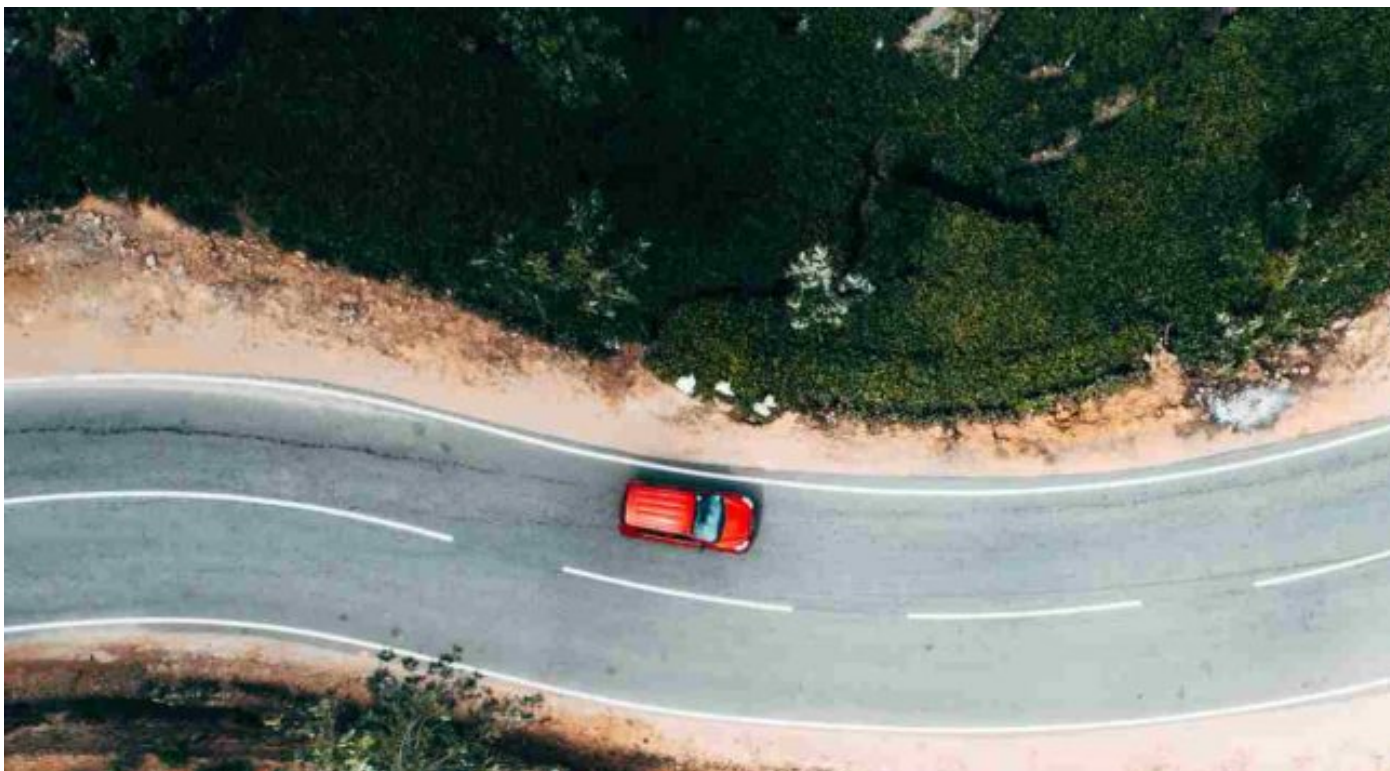
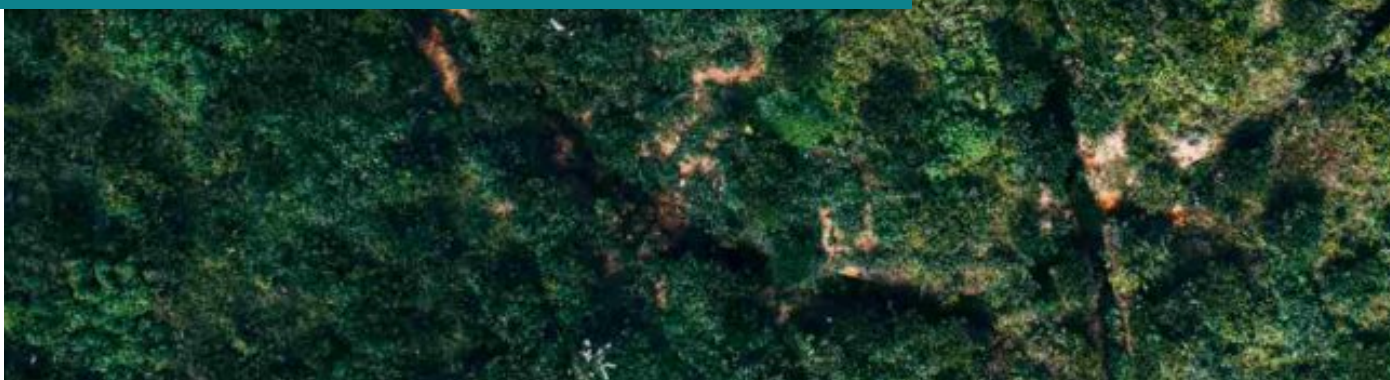


DNV GL

Pilotprosjektet «Fisk fra Vei til Sjø»



En analyse av mikroplastutslipp fra vei- og sjøtransport i forbindelse med eksport av fisk



Prosjekt/ Project no:	1477	Rapportdato/ Report date:	1.februar.2019
		Distribusjon/ Distribution:	Åpen
Tittel/ Title:	Pilotprosjektet «Fisk fra Vei til Sjø»		
Fortatter(e)/ Author(s):	Rebecca Briedis Peter Sundt Kristin Magnussen (Menon Economics)	Antall sider/ Number of pages:	43
		Antall vedlegg/ Attachments:	3
Oppdragsgiver/ Client:	DNV GL	Kontaktperson/ Contact person:	Eivind Dale

Sammendrag/Summary:

Rapporten gir en forklaring på hvordan mikroplast fra vei- og sjøtransport dannes og gir en vurdering på hvor store mengder mikroplast slippes ut fra de ulike transportnæringene knyttet til frakt av fisk.

Slitasje fra bildekk representerer det største bidraget til mikroplast i samfunnet vårt og kommer fra 3 hovedområder: dekkslitasje, bremsing, og slitasje på veien (både på asfalt og veimerking). Tungtransport er det som påfører mest slitasje på veibanen i løpet av et år.

- *Utslippsfaktor dekkslitasje: 400,8 mg/kjøretøykilometer*
- *Utslippsfaktor veimerking: 53,8 mg/km*
- *Utslippsfaktor asfaltslitasje: 11,2 mg/km*

Mikroplastutslipp fra sjøtransport skjer først og fremst i forbindelse med vedlikeholdsarbeid. Forvitring av maling skjer gjennom en rekke kompliserte prosesser hvor både UV-stråling og oksygen er dominerende.

- *Det konkluderes med at det vil være mikroplastutslipp fra skip i drift og fra vedlikeholdsarbeid, men disse utslippene har ikke blitt kvantifisert pga manglende grunnlagsdata, samt kunnskap om aktuelle vedlikeholdsverft. Utslippene vurderes uansett som små i forhold til dekkslitasjen man har fra veitransport.*

Basert på transportarbeidet utført per scenario og nøkkeltall for mikroplastutslipp per km, er resultatene oppsummert i tabellen. Vi konkluderer med at det er betydelige mikroplastutslipp fra veitransport. Ved å flytte transporten av fisk over på sjø, reduseres utslippene. Rapporten viser likevel at også sjøtransport vil medføre mikroplastutslipp.

		Scenario 1 (2018)		Scenario 2 (2030)	
		Nullalternativ (kg/år)	30 % overført (kg/år)	Nullalternativ (kg/år)	40 % overført (kg/år)
Utslipp fra veitransport	Dekkslitasje	10 743	7 704	18 555	11 625
	Veimerking	1 442	1 034	2 491	1 561
	Asfaltslitasje	299	215	517	324
Utslipp fra sjøtransport	Naturlig utslipp ved bruk	0	Data ikke tilgjengelig	0	Data ikke tilgjengelig
	Vedlikeholdsarbeid	0	Data ikke tilgjengelig	0	Data ikke tilgjengelig
SUM		12 483	8 953	21 563	13 510

Forsidebilde: Klar (2018). Mikroplast er ikke bare en 'greie' i havet.

https://klardag.no/klar_tale/natur-og-miljo/mikroplast-dannet-pa-land/

Emneord/ Keywords:	Mikroplast, slitasje, utslipp, miljøgift, miljøkonsekvenser, eksport, fisk, transport, maritim	Geografi/ Geography:	[Fyll inn]
Prosjektleder/ Project manager	Peter Sundt	Kontrollert av/ Controlled by:	[Fyll inn]

Innhold

1 Introduksjon.....	5
1.1 Definisjoner	5
1.2 Utslippskilder	6
1.3 Transport av Mikroplast til Naturen	7
2 Miljøkonsekvenser som følge av Mikroplastutslipp	9
3 Mikroplastutslipp fra Transportsektoren.....	11
3.1 Veitransport	12
3.2 Sjøtransport	14
4 Utslippsfaktorer for Vei- og Sjøtransport.....	15
4.1 Statistikk	15
4.2 Veitransport	16
4.2.1 Dekkslitasje	17
4.2.2 Veimerking	18
4.2.3 Asfaltslitasje	18
4.3 Sjøtransport	18
4.3.1 Normal Bruk	18
4.3.2 Vedlikeholdsarbeid	18
5 Beregninger av Mikroplastutslipp som følge av Fiskeeksport.....	19
6 Drøfting av Resultatene	22
7 Samfunnsøkonomiske vurderinger av redusert mikroplast ved overføring av fisketransport fra vei til sjø	23
7.1 Mulige effekter av mikroplastutslipp på økosystemtjenester	23
7.1.1 Hva menes med økosystemtjenester	23
7.2 Hva man ønsker å måle i samfunnsøkonomiske analyser	25
7.2.1 Verdien av en ressurs	25
7.2.2 Bruksverdier og ikke-bruksverdier	26
7.2.3 Nåverdimetoden	27
7.3 Metoder for å måle velferdseffekter av aktuelle miljøpåvirkninger	27
7.3.1 Utfordrende å prissette tiltak som medfører miljøpåvirkninger	27
7.3.2 Kort oversikt over verdsettingsmetoder	28
7.3.3 Direkte og indirekte verdsettingsmetoder	28
7.3.4 Metoder som bygger på avslørte eller oppgitte preferanser	28

7.3.5	Ulike metoder har ulike styrker og svakheter	29
7.3.6	Verdioverføringsmetoder («Value Transfer»)	30
7.3.7	Implisitt verdsetting	30
7.4	Verdsetting av effekter av mikroplast – hva finnes?	30
7.5	Verdsetting av effekter av mikroplast – hvordan kunne det gjøres for å få disse verdiene inn i den samfunnsøkonomiske analysen?	32
7.5.1	Skadefunksjonsmetoden	33
7.5.2	Rekreasjon	34
7.5.3	Ikke-bruksverdier knyttet til bevaring av havet i god tilstand	35
7.6	Hvordan vil reduserte mikroplastutslipp påvirke den samfunnsøkonomiske analysen?	36
8	Referanser	37
9	Vedlegg.....	39
9.1	Utslippsfaktorer	39
9.2	Scenario 1	39
9.2.1	Nullalternativet	39
9.2.2	Scenario 1	40
9.3	Scenario 2	41
9.3.1	Nullalternativet	41
9.3.2	Scenario 2	41

1 Introduksjon

Selv om mikroplast i naturen ble beskrevet på 70-tallet, er det første i det siste tiåret at det har fått økende oppmerksomhet.^{1,2} I dag forskes det mye på mikroplast og problemet får økende omtale i media. Mikroplast er et forholdsvis nytt problem som man egentlig vet veldig lite om. Mikroplast finnes i store mengder i alle verdens hav,³ på uforventede steder som Antarktis,⁴ og på alle dyp⁵. Men hvilke partikler som kommer fra hvilke kilder og i hvilke mengder er vanskeligere å undersøke. Størstedelen av forskning på mikroplastutslipp har kvantifisert mengdene i havet og det finnes informasjon om potensielle utslippskilder. Det er få studier som har prøvd å kvantifisere mengden mikroplastutslipp fra de ulike utslippskildene.

