

# Kartlegging av mikroplastkilder i urbant miljø fra land til sjø - kilder, mengder og spredning

## Urban mikroplast

**Forfattere:** Marte Haave, Taran Henriksen, Alessio Gomiero og Einar Bye-Ingebrigtsen

**Rapport 8-2022** NORCE Klima og miljø



Rapporttittel	Kartlegging av mikroplastkilder i urbant miljø fra land til sjø - kilder, mengder og spredning. (Urban Mikroplast)
Prosjektnummer	100480
Institusjon	NORCE Klima og miljø
Oppdragsgiver	Bergen Kommune
Gradering	ÅPEN
Rapportnr.	8-2022
ISBN	978-82-8408-223-3
Antall sider	90
Publiseringsdato	08-22
Sitering	Haave M, Henriksen T, Gomiero A, Bye-Ingebrigtsen E. (2022). Kartlegging av mikroplastkilder i urbant miljø fra land til sjø - kilder, mengder og spredning. NORCE Klima og Miljø, Rapport nr. 8-2022
Bildekreditering	Forsidebilde: Marte Haave
Geografisk område	Bergen, Norge
Stikkord	Mikroplast, urban, sandfang, gater, kostemasser, avløpsslam, biogass, idrettsbaner, kunstgress, lekeplasser, luft, trafikk, plaststrategi, Bergen

#### Sammendrag:

Studien har kartlagt og undersøkt mengdene, spredningen og kildene til mikroplast (<1mm) i bymiljøet i Bergen, Norge. Mikroplastkonsentrasjonene ble undersøkt i syv ulike miljøområder og identifisert med Pyr-GCMS og ATR-FTIR ved NORCE Plastlab.

Avløpsslam, og slam fra biogassanlegget er oppkonsentrert slam, og hadde som forventet de høyeste mengdene mikroplast. I trafikkerte gater hadde sandfangskummer og kostemasser det høyeste innholdet av både dekkpartikler og andre plastpolymerer. Dekkpartikler dominerte, men også PVC bidro betydelig, og begge økte signifikant med trafikkmengde. Resultatene indikerte at høy kostefrekvens reduserer plastkonsentrasjonen i kostemasser. Vi fant at tiltak rundt kunstgressbaner effektivt begrenser spredning av granulat, og det var ingen signifikant økning i granulatmengden rundt banen, i gaten eller sandfang ved idrettsbanen etter ett års bruk. Ved lekeplasser fant vi både mikro- og makroplast fra fallunderlagene i miljøet rundt. Vi fant også plast i luften og i alle fjellprøvene. Prosjektresultatene kan brukes av kommunen som et kunnskapsgrunnlag for å prioritere tiltak og evaluere effekten av disse.

## Ansvarsavgrensning

NORCE er ikke i noen henseende ansvarlig for den aktuelle bruk av prosjektresultater og påtar seg derved intet ansvar eller garanti for den helhetlige funksjonalitet ved bruk av informasjonen om dette ikke er spesifikt angitt i tilbudsdokumentet og den etterfølgende kontrakt.

## Forord av Bergen kommune

Marin forsøpling og avfall på avveie er et økende og alvorlig miljøproblem som det har vært stort søkelys på de siste 10-15 årene. Lenge var hovedfokuset store gjenstander fra fiskerinæringen, samt avfall transportert til vår kyst fra andre land via havstrømmene. Etter hvert har vi sett at avfallet som nå havner i naturen har svært mange ulike kilder og at byene står for mye av utslippene.

Bergen kommune var tidlig ute med å utarbeide en plan mot marin forsøpling og for forebygging av plastforsøpling: «Bergen kommunes tiltaksplan for å unngå plast- og marin forsøpling». Planen tar for seg 11 ulike punkter med tiltak som skal forebygge forsøpling, men også for å rydde opp i eksisterende forsøpling. Punktene omhandler både mikro- og makroplast.

Kommunen drifter store arealer og utfører mange ulike oppgaver, både direkte og via innleide entreprenører. Små endringer i utførelsen av disse har derfor et stort potensial med tanke på å redusere utslipp av plast. For å vite hvor tiltakene er mest effektive, har Bergen kommune et behov for kunnskap om plastens transportveier fra byen til naturen. Dette danner grunnlaget for å se på endring av driftsrutiner internt, som dermed kan gi mindre spredning av plast. Med dette kunnskapsbehovet gikk Bergen kommune i dialog med forskningssenteret NORCE om opprettelse av forskningsprosjektet Urban Mikroplast.

Thor Haakon Bakke

Byråd for klima, miljø og samferdsel

30.08.2022

# 1. Innhold

Forord av Bergen kommune.....	3
Utvidet sammendrag på norsk.....	6
Summary in English.....	8
2.    Bakgrunnen for prosjektet.....	11
3.    Innledning .....	12
Plast .....	12
Mikroplast.....	13
Urbane kilder til mikroplast .....	14
Dekkslitasje .....	14
Kunstgress.....	14
Lekeplasser.....	14
Maling .....	14
Tekstiler .....	15
Forsøpling.....	15
Avløpsvann.....	15
4.    Geografisk område og prøvetakning .....	17
Sandfangskummer .....	17
Kostemasser.....	20
Ren singel/ny kostemasse.....	21
Kunstgressbane.....	22
Lekeplasser.....	24
Fjell og vidde .....	26
Sentrumsnære fjell/byfjellene .....	26
Avsidesliggende fjellområde - Vikedal .....	27
Prøver av svevestøv i luft.....	29
Avløpsslam .....	30
Holen avløpsrensaneanlegg.....	30
Rådalen biogassanlegg.....	31
5.    Resultat og diskusjon .....	33
Rapporteringsform.....	33
Mikroplastkonsentrasjoner- resultatoversikt .....	33
Sandfangskummer .....	36
Mikroplastkonsentrasjon i sandfang.....	36
Polymerdistribusjon i sandfang .....	36
Kostemasser.....	40
Mikroplastkonsentrasjon i kostemasser .....	40
Polymerdistribusjon i kostemasser .....	40
Sesongvariasjoner .....	43
Betydningen av kostefrekvens for forskjeller mellom sentrum og forstedene.....	44
Estimert masse mikroplast i kostemasser i Bergen .....	45
Sammenheng mellom gater og sandfangskummer.....	47
Bevegelse av mikroplast mellom gater og sandfangskummer .....	48
Fragmentering av plast i gatene .....	49
Ren singel/ny kostemasse.....	50
Kunstgressbane.....	50
Lekeplasser.....	53

	Fjell og vidde .....	58
	Svevestøv .....	59
	Avløpsslam og biogass .....	61
	Spredningsveier for mikroplast fra vei.....	63
6.	Mulige tiltak for å begrense spredning av mikroplast .....	65
	Oppfølging av sandfang .....	65
	Gjenbruk av kostemasser.....	65
	Snødeponi .....	66
	Byforsøpling .....	66
	Kunstgressbaner .....	66
	Lekeplasser.....	66
	Avløpsslam .....	66
	Begrensninger i studien .....	66
7.	Konklusjon.....	69
	TAKK .....	70
8.	Referanser.....	71
9.	Vedleggskapittel.....	76
	Flyttdiagram for prøveinnsamling, og analysemetodene i denne studien. ....	77
	Metode 78	
	Forhindring av kontaminering med mikroplast under prøvetakning og analyse .....	78
	Prøveopparbeiding: plastekstraksjon og rensing.....	78
	Skille organisk materiale og plast fra sand og stein ved tetthetsseparasjon.....	78
	Rensing av prøvene.....	82
	Prosedyre for prøver av svevestøv .....	84
	Prosedyre for avløpsslam og biogass prøver .....	84
	Separere plastpartiklene etter størrelsesklasser .....	85
	Kjemisk identifisering av mikroplast .....	85
	Pyrolyse-gass kromatografi-massespektrometri (Pyr-GCMS) for mikroplast < 500 µm...	86
	FTIR for analyse av mikroplast > 500 µm .....	87
	Mikroplast i størrelsen 500-1000 µm .....	87
	Plast større enn 1 mm.....	88
	Beregning av partikkelmasse .....	88
	Beregning av konsentrasjon.....	89
	Laboratoriesikkerhet og miljørisiko ved studien .....	89
	Vedleggstabell 3: Polymerkonsentrasjoner. ....	90

## Utvidet sammendrag på norsk

Prosjektet har vært et samarbeid mellom Bergen Kommune og NORCE Norwegian Research Centre AS, finansiert av RFF Vestland som et flerårig hovedprosjekt innen Innovasjon i offentlig ansvarsområde. Hovedmålet med denne studien var: 1) å skaffe basiskunnskap om mengder og spredning av mikroplast (MP) i bymiljøet i dag; 2) å bruke dette som sammenlikningsgrunnlag og beslutningsgrunnlag for en målrettet plaststrategi i kommunen; 3) basert på punkt 1 og 2, prioritere effektive tiltak mot lokale utslipp; 4) å drive et faglig fundamentert opplysningsarbeid for å forankre myndighetens politikk i kommunale etater, å engasjere publikum og støtte offentlige tiltak. Studien vil gi et etterlengtet kunnskapsgrunnlag om kilder, mengder og spredning av mikroplast i urbane områder.

For å nå disse målene ble mikroplastkonsentrasjoner kartlagt fra ulike miljøområder i og rundt Bergen. Prøvemateriale ble samlet inn fra avløpsrensaneanlegg, biogassanlegg, sandfangskummer og kostemasser med gatestøv, kunstgressbaner, lekeplasser, turstier, samt i luften langs trafikkerte veier. Prøvene ble analysert for mikroplast med størrelse under 1mm. Plastpartiklene ble ekstrahert fra prøvene ved hjelp av tetthetsseparasjon, og en mild renseprosess for å fjerne organisk innhold uten å skade platen, før kjemisk identifisering av plastpartikler ble utført med to metoder. De minste partiklene (0,05-0,5mm) ble analysert og ti vanlige plastpolymerer ble kvantifisert i alle prøvene ved hjelp av en destruktiv metode (Pyrolyse Gasskromatografi Massespektrometri (Pyr-GCMS). Metoden angir konsentrasjonen i prøven, men gir ingen informasjon om størrelse eller farge. De større mikroplastpartiklene (0,5-1mm) ble identifisert til plasttype (polymertype), antall og størrelse med en spektroskopisk metode som også benytter mikroskopi for å se form og farge til partiklene, og dermed gir et visuelt inntrykk og en mulighet til å vurdere kildene til platen. Metoden kalles Attenuated Total Reflectance Fourier Transform Infrared Spectroscopy- (ATR-FTIR). Antallet mikroplastpartikler fra ATR-FTIR ble omregnet til masse basert på partikkelstørrelse og plastens tetthet, etter en tidligere publisert metode (Simon et al., 2018).

Resultatene viste at det var stor variasjon i mikroplastkonsentrasjon, mellom de ulike miljøområdene men også innen miljøprøver av samme type. Dette ser vi som et stort standardavvik for gjennomsnittskonsentrasjonen av mikroplast (MP gjennomsnitt  $\pm$  standardavvik). Avløpsslam ( $276\pm 309$  mg/kg tørrstoff (ts)) og prosessert avløpsslam før og etter biogassproduksjon (hhv  $303\pm 45$  og  $707\pm 420$  mg/kg ts) hadde som forventet de høyeste mengdene mikroplast av alle de undersøkte prøvene, og var dominert av polymerer assosiert med privat forbruk, som PP og PE, og et relativt lavt innhold av tunge dekkpartikler sammenliknet med prøver fra bygatene. Mikroplastkonsentrasjonen var høyest i prøvene etter fermentering i anlegget fordi det skjer en omdanning av organisk innhold til metangass, og dermed en oppkonsentrering av andre materialer, som for eksempel mikroplast. Det var ingen tegn til at biogassanlegget bryter ned noen av plastpolymerene.

I trafikkerte områder, særlig i sentrum, hadde sandfangskummer og kostemasser høye konsentrasjoner av mikroplast bestående av dekkpartikler, PVC og en rekke andre plastpolymerer, (total MP  $338\pm 294$  mg/kg ts i sandfang og  $267\pm 348$  mg/kg ts i kostemasser i sentrum). Dekkpartikler dominerte i bygatene, men også PVC bidro betydelig, og begge økte signifikant med trafikkmengde. Også plasttyper som Polypropylen (PP), Polyetylen (PE), Polyetylentereftalat (PET), som brukes i for eksempel matemballasje og plastflasker ble hyppig identifisert i kostemasser. Dette tyder på et betydelig innslag av mikroplast fra forsøpling i gatene. Mikroplastkonsentrasjonene i bykjernen var også påvirket av sesongforskjellene mellom sommeren og høsten, og spesielt dekkpartikler økte betydelig om sommeren, som kan ha sammenheng med tørr og varm asfalt som gir større friksjon mot

bildekkene. Resultatene viste også at daglig kosting av gatene reduserer konsentrasjonen av plast i gatene, mens trafikkerte gater i sentrum som kostes kun noen ganger i uken hadde de høyeste konsentrasjonene av mikroplast, noe som kan antyde en gevinst ved å omfordele ressurser slik at de trafikkerte gatene kostes med en frekvens tilpasset trafikkmengde og observerte konsentrasjoner. I områdene med mindre trafikk, som forstedene og lite trafikkerte gater i sentrum, ble det observert lavere konsentrasjoner i kostemasser ( $57,5 \pm 58,1$  mg/kg ts i forstedene). Polymerene som ble hyppig identifisert i alle prøvene samlet domineres av polymerer fra sentrumsgatene og er i fallende orden TWP > PP > PVC > PE > AR > TPE > PES > PEA > PS > PET > PUR > ER > PA66 > PMMA > PVA > PC. Mikroplastkonsentrasjonene funnet i denne studien indikerte også at de 2500 tonnene kostemasse som kommunen samler inn årlig fra sentrum og forsteder kan inneholde over ett tonn mikroplast. I dag resirkuleres strøsand fra kostemasser kun fra forstedene, mens massene fra sentrum deponeres på avfallsdeponi på grunn av høye konsentrasjoner miljøgifter og avfall. Studien indikerer at mikroplast så vel som miljøgifter i masser fra sentrum vil være av betydning dersom disse massene skal resirkuleres og redistribueres i gatene.

Tiltak innført rundt den nylig anlagte kunstgressbanen har trolig begrenset spredning av gummigranulat ettersom det ikke ble identifisert en signifikant økning i granulatemngden rundt banen, i gaten eller sandfanget ved idrettsbanen etter ett års bruk ( $63 \pm 14$  mg/kg ts i 2019 mot  $76 \pm 32$  mg/kg ts i 2020 på gangveien rundt banen). Kun en liten mengde av dette var granulat (TPE) fra kunstgressbanen, og mye plast kan stamme fra annet avfall. Ved lekeplasser med fallunderlag av plast og gummi ble det lokalisert både mikro- og makroplast fra fallunderlagene i miljøet rundt. Dette viser at fallunderlagene bidrar til spredning av mikroplast i miljøet, samt at bruken av lekeplasser kan føre til økt mikroplastkonsentrasjon i nærområdet. Det ble kun undersøkt store mikroplastpartikler ( $>500$   $\mu\text{m}$ ) fra lekeplasser, og resultatene er ikke dekkende, men kan anses som en forundersøkelse.

I alle prøvene fra turstier på Ulriken, Vidden og Fløyen samt et avsidesliggende fjellområde i Rogaland ble det også funnet lave men målbare konsentrasjoner av mikroplast ( $0,9 \pm 0,6$  mg/kg ts) av polypropylen, polyetylen, nylon og polyester, og til og med dekkpartikler, som gjerne kan komme fra kilder som turutstyr, sko og sykkeldekk. Små partikler av mikroplast kan også være transportert gjennom luft, men nedfall fra luft ble ikke undersøkt i denne studien. Resultatene understreker mikroplast som en global forurensing.

Det ble tatt prøver av finstøv i luft ved kommunale luftmålestasjoner i vintermånedene for å undersøke mikroplast i svevestøv. Her ble det identifisert mikroplast av dekkgummi, PVC og polyester, med de høyeste mengdene på Danmarks plass og de laveste i et boligområde på Rolland i Åsane, men prøvene var ikke kvantitative på grunn av metodeutfordringer og lave konsentrasjoner. Metodeutviklingen utført i prosjektet betyr at de kommunale luftmålestasjonene vil kunne benyttes kostnadseffektivt til mikroplastmålinger ved senere behov.

Resultatene gir samlet sett et nyansert bilde av kilder til mikroplast og spredning i byen, der lokale kilder kan dominere enkeltprøver og variasjonen kan være stor over korte avstander. På grunn av den store variasjonen mellom enkeltprøver er det få statistisk signifikante forskjeller mellom sentrum og forsteder, eller mellom sommer og høstprøver. En signifikant sammenheng mellom mikroplastkonsentrasjon og trafikkmengde viser derimot at trafikkmengde er av klar betydning for mengden dekkpartikler og mikroplast i gatene, og at trafikkmengde derfor bør være et kriterium for kostefrekvens og gatevask heller enn geografisk beliggenhet i eller utenfor sentrumskjernen. Prosjektresultatene kan brukes av kommunen som et kunnskapsgrunnlag for å evaluere relevans av

foreslåtte tiltak og senere evaluere effekten av disse. Også andre byer kan ha nytte av kunnskapen og resultatene fra denne studien.

## Summary in English

The project (Mapping sources of Microplastics in the Urban Environment from land to sea – sources amounts and distribution – (Urban Microplastics), has been a collaboration between Bergen Municipality and NORCE Norwegian Research Center - Climate & Environment, funded by RFF Vestland as a project under the theme Innovation in public domains of responsibility. The main objectives of this study were: 1) to acquire basic knowledge about the quantities and distribution of microplastics (MP) in the urban environment today; 2) to use this as a basis for future reference and a knowledge base for a targeted plastics strategy in the municipality; 3) based on points 1 and 2, prioritize effective measures against local microplastic emissions; 4) to give knowledge based public information anchoring new municipal policies, to engage the public and support public initiatives with regards to microplastics. The study will provide a long-awaited knowledge base about quantities, sources and distribution of microplastics in urban areas.

To achieve these goals, microplastic concentrations were mapped from various environmental compartments in and around Bergen city, samples were collected from sewage treatment plants, biogas plants, sand traps and Street sweepings, artificial turf pitches, playgrounds, popular hiking trails, and in the air along busy roads. The samples were analyzed for microplastics with a size below 1 mm. The plastic particles were extracted from the samples by means of density separation and a gentle purification process to remove organic contents without damaging the plastics, before chemical identification of plastic particles was performed by two methods. The smallest particles (0.05-0.5 mm) were analyzed, and ten common plastic polymers were quantified in all the samples by a destructive method (Pyrolysis Gas Chromatography Mass Spectrometry - Pyr-GCMS). The method gives the microplastic concentration in the sample but does not provide any visual clues, such as the size or color of the microplastic particles. The larger particles (0.5-1mm) were identified to plastic type (polymer type), number and size per particle by a spectroscopic method that also uses microscopy to observe the shape and color of the particles, giving a visual impression and an opportunity to assess the sources of the plastic. The method is called Attenuated Total Reflectance Fourier Transform Infrared Spectroscopy (ATR-FTIR). The number of plastic particles from ATR-FTIR were then transformed to mass based on particle size and the polymer density following a previously published method (Simon et al., 2018).

The results showed that there was great variation in microplastic concentration among the different environmental compartments, but also within environmental samples of the same type. The variation within sample types can be seen as a large standard deviation in the average concentrations (MP average  $\pm$  standard deviation). As expected, sewage sludge ( $276 \pm 309$  mg / kg dry matter (dm)) and processed sewage sludge before and after biogas production ( $303 \pm 45$  and  $707 \pm 420$  mg / kg dm respectively) had the highest concentrations of microplastic of all the examined samples, and were dominated by polymers associated with private consumption, such as PP and PE, but had relatively low concentrations of the heavy tire wear particles (TWP) compared to samples taken directly from the city streets. Of the sludge samples, the microplastic concentration was highest after fermentation in the biogas plant because of the conversion of organic content to methane gas, and thus a concentration of other materials, such as microplastics. There were no indications that the biogas plant degraded any of the plastic polymers.

In highly trafficked areas, especially in the city center, sand traps and street sweepings had high concentrations of microplastics consisting of TWP, PVC and several common plastic polymers, (total MP  $338 \pm 294$  mg / kg dm in sand traps and  $267 \pm 348$  mg / kg dm in street sweepings in Bergen central). TWP dominated the city streets, but PVC also contributed significantly, and both plastic types increased



significantly with the traffic volume. Plastics such as Polypropylene (PP), Polyethylene (PE), Polyethylene terephthalate (PET), often used in for example food packaging and plastic bottles, were frequently identified in street sweepings. This indicates a significant element of microplastic from littering in the streets. The microplastic concentrations in the city center were also affected by the seasonal differences between summer and autumn, and especially TWP increased significantly in summer, which may be related to dry and hot asphalt which creates higher friction against the car tires. The results also showed that daily sweeping of the streets reduce the concentration of microplastic, while busy streets in the city center that are only swept once a week to once a fortnight have the highest concentrations of microplastics in the city center. This may indicate that it may be useful to redistribute resources to sweep the trafficked streets with a frequency adapted to the traffic volume and suspected microplastic concentrations. In the areas with less traffic, such as the suburbs and less trafficked streets in the city center, lower concentrations were observed in street sweepings (on average  $57.5 \pm 58.1$  mg / kg dm in the suburbs). The polymers that were the most frequently observed in all the samples combined are dominated by the samples from the city center and are in descending order TWP> PP> PVC> PE> AR> TPE> PES> PEA> PS> PET> PUR> ER> PA66> PMMA> PVA> PC. The microplastic concentrations from this study also indicate that the 2,500 metric tons of street sweepings that the municipality collects annually from the city center and suburbs may contain more than one metric ton of microplastics. Today, only sand from suburban street sweepings is recycled, while the masses from the city center are deposited in landfills due to high concentrations of environmental contaminants and litter. The study indicates that microplastics as well as environmental contaminants in masses from the city center will be important if these masses are to be recycled and reused.

Preventive measures to reduce dispersal of artificial turf granules at the newly constructed artificial turf pitch have likely succeeded in limiting the spread of rubber granules. No significant increase in the concentration of granules around the pitch, in the street or in the sand trap near the sports pitch was identified after one year of use ( $63 \pm 14$  mg / kg dm in 2019 vs  $76 \pm 32$  mg / kg dm in 2020, on the walkway around the pitch). Only a small amount of the total was granules (TPE) from the artificial turf pitch, and a lot of this plastic comes from other sources. At playgrounds with plastic and rubber drop pads, both micro and macro plastic fragments were located from the drop pads in the surrounding environment. This shows that the drop pads contribute to the spread of microplastics in the environment, and that the use of playgrounds can lead to increased microplastics concentration in the surrounding areas. Only large microplastic particles ( $> 500 \mu\text{m}$ ) from playgrounds were examined in this study, and the results are not comprehensive, but can be considered a preliminary study.

In all the samples from hiking trails on Ulriken, Vidden and Fløyen as well as a remote mountain area in Rogaland, low but measurable concentrations of microplastics ( $0.9 \pm 0.6$  mg / kg dm) of polypropylene, polyethylene, nylon and polyester, even tire rubber were also found, which can often come from sources such as hiking equipment, shoes and bicycle tires. Small fragments of microplastics may also be transported through air, but precipitation from air was not investigated in this study. The results emphasize microplastics as a global pollutant.

Samples of fine dust in the air were taken at municipal air-monitoring stations during the winter months to examine microplastics in airborne dust. Microplastics of tire rubber, PVC and polyester were identified, with the highest amounts at the highly trafficked Danmarksplass and the lowest in a residential area in Rolland in Åsane, but the samples were not quantitatively analyzed due to method challenges and low concentrations. The method development carried out in the project means that the municipal air monitoring stations may be used cost-effectively for microplastic measurements if desired.

Overall, the results provide a nuanced picture of sources of microplastics and dispersal in the city, where local sources can dominate individual samples and the variation can be large over short distances. Due to the large variation between individual samples, there are few statistically significant differences between the city center and the suburbs, or between summer and autumn samples. On

the other hand, a significant correlation between microplastic concentration and traffic volume shows that traffic volume is important for the mass of TWP in the streets, and that the traffic volume may therefore be a criterion for the frequency of street sweepings rather than geographical location inside or outside the city center. The project results may moreover be used by the municipality as a knowledge base to evaluate the relevance of proposed measures and later evaluate the effect of such measures. Other cities may also benefit from the knowledge and results of this study.

## 2. Bakgrunnen for prosjektet

Utslipp av plast er blitt et økende globalt problem som nå får mye fokus i media og hos befolkningen. Dette er et problem som nå også adresseres bredt i EU kommisjonens strategi mot plast og FNs miljøprogram (UNEP). Etter dette prosjektets oppstart har blant annet regjeringen innført en nasjonal plaststrategi som har som mål å øke mengden plast som gjenvinnes, ha gode oppryddingstiltak, hindre at plast havner på avveie og fremme mer bærekraftig bruk av plast (Regjeringen, 2021a). I 2021 ble det innført i Forurensningsforskriften (2021, § 23A) strengere krav til kunstgressbaner for å begrense spredningen av gummigranulat. EU- og EØS-landene innførte i 2021 et forbud mot plastprodukter til engangsbruk, som sugerør og bestikk (Regjeringen, 2021b). Under den femte sesjonen til FNs miljøforsamling (UNEA-5.2) i 2022 ble representantene enige om en historisk erklæring om å få en slutt på plastforurensning og at det skal inngås en internasjonal juridisk bindende avtale innen 2024 (UNEA-5.2, 2022).

Prosjekt “Kartlegging av mikroplastkilder i urbant miljø fra land til sjø - kilder, mengder og spredning” (kortnavn: Urban mikroplast) er et forskningsprosjekt eiet av Bergen Kommune, finansiert av Regionalt Forskningsfond Vest (RFFV #284827) og ledet av NORCE (Norwegian Research Centre AS, Klima og Miljø).

Prosjektet har hatt som formål å gjennomføre en bred første kartlegging av mikroplast i det urbane miljøet. Prosjektet er utført i perioden 2018 til 2022. Materiale ble samlet i 2018, 2019 og 2020 av NORCE, alene eller i samarbeid med tjenesteleverandører for Bergen Kommune under ordinær drift og vedlikehold. Mikroplastanalysene ble gjennomført av NORCE personale ved NORCE Plastlab i Stavanger. Metodene følger internasjonalt høy standard og god laboratoriepraksis. Mikroplastanalyser er per i dag ikke akkrediterte.

Hovedmålet med prosjektet har vært å kvantifisere og kartlegge kilder og mengder i utvalgte miljøområder, samt spredningsveier og skjebnen til mikroplast i det urbane miljøet. Resultatene vil brukes som kunnskapsgrunnlag for Bergen Kommunes Plaststrategi og det videre arbeidet med å forhindre spredning av plast. For det videre arbeidet vil resultatene kunne brukes som et kunnskapsgrunnlag for forbedring av kommunale prosesser, og kan senere benyttes som basis for å vurdere effekten av iverksatte tiltak på mengden mikroplast i de utvalgte områdene. Kunnskapen om mikroplastkonsentrasjonene i Bergen kan også brukes som sammenlikningsgrunnlag for fremtidige kartlegginger eller overvåkning, som sammenlikning med andre byer, og i kommunikasjon og opplysningsarbeid til støtte for kommunens vedtak.

Nye prosjekter for å evaluere mulige forbedringer av prosesser som involverer mikroplast har også sprunget ut fra resultatene, ettersom nye spørsmål har oppstått igjennom prosjektet. Her vil både metodeutvikling fra prosjektet og nyvunnet kunnskap om mengder og spredning av mikroplast være til stor nytte.

## 3. Innledning

### Plast

Plast er i dag en integrert del av hverdagen for nesten alle mennesker på jorden. Årlig blir omtrent 367 millioner tonn plast produsert globalt (PlasticEurope, 2021). Plast har unike egenskaper, som lav pris, lav vekt, kjemisk motstandsdyktighet, vann og gasstetthet, og lang forventet levetid, som gjør ulike plasttyper ideelle for daglig bruk (Andrady & Neal, 2009; Vermeiren et al., 2016). Rundt 15% av den globale produksjonen etterspørres og brukes i Europa (PlasticEurope, 2021). Plast har vært svært viktig for utviklingen av det moderne samfunnet, og gjør nødvendig og nyttig utstyr lett tilgjengelig. Den mest etterspurte plasten brukes i emballasje (40,5%), bygg og anlegg (20,4%), og til møbler, medisinske applikasjoner, maskiner og tekniske deler (samlet 16,7%).

Plastprodukter er blitt en nødvendig og velkommen del av hverdagen, for eksempel til engangsbruk som øker tilgangen til sterile og rimelige medisinske produkter, som munnbind, hansker, sprøyter og kirurgisk utstyr (Andrady & Neal, 2009). Dette utgjør en svært viktig del av samfunnets helse og trygghet, og spesielt de siste årene under Korona-pandemien er hygieniske engangsartikler i plast blitt allemannseie. Ved å erstatte tyngre materialer, i for eksempel kjøretøy og emballasje, bidrar plast også til vektreduksjon, energibesparelser og lavere klimagassutslipp under transport.

Plast er kort sagt et svært nyttig materiale, men den enorme og økende produksjonen, uansvarlig menneskelig oppførsel og dårlig avfallshåndtering har ført til at tonnevis av plast ender opp i naturen (Barnes et al., 2009). Det er estimert at mellom 4,8 til 12,7 millioner metriske tonn plast havner i havet hvert år (Jambeck et al., 2015). All plastproduksjon og det aller meste av plastbruken skjer på land, dermed er det trolig at det meste av plast i havet stammer fra land. Det er bred enighet om at omtrentlig 80% av marint avfall kommer fra landbaserte kilder (Driedger et al., 2015; European Commission, 2019). Mikroskopiske plastbiter har nå blitt oppdaget i alle miljøområder, fra urbane byer til Antarktis og Arktis, fra dyphavet til høye fjelltopper, spredd med både havstrømmer og gjennom luften (Aves et al., 2022; Bergmann et al., 2017; Dris et al., 2015; Munari et al., 2017; Waller et al., 2017). Plastforurensning er nå definert som et globalt problem og plast er erklært som en unaturlig stressfaktor for ulike organismer, et estetisk problem så vel som en uetisk miljøforurensning (SAPEA, 2019). Plast i miljøet er et problem utelukkende forårsaket av oss mennesker, og dermed ligger også ansvaret for opprydning og utslippsbegrensning hos oss.

Media presenterer ofte foruroligende hendelser med plast og marine organismer, dermed ligger ofte medias søkelys på det marine miljøet. De siste årene har miljøfokus og miljøhensynet i samfunnet økt betraktelig. Med mye fokus på det marine miljøet er det en høyere bevissthet fra befolkningen rundt for eksempel strand- og kystrydding. «Plasthvalen» som strandet utenfor Bergen i 2017, og dens arv har fortsatt å påvirke befolkningen. Flere ser nå på plast som et miljøproblem og har som mål å endre forbruk og livsstil (Tvinnereim et al., 2017). I dag er plastforurensning et tema på den politiske og offentlige dagsorden, utvilsomt presset frem av høyprofilert medieoppmerksomhet. Vi mangler imidlertid nøkkelen kunnskap om plastsituasjonen i de mest folkerike og urbane områdene, også som opphav til store mengder mikroplast, som til slutt ender i havet (Haave & Henriksen, 2022).

## Mikroplast

Begrepet «mikroplast» ble først brukt i 2004 av Richard Thompson. Derimot har trolig små biter av plast vært tilstede i miljøet like lenge som store plastprodukter (Thompson et al., 2004). Mikroplast kan defineres som primær eller sekundær mikroplast. Primær mikroplast er partikler produsert som små partikler, som plastråstoff i form av plastpellets til plastproduksjon, i partikler brukt i kosmetikk og kroppsskrubb, og i vedlikeholdsprodukter og slipemidler for «airblasting» (tilsvarende sandblåsing). På den andre siden er sekundær mikroplast partikler dannet ved fragmentering av større plastprodukter under bruk eller etter at de har havnet i miljøet (Andrady, 2003; Cole et al., 2011; Thompson et al., 2004). Selv om mikroplastforurensing får stadig mer oppmerksomhet er definisjonen enda inkonsekvent og motstridende. Størrelsesdefinisjonen varierer fra en nedre grense på 0,1  $\mu\text{m}$  (mikrometer) til en øvre grense på 5 mm (Hartmann et al., 2019). I denne studien har vi tatt i bruk definisjonen av mikroplast som  $< 1 \text{ mm}$  (1000  $\mu\text{m}$ ) som foreslått av Hartmann et al. (2019).

Mikroplast kan bli dannet fra et hvert plastprodukt og det er avgjørende å lokalisere kilden for å minske utslippet til miljøet. I 2020 estimerte Miljødirektoratet at norske kilder på land slipper ut 19 000 tonn mikroplast årlig (Miljødirektoratet, 2021).

Plast som havner i miljøet, uansett størrelse, vil begynne å fragmentere til mindre og mindre partikler, det blir da dannet sekundær mikroplast. Også mikroplastpartikler (inkludert primær mikroplast) kan bli fragmentert til enda mindre partikler i naturen (Thompson, 2015). Fragmentering- og nedbrytningsprosessen av plast er ikke fullstendig forstått enda. Derimot er den avhengig av den kjemiske strukturen til polymertypen, tilgjengelig oksygen og tilsetningsstoffene i produktet som kan beskytte mot nedbrytning (Andrady, 2017; Avio et al., 2017). Fragmenteringshastigheten er også avhengig av temperaturen, UV-stråling og fysisk slitasje, som bakterieangrep, dyr som gnager på plasten, biler som kjører over plasten, rennende vann eller bølger, gjerne i kombinasjon med sand (Andrady, 2003, 2017; Browne, 2015; Ryan et al., 2009). Slitasje vil påvirke tettheten, overflaten, skjørheten og størrelsen til plasten (Andrady, 2015; Macleod et al., 2015), og partikkelegenskapene vil avgjøre spredningen og endepunktet for plasten i miljøet (Bond et al., 2018; Waldschläger et al., 2020). Små partikler med liten vekt er mer utsatt for lufttransport, og partikler med lav tetthet har stor oppdrift i vann. Til sammen gjør disse egenskapene partiklene mer tilgjengelige for transport over lengre geografiske avstander. Tunge partikler med høy tetthet er på den andre siden mer utsatt for å bli avsatt og lagret i sedimenter (Li et al., 2020; Haave & Henriksen, 2022).

I områder med høy befolkningstetthet er bruken av plast omfattende, med dette følger også mer generering og distribusjon av avfall. Urbane områder vil derfor bli utsatt for et høyere nivå av plast og mikroplast. Dermed vil byområder trolig være hotspots for mikroplast, og konsentrasjonene av mikroplastforurensning er forventet å stige med økende befolkningsvekst. Dermed burde det være et høyere fokus på mikroplastforurensning i urbane områder (Haave & Henriksen, 2022).

## Urbane kilder til mikroplast

De hittil kjente kildene til mikroplast var grunnlaget for vurdering av prøvetakning i bymiljøet i denne studien. Avsnittet oppsummerer estimater og tall for viktige kilder til mikroplast i byer. Prosjektet har hatt som mål å utforske de nåværende mengdene og spredningen av mikroplast i en mellomstor norsk by og har ikke hatt som ambisjon å evaluere eller etterprøve estimatene fra tidligere publikasjoner og rapporter. Denne studien gir derimot et kunnskapsgrunnlag og noen kvantitative data som tidligere rapporter har etterspurt (Sundt et al., 2014).

### Dekkslitasje

Den største kilden til mikroplast i Norge er antatt å være partikler fra dekkslitasje og veistøv, som også inkluderer veimaling. Denne kilden er estimert til å stå for 41,6% av det totale norske utslippet, altså omtrentlig 8000 tonn partikler årlig. Generering av dekkpartikler kan variere basert på ulike faktorer, som konstruksjonen av dekkene, overflatetemperaturen og kjøremåten, der hurtig akselerasjon og nedbremsing øker dekkslitasjen og generering av dekkpartikler. Kildene til dekkpartikler i byene er tunge kjøretøy som trailere, busser og industrielle kjøretøy, men også i stor grad personbiler og til dels motorsykler. Til og med lettere persontransport som sykler og sparkesykler vil avgi dekkpartikler, men i mye mindre grad enn motorkjøretøy. De genererte dekkpartiklene havner i miljøet i nærheten av forurensingsstedet, hvor overflateavrenning kan spre dem. Små partikler kan dessuten spres med vind over større områder (Vogelsang et al., 2019).

### Kunstgress

Mikroplast fra kunstgressbaner, som gummigranulat og kunstgress, er estimert til å være den nest største kilden til mikroplast i Norge (29,8%). Disse estimatene er basert på mengden gummigranulat som årlig blir påfylt kunstgressbanene, dermed er dette tall med stor usikkerhet. Gummigranulat kan være laget av oppmalte bildekk (styren-butadien gummi, SBR), denne typen er lett tilgjengelig og billig. Derimot inneholder brukte bildekk mye tilsetningsstoffer, tungmetaller og andre forurensninger. Ubrukt og rent gummigranulat, laget av termoplastisk elastomer (TPE), er laget for å minske mengden forurensning fra kunstgressbaner, men på den andre siden er disse produktene dyrere i innkjøp. Ved bruk kan gummigranulat og fibre fra kunstgressbanen samles i sko, bager og klær, og dermed spredt over store områder. Tap av gummigranulat fra banen kan også skje ved vind, avrenning og ved snømåking. Videre kan da mikroplastpartiklene havne i jorden og langs veikantene, men også i sandfang og grøfter. Dersom partiklene blir fraktet helt til spillerens hjem kan de havne i avløpet eller støvsugerposer, da vil endepunktet til partiklene kunne være renseanlegg, havet eller avfallsbrenning.

### Lekeplasser

Offentlige lekeplasser har også et krav om underlag som støtter ved fall, og universell utforming på en del av installasjonene. Underlagene kan være laget av plast eller naturlige kilder (sand, bark eller grus). Underlagene av plast kan være støpt i en helhet eller som granulat/bark. Disse kan også være kilder til gummigranulat i naturen, da spesielt de fragmenterte underlagene og ved slitasje.

### Maling

Moderne maling er stort sett plastpolymer-basert, og inneholder en variasjon av plaststoffer som styren butadien kopolymerer, polyvinyl acetat, akrylater, alkyder og PS, i konsentrasjoner opptil 25%

av malingsvolumet (Sundt et al., 2014). Definisjonen av malingspartikler som mikroplast har vært diskutert, men basert på definisjonen brukt i denne studien er tørket malingspartikler definert som sekundær mikroplast (Hartmann et al., 2019). I denne studien er akryl resins (AR) og Polyetyl akrylat (PEA) og Polyuretan (PUR) definert som hovedgrupper for malingspartikler. Malingsflak kan bli dannet ved at maling flasser av, enten ved skraping av gammel maling, påføring av ny maling, uheldig søling eller at malingrester blir tømt i naturen. Transport og spredning av malingspartikler kan skje ved vind og overflatevann, dermed kan også partiklene havne i avløpene eller direkte ende opp i havet. I Norge er det beregnet at det hvert år havner ca. 800 tonn mikroplastpartikler i naturen fra maling (Miljødirektoratet, 2021).

