forureningsstoffer	<p>Båndfilterteknologien er designet mod effektiv fjernelse af suspenderet stof i spilde- vandet og afvanding af slam. Teknologien er ikke specifikt rettet mod fjernelse af mikroforureningsstoffer.</p> <p>Teknologien er kun testet for fjernelse af mikroplast og organisk stof. Samtidig med fjernelse af partikler vil mange af de partikelbundne forureningsstoffer også blive fjernet.</p>
Tilpasninger af teknik- ken for at forbedre rense-effektiviteten af mikroplast	<p>Med tilsætning af polymer opnås både en kagefiltrering og evt. en adsorption af mikroplast til slammet. Metoden er ved at blive undersøgt med henblik på optime- ring af rensning for mikroplast.</p>
Eksempler på anlæg	<p>Nord Øst Renseanlæg i Odense (AL-2 båndfilter) Svendborg Renseanlæg (AL-2 båndfilter)</p>
Eksempler på leveran- dører	<p>Der er en række leverandører af båndfiltre til rensning af spildevand. AL-2 Teknik A/S (AL-2 båndfilter) Krüger/Veolia (Hydrotech Båndfilter - ikke angivet at anvendes til efterpolering) H2O Nordic (båndfilter)</p>

	Schnell Teknik (BF-250 m.fl.) Salsnes-filter (benyttes på Egå Renseanlæg til primærrensning)
Omkostninger	Metoden anvendes primært med henblik på at øge tilbageholdelsen af suspenderet stof og anlæggets potentiale for biogasproduktion, mens den forbedrede renseseffekt over for mikroplast er en sidegevinst. Der foreligger endnu ikke en beregning på omkostningerne. Disse vil være tilgængelige med den afsluttende MUDP-rapport ultimo 2017.

5.3.4 Skivefiltre og tromlefiltre

Renseprincippet	<p>Skivefiltre og tromlefiltre anvendes til rensning af spildevandet for partikler. Skivefiltre og tromlefiltre er typisk fremstillet af en fintvævet polyesterduk, syrefast stål eller rustfrit stål og leveres med porestørrelser på 10-800 µm. Sammenlignet med ultrafiltrering, som er beskrevet under MBR-anlæg, er porernes diameter således omkring 100 gange større.</p> <p>Et eksempel på et skivefilter er Hydrotech Skivefiltre-tromlesi fra Krüger/Veolia som er illustreret herunder (Krüger, 2017b).</p>  <p>The diagram illustrates a rotating disc filter system. Wastewater (Indløb af spildevand) enters from the right and flows through the filter discs. Backwash water (Spulevand) is injected from the top. Sludge is collected in a central chamber and removed through a sludge outlet (Slamudtag). Clean water exits from the left (Udløb af rensset vand).</p> <p>Hydrotech Skivefiltre-tromlesi. Gengivet med tilladelse fra Krüger.</p> <p>Partiklerne flyder med vandet ind i den ene ende af filteret og fordeles ud til filterskiverne på filtertromlen (Krüger, 2017b). Partiklerne fanges på indersiden af filterpanelet. Når partiklerne fanges på filterpanelets inderside, sker en langsom tilstopning af panelet, og vandstanden stiger inde i skiverne. Dette aktiverer en niveaumåler, som starter en returskylling af filteret. Et system af højtryksdyser skyller det opsamlende stof fra filteret ind i en opsamlingsrende, hvorfra det ledes ud af filteret. Filtreringen fortsætter uden afbrydelse under returskyllingen.</p> <p>Filtrene, som er fremstillet i rustfrit stål, syrefast stål eller et plastmateriale, leveres med porestørrelser på 10-800 µm.</p> <p>DynaDisc™ skivefilter fra Nordic Water Products AB er et roterende skivefilter, som opererer med et filtermedie, der er fremstillet af en fintvævet polyesterduk (EnviDan, 2017). Filterenhederne leveres som fritstående enheder med rotor og filterskiver indbygget i et kabinet (nedenstående billede) eller leveres med rotor og filterskiver, så de kan indbygges i et betonbygværk. Filtrene leveres med en porestørrelse ned til 10 µm (Nordic Water Products, 2017).</p>
-----------------	---



Eksempel på brug af DynaDisc™ skivefilter. gengivet med tilladelse fra EnviDan.

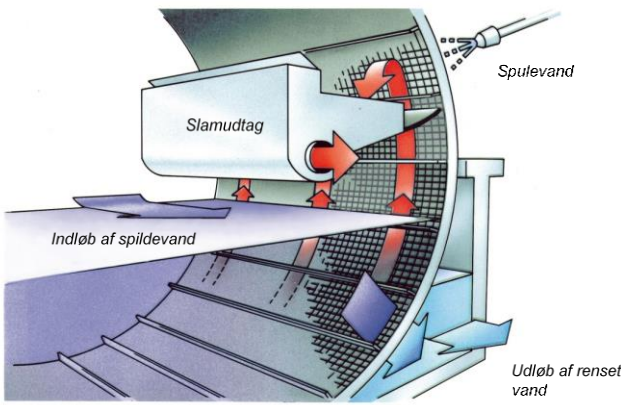
I Mecana-skivefiltre er filterne lavet af en dug af tekstil. Fiberdugens overflade er som et tæppe, som bedst kan sammenlignes med pelsen på et dyr.

Under filtrering vil de enkelte fibertråde ligge fladt oven på hinanden, og dermed dannes en tæt og effektiv barriere, der tilbageholder suspenderede faste stoffer. Filterdugen renses af et returskylningssystem, som suger det filtrerede vand baglæns gennem filterdugen. Returskylningen udføres automatisk af en vakuumpumpe forbundet til et støvsugerlignende mundstykke placeret tæt på filterets overflade. Mundstykket rengør hele filteroverfladen, da filterdugens fibre kortvarigt står lodret inde i mundstykket, således at de tilbageholdte partikler fjernes. Til fjernelse/reduktion af miljøfremmede stoffer med aktivt kulfilter bruges Mecana-filtre med mikrofiberfilterdug (OptiFiber®) til at forfiltrere effluenter før det aktive kul-anlæg.



Mecana-filterenhed. Gengivet med tilladelse fra TechRas Miljø.

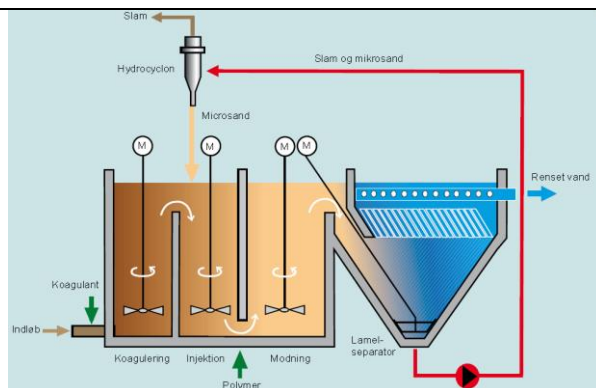
I Hydrotech-tromlefilter, som er vist herunder filtreres væsken gennem de langsomt roterende tromle. Partiklerne udskilles fra væsken ved hjælp af filterpanelets specielle struktur. De udskilte partikler skylles af filterdugen og udtømmes gennem filterkarret (Krüger, 2017b). Tromlefiltere er specielt designet til systemer, hvor det er vigtigt at forhindre partikler i at fragmentere. Tromlen er opbygget i sektioner, hver med op til 6 filterpaneler. Filtrene leveres med porestørrelser fra 10 til 100 µm. Filtre med større porestørrelse (100 µm) anvendes til forfiltrering.