Det finnes mange forskningsartikler som diskuterer miljøkonsekvensene som følge av mikroplastutslipp til naturen. Det er påvist at marine organismer inntar mikroplastpartikler, også de kommersielt viktige, og det kan i neste ledd påvirke oss mennesker. Effektene er fortsatt i stor grad ukjente, men det forskes på miljøgifter og konsekvensene av disse mye mer enn det gjorde før. Det er forventet at mengdene mikroplast i havene vil øke i fremtiden.⁶

Denne rapporten vil gi en detaljert beskrivelse av hva mikroplast er og hvor mye mikroplastutslipp det er som følger av vei- og sjøtransport av fisk fra Norge til Europa. Rapporten vil gi en forklaring på de ulike kildene til mikroplast, og hvordan mikroplast dannes fra vei- og sjøtransport, samt kunnskap om miljøkonsekvenser av mikroplastutslipp til naturen og havet. En kort beskrivelse av de mulige transportveiene for ulike typer utslipp til naturen og havet vil også inkluderes. Rapporten vil gi en vurdering på hvor store mengder mikroplast slippes ut fra de ulike transportnæringene knyttet til frakt av fisk. Intensjonen med denne rapporten er å bedømme en mulig reduksjon av mikroplastutslipp ved å flytte transport av fisk fra vei til sjø.

1.1 Definisjoner

Det finnes ingen internasjonal innforstått definisjon på mikroplast, men det er hovedsakelig definert som polymerfragmenter som er menneskeskapte fra petroleumsbaserte produkter, men også ikke-syntetiske polymerer som naturlig gummi og polymer-modifisert bitumen.

Mikroplast er ofte definert som partikler som er mindre enn 5 mm i alle retninger. I de fleste definisjoner på mikroplast, er det ikke satt en nedre grense på hvor små partiklene kan være, men dersom man tar utgangspunkt i definisjonen på nanopartikler (1-100nm)⁷ er 100nm sett på som

¹ Carpenter EJ. And Smith KL. R (1972). *Plastics on the Sargasson Sea Surface*. Science 175:1240-1241

² Carpenter EJ. Et al. (1972). *Polystyrene Spherules in Coastal Waters*. Science 178:749-750

³ Extensive review by: Sul, J.I.L., & Costa, M.F. (2014) The present and future of microplastic pollution in the marine environment. Environmental Pollution 185, 352-364.

⁴ For eksempel, Free, C. M., Jensen, O. P., Mason, S. A., Eriksen, M., Williamson, N. J., & Boldgiv, B. (2014). High-levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake. Marine Pollution Bulletin, 85, 156–163. ; Obbard, R.W., Sadri, S., Wong, Y.Q., Khitun, A.A., Baker, I., & Thompson, R.C. (2014). Global warming releases microplastic legacy frozen in Arctic Sea ice. Earth's Future, 2, 315–320.

⁵ Van Cauwenberghe L., Vanreusel, A., Mees, J., & Janssen, C.R. (2013). Microplastic pollution in deep-sea sediments. Environmental Pollution, 182, 495-499.

⁶ For eksempel: Barnes, D. K. A., Galgani, F., Thompson, R. C., & Barlaz, M. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences, 364(1526), 1985-1998.

⁷ European Commission (2011). *Commission Recommendation of 18 October 2011 on the Definition of Nanomaterial*. (2011/696/EU). Off J Eur Union L275:38-40

nedre grense for mikroplastpartikler. Noen kilder opererer med en nedre grense på 1 µm (1000nm), men i utgangspunktet regnes mikroplast som alle plastpartikler som er mindre enn 5mm.⁸

1.2 Utslippskilder

Mikroplast er kategorisert basert på utslippskilden. Litteraturen snakker ofte om mikroplastutslipp fra to ulike hovedkilder: direkte input til naturen av partikler i mikrostørrelse fra menneskeskapt aktivitet; og forurensning fra sekundære kilder: nedbrytningen og forvitringen av makroplast forsøpling til mikroplast i havet. Dette er i tråd med de klassiske definisjonene om forurensning generelt: primære kilder er direkteutslipp, ofte menneskeskapt, mens sekundære kilder er forurensning som allerede finnes i naturen, men som blir flyttet og re-introdusert et nytt sted eller på en annen måte.

Mikroplast kan altså deles inn i de partiklene som er produsert i små størrelser (primære mikroplastpartikler), og de som opprinnelig kommer fra større plastelementer, men som har blitt brutt ned i mindre biter (sekundære mikroplastpartikler). Tabellen under viser i detalj de ulike utslippskildene til mikroplast.

Tabell 1 – Kategoriseringen av mikroplast basert på utslippskilde

Utslippskilde	Hovedkilde	Eksempler
Primære kilder	A - Plast produsert som mikropartikler	Eksfolierende perler i kroppsvask, skrubber, tannpasta osv.
		Plast pellets brukt som råmateriale i industrien
		Mikroplast brukt i annen industri og andre applikasjoner, for eksempel luftblåsing
	B – Mikroplast som et biprodukt av et produkt eller en prosess	Mikroplastutslipp som følge av bruk og slitasje av plastelementer på land: veimerking, dekk..
		Mikroplastutslipp som følge av bruk/slitasje av plastelementer til sjøs: utstyr, tau, garn, osv.
		Mikroplastutslipp fra arbeid med/vedlikehold av: maling, sliping, sandblåsing, høytrykksspyling...
Sekundære kilder	C - Naturlig forvitring av plast i havet	Slitasje av tekstiler i vaskemaskiner og tørketromler
		Forvitring av plastavfall som følge av vær og vind
	D - Biologisk bidrag til forvitring av mikroplast	Forvitring av plastavfall som følge av UV-stråling
		Dannelsen av mikroplast som følge av biologisk aktivitet

Kategoriseringen her er ikke helt entydig, og vil variere mellom rapporter. I all hovedsak er mikroplast fra primære kilder, plast som er produsert i liten størrelse og som har sluppet ut i

⁸ GESAMP (2015). *Sources, Fate and Effects of Microplastics in the Marine Environment: A Global Assessment*. GESAMP No 90:96

naturen. Sekundær mikroplast er mikropartikler som dannes i naturen som følge av nedbrytning grunnet forvitring og UV-stråling. Den første kategorien omfatter de plastpartiklene som slippes ut i naturen som følge av bruk og slitasje av et produkt. Det er imidlertid noen forskere som kategoriserer dette som sekundære kilder da det dukker opp som følge av bruk og slitasje og ikke er opprinnelig produsert som mikroplast. Argumentet for å kategorisere disse utslippene under primære kilder er at de kommer fra menneskeskapt aktivitet i samfunnet og utslippene er i stor grad et resultat av slitasje etter bruk. I denne rapporten vil denne kategorien høre til under primære kilder.

Tabellen gir flere eksempler på kilder relatert til vei- og sjøtransport. De aktuelle mikroplast-utslippene fra vei- og sjøtransport kategoriseres her som primær mikroplast hvor de er et biprodukt av et produkt eller en prosess. Hvordan mikroplast blir til fra disse transportnæringene vil diskuteres nærmere i kapittel 4. Man kunne hevde at både sjøtransport og veitransport forårsaker forsøpling, kasting av plastavfall, som igjen kunne regnes som en sekundær kilde, men dette diskuteres ikke videre i denne rapporten.

Det er utfordrende, om umulig, å identifisere hvilke kilder all mikroplasten i havet kommer fra. Utslippskildene har ført og fremst blitt kategorisert ved at forskere har studert de mulige kildene og evaluert utslippene fra disse. Det er også stor usikkerhet knyttet til hvordan mikroplastpartiklene oppfører seg og hvilke veier de tar etter utslipp.

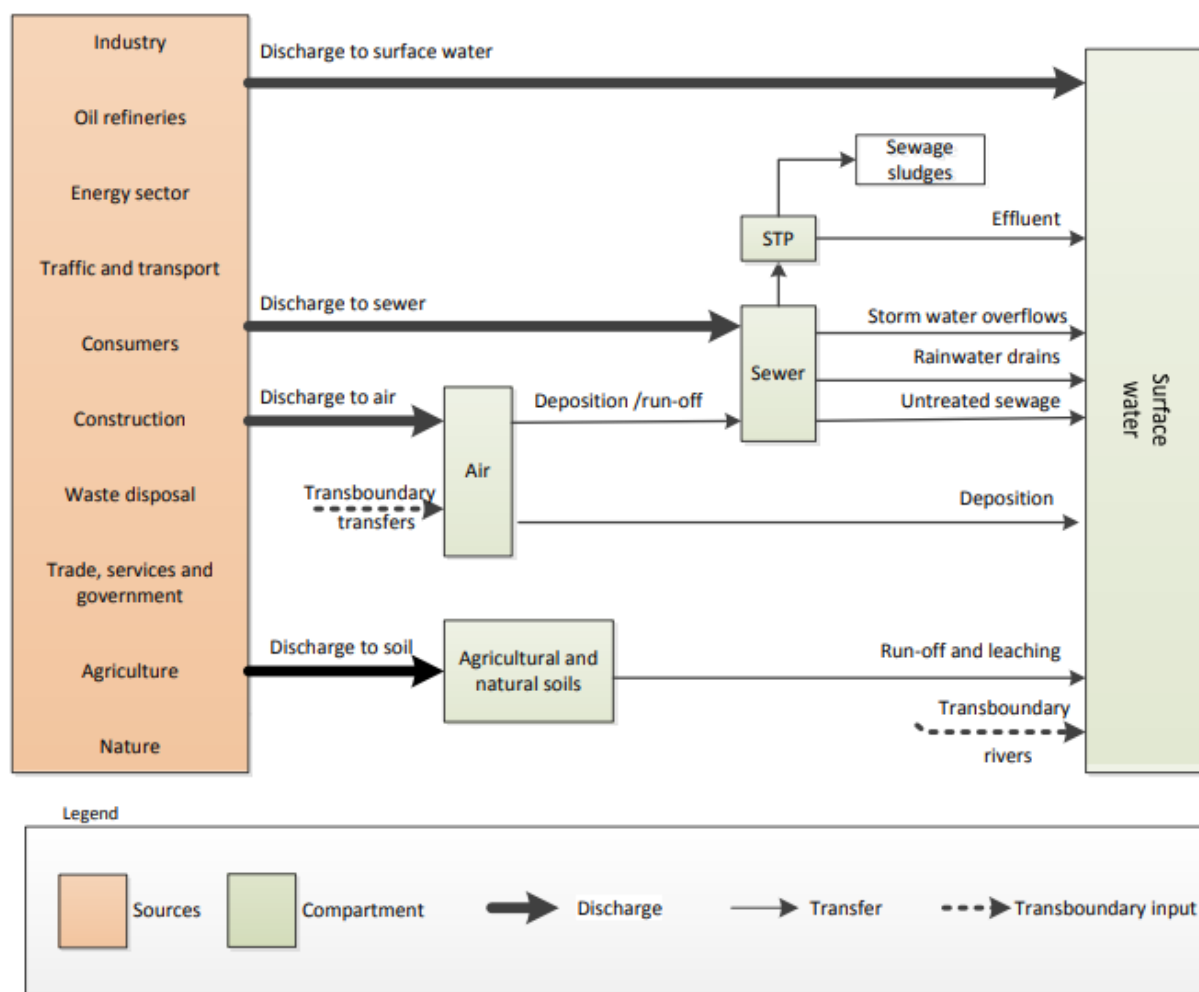
1.3 Transport av Mikroplast til Naturen

Mikroplast kan slippes ut i lufta, jordsmonnet eller i overflatevannet (direkte eller indirekte via avløpssystemet).⁹ Vassdrag og avløp er viktige veier for hvordan mikroplastpartikler spres ut i havet. Transportveiene er viktige fordi de bidrar til å identifisere hvordan mikroplasten havner i naturen eller i havet.

Figur 1 viser en enkel oversikt over hvordan mikroplast kan havne i havet ved utslipp fra ulike kilder. Lette partikler vil ha lettere for å blåse av sted med vind eller blir transportert flytende ned et vassdrag. Tyngre partikler, inklusive begrodd partikler, vil ofte synke inn i jorda/sedimentene, ikke lenge etter utslipp¹⁰. Det er vanlig å finne de tyngre partiklene nær utslippskilden, mens de lette partiklene kan bli transportert langt fra utslippskilden.

⁹ Verschoor et al. (2016). *Emission of Microplastics and Potential Mitigation Measures - Abrasive Cleaning Agents, Paints and Tyre Wear*. National Institute for Public Health and the Environment. Ministry of Health, Welfare and Sport.