## **Tekstiler**

Syntetiske tekstiler er definert som plast (Hartmann et al., 2019) ettersom de er laget av petroleumsprodukter. Det årlige utslippet av mikroplast fra syntetiske tekstiler i Norge er estimert til omtrentlig 1000 tonn (Sundt et al., 2020). Syntetiske materialer brukes ofte i klær, møbler og tekstiler. Syntetiske tekstiler slites ved bruk og slitasje som følge av vask, bruk av kjemikalier, tørketrommel, og vaskemidler (Browne, 2015; Henriksen et al., 2021). Disse mikroplastpartiklene kan havne i naturen ved bruk, via lufttransport eller avløp ved vask (SAPEA, 2019). PES og PA66 er noen av de vanligste syntetiske fibrene.

## **Forsøpling**

Forsøpling og dårlig avfallshåndtering er også kilder til mikroplastforurensning i naturen, årlig bidrar disse kildene med 10,1% av det totale norske mikroplastutslippet (Miljødirektoratet, 2021). Forsøpling og avfallshåndtering består av mye plastavfall og er i hovedsak makroplast. Derimot vil denne makroplasten over tid brytes ned til sekundær mikroplast dersom avfallet ikke håndteres og fjernes korrekt. I trafikkerte gater kan fragmenteringshastigheten øke ved mekanisk slitasje når platen blir overkjørt av trafikk. I dag er forsøpling i gatene et vanlig syn i urbane områder og infrastrukturen er bygd for regelmessig vasking og rydding av gatene, og store summer investeres nå i bedre avfallssystemer (Boss-Nett i Bergen) som skal sikre bedre tømmerutiner og hindre overfylte søppelspann og spredning av avfall i gatene. Plastproduktene med det største potensiale for å bli forsøpling er for eksempel matemballasje og poser for take-away og drikke. Disse produktene er ofte av polyetylen, polystyren og polyetylen tereftalat (PE, PS, PET), og disse polymerene har derfor potensiale til å dominere i gatesøppel.

## **Avløpsvann**

En stor del av mikroplasten fra gatene går ikke gjennom avløpsrenseanlegg, men kan havne direkte i sjø gjennom overflatevann eller avblåsing. Derimot er avløpsrenseanlegg en viktig mottaker av mikroplast i avløpsvann og en rute for mikroplast fra det urbane miljøet til havet. Avløpsvann kategoriseres avhengig av opprinnelse, som kloakk og overflatevann. Kildene til mikroplasten som havner i renseanlegget kan dermed komme fra en variasjon av forurensninger, for eksempel husholdninger (med tekstilfiber og mikroplast fra hudpleieprodukter) (Sundt et al., 2014), og overvann fra gater med dekkpartikler, malingrester og fragmenter av avfall. Avløpsrenseanleggene vil ikke fjerne alle mikroplastpartiklene som går igjennom anlegget, og visse størrelser av mikroplast vil kunne havne i sjøen. Andelen mikroplast som fjernes er derimot høy, inntil 99% (oppsummert i Haave & Henriksen, 2022). Tabell 2.1 viser mulige kilder til de ulike polymerene identifisert i denne studien.

Tabell 2.1. Oversikt over polymerforkortelser, fullt polymernavn og sannsynlige kilder til mikroplastforurensning (PlasticEurope, 2021). Mikroplasttype, forkortelsen som følger videre i teksten og eksempler på bruk av de ulike typene.

Polymertype - forkortelse	Polymernavn	Eksempler på bruk
AR	Alkyd resin	Malingspartikler, lakkering, primere, belegg
EPS	Ekspandert Polystyren	Best kjent som Isopor®
ER	Epoksy resin	Belegg, laminering, lim; som kan brukes for å gi styrke, holdbarhet og vannresistans
PA66	Polyamid/nylon	Syntetiske tekstiler, tau, fiskegarn
PC	Polykarbonat	Brukes som et alternativ til glass (plexiglass), optisk lagring, hard «glass» emballasje
PE	Polyetylen	Plastposer, plastfilm, leker, shampooflasker
PEA	Polyetyl acrylat	Belegg, maling, tekstiler, lærbehandling, tapelim, bilprodukter
PES	Polyester	Syntetiske tekstiler
PET	Polyetylen tereftalat	Brusflasker, drikkeflasker
PMMA	Polymetylmetakrylat	Brukes som et alternativ til glass, kontaktlinser, medisinbrett
PP	Polypropylen	Mat- og godteri-emballasje, «take-away beholdere, flasker, leker, plastdeler
PS	Polystyren	Isopor, malingspartikler, elektrisk utsyr, engangsbestikk
PUR	Polyuretan	Malingspartikler, bygningsisolasjon, skum
PVA	Poly(vinyl acetat)	Lim, Filmdannede ingrediens i vannbasertmaling
PVC	Polyvinylklorid	Bygg og anleggsrelatert drift, rør, kabelisolasjon
RAMP	Veipartikler	Roadwear Associated MicroPlastics, veimaling, og dekkpartikler
SBR	Styrenbutadien gummi	Granulat fra eldre kunstgressbaner (sorte), dekkslitasjepartikler, bildeler av gummi
TPE	Termoplast elastomer	Granulat fra nyere kunstgressbaner (grønne), plastskum som gummilister og enkelte bildeler, elektrisk utsyr
TWP	Dekkpattikkel, se SBR	«Tire Wear Particles» Slitasje av dekk fra kjøretøy, hovedsakelig dekkgummi



## 4. Geografisk område og prøvetakning

Undersøkelsen har hatt som målsetning å kartlegge mikroplast i relevante og utvalgte miljøprøver i Bergen. De undersøkte miljøområdene ble valgt på bakgrunn av eksisterende kunnskap og forståelse av mikroplast, og omfattet gatestøv/veisand, sandfangskummer, slam fra avløpsrensaneanlegg, materiale fra biogassanlegg, generelle byrom som lekeparker og mye brukte turstier, samt prøver av svevestøv i luft fra noen hovedinnfartsårer (Figur 3.1).

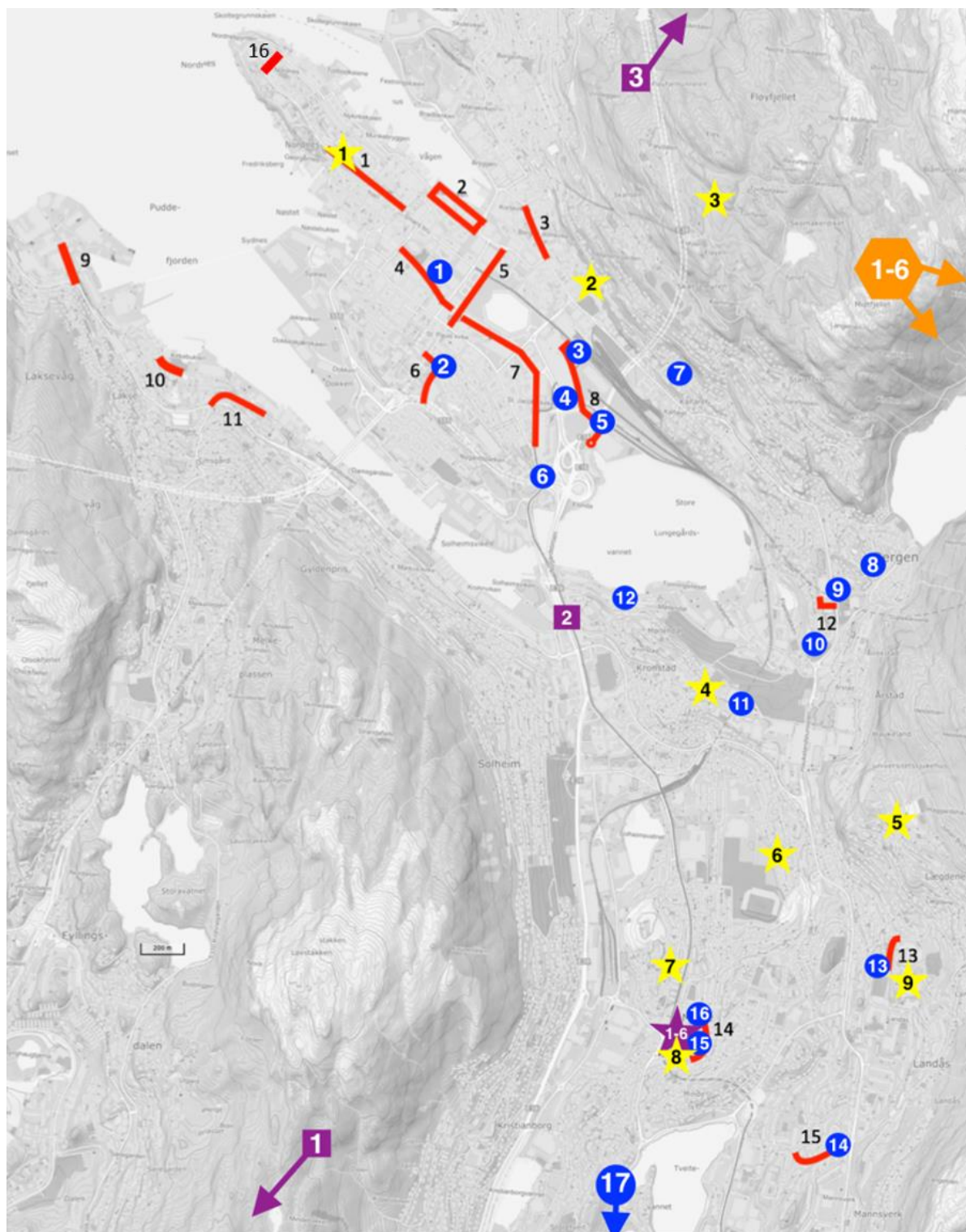
Bergen har omtrent 280 000 innbyggere og et areal på 462 km<sup>2</sup>. Byen er omringet av fjell og kyst, dette bidrar til det høye gjennomsnittet av regndager (ca. 209 årlige regndager, 2017-2019). Prøvene ble samlet inn fra relevante lokaliteter i sentrum og forsteder for å kartlegge og kvantifisere kilder og mengder, samt spredningsveier og skjebne til mikroplasten. Områdene ble identifisert i samarbeid med etater i Bergen kommune i forkant av prosjektet, for å sikre relevans og tilgjengelighet av prøvemateriale. Prøvetakningen er beskrevet i det følgende kapittelet.

### Sandfangskummer

Sandfangskummer mottar regnvann og masser fra gatene og representerer et punkt for oppsamling av avrent overflatemateriale over tid. De fleste kummene tømmes årlig, eller ved behov. Kommunen har ansvar for tømning av sandfang i kommunale gater. Sandfang langs riksveier tømmes av Statens Vegvesen og Fylkeskommunen har ansvaret for tømning av sandfang langs fylkesveier.

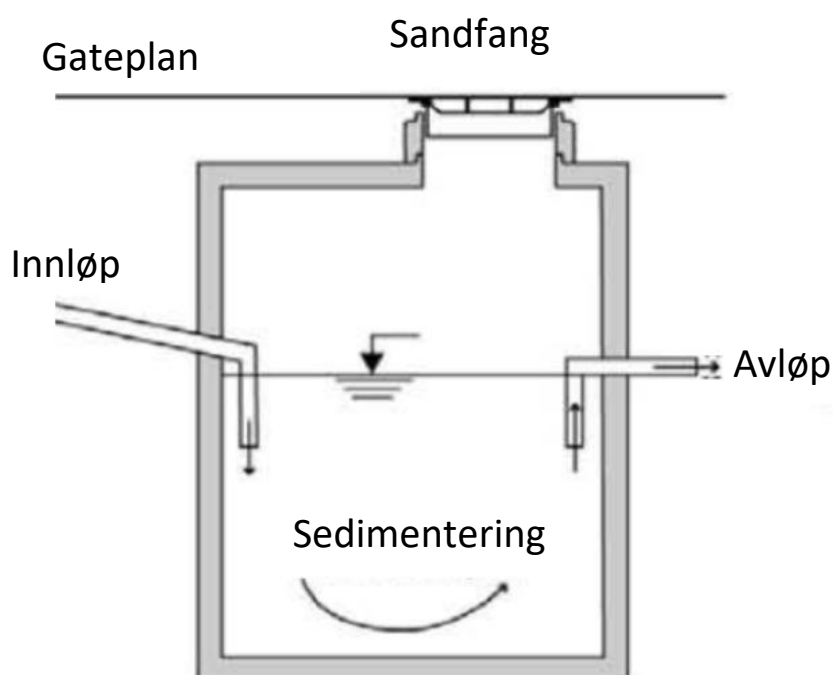
Prøver ble samlet inn fra 17 ulike sandfangskummer i Bergen sentrum (6) og forsteder (11) under årlig inspeksjon og tømning. Disse representerer ett års oppsamlet masse. Prøvepunktene for sandfang ble plassert i nærområdet til en prøve for kostemasser for sammenlikning (Figur 3.1). Sandfangskummer i Bendixens vei ble tømt både i 2019 og 2020 for å analysere endringer i mikroplastinnhold etter anlegning av Rautjern kunstgressbane. Sandfang fra forstedene er derfor representert med 13 prøver (Tabell 4.2).

I kummen, som ligger under gateplan, skjer det en sedimenteringsprosess som forhindrer sand, slam og annet materiale (med tetthet høyere enn 1.0 g/cm<sup>3</sup>) fra å samle seg i avløpsrørene og massene blir liggende igjen i kummen. Avfall fra gatene vil også samle seg i kummen. Vann og flytende materiale vil bli fraktet ut av kummen når den når maks kapasitet (Figur 3.2). Ved for lav fri vannndybde i kummen, enten på grunn av kummens dimensjoner eller mye oppsamlet masse vil sedimenteringen være mindre effektiv, og mer av massene spyles ut i avløpet. I noen områder i Bergen blir overflatevann transportert til kloakksystemet og til det nærmeste rensaneanlegget. I andre områder av Bergen, som er antatt mindre forurenset, har overflatevannet direkte utslipp til havet.



Figur 3.1. Geografisk område for prøvetakning 2018-2020 i Bergen.

Tegnforklaring: røde streker = kostemasse fra veikanter; blå sirkel= sandfangskum; lilla stjerne = gangvei/fortau ved kunstgressbanen; Gul stjerne = lekeplass; oransje sekskant = tursti på fjell (Se også Figur 3.10); lilla firkanter = luftmålestasjoner (se også Figur 3.14). Tallene angir prøve-ID (Se Tabell 4.2 til 4.8 for stasjonsnavn). Kartkilde: Kartverket



Figur 3.2. Teknisk tegning av en sandfangskum (tilpasset fra illustrasjon av Statens Vegvesen). Sandfanget samlet overflatevann fra gatene. Sedimenteringsprosessen i kammeret holder tilbake sand og annet tungt materiale, mens det lettere materialet og vannet slippes ut av avløpet gjennom avløpsrøret til avløpsnett eller sjø.

Sandfangskummene ble åpnet av Løvaas Maskin AS eller Bergen Bydrift AS og overvannet ble fjernet om nødvendig (Figur 3.3). En blandet prøve på ca. 2 kg av sedimentet ble samlet med en stålspade fra ulike steder i massen. Det ble ikke tatt prøver av vannet i sandfangskummen.



Figur 3.3. Til venstre: Kjøretøyet i ferd med å fjerne overvann fra et sandfang. Til høyre: Sedimentprøver tas med spade fra en sandfangskum. Foto: NORCE, Einar Bye-Ingebrigtsen.

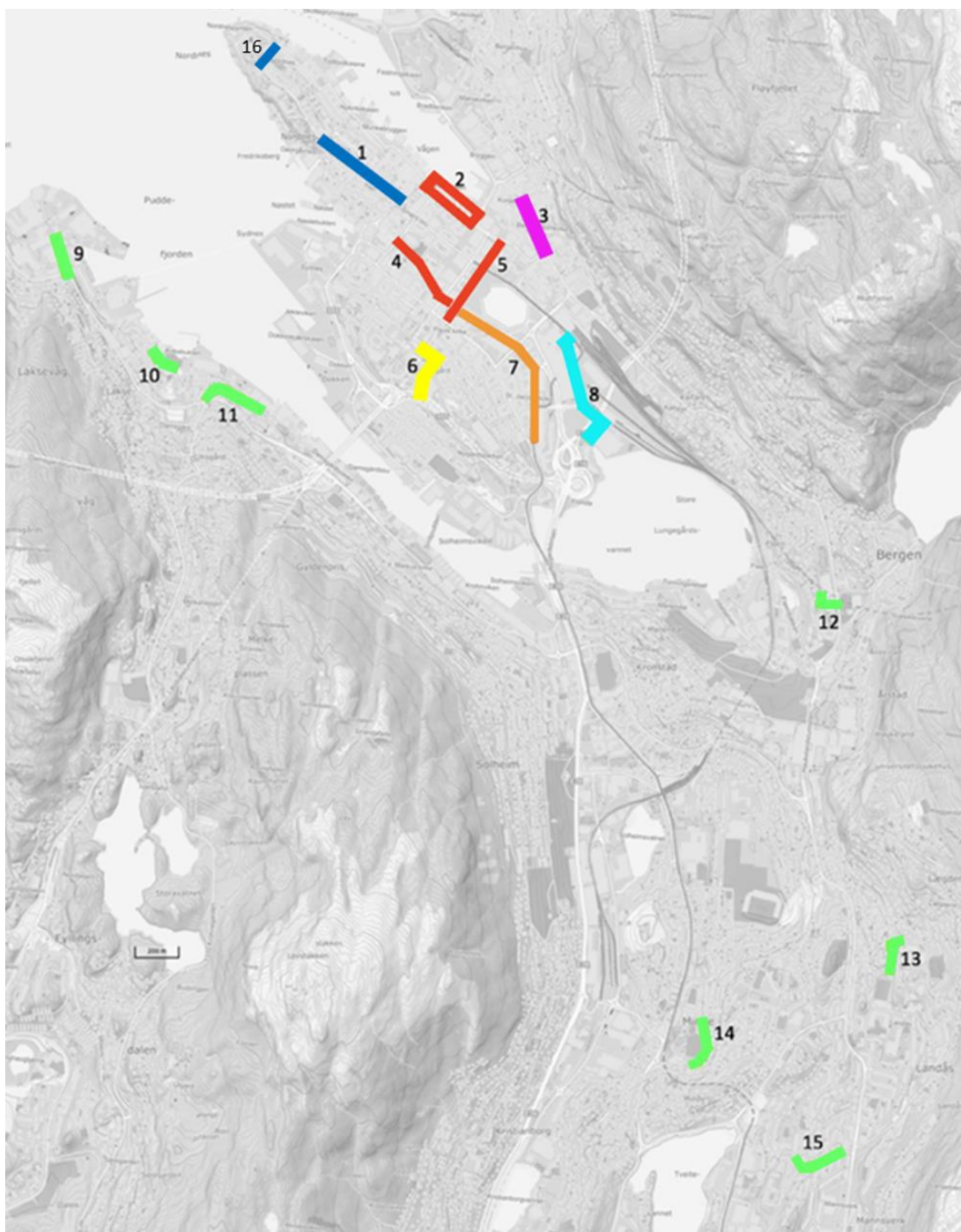
## Kostemasser

Gatestøv, organisk materiale og søppel samler seg normalt langs veikantene. Som en del av den kommunale rengjøringen kostes veiene med intervaller avhengig av trafikkbelastningen. Etter vinteren kostes alle de kommunale gatene før 17. mai feiringen. I forstedene kostes veikantene en gang årlig, mens i sentrum gjennomføres kosting med hyppigere intervaller (Tabell 4.3). Prøveområdene ble valgt i samråd med Bymiljøetaten i Bergen kommune for å representere ulike områder i byens sentrums-kjerne, med ulik trafikkmengde og kostefrekvens. Prøver ble samlet inn fra veikanter fra 14 ulike veier fra Bergen sentrum og forsteder til Bergen (Figur 3.5). De syv forstadsgatene utenfor sentrumskjernen var fra Laksevåg i vest til Årstad og Landås i sør-øst.

Kostemasser ble samlet inn med egnede kostebiler (Figur 3.4), kostebilen var ren og tom ved dagens start, og ble tømt mellom hver gate. Det ble gjort forsøk på å standardisere en bestemt kostelengde (150m), dette ble ikke overholdt pga. lite materiale i byområdene. Av denne grunn kan ikke konsentrasjonene standardiseres til veilengde. Kostemassene ble samlet inn fra veikanter i strekninger på 150 til 1100 m (avhengig av mengden sediment i området) (Tabell 4.3). Under kostingen ble gaten sprayet med vann for å begrense støvspreidningen. En prøve på ca. 2 kg ble deretter tatt med spade fra kjøretøyets oppsamlingskammer. Det ble lagt til grunn at materialet ble blandet under oppsamling, og prøven ble ikke ytterligere blandet under prøvetakning.



Figur 3.4. Kostemasser fra veikantene blir samlet inn ved hjelp av Bydrifts egne kostebiler og mannskap.  
Foto: NORCE, Einar Bye-Ingebrigtsen.



Figur 3.5. Oversiktskart over strekninger for innsamling av kostemasse fra veikantene. Prøvene 1-8 = sentrum, 9-11 = forsteder. Rød = kostes daglig, lilla = kostes annenhver dag, oransje = kostes to ganger i uken, turkis = kostes en gang i uken, gul = kostes hver annen uke, blå = kostes månedlig og grønn = kostes årlig. Se Tabell 4.3 for stasjonsnavn. Kartkilde: Kartverket

### Ren singel/ny kostemasse

For å undersøke om mikroplast kunne stamme fra strøsand som spres på veiene om vinteren ble ren og ubrukt strøsand samlet inn fra leverandøren av strøsand, Løvaas Maskin. Strøstanden blir også blandet med salt. Ubrukt strøsand både med og uten salt ble derfor undersøkt for innhold av mikroplast.

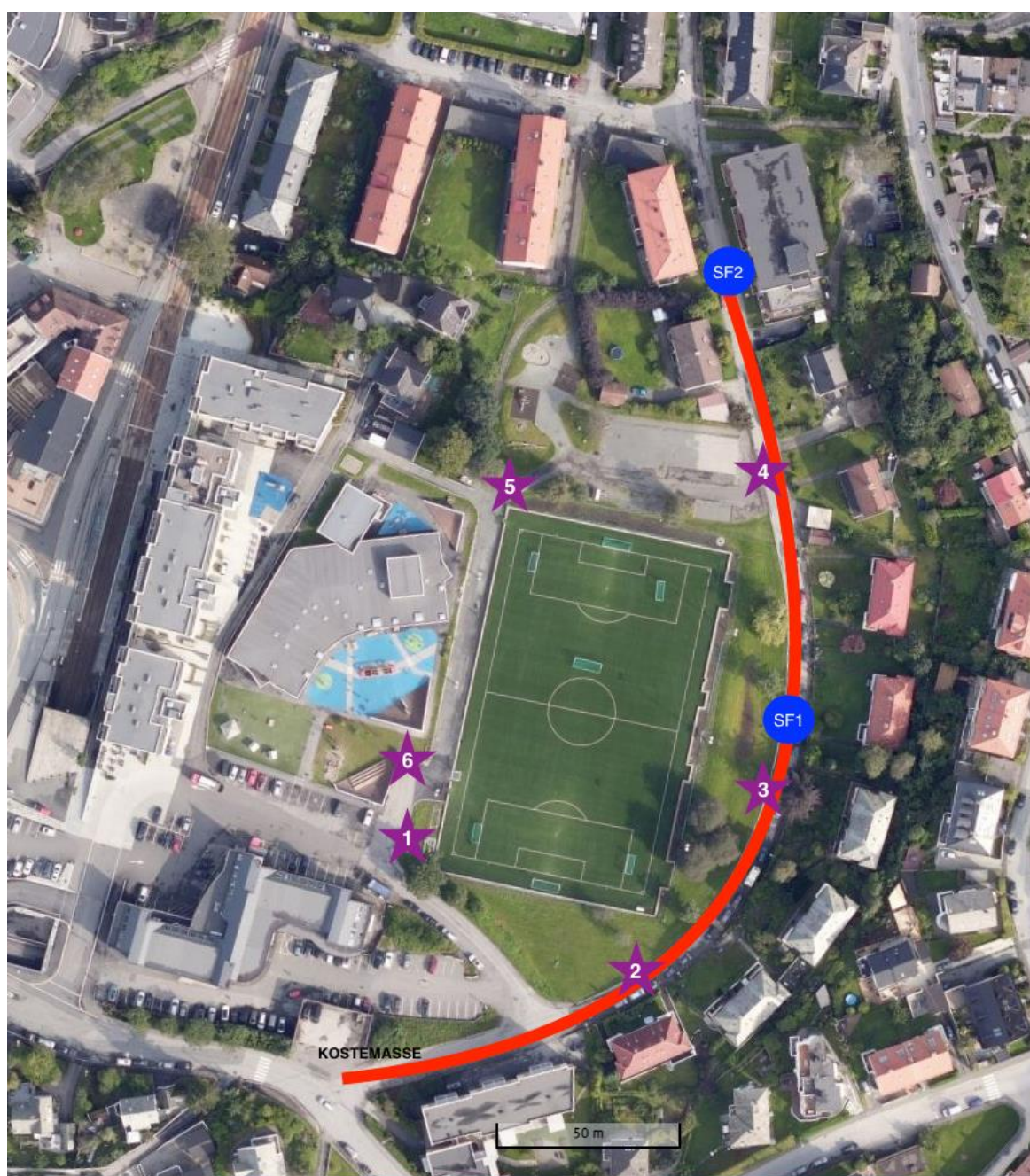
Strøssanden ble samlet inn med en stålspade fra et deponiområde med to store hauger; en med og en uten salt. Prøver på ca. 2 kg ble samlet inn fra hver haug. Disse prøvene vil bli ansett som kontrollprøver for å undersøke om strøssanden som spres bidrar til mikroplastforurensningen i kostemassene og gatestøvet.

## Kunstgressbane

I 2019 ble idrettsområdet Rautjern på Kronstad oppgradert fra grusområde til kunstgressbane. I den forbindelse ble det innført nye tiltak for å hindre spredning av granulat fra banen iht. den da kommende forskrift om kunstgressbaner (Forurensningsforskriften, 2021). Fra disse punktene ble det samlet inn prøver en gang før kunstgressbanen ble anlagt og en gang etter ca. ett års drift av banen, for å kartlegge mengder, spredningsveier og tap av gummigranulat fra kunstgressbanen. Det ble tatt en prøve av kostemasse fra veien langs banen, prøver fra to sandfang i nærområdet og seks prøver fra punkter på gangveiene rundt banen (Figur 3.6 og 3.7). Grus og sand langs gangveiene ble samlet inn fra et kvadratisk område på 40x40 cm med en rustfristålskje/spade i omtrentlig 2 cm dybde. På asfalten ble det benyttet en kost i naturmateriale for å samle sammen prøven. Kosten ble skylt i rent vann og ristet tørr og tørket med papir mellom hver prøve. Kostemasser langs veien og sandfangsmasser ble samlet inn som beskrevet over.



Figur 3.6. Eksempler på prøveområder for kunstgressgranulat og mikroplast rundt kunstgressbanen. Sediment fra områder på 40x40 cm ble samlet inn med kost og stålspade. Foto: NORCE, Marte Haave



Figur 3.7. Kunstgressbanen på Kronstad (Rautjernbanen) med prøvepunktene rundt banen markert: Lilla stjerner = sedimentprøver langs gangvei, blå sirkler = sandfang, rød linje = distansen kostebil kjørte for innsamling av kostemassen (grønne rektangler = utganger fra banen, utstyrt med rist og koster til skoene). Flyfoto: Kartverket

## Lekeplasser

Prøver fra syv lekeplasser ble samlet inn fra Bergens området (Figur 3.1). De undersøkte lekeplassene er av ulik utforming og alder (Figur 3.9, Tabell 4.6). Seks av lekeplassene det ble samlet prøver fra er plassert utenfor sentrumskjernen i områdene Årstad, Landås og Kronstad.

Prøvene ble samlet inn ved utgangene av lekeplassene, særlig fra groper og grøfter der materiale kan havne med overflatevann. Prøvene representerer dermed ikke et gjennomsnitt, men oppsamlingspunkter der det er naturlig å finne mikroplastmateriale om det skulle skje avrenning og spredning fra lekeplassen. Sediment ble samlet inn fra et kvadratisk område på 40x40 cm med en rustfristålskje/spade i omtrentlig 2 cm dybde (Figur 3.8). Det var ikke økonomisk ramme for å ta mange prøver fra hver lekeplass for en grundigere vurdering av spredningsradius. Mikroplast fra fallunderlagene ble også observert utenfor lekeplassene og kan derfor bekreftes, men ikke kvantifiseres i denne undersøkelsen.



Figur 3.8. Illustrasjon av prøvetaking ved groper og naturlige oppsamlingspunkter i underlaget der mikroplast forventes å avsettes. Foto: NORCE





Figur 3.9. Eksempler på fallunderlag. Fra øverst fra venstre: Gummibark; gressarmering; asfalt, gummibark og gummi heller sammen; nederst: sand og grus inntil fallunderlag med slitasje og synlig spredning av gummibark og playtop underlag. Foto: NORCE

## Fjell og vidde

### Sentrumsnære fjell/byfjellene

Prøvene fra fjellområdene ble samlet inn fra 7 ulike prøvepunkter (Figur 3.10 og 3.11). Ca. 1 kg materiale, sand og grus ble samlet med stålskje i omtrentlig 2 cm dybde. Områdene ble valgt for å representere mulige avsetningsområder for avrenning fra stiene, og kan antas å inneholde mer mikroplast enn andre punkter på stiene like i nærheten. Siden flere prøver ble tatt langs vidden antar prøvene samlet å vise variasjon i mengder mikroplast på en mye trafikkert sti uten motorisert ferdsel.

Oppstemten er den mye brukte oppstigningen til Ulriken. Trappen er en steintrapp med sand mellom trinnene. En prøve (1) ble samlet inn fra mellom trappetrinnene. På toppen er en steinlagt plass foran inngangen til Ulriksbanen hvor en prøve (2) ble tatt. Tre prøver ble samlet inn fra sand/sediment langs turstien over Vidden mellom byfjellene Ulriken og Fløyen: En prøve ble samlet inn fra et lavt punkt som oversvømmes ved regn, med fin sand og gjørme (3). En prøve ble samlet inn fra midt på stien ved en blankslitt knaus, området er ellers mye grus og sand (4). Ved den høyeste delen av Vidden tursti ble en prøve samlet inn 100 m fra stien (5). En prøve av grusen ble samlet inn midt på plassen ved Brushytten (6), her kan også biler passere.



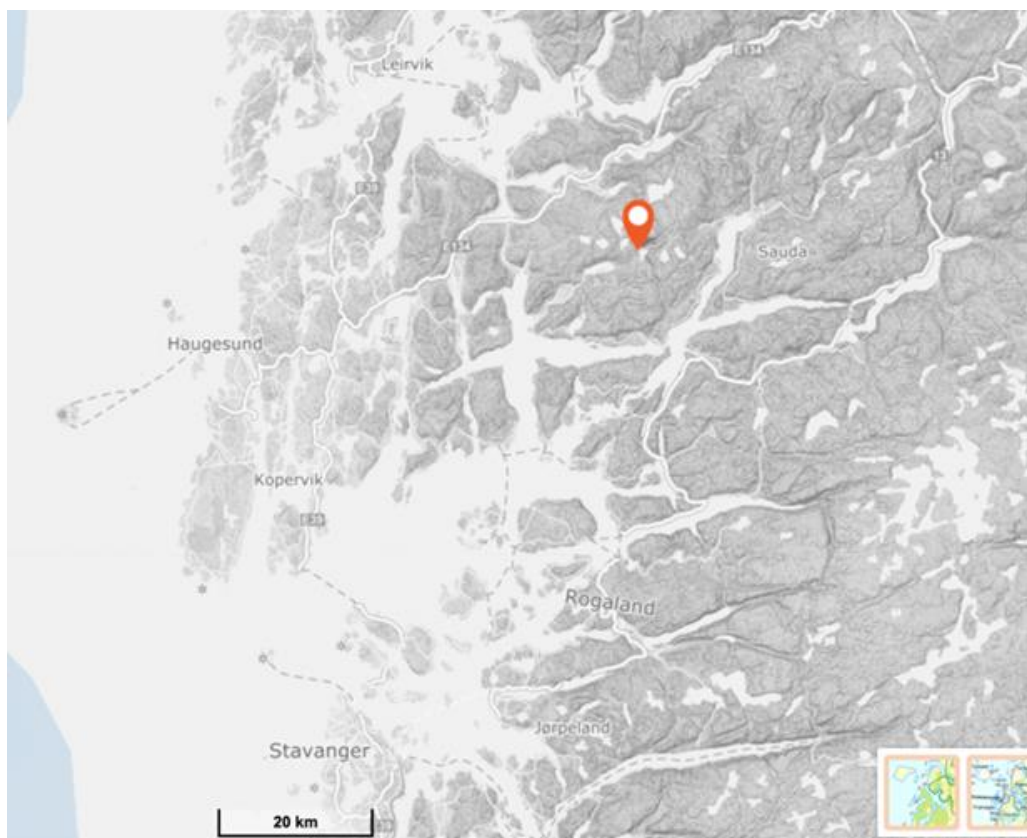
Figur 3.10. Seks sedimentprøver ble samlet inn fra den populære turstien over Vidden og representerer de sentrumsnære fjellområdene. Kartkilde: Kartverket



Figur 3.11. Prøvepunktene fra sentrumsnære turstier og fjell. Fra venstre øverst: 1: Oppstemten; 2: Ulrikstoppen; 3: Tursti Vidden 1; 4: Tursti vidden 2; 5: 100meter fra stien; 6: Brushytten snuplass. Foto: NORCE, Marte Haave

### Avsidesliggende fjellområde - Vikedal

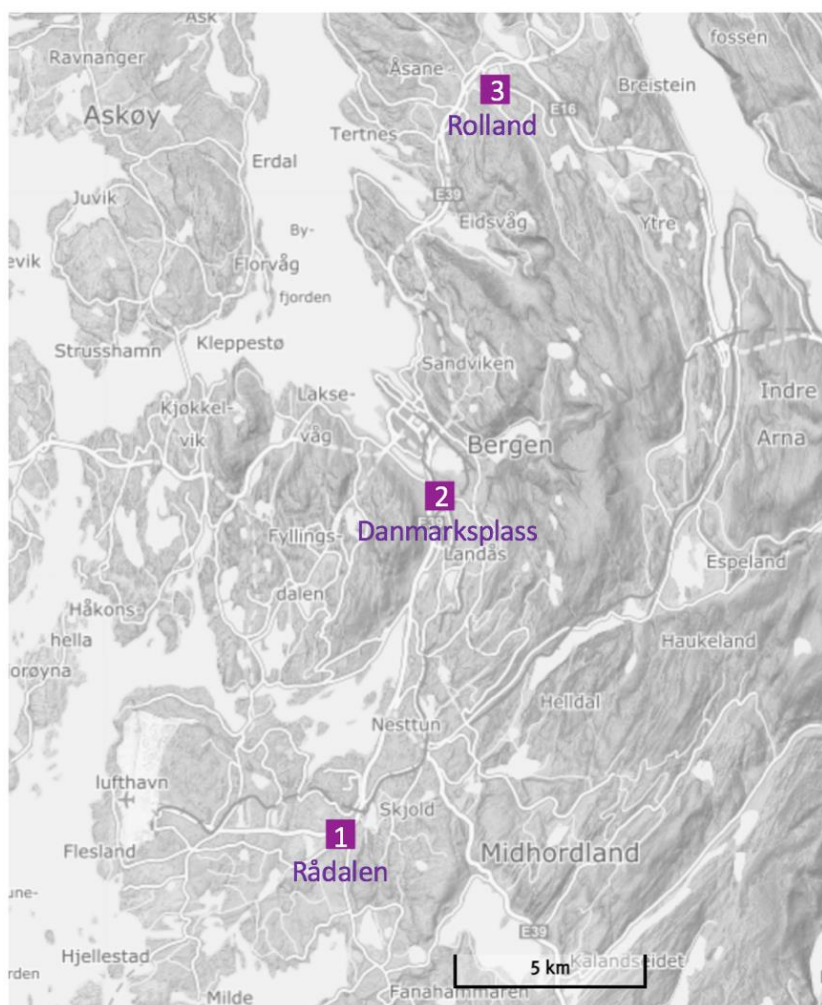
Til sammenlikning med bynære områder som er mye brukt av turgåere og i relativ nærhet til mye motorisert trafikk ønsket vi en prøve fra et avsidesliggende fjellområde som et grunnlag for å vurdere «bakgrunnsforurensning». Prøven ble tatt av NORCE LFI under feltarbeid i fjellvann i Vikedal, Vindafjord kommune, Rogaland (Figur 3.12). Området ble vurdert som et område med liten påvirkning av menneskelig aktivitet og forsøpling, og har ca. 6 km til vei og 20 km til Vikedal sentrum. Stien er lite benyttet til turgåing. En kraftlinje befinner seg like over prøvepunktet. På prøvedagen var det regn. Prøven ble tatt med trespade i kanten av en dam hvor det samlet seg grus og sand på stien (Figur 3.12).



Figur 3.12. Øverst: Kart over Vikedal med prøvepunktet markert. Kartkilde: Kartverket. Nederst: Prøve tatt fra stien i Vikedal, et svært lite trafikkert fjellområde langt fra vei og bebyggelse. Foto: NORCE, Gaute Velle.