	 <p>Hydrotech-tromlefilter. Gengivet med tilladelse fra Krüger.</p>
Anvendelse	<p>Skive- og tromlefilter forhandles til rensning af vand i svømmebade, dambrug, rensning af industrielt spildevand og til efterpolering af vand fra kommunale renselanlæg.</p>
Effektivitet over for mikroplast (målt eller forventet)	<p>Der foreligger ikke danske målinger af effektiviteten over for mikroplast i danske renselanlæg. Som led i MUDP-projektet "µPLAST i spildevand" undersøges rensesgradene for Hydrotech-skivefiltere og tromlefiltere. Resultaterne forventes at kunne publiceres november 2017, hvor MUDP-projektet afsluttes.</p> <p>I udenlandske målinger er der fundet meget forskellige resultater. I en svensk undersøgelse af renselanlægget i Arvidstorp blev effektiviteten af efterbehandling med skivefiltere bestemt til 98-100 % af mikroplast (20-5.000 µm) i indløb til skivefiltret (Norén et al., 2016). Skivefiltret havde en porestørrelse på 10 µm. I en finsk undersøgelse (Talvitie et al., 2017B) blev der fundet meget forskellige resultater, idet effektiviteten af filtre med porestørrelse på 10 µm blev målt til kun 40 %, mens den blev målt til 98,5 % i filtre med porestørrelse på 20 µm (mikroplast i størrelsen 20-5.000 µm). Forfatterne nævner selv, at resultaterne skal fortolkes med forsigtighed. Effektiviteterne er angivet som antal partikler. En tysk undersøgelse af et anlæg med skivefiltere baseret på fiberdug fandt en tilbageholdelseseffektivitet på 97 % for mikroplast i intervallet 20-4.750 µm (Mintenig et al., 2014).</p> <p>Med de anvendte analyseteknikker har det kun været muligt at evaluere effektiviteten for partikler ned til 20 µm og for intervallet 20-100 µm er resultaterne endnu ret usikre.</p> <p>Med de anvendte filtre med en porestørrelse på ned til 10 µm vil teknologien muligvis være mindre effektiv for partikler under denne størrelse, men tilbageholdelsen vil desuden afhænge af anvendte flokkuleringsmidler.</p>
Effektivitet over for andre forureningsstoffer	<p>Skivefiltere og båndfiltere er designet mod effektiv fjernelse af suspenderet stof i spildevandet typisk i samspil med anvendelse af flokkulerings- og/eller koaguleringsmidler. Teknologien er ikke specifikt rettet mod fjernelse af mikroforureningsstoffer, men kan kombineres med andre teknologier.</p> <p>Der findes en række svenske undersøgelser af effektiviteten af skivefiltere i samspil med kemisk forbehandling (Nunes et al., 2013, Wilén et al., 2016, Kängsepp et al., 2016) og med ozonering til fjernelse af mikroforureningsstoffer (Väänänen et al., 2014).</p> <p>Som eksempel viste Kängsepp et al. (2016), at der uden kemisk forbehandling blev fjernet 22 % af fosfat og 75 % af suspenderet stof. Tilsætning af flokkuleringsmidler øgede effektiviteten af rensning for fosfat til 66 % og 70 % afhængig af dosering og effektiviteten af rensning for suspenderet stof til 80 % og 92 %.</p>
Tilpasninger af teknikken for at forbedre renseseffektiviteten af mikroplast	<p>Tilbageholdelsen vil ikke kun være afhængig af porestørrelse, men også af anvendte flokkulanter og koaguleringsmidler, og der vil muligvis kunne opnås større tilbageholdelse med brug af de rette kemiske midler.</p> <p>Projektet Cleanwater, som ledes af Aarhus Universitet (2017) med en række partnere inden for spildevandssektoren, vil med et budget på 3,8 mio. € i perioden april 2017 til marts 2020 undersøge mulighederne for at rense spildevand for mikroforureningsstoffer og mikroplast med membranbaserede teknologier.</p> <p>Der findes ingen dokumentation for, om polymerfilterne selv danner mikroplast. Der findes heller ingen dokumentation for, om mikroplastpartikler på filterne fragmenteres</p>

	og presses gennem porerne. Når tilstrækkeligt pålidelige måleteknikker er udviklet, vil der kunne være brug for at undersøge, om plastmembranerne danner meget små mikroplastpartikler, som ender i udløbsvandet.
Eksempler på anlæg	Der findes mange eksempler på anvendelse af skive- og tromlefiltre på udenlandske anlæg, men der er af leverandører af anlæg i Danmark kun nævnt ét kommunalt renseanlæg. Grindsted Renseanlæg, dug med porestørrelse på 18 µm (Krüger Hydrotech Skivefiltre)
Eksempler på leverandører	Krüger/Veolia (Hydrotech-skivefiltre og -tromlefiltre) EnviDan (DynaDisc™ fra Nordic Water Products TechRas Miljø (Mecana-tromlefiltre og Mecana-skivefiltre)
Omkostninger	Det er angivet af leverandøren, at prisen for efterfiltrering med brug af Mecana-skivefilter på renseanlæg typisk vil være ca. 0,035 kr/m ³ . Det har ikke været muligt at få oplysninger om typiske samlede omkostninger ved brug af filtrene til efterpolering fra andre leverandører. Omkostninger varierer med anlægsstørrelse og det eksisterende anlægs specifikke opbygning. Nedenstående eksempler bygger på svenske erfaringer, og er omregnet fra svenske til danske kroner august 2017. Norén et al. (2016A) angiver for svenske forhold følgende omtrentlige anlægsomkostninger for skivefilter installeret i en ståltank og anvendt til efterpolering: 234.000 kr. til anlæg med 10.000 PE og 780.000 kr. til anlæg med 100.000 PE. Der er ikke beregnet årlige driftsomkostninger, men energiforbruget er angivet til 0,01 kWh/m ³ ved anlæg med 10.000 PE og 0,004 kWh/m ³ ved anlæg med 100.000 PE. Driftsomkostninger til et skivefilteranlæg på Ryaværket i Göteborg med 740.000 PE inklusive elforbrug, kemikalieomkostninger og øvrige driftsomkostninger er angivet til 0,014 DKK/m ³ , hvoraf elforbruget tegner sig for ca. 0,010 DKK/m ³ (Nunes et al., 2013, Wilén et al., 2016). Anlægsomkostninger er ikke angivet. Driftsomkostninger til et skivefilteranlæg med kemisk forbehandling på Arvidstorp renseanlæg i Trollhättan med 62.000 PE er angivet til 1,1 mio. DKK/år, heraf 51 % til kemikalier, 22 % til vedligeholdelse, 18 % til returvask af filtre, 7 % til energiforbrug og 1 % til kemikalier til rengøring (Kängsepp et al., 2016). Omkostninger til kemikalier er angivet til 0,05 DKK/m ³ og den samlede driftsomkostning kan på den basis beregnes til 0,10 DKK/m ³ . Anlægsomkostninger er ikke angivet.

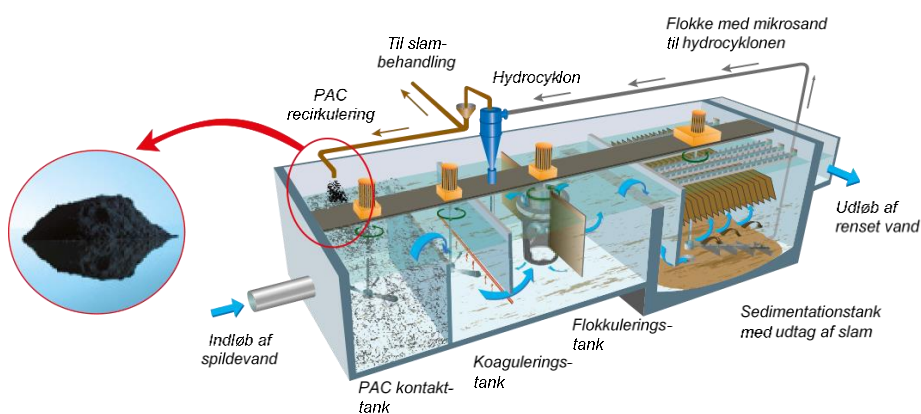
5.3.5 Actiflo®-processen

Renseprincippet	Der anvendes på eksisterende anlæg og i forbindelse med flere af ovenstående rensemetoder forskellige flokkulerings- og fældningsteknologier. Dette afsnit fokuserer på metoder, som der er blevet peget på i forhold til rensning for mikroplast. I Actiflo®-processen fra Krüger/Veolia ledes spildevandet ind i koagulationstanken, hvor koagulant tilsættes under kraftig omrøring for at sikre dannelsen af primærpartikler. Polymer og mikrosand tilsættes i injektionstanken. Vandet ledes videre til modningstanken, hvor forholdene for polymerformation mellem mikrosand og primærpartiklerne er optimale. Fra modningstanken ledes vandet til lamelseparatoren, hvor slamflokkene hurtigt fældes pga. mikrosandet, og det rensede vand ledes op gennem lamellerne og ud via afløbsrender. Slammet fra bunden af lamelseparatoren pumpes gennem et sæt af hydrocykloner, hvor mikrosandet separeres fra slammet og returneres til Actiflo®-anlægget (Krüger, 2017d).
-----------------	---



Actiflo®-anlæg. Gengivet med tilladelse fra Krüger.