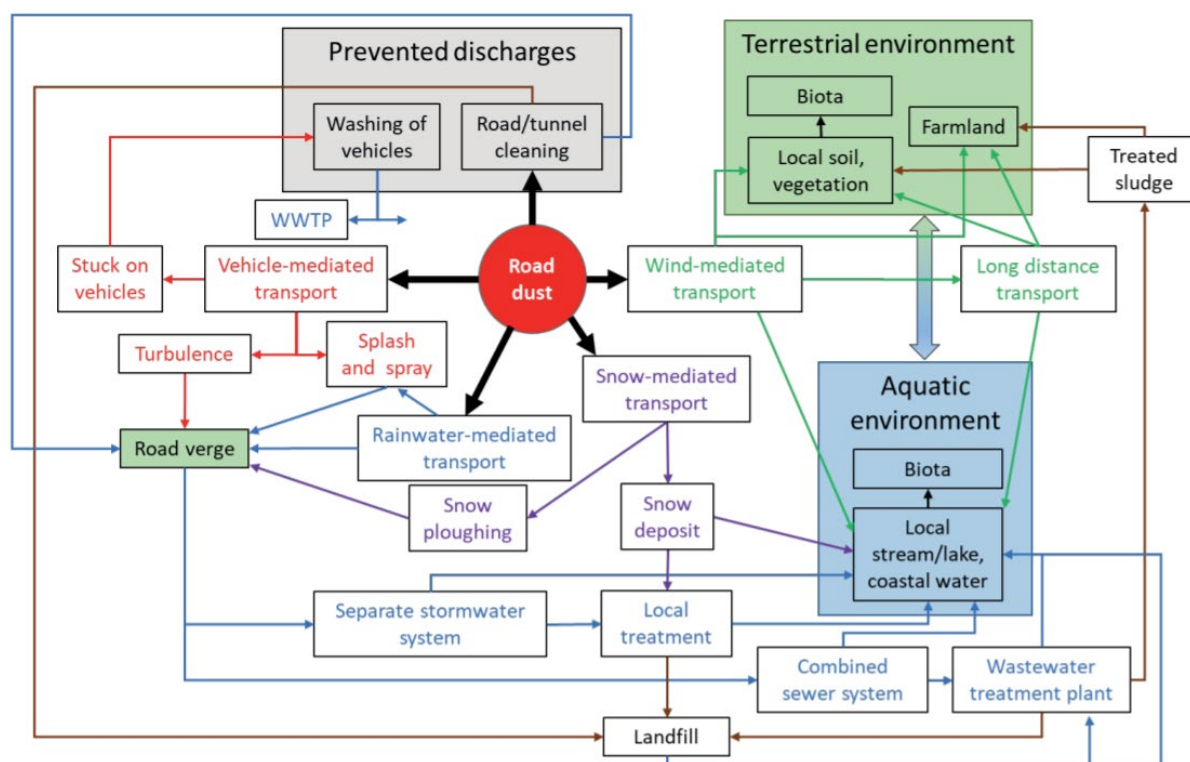
¹⁰ Morris, R. J. (1980). Plastic debris in the surface waters of the South Atlantic. *Marine Pollution Bulletin*, 11(6), 164-166. It is confirmed by most later studies we have reviewed.



Figur 1 – Kilder og transportveier for mikroplast til vann.¹¹

Norge har en lang kystlinje, med mange veier som følger kysten. Lastebiler vil i mange områder kjøre på veier langs kysten hvor det er lettere for både de tunge og lette partiklene å finne veien til havet. Figur 2 viser et mer omfattende scenario på hvordan mikroplastutslipp fra veitrafikk kan havne i naturen og i havet. Det er mange alternative transportveier en mikroplastpartikkel fra veitrafikken kan ha, hvilket gjør det vanskelig å identifisere hvilke kilder mikroplastpartikler kan stamme fra og hvor partiklene ender.

¹¹ Verschoor et al. (2016). *Emission of Microplastics and Potential Mitigation Measures - Abrasive Cleaning Agents, Paints and Tyre Wear*. National Institute for Public Health and the Environment. Ministry of Health, Welfare and Sport.



Figur 2 – Transportmetoder for mikroplast fra veitransport.¹²

2 Miljøkonsekvenser som følge av Mikroplastutslipp

Mikroplast forurensar habitater over hele jorda, både på land og i vann. Norge har en lang kystlinje, store vassdrag og generelt mye vær. Dette gjør det mer sannsynlig at en plastpartikkel vil ende opp i havet hvor den potensielt kan gjøre skade.

På grunn av oppdriften, vil de lette plastpartiklene være mer tilgjengelig for organismer som lever i øverste del av vannsøylen. Lette plastpartikler vil ha lettere for å akkumulere seg langs kystlinjer og i områder hvor det er lite utskiftning av vann, som i Middelhavet.¹³ De tyngre partiklene vil være mer tilgjengelig for de organismene som lever i nedre del av vannsøylen, men kan også ende opp på strendene i Norge.

Det er kjent at marine organismer kan innta mikroplastpartikler. Mikroplast har blitt funnet i over 100 arter.¹⁴ Mikroplast har blitt observert i magen, tarmen og vevet til et bredt spekter av arter i Nordsjøen i varierende konsentrasjoner og størrelser.¹⁵ Mikroplast kan være i samme størrelsesorden som maten til noen marine organismer og kan derfor forveksles med mat.¹⁶

¹² NIVA (2018). *Microplastics in Road Dust - Characteristics, Pathways and Measures*. Miljødirektoratet

¹³ Lassen et al. (2016). *Occurrence, Effects and Sources of Releases to the Environment in Denmark*. Danish Environmental Protection Agency

¹⁴ Secretariat of the Convention on Biological Diversity and the Scientific and Technical Advisory Panel, GEF 2012)

¹⁵ Lassen et al. (2016). *Occurrence, Effects and Sources of Releases to the Environment in Denmark*. Danish Environmental Protection Agency

¹⁶ Ibid.

Det er flere grunner til at mikroplast kan være farlig for organismer. Hvis den inntas i en organisme, vil den ikke gi organismen næring, men kan bli værende i magen og/eller tarmene til denne organismen. Mikroplasten kan inneholde farlige kjemikalier som kan være farlige for organismen som inntar den, og plasten kan også være med og skape en falsk metthetsfølelse som kan i verste tilfelle gjør at organismen dør.

Mikroplast har blitt påvist også i blåskjell¹⁷ og hummer¹⁸ blant annet. Når mikro- og nanoplast svelges eller på andre måter binder seg til organismer i ulike trofiske nivåer, er det potensiale for bioakkumulasjon og overføring av mikroplast, slik at organismer lenger oppe i næringskjeden, hvilket inkluderer også mennesker, kan potensielt eksponeres for relativt høye nivåer mikroplast.¹⁹

I mange plastprodukter er plasten tilsatt additiver for å forbedre dets egenskaper der den skal brukes. I år 2000 ble det rapportert om bruk av over 300 ulike typer additiver i forskjellige plastprodukter.²⁰ Flere av disse additivene står oppført under listen over farlige stoffer.²¹ Flere studier rapporterer om tilstedeværelsen av kjemikalier adsorbert på mikroplastpartikler. Noen kjemikalier som har fått mye oppmerksomhet inkluderer persistente organiske forurensninger (POPs på engelsk) som omfatter blant annet PCB (polyklorete bifenyler) og DDT (et pesticid). Andre antropogene kjemikalier som har blitt oppdaget i plastpartikler i naturen er polysykliske aromatiske hydrocarboner (PAH), alkylfenoler, bisphenol A (BPA), bromerte flammehemmere og ftalater.²² I senere år har det blitt rapportert om økende mengder kjemikalier brukt i forbindelse med plast.

Alvorlighetsgraden avhenger av om de farlige stoffene ble tilsatt plasten under polymerisering og er innlemmet i plasten, eller om det ble lagt over plasten i et eget lag etterpå. Dersom sistnevnte stemmer, er de farlige stoffene ikke bundet til plastmaterialet og har lettere for å migrere innad i plasten, men også mellom plastbiter og i naturen. Majoriteten av mikroplasten er polyetylen eller polypropylen i overensstemmelse med produksjonsmengder.²³ Mange av tilsetningsstoffene brukt i dag er i tilknytning til PVC som er et tungt materiale. Disse partiklene vil som regel synke til havbunnen og vil bli funnet der eller på strendene.²⁴

De negative konsekvensene på et biom og organismene som lever der som følge av mikroplastutslipp, avhenger av graden av eksponering og de potensielle effektene mikroplasten kan ha på organismene dersom eksponering finner sted.²⁵ De kjemikaliene som er tilsatt plasten i produksjon er forventet å være tilstede i større mengder enn om plasten skulle ha adsorbert dem i miljøet.²⁶ Forskning har vist at det er mulig for farlige kjemikalier å overføres fra partikler til organismen hvis partiklene inntas. Men det er likevel usikkert hvorvidt organismer blir eksponert for farlige kjemikalier i miljøet. Forskerne er ikke enige om hvordan det skjer og hvor store

¹⁷ Miljødirektoratet (2017). *Mikroplast i Blåskjell langs Hele Kysten*. Nettartikkel. Available at:

<http://www.miljodirektoratet.no/no/Nyheter/Nyheter/2017/Desember-2017/Mikroplast-i-blaskjell-langs-hele-kysten/>

¹⁸ Murray, F; og Cowie, P.R. (2011). *Plastic Contamination in the Decapod Crustacean Nephrops Norgvegicus*. Mar. Pollut.Baull. 62, 1207-1217.

¹⁹ NIVA (2016). *Microplastics in Marine Enviornments: Occurrence, Distribution and Effects*. Miljødirektoratet

²⁰ Cadogan, D.F. og Howick, C.J. (2000). *Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry – Industrial Chemistry*. Pg. 599-618

²¹ Hansen, E et al. (2013). *Hazardous Substances in Plastic Materials*. Miljødirektoratet

²² Ibid

²³ NIVA (2016). *Microplastics in Marine Enviornments: Occurrence, Distribution and Effects*. Miljødirektoratet

²⁴ Ibid

²⁵ Lassen et al. (2016). *Occurrence, Effects and Sources of Releases to the Environment in Denmark*. Danish Environmental Protection Agency

²⁶ NIVA (2016). *Microplastics in Marine Enviornments: Occurrence, Distribution and Effects*. Miljødirektoratet

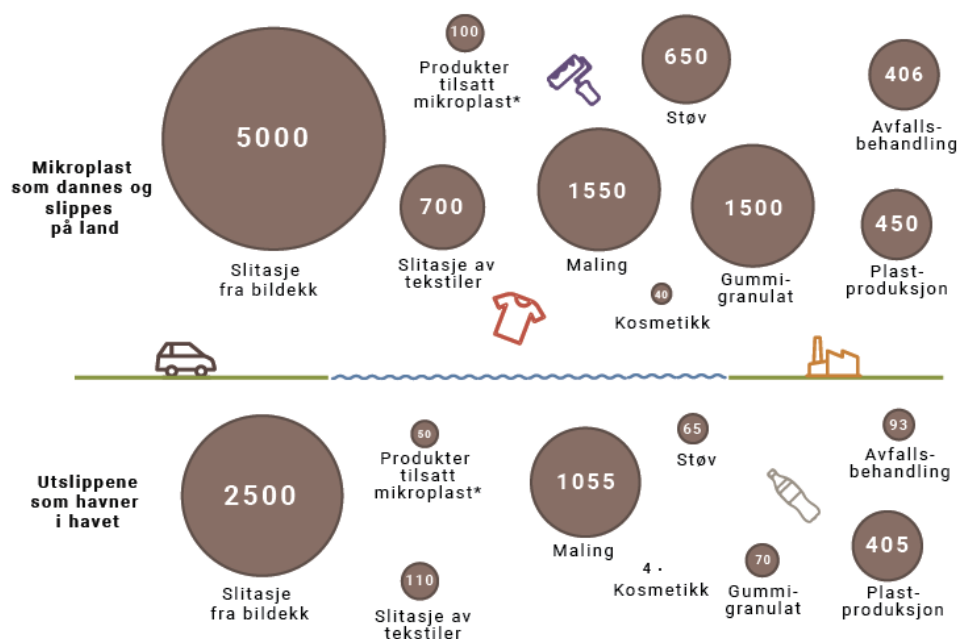
konsekvensene er.²⁷ Det kreves spesiell overvåkning for å vurdere den faktiske eksponeringen og konsekvensene som følger den. Det er også mangel på data som underbygger betydningen av menneskelig eksponering og påvirkning av disse partiklene gjennom matforbruk.

3 Mikroplastutslipp fra Transportsektoren

I denne rapporten skal vi se nærmere på mikroplastutslipp fra transportsektoren, nærmere bestemt fra veitransport og fra sjøtransport. Figur 3 illustrerer de ulike utslippskildene til mikroplast, og hvor store mengder som slippes ut per år. Den viser at slitasje fra bildekk helt klart representerer det største bidraget til mikroplast i samfunnet vårt. Hvor mye av dette som ender i havet er uvisst, men det har blitt grovt estimert at halvparten av den utslupne mengden ender opp i havet. Mengden utslipp fra bildekk er mulig å beregne til en viss grad, men hvor mye som ender opp i havene er fortsatt meget usikkert. Som det fremgår av figuren nedenfor er utslipp fra gummigranulat fra kunstgressbaner en viktig kilde, gummigranulatet her stammer fra utrangerte bildekk.

Mengden mikroplastutslipp fra sjøtransport kommer i all hovedsak under kategorien maling. Denne utslippskategorien inkluderer også maling fra fritidsbåter og fra bygg og konstruksjoner i samfunnet ellers. Her er mengdene relatert til sjøtransport mer usikre, mens mengden overført til havet vil være mer håndfast. Dette vil diskuteres videre i de neste delkapitlene.