## Prøver av svevestøv i luft

Bergen kommune ved Miljørettet helsevern overvåker luftkvaliteten i Bergen med 5 stasjonære luftmålestasjoner. Prøver for analyse av mikroplast i luft ble hentet fra tre av luftmålestasjonene. Hensikten var å evaluere om det var mulig å benytte disse luftmålestasjonene for kostnadseffektiv måling av mikroplast i svevestøv. I Rådalen i sør ligger en målestasjon nær veien som representerer moderat/høy trafikk tetthet (Figur 3.13). Stor pågang av steintransport i området øker mengden luftbårne partikler med størrelse 10  $\mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{10}$ ). Nord for Bergen er målestasjonen Rolland, Åsane (Figur 3.13). Dette er en forstadsstasjon som måler luftkvaliteten fra lite trafikkerte nærområder og er plassert ca. 500 m fra motorveien. Danmarks plass målestasjon er en av to sentrumsnære luftmålestasjoner i Bergen. Stasjonen er plassert i et område med høy trafikk tetthet, og en konsekvens av dette er ofte høy luftforurensning (Figur 3.13). Prøvene av svevestøv ble samlet samtidig som luftmålestasjonene ble besøkt og ettersatt av ansatte fra Miljørettet helsevern. Stasjonene har et inntak for luft der det kan legges i et filter, og dette ble benyttet for prøvetaking. Overflater i boden på luftmålestasjonen ble rengjort med papir og vann før filteret ble satt i filterholderen i stasjonen. Glassfiberfilter (Whatman GF/C, porestørrelse 1,2  $\mu\text{m}$ , 47 mm diameter) ble deretter lagt i filterholderen og lukket. Ettersom inntaksrøret og filterholderen er i hardplast ble en kontrollprøve brukt ved at et filter ble lagt i og tatt ut igjen etter under en time for å vurdere kontaminering fra prøvetakingsutstyret. Dette ble gjort kun første gang. Deretter ble filteret satt i filterholderen og ble stående i tre til fire uker i vinterhalvåret. Filteret ble pakket i ren aluminiumsfolie frem til analyser. Analyser ble utført fra prøver tatt over to perioder.



Figur 3.13. Tre av de kommunale luftkvalitetsmålestasjonene som ble benyttet for prøvetaking av svevestøv i luft til mikroplastanalyser. Kartkilde: Kartverket

## Avløpsslam

### Holen avløpsrensseanlegg

Prøver ble tatt fra Holen avløpsrensseanlegg (Figur 3.14 og Tabell 4.8). I Bergen kommune samler omtrent en tredjedel av rørsystemene kun avløpsvann, en tredjedel samler kun overvann og en tredjedel er kombinert avløp (avløpsvann og overvann sammen). Holen renseanlegg mottar vann fra kombinerte avløp. I de fleste tilfeller er vannmengden inn på anlegget direkte proporsjonalt med nedbørsmengden i perioden, og regnet vil da fortynne avløpsvannet og redusere rensgraden.

Etter sekundærrensing i anlegget blir vannet fjernet ved sentrifugering. Prøvene i denne undersøkelsen er gjort på det faste stoffet som er igjen i sentrifugen, og som kjøres bort som slam. Ca. 1 Liter prøve ble tatt med stålskade gjennom en luke i øvre del av sentrifugen (Figur 3.14). Materialet er ikke forventet å være homogent og vil variere med både nedbørsmengder og massene som kommer inn til anlegget. Ved prøvetakning og analyser av materiale fra flere tidspunkt kan vi anta at massen viser et representativt bilde og at variasjonen reflekterer ulike masser inn til anlegget. Prøvene av det sentrifugerte slamm ble samlet inn hver 2. uke og til sammen 4 ganger. Prøvematerialet er fuktig og fiber og hår er sammenfiltret av sentrifugen i anlegget, som gjør prøvetakning, homogenisering og videre analyser av tørrstoff vanskelig.



Figur 3.14. Prøvetakning fra sentrifugen ved Holen avløpsrensseanlegg i samarbeid med kommunens ansatte.  
Foto: NORCE, Marte Haave

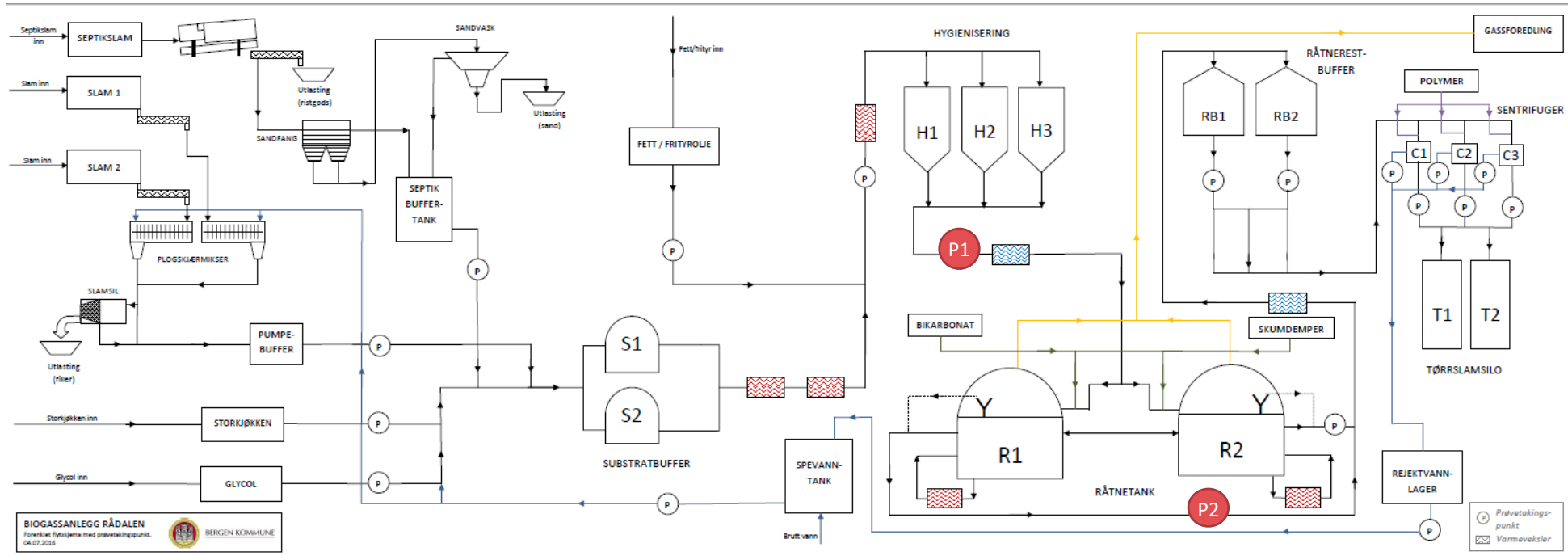
## Rådalen biogassanlegg

Prøver ble hentet ut fra Rådalen biogassanlegg (Figur 3.15) der sentrifugert slam fra avløpsrensaneanleggene, samt materiale fra fettavskillere og septiktanker blir utnyttet for å produsere biogass ved fermentering. Slammet gjennomgår blanding, hygienisering ved 70 grader, og biogassutvinning i råtnetanker med egnet bakteriekultur, før det brukte slammet havner i en tørrslamsilo og deretter fraktes vekk.. Det brukte slammet benyttes til jordforbedring, og biogassen blir brukt som drivstoff for gassbussene i Bergen. Det var av interesse for denne undersøkelsen å undersøke om det kunne påvises en nedgang i enkelte plastpolymerer i slammet etter biogassproduksjon, noe som ville tyde på nedbrytning av polymerene under oppholdet i anlegget. En sammenlikning av massene før og etter biogassproduksjon er vanskelig, ettersom det ikke er mulig å følge eksakt det samme materialet fra inntak til ferdig prosess. Gammelt og nytt materiale blandes i råtnetanken og følger dermed ikke en strømlinjeformet og tidsavgrenset prosess gjennom anlegget, slik at noe materiale kan bli værende lenge og noe materiale blir værende kort i anlegget.

Prøvene ble samlet inn med omtrentlig to ukers mellomrom ved fire anledninger (Figur 3.15 og 3.16). Figur 3.16 viser flyt-diagrammet over anlegget. Ved hvert prøvetidspunkt ble det samlet inn en prøve av det hygieniserte slammet før materialet ble tilsatt i råtnetanken (merket biogass) og en prøve av slammet etter biogassanlegget (merket biorest), før oppbevaringstank for transport bort fra anlegget. Prøvene ble tappet i rene glassflasker. Ca. 1 liter av prøven i røret ble sluppet ut før prøvetakning.



Figur 3.15. Prøvetakning av bioslam og biorest etter biogassproduksjon i Råtnetankene ble utført av ansatte ved Rådalen Biogassanlegg.  
Foto: NORCE, Marte Haave



Figur 3.16. Flowdiagram over biogassanlegget i Rådalen. Prøvepunkter (røde sirkler P1 og P2) for prøver til mikroplastanalyse ble tatt etter Hygieniseringstankene (P1) og etter Råtnetankene (P2).



## 5. Resultat og diskusjon

Kunnskap om hovedkilder og spredningsveier for mikroplast gir mulighet til å endre prosesser og prosedyrer i kommunale ansvarsområder, og på denne måten bremse utslipp og spredning av mikroplast fra de viktigste kildene. De følgende avsnittene beskriver i detalj mikroplastinnholdet og mulige kilder (sammensetning) i hver prøvetype, som et grunnlag for tolkning og videre vurdering av mulige tiltak, og som grunnlag for evaluering av tiltak som er iverksatt etter prøvene ble tatt. En oppsummering av mikroplastkonsentrasjoner per prøvetype finnes i Tabell 4.1. Nærmere oversikt over polymertyper per prøvetype finnes også i Vedleggstabell 3.

### Rapporteringsform

Resultatene oppgis som mg mikroplast per kilo tørrstoff i prøven (mg/kg ts). Massen som oppgis representerer den beregnede summen av massen av små og store partikler. Små mikroplastpartikler (< 500 µm) er identifisert ved pyrolyse Gasskromatografi Massespektrometri (Pyr-GCMS) som gir resultatet som en masse (konsentrasjon), (se Vedleggskapittel 8.3), mens større mikroplastpartikler (500-1000 µm) er identifisert ved spektroskopiske metoder (Fourier Transform Infrared Spectroscopy - FTIR), som identifiserer partiklenes polymertype, fysiske størrelse og teller opp antall. Massen per partikkel beregnes deretter etter målt størrelse og plastpolymerens tetthet. For detaljer om analysemetoder og utregninger basert på polymertype og -tetthet henvises til vedleggsdelen, Vedleggskapittel 8.2 og 8.3.

For statistikk og grafer ble programvaren SPSS (v. 26, IBM Statistics) benyttet. På grunn av ulik varians og ikke-normalfordelte prøver har vi benyttet non-parametriske analyser. Nivå for signifikans er  $p \leq 0.05$ .

### Mikroplastkonsentrasjoner- resultatoversikt

Mikroplastkonsentrasjonene var svært varierende mellom de ulike prøvetypene, men også innen hver prøvetype (Tabell 4.1, Figur 4.1 - 4.9.) Høye mikroplastkonsentrasjoner var assosiert med nærhet til menneskelig ferdsel og høy trafikk (Figur 4.3C og 4.5A). De dominerende polymerene i alle prøvene sammenlagt var, i fallende orden: TWP > PP > PVC > PE > AR > TPE > PES > PEA > PS > PET > PUR > ER > PA66 > PMMA > PVA > PC (For forkortelser, se Tabell 2.1). Dette antyder at mikroplast i bymiljøet kan stamme fra mange kilder, fra dekkpartikler til vanlige forbruksprodukter og avfall i gatene.

Av alle prøvetypene analysert i denne studien hadde slam etter biogassutvinning (Biorest) den aller høyeste konsentrasjonen mikroplast, med 1161 mg/gram tørrstoff (ts). Både avløpslam og slam til biogass produksjon hadde høye konsentrasjoner og det er naturlig at biorest har enda høyere konsentrasjoner. Avløpslammet som benyttes i biogassutvinning er et sentrifugert konsentrat av avløpsvann og har derfor høyt innhold av mikroplast. Dette blandes med andre avfallsprodukter fra fettutskillere og septiktanker før biogassproduksjon. Når organisk innhold omgjøres til metangass under biogassutvinningen oppkonsentreres dermed mikroplasten enda mer i bioresten enn i det opprinnelige slammet, dersom platen ikke brytes ned i prosessen.

Av miljøprøvene som representerer konsentrasjoner i bymiljøet og ikke behandlede masser fra avløpsrensaneanlegg eller biogassanlegg, ble den høyeste mikroplastkonsentrasjonen observert i en sandfangskum i forstedene, med 1032 mg/kg ts (Figur 4.2). Figur 4.1 B viser en petriskål med partikler i størrelsesklassen 0,5-1 mm fra en sandfangsprøve hentet fra Torggaten i sentrum. Dette gir et bilde på hvor mange partikler som tilsvarer en konsentrasjon på 257,3 mg/kg ts. Den laveste konsentrasjonen mikroplast i noen prøve ble observert i kontrollprøven fra en fjellsti i Vikedal, langt fra trafikk og menneskelig ferdsel med 0,002 mg/kg ts, eller litt over 2 mikrogram per kilo tørrstoff.

Funnet av mikroplast så langt fra menneskelig ferdsel støtter også den uunngåelige bakgrunnsforurensningen av plast som i det siste er blitt observert over hele kloden (Aves et al., 2022). Til sammenlikning ble det rapportert en samlet mikroplastkonsentrasjon på 0,495 mg/kg ts (495 µg/kg ts) fra den mest forurensede stasjonen i en urban fjord på Vestlandet (Gomiero et al., 2019). Konsentrasjonene i bymiljøet er altså, ifølge dette begrensede datagrunnlaget, flere størrelsesordener høyere enn på havbunnen, og peker på at enkelte urbane områder er hotspots for mikroplast.

Variasjonen i konsentrasjoner mellom prøvetyper, også innen samme prøvetype, tilsier at det er vanskelig å gjøre statistiske analyser basert på det lave antallet prøver av hver type som budsjettet i denne studien tillot. Resultatene peker likevel på at enkelte urbane områder er mer belastet enn andre og enkelte prøvetyper peker ut sannsynlige områder for oppsamling av mikroplast. Disse områdene kan være mulige effektive intervensjonspunkt for å hindre videre spredning av mikroplast fra urbane områder. Det er også slike prøver som vil være gunstige å følge opp og overvåke ved senere anledninger for å se etter effekter av tiltak som iverksettes.

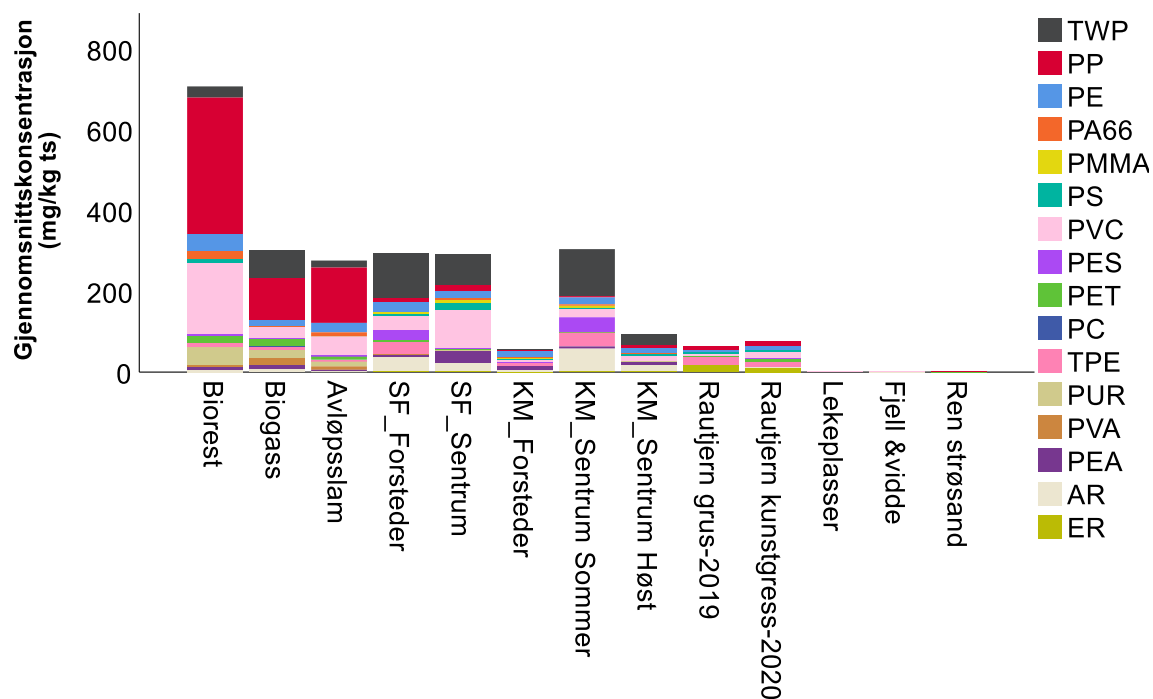
Tabell 4.1. Oversikt over alle miljøprøver i studien, med gjennomsnittskonsentrasjon (mg/kg ts) ± standardavvik, minimum og maksimumskonsentrasjoner i samlede miljøprøver tatt i Bergen 2019 og 2020.

Prøveinndeling	n	Sum mikroplast (mg/kg ts)			
		Gjennomsnitt± Standardavvik	Minimum	Maksimum	
Sandfang Sentrum	6	337,9± 294,9	23,50	729,10	
Sandfang Forsteder	13	273,4± 335,7	35,44	1032,47	
Kostmasser Sentrum Sommer	8	267,2± 347,5	5,04	945,61	
Kostmasser Sentrum Høst	8	93,0± 70,9	4,57	216,63	
Kostmasser Forsteder*	9	57,5± 58,1	3,62	162,03	
Ren strøsand		1,8± 0,3	1,59	2,08	
Gangvei ved Rautjern kunstgressbane 2020	6	76,1± 31,6	30,45	128,71	
Gangvei ved Rautjern grusbane 2019	6	63,1± 14,2	48,42	82,01	
Slam etter biogassproduksjon #	3**	707,4± 419,8	332,86	1161,16	
Slam før biogassproduksjon#	4	303,0± 45,4	263,34	349,97	
Avløpsslam fra Holen#	4	276,2± 308,6	99,57	738,27	
Fjell og turstier	8	0,9± 0,6	0,28	2,34	
Lekeplasser	7	0,5± 0,9	0,01	2,48	

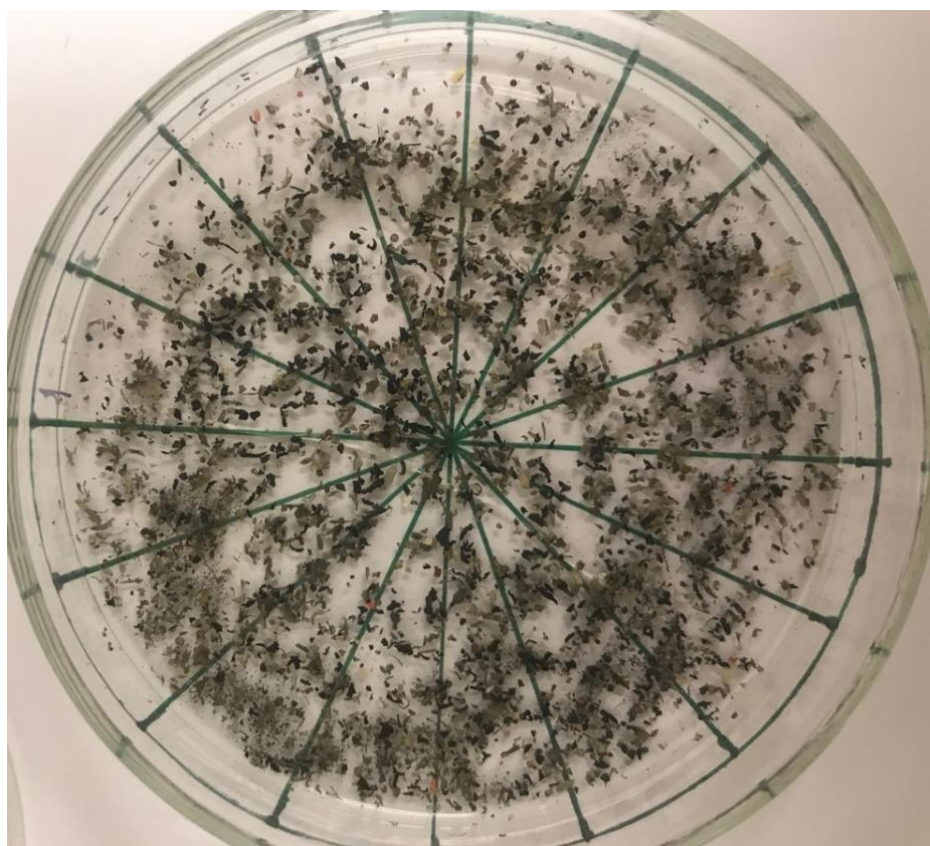
\* Inkluderer kostmasser fra Bendixens vei 2020

\*\* En prøve ble underkjent i kvalitetskontroll

# Prøvene representerer oppkonsentrerte masser og kan ikke direkte sammenliknes med miljøprøver



A



B

Figur 4.1. A) Oversikt over gjennomsnittskonsentrasjoner mikroplast (mg/kg ts) med de ulike identifiserte polymerene per prøvetype. Biorest= slam etter biogassproduksjon, Biogass= slam før biogassproduksjon, Avløpsslam = slam fra Holen Avløpsrensning, SF = Sandfang, KM = Kostmasser. Forkortelser for polymernavn er vist i Tabell 2.1. Prøvene er ikke direkte sammenliknbare ettersom avløpsslammet representerer oppkonsentrerte masser. B) Petriskål med partikler (0,5-1 mm) med en vekt på ca. 150 mg mikroplast og ca. 40 mg organisk materiale. Dette tilsvarer en mikroplastkonsentrasjon på 257,3 mg/kg ts.

## Sandfangskummer

### Mikroplastkonsentrasjon i sandfang

Av alle miljøprøvene tatt i det åpne bymiljøet var det sandfangskummer som hadde de høyeste gjennomsnittlige konsentrasjonene mikroplast (Tabell 4.1). Sandfang er et oppsamlingspunkt for overflatevann og avrenning fra gatene, og representerer dermed et oppsamlingspunkt over tid også for mikroplast. Studien peker dermed på sandfang som sentrale for videre oppfølgingsstudier og at man kan vurdere å bruke sandfangskummene for effektivt å hindre videre spredning av mikroplast fra urbane kilder. Den høyeste målte konsentrasjonen av mikroplast i sandfang ble funnet i Wiers Jenssens vei med 1032 mg/kg ts. Dette er nesten 44 ganger høyere enn den laveste konsentrasjonen i sandfang funnet i sandfanget i Olav Ryes vei/Muséplassen med 23,5 mg/kg ts (Tabell 4.2).

Selv om den høyeste konsentrasjonen mikroplast ble observert i et sandfang i en forstadsgate, var gjennomsnittet i seks sandfangskummer i sentrum likevel noe høyere enn fra de 13 sandfangene i forstedene. I to av prøvene fra forstedene var konsentrasjonen spesielt høye, i Landåssvingen (757 mg/kg ts) og Wiers-Jenssens vei (1032 mg/kg ts), mens de laveste prøvene hadde konsentrasjoner på 35 og 42 mg/kg ts (henholdsvis ved Bendixens vei og Fantoft bybanestopp, Tabell 4.2). I sentrum var den høyeste konsentrasjonen ved Lungegårdskaien/Østre Strømkai (729 mg/kg ts) og den laveste konsentrasjonen ved Olav Ryes vei/Muséplass (24 mg/kg ts). Det var ingen statistisk forskjell i mikroplastkonsentrasjonene i sandfang mellom forsteder og sentrumsgater, som kan skyldes stor intern variasjon (Figur 4.2 B). Resultatene fra både sentrum og forsteder tyder på at sterk biltrafikk er assosiert med høyere konsentrasjon mikroplast i sandfangskummene, og vi inndelte derfor sandfangene etter den skjønsmessige kategorien «trafikkbelastning», der mye trafikkerte sentrumsgater og forstadsgater havnet i kategorien «Mye trafikk» og lite trafikkerte gater (Olav Ryes vei/Muséplass, Bendixens vei, Landåssvingen, Fantoft, Kalfarli/Fløen og Lappen ble satt i kategori «Lite trafikk». Litt mer trafikkerte innfartsårer som Jonas Lies vei, Årstadgeilen, Årstadveien og Møllendalsveien havnet i kategori «Middels trafikk», skjønsmessig. Med denne inndelingen var trafikkmengden positivt korrelert med sum mikroplast i sandfangene ( $n=18$ , Spearman's rho corr. coeff.: 0,474,  $p=0,047$ ) (Figur 4.3B). Reelle trafikkmålinger vil eventuelt kunne benyttes for å justere kategorien trafikkbelastning.

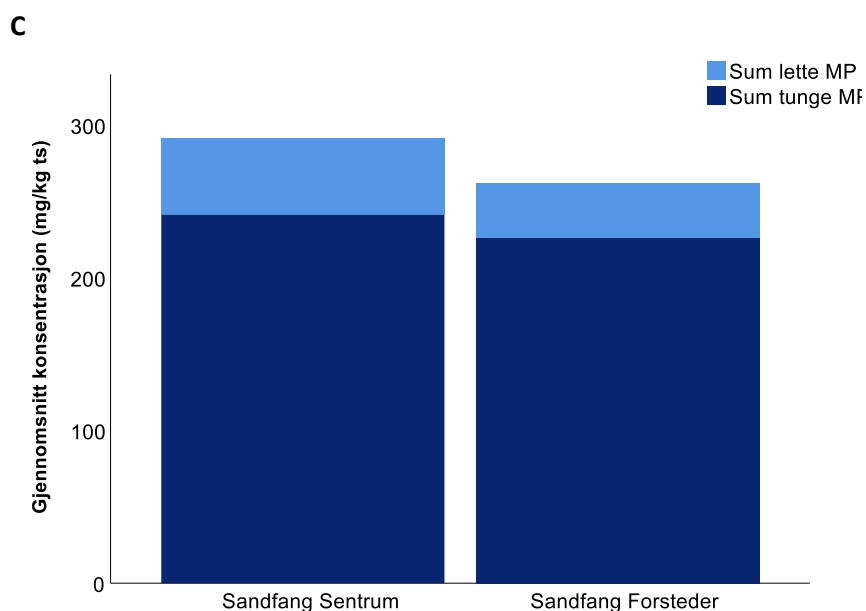
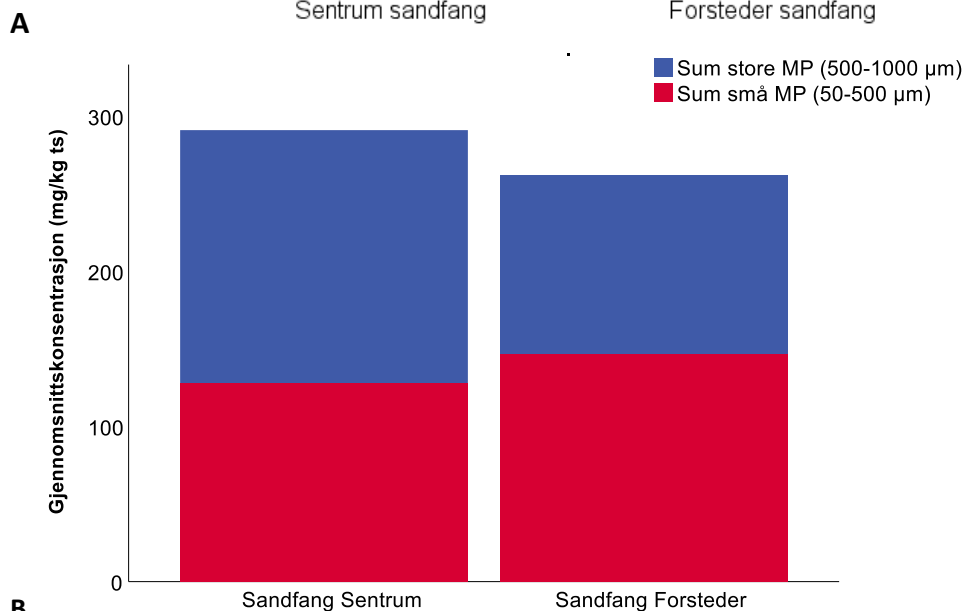
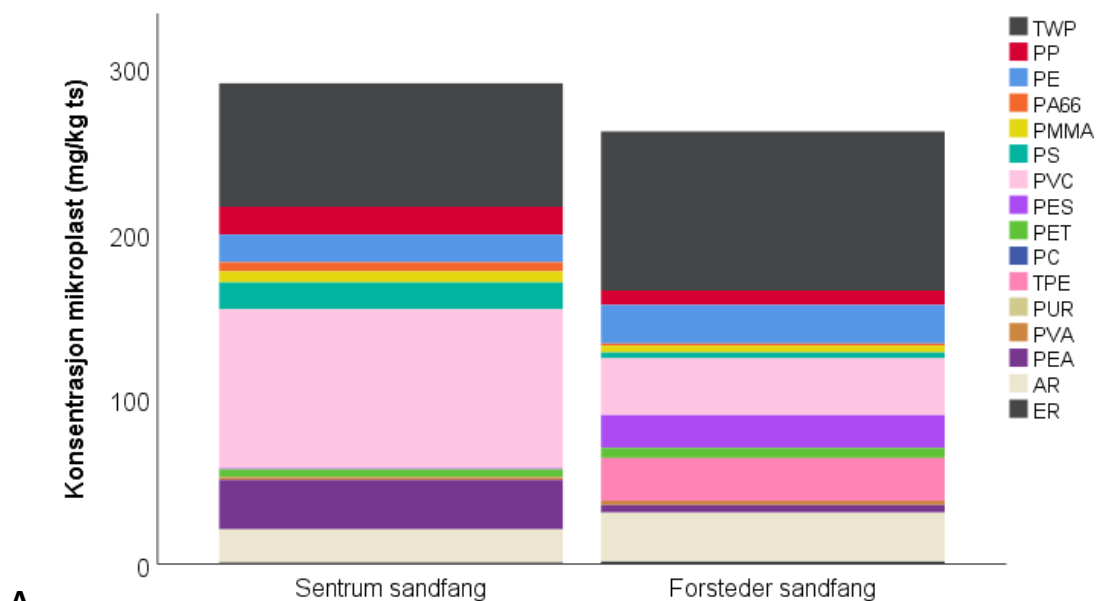
### Polymerdistribusjon i sandfang

Gjennomsnittlig konsentrasjon og fordeling av polymerene i sandfang fra sentrumskjernen og forstedene er vist i Figur 4.1A, og 4.2A. Variasjonen i mikroplastkonsentrasjon mellom prøvene er vist i 4.3 A. Sandfangene i bykjernen inneholdt i gjennomsnitt mye PVC (25,4%) og dekkpartikler (21,3%), som er tunge polymerer. Særlig sandfanget fra Lungegårdskaien/Østre Strømkai inneholdt mye PVC, som utgjorde over 53% av mikroplastmassen. Dette sandfanget er lokalisert i et område med mye byggearbeid på prøvetakingstidspunktet, og PVC antas å stamme fra dette. Også ved Lungegårdskaien og Nygårdsgaten var innholdet PVC høyt, med 37 og 34% av massen mikroplast i sandfangene. Liu et al. (2019) identifisere også PVC i overvannsavløp (stormwater drains), og utpekte dreneringsrør som en viktig kilde til mikroplast i det urbane miljøet. Dekkpartikler var også svært vanlig, med en andel på 36,7% i sandfangene fra forstedene og 25,4% i sandfangene fra sentrum (Figur 4.2). Den høyeste andelen dekkpartikler ble funnet i Torggaten (39,4%) og i Nygårdsgaten (34,4%). Den største andelen av massen mikroplast utgjøres av tunge polymerer ( $> 1 \text{ g/cm}^3$ ) og store mikroplastpartikler (over 500  $\mu\text{m}$ ), (Figur 4.2 B og C).

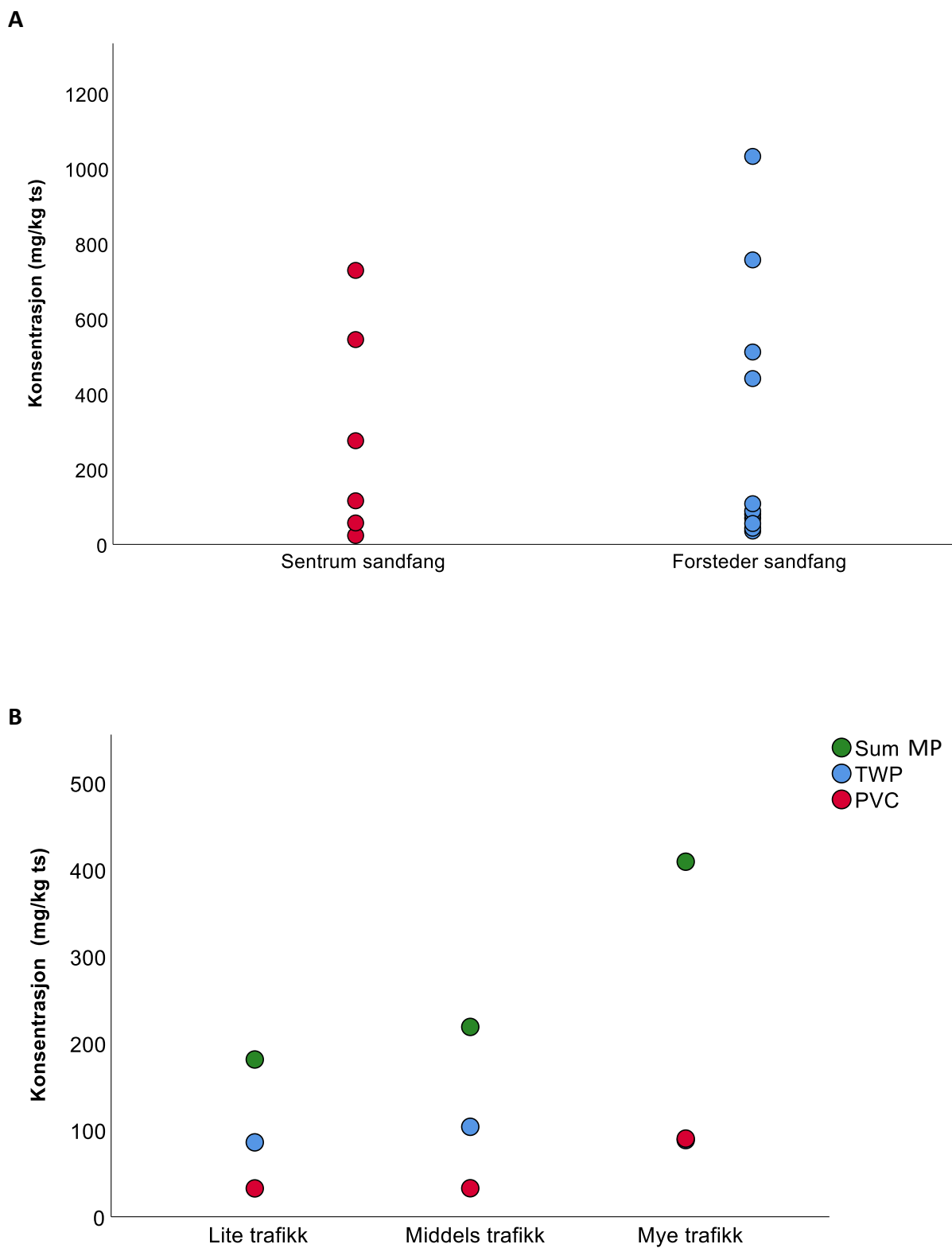
Tabell 4.2. Oversikt over sandfangskummer, prøvedato, områdeinndeling og konsentrasjon mikroplast ( MP mg/kg ts) i sandfang i bergensområdet 2019 og 2020

Område	Nr. i Figur 3.1	Prøvedato	Område	MP (mg/kg ts)
Torggaten	1	25.11.2019	Urban	545
Olaf Ryes vei/Muséplassen	2	25.11.2019	Urban	23,5
Godsterminalen	3	12.12.2018	Urban	116
Lungegårdskaien	4	26.10.2018	Urban	276
Lungegårdskaien/Østre Strømkai	5	25.11.2019	Urban	729
Nygårdsgaten	6	07.11.2018	Forstad	57,0
Kalfarli/Fløen	7	08.11.2018	Forstad	69,56
Haukeland/Lappen	8	07.11.2018	Forstad	80,5
Årstadveien/Stemmen veien	9	29.04.2019	Forstad	512
Årstadgeilen	10	08.11.2018	Forstad	88,7
Jonas Lies Vei	11	08.11.2018	Forstad	55,5
Møllendalsveien	12	08.11.2018	Forstad	108
Landåssvingen	13	03.05.2019	Forstad	757
Wiers-Jenssens vei	14	29.04.2019	Forstad	1032
Bendixens vei SF1 (2019)	15	29.04.2019	Forstad	441
Bendixens vei SF1 (2020)	15	16.09.2020	Forstad	86,6
Bendixens vei SF2 (2019)	16	29.04.2019	Forstad	35,4
Bendixens vei SF2 (2020)	16	16.09.2020	Forstad	94,0
Fantoft	17	29.04.2019	Forstad	42,9

I sandfangsprøvene fra forstedene ble det funnet høye konsentrasjoner av malingspartikler (AR, PUR, PEA) særlig fra Wiers-Jenssens vei (24,7%). Årsaken til disse høye konsentrasjonene er vanskelig å vite med sikkerhet, men kan være vedlikehold av bygninger i nærheten, med avrenning til sandfangskummen i gaten.



Figur 4.2. Mikroplastkonsentrasjoner (mg/kg ts) i sandfang i sentrum og forsteder i Bergen 2019. A) Gjennomsnittlig mikroplastkonsentrasjon i med innhold av hver identifiserte polymer. B) mikroplastkonsentrasjon inndelt i store og små partikler, C) Mikroplast inndelt i tunge og lette polymerer



Figur 4.3. A) Spredningsplot for mikroplastkonsentrasjon i sandfang i forsteder og sentrum som viser stor spredning i resultatene, B) sammenhengen mellom trafikkbelastning og sum MP, dekkpartikler (TWP) og PVC i sandfang.

## Kostemasser

### Mikroplastkonsentrasjon i kostemasser

I likhet med sandfang viser resultatene store variasjoner i mikroplastkonsentrasjon i kostemasser. De høyeste konsentrasjonene finner vi i sentrumsområder med høy trafikk, som Lungegårdskaien/Østre Strømkai (667 mg/kg ts) og Lars Hilles gate (946 mg/kg ts). Lungegårdskaien/Østre Strømkai er et prøveområde påvirket av mer tungtransport enn de andre prøveområdene, og er lokalisert nært til et stort kjøpesenter (Bergen Storsenter), jernbanen og den sentrale busstasjonen i Bergen. Lars Hilles gate er et område med mye bil- og kollektivtransport. De laveste konsentrasjonene finner vi generelt i lite trafikkerte gater som Olav Ryes gate/Muséplass (4,56 mg/kg ts) i sentrum og i Våggsgaten (3,62 mg/kg ts), som er en forstadsgate. Studien viser generelt at kostemassene i bykjernen har høyere konsentrasjon av mikroplast enn forstadsgatene, når konsentrasjonene er standardisert til kg kostemasse og ikke til lengden veistrekning kostet. Dette indikerer at befolkningstetthet, trafikkmengde og eventuelt bygningsmasser har påvirkning på mikroplastkonsentrasjonen langs veikantene.

