

Ingrid Stokke Jensen

Kvantifisering av mikroplastproduksjon langs E18 Tvedestrand-Arendal

Masteroppgave i Bygg- og miljøteknikk

Veileder: Alex Klein-Paste

Juni 2020

Ingrid Stokke Jensen

Kvantifisering av mikroplastproduksjon langs E18 Tvedestrand-Arendal

Masteroppgave i Bygg- og miljøteknikk
Veileder: Alex Klein-Paste
Juni 2020

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet
Fakultet for ingeniørvitenskap
Institutt for bygg- og miljøteknikk



Kunnskap for en bedre verden

Sammendrag

Omgivelsene rundt vegbaner har lenge blitt forurenset av partikler og giftstoffer fra vegtrafikken. I de senere år har fokus på makro- og mikroplastforurensning i naturen økt, herunder opptreden av mikroplast fra gummi i bildekk, polymermodifisert bitumen (PMB) fra asfalt og vegstøv fra vegoppmerking.

Det er et behov for mer kunnskap om hvor stort mikroplastutslippet er over en gitt tid og strekning. I dag eksisterer det ingen standardiserte metoder for kvantifisering av mengde mikroplast med opphav fra vegtrafikken. En annen utfordring er valg av område for prøvetakning. I denne masteroppgaven skal det dermed forskes på hvor langs vegbanen prøvetakning bør utføres, og med hvilke metoder mengden mikroplast kan kvantifiseres fra de ulike prøvene.

For å svare på forskningsspørsmålene, ble det gjennomført feltmåling under tunnelrengjøring i to rensbasseng ved Torsbuåsen tunnel og Fløyheia tunnel i Agder samt av snø og masser fra vegkanten og grøften ved tunnelene. Det ble også etablert ligninger for å estimere den totale utslippsmengden av mikroplast fra vegtrafikk. I Fløyheia tunnel ble prøvetakning utført både av vaskevannet og feiestøvet, mens i Torsbuåsen tunnel ble det kun samlet inn vaskevann. Fem prøver ble sendt til analyse hos Eurofins i Bergen for å identifisere mengden av mikroplast.

Ved bruk av ligninger for å estimere den totale utslippsmengden av mikroplast fra vegtrafikk, ble det etablert et sammenligningsgrunnlag med bakgrunn i resultatene fra analysen basert på prøvetakning.

Estimat 1 inkluderer eksisterende data om kjørte km i Norge og total utslippsmengde av mikroplast fra vegtrafikk. Fra ligningen ble det i Torsbuåsen tunnel estimert et utslipp på 1,61 kg/døgn/km, mens utslippet i Fløyheia tunnel ble beregnet til 1 kg/døgn/km. I vegens sideareal ble estimert utslippsmengde kalkulert til 1 kg/døgn/km.

Estimat 2 er beregning av det totale utslippet av mikroplast ved å summere utslippsmengdene fra bildekkslitasje og PMB fra asfaltslitasje. Utslippsmengdene ble gjennom estimat 2 beregnet til 2,58 kg/døgn/km i Torsbuåsen tunnel; 1,78 kg/døgn/km i Fløyheia tunnel og 1,78 kg/døgn/km utenfor vegbanen.

Resultatene fra analysen varierte avhengig av prøvelokalitetene. I vaskevannet fra begge tunnelene var konsentrasjonen av mikroplast svært lav, med et utslipp på $9,1 \cdot 10^{-8}$ kg/døgn/km i Torsbuåsen tunnel og $1,98 \cdot 10^{-8}$ kg/døgn/km i Fløyheia tunnel.

Utslippsmengden i feiestøvet i Fløyheia tunnel var på 0,00494 kg/døgn/km.

Langs vegbanen ble det observert et høyere utslipp i vegkanten sammenlignet med grøften, med mengder på henholdsvis $2,22 \cdot 10^{-7}$ kg/døgn/km og $1,79 \cdot 10^{-7}$ kg/døgn/km. Av polymere som ble identifisert fantes den største mengden av gummipartikler i vegkanten, mens i grøften var det flest polymere som hovedsakelig stammet fra bitumen i asfaltdekket. Mengden av mikroplast avtok proporsjonalt med avstanden til vegbanen.

Ved å sammenligne utslippsmengder identifisert ved å benytte ligninger for estimering av mikroplast og målte verdier gjennom feltmålinger, fremkommer det at mengdene fra estimatene er langt høyere enn verdiene fra analysen. Den reelle utslippsmengden er med andre ord vurdert til å være lavere enn estimatene og høyere enn de målte verdiene

fra analysen. Ulike årsaker til over- og underestimeringen ved bruk av metodene ble identifisert og vurdert.

Resultatene fra analysen ble videre benyttet til å foreslå forslag til tiltak for hvordan mikroplast kan tas hensyn til både når det gjelder E18 Tvedestrand-Arendal og ved fremtidige vegprosjekter andre steder. Flere tiltak er beskrevet, men ut fra hvor de største mengdene av mikroplastpartikler ble identifisert, anbefales det et større fokus på feiestøvet som samles opp under tunnelvasking av feiebilene samt partikler som akkumuleres langs vegbanen.

Proessen kan gjennomføres for eksempel ved å rense massene før deponering, eller utføre stikkprøver av oppsamlede masser ved jevne mellomrom. Derigjennom kan tiltak utformes for å sikre at så lave mengder med mikroplastpartikler som mulig tilflytter naturen og miljøet som sådan.

Abstract

Roadway surroundings have for a long time been polluted by particles and toxins as an effect of road traffic. In recent years, the focus on macro- and microplastics pollution in the environment has increased, including the occurrence of microplastics in wear from tires, modified bitumen in pavements and road dust from road marking.

There is a need for more knowledge on how significant the emission of microplastics is over a given distance. Today there are no standardized methods for quantifying the amount of microplastics that originates from road traffic. Another challenge is to choose where to perform the sampling. In this master thesis, research will be conducted on where sampling should be carried out along the road and by what methods the quantification of the particles should be done.

To answer the research questions, fieldwork was performed in two cleaning pools at the Torsbuåsen tunnel and the Fløyheia tunnel in the county of Agder during a tunnel wash, as well as snow and masses from the roadside and a ditch at the tunnels. Equations were also established to estimate the total amount of microplastics in the emission from road traffic. At the Fløyheia tunnel, samples were collected from both the washing water and the masses from the collected dust, while at the Torsbuåsen tunnel samples were only taken of the wash water. Five samples were sent to Eurofins Bergen to identify the amount of microplastics.

By using equations to estimate the amount of microplastics emission from road traffic, a comparative basis for the results of the analysis was established.

Estimate 1 includes existing data on kilometers traveled in Norway, as well as the total amount of microplastic emissions from road traffic. From the equation, an emission of 1,61 kg/day/km was estimated in the Torsbuåsen tunnel, while the emission in the Fløyheia tunnel was estimated at 1 kg/day/km. The estimated amount of emission from the roadside was calculated to 1 kg/day/km.

Estimate 2 includes the total emission by aggregating the emission amounts from wear from tires and PMB from wear from asphalt. By using estimate 2, the amounts were calculated at 2,58 kg/day/km at the Torsbuåsen tunnel; 1,78 kg/day/km at the Fløyheia tunnel and 1,78 kg/day/km at the roadside.

The results of the analysis varied depending on the sample locations. In the wash water in both tunnels, the concentration of microplastics was low, with an emission of $9,1 \cdot 10^{-8}$ kg/day/km in the Torsbuåsen tunnel and $1,98 \cdot 10^{-8}$ kg/day/km in the Fløyheia tunnel. The amount of emissions in the sweeping dust from the Fløyheia tunnel was 0,00494 kg/day/km. Higher emissions were observed on the roadside compared to the ditch, with quantities of $2,22 \cdot 10^{-7}$ kg/day/km and $1,79 \cdot 10^{-7}$ kg/day/km respectively. Of the polymers identified from the samples, the largest amount of rubber particles was found on the roadside while most of the polymers in the ditch consisted of PMB from the asphalt pavement. The amount of microplastics decreased proportionally with the distance of the road.

By comparing the emission amounts identified by using equations for estimating microplastics and measured values through the analysis, it emerges that the quantities from the estimates are far higher than the values from the analysis. In other words, the real amount of emissions is considered to be lower than the estimates and higher than

the measured values from the analysis. Various cases of over- and underestimation from using the methods above were identified and assessed.

The results of the analysis were also used to establish proposals for measures about how microplastics can be considered both in the case of E18 Tvedestrand-Arendal and in future road projects. Several measures have been described but based on where the largest quantities of microplastic particles were identified, a greater focus is recommended on the sweeping dust that is collected during tunnel washing as well as particles that accumulate along the roadway. The process can be carried out by for example cleaning the masses of dust and particles before deposition or by doing a sample of the masses at regular intervals. Thereby measures can be designed to ensure low amounts of microplastic particles in the nature.

Forord

Masteroppgaven er skrevet ved Institutt for bygg, anlegg og transport ved Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet (NTNU) vårsemesteret 2020. Oppgaven er utarbeidet som et ledd i fordypning innenfor temaet «veg», og er utført under veiledning av professor Alex Klein-Paste.

Den skrives på anmodning fra vegeier Nye Veier AS og driftsentreprenør Risa AS.

Jeg har en bachelorgrad innenfor byggingeniør fra Høgskulen på Vestlandet (HVL), noe som har vært gunstig med tanke på å skrive en større oppgave og å få samlet inn, lese og forstå relevant litteratur på fagfeltet oppgaven omhandler.

Masteroppgaven består av en prosjektrapport hvor hovedtemaet er mikroplast. Mer spesifikt: hvordan identifisere og kvantifisere mengden av mikroplast fra slitasje som forekommer på asfalterte veger som en følge av vegtrafikk. Oppgaven baserer seg på både norsk og internasjonal litteratur, feltmålinger i Agder fylke og laboratorieanalyser.

Jeg ønsker å gi honnør til veileder, professor Alex Klein-Paste, for hjelp til valg av oppgave, gode og konstruktive tilbakemeldinger samt lærerike diskusjoner.

Videre vil jeg takke Ann Kristin Huebner fra Risa AS for støtte under feltmålingene og for hjelp i etterkant av målingene.

Mot slutten vil jeg også få takke Nye Veier AS og Risa AS for anmodningen til NTNU vedrørende å belyse og analysere temaet for masteroppgaven, og den påfølgende økonomisk støtte og finansiering av studien - hvor dette har vært nødvendig.

På grunn av utbruddet av covid-19-pandemien i mars 2020, og med påfølgende nedstengning av NTNU, har Risa AS og Institutt for bygg- og miljøteknikk ved NTNU, bistått med å finansiere ekstra kostnader knyttet til analysering av prøver ved Eurofins. Sistnevnte har vært til stor hjelp for mitt arbeid, og for en tilfredsstillende ferdigstilling av masteroppgaven.

Innholdsfortegnelse

Sammendrag	i
Abstract	iii
Forord	v
Figurliste	ix
Tabelliste	x
Forkortelser	xi
Symboler	xii
1. Introduksjon	1
1.1 Bakgrunn for valg av oppgave	1
1.2 Målsetning og forskningsspørsmål	2
1.3 Oppbygging av oppgaven og begrensninger	3
2. Mikroplast	4
2.1 Kilder til mikroplast	4
2.1.1 Bildekk	5
2.1.2 Vegoppmerking	6
2.1.3 Polymermodifisert bitumen	7
2.2 Utslippsområder	8
2.2.1 Luftpredning	8
2.2.2 Vannavrenning	8
2.2.3 Vinterforhold	9
2.2.4 Utfordringer	9
2.3. Vegtunneler	9
2.3.1 Vedlikehold av tunneler	10
2.3.2 Håndtering av tunnelvaskevann og feiestøv	10
2.4 Målemetoder	11
2.4.1 Prøvetakning	11
2.4.2 Tetthetsseparering og rensning	12
2.4.3 Identifisering og kvantifisering	13
2.5 Ytre miljøplan	13
3. Metode	15
3.1 Estimering av utslipp	16
3.1.1 Estimat basert på nasjonale utslippstall og kjørte km i Norge	16
3.1.2 Estimat av bildekkslitasje og asfaltslitasje	17
3.2 Feltmålinger	19
3.2.1 Beskrivelse av områdene for prøvetakning og prinsipp	19
3.2.2 Vannmengder	21
3.2.3 Prøvetakning fra tunnelvask	21
3.2.4 Prøvetakning av snø	22
3.2.5 Prøvetakning i vegkant og grøft	23

3.3 Preparering	24
3.3.1 Filtrering	24
3.4 Identifisering og kvantifisering	25
3.4.1 Pyrolyse GC-MS	25
4. Resultater	27
4.1 Estimer av mikroplastutslipp	27
4.1.1 Estimat av mikroplastproduksjon basert på kjørte km i Norge	27
4.1.2 Estimat av bildekkslitasje og asfaltslitasje	28
4.2 Resultater fra feltmålinger	30
4.2.1 Tunnelrengjøring	31
4.2.2 Vegkant og grøft	35
5. Diskusjon	37
5.1 Hovedfunn fra estimer og feltmålinger	37
5.2 Vurdering av estimatene	38
5.3 Vurdering av resultatene fra feltmålinger	40
5.4 Tiltak	41
6. Konklusjon	44
7. Videre arbeid	45
Referanser	47
Vedlegg	51

Figurliste

Figur 1: Kilder til trafikkrelaterte forurensninger (Vogelsang, 2019)	4
Figur 2: "Scanning electron microscope". Vegpartikler (A og B), dekkslitasjepartikler (C og D) (Kreider, et al., 2010)	6
Figur 3: Slitasjepartikler av vegoppmerking i vegstøv. A: Prøven før separasjon, B: Samling av plastikk etter rensing, C: Nærbilde av en seksjon i B (Vogelsang, 2019).....	7
Figur 4: Tilstandsklasser for forurenset grunn (SFT, 2009).....	11
Figur 5: Metoder og utførelse for å kvantifisere mengden mikroplast fra vegtrafikk	15
Figur 6: Lokasjon av områdene hvor feltmålinger ble utført samt oversikt over rensedbasseng langs E18 Tvedestrand-Arendal (Kartverket, Ukjent) (Nye Veier, 2018) ..	20
Figur 7: Utførelse av vasking i tunnelene.....	21
Figur 8: Innsamling av vaskevann fra tunnelvasking i Torsbuåsen tunnel.....	21
Figur 9: Illustrasjon av området langs vegbanen prøvene ble samlet inn.....	23
Figur 10: Filtrering av vaskevann fra tunnelrengjøringene og snøprøvene	24
Figur 11: Pyrolyse GC-MS.....	26
Figur 12: Estimert totalt utslipp av mikroplastpartikler fra vegtrafikk i Torsbuåsen og Fløyheia tunnel samt langs vegbanen.....	30
Figur 13: Typer polymerer og tilhørende totale mengder fra vaskevannet i rensedbassenget.....	32
Figur 14: Typer polymerer og mengder fra analysering av feiestøv i Fløyheia tunnel.....	34
Figur 15: Typer polymerer og mengder fra analysering av masser i vegkanten og grøften	36
Figur 16: Sammenligning av resultater fra estimer og feltmålinger	38

Tabelliste

Tabell 1: De mest brukte polymere i vegoppmerking i Norge (Sundt, et al., 2014)	6
Tabell 2: Renholdsfrekvenser for tunneler i forhold til ÅDT (Vegdirektoratet, 2014)	10
Tabell 3: Utslippsfaktor ($EF_{i,j}$) for dekkslitasjepartikler basert på kjøretøy og kjørekategori. Data er samlet inn av Klein et al. (2017)	18
<i>Tabell 4: Slitasjefaktor (SF_i) basert på type asfalt, steinstørrelse og kjøretøytype</i> (Snilsberg, 2008)	18
Tabell 5: Total mengde slitasje av asfaltert vegbane avhengig av bildekk (Snilsberg, 2008)	19
Tabell 6: Utregning av total mengde mikroplast basert på parametere og tilhørende verdier for ligning 3.1 (estimat 1)	27
Tabell 7: Utregning av dekkslitasje basert på parametere og tilhørende verdier for ligning 3.2	28
Tabell 8: Utregning av PMB-partikler i asfaltslitasjen basert på parametere og tilhørende verdier for ligning 3.3	29
Tabell 9: Estimat av totalt mikroplastutslipp fra vegtrafikk ved summering av ligning 3.2 og ligning 3.3 (estimat 2)	29
Tabell 10: Beregninger basert på resultater fra vaskevannet for å finne total mengde mikroplast- og gummipartikler i rensbassenget	31
Tabell 11: Beregninger av resultater fra analyse av feiestøv i Fløyheia tunnel for å finne total mengde mikroplastpartikler	33
Tabell 12: Beregninger av resultater fra analysen av masser ved vegkanten og grøften for å finne total mengde mikroplastpartikler	35

Forkortelser

Ab	Asfaltbetong
Agb	Asfaltgrusbetong
FT-IR	Fourier-transformert infrarødspektroskopi
MP	Mikroplast
NaCl	Natriumklorid
NR	Naturgummi
NTNU	Norges tekniske-naturvitenskapelige universitet
NTP	Nasjonal transportplan
PA6	Polyamide 6
PBR	Polybudiengummi
PC	Polykarbonat
PE	Polyeten
PET	Polyetylentereftalat
PMB	Polymermodifisert bitumen
PMMA	Polymetylmetakrylat
PP	Polypropen
PS	Polystyren
PVC	Polyvinylklorid
Pyrolyse-GC-MS	Pyrolyse gasskromatografi massespektrometri
SBR	Styrene-butadiengummi
Ska	Skjellettasfalt
ÅDT	Årsdøgntrafikk

Symboler

m	Meter [enhet]
t	Tonn [enhet]
m ²	Kvadratmeter
m ³	Kubikkmeter
M	Masse
g	Gram
A	Areal [m ²]
M%	Masseprosent
Σ	Sum
ρ	Tetthet
μ	Mikro (10 ⁻⁶)
mg	Milligram
%	Prosent

1. Introduksjon

I dette kapittelet vil bakgrunnen og målet for rapporten introduseres. Begrensninger og struktur for oppgaven vil også beskrives.

1.1 Bakgrunn for valg av oppgave

Plast er et menneskeskapt syntetisk materiale bestående av polymerer med høy molekylær masse og ulike tilsetningsstoffer (Ivleva, et al., 2017). Det er et spesielt materiale som er lett, holdbart, allsidig og billig å produsere. Plast er i dag anvendt i en eller annen form i samfunnet, enten som hovedkomponent eller delvis tilstede i moderne sektorer. Dette gjelder eksempelvis i bygg og anlegg, energi og transport (Ellen MacArthur Foundation, 2016). I senere år har plast vakt global bekymring for dets brede distribusjon og tilhørende miljøkonsekvenser. I 2015 ble rundt 322 millioner tonn plastikk produsert på verdensbasis (Beckman, 2018), hvor store deler ender opp i havet og i miljøet forøvrig.

Mikroplast er en konsekvens av plastforurensning, og defineres som små plastpartikler med en størrelse på 1 μm - 5 mm. Kazour et al. (2019) deler fenomenet inn i primær- og sekundær mikroplast. Primær mikroplast er direkteprodusert mikroplast. Sekundær mikroplast kan deles inn i to segmenter, enten som mikroplast som brytes ned til mindre plastfragmenter i bruk eller mikroplast som nedbrytes når de eksponeres for det ytre miljø. Førstnevnte kan være partikler som innledningsvis frigjøres fra eksempelvis bildekk eller vegoppmerking, mens sistnevnte er en videre nedbrytning på grunn av friksjonskrefter fra trafikk (GESAMP, 2015). Det er nyttig å skille disse to segmentene fra hverandre, da det kan bidra til bedre å identifisere tiltak for å redusere mikroplastens inntreden i miljøet.

Hartmann et al. (2019) definerer og kategoriserer generelle karakteristikk med mikroplast. Den kjemiske sammensetningen beskrives som et spesielt tilfelle, da bildekk inneholder 40-60 prosent syntetiske polymerer. Det er ingen retningslinjer som beskriver et prosentvis minimum innhold av polymerer i partikler blandet med andre materialer for å betrakte det som mikroplast. Slitasjepartikler fra bildekk er derfor inkludert som mikroplast, og er enten av syntetiske eller naturlige polymerbaserte materialer. Mikroplast er et hardt fasemateriale og er verken flytende eller gass. Den fysiske tilstanden inkluderer også partikler i suspensjon. Mikroplast brytes ned sakte og er lite oppløselig. Andre karakteristikk er at mikroplast kan ha alle mulige farger og former.

Det blir stadig større fokus på miljøpåkjenninger fra transportsektoren, og det settes krav til at ytre miljø skal ivaretas gjennom hele livsløpet til en veg. Ytre miljø omfatter blant annet støy, støv, vibrasjoner, forurensning av jord og vann og luftforurensning (Statens vegvesen, 2019). Det har lenge vært kjent at omgivelsene rundt og langs vegbanen forurenses av farlige stoffer fra trafikk på veier - som eksos, svevestøv og dekkslitasje. I nyere tid har det blitt satt søkelys på problemstillinger knyttet til forurensning som medfører miljøutslipp av mikroplast. Den norske regjeringen uttalte i Nasjonal transportplan (NTP) 2018-2029 at etater og underliggende virksomheter skal arbeide for å begrense mikroplastpartikler fra sektoren. For å oppnå dette skal tiltak iverksettes, og et økt fokus på kilder til mikroplast og delektering av partiklene skal

fremmes (Det kongelige samferdsdepartement, 2017). Det er viktig å ta tak i problemstillingen for å oppnå kunnskap samt for å skape metodologier for å kvantifisere og oppdage omfanget av mikroplastpartikler fra vegtrafikk.

For å oppnå mer kunnskap om mikroplastpartikler fra vegbanen, har Fylkesmannen i Agder utfordret Nye Veier AS og driftsentrepreneur Risa AS på å redegjøre for konsekvenser og utslippsmengder av mikroplast. Effekter av mikroplast er lite dokumentert og undersøkt, særlig med tanke på utslipp på og langs vegbanen og kvantifisering av disse forholdene. På grunn av manglende kunnskap om mikroplast er det behov for identifisering av målemetoder for registrering av mikroplast i vegkanter, grøfter, brøytekanter og tunneler. På denne måten kan nullmålinger utføres på enkelte strekninger hvor en ny veg er bygd, for å estimere utslippet dette vil medføre i fremtiden.

Begrenset tilgang til laboratorium på grunn av covid-19-pandemien medførte at prøver tatt av snø ble ekskludert fra analysene. Dette gjelder også for massene tatt ved vegbanen utenfor Torsbuåsen tunnel. Selv om de utelukkes i oppgaven, sees metodene fortsatt på som en mulighet for identifisering og kvantifisering av mikroplast, og inkluderes derfor i metodekapittelet i oppgaven. Snøprøvene er særlig viktig med tanke på opptreden av mikroplast i vinterhalvåret.

1.2 Målsetning og forskningsspørsmål

Gjennom arbeidet med masteroppgaven har det vært et mål å identifisere metoder for kvantifisering av mengden produsert mikroplast fra vegtrafikk. Leveransen skal derfor inkludere utslippsmengder av slitasjepartikler fra bildekk, polymermodifisert bindemiddel i asfaltdekket og vegoppmerking. Det er også en målsetning å utføre feltmålinger ved en nylagt asfaltert vegbane og tilhørende tunneler samt laboratoriumsforøk av utvalgte prøvemasser for vegstrekningen. Kombinert med utregninger skal disse munne ut i et forslag til tiltak for å minimere mikroplastutbredelse i miljøet.

Tidligere forskning har i liten grad inkludert opptreden av mikroplast fra vegbanen i naturen og miljøet forøvrig. For å kunne verifisere eller falsifisere teori som skal benyttes i masteroppgaven, blir det derfor sentralt å undersøke og utføre feltmålinger og analyser.

Opgaven tar sikte på å utføre prøvetakning og tester av prøvene ved hjelp av en analysemetode som tidligere har blitt anvendt til lignende formål, som for eksempel forskning av mikroplastpartikler i miljøprøver. Resultatene vil spesifikt være rettet mot kvantifisering av mikroplast fra ulike prøvetakingsområder langs E18 Tvedestrand-Arendal i Agder. Fordi prøvetakning kun utføres langs en bestemt vegstrekning, vil resultatene i noen grad være begrenset. De vil likevel kunne brukes som et utgangspunkt til fremtidige prøvetakingsområder og utforming av eventuelle ytre miljøplaner som kan anvendes av andre prosjekter.

Forskningsspørsmålene skal lede til en fordypning innen identifisering og kvantifisering av mikroplast som opptrer langs vegbanen og i tunneler. Det er her interessant å kartlegge omfanget under en tunnelrengjøring, samt hvor overskuddet av mikroplast tilslutt ender opp. Det er også ønskelig å forske på en plan for prøvetakning som kan sikre korrekte og realistiske resultater i fremtiden.

Basert på nevnte momenter er det nedenfor listet opp tre forskningsspørsmål som skal besvares gjennom masteroppgaven:

1. Hvordan kan produksjon av mikroplast estimeres på bakgrunn av tidligere publiserte utslippsmengder og trafikkdata?
2. Ved fysiske målinger - hvor, når og hvorledes bør prøvetakning utføres?
3. Hvordan samsvarer estimerte utslippsmengder med målte verdier?

1.3 Oppbygging av oppgaven og begrensninger

Masteroppgaven består av en prosjektrapport med tilhørende vedlegg. Enkelte analyser som var planlagt å utføre ble ekskludert på grunn av virusutbruddet.

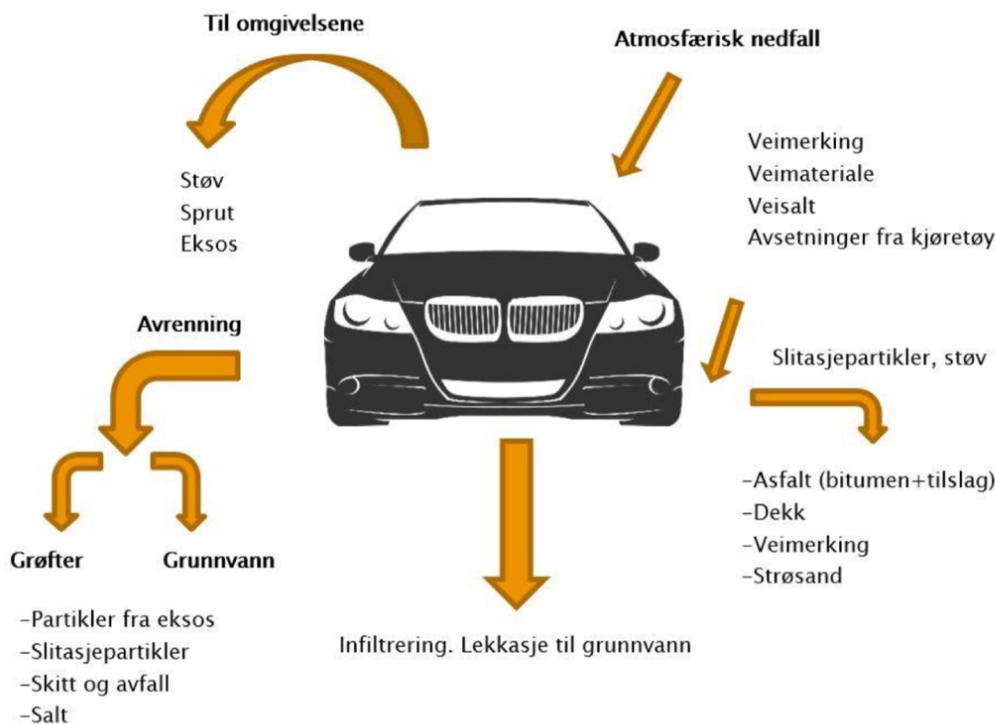
I forprosjektet utarbeidet av Jensen (2019) ble forskjellige metoder for analysering vurdert opp mot hverandre og prosjektet. Funn fra forprosjektet ble benyttet for å bestemme analysemetoden som er anvendt i denne masteroppgaven.