KILDER TIL MIKROPLAST



*Ikke kosmetikk

Kilde: Miljødirektoratet 2017 /Miljøstatus.no

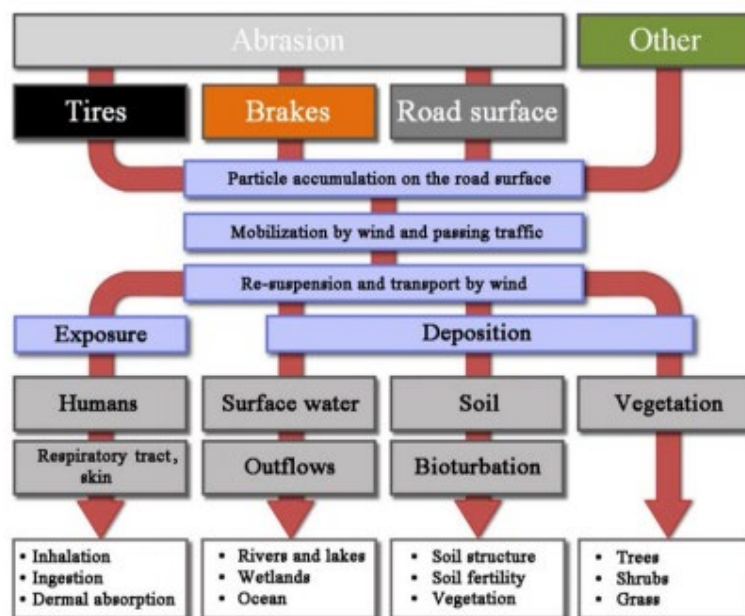
Figur 3 – Kilder og tall på mengder mikroplast som dannes, og hvor mye som ender opp i havene.²⁸

²⁷ Lassen et al. (2016). *Occurrence, Effects and Sources of Releases to the Environment in Denmark*. Danish Environmental Protection Agency

²⁸ Miljødirektoratet (2017)/Miljøstatus.no: <http://www.miljostatus.no/mikroplast>

3.1 Veitransport

Studier gjennomført langs Norgeskysten og andre steder i verden viser at en stor andel av mikroplastpartiklene funnet i havet stammer fra veistøv, hvor utslippskilden hovedsakelig er veitransport.²⁹ Figur 4 viser at disse mikroplastutslippene kommer fra 3 hovedområder: dekkslitasje, bremsing, og slitasje på veien (både på asfalt og veimerking).



Figur 4 – Mikroplastutslipp fra veitransport og eksempler på fraktveier og mulige effektområder.³⁰

Slitebanen på bildekk er delvis basert på syntetiske polymerer, styren-butadiengummi (SBR på engelsk), ca. 60 %, som er blandet med naturlig gummi og flere andre additiver som sammenfatter resten av vekten.³¹ Mikroplastutslipp fra dekkslitasje kan bli beregnet ved å sammenligne vekten på et nytt dekk med vekten på et slitt dekk. Vektreduksjonen ligger på 10-15 % og gir et godt estimat på mengden mikroplast produsert i løpet av levetiden til et dekk, som ligger på 2-4 år.³²

Utslipp fra bremseklosser i forbindelse med bremsing vil være større i urbane strøk hvor kjøringen ofte går i rykk og napp, enn på landet hvor det er mindre trafikk.³³ Utslippene kan kvantifiseres ved å sammenligne nye og brukte bremseklosser. Informasjon om utslippsmengder fra bremseklosser er ukjent og denne utslippskilden vil ikke inkluderes i denne studien.

Polymerer tilsettes asfalt (bitumen) for å forbedre viskositeten. Polymerene gjør at asfalten blir hardere på varme dager og mer fleksible på de kalde vinterdagene. Disse materialene er likevel

²⁹ Norén, F., & Naustvoll, L.-J. (2010). Survey of microscopic anthropogenic particles in Skagerrak. Klima- og forurensningsdirektoratet Norge Rep. TA, 2779(2011), 1–20.; Norén, F., Norén, K. & Magnusson, K. (2014). Marint mikroskopisk skräp. Undersökning längs svenska västkusten 2013 & 2014. IVL. Rapport 2014:52. Länsstyrelsen i Västra Götalands län, Vattenvårdsenheten. Sweden.

³⁰ Sommer et al. (2018). *Aerosol and Air Quality Research*. 18, 2014-2028

³¹ Sundt et al. (2013). *Sources of Microplastic Pollution to the Marine Environment*. Mepex Consult for Miljødirektoratet

³² Ibid

³³ ScienceNews (2018). *Car Tires and Brake Pads Produce Harmful Microplastics*. Jennifer Leman. Available at: <https://www.sciencenews.org/article/car-tires-and-brake-pads-produce-harmful-microplastics> Last accessed: 21.01.2019

forbeholdt noen få veier da de er dyre. Partiklene inneholder styren-butadiengummi (SBR), og Styren etylen butylen styren (SEBS-gummi).³⁴ Det siste punktet går på slitasje av asfalten og merkingene på veien. Bruken av piggdekk er en belastning for asfalten og en stor kilde til veistøv. Disse dekkene har blitt mindre vanlig de senere år. Tungtransport er det som påfører mest slitasje på veibanen i løpet av et år.

Veimerking er laget av maling med innhold av plast, og fyllstoffer. På de norske veiene er disse delvis termoplastiske, og delvis polymerbasert maling. Levetiden til veimerkingene er kort, men det er usikkert hvor kort. Det finnes studier både i Norge³⁵ og i andre områder med lignende klima^{36,37} hvor store deler av veimarkeringene er borte etter en sesong.

Slitte dekk blir ofte kvernet og brukt som underlag i kunstgressbaner over hele Norge. Partiklene brukes til demping og for å hindre at kunstgresstråene legger seg flate. Det er enorme utslipp av partikler fra kunstgressbaner i Norge i løpet av et år. Men siden dette ikke er direkte utslipp som følge av veitransport, og fordi denne gummien i all hovedsak kommer fra dekk fra personbiler, vil denne kategorien utelukkes i denne rapporten.

Mikroplast som dannes på veiene kan fraktes over lange distanser ved hjelp av vind og vann. Det er kjent at overvann bidrar til forurensning av veistøv i vassdrag^{38,39}. Mikroplast som havner i naturen vil dermed i stor grad inneha komponenter fra asfalt, veimerking og bildekk. Overvann fra noen hovedveier (E6) og langs noen tunneler blir renset, men ellers vil nesten alt veistøv ende opp i naturen ifølge Vegvesenet.⁴⁰ Veistøv vil i stor grad bli absorbert og stengt inne i jordsmonnet langs veiene. I urbane områder hvor det er mindre jordsmonn og mer asfalt vil partiklene i stor grad bli vasket ned i avløpskanalene og transporteres ut i havet. Generelt har Vegvesenet tidligere regnet en 50:50 fordeling mellom de utslippene som havner i jordsmonnet og det som havner i havet.⁴¹ Figur 5 viser hvordan utslipp vil transporteres videre i mer detalj basert på en rapport fra IUCN (2017). Flere studier behøves for å undersøke hvor utslippene havner.

³⁴ *ibid*

³⁵ Johansen, T.C. (2013). Road trials for Road Markings with enhanced Skid Resistance. Report 253 (In Norwegian with English summary). Norwegian Public Roads Administration.

³⁶ Hirawa, M., Kasai, S., Takemoto, A., & Aita, H. (2010). Development of Recessed Pavement Markings that Incorporate Rumble Strips. *Journal of the Eastern Asia Society for Transportation Studies*, Vol.8.

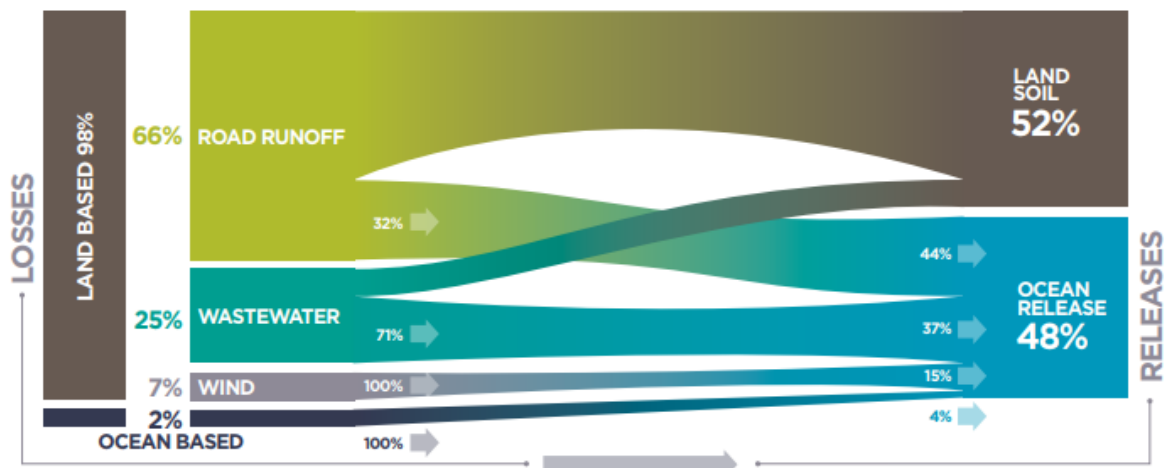
³⁷ Reviewed e.g. by Bahar, et. al. (2006). Pavement Marking Materials and Markers: Real-World Relationship Between Retroreflectivity and Safety Over Time. Report, web only. National Cooperative Highway Research Program, USA.

³⁸ Zgeib S., Moilleron, R., Saad, M., Ghassan, C. (2011). Partition of pollution between dissolved and particulate phases: What about emerging substances in urban stormwater catchments? *Water research*, 45, 913 -925.

³⁹ Cornelissen, G., Pettersen, A., Nesse, E., Eek, E., Helland, A., & Breedveld, G.D. (2008). The contribution of urban runoff to organic contaminant levels in harbor sediments near two Norwegian cities. *Marine Pollution Bulletin*, 56, 565–573.

⁴⁰ Amundsen, C.E., & Roseth, R. (2004). Utslippsfaktorer for forurensninger fra veg til vann og jord i Norge. Pollutant emission factors from roads to water and soil in Norway. Report (in Norwegian). Statens Vegvesen.

⁴¹ *Ibid*.



Figur 5 – Bidrag av ulike transportveier av globale utslipp til verdenshavene.⁴²

3.2 Sjøtransport

Studier av mikroplast fra vedlikeholdsarbeid på skipsverft har blitt gjennomført over hele verden (Sverige⁴³, Korea⁴⁴, UK⁴⁵, Italia⁴⁶ og Portugal⁴⁷). Det har blitt påvist mikroplasttyper fra maling brukt i maritime næringer i høye konsentrasjoner i nærheten av store verft. Forvitring av maling skjer gjennom en rekke kompliserte prosesser hvor både UV-stråling og oksygen er dominerende.

Det er diskusjoner hvorvidt maling og partikler fra maling skal klassifiseres som mikroplast, men moderne epoxy-basert maling inneholder ofte partikler som oppfyller definisjonen på mikroplast. Når denne malingen slites av eller fjernes vil det da klassifiseres som mikroplastpartikler. Moderne maritim maling er ifølge OECD basert på polymerkjemii.⁴⁸ Omtrent en fjerdedel av all maritim maling blir brukt til fritidsbåter, en liten andel til containere, og resten til skip og offshore installasjoner.⁴⁹

Mikroplastutslipp fra sjøtransport skjer først og fremst i forbindelse med vedlikeholdsarbeid. Det er også naturlig slitasje på skipet som følge av at det er i bruk, men denne andelen er liten. Skip må gjennom fullt vedlikeholdsarbeid hvert 3-5 år hvor malingen delvis fjernes. I forbindelse med disse

⁴² Boucher, J. og Friot, D. (2017). *Primary Microplastics in the Oceans: A Global Evaluation of Sources*. Gland, Switzerland: IUCN. 43pp. Available at: <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2017-002.pdf>

⁴³ Norén, F., Norén, K. & Magnusson, K. (2014). Marint mikroskopisk skrap. Undersökning längs svenska västkusten 2013 & 2014. (Report in Swedish). IVL. Rapport 2014:52. Länsstyrelsen i Västra Götalands län, Vattenvårdsenheten.

⁴⁴ Song, Y.K., Hong, S.H., Jang, M., Kang, J., Kwon, O.Y., Han, G.M., & Shim, W.J. (2014). Large Accumulation of Micro-sized Synthetic Polymer Particles in the Sea Surface Microlayer. *Environmental Science & Technology*, 48, 9014–9021.

⁴⁵ Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W. G., McGonigle, D., & Russell, A. E. (2004). Lost at sea: Where is all the plastic? *Science*, 304(5672), 838-838.