Mikroplastkonsentrasjon i kostemassene fra sentrumsgatene forstedene om våren viste stor variasjon (Tabell 4.2, Figur 4.3 D) som gjør at forskjellene mellom forsteder og sentrum ikke er statistisk signifikante. Kostemassene fra bygatene i Bergen om sommeren 2019 hadde nesten fem ganger høyere gjennomsnittlig mikroplastkonsentrasjon enn kostemassene fra forstedene. De store forskjellene mellom lokasjonene er sterkt påvirket av de høye sommerkonsentrasjonene i de sterkt trafikkerte områdene Lars Hilles gate og Lungegårdskaien/Østre Strømkai. Forskjellen mellom høstprøvene fra sentrum og forstadsprøvene var mindre, men likevel var konsentrasjonen nesten dobbelt så høy i sentrumsprøvene.

Prøvene av kostemasser fra forstedene i Bergen viser mindre variasjon i totalkonsentrasjon sammenlignet med bygatene. Dette kan bunne i at alle forstadsområdene undersøkt kostet en gang i året og dermed generelt har likere forhold enn bygatene som kostet med ulike intervaller avhengig av behov. Trafikken vurderes med noen unntak som lav i forstedene. En kort kostelengde var tilstrekkelig for å skaffe nok materiale fra forstadsområdene ettersom de kun kostet en gang i året. Sentrumsgatene kostet med en høyere frekvens og ved noen anledninger trengtes lengre kostetrekninger for å oppnå tilstrekkelig mengde kostemasse til analyser. På grunn av dette antar vi at kostemassene fra sentrum har mer konsentrert mikroplast og mindre grus, mens i forstedene er massene mer fortynnet av sand, grus og organisk materiale.

### Polymerdistribusjon i kostemasser

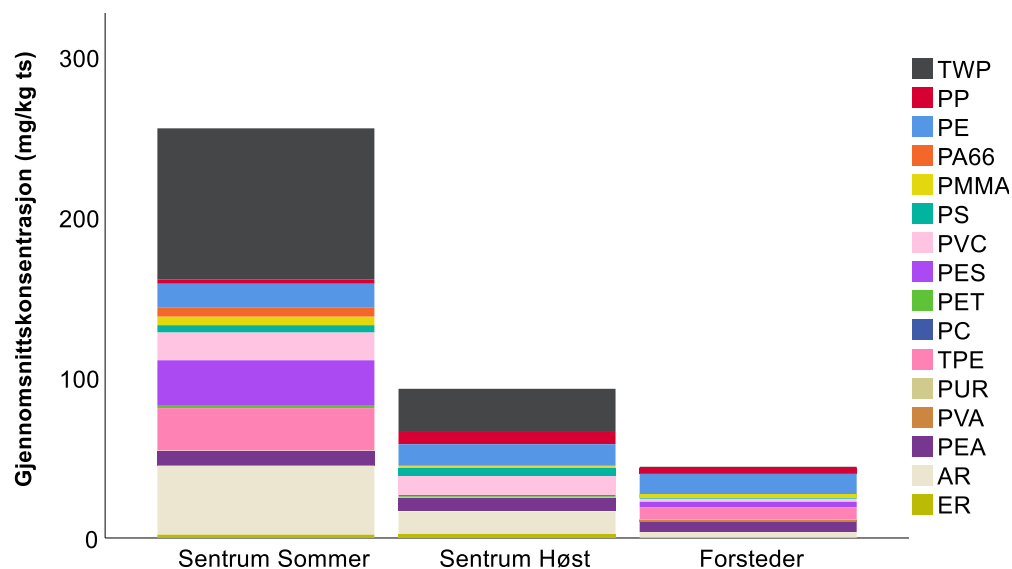
Dekkpertikler dominerte kostemassene i bykjernen (35,7%), mens i prøvene fra forstedene var kun 7,6% dekkpartikler. I de urbane kostemasseprøvene var malingspartikler, TPE og PES vanlige polymerer identifisert. Den dominerende mikroplasttypen identifisert i kostemassene fra forstedene var PE. PE er en polymer ofte brukt i plast for engangsbruk. Partiklene av PE kan stamme fra fragmentering av større produkter laget av PE, fra for eksempel forsøpling i gatene. Det ble også funnet høye konsentrasjoner av malingspartikler i kostemassene, og sandfangene, fra forstedene. Malingspartikler ble identifisert i store mengder i prøvene fra Wiers-Jenssens vei. Årsaken til disse høye konsentrasjonene er vanskelig å vite med sikkerhet, men kan være at en bygning i nærheten nylig er renovert eller nymalt, og vind og avrenning har spredd malingen til prøvepunktene.

Korrelasjonen mellom polymertyper og trafikkmengde var også signifikant for dekkpartikler (dekkpartikler:  $n=25$ , Spearman's rho corr coeff. = 0,751,  $p < 0,000$ ) og PVC ( $n=25$ , Spearman's rho corr coeff. = 0,591,  $p=0,002$ ). Typiske emballasjeplast-polymerer som PE, PP, PET eller malingspolymerer som AR, PEA og PUR var ikke korrelert med trafikkmengde.

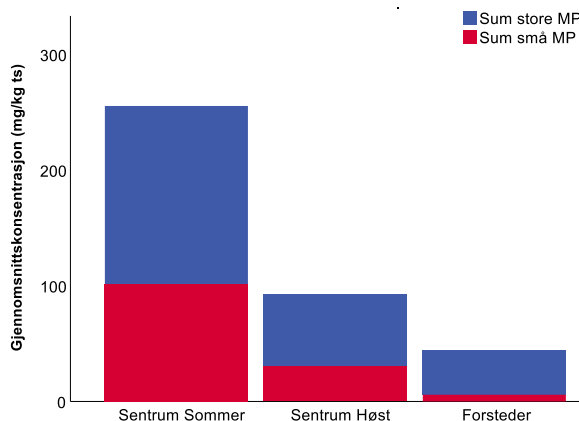
Tabell 4.3. Oversikt over prøveområder for kostemasser, med innhold av mikroplast (mg/kg ts) i Bergen sentrum og forsteder 2019-2020



Prøvepunkt	Nummer (Fig 3.2)	Prøvedato	Plassering	Kostefrekvens	MP (mg/kg ts)
		05.07.2019			155,405
Klostergaten/Klosteret	1	03.09.2019	Urban	Månedlig	64,497
		04.07.2019			200,505
Strandgaten/Strandkaien	2	05.09.2019	Urban	Daglig	44,023
		05.07.2019			63,719
Kong Oscars gate	3	05.09.2019	Urban	Hver annen dag	216,628
		05.07.2019			5,044
Vaskerelven	4	05.09.2019	Urban	Daglig	76,559
		04.07.2019			94,48
Christies gate	5	05.09.2019	Urban	Daglig	50,917
		04.07.2019			5,672
Olaf Ryes vei/Muséplassen	6	05.09.2019	Urban	Hver 14. dag	4,569
		04.07.2019			945,613
Lars Hilles gate	7	06.09.2019	Urban	To ganger i uken	114,343
		04.07.2019			666,762
Lungegårdskaien/Østre Strømkaien	8	03.09.2019	Urban	Ukentlig	172,722
Nordnesbakken	16	05.07.2019	Urban	Månedlig	162,026
Våggsgaten	9	06.05.2019	Forstad	Årlig	3,619
Fyllingsveien	10	06.05.2019	Forstad	Årlig	149,567
Damsgårdsveien	11	06.05.2019	Forstad	Årlig	27,695
Årstadgeilen	12	29.04.2019	Forstad	Årlig	53,021
Låndassvingen	13	02.05.2019	Forstad	Årlig	11,673
Bendixens vei (2019)	14	29.04.2019	Forstad	Årlig	26,522
Bendixens vei (2020)	14	16.09.2020	Forstad	Årlig	52,167
Wiers-Jenssens vei	15	02.05.2019	Forstad	Årlig	31,025

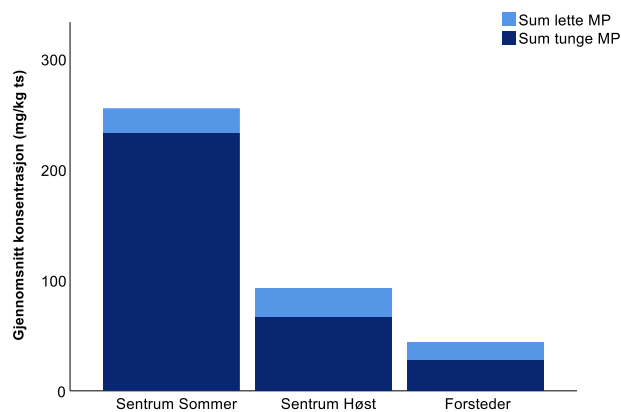


**A**

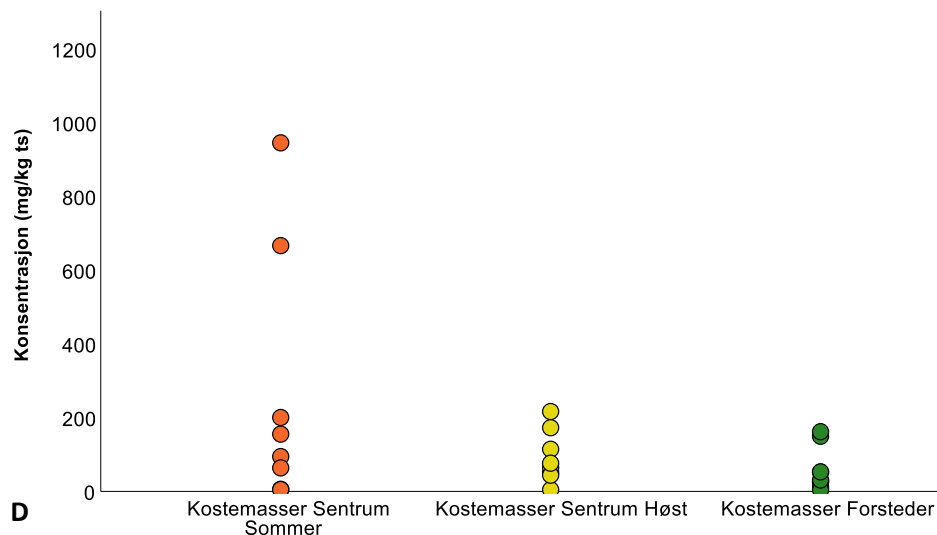


**B**

**C**



**D**



Figur 4.4. Mikroplastkonsentrasjoner (mg/kg ts) i kostemasser fra sentrum og forsteder i Bergen 2019. A) Gjennomsnittlig mikroplastkonsentrasjon i med innhold av hver identifisert polymer, B) mikroplast inndelt i store og små partikler, C) mikroplast inndelt i tunge og lette polymerer, D) spredningsplot for mikroplastkonsentrasjon (mg/kg ts) i kostemasser i forsteder og sentrum som viser variasjoner mellom prøvene innad i hvert område og mellom sesonger, der noen ekstremverdier om sommeren påvirker gjennomsnittet

## Sesongvariasjoner

Sesongvariasjoner belyses i denne studien gjennom prøver av kostemasser fra sentrum tatt om sommeren og om høsten (Figur 4.4, Tabell 4.1, Tabell 4.3). Sommersesongen i Bergen har mer varmt, tørt og stille vær sammenlignet med høstsesongen. Prøveinnsamlingen fra de åtte områdene ble likt gjennomført hver sesong. Prøvene viste en stor variasjon i mikroplastkonsentrasjon. Prøvene fra sommersesongen hadde høyere mikroplastkonsentrasjon enn prøvene fra høsten. Forskjellen mellom sesongene ble påvirket av ekstremverdier i noen få prøver og var derimot ikke statistisk signifikant. Prøvene fra Lars Hilles gate og Lungegårdskaien/Østre Strømkaien utgjorde den store forskjellen mellom sesongprøvene. Disse områdene er kontinuerlig påvirket av mye trafikk. Mikroplastkonsentrasjonen fra sommerprøven var nær tre ganger så høy som høstprøven. Dette kan skyldes mer tungtrafikk eller mer anleggsarbeid i området i løpet av sommeren. Da prøvene ble samlet inn fra Lars Hilles gate fungerte denne veien som en av hovedbussrutene igjennom Bergen sentrum. Gatene ligger også i et område med mye biltrafikk for å komme inn og ut av bykjernen.

Sommersesonger er generelt preget av mer turisme, tørt vær og varme gater. Omtrent 2,3 millioner turister besøker Bergen fra mai til oktober, med en klar topp i juli (da prøvene ble samlet inn) (Menon Economics, 2019). Dette kan være en faktor som påvirker den observerte sesongforskjellen i mikroplastkonsentrasjon. Turisme og aktiviteter i sentrum kan bidra til å øke forsøpling med makroplast og derigjennom dannelse av mikroplast. Med økt turisme følger også økende trafikk, som turistbussene i bysentrum om sommeren, og resultatene viser at trafikkbelastningen påvirker mikroplastkonsentrasjonen i et område. Alle de sentrumsnære områdene der det er samlet inn prøver er vanligvis populære områder for turister. Derimot var museet nær Olaf Ryes vei/Muséplassen stengt i tidsperioden da prøvene ble samlet inn. Dette var dermed et område trolig mindre påvirket av trafikk og turisme i 2019, som reflekteres av de lave mikroplastkonsentrasjonene identifisert fra begge sesongene. Disse prøvene ble samlet inn før koronapandemien stanset turismen i Bergen sommeren 2020 og 2021, så dette hadde ingen påvirkning på resultatene.

Dekkkpartikler utgjorde den største sesongforskjellen i prøvene fra de urbane kostemassene. Gjennomsnittskonsentrasjonen av dekkpartikler i sommerprøvene var nesten tre ganger så høy om sommeren som om høsten, selv om dekkpartikler dominerte i begge sesonger. I sommerprøvene var 38,2% dekkpartikler mot 28,3% i høstprøvene. Dekkpartikler dominerte mikroplastkonsentrasjonen i sommerprøvene fra tre gater som kosteres daglig: Strandgaten, Vaskerelven og Christies gate. I prøvene fra høstsesongen var dekkpartikler mindre dominerende og prøvene hadde innslag av flere plasttyper som typisk benyttes til engangsbruk, som emballasje (PP, PE). Dette kan tyde på at trafikken som følger av økt turisme bidrar til det høye utslippet av dekkpartikler om sommeren. Samtidig vil den hyppige rengjøringen av de sentrumsnære gatene om sommeren begrense mengden avfall i gatene, som vil redusere mengden emballasjeplast (PE, PS) som blir brutt ned til mikroplast i gatene. Dette kan forklare at det er et lavere innslag av disse plasttypene om sommeren. PVC ble også identifisert i alle prøvene og det var ingen tydelig forskjell fra sommer og høstsesongen i forhold til denne typen plast. PVC kan stamme fra anleggstrafikk og byggearbeid i området og har liten sesongvariasjon.

Begge prøvetidspunktene (sommer og høst) var i perioden da det ble benyttet sommerdekk, og konsentrasjon av dekkpartikler ble derfor ikke påvirket av ulike dekk. Det er vist at dekkslitasje øker med høyere temperaturer, altså om sommeren (Klüppel, 2014; Korsvoll, 2017), noe som støttes av

denne studien. Flere dekktester viser at våt asfalt reduserer slitasjen på dekkene (Korsvoll, 2017). Høsten 2019 regnet det nesten dobbelt så mye som da sommerprøvene ble tatt (171%, YR, 2019), noe som kan ha påvirket resultatet. Ikke bare er friksjonen mindre med våt asfalt, men høy nedbør i denne perioden kan også ha vasket dekkpartiklene bort fra gatene (Vogelsang et al., 2019). Disse værrelaterte sesongforskjellene kan bidra til forskjellene vi observerte i mikroplastkonsentrasjon. Bayo et al. (2020) observerte, i samsvar med våre resultater, en økning i mikroplastforurensning i den varmere årstiden.

Det var kun rom i prosjektet for én prøve per sesong, noe som medfører at vurderingene av sesongvariasjoner er basert på et øyeblikks bilde av mikroplasten i gatene i bykjernen. Gjennomsnittet av lokalitetene gir likevel et bilde på variasjoner i mikroplastkonsentrasjoner som følge av sesong og trafikk.

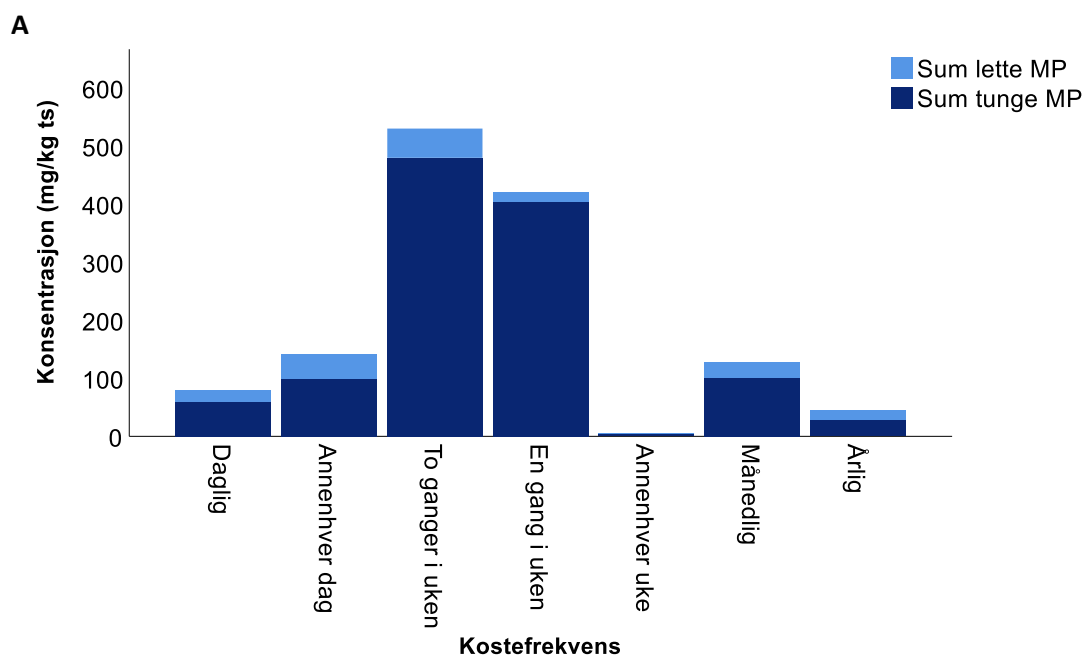
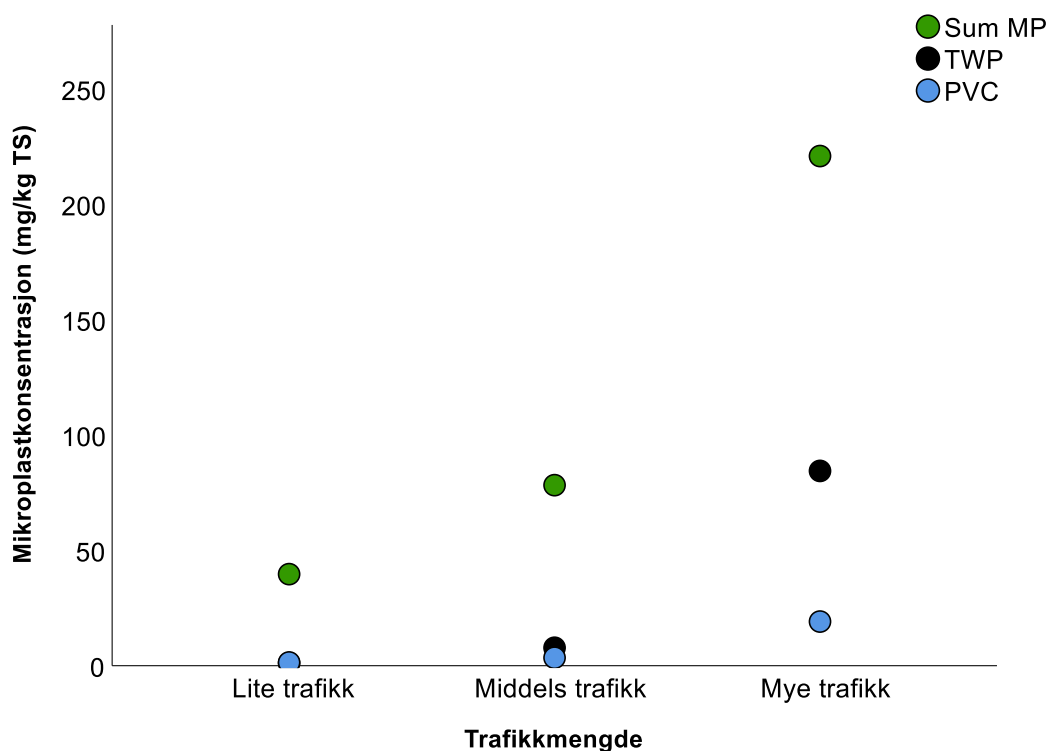
### **Betydningen av kostefrekvens for forskjeller mellom sentrum og forstedene**

Forskjellene mellom kostemassene fra sentrum og forstadsområdene var i hovedsakelig dominert av de høye konsentrasjonene av dekkpartikler (TWP) i sentrumsprøvene. I prøvene fra forstadsgatene ble det identifisert en lavere konsentrasjon av dekkpartikler, som samsvarer med at dette er områder med mindre trafikk. Resultatene indikerer, i likhet med tidligere studier at det er større forurensning av dekkpartikler i mer trafikkerte områder (Vogelsang et al., 2019; Li et al., 2020).

Gatene som koster daglig (Strandgaten, Christies gate, Vaskerelven) kan gi informasjon om hvilke polymerer som blir dannet daglig. I begge sesongene hadde alle tre gatene høyere mikroplastkonsentrasjoner enn forstedene, noe som tyder på høy daglig produksjon av mikroplast. Den lave mikroplastkonsentrasjonen funnet ved Olaf Ryes vei/Muséplassen, en gate som feies hver 14. dag, understreker at områdene i bykjernen har et varierende potensiale for å danne og spre mikroplastforurensning.

Kostefrekvens er her brukt også for å plassere gatene i kategori etter samlet trafikkbelastning fra både mennesker og kjøretøy – med påfølgende behov for opprydding. Gatene i sentrum som koster daglig, annenhver dag og en til to ganger ukentlig er her plassert i kategorien «Mye trafikk», mens Klostergaten og Nordnesbakken i sentrum som koster månedlig er satt i kategorien «Middels trafikk», ettersom det er gjennomkjøringsveier. Olaf Ryes vei/Muséplasse som koster annenhver uke er plassert i kategorien «Lite trafikk» siden dette ikke er en gjennomfartsåre, og det er begrenset motorisert ferdsel i området. Blant forstadsgatene ble de fleste plassert i kategorien «Lite trafikk», unntatt Vågsgaten, Wiers-Jenssens vei og Årstadgeilen som ble plassert i kategorien «Middels Trafikk». Ser vi på denne vurderingen av trafikkmengde i forhold til mikroplastkonsentrasjon finner vi signifikant korrelasjon for alle tidspunkt samlet ( $n=25$ , Spearman's rho corr coeff. = 0,52,  $p=0,008$ ). Sammenhengen mellom trafikk og mikroplastkonsentrasjon i kostemasser er vist i Figur 4.5.

Resultatene viser også at gater som koster daglig og annenhver dag har langt mindre mikroplast enn gater som koster sjeldnere. Gater i sentrum som koster en til to ganger i uken, har de aller høyeste konsentrasjonene av mikroplast, og en stor del av dette er tunge polymerer, som dekkpartikler (Figur 4.5). For å redusere mengdene mikroplast i gatene kan kommunen eventuelt vurdere å omfordere ressurser til gatekosting slik at gatene med mye trafikk og sannsynlig høye konsentrasjoner får en noe økt kostefrekvens. Kostefrekvens har derimot ingen signifikant påvirkning på fordelingen av tunge og lette polymerer eller fordelingen mellom store og små mikroplastpartikler, men datagrunnlaget er lite for å konkludere.



**B**

Figur 4.5. Sammenheng mellom total mikroplastkonsentrasjon (MP i mg/kg ts) i kostemasser, trafikkmengde og kostefrekvens. A) Innhold mikroplast (totalt), dekkpartikler og PVC i kostemasser etter kategori trafikkmengde; B) Gjennomsnittsmengde mikroplast delt i lette (< 1 g/cm<sup>3</sup>) og tunge (> 1 g/cm<sup>3</sup>) polymerer etter kostefrekvens. Forsteder kostes årlig, sentrumsgater med varierende hyppighet etter vurdert behov og mengde trafikk.

### Estimert masse mikroplast i kostemasser i Bergen

Beregningen av den totale mengden mikroplast og dekkpartikler i all den innsamlende massen fra veikantene er basert på mengden fra forstadsgatene, hvor de innsamlede massene fra vårrengjøringen registreres før levering til vasking og resirkulering av strøsand. I 2019, da prøvene ble samlet inn, ble det totalt samlet inn 2000-2500 tonn kostemasse fra sentrum og forstadsgatene, ifølge Bergen

kommunes egen oversikt. Sentrumsgatene inneholdt for mye søppel og kunne ikke gjenbrukes. Vi har ikke sikre tall på hvor store masser som ble levert inn fra forstedene i 2019. Derimot i 2021 ble det levert inn omtrent 1100 tonn masse (våtvækt) fra forstedene til gjenvinning, og vi tar dermed utgangspunkt i at det ble samlet inn omtrentlig like store mengder fra forstedene i 2019. Massene samlet inn fra disse områdene blir vasket og gjenbrukt som strøsand om vinteren. Massene fra sentrum blir per i dag ikke gjenvunnet som strøsand på grunn av høyt innhold miljøgifter og avfall, men et nytt anlegg for vasking av masser, også fra sentrum, er under planlegging ved Fana Stein og Gjenvinning. Vi har her beregnet de teoretiske mengdene mikroplast i kostemassene fra forsteder og sentrum for å gi et bilde på mengder mikroplast i disse massene.

Tabell 4.4. Egenskaper ved prøvematerialet (Tørrstoff %± Standardavvik (SD)), maksimal totalvekt tørr masse innlevert, gjennomsnittlig mikroplastkonsentrasjon ± standardavvik i prøvematerialet (mg/kg TS), og estimat over den totale mengden mikroplast (< 1 mm) i kostemasser innlevert fra forstedene rundt Bergen for resirkulering av strøsand i 2019. Innhold av makroplast (>1mm) er ikke innberegnet.

Område	TS% Gj.snitt ± SD	Maksimalvekt tørr kostemasse	MP konsentrasjon (mg/kg ts) Gj.snitt ± SD (min-maks)	Beregnet MP (kg) (maksimalverdi) *
Forsteder (n=25) ~1100 tonn våtvækt	80,7 ± 7,6	971 tonn	44,4±45,8 (3,6-149,6)	39 (145)
Sentrum (n=17) ~1400 tonn) våtvækt*	81,8±8,9	1145 tonn	179,0±250,2 (4,6-945,6)	492 (1083)
Samlet 2500 tonn				530 (1228)

\*\* Basert på total mengde kostemasse innlevert i 2019 på 2500 tonn våtvækt og 1100 kg innlevert fra forsteder i 2021.

Basert på et øvre estimat av konsentrasjonen mikroplast (gjennomsnitt + SD), den maksimale tørrstoffprosenten i prøvene (gjennomsnitt + SD), og innsamlet mengde kostemasser (tonn) ble et øvre estimat av mengde mikroplast (< 1 mm) beregnet til ~39 kg i forstedene og 492 kg fra sentrum. Basert på observerte konsentrasjonene kan det altså være til sammen så mye som 530 kg mikroplast under 1 mm i de innsamlede 2500 tonnene kostemasser. På grunn av stor spredning går konfidensintervallet under null, og tallene i Tabell 4.4 er et scenario som viser maksimalverdier ett standardavvik fra gjennomsnittet.. Den samlede massen av mikroplast (< 1 mm) i kostemasser ligger sannsynligvis mellom laveste og høyeste målte konsentrasjon (Tabell 4.4). De estimerte totale massene av mikroplastpartikler (< 1 mm) har en nokså høy usikkerhet fordi de er basert på et noe usikkert volum innleverte masser og et begrenset antall prøver fra et utvalg av gater. Til tross for at disse tallene har store usikkerheter kan estimatene benyttes i videre vurdering av tiltak mot spredning av mikroplast i bymiljøet fra miljøområder av vesentlig betydning for offentlig drift.

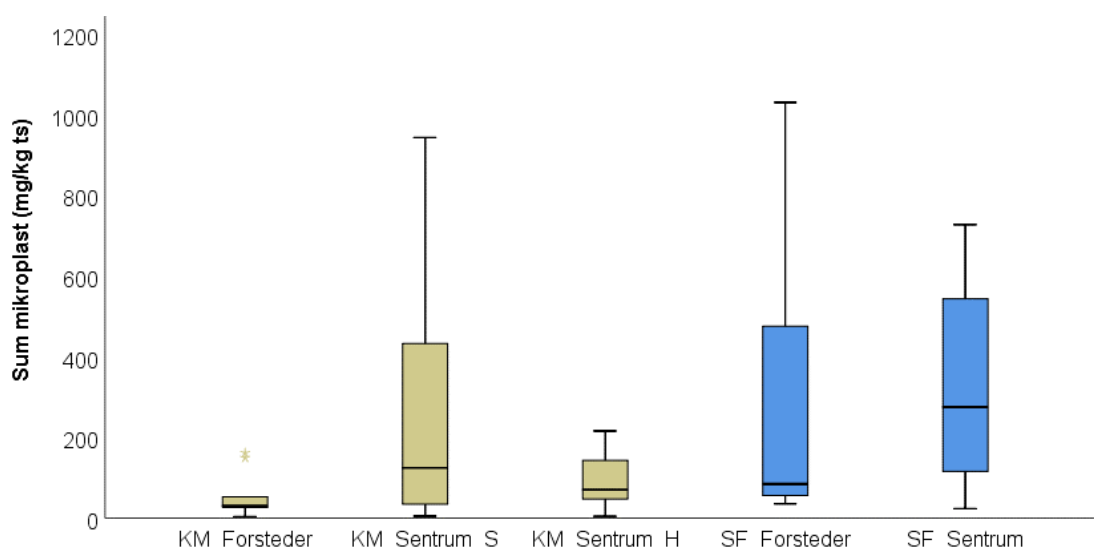
Per i dag vaskes kun kostemassene fra forstedene for å benyttes igjen som strøsand i gatene om vinteren. Dersom vaskeprosessen av disse massene ikke fjerner mikroplastpartiklene tilstrekkelig, vil dette føre til en redistribusjon av mikroplastpartikler i miljøet. Dersom partiklene slippes til vaskevannet og kommunalt nett vil derimot avløpsrensaneanleggene måtte hankses med disse massene

for å hindre utslipp til fjorden. Fra avløpsrensaneanlegget kan de minste partiklene som unnslipper renseprosessen spres til fjorden, til slammet som går til biogassanlegget eller til jordforbedring på land. I alle tilfellene fjernes ikke mikroplasten fra miljøet. Massene fra sentrumsgater og sandfang sendes per i dag til deponi på grunn av mye avfall og høye konsentrasjoner tungmetaller og miljøgifter.

Tallene benyttet her inkluderer kun mikroplast < 1 mm i kostemasser, og ikke makroplast og partikler > 1 mm, eller partikler som er avrent til sandfang eller spredd i veikanter, fordi det ikke finnes mål på volumene som er samlet. Mengden mikroplast som er fanget opp i de innsamlede massene i denne studien er derfor høyst sannsynlig ikke overestimert, men representerer kun en liten fraksjon av hele det urbane systemet. Mengdene mikroplast som potensielt kan spres fra det urbane miljøet vil derfor være høyere enn det som fanges opp i denne studien, men studien peker på hvilke masser og byområder som bidrar med en betydelig andel av totalen, og fra hvilke områder kostemasser må vurderes som høyt forurenset av mikroplast. Når kostemasser fra sentrum eller sandfang eventuelt inkluderes i vaskeprosessen for å resirkulere massene som strøsand, er andelen mikroplast som blir igjen i massene eller vaskes ut av interesse for videre håndtering av massene så vel som vaskevannet som slippes på kommunalt nett.

## Sammenheng mellom gater og sandfangskummer

Vi observerte stor variasjon i mengden mikroplast i de ulike prøvene (Figur 4.1, Tabell 4.1). De høyeste konsentrasjonene mikroplast ble funnet i kostemasser og sandfang, med over 1000 mg (1 gram/kg ts) (Figur 4.1 og 4.6). På grunn av få prøver og stor spredning innad i gruppene (Figur 4.6) var forskjeller mellom sentrum og forsteder ikke statistisk signifikant.



Figur 4.6. Boxplot av mikroplast (mg/kg ts) og variasjon mellom og innad i prøver av kostemasser og sandfang fra forsteder og sentrum i Bergen, 2019. Middelerdien (median) er vist som en horisontal strek. Selve boksen omslutter den sentrale fordelingen (50% av prøvene: 25-75 percentilen) og de vertikale linjene viser 2 standardavvik. Uteliggere (konsentrasjoner mer enn 3 ganger standardavviket fra medianen) er vist som stjerner (KM forsteder).

## Bevegelse av mikroplast mellom gater og sandfangskummer

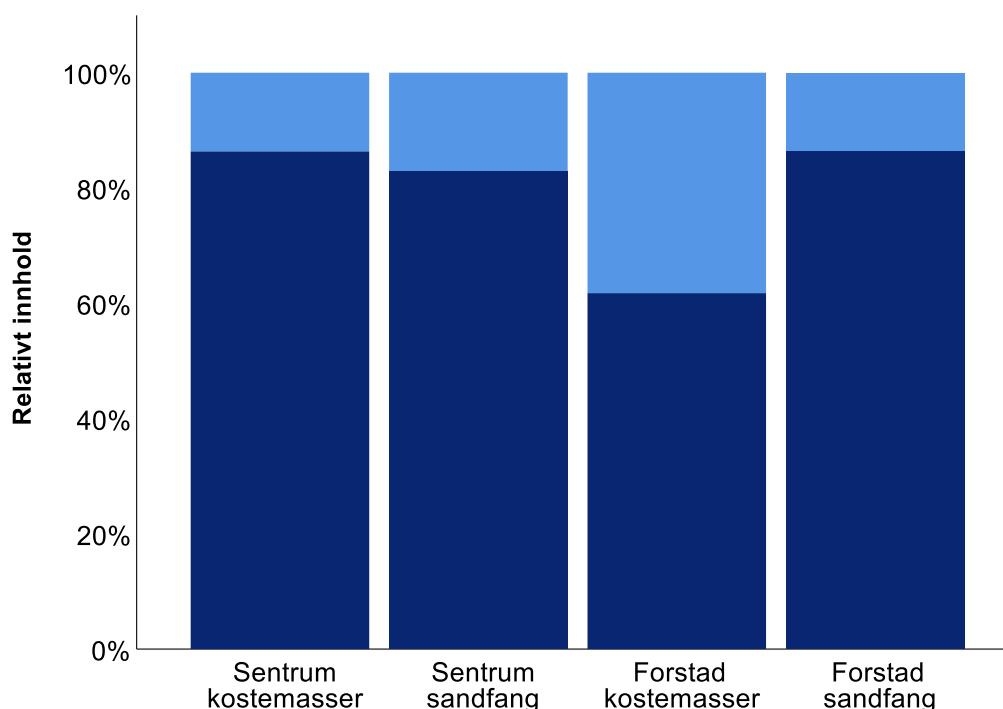
Høyere mikroplastkonsentrasjoner ble observert i både sandfang og kostemasser fra trafikkerte områder og viser at høyere trafikk påvirker mengden mikroplasten i disse prøvene (Figur 4.3B og 4.5A). Veikantene i forstedene kostes en gang årlig og representerer ett års oppsamlet plast, av de partiklene som ligger igjen etter overflateavrenning og vindspredning. De sentrumsnære gatene kostes oftere og representerer et mindre tidsrom. Videre er sandfangskummene et deponi for avrenning fra gatene og representerer et år med mikroplastakkumulering, ettersom det er ett år mellom hver tømning. Vi undersøkte om mikroplast i sandfangene gjenspeiler konsentrasjonene i gatene, eller om sedimentering i sandfangskummene leder til en sortering av plastpartikler og dermed en mulighet for tap av lette partikler med avløpsvannet. Partikler med tetthet høyere enn  $1,0 \text{ g/cm}^3$  vil kunne synke i vann, mens partikler med lavere tetthet som flyter kan unnsnippe sedimenteringsprosessen i sandfangskummen og flyte vekk gjennom avløpsrøret (Figur 3.2). Lettere partikler kan også synke hvis de henger sammen i aggregater med for eksempel fiber, hår og sand. Dette er vist tidligere, da partikler av polymerer med svært lav tetthet (EPS) også er funnet på bunnen av Byfjorden (Haave et al., 2019). Vi undersøkte den relative fordelingen av polymerer med lav og høy tetthet i prøvene fra både sandfang og kostemasser i de tilstøtende gatene (Figur 4.2 C og 4.4. C). Sentrum og forsteder ble undersøkt hver for seg på grunn av ulik kostefrekvens.

Undersøkelsen viser at i sentrum er det lik relativ fordeling av tunge og lette polymerer i sandfangene som i kostemassene, mens i forstedene er innholdet av de lette polymerene lavere i sandfang enn i kostemassene (Figur 4.7). Forskjellene er ikke signifikante, men kan være en indikasjon på at det skjer en sortering av mikroplast i sandfangene og at de lettere polymerene fraktes ut med overflatevannet eller forsvinner fra gatene før de kommer ned i sandfanget. Dersom sandfangskummene ikke er tilstrekkelig dype eller er for fulle av sediment (under 40 cm vannpute) vil ikke sedimenteringen være effektiv, og mer av materialet kan skylles ut med avløpsvannet, og dette gjelder både sand og plastbiter. Avløpsvannet går i noen tilfeller rett til sjø, mens andre steder fraktes det til kommunale avløpsrensaneanlegg.

En mulig årsak til at prøvene fra de sentrumsnære kostemassene hadde et så høyt innhold av tunge polymerer kan være at disse prøvene er dominert av dekkpartikler og PVC fra person- og anleggstrafikk. Til tross for denne fordelingen utelukker ikke disse resultatene at mikroplast i store konsentrasjoner, både tunge og lette, kan forlate sandfangene og ende i havet, spesielt ved mye nedbør. Av de 15 polymerene identifisert i denne studien er bare fire identifisert av polymerer med lav tetthet, dvs. PP, PE, PS og PUR. Likevel utgjør disse fire polymerene 60% av all plast produsert globalt (PlasticEurope, 2021).

Med mer urbanisering og høyere press på byene våre kan overflatevannet fra gatene i økende grad forurennes av mikroplast. Dersom sandfanget har et direkte utslipp av overflatevann til sjø, er også muligheten for et direkte utslipp av mikroplast høyere. Klimaendringene kan i fremtiden føre til økt nedbørsmengde (FN, 2019) og dermed vil presset på sandfangskummene også øke. Disse resultatene og de store konsentrasjonene mikroplast i sandfangene belyser viktigheten av å ha sandfangskummer som fungerer best mulig og begrenser ytterligere utslipp av mikroplast til havet.





