

Mikroplast i vann, slam og sediment fra veianlegg ved E16 Bjørum-Skaret

By Cecilie Singdahl-Larsen, Sverre Hjelset, Chiara Consolaro og Sondre Meland

Cecilie Singdahl-Larsen (M.Sc) er overingeniør ved NIVA.

Sverre Hjelset (M.Sc) er forskningsassistent ved NIVA.

Chiara Consolaro (Ph.D) er forsker ved NIVA.

Sondre Meland (Ph.D) er forskningsleder ved NIVA.

Summary

Microplastic in water, sludge and sediment from a road construction site at E16 Bjørum-Skaret. Plastic contamination is a global problem including in the context of tunnel construction. Big plastic fragments can easily be seen while smaller plastic fragments, such as microplastic are often invisible to the naked eye. Heavy loads are transported in and out of the tunnel during tunnel construction, while car tires deteriorate during use, spreading tire wears in the environment as microplastic particles. It is therefore very important that construction areas like these are monitored, to ensure that these sources of contamination can be understood and so that measures can be taken to prevent the spread of microplastic particles to the environment. In this article, we present results from a project where we studied the occurrence of microplastics in water, sludge and sediment at the road construction site E16 Bjørum-Skaret (East of Tyrifjorden, in Viken county). Samples were collected from the tunnel, the treatment plant, and a sedimentation pond close to the road construction facility. Microplastics (>50 µm) were found in higher concentrations in the tunnel and the treatment plant compared to the sedimentation pond, which is the last discharge point from the road construction site. These

results suggest that the treatment plant can help to prevent environmental contamination as microplastics seem to get caught before reaching the environment. Treatment of such masses from construction areas is therefore important to prevent unintentional spread.

Sammendrag

Plastforurensning er et verdensomfangende problem inkludert i sammenheng med bygging av tunnel. Store plastbiter kan enkelt bli sett mens mindre plastpartikler, som mikroplast er oftest usynlig for øyet. Ved utbygging av tunnel blir tunge lass fraktet inn og ut av tunnelen, og bildekk slites ned ved bruk og bildekkpartikler spres ut i miljøet som mikroplast. Det er derfor veldig viktig at slike arbeidsområder overvåkes slik at kilder til forurensning kan bli forstått og nødvendige tiltak kan iverksettes for å hindre spredning av mikroplastpartikler til miljøet. I denne artikkelen presenterer vi resultatene fra et prosjekt hvor vi studerte forekomsten av mikroplast i slam og vann i veianlegget ved E16 Bjørum-Skaret (øst for Tyrifjorden, i Viken fylke). Prøver ble samlet fra tunnelen, renseanlegget og fra en nærliggende sedimentasjonsdam. Mikroplast (>50 µm) ble funnet i høyere konsentrasjon i prøvene fra tunnelen og rense-

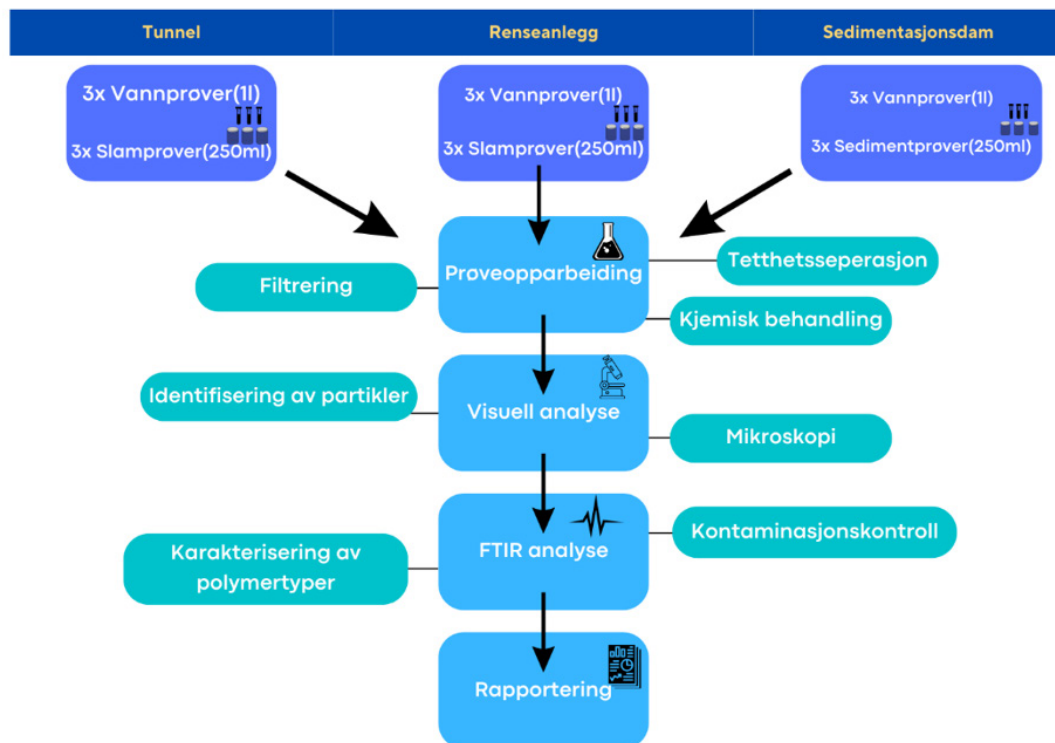
anlegget sammenlignet med sedimentasjonsdammen som er lenger unna arbeidsområdet. Resultatene peker derfor mot at mikroplasten som veianlegget produserer blir fanget opp før den slippes ut i naturen. Håndtering av disse massene er derfor viktig for å hindre utilsiktet spredning.

Innledning

Mikroplast er en betegnelse som brukes for partikler med størrelse fra 1 µm til 5 mm. Partiklene har ulik form (fibre, fragmenter, film, kuler etc.), farge og type polymer som polyetylen (PE) og polypropylen (PP). De ulike polymertypene som mikroplast består av har ulik tetthet og dette kan være med på å bestemme hvor i miljøet mikroplasten ender opp (Padervand et al., 2020). Mikroplast med lav tetthet, for eks. PE og polyetylentereftalat (PET), vil flyte i vannfasen, mens mikroplast med høy tetthet, for eks. polyvinylklorid (PVC), vil sedimentere og holdes tilbake i sedimentet. Mikroplastpartikler med

lav tetthet kan også ende opp i sedimentet over tid på grunn av biotiske og abiotiske prosesser, som for eksempel formasjon av biofilm på mikroplasten som bidrar til å øke tettheten. Vi finner derfor mikroplast i alle miljøer med menneskelig aktivitet. Mikroplast kan medføre skade på organismer i form av for eks. redusert vekst, utvikling og reproduksjon (Lambert et al., 2017; Strungaru et al., 2019). Problemet er at mikroplast kan bli i miljøet i hundrevis til tusenvis av år og derfor er det viktig å undersøke mulige utslippspunkt slik at eventuelle tiltak kan bli satt i gang (Barnes et al., 2009).