⁴⁶ Vianello, A., Boldrin, A., Guerriero P., Moschino V., Rella, R., Sturaro, A., & Da Rosb, L. (2013). Microplastic particles in sediments of Lagoon of Venice, Italy: First observations on occurrence, spatial patterns and identification. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 130, 54-61.

⁴⁷ Frias, J.P.G.L., Otero, V., & Sobral, P. (2014). Evidence of microplastics in samples of zooplankton from Portuguese coastal waters. *Marine Environmental Research*, 95, 89-95.

⁴⁸ OECD. (2009). OECD SERIES ON EMISSION SCENARIO DOCUMENTS. Number 22. EMISSION SCENARIO DOCUMENTS ON COATING INDUSTRY (Paints, Laquers and Varnishes).

⁴⁹ Paint Research Association note, retrieved from web: http://www2.pra-world.com/download/pdf/GICM_Sampler.pdf

arbeidene vil store deler av den eksisterende malingen fjernes før skipet males på ny med ny maling. En full renovering der all maling fjernes skjer sjeldnere, kanskje hver 5-10 år.

Det har tidligere vært mye fokus på utslipp av tungmetaller og persistente organiske forurensninger (POPs) fra verft, spesielt knyttet til vedlikeholdsarbeid.⁵⁰ I 2014 var det få norske skipsverft som hadde installert effektive systemer for å behandle vannavløp og forebygge utslipp av mikroplast til havet⁵¹. Flere og flere verft har tak og vegger for å redusere mengden partikler som slippes ut til havet og naturen, og i mange verft finnes det i dag systemer for innsamling av partiklene som slipes av under vedlikeholdsarbeidet. Likevel er det grunn til å tro at det er en del partikler som vil ende opp i havet under en slik rehabilitering.

4 Utslippsfaktorer for Vei- og Sjøtransport

Det er vanskelig og ikke minst arbeidskrevende å finne opphav til mikroplastpartikler funnet i havet selv om hver partikkel kan analyseres i forhold til plasttype. Som illustrert kan en mikroplastpartikkel komme fra en rekke ulike utslippskilder, fra ulike steder, og de kan ha blitt sluppet ut på ulike tidspunkt og være i ulike stadier av nedbrytningen.

Det er lite informasjon om eksakte utslippsmengder fra kilder til mikroplast. En av grunnene til dette er at det er utfordrende å forske på da konsentrasjonen av mikroplast vil variere avhengig av oseanografiske forhold, materialtype og størrelse på partikkelen.⁵²

4.1 Statistikk

Sundt et al. (Mepex Consult AS) gjorde grunnleggende arbeid på utslippsmengder i 2014. Før det var det få som hadde prøvd seg på å beregne mikroplastutslipp og undersøke hvor store utslippene er. I forbindelse med denne rapporten har det blitt undersøkt hvorvidt noen nye rapporter har oppdaterte tall på utslippsmengder. Det har vist seg at det er få rapporter som har blitt publisert siden Sundt et al. fremla sine resultater i 2014.

I 2014 supplerte NIVA med en rapport om miljøkonsekvensene av mikroplastutslipp i naturen. Miljødirektoratene i både Sverige og Danmark publiserte lignende rapporter i 2015 og 2016 hvor de gjorde rede for mikroplastutslippene i sine respektive land. Beregningene her ble i stor grad gjort med basis på utslippsfaktorene som Sundt et al. brukte.

Det er i all hovedsak blitt publisert to rapporter siden 2014 hvor det fremkommer nye utslippsfaktorer og utslippsmengder har blitt beregnet. Verschoor et al (2016) skrev en omfattende rapport hvor de har beregnet utslippsmengdene for Nederland. I 2018 hadde NIVA og TØI et samarbeid hvor de publiserte en rapport som tok for seg utslippskildene og regnet på utslippsmengder. Her gjør de en detaljert sammenligning med tallene som Sundt et al. la frem i 2014.

⁵⁰ Miljøverndepartementet. (2010). Et Norge uten miljøgifter (NOU 2010:9). (Report, in Norwegian).

⁵¹ Norsk Industri. (2012). Beste praksis for miljøarbeid i skipsverft – utslipp og avfall. (Report, in Norwegian)

⁵² Goldstein, M.C., Titmus, A.J., & Ford, M. (2013). Scales of Spatial Heterogeneity of Plastic Marine Debris in the Northeast Pacific Ocean. PLoS ONE, 8(11), e80020.

For å finne frem til en utslippsfaktor og totale utslippsmengder i forbindelse med transport av fisk med vei- og sjøtransport, har de ulike publiserte tallene blitt gjennomgått. En sammenstilling av disse er å finne i de neste delkapitlene.

4.2 Veitransport

Utslipp av mikroplast som følge av dekkslitasje har vært studert i flere rapporter⁵³, men det er få som prøver seg på å beregne mengdene mikroplast som dannes i året som følge av biltransport. Det viktigste arbeidet som har blitt gjort var av Sundt et al. (2014), av Verschoor et al. (2016), og Niva og TØI (2018). Det er disse 3 rapportene som det har blitt tatt utgangspunkt i når en utslippsfaktor skal defineres og det skal beregnes hvor mye mikroplastutslipp som kommer fra veitransport.

Slitasjen vil variere mellom typer bildekk og vil være større på kjøretøy med store dekk, slik som busser og lastebiler. Som nevnt i kapittel 4.1 vil slitasjen på et bildekk være i snitt 10-15 % i løpet av levetiden.⁵⁴ Lassen et al. (2016) refererer til en rapport som rapporterer om en slitasje på i snitt 17 %, mens en annen rapporterer om maks 10 % slitasje.⁵⁵ Vi estimerer derfor 10-15 %.

Antall kjøretøykilometer (kkm) i Norge i 2017 var på 45 208 mill. km.⁵⁶ Av dette ble 2007 mill. km kjørt av store lastebiler. Ifølge TØI står tungtransporten i Norge (vektklasse >20 tonn) for over 80 % av veibaneslitasjen.⁵⁷ Dette er basert på de marginale eksterne kostnadene ved vegtrafikk i Norge i 2011.

Total mengde kkm av lakseeksport fra Sandstad og Bergensområdet til Bremen er i underkant av 27 millioner km i året (inkluderer kkm innad i Norge og Europa). Det er denne strekningen som beregningene tar utgangspunkt i. Likevel har det i utviklingen av noen utslippsfaktorer tatt utgangspunkt i slitasje fra utslipp innad i Norge. Dette er nærmere forklart i hvert delkapittel. Tabell 2 viser noen av faktorene som beregningene tar utgangspunkt i.

Tabell 2 – Informasjon om ulike faktorer brukt i beregningene av mikroplastutslipp

Faktorer i forbindelse med mikroplastutslipp	
Total mengde kjøretøykilometer (kkm) i Norge	45 208 millioner
Mengden kkm kjørt av store lastebiler	2 007 millioner
Andel veibaneslitasje forårsaket av tungtransport	ca. 80 %

⁵³ Reviewed by for example by Pant, P., & Harrison, R.M. (2013). Estimation of the contribution of road traffic emissions to particulate matter concentrations from field measurements: A review. *Atmospheric Environment*, 77, 78-97.

⁵⁴ Sundt et al. (2013). *Sources of Microplastic Pollution to the Marine Environment*. Mepex Consult for Miljødirektoratet.

⁵⁵ Lassen et al. (2016). *Occurrence, Effects and Sources of Releases to the Environment in Denmark*. Danish Environmental Protection Agency

⁵⁶ SSB (2018). *Kjørelengder*. Available at: <https://www.ssb.no/transport-og-reiseliv/statistikker/klreg> last accessed: 23.01.19

⁵⁷ TØI (2016). *Marginale Eksterne Kostnader ved Vegtrafikk med Korrigerte Ulykkeskostnader*. Available at: <https://www.toi.no/getfile.php?mmfileid=38978> Last accessed 24.01.19

Mengde kkm ifm lakseeksport fra Sandstad og Bergensområdet til Bremen	27 millioner
Mengde kkm ifm lakseeksport fra Sandstad og Bergensområdet til landegrensen	10 millioner
Andel fisketransport fra Sandstad og Bergensområdet av all tungtransport utført i Norge	0,51 %

I vedlegget (kapittel 8) er beregningene vist i nærmere detalj.

4.2.1 Dekkslitasje

Sundt et al. opererte med et utslipp på 712 mg/kkm. I den nyeste rapporten til NIVA og TØI opererer de med et snittutslipp på 600 mg/kkm (se Tabell 3).⁵⁸ De har tatt utgangspunkt i tallene fremlagt av Verschoor et al. (2016). Forskjellen mellom veitypene er om lastebilene kjører hovedsakelig på asfalt eller på grus. I forbindelse med dette oppdraget vil lastebilene i stor grad kjøre på asfalt så estimatet for motorvei er nok det som samsvarer best. Fra NIVA og TØI rapporten er dette 668 mg/kkm.

Tabell 3 – Utslippstall fra tungtransport på ulike typer vei fra 2 kilder. (vkm = kjøretøykilometer)

	Snitt	Urban (mg/kkm)	Landvei (mg/kkm)	Motorvei (mg/kkm)
Sundt et al. (2014)	712	-	-	-
Verschoor et al. (2016)	600	850	546	668

Tallene det opplyses om i tabellen over, er for tungtransport, altså ved transport med lastebil. Dette er også totale tall for total mengde partikkelutslipp. Det er estimert at 60 % av dette vil være polymerbasert, altså vil det da være et utslipp på 400,8 mg/kkm for lastebiler.⁵⁹ Dette er et konservativt anslag da man kan hevde at alle partikler inneholder en viss andel polymerer slik at enhver partikkel er mikroplast.

Utslippsfaktor dekkslitasje: 400,8 mg/kjøretøykilometer

⁵⁸ NIVA (2018). *Microplastics in Road Dust - Characteristics, Pathways and Measures*. Miljødirektoratet

⁵⁹ Sundt et al. (2013). *Sources of Microplastic Pollution to the Marine Environment*. Mepex Consult for Miljødirektoratet.

4.2.2 Veimerking

Det er lite kvantitative data på mengden maling som vil slites fra asfalten i løpet av et år. Sundt et al. (2014) forventet at mengden maling brukt i året ville brukes i stor grad de steder hvor malingen var helt slitt. Ergo, at tilførselen av ny maling er lik det som går tapt i løpet av et år. OECD estimerer et totalt utslipp på 3 % i løpet av livstiden til veimerkingene.⁶⁰ Polymerinnholdet i malingen som brukes er 1-5 %. Mengden polymerbasert maling brukt i Norge i 2013 var 320 tonn.⁶¹

Sundt et al. sine tall var grunnlag for NIVA og TØI sin studie i 2017. De estimerer et utslipp på 90-180 tonn i Norge. Dette er betydelig mindre enn de 320 tonnene om Sundt et al. publiserte i 2014. NIVA og TØI anslår at et estimat på 90-180 tonn i året er mer riktig.

Utslippsfaktor veimerking: 53,8 mg/km

4.2.3 Asfaltslitasje

Ifølge NIVA og TØI er det bare 5 % av alt bitumen som legges i Norge i året som består av polymerer, fortrinnsvis SBS. Dette medfører at det påføres ca. 750 tonn med SBS årlig i Norge. De har estimert total mengde utslipp som følge av slitasje på veibanen som 28 tonn, altså i underkant av 4 % av tilførselen hvert år.

Utslippsfaktor asfaltslitasje: 11,2 mg/km

4.3 Sjøtransport

Bakgrunn for beregningen av utslippsfaktorer for sjøtransport kommer fra Sundt et al. (2014) og Verschoor et al. (2016). Alle andre rapporter har tatt utgangspunkt i tallene fra disse to kildene i sine utslippsberegninger.

4.3.1 Normal Bruk

Utslipp fra skip vil som nevnt skje når skipet er i bruk. Hele skipet er malt, og hele den malingen vil flasse av over tid som følge av vær og vind. Det finnes ulike typer maling brukt til ulike deler av skroget. OECD estimerer at 1 % av alt fast belegg på et skip vil forvitne og flasse av i løpet av livstiden til belegget.⁶² Verschoor et al. (2016) følger dette estimatet.

Det konkluderes med at det vil være mikroplastutslipp fra skip i drift, men disse utslippene har ikke blitt kvantifisert pga manglende grunnlagsdata. Utslippene vurderes uansett som små i forhold til dekkslitasjen man har fra veitransport.

4.3.2 Vedlikeholdsarbeid

OECD har estimert at 1,8 % av malingen søles under påføring og 3,2 % under vedlikehold og sliping.⁶³ Verschoor estimerer et utslipp på 1 % da skipsverftene i Nederland har satt i gang

⁶⁰ OECD (2009). OECD SERIES ON EMISSION SCENARIO DOCUMENTS. Number 22. EMISSION SCENARIO DOCUMENTS ON COATING INDUSTRY (Paints, Laquers and Varnishes).