De to påfølgende kapitler i rapporten er en innledning til oppgaven og metodene som er benyttet. Kapittel 2 (mikroplast) belyser sentral teori om mikroplast, hvordan det forekommer i miljøet fra vegtrafikk og i utslippsområder. Generell beskrivelse av vegtunneler, håndtering av vaskevann og feiestøv, analysemetoder og ytre miljøplan vil også bli drøftet her. I kapittel 3 (metode) presenteres metoder som ble brukt for innsamling av prøvemateriale for studiet, samt en fremstilling av utførelse for preparering og analysering. Resultatene vil bli presentert og illustrert i kapittel 4 (resultater) med beregninger for å kvantifisere ulike utslippsmengder. I kapittel 5 (diskusjon) utføres en vurdering av funn samt anbefaling til tiltak for å begrense eller kontrollere mikroplastutslippet til miljøet. I kapittel 6 (konklusjon) konkluderes arbeidet med utgangspunkt i forskningsspørsmålene, basert på resultater og diskusjoner. Kapittel 7 (videre arbeid) beskriver forslag til fortsettende studier av mikroplast fra vegtrafikk, basert på observasjoner og funn i masteroppgaven.

2. Mikroplast

2.1 Kilder til mikroplast

Vegkanter og omgivelsene rundt asfaltert veg har lenge blitt forurenset av partikler og ulike giftstoffer fra trafikken. Dette inkluderer gummi fra bildekk, som illustrert i figur 1. Flere studier fastslår at slitasje fra bildekk er en sentral kilde til mikroplast i miljøet. I Norge estimeres det årlig et utslipp av mikroplastpartikler på omtrent 8400 t (Sundt, et al., 2014). Av denne mengden genereres 4400-5350 t som følge av trafikk på veier. Mengden mikroplast fra slitasje av dekk er estimert til mellom 4250-5000 t, mens 90-320 t stammer fra slitasje av vegoppmerking med plaststoffer og 28 t fra PMB i slitelaget i vegdekket (Sundt, et al., 2014); (Sundt, et al., 2016); (Vogelsang, 2019). Mengdene er basert på estimater av årlige produserte materialer og intensitet av slitasje som en følge av friksjon mellom dekk og underlaget. Rester av gummidekk, PMB tilsatt i asfaltblandingen og termoplastiske elastomer i vegmerkingsmaling utgjør i dag trolig største andelen av mikroplastpartikler i vegstøv (Vogelsang, 2019).



Figur 1: Kilder til trafikkrelaterte forurensninger (Vogelsang, 2019)

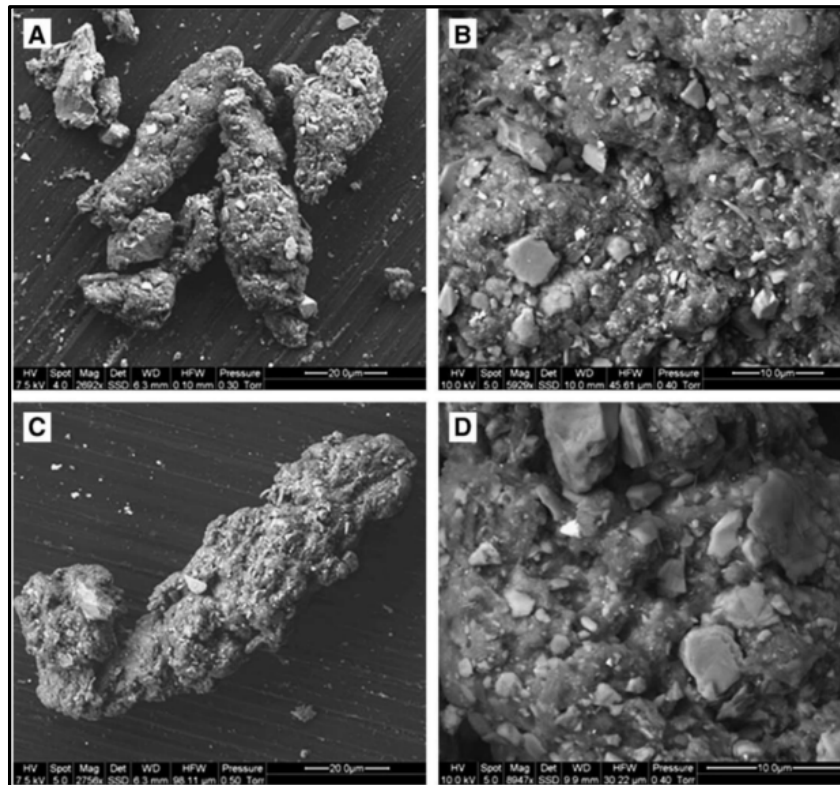
2.1.1 Bildekk

Bildekk er sammensatt av en rekke komponenter, hvorav ulike typer gummi som utgjør mellom 40-60 prosent av dekket (Hartmann, et al., 2019). Ifølge Kole et al. (2017) legges resterende materiale i dekket til for å gi det de ønskede egenskaper slik som hardhet, slitestyrke, holdbarhet, elastisitet og seighet. Ifølge *The Scandinavian Tire & Rim Organization* STRO består det gjennomsnittlige personbildekket av 48 prosent gummi, 22 prosent silisiumdioksid/ *carbon black*, 15 prosent metall, fem prosent tekstiler, én prosent sinkoksid, én prosent svovel og åtte prosent additiver. Mengden varierer fra ulike dekkmodeller, og er avhengig av faktorer som produsent, type dekk, kjøretøy som skal benytte dekkene og sesong (The Scandinavian Tire & Rim Organization, Ukjent). Dekk til ulike formål vil ha noen ulike egenskaper. For personbiler er gummien en blanding av styrene-butadiengummi (SBR) og polybudiengummi (PBR), men for tunge kjøretøy er naturgummi (NR) dominerende. Slitasjepartiklene sies å være langsomt nedbrytbare, da de inneholder SBR. Vinterdekk uten pigger inneholder en høyere mengde PBR på grunn av behov for mykere gummiblanding for å oppnå et godt veggrep. Sommer- og vinterdekk med og uten pigger vil derfor ha ulike egenskaper, som skyldes eksempelvis forskjellige blandinger av de ulike stoffene som er nevnt ovenfor.

Dekkslitasje er et resultat av friksjon mellom vegoverflaten og bildekket. Det er flere faktorer som er av betydning for slitasje: Klima; bildekkets sammensetning og struktur; type materiale i vegoverflaten; hastighet og kjørestil samt kontakt mellom bildekk og vegoverflaten som rulling vs. glidning (Alexandrova, et al., 2007). Piggfrie vinterdekk viser seg å generere fire prosent mer gummipartikler sammenlignet med piggdekk, og sommerdekk produserer 16 prosent mer mikroplastpartikler enn piggdekk (Snilsberg, 2008).

Formen på slitasjepartikler fra dekk er normalt avlange og runde med grov overflate som vist i figur 2. Partiklene ligner generelt på andre vegpartikler, men opptrer ofte som større i form (Kreider, et al., 2010). Fordi dekk inneholder *carbon black* er de ofte mørke, noe som gjør at de er vanskelig å oppdage visuelt (Kole, et al., 2017). Største andelen av slitasjepartikler fra bildekk er grove partikler som er større enn 10 μm , men en betydelig mengde på 1-10 prosent er også luftbårne (Vogelsang, 2019). Kreider et al. (2010) oppdaget i sin forskning at største andelen av dekkslitasjepartiklene hadde en diameter omkring 75 μm . Dekkslitasjepartikler har en tetthet mellom 1,7 og 2,1 g/cm^3 , opptil 2,5 g/cm^3 (Vogelsang, 2019). Dekkslitasjepartikler har et høyt mineralinnhold som er forårsaket av smelteprosessen gjennom friksjonskrefter som virker mellom dekk og kjørebane. Dette gir partiklene høyere tetthet i forhold til vann (Kreider, et al., 2010). Det vil si at de vil synke til bunnen.

På grunn av nevnte karakteristikk ligner ikke dekkslitasjepartiklene beskrivelsen til plast, som er skinnende, myke, lette og ofte i klare farger.



Figur 2: "Scanning electron microscope". Vegpartikler (A og B), dekkslitasjepartikler (C og D) (Kreider, et al., 2010)

2.1.2 Vegoppmerking

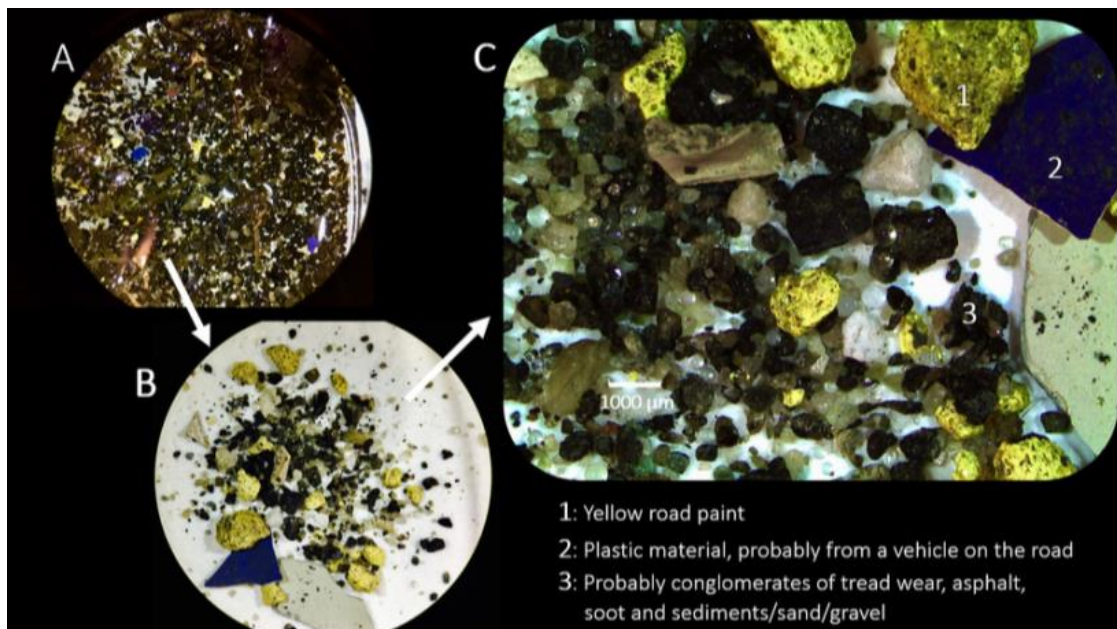
Det er ulike produkt som kan benyttes til vegoppmerking. På norske veger er termoplast og vannbasert polymermaling mest brukt (Sundt, et al., 2014). Termoplastisk vegmerkingsmateriale består hovedsakelig av myknere, fyllstoffer, bindemiddelharpiksler, pigmenter og glassperler (Roughthvedt, 2019). På grunn av termoplastens høye innhold av fyllstoff, innehar det kun 1-5 prosent polymerer. Polymerinnholdet i vannbasert polymermaling er 15-40 prosent (Sundt, et al., 2014). Tabell 1 viser de mest brukte polymerne i vegoppmerking i Norge. Tabellen fremstiller at volumet av polymerer som brukes i Norge per år er rundt 320 tonn. Årlig forbruk regnes for å gjenspeile den årlige slitasjen, til tross for at noe av vegmalingen fjernes eller males over (Sundt, et al., 2014).

Tabell 1: De mest brukte polymere i vegoppmerking i Norge (Sundt, et al., 2014)

Plastikkprodukt/materiale	Tonn
Styren-Isopren-Styren (SIS)	85
Etylen-vinylacetat (EVA)	66
Polyamide (PA)	57
Acryl-monomer (AM)	113

Størrelsen på slitasje av vegoppmerking kan avhenge av ulike faktorer som årsgnntrafikk (ÅDT), klima/nedbørsmengde, hastighet, bremsing/akselerasjon på kjøretøy og lignende. I malingstyper med lav polymerkonsentrasjon vil partikler med slikt innhold antakeligvis være mindre slitesterke og derfor kunne brytes raskere ned til mindre partikler i miljøet (Horton, et al., 2016). Størrelsesområdet er muligens innenfor 50-4000 μm . Tallene er noe usikre, særlig i nedre størrelsesorden. Tetthet på partiklene er høyere enn $1,2 \text{ g/cm}^3$ (Vogelsang, 2019). For å minimere slitasje og brøyteskader av vegoppmerking kan området vegen skal males på freses ned. En slik form for vegoppmerking benyttes oftere i dag enn tidligere. Andre tiltak er å benytte sertifiserte vegoppmerkingsmaterialer med dokumentert vedheft og slitestyrke.

Figur 3 viser formen på slitasjepartikler fra vegoppmerking (merket som C i figuren), men som nevnt er dette en kilde som er lite undersøkt. Partiklene i gult stammer fra vegoppmerking. De blå er plastmateriale som sannsynligvis har oppstått fra et kjøretøy på vegen og resterende partikler er trolig en blanding av dekkslitasje, asfaltpartikler, støv og sand/grus/sedimenter.



Figur 3: Slitasjepartikler av vegoppmerking i vegstøv. A: Prøven for separasjon, B: Samling av plastikk etter rensing, C: Nærbilde av en seksjon i B (Vogelsang, 2019)

2.1.3 Polymermodifisert bitumen

Bitumen er limet i en asfaltblanding, og har som formål å binde blandingen sammen. I områder med store belastninger tilsettes bindemiddelet en polymer. PMB brukes for å øke styrken, stabiliteten og bindeegenskapene til asfaltdekket – også under vinterforhold. Type og mengde polymer skal bidra til gode høytemperaturregenskaper samt elastisitet og fleksibilitet ved lave temperaturer. Polymere som brukes i blandingen er elastomerer (naturlig gummi, polybutadien), termoplast (polyetylen, polypropen) og termoplastiske elastomerer (etylen-vinylacetat (EVA) og styrene butadiene styrene (SBS)). SBS brukes normalt i Norge fordi den ved lave temperaturer beholder de fleste av sine egenskaper. Det typiske SBS-innholdet i bitumen er omtrent fem prosent

(Statens vegvesen, 2016). Termoplast har en massetetthet på rundt $0,9 \text{ g/cm}^3$ (Snl, 2019). Farge og form på partiklene er sannsynligvis lik som dekkslitasjepartiklene, som vist i figur 2 (Vogelsang, 2019).

Piggdekk i vintersesongen er hovedkilden til slitasje av asfaltdekket. På områder hvor vegen ikke er dekket med snø, vil piggene gjøre asfalten ru og ujevn ved at de sliter av asfaltpartikler fra vegkonstruksjonen. Andre faktorer som kan påvirke slitasjen ytterligere er kjøretøyets vekt og fart; våt eller tørr kjørebane; type; vekt og antall pigger på dekkene samt type vegoverflate. Løse materialer som salt og sand vil også ha en innvirkning på slitasje av vegbanen.

2.2 Utslippsområder

Utslipp av mikroplast fra vegen kan havne både i vann og i landlige omgivelser, avhengig av partiklenes størrelse, tetthet og form (Eerkes-Medrano, et al., 2015). Det er flere potensielle traséer for spredning av mikroplast som er styrt av et sett med transport- og transformasjonsprosesser. Det er flere faktorer som påvirker disse forholdene, både romlige- og tidsmessige variasjoner som også avhenger av lokale forhold. Små partikler utsettes ofte for luftspredning, mens store enten fanges opp av vegbanen eller transporteres ved vannavrenning.

2.2.1 Luftspredning

Passerende trafikk genererer slitasjepartikler kontinuerlig, og under tørre forhold vil disse spre seg over ulike distanser med forskjellig hastighet. Vind, partiklenes størrelse, form og vekt samt topografi har også stor innvirkning på spredningen. Avhengig av partikkelegenskaper og lokale forhold sprer partiklene seg med ulik rekkevidde, og oppholder seg i luften med store tidsforskjeller. Partikler med en størrelse på mindre enn $10 \mu\text{m}$ utsettes for luftspredning. Som nevnt i kapittel 2.1.1 Bildekk, er den største andelen av dekkslitasjepartikler rundt $75 \mu\text{m}$, og vil derfor ikke være luftbårne over lang tid. Finere partikler vil også samle seg i vegstrukturen der vinden har begrenset påvirkning, som langs vegkanter (Snilsberg, 2008). Vind er en sentral kilde til lengre transport av partikler, og under visse forhold kan partikler transporteres opptil 50 km (Kole, et al., 2017).

2.2.2 Vannavrenning

Transport av partikler fra vannavrenning avhenger av lokale forhold. Vannavrenning forekommer på grunn av nedbør eller tining av snø og is. Luftbårne slitasjepartikler, som genereres på grunn av trafikk på vegene, vil på grunn av nedbør som regn eller snø havne på vegen eller i nærliggende områder. Overflaten på nedbøren vil fange opp partiklene og lede dem mot bakken, og særlig snøfugg vil ha denne effekten. Dette er årsaken til at det er høyere konsentrasjon av slitasjepartikler på vegger under nedbørsperioder. Om vinteren kan mengden være størst, da spesielt piggdekk genererer flere luftbårne partikler som fanges av snøfuggene. Når en viss mengde nedbør har inntruffet, vil vannavrenning fra vegen starte og ledes i grøfter/kanter utenfor vegskulderen. Deler av vannet vil da infiltreres til grunnvannet lokalt, mens overskuddet ledes i hovedsak til en lokal bekk/innsjø eller et behandlingssystem (Vogelsang, 2019). Det vil under slike forhold også være sprut fra trafikk, som kan spre slitasjepartikler vekk

fra vegen med ulik avstand avhengig av størrelse på partiklene og hastighet på kjøretøyet.

2.2.3 Vinterforhold

I forbindelse med kartlegging av utslippsområde for mikroplast bør det spesielt tas hensyn til vinterforhold. Det er flere faktorer som må vurderes, både i forhold til spredning og kvantifisering. Om vinteren kan det i Norge være snø som er den primære nedbøren, og mikroplast vil derfor kunne være tilstede i lengre perioder i området (Vogelsang, 2019).

Under kaldere vinterforhold kan bakken fryse og danne is. Ofte benyttes det store mengder salt for å sikre trafikksikkerhet og for å minimere støv på vegene. Forurensning fra biltrafikken, som samler seg opp på snøen, vil frigjøres under smelting. Sandstrøing for å skape friksjon er også et vintervedlikeholdstiltak som øker dekkslitasjen når snøen har smeltet bort (Klein-Paste & Dalen, 2018).

Ved bruk av salt for å holde vegen kjørbær, påføres befuktet salt som magnesiumklorid. Dette er et støvdempende middel som binder støvpartikler som er avsatt på eller ved vegbanen og smelter snøen. Tiltaket resulterer i økt vannavrenning og mindre spredning av støvpartikler. Med salting kan perioder med våt og fuktig veg øke, som igjen kan resultere i at dekkslitasjen kan bli noe større enn uten bruk av salt (Klein-Paste & Dalen, 2018). Årsaken er at fuktig asfalt slites 3-5 ganger raskere enn ved en tørr asfalt. Andre ulemper er miljø, korrosjon, friksjon og kostnader. I tunneler har salt enda større konsekvenser, særlig med tanke på korrosjon av metall, og fordi støvet fester seg til tunnelveggene, som er vanskelig å fjerne ved rengjøring (Snilsberg & Gryteselv, 2016A).

2.2.4 utfordringer

Det er utfordringer knyttet til kartlegging av utslippsområder og hvordan man på en effektiv og korrekt måte kan måle mengden mikroplast. I alle utslippsområder er kvantifisering av nedbrytning av mikroplast en viktig problemstilling.

Når det gjelder vannavrenning er det i dag manglende kunnskap om mengden slitasjepartikler som fanges opp i vegoverflaten og grøfter.

En utfordring vedrørende luftspredning er å måle mengden dekkslitasje i områder langt fra kilden. Altså hvordan kartlegge området mikroplasten kommer fra når den transporteres via luften (Kole, et al., 2017).

2.3. Vegtunneler

Vegtunneler inneholder store mengder forurensninger fra vegtrafikk på grunn av deres egenskaper hvor støv samles opp og lagres. De påvirkes i liten grad av vær og vind sammenlignet med andre deler av vegnettet, noe som resulterer i minimal transport av partikler ut av tunnellopet. Når det gjelder sikkerhet i tunneler er det andre hensyn og tiltak som må iverksettes for å opprettholde denne, som god effekt av lysforhold samt sikt og visuell ledning for trafikanter. Det er derfor et større vedlikeholdsbehov i form av vasking og rensing sammenlignet med vegbanen. Nevnte faktorer gjør tunneler til et velegnet område for prøvetaking for å kunne kvantifisere det totale utslipp av mikroplast forårsaket av vegtrafikk.

2.3.1 Vedlikehold av tunneler

Miljøet i tunneler anses som aggressivt ved høy luftfuktighet og konsentrasjoner av akkumulert støv og gasser. For å opprettholde gode sikt og lysforhold, må vegtunneler rengjøres. Dette er sentralt i forhold til trafiksikkerhet og kjørekomfort (Nye Veier, 2018). Det sikrer også lav støvkonsentrasjon i tunnellopet og forlenger levetiden for installasjoner. I løpet av et driftsår utføres det ulike typer vaskeoperasjoner i vegtunneler. Helvask innebærer at alle elementer i tunnelen vaskes. Halvvask innebærer at veg og anlegg vaskes i tillegg til teknisk utstyr. Ved teknisk vask spyles skilt og annet teknisk utstyr samt kjørebane og vegskulder. Tabell 2 fremstiller renholdsfrekvenser for tunneler sammenstilt med ÅDT fra håndbok R610 (Vegdirektoratet, 2014).

Tabell 2: Renholdsfrekvenser for tunneler i forhold til ÅDT (Vegdirektoratet, 2014)

Trafikkvolum ÅDT pr tunneløp	Renhold: Hel	I tillegg: Renhold: Halv	I tillegg: Renhold: Teknisk
0 - 300	Hvert 5. år	---	1 pr år i år uten Renhold: Hel
301 - 4000	1 pr år	---	1 pr år
4001 - 8000	1 pr år	1 pr år	2 pr år
8001 - 12000	1 pr år	2 pr år	3 pr år
12001 - 15000	2 pr år	3 pr år	5 pr år
15001 -	2 pr år	4 pr år	6 pr år

For å minimere forurensning som fraktes til rensebassenget, feies tunnelen underveis av en feiebil som samler inn støv og grus. For å ivareta det ytre miljø er det derfor også sentralt å sikre gode løsninger knyttet til håndtering av masser fra feiebler og sandfang i tillegg til rensning av vaskevannet i rensebassengene.

2.3.2 Håndtering av tunnelvaskevann og feiestøv

I en rapport utarbeidet av Nye Veier (2018) beskrives prinsipp og håndtering av tunnelvaskevannet. Vaskevann samles i et lukket rensebasseng hvor sedimentering av partikler og nedbrytning av såpe finner sted, før vannet ledes videre til resipient. Utslippet fra rensebassengene overvåkes av en tidsstyrt ventil. Bassengene er utstyrt med lys- og oljedetektor, hvor sistnevnte detekterer olje slik at den kan skilles fra resten av vaskevannet. Oppholdstiden til vaskevannet i rensebassenget er en sentral faktor for rensgraden, hvor det i dag er anbefalt 20 dager som optimalt. Årsaken til denne anbefalingen er at det gir nok tid for nedbrytning og sedimentering av partikler og såpe, samt at større tidsintervaller kan gi oksygenfattig vann ved bruk av såpe under vasking. Det forutsettes at rensebassenget fjerner 80-90 prosent av det suspenderte stoffet (SS) under sedimentering. Mikroplast assosieres ofte med SS, og det antas at de største mikroplastpartiklene fjernes i prosessen. De minste partiklene er det manglende kunnskap om hvordan opptrer under sedimentering.

Slam fra kummer, basseng og feieoppsop er næringsavfall, og håndteres derfor etter avfallsforskriften §§ 9 og 11 (Lovdata, 2020). Det sendes inn prøver av avfallet som analyseres for å identifisere om det inneholder uønskede stoffer. Det eksisterer tilstandsklasser for forurenset grunn fra miljødirektoratets veileder som kan benyttes (SFT, 2009). Den øvre grensen for forurenset grunn er tilstandsklasse 5, som vist i figur 4. Konsentrasjoner innen denne klassen anses for å være farlig avfall.

Vedlegg 2 fremstiller parametere og konsentrasjoner av ulike stoffer. Hvis én eller flere av disse parameterne overgår verdier i tilstandsklasse 5, må alt slammet fra tunnelen sendes til deponi for farlig avfall.

Ved tilstandsklasse 2-4 leveres massene til deponi for ordinært avfall. Avfallet renses verken av entreprenør eller avfallsmottaket (Harr, pers. medd. (2020)). Ved tilstandsklasse 1 regnes massene som rene og deponeres for ikke forurenset jordmasse i henhold til kommune- og reguleringsplaner (Snilsberg & Gryteselv, 2016B).

Tilstandsklasse	1	2	3	4	5
Beskrivelse av tilstand	Meget god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Øvre grense styres av	Normverdi	Helsebaserte akseptkriterier	Helsebaserte akseptkriterier	Helsebaserte akseptkriterier	Nivå som anses å være farlig avfall

Figur 4: Tilstandsklasser for forurenset grunn (SFT, 2009)

2.4 Målemetoder

Prøvetaking og analyser danner grunnlaget for å oppdage, identifisere og kvantifisere mikroplastpartikler. Valg av metode bestemmer hvilke typer mikroplast som testes og vurderes samt hvordan de identifiseres. Målinger har begrensninger i form av partikkelstørrelse og type plastmaterialer, og avhenger av hvor i miljøet prøven tas (GESAMP, 2015).

2.4.1 Prøvetakning

Fordi mikroplast kan opptre overalt i miljøet, avhenger valg av metode for prøvetakning om den skal tas i vann eller hav, sedimenter, langs bilvegen, i tunneler eller i luften. For innhenting av partikler fra en vegbane kan man fange opp materialer fysisk ved enten å kjøre langs vegstrekningen med relevante måleutstyr eller utføre testkjøring i laboratoriet ved hjelp av en vegsimulator (Kole, et al., 2017). I vegkanten og grøften kan masser samles inn i et forhåndsbestemt areal med en viss dybde.