Anlægget kan kombineres med et aktivt kul-filter, Actiflo Carb®, med henblik på øget fjernelse af organiske stoffer. Det granulerede aktive kul (Powdered Activated Carbon, PAC) tilsættes i en tank forud for den øvrige proces som illustreret nedenfor (Veolia, 2017).



Actiflo Carb®-anlæg. Gengivet med tilladelse fra Krüger.

Anvendelse	Markedsføres som et kompakt standardanlæg til rensning af drikkevand, procesvand, overløbsvand, spildevand og søvand. I relation til renseanlæg angives metoden at kunne bruges som erstatning for tertiære filtre på renseanlægget (efterpolering).
Effektivitet over for mikroplast (målt eller forventet)	Metodens effektivitet over for mikroplast er endnu ikke dokumenteret i Danmark eller i udlandet. Der er ikke fundet oplysninger om igangværende projekter til demonstration af anlæggenes effektivitet over for mikroplast. Ifølge Baresel et al. (2016) vil mikroplast ikke specifikt knytte sig til granuleret aktivt kul, men det kan ikke afvises, at en større del af mikroplasten vil fanges i de senere trin efter tilførsel af granuleret aktivt kul.
Effektivitet over for andre forureningsstoffer	Actiflo Carb® markedsføres specifikt med henblik på fjernelse af mikroforureningsstoffer i forbindelse med efterpolering af spildevand.
Tilpasninger af teknikken for at forbedre rens-effektiviteten af mikroplast	Ikke undersøgt
Eksempler på anlæg	Stavnsholt renseanlæg på udløb (Krüger Actiflo) Ørestaden Vandlaug har et Actiflo-anlæg til at rense spildevandsbelastet kanalvand
Leverandører	Krüger (Actiflo og Actiflo Carb)
Omkostninger	Ikke undersøgt

5.3.6 Teknikker til rensning af regnvand

Renseprincippet	<p>Til rensning af afledt regnvand vil etablering af simple sedimentationsbassiner og sandfang, som stadig er etableret på mindre end halvdelen af afledningerne, være relevant. Metoderne er almindelig kendt, men effektiviteten over for mikroplast er endnu ikke demonstreret. Metoderne er ikke nærmere beskrevet her.</p> <p>Der er i de senere år kommet fokus på lokal afledning af regnvand (LAR) ved nedsivning, hvor der anvendes faskiner, render, permeable belægninger m.m., og hvor vandet inden nedsivning renses eksempelvis ved at sive gennem et filtermateriale. Mange af disse erfaringer er beskrevet på hjemmesiden "LAR i Danmark"¹⁶, som administreres af Innovationsnetværk for Klimatilpasning, Vand i Byer. Disse metoder er ikke nærmere beskrevet, da der her fokuseres på udledninger fra separatloakerede områder til vandmiljøet.</p> <p>I relation til rensning af regnvand vil flere af de ovenfor nævnte principper være relevante. Leverandører af båndfiltre, skivefiltre og tromlefiltre angiver alle, at deres anlæg kan anvendes til rensning af regnvand, og der pågår undersøgelser af enkelte af disse teknikkers effektivitet over for mikroplast.</p> <p>Herudover er der flere teknikker, som må forventes at kunne have en effekt over for mikroplast, men hvor denne ikke er undersøgt. Udvalgte beskrives kort i det følgende (udvalgt på grundlag af Hindsberger, 2014). Forud for disse rensemetoder vil vandet typisk føres gennem et forsinkelsesbassin, som også fungerer som sandfang. Den korte beskrivelse er primært baseret på faktablade for de enkelte teknikker udarbejdet af Vand i Byer. For flere detaljer henviser til faktabladene.</p> <p>SediPipe og SediPipeSubstrator er sedimentationsløsninger til forurenede overfladevand fra bl.a. veje, pladser, tage, industriområder mv. Det er et indbygget bundfældningssystem i anlægstrør, som i SediPipeSubstrator er udbygget med en filterenhed til rensning af fint stof. Ifølge datablad er teknologien i stand til at fjerne forurening bundet til partikler $\geq 6 \mu\text{m}$ (Vand i Byer, 2014A).</p> <p>HydroSeparator er en selvrensende lamel- og filterløsning, som kan udvides med (Vand i Byer, 2014B). Ved hvert regnskyl starter en fuldautomatisk proces: 1) Rensning med lameller; 2) Rensning med filtre; 3) Udledning af det rensede vand til recipient; 4) Tilbageholdelse af en del af det rensede vand til skylning af systemet; 5) Skylning af lameller og filtre, så de automatisk holdes fri for aflejringer og ikke stopper til; 6) Det beskidte vand (restproduktet) opsamles i bunden af HydroSeparatoren og pumpes til spildevandssystemet. Dermed håndteres restproduktet forsvarligt og automatisk (citat fra Vand i Byer, 2014B).</p> <p>Dobbeltporøs filtrering (DPF) er en teknik, der benytter et filter med to porøsiteter, en høj og en lav. Det er opbygget af dobbeltlag, hvor et højporøst lag ligger over et lavporøst lag, der indeholder et velegnet filtermateriale. Filtret er opbygget som en række kassetter. Rensningen er baseret på sedimentation, og der indgår ikke polymerer eller fældningsmidler. Vandet drives gennem filteret af tyngdekraften, idet der etableres en hydraulisk gradient. DPF er udviklet til at fjerne suspenderet stof og opløste forurenninger i vejvand, under bevarelse af vandvolumenet. Suspenderet stof fjernes ned til kolloidfraktionen, dvs. alle partikler større end 1-2 μm fjernes (Vand i Byer, 2014c).</p>
Anvendelse	De beskrevne metoder anvendes til rensning af regnvand (vejvand) inden udledning til overfladevand eller genanvendelse af vandet. Metoderne anvendes typisk efter en forudgående sedimentation eller sandfang.
Effektivitet over for mikroplast (målt eller forventet)	<p>Der er ikke fundet dokumentation for metodernes effektivitet til rensning for mikroplast i regnvand. Metodernes effektivitet over for suspenderet stof generelt kan anvendes som første indikator for metodernes effektivitet til tilbageholdelse af mikroplast udtrykt som masse.</p> <p>Et igangværende MUDP-projekt vedrører udvikling af teknologi til fjernelse af mikroplast fra regnvandsbetingede udledninger. I projektet er det formålet at udvikle en filterteknologi med filtre med porestørrelse ned til 10 μm og opnå en driftssikker teknologi til tilbageholdelse af 80 % af mikroplasten fra de regnvandsbetingede udledninger. Projektet undersøger effektiviteten af filtre fra Grimstrup Maskinforretning. Resultater</p>