Undersøkelser av mikroplast fra vei og tunnel viser at det genereres store mengder mikroplast som resultat av slitasje av bildekk og veimaling (Rødland et al., 2022a og 2022b). For noen år tilbake ble det satt søkelys på spredning av plast under bygging av samferdselsprosjekter. Det var spesielt fokus på spredning av skyteledninger og makroplastfibre i betong som ble spredd ut til akvatiske resipienter (Norconsult, 2017; Vikan



Figur 1. Skjematisk fremstilling av prøvetakning og prosessering av prøver i prosjektet.

and Nyembwe, 2013). I denne artikkelen presenterer vi funn av mikroplast relatert til bygging av tunnel. Studiet har blitt gjennomført som en enkel screeningundersøkelse og viser et øyeblikksbilde av forekomst av mikroplast tilknyttet spesielt tunneldriving. Basert på vår kjennskap er dette det første studiet som har undersøkt forekomsten av mikroplast fra vei-bygging.

Materiale og metode

I forbindelse med tunneldriving ved veianlegget E16 Bjørum-Skaret ble det undersøkt mikroplast i vann, slam og sedimentprøver fra tre delområder for å fange opp eventuelle akkumuleringsområder av mikroplast og undersøke hvilke kilder som bidrar til eventuell mikroplastutslipp fra veianlegget. Renseanlegget renses tunneldrivevann som ledes ut i grunnen og passerer ca. 170 m med sprengsteinsfylling før det til slutt når en sedimentasjonsdam. Prøvetaking og analyser ble gjennomført av NIVAs eget personell, og illustrasjonen nedenfor viser hele prosessen fra innsamling til rapportering (figur 1).

Prøvetaking

Tunnelslamprøver ble samlet direkte fra tunnelen, ca. 500 meter inn. Disse ble innhentet ved å ta en beholder av keramikk ned i slammet som hadde samlet seg, og slammet ble deretter overført til en glassbeholder. Se figur 2 for prøvelokasjon inne i tunnelen.

Tunnelvannprøvene ble samlet inne i renseanlegget hvor tunnelvannet ble «pumpet» direkte fra tunnelen og inn i et anleggsbasseng. Se figur 3 for bilde av tunnelen og renseanlegget. Her ble prøvene tatt ved å senke en glassflaske under vannoverflaten. Slamprøver fra renseanlegget ble også innsamlet her i bassenget på lignende måte som tunnelslamprøvene. Vannprøver fra renseanlegget ble tatt på siste mulige utslippspunkt fra anlegget, inne i et teknisk rom. Her var det mulighet for å tappe vann direkte før det ble ledet videre til sprengsteinsfyllingen som det må gjennom før det når sedimentasjonsdammen. Vannprøver ble samlet rett nedenfor sedimentasjonsdammen hvor et rør med renses vann rant



Figur 2. Slamprøver fra tunnel ble tatt fra innsiden av denne tunnelen. Foto: Sverre Hjelset

direkte ut i en liten bekk. Vannet ble innsamlet ved å holde en glassflaske under røret. Sedimentprøvene ble tatt i bekkeløpet nedstrøms av sedimentasjonsdammen ved å ta en glassbeholder direkte ned i sedimentet. For alle slam- og sedimentprøver ble det brukt 250 ml glassbeholdere, og for vannprøver ble det brukt 1 L glassflasker, og det ble tatt triplikater fra hver prøvetype og prøvelokasjon for å øke robustheten til analysen. Se figur 4 for lokasjonen av de ulike prøvepunktene.

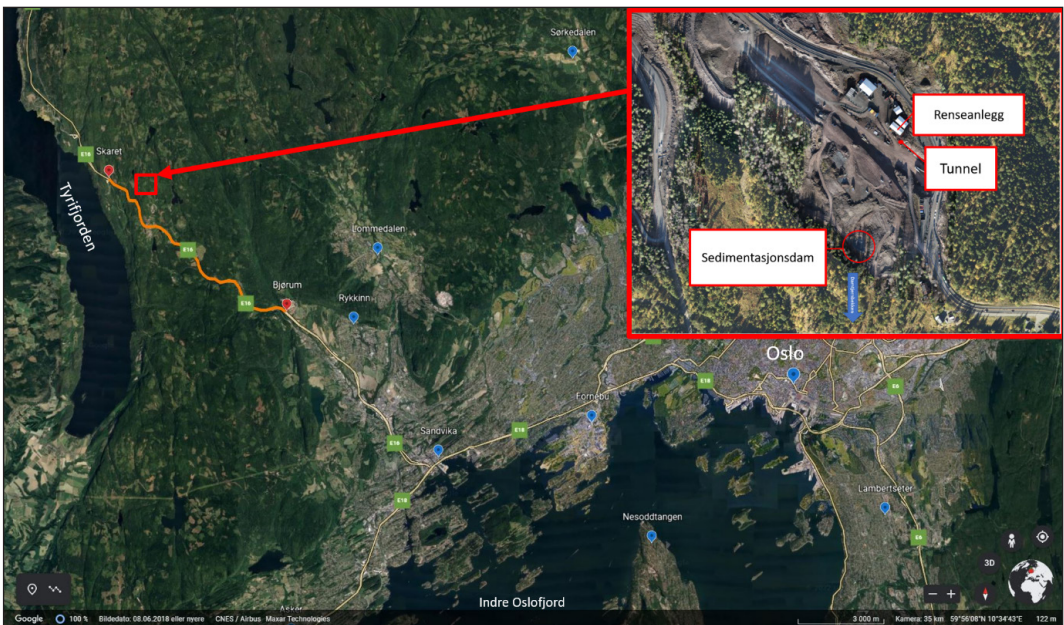
Opparbeiding

Vannprøvene var relativt rene med lite synlig innhold av organisk og uorganisk materiale. De ble derfor filtrert direkte på Whatman glassfiberfilter (GF/A, porestørrelse 1,6 µm, Ø 47 mm). Alle vannprøvene hadde volum på 1 liter og konsentrasjonen er senere gitt som antall partikler per liter vann.