⁶¹ Sundt et al. (2013). *Sources of Microplastic Pollution to the Marine Environment*. Mepex Consult for Miljødirektoratet.

⁶² ECD (2009). *Emission Scenario Document on Coating Industry (Paints, Lacquers and Varnishes)*. OECD Health and Safety

⁶³ OECD (2009). OECD SERIES ON EMISSION SCENARIO DOCUMENTS. Number 22. EMISSION SCENARIO DOCUMENTS ON COATING INDUSTRY (Paints, Laquers and Varnishes).

begrensende tiltak for å redusere utslippene. Sundt et al. (2014) anser dette som et lavt estimat da norske skipsverft neppe har like gode systemer på plass for å begrense utslippet av partikler under påføring og rehabilitering. Større partikler vil gjerne samles opp, men de små vil i stor grad ikke det. Sundt et al. har estimert en dobbel så høy utslippsfaktor i verste fall.⁶⁴

Sundt et al. estimerte i 2014 en utslippsmengde på 330 tonn i året etter vedlikeholdsarbeid og bruk av skipet. Det konkluderes derfor med at det vil være mikroplastutslipp fra vedlikeholdsarbeid, men at disse utslippene ikke har blitt kvantifisert pga manglende grunnlagsdata samt kunnskap om aktuelle vedlikeholdsverft. Utslippene vurderes uansett som små i forhold til dekkslitasjen man har fra veitransport.

5 Beregninger av Mikroplastutslipp som følge av Fiskeeksport

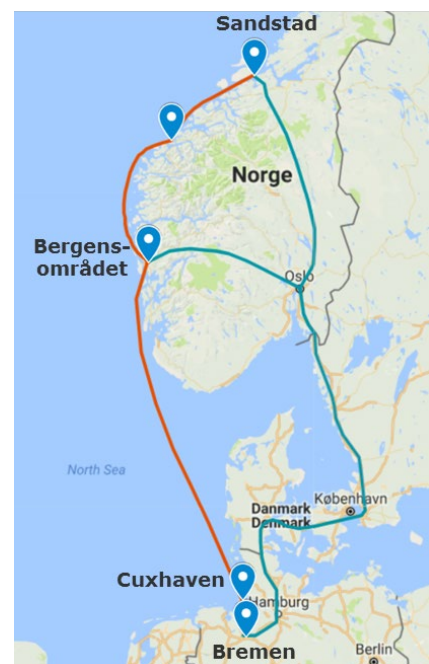
Denne rapporten er en del av en større analyse av ulike miljøkonsekvenser ved å flytte 30 % av den eksporterte oppdrettsfisk fra vei til sjø. Analysen tar utgangspunkt i hvordan transportlogistikken løses i dag for så å se på hvordan den ville sett ut dersom sjøtransport ble introdusert. Den ser også på hvilken påvirkning en endring i transportlogistikken vil ha når mengden fisk eksportert vil øke på lengre sikt. De ulike scenarier er nærmere beskrevet i egne rapporter.⁶⁵

Beregningene som gjøres i dette kapittelet vil gjøres på basis av lakseeksport fra Sandstad og Bergensområdet til Bremen. Dette utgjør kun en andel (300 000 tonn) av den totale mengden fisk som eksporteres fra Norge i løpet av året (ca. 840 000 tonn). Beregningene tar utgangspunkt i 2 ulike scenarier med ulike nullalternativ som er avhengig av mengden fisk eksportert og hvordan fisken fraktes.

Bilde 1 – En oversikt over transportrutene på lastebil (blå rute) og på skip (rød rute).

Listen nedenfor forteller hvilke beregninger som har blitt gjort på mikroplastutslipp i de ulike scenarioene:

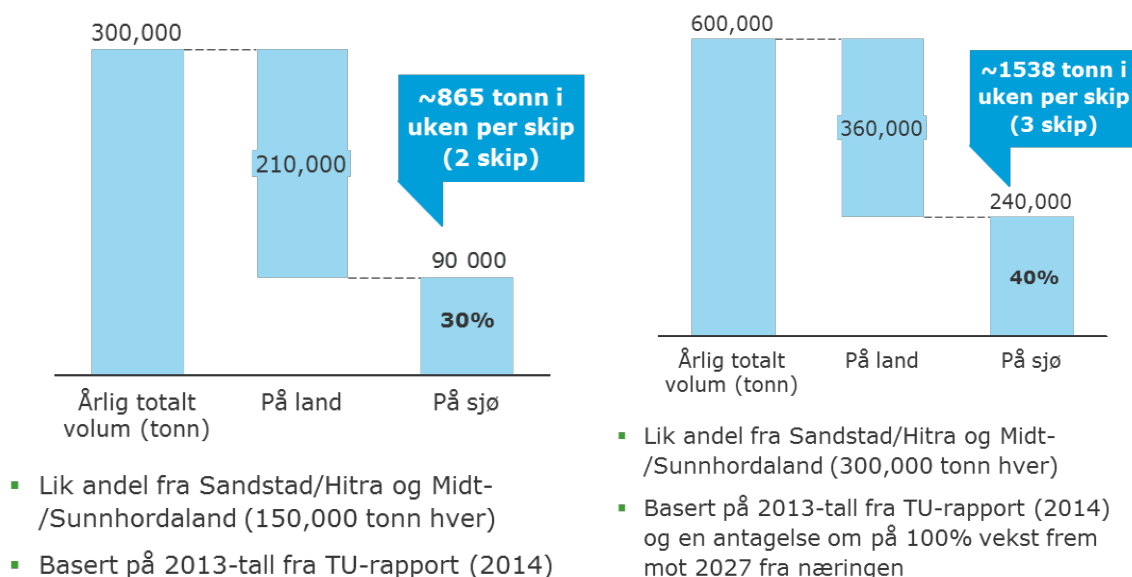
- Scenario 1
 - o Nullalternativ: Med dagens utgangspunkt, altså nullalternativet for scenario 1 (2018), går all transport av fisk på vei. Det er ingen sjøtransport
 - o Under scenario 1 (2018) overføres 30 % av mengden fraktet fisk til sjøtransport (2 skip i uken). I forbindelse med sjøtransporten vil det fortsatt være behov for transport med lastebil til og fra havnene. Dette er inkludert i beregningene. Mikroplastutslipp vil dermed komme både fra vei- og sjøtransport.
- Scenario 2



⁶⁴ Sundt et al. (2013). *Sources of Microplastic Pollution to the Marine Environment*. Mepex Consult for Miljødirektoratet.

⁶⁵ DNV GL og Menon Economics (2018). *Samfunnsøkonomisk Analyse av Pilotstudie «Fisk fra Vei til Sjø»*. Grønt Kystfartsprogram. Rapport for Kystrederiene

- Nullalternativ: All transport går på vei og ingen eksport har blitt overført til sjøtransport. Det er kun volumet av eksportert fisk som endres.
- Under scenario 2 (2030) har 40 % blitt overført til sjø. Reiseruten forblir den samme, men det er flere skip i rute.



Figur 6 – Volum lakseeksport fra Sandstad og Bergensområdet under scenario 1 (venstre) og scenario 2 (høyre).

Dette kapittelet inneholder kun resultatene fra hvert scenario. Mer detaljert informasjon om beregningene finnes i vedlegget (kapittel 8). Tabell 4 viser en oversikt over scenarioene og hvordan eksporten av laks fordeler seg på de ulike transportmåtene med tilhørende kilometer kjørt.

Tabell 4 – Oversikt over antall turer og mengden kilometer fraktet på vei og båt i hvert scenario.

		Scenario 1 (2018)		Scenario 2 (2030)	
		Nullalternativ (antall km)	30 % overført (antall km)	Nullalternativ (antall km)	40 % overført (antall km)
VEI	Sandstad - Bremen: 1735 km	13 697 368 (7 895 turer)	9 588 158 (5 526 turer)	23 659 091 (13 636 turer)	14 195 455 (8 182 turer)
	Bergen - Bremen: 1660 km	13 105 263 (7 895 turer)	9 173 684 (5 526 turer)	22 636 364 (13 636 turer)	13 581 818 (8 182 turer)
	Til havn i Bergen: 25 km	0	51 136 (2 045 turer)	0	136 364 (5 455 turer)
	Cuxhaven - Bremen: 100 km	0	409 091 (4 091 turer)	0	1 090 909 (10 909 turer)
	SUM	26 802 631	19 222 069	46 295 455	29 004 546
SJØ	Sandstad - Bergen 530 km	0	55 120 (104 turer)	0	82 68 (156 turer)
	Bergen – Cuxhaven 843 km	0	87 672 (104 turer)	0	131 508 (156 turer)
	SUM	0	142 792	0	214 188

Basert på transportarbeidet utført per scenario og nøkkeltall for mikroplastutslipp per km, er resultatene oppsummert i tabell 5.

Tabell 5 – Mengden mikroplastutslipp under hvert scenario fordelt på de forskjellige utslippskildene.

		Scenario 1 (2018)		Scenario 2 (2030)	
		Nullalternativ (kg/år)	30 % overført (kg/år)	Nullalternativ (kg/år)	40 % overført (kg/år)
Utslipp fra veitransport	Dekkslitasje	10 743	7 704	18 555	11 625
	Veimerking	1 442	1 034	2 491	1 561
	Asfaltslitasje	299	215	517	324
Utslipp fra sjøtransport	Naturlig utslipp ved bruk	0	Data ikke tilgjengelig	0	Data ikke tilgjengelig
	Vedlikeholdsarbeid	0	Data ikke tilgjengelig	0	Data ikke tilgjengelig
SUM		12 483	8 953	21 563	13 510

Hvis 30 % av all eksport av fisk fra Sandstad og Bergensområdet kan det spares ca. 3,5 tonn mikroplast i året. Dersom frakten av fisk ikke flyttes over til sjøtransport innen 2030, vil mengden mikroplastutslipp være over 8 tonn mer enn om 40 % av eksporten flyttes til sjøtransport.

6 Drøfting av Resultatene

Vi konkluderer med at det er betydelige mikroplastutslipp fra veitransport. Ved å flytte transporten av fisk over på sjø, reduseres utslippene. Rapporten viser likevel at også sjøtransport vil medføre mikroplastutslipp. Det er i denne rapporten indikert noen anslag for disse utslippene, men manglende kunnskap om de aktuelle utslippene og manglende data gjør at vi ikke vil kvantifisere mikroplastutslippene fra sjøtransport. Mengdene mikroplastutslipp oppgitt i forrige kapittel er høyst usikre, også for veitransport. De beregningene som har blitt gjort i forbindelse med denne rapporten gir imidlertid en klar indikasjon på hvor store utslippene kan være. Det er mange faktorer som vil påvirke utslippene av mikroplast fra vei- og sjøtransport utslippsmengdene kan derfor både være lavere og høyere i realiteten enn de mengdene det står oppgitt her.

Estimerer gitt i litteraturen på mengden maling tapt ved påføring, under bruk, og under vedlikeholdsarbeid er generelle antakelser. Hvor effektive systemer som finnes for å begrense

utslipp, ikke minst ved vedlikeholdsarbeid er usikkert. Det er også vanskelig å bruke utslippsfaktorer fra andre land fordi systemer og praksis kan være forskjellige.

Når det gjelder veitransport er vektnedgangen på et slitt dekk kontra et nytt dekk en grunnleggende faktor for å beregne dekkslitasje. Likevel vil mikroplastutslipp fra veitransport være avhengig av hvilken type dekk som brukes, hvor fort man kjører og bremses, hvor tung transporten er og flere andre faktorer som er avhengig av biltype og motor. Hvilken veitype det er og hvilken type asfalt som har blitt brukt vil også påvirke slitasjemotstanden. Det er altså mange faktorer som vil påvirke produksjonen av partikkelstøv fra veitransport.

Vi vurderer uansett utslippene fra sjøtransport som langt lavere enn utslippene fra veitransporten. Overføring av transport til båt betyr dermed mindre mikroplastutslipp. Desto mer tonnasje som overføres, desto større blir reduksjonen. Etableringen av en effektiv infrastruktur vil legge et grunnlag for betydelig overføring av gods til sjø. I første omgang vil returtransport, import på kjøll, bidra til ytterligere reduksjoner for samfunnet. Med stordrift kan løsningen tiltrekke seg enda større tonnasjer, både for fisk og andre varer.

7 Samfunnsøkonomiske vurderinger av redusert mikroplast ved overføring av fisketransport fra vei til sjø

Det er tidligere gjennomført en forenklet samfunnsøkonomisk analyse av å flytte fisketransport fra vei til sjø (DNV GL og Menon Economics 2018). I den analysen var en del miljøvirkninger med, men ikke miljøvirkninger som følge av redusert utslipp av mikroplast ved slik overgang.