¹⁶ <http://www.laridanmark.dk/>

	<p>fra projektet forventes publiceret i forbindelse med projektets afslutning november 2018.</p> <p>En undersøgelse af effektiviteten af Hydrotech-skivefiltre med en filteråbning på 10 µm fandt en effektivitet på tilbageholdelse af total suspenderet stof på 50-60 % i et forsøg i Gladsaxe Kommune (Pedersen, 2010). I et forsøg i Gentofte Kommune med et 3FM-pilotanlæg (Flexible Fibre Filter Module), der kan tilbageholde partikler ned til 3-5 µm, blev der fundet en effektivitet på 50-70 %. Tilførsel af flokkulant og koagulant (der får partiklerne til at klumpe sig sammen) øgede tilbageholdelsesgraden for PAH, men effekten i forhold til total suspenderet stof er ikke angivet.</p> <p>En anden undersøgelse med Hydrotech-skivefiltre med porestørrelse på 10 µm fandt, at tilsætning af flokkulant øgede tilbageholdelsen af total suspenderet stof til omkring 90 % fra et niveau omkring 50-70 % (Nielsen et al., 2015). Undersøgelsen fandt, at hovedparten af mikropartiklerne (ikke specifikt plastpartikler) var under 10 µm, og at flokkuleringsmidlet øgede den gennemsnitlige partikelstørrelsen, men at hovedparten af partiklerne stadig var mindre end 10 µm efter tilsætning af flokkulant. Forfatterne noterer, at der stadig er behov for at udvikle på metoderne for at opnå en større tilbageholdelse af total suspenderet stof.</p> <p>Forsøg med dobbeltporøs filtrering fandt en tilbageholdelsesgrad for suspenderet stof på 91,5 % (Vand i Byer, 2014C).</p>
Effektivitet over for andre forureningsstoffer	<p>Metoderne vil generelt være rettet mod at begrænse mængden af partikulært materiale og vil være effektive til fjernelse af tungmetaller og organiske mikroforureningsstoffer, som er knyttet til disse partikler.</p> <p>Metoderne vil have mindre effektivitet over for opløste organiske mikroforureningsstoffer, men kan kombineres med teknikker, der retter sig mod fjernelse af disse.</p>
Tilpasninger af teknikken for at forbedre rens-effektiviteten af mikroplast	<p>Der pågår som led i ovennævnte MUDP-projekt undersøgelser af mulighederne for at tilpasse eksisterende metoder til rensning af spildevand til anvendelse til rensning af regnvand.</p>
Eksempler på anlæg	<p>Demonstrationsanlæg Gladsaxe Kommune (skivefilter)</p> <p>Demonstrationsanlæg Gentofte Kommune (3FM)</p> <p>Demonstrationsanlæg i Ørestaden Vanløse og Mårslet (dobbeltporøs filtrering)</p> <p>Allerød (dobbeltporøs filtrering)</p>
Leverandører	<p>Eksempler på leverandører af løsninger (nogle af leverandørerne af filtre har primært erfaring med renselanlæg):</p> <p>WaterCare (Dobbeltporøs Filtrering)</p> <p>HydroSystems (HydroSeparator[®])</p> <p>Nyrup Plast A/S (SediPipe)</p> <p>Krüger/Veolia (skivefiltre, tromlefilter, båndfiltre)</p> <p>EnviDan (DynaDiscTM fra Nordic Water Products; Salsnes-filter)</p> <p>TechRas Miljø (Mecanatomlefilter og Mecana-skivefiltre)</p> <p>AL-2 Teknik A/S (AL-2 båndfilter)</p> <p>Grimstrup Maskinforretning (tromlefilter)</p> <p>H2O Nordic (båndfilter)</p> <p>Schnell Teknik (BF-250 m.fl.)</p>
Omkostninger	<p>Der er ikke fundet oplysninger om omkostninger for alle metoder.</p> <p>Et standard SediPipe-anlæg (DN 600 - stor type): Ca. 123.000 kr. Dette svarer ved et års drift med konstant standardbelastning på 15 L/s til ca. 0,26 kr./m³ (Vand i Byer, 2014 A).</p> <p>HydroSeparator[®]: Samlede omkostninger: 0,2- 0,5 DKK/m³ (Vand i Byer, 2014B).</p> <p>Dobbeltporøs Filtrering: Faktablad oplyser grundet begrænsede erfaringer ikke samlede omkostninger m³ (Vand i Byer, 2014B)</p>

5.4 Eksempler på cases med rensning for mikroplast

Der er i denne undersøgelse ikke identificeret fuldskala-anlæg, der dokumenterer effektiv rensning for mikroplast i renselanlæg i Danmark. Dette skyldes hovedsageligt, at der hidtil har manglet ensrettede procedure for analyse af mikroplast, som muliggør kvantificeringen af mikroplast i vandet.

5.4.1 Vejle Spildevand

Vejle Spildevand nedsatte i begyndelsen af 2016 en projektgruppe bestående af Vejle Spildevand, KD-Group, som udvikler af filtreringsanlægget, VIA University College og analysefirmaet Eurofins Miljø A/S for at undersøge, om et nyudviklet filtreringsanlæg kunne rense spildevand for mikroplast. Filtreringsanlægget har en filtermembran fra Alfa-Laval.

Filtreringsanlægget blev opsat på en delstrøm ved udløbet af det rensede spildevand. Spildevandsprøver blev udtaget februar 2016 fra "før filter" (renset udløbsvand), "efter filter" (filtreret vand fra filtreringsanlæg) og en enkelt prøve af urensset spildevand lige efter grovrist.

På laboratoriet blev vandprøverne rensed for fedt og organisk stof ved at tilsætte natriumhydroxid og brintoverilte og blev derefter filtreret gennem en metalsi (63 µm). Mikroplastpartikler (>63 µm) blev opsamlet på et filter egnet til mikroskopi, så de kunne analyseres og tælles i mikroskop.

Urenset spildevand indeholdt som forventet et større antal kugler, flager og fibre af mikroplast. I vand fra "før filter" og "efter filter" var mikrofibre den fraktion af mikroplasten, som ved brug af mikroskopet kunne tælles med størst nøjagtighed. Mikroplastfibre var til stede i flere størrelseskategorier. Analysen viste, at antallet af mikroplastfibre "før filter" var 15.200/m³ spildevand og 1.500/m³ "efter filter". Undersøgelsen viste således, at filteranlæggets renseseffektivitet var op mod 90 %.

Vejle Spildevand vurderer, at der er behov for på nationalt plan at udvikle ensrettede procedurer for analyse af mikroplast, så det bliver nemmere og mere præcist at kvantificere mængden af mikroplast samt at kortlægge størrelsen af udledningen af mikroplast fra danske renseanlæg. Mangel på pålidelige analysemetoder er en af årsagerne til, at Vejle Spildevand ikke har fortsat forsøgene i 2017.

5.4.2 Herlev Hospital

Effektivitet af et fuldskala-MBR-anlæg på hospitalsspildevand er dokumenteret af DHI (2016). Anlægget har været i drift siden 2014 og behandler indtil videre omtrent 150.000 m³ spildevand om året. Hospitalet udvides og vil fra 2020 behandle ca. 200.000 m³ spildevand.

Hospitalsspildevand indeholder bl.a. mange lægemiddelrester, som ikke kan nedbrydes i kommunale renseanlæg, og som nødvendiggør rensning af spildevand ved kilden. Anlægget er derfor primært designet til at rense vandet for lægemiddelrester og andre farlige stoffer, bakterier, virusser og næringsstoffer. På nuværende tidspunkt foreligger der ikke dokumentation for rensning af spildevandet for mikroplast fra Herlev Hospital, men siden MBR-anlægget vurderes til at være effektivt, også overfor rensning for mikroplast, inkluderes Herlev Hospital som eksempel i beskrivelsen. Anlægget er illustreret under "MBR anlæg" i afsnit 5.3.2.

Anlægget består af et MBR-trin for biologisk rensning efterfulgt af polering vha. granulært aktivt kul, ozon og UV-lys. MBR-trinnet indeholder en membranfiltreringsenhed med 0,2 µm porestørrelse, som frafiltrerer alle partikler ned til denne diameter. Frafiltreret slam fra membranen føres tilbage til den aktive slam reaktor. Efterhånden som der dannes overskud af slam, aftappes og afvandes slammet, hvorefter det sendes til forbrænding. Således vil også frafiltrerede mikroplastpartikler til sidst ende i affaldsforbrændingen. MBR-anlægget viste stor effektivitet i rensning for lægemiddelrester (99,9 %) og tungnedbrydelige stoffer (99 %), mens bakterier og virus ikke kunne detekteres i udløbsvandet.

MBR-anlægget på Herlev Sygehus, som også omfatter andre teknikker som aktivt kul, ozonering og UV-lys er angivet at have drifts- og vedligeholdelsesomkostninger på ca. 11 DKK/m³. Investeringsomkostningerne er angivet til 25-35 mio DKK. Det angives i rapporten, at der i det

konkrete tilfælde kan spares en afledningsafgift på 26 DKK/m³, hvis det rensede spildevand kan afledes direkte til recipient uden om kommunalt renseanlæg.

5.4.3 Renseanlægget Mølleåværket

Mølleåværket modtager spildevand fra ca. 150.000 personer i Lyngby-Taarbæk, Gladsaxe, Rudersdal og Gentofte kommuner. I 2015 modtog værket mere end 11 millioner kubikmeter spildevand, hvoraf ca. halvdelen er regnvand. Mølleåsystemet er et af 11 indsatsområder i Naturstyrelsens vand- og naturindsats. Derfor stilles der særlige krav til udledning af vand til Mølleåsystemet.