Sediment- og slamprøvene ble først fryst, frysetørket og forsiktig homogenisert med mortar. Prøvematerialet ble deretter overført til erlenmeyerkolber (250 ml) og vekten av prøve-



Figur 3. Renseanlegget og tunnelen der det ble tatt prøver. Foto: Sverre Hjelset



Figur 4. Kart som viser strekningen E16 Bjørum-Skaret (markert med oransje linje) og anlegget der prøvene ble tatt (rød firkant). Figuren er laget med kart fra Google Earth og bilde tilsendt fra Statens vegvesen.

materialet fra hver prøve ble notert for å senere kunne regne ut konsentrasjonen av mikroplast som antall partikler per kg prøvemateriale. Erlenmeyerkolbene med prøvemateriale ble fylt med natriumjodid (NaI, $\rho=1,5-1,6 \text{ g/cm}^3$) for å

utføre tetthetsseparasjon og separere mikroplast fra sediment og slam. Tettheten til natriumjodid er lettere enn sediment ($\rho \sim 2,65 \text{ g/cm}^3$), men høyere enn de fleste syntetiske polymerer ($0,9-1,48 \text{ g/cm}^3$) slik at mikroplast vil flyte i over-

flaten av natriumjodidløsningen. Det er noen få type polymerer, som polytetrafluoreten (PTFE), alkyder og gummi, som har tetthet større enn tettheten til natriumjodid. En glassbelagt magnetrørestav ble lagt oppi hver erlenmeyerkolbe og hver prøve ble satt på røring for å løse opp sediment og slam som hadde klumpet seg sammen. Etter 1-2 minutter med røring ble prøvene stående i 24 timer. Deretter ble supernatanten forsiktig dekantert til en metallsikt med 53 µm porestørrelse. Materialet som var igjen på sikten ble skylt forsiktig med filtrert *reverse osmosis* vann (RO-vann som er filtrert gjennom 0,22 µm membranfilter) over til en ny erlenmeyerkolbe. Erlenmeyerkolbene med sikket prøvemateriale ble behandlet med Fentons reagens for å bryte ned organisk materiale og det ble tilsatt jern(II)sulfat heptahydrat ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) og 30% hydrogenperoksid (H_2O_2) med blandingsforholdet 1:1 (Hurley et al., 2018). Prøvematerialet ble filtrert på glassfiberfilter etter at det ikke lenger var noe synlig reaksjon. Reaksjonen mellom Fentons reagens og prøvematerialet sluttet etter ca 1-2 timer. Partikler kan lett bli sittende fast på innsiden av erlenmeyerkolben ved dekantering. Derfor ble hele prosessen med tetthetsseparasjon og Fentons reagens utført to ganger.

Visuell analyse med stereomikroskop

Filtrene med prøvemateriale ble visuelt inspisert med stereomikroskop (Nikon SMZ745T, magnifikasjon x20), og potensielle mikroplastpartikler ble sortert ut. Form og farge ble notert ned, og lengde og bredde (µm) til partiklene ble målt med programvaren Infinity Analyze Capture 6.5 (Lusher et al., 2020). Med dette stereomikroskopet er det mulig å analysere partikler ned til 50 µm og dette er derfor den nedre deteksjonsgrensen for mikroplastanalysen.

Kjemisk karakterisering ved µFTIR

Det er flere naturlige partikler som kan ha lignende form og farge som mikroplast, og derfor er kjemisk karakterisering en nødvendig del av mikroplastanalyse ved NIVA. For eksempel

kan naturlige fibre av cellulose se ut som syntetiske fibre av polyester eller polyamid ved visuell inspeksjon. Den kjemiske karakteriseringen ble gjort ved FTIR (Fourier-transform infrarød spektrometri) for å finne ut hvilken type polymer partiklene består av og om det er syntetisk eller naturlig. Det ble benyttet PerkinElmer Spotlight 400 µFTIR spektrometer, og partiklene ble overført og klemt med *diamond compression cell* slik at partiklene fikk en homogen tykkelse. Dette bedrer kvaliteten og gjør spektrene enklere å tolke. Partiklene ble analysert ved bruk av Spectrum 10 (v. 10.6.2) i transmisjonsmodus med en oppløsning på 4 cm^{-1} og bølgelengde 4000 til 600 cm^{-1} . Hvert spektrum ble inspisert manuelt og sammenlignet med bibliotek tilgjengelig på NIVA: PerkinElmer ATR Polymers bibliotek, STJapan Polymers ATR bibliotek, BASEMAN bibliotek (Primpke et al. 2018), og flere in-house bibliotek som inkluderer referansepolymerer, ulike tekstiler, og mulige kilder til kontaminering fra laben.

Kjemisk karakterisering ved FTIR kan gi begrenset resultat dersom det er et høyt innhold av sorte, gummiaktige partikler (oftest fragmenter fra bildekk og annen gummi). Slike partikler har blitt observert i flere type prøvematrikser fra urbane områder og de mistenkes å komme fra bildekk eller andre komposittprodukter. Den sorte fargen kommer av fyllstoffet «carbon black» og gjør det vanskelig for den infrarøde strålen fra FTIR-instrumentet å trenge gjennom fordi den sorte fargen absorberer nesten alt av den infrarøde strålingen. Dette gir utydelige spektre som er vanskelige å tolke, og for slike sorte partikler er derfor pyrolyse gasskromatografi massespektrometri (PYR-GC-MS) et bedre valg (Bråte et al., 2018 og 2020; Rødland et al., 2020, 2022a og 2022b; Vogelsang et al., 2019).

Resultatene fra kjemisk karakterisering ble brukt til å regne ut gjennomsnittlig konsentrasjon av de ulike polymertypene fra hver prøvetype, samt gjennomsnittlig konsentrasjon av mikroplast, gummi, maling/lakk og antatte bildekkpartikler. Ettersom det er vanskelig å få tydelige FTIR-spektre av bildekkpartikler blir disse derfor kalt «antatte bildekkpartikler» i

denne undersøkelsen ettersom de har samme farge, form og konsistens som gjerne kjenne-tegner bildekkpartikler.

Metodevalidering

For å fastslå hvor mye plastpartikler som ekstraheres ved tetthetsseparasjon og opparbeiding («recovery rate»), ble en av slamprøvene tilsatt partikler av kjent polymer, størrelse, farge og form. Prøven ble tilsatt 30 transparente/hvite kuler av polyetylen (lengde 400 µm) og 30 transparente fragmenter av polykarbonat (lengde 200-700 µm). Disse polymertypene ble valgt for å enkelt skille disse fra annen mikroplast i prøven. Polyetylen er blant de vanligste polymer-typene man finner i miljøet, men den er ikke vanlig i kuleform, og polykarbonat er blant polymertypene som er mindre vanlig å finne. Etter to ekstraksjoner ble det funnet 25 polyetylenkuler og 20 fragmenter av polykarbonat. Dette gir en «recovery rate» på 83 % for polyetylen, og 66 % for polykarbonat, noe som vi anser som akseptabelt. Tilsvarende ble ikke gjort for vannprøvene fordi hele prøvemengden av disse prøvene ble filtrert direkte uten noe videre opparbeiding eller kjemisk behandling.