Et annet hensiktsmessig område å utføre prøvetakning er av snø ved vejen om vinteren. Støv og forurensninger fra trafikk fester seg til snøen. Prøvetakning og analyser vil gi en størrelse på mengde produsert mikroplast i løpet av en sesong eller over en måned, og vil også kunne gi en akkumulert verdi for mengden av mikroplast.

Ved innsamling av vannprøver kan flere metoder for prøvetakning benyttes. For eksempel kan bulk-prøvetakning eller volumreduksjon brukes. Volumreduksjon er godt egnet for å samle prøver fra overflatevann, men metoden har også en tendens til å gå glipp av mikroplastpartikler og dermed underestimere mengden (Li, et al., 2017). For

bulk reduseres ikke vannvolumet. Denne metoden begrenser mengden vann som samles inn, men sikrer også at all mikroplast i prøven samles inn uavhengig av størrelse og form på partiklene. Ved prøvetakning i tunneler kan både masser fra feiestøv samlet inn av en feiebil, og vaskevann i rensbassenget eller i tunnelen, tas prøver av. Prøvetakning av et slikt område kan gi en oversikt over total mengde av utslippet. Ved hjelp av en bøtte av stål kan både vaskevannet og støvet samles inn, gjerne med ulike tidsrom. Metoden krever lite utstyr og den er enkel å gjennomføre.

2.4.2 Tetthetsseparering og rensning

For å forenkle og klargjøre kvantifiseringen samt identifiseringen av ulike partikler må man først separere mikroplast fra andre materialer i prøven. Det finnes ulike metoder for denne teknikken, men en velkjent metode er tetthetsseparering – ofte i kombinasjon med filtrering. Prinsippet er at en væske med en definert tetthet, normalt en mettet saltløsning, tilsettes og blandes med prøven. Blandingen ristes og røres om over en bestemt tid, noe som vil medføre sedimentering. Prosessen gjør at partikler med lav tetthet som mikroplast flyter opp, mens partikler med høyere tetthet som uorganisk leire synker til bunnen, og mikroplasten kan så utvinnes (Li, et al., 2017). Avhengig av polymertype og produksjonsprosess varierer tettheten av plastpartikler mellom 0,8-1,4 g/cm³. Til sammenligning har eksempelvis sandpartikler typisk en densitet på 2,65 g/cm³ (Hidalgo-Ruz, et al., 2012). Den mest brukte saltløsningen er en mettet NaCl-løsning med tetthet på 1,2 g/cm³. Løsningen er relativt billig, og den er heller ikke giftig for mennesker. Studier viser at 80-100 prosent av mikroplastpartiklene kan separeres ved å følge vanlig omrøringsekstraksjon (Claessens, et al., 2013). Partikler med størrelse mindre enn 1 mm kan i liten grad separeres. Denne svakheten ved prøvetakningen gjelder særlig for finere sedimenter med mikroplastisk form som påvirker separasjonsevnen (Quinn, et al., 2017). Nevnte forhold er en ulempe ved anvendelse av saltløsning.

Bildekkstøv inneholder silica som gjør at tettheten til mikroplasten fra bildekk er høyere enn tettheten av annen mikroplast. Det er derfor sentralt å teste for ulike konsentrasjoner med saltløsninger slik at man finner optimal tetthet før separering. Andre separasjonsteknikker som kan benyttes er elutriering. Det er en prosess som separerer partikler basert på størrelse, form og tetthet ved å bruke en strøm av gass eller væske, som går i motsatt retning av sedimenteringen. De minste partiklene vil stige opp til toppen og skilles fra resten av prøven, fordi partiklenes terminale sedimenteringshastighet er lavere enn hastigheten til den stigende væsken (Claessens, et al., 2013; Dümichen, et al., 2017). Partiklene kan da enkelt fanges opp.

Etter separering gjennomføres rensning. Prosessen kan deles inn i kjemisk nedbrytning og enzymatisk nedbrytning, og er sentralt for å fjerne støv og organisk vev. På denne måten kan det enklere utføres visuell sortering for å selektere mikroplasten for videre analysering og identifisering. Dette alene er ikke alltid godt nok, og det er da behov for å bruke spektroskopiske tilnærminger - som er det neste steget i analyseringsmetoden, nemlig identifisering og kvantisering.

2.4.3 Identifisering og kvantifisering

Når innsamling og separering av prøver er gjennomført, gjenstår identifisering av de komponentene som mistenkes for å være plast. Fordi prøvene ofte blandes med fyllstoffer og tilsetningsstoffer, kan gjenværende komponenter av prøven være omfattende i denne prosessen.

I en prøve kan mikroplasten ha ulik form og størrelse, og valg av analysemetode baseres på nettopp dette forholdet. De største partiklene kan identifiseres visuelt, mens andre må detekteres gjennom analytiske teknikker. I vedlegg 3 er det listet opp ulike metoder som kan benyttes til dette formål, og fordeler og ulemper ved hver av dem. Nåværende analytiske teknikker er blant annet Fourier-transformert infrarødspektroskopi (FT-IR), Raman spektroskopi (RM), Skanning elektronmikroskopi med Energi-spredende X-Ray spektroskopi (SEM-EDX) og pyrolyse gasskromatografi massespektrometri (Pyrolyse-GC-MS) (Crawford & Quinn, 2017). For identifisering av partikler fra bildekk er SEM-EDX og Pyrolyse-GC-MS metoder som har blitt benyttet for nevnte formål (Wagner, et al., 2018). Vegoppmerking er enklere å skille fra andre materialer da plastpartiklene er hvite eller gule, og metoder som FT-IR, RM og visuell inspeksjon er egnet for slike analyser. De spektroskopiske metodene FT-IR og RM anses av flere som de mest brukte teknikkene for en entydig kjemisk identifikasjon, da de ble brukt i 90 prosent av studiene. Disse to metodene identifiserer mikroplast ved vibrasjonsfingeravtrykk, som er unikt for den enkelte polymertypen (Anger, et al., 2018).

Det er utfordrende å kvantifisere og kvalifisere mikroplast fra komplekse prøver tatt i miljøet ved bruk av en enkelt analysemetode. En mulighet er derfor å kombinere flere metoder avhengig av partikkelstørrelse og form (Li, et al., 2017). Mikroplast med en størrelse < 1 mm bør analyseres gjennom en kombinasjon av mikroskopisk- og spektroskopisk analyse. For de aller minste partikkelstørrelsene anbefales RM-spektroskopi, da det er en av få teknikker som er anerkjent i dag. Hvis prøvene etter forbehandling har lite urenheter, kan for eksempel termiske metoder og væskechromatografi benyttes for analysering av de ulike partiklene.

2.5 Ytre miljøplan

En ytre miljøplan er et byggherredokument for et spesifikt anlegg som skal utbygges. Dokumentet vil ligge til grunn for kontrakter med entreprenører, og bestå av for eksempel beskrivelser av forhold knyttet til støy, luftforurensning og forurensning av jord og vann.

Nye Veier AS arbeider med å lage en ytre miljøplan med utgangspunkt i Statens vegvesens overordnede plan. Den ytre miljøplan for Nye Veier AS skal også være gjeldende for prosjekter de allerede arbeider med. Nedenfor vil ulike tiltak som kan inkluderes i en slik ytre miljøplan beskrives. Tiltakene kan også brukes til å identifisere forslag til hvordan mikroplast kan kontrolleres eller reduseres.

Overvåkning

Overvåkning av utslipp fra vegtrafikk er tiltak som allerede brukes i dag i urbane områder hvor spesielt svevestøv er en utfordring. Tiltaket skal sikre at mengden svevestøv ikke overskrider en grenseverdi som kan være helsefarlig. Hvis det i områder er store mengder mikroplastproduksjon fra vegtrafikk, er en form for overvåkning et tiltak som kan iverksettes også for dette fenomenet.

Gjennom måling av utslippsmengden til miljøet kan man tidligere og raskere sette inn tiltak for å redusere utslippene til et akseptabelt nivå. Utslippene kan i stor grad overvåkes med eksisterende overvåkningssystem som blir anvendt for svevestøv. Reduserende tiltak ved høye utslippsverdier kan være vasking av vegbanen og rensing av overvann.

Rensing av masser til deponi

Som tidligere nevnt tilføres slam fra grøfter og rensbasseng miljøet, dersom det er lave forurensningsverdier i massen. Dersom slam fra grøften og rensbassenget har for høy forurensningsverdi, må de fraktes til godkjent avfallsdeponi eller mottak for farlig avfall avhengig av mengden forurensning. Tunnelmasser er i all hovedsak definert som avfallsmasser etter definisjon (Snilsberg & Gryteselv, 2016A). Høye verdier av forurensning i disse massene indikerer at rensbasseng og sandfang fungerer optimalt og at rensemetodene virker. De farlige stoffene fanges dermed opp fremfor å fraktes videre ut i miljøet. Et tiltak er derfor at massene underveis renses og eventuelt deponeres på en forsvarlig måte som hindrer videre spredning til miljøet. Hvis tiltaket er for kostbart å gjennomføre for alle masser, bør stikkprøver jevnlig foretas for å kontrollere at mengden mikroplast er mindre enn en gitt grense før deponi.

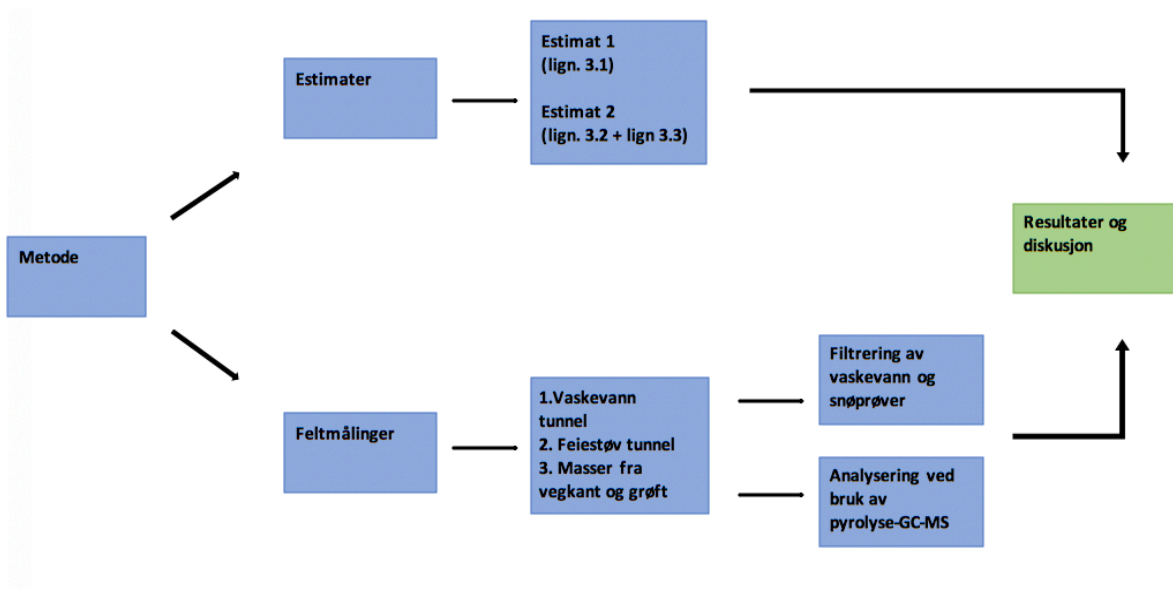
Mengden mikroplast per kvadratmeter i grøfter akkumuleres mellom hver grøfterens. En grøfterens utføres ofte med et tidsintervall på fem til 10 år, noe som gir en slags nullmåling etter en slik rensning. Avhengig av dekktype, tidspunkt på året og type asfalt varierer mengden mikroplast i grøfter. Ved å utføre målinger i grøfter får man et resultat av den akkumulerte forurensningen enten fra oppstarten av første gangs bruk av veggen eller etter en gjennomført grøfterens. Det eksisterer i dag lite kunnskap om mengden mikroplast i grøfter. Dessuten er det ennå ikke utarbeidet kontrollrutiner eller systemer for å oppdage mengden mikroplast. Hvis grøften inneholder store mengder mikroplast kan for eksempel tiltak som rensing som beskrevet ovenfor for feiestøv gjennomføres.

Plastring av grøfter i sårbare områder

Plastring, er et tiltak som kan benyttes i grøfter som ligger nært sårbare områder, som for eksempel vann. Prinsippet er at grøften tettes til for å hindre at forurensning blir ført videre ut i naturen. Tiltaket kan utføres ved å plassere større plastbiter i grøften, noe som vil kunne hindre og dempe transport av forurensning herunder uønskede partikler. En negativ konsekvens av tiltaket, er at det er nettopp plast som legges ned i grøften. Av den grunn må arbeidet utføres fagmessig, kontrollert og avgrenses til områder hvor det er liten sannsynlighet for at plastbitene selv fraktes videre ved for eksempel ugunstige værforhold.

3. Metode

Kapittelet om metode gir en oversikt over estimer og forskningsmetodene som er brukt for å kunne svare på forskningsspørsmålene. Modellen for metodene illustreres i figur 5. Først fremstilles metoder for estimering av mengden av mikroplastpartikler som produseres fra overordnede estimer, bildekk og asfaltert vegbane. Estimeringen gjennomføres ved bruk av to metoder. Estimat 1 baseres på nasjonale utslippstall og kjørte km i Norge (ligning 3.1) og estimat 2 tar utgangspunkt i summeringen av estimatene for bildekk- og asfaltslitasje (ligning 3.2 og ligning 3.3). Videre beskrives metodene som ble benyttet under feltmålingene og preparering av prøvene, etterfulgt av en forklaring av prosedyre og utførelse av analyse. Analysering av prøvene utføres ved bruk av pyrolyse-GC-MS. Fremstilling av resultater utføres i kapittel 4, og tilhørende diskusjon og sammenligning i kapittel 5.



Figur 5: Metoder og utførelse for å kvantifisere mengden mikroplast fra vegtrafikk

3.1 Estimering av utslipp

For å danne et sammenligningsgrunnlag med resultater fra laboratoriumsarbeid, er det forsøkt å estimere mengden mikroplastutslipp ved bruk av ulike metoder. Vogelsang et al. (2019) har presentert en metode for å estimere produksjon av dekkslitasjepartikler fra bildekk ved bruk av en faktor som representerer slitemengden. Denne faktoren bestemmes avhengig av type kjøretøy og kjørestil. Det vil si at ved eksempelvis bykjøring, vil slitasjen av bildekkene være større på grunn av hyppige akselerasjoner, bremsinger og styringer. Basert på disse forholdene er det valgt å ta i bruk ovennevnte metode for å estimere bildekkslitasje; i tillegg til å anvende metoden som utgangspunkt for å etablere en ligning for asfaltdekkslitasje.

Nedenfor presenteres metodene med tilhørende ligninger som brukes for å danne estimater til sammenligning med resultater fra analysen.

Estimat 1 tar utgangspunkt i ligning 3.1, som gir et overordnet estimat på utslippsmengden basert på slitasje av bildekk, vegoppmerking og PMB i asfaltdekket. Den inkluderer antall kjørte km i Norge og et eksisterende estimat for utslipp av mikroplast fra vegtrafikk samt årsdøgntrafikk (ÅDT) og lengden av strekningen hvor prøvene tas.

Estimat 2 inkluderer summering av bildekkslitasje (ligning 3.2) og asfaltslitasje (ligning 3.3) for å gi et overordnet estimat på utslippsmengdene fra vegtrafikk. Estimat 2 inkluderer ikke vegoppmerking, men den vil sannsynligvis være nøyaktig nok for rette strekninger som langs E18 Tvedestrand-Arendal. I områder hvor slitasjen av vegoppmerking anses å være høyere, bør den totale slitemengden økes.

Ligning 3.2 gir utslippsmengde av dekkslitasjepartikler basert på valg av utslippsfaktor. Faktoren varierer og avhenger av forskjellige studier samt ÅDT og lengden av strekning. Dette fører til ulikheter i resultater, men kan fortsatt brukes som veiledning eller til sammenligning med andre resultater.

Ligning 3.3 brukes for å beregne asfaltslitasje. Den tar utgangspunkt i estimater for piggedekkslitasje og type asfalt samt ÅDT og lengde av strekningen.

Estimat 2 gir et overordnet estimat på utslippsmengden fra vegtrafikk i et bestemt område.

3.1.1 Estimat basert på nasjonale utslippstall og kjørte km i Norge

For å etablere et estimat av mengden mikroplast som produseres i tunnelene langs E18 Tvedestrand-Arendal, ble ligning 3.1 benyttet. Den tar utgangspunkt i eksisterende data om antall kjørte km i Norge fra 2019 og estimater om at 4400-5350 t mikroplastpartikler produseres fra vegtrafikk hvert år. Snittet av mengden mikroplast vil videre brukes som grunnlag for estimatet.

Det er utarbeidet en formel for utregning av den totale mengden produsert mikroplast fra vegtrafikken langs en bestemt strekning, ligning 3.1. For å estimere denne mengden for en gitt strekning, må informasjon om ÅDT, piggedekkkandel, lengde på vegstrekningen og forholdet mellom kjørte km og totale mengden mikroplast inkluderes.

$$TPM_{MP,r,t} = \sum_{r,t} (L_r \cdot (x \cdot \text{ÅDT} + (1 - x) \cdot \text{ÅDT}) \cdot TPM_{MP}) \quad (\text{likning 3.1})$$

- $TPM_{MP,r,t}$ er totale produserte mengden mikroplast langs vegstrekningen r over en gitt tidsperiode t døgn (kg/døgn)
- L_r er lengden på den aktuelle strekningen r (km)
- $x \cdot \text{ÅDT}$ er antall kjøretøy med piggdekk basert på tilgjengelig ÅDT. x er piggdekkandelen
- $(1 - x) \cdot N_{r,t}$ er antall kjøretøy uten piggdekk basert på tilgjengelig ÅDT. $(1 - x)$ er resterende kjøretøy uten piggdekk
- TPM_{MP} er total produsert mengde mikroplast per kjøretøy km i Norge (kg/kjt km).

Statistisk sentralbyrå (SSB) har beregnet en samlet kjørelengde i Norge på 45 562 mill.km i 2019 (SSB, 2020).

Basert på disse tallene produseres det $\frac{4875t}{45\,562 \text{ mill.km}} = 1,07 \cdot 10^{-4}$ kg/kjt km mikroplast på vegene i Norge. Denne verdien representerer TPM_{MP} i likning 3.1.

3.1.2 Estimat av bildekkslitasje og asfaltslitasje

Bildekkslitasje

For å sammenligne ulike beregninger og resultater av utslippsmengder, vil likning 3.2 som er utarbeidet av Vogelsang et al. (2019) brukes som referanse. Ligningen inkluderer en utslippsfaktor for dekkslitasje basert på forskning utført av Klein et al. (2017) fra transport i Nederland.

$$E_{T,r,t} = \sum_{r,i} (L_r \cdot N_{r,i,t} \cdot EF_{i,j}) \quad (\text{likning 3.2})$$

- $E_{T,r,t}$ er de totale slitasjeutslippene langs vegstrekningen r over en gitt tidsperiode t (mg)
- L_r er lengden på den aktuelle vegstrekningen r (km)
- $N_{r,i,t}$ er antall kjøretøy innen kategori i (se tabell 3) på vegstrekningen r under en gitt tidsperiode t . Kan beregnes basert på tilgjengelig ÅDT
- $EF_{i,j}$ er spesifikk utslippsfaktor for dekkslitasje avhengig av type kjøretøy i for den aktuelle kjørestilen j (mg/kjt km).

Tabell 3 inneholder utslippsfaktorer basert på den tidligere nevnte nederlandske studien, og er justert i forhold til den informasjonen som er tilgjengelig i Statens vegvesens karttjeneste med data relatert til ÅDT (Statens vegvesen, 2020). Tunge kjøretøy inkluderer busser, *lorries* og lastebiler hvor slitemengden er et gjennomsnitt av tilhørende verdier gitt i tabellen nedenfor.

Tabell 3: Utslippsfaktor ($EF_{i,j}$) for dekkslitasjepartikler basert på kjøretøy og kjørekategori. Data er samlet inn av Klein et al. (2017)

Kjøretøy (i)	Bykjøring (j)	Landlig kjøring (j)	Motorveger (j)
	mg/kjt km	mg/kjt km	mg/kjt km
Passasjerbil	132	85	104
Tunge kjøretøy	641	412	504

Asfaltslitasje

For å estimere mengden slitasje av asfaltdekket ble det også utviklet en empirisk ligning, ligning 3.3, basert på symboler fra ligning 3.2 ovenfor. Dette sikrer et best mulig sammenligningsgrunnlag og enkelthet. Ligningen inkluderer verdier for ÅDT, lengde av strekningen, slitasjefaktor, piggdeksandel og fordeling av lette- og tunge kjøretøy. Typen asfalt som er brukt langs E18 Tvedestrand-Arendal er lavtemperaturasfalt av typen Ska16, PMB 45 mm. Slitelaget i vegkonstruksjonen inneholder typisk fem prosent bitumen og konsentrasjonen av polymeren SBS i bitumen er også fem prosent.

$$S_{A,r,t} = \sum_{r,i} (L_r \cdot N_{r,i,t,p} \cdot SF_i) \quad (\text{ligning 3.3})$$

- $S_{A,r,t}$ er totale mengden asfaltslitasje langs vegstrekningen r over en gitt tidsperiode t (g)
- L_r er lengden på den aktuelle strekningen r (km)
- $N_{r,i,t,p}$ er antall kjøretøy med piggdekk p basert på type kjøretøy i som har kjørt på vegstrekningen r under en gitt tidsperiode t . Kan beregnes basert på tilgjengelig ÅDT
- SF_i er spesifikk slitasjefaktor for kjøretøy avhengig av kjøretøytype i (g/kjt km) (se tabell 4).

Asfaltdekket slites spesielt mye om vinteren på grunn av piggdekk, kjettinger og av vegstøvet som oppstår underveis. Slitestyrken for personbiler med piggdekk avhenger av type asfalt. Det vil si hvilken steinstørrelse og steinkvalitet som benyttes. Asfaltdekker med større stein medfører høyere motstand mot piggdekkslitasje. Slitestyrken avhenger også av kjørehastighet, vegutforming, klima og fukt. Skjelettasfalt (Ska) er mest slitesterk mot pigger mens asfaltgrusbetong (Agb) slites raskest.

Tabell 4 viser estimert størrelse av slitasjen i gram per kjørte kilometer (g/kjt km) og er hentet fra doktorgradsavhandlingen til Snilsberg (2008). Det antas at slitmengden til tunge kjøretøy er fem ganger større enn for personbiler.

Tabell 4: Slitasjefaktor (SF_i) basert på type asfalt, steinstørrelse og kjøretøytype (Snilsberg, 2008)

Kjøretøy (i)	Type asfaltblanding		
	Ska	Ab	Agb
	g/kjt km	g/kjt km	g/kjt km
Passasjerbil	5-10	15-20	15-30
Tunge kjøretøy	25-50	75-100	75-150

For å estimere mengden av slitasje ved bruk av piggfrie vinterdekk og sommerdekk, kan verdier også hentet fra Snilsbergs (2008) doktorgradsavhandling benyttes. Tabellen nedenfor viser verdiene for total mengde slitasje basert på type bildekk og andel PM10. Andelen PM10 er større for piggdekkstøv sammenlignet med støv fra piggfrie dekk.

Tabell 5: Total mengde slitasje av asfaltert vegbane avhengig av bildekk (Snilsberg, 2008)

Bildekk	Total mengde (gram/time)	PM10 (prosent)
Piggdekk	92,7	29
Piggfrie vinterdekk	2,3	13
Sommerdekk	3,0	10

3.2 Feltnmålinger

Feltnmålinger ble utført i Agder fylke i Arendal og Tvedestrand kommune tidlig i februar 2020, se figur 6. Valg av metode for prøvetakning ble vurdert med utgangspunkt i eksisterende litteratur innhentet i forbindelse med prosjektoppgaven. Metodikken er derfor anvendt i to tunneler og langs vegbanen utenfor de aktuelle tunnelene.

I forbindelse med tunnelvasking i Torsbuåsen tunnel og Fløyheia tunnel, ble prøvetakning utført i tilhørende rensebasseng. Metodikken var å samle inn det rennende vaskevannet som strømmet fra tunnellopet gjennom et rør til rensebassenget. Det ble også hentet inn masser fra feiestøvet som ble samlet inn underveis ved vaskingen. Feiingen minimerer mengden forurensning som renner til rensebassenget og dermed også sannsynligheten for at uønskede partikler fraktes til resipienten etter sedimentering. Like ved innløpet til tunnelene ble prøvetakning fra vegkanten og grøften utført samt at snøprøver ble tatt. Prøvetakning ble foretatt i én retning langs strekningen – i nordgående retning.

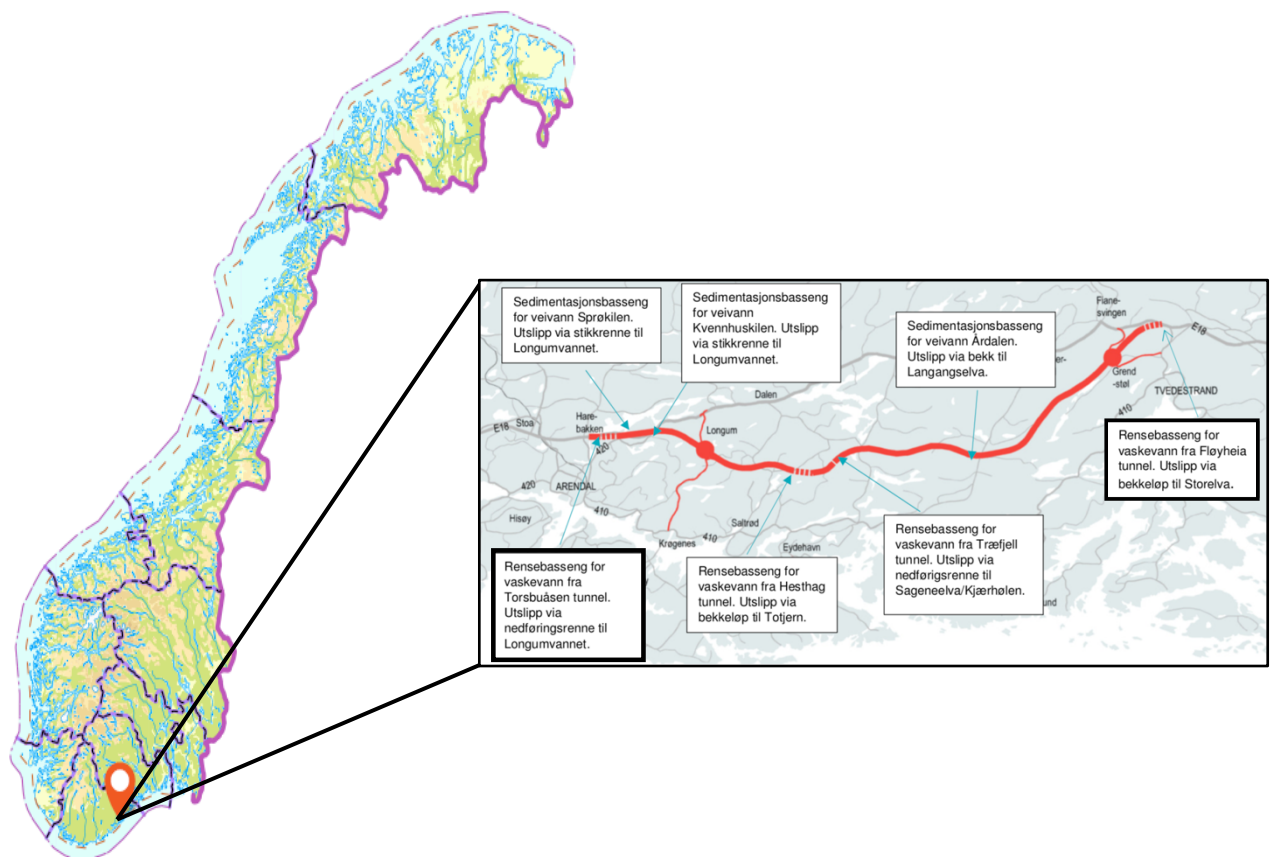
Avhengig av område for prøvetakning varierer mengden slitasje av ulike elementer som akkumuleringstid og eksponering for ytre faktorer. Det vil i tunneler samles mer partikler på et område sammenlignet med andre deler av strekningen på grunn av mindre værutsatte forhold og lukket volum. Akkumuleringstid er tiden mikroplastpartikler har samlet seg på et bestemt område. I tunneler vil dette være mellom to vasker, mens det langs vegbanen eksempelvis vil være etter en grøfterens, vasking av vegbanen eller fra åpningsdato av en nylagt vegbane. Snøprøver kan tas i løpet av en sesong eller over en måned, og vil på den måten gi en akkumulert verdi. I masteroppgaven er akkumuleringstiden i tunnelene mellom to vasker, som for Torsbuåsen er 63 dager og Fløyheia 31 dager. Langs vegbanen er tiden satt fra åpningsdatoen 2. juli 2019 frem til 11. februar 2020. Snøprøvene ble tatt noen dager etter første snøfall i februar.