Mølleåværket har siden 2013 et MBR-anlæg på en delstrøm af udløbet, inden vandet ledes ud til recipienten. MBR-anlægget er et BioSepTM-anlæg fra Krüger/Veolia, som leveres med teknologi fra GE. Anlægget er illustreret under "Skivefiltre og tromlefiltre" i afsnit 5.3.4.

Efter forbehandling (f.eks. filtrering) flyder spildevandet ind i den beluftede biologiske tank, hvor kulstof, kvælstof og fosfor fjernes. I lighed med systemet på Herlev Hospital filtreres vandet igennem membranfiltreringen, hvor det skilles fra det aktive slam¹⁷. Det behandlede vand suges ud gennem membranerne ved hjælp af en pumpe og overskudsslammet fjernes direkte fra den biologiske tank til afvandingssystemet. Membranernes filtreringseffekt opretholdes igennem flere automatiske funktioner: returskylning, luftinjektion og kemisk rensning. Ifølge personlig kommunikation med Krüger¹⁷ undersøges p.t. også renseanlæggets effektivitet overfor mikroplast i samarbejde med Aalborg Universitet.

5.5 Konklusion og anbefalinger

Der er endnu meget begrænset dokumentation for metodernes effektivitet over for mikroplast, men der pågår undersøgelser af effektiviteten af skivefiltre, tromlefiltre, båndfiltre og MBR. Eksisterende undersøgelser i udlandet og undersøgelserne af gennemsnittet for danske renseanlæg tyder på, at renseeffektiviteten af de konventionelle anlæg er meget høj for større partikler, men der er endnu stor usikkerhed om effektiviteten over for partikler <100 µm. I forhold til de mindre partikler, og især partikler < 20 µm, er der endnu behov for udvikling af analysemetoderne for at kunne opnå pålidelige resultater. I forhold til den samlede massestrøm af mikroplast, betyder de små partikler < 20 µm formentlig meget lidt, men der er endnu usikkerhed om, hvorvidt partikler i denne størrelse alligevel vil kunne have en mulig effekt i recipienterne.

Ultrafiltrering, hvor der anvendes filtre med en porestørrelse < 1 µm, vil teoretisk set kunne rense 100 % for mikroplast. Der er en del erfaring med ultrafiltrering af spildevand som en integreret del af MBR. Disse anlæg har som primært sigte at opnå en høj rensegrad for mikroforureningsstoffer, men vil også være effektive over for mikroplast. Der anvendes både polymerfiltre og keramiske filtre, og der er behov for viden om, hvorvidt polymerfiltre i forbindelse med rengøring af filtrene vil kunne afgive mikroplast til afløbsvandet.

Der findes en række teknikker, hvor der anvendes mikrofiltrering med filtre med porestørrelser ned til 10 µm; eksempelvis skivefiltre, tromlefiltre og båndfiltre. Disse anlæg har som primært sigte at opnå en høj rensegrad for partikulært stof og de forureningsstoffer, der knytter sig til det partikulære materiale, og vil også være effektive over for mikroplast. Disse vil teoretisk kunne rense vandet 100 % for mikroplast ned til de størrelser, det hidtil har været muligt at analysere for, som har været omkring 20 µm. Men der er behov for at undersøge deres effektivitet over for de mindre partikler og mere viden om, hvorvidt der med brug af de rette flokkuleringsmidler kan opnås højere tilbageholdelsesgrader. Ligesom for ultrafiltrering er der desuden

¹⁷ Pers. kommunikation med Aviaja Hansen, Procesingeniør, Krüger A/S

behov for viden om, hvorvidt polymerfiltrene i forbindelse med rengøring af filtrene vil kunne afgive mikroplast til afløbsvandet.

De samlede omkostninger til ultrafiltrering er på basis af svenske forhold angivet at variere fra 0,3 til 3,5 DKK/m³ afhængigt af anlægsstørrelse. Der er for en enkelt filtertype til mikrofiltrering angivet en typisk omkostning på 0,035 DKK/m³. For andre typer er der eksempler på driftsomkostninger ved brug af skivefiltre i kombination med anvendelse af flokkuleringsmidler, som varierer fra 0,01 til 0,1 DKK/m³. I forhold til en vurdering af omkostningerne er det væsentligt, at rensemetoderne også er effektive over for andre forureningsselementer, og at anvendelse ikke alene vil være drevet af et ønske om at rense bedre for mikroplast. Ved vurderinger af forskellige løsninger til rensning for mikroforureningsstoffer i spildevand vil det være væsentligt, at lade metodernes effektivitet over for mikroplast indgå i den samlede vurdering.

Der anvendes på eksisterende anlæg og i forbindelse med flere af de beskrevne rensemetoder forskellige flokkulerings- og fældningsteknologier. Der er behov for mere viden om effekten af disse metoder og om der er metoder, som i særlig grad vil kunne binde de meget små mikroplastpartikler til andre partikler, så rensningsgraden for meget små mikroplastpartikler øges.

For diskussionen omkring rensning for mikroplast i renseanlæg er der stadig behov for mere viden om de mulige effekter af mikroplast i recipienterne. Grundet problemets kompleksitet med mange typer af partikler, som kan have forskellige effekter over for forskellige organismer, må det dog forventes, at der kan gå mange år, inden der vil være fuld klarhed over de mulige effekter.

Det forhold, at hovedparten af mikroplast ved spildevandsbehandlingen ender i slammet, peger på, at der er behov for yderligere viden om, hvad der på længere sigt sker med mikroplast, som er tilført landbrugsjord med slam. Der er desuden behov for mere viden om de mulige effekter af mikroplast i jord.

Med blot en beskedent andel af spildevandet ledt uden om renseanlæg i forbindelse med kraftige regnhændelser (i 2015 var det i gennemsnit 4 % med stor variation mellem kommuner) vil den del, der ledes uden om anlæggene, meget nemt kunne bidrage mere til den samlede forurening af miljøet end udledninger fra renseanlæg. Det vil derfor være relevant at se på reduktionen af dette bidrag sammen med reduktionen af udledninger fra renseanlæg. Det er meget muligt, at det vil være mere omkostningseffektivt i første omgang at begrænse udledningerne uden om renseanlæggene, men det vil kræve en mere indgående analyse at vurdere dette. Man skal endvidere være opmærksom på, at udledninger fra renseanlæg eventuelt vil kunne påvirke recipienten tæt på udløb, selvom bidraget til de samlede udledninger til miljøet er lille.

Der er endnu meget begrænset viden om, i hvilken grad de teknikker, der i de senere år er udviklet og afprøvet med henblik på rensning af regnvand (vej- og tagvand) for andre forureningsstoffer, også er effektive over for mikroplast. Der er desuden behov for at undersøge, om teknikkerne kan forbedres, så der opnås en øget rensning for mikroplast.

6. Opsummering af konferenceinput

Som afslutning på projektet er der afholdt en konference om mikroplast i spildevand den 26. september 2017, hvor partnerskabets medlemmer og andre interesserede blev inviteret til at høre om projektets resultater. Konferencen blev afholdt i samarbejde med DANVA og havde internationale såvel som nationale oplægsholdere, som præsenterede deres viden om forskellige emner inden for området mikroplast i spildevand. Oplægsholdere omfattede forskere, virksomheder og konsulenter, som har arbejdet med forskellige aspekter af mikroplast.

Arbejdet udført i projektet blev ligeledes præsenteret, og deltagerne på konferencen blev derefter inddraget aktivt i workshops for at identificer mulige fremadrettede tiltag i relation til analysemetoder, regnvandsbetingede udløb, renseteknologier og mikroplast andre steder end i spildevand. Deltagerne skulle under workshoppen forholde sig til følgende:

- Mulige aktiviteter for at løse udfordringen
- Barrierer
- Finansiering
- Mulige samarbejdspartnere
- Next step

Resultatet fra workshoppen blev efterfølgende præsenteret af tovholdere fra Miljøstyrelsen med henblik på at integrere resultaterne i denne afsluttende rapport.