Kontamineringskontroll og kvalitetssikring

Kontaminering av prøver er en velkjent problemstilling ved prøvetaking og analyse av mikroplast. På NIVA er det utviklet flere rutiner for å holde kontaminering på et minimum både i felt og i laboratoriet. Alt utstyr og emballasje brukt til prøvetaking ble skylt på forhånd med filtrert RO-vann (Millipore membranfilter, 0,22 µm), og det ble inkludert feltblank for hver prøvetype. Feltblankene ble senere behandlet og analysert på samme måte som prøvene. Mikroplastlaben blir vasket og rengjort ukentlig, og det blir satt frem blanker hver uke for å kontrollere kontaminering fra luften. Det er positivt trykk inne i laben, og all luft som kommer inn er HEPA-filtrert (H13-klassifisering). Til opparbeiding av prøver blir det, så langt det lar seg gjøre, benyttet utstyr av glass eller metall. I tillegg blir alt utstyr skylt på forhånd med filtrert RO-vann og alle

kjemiske løsninger blir filtrert før bruk (GF/A Whatman glassfiberfilter, 1,6 µm). All personell bruker labfrakk og eget labtøy (scrubs) av bomull og disse blir gått over med klesrull for å fjerne fibre fra luften før arbeid på plastlaben. Det blir også inkludert labblanker ved opparbeiding for å se mulig kontaminering fra kjemikalier, luften, og personell.

Resultater og diskusjon

Det ble tatt triplikater av hver prøvetype og alle resultatene er gitt som gjennomsnitt av hvert triplikat. Hvert triplikat av vannprøvene hadde et volum på 1 liter, triplikatene av slamprøvene fra tunnelen hadde tørrvekt $0,031 \pm 0,007$ kg, triplikatene av slamprøvene fra renseanlegget hadde en tørrvekt på $0,020 \pm 0,002$ kg, og triplikatene av sedimentprøvene fra bekken ved sedimentasjonsdammen hadde en tørrvekt på $0,088 \pm 0,031$ kg.

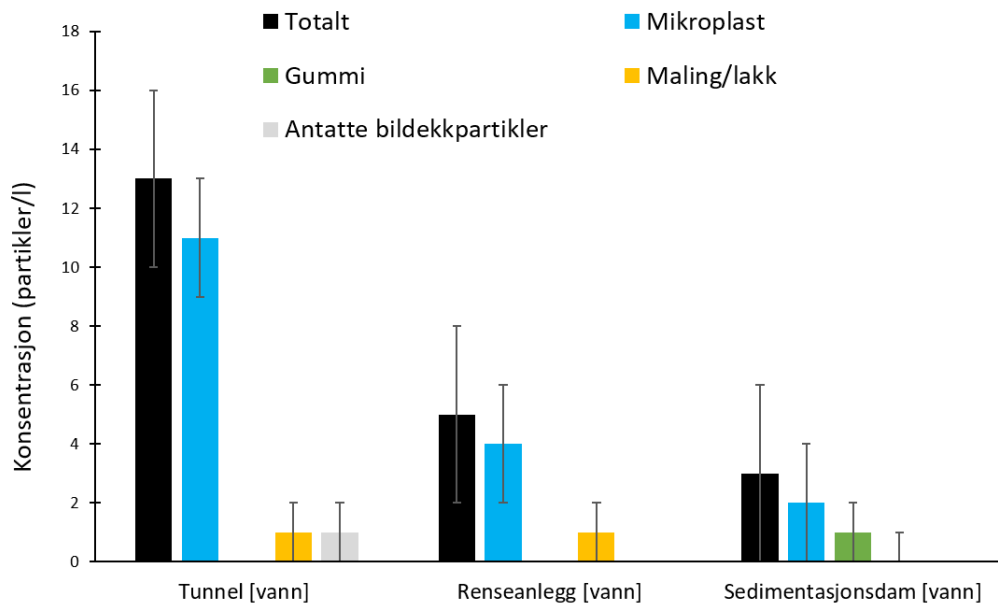
Feltblanker og labblanker

Det ble funnet mikroplast i kun én av feltblankene, og det var feltblanken som tilhører vannprøvene fra tunnel. Det var kun ett blått polyesterfiber som ble funnet, og ellers ble det ikke funnet noe mikroplast. I labblankene ble det ikke observert noe mikroplast.

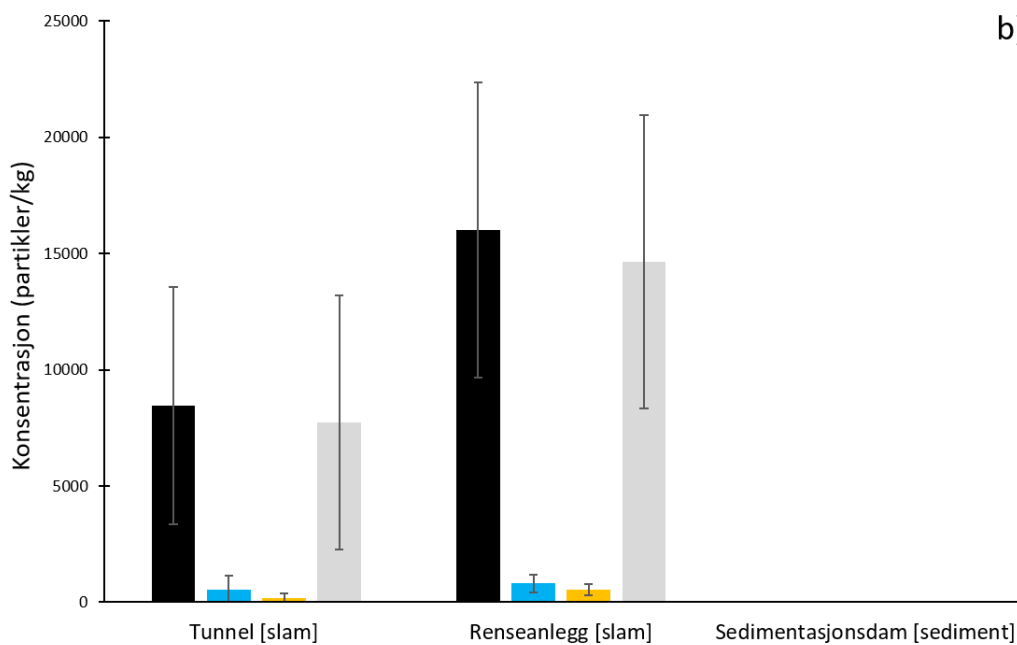
Vannprøver

Det ble funnet mikroplast i alle vannprøvene, men det var størst konsentrasjon i tunnelvannprøvene og minst i vannprøven fra sedimentasjonsdammen. Det var like høy konsentrasjon av maling/lakk i vannprøvene fra tunnel og renseanlegg, og det ble funnet kun én partikkel av maling/lakk i prøven fra sedimentasjonsdammen som gir en konsentrasjon tilnærmet lik null og derfor vises det ikke i figur 5a. Gummipartikler ble funnet i kun prøven fra sedimentasjonsdammen. Partikler som kategoriseres som gummi i denne undersøkelsen var av typen etylen-propylen gummi (EPDM) og skilte seg visuelt fra de antatte bildekkpartiklene, og karakterisering med FTIR ga spektre som var mulig å tolke. Bildekk lignende partikler ble bare observert i tunnelvannprøvene (figur 5a).