Figur 4.7. Mikroplast i sandfang og gater fra sentrum og forsteder i Bergen, vist som relativt innhold av partikler med høy tetthet ( $> 1,0 \text{ g/cm}^3$ ) (mørkeblå) og lav tetthet ( $< 1,0 \text{ g/cm}^3$ ) (lyseblå).

### Fragmentering av plast i gatene

Den relative fordelingen av mikroplastkonsentrasjon mellom de små (0,05-0,5 mm) og de store partiklene (0,5-1 mm) er vist for sandfang og kostemasser i Figur 4.2B og Figur 4.4B. Kostemasser og sandfang fra sentrum viste liknende fordeling mellom de små og de store partiklene med hensyn til masse (ca. 40% små og 60% store). I forstadsgatene var det en større variasjon i sammensetningen, hvor massen bestod av omtrent 80% store partikler ( $> 0,5 \text{ mm}$ ). Det var ingen signifikante forskjeller mellom sentrum og forsteder med hensyn til massen av store og små partikler.

En rekke miljøundersøkelser påpeker at det er flest av de små partiklene under 0,5 mm. Ved fragmentering av en stor partikkel vil den gi opphav til et høyt antall mindre partikler, og sammenhengen er derfor logisk rent matematisk. I denne studien ble det rapportert konsentrasjoner basert på masse og ikke antall partikler. Etersom massen her er relativt likt fordelt mellom små og store partikler (Figur 4.2B og 4.4B), støtter dette funnene fra Bergmann et al. (2017) og Haave et al. (2019), og tyder på et høyere antall små partikler enn store, ettersom massen til én stor partikkel vil tilsvare massen av mange små.

Dekkpertikler dannes ved slitasje av dekk i en rekke størrelser, både over og under 0,5 mm, slik resultatene fra denne studien indikerer. Dekkpertiklene kan også fragmentere videre til enda mindre partikler. Studier slår fast at dekkpartikler oftest blir identifisert i størrelser fra 0,05-0,350 mm (Kreider et al., 2010; Vogelsang et al., 2019), som også er i samsvar med våre observasjoner (data ikke vist). Dette kan skyldes metodeutfordringer for dekkpartikler, som vi kommer tilbake til i Vedleggskapittel 8.

## Ren singel/ny kostemasse

Det ble tatt prøver av ren strøsand for å kontrollere at massene som spres i gatene ikke er forurenset med mikroplast før bruk. Prøvene av den rene singelen hadde betydelig lavere mikroplastkonsentrasjon enn kostemassene samlet inn fra veikantene i Bergen (Figur 4.1, Tabell 4.1), med henholdsvis 2,1 mg/kg ts i ren strøsand og 1,6 mg/kg ts i strøsand med salt. Dette viser at mikroplasten vi finner i kostemassene etter all sannsynlighet tilføres mens sanden ligger i gaten, og at ren strøsand kan anses som en neglisjerbar kilde til mikroplastforurensning i bymiljøet. Blant de identifiserte partikler i den rene strøsandten var dekkpartikler dominerende (66,5%). De andre polymerene identifisert var PP, PE, PVC og PET i fallende rekkefølge (Vedleggstabell 3).

Dette er så langt vi vet første undersøkelse av denne typen ren singel. Derimot identifiserte Rødland et al. (2020) mikroplastpartikler i veisalt, som brukes med samme hensikt som massen undersøkt her. I begge studiene var den dominerende kilden sorte gummipartikler (som vi har definert som dekkpartikler), og stod for 96% (Rødland et al. 2020) og 66,5% (denne studien). Dekkpartiklene kommer trolig fra maskinene som frakter og transporterer singelen og saltet. Andre identifiserte polymerer var også til stede i lave konsentrasjoner i saltet.

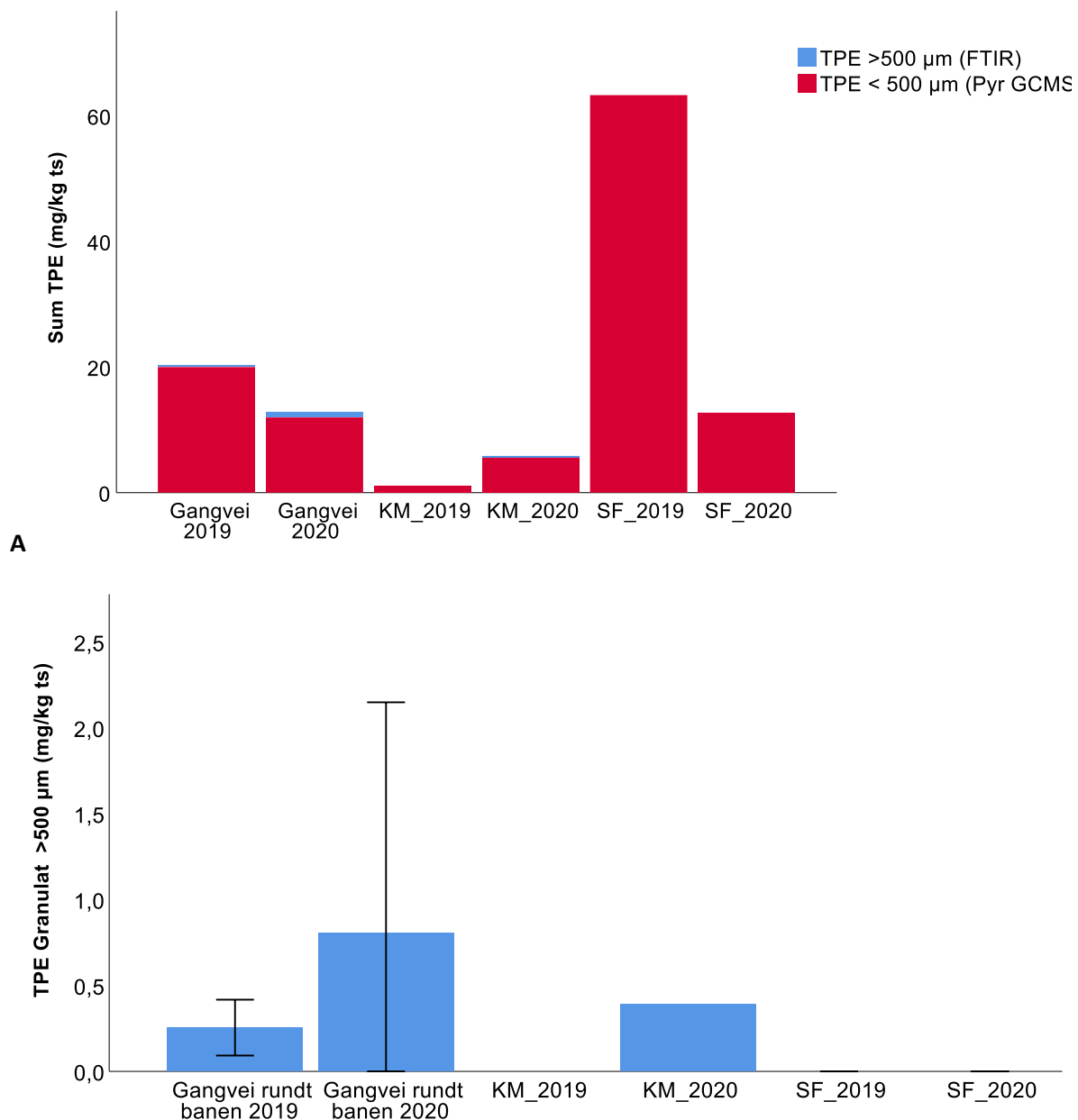
## Kunstgressbane

I 2021 kom det nye regler for kunstgressbaner for å redusere utslipp av mikroplast, disse kravene inkluderer blant annet fysiske barrierer og forsvarlig håndtering av masser med innhold av gummigranulat (Forurensningsforskriften, 2021). Miljødirektoratet har estimert at kunstgressbaner er en av de største kildene til mikroplast i Norge, estimert til omtrentlig 6000 tonn årlig (Miljødirektoratet, 2021). Vi så i denne studien nærmere på konsentrasjonene av den nye typer gummigranulat på kunstgressbaner (TPE) før og etter anlegning av kunstgressbanen, for å evaluere om tiltakene som skal hindre spredning av granulat er effektive. Kunstgressbanen ble bygget (i 2019) og tiltak som ble innført for å hindre spredning av gummigranulat fra banen var ringmur, nettinggjerde rundt spilleflaten og rist med koster ved utgangene. Med disse tiltakene er det kun to utganger fra banen (Figur 3.6) som skal begrense spredningen av granulat fra banen. Før anlegning av kunstgressbane var området brukt som en gruslagt parkeringsplass.

For å se på økningen av gummigranulat før og etter anlegning av banen har vi i hovedsak vurdert mikroplastpartiklene i størrelsen 0,5-1 mm. Gummigranulat finnes som regel i denne størrelseskategorien og er da lett gjenkjennelig i mikroskop på grunn av form og farge. TPE-partikler, kan komme fra flere ulike kilder, som gummi i biler, og for de små partiklene ser vi ikke form og farge med metoden som er brukt. Til tross for at forskjellen i konsentrasjon ikke var statistisk signifikant var det over 3 ganger så høy konsentrasjon av TPE over 0,5 mm etter at banen ble anlagt, men den store fraksjonen utgjorde bare en liten del av den totale mengden TPE i prøvene (Figur 4.8 A og B).

Resultatene viser at TPE finnes i alle prøvene ved idrettsbanen, og at det er en økning i TPE > 500 µm på gangveiene rundt banen fra 2019 til 2020 til tross for innførte tiltak (Figur 4.8B). Økningen er ikke signifikant på grunn av stor variasjon mellom stasjonene innen hvert år. Hvis vi ser på mengde TPE i den minste størrelsen (< 0,5 mm), ser vi at de små partiklene utgjør den største massen TPE i prøvene (Figur 4.8 A). Figuren viser også at TPE (< 500 µm) har høyere konsentrasjoner på gangveiene og i

sandfangene i 2019 enn i 2020, mens i kostemassene er det noe mer TPE etter at banen ble anlagt. Resultatene kan tyde på noe lekkasje av stor TPE fra banen, men også at det kan være andre kilder til TPE enn granulat fra kunstgressbanen. Resultatene støtter at tiltakene for å begrense spredning av TPE fra kunstgressbanen har effekt, og det er ikke tegn til betydelig lekkasje av granulat fra banen.



**B**  
Figur 4.8. A) Gjennomsnittlig konsentrasjon (mg/kg ts) av TPE (gummigranulat) i de seks prøvepunktene på gangveien rundt banen, kostemasser (KM) og Sandfang (SF) før innføring av kunstgressbanen i 2019 og etter ett års drift i 2020. A) Bidrag fra store (blå = > 500 µm) og små (røde = < 500 µm) partikler er vist. B) TPE fra kun store partikler (> 500 µm).

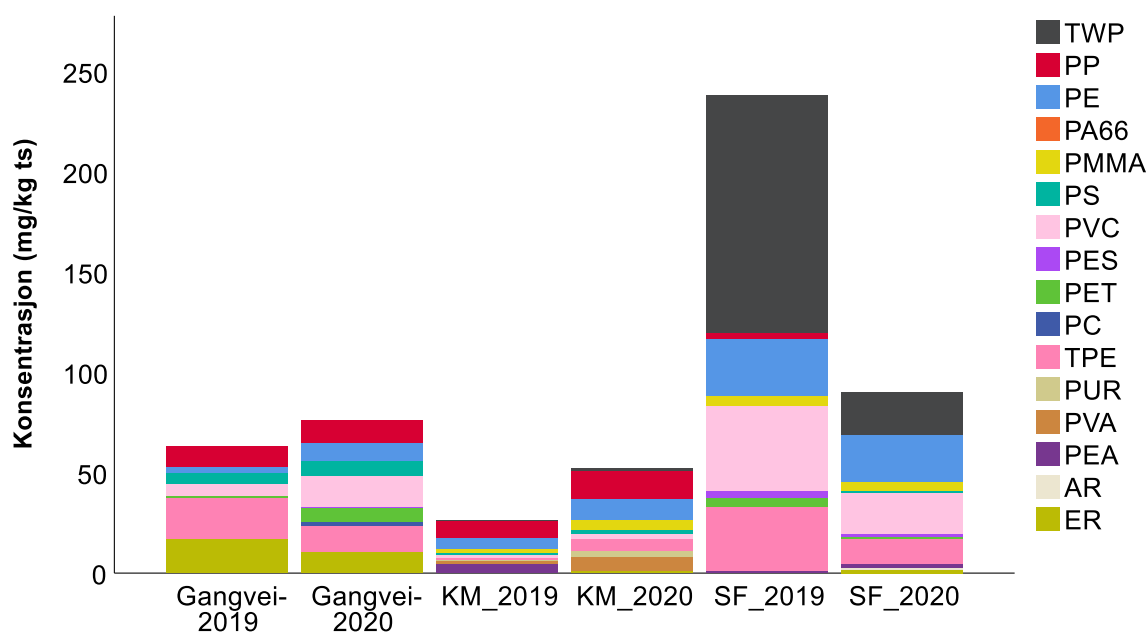
I likhet med gangveien rundt banen viste kostemassene og sandfangsprøvene heller ikke betydelig forskjell i den totale mikroplastkonsentrasjonen før og etter anlegging av banen. Fra kostemassene og sandfangskum nr. 2 ser vi en høyere konsentrasjon etter innføring av banen (Tabell 4.5). Fra

sandfangskum nr. 1 var det derimot høyere konsentrasjon før innføring av banen. Det ble kun analysert en parallell per stasjon så variasjonen kan være en tilfeldighet.

Tabell 4.5. Mikroplastkonsentrasjoner (mg/kg ts) på gangveiene rundt Rautjernbanen på Kronstad før anlegging av kunstgressbane i 2019 og etter ett års bruk i 2020. Kostemasser (KM) og sandfangskummer (SF) fra Bendixens vei også vist i Tabell 4.2 og 4.3.

År	2019	2020
Navn/Prøvenr. (Figur 3.1)	MP (mg/kg ts)	MP (mg/kg ts)
RAU 1	49,8	30,4
RAU 2	48,4	128,7
RAU 3	82,0	68,8
RAU 4	67,7	78,9
RAU 5	54,6	80,9
RAU 6	76,1	68,7
Bendixens vei KM	26,5	52,2
Bendixens vei SF1	441,21	86,62
Bendixens vei SF2	35,438	93,986

I tillegg til synlig granulat ble det også funnet mye annen plast på gangveiene rundt banen og utenfor gjerdene ved utgangene til banen, samt i kostemasser ved veien langs banen. Sandfangene viste derimot nedgang fra 2019 til 2020. variasjonen mellom prøvene kan være tilfeldig, og belyses ikke godt av ett prøvetidspunkt., inkludert. Innføring av banen har ikke betydelig endret den totale mengden mikroplast i området, og det ble observert mikroplast fra ulike kilder både før og etter innføring av banen (Figur 4.9). Økt bruk av området vil medføre en risiko for mer avfall på avveie og dermed mer mikroplast generelt.



Figur 4.9. Den totale konsentrasjonen av mikroplast (mg/kg ts) med bidrag fra alle identifiserte polymerer ved prøvepunktene på gangveien rundt Rautjernbanen, og fra kostemassen (KM) og sandfangskummene (SF) fra Bendixens vei ved før (2019) og etter (2020) innføring av kunstgressbanen i 2019.

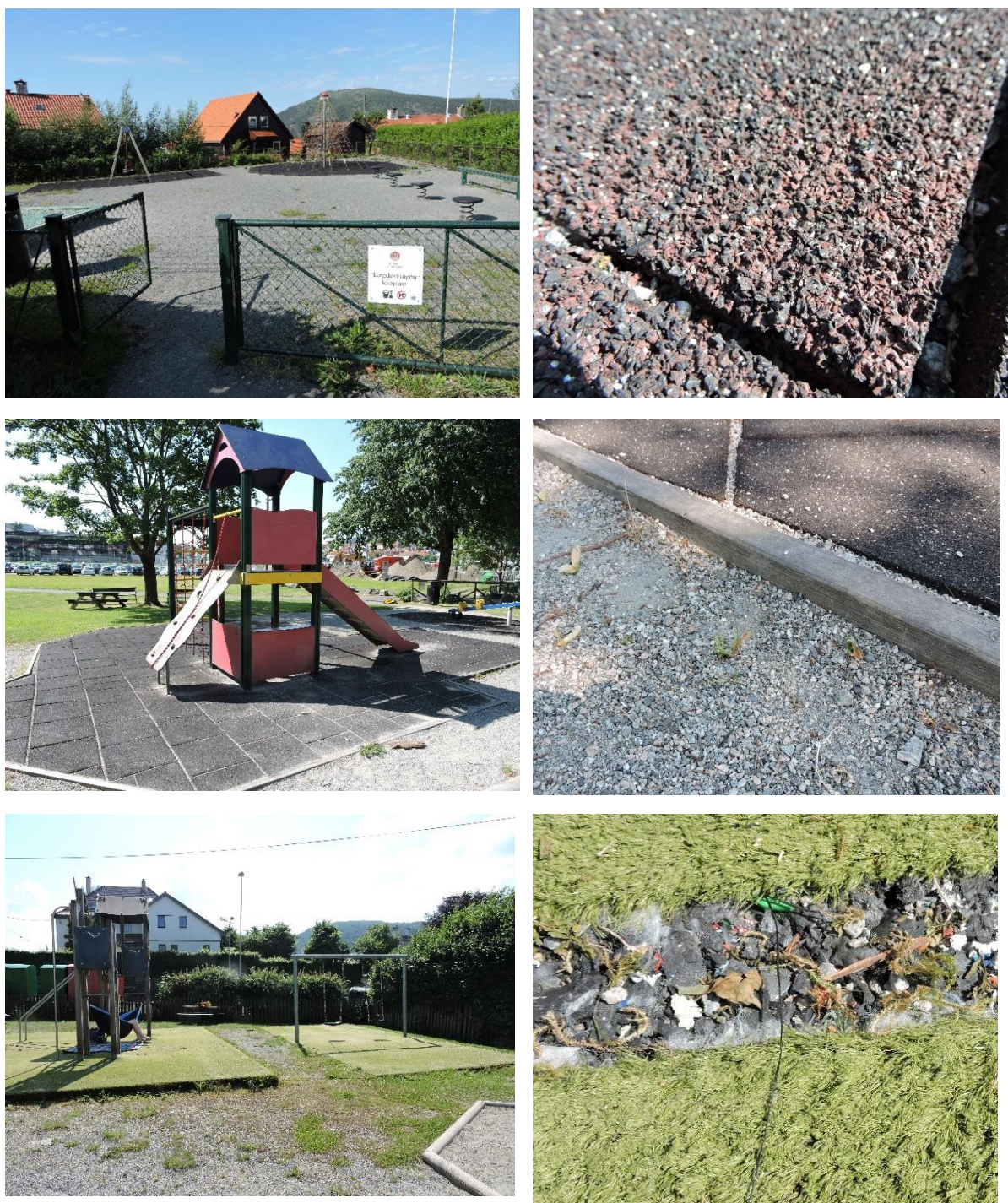
## Lekeplasser

Prøvene representerte et utvalg lekeplasser med ulike fallunderlag av plast og gummi (Tabell 4.6). Det var ikke rom for mer enn én prøve per lekeplass, og denne ble tatt i områder hvor mikroplast var forventet å samle seg ved avrenning, som i groper i underlaget eller veikanter der vanndammer samler seg, eller ved utgangene. Prøvene er derfor ikke representative for hele lekeplassen, men er sannsynligvis høyere enn gjennomsnittet på lekeplassen. Undersøkelsen tok kun for seg de store partiklene av fallunderlag (> 500 µm) og innbefattet også observasjoner av slitasje på underlagene og spredning rundt lekeplassen.

Vi observerte støtdempende underlagsmateriale som var slitt av og spredt rundt lekeplassene ved alle lekeplassene (Figur 4.10). Partikler ble observert rundt lekeplassen, på murer og kanter, i blomsterbed, grus og på områder ut mot veiene rundt. Med andre ord observerte vi materialer i ferd med å fraktes ut av området. Mikroplast var også målbart med FTIR, og viser at spredning av mikroplast fra underlaget ved slitasje og avrenning kan forventes. Analyseresultatene viser at det er varierende konsentrasjoner av mikroplast i sand og grus utenfor fallunderlaget, og ikke alltid i sammenheng med fallunderlagets alder. Den høyeste konsentrasjonen ser vi ved den gamle lekeplassen i Lægdesvingene som fikk gummiheller i 2012 (Figur 4.10, Tabell 4.6). Til sammenlikning har den over fem år gamle lekeplassen ved Jonas Lies vei det laveste innholdet av mikroplast (Tabell 4.6, Figur 4.10).

Tabell 4.6. Oversikt over lekeplasser med ulik alder og fallunderlag, for analyse i prosjektet med total mikroplastkonsentrasjon (mg/kg ts) for partikler over 500 µm.

Lekeplass	Underlag	Rehabilert, år	MP > 500 µm (mg/kg ts)
Lægdesvingen vest	Gummiheller, grus	> 5 år, 2012	2,481
St. Sunnivas vei	Gummibark, gummiheller, grus	> 5 år, gummibark fra 2015	0,217
Jonas Lies vei	Kunstgress, grus, gressarmering	> 5 år	0,014
Fløyen lekeplass	Grusdekke/gressarmering/playtop/gummibark	< 3 år, 2016-2017	0,096
Kanonhaugen	Gressarmering, gummibark, asfalt, grus	< 3 år, 2017	0,07
Bendixens vei	Gummibark, grus, gress	< 3 år, 2017	0,356
Hjelms vei	Playtop, grus	< 3 år, 2019	0,204



Figur 4.10. Øverst: Lægdesvingen Vest lekeplass, med grus og slitte gummiheiler fra 2012. Midten: St. Sunniva med gummiheiler inntil grus, Nederst: Jonas Lies vei med slitt kunstgress og grus. Foto: NORCE, Einar Bye-Ingebrigtsen.



Figur 4.10 (Fortsetter). Fra venstre øverst: Fløyen med grus, gummibark og Playtop; Kanonhaugen med gressarmering, Bendixens vei med gummibark grus og gress, Hjelm's vei lekeplass med playtop underlag. Røde piler peker på noen synlige store plastbiter som er slitt av underlaget. Foto: NORCE, Einar Bye-Ingebrigtsen

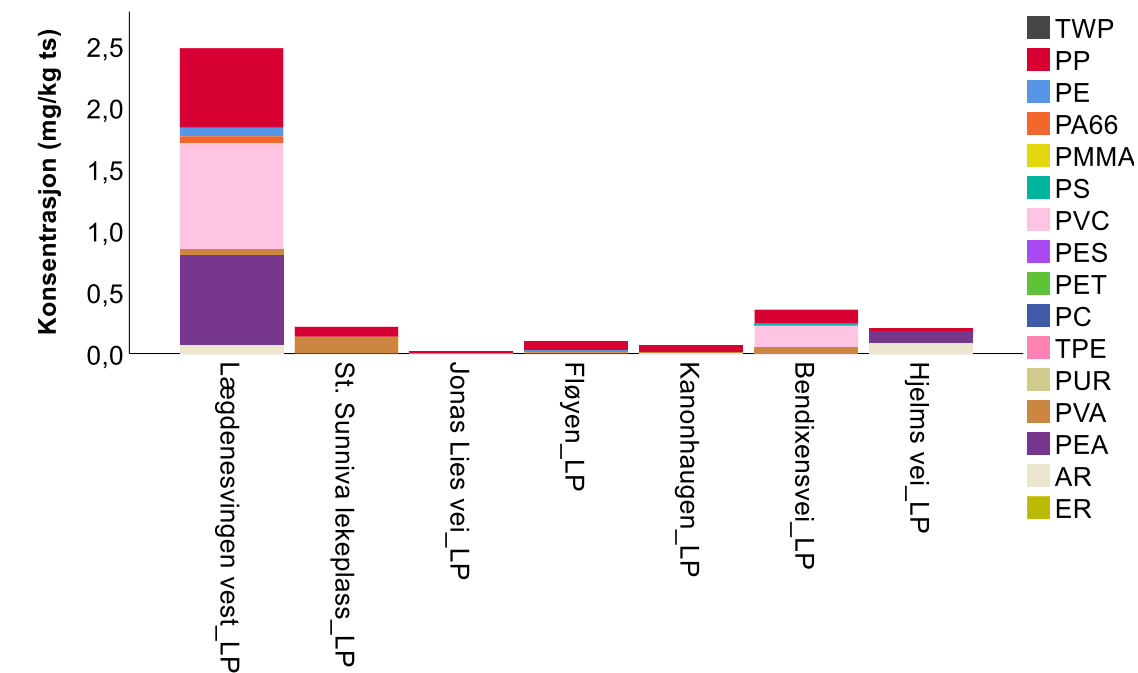
På lekeplasser finner man lekeapparater som ofte er av hardplast (PP og PE) og ved bruk vil disse apparatene gjennomgå slitasje. Denne slitasjen kan føre til mikroplast i område (Figur 4.11 A).

I prøvene fra lekeplassene ble det identifisert ti ulike polymerer (Figur 4.11A) Det er også synlige rester av avfall og andre typer plast enn fallunderlagene, som bidrar til innholdet av mikroplast i prøvene. I prøven fra Lægdenesvingen vest var de dominerende polymerene PP, PVC og PEA. Polypropylen ble identifisert ved alle lekeplassene. Polypropylen er en av de mest brukte plasttypene i verden og brukes iblant annet mat- og godteriinnpakning, men også som hardplast og i tau.

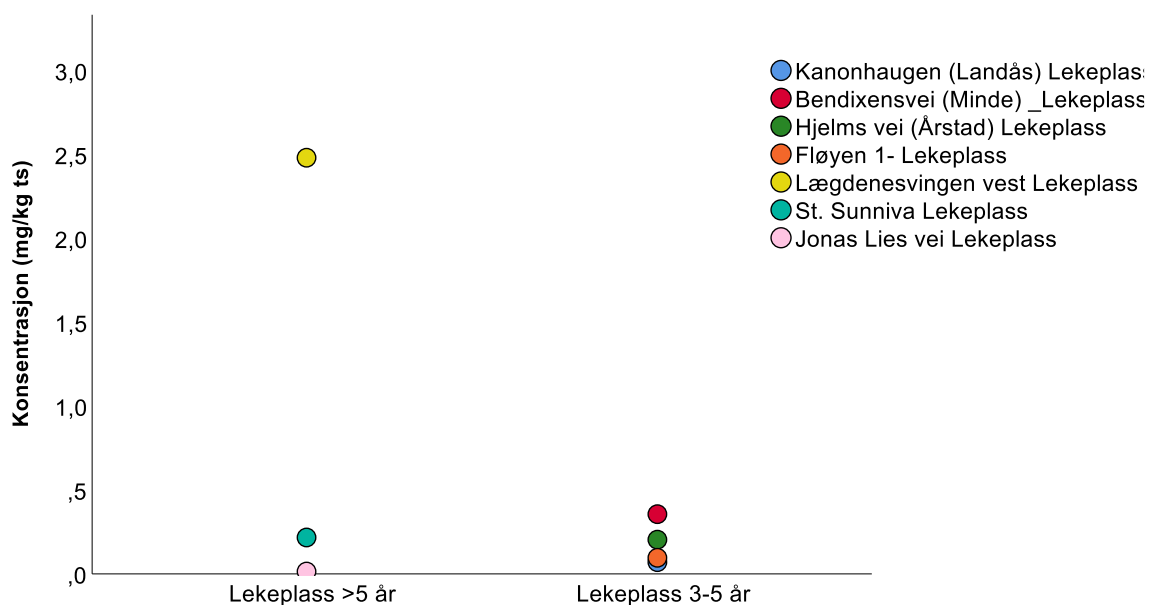
Mengden mikroplast i prøvene fra lekeplassene viser stor spredning Det er ingen tydelig sammenheng med årgangen til lekeplassen (Figur 4.11 B). Lekeplassen Lægdenesvingen vest skiller seg ut med tydelige høyere konsentrasjoner enn de seks andre undersøkt og er av en eldre årgang. Slitasje som skyldes grus inntil fallunderlaget ser ut til å ha en betydning for slitasje, men dette er ikke systematisk undersøkt, og prøvematerialet er for lite til å gå i dybden i denne undersøkelsen. Resultatene viser også at mikroplasten ikke utelukkende stammer fra det syntetiske underlaget, og at det er mange polymerer som er representert i mikroplasten på lekeplassene.

Begrensningen i antallet prøver som kunne inkluderes i undersøkelsen gjør at dette kan betraktes som en foreløpig undersøkelse av mikroplast fra lekeplasser.





A



B

Figur 4.11. A) Total mikroplastkonsentrasjon (mg/kg ts) av de store partiklene (0,5-1 mm) og bidrag fra enkeltpolymerer på lekeplasser (LP) i Bergen 2019. De eldste fallunderlagene til venstre. B) Mikroplastkonsentrasjon (mg/kg ts) ved utvalgte lekeplasser i forhold til fallunderlagets alder.

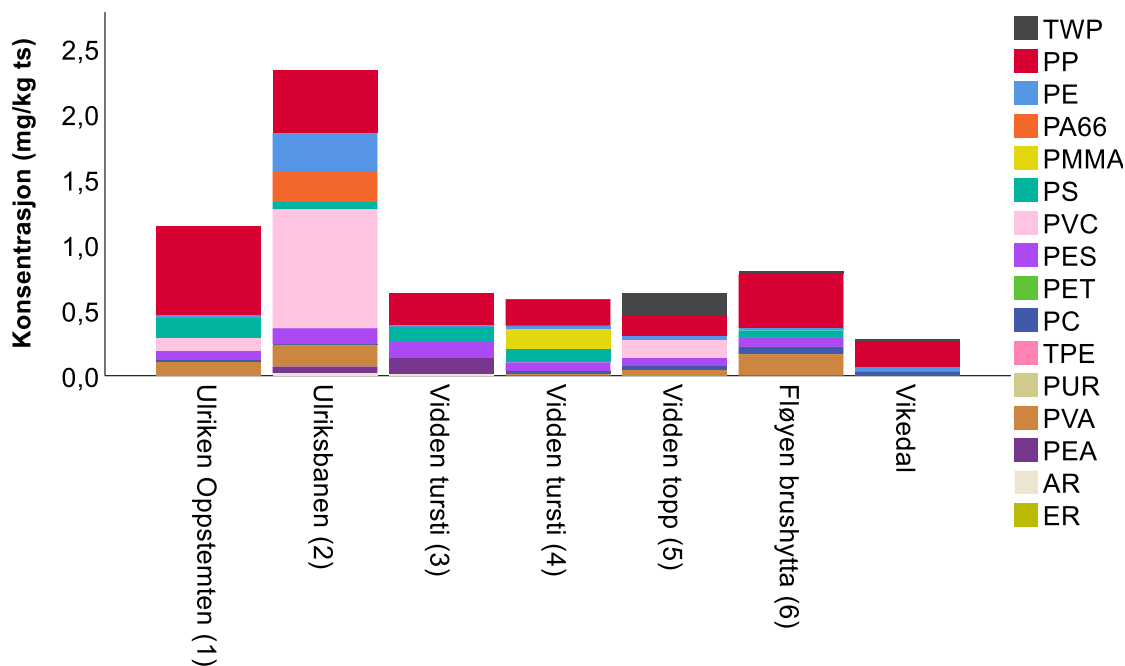
## Fjell og vidde

I alle prøvene samlet inn fra fjellområdene ble det identifisert mikroplast, inkludert prøven fra området definert som kontrollområde (Vikedal) (Figur 4.12). De høyeste konsentrasjonene ble identifisert ved Ulriksbanen og i Oppstemten på vei opp til Ulriken (Tabell 4.7). Den laveste konsentrasjonen ble identifisert ved kontrollområdet Vikedal (Tabell 4.7) Den lave konsentrasjonen i Vikedal kan ha vært påvirket av regn dagen for prøvetakning, og at prøven derfor ble tatt delvis i vann. Det er likevel sannsynlig at mye av mikroplasten i sedimentet ville holde seg i prøven, og vi anser resultatet som troverdig, selv om små variasjoner betyr relativt mye med så lave konsentrasjoner. Disse resultatene bekrefter at områdene uten særlig menneskelig påvirkning eller trafikk har lave konsentrasjoner mikroplast, selv om det er målbart i alle prøvene. Det ble observert relativt like konsentrasjoner fra alle prøvene tatt over Vidden (prøver nr. 3-5), til tross for at den ene ble samlet inn ca. 100 m borte fra stien. Disse resultatene kan være indikasjon på at prøvene inneholder mikroplast som stammer fra atmosfærisk nedfall, men kan også ha akkumulert plast over mange år.

Studien gikk ikke nærmere inn på nedfall av mikroplast fra atmosfæren. Mikroplast som atmosfærisk nedfall er blitt identifisert i områder langt unna befolkningen, som Antarktis og Arktis (Aves et al., 2022; Bergmann et al., 2017; Munari et al., 2017; Waller et al., 2017), men også i større byer som Paris og Hamburg (Dris et al., 2015; Klein & Fischer, 2019). Fjellområder er en lite undersøkt lokasjon for mikroplastkonsentrasjoner. De franske Pyreneene er blitt undersøkt for atmosfærisk nedfall og identifiserte høye mengder mikroplast per dag (Allen et al., 2019). Metoden brukt ved undersøkelser av atmosfærisk mikroplast er ulik metoden brukt i dette prosjektet, ettersom det her er undersøkt sedimenter for også annen mikroplast enn atmosfærisk. Derimot er det fullt mulig at noe av mikroplasten identifisert i våre prøver stammer fra atmosfærisk nedfall, og dette vil kunne utgjøre en større andel av plastforurensningen i områdene langt fra menneskelig påvirkning.

Tabell 4.7. Oversikt over prøveområder for fjellprøvene, med total mikroplastkonsentrasjoner av mikroplast (mg/kg ts).

Prøvepunkt	Nr	Kategori	Prøvedato	MP (mg/kg ts)
Vikedal fjell		Avsidesliggende	20.05.2019	0,80
Oppstemten	1	Sentrumsnært	10.09.19	0,28
Ulriken plattform	2	Sentrumsnært	10.09.19	1,14
Vidden Tursti 1	3	Sentrumsnært	10.09.19	2,34
Vidden Tursti 2	4	Sentrumsnært	29.10.19	0,63
Vidden topp (utenfor stien)	5	Sentrumsnært	29.10.19	0,59
Fløyen Brushytte	6	Sentrumsnært	10.09.19	0,63



Figur 4.12. Mikroplastkonsentrasjon (mg/kg ts) fra de sentrumsnære tursstiene i fjellområdene (tall i parentes angir nummer i kartet Figur 3.10 og 3.12 og Tabell 4.7).

Mikroplast i prøvene fra fjellområdene er dominert av PP, som vi finner i alle prøvene (Figur 4.12). PP brukes ofte i plastprodukter som er assosiert med forsøpling, som mat- og godteriemballasje, men også drikkeflasker og tau. Partiklene indentifisert som PP kan dermed både stamme fra forsøpling langs fjellstien, men også atmosfærisk transport fra andre områder. Partiklene fra prøvepunktene lengre unna menneskelig påvirkning kan stamme fra atmosfærisk nedfall, men denne studien ble ikke gjort med henblikk på å bestemme mengden atmosfærisk nedfall. Dekkpartikler indentifisert i disse prøvene kan også sannsynligvis stamme fra fjellsykler i byfjellene, eller motorkjøretøy i forbindelse med anlegning av kraftlinje i Vikedal. En liten mengde dekkpartikler ble også indentifisert ved Brushytten ved Fløyen, trolig ettersom dette er et område med både biler og sykler. Mengden PVC indentifisert ved Ulriksbanen kan trolig stamme fra byggearbeid som ble gjennomført her ved prøvetidspunktet.

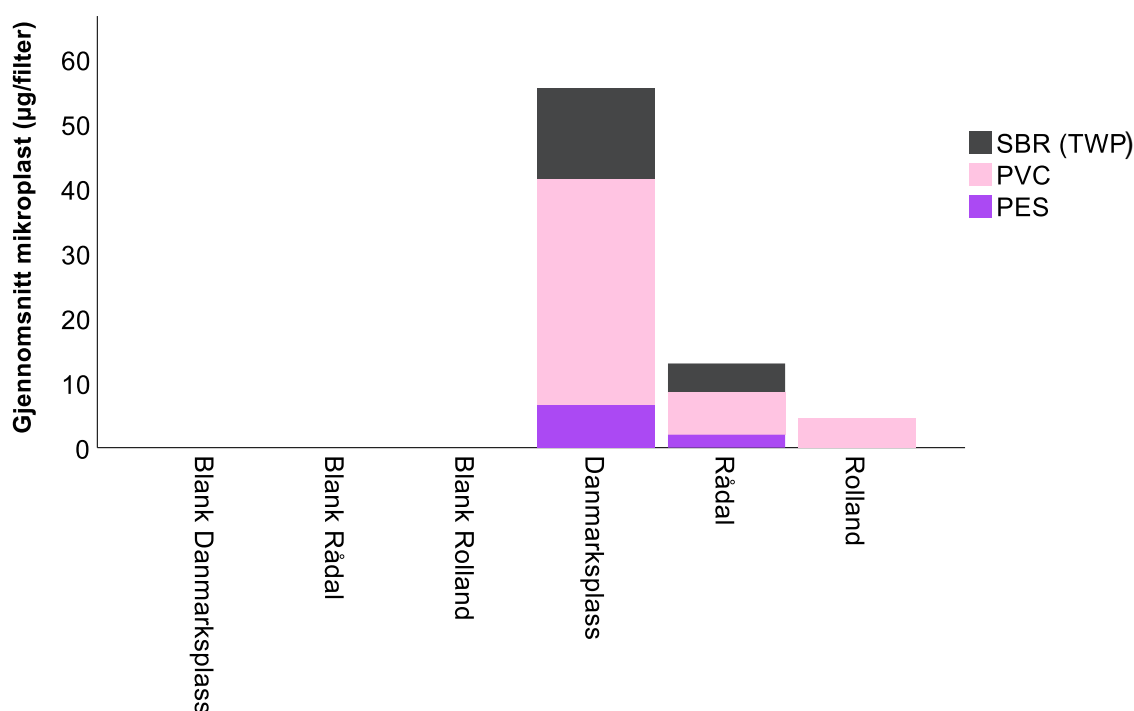
## Svevestøv

Studien hadde til hensikt å vurdere om det var hensiktsmessig å ta i bruk kommunale luftmålestasjoner for analyser av mikroplast i luft. Glassfiberfiltrene fra luftmålestasjonene fra henholdsvis lavt og høyt trafikkerte områder ble analysert etter to perioder om vinteren. I januar til februar ved målestasjonen på Danmarks plass er mengden finstøv normalt høy i vintermånedene, påvirket av piggdekkbruk og tung luft som legger seg i denne gryten innerst i Byfjorden ved kaldt vintervær. Både i januar og februar, 2019, var det også mindre nedbør enn gjennomsnittlig. Tørt og kaldt vær, spesielt i piggdekk sesongen, fører til høyere konsentrasjoner av PM (FHI, 2017). Dette kan også påvirke mikroplastkonsentrasjonen indentifisert.