Vigtige pointer fra oplæg

Flere af foredragsholderne peger på problemstillinger, som er beskrevet ud fra litteraturen i denne rapport. Der blev på konferencen uddybet med personlige erfaringer med bl.a. udfordringen omkring kontaminering af prøver i forbindelse med prøvetagning og analyse, hvor der fx af Svenja Mintenig blev set afsmitning fra lågene af almindelige Bluecapflasker. Dette bekræfter vigtigheden af inklusion af blindprøver i analyserne, som også oplægsholderne Julia Talvitie Alto og Jes Vollertsen peger på.

En anden pointe, som blev diskuteret af flere foredragsholdere var udfordringerne med entydig identifikation af mikroplast, så naturlige polymerer, såsom polyamid med oprindelse i tekstil, uld, silke og hud ikke inkluderes som mikroplast og derved overestimerer indholdet. Dette blev bl.a. nævnt af Jes Vollertsen, som er i gang med reanalyse for polyamid i en række prøver taget i forbindelse med den tidligere kortlægning for Miljøstyrelsen (Vollertsen og Hansen, 2017).

Styrker og svagheder ved de forskellige analysemetoder blev endvidere diskuteret. Generelt var der bred enighed om, at de spektroskopiske metoder giver mere valide og pålidelige resultater. Dog blev det af flere af de deltagende forskere bemærket, at databehandlingen for hver enkelt prøve i dag er meget arbejdstung, da der typisk manuelt skal behandles og fortolkes på et stort antal spektre per prøve.

Vigtige pointer fra workshop om fremadrettede aktiviteter

Flere pegede på styrkerne ved samarbejde mellem de forskellige forskningsinstitutioner, spildevandsforsyningsselskaber, myndigheder og teknologileverandører om at få udviklet ensrettede og validerede analysemetoder samt at få øget viden om mikroplastens effekter. Der blev peget

på mange forskelligartede mulige fremadrettede aktiviteter og barrierer inden for de enkelte områder, mens konkrete idéer til finansiering af aktiviteterne var begrænsede. Generelt er der bl.a. usikkerhed om mulig finansiering af aktiviteterne særligt omkring øget viden om forekomst, rensningseffektivitet af eksisterende løsninger og udvikling af analysemetoderne. Miljøstyrelsens MUDP-program blev dog nævnt i forbindelse med teknologiudvikling, hvor de begrænsede midler til andre omkostninger end lønmidler dog blev nævnt som en barriere.

1) Behov for ensrettede procedurer for analyse af mikroplast

Denne problemstilling anses for central for arbejdet med mikroplast i spildevand.

Konkrete forslag til fremtidige aktiviteter omfatter bl.a.:

- Workshop om metodeudvikling for de relevante aktører som opfølgning på erfaringsudvekslingsmødet afholdt i juni 2017, hvor problemstillinger og erfaringer diskuteres i detaljer, herunder sammenligning af metoder. Her kunne et underpunkt være en diskussion af nuværende 'best practise' og forslag til konkrete anbefalinger i forbindelse med analyse af mikroplast¹⁸
- Internationalt samarbejde med henblik på en europæisk metode, fx under et EU-finansieret udviklingsprojekt
- Oprettelse af et Center for mikroplastforskning
- Sikre inddragelse af spildevandsforsyningsselskaber og andre relevante aktører, så løsninger på sigt lettere kan implementeres og anvendes hos aftagerne.

2) Regnvandsbetinget udledning

For de regnvandsbetingede udledninger bar diskussionen om fremtidige aktiviteter præg af den i dag meget begrænsede viden. Flere aktiviteter af mere generel karakter blev dog foreslået:

- Undersøge bionedbrydelighed af forskellige plasttyper og/eller faunas betydning i regnvandsbassiner
- Sikre fokus på mulig analyse af sorte gummipartikler i forbindelse med metodeudvikling
- Undersøge forekomst og effektivitet af eksisterende løsninger på området
- Bekræfte de vigtigste kilder til mikroplast i regnvand samt undersøge muligheden og effekten af decentral rensning af regnvand evt. i forbindelse med klimatilpassningsløsninger (fx i nærheden af større vejnet, i byer og ved kunstgræsbaner)
- Undersøge, om der er en direkte korrelation mellem andre parametre, som allerede bestemmes i dag, fx suspenderet stof (SS), og derved reducere behov for direkte analyse hos spildevandsforsyningsselskaberne
- Belyse det reelle bidrag fra regnvandsbetinget udledning og sammenligne med bidrag fra rensningsanlæg med henblik på at sætte ind, hvor effekten er størst.

3) Rensning for mikroplast

Flere af de kendte teknikker inden for rensning af spildevand, som også er beskrevet i denne rapport, blev diskuteret. Men aktiviteter inden for en række områder, som ikke falder inden for dette projekts rammer blev ligeledes nævnt:

- Undersøge og evt. videreudvikle teknologier som mekanisk forfiltrering, sandfiltre, inline koagulering i forbindelse med ultrafiltrering
- Undersøge muligheder for decentral rensning

¹⁸ Her kunne endvidere inddrages afrapporteringsformat med henblik på at fastsætte anbefalede enheder for spildevandsprøver og slam, dvs. afrapportering per antal og/eller vægt af mikroplast – og hvilke støtteparametre der anses som nødvendige, fx prøvevolumen, prøvevægt, tørstof, glødetab, TOC eller lignende (personlig kommunikation - Jakob Strand, seniorforsker, Aarhus Universitet, Institut for Bioscience - Marin biodiversitet og eksperimentel økologi)

- Få mere viden om betydningen af opland, sammensætning af spildevand og kilderne til mikroplast
- Nærmere cost/benefit-analyse af renseteknologierne.

4) Andre tiltag

Af andre mulige aktiviteter, som ikke direkte falder under de øvrige emner, blev bl.a. følgende nævnt:

- Oplysningskampagne for forbrugere om mikroplast
- Undersøgelse af nedbrydning af mikroplast i vandmiljøer
- Undersøge, om mikroplast gør miljø- og sundhedsmæssige skade; hvor gør det skade, hvilken skade gør det, hvor alvorlig skade gør det
- Samarbejde om at undersøge spildevandet opstrøm fra renseanlæg med henblik på at reducere mikroplast ved kilde, herunder fx afklare, hvor stor en del der kommer fra private hjem
- Undersøge slammet; fx hvilken effekt slambehandlingsmetoder har på mikroplasten i forhold til nedbrydning af forskellige plasttyper og kortlægning af effekt via udbringning i landbrug

Et andet område, som ikke er behandlet i projektet, er reduktion af udledning af mikroplast via påvirkning af producenterne af de produkter, der udgør kilder til mikroplast. Cirkulær økonomi og øget fokus på genanvendelse kunne på sigt have en positiv indvirkning på udledningen af mikroplast, idet producenterne i stigende grad har interesse i at tage ansvar for indsamling og genanvendelse af brugte produkter. Ifølge DANVA er der bl.a. lovgivningsmæssige initiativer i gang i Sverige, som skal støtte denne udvikling (bla. i forhold til dæk)¹⁹. Øget støtte til udvikling mod cirkulær økonomi kunne derfor bidrage positivt til reduktionen af mikroplast.

¹⁹ Personlig kommunikation, Helle Kayeørd, DANVA

7. Referencer

AL-2 (2017). AL-2 Båndfiltrets ABC. AL-2 Separation. AL-2 Teknik A/S.

Alfa Laval (2014). Wastewater: An untapped water resource. Alfa Laval magasin, december 2014.

Arriaga, S., de Jonge, N., Nielsen, M.L., Andersen, H.R., Borregaard, V., Jewel, K., Ternes, T.A., Nielsen, J.L. (2016). Evaluation of a membrane bioreactor system as post-treatment in waste water treatment for better removal of micropollutants. *Water Res* 107: 37-46.

Alfa Laval (2017). Combining the best of both worlds. New Hollow Sheet technology for membrane bioreactors.

Baresel, C., Magnér, J., Magnusson, K. and Olshammar, M., (2017). Tekniska lösningar för avancerad rening av avloppsvatten. IVL Svenska Miljöinstitutet.

Browne, M.A., Niven, S.J., Galloway, T.S., Rowland, S.J. and Thompson, R.C., (2013). Microplastic Moves Pollutants and Additives to Worms, Reducing Functions Linked to Health and Biodiversity. *Current Biology* 23, 2388–2392, December 2 (2013).