a)



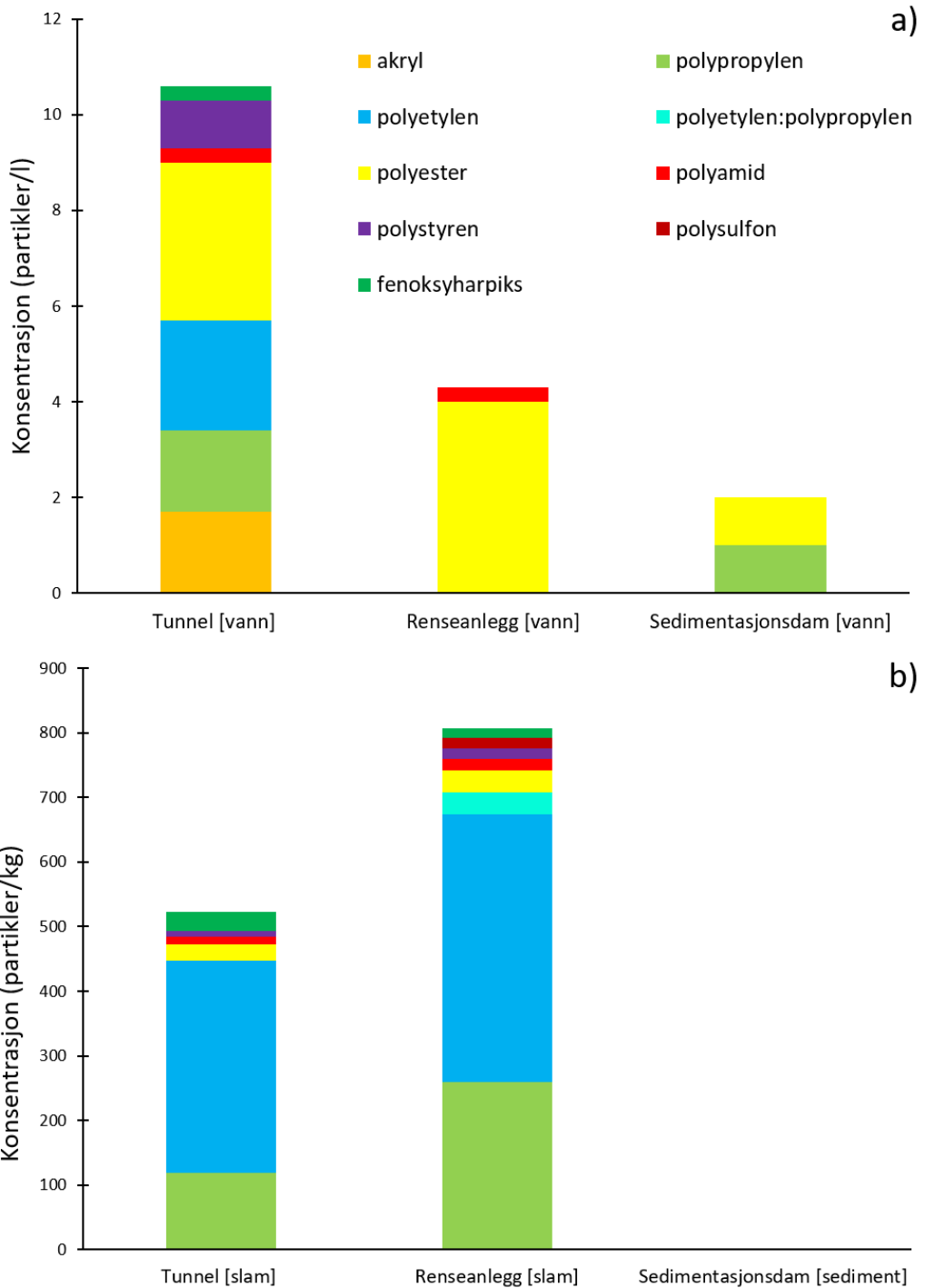
b)



Figur 5. Konsentrasjon av mikroplast, gummi, maling/lakk, og antatte bildekkpartikler i vannprøvene (a) og i slam- og sedimentprøvene (b). Konsentrasjonen er presentert som gjennomsnittet av triplikatene av hver prøvetype. Konsentrasjonene er presentert med standardavvik.

I tunnelprøvene var det størst konsentrasjon av polyester ($3,3 \pm 1,2$ partikler/liter). Blant polyesterpartiklene ble det funnet 0-3 blå fibre i triplikatene, og fibre av samme polymer og farge

ble funnet i feltblanken men det ble ikke gjort noe korrigering. Etter polyester var det polyetylen med konsentrasjon $2,3 \pm 2,5$ partikler/liter, og polypropylen og akryl med konsentrasjon



Figur 6. Konsentrasjon av ulike polymerer i vannprøvene (a) og i slam- og sedimentprøvene (b). I figuren er det ikke inkludert gummi, maling/lakk, eller antatte bildekkpartikler. Konsentrasjonen er presentert som gjennomsnittet av triplikatene av hver prøvetype.

Tabell 1. Prosentandel fibre og fragmenter i vannprøvene fra tunnelen, renseanlegget og sedimentasjonsdammen.

	Mikroplast	
	Fiber	Fragment
Tunnel [vann]	64%	36%
Renseanlegg [vann]	80%	20%
Sedimentasjonsdam [vann]	50%	50%

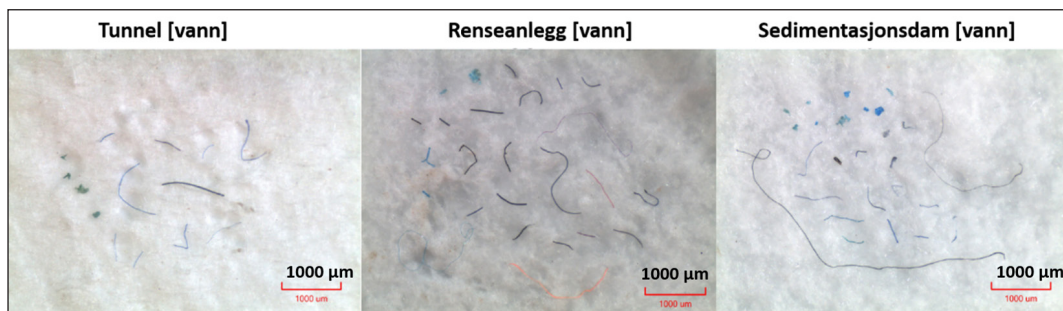
Tabell 2. Lengde til partiklene i vannprøvene fra tunnelen, renseanlegget og sedimentasjonsdammen. Alle lengder er målt i μm , og alle verdiene er oppgitt med standardavvik.