Resultatene av finstøvet fra luftmålestasjonene bekrefter at det er mikroplast i svevestøvet (Figur 4.13). Det ble funnet både dekk gummi, PVC og PES i noen av prøvene. For mange av prøvene var

mengden mikroplast under deteksjonsgrensen. I blankprøvene som ble satt inn i filterholderne en kort stund og håndtert på samme måte som prøvefilterne, ble det ikke funnet mikroplast, og vi kan konkludere med at plast i filterholderen ikke påvirker resultatet. Vi konkluderer med at mikroplast er målbart i støv i byluften.

De mikroplasttypene som ble identifisert var PVC, PES og dekkpartikler. Dekkpartiklene stammer høyst sannsynlig fra forurensing fra trafikk og slitasje på dekk. Identifiseringen av dekkpartikler understreker distribusjonspotensialet via luften også av polymertyper med høy tetthet. PES er en typisk polymer som brukes i tekstiler og fiber, dermed stammer trolig partiklene fra små fiber fra tekstiler. Kilden til PVC er vanskeligere å definere, men stammer trolig fra veiarbeid og trafikk (Se avsnitt 4.4).



Figur 4.13. Gjennomsnittlig mikroplastmengde (µg/filter) med bidrag fra identifiserte polymerer i finstøv fra de tre kommunale luftmålingsstasjonene. For målestasjonene er n=2, for blankprøvene er n=1.

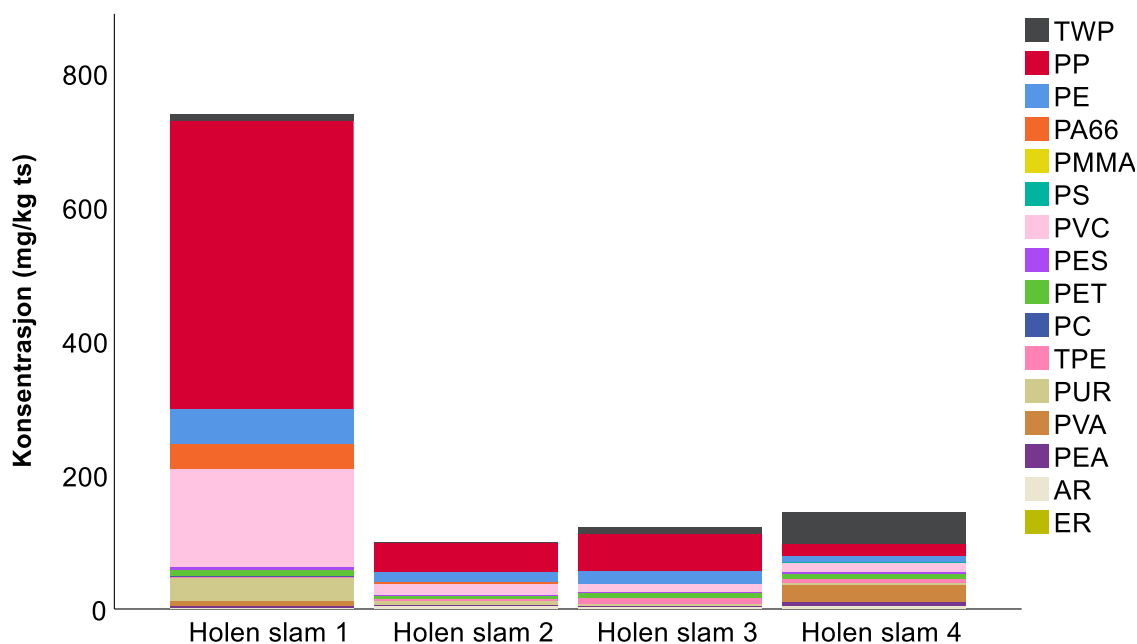
Undersøkelsen har bidratt til å forbedre metoden for å identifisere mikroplast i luft og er en bekreftelse på at kommunens luftmålestasjoner kan benyttes til overvåking av mikroplast i svevestøv ved å gjennomføre noen modifikasjoner. Ved videre undersøkelser av mikroplast i svevestøv anbefaler vi at glassfiberfiltrene byttes ut med stålfiltre (1 µm porestørrelse) og at prøvetakningen varer en lengre periode enn 3-4 uker, særlig når mengden svevestøv er lav. På denne måten vil denne prøvetakningsformen kunne være kostnadseffektiv og kunne gi svar på mikroplastinnholdet i byluften under vanlig drift av målestasjonene.

Mikroplast er, i likhet med resultatene fra denne undersøkelsen, identifisert i luften i ulike konsentrasjoner fra flere byer tidligere. Ettersom resultatene her ikke ga kvantitative resultater, er det ikke mulig å gjennomføre en sammenligning av konsentrasjoner. Store byer som Paris og Hamburg, med innbyggertall på rundt 2 millioner, viser høye konsentrasjoner av mikroplast fra luften, da ofte som mikroplastfiber (Dris et al., 2015, 2016; Klein & Fischer, 2019). Også byer på omtrentlig samme størrelse som Bergen viser betydelige konsentrasjoner av mikroplast (Cai et al., 2017).

## Avløpsslam og biogass

Undersøkelsen av avløpsslam og materiale fra biogassanlegg hadde til hensikt å øke kunnskapen om mengden mikroplast i slammet fra Holen avløpsrensaneanlegg og videre prosessering i biogass. Det ble undersøkt en parallell på ca. 50 g prøvemateriale per prøvedato, som fører til at resultatene viser et øyeblikksbilde av mikroplastmengdene. Vi forventet store variasjoner og må anta at gjennomsnittet er representativt for slammet i anlegget.

Når det er nedbør fører dette til større vannmengder inn til rensaneanlegget, noe som fører til mindre effektiv rensing og et større utslipp til havet. Nedbørsmengden fra prøvetidspunktet varierte. Tidsperioden fra høy nedbørsmengde og inntak i rensaneanlegget til ferdig slam som prøvene er tatt fra er derimot usikker. Nedbørsmengden i Bergen i prøvetakningsperioden viste ingen tydelig trend i forhold til resultatene fra slamprøvene fra Holen rensaneanlegg. Den første prøven som ble samlet inn fra rensaneanlegget viste en tydelig høyere konsentrasjon av mikroplast enn de tre senere prøvetidspunktene (Figur 4.14). Denne høye mikroplastkonsentrasjonen er dominert av den høye konsentrasjonen av PP- og PVC-partikler.

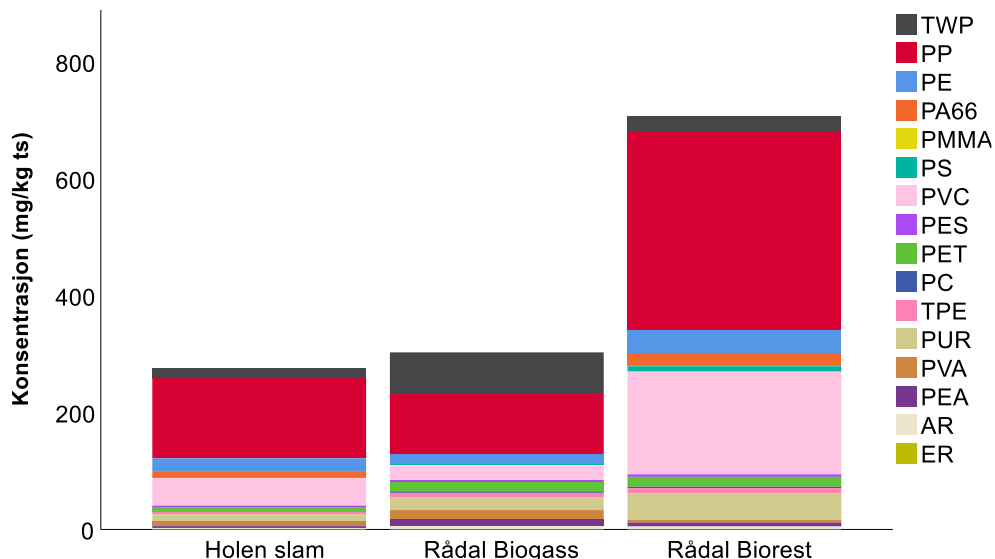


Figur 4.14. Den totale mikroplastkonsentrasjonen (mg/kg ts) med bidrag fra de enkelte polymerene i avløpsslam fra Holen avløpsrensaneanlegg på fire tidspunkt høsten 2019.

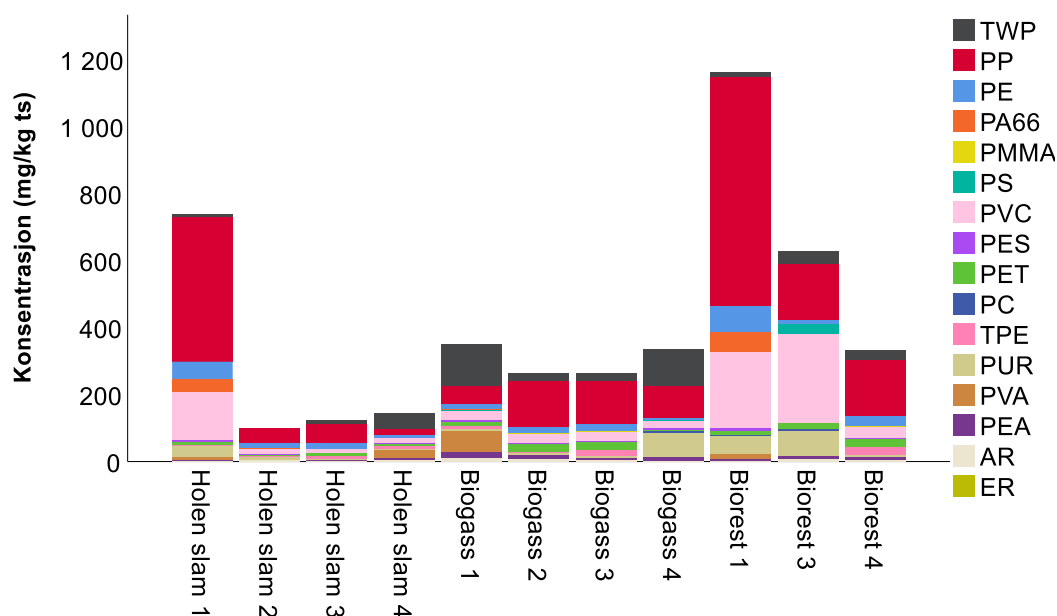
Fra Rådalen biogassanlegg ble det samlet inn prøver for å undersøke om biogassanlegget bidro til nedbrytning av plastinnholdet i råtnetanken. I Figur 4.15 ser en tydelig at det ikke er noen nedgang i mikroplastinnhold fra biogass til biorest. Fermenteringen bidrar med andre ord ikke til nedbrytning av enkelte polymerer. Derimot er mikroplastkonsentrasjonene høyere i biorest enn slam før biogassproduksjon. Dette skyldes at organisk materiale omdannes til metangass i anlegget, og dermed oppkonsentreres ikke-nedbrytbart materiale som mikroplast.

Mengden PP og PVC er tydelig dominerende i mikroplasten før og etter biogassproduksjon, mens TWP ikke er like dominerende som i prøver fra gatene. Disse resultatene viser også øyeblikksbilder av mikroplastmengden i biogassanlegget. Vi antar at mengden i inntaket (slammet) og dermed

sammensetningen vil variere mye over tid. Prøvene fra biogassanlegget er tatt samme dag, og det er derfor ikke det samme slammet som det er blitt tatt prøve av før og etter biogassproduksjon. I råtnetanken blandes dessuten nytt og gammelt slam, og oppholdstiden i anlegget er ikke lik for alt materialet.



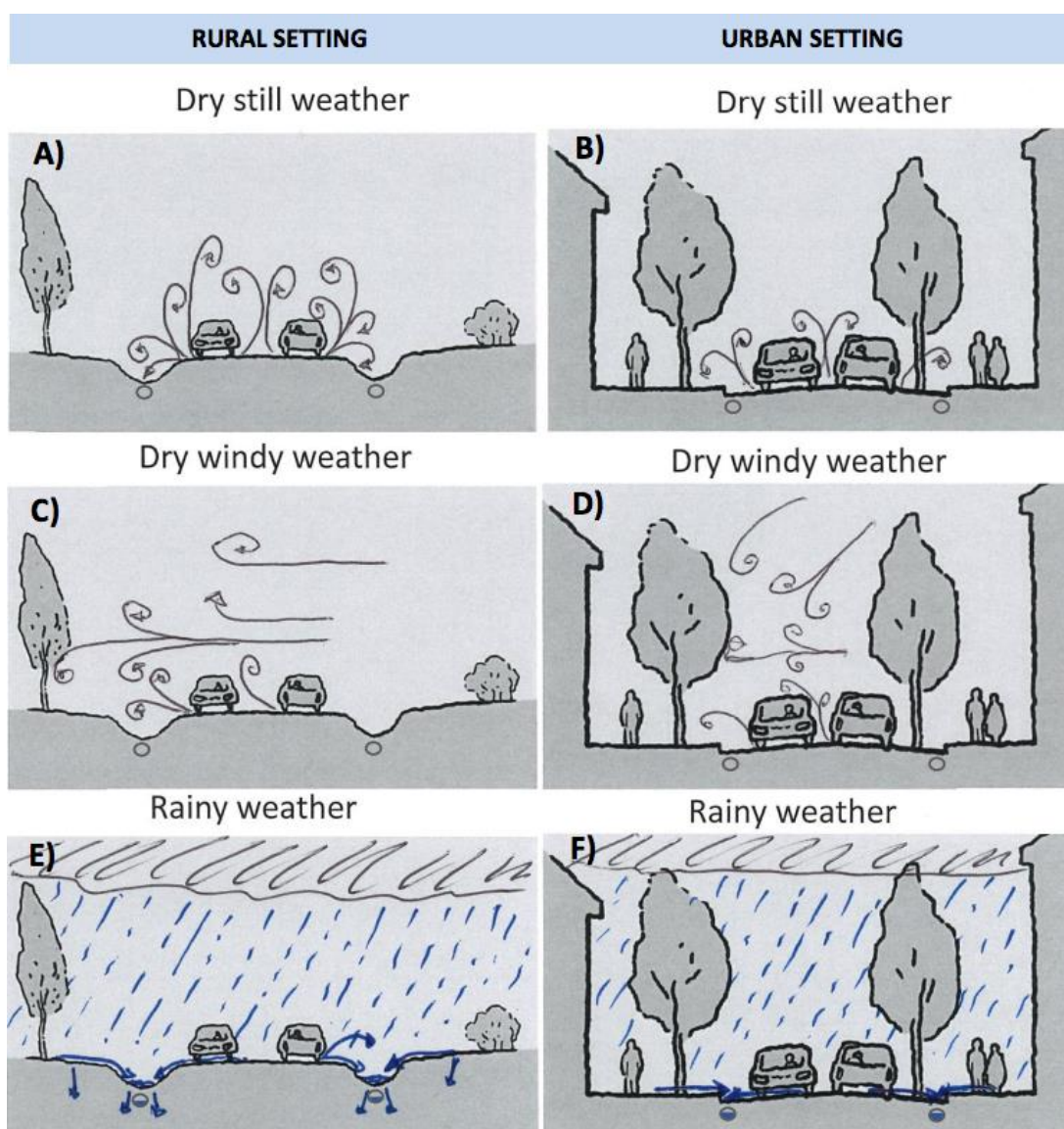
Figur 4.15. Gjennomsnittskonsentrasjon (mg/kg ts) og bidrag fra identifiserte polymerer i avløpslam fra Holen rensesanlegg, Ferdig blandet og hygienisert slam før Biogassproduksjon (Biogass) og det brukte slammet etter biogassproduksjon i råtnetanken (Biorest).



Figur 4.16: Den totale konsentrasjonen (mg/kg ts) og innhold av ulike identifiserte polymerer i prøvene fra avløpsrensanlegget ved Holen, samt før (biogass) og etter biogassproduksjon (biorest). En prøve av biorest ble underkjent i kvalitetskontroll.

## Spredningsveier for mikroplast fra vei

Vogelsang et al. (2019) har presentert et forslag på hvordan partikler beveger seg i urbane og landlige områder (Figur 4.17). Til tross for at områdene undersøkt i forstedene ikke kan defineres som landlige, ettersom de har mer bebyggelse, kan illustrasjonen være en god beskrivelse av prinsipper for mikroplastfordelingen i naturen. Hovedidéen her er at partikler blir mer spredt i mindre befolkede områder ettersom det her er færre «hindringer» som holder partiklene i nærheten av forurensingsområdet, dermed kan partiklene havne for eksempel i et nærliggende sandfang eller utenfor veien. Denne beskrivelsen passer med våre resultater, da vi identifiserte høyere konsentrasjoner i sentrumsprøvene fra veikantene, lavere konsentrasjoner fra veikantene i forstedene og høye konsentrasjoner fra sandfangsprøvene. Mikroplasten langs forstadsgatene har også et år på å spre seg og er påvirket av alle sesongene i løpet av året mellom hver gatevask. Som nevnt er også vind og regn pådrivere til å spre mikroplast (Vogelsang et al., 2019). Studien er ikke egnet til å konkludere om spredningsradius påvirkes av hus og vegetasjon langs veiene

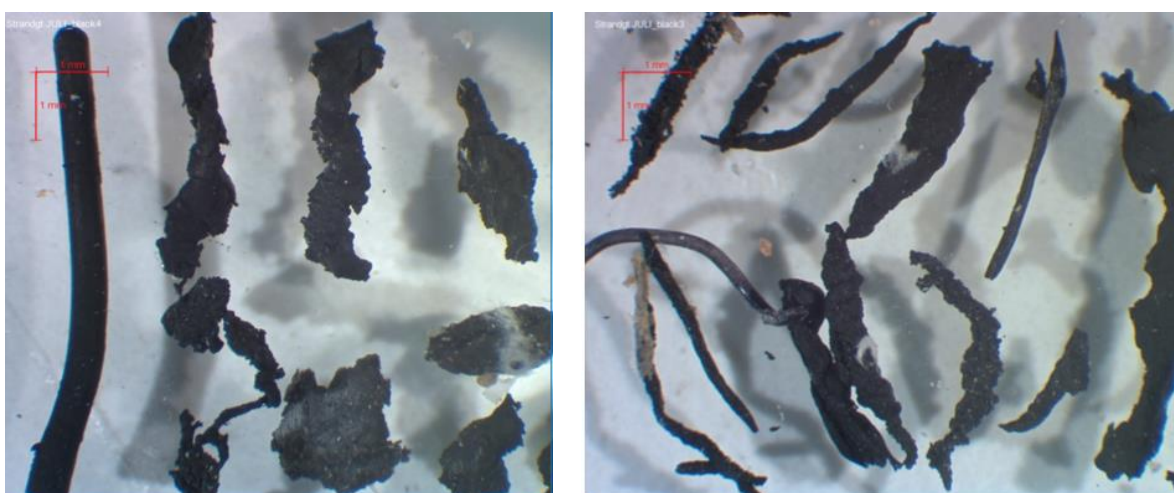


Figur 4.17. Illustrasjonen viser hvordan dekkpartikler kan bevege og spre seg fra veier i urbane og landlige omgivelser. Illustrasjon gjengitt fra Vogelsang et al. (2019).

Resultatene fra Bergens bygater og forsteder viser at dekkpartikler er den dominerende kilden til mikroplast i både kostemasse- og sandfangsprøvene. Dette støtter også tidligere påstander om at dekkpartikler er en betydelig kilde til mikroplast og den største kilden i Norge, antatt å utgjøre ca. 40% av den totale mikroplastforurensningen (Miljødirektoratet, 2021; Sundt et al., 2016). Samt arbeid som hevder at gatestøv langs veikantene består av betydelige mengder dekkpartikler og at de transporteres med overflatevann fra gatene og muligens ned i et nærliggende sandfang (Verschoor et al., 2016; Vogelsang et al., 2019). Det har til nå imidlertid vært mangel på faktiske analyser av miljøprøver, og metoden for kvantifisering av dekkpartikler har vært under utvikling. Vi forventer at kartlegging av dekkpartikler vil bli gjennomført innen en rekke miljøprøver med de nye analysemetodene, som også denne studien har bidratt til å utvikle. Kole et al. (2017) angir at dekkpartikler utgjør 5-10% av all plast som havner i havet. Høyt trafikkerte veier som ligger nær sjø, som Strandgaten/Strandkaien, kan også i Bergen bidra til et høyere utslipp av dekkpartikler direkte til havet, i tillegg til utslipp via avløpsrør fra sandfang.

Selv om det ikke er en del av dette arbeidet er det verdt å nevne at giftigheten til dekkpartiklene er relevant å kjenne til ettersom dekkpartikler er en såpass betydelig kilde til mikroplast. Halsband et al. (2020) identifiserte lekkasje av tungmetaller og tilsetningsstoffer fra dekkpartikler i sjøvann. Studier viser at dekkpartikler er kilder til for eksempel tungmetaller, polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og benzotiazoler som slippes ut i miljøet, dette er stoffer som kan forårsake alvorlig toksisitet eller død hos (vannlevende) organismer (Adachi & Tainosho, 2004; Halle et al., 2020; Hwang et al., 2016). Dekkpartikler i det terrestre miljøet kan dermed ha langsiktige virkninger.

Dekkpartikler gjenkjennes med typisk form og farge, som vist i Figur 4.18. De inkorporerte mineralene kan påvirke og endre utseende til dekkpartiklene. Dekkpartiklene ble her observert i farger varierende fra mørk svart til grå, og teksturen var varierende, fra myk og gummiaktig til mer herdet med flere mineraler til stede.



Figur 4.18. Dekkpartikler med karakteristisk form og farge identifisert i prøvene fra studien.



## 6. Mulige tiltak for å begrense spredning av mikroplast

Basert på resultatene fra de byområdene som er studert og resultatene fra denne studien, kan vi konkludere med at tettbefolkede områder er mer forurenset av mikroplastpartikler enn mindre befolkede områder. Vi finner sammenheng mellom trafikk og mikroplast både i sandfang og gater, i luft og i naturen rundt. Dette støtter flere studier som viser en positiv sammenheng mellom befolkningstetthet og mikroplast eller plastutslipp (Buttulgua et al., 2019; Lin et al., 2018; McCormick et al., 2014; Moor et al., 2011; Velle et al., 2020; Yonkos et al., 2014, Zhang et al., 2020).

Resultatene fra denne studien viser at gater kan være hotspots for mikroplastforurensning, og at forstadsgater også er forurenset, men i mindre skala. Resultatene fra sandfangsprøvene indikerer at både forsteder og byområder er forurenset, og at sandfangene inneholder store mengder mikroplast etter en årlig akkumulering. I prøvene fra bykjernen var som nevnt dekkpartikler en dominerende kilde til mikroplast i både kostemassene og sandfangene. Chen et al. (2020) fant at forstadsgater også er forurenset av mikroplast, spesielt da av dekkpartikler, i likhet med resultatene våre. De høye konsentrasjonene av dekkpartikler i kostemassene kan indikere at veivaskingen er en fordelaktig måte å begrense spredningen av dekkpartikler i de urbane områdene. Ved at det også var høye konsentrasjoner av dekkpartikler (og andre polymerer) i sandfangsprøvene fra de urbane områdene vet vi at mikroplastpartikler unnslipper veivaskingen og blir transportert ned i sandfangene. Derimot, siden sandfangsprøvene representerer en årlig mikroplastansamling, kan mikroplastpartiklene også komme inn i sandfangene om vinteren og bli transportert fra gatene med smeltevann og overflatevann. Veiene i bykjernen blir ikke like hyppig vasket om vinteren som resten av året. I områdene der kostemassene har vist å ha høy mikroplastkonsentrasjon, men det også er lav kostefrekvens vil det kunne være nyttig å øke kostefrekvensen for å begrense spredningen av mikroplastpartikler.

En nylig studie som har undersøkt fjorden rundt Bergen, rapporterte høye konsentrasjoner av mikroplast som antas å stamme fra havneaktiviteter, urban overflateavrenning og utslipp av avløpsvann (Haave et al., 2019). Andre studier av urbane renseanlegg, urbant avløpsvann og overvannsavløp finner mikroplast i høye konsentrasjoner (Bayo et al., 2020; Dris et al., 2015; Liu et al., 2019; Mintenig et al., 2017). Elvestudier gjort i nærheten av urbane områder konkluderer ofte med at mikroplastkonsentrasjonen øker i mer befolkede områder (Velle et al., 2020).

Bergen kommune har innført ulike tiltak for å hindre spredning av mikroplast og makroplast i henhold til kommunens plaststrategi. De vil fortsette arbeidet med dette, nå også basert på resultatene fra denne studien.

### **Oppfølging av sandfang**

Det arbeides for tiden i Bergen kommune med en ny handlingsplan for drift og vedlikehold av det kommunale veinettet 2022-2025, hvor ett av tiltakene er hyppigere tømming av sandfang for å hindre spredning av blant annet mikroplast.

### **Gjenbruk av kostemasser**

NORCE skal sammen med Bergen Kommune og Fana Stein og Gjenvinning utføre et forprosjekt på å forbedre vaskeprosessen for fjerning av miljøgifter og mikroplast fra kostemasser som leveres fra kommunale veier. Massene skal resirkuleres og benyttes som strøsand om vinteren, og målet er å hindre spredning av miljøgifter så vel som mikroplast gjennom avløpsvann og ny spredning av rensede masser.

## Snødeponi

Snøen i urbane områder kan inneholde store mengder forurensinger, både mikroplast og miljøgifter. Tidligere er snø samlet fra snømåking blitt dumpet direkte i sjøen. Nå prioriterer Bergen kommune å samle snøen på dedikerte området med innførte tiltak for å hindre spredning av forurensninger.

## Byforsøpling

Bergen har et svært avansert og effektivt bossnett, der også bosskorger (søppelkurver) kan kobles til. Sammen med andre bosskorger som komprimerer søppelet som kastes gir dette stor kapasitet. Antall sensorbaserte bosskorger vil økes fremover. Den mest effektive måten å forhindre forsøpling på er gjennom holdningsskapende arbeid. Ved å forhindre forsøpling fjerner vi også en viktig kilde til mikroplastforurensning

## Kunstgressbaner

Bergen kommune har innført tiltak for å begrense spredningen av gummigranulat fra kunstgressbanene om vinteren. Blant annet skal ikke snøen brøytes ut av banen, kun en bane per bydel skal maskinbrøytes, og noen av banene har fått eget areal for trygg snødeponering. Gamle baner som ikke er pålagt å installere ringmur, gjerde eller rister ved utgangene, har fått filter/oppsamler under kumlokkene. I tillegg gjennomføres dugnad for opprydding sammen med de ulike idrettslagene. Disse tiltakene er innført i tillegg til kravene om ringmur og rist ved utgangene som ble innført med forskriften i Forurensningsforskriften i 2021. Kommunen prøver nå også å finne et optimalt alternativ til syntetisk gummigranulat for å bruke på kunstgressbanene i Bergen som samtidig tilfredsstillere kravene fra Norges Fotballforbund

## Lekeplasser

Fallunderlagene på lekeplasser har strenge krav for funksjonalitet som begrenser alternativer til syntetisk underlag. Derimot blir det nå gjennomført et pilotprosjekt med bruk av kork som fallunderlag, som er et naturlig produkt. Fallunderlag legges kun under apparatene og ikke over hele lekeplassområdet. Overganger fra syntetisk fallunderlag til sand og grus bør unngås, da dette skaper friksjon og dermed slitasje. I stedet kan fallunderlagene kantes med for eksempel metall-lister, stein eller trestokker.

## Avløpsslam

Det høye innholdet av mikroplast i avløpsslam og slam fra biogassanlegget gjør disse massene til en potensiell kilde for spredning av mikroplast fra byer til miljøet. Resultatene fra bioresten må vurderes sammen med de positive gevinstene ved resirkulering av næringsstoffene som gjødsel. Det foregår mye forskning på temaet (Nizzetto et al. 2016, Crossman et al. 2020). og resultatet av denne forskningen blir viktig når man skal vurdere eventuelle renseprosesser for å kunne resirkulere ressursene i avløpsslammet på en best mulig måte.

## Begrensninger i studien

Det var noen begrensninger ved studien som bør noteres. Størrelsesgrensen for deteksjon i denne studien ble satt til 50  $\mu\text{m}$ , og partikler under denne størrelsen ble ikke analysert (med unntak av prøvene av svevestøv). Grensen ble valgt da de fleste av våre miljøprøver var antatt å være sterkt forurenset av mikroplast. Pyr-GCMS hadde en deteksjonsgrense på 10  $\mu\text{g}$  i denne studien på grunn av kompleksiteten til prøvene undersøkt. Polymerer med en mengde under 10  $\mu\text{g}$  lar seg dermed ikke kvantifisere. Prøvene i denne studien hadde høye mengder ekstrahert mikroplast og derfor kunne bare

en liten andel av prøven analyseres på ATR-FTIR og Pyr-GCMS for å ikke dekke filteret med for mye materiale (FTIR) eller overbelaste kolonnen (Pyr-GCMS). Delprøveanalyse og omregning tilbake til 100% prøve (Likning 1-3, kapittel 8.3) vil føre til følgefeil i estimatene av mikroplastkonsentrasjonene. Dette er derimot tilfellet i alle studier der delprøver undersøkes og omregnes til en standard enhet (mg/kg ts). Selv med de små delprøvene som utgjorde kun noen prosent av prøven var noen påviste masser utenfor skalaen til målingene, og det er ikke mulig å analysere hele prøven. Flere paralleller ville måtte analyseres på Pyr-GCMS for å få et helt representativt resultat, noe som er begrenset av økonomi i de fleste mikroplaststudier.

Metoden Pyr-GCMS som ble brukt for å undersøke de små mikroplastpartiklene (0,05-0,5 mm) kunne først ikke identifisere TPE og malingspartikler fordi det ikke var etablert et indikator-ion for disse materialene. Dermed er ikke de små størrelsene av disse polymerene inkludert i den totale mikroplastkonsentrasjonen. Disse mikroplasttypene er derimot høyst trolig til stede i prøvene og dermed er de totale konsentrasjonene noe underestimert. TPE ble kun undersøkt i denne størrelsen fra prøvene rundt kunstgressbanene etter utvikling av metoden i løpet av prosjektet.

Metodene brukt i studien gjorde det ikke mulig å skille mellom hardplast og mykplast av polyetylen (henholdsvis HDPE og LDPE), og dette bidro til vanskeligheten ved å nærmere angi kildene til partiklene. PE er en av de mest produserte og etterspurte plasttypene. Mykplast benyttes i alt fra matemballasje og plastposer til plastfolie, mens hardplast kan benyttes i byggematerialer så vel som husholdningsprodukter som f.eks såpeflasker. Det er dermed en rekke kilder til mikroplast av PE som kunne vært kartlagt bedre dersom det fantes mer nøyaktige og samtidig effektive metoder.

Masseberegningen med partikkeldimensjon og tetthet er en brukt og publisert metode (Primpke et al., 2020; Simon et al., 2018), som beregner massen basert på kjente bredde og lengde og en estimert høyde per partikkel (60% av bredden, se Vedleggskapittel 8.3). estimatet av høyden til partikkelen bidrar til en viss unøyaktighet i den beregnede massen for partiklene i størrelsen 0,5-1 mm, men tidligere undersøkelser har vist at resultatene korrelerer signifikant med direkte masseangivelse ved Pyr-GCMS (Gomiero et al., 2020b).

Mangelen på harmonisering av mikroplast metoder, og standardisering i rapportering innen mikroplaststudier, samt et lavt antall studier med fokus på urbane miljøer begrenser foreløpig muligheten for sammenligning av mengder fra andre regioner enn Bergen, men resultatene viser så langt ingen større avvik fra forventet fordeling.

Kvantitative analyser av dekkpartikler har noen naturlige vansker som bunner i at dekk har en kompleks kjemi. Tettheten til dekkslitasjepartikler varierer basert på innblanding av mineraler og organisk materiale som blandes med gummien under slitasje (Kole et al., 2017). Tettheten blir derfor varierende mellom de ulike partiklene, og noen synker mens andre flyter under tetthetsseparasjonen. Tidligere observerte tettheter av dekkpartikler varierer fra 1,15 til 2,50 g/cm<sup>3</sup> (Grigoratos & Martini, 2015; Kayhanian et al., 2012; Snilsberg, 2008). Dette gjør at konsentrasjonen av dekkpartikler ikke kan anses som kvantitativ. Konsentrasjonene antas derfor å være enda høyere i naturen enn det identifisert her. Dette støttes av at dekkpartikler ble identifisert i 80% av bunnfallprøvene fra tetthetsseparasjonen i denne studien (Vedleggskapittel 8).

Det lave prøveantallet, kun én replikat per prøve og stor variasjon mellom stasjoner innen samme prøvetype, gjorde statistiske beregninger vanskelig. Der statistiske tester ble gjennomført ble det gjort ikke-parametriske tester ettersom dataene ikke var normalfordelt og viste stor varians. Konsentrasjonene identifisert i denne studien kan anses som retningsgivende, på grunn av det lave prøveantallet og korte tidsrommet for undersøkelsen. Derimot gir resultatene innsikt i realistiske variasjoner i mikroplast for det urbane systemet som et øyeblikksbilde, og indikerer både forventede konsentrasjonsområder, hvilke faktorer som påvirker mikroplastkonsentrasjonene og spredning i bymiljøet.

Prøvetakningen i studien ble gjort i samarbeid med kommunale etater for å ta prøver under ordinær drift og vedlikehold. Dette ble gjort for å benytte eksisterende mannskap og kjøretøy i prøvetakningen. Særlig gjaldt dette innsamling av kostemasser og tømming av sandfangskummer, som krever spesialisert utstyr som kostebiler og sugebiler. Koordineringen av prøvetakningen om våren bød på utfordringer, ettersom etatene ikke vanligvis tar prøver av materialet, og benytter alle anledninger til å få unnagjort jobben med gatekusting frem mot 17. mai om våren. Dette medførte at enkelte interessante sentrumsgater ble kostet utenom oppsatt tid, og før vi fikk mulighet til å ta prøver.

Sandfang i sentrum driftes av flere aktører, og bød på utfordringer i å få fullstendige prøvesett fra relevante områder. Flere av sandfangene driftes av Statens Vegvesen og var derfor ikke tilgjengelig for denne studien, mens noen av sandfangene i de kommunale gatene som ble kostet i denne studien var tomme da de ble åpnet for prøvetakning, ettersom Statens Vegvesen kanskje hadde vært serviceinnstilt da de tømte egne sandfang i nærheten. Nærliggende sandfang ble da benyttet, men dette kan ha medført en lavere sammenheng mellom massene i sandfanget og i gatestøvet.

## 7. Konklusjon

Vi har i denne studien undersøkt en rekke miljøprøver fra ulike deler av det urbane miljøet for mengder, mulige kilder til og spredning av mikroplast. Tidligere er bymiljøet dårlig kartlagt med tanke på mikroplast, selv om koblingen mellom befolkningstetthet, avfall og mikroplast er både antatt og logisk. Derfor var det ikke overraskende at vi fant høye konsentrasjoner av mikroplast i sentrumskjernen av en middels stor by. I dag bor store deler av befolkningen i byer, med dette følger et høyt press på avfallshåndtering og generering av mikroplast fra ulike kilder.

Resultatene fra prosjektet viste store variasjoner mellom ulike prøver, med inntil 1 gram mikroplast per kilo i sandfangskummer, og ned mot noen få mikrogram per kilo i lite trafikkerte gater, til knapt målbart i fjellprøver langt fra folk. Også variasjonen innad innen samme prøvetype var stor, og peker på mange kilder og ulike måter mikroplast dannes og spres på.

Veikantene og sandfangskummene var betydelig forurenset av mikroplast med inntil 1 gram per kilo tørrstoff. Den dominerende mikroplasttypen identifisert var dekkpartikler. Studien viser at mengden mikroplast og spesielt mengden dekkpartikler økte signifikant med mengden trafikk både i forsteder og sentrum. Høyere konsentrasjoner av mikroplast ble observert i sentrumskjernen i forhold til forstedene, til tross for at sentrumsgatene vaskes og kostes oftere. Det er mulig at mikroplast konsentreres mer i byene på grunn av bygninger og andre hindringer. Dette muliggjør samtidig mer effektiv fjerning av mikroplast fra gatene i sentrum. Resultatene kan tyde på at spredningen av mikroplast kan begrenses ved å rengjøre høyt forurensede og trafikkerte områder hyppigere. Resultatene indikerer også at sesongforskjeller påvirker mikroplastforurensning i sentrumskjernen, med høyere konsentrasjoner om sommeren.

Resultatene viser at tiltakene innført rundt kunstgressbanen har begrenset spredningen av mikroplast fra granulat, men også at det fortsatt spres mikroplastpartikler til området rundt. Den målte mengden store fragmenter av granulatplast (TPE) så vel som den totale mengden mikroplast økte derimot ikke betydelig etter anleggelsen av kunstgressbanen.

På lekeplassene så vi slitasje på fallunderlagene, og observerte spredning av både makro- og mikroplast fra slitasje av underlagene i områdene rundt. Lekeplasser er en tidligere lite undersøkt del av bybildet med tanke på mikroplast. Selv om mikroplastkonsentrasjonen identifisert i prøvene ved lekeplassene var lav, er det viktig at en også vurderer installasjon og utforming av fallunderlagene for å hindre plastspredning. Bergen kommunes pågående vurderinger av beste utforming og alternative fallunderlag vil kunne medføre mer holdbare lekeplasser uten spredning av mikroplast.

Prøvene fra byfjellene rundt Bergen viser at menneskelig påvirkning forurenser langs stiene, men også utenfor de mest brukte stiene i fjellet. Mye av mikroplastpartiklene stammer trolig fra forsøpling og slitasje av turutstyr eller sykkeldekk, men kan også stamme fra luftforurensning. Studien så ikke på nedfall av mikroplastpartikler fra luft. Mikroplast er i dag identifisert globalt, selv i de mest øde områdene i verden, og atmosfærisk transport er dokumentert. Dette støttes også av våre resultater som viser mikroplast i områder langt unna menneskelig påvirkning (Vikedal), selv om menneskelig ferdsel der også kan ha ført til mikroplastforurensning. Plasten som ble identifisert i områdene kan også være av eldre dato og ha akkumulert over tid, men blir deretter liggende i naturen på ubestemt tid.