3.2.1 Beskrivelse av områdene for prøvetakning og prinsipp

E18 Tvedestrand-Arendal ble åpnet i 2. juli 2019, og er derfor en relativt ny motorveg. Fordi vegen er ny, kan prøvene gi en akkumulert verdi av dannelse av mikroplast fra åpningsdag frem til dags dato. Det er fire rensebasseng knyttet til tunnelene langs strekningen, hvor tre av dem befinner seg i Arendal kommune og én i Tvedestrand kommune, som vist i figur 6. Tunnelene skal vaskes rundt én gang i måneden, og det vil derfor være mulig å sammenligne resultatene i forhold til antall dager fra forrige vask.

Torsbuåsen tunnel i Arendal kommune ble sist vasket to måneder før feltmålingene, mens Fløyheia tunnel i Tvedestrand kommune ble vasket én måned før målingene. Torsbuåsen tunnel er 735 meter lang med ÅDT lik 15000 mens Fløyheia er 540 meter lang med ÅDT lik 9350, se vedlegg 1A og 1B (Nye Veier, 2018).

De lukkede rensebassengene er lokalisert i utkanten av tunnelene. Tilgang til vannet i bassengene er gjennom kumlokk plassert på overflaten. Før tunnelen vaskes lukkes ventiler i bassenget, og bassenget er da nesten tomt. Viftene slås på og vasking utføres. Vaskevannet renner langs vegbanen og ned i kumrister som er plassert med jevne mellomrom i tunnellopet. Vannet renner i rør inn til bassenget, som er delt i to, se vedlegg 4. I første del av bassenget legger olje seg på toppen, og det er derfor montert en oljeflottør som sender ut en alarm hvis laget blir for tykt. Annen væske siger inn i den andre delen av bassenget, og væsknivået i de to kamrene blir like (Huebner, pers. medd. (2020)).



Figur 6: Lokasjon av områdene hvor feltmålinger ble utført samt oversikt over rensebasseng langs E18 Tvedestrand-Arendal (Kartverket, Ukjent) (Nye Veier, 2018)

3.2.2 Vannmengder

Totale vannmengden som benyttes under vasking avhenger av tunnallengde, tunnelklasse (tverrsnitt), vaskefrekvens (avhengig av trafikkmengde) og vannforbruk per areal under vask (Nye Veier, 2018). Vannmengdene vil også variere avhengig av driftsrutiner entreprenøren følger. Tidligere har vannmengder fra vaskearbeider utført av Risa AS i Torsbuåsen og Fløyheia tunnel blitt målt og dokumentert. Siden driftsrutinen er lik som tidligere antas det at vannmengden benyttet under forsøket er den samme. Det vil si at Torsbuåsen tunnel bruker omtrent 214 m³ vann, og Fløyheia 145 m³ vann (Huebner, pers. medd. 2020).

Nye Veier (2018) skriver at 70-90 prosent av vaskevannet føres ut av tunnelen med overvanns- og drens-systemet, mens resterende vann absorberes, fordampes eller suges opp av feie- og sugebilen. Tunnelprofilene i Torsbuåsen tunnel og Fløyheia tunnel består av PE-skum og sprøytebetong i hvelvet, og det kan derfor antas at 70 prosent av vaskevannet føres til rensebassenget.

3.2.3 Prøvetakning fra tunnelvask

Rengjøring av tunnelene utføres ved at tunnellopet spyles med vann, hvor vaskevannet primært renner inn i et rensebasseng for å sedimenteres. Underveis i tunnelvaskingen samler en feiebil inn støv og partikler, for å minimere mengden forurensning som fraktes inn i bassenget. Dette er to sentrale prosesser av vaskingen hvor mikroplast kan samles, og det ble derfor tatt prøver av både vaskevannet og feiestøvet.

Innsamling av vann fra tunnelvasking ble utført ved å føre en stål bøtte lenket til en kjetting ned gjennom en kumåpning når vaskevann strømmet inn i bassenget, som vist i figur 8. Vannet i bøtten ble rørt om og lagret i tre flasker per bøtte. Omrøring hindrer at de tyngste partiklene synker til bunns før vann helles i flasker. Ved å samle inn vann på denne måten sikres en kontrollert innsamling hver gang en del av tunnellopet er ferdig vasket. Vaskevann fra det elektriske utstyret, taket, veggene og veggen ble samlet inn hver for seg. I rensebassenget ble totalt 45 prøver samlet inn, hvorav 21 av disse var fra vaskingen av Torsbuåsen tunnel og 24 fra Fløyheia tunnel.



Figur 7: Utførelse av vasking i tunnelene



Figur 8: Innsamling av vaskevann fra tunnelvasking i Torsbuåsen tunnel

I perioden tunnelvaskingen pågikk ble totalt åtte tunnellop i området vasket. Feiestøvet fra alle tunnelene samles sammen og leveres av Risa AS til analyse, hvor den totale massen veies. Før leveransen ble det samlet inn totalt 1 kg av feiestøvet fra tunnelvasken i Fløyheia tunnel. Prøvene ble utført mellom 3. februar 2020 og 5. februar 2020, prøvene ble fraktet til NTNU etter kort tid og satt på kjøll der ved 4 °C inntil preparering.

Fordi hele vaskeoperasjonen utføres for flere tunneler, har det ikke vært mulig å måle masser fra feiebilen før og etter oppsopingen for den spesifikke vasken i Fløyheia tunnel. Derfor må det estimeres en andel av feiestøvet fra de åtte tunnellopene. Den totale massen av feiestøvet fra de åtte tunnellopene ble veid inn til 7,32 tonn.

Det er utarbeidet en ligning for utregning av andel feiestøv for de ulike tunnelene, avhengig av ÅDT, tunnallengde og den totale massen feiestøv.

$$FS_{a,t} = \left(\frac{\dot{A}DT}{\dot{A}DT_{tot}} + \frac{L_r}{L_{tot}} \right) \cdot FS_{tot} \quad (\text{likning 3.4})$$

- $FS_{a,t}$ er andelen feiestøv a for gjeldende tunnellop t (tonn)
- $\dot{A}DT$ er årsdøgntrafikk i gjeldende tunnellop
- $\dot{A}DT_{tot}$ er den totale $\dot{A}DT$ en i alle tunnelene
- L_r er lengden på det aktuelle tunnellop r (m)
- L_{tot} er den totale lengden av alle tunnelene (m)
- FS_{tot} er den totale mengden feiestøv etter alle tunnelvaskene.

Vedlegg 1A og 1B fremstiller lengder og $\dot{A}DT$ i de gjeldende tunnelene og utregning av den andel feiestøv utføres på. Total tunnallengde og $\dot{A}DT$ i de åtte tunnellopene er henholdsvis 4130 m, og det passerer 101 060 kjøretøy i året. $\dot{A}DT$ i Torsbuåsen tunnel og Fløyheia tunnel er på 15 000 og 9350, med lengder på henholdsvis 0,735 m og 0,540 m.

Basert på nevnte verdier, ble mengden oppsopet feiestøv i Torsbuåsen tunnel beregnet til 2,39 t mens det i Fløyheia tunnel ble det samlet inn 1,63 t.

3.2.4 Prøvetakning av snø

Før og under første dag med feltmåling snødde det i Arendal og Tvedestrand kommune, noe som gjorde det mulig å utføre prøvetakning av snøen som hadde lagt seg langs vegen. Prøver ble tatt begge dager i området foran innløpene til tunnelene. Snøen ble fylt i tre flasker.

Det ble også samlet inn snø i grøften ved Fløyheia tunnel. Disse prøvene kan brukes til sammenlikning med prøver tatt av snøen rett ved vegkanten. Snøen langs vegen var synlig forurenset både av grus og annen forurensning som eksos. Prøver av snø ble også fraktet og oppbevart i et kjøleskap på NTNU. På grunn av utbruddet av covid-19, ble disse prøvene ekskludert fra analyseringen grunnet begrensning av tilgang til laboratorium. Selv om snøprøvene ekskluderes i denne oppgaven sees de fortsatt på som en sentral kilde for oppsamling av støv og forurensninger i vintersesongen, og dermed som et viktig satsingsområde for prøvetakning.

3.2.5 Prøvetakning i vegkant og grøft

Prøver fra vegkant og grøft ble tatt foran innløpet til både Torsbuåsen og Fløyheia tunnel. Prøver fra vegkanten ble utført i rekkverksområdet, da mye støv samles der. Ulemper ved å bruke nettopp dette området, er at vann fra vegbanen renner av her og føres til grøftebunn ved fluks. På grunn av disse kjensgjerningene ble det også tatt prøver i bunnen av grøften. I grøften ble prøvetakning tatt både én og to meter unna vegkanten for å dekke hele området. Prøvene ble samlet inn i et forhåndsbestemt areal ved bruk av en stålspade og målebånd.

Grøfteprøvene ble samlet inn med 1x1 meter areal og vegskulder med 1x0,5 meter areal. Dybden var mellom 0-1,5 cm. Langs vegstrekningen ble det tatt tre prøver med avstand på ca. 1 meter som illustrert i figur 9. På denne måten kan areal av prøveområdet regnes ut, og ganges opp for å gi en indikator på mengden mikroplast for et større område. Prøvene ble tatt 14.02.2020 og oppbevart i zip-posser. Disse ble sendt til NTNU og lagret på kjøll i 4 °C.

Det ble sendt tre poser med masser til analyse - én fra vegkanten, én fra innerste del av grøften og én fra ytterste del av grøften. Hver pose inneholdt tre prøver fra det gjeldende prøvetakningsområde i vegens lengderetning, som vist på bildet nedenfor.



Figur 9: Illustrasjon av området langs vegbanen prøvene ble samlet inn

3.3 Preparering

Etter prøvetakning kan preparering av prøvene utføres for å klargjøre dem til videre analysering. I utgangspunktet var det planlagt å foreta hele prosessen på egenhånd, men på grunn av covid-19-pandemien ble NTNU stengt, og analyser av prøvene ble derfor ikke utført. Før viruset inntraff ble vaskevannet og snøprøvene filtrert og tørket. De faste prøvene samt resterende vaskevann ble derfor sendt til analyse hos Eurofins. Nedenfor er utførelse og teori av arbeidet beskrevet samt hvordan analysering hos Eurofins ble gjennomført.

Som tidligere nevnt er det i dag ikke en bestemt metode som kan benyttes for identifisering og kvantifisering av mikroplast fra vegbanen. Valgte metode er derfor basert på funn fra prosjektoppgaven samt tilgjengelig laboratoriumsutstyr hos Eurofins.

3.3.1 Filtrering

Filtrering utføres for å fjerne uønsket væske fra prøvene. Dette gjelder for prøvene tatt av tunnelvaskevann og snø ved vegbanen. Det ble utført to filtreringer per flaske hvor omkring 100 ml prøvemateriale ble filtrert per filter. Totalt ble 54 flasker filtrert gjennom 102 filtre.

Først ble filteret brettet, markert med penn og tørket i en ovn med varme på 105 °C i én time for å fjerne uønsket fukt og fett fra filteret. Etter tørking ble de kjølt ned i en eksikator fylt med silica i 10-15 minutter og veid. Væsken ble så filtrert gjennom et filter, som vist i figur 10, og tilslutt satt i ovnen på 105 °C over natten. Det tørre filteret med gjenværende masse ble påfølgende dag plassert i eksikatoren i 10-15 minutter og veid på nytt. Prøven ble oppbevart i en petriskål.

Vekt av tørket filter, beger med vannprøven og tørket filter med tørr masse ble brukt til å beregne masseprosent av prøven. Dette gir et mål på mengden forurensning i vaskevannet som føres til rensebassenget, og kan brukes til videre analyser og beregninger. Ulike mål og utregninger er gitt i vedlegg 5. Resterende vann fra tunnelvasken i flaskene ble oppbevart og senere sendt til Eurofins for analysering ved bruk av Pyrolyse-GC-MS.



Figur 10: Filtrering av vaskevann fra tunnelrengjøringene og snøprøvene

Som beskrevet i kapittel 3.2.2 Vannmengder, fraktes omtrent 70-90 prosent av vaskevannet ut av tunneløpet. I denne oppgaven antas det derfor at 80 prosent av vaskevannet renner inn i rensebassengene, mens resterende absorberes eller suges inn av feiebilene.

Følgende ligning kan brukes for å beregne mengden forurenset vaskevann som renner inn i rensbassenget ved de to tunnelene:

$$F_t = \frac{M\%}{100} \cdot v_{\text{tot}} \quad (\text{ligning 3.5})$$

- F_t er mengden forurensning fra det aktuelle tunnellopet t (kg)
- $M\%$ er snittverdien av vektprosent av prøvene etter filtrering og tørking
- V_{tot} er den totale vannmengden som renner inn i rensbassenget i kg.

3.4 Identifisering og kvantifisering

Når innsamling, separering og rensing av prøver er gjennomført, gjenstår identifisering av de komponentene som mistenkes for å være plast. Fordi prøvene ofte blandes med fyllstoffer og tilsetningsstoffer, kan gjenværende komponenter av prøven være omfattende i denne prosessen. I en prøve kan mikroplasten ha ulik form og størrelse, og valg av analysemetode baseres på nettopp dette forholdet. De største partiklene kan identifiseres visuelt, mens andre må detekteres basert på ulike analyseringsteknikker. For identifisering av partikler fra bildekk er Pyrolyse-GC-MS en metode som ofte har blitt benyttet for nevnte formål (Wagner, et al., 2018).

Vegoppmerking er enklere å skille fra andre materialer da plastpartiklene er hvite eller gule, og metoder som Fourier transformert infrarødspektroskopi (FT-IR) samt visuell inspeksjon er egnet for slike analyser. Visuell inspeksjon gir begrensninger, og vi kan derfor komme til å over- eller undervurdere mengden av mikroplast sammenlignet med andre metoder som er nevnt. For å analysere prøvene ble Pyrolyse-GC-MS benyttet. Analysene ble utført av Eurofins mellom april og mai 2020.

3.4.1 Pyrolyse GC-MS

Pyrolyse GC-MS er en metode som kan brukes for å identifisere polymer som eksisterer i miljøprøver. Den kan analyseres sammen med andre organiske plastikktilsetninger uten bruk av tilsetningsstoffer. Det er en troverdig metode som er nokså enkel å benytte (Crawford & Quinn, 2017). Ulemper med metoden er at den ikke gir informasjon om eksempelvis antall partikler, partikkelstørrelse og morfologi.

Resterende vannprøver fra tunnelvasken, en flaske med støv fra feieoppsamlingen og masser fra vegbanen og grøft ble sendt fra NTNU Trondheim til Eurofins Bergen i slutten av mars og i midten av april. Vannprøvene ble blandet sammen avhengig av hvilken tunnel de hadde blitt tatt i. Det samme gjelder for vegstøv og masser fra grøften hvor omkring tre kg av massene tatt utenfor Fløyheia tunnel ble blandet sammen i tre poser og sendt til Eurofins. Fordelingen ble gjort basert på hvor prøvene ble tatt – altså én fra vegkant og to fra grøften langs vegbanen. Det ble derfor utført to analyser av vannprøvene, én av feiestøvet og tre av massene ved vegbanen.

Før analyse måtte vannprøvene filtreres gjennom et 27 μm filter. Filteret med prøvematerialet pakkes i en kopp og pyrolyseres i en ovn. Ovnens varmes hurtig opp til temperaturer som fører til termisk dekomponering av det organiske materialet (Kleppe, pers. medd. (2020)). Ved bruk av pyrogramkromatogram oppnås strukturell informasjon, som kan brukes til å identifisere og kvantifisere ulike polymere. Dekomponering av

prøven gjør det mulig å måle vektforskjellen i prøven. Figur 11 illustrerer apparatet som ble brukt til analysering av prøvene hos Eurofins.



Figur 11: Pyrolyse GC-MS

4. Resultater

4.1 Estimerer av mikroplastutslipp

Vedlegg 1A og 1B fremstiller tunnallengder og ÅDT i tunnelene. Av den totale trafikkmengden som kjører i Torsbuåsen tunnel er andelen tunge kjøretøy 14 prosent, mens den i Fløyheia tunnel er 19 prosent. Akkumuleringstiden for tunnelene er antall dager mellom de to siste tunnelvaskene, mens det for vegbanen er antall dager fra åpningsdato av motorvegen 2. juli 2019 frem til prøvetakning 11. februar 2020 (224 dager).

4.1.1 Estimat av mikroplastproduksjon basert på kjørte km i Norge

Estimat 1

Ved bruk av ligning 3.1, som er fremstilt i kapittel 3.1.1 Estimat basert på nasjonale utslippstall og kjørte km i Norge, kan det totale mikroplastutslippet fra vegtrafikk estimeres. Tabell 6 inneholder verdier for de ulike komponentene i formelen, hvor x representerer piggdekkandelen. Verdi for TPM_{MP} er basert på utført beregning av forholdet mellom eksisterende estimat om totalt utslipp av mikroplast fra vegtrafikk og kjørte km i Norge i 2019. ÅDT for vegbanen er antatt å være lik den for Fløyheia tunnel på 9350, fordi den skal gjelde for trafikkmengden én km før innløpet til Fløyheia tunnel.

Tabell 6: Utregning av total mengde mikroplast basert på parametere og tilhørende verdier for ligning 3.1 (estimat 1)

	L_r	x	ÅDT	TPM_{MP}	$TPM_{MP,r,t}$	Utslipps- mengde MP pr. km	Akkumul- eringstid	Utslipps- mengde MP
	km		ÅDT	kg/kjt km	kg/døgn	kg/døgn/km	døgn	kg
Torsbuåsen tunnel	0,735	0,4	15000	$1,07 \cdot 10^{-4}$	1,18	1,61	63	74,55
Fløyheia tunnel	0,540	0,4	9350	$1,07 \cdot 10^{-4}$	0,54	1	31	16,74
Utenfor vegbanen	1	0,4	9350*	$1,07 \cdot 10^{-4}$	1	1	224	224

ÅDT er hentet fra vegkart.no

$x = 0,4$ og $(x-1) = 0,6$

*ÅDT antatt lik som for Fløyheia tunnel

Fra tabell 6 vedrørende akkumuleringstid, estimeres et mikroplastutslipp på 74,55 kg mellom to vasker i Torsbuåsen tunnel, som per døgn per km utgjør 1,61 kg/døgn/km. I Fløyheia tunnel estimeres en produksjonsmengde på 16,74 kg, med et utslipp på 1 kg/døgn/km. Utslippet utenfor vegbanen er på 1 kg/døgn/km med en total utslippsmengde lik 224 kg fra åpningsdato av motorvegen 2. juli 2019 frem til prøvetakning 11. februar 2020.

4.1.2 Estimat av bildekkslitasje og asfaltslitasje

Bildekkslitasje

Tabell 7 inneholder verdier for lengde av tunnelene med tilhørende ÅDT avhengig av kjøretøystørrelse, utslippsfaktor og antall dager mellom to vasker. Verdi for utslippsfaktor ($E_{F,i,j}$) ble valgt basert på tabell 3, hvor E18 Tvedestrand-Arendal kategoriseres som motorveg. For lette kjøretøy er det i nevnte tabell brukt en faktor på 104 mens for tunge kjøretøy er den 504. Estimatet er utført ved bruk av ligning 3.2 i kapittel 3.1.2 Estimat av bildekkslitasje og asfaltslitasje. Ligningen gir verdier for mengden dekkslitasje mellom to vasker i de to tunnelene.

Tabell 7: Utregning av dekkslitasje basert på parametere og tilhørende verdier for ligning 3.2

	L_r	$N_{r,i,t}$	$E_{F,i,j}$	$E_{T,r,t}$	Utslipps- mengde MP pr. km	Akkumul- eringstid	Mengde gummislitasje
	km	ÅDT	mg/kjt km	kg/døgn	kg/døgn/km	døgn	kg
Torsbuåsen tunnel	0,735	15 000	104 504	1,76	2,40	63	111,13
Fløyheia tunnel	0,540	9350	104 504	0,90	1,66	31	27,8
Utenfor vegbanen	1	9350*	104 504	1,66	1,66	224	371,84

ÅDT er hentet fra vegkart.no (2020)

$E_{F,i,j}$ er hentet fra tabell 3 (Klein, et al., 2017). Gjelder for helårsdekk

*ÅDT antatt lik som inni Fløyheia tunnel

Basert på estimer er mengden dekkslitasje i Torsbuåsen tunnel på 111,13 kg mellom to vasker, med et utslipp på 2,40 kg/døgn/km. I Fløyheia tunnel er utslippet 27,8 kg mellom to vasker, som per døgn per km er lik 1,66 kg/døgn. Utenfor vegbanen er mengden dekkslitasje fra åpningsdatoen av motorvegen 2. juli 2019 frem til prøvetakning 11. februar 2020 på 371,84 kg, med en utslippsmengde på 1,66 kg/døgn/km.

Asfaltslitasje

For å estimere mengden produsert slitasjestøv fra asfaltdekket for en bestemt strekning, brukes ligning 3.3. Ligningen er fremstilt og beskrevet ytterligere i kapittel 3.1.2 Estimat av bildekkslitasje og asfaltslitasje. Asfaltdekket langs E18 Tvedestrand-Arendal består som nevnt av lavtemperaturasfalt av asfalttypen Ska16, PMB 45 mm. Det antas at piggdekkandelen på strekningen i vintersesongen er 40 prosent. Slitasjefaktoren for tunge kjøretøy vektes fem ganger høyere enn for personbiler, som gir faktorene 7,5 og 37,5. Mengden SBS i bitumen i slitelaget er fem prosent, som gir vektfraksjon av asfaltslitasje på 0,0025. Fra verdien kan utslippsmengden av PMB-partikler for vegstrekningen bestemmes.

Tabell 8: Utrekning av PMB-partikler i asfaltslitasjen basert på parametere og tilhørende verdier for ligning 3.3

	L _r	N _{r,i,t,p}	SF _i	S _{A,r,t}	Akkumulerings- ingstid	Mengde asfalt- partikler	Mengde PMB- partikler	Utslipps- mengde MP	Utslipps- mengde MP pr. km
	km	ÅDT p=0,4	g/kjt km	kg/ døgn	døgn	kg	kg (0,0025)	kg/døgn	kg/døgn/ km
Torsbuåsen tunnel	0,735	15 000	7,5 37,5	51,59	63	3 262	8,13	0,13	0,18
Fløyheia tunnel	0,540	9350	7,5 37,5	26,66	31	828	2,07	0,07	0,12
Utenfor vegbanen	1	9350 *	7,5 37,5	49,37	224	11058,88	27,65	0,12	0,12

SF_i er hentet fra tabell 4, (Snilsberg, 2008)

ÅDT er hentet fra vegkart.no (2020). Den er lik som inni Fløyheia tunnel

Utrekninger viser at mengden PMB-partikler fra slitasje av vegbanen i Torsbuåsen tunnel og Fløyheia tunnel er omtrent 8,13 kg og 2,07 kg mellom to vasker, som fremstilt i tabell 8. Utslippt per døgn per km er henholdsvis 0,18 kg/døgn/km og 0,12 kg/døgn/km. Utenfor vegbanen er estimert PMB-slitasje 27,65 kg, som per døgn per km er på 0,12 kg/døgn/km. Dette er basert på opplysningen om at det er fem prosent SBS i de fem prosentene bitumen i slitelaget.

Estimat 2

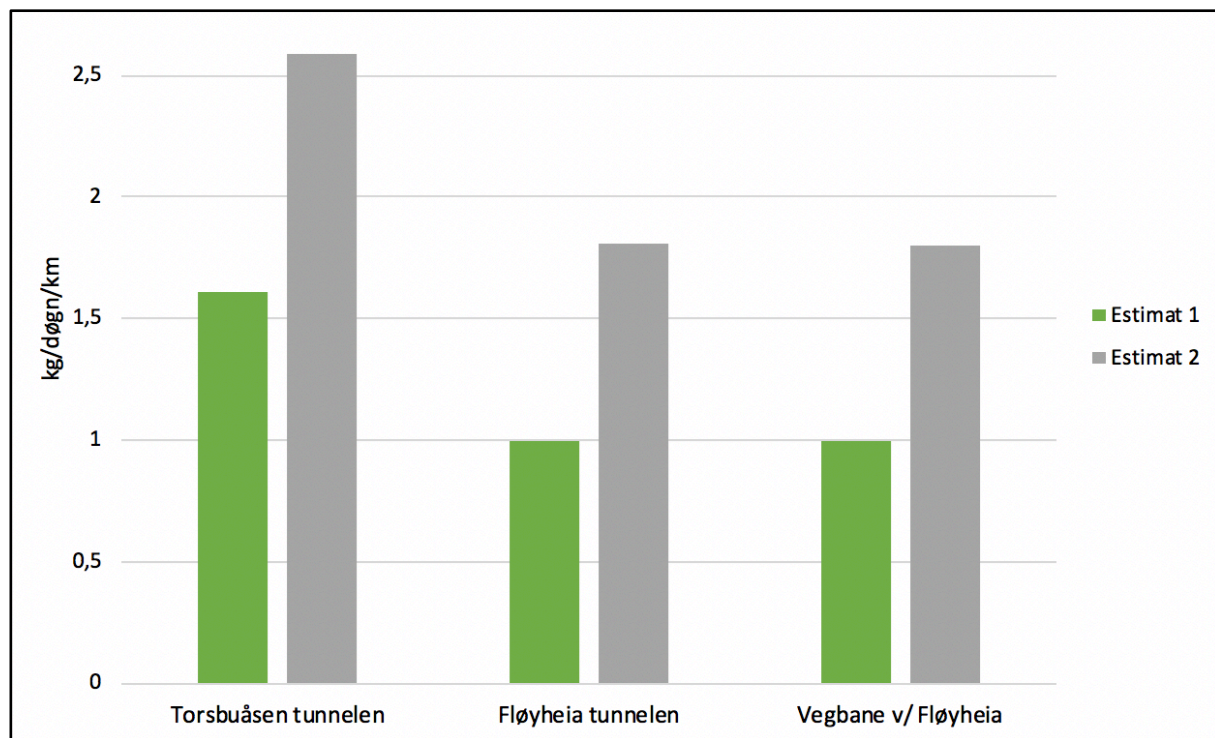
Ved å summere estimatene fra ligning 3.2 og ligning 3.3 oppnås en verdi for det totale mikroplastutslippet langs strekningen. Summeringen inkluderer ikke slitasje av vegoppmerking. Det antas at slitasjen fra oppmerking er så liten at den kan ekskluderes for strekningen.