	Mikroplast			Gummi		
	Lengste	Korteste	Gjennomsnitt	Lengste	Korteste	Gjennomsnitt
Tunnel [vann]	2374 \pm 827	95 \pm 7	734 \pm 154	-	-	-
Renseanlegg [vann]	2499 \pm 1519	505 \pm 353	1144 \pm 255	-	-	-
Sedimentasjonsdam [vann]	315 \pm 309	66 \pm 58	188 \pm 181	129*	103*	116*
	Maling/lakk			Antatte bildekkpartikler		
	Lengste	Korteste	Gjennomsnitt	Lengste	Korteste	Gjennomsnitt
Tunnel [vann]	230**	130**	180**	168***	142***	155***
Renseanlegg [vann]	150**	150**	150**	-	-	-
Sedimentasjonsdam [vann]	133**	133**	133**	-	-	-

*I Sedimentasjonsdam [vann] ble det funnet to partikler av gummi.

**I Tunnel [vann] ble det funnet to partikler av maling/lakk, i Renseanlegg [vann] og Sedimentasjonsdam [vann] ble det funnet kun én partikkel av maling/lakk.

***I Tunnel [vann] ble det funnet kun to partikler som er antatte bildekkpartikler.



Figur 7. Bildet til venstre viser partikler i vannprøven fra tunnelen, bildet i midten viser et utvalg av partikler i prøven fra renseanlegget, og bildet til høyre viser partikler i prøven fra sedimentasjonsdammen. Bildene ble tatt under visuell analyse med stereomikroskop og dette er for kjemisk karakterisering så det er derfor en blanding av partikler som senere viste seg å være mikroplast og naturlige polymerer.

1,7 \pm 2,9 partikler/liter. Utenom disse tre polymerene ble det også funnet polystyren, polyamid og fenoksyharpiks som brukes i blant annet lim. I vannprøvene fra renseanlegget ble det bare funnet polyester (4,0 \pm 2,6 partikler/liter) og polyamid (0,3 \pm 0,6 partikler/liter). I vannprøvene fra sedimentasjonsdammen var det få polymerer, som polypropylen (1,0 \pm 1,7 partikler/liter)

og polyester (1,0 \pm 1,0 partikler/liter) (figur 6a).

Det var en vesentlig større andel fibre enn fragmenter i vannprøvene fra tunnelen og renseanlegget (figur 7), men i sedimentasjonsdammen var det like stor andel fibre og fragmenter (tabell 1). Etter kjemisk karakterisering viste flere av fibre seg å være cellulose som er en naturlig polymer, og disse er ikke inkludert i resultatene.

Bildene i figuren ble tatt før kjemisk karakterisering og det var usikkert om alle partiklene var mikroplast eller naturlig polymer.

Mikroplastpartiklene i vannprøven fra renseanlegget hadde en høyere gjennomsnittlig lengde enn prøvene fra tunnelen og sedimentasjonsdammen (tabell 2). Det kan derfor se ut til at en stor andel fibre har blitt fanget opp underveis og at mindre fragmenter har kommet seg ut til sedimentasjonsdammen. Det ble funnet 1-2 partikler av maling/lakk i vannprøvene og det var liten variasjon i lengde. Det ble også observert to sorte, gummiaktige partikler i tunnelvannprøven som mistenkes å være fra bildekk basert på farge og form og det ga dårlig match etter analyse med FTIR. Disse to partiklene hadde en lengde på 168 og 142 μm , og det var ingen lignende partikler i de andre vannprøvene (tabell 2).

Slam- og sedimentprøver

Blant slam- og sedimentprøvene ble det funnet mikroplast og maling/lakk i slamprøvene fra tunnelen og renseanlegget, men ikke i sedimentet tatt i bekkeløpet nedstrøms av sedimentasjonsdammen. Det ble funnet antatte bildekkpartikler i alle prøvene, men i prøvene fra bekken ble det funnet kun én partikkel som tilsvarte en konsentrasjon tilnærmet lik null og det er derfor ikke synlig i figur 5b. Det ble ikke funnet gummipartikler i noen av prøvene. Det var større konsentrasjon av mikroplast, maling/lakk og antatte bildekkpartikler i prøvene fra renseanlegget enn prøvene fra tunnelen (figur 5b).

I tunnelprøvene var det størst konsentrasjon av polyetylen (330 ± 563 partikler/kg), og etter polyetylen var det polypropylen (118 ± 71 partikler/kg), fenoksyharpiks (29 ± 27 partikler/kg), polyester (24 ± 42 partikler/kg), polyamid (12 ± 21 partikler/kg), og polystyren (9 ± 15 partikler/kg).

Tabell 3. Prosentandel fibre og fragmenter i slam- og sedimentprøvene fra tunnelen, renseanlegget og bekken ved sedimentasjonsdammen.

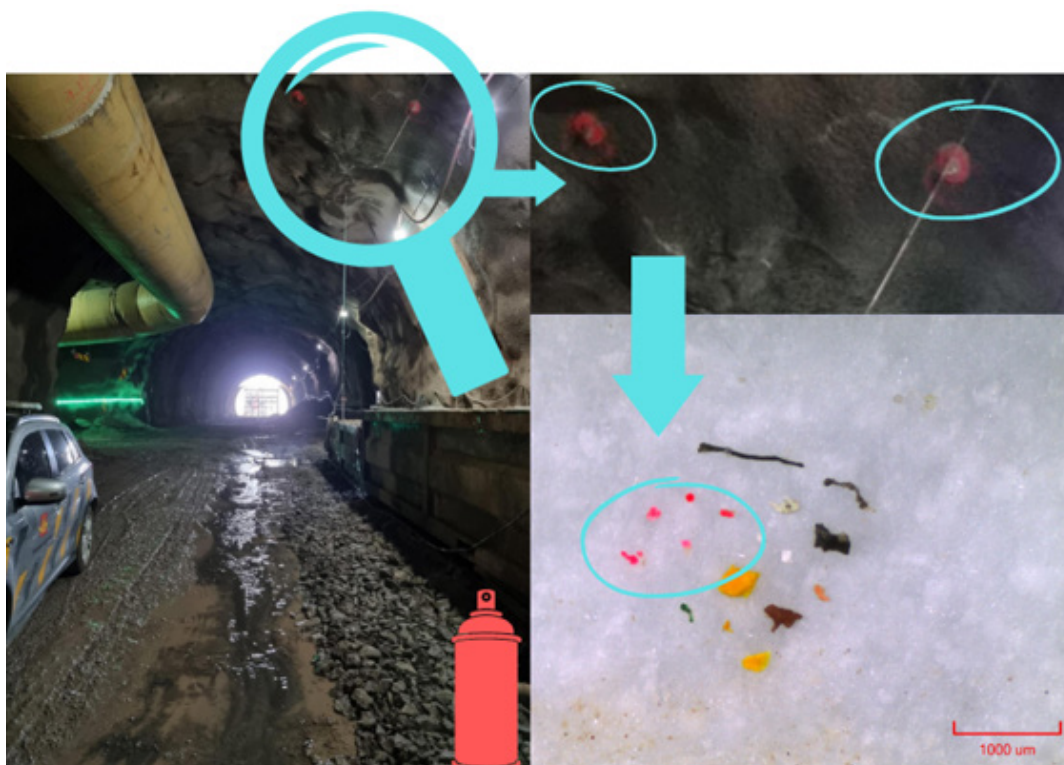
	Mikroplast	
	Fiber	Fragment
Tunnel [slam]	37%	63%
Renseanlegg [slam]	19%	81%
Sedimentasjonsdam [sediment]	0%	0%