Prøvene av finstøv i prosjektet identifiserte mikroplast i luften langs veiene i og rundt Bergen. Metoden for å identifisere mikroplast i luft er også blitt videreutviklet igjennom prosjektet, og vil kunne benyttes

til senere kostnadseffektiv kartlegging av mikroplast i svevestøv ved bruk av kommunale luftmålestasjoner

Prøvene fra renseanlegget for avløpsvann ved Holen og Rådalen biogassanlegg viser høye konsentrasjoner mikroplast i slammet, og indikerer ingen nedbrytning av mikroplast under biogassprosessen.

Studien er basert på et relativt lavt antall prøver per prøvetype, og resultatene kan med fordel bygges på med flere prøver. Vi mener likevel studien gir et godt bilde på nåværende forurensningsnivåer og sannsynlige og viktige spredningsveier for mikroplast. Vi ser et høyt antall polymerer som bidrar, noe som betyr at det er flere kilder til mikroplastforurensningen i urbane områder. Det er høyt sannsynlig at vesentlige kilder er dekkpartikler fra motoriserte kjøretøy og forsøpling i gatene.

Denne studien gir er nytt innblikk i den nåværende situasjonen med mikroplast i det urbane miljøet, og peker på mulige tiltaksområder som kan begrense produksjon og spredning av mikroplast i bygatene og videre spredning til miljøet rundt.

## TAKK

En spesiell takk til primus motor Håvard Bjordal, og Anne Cornell i Bergen kommune for velvillig innstilling, sterk deltakelse og høyt engasjement før og under prosjektet. Takk til Kristin Hatlen som tok over og har ført prosjektet trygt i havn. En stor takk til Bergen kommunes medarbeidere i alle etater som har vært involvert i studien, og til alle for deltakelse i workshops og diskusjoner underveis i arbeidet med tolkning av resultatene. Takk også til mannskap fra Bergen Bydrift AS og Løvaas Maskin AS for all praktisk assistanse under prøvetakning som ligger utenom vanlige arbeidsoppgaver. Takk også til kolleger og involverte fra NORCE.

## 8. Referanser

- Adachi, K., & Tainosho, Y. (2004). Characterization of heavy metal particles embedded in tire dust. *Environment International*, 30(8), 1009–1017. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.04.004>
- Allen, S., Allen, D., Phoenix, V. R., Le Roux, G., Durántez Jiménez, P., Simonneau, A., Binet, S., & Galop, D. (2019). Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. *Nature Geoscience*, 12(5), 339–344. <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0335-5>
- Andrady, A. L. (2003). *An Environmental Primer. I Plastics and the Environment* (s. 1–75). John Wiley & Sons, Ltd. <https://doi.org/10.1002/0471721557.ch1>
- Andrady, A. L. (2015). Persistence of Plastic Litter in the Oceans. I M. Bergmann, L. Gutow, & M. Klages (Red.), *Marine Anthropogenic Litter* (s. 57–72). Springer International Publishing. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3\\_3](https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_3)
- Andrady, A. L. (2017). The plastic in microplastics: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 119(1), 12–22. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.082>
- Andrady, A. L., & Neal, M. A. (2009). Applications and societal benefits of plastics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 1977–1984. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0304>
- Aves, A. R., Revell, L. E., Gaw, S., Ruffell, H., Schuddeboom, A., Wotherspoon, N. E., LaRue, M., & McDonald, A. J. (2022). First evidence of microplastics in Antarctic snow. *The Cryosphere*, 16(6), 2127–2145. <https://doi.org/10.5194/tc-16-2127-2022>
- Avio, C. G., Gorbi, S., & Regoli, F. (2017). Plastics and microplastics in the oceans: From emerging pollutants to emerged threat. *Marine Environmental Research*, 128, 2–11. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.05.012>
- Barnes, D. K. A., Galgani, F., Thompson, R. C., & Barlaz, M. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 1985–1998. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0205>
- Battulga, B., Kawahigashi, M., & Oyuntsetseg, B. (2019). Distribution and composition of plastic debris along the river shore in the Selenga River basin in Mongolia. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(14), 14059–14072. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04632-1>
- Bayo, J., Olmos, S., & López-Castellanos, J. (2020). Microplastics in an urban wastewater treatment plant: The influence of physicochemical parameters and environmental factors. *Chemosphere*, 238, 124593. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124593>
- Bergmann, M., Gutow, L., Klages, M., Alfred-Wegener-Institut, & Göteborgs universitet (Red.). (2015). *Marine anthropogenic litter*. Springer.
- Bergmann, M., Wirzberger, V., Krumpfen, T., Lorenz, C., Primpke, S., Tekman, M. B., & Gerdtz, G. (2017). High Quantities of Microplastic in Arctic Deep-Sea Sediments from the HAUSGARTEN Observatory. *Environmental Science & Technology*, 51(19), 11000–11010. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b03331>
- Bond, T., Ferrandiz-Mas, V., Felipe-Sotelo, M., & Seville, E. van. (2018). The occurrence and degradation of aquatic plastic litter based on polymer physicochemical properties: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 48(7–9), 685–722. <https://doi.org/10.1080/10643389.2018.1483155>
- Browne, M. A. (2015). Sources and Pathways of Microplastics to Habitats. I M. Bergmann, L. Gutow, & M. Klages (Red.), *Marine Anthropogenic Litter* (s. 229–244). Springer International Publishing. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3\\_9](https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_9)
- Cai, L., Wang, J., Peng, J., Tan, Z., Zhan, Z., Tan, X., & Chen, Q. (2017). Characteristic of microplastics in the atmospheric fallout from Dongguan city, China: Preliminary research and first evidence. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(32), 24928–24935. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0116-x>
- Chen, Y., Leng, Y., Liu, X., & Wang, J. (2020). Microplastic pollution in vegetable farmlands of suburb Wuhan, central China. *Environmental Pollution*, 257, 113449. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113449>
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., & Galloway, T. S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 62(12), 2588–2597. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>

- Crossman, J., Hurley, R. R., Futter, M. and Nizzetto, L. (2020). Transfer and transport of microplastics from biosolids to agricultural soils and the wider environment. *Science of The Total Environment* 724: 138334. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138334>
- Driedger, A. G. J., Dürr, H. H., Mitchell, K., & Van Cappellen, P. (2015). Plastic debris in the Laurentian Great Lakes: A review. *Journal of Great Lakes Research*, 41(1), 9–19. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2014.12.020>
- Dris, R., Gasperi, J., Rocher, V., Saad, M., Renault, N., & Tassin, B. (2015). Microplastic contamination in an urban area: A case study in Greater Paris. *Environmental Chemistry*, 12(5), 592–599. <https://doi.org/10.1071/EN14167>
- Dris, R., Gasperi, J., Saad, M., Mirande, C., & Tassin, B. (2016). Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment? *Marine Pollution Bulletin*, 104(1), 290–293. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.01.006>
- European Commission. (2019). Marine litter—GES - Environment—European Commission. European Commission. Hentet 08.01.21 fra: [https://ec.europa.eu/environment/marine/good-environmental-status/descriptor-10/index\\_en.htm](https://ec.europa.eu/environment/marine/good-environmental-status/descriptor-10/index_en.htm)
- FHI. (2017). Svevestøv. Folkehelseinstituttet. Hentet 29.03.22 fra: <https://www.fhi.no/nettpub/luftkvalitet/temakapitler/svevestov/>
- FN. (2019). Klimaendringer. Hentet 02.03.21 fra: <https://www.fn.no/tema/klima-og-miljoe/klimaendringer>
- Forurensningsforskriften. (2021). *Forurensning til vassdrag og det marine miljø fra skipsfart og andre aktiviteter Kapittel 23A. Utforming og drift av idrettsbaner der det brukes plastholdig løst fyllmateriale*. [https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-931/KAPITTEL\\_7-6#KAPITTEL\\_7-6](https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-931/KAPITTEL_7-6#KAPITTEL_7-6)
- Frias, J. P. G. L., Sobral, P., & Ferreira, A. M. (2010). Organic pollutants in microplastics from two beaches of the Portuguese coast | Elsevier Enhanced Reader. *Marine Pollution Bulletin*, 60(11), 1988–1992. <https://doi.org/doi:10.1016/j.marpolbul.2010.07.030>
- Gomiero, A., Øysæd, K. B., Agustsson, T., van Hoytema, N., van Thiel, T., & Grati, F. (2019). First record of characterization, concentration and distribution of microplastics in coastal sediments of an urban fjord in south west Norway using a thermal degradation method. *Chemosphere*, 227, 705–714. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.04.096>
- Gomiero, A., Haave, M., Bjørøy, Ø., Herzke, D., Kögel, T., Nikiforov, V., Øysæd, K. B. (2020a). Quantification of microplastic in fillet and organs of farmed and wild salmonids- a comparison of methods for detection and quantification. NORCE Klima og Miljø, Rapport nr. 8-2020
- Gomiero A., K.B. Øysæd, E. Lyng, B. Meling, G. Skogerbø (2020b). “Mapping of microplastics and endotoxins as a potential workplace hazard”. NORCE Klima og miljø, Rapport nr. 11-2020
- Grigoratos, T., & Martini, G. (2015). Brake wear particle emissions: A review. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(4), 2491–2504. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3696-8>
- Halle, L. L., Palmqvist, A., Kampmann, K., & Khan, F. R. (2020). Ecotoxicology of micronized tire rubber: Past, present and future considerations. *Science of The Total Environment*, 706, 135694. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135694>
- Halsband, C., Sørensen, L., Booth, A. M., & Herzke, D. (2020). Car Tire Crumb Rubber: Does Leaching Produce a Toxic Chemical Cocktail in Coastal Marine Systems? *Frontiers in Environmental Science*, 8. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.00125>
- Hanke, G., Galgani, F., Werner, S., Oosterbaan, L., Nilsson, P., Fleet, D., Kinsey, S., Thompson, R., Palatinus, A., Van Franeker, J. A., Vlachogianni, T., Scoullou, M., Veiga, J. M., Matiddi, M., Alcaro, L., Maes, T., Korpinen, S., Budziak, A., Leslie, H., ... Liebezeit, G. (2013). Guidance on Monitoring of Marine Litter in European Seas (JRC83985) [EUR - Scientific and Technical Research Reports]. Publications Office of the European Union. <https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/111111111/30681>
- Hartmann, N. B., Hüffer, T., Thompson, R. C., Hassellöv, M., Verschoor, A., Dugaard, A. E., Rist, S., Karlsson, T., Brennholt, N., Cole, M., Herrling, M. P., Hess, M. C., Ivleva, N. P., Lusher, A. L., & Wagner, M. (2019). Are We Speaking the Same Language? Recommendations for a Definition and Categorization Framework for Plastic Debris. *Environmental Science & Technology*, 53(3), 1039–1047. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b05297>
- Henriksen, T., Gomiero, A., & Haave, M. (2021). Måling av mikroplast i næringsvaskeri. NORCE Klima og miljø, Rapport nr. 6-2021
- Hurley, R. R., Lusher, A. L., Olsen, M., & Nizzetto, L. (2018). Validation of a Method for Extracting Microplastics from Complex, Organic-Rich, Environmental Matrices. *Environmental Science & Technology*, 52(13), 7409–7417. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b01517>



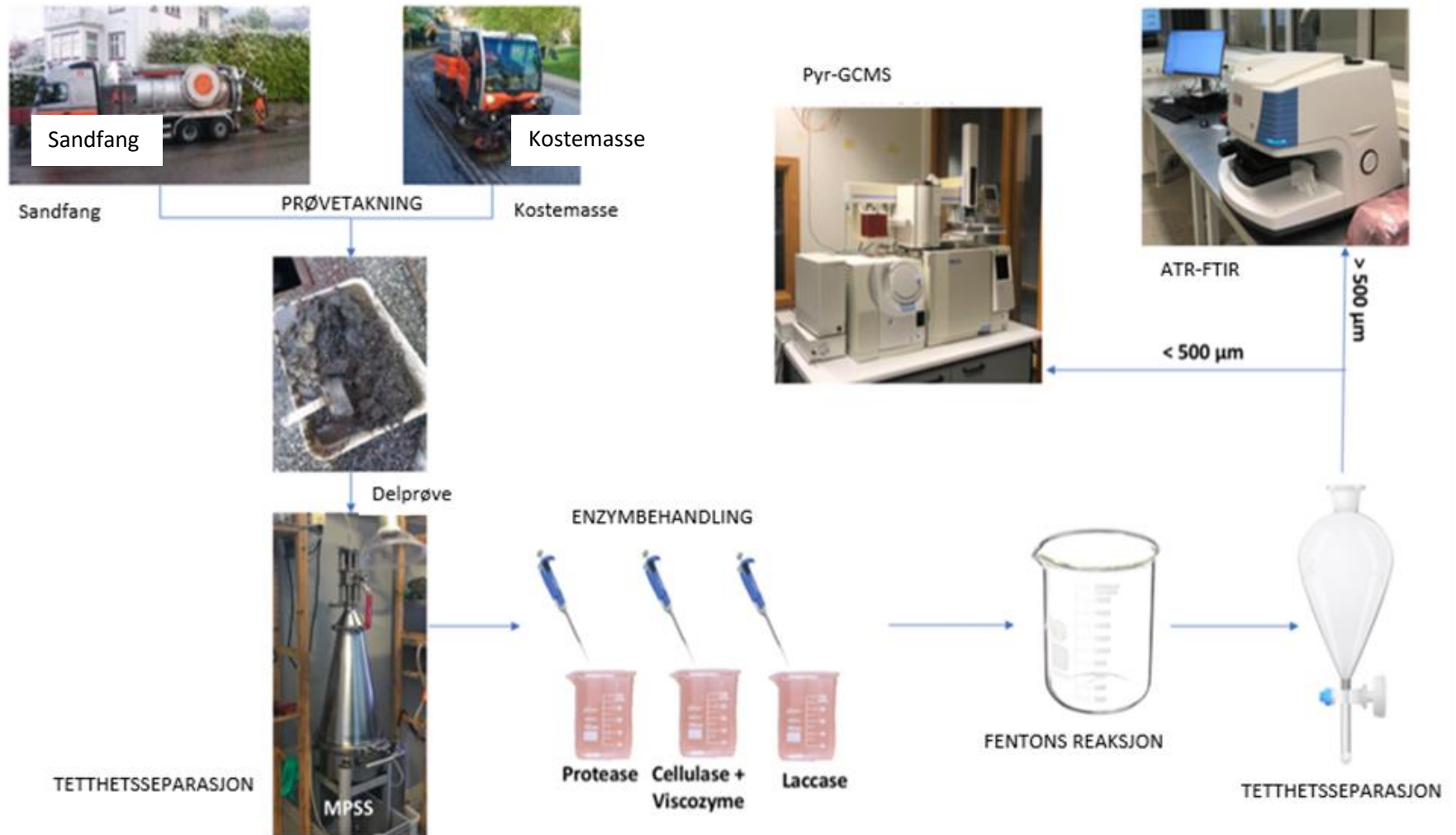
- Hwang, H.-M., Fiala, M. J., Park, D., & Wade, T. L. (2016). Review of pollutants in urban road dust and stormwater runoff: Part 1. Heavy metals released from vehicles. *International Journal of Urban Sciences*, 20(3), 334–360. <https://doi.org/10.1080/12265934.2016.1193041>
- Haave, M., & Henriksen, T. (2022). Sources and Fate of Microplastics in Urban Systems. I T. Rocha-Santos, M. Costa, & C. Mouneyrac (Red.), *Handbook of Microplastics in the Environment* (s. 1–27). Springer International Publishing. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-10618-8\\_44-1](https://doi.org/10.1007/978-3-030-10618-8_44-1)
- Haave, M., Lorenz, C., Primpke, S., & Gerdt, G. (2019). Different stories told by small and large microplastics in sediment—First report of microplastic concentrations in an urban recipient in Norway | Elsevier Enhanced Reader. 141, 501–513. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.02.015>
- Imhof, H. K., Schmid, J., Niessner, R., Ivleva, N. P., & Laforsch, C. (2012). A novel, highly efficient method for the separation and quantification of plastic particles in sediments of aquatic environments. *Limnology and Oceanography: Methods*, 10(7), 524–537. <https://doi.org/10.4319/lom.2012.10.524>
- Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., & Law, K. L. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347(6223), 768–771. <https://doi.org/10.1126/science.1260352>
- Kayhanian, M., McKenzie, E. R., Leatherbarrow, J. E., & Young, T. M. (2012). Characteristics of road sediment fractionated particles captured from paved surfaces, surface run-off and detention basins. *Science of The Total Environment*, 439, 172–186. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.08.077>
- Klein, M., & Fischer, E. K. (2019). Microplastic abundance in atmospheric deposition within the Metropolitan area of Hamburg, Germany. *The Science of the Total Environment*, 685, 96–103. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.405>
- Klüppel, M. (2014). Wear and Abrasion of Tires. I S. Kobayashi & K. Müllen (Red.), *Encyclopedia of Polymeric Nanomaterials* (s. 1–6). Springer. [https://doi.org/10.1007/978-3-642-36199-9\\_312-1](https://doi.org/10.1007/978-3-642-36199-9_312-1)
- Kole, P. J., Löhr, A. J., Van Belleghem, F. G. A. J., & Ragas, A. M. J. (2017). Wear and Tear of Tyres: A Stealthy Source of Microplastics in the Environment. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(10). <https://doi.org/10.3390/ijerph14101265>
- Korsvoll, R. (2017). Dekkene slites dobbelt så raskt i sol og høy fart. Hentet 21.11.21 fra: <https://motor.no/a/126377>
- Kreider, M. L., Panko, J. M., McAtee, B. L., Sweet, L. I., & Finley, B. L. (2010). Physical and chemical characterization of tire-related particles: Comparison of particles generated using different methodologies. *Science of The Total Environment*, 408(3), 652–659. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.10.016>
- Kusch, P. (2018). Introductory Chapter: Analytical Pyrolysis-Gas Chromatography/ Mass Spectrometry of Polymeric Materials. I P. Kusch (Red.), *Analytical Pyrolysis*. Intechopen. <https://www.intechopen.com/books/analytical-pyrolysis/introductory-chapter-analytical-pyrolysis-gas-chromatography-mass-spectrometry-of-polymeric-material>
- Li, Y., Zhang, H., & Tang, C. (2020). A review of possible pathways of marine microplastics transport in the ocean1. *Anthropocene Coasts*. <https://doi.org/10.1139/anc-2018-0030>
- Lin, L., Zuo, L.-Z., Peng, J.-P., Cai, L.-Q., Fok, L., Yan, Y., Li, H.-X., & Xu, X.-R. (2018). Occurrence and distribution of microplastics in an urban river: A case study in the Pearl River along Guangzhou City, China. *Science of The Total Environment*, 644, 375–381. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.327>
- Liu, F., Olesen, K. B., Borregaard, A. R., & Vollertsen, J. (2019). Microplastics in urban and highway stormwater retention ponds. *Science of The Total Environment*, 671, 992–1000. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.416>
- Löder, M. G. J., Imhof, H. K., Ladehoff, M., Löschel, L. A., Lorenz, C., Mintenig, S., Piehl, S., Primpke, S., Schrank, I., Laforsch, C., & Gerdt, G. (2017). Enzymatic Purification of Microplastics in Environmental Samples. *Environmental Science & Technology*, 51(24), 14283–14292. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b03055>
- Macleod, M., Gewert, B., Plassmann, M., & Gorokhova, E. (2015). Transport, fate and toxicity of aging microplastic in the marine environment (WEATHER-MIC) | Department of Environmental Science. Hentet 29.01.21 fra: <https://www.aces.su.se/research/projects/transport-fate-and-toxicity-of-aging-microplastic-in-the-marine-environment-weather-mic/>
- McCormick, A., Hoellein, T. J., Mason, S. A., Schluep, J., & Kelly, J. J. (2014). Microplastic is an

- Abundant and Distinct Microbial Habitat in an Urban River. *Environmental Science & Technology*, 48(20), 11863–11871. <https://doi.org/10.1021/es503610r>
- Menon Economics. (2019). Ringvirkningsanalyse av reiselivet i Bergen [Caserapport 24.04.19]. <https://www.nhoreiseliv.no/contentassets/dadbd08878014293a4bebeca6d4815cb/rapport-ringvirkningsanalyse-av-reiselivsbransjen-i-bergen.pdf>
- Miljødirektoratet. (2021). Mikroplast—Miljøstatus for Norge. Miljøstatus. Hentet 11.04.22 fra: <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/avfall/avfallstyper/mikroplast/>
- Mintenig, S. M., Int-Veen, I., Löder, M. G. J., Primpke, S., & Gerdts, 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. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.015>
- Moore, C. J., Lattin, G. L., & Zellers, A. F. (2011). Quantity and type of plastic debris flowing from two urban rivers to coastal waters and beaches of Southern California. *Revista de Gestão Costeira Integrada*, 11(1), 65–73. <https://doi.org/10.5894/rgci194>
- Munari, C., Infantini, V., Scoptoni, M., Rastelli, E., Corinaldesi, C., & Mistri, M. (2017). Microplastics in the sediments of Terra Nova Bay (Ross Sea, Antarctica). *Marine Pollution Bulletin*, 122(1), 161–165. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.06.039>
- Munno, K., Helm, P. A., Jackson, D. A., Rochman, C., & Sims, A. (2018). Impacts of temperature and selected chemical digestion methods on microplastic particles. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 37(1), 91–98. <https://doi.org/10.1002/etc.3935>
- Nizzetto, L., Futter, M. and Langaas, S. (2016). Are Agricultural Soils Dumps for Microplastics of Urban Origin? *Environ Sci Technol* 50(20): 10777-10779. DOI: 10.1021/acs.est.6b04140
- Nuelle, M.-T., Dekiff, J. H., Remy, D., & Fries, E. (2014). A new analytical approach for monitoring microplastics in marine sediments. *Environmental Pollution*, 184, 161–169. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.07.027>
- PlasticsEurope. (2021). *Plastics-the-Facts-2021* [An analysis of European plastics production, demand and waste data]. <https://plasticseurope.org/wp-content/uploads/2021/12/Plastics-the-Facts-2021-web-final.pdf>
- Primpke, S., Fischer, M., Lorenz, C., Gerdts, G., & Scholz-Böttcher, B. M. (2020). Comparison of pyrolysis gas chromatography/mass spectrometry and hyperspectral FTIR imaging spectroscopy for the analysis of microplastics. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 412(30), 8283–8298. <https://doi.org/10.1007/s00216-020-02979-w>
- Regjeringen. (2021a). Noregs plaststrategi [Strategi]. Regjeringen.no. <https://www.regjeringen.no/nn/dokumenter/noregs-plaststrategi/id2867004/>
- Regjeringen. (2021b). Direktiv om engangsartikler av plast og utstyr fra fiskeri [EOSnotat]. Regjeringen.no. Hentet 12.04.22 fra: <https://www.regjeringen.no/no/sub/eos-notatbasen/notatene/2018/sep/direktiv-om-engangsartikler-og-utstyr-fra-fiskeri/id2618846/>
- Ryan, P. G., Moore, C. J., van Franeker, J. A., & Moloney, C. L. (2009). Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 1999–2012. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0207>
- Rødland, E. S., Okoffo, E. D., Rauert, C., Heier, L. S., Lind, O. C., Reid, M., Thomas, K. V., & Meland, S. (2020). Road de-icing salt: Assessment of a potential new source and pathway of microplastics particles from roads. *Science of The Total Environment*, 738, 139352. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139352>
- SAPEA. (2019). *A Scientific Perspective on Microplastics in Nature and Society (Evidence Review Report No. 4)*. <http://www.sapea.info/topics/microplastics/report.pdf>
- Simon, M., van Alst, N., & Vollertsen, J. (2018). Quantification of microplastic mass and removal rates at wastewater treatment plants applying Focal Plane Array (FPA)-based Fourier Transform Infrared (FT-IR) imaging. *Water Research*, 142, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.05.019>
- Snilsberg, B. (2008). *Pavement wear and airborne dust pollution in Norway* [Doktoravhandling, NTNU]. <https://ntnuopen.ntnu.no/ntnu-xmlui/handle/11250/235839>
- Sundt, P., Hagedal, S. R., Rem, T., & Schulze, P.-E. (2020). Norske landbaserte kilder til mikroplast—Miljødirektoratet (M-1910 | 2020). <https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/2021/april-2021/norske-landbaserte-kilder-til-mikroplast/>

- Sundt, P., Schulze, P.-E., Skogesal, O., & Syversen, F. (2016). Primary microplastic pollution: Measures and reduction potentials in Norway (M-545 | 2016). <http://www.miljodirektoratet.no/Documents/publikasjoner/M545/M545.pdf>
- Sundt, P., Schulze, P.-E., & Syversen, F. (2014). Sources of microplastic-pollution to the marine environment (M-321 | 2015). <http://www.miljodirektoratet.no/no/Publikasjoner/2015/Januar1/Sources-of-microplastic-pollution-to-the-marine-environment/>
- Tagg, A. S., Harrison, J. P., Ju-Nam, Y., Sapp, M., Bradley, E. L., Sinclair, C. J., & Ojeda, J. J. (2017). Fenton's reagent for the rapid and efficient isolation of microplastics from wastewater. *Chemical Communications*, 53(2), 372–375. <https://doi.org/10.1039/C6CC08798A>
- Thompson, R. C. (2015). Microplastics in the Marine Environment: Sources, Consequences and Solutions. I M. Bergmann, L. Gutow, & M. Klages (Red.), *Marine Anthropogenic Litter* (s. 185–200). Springer International Publishing. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3\\_7](https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_7)
- Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W. G., McGonigle, D., & Russell, A. E. (2004). Lost at Sea: Where Is All the Plastic? 302, 838. <https://doi.org/10.1126/science.1094559>
- Tvinnereim, E., Fløttum, K., Gjerstad, Ø., Johannesson, M. P., & Nordø, Å. D. (2017). Citizens' preferences for tackling climate change. Quantitative and qualitative analyses of their freely formulated solutions. *Global Environmental Change*, 46, 34–41. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.06.005>
- UNEA-5.2. (2022). End plastic pollution: Towards an international legally binding instrument\*—DRAFT. [https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/38522/k2200647\\_-\\_unep-ea-5-l-23-rev-1\\_-\\_advance.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/38522/k2200647_-_unep-ea-5-l-23-rev-1_-_advance.pdf?sequence=1&isAllowed=y)
- Velle, G., Barlaup, B., Espedal E. O., Haave, M., Landro, Y., Normann, E., Postler, C., Skoglund, H., Stranzl, S., Stöger, E. & Wier, T. (2020). Plast i elver på Vestlandet. NORCE LFI, Rapport nr. 390
- Vermeiren, P., Muñoz, C. C., & Ikejima, K. (2016). Sources and sinks of plastic debris in estuaries: A conceptual model integrating biological, physical and chemical distribution mechanisms. *Marine Pollution Bulletin*, 113(1), 7–16. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.10.002>
- Verschoor, A., de Poorter, L., Drøge, R., Kuenen, J., & de Valk, E. (2016). Emission of Microplastics and Potential Mitigation Measures: Abrasive Cleaning Agents, Paints and Tyre Wear (RIVM Rapport Nr. 2016–0026; s. 76).
- Vogelsang, C., Lusher, A., Dadkhah, M. E., Sundvor, I., Umar, M., Rannekleiv, S. B., Eidsvoll, D. P., & Meland, S. (2019). Microplastics in road dust – characteristics, pathways and measures.
- Waldschläger, K., Lechthaler, S., Stauch, G., & Schüttrumpf, H. (2020). The way of microplastic through the environment – Application of the source-pathway-receptor model (review). *Science of The Total Environment*, 713, 136584. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136584>
- Waller, C. L., Griffiths, H. J., Waluda, C. M., Thorpe, S. E., Loaiza, I., Moreno, B., Pacherras, C. O., & Hughes, K. A. (2017). Microplastics in the Antarctic marine system: An emerging area of research. *Science of The Total Environment*, 598, 220–227. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.283>
- Yonkos, L. T., Friedel, E. A., Perez-Reyes, A. C., Ghosal, S., & Arthur, C. D. (2014). Microplastics in Four Estuarine Rivers in the Chesapeake Bay, U.S.A. *Environmental Science & Technology*, 48(24), 14195–14202. <https://doi.org/10.1021/es5036317>
- YR. (2019). Historiske værdedata for Bergen. Yr. Hentet 08.01.21 fra: <https://www.yr.no/nb/historikk/graf/1-92416/Norge/Vestland/Bergen/Bergen?q=2019>
- Zhang, X., Leng, Y., Liu, X., Huang, K., & Wang, J. (2020). Microplastics' Pollution and Risk Assessment in an Urban River: A Case Study in the Yongjiang River, Nanning City, South China. *Exposure and Health*, 12(2), 141–151. <https://doi.org/10.1007/s12403-018-00296-3>

## 9. Vedleggskapittel

Flytdiagram for prøveinnsamling, og analysemetodene i denne studien.



## Metode

### Forhindring av kontaminering med mikroplast under prøvetakning og analyse

Prøvene ble opparbeidet og analysert ved NORCE Plastlab i Mekjarvik, som er spesielt utformet for å hindre forurensning av prøvene med mikroplast fra luft eller utstyr. Ved mikroplastanalyse er forebygging av forurensning en viktig del av prosedyren. Laben er spesialdesignet og har luftsluse, luftfiltrering, stålbenker, skap og gulv uten plastbelegg. Under arbeidet ble kun utstyr uten plast benyttet, som glass, stål og porselen. Dersom plastmateriale måtte benyttes var dette laget av silikon eller teflon. Disse materialene er svært sjeldne i miljøet, og vil også felles ut ved tetthetsseparasjon på grunn av høy tetthet. Alt utstyr brukt ble enten brent ved 500 grader eller vasket og skylt nøye med Milli-Q vann (renset og filtrert vann) (minimum tre ganger). I laboratoriet var alt av klær og labfrakker laget av naturlige fiber (bomull) for å forhindre kontaminering. Kjemikalier levert i plastbeholdere ble filtrert (Whatman GF/F: 0.7 µm) før bruk og oppbevart i glassbeholdere. Plastutstyr ble erstattet med glass, metall og porselen. Alle laboratorieområder ble nøye vasket med Milli-Q vann og filtrert etanol (50%). Alle prøver ble dekket med lokk til enhver tid, også laboratorieutstyr til bruk under prosedyren ble dekket med lokk. Dette ble gjort for å forhindre mulig kontaminering fra støv. Alt av prosedyrer ble gjort med forsiktighet for å forhindre tap av materiale eller kontaminering av prøvene. Beskyttelsesbriller og hansker i nitril ble brukt for god laboratoriesikkerhet.

For å oppnå sikre resultater ble kvalitetskontroller gjennomført gjennom hele studiet. For å identifisere luftbåren forurensning ble det brukt våte partikkelfangere i områdene der prøvene ble håndtert. En våt partikkelfanger er et begerglass med Milli-Q vann der mulig støv og mikroplast i luften kan bli oppdaget. Blanktester ble brukt for å identifisere mulig forurensning fra analyseprosedyren eller analysematerialene. Alle kontrolltestene ble visuelt sjekket og et tilfeldig utvalg ble analysert på Pyro-GCMS.

### Prøveopparbeiding: plastekstraksjon og rensing

Ved prøveopparbeiding av ulike miljøprøver var hensikten å fjerne sand, grus og rester av planter og dyr, resulterende i en prøve kun bestående av ren mikroplast uten tap av partikler eller forurensning fra luft eller utstyr. Prøvene fra sandfangskummene, kostemassene, kunstgressbanen, lekeplassene, fjellprøvene og den rene singelen ble opparbeidet med tetthetsseparasjon og enzymatisk fjerning av organisk innhold, beskrevet under. Luftprøvene hadde et lavt innhold av organisk materiale og lite forventet mengde mikroplast, og derfor ble en annen prosedyre gjennomført for disse (Vedleggskapittel 8.2). Prøvene av avløpsslam og bioavfall krevde mye rensing ettersom prøvene inneholdt store mengder organisk materiale som fett og fiber og metoden brukt er beskrevet i Vedleggskapittel 8.2.

### Skille organisk materiale og plast fra sand og stein ved tetthetsseparasjon

Det første trinnet i prosedyren er en tetthetsseparasjon for å skille det organiske materiale og platen fra sand og stein. Tetthetsseparasjon er en mye brukt metode i mikroplaststudier (Bergmann et al., 2015). Plast og annet materiale som flyter i separasjonsevæsken blir separert fra materialer med høyere tetthet, som sand og grus. Tetthetsseparasjonsvæsken brukt i denne studien var sinkklorid (ZnCl<sub>2</sub>). Separasjonen ble gjennomført med en MicroPlastic Sediment Separator (MPSS - Hydro-Bios GmbH) (Vedleggsfigur 1) eller ved bruk av et oppsett med begerglass som kalles Begerglass-metoden («Jar-

test»), beskrevet under. Tetthetsseparasjon av mikroplastpartikler med MPSS ble gjennomført i likhet med Haave et al. (2019) og Bergmann et al. (2017). Tetthetsseparasjonsvæsken,  $ZnCl_2$ , holdt en tetthet på 1,65-1,80  $g/cm^3$  gjennom prosedyren. Tettheten ble undersøkt gjennom hele studien og endret om den ble lavere enn 1,65  $g/cm^3$  ved å tilsette mer  $ZnCl_2$  pulver.

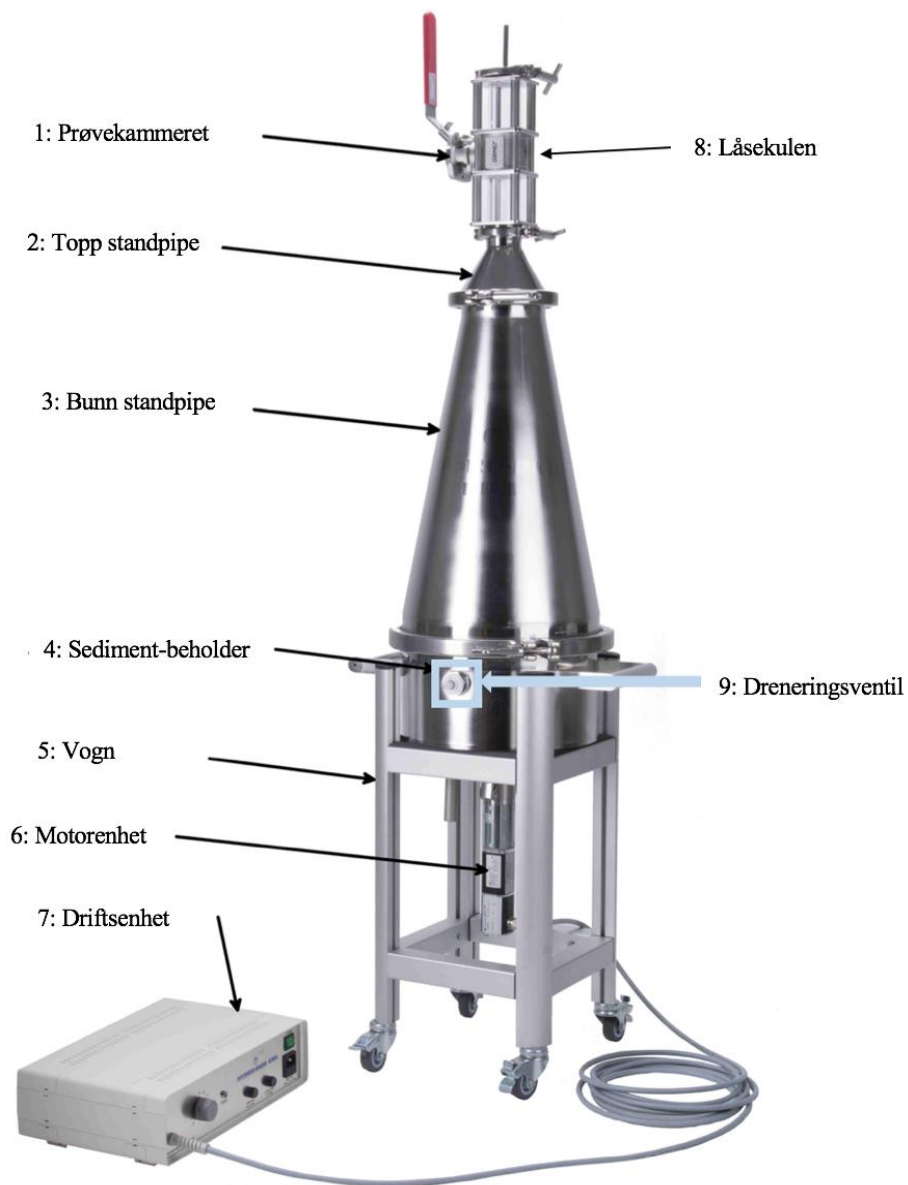
Ekstraksjonseffektiviteten til MPSSen er blitt bekreftet av Imhof et al. (2012) med en utvinningsgrad på 95,5% for mikroplast (< 1 mm). Utvinningsgraden for MPSSen ble ikke undersøkt på nytt ved denne studien.

Vedleggstabell 1: Oversikt over væsker og polymertyper av relevans for i studien med tetthet ( $g/cm^3$ )

Polymer	Tetthet ( $g/cm^3$ )
PUR	0.03
PP	0.89
PE	0.96
PS	1.06
Vann	1.00
PA	1.14
TPE	~1.16
PMMA	1.18
PVA	1.19
PEA	1.20
PC	1.21
EP	1.29
PES	1.38
PVC	1.39
PET	1.39
TWP	1.15-2.50
AR	1.68-1.80
$ZnCl_2$	1.65-1.80
PTFE	2.20
Silikon	2.30

## Tetthetsseparasjon med MPSS

Ved bruk av MPSS til tetthetsseparasjonen ble en delprøve av sand eller sediment (ca. 300 g) veid inn i et rent begerglass, tetthetsseparert med MPSS i ca. 12 timer og den ekstraherte prøven på ca. 95 mL ble isolert i den øverste delen av prøvekommeret.



Vedleggsfigur 1. Micro-Plastic Sediment Separator (MPSS) bestående av prøvekommeret (1), topp-standpipen (2), bunn-standpipen (3), sedimentbeholderen (4), vognen (5), motorenheten (6), driftsenheten (7), låsekulen (8), og dreneringsventilen (9). Bilde: Hydro-Bios.