I dette kapitlet gjør vi noen vurderinger av hvordan den samfunnsøkonomiske analysen og lønnsomheten vil endre seg dersom vi får lagt inn reduserte utslipp av mikroplast ved sjøtransport.

Vi vil også kort beskrive hvilke velferdseffekter det kan ha å redusere mikroplast i havet, hva vi vet om verdien av disse effektene målt i kroner, og hvordan man kan gå fram for å uttrykke disse økonomiske verdiene mer eksplisitt.

7.1 Mulige effekter av mikroplastutslipp på økosystemtjenester

I kapittel 3 er det gitt en oversikt over kjente miljøvirkninger av mikroplastutslipp. For å vurdere miljøvirkninger i samfunnsøkonomiske analyser (SØA) benyttes nå gjerne en økosystemtjenestetilnærming. Vi vil derfor kort beskrive hva som menes med økosystemtjenester, og hvilke økosystemtjenester som kan bli påvirket av mikroplastutslipp, før vi presenterer studier som har verdsatt utslipp av mikroplast eller plast til kyst og hav.

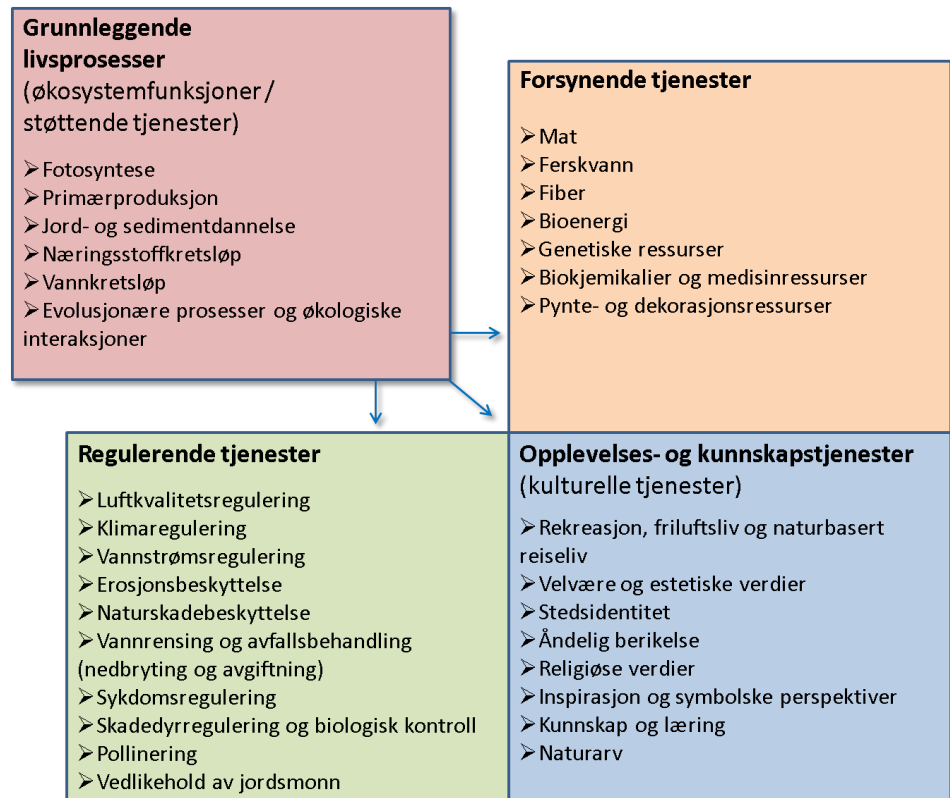
7.1.1 Hva menes med økosystemtjenester

Med økosystemtjenester menes økosystemenes direkte og indirekte bidrag til menneskelig velferd, (eller summen av nytten, eller livskvalitet om en vil, til alle mennesker i f.eks. et land). Dette er også beskrevet som «de goder og tjenester fra naturen som bidrar til menneskers velferd». Økosystemtjenester omfatter både fysiske goder (som mat, vann, tømmer og fisk) og tjenester (som karbonlagring, rekreasjon og estetiske opplevelser). For en grundig innføring i økosystemtjenester viser vi til NOU 2013:10 (NOU 2013).

Økosystemtjenestene deles gjerne inn i fire kategorier:

- *støttende* (også kalt *grunnleggende livsprosesser*), som primærproduksjon og næringsstoffkretsløp
- *forsynende* (også kalt *produserende*), som sjømat og marine råstoffer
- *opplevelses- og kunnskapstjenester* (også kalt *kulturelle tjenester*), som rekreasjon, estetiske verdier og naturarv (ikke-bruksverdier)
- *regulerende*, som klimagassregulering og vann- og sedimentrensing

Hver kategori inneholder flere tjenester. I figuren nedenfor har vi gjengitt de fire kategoriene og de respektive økosystemtjenestene, slik de er presentert i NOU 2013:10.



Figur 7 - Inndeling av økosystemtjenester i henhold til NOU (2013). Kilde: NOU (2013).

Det er ikke gjort noen grundig analyse av hvilke økosystemtjenester som kan bli påvirket av mikroplast i havet generelt, eller som kan bli forbedret som følge av reduserte mikroplastutslipp ved overgang fra vei- til sjøtransport. Vi vil derfor trekke fram noen økosystemtjenester som det er nærliggende å tenke seg kan bli påvirket. Mikroplast på strender og langs kysten kan påvirke rekreasjon og friluftsliv, det visuelle (estetiske tjenester), naturarv (naturmangfold) og muligens også folks helse via sjømat.

Sjømat

Kysten og havet utenfor Norge gir viktige bidrag til sjømatproduksjon. Det gjelder saltvannsfiskerier og oppdrett av fisk og reker, sjøkreps, hummer, skjell og krabbe.

Rekreasjon

Kysten med strender og svaberg er et viktig område for rekreasjon og en rekke ulike rekreasjonsaktiviteter som bading, fiske, dykking, padling og båtliv, og turer og opphold langs kysten.

Estetiske verdier

Mange mennesker finner velvære (psykisk og mentalt), skjønnhet og estetisk verdi i ulike sider ved strender, kyst og hav, og dette synliggjøres blant annet gjennom valg av fritidsaktiviteter og bosted.

Naturarv

Denne tjenesten reflekterer at mennesker kan ha verdier knyttet til at naturen – ikke minst havet – tas godt vare på i dag og for fremtidige generasjoner, uten tanke på egen bruk. De har ikke-bruksverdier knyttet til bevaring av et intakt hav, jf. figur 8.

Vann- og sedimentrensing

Økosystemer gir store og viktige bidrag til rensing av vann gjennom filtrering, fjerning av organiske avfallsstoffer og håndtering av ulike giftstoffer. Slik «etterbehandling» finner sted i alle økosystemer i et tett samspill mellom levende (biotiske) og abiotiske (ikke-levende) faktorer. Bakterier og andre mikroorganismer spiller en avgjørende rolle.

Norske havområder bidrar med slik rensing i stor skala, der de stoffene som er nedbrytbare blir tatt hånd om av mikroorganismer mens andre fortynnes av havstrømmer og blandingsprosesser, lagres i organismer eller deponeres i bunnsedimenter.

7.2 Hva man ønsker å måle i samfunnsøkonomiske analyser

7.2.1 Verdien av en ressurs

Når vi skal vurdere betydningen eller verdien av redusert mikroplast i samfunnsøkonomisk sammenheng, må vi legge til grunn de prinsipper som gjelder for verdsetting av ressurser i samfunnsøkonomiske analyser. Hovedprinsippet for verdsetting som vanligvis brukes i slike analyser, er at kroneverdien av en *positiv* konsekvens skal settes lik det befolkningen er villig til å betale for å *oppnå* den, mens verdien av en *negativ* konsekvens er lik det befolkningen er villig til å betale for å *unngå* den negative konsekvensen. Det er befolkningens preferanser som legges til grunn, og deres betalingsvillighet brukes som et mål på hvordan folk avveier konsekvensene mot andre goder som gir dem positiv eller negativ nytte. At noe er samfunnsøkonomisk lønnsomt betyr derfor at befolkningen til sammen er villig til å betale mer enn det tiltaket koster.

I samfunnsøkonomiske analyser brukes kalkulasjonspriser som skal reflektere alternativ-verdien av de ressursene som inngår ved gjennomføring av et tiltak (dvs. verdien av å bruke ressursen i beste alternative anvendelse), for eksempel tiltak for å redusere mikroplastutslipp. For ressurser med veldefinert eiendomsrett, velfungerende markeder og ingen eksterne virkninger⁶⁶, er

⁶⁶ Også kalt eksternaliteter, som er en betegnelse på samfunnsøkonomiske gevinster eller kostnader, for eksempel for miljøet, ved produksjon eller konsum som enkelt-aktørene ikke blir godskrevet/belastet økonomisk for i markedet og derfor ikke tar hensyn til.

samfunnsøkonomisk verdi (kalkulasjonsprisen) lik markedsprisen. I faktiske, ofte imperfekte, markeder kan kalkulasjonsprisen avvike mer eller mindre fra markedsprisen. Årsaker til avvik kan f.eks. være markeder med ufullkommen konkurranse (for eksempel et monopol), eller forekomst av eksterne virkninger, som miljøvirkninger.

7.2.2 Bruksverdier og ikke-bruksverdier

Det er den totale samfunnsøkonomiske verdien (Total Economic Value – TEV) av en marginal endring i mengden eller kvaliteten av et miljøgode eller en økosystemtjeneste, bestående av både bruks- og ikke-bruksverdier, (se boks 6.1) vi ønsker å inkludere i en samfunnsøkonomisk analyse.

Boks 1 - Total samfunnsøkonomisk verdi av miljøgoder (økosystemtjenester)

Total samfunnsøkonomisk verdi (Total Economic Value – TEV) består av følgende deler:

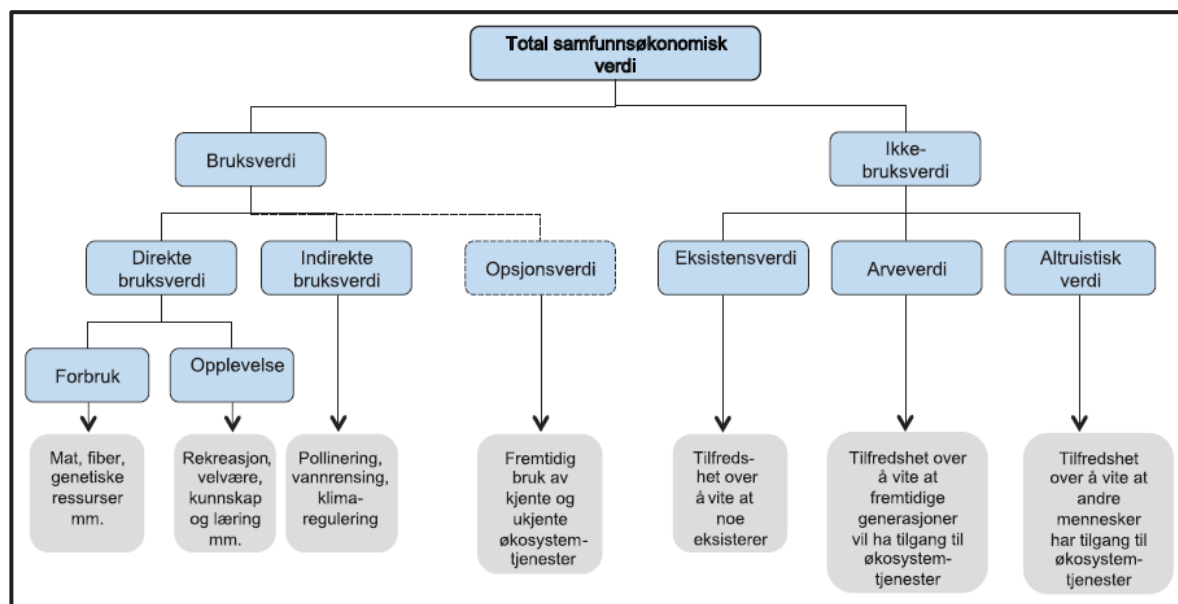
- **Bruksverdi:** Med *bruksverdi* menes verdier knyttet til bruk av godet eller tjenesten. Bruksverdien kan deles i henholdsvis *direkte* og *indirekte bruksverdi* og *opsjonsverdi*⁶⁷:
 - *Direkte bruksverdier* vi får fra naturressurser er for eksempel verdien av fisk fra havet, rekreasjonstjenester, o.l.
 - *Indirekte bruksverdi* referer seg til nytte som er relatert til tjenester vi får fra at funksjonene til naturressursene ivaretas, selv om disse ikke har noen direkte kommersiell verdi. Kan også være knyttet til det å se strender og hav (estetiske virkninger), samt karbonlagring, vannhusholdning, o.l.
 - *Opsjonsverdi* brukes som betegnelse på den verdien et individ tillegger det å ha muligheten til å kunne bruke et gode/tjeneste en gang i fremtiden.
- **Ikke-bruksverdi** er verdien av godet uten tanke på egen bruk, men knyttet til å ville bevare det for seg selv og andre i dag (*Eksistensverdi*) og for fremtidige generasjoner (*Bevarings- eller arveverdi*). Eksistensverdien referer til nytten som oppstår ut fra kunnskapen om at naturressursen er beskyttet uten å bli brukt. Bevaringsverdier referer til nytten som oppstår for et individ ut fra kunnskapen om at fremtidige generasjoner kan ha glede av eksistensen av naturressursen.