Tabell 9: Estimat av totalt mikroplastutslipp fra vegtrafikk ved summering av ligning 3.2 og ligning 3.3 (estimat 2)

	Ligning 3.2	Ligning 3.3	Estimat 2	Akkumuleringstid	Utslippsmengde MP	Utslippsmengde MP pr. km
	kg	kg	kg	døgn	kg/døgn	kg/døgn/km
Torsbuåsen tunnel	111,13	8,13	119,26	63	1,89	2,58
Fløyheia tunnel	27,8	2,07	29,87	31	0,96	1,78
Utenfor vegbanen	371,84	27,65	399,49	224	1,78	1,78

Basert på summering av estimatene fra ligningene er mikroplastutslippet i Torsbuåsen tunnel lik 119,26 kg mellom to vasker, som tilsvarer 1,89 kg/døgn. I Fløyheia tunnel er mengden på 29,87 kg mellom to vasker, med et utslipp på 0,96 kg/døgn. Per km er utslippsmengden henholdsvis for tunnelene 2,58 kg/døgn/km og 1,78 kg/døgn/km. I vegbanen ved Fløyheia tunnel er utslippet lik 1,78 kg/døgn/km. Ved å betrakte forholdet mellom ligning 3.2 bildekkslitasje og ligning 3.3 asfaltslitasje, indikerer mengdene av mikroplastpartikler i området at andelen gummi er 93,2 prosent.

Figur 12 fremstiller det totale utslippet av mikroplastpartikler med utgangspunkt i beregninger fra estimat 1 (ligning 3.1) og estimat 2 (ligning 3.2 + ligning 3.3). Figuren viser forskjellene i mengdene ved bruk av de to estimatene, og kan benyttes videre i oppgaven til sammenligning med resultatene fra selve analysen.



Figur 12: Estimert totalt utslipp av mikroplastpartikler fra vegtrafikk i Torsbuåsen og Fløyheia tunnel samt langs vegbanen

4.2 Resultater fra feltmålinger

Etter forarbeidet med de filtrerte og analyserte prøvene, har utregninger blitt gjennomført og resultatene er fremstilt nedenfor. Både forurensning til rensebassenget og feiestøvet fra vasking av tunnelene er oppgitt i kg. Beregninger av mengdene er utført ved bruk av ligninger og informasjon om vannmengder og total vekt av feiestøvet samlet inn fra alle åtte tunnellopene under rengjøringen. Resultatene fra analysen ved bruk av Pyrolyse-GC-MS er gitt i μg polymer/l for vannprøvene og mg polymer for feiestøvet og massene fra vegkanten og grøften. Rapporten fra Eurofins deler resultatene inn i mikroplastpartikler og gummipartikkelkomponenter. I denne oppgaven betegnes begge fenomenene som mikroplastpartikler og vurderes som en total mengde.

De ulike polymere som detekteres er PE, PP, PS, PC, PET, PVC, PA6, polyisoprene (NR) og polybutadiene (SBR og BR) for partikler $> 27 \mu\text{m}$. Resultater fra analysen som i rapporten viser «< og et tall», henviser til rapporteringsgrensen. På denne måten kan ikke polymere under dette nivået detekteres. Det kan ikke utelukkes at disse polymere finnes i prøvene, men mangel på metode eller teknikk hindrer identifisering av dem. Resultatene fremstilles i forhold til hvor prøvetakning ble utført, og deles inn i følgende to kategorier: Tunnelrengjøring og vegkant og grøft.

4.2.1 Tunnelrengjøring

Vaskevann

Filtrering

Med utgangspunkt i mengden vann som renner ned i rensbassenget under vasking av tunnelene, kan mengden forurensning som fraktes dit estimeres. Resterende forurensning samles inn av en feiebil eller forblir i tunnellopet. Vedlegg 5A og 5B inneholder verdier og utregninger av masseprosent (M%) forurensning fra vaskevannet i de to tunnelene. Noen verdier ble negative, som medfører at opprinnelig, tørket filter hadde høyere vekt enn tørket filter med masse. Dette er en observasjon som nødvendigvis ikke stemmer, og en feil underveis må ha inntruffet. Gjeldende resultater er markert i rødt i vedlegg 5.

For å beregne mengden forurensning som renner ned i rensbassenget, kan ligning 3.5 benyttes. I Torsbuåsen tunnel ble rundt 107 l vann benyttet under vaskingen, hvorav 85,6 l av vannet rant til rensbassenget. I Fløyheia tunnel ble det brukt omtrent 72 l vann, hvorav 57,6 l rant til rensbassenget. M% i snitt av hver prøve fra filtreringen er i Torsbuåsen tunnel lik 0,0317 og i Fløyheia tunnel 0,0398.

Basert på verdiene fraktes det 27,1 kg forurensning ned i rensbassenget ved Torsbuåsen tunnel og 22,9 kg ned til rensbassenget ved Fløyheia tunnel.

Analysering

Rapportene fra analysen av vaskevannet er fremstilt i vedlegg 6, markert som 6A for Torsbuåsen tunnel og 6B for Fløyheia tunnel.

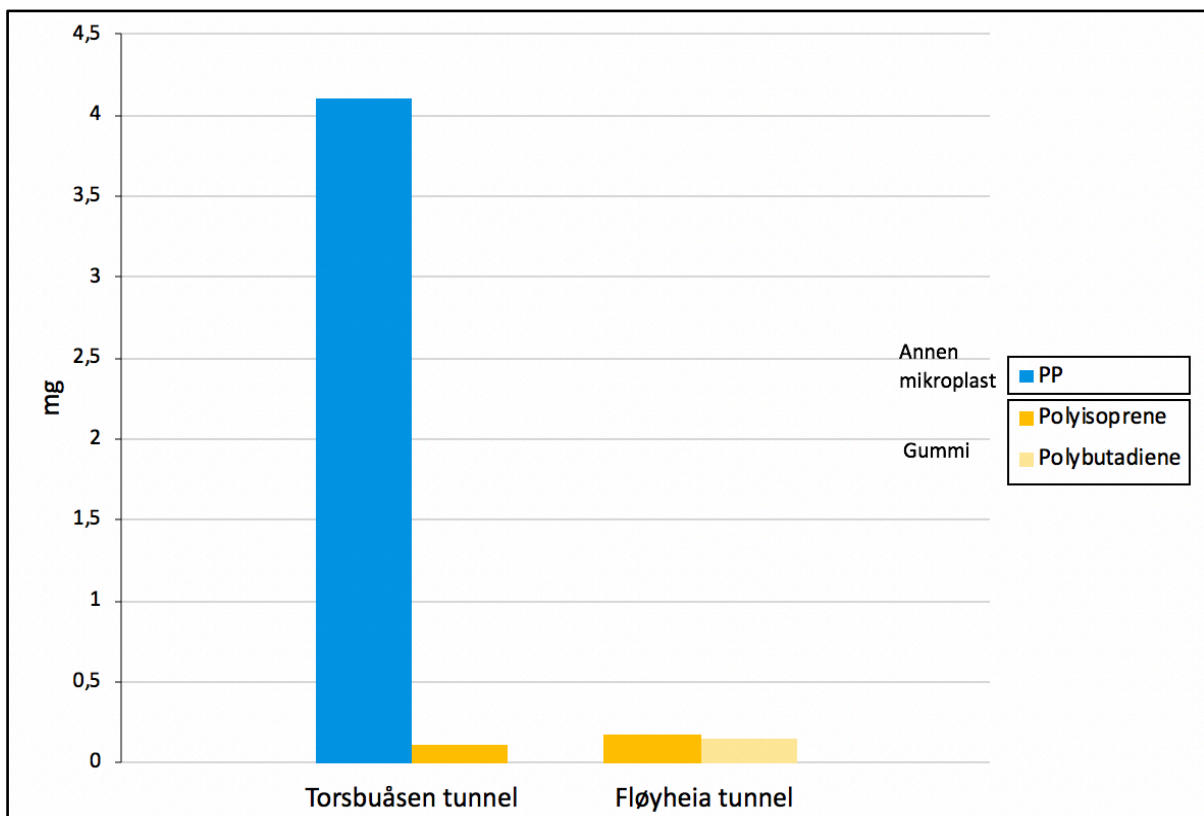
I vaskevannet samlet inn ved Torsbuåsen tunnel ble det totalt identifisert to polymere av de 10 typene mikroplast som det ble undersøkt å eventuelt finne i prøvene. Den største mengden polymer i prøven var av PP, med en verdi på 48 µg/l. Polymeren er termoplastisk og brukes ofte som modifierer i bitumen. Total sum kvantifiserte polymere i Torsbuåsen tunnel er 49,26 µg/l. I Fløyheia tunnel bestod vaskevannet kun av polymere med opphav i gummi, med en total sum på 5,77 µg/l. Det var størst innhold av polyisoprene, med en mengde på 3,12 µg/l. Den brukes mye i naturgummi, som tilsettes under produksjon av bildekk - særlig i bildekk som brukes på tyngre kjøretøy. Resterende mengde bestod av polybutadiene, som er syntetisk gummi med høy slitestyrke, og brukes også ofte til fremstilling av bildekk for personbiler.

Tabell 10: Beregninger basert på resultater fra vaskevannet for å finne total mengde mikroplast- og gummipartikler i rensbassenget

	Vann til rensbasseng	Forurensning til rensbasseng	Sum polymere, analyse	Total mengde MP	Utslippsmengde MP pr. døgn	Utslippsmengde MP pr. km	Prosentandel MP i vaskevannet
	l	kg	µg/l	mg	kg/døgn	kg/døgn/km	%
Torsbuåsen tunnel	85,6	27,1	49,26	4,22	6,69 · 10⁻⁸	9,1 · 10⁻⁸	1,56 · 10 ⁻⁵
Fløyheia tunnel	57,6	22,9	5,77	0,33	1,07 · 10⁻⁸	1,98 · 10⁻⁸	1,44 · 10 ⁻⁶

For å bestemme det totale utslippet av mikroplast i vaskevannet, betraktes andelen vann fra tunnelrengjøringen som renner til bassenget mot den detekterte mengden mikroplastpartikler fra analysen. Tabell 10 fremstiller parameterne og utregninger for å kvantifisere mengden. Fra beregningene er mengden mikroplastpartikler i rensbassenget ved Torsbuåsen tunnel lik 4,22 mg, som gir et utslipp per døgn på $6,69 \cdot 10^{-8}$ kg/døgn. I Fløyheia tunnel er den totale utslippsmengden i vaskevannet lik 0,33 mg, som per døgn er på $1,07 \cdot 10^{-8}$ kg/døgn. Prosentandelen mikroplast i forurensningen på 27,1 kg som renner til rensbassenget ved Torsbuåsen tunnel er lik $1,56 \cdot 10^{-5}$ prosent, jf. Tabell 10. I Fløyheia tunnel er mengden forurensning 22,9 kg mellom to vasker, som gir en prosentandel mikroplast på $1,44 \cdot 10^{-6}$ prosent.

Figur 13 fremstiller de totale mengdene mikroplastpartikler i mg fra beregningene over. Den gir en indikasjon på hvilke polymere som utgjør den største mengden i vaskevannet, og som dermed renner ned til rensbassenget for å sedimenteres. I Fløyheia tunnel er 100 prosent av polymere som ble identifisert i prøven gummi (vist i gult), mens i Torsbuåsen tunnel er andelen gummi kun 2,6 prosent. Resterende mikroplast identifisert i prøven er polymeren PP, som trolig stammer fra bitumen i asfaltdekket (vist i blått).



Figur 13: Typer polymerer og tilhørende totale mengder fra vaskevannet i rensbassenget

Feiestøv

Analysering

I vedlegg 6C og 6D fremstilles resultatene fra analysene utført av feiestøvet i Fløyheia tunnel. Det ble sendt inn to prøver av feiestøvet til Eurofins, og gjennomsnittet av resultatene fra analysen vil brukes som grunnlag til videre beregninger. For å beskrive resultatene deles prøvene inn i prøve 1 og prøve 2.

I prøve 1 ble seks forskjellige typer polymere av de 10 det ble testet for identifisert. Total mengde mikroplastpartikler i prøven er 35 mg. Av mengden er andelen gummi med opphav i bildekk lik 26,42 mg. Av polymere som stammer fra slitasje av andre deler av vegbanen inneholdt prøven en større mengde av PE, med en verdi på 4,98 mg. PE er termoplastisk og brukes blant annet i PMB i asfaltdekker, og stammer derfor trolig fra slitasje av asfaltdekket.

I prøve 2 ble syv av de 10 polymere det ble testet for identifisert. For prøven var det også størst mengde av mikroplastpartikler som stammer fra gummi i bildekk, med en mengde på 40,68 mg. Totalt i prøven ble det kvantifisert 66,61 mg polymere.

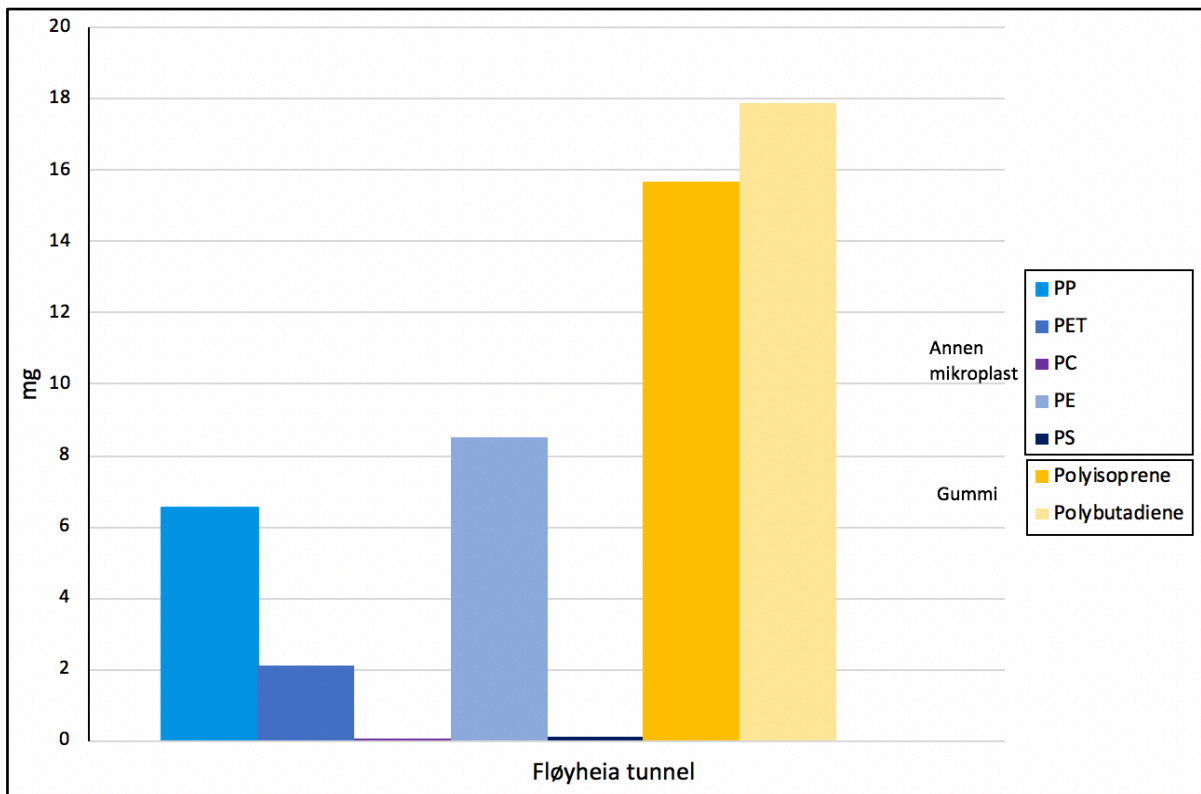
Ved å ta gjennomsnittet av den totale mengden kvantifiserte polymere i prøve 1 og prøve 2, er mengden mikroplastpartikler fra analysen lik 50,81 mg.

Tabell 11: Beregninger av resultater fra analyse av feiestøv i Fløyheia tunnel for å finne total mengde mikroplastpartikler

Feiestøv	Mengde feiestøv	Sum polymere, analysen	Total mengde MP	Akkumuleringstid	Mengde MP pr. døgn	Mengde MP pr. km	Prosentandel MP i feiestøv
	kg	mg	g	døgn	kg/døgn	kg/døgn/km	%
Prøve 1	1630	35					
Prøve 2	1630	66,61					
Snitt av prøvene		50,81	82,82	31	0,00267	0,00494	0,0051

Ved å multiplisere mengden feiestøv med summen av kvantifiserte polymere fra analysen, bestemmes mengden mikroplastpartikler. Figur 14 fremstiller utregninger basert på gjennomsnitt av resultater fra analysen av de to prøvene og mengden feiestøv i Fløyheia tunnel. Total mengde mikroplastpartikler i feiestøvet er dermed lik 82,82 g. Utslippsmengden per døgn med utgangspunkt i 31 dager akkumuleringstid er på 0,00267 kg/døgn. Med utgangspunkt i den totale mengden feiestøv på 1630 kg og vekten av mikroplastpartikler på 82,82 g, er prosentandelen mikroplastpartikler i feiestøvet på 0,0051 prosent.

Gjennomsnittet av de ulike mengdene av hver polymer i de to prøvene av feiestøvet i Fløyheia tunnel er fremstilt i figur 14. Figuren gir en indikasjon på fordelingen av mengden polymere i feiestøvet. Fra snitt av prøvene fremkommer det at 66 prosent av mikroplastpolymere identifisert i prøvene inneholder gummi (vist med gult i figuren). Resterende polymere er typiske plastpartikler som stammer fra bitumen i asfaltdekket.



Figur 14: Typer polymerer og mengder fra analysering av feiestøv i Fløyheia tunnel

Mikroplast i den totale mengden forurensning fra tunnelrensjøring

Fra beregninger gjort av mengden forurensning til rensebassenget og oppsopt støv i tunnelene, kan total mengde forurensning beregnes. Mengden kan brukes for å beregne forurensning per kvadratmeter og andel mikroplastpartikler i støvet. Total forurensning i Torsbuåsen tunnel er lik 2417,1 kg mellom to vasker og i Fløyheia tunnel er den på 1652,9 kg mellom to vasker. Med utgangspunkt i lengden av tunnelene kan forurensning per meter regnes ut med utgangspunkt i formelen gitt nedenfor.

$$Utslipp = \frac{Masse (kg)}{l_{tunnel}} = \left[\frac{kg}{m} \right]$$

Fra ligningen er total mengde forurensning i Torsbuåsen tunnel lik 3,22 kg/m, mens mengden i Fløyheia tunnel er lik 3,1 kg/m. Verdiene for vekt av forurensning i vaskevannet og feiestøvet gir en indikasjon på hvor forurenset tunnelene var før vasking og hvor mye støv og partikler som akkumuleres mellom to vasker. Ved bruk av ligningen kan også mengden mikroplast per meter utregnes. Total mengde mikroplastpartikler i Fløyheia tunnel mellom to vasker er 82,82 g (se tabell 11), noe som innebærer et utslipp per meter lik 0,15 g/m.

4.2.2 Vegkant og grøft

Analysering

Under fremstillingen av resultatene av grøfteprøvene benyttes termene «innerst» og «ytterst». «Innerst» refererer til prøvene som er tatt nærmest vegkanten og «ytterst» til prøvene som er tatt lengst unna vegbanen. Resultatene fra analysen er fremstilt i vedlegg 6E og 6F. Vedlegg 1C viser til tverrprofilen av vegbanen, og brukes ved beregninger av utslippet.

I vegkanten ble det identifisert fire av de totalt 10 mikroplastpolymere det ble testet for, med ulike mengder. Av disse inneholdte prøven flest partikler av polymere som stammer fra gummi i bildekk, med en total mengde på 25,09 mg. Av polymere som stammer fra andre utslippskilder inneholdte prøven en større mengde av PE, med en verdi på 8,08 mg. Den stammer trolig fra slitasje av PMB i asfaltdekket. Total sum kvantifiserte polymere fra analysen er på 33,22 mg.

Innerst i grøften ble det identifisert fem av de 10 mikroplastpolymere det ble testet for, med størst mengde av PE på 3,07 mg. Total sum av kvantifiserte polymere fra analysen er 4,09 mg. Ytterst i grøften var mikroplastpartikler som stammer fra gummi av størst mengde med en verdi på 5,66 mg. PE var også fremtredende med en verdi på 1,99 mg. Summen av kvantifiserte polymere fra prøven ytterst i grøften er lik 8,11 mg. Sum av mikroplastutslipp i grøften som ble identifisert i prøvene er lik 12,2 mg.

Total mengde mikroplastpartikler akkumulert langs vegbanen fra åpningsdato 2. juli 2019 og frem til 11. februar 2020 (224 dager) er på 45,42 mg. De ulike mengdene polymere fra prøvene er fremstilt i figur 15.

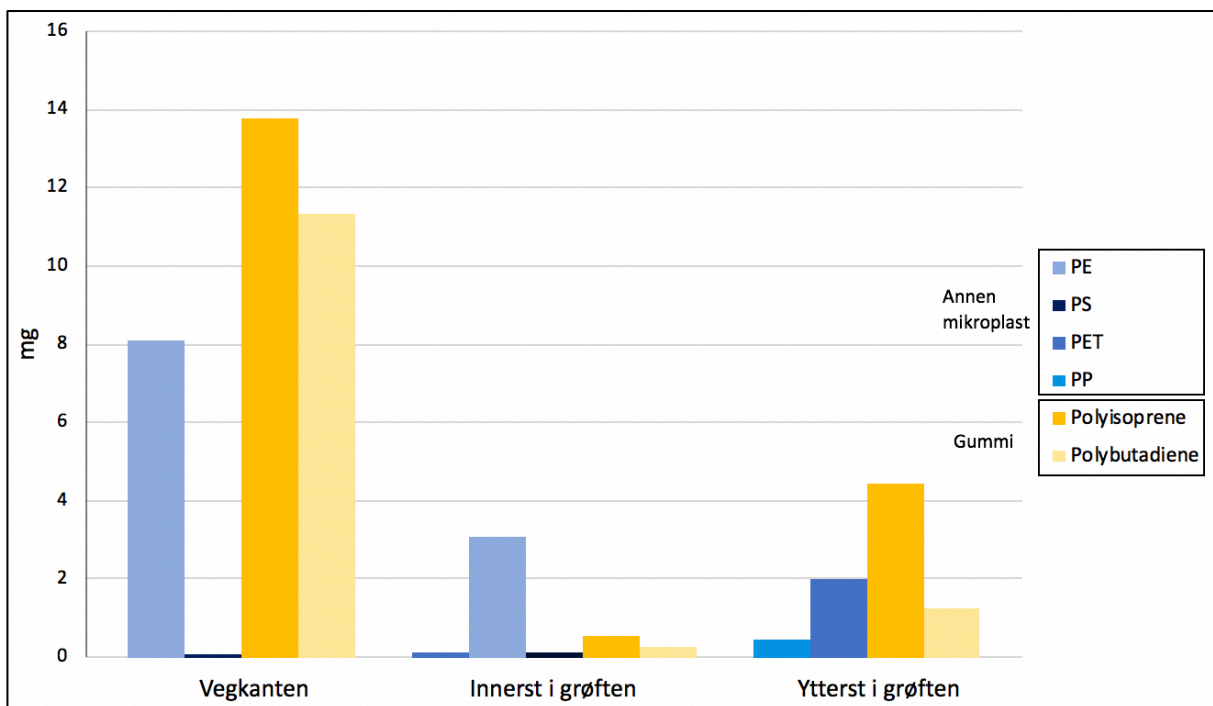
Tabell 12: Beregninger av resultater fra analysen av masser ved vegkanten og grøften for å finne total mengde mikroplastpartikler

	Sum polymere, analysen	Areal prøvetakning	Tverrprofil	Total mengde MP	Akkumuleringstid	Mengde MP pr. døgn
	mg	m ²	m	kg	døgn	kg/døgn/km
Vegkant	33,22	0,5 x 3	0,75	4,98 · 10⁻⁵		2,22 · 10⁻⁷
Grøft		1 x 3				
Innerst	4,09		4,15	1,7 · 10⁻⁵		7,59 · 10⁻⁸
Ytterst	8,11		2,85	2,31 · 10⁻⁵		1,03 · 10⁻⁷
Sum grøft	12,2		7	4,01 · 10 ⁻⁵		1,79 · 10 ⁻⁷
Total sum	45,42		7,75	8,99 · 10⁻⁵	224	4,01 · 10⁻⁷

Tabell 12 fremstiller utregninger for å bestemme den totale mengden mikroplastpartikler langs vegbanen samt mengde mikroplast per kvadratmeter. Akkumuleringstiden fra åpningsdato av vegbanen 2. juli 2019 frem til 11. februar 2020 er som tidligere nevnt 224 dager. Total mengde mikroplastutslipp i perioden langs vegbanen er lik 0,04542 g, hvorav 0,033 g samles i vegkanten mens resterende 0,0122 g akkumuleres i grøften. Utslippet i sideområdet kan beregnes med utgangspunkt i arealet prøvetakning ble utført på samt bredde av vegkanten og grøften ved vegbanen.

Breddene på sidearealet hvor prøvetakning ble foretatt var på henholdsvis 0,75 m og 7 m, som vist i vedlegg 1C. Det antas i beregningen at identifisert utslippsmengde er gjeldende for hele vegkanten og grøften. Det gir et totalt utslipp på $8,99 \cdot 10^{-5}$ kg i vegens sideområde basert på areal av prøvetakning, som per døgn per km er lik $4,01 \cdot 10^{-7}$ kg/døgn/km jf. Tabell 12.