Før ekstraksjon ble alle delene av MPSS'en grundig rengjort. Sediment-beholderen og bunn-standpipen ble fylt med ca. 30 L filtrert (1  $\mu\text{m}$ )  $\text{ZnCl}_2$ . Den innveide prøven ble nøye overført til sediment-beholderen MPSS'en gjennom toppen av bunn-standpipen. Åpningen av bunn-standpipen ble så dekket til og rotoren ble kjørt i 30 min (5,5 rpm). MPSS'en ble deretter visuelt undersøkt og partikler > 3 cm (f.eks. pinner og store plastbiter) ble fjernet med pinsett. De fjernede bitene ble skylt med  $\text{ZnCl}_2$  for å sikre kvalitativ overføring av alle partiklene til prøven. De større bitene ble enten beholdt for dokumentasjon (plast) eller kastet (organisk materiale). Topp-standpipen og

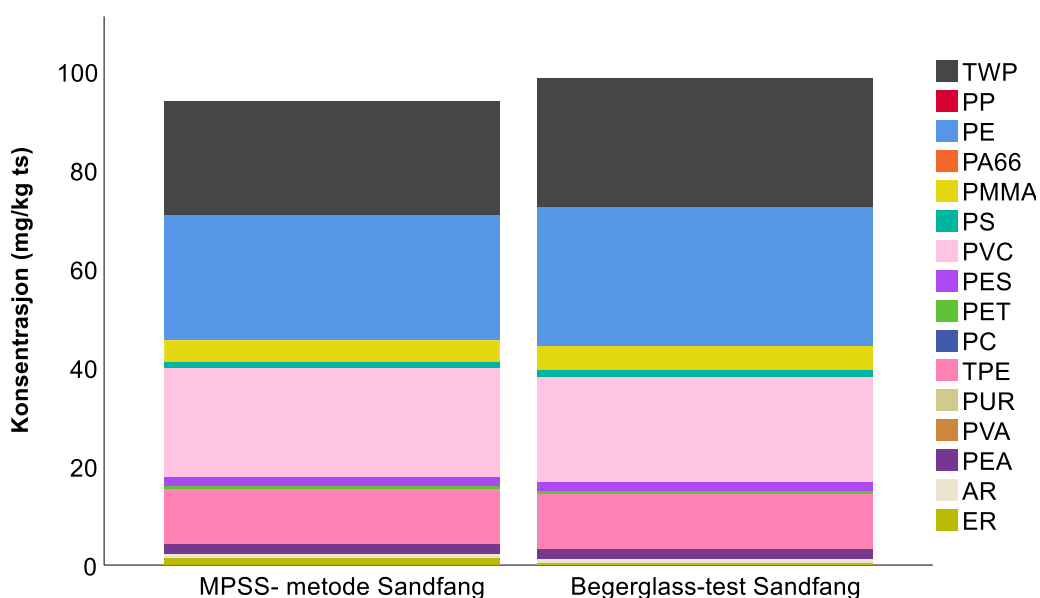


prøvekammeret ble så festet og  $ZnCl_2$  ble fylt til 1-2 cm fra toppen av prøvekammeret. Rotoren ble igjen kjørt i 30 min før prøven stod i ro over natten (minimum 12 t) for en fullstendig separasjon. I løpet av denne perioden stiger lettere partikler (plast og organisk materiale) til toppen av prøvekammeret.

Etter minimum 12 t ble låsekulen stengt, og det separerte materialet i toppen av prøvekammeret ble sikret. Den separerte prøven, med mikroplast og organisk materiale < 3 cm, ble overført til et rent begerglass. Begerglasset med prøven ble så videre rensset, følgende Vedleggskapittel 8.2. Brukt  $ZnCl_2$  ble resirkulert gjennom en filtreringsprosess for videre bruk. Alle delene til MPSS'en ble vasket og klargjort for ny prøve.

### Begerglass-metoden

En mindre tidskrevende prosess for å separere ut mikroplast i sediment-prøver er med en begerglassmetode. Denne metoden ble, i likhet med MPSS'en, gjennomført med  $ZnCl_2$  som separasjonsvæske. Begerglassstesten ble gjennomført med to paralleller per prøve. Med begerglassstesten ble ca. 200 g (våt vekt) prøve tilsatt til et rent 1L begerglass og  $ZnCl_2$  ble så rolig tilsatt opp til 1L merket. Begerglassene ble satt under rotor som rørte i prøven og dekket med et aluminiumsfolielokk. Rotoren ble kjørt i ca. 30 min og parallellene ble deretter stående i ro og separert over natten. Dagen etter ble det øverste laget av prøvematerialet overført til et nytt rent begerglass. Begerglasset med prøven ble så videre rensset, som beskrevet under. Flere paralleller kan på denne måten bli separert samtidig, og forbruket av dyrt og miljøfarlig  $ZnCl_2$  reduseres til noen få liter per prøve. Evaluering av metoden ved å teste en prøve med de to ulike ekstraksjonsmetodene viste liten variasjon i sammensetning eller total konsentrasjon etter de to ulike metodene. Ved en nøyere evaluering med flere paralleller kan eventuelt Begerglassmetoden benyttes for en mer kostnadseffektiv ekstraksjon ved senere studier.



Vedleggsfigur 2. Sammenlikning av ekstraksjonsmetodene MPSS og Begerglass-metoden med en sedimentprøve fra samme sandfang.

## Rensing av prøvene

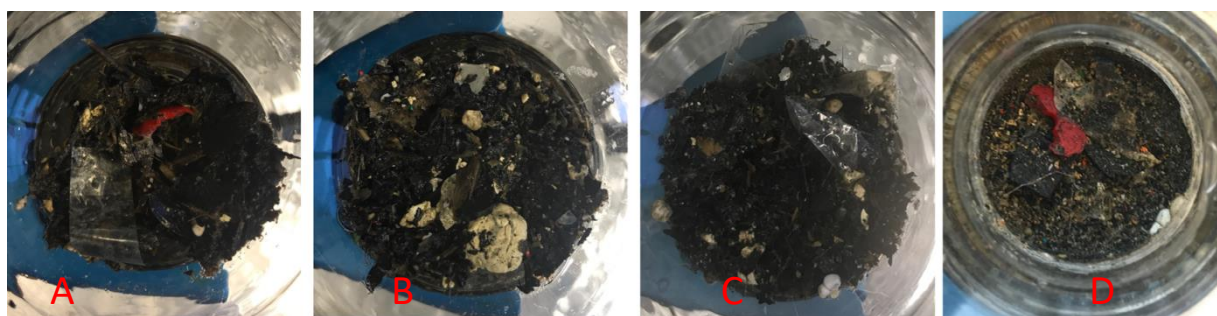
### Enzymbehandling

Før identifisering av mikroplast må det organiske innholdet i prøvene fjernes, slik at kun mikroplasten er igjen. Organiske partikler tar opp plass på filteret, og ved analyse kan signalene overlappe med plast, og gi et dårlig og uklart signal fra plastpartiklene. For å klargjøre de separerte prøvene til kjemisk analyse ble det organiske materialet nedbrutt med tekniske enzymer (Löder et al., 2017), oppsummert i Vedleggstabell 2 under. Etter tetthetsseparasjonen ble prøven vasket med 70% etanol og Milli-Q vann for å fjerne all  $ZnCl_2$ . Deretter ble prøvene forbehandlet med Natriumdodecylsulfat (SDS) som er et anionisk overflateaktivt middel (såpe) som denaturerer proteiner og øker overflaten for kontakt med de påfølgende enzymbehandlingene. Flere trinnvise enzymbehandlingene ble gjennomført for å fjerne henholdsvis proteiner, cellulose og lignin. Behandlingene fulgte samme laboratorieprosedyre, med et egnet enzym og tilhørende optimal pH, tid og temperatur (se Vedleggstabell 2). Hver prøve ble enzymbehandlet i samme begerglass for å hindre tap av partikler mellom overføringer. Begerglasset ble dekket med et lokk av aluminiumsfolie for å hindre kontaminering fra luften. For filtreringen ble det benyttet en filtreringskolbe i glass. Prøvene ble vakuumsfiltrert over et 50  $\mu m$  rustfritt stålfiler for å fjerne nedbrutt materiale, før filteret med prøven ble overført tilbake til beerglasset for behandling med neste enzym.

Vedleggstabell 2. Trinnvis oversikt over enzymbehandlingene.

Behandlingsmål	Behandling	Buffer/pH	Temperatur(°C)	Tid (h)
Denaturere protein	SDS (10%)	-	37	24
Fjerne protein	Protease (navn)	0,1M glycine- buffer / pH 10	50	48
Fjerne cellulose	Cellulase /ligninase	Acetat/ pH 4,8	50	48
Fjerne vedstoff (lignin)	Laccase og Ligning peroxidase	Tartrat pH 3	50	24

Først, for å nedbryte proteiner, ble en enzymbehandling gjennomført med 70 ml av 0,1M glycine-buffer (pH 10,0) og 1 ml med protease. Konsentrert enzym ble tilsatt prøven og inkubert i minimum 48 t. Deretter for å nedbryte cellulose fra planter, ble 70 ml av acetate-buffer (pH 4,8), 0,5 ml Viscozyme L og 0,5 ml cellulase tilsatt, og inkubert i minimum 48 t. Den siste enzymbehandling ble gjennomført med 50 ml Tartrat-buffer (pH 3) og 1 ml med en blanding av Laccase og Ligning peroxidase, med en inkubasjonstid på minimum 24 t. De ulike enzymbehandlingene ble gjentatt dersom ikke det målgitte organiske materialet ble tilstrekkelig nedbrutt. Vedleggsfigur 3 viser den trinnvise nedbrytningen av organisk materiale gjennom enzymbehandlingene.



Vedleggsfigur 3. Bildet viser den trinnvise enzymatisk nedbrytning av organisk materialet i en prøve. A) Prøven etter 24 t i SDS; B) Prøven etter 48 t med protease behandling; C) Prøven etter 48 t i cellulose og viscozyme; D) Prøven etter 24 t med laccase.

### Fentons reaksjon

Fentons reaksjon er en prosedyre for å fjerne organisk materiale i miljøprøver med mikroplast. Det er en oksidativ prosess med hydrogenperoksid og en katalysator. Prøven ble først vasket med Milli-Q vann og filtrert over et 50 µm rustfritt stålfilt. Prøven ble overført til et 2 L begerglass, deretter ble 200 ml Milli-Q vann, 62 ml 0,1 M natriumhydroksid (NaOH), og 145 ml 30% hydrogen peroksid (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) tilsatt. Et termometer ble vasket og plassert i begerglasset. Sakte ble 62 ml av 0,1 M jern(II)sulfatheptahydrat (FeSO<sub>4</sub> · 7H<sub>2</sub>O) tilsatt mens temperaturen ble holdt mellom 20-30 °C. Prøven ble stående over natten (minimum 12 t) med et aluminiumsfolielokk.

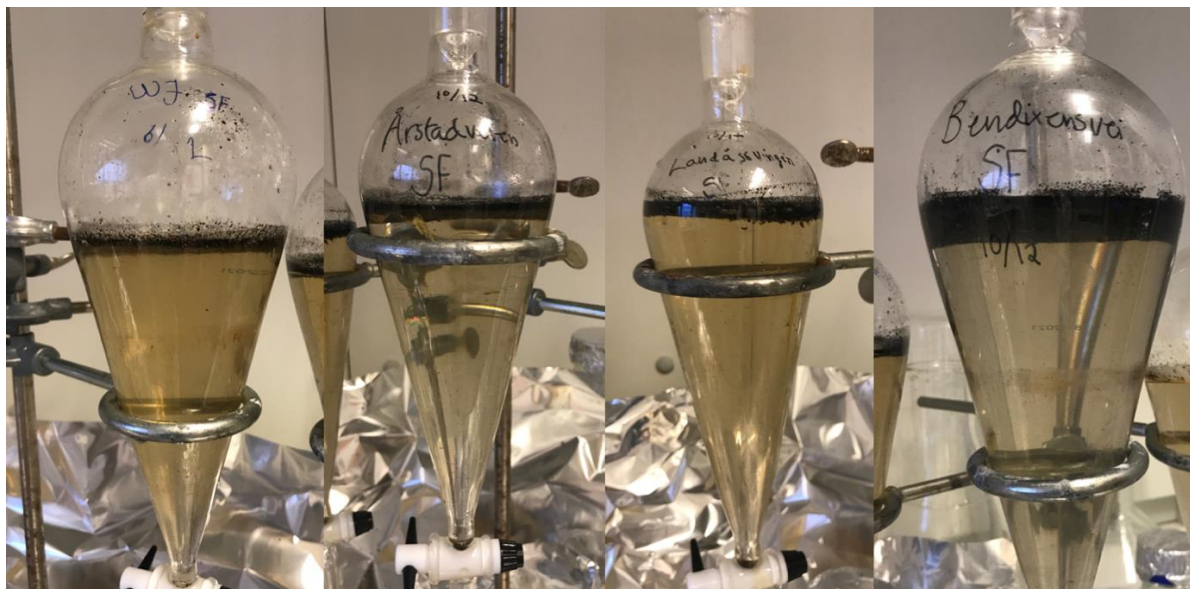
For å oppnå en optimal nedbrytning av organisk materiale må reaksjonens pH forbli sur (nivåer nær pH 3). Ifølge Tagg et al. (2017), har oksidasjonsreaksjonen og de sure forholdene ingen synlig effekt på mikroplastpartiklene, verken størrelsen eller kjemien. De fire forskjellige polymerene testet av Tagg et al. (2017) var PE, PP, PVC og PA66. Hurley et al. (2018) observerte ingen endringer i størrelse eller masse på åtte polymerer testet med Fentons reaksjon (PP, LDPE, HDPE, PS, PET, PA66, PC, PMMA). Som en eksoterm reaksjon kan fjerning av organisk materiale med Fentons reaksjon nå temperaturer på 89°C (Munno et al., 2018). Nedbrytning av polymerer observeres ved temperaturer over 70°C (Hurley et al., 2018). Den optimale temperaturen for denne reaksjonen bør derfor ikke overstige 40°C, da H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-effektiviteten vil synke over denne temperaturen og en mulig påvirkning av polymerene kan oppstå.

### En ny tetthetsseparasjon for å skille plastpartikler fra uorganisk materiale

Etter de ulike nedbrytningsprosessene ble en ny tetthetsseparasjon gjennomført. Den andre tetthetsseparasjonen ble utført i en glass-separasjonstrakt med ZnCl<sub>2</sub>, for å skille mikroplastpartiklene fra uorganisk materiale (f.eks. sand) som mulig hadde vært festet til de syntetiske partiklene eller til det organiske materialet (Vedleggsfigur 4). Partiklene ble overført til glass-separasjonstrakten og ZnCl<sub>2</sub> ble fylt til 3 cm fra toppen. Separasjonstiden varierte fra fire dager til fire uker avhengig av mengden partikler i prøven. Det øverste laget inneholdt nå partikler med lavere tetthet enn 1,65 g/cm<sup>3</sup>, antakelig plastpartikler. Dette laget ble samlet i et begerglass og tilsatt 50% etanol inntil videre analyse.

Etter en fullstendig separasjon ble bunnfallet forsiktig tappet ut gjennom separasjonsventilen. Bunnfallet fra noen tilfeldige prøver ble undersøkt under mikroskop og analysert på Pyr-GCMS for å undersøke potensielt tap av plastpartikler, spesielt dekkpartikler som har en varierende tetthet på grunn av inkorporerte mineraler. Dekkpartikler ble identifisert i 80% av de undersøkte bunnfallsprøvene, og altså er tapet av dekkpartikler i analysen sannsynlig. I bunnfallsprøvene ble det også identifisert PVC i alle de fem undersøkte prøvene, dette indikerer at PVC-partiklene heller ikke

blir fullstendig ekstrahert ved tetthetsseparasjon. PE og PS ble identifisert i to av de undersøkte prøvene. Dette tyder på at mengdene mikroplast i prøvene kan være noe underestimerte.



Vedleggsfigur 4. Et utvalg av prøver i glass-separasjonstrakter under den andre tetthetsseparasjonen med  $ZnCl_2$ . Topplaget i trakten inneholder tydelige mikroplastpartikler i ulike størrelser fra 0,05-1 mm.

### Prosedyre for prøver av svevestøv

For å ekstrahere mikroplastpartiklene fra prøvene av svevestøv ble det kun gjennomført en kortere, skånsom og effektiv rensing før videre analyse. Mengden organisk materiale i disse prøvene var lite og dermed krevdes mindre rensing. Prosedyren brukt fulgte Gomiero et al. (2020a). Glassfiberfiltrene ble først satt i SDS, deretter cellulase og til sist 30% hydrogenperoksid ( $H_2O_2$ ). Etter dette ble filtrene skylt med Milli-Q vann og deretter lagt i ultralydbad med en  $ZnCl_2$ -løsning for å løsne partiklene fra filteret. Deretter ble prøvene igjen tetthetsseparert (Vedleggsfigur 4) og alle partiklene analysert på Pyr-GCMS (Vedleggskapittel 8.3).

### Prosedyre for avløpslam og biogass prøver

Prøvene av avløpslam og bioavfall krevde mye rensing ettersom prøvene inneholdt store mengder organisk materiale. Dermed ble kun omtrent 50 g av prøvemassene fra både biogass og avløpsrenseanlegget analysert i én parallell per prøvedato. Metoden ble forbedret under prosjektet ved at det oksidative trinnet ble benyttet før enzymatisk behandling og tetthetsseparasjon. Prøvene ble behandlet med Fentons reaksjon (Vedleggskapittel 8.2). Deretter ble prøvene rensert med enzymatisk behandling, som for andre prøver (Vedleggskapittel 8.2). Etter den enzymatiske behandlingen ble et nytt trinn med  $H_2O_2$  gjennomført. Til slutt ble partiklene tetthetsseparert, før partiklene ble analysert med metoder beskrevet i Vedleggskapittel 8.3.

## Separere plastpartiklene etter størrelsesklasser

Før analyse og identifisering av de ekstraherte plastpartiklene ble partiklene delt inn i tre størrelsesklasser (50-500  $\mu\text{m}$ , 500-1000  $\mu\text{m}$  og  $> 1000 \mu\text{m}$ ) etter fremgangsmåten vist i Vedleggsfigur 5. For å finne den totale massen til størrelsesklassene ble partiklene overført til forhåndsveide filtre, tørket over natten og deretter veid ( $\pm 0,15 \text{ mg}$ , AT200 Mettler, Mettler Toledo). Det ble deretter gjennomført en manuell sortering av den største størrelsesklassen, til 1-5 mm og  $> 5 \text{ mm}$ .



Vedleggsfigur 5. Fremgangsmåten for å separere partiklene inn i tre størrelsesklasser. A) En geologisk sikt i rustfritt stål med 1 mm porestørrelse,  $\varnothing 100 \text{ mm}$ , separerte mikroplastpartiklene fra de store plastpartiklene. B) En rustfri ståltrakt sikrer alle mikroplastpartiklene før den neste separasjonen. C) En glassvakuum filtreringskopp sikret alle partiklene på filteret. D) Et nettfiler i rustfritt stål med en porestørrelse på 500  $\mu\text{m}$ ,  $\varnothing 47 \text{ mm}$ , skille de små og de store mikroplastpartiklene. E) En ren glassvakuum-filtreringskolbe samlet de små mikroplast partiklene.

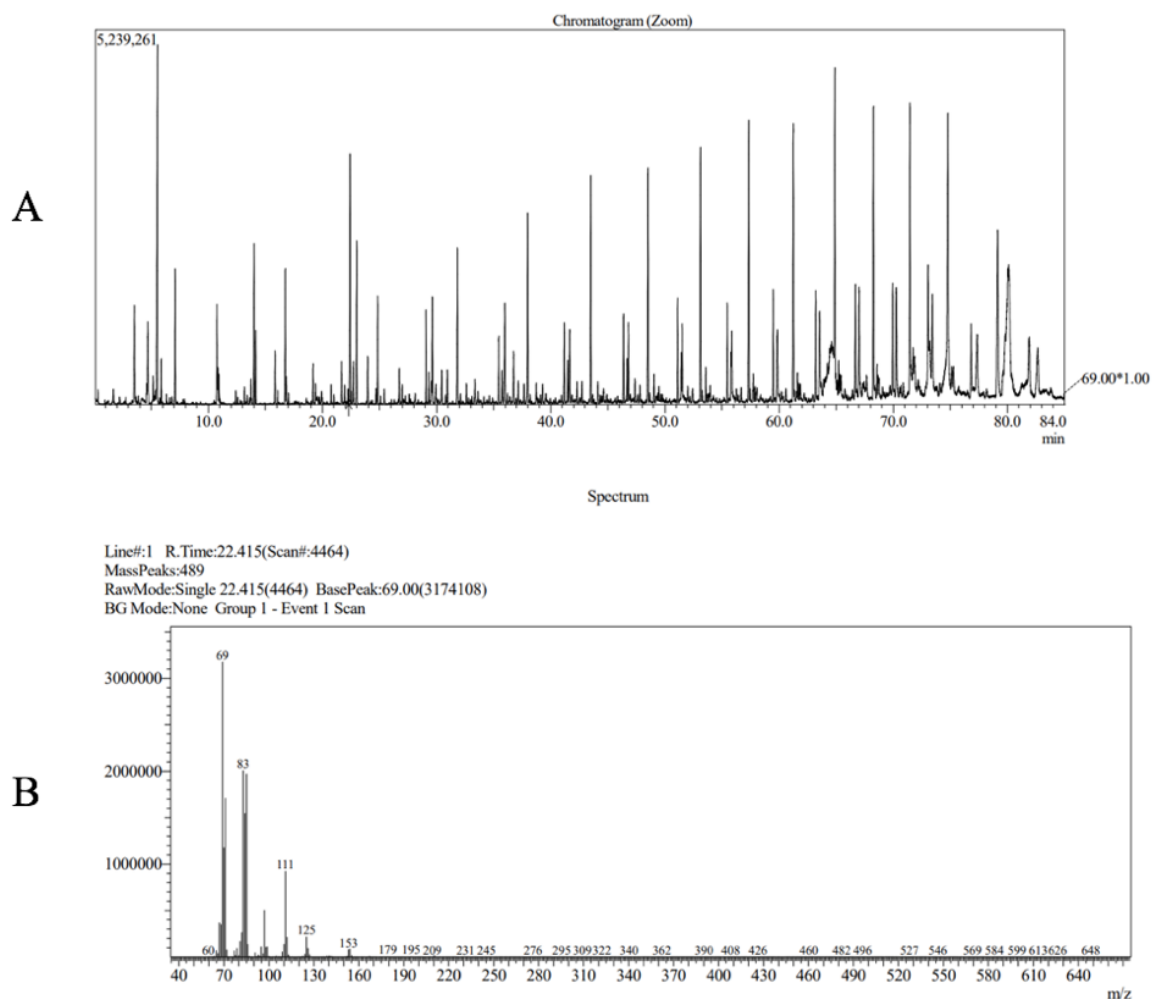
## Kjemisk identifisering av mikroplast

### Pyrolyse-gass kromatografi-massespektrometri (Pyr-GCMS) for mikroplast < 500 µm

Partiklene mellom 50-500 µm ble identifisert med Pyr-GCMS. Pyr-GCMS er en termisk nedbrytning av materialer ved høye temperaturer i en inert atmosfære. Partiklene ble fullstendig overført til en 100 ml-glassflaske og nøyaktig 100 ml etanol (50%) ble tilsatt. Etter prosedyre av Gomiero et al, (2019), ble et passende volum (0,25-100%) av løsningen med prøven overført til et rent GF/C filter (1,2 µm pore size, ø 25 mm). For prøvene med et høyt antall partikler ble flere paralleller analysert, men minimum 1% av prøven ble analysert. Filteret med prøven ble så plassert i en forhånds brent pyrolytisk rustfritt stålkopp spesielt til bruk ved Pyr-GCMS analyser. De pyrolytiske koppene med prøvene ble så pyrolysert ved 590 °C og en bærer-gass transporterte fragmentene til kromatografen. Fragmentene ble så kromatografisk separert i henhold til hvert fragments spesifikke kokepunkt. Med massespektrometra, som identifiseringsteknikk, ble stoffene identifisert av den karakteristiske forbindelsen og dens masse-til-ladnings-forhold (m/z) (Kusch, 2018). Individuelle indikatorioner ble valgt for å identifisere og separere de enkelte polymerene i komplekse miljøprøver. De ulike polymerene i prøven ble identifisert ved en sammenligning av pyrogrammer (Vedleggsfigur 6) fra standard polymerer og med forbrenningsproduktet (valgt som indikator) fra prøven (Frias et al., 2010; Nuelle et al., 2014). Arealet til toppene fra indikatorionene i pyrogrammet ble plassert inn i de standardiserte polymerkalibreringskurven for å beregne riktige mengde av hver polymer. Detektoren er sensitiv og kan identifisere masser ned til 1 µg. Derimot på grunn av kompleksiteten til prøvene i denne studien ble deteksjonsgrensen satt til 10 µg. Derfor kan vi ikke konkludere om det er polymertyper til stede i prøven med masser under 10 µg.

Pyr-GCMS analysene ble gjennomført med en Shimadzu Optima 2010C GCMS kontrollert av GCMS løsning V 4.45 utstyrt med en Rxi-5ms kolonne (RESTEC, Bellefonte, PA) og kombinert med Frontiers lab's Multi-Shot Pyrolizer EGA/PY-3030D med auto-shot sampler (BioNordika, Norway). Utstyret i denne studien kunne identifisere 9 av de vanligste syntetiske polymerene; PP, PE, PA66, PMMA, PS, PVC, PET, PC, and PES. Metoden for å identifisere TPE ble utviklet igjennom dette prosjektet. Derimot ble denne polymeren i størrelsen 50-500 µm kun analysert fra prøvene ved kunstgressbanen.

For å undersøke om bildekkpartikler var til stede i prøven identifiserer pyrolysen stoffet D-Limonen. D-Limonen finnes i naturgummi og dermed i alle typer bildekk. Kalibreringskurven ble laget fra ett sommerdekk fra én leverandør. Vi har antatt at dette ikke påvirker resultatene våre nevneverdig, ettersom mengden D-Limonen er nokså lik i dekk fra ulike leverandører.



Vedleggsfigur 6: Pyrogram fra analysert standard av et PP polymer (90 µg). A) Kromatogrammet. B) Massespektrogram, med toppen til PP indikatorionet ved m/z 69.

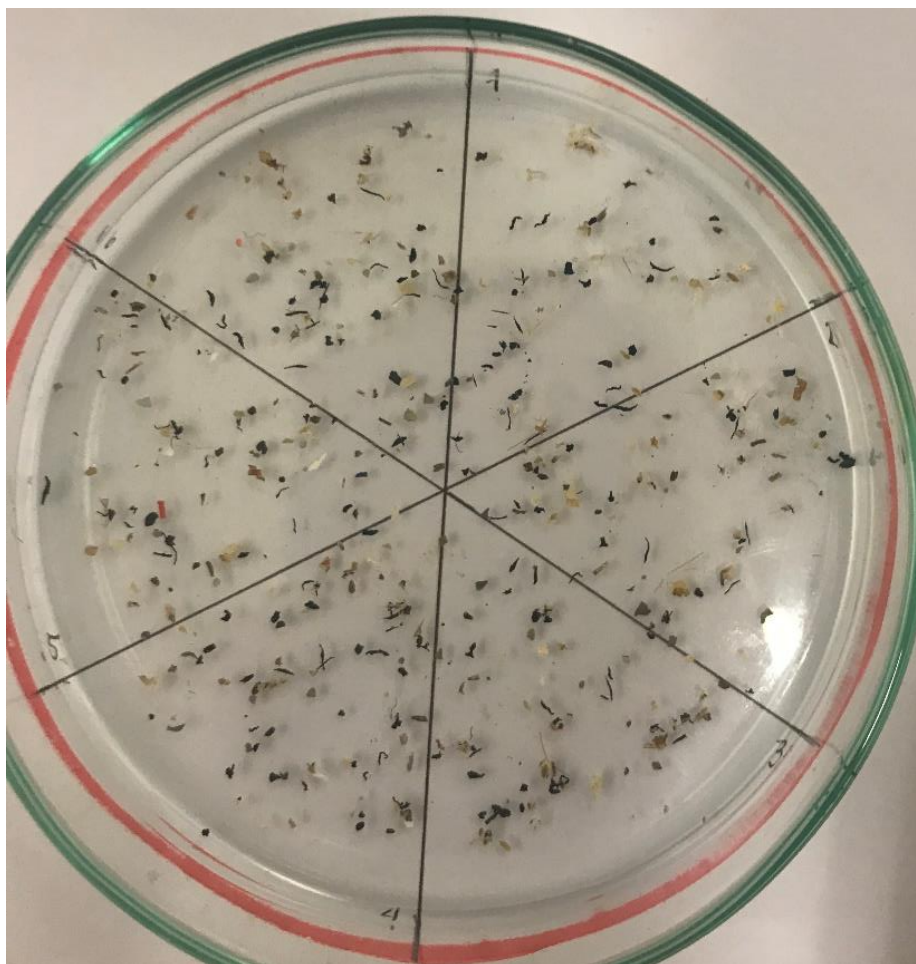
### FTIR for analyse av mikroplast > 500 µm

Partiklene over 500 µm ble én og én analysert med ATR-FTIR. ATR-FTIR måler vibrasjon i molekylene når de treffes av ulike bølgelengder av infrarødt lys fra en krystall. Ulike kjemiske sammensetninger gir ulike og karakteristiske topper i et spekter. Disse spektrene ble sammenlignet med et referansebibliotek for å finne korrekt identifikasjon av partikkelen. Minimum to spekter ble hentet fra hver partikkel. Etter Hanke et al. (2013) ble en match på 70% eller høyere akseptert som en god identifikasjon av partikkelen. Om matchen var under 70% ble en manuell sammenligning av spekteret gjort. Dekkpartikler ble manuelt identifisert ved sammenligning av et spekter hentet fra en original prøve fra et dekk. Organiske partikler og partikler uten en god identifikasjon ble utelatt fra resultatene.

### Mikroplast i størrelsen 500-1000 µm

Det er tidkrevende å identifisere enkeltpartikler ved ATR FTIR. Derfor ble mikroplastpartiklene i størrelsen 500-1000 µm jevnt fordelt i en petriskål, og en tilfeldig andel ble valgt, der alle partiklene innenfor andelen ble analysert (se Vedleggsfigur 7). Omtrent 40 partikler i hver prøve ble analysert.

Dette varierte fra 16-69 partikler, som kunne være alle partiklene i prøven (16) til kun en liten andel av partiklene (1 av 16 seksjoner). I prøver som inneholdt under 36 partikler ble alle partiklene analysert.



Vedleggsfigur 7: Mikroplastpartikler tilfeldig fordelt utover en petriskål delt inn i et passende antall fraksjoner, (her seks). En av de seks fraksjonene (1/6) ble tilfeldig valgt ved loddtrekning, og alle partiklene innenfor det avmerkede området ble analysert. Antakelsen er at fraksjonen vil gi et resultat som representerer hele prøven korrekt. Standardisering gjøres ved å multiplisere opp delresultatet til å gjelde hele prøven ( $100\% = 6/6$ ).

### Plast større enn 1 mm

Partiklene mellom 1 mm og 5 mm ble analysert basert på gruppe, der de ulike gruppene ble bestemt ut ifra lik farge, form og struktur. Kun et utvalg fra hver gruppe ble analysert. For eksempel har dekkpartikler en gjenkjennbar struktur og form, disse partiklene kunne bli funnet i betydelige antall i noen prøver, og derfor ble kun et utvalg av disse partiklene analysert i hver prøve. Alle partiklene over 5 mm ble analysert på ATR-FTIR.

### Beregning av partikkelmasse

For å overføre antall partikler identifisert med ATR-FTIR til polymermasse ble beregningen vist i likning 1 brukt (Simon et al., 2018). Størrelsen (lengden og bredden) på alle de analyserte partiklene ble automatisk målt og fotografert med instrumentet, Nicolet™ iN10 MX Infrared Imaging Microscope (Thermo Fisher™) (iN10). Den spesifikke partikkeltettheten for aktuelle polymerer er listet i Vedleggstabell 1.



$Masse\ per\ partikkel = L * B * (0.6 * B) * polymertetthet$	Likning 1
--	-----------

Der L = lengde (lengste dimensjon) og B = bredde (korteste dimensjon).

### Beregning av konsentrasjon

For beregning av mikroplast per kilo tørrstoff i hver prøve ble mengdene mikroplast kvantifisert, som beskrevet, i delprøver ved de to metodene Pyr-GCMS og ATR-FTIR og resultatene tilbakeregnet til 100% prøvemateriale etter formelen:

$MP_{tot} = MP_{delprøve} * \frac{Hel\ Prøve}{Delprøve} \%$	Likning 2
---	-----------

Der *Hel prøve* er det opprinnelige volumet ekstrahert materiale, og *Delprøve* er den analyserte andelen.

Deretter ble konsentrasjonen beregnet i forhold til det opprinnelige volumet sediment som tørt stoff.

$MP\ konsentrasjon\ (\frac{mg}{kg}\ ts) = \frac{MP_{tot}\ (mg)}{M\ sediment\ (kg) * \% \text{ tørrstoff}}$	Likning 3
--	-----------

Andelen tørrstoff i sedimentet ble bestemt ved standard prosedyre for bestemmelse av tørrstoff: ved at to paralleller á 50 gram materiale tørkes ved 105°C i 92 timer, kjøles i dessicator og vekttafet av fordampet vann bestemmes ved veiing før utregning av prosent vanntap.

### Laboratoriesikkerhet og miljørisiko ved studien

Sett fra et etisk forskningsperspektiv, anses verken gjennomføringen eller resultatene fra denne studien som problematiske. Farlige kjemikalier ble håndtert og kastet på forskriftsmessig måte og håndtert i henhold til sikkerhetsdatabladet (MSDS) for å unngå miljøskader. Resirkulering og gjenbruk av ZnCl<sub>2</sub> er både kostnads- og tidseffektivt, samt miljøvennlig.

Ved gjennomføring av Fentons reaksjon med H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> ble temperaturen holdt under 40°C (for å sikre H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-effektiviteten og) for å begrense muligheten for en voldsom reaksjon som kunne sette personsikkerheten i fare.

Denne studien kan bidra til tiltak for å forhindre spredning av mikroplastpartikler i bymiljøet, og dermed ha en gunstig miljøeffekt.

## Vedleggstabell 3: Polymerkonsentrasjoner.

Gjennomsnittlig konsentrasjon og standardavvik per prøvetype og polymer (mg/kg ts ) for alleprøvene analysert i undersøkelsen av bymiljøet i Bergen 2018-2020

Mg/kg ts	Prøvetype	n	TWP		PP		PE		PA66		PMMA		PS		PVC		PES		PET		PC		TPE		PUR		PVA		PEA		AR		ER	
			Gj- snitt	±SD	Gj- snitt	±SD	Gj- snitt	±SD	Gj- snitt	±SD	Gj- snitt	±SD	Gj- snitt	±SD	Gj- snitt	±SD	Gj- snitt	±SD	Gj- snitt	±SD	Gj- snitt	±SD	Gj- snitt	±SD	Gj- snitt	±SD	Gj- snitt	±SD	Gj- snitt	±SD	Gj- snitt	±SD	Gj- snitt	±SD
	SF-Forstad	13	96,3	137	8,7	9,8	23,4	29,2	1,2	2,7	4,2	6,7	3,6	7,1	34,2	37,9	19,9	61,6	6,1	5,7	ND		26,0	62,0	0,0	0,1	2,5	5,2	4,6	7,7	29,6	73,1	1,5	3,2
	SF-Sentrum	6	74,8	95,7	16,7	15,7	16,9	22,8	5,5	12,3	6,7	9,6	16,2	20,4	96,3	147	0,7	1,6	4,6	2,8	0,0	0,1	0,0	0,0	0,1	0,1	1,6	1,8	30,1	44,1	20,0	31,3	0,9	1,9
	KM Sentrum Høst	8	26,3	43,7	8,2	7,1	13,3	12,4	0,4	0,7	1,2	3,2	5,4	10,8	11,3	11,5	0,8	1,4	0,9	2,3	ND		ND		ND		0,5	1,3	8,0	9,2	14,5	26,3	2,0	2,8
	KM Sentrum Sommer	9	94,3	172	2,7	3,1	15,0	23,2	5,6	8,4	5,3	6,6	4,5	7,8	17,3	25,0	28,4	76,2	1,5	3,1	ND		26,4	76,7	0,1	0,1	ND		9,3	15,5	43,1	90,4	2,0	4,0
	KM-Forstad	8	1,1	0,9	3,2	5,2	12,9	12,7	0,1	0,1	2,4	4,1	0,5	0,6	1,7	1,0	3,4	9,5	0,2	0,2	ND		7,4	11,7	0,4	1,1	1,1	2,5	6,3	9,6	3,5	5,7	0,2	0,3
	Strøsand	1	1,6		0,3		0,1		ND		ND		ND		0,1		ND		ND		ND		ND		ND		ND		ND		ND		ND	
	Strøsand m/salt	1	0,8		0,3		0,3		ND		ND		ND		0,1		ND		ND		ND		ND		ND		ND		ND		ND		ND	
	Rautjernbanen 2019	6	ND		10,7	5,5	2,7	4,7	ND		ND		5,7	4,7	5,6	4,2	0,4	0,1	0,7	0,4	0,3	0,6	20,3	0,1	0,1	0,3	ND		ND		0,1	0,0	16,7	4,0
	Rautjernbanen 2020	6	ND		11,4	8,1	9,1	9,2	ND		ND		7,4	5,2	15,4	20,4	0,7	0,6	6,7	8,2	2,2	4,6	12,8	8,8	ND		ND		ND		0,3	0,3	10,1	6,6
	Lekeclass*	7	1,1	0,9	3,2	5,2	12,9	12,7	0,1	0,1	2,4	4,1	0,5	0,6	1,7	1,0	3,4	9,5	0,2	0,2	ND		7,4	11,7	0,4	1,1	1,1	2,5	6,3	9,6	3,5	5,7	0,2	0,3
	Fjell	7	0,0	0,1	0,3	0,2	0,1	0,1	0,0	0,1	0,0	0,1	0,1	0,1	0,2	0,3	0,1	0,0	ND		ND		ND		ND		0,1	0,1	ND		ND		ND	
	Holen slam	4	17,4	21,1	137	197	23,3	19,3	10,3	18,1	0,2	0,4	0,2	0,4	47,0	66,0	2,6	2,0	7,4	2,3	0,2	0,5	4,6	3,1	11,7	15,1	8,5	12,1	3,1	1,6	2,6	1,3	ND	
	Biogass	4	71,3	52,9	103	35,6	16,1	7,0	0,8	1,5	1,0	1,2	1,4	1,8	25,1	3,4	3,5	1,4	16,7	8,5	1,8	2,3	7,2	7,7	22,3	31,7	15,6	31,3	11,6	4,5	5,8	3,6	ND	
	Biorest	3	27,7	13,9	340	300	40,2	33,8	19,8	34,2	0,8	1,4	9,2	16,0	176	125	4,3	3,9	16,9	6,7	2,3	2,7	9,2	11,8	45,4	34,4	4,4	7,7	6,8	1,6	5,0	2,4	ND	

\*Lekeclass: kun mikroplast &gt; 500 µm, ND: Not detected, n= antall prøver analysert per prøveinndeling. Blankprøver er ikke vist.