Cabernard, L., Durisch-Kaiser, E., Vogel, J-C., Rensch, D. and Niederhauser, P., (2016). Mikroplastik in Abwasser u. Gewässern. *AQUA & GAS* No 7/8 2016: 78-85.

Carr, S.A., Liu, J. and Tesoro, A.G., (2016). Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. *Water Research* 91 (2016) p.174 -182.

Claessens, M., Van Cauwenberghe, L., Vandegehuchte, MB. and Janssen, C.R., (2013). New techniques for the detection of microplastics in sediments and field collected organisms. *Marine Pollution Bulletin* 70 (2013) 227–233.

Cole, M., Webb, H., Lindeque, P.K., Fileman, E.S., Halsband, C. and Galloway, T.S., (2014). Isolation of microplastics in biota-rich seawater samples and marine organisms. www.nature.com - SCIENTIFIC REPORTS, 4:4528, DOI: 10.1038/srep04528, 31 March 2014.

DIRECTIVE 2008/56/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive)

DHI (2016). Full scale advanced wastewater treatment at Herlev Hospital. Treatment performance and evaluation.

Dümichen, E., Barthel, A-K., Braun, U., Bannick, C.G., Brand, K., Jekel, M. and Senz, R., (2015). Analysis of polyethylene microplastics in environmental samples, using a thermal decomposition method. *Water Research*, Volume 85, 15 November 2015, Pages 451–457.

Eerkes-Medrano, D., Thompson, R.C. and Aldridge, D.C., (2015). Review: Microplastics in freshwater systems: A review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. *Water Research*, volume 75, 15 May 2015, Pages 63–82.

EnviDan (2017). DynaDisc Skivefilter. Altid optimale filtreringsresultater.

Eriksen, M., Mason, S., Wilson, S., Box, C., Zellers, A., Edwards, W., Farley, H. and Amato, S., (2013). Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes, *Marine Pollution Bulletin* 77 (2013) 177–182.

Essel, R., Engel, L., Carus, M. and Ahrens, R.H., (2015). Sources of microplastics relevant to marine protection in Germany . TEXTE 64/2015, Project No. 31969, Report No. (UBA-FB) 002147/E, On behalf of the Federal Environment Agency (Germany).

Estahbanati, S. and Fahrenfeld, N.L., (2016). Influence of wastewater treatment plant discharges on microplastic concentrations in surface water. *Chemosphere*, Volume 162, November 2016, Pages 277–284.

Fries, E., Dekiff, J.H., Willmeyer, J., Nuelle, M-T., Ebert, M. and Remy, D., (2013). Identification of polymer types and additives in marine microplastic particles using pyrolysis-GC/MS and scanning electron microscopy. *Environ. Sci.: Processes Impacts*, 2013, 15, 1949-1956.

Grundfos (2017). Next-generation wastewater treatment. Grundfos BioBooster.

Habib, D., Locke, D.C. and Cannone, L.J., (1998). Synthetic fibers as indicators of municipal sewage sludge, sludge products, and sewage treatment plant effluents. *Water, Air and Soil Pollution* 103: 1-8.

Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R.C. and Thiel, M., (2012). Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification. [dx.doi.org/10.1021/es2031505](https://doi.org/10.1021/es2031505). *Environ. Sci. Technol.* 2012, 46, 3060–3075.

Hindsberger, U. (2014). Rensning af vejvand. Indlæg om vejvand til møde i NVTC (Nationalt VandTestCenter) den 24/11-2014 i Køge

Hildonen, H., (2016). Overordnet tiltaksvurdering mot mikroplast, Klima- og miljødepartementet, Miljødirektoratet, Oslo, 20.12.2016.

Imhof, H.K., Schmid, J., Niessner, R., Ivleva, N.P. and Laforsch, C., (2012). A novel, highly efficient method for the separation and quantification of plastic particles in sediments of aquatic environments. *Limnology and oceanographic methods*, Volume 10, Issue 7, July 2012, Pages 524–537.

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

Ivar do Sul, J.A. and Costa, M.F., (2014). The present and future of microplastic pollution in the marine environment. *Environmental Pollution* 185 (2014) 352 – 364.

Jambeck, J.R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T.R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan. R. and Law, K.L., (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean, *Science* 13 Feb 2015: Vol. 347, Issue 6223, pp. 768-771, DOI: 10.1126/science.1260352.

JRC (2013) Guidance on Monitoring of Marine Litter in European Seas , JRC SCIENTIFIC AND POLICY REPORTS, Report EUR 26113 EN, A guidance document within the Common Implementation, Strategy for the Marine Strategy Framework Directive, MSFD Technical Subgroup on Marine Litter, 2013, European Commission Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability

ISO (2017) *Plastics in the Environment — Current state of knowledge and methodologies*, ISO/TR 21960 (E) - Working draft (clean version)

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

Koelmans, A.A., Besseling, E. and Foekema, E.M., (2014). Leaching of plastic additives to marine organisms. *Environmental Pollution* 187 (2014) 49-54.

Krüger (2017). BIOSEP®. Neddykket membran biorektor.

Krüger (2017b). Hydrotech tromlesi. Skivefiltre.

Krüger (2017c). Hydrotech. Verdens førende mikrofiltre.

Krüger (2017d). Actiflo®

Kängsepp, P., Väänänen, J., Örning, K., Sjölin, M., Olsson, Rönnberg, P., Wallebäck, J., Cimbritz, M., Pellicer-Nàcher, C. (2016). *Water Practice & Technology* 11: 459-468.

Lachenmeier, Dirk W., Kocareva, Jelena, Noack, Daniela, Kuballa, Thomas (2015). Microplastic identification in German beer – an artefact of laboratory contamination? *Deutsche Lebensmittelrundschaу* 111(10): 437-440.

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

Lenz, R., Enders, K., Stedmon, C.A., Mackenzie, D.M.A. and Nielsen, T.G., (2015). A critical assessment of visual identification of marine microplastic using Raman spectroscopy for analysis improvement. *Marine Pollution Bulletin* 100 (2015) 82–91.

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

Li Y, Lau, S-L., Kayhanian, M. and Stenstrom, M.K., (2006). Dynamic Characteristics of Particle Size Distribution in Highway Runoff: Implications for Settling Tank Design. *Journal of Environmental Engineering*, 132(8):852-861

Li, W.C., Tse, H.F. and Fok, L., (2016). Plastic waste in the marine environment: A review of sources, occurrence and effects. *Science of The Total Environment*, Volumes 566–567, 1 October 2016, Pages 333–34.

Löder, M.G.J. and Gerdt, G., (2015). *Methodology Used for the Detection and Identification of Micro-plastics—A Critical Appraisal*. Chapter 8 of *Marine Anthropogenic Litter*, Editors: Bergmann M, Gutow L, Klages M. ISBN 978-3-319-16509-7.

Löder, M.G.J., Kuczera, M., Mintenig, S., Lorenz, C. and Gerds, G., (2015). Focal plane array detector-based micro-Fourier-transform infrared imaging for the analysis of microplastics in environmental samples. *Environmental Chemistry*, 12(5): 563-581.

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

Magnusson, K., Jörundsdóttir, H., Norén, F., Lloyd, H., Talvitie, J. and Setälä, O., (2016A). Microlitter in sewage treatment systems. A Nordic perspective on waste water treatment plants as pathways for microscopic anthropogenic particles to marine systems (2016). TemaNord 2016:510. Nordisk Ministerråd, Kbh.

Magnusson, K., Eliasson, K., Fråne, A., Haikonen, K., Hultén, J., Olshammar, M., Stadmark, J. and Voisin A., (2016B). Swedish sources and pathways for microplastics to the marine environment. A review of existing data. Number C 183. IVL Svenska Miljöinstitutet for Swedish Environment Agency.

Magnusson, K. and Norén, F., (2014). Screening of microplastic particles in and down-stream a wastewater treatment plant. Report C 55. IVL Svenska Miljöinstitutet, Göteborg.

Magnusson, K., (2014). Mikroskräp i avloppsvatten från tre norska avloppsreningsverk. IVL Svenska Miljöinstitutet for Miljødirektoratet, Oslo.