Mengdene av polymere identifisert i de ulike områdene langs vegbanen er fremstilt i figur 15. I massene i vegkanten inneholdte prøven 75,5 prosent gummipartikler, mens prøvene fra grøften bestod av 52,6 prosent gummi. I figur 15 nedenfor, er gummipartikkelkomponentene vist i gult. Resterende polymere stammer hovedsakelig fra bitumen i asfaltdekket, og er vist i blått i figuren.



Figur 15: Typer polymerer og mengder fra analysering av masser i vegkanten og grøften

5. Diskusjon

5.1 Hovedfunn fra estimerer og feltmålinger

I kapittel 4 ble mikroplastutslippet fra vegtrafikk i ulike deler av vegbanen kvantifisert ved bruk av estimerer og målte verdier fra feltmålinger. Resultatene viser at de samlede målte utslippsmengdene er langt mindre enn de estimerte mengdene, med en faktor på omtrent 200 i Fløyheia tunnel. Forskjellene er enda større i de to andre områdene, som vist i figur 16.

Figur 16 fremstiller utslippsmengdene fra estimatene og feltmålingene, hvor mengdene er gitt i kg/døgn/km. Estimatene er fremstilt i grønt for estimat 1 og i grått for estimat 2, mens resultater fra de målte verdiene er fremstilt i blått. Figuren gir en oversikt over forskjellene i mikroplastutslippet ved bruk av de ulike metodene.

For eksempel i Fløyheia tunnel ved bruk av estimat 1, er mikroplastproduksjonen totalt i Fløyheia tunnel lik 1 kg/døgn/km, mens estimat 2 anslår en utslippsmengde på 1,78 kg/døgn/km i samme område. Mengdene ved bruk av ligningene er ulike, og estimat 2 anslår høyest utslipp selv når slitasje av vegoppmerking er ekskludert.

Fra beregninger av resultatene fra analysen er utslippet i vaskevannet i Fløyheia tunnel lik $1,98 \cdot 10^{-8}$ kg/døgn/km, mens det i feiestøvet er et utslipp på 0,00494 kg/døgn/km. Den totale mengden mikroplastutslipp i Fløyheia tunnel er kalkulert til 0,00494 kg/døgn/km. Ved å sammenligne de ulike resultatene fra metodene kommer det tydelig frem at beregnede utslippsmengder varierer stort.

Polymere som ble identifisert i prøvene fra analysen ga ulike resultater. I vaskevannet fra tunnelrengjøringen i Torsbuåsen tunnel var andelen gummi i de identifiserte mikroplastpartiklene kun 2,6 prosent. I Fløyheia tunnel var 100 prosent av mikroplastpartiklene i vaskevannet gummi, mens det i feiestøvet ble observert 66 prosent gummipartikler. Totalt i Fløyheia tunnel ble andelen identifiserte gummipartikler 83 prosent. Mengden gummi i vaskevannet i de to tunnelene varierte stort. Det er usikkerhet om hva som kan være årsaken til ulikheten, men resultatet kan tyde på at noen mikroplastpartikler ikke ble identifisert under analyseringen.

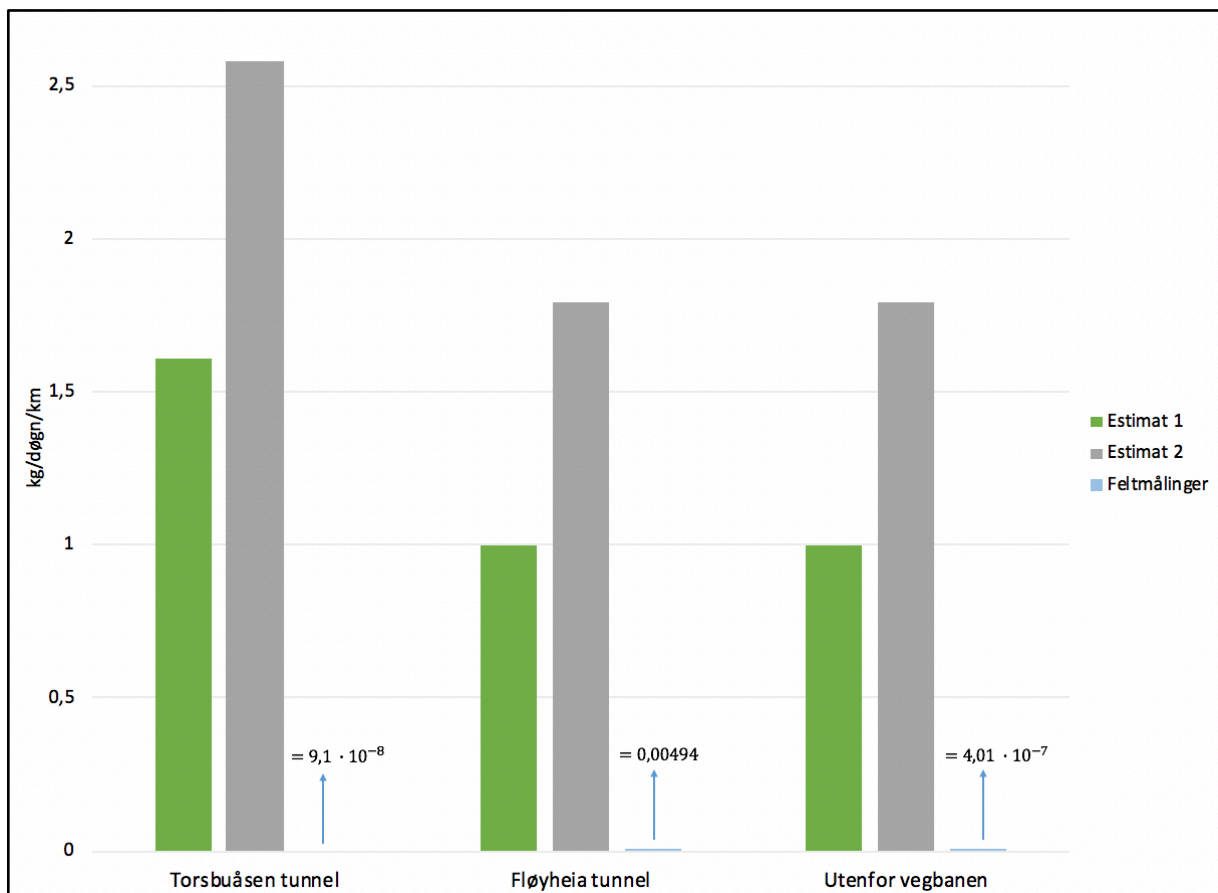
I vegkanten og grøften ved Fløyheia tunnel ble andelen gummi henholdsvis 75,5 prosent og 52,6 prosent. Mengden avtok med en avstand fra vegbanen. Totalt langs vegens sideareal ved Fløyheia tunnel ble prosentandelen gummi lik 64,1 prosent.

Fra mengdene ved bruk av ligning 3.2 bildekkslitasje og ligning 3.3 asfaltslitasje i estimat 2, er andelen gummi i alle lokasjonene 93,2 prosent. Det vil si at ligningene gir uttrykk for en høyere andel gummipartikler enn mengden som ble identifisert fra analysen.

Det kan være flere årsaker til forskjellene mellom estimerte mengder og målte verdier. For eksempel kan overestimering av utslippsmengden ved bruk av ligningene ha forekommet. Dette ved at ligningene var for generelle og benyttede data for overordnede. En annen årsak kan være at den reelle utslippsmengden mikroplast ikke ble fanget opp ved prøvetakning, og at den kvantifiserte mengden fra prøvene er lavere enn det faktiske utslippet fra vegtrafikk på motorvegen. Det er dermed en mulighet for at den reelle, ukjente utslippsmengden fra vegtrafikk ikke har blitt helt identifisert ved metodene, på grunn av disse avvikene.

Ved å betrakte et ukjent, reelt mikroplastutslipp, kan metodene vurderes i forhold til om mengdene er over eller under den ukjente verdien. En slik drøfting er utført i

underpunktene 5.2 Vurdering av estimatene og 5.3 Vurdering av resultatene fra feltmålinger.



Figur 16: Sammenligning av resultater fra estimater og feltmålinger

5.2 Vurdering av estimatene

Det kan være flere årsaker til at estimatene av utslippsmengdene fra ligningene er mye høyere enn de målte mengdene fra analysen. En fremtredende feilkilde ved ligningene er at de ikke tar ikke tas hensyn til om for eksempel vegbanen er kupert eller om det er svinger eller rette strekninger. I både oppover- og nedoverbakker vil slitasjen være større i form av akselerering og bremsing i tillegg til høyere friksjon mellom bildekk og asfalt. Dette gjelder spesielt for tyngre kjøretøy på grunn av deres større vekter. I urbane områder vil slitasjen også være høyere sammenlignet med andre områder, som for eksempel motorvegen i denne oppgaven. Årsaken til fenomenet er blant annet hyppigere bremsing og akselerering samt flere feltskifter og kjøring på vegoppmerking. De sistnevnte forhold er kun reflektert i ligning 3.2.

Den største feilkilden ved bruk av ligning 3.1 i estimat 1 er antakelig at den ikke tar hensyn til type vegbane for en bestemt strekning. Slitemengden vil som nevnt variere med type områder, hvor den på motorveger med rette strekninger vil være lavere enn på veger med mange svinger.

Ligningen tar utgangspunkt i en snittverdi av estimert utslippsmengde av mikroplast fra vegtrafikk på 4875 t og antall kjørte km i Norge i 2019. Utslippsmengden har en anslått

usikkerhet på omtrent 1000 t, av en total mengde på mellom 4400 t og 5350 t. Valg av samlet verdi vil derfor influere på utregningen, og dermed kunne bidra til over- eller underestimering av utslippet.

Ligningen tar heller ikke hensyn til vinterdriftsklasse, piggdekkandel og andel tunge kjøretøy, som alle er faktorer som påvirker slitemengden i varierende grad. Ved videreutvikling av ligningen er dette elementer som trolig vil gjøre estimatet mer presist, og som vil kunne være gjeldende for alle årstider.

Estimat 2 anslår en utslippsmengde som utelukker slitasje av vegoppmerking. Faktoren er ekskludert fordi den antas å være neglisjerbar på grunn av motorvegens rette strekninger - med få hindre som fører til nedbremsing eller akselerering på vegoppmerkingen. Ligning 3.2 krever kunnskap om en utslippsfaktor for bildekkslitasje og ÅDT på en gitt strekning. Verdiene kan være utfordrende å innhente, og derigjennom oppnås det et unøyaktig estimat ved bruk av ligningene.

Utslippsfaktoren som er benyttet i oppgaven er basert på forskning utført av *Netherlands Environmental Assessment Agency* i Nederland. Den inkluderer ikke forskjell i slitasje ved bruk av sommer- eller vinterdekk, da det i Nederland hovedsakelig brukes helårsdekk. Dessuten er bruk av piggdekk forbudt. Feilkilden betraktes likevel som liten, fordi slitasje mellom ulike typer bildekk er minimal. Faktoren som benyttes i Nederland, tar videre hensyn til om det kjøres på motorveg eller annen type vegbane. Selv om ovennevnte faktor var inkludert i estimatet, forekom trolig en overestimering av utslippet.

Ligning 3.3 tar utgangspunkt i en faktor for slitemengde av asfaltdekket og ÅDT for gjeldende strekning. Slitemengden på asfaltdekket som er benyttet i oppgaven er basert på funn ved kjøring med piggdekk, og den er derfor mer presis for sesonger hvor slike dekk benyttes. Det er ikke gjort mye testing ved bruk av piggfrie dekk, fordi slitasjen er lavere sammenlignet med piggdekk. Faktoren for slitemengden er basert på simulering av kjøring på en sirkulær testbane. Banen utsettes da for større mengder slitasje på grunn av høyere friksjon sammenlignet med en reell trafikksituasjon på en vegbane med rette strekninger. En annen usikkerhet ved bruk av ligningen, er at den tar utgangspunkt i en piggdekkandel på 40 prosent. Bruksandelen på E18 Tvedestrand-Arendal er ikke fastlagt ennå siden vegen ble åpnet for mindre enn ett år siden. Piggdekkandelen kan derfor være lavere enn 40 prosent.

Basert på tidligere nevnte feilkilder som type vegbane, kjøring i bakker og i svinger ikke er inkludert i estimatene, er det sannsynlig at den reelle utslippsmengden av mikroplast på denne strekningen er betydelig lavere enn de estimerte utslippsmengdene av mikroplast.

Ved å undersøke feilkildene til estimatene samt utføre tilhørende endringer av ligningene for å gjøre dem mer presise, bør en ny sammenligning gjennomføres i fremtiden for å kontrollere validiteten.

5.3 Vurdering av resultatene fra feltmålinger

I alle prøvelokasjonene langs E18 Tvedestrand-Arendal er det identifisert mindre mengder mikroplast gjennom feltmålingene. Den største mengden mikroplast ble funnet i feiestøvet, og selv der er prosentandelen mikroplast i den totale massen kun på 0,0051 prosent.

At det akkumuleres flest mikroplastpartikler i feiestøvet gir en indikasjon på at de største mikroplastpartiklene konsentrerer seg mer i vegstøvet enn i svevestøvet, og at de forblir i større grad innenfor et område. Utslippet er mer lokalt, og partiklene sprer seg mindre enn antatt.

Mengden forurensning beregnet i tunnelene i vaskevannet og feiestøvet viser store forskjeller. Forurensningen som renner ned i rensebassenget er mye lavere enn det som samles inn av feiebil. Dette viser hvor hensiktsmessig vaskingen er som et supplement i forbindelse med rengjøringen av tunneler. På grunn av oppsoping fraktes mindre forurensning inn til rensebassenget og dermed også en mindre mengde med partikler til resipienten. For de minste partiklene, er det knyttet en usikkerhet til om hvorvidt disse sopes like effektivt opp av feiebil sammenlignet med de større partiklene. Det er også en usikkerhet når det gjelder om de minste partiklene sedimenteres i bassenget.

Prosentandelen mikroplastpartikler akkumulert i den totale forurensningen er lav, med en verdi på 0,0051 prosent i Fløyheia tunnel. Det gir en indikasjon på at mikroplastproduksjonen fra vegtrafikk er lav for strekninger som motorvegen E18 Tvedestrand-Arendal.

Funn av mikroplastpartikler fra vegbanen viser at det i grøften akkumuleres et mindre antall mikroplastpartikler sammenlignet med i vegkanten. Dette kan forklares med at partikler fraktes fra vegbanen gjennom blant annet vannavrenning, lufttransport og sprut fra trafikk til vegkanten, og at de forblir i større grad i området.

Partikler i vegkanten er ofte større og tyngre, og transporteres derfor ikke over en lengre strekning. Vegkanten i prøveområdet inneholdte en større mengde gummipartikler enn i grøften. På den annen side inneholdte grøften høyere verdier av mikroplast fra PMB i asfaltdekket og vegoppmerking enn i vegkanten.

Fra teori om partikler som stammer fra bildekk i kapittel 2.1.1 Bildekk, ble det beskrevet at den største andelen av dekkslitasjepartikler er rundt 75 µm, og vil derfor ikke være luftbårne over lang tid. Resultatene fra analysen av vegens sideareal bekrefter nevnte tilfelle ved at vegkanten inneholder omtrent 22 prosent mer gummipartikler enn prøvene tatt i grøften. Vegens sideterreng, grøfter og sandfang skal bidra til å holde tilbake trafikkforurensning. De målte verdiene bekrefter fenomenet da mengden av mikroplast minsker med lengre avstand fra vegbanen.

Det kan være flere årsaker til at de målte mengdene mikroplast funnet gjennom analysen er lav. Eksempelvis kan de innsamlede prøvene inneholde en utslippsmengde som ikke samsvarer med det faktiske utslippet i området. Ved prøvetakning utført i vegens sideområde, viste resultatene at mengden mikroplast ble reduserte med større avstand fra vegbanen. Valg av metode for prøvetakning vil derfor være sentralt for å kvantifisere en mer presis utslippsmengde, og masser fra hele sidearealet bør inkluderes. Under analyseringen ved bruk av pyrolyse-GC-MS er det en mulighet for at ikke alle mikroplastpartiklene ble identifisert på grunn av nevnte utstyrs grenseverdier.

Andre påvirkninger kan være ytre faktorer som vind som kan transportere mikroplastpartiklene langt bort fra vegbanen alt ettersom partiklenes form, vekt og størrelse. Nevnte mengde mikroplast kan kvantifiseres ved å betrakte målte verdier av mikroplast i vaskevannet ved tunnelene. De målte mengdene mikroplast i vaskevannet ved begge tunnelene var lav, og det er dermed sannsynlig at et tilsvarende lavt antall mikroplastpartikler kan ha blitt fraktet bort fra vegbanen som en følge av vindforhold utenfor tunnelene. Mengden av mikroplast som ble funnet gjennom analysen indikerer at det fine støvet fra slitasjen mellom dekk og asfalt, fester seg til tunnelveggene. Dette støvet inneholder en minimal mengde av mikroplast, og vil tilsvare mengden som finnes i svevestøvet. En slik form for sammenligning kan gjøres fordi det virker usannsynlig at en stor andel av de minste mikroplastpartiklene ikke har festet seg til tunnelveggene, og dermed har de ikke blitt fanget opp gjennom feltmålingene.

Med utgangspunkt i ovennevnte feilkilder, vurderes den reelle utslippsmengden av mikroplast til å være noe høyere enn de målte verdiene som fremkom gjennom analysen.

Oppsummering av diskusjonen ovenfor

Den faktiske utslippsmengden av mikroplast vurderes til å være noe høyere enn de målte verdiene gjennom analysen. Videre ble det synliggjort at mengden er langt lavere enn de estimerte mengdene som fremkommer gjennom de teoretiske estimatene.

Det vurderes som usannsynlig at nesten all mikroplast fra vegtrafikken fraktes bort som en følge av vind. Årsaken til denne vurderingen er at svevestøvet som fester seg på tunnelveggene ville ha inneholdt en større mengde mikroplast enn det som er identifisert gjennom målte verdier av vaskevannet.

Mengden mikroplast i feiestøvet viser at produksjonen av mikroplast i området er liten, og at støvet i all hovedsak inneholder asfaltslitasje. Sistnevnte observasjon er basert på estimat 2 (ligning 3.2 og ligning 3.3) samt de identifiserte polymere fra analysen.

Analysen bekrefter også at det fine støvet fra slitasje som fester seg på tunnelveggene inneholder minimale mengder med mikroplast.

De store forskjellene mellom estimatene, og de målte verdiene fra analysen, kan derfor ikke bare forklares ved at de luftbårne partiklene ikke ble tilstrekkelig fanget opp under prøvetakningen. Av den grunn er det rimelig å anta at det er estimatene som inneholder de største feilkildene.

5.4 Tiltak

Basert på vurderinger gjort ovenfor vil jeg komme med anbefalinger til hvordan mikroplast eventuelt kan tas hensyn til både på basis av estimater og analyser. Ethvert anbefalt tiltak må sees i sammenheng med hvor mye mikroplast som er identifisert i området.

Kostnadene ved å gjennomføre tiltakene kan i noen tilfeller bli høye. De må således vurderes opp mot besparelser forbundet med nytten av å forhindre at mikroplast sprer seg til naturen og i miljøet forøvrig. Tiltakene må med andre ord vurderes i et kost-nytte perspektiv. Vurderingene nedenfor tar utgangspunkt i tiltakene som er beskrevet i kapittel 2.5 Ytre miljøplan.

Med utgangspunkt i diskusjonen av estimatene og resultatene utført tidligere i oppgaven, er den reelle utslippsmengden av mikroplastpartikler fra vegbanen vurdert til å være langt lavere enn det estimerte utslippet, men noe høyere enn de målte verdiene. Generelt sett er utslippsmengdene lave, og tiltak vurderes med utgangspunkt i denne observasjonen.

Et sentralt tiltak for å kontrollere utslippsmengden av mikroplast er gjennom prøvetakning. Risa AS tar prøver regelmessig av vaskevannet ved tunnelene langs E18 Tvedestrand-Arendal for å kvantifisere mengden mikroplast.

Basert på funn i oppgaven kommer det frem at prøvetakning utover bare vaskevannet er viktig. Årsaken til denne vurderingen er at det kun er en liten mengde mikroplastpartikler som renner ned i rensebassenget, hvor store deler av forurensningene og partiklene sedimenteres før vannet når resipienten. Underveis i tunnelrengjøringen soper feiebilen inn den største mengden av støv og forurensning, som igjen minimerer utslippet av forurensning til bassenget.

Fra de målte verdiene er konsentrasjonen av mikroplast høyest i feiestøvet, og det er med bakgrunn i disse målingene tiltak bør vurderes og rettes inn mot.

Basert på nevnte funn gjennom analysen anbefales det at prøver blir tatt av feiestøvet etter en tunnelrengjøring. Jeg vil anbefale at prøven tas fra toppen av massen og via ulike sjikt til bunnen ved bruk av for eksempel et stålrør for å hindre separering av partiklene.

Et annet sentralt område for prøvetakning er utenfor vegbanen i et forhåndsbestemt areal som dekker hele sideområdet. Dette sikrer at det tas hensyn til ulike konsentrasjoner av mikroplast i vegkanten og grøften, da verdiene av mikroplast fra analysen avtok med avstanden fra vegbanen. Ved behov for å finne belastningen mikroplast har på naturen, bør prøvetakning langs vegbanen utføres. Hvis målet er å identifisere en total utslippsmengde av mikroplast, bør prøvetakning under tunnelrengjøring gjennomføres.

I dag utføres det ingen rensing av innsamlede masser som kan minimere mengden av mikroplast før deponering. Det er ingen eksakt kunnskap om mengden mikroplast i området, og det finnes heller ingen eksakt viten om hvorvidt mikroplasten spres videre til miljøet etter deponi. Et tiltak kan derfor være at massene underveis renses og eventuelt deponeres på en forsvarlig måte som hindrer videre spredning til miljøet. Hvis tiltaket er for kostbart å gjennomføre for alle masser, bør stikkprøver tas jevnlig for å kontrollere at mengden mikroplast er mindre enn en forhåndsbestemt grenseverdi før deponi. En mulighet er at prøvene av avfallet som analyseres for å identifisere om det inneholder farlige stoffer, som beskrevet i kapittel 2.3.2 Håndtering av tunnelvaskevann og feiestøv, også analyseres for mikroplast for å kvantifisere mengden i massene.

Fra de målte verdiene er utslippet av mikroplastpartikler i vegens sideareal mindre enn for feiestøvet. Årsaken til dette kan være at de minste mikroplastpartiklene forårsaket av vegtrafikk fraktes bort fra vegbanen med vind alt etter størrelse, form og vekt. I tunneler akkumuleres partiklene mer konsentrert, og forblir i større mengder innenfor et område. Mengden mikroplast per kvadratmeter i grøfter akkumuleres mellom hver grøfterens. En grøfterens utføres ofte med et tidsintervall på fem til 10 år, noe som gir en slags nullmåling etter en slik grøfterensing.

Avhengig av dekktype, tidspunkt på året og type asfalt varierer mengden mikroplast i grøfter. Ved å utføre målinger i vegens sideareal oppnås et resultat av den akkumulerte utslippsmengden av mikroplast fra vegtrafikk.

I dag eksisterer det lite kunnskap om mengden mikroplast i grøfter. Dessuten er det ennå ikke utarbeidet kontrollrutiner eller systemer for å oppdage mengden mikroplast. Av den grunn vil jeg anbefale at en slik veiledere eller rutiner utarbeides og eventuelt blir en naturlig del av en ytre miljøplan.

Et større fokus på slam som deponeres i miljøet ansees som et sentralt tiltak for å kontrollere utslippet som eksponeres i naturen, og for å kunne vurdere andre relevante tiltak som kan iverksettes for utsatte områder.

Med bakgrunn i analysen, og utregninger av utslippsmengder, er det identifisert et lavere mikroplastutslipp langs E18 Tvedestrand-Arendal enn først forventet. Det anbefales derfor at det utføres stikkprøver av hele vegbanens sideareal for å kvantifisere mengden mikroplast i området, og for å samle inn mer kunnskap om hvordan mikroplast opptrer i miljøet. På basis av slike prøver kan det videre vurderes rens tiltak knyttet til vegkanter og grøfter.

6. Konklusjon

I denne studien har mikroplastproduksjonen langs E18 Tvedestrand-Arendal blitt kvantifisert gjennom to ulike estimeringsmetoder. I tillegg har det vært utført feltmålinger av vaskevannet og feiestøvet under tunnelrengjøring samt fra vegkanten og grøften langs vegbanen, som har blitt analysert.

Feltemålingene viser at det generelt er lave utslippsmengder av mikroplast langs motorvegen. Den største utslippsmengden ble funnet i feiestøvet fra Fløyheia tunnel, og selv der er prosentandelen mikroplast i den totale oppsamlede massen kun 0,0051 prosent. Det at det akkumuleres flest mikroplastpartikler i feiestøvet gir en indikasjon på at de største mikroplastpartiklene opptrer mer konsentrert i vegstøvet enn i svevestøvet, og at partiklene forblir i større grad innenfor et avgrenset området hvor de ble dannet.

Fra estimat 1 er den totale utslippsmengden av mikroplast i både Fløyheia tunnel og i vegens sideareal på 1 kg/døgn/km. Estimert 2 viste et utslipp på 1,78 kg/døgn/km i begge områdene.

Verdiene som ble funnet gjennom analyse av feltemålingene indikerte en utslippsmengde på 0,00494 kg/døgn/km i Fløyheia tunnel og $4,01 \cdot 10^{-7}$ kg/døgn/km i sidearealet. Av polymere som ble identifisert gjennom analysen fantes den største mengden av gummipartikler i vegkanten, mens i grøften var det flest polymere som hovedsakelig stammet fra bitumen i asfaltdekket. Mengden av mikroplast avtok med avstanden til vegbanen.

De estimerte utslippsmengdene er langt høyere enn de målte verdiene som fremkom gjennom analysen. Generelt for alle ligningene som er benyttet i denne oppgaven, bør faktorer som type vegbane med bakker og svinger inkluderes, siden både friksjon og derigjennom slitasjen på dekkene og den asfalterte veg øker i slike situasjoner. Fra feltemålingene kan det synes som om at de innsamlede prøvene inneholdte et for lavt antall mikroplastpartikler i forhold til det reelle utslippet. For eksempel kan denne situasjonen ha inntruffet på grunn av ytre faktorer som vind. Det ble vurdert som usannsynlig at nesten all mikroplast fra vegtrafikk ble fraktet bort av vind, på grunn av at svevestøvet som fester seg på tunnelveggene ville ha inneholdt en høyere mengde mikroplast. Ved analysen av vaskevannet fra de to tunnelene, ble mikroplastutslippet i prøven målt til å være lave.

Den reelle utslippsmengden av mikroplast ble derfor vurdert til å være noe høyere enn de målte verdiene gjennom feltemålinger, og langt lavere enn de estimerte mengdene som fremkom gjennom de teoretiske beregningene.

Når det gjelder en plan for prøvetakning vil det være hensiktsmessig at disse utføres av feiestøvet og av massene i vegens sideområder. Hvis det er behov for å finne belastningen mikroplast har på naturen, bør prøvetakning langs vegbanen utføres. Hvis målet er å identifisere en total utslippsmengde, bør prøvetakning under tunnelrengjøring gjennomføres.