Tabell 4. Lengde til partiklene i slam- og sedimentprøvene fra tunnelen, renseanlegget og sedimentasjonsdammen. Alle lengder er målt i μm , og alle verdiene er oppgitt med standardavvik.

	Mikroplast			Gummi		
	Lengste	Korteste	Gjennomsnitt	Lengste	Korteste	Gjennomsnitt
Tunnel [slam]	2283 \pm 2358	150 \pm 65	644 \pm 476	-	-	-
Renseanlegg [slam]	2463 \pm 2179	196 \pm 107	660 \pm 418	-	-	-
Sedimentasjonsdam [sediment]	-	-	-	-	-	-
	Maling/lakk			Antatte bildekkpartikler		
	Lengste	Korteste	Gjennomsnitt	Lengste	Korteste	Gjennomsnitt
Tunnel [slam]	420 \pm 230	152 \pm 46	248 \pm 63	1038 \pm 850	107 \pm 51	*
Renseanlegg [slam]	698 \pm 644	63 \pm 23	254 \pm 119	1206 \pm 274	70 \pm 14	*
Sedimentasjonsdam [sediment]	-	-	-	423**	423**	423**

* Det var ikke mulig å regne ut gjennomsnitt fordi det var for mange partikler til at alle kunne bli målt.

** I Sedimentasjonsdam [sediment] ble det funnet kun én partikkel av antatte bildekkpartikler.



Figur 8. Bildet til venstre og øverst til høyre viser rosa maling- eller sprayflekker i taket i tunnelen som er under utbygging ved E16 Bjørum-Skaret. Lignende malingspartikler (blå sirkel) ble funnet i slamprøven fra tunnelen, som vises i bildet nederst til høyre.

I slamprøvene fra renseanlegget var det størst konsentrasjon av polyetylen (416 ± 210 partikler/kg), deretter var det polypropylen (259 ± 135 partikler/kg), polyester og kopolymer av polyetylen og polypropylen (34 ± 58 partikler/kg), polyamid (18 ± 31 partikler/kg), polystyren (17 ± 29 partikler/kg), og polysulfon og fenoksyharpiks (15 ± 26 partikler/kg). Det ble ikke funnet noe mikroplast i sedimentprøven fra bekkeløpet ved sedimentasjonsdammen (figur 6b).

Til forskjell fra vannprøvene var det betraktelig større andel fragmenter enn fibre blant mikroplastpartiklene i slam- og sedimentprøvene (tabell 3). Det så også ut til å være mindre variasjon av størrelsen til partikler av type mikroplast, maling/lakk og antatte bildekkpartikler (tabell 4).

Det var en betraktelig større konsentrasjon av maling/lakk i slamprøvene enn vannprøvene. I vannprøvene var det i gjennomsnitt 1 partik-

kel/liter vann, mens i slamprøvene var det 193 partikler/kg slam fra tunnelen, og 543 partikler/kg slam fra renseanlegget.

Den gjennomsnittlige lengden på partiklene av maling/lakk var mindre i vannprøvene (tabell 2) enn i slamprøvene (tabell 4) og det kan tyde på at de større har lettere for å synke mens de mindre flyter. Det at konsentrasjonen var høyere i slammet fra renseanlegget enn tunnelen kan også tyde på at det skjedde en fragmentering av partikler på vei gjennom renseanlegget, men at det ble holdt tilbake slik at det ikke nådde ut til sedimentasjonsdammen. De fleste av malingspartiklene var rosa eller røde og det mistenkes at de kan komme fra spraymaling som blir brukt for å markere inne i tunnelen (figur 8). Kjemisk kvantifisering med pyrolyse gasskromatografi massespektrometri hadde vært en gunstigere metode for å finne ut hvor stor konsentrasjon (i form av masse per kg prøvemateriale) det er av

maling/lakk og andre partikler som lett fragmenteres.

I slam- og sedimentprøvene ble det observert mange sorte, gummiaktige partikler som mistenkes å være fra bildekk. Det var så mange at det ville være for tidkrevende å telle og måle alle. Tallene for disse er derfor gitt som et estimat, og i tunnelprøven ble det estimert å være et gjennomsnitt på 223 ± 127 partikler som gir en konsentrasjon på 7723 ± 5107 partikler per kg slam. Lengden til disse partiklene var mellom 70 og 2000 μm . I slamprøven fra renseanlegget ble det estimert å være 287 ± 103 partikler som gir en konsentrasjon på 14648 ± 6349 partikler per kg slam. Lengden til disse var mellom 50 og 1400 μm . I prøven fra bekken, ved sedimentasjonsdammen, ble det funnet kun én av denne type partikkel, og den hadde en lengde på 423 μm .

Konklusjon

Det er vanskelig å vite helt sikkert hva som er kildene til alle de forskjellige typene mikroplast vi fant. Potensielle kilder kan være kjøretøy som kjører inn og ut av tunnelen for å transportere ut løsmasser, spray eller maling som brukes for merking, eller andre kilder. Resultatene antyder at det er en relativt større andel partikler i vann og slam fra tunnelen og anlegget enn det er i vann og sediment i sedimentasjonsdammen og bekken utenfor anlegget. Det tyder derfor på at mye har blitt fanget opp under renseprosessen og blir ikke spredt videre i naturen. En undersøkelse av mikroplast i innløp- og utslippsprøver fra Bekkelaget renseanlegg (Vogelsang et al., 2020) viste at det var en betraktelig mindre mengde mikroplast i utslippsprøvene enn innløpsprøvene. Under normale værforhold var det 44 ± 21 partikler/liter i innløpsprøvene, og $1,1 \pm 2,3$ partikler/ m^3 i utløpsprøvene. Dette var partikler mellom 300 og 5000 μm , og prøvene ble tatt i perioden 01.12.18 til 30.11.19 og konsentrasjonene gjelder partikler $> 300 \mu\text{m}$. For partikler mellom 20 og 300 μm ble det funnet $34 \pm 21 \mu\text{g/liter}$ i innløpsprøvene, og $5,1 \pm 7,2 \mu\text{g/m}^3$. Det ble også observert bildekkklignende partikler og konsentrasjonen var $45 \pm 78 \mu\text{g/liter}$ i innløpsprøvene, og 0 $\mu\text{g/liter}$ i utløpsprøvene.