Mahon, A.M., O'Connell, B., Healy, M.G., O'Connor, I., Officer, R., Nash, R. and Morrison, L., (2017). Microplastics in Sewage Sludge: Effects of Treatment. *Environ Sci Technol*. 2016 Dec 23. doi: 10.1021/acs.est.6b04048.

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

Massoudieh, A., Leatherbarrow, J.E., Kayhanian, M., Abrishamchi, A. and Young, T.M., (2008). Numerical Model for Suspended Particles Removal within a Detention Basin. 11th International Conference on Urban Drainage, Edinburgh, Scotland, UK, 2008.

Michielssen, M.R., Michielssen, E.R., Ni, J. and Duhaime, M.B., (2016). Fate of microplastics and other small anthropogenic litter (SAL) in wastewater treatment plants depends on unit processes employed. *Env. Sci Technol*. 2: 1064-1073.

Mintenig, S., Int-Veen, I., Löder, M. and Gerds, G., (2014). Abschlussbericht Mikroplastik in ausgewählten Kläranlagen des Oldenburgisch- Ostfriesischen Wasserverbandes (OOWV) in Niedersachsen, 2014. Alfred-Wegener-Institut for Oldenburgisch- Ostfriesischer Wasserverband (OOWV).

Mintenig, S.M., Int-Veen, I., Löder, G.M.J., Primpke, S. and Gerds, 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: 365-372.

Murphy, F., Ewins, C., Carbonnier, F. and Quinn, B., (2016). Wastewater Treatment Works (WwTW) as a Source of Microplastics in the Aquatic Environment. *Environmental Science & Technology* 50.11 (June 2016): 5800.

Nielsen, K., Mørch-Madsen, A., Mikkelsen, P.S., Eriksson, E. (2015). Effect of disc filtration with and without addition of flocculent on nano- and micro-particles and their associated polycyclic aromatic hydrocarbons in stormwater. *Water* 7, 1306-1323.

Nordic Water Products (2007). Efficient filtration with Dynadisc™ filters.

Norén, K., Magnusson, K., Westling, K. and Olshammar, M., (2016A). Report concerning techniques to reduce litter in waste water and storm water. (2016). SMED Report No 193IVL Svenska Miljöinstitutet for Swedish Agency for Marine and Water Management.

Norén, K., Magnusson, K. and Norén, F., (2016B). Mikrokräp i inkommande och utgående renat avloppsvatten vid Arvidstorps reningsverk i Trollhättans kommun. IVL Svenska Miljöinstitutet or Trollhättans Energi A.

Nunes, J., Fredriksson, O., Lindqvist, P., Mattsson, P. (2013). Erfarenheter av fullskaledrift av skivfilter som slutsteg på Gryaab. Præsentation NordIWA, Malmö den 8–10 oktober 2013.

Pedersen, B.M. and Winther-Nielsen, M., (2015). Mikroplast i spildevand fra renseanlæg. Litteraturindsamling. Kilder, forekomst og fjernelse på renseanlæg samt skæbne og miljøeffekter. DHI for DANVA.

Pedersen, B.M. (2010). Tilførsel af lokalt rensed regnvand til ferskvandsområder. By- og Landskabsstyrelsen.

Rocha-Santos, T. and Duarte, A.C., (2015). A critical overview of the analytical approaches to the occurrence, the fate and the behavior of microplastics in the environment. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, Volume 65, February 2015, Pages 47–53.

Selbig, W.R. and Bannerman, R.T., (2011). Characterizing the size distribution of particles in urban stormwater by use of fixed-point sample-collection methods: U.S. Geological Survey Open-File Report 2011–1052, 14 p.

Shim, W.J., Hong, S.H. and Eo, S.E., (2016). Identification methods in microplastic analysis: a review, *Analytical Methods*, The Royal Society of Chemistry 2016, DOI: 10.1039/c6ay02558g.

Song, Y.K., Hong, S.H., Jang, M., Han, G.M., Jung, S.W., and Shim, W.J., (2017). Combined Effects of UV Exposure Duration and Mechanical Abrasion on Microplastic Fragmentation by Polymer Type. *Environ. Sci. Technol.*, 2017, 51 (8), pp 4368–4376. DOI: 10.1021/acs.est.6b06155. Publication Date (Web): March 2, 2017.

Strand, J. (2017A) Udtalelse om validiteten af målemetode anvendt i amerikansk undersøgelse, der viser mikroplast i drikkevand verden over, Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 21. september 2017, rekvireret af Miljøstyrelsen

Strand, J. (2017B) Udtalelse om validiteten af målemetode anvendt i dansk undersøgelse, der viser mikroplast i drikkevand fra taphanprøver i 16 husstande i Københavnsområdet, Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 21. september 2017, rekvireret af Miljøstyrelsen

Sundt, P., Syversen, F., Skogedal, O. and Schulze P-E., (2016). Primary microplastic-pollution: Measures and reduction potentials in Norway. Mepex for Miljødirektoratet, Oslo.

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

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

Talvitie, J., Heinonen, M., Pääkkönen, J.P., Vahtera, E., Mikola, A., Setälä, O., and Vahala, R., (2015). Do wastewater treatment plants act as a potential point source of microplastics? Preliminary study in the coastal Gulf of Finland, Baltic Sea. *Water science and technology* 72 (9): 1495-1504.

Talvitie, J., Mikola, A., Setälä, O. and Koistinen, A., (2017A). How well is microlitter purified from wastewater? A detailed study on the stepwise removal of microlitter in a tertiary level wastewater treatment plant, *WaterResearch* 109: 164-172.

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

Vand i Byer (2014A). Faktablad for teknologi til rensning af regnvand, betegnet SediPipe, SediPipe-XL-Plus, SediPipeSubstrator. Rørcentret på Teknologisk Institut som sekretariat for Vand i Byer.

Vand i Byer (2014B). Faktablad for teknologi til rensning af regnvand, betegnet HydroSeparator®. Rørcentret på Teknologisk Institut som sekretariat for Vand i Byer.

Vand i Byer (2014c). Dobbeltporøs filtrering®. Rørcentret på Teknologisk Institut som sekretariat for Vand i Byer.

Veolia (2017). ACTIFLO® CARB. Optimum treatment for natural organic matter and micropollutants/Water purification and refinement. Veolia.

Verschoor, A., de Poorter, L., Dröge, R., Kuenen, J. and de Valk, E., (2016). Emission of microplastics and potential mitigation measures. Abrasive cleaning agents, paints and tyre wear (RIVM Report 2016-0026). National Institute for Public Health and the Environment, the Netherlands.

Vollertsen, J. and Hansen, A.A., (2017). Microplastic in Danish wastewater - Sources, occurrences and fate, Danish Environmental Protection Agency, Environmental Project No. 1906, March 2017.

Wardrop, D., Bott, C., Criddle, C., Hale, R., McDevitt, J., Morse, M. and Rochman, C., (2016). Technical Review of Microbeads/Microplastics in the Chesapeake Bay. STAC Publication Number 16-002.

Wilén, B.-M., Cimbritz, M. Pettersson. T. Jr., Mattsson, A. (2016). Large scale tertiary filtration – results and experiences from the discfilter plant at the Rya WWTP in Sweden. *Water Practice & Technology* 11: 547-555.

Väänänen J., Nilsson F., la Cour Jansen J., Hörsing M., Hagman M. & Jönsson K. (2014) Discfiltration and ozonation for reduction of nutrients and organic micro-pollutants from wastewater – a pilot study. *Water Practice and Technology* 9(3): 475-482.

Ziajahromi, S., Neale, P.A. and Leusch, F.D.L., (2016). Wastewater treatment plant effluent as a source of microplastics: review of the fate, chemical interactions and potential risks to aquatic organisms, *Water Science & Technology* in press 2016.

Ziajahromi, S., Neale, P.A., Rintoul, L. and Leusch, F.D.L., (2017).

Wastewater treatment plants as a pathway for microplastics: Development of a new approach to sample wastewater-based microplastics, *Water Research*, Volume 112, 1 April 2017, p 93-99.

[hvis der ikke er angivet årstallet, men dokumenterne er tilgængelige fra virksomhedernes hjemmesider, er årstal angivet som 2017]

[Bagside Overskrift]

[Bagside Tekst]



Miljøstyrelsen
Strandgade 29
1401 København K

www.mst.dk