Det er også i nevnte områder tiltak anbefales i form av stikkprøver av feiestøvet og av massene fra grøfterens for å kontrollere mengden mikroplast i forurensningen. På denne måten kan massene eventuelt renses for mikroplast dersom mengden er over en fastsatt verdi.

7. Videre arbeid

Gjennom arbeidet med masteroppgaven har flere interessante områder for videre undersøkelser blitt identifisert. Blant disse vil mer kunnskap om konsentrasjonen av mikroplast i feiestøvet stå sentralt. Med utgangspunkt i funn fra analysen av prøvene i de ulike områdene langs vegbanen, inneholder feiestøvet i Fløyheia tunnel flest mikroplastpartikler. Selv om konsentrasjonen var høyest i feiestøvet, var utslippet lavt i forhold til mengden støv som ble samlet inn av feiebilen. Årsaken kan være at noen feilkilder har forekommet under prøvetakning, og det anbefales derfor at en ny prøve gjennomføres for å sikre at støvet som samles inn representerer det reelle mikroplastutslippet.

Av de innsamlede massene som feiebilen legger fra seg, bør det tas prøver fra toppen og ulike sjikt nedover til bunnen av massen. Ved å ta prøvene på denne måten får man et bedre helhetsbilde av massenes innhold, og det vil sikre at partikler av ulike størrelser blir representert ved senere analyser. Gjennom nevnte prosedyre for prøvetakning vil den kunne gi et bedre og mer pålitelige analyseresultat. Derigjennom vil det være mulig å kunne gi råd om ytterligere tiltak for å begrense og forhindre skader som en følge av mikroplast.

Hvis omfattende tiltak vurderes, anbefales det at fagpersoner/forskere med kunnskap om effekter av mikroplast gjennomfører en bedømmelse av konsekvenser ved utslipp til miljøet. Det er behov for kunnskap om hvorvidt konsentrasjonene kan kategoriseres som høye eller lave, og om mikroplastpartiklene er skadelig for naturen og miljøet eller ikke.

Referanser

- Alexandrova, O., Kaloush, K. E. & Allen, J. O., 2007. *Impact of Asphalt Rubber Friction Course Overlays on Tire Wear Emissions and Air Quality Models for Phoenix, Arizona, Airshed*, s.l.: s.n.
- Anger, P. M. et al., 2018. *Raman microspectroscopy as a tool for microplastic particle analysis*, s.l.: TrAC Trends in Analytical Chemistry (volume) 109.
- Beckman, E., 2018. *The world's plastic problem in numbers*. [Internett]
Available at: <https://www.weforum.org/agenda/2018/08/the-world-of-plastics-in-numbers>
- Claessens, M., Van Cauwenberghe, L., Vandegehuchte, M. B. & Janssen, C. R., 2013. *New techniques for the detection of microplastics in sediments and field collected organisms*, s.l.: Marine Pollution Bulletin (volume) 70.
- Crawford, C. B. & Quinn, B., 2017. *Microplastic Pollutants*. s.l.:s.n.
- Dümichen, E. et al., 2017. *Fast identification of microplastics in complex environmental samples by a thermal degradation method*, s.l.: Chemosphere (volume) 174.
- Det kongelige samferdsdepartement, 2017. *Nasjonal transportplan 2018–2029*. [Internett]
Available at:
<https://www.regjeringen.no/contentassets/7c52fd2938ca42209e4286fe86bb28bd/no/pdfs/stm201620170033000dddpdfs.pdf>
[Funnet 03 2020].
- Eerkes-Medrano, D., Thompson, R. C. & Aldridge, D. C., 2015. *Microplastics in freshwater systems: A review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs*, s.l.: Water Research (volume) 75.
- Ellen MacArthur Foundation, 2016. *The New Plastic Economy - Rethinking the Future of Plastic*. [Internett]
Available at:
https://www.ellenmacarthurfoundation.org/assets/downloads/EllenMacArthurFoundationNewPlasticsEconomy_21-1-2016.pdf
[Funnet 02 03 2020].
- GESAMP, 2015. *SOURCES, FATE AND EFFECTS OF MICROPLASTICS IN THE MARINE ENVIRONMENT: A GLOBAL ASSESSMENT*, s.l.: s.n.
- Harr, P. G., 2020. *Pers. medd.* s.l.:E-post.
- Hartmann, N. B. et al., 2019. *Are We Speaking the Same Language? Recommendations for a Definition and Categorization Framework for Plastic Debris*, s.l.: s.n.
- Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R. C. & Thiel, M., 2012. *Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification*, s.l.: Environmental Science & Technology (46).
- Horton, A. A. et al., 2016. *Large microplastic particles in sediments of tributaries of the River Thames, UK - Abundance, sources and methods for effective quantification*, s.l.: Marine Pollution Bulletin (volume) 114.
- Huebner, A. K., 2020. *Pers. medd.* s.l.:E-post.
- Institute of Transport Economics; Norwegian Centre of Transport Research, 2019. *Microplastics in road dust - characteristics, pathways and measures*, s.l.: s.n.
- Ivleva, D. N. P., Wiesheu, A. C. & Niessner, P. D. R., 2017. *Microplastic in Aquatic Ecosystems*, s.l.: Angewandte Chemie International Edition (volume) 56.
- Jensen, I. S., 2019. *Mikroplast ved slitasje av asfaltet veg*. s.l.:NTNU.

Kazour, M. et al., 2019. *Sources of microplastics pollution in the marine environment: Importance of wastewater treatment plant and coastal landfill*, s.l.: Marine Pollution Bulletin (volume) 146.

Klein, J. et al., 2017. *Methods for calculating transport emissions in the Netherlands 2017- Accompanying tables*, s.l.: PBL Netherlands Environmental Assessment Agency.

Klein-Paste, A. & Dalen, R., 2018. The Fundamentals of Plowing, Anti-icing, De-icing and Sanding. I: s.l.: Sustainable Winter Road Operations, pp. 82-100.

Kleppe, B., 2020. *Pers. medd.*. s.l.: Epost.

Kole, P. J., Lohr, A. J., Van Belleghem, F. G. & Ragas, A. M. J., 2017. *Wear and Tear of Tyres: A Stealthy Source of Microplastics in the Environment*, s.l.: International Journal of Environmental Research and Public Health (volume) 14.

Kreider, M. L. et al., 2010. *Physical and chemical characterization of tire-related particles: Comparison of particles generated using different methodologies*, s.l.: Science of The Total Environment (volume) 408.

Li, J., Liu, H. & Chen, P. J., 2017. *Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection*, s.l.: Water Research (volume) 137.

Lovdata, 2020. *Lovdata*. [Internett]
Available at: https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-930/KAPITTEL_12#KAPITTEL_12
[Funnet 26 03 2020].

Mutalib, M. A., Rahman, M. A., Othman, M. & Jaafar, A. I., 2017. *Chapter 9 - Scanning Electron Microscopy (SEM) and Energy-Dispersive X-Ray (EDX) Spectroscopy*, s.l.: Membrane Characterization.

Nye Veier, 2018. *E18 Tvedestrand-Arendal*. [Internett]
Available at: <https://www.fylkesmannen.no/globalassets/fm-agder/dokument-agder/miljo-og-klima/forurensning/horinger/2018-e18-tvedestrand---arendal/e18-tvedestrand-arendal---soknad-om-utslippstillatelse-i-driftsfase.pdf>
[Funnet 01 02 2020].

Quinn, B., Murphy, F. & Ewins, C., 2017. *Validation of density separation for the rapid recovery of microplastics from sediment*, s.l.: Analytical Methods (9).

Roughthvedt, L. K., 2019. *Forekomst av mikroplast fra veimerking i veinære innsjøer*, s.l.: s.n.

SFT, 2009. *Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn (TA-2553/2009)*, s.l.: Miljødirektoratet.

Snilsberg, B., 2008. *Pavement wear and airborne dust pollution in Norway*, s.l.: NTNU.

Snilsberg, B. & Gryteselv, D., 2016A. *Renholdsforsøk 2016*, s.l.: Statens vegvesen rapporter (Nr. 432).

Snilsberg, B. & Gryteselv, D., 2016B. *Renholdsforsøk i tunnel og gate i Trondheim våren 2015*, s.l.: Statens vegvesen rapporter (Nr. 619).

Snl, 2019. *Mikroplast*. [Internett]
Available at: <https://snl.no/mikroplast>
[Funnet 24 02 2020].

SSB, 2020. *SSB*. [Internett]
Available at: <https://www.ssb.no/transport-og-reiseliv/statistikker/klreg>
[Funnet 16 03 2020].

Statens vegvesen, 2016. *Polymermodifisert bitumen - Egenskaper og krav. Nr. 489*, s.l.: s.n.

Statens vegvesen, 2019. *Veileder til ytre miljøplan*, s.l.: s.n.

Statens vegvesen, 2020. *Vegkart*. [Internett]

Available at:

<https://www.vegvesen.no/nvdb/vegkart/v2/#kartlag:geodata/@600000,7225000,3>

[Funnet 18 03 2020].

Sundt, P., Schulz, P. & Syversen, F., 2014. *Sources of microplastics-pollution to the marine environment (Report no: M-321|2015)*, s.l.: Norwegian Environment Agency.

Sundt, P., Syversen, F., Skogesal, O. & Schulze, P. E., 2016. *Primary microplastic-pollution: Measures and reduction potentials in Norway*, s.l.: Miljødirektoratet.

The Scandinavian Tire & Rim Organization, Ukjent. *The Scandinavian Tire & Rim Organization*. [Internett]

Available at: <https://www.stro.no>

[Funnet 02 03 2020].

Vegdirektoratet, 2014. *Standard for drift og vedlikehold av riksveger*, s.l.: Statens vegvesen.

Wagner, S. et al., 2018. *Tire wear particles in the aquatic environment - A review on generation, analysis, occurrence, fate and effects*, s.l.: Water Research (Volume) 139.

Vedlegg

Liste over vedleggene

Vedlegg 1:	Tunnellengder og ÅDT 3 side
Vedlegg 2:	Tilstandsklasser for forurenset grunn 1 side
Vedlegg 3:	Analysemetoder 2 sider
Vedlegg 4:	Skisse av rensebassengene 1 side
Vedlegg 5:	Beskrivelse og utregninger av filtrerte prøver for tunnelene 6 sider
Vedlegg 6:	Resultater fra analysen 7 sider

Vedlegg 1 - Tunnellengder og ÅDT

Vedlegg 1A Tunnellengder langs E18 Tvedestrand-Arendal

Merknad: Gjeldende tunneler i oppgaven er Fløyheia tunnel og Torsbuåsen tunnel. Alle tunnellengdene ble brukt til vekting i estimatene. Tabellen er hentet fra fylkesmannen.no¹.

Tabell 2-2: Vaskevannsmengder per helvask for E18 Tvedestrand- Arendal

Tunnel	Tunnellengde (m) per løp	Forbrukt vannmengde per helvask m ³	Vaskevannsmengde til utslipp per helvask m ³ for begge løp	Gjennomsnittlig utslipp av vaskevann ved utslipp fra rensebasseng over 24 timer l/s
Fløyheia tunnel	540	108	75,6	0,9
Træfjell tunnel	160	32	22,4	0,3
Hesthag tunnel	630	126	88,2	1
Torsbuåsen tunnel	735	147	102,9	1,2

¹ <https://www.fylkesmannen.no/globalassets/fm-agder/dokument-agder/miljo-og-klima/forurensning/horinger/2018-e18-tvedestrand--arendal/e18-tvedestrand-arendal---soknad-om-utslippstillatelse-i-driftsfase.pdf>

Vedlegg 1B ÅDT i tunneler langs E18 Tvedestrand-Arendal

Merknad: ÅDT og andel tunge kjøretøy er hentet fra vegkart.no

Tunnel	ÅDT	Andel tunge kjøretøy (prosent)
Torsbuåsen tunnel	15 000	14
Fløyheia tunnel	9 350	19
Træfjell tunnel	13 000	14
Hesthag tunnel	13 000	14
Total	50 350	

Vedlegg 1C Tverrprofil E18 Tvedestrand-Arendal

Merknad: Tverrprofil for strekningen er hentet fra Arendal kommune².



² <https://www.arendal.kommune.no/f/p1/i259cd96a-e2a7-4374-b2a0-64e24583a01d/trafikksikkerhetsmessig-konsekvensanalyse.pdf>

Vedlegg 2 – Tilstandsklasser for forurenset grunn

Merknad: Tabellen er hentet fra miljødirektoratet.no³.

Tilstandsklasse/ Stoff	1	2	3	4	5
	Meget god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Arsen	< 8	8-20	20-50	50-600	600-1000
Bly	< 60	60 -100	100-300	300-700	700-2500
Kadmium	<1,5	1,5-10	10-15	15-30	30-1000
Kvikksølv	<1	1-2	2-4	4-10	10-1000
Kobber	< 100	100-200	200-1000	1000-8500	8500-25000
Sink	<200	200-500	500-1000	1000-5000	5000-25000
Krom (III)	<50	50-200	200-500	500-2800	2800-25000
Krom (VI)	<2	2-5	5-20	20-80	80-1000
Nikkel	< 60	60- 135	135-200	200-1200	1200-2500
∑PCB ₇	< 0,01	0,01-0,5	0,5-1	1-5	5-50
DDT	<0,04	0,04-4	4-12	12-30	30-50
∑PAH ₁₆	<2	2-8	8-50	50-150	150-2500
Benzo(a)pyren	< 0,1	0,1-0,5	0,5- 5	5 -15	15-100
Alifater C8-C10 ¹⁾	< 10	≤10	10-40	40-50	50-20000
Alifater > C10- C12 ¹⁾	< 50	50- 60	60-130	130-300	300-20000
Alifater > C12- C35	< 100	100-300	300-600	600-2000	2000-20000
DEHP	<2,8	2,8-25	25-40	40-60	60-5000
Dioksiner/furaner	<0.00001	0,00001- 0,00002	0,00002- 0,0001	0,0001- 0,00036	0,00036-0,015
Fenol	<0,1	0,1-4	4-40	40-400	400-25000
Benzen ¹⁾	<0,01	0,01-0,015	0,015-0,04	0,04-0,05	0,05-1000
Trikloretan	<0,1	0,1-0,2	0,2-0,6	0,6-0,8	0,8-1000

1) For flyktige stoffer vil gass som eksponeringsvei gi lave grenseverdier for human helse. Dersom gass i bygg ikke er en relevant eksponeringsvei bør det utføres en stedspesifikk risikovurdering for å beregne stedspesifikke akseptkriterier.

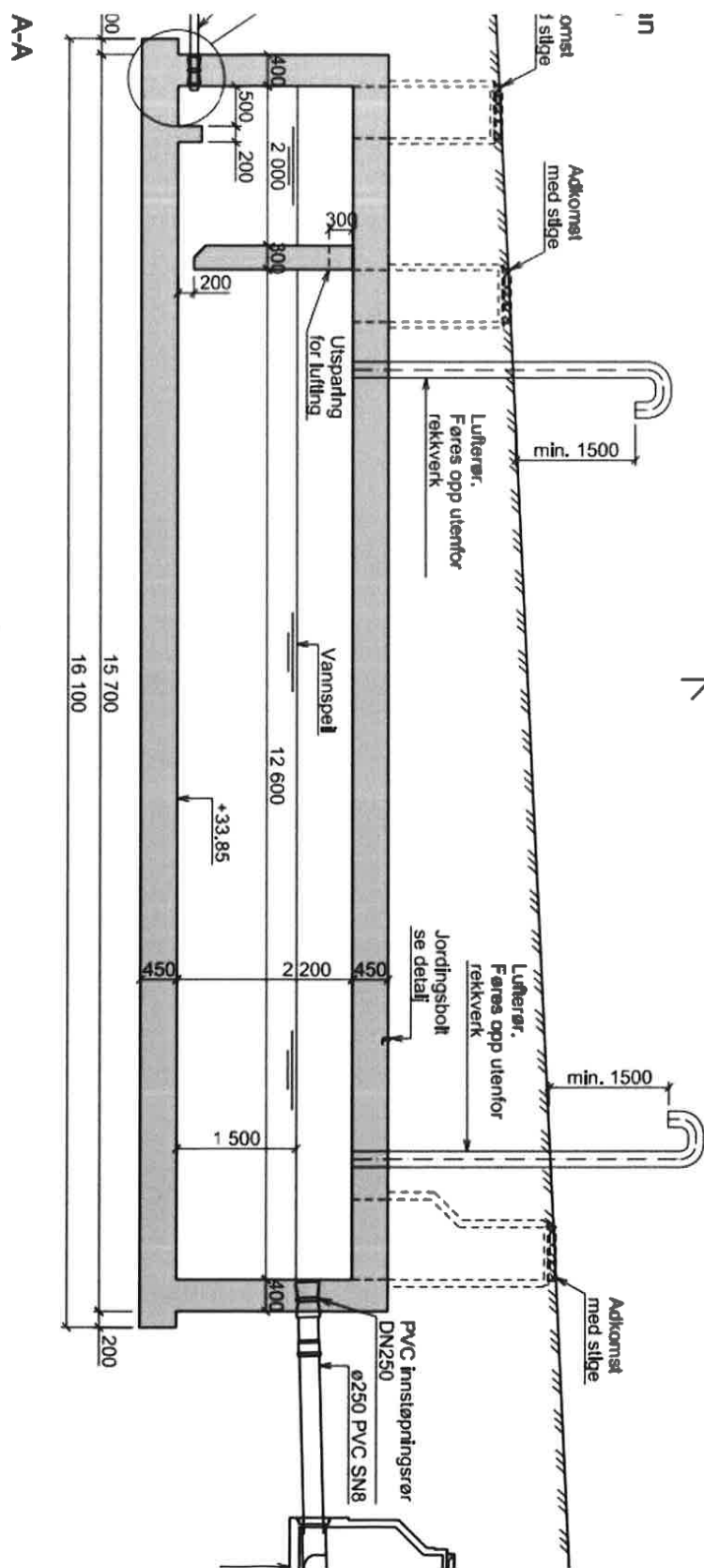
³ <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/klif2/publikasjoner/2553/ta2553.pdf>

Vedlegg 3 – Analysemetoder

Metode		Utførelse/prinsipp	Partikkelstørrelse	Fordeler	Begrensninger
Visuelt	Mikroskopisk telling (Li, et al., 2017)	Ved bruk av mikroskopi identifiseres forbehandlede prøver, slik at partiklene kan telles direkte	Partikler med størrelse ned til mikrometer kan identifiseres av stereomikroskop	-God for prøver med høyt innhold av større MP-partikler. -Kan da raskt identifiseres	-Må brukes sammen med andre identifiseringsmetoder -Krever erfaring dømmekraft -Tidskrevende
Spektroskopisk metode	FT-IR (Crawford & Quinn, 2017)	Prøven utsettes for infrarød stråling	-Partikler > 500µm kan analyseres ved ATR-FT-IR -Partikler ned til 20µm kan analyseres med mikroskopikoblet FT-IR	-ikke-destruktiv teknikk som påvirker prøven -veletablert, rask og pålitelig -Analysetiden forkortes kraftig på grunn av den automatiske FT-IR-avbildningen	-Prøvene må være IR-aktiv -Dyrt utstyr -Krever brukserfaring -Prøven må forbehandles for å eliminere IR-aktivt vann
	Raman Spektroskopi (RS) (Anger, et al., 2018) (Li, et al., 2017)	Samspelet mellom det bestrålt laserlyset med molekylene og atomene i prøven, gir forskjeller i frekvensen av det baksprede lyset sammenlignet med den bestrålende laseren	Kan brukes for partikler > 1µm	-Ikke-destruktiv teknikk som påvirker prøven -Eneste metoden som kan brukes for partikler mellom 1 og 20µm -Høy romlig oppløsning -Lav følsomhet for vann -Enkel, effektiv og pålitelig. Krever minimal prøveforberedelse	-Forstyrrelser av fluorescens fra biologiske, organiske og uorganiske materialer. Dette kan hemme identifisering av MP -Krever rensing før analyse -Tidskrevende
	Skanning elektronmikroskopi med energispredende røntgenspektroskopi (SEM-EDX) (Mutalib, et al., 2017)	-Prøvebildene produseres ved at en elektronstråle treffer prøven, og overfører en del av sin energi til atomene i prøven. Dette produserer sekundære elektroner og røntgenstråle som er unik for hvert element. Man kan da identifisere de ulike elementer i prøven	Analyserer partikler med størrelse ned til mikroskala	-Det høye oppløsningsbildet av prøvene kan produseres ved denne metoden	-Prøvene må plasseres i høyt vakuummiljø under drift
	Induktivt koblet plasma massepektrometri (ICP-MS)				
Kromatografisk metode	Termo-analytiske metoder som Pyrolyse gasskromatografi massespektrometri	-Teknikk som termisk dekomponerer de største molekylene (med høy	-Egnet for partikler > 500µm	-Prøven kan analyseres sammen med organiske plastikktilsetninger	-Kun en partikkel med en viss vekt kan vurderes per test

	(Pyrolyse-GC-MS) (Crawford & Quinn, 2017) og TED-GC-MS (Dümichen, et al., 2017)	molekylvekt) av en prøve. Dette for å samle mindre grupper av molekyler med lav vekt. Frigjorte gassformige forbindelser fanges og overføres. Tilslutt sammenlignes pyrolyseproduktet med en database med vanlige plasttyper -Konsentrasjonsdata		uten bruk av andre tilsetningsstoffer -Sensitiv og troverdig metode -Eksisterer data om noen polymerer	-Eksisterende data er kun for polymerer som PE og polypropylena
	Væskekromatografi (LC-MS) (Li, et al., 2017)	Prøven løses opp av oppløsningsmiddel og måles ved størrelses ekstraksjonskromatografi. Kvantifisering baseres på HPLC-analyse	-Tilstrekkelig prøvestørrelse på flere milligram nødvendig for at den kjemiske ekstraksjonen kan utføres	-Høy utvinning av utvalgte polymerer	-Manglende evne til å bestemme de fysiske egenskapene. Eksempelvis informasjon om størrelse -Begrensning på polymerstørrelse og bruksområder -Kun en liten mengde av prøven kan vurderes per kjøring -Kun noen typer polymerer (PS, PET) kan analyseres ved bruk av metoden
Andre metoder	Merking (Li, et al., 2017)	Fargestoff absorberes på overflaten av MP. Dette gjør dem <i>fluorescent</i> når de bestråles med blått lys	MP prøvestørrelse ned til mikroskala kan visualiseres og telles	-Enkel -Tillater rask fremvisning (screening) med lave kostnader -Partiklene kan telles og visualiseres	-Uønskede partikler som organisk rusk kan fanges av fargestoffet. Dette fører til overestimering av MP

Vedlegg 4 – Skisse av rensebassengene



25 mm Ø PNI rulleravn

Vedlegg 5 – Filtrering av prøver fra vaskevann og snø

Vedlegg 5A – Torsbuåsen tunnel

Merknad: Prøvene ble tørket mellom 10 og 15 minutter i eksikatoren.

Informasjon fra prøvetakning, dag 1:

Prøve nr.	Klokkeslett	Vær og temp	Kommentarer
1,2,3	00:09	Snø, 0- (-1) grader celcius	Før vasking startet
4,5,6	00:17	Snø, 0- (-1) grader celcius	Vasking lys
7,8,9	00:33	Snø, 0- (-1) grader celcius	Vasking høyre vegg
10,11,12	00:46	Snø, 0- (-1) grader celcius	Vasking tak (Vannfylling i kjøretøy etter denne runden)
13,14,15	01:42	Snø, 0- (-1) grader celcius	Vasking venstre vegg
16,17,18	01:52	Snø, 0- (-1) grader celcius	Vasking veggbane
19,20,21	22:05	Oppløst, -4 grader celcius	Dagen etter vasken

Verdier og resultater fra filtrering:

Prøve nr.	Dato	Vekt tørt filter (1t) før	Vekt flaske med vann	Vekt tomt beger	Vekt fylt beger	Vekt tørt filter m/ masse etter	Differanse filtre, V_{diff}	Masseprosent, M%
		g	g	g	g	g	g	%
DAG 1		$V_{f,f}$	$V_{f,v}$	$V_{b,t}$	$V_{b,f}$	$V_{f,e}$	$V_{diff} = V_{f,e} - V_{f,f}$	$M\% = \frac{V_{diff}}{V_{b,f}} \cdot 100$
1,1	17.02	1,7540	546,09	240,20	116,67	1,7762	0,0222	
1,2	17.02	1,7490	429,40	237,90	97,35	1,7639	0,0149	
Middelverdi prøve 1					107,01		0,01855	0,0173
2,1	17.02	1,7707	543,55	241,11	102,35	1,7866	0,0159	
2,2	17.02	1,6820	441,18	238,93	98,88	1,6845	0,0025	
Middelverdi prøve 2					100,615		0,0092	0,0091
3,1	17.02	1,7684	549,20	240,78	103,35	1,7893	0,0209	
3,2	17.02	1,8033	445,85	238,44	97,40	1,8243	0,021	
Middelverdi prøve 3					100,375		0,021	0,0209
4,1	17.02	1,7359	541,18	241,27	108,80	1,7555	0,0196	
4,2	17.02	1,7738	432,32	238,65	107,24	1,7977	0,0239	
Middelverdi prøve 4					108,02		0,0218	0,0201
5,1	17.02	1,6637	550,29	240,79	101,66	1,6840	0,0203	
5,2	17.02	1,7395	448,5	238,60	103,80	1,7560	0,0165	
Middelverdi prøve 5					102,73		0,0184	0,0179
6,1	17.02	1,7217	550,68	241,20	103,35	1,7405	0,0188	

6,2	17.02	1,6792	438,88	238,84	111,80	1,6944	0,0152	
Middel-verdi prøve 6					107,575		0,0170	0,0158
7,1	17.02	1,6989	551,97	238,14	97,90	1,7278	0,0289	
7,2	17.02	1,6944	452,95	240,45	98,53	1,7143	0,0199	
Middel-verdi prøve 7					98,215		0,0244	0,0248
8,1	17.02	1,8149	551,24	238,89	107,61	1,8344	0,0195	
8,2	17.02	1,7222	442,86	241,20	102,70	1,7290	0,0068	
Middel-verdi prøve 8					105,155		0,0132	0,0125
9,1	17.02	1,8014	538,79	237,87	117,00	1,8336	0,0322	
9,2	17.02	1,7424	421,78	240,20	100,71	1,7710	0,0286	
Middel-verdi prøve 9					108,855		0,0304	0,0279
10,1	17.02	1,7162	544,78	278,57	105,19	1,7581	0,0419	
10,2	17.02	1,7115	439,59	267,67	100,94	1,7547	0,0432	
Middel-verdi prøve 10					103,065		0,0426	0,0413
11,1	17.02	1,8103	546,18	238,33	95,67	1,8532	0,0429	
11,2	17.02	1,7733	450,52	269,9	113,02	1,8219	0,0486	
Middel-verdi prøve 11					104,345		0,0458	0,0438
12,1	17.02	1,8058	545,00	240,67	107,29	1,8421	0,0363	
12,2	17.02	1,7897	437,83	279,84	106,10	1,8393	0,0496	
Middel-verdi prøve 12					106,695		0,0430	0,0403
13,1	17.02	1,7108	543,89	240,69	112,83	1,7514	0,0406	
13,2	17.02	1,7292	431,02	238,19	98,29	1,7630	0,0338	
Middel-verdi prøve 13					105,56		0,0372	0,0352
14,1	17.02	1,7275	533,25	269,13	110,22	1,7640	0,0365	
14,2	17.02	1,7955	422,96	279,89	94,34	1,8285	0,0330	
Middel-verdi prøve 14					102,28		0,0348	0,0340
15,1	17.02	1,8104	541,82	240,65	102,95	1,8488	0,0384	
15,2	17.02	1,7746	438,85	238,18	106,79	1,8070	0,0324	
Middel-verdi prøve 15					104,87		0,0354	0,0338
16,1	17.02	1,7846	549,43	268,94	126,68	1,8792	0,0946	
16,2	17.02	1,6929	422,73	279,33	91,61	1,7558	0,0629	
Middel-verdi prøve 16					109,145		0,0788	0,0722
17,1	17.02	1,7297	549,87	241,08	98,03	1,8045	0,0748	
17,2	17.02	1,7080	451,81	239,03	113,99	1,7919	0,0839	
Middel-verdi prøve 17					106,01		0,0794	0,0749
18,1	17.02	1,8386	544,76	189,39	107,41	1,9248	0,0862	
18,2	17.02	1,7770	437,31	279,92	96,94	1,8508	0,0738	

Middel-verdi prøve 18					102,175		0,0800	0,0783
19,1	18.02	1,7559	539,72	237,89	124,54	1,7778	0,0219	
19,2	18.02	1,7091	415,15	240,20	110,93	1,7268	0,0177	
Middel-verdi prøve 19					117,735		0,0198	0,0168
20,1	18.02	1,6956	543,94	188,57	93,37	1,7104	0,0148	
20,2	18.02	1,7866	450,54	278,67	90,95	1,8016	0,0150	
Middel-verdi prøve 20					92,16		0,0149	0,0162
21,1	18.02	1,8013	545,25	238,57	103,63	1,8175	0,0162	
21,2	18.02	1,7832	441,61	241,31	100,92	1,7918	0,0086	
Middel-verdi prøve 21					102,275		0,0124	0,0121
SNITT-VERDI								0,0317
Snø1	19.02	1,7083	469,95	241,40	105,98	2,0340	0,3257	0,3073
Snø2	19.02	1,7776	430,78	239,07	107,48	2,2114	0,4338	0,4036
Snø3	19.02	1,7304	452,33	189,32	99,99	2,0456	0,3152	0,3152

Vedlegg 5B – Fløyheia tunnel

Merknad: Prøvene ble tørket mellom 10 og 15 minutter i eksikatoren. Verdier markert i rødt indikerer en ukjent feil i beregning av masseprosent.