Konsentrasjonene er gitt med andre enheter enn i undersøkelsen beskrevet i denne artikkelen, men det er tydelig at konsentrasjonen av mikroplast og antatte bildekkpartikler har minnet betraktelig på vei gjennom renseanlegget og at det hjelper for å hindre mikroplast i å komme ut i naturen.

Det er mange muligheter for mikroplast å bli transportert i naturen og hvis dette skal kartlegges nærmere burde det tas prøver fra flere lokasjoner rundt anlegget. I tillegg kan det være hensiktsmessig å gjennomføre et prøvetagningsprogram som inkluderer flere prøver over tid, og som kan fange opp ev variasjoner i utslipp av mikroplast som følge av ulike arbeidsprosesser under tunnelbygging. Dette vil også gi et bedre grunnlag for å regne på massebalanser, dvs. hvor mye mikroplast produseres i forbindelse med tunnelbygging og hvor mye greier man å holde tilbake i renseløsningene. Metodene i denne undersøkelsen inkluderer bare partikler fra 50 μm og opp til 5000 μm , og det er usikkert hvor mye partikler det var i prøvene med størrelse $< 50 \mu\text{m}$. Mindre partikler har lettere for å flyte enn større partikler og kan lettere transporteres i vann. Er de små nok kan de også transporteres i luft. Det ville derfor vært veldig interessant å undersøke med mer sensitive metoder, som for eksempel pyrolyse, for å kartlegge hvor mye av det er av de mindre ($< 50 \mu\text{m}$) partiklene i lignende prøver som i denne undersøkelsen.

Takksgelser

Prosjektet er finansiert gjennom forsknings-samarbeidsprosjektet mikroRENS (O-220086) som gjennomføres i et samarbeid mellom NIVA og Statens vegvesen. En stor takk til Ida Viddal Vartdal, Halldis Fjermestad fra veiprojektet og alle andre som bisto med informasjon når vi tok prøver ved E16 Utbyggingssprosjektet.

Referanser

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: Biol. Sci., 364, pp. 1985-1998. Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0205>

- Bråte, I.L.N., Hurley, R., Iversen, K., Beyer, J., Thomas, K.V., Steindal, C.C., Green, N.W., Olsen, M. & Lusher, A.L. 2018. *Mytilus spp. as sentinels for monitoring microplastic pollution in Norwegian coastal waters: A qualitative and quantitative study*. Environmental Pollution, 243, 383–393. Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.08.077>
- Bråte, I.L.N., Hurley, R., Lusher, A.L., Buenaventura, N., Hultman, M., Halsband, C. & Green, N. 2020. *Microplastics in marine bivalves from the Nordic environment*, NMR report, 127. Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.6027/TemaNord2020-504>
- Hurley R., Lusher, A.L., Nizzetto, L. 2018. *Validation of a new method for microplastic extraction and analysis in complex organic matter-rich samples*. ES&T, 52(13), 7409–7417. Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b01517>
- Lambert, S., Scherer, C. and Wagner, M. 2017. *Ecotoxicity testing of microplastics: Considering the heterogeneity of physicochemical properties*. Integr Environ Assess Manag, 13: 470–475. <https://doi.org/10.1002/ieam.1901>
- Lusher, A.L., Bråte ILN., Munno, K., Hurley, R. & Welden, N. 2020. *Is It or Isn't It: The Importance of Visual Classification in Microplastic Characterization*. Applied Spectroscopy 74(9), 1139–1153. Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.1177/0003702820930733>
- Norconsult. 2017. *Testforsøk - spredning av plast i sjø fra utfylte tunnelmasser skutt med elektroniske tennere*. Aldersundet - Rassikringsprosjekt Rv 17 Liafjell. Statens vegvesen, pp. 56.
- Padervand, M., Lichtfouse, E., Robert, D. & Wang, C. 2020. *Removal of microplastics from the environment. A review*. Environ Chem Lett 18, 807–828. Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.1007/s10311-020-00983-1>
- Primpke, S., Wirth, M., Lorenz, C. & Gerdts, G. 2018. *Reference database design for the automated analysis of microplastic samples based on Fourier transform infrared (FTIR) spectroscopy*. Analytical and Bioanalytical Chemistry 410(21): 5131–5141. Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.1007/s00216-018-1156-x>
- Rødland, E., 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. Volume 738, 139352. Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139352>
- Rødland, E., Lind, O.C., Reid, M., Heier, L.S., Skogsberg, E., Snilsberg, B., Gryteselv, D. & Meland, S. 2022a. *Characterization of tire and road wear microplastic particle contamination in a road tunnel: From surface to release*. Journal of Hazardous Materials. Volume 435, 129032. Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129032>
- Rødland, E., Lind, O.C., Reid, M.J., Heier, L.S., Okoffo, E.D., Rauert, C., Thomas, K.V. & Meland, S. 2022b. *Occurrence of tire and road wear particles in urban and peri-urban snowbanks, and their potential environmental implications*. Science of The Total Environment, Volume 824, 153785. Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153785>
- Strungaru, S-A., Jijie, R., Nicoara, M., Plavan, G. & Faggio, C. 2019. *Micro- (nano) plastics in freshwater ecosystems: Abundance, toxicological impact and quantification methodology*. TrAC Trends in Analytical Chemistry, Volume 110, Pages 116–128 ISSN 0165-9936, Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.025>
- Vikan H & Nyembwe KR. 2013. *Brannsikringsfibre - Potensielle spredningsveier til omliggende miljø og tiltak mot spredning*. Statens vegvesens rapporter Nr.140. Statens vegvesen, Oslo, pp. 11.
- Vogelsang, C., Lusher, A.L., Dadkhah, M.E., Sundvor, I., Umar, M., Ranneklev, S.B., Eidsvoll, D.P. & Meland, S., 2019. *Microplastics in road dust – characteristics, pathways and measures*. Rapport for Miljødirektoratet, M-959. 174 sider
- Vogelsang, C., Kristiansen, T., Singdahl-Larsen, C., Buenaventura, N., Pakhomova, S., Eidsvoll, D., Staalstrøm, A., Beylich, B. 2020. *Mikroplastpartikler inn til og ut fra Bekkelaget rensanlegg gjennom ett år*. Norsk institutt for vannforskning. ISBN 978-82-577-7276-5. No 7541 (158 sider)