Informasjon fra prøvetakning, dag 2:

Prøve nr.	Klokkeslett	Vær og temp	Kommentarer
1,2,3	22:41	Opplett, -2 grader celcius	Før vasking startet
4,5,6	23:27	Opplett, -2 grader celcius	Vasking lys
7,8,9	00:07	Opplett, -2 grader celcius	Vasking høyre vegg
10,11,12	00:30	Opplett, -2 grader celcius	Vasking tak *Vannfylling i kjt. etter denne runden
13,14,15	01:01	Opplett, -2 grader celcius	Vasking venstre vegg
16,17,18	01:18	Opplett, -2 grader celcius	Vasking vegbane
19,20,21	01:36	Opplett, -2 grader celcius	Vasking vegbane
22,23,24		Opplett	Dagen etter vasken

Verdier og resultater fra filtrering:

Prøve nr.	Dato	Vekt tørt filter (1t) før (g)	Vekt flaske med vann (g)	Vekt tomt beger (g)	Vekt fylt beger (g)	Vekt tørt filter m/masse etter (g)	Differanse målinger filter, V_{diff} (g)	Masseprosent, M%
		g	g	g	g	g	g	%
DAG 2		$V_{f,f}$	$V_{f,v}$	$V_{b,t}$	$V_{b,f}$	$V_{f,e}$	$V_{diff} = V_{f,e} - V_{f,f}$	$M\% = \frac{V_{diff}}{V_{b,f}} * 100$
1,1	18.02	1,8176	543,69	238,10	101,71	1,8179	0,0003	
1,2	18.02	1,7394	441,96	240,36	99,16	1,7490	0,0096	
Middelverdi prøve 1					100,435		0,0050	0,0049
2,1	18.02	1,7271	550,21	188,89	90,95	1,7261	-0,001	
2,2	18.02	1,7941	459,25	279,10	92,32	1,7933	-0,0008	
Middelverdi prøve 2					91,635		-0,0009	-0,0010
3,1	18.02	1,7335	545,91	238,64	123,12	1,7429	0,0094	
3,2	18.02	1,7868	422,77	241,11	98,80	1,7930	0,0062	
Middelverdi prøve 3					110,96		0,0078	0,0070
4,1	18.02	1,7436	548,07	190,67	97,60	1,7596	0,0160	
4,2	18.02	1,8367	450,44	281,41	93,07	1,8549	0,0182	
Middelverdi prøve 4					95,335		0,0171	0,0180
5,1	18.02	1,8021	550,01	238,20	112,46	1,8302	0,0281	
5,2	18.02	1,7433	437,55	240,78	97,83	1,7691	0,0258	
Middelverdi prøve 5					105,145		0,0270	0,0256

6,1	18.02	1,7445	548,15	189,59	100,73	1,7610	0,0165	
6,2	18.02	1,7919	447,39	280,24	96,55	1,7991	0,0072	
Middel-verdi prøve 6					98,64		0,0119	0,0120
7,1*	18.02	1,7729	541,60	239,05	111,71	1,7617	-0,0112	
7,2*	18.02	1,7820	429,87	241,11	96,76	1,7574	-0,0246	
Middel-verdi prøve 7					104,235		-0,0179	-0,0172
8,1*	18.02	1,7017	536,68	238,86	105,05	1,7862	0,0845	
8,2*	18.02	1,7027	431,59	241,40	93,89	1,7823	0,0796	
Middel-verdi prøve 8					99,47		0,0821	0,0825
9,1*	18.02	1,7469	549,88	189,69	95,05	1,8226	0,0757	
9,2*	18.02	1,7426	454,81	280,07	101,42	1,8281	0,0855	
Middel-verdi prøve 9					98,235		0,0806	0,0820
10,1	18.02	1,7747	552,18	191,25	111,52	1,8014	0,0267	
10,2	18.02	1,8083	440,63	282,22	107,73	1,8295	0,0212	
Middel-verdi prøve 10					109,625		0,0240	0,0218
11,1	18.02	1,7682	531,28	240,10	123,07	1,8018	0,0336	
11,2	18.02	1,7032	408,21	241,81	94,78	1,7279	0,0247	
Middel-verdi prøve 11					108,925		0,0292	0,0268
12,1	18.02	1,6882	543,97	190,20	107,83	1,7140	0,0258	
12,2	18.02	1,7685	436,15	281,34	98,75	1,7902	0,0217	
Middel-verdi prøve 12					103,29		0,0238	0,0230
13,1	18.02	1,7242	537,55	238,87	92,70	1,7672	0,0430	
13,2	18.02	1,7463	444,81	241,45	107,56	1,7945	0,0482	
Middel-verdi prøve 13					100,13		0,0456	0,0455
14,1	18.02	1,7507	546,85	191,17	102,33	1,7999	0,0492	
14,2	18.02	1,7345	444,53	281,32	98,03	1,7791	0,0446	
Middel-verdi prøve 14					100,18		0,0469	0,0468
15,1	18.02	1,7158	548,41	238,79	97,86	1,7711	0,0553	
15,2	18.02	1,7064	450,55	241,57	102,18	1,7610	0,0546	
Middel-verdi prøve 15					100,02		0,0550	0,0549
16,1	18.02	1,7008	547,90	190,27	99,34	1,7500	0,0492	
16,2	18.02	1,7983	448,57	280,33	103,69	1,8434	0,0451	
Middel-verdi prøve 16					101,515		0,0472	0,0454
17,1	19.02	1,8532	541,74	240,18	109,47	1,9136	0,0604	
17,2	19.02	1,7348	432,27	237,87	90,85	1,7805	0,0457	
Middel-verdi prøve 17					100,16		0,0531	0,0530
18,1	19.02	1,7158	546,59	188,55	96,61	1,7665	0,0507	
18,2	19.02	1,7123	449,99	278,66	95,61	1,7582	0,0459	

Middel-verdi prøve 18					96,11		0,0483	0,0503
19,1	19.02	1,7877	552,52	241,22	102,46	1,9054	0,1177	
19,2	19.02	1,7572	450,00	238,98	93,34	1,8625	0,1113	
Middel-verdi prøve 19					97,9		0,1145	0,1170
20,1	19.02	1,7507	540,62	189,78	103,24	1,8672	0,1165	
20,2	19.02	1,7040	437,37	280,23	96,14	1,8005	0,0965	
Middel-verdi prøve 20					99,69		0,1065	0,1068
21,1	19.02	1,7505	551,70	240,71	107,21	1,8660	0,1155	
21,2	19.02	1,7349	444,46	238,14	101,24	1,8421	0,1072	
Middel-verdi prøve 21					104,225		0,1114	0,1068
22,1	19.02	1,7464	543,70	241,08	111,35	1,7670	0,0206	
22,2	19.02	1,7245	432,30	238,12	103,19	1,7382	0,0137	
Middel-verdi prøve 22					107,27		0,0172	0,0160
23,1	19.02	1,7236	531,69	188,63	104,00	1,7356	0,0120	
23,2	19.02	1,7589	427,68	278,80	110,80	1,7757	0,0168	
Middel-verdi prøve 23					107,4		0,0144	0,0134
24,1	19.02	1,6319	548,59	240,97	92,16	1,6439	0,0120	
24,2	19.02	1,6574	456,40	238,36	95,70	1,6706	0,0132	
Middel-verdi prøve 24					93,93		0,0126	0,0134
SNITT-VERDI								0,0398
Snø1	19.02	1,7310	355,29	279,38	115,55	2,4036	0,6726	0,5821
Snø2	19.02	1,8095	335,49	242,39	105,86	2,2118	0,4023	0,3800
Snø3	19.02	1,7045	333,62	239,10	110,23	1,9921	0,2876	0,2609
Snø-grøft 1	19.02	1,7554	544,96	238,15	125,53	1,9099	0,1545	
Snø-grøft 1,2	19.02	1,7248	419,41	242,63	97,40	1,8624	0,1376	
Middel-verdi prøve 1					111,465		0,1461	0,1310
Snø-grøft2	19.02	1,7693	541,96	240,69	115,75	1,8939	0,1246	
Snø-grøft 2,2	19.02	1,7410	426,20	239,63	101,76	1,8686	0,1276	
Middel-verdi prøve 1					108,755		0,1261	0,1159
Snø-grøft3	19.02	1,7189	545,42	189,35	106,66	1,8300	0,1111	
Snø-grøft 3,2	19.02	1,6951	438,81	189,18	87,37	1,8106	0,1155	
Middel-verdi prøve 3					97,015		0,1133	0,1168

Vedlegg 6 – Resultater fra analyse

Vedlegg 6A – Vaskevann, Torsbuåsen tunnel



Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Universitet - NTNU
NTNU
7491 TRONDHEIM
Attn: Alex Kelin-Paste

Eurofins Environment Testing Norway
AS (Bergen)
F. reg. NO9 651 416 18
Sandviksveien 110
5035 Bergen

Tlf: +47 94 50 42 42
bergen@eurofins.no

AR-20-MX-004619-01

EUNOBE-00039542

Prøvemottak: 31.03.2020
Temperatur:
Analyseperiode: 31.03.2020-04.05.2020
Referanse: NTNU,inst for bygg og
miljøteknikk MP analyser

ANALYSERAPPORT

Prevenr.:	441-2020-0331-277	Prøvetakingsdato:	30.03.2020		
Prøvetype:	Urent vann	Prøvetaker:	Oppdragsgiver		
Prøvemerkning:	Blandprøve 1 prøve 1 a,b,c,d	Analysestartdato:	31.03.2020		
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ	MU	Metode
* Mikroplast i avløpsvann >27µm (8 polymere)					
* Polyetylen (PE)	<3	µg/l	3		Py-GC-MS
* Polypropylene (PP)	48.0	µg/l	1		Py-GC-MS
* Polystyren (PS)	<1	µg/l	1		Py-GC-MS
* Polyvinylklorid (PVC)	<1	µg/l	1		Py-GC-MS
* Polyetylenetereftalat (PET)	<1	µg/l	1		Py-GC-MS
* Polyamid 6 (PA6)	<1	µg/l	1		Py-GC-MS
* Polymetymetakrylat (PMMA)	<1	µg/l	1		Py-GC-MS
* Polykarbonat (PC)	<1	µg/l	1		Py-GC-MS
* Sum kvantifiserte polymere	48.0	µg/l	10		Py-GC-MS
* Gummipartikkel-komponenter >27µm					
* Polyisoprene	1.26	µg/l	1		Py-GC-MS
* Polybutadiene	<1	µg/l	1		Py-GC-MS
* Innhold av gummi	Signal for polyisoprene				Py-GC-MS
* Volum filtrert/analysert for mikroplast					
* Volum	1020	ml			Volumetri

Kopi til:

María Therese Bergen ()

Bergen 04.05.2020


Joakim Skovly
BU Manager Water

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Målesikkerhet
<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1,<50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Målesikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Målesikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området.
For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om målesikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.

Vedlegg 6B – Vaskevann, Fløyheia tunnel



Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Universitet - NTNU
NTNU
7491 TRONDHEIM
Attn: Alex Kelin-Paste

Eurofins Environment Testing Norway
AS (Bergen)
F. reg. NO9 651 416 18
Sandviksveien 110
5035 Bergen

Tlf: +47 94 50 42 42
bergen@eurofins.no

AR-20-MX-004618-01

EUNOBE-00039542

Prøvemottak: 31.03.2020
Temperatur: 31.03.2020-04.05.2020
Analyseperiode: 31.03.2020

Referanse: NTNU, inst for bygg og miljøteknikk MP analyser


ANALYSERAPPORT

Prøvenr.:	441-2020-0331-278	Prøvetakingsdato:	30.03.2020		
Prøvetype:	Urent vann	Prøvetaker:	Oppdragsgiver		
Prøvemerking:	Blandprøve 2	Analysedato:	31.03.2020		
	Prøve 2a,b,c,d				
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ	MU	Metode
* Mikroplast i avløpsvann >27µm (8 polymere)					
* Polyetylen (PE)	<3	µg/l	3		Py-GC-MS
* Polypropylene (PP)	<1	µg/l	1		Py-GC-MS
* Polystyren (PS)	<1	µg/l	1		Py-GC-MS
* Polyvinylklorid (PVC)	<1	µg/l	1		Py-GC-MS
* Polyetylenetereftalat (PET)	<1	µg/l	1		Py-GC-MS
* Polyamid 6 (PA6)	<1	µg/l	1		Py-GC-MS
* Polymetylmelakrylat (PMMA)	<1	µg/l	1		Py-GC-MS
* Polykarbonat (PC)	<1	µg/l	1		Py-GC-MS
* Sum kvantifiserte polymere	<10	µg/l	10		Py-GC-MS
* Gummipartikkel-komponenter >27µm					
* Polyisoprene	3.12	µg/l	1		Py-GC-MS
* Polybutadiene	2.65	µg/l	1		Py-GC-MS
* Innhold av gummi	Signaler for polyisoprene og polybutadiene				Py-GC-MS
* Volum filtrert/analysert for mikroplast					
* Volum	1020	ml			Volumetri

Kopi til:

Maria Therese Bergan ()

Bergen 04.05.2020


Joakim Skovly
BU Manager Water

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet
<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/ -området.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.

Vedlegg 6C – Feiestøv, Fløyheia tunnel



Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Universitet - NTNU
NTNU
7491 TRONDHEIM
Attn: Alex Klein-Paste

Eurofins Environment Testing Norway
AS (Bergen)

F. reg. NO9 651 416 18
Sandviksveien 110
5035 Bergen

Tlf: +47 94 50 42 42
bergen@eurofins.no

AR-20-MX-006237-01

EUNOBE-00039542

Prøvemottak: 31.03.2020
Temperatur:
Analyseperiode: 31.03.2020-27.05.2020

Referanse: NTNU, inst for bygg og
miljøteknikk MP analyser


ANALYSERAPPORT

Prøvenr.: 441-2020-0331-279	Prøvetaksdato: 30.03.2020				
Prøvetype: Andre faste matriser Feiestøv	Prøvetaker: Oppdragsgiver				
Prøvemerkning: E11 Dag2	Analysestartdato: 31.03.2020				
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ	MU	Metode
* Gummipartikkel-komponenter >27µm					
* Polyisoprene	21.14	mg	0.1		Py-GC-MS
* Polybutadiene	19.54	mg	0.1		Py-GC-MS
* Innhold av gummi	polybutadien				Py-GC-MS
* Mikroplast 27µm-5000µm (8 polymere)					
* Polyetylen (PE)	12	mg	0.1		Py-GC-MS
* Polypropylene (PP)	12	mg	0.1		Py-GC-MS
* Polystyren (PS)	0	mg	0.1		Py-GC-MS
* Polyvinylklorid (PVC)	<0.100	mg	0.1		Py-GC-MS
* Polyetylentereftalat (PET)	2	mg	0.1		Py-GC-MS
* Polyamid 6 (PA6)	<0.100	mg	0.1		Py-GC-MS
* Polymetylmetakrylat (PMMA)	<0.100	mg	0.1		Py-GC-MS
* Polykarbonat (PC)	<0.100	mg	0.1		Py-GC-MS
* Sum kvantifiserte polymere	26	mg	0.1		Py-GC-MS

Kopi til:

Maria Therese Bergan ()

Bergen 27.05.2020


Joakim Skovly
BU Manager Water

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet
<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området.
For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.
Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).
Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.

Vedlegg 6D – Feiestøv, Fløyheia tunnel



Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Universitet - NTNU
NTNU
7491 TRONDHEIM
Attn: Alex Klein-Paste

Eurofins Environment Testing Norway
AS (Bergen)
F. reg. NO9 651 416 18
Sandviksveien 110
5035 Bergen

Tlf: +47 94 50 42 42
bergen@eurofins.no

AR-20-MX-006239-01

EUNOBE-00039542

Prøvemottak: 31.03.2020
Temperatur:
Analyseperiode: 31.03.2020-27.05.2020

Referanse: NTNU, inst for bygg og
miljøteknikk MP analyser

ANALYSERAPPORT

Prøvenr.: 441-2020-0331-280	Prøvetakingsdato: 30.03.2020				
Prøvetype: Andre faste matriser Feiestøv	Prøvetaker: Oppdragsgiver				
Prøvemerkning: E12 Dag2	Analysedato: 31.03.2020				
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ	MU	Metode
* Gummipartikkel-komponenter >27µm					
* Polyisoprene	10.23	mg	0.1		Py-GC-MS
* Polybutadiene	16.21	mg	0.1		Py-GC-MS
* Innhold av gummi	polybutadien				Py-GC-MS
* Mikroplast 27µm-5000µm (8 polymere)					
* Polyetylen (PE)	5	mg	0.1		Py-GC-MS
* Polypropylene (PP)	1	mg	0.1		Py-GC-MS
* Polystyren (PS)	0	mg	0.1		Py-GC-MS
* Polyvinylklorid (PVC)	<0.100	mg	0.1		Py-GC-MS
* Polyetylenetereftalat (PET)	2	mg	0.1		Py-GC-MS
* Polyamid 6 (PA6)	<0.100	mg	0.1		Py-GC-MS
* Polymetylmetakrylat (PMMA)	<0.100	mg	0.1		Py-GC-MS
* Polykarbonat (PC)	<0.100	mg	0.1		Py-GC-MS
* Sum kvantifiserte polymere	9	mg	0.1		Py-GC-MS

Kopi til:

Maria Therese Bergan ()

Bergen 27.05.2020

Joakim Skovly
BU Manager Water

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet
<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1,<50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området.
For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.
Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).
Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.

Vedlegg 6E – Masser vegkant, Fløyheia

Merknad: Ved rekkverket



Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Universitet - NTNU
NTNU
7491 TRONDHEIM
Attn: Alex Klein-Paste

Eurofins Environment Testing Norway
AS (Bergen)
F. reg. NO9 651 416 18
Sandviksveien 110
5035 Bergen

Tlf: +47 94 50 42 42
bergen@eurofins.no

AR-20-MX-006236-01

EUNOBE-00039871

Prøvemottak: 22.04.2020
Temperatur:
Analyseperiode: 22.04.2020-27.05.2020
Referanse: Skal faktureres RISA AS

ANALYSERAPPORT

Prøvenr.: 441-2020-0422-048	Prøvetaksdato: 15.04.2020				
Prøvetype: Andre faste matriser Sediment	Prøvetaker: Oppdragsgiver				
Prøvemerkning: Prøve nr 13	Analysestartdato: 22.04.2020				
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ	MU	Metode
* Gummi partikkel-komponenter >27µm					
* Polyisoprene	13.77	mg	0.1		Py-GC-MS
* Polybutadiene	11.32	mg	0.1		Py-GC-MS
* Innhold av gummi	polybutadien				Py-GC-MS
* Mikroplast 27µm-5000µm (8 polymere)					
* Polyetylen (PE)	8	mg	0.1		Py-GC-MS
* Polypropylene (PP)	<0.100	mg	0.1		Py-GC-MS
* Polystyren (PS)	<0.100	mg	0.1		Py-GC-MS
* Polyvinylklorid (PVC)	<0.100	mg	0.1		Py-GC-MS
* Polyetylen tereftalat (PET)	<0.100	mg	0.1		Py-GC-MS
* Polyamid 6 (PA6)	<0.100	mg	0.1		Py-GC-MS
* Polymetylmetakrylat (PMMA)	<0.100	mg	0.1		Py-GC-MS
* Polykarbonat (PC)	<0.100	mg	0.1		Py-GC-MS
* Sum kvantifiserte polymere	8	mg	0.1		Py-GC-MS

Kopi til:

Maria Therese Bergen ()

Bergen 27.05.2020

Joakim Skovly

BU Manager Water

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet
<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/ -området.
For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.
Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).
Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.

Vedlegg 6F – Masser fra grøft (innerst), Fløyheia

Merknad: Grøften, nærmest vegbanen



Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Universitet - NTNU
NTNU
7491 TRONDHEIM
Attn: Alex Klein-Paste

Eurofins Environment Testing Norway
AS (Bergen)
F. reg. NO9 651 416 18
Sandviksveien 110
5035 Bergen

Tlf: +47 94 50 42 42
bergen@eurofins.no

AR-20-MX-006238-01

EUNOBE-00039871

Prøvemottak: 22.04.2020
Temperatur:
Analyseperiode: 22.04.2020-27.05.2020
Referanse: Skal faktureres RISAAS


ANALYSERAPPORT

Prøvenr.: 441-2020-0422-049	Prøvetakingsdato: 15.04.2020				
Prøvetype: Andre faste matriser Sediment	Prøvetaker: Oppdragsgiver				
Prøvemerking: Prøve nr 14	Analysedato: 22.04.2020				
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ	MU	Metode
* Gummipartikkel-komponenter >27µm					
* Polyisoprene	0.52	mg	0.1		Py-GC-MS
* Polybutadiene	0.24	mg	0.1		Py-GC-MS
* Innhold av gummi		polybutadien			Py-GC-MS
* Mikroplast 27µm-5000µm (8 polymere)					
* Polyetylen (PE)	3	mg	0.1		Py-GC-MS
* Polypropylene (PP)	<0.100	mg	0.1		Py-GC-MS
* Polystyren (PS)	0	mg	0.1		Py-GC-MS
* Polyvinylklorid (PVC)	<0.100	mg	0.1		Py-GC-MS
* Polyetylenetereftalat (PET)	0	mg	0.1		Py-GC-MS
* Polyamid 6 (PA6)	<0.100	mg	0.1		Py-GC-MS
* Polymetylmetakrylat (PMMA)	<0.100	mg	0.1		Py-GC-MS
* Polykarbonat (PC)	<0.100	mg	0.1		Py-GC-MS
* Sum kvantifiserte polymere	3	mg	0.1		Py-GC-MS

Kopi til:

Maria Therese Bergan ()

Bergen 27.05.2020


Joakim Skovly
BU Manager Water

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Målesikkerhet
<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1,-50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Målesikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Målesikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området.
For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervall. Ytterligere opplysninger om målesikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.
Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).
Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.

AR-001 v166

Vedlegg 6G – Masser fra grøft (ytterst), Fløyheia

Merknad: Grøften, lengst unna vegbanen



Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Universitet - NTNU
NTNU
7491 TRONDHEIM
Attn: Alex Klein-Paste

Eurofins Environment Testing Norway
AS (Bergen)
F. reg. NO9 651 416 18
Sandviksveien 110
5035 Bergen

Tlf: +47 94 50 42 42
bergen@eurofins.no

AR-20-MX-006240-01

EUNOBE-00039871

Prøvemottak: 22.04.2020
Temperatur:
Analyseperiode: 22.04.2020-27.05.2020
Referanse: Skal faktureres RISAAS

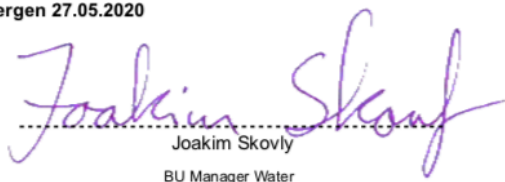
ANALYSERAPPORT

Prøvenr.: 441-2020-0422-050	Prøvetaksdato: 15.04.2020				
Prøvetype: Andre faste matriser Sediment	Prøvetaker: Oppdragsgiver				
Prøvemerking: Prøve nr 15	Analysedato: 22.04.2020				
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ	MU	Metode
* Gummipartikkel-komponenter >27µm					
* Polyisoprene	4.42	mg	0.1		Py-GC-MS
* Polybutadiene	1.23	mg	0.1		Py-GC-MS
* Innhold av gummi	polybutadien				Py-GC-MS
* Mikroplast 27µm-5000µm (8 polymere)					
* Polyetylen (PE)	2	mg	0.1		Py-GC-MS
* Polypropylene (PP)	0	mg	0.1		Py-GC-MS
* Polystyren (PS)	<0.100	mg	0.1		Py-GC-MS
* Polyvinylklorid (PVC)	<0.100	mg	0.1		Py-GC-MS
* Polyetylenetereftalat (PET)	<0.100	mg	0.1		Py-GC-MS
* Polyamid 6 (PA6)	<0.100	mg	0.1		Py-GC-MS
* Polymetylmetakrylat (PMMA)	<0.100	mg	0.1		Py-GC-MS
* Polykarbonat (PC)	<0.100	mg	0.1		Py-GC-MS
* Sum kvantifiserte polymere	2	mg	0.1		Py-GC-MS

Kopi til:

Maria Therese Bergen ()

Bergen 27.05.2020


Joakim Skovly
BU Manager Water

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet
<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1,<50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området.
For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).
Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.