En annen måte å illustrere alle komponentene som inngår i total samfunnsøkonomisk verdi av en endring i en økosystemtjeneste er vist i figur 8. Figuren viser hvordan total samfunnsøkonomisk verdi kan deles i bruks- og ikke-bruksverdier, og hvilke elementer disse igjen kan deles inn i.

En del av de økosystemtjenestene som kan bli påvirket av tiltak mot mikroplast har typiske bruksverdier. Sjømat har direkte bruksverdier knyttet til konsum av fisk eller skalldyr. Rekreasjon har også først og fremst direkte bruksverdier, men disse er knyttet til opplevelser. En tjeneste som naturarv har ikke bruksverdier, men ikke-bruksverdier. Bevaring av et intakt hav for fremtiden kan både knyttes til det som er kalt eksistensverdi-, arveverdi og altruistisk verdi i figur 7.

⁶⁷ En del litteratur definerer begrepet *opsjonsverdi* (*option value*). Det debatteres imidlertid hvorvidt opsjonsverdi eksisterer som en separat komponent i TEV, og i en del litteratur benyttes heller betegnelsen *opsjonspris* (*option price*) som betegnelse på et individs betalingsvillighet når det er usikkerhet knyttet til fremtidig tilbud (vet ikke hvor mye av et gode som vil være tilgjengelig i fremtiden) eller fremtidig etterspørsel (individet vet ikke hvor mye av en økosystemtjeneste det vil etterspørre selv). I noen inndelinger oppgis ikke opsjonsverdien som en egen kategori, men antas inkludert i øvrige bruksverdier. Vi har inkludert opsjonsverdi her for å fremheve at muligheter for fremtidig bruk er viktig. I praktisk verdsetting må man være varsom slik at man ikke dobbeltteller fremtidige bruksmuligheter. Kvasi-opsjonsverdi er et annet begrep som kan sees som en korreksjonsfaktor til Total samfunnsøkonomisk verdi når man har med *irreversible inngrep* å gjøre, for eksempel utryddelse av arter, eller endring av økosystemer utover det nivået der de kan komme tilbake til tidligere tilstand. Kvasi-opsjonsverdien er verdien av ikke å gjennomføre irreversible tiltak for dermed å kunne utnytte økt fremtidig informasjon.

De metodene som skal benyttes til å beregne verdien av økosystemtjenester som påvirkes av mikroplastutslipp bør derfor, så langt som mulig, inkludere både bruks- og ikke-bruksverdier.



Figur 7 - Total samfunnsøkonomisk verdi består av ulike former for bruks- og ikke-bruksverdier. Kilde: her fra NOU (2013).

7.2.3 Nåverdimetoden

I en samfunnsøkonomisk analyse benytter man nåverdimetoden til å beregne lønnsomheten av tiltaket som blir vurdert. Det vil si at man beregner nåverdien (dagens verdi) av fremtidige nytte- og kostnadsstrømmer som utløses av tiltaket. Analyseperioden angir i denne sammenheng det antall år som inkluderes i beregning av nåverdien.

7.3 Metoder for å måle velferdseffekter av aktuelle miljøpåvirkninger

I dette avsnittet vil vi gi en kort gjennomgang av relevant litteratur for økonomisk verdsetting av aktuelle økosystemtjenester.

7.3.1 Utfordrende å prissette tiltak som medfører miljøpåvirkninger

Vår vurdering er at i prinsippet kan de fleste miljøvirkninger verdsettes, men det er ofte praktiske forhold som begrenser hva vi kan verdsette i kroner. De begrensende praktiske forhold har for eksempel sammenheng med manglende kunnskap om miljøvirkningene (for eksempel om effekter på biologisk mangfold o.l.), begrenset tid og ressurser til gjennomføring av nye, primære verdsettingsstudier og manglende verdsettingsstudier det går an å overføre verdier fra, hvis man velger ikke å gjennomføre en ny verdsettingsstudie (jf. beskrivelsen i neste avsnitt om utvikling og vurdering av metoder). Det er også slik at noen metoder kun vil dekke deler (oftest bruksverdier) av den totale samfunnsøkonomiske velferdseffekten av en miljøvirkning – så metodene kan være begrensende i seg selv.

Det er også et viktig spørsmål hvor stor usikkerhet man kan akseptere i verdsettingsanslagene for ulike beslutningssituasjoner. Selv om man i prinsippet kunne verdsette de fleste miljøvirkninger, vil kanskje enkelte metoder gi for stor usikkerhet for et prosjekt der total nytte og kostnader er beregnet til å ligge nær hverandre. I andre sammenhenger vil et grovt anslag, for eksempel basert på eksisterende litteratur, kanskje være godt nok for å komplettere beslutningsgrunnlaget. Generelt vil det være en avveining mellom nytte og kostnad av å øke presisjonen i prissettingen gjennom ytterligere informasjonsinnhenting ved bruk av mer avanserte, datakrevende verdsettingsmetoder.

7.3.2 Kort oversikt over verdsettingsmetoder

Det er utviklet flere metoder for verdsetting av miljøgoder -/effekter (og andre typer goder og tjenester) som ikke har markedspriser. Disse bygger på velferdsøkonomiens prinsipper. Vi går ikke nærmere inn på det teoretiske grunnlaget her, men slike beskrivelser finnes f.eks. i NOU 2013:10, eller standardreferanser som Champ et al. (2003) og Freeman et al. (2014). Disse metodene er i tråd med samfunnsøkonomisk analyse/metode som ligger til grunn for Statens vegvesens håndbok V712 og myndighetenes retningslinjer for samfunnsøkonomiske analyser (DFØ, 2018; Finansdepartementet, 2014).

7.3.3 Direkte og indirekte verdsettingsmetoder

Verdsettingsmetodene deles inn på flere måter. De kan for eksempel deles i *direkte og indirekte* metoder. Ved bruk av direkte metoder kan man direkte utlede folks verdsetting av godet. Eksempler på slike metoder er betinget verdsetting (mer kjent som betalingsvillighetsundersøkelser) og metoder som direkte estimerer kostnader ved å erstatte godet eller tjenesten som går tapt. Ved bruk av indirekte metoder kan ikke verdien utledes direkte, men finnes ved å estimere verdien av goder som har sammenheng med det godet man er interessert i. Eksempler er hedonisk prissetting (eiendomsprismetoden), valgekspesimenter, transportkostnadsmetoden, og kostnader ved forebyggende tiltak.

7.3.4 Metoder som bygger på avslørte eller oppgitte preferanser

En annen kategorisering deler metodene i dem som bygger på henholdsvis *avslørte og oppgitte* preferanser. Avslørte preferanser utleder verdier ut fra folks faktiske valg («Revealed Preference»-metoder). Oppgitte preferanser utleder verdier ut fra oppgitte valg («Stated Preference»-metoder), altså at folk selv oppgir sine preferanser (betalingsvillighet) direkte i betinget verdsettingsundersøkelser eller indirekte i valgekspesimenter.

En enkel oversikt over metoder kategorisert i henhold til beskrivelsen over, er vist i tabell 6.

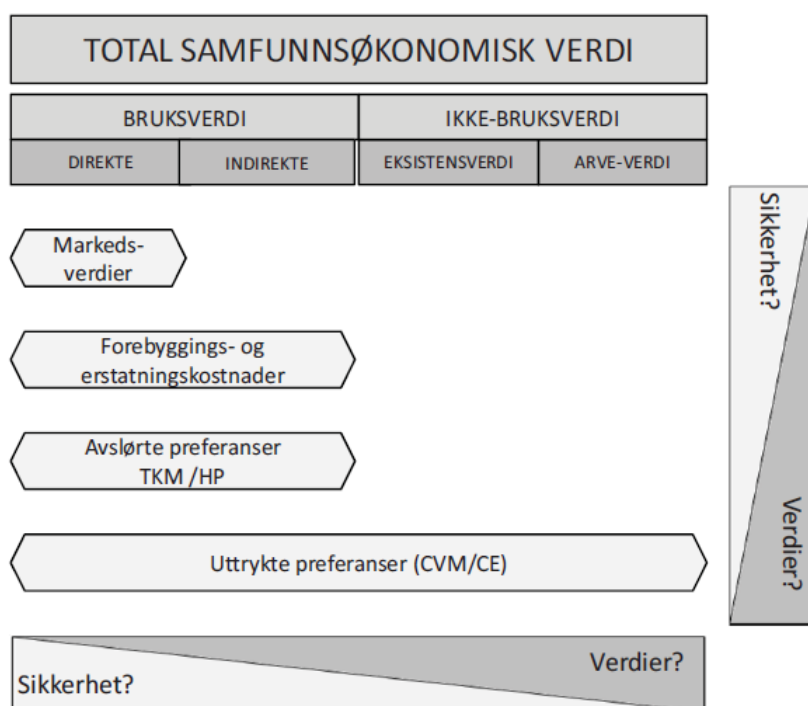
Tabell 6 - Klassifisering av metoder for verdsetting av økosystemtjenester

	Indirekte	Direkte
Avslørte preferanser (Revealed Preferences - RP)	Transportkostnadsmetoden (Travel Cost Method - TCM) Hedonisk prising (Eiendomsprismetoden) (Hedonic Price Method - HPM)	Markedspriser Kostnader ved å erstatte tapte tjenester (Replacement Costs -RC)

	Kostnader ved forebyggende tiltak (Avoidance Costs - AC)	
Oppgitte preferanser (Stated Preferences - SP)	Valgekspesimenter (Choice Experiments - CE)	Betinget Verdsetting (Contingent Valuation - CV; også kalt «betalingsvillighetsundersøkelser»)

7.3.5 Ulike metoder har ulike styrker og svakheter

Ved valg av metode må man ofte vurdere ulike hensyn mot hverandre. Figur 8 viser noen av de prinsipielle og praktiske avveiningene som må gjøres. Det er ulik grad av usikkerhet beheftet med de ulike metodene og begrensinger i forhold til om metodene kan dekke både bruks og ikke-bruksverdier. For eksempel, kan det være at en ved å bruke enkelte indirekte tilnærminger, som hedonisk prising, kan oppnå noe høyere sikkerhet i anslagene, men samtidig måtte akseptere at metodikken ikke er egnet til å fange opp det totale velferdstapet i en del sammenhenger eller ikke egnet rett og slett på grunn av liten bebyggelse eller omsetning av boliger i et berørt område.



Figur 8 - Ulike verdsettingsmetoder, og sammenheng mellom hvilken del av total samfunnsøkonomisk verdi de kan fange opp og hvilken sikkerhet de gir i anslagene. Kilde: Magnussen et al. (2010).

I tillegg til ulik grad av usikkerhet og dekning av total samfunnsøkonomisk verdi, er det også andre spesielle styrker og svakheter ved de enkelte metodene som vi ikke går nærmere inn på her.

For sjømat og råstoff kan markedspriser benyttes. For rekreasjon og andre tjenester som har et stort innslag av bruksverdier kan man bruke ulike metoder som transportkostnadsmetoden og eiendomsprismetoden. For goder og tjenester der mesteparten av verdien har sammenheng med

ikke-bruksverdier, som bevaring av naturmangfold og stedsidentitet (naturarv og kulturarv) er det imidlertid bare metodene som bruker oppgitte preferanser, det vil si betinget verdsetting og valgekspesimenter, som kan benyttes. Det er for eksempel gjort for å verdsette miljøvirkninger av oljeutslipp fra skip for Kystverket og av forurensede sedimenter. Hovedinnvendingen mot metoder som bruker spørreundersøkelser (som Betinget Verdsetting) er at de er hypotetiske, og dermed at folk kan spekulere i å oppgi for høy betalingsvillighet for eksempel for å unngå negative miljøvirkninger, men tror de slipper unna regningen. Det er også slik at folks preferanser for natur og arealbruk er komplekse og sammensatte. Lindhjem et al. (2014) gir en oversikt (på norsk) over noen sentrale innvendinger mot den betingede verdsettingsmetoden – og foreslåtte teoretiske og metodiske løsninger.

7.3.6 Verdioverføringsmetoder («Value Transfer»)

I tillegg til disse såkalte primære verdsettingsmetodene, har man nytteoverføringsmetoder, eller mer generelt verdioverføringsmetoder (såkalt *benefit* eller *value transfer methods*). Disse overfører resultatene fra eksisterende verdsettingsstudier til analysestedet der det er behov for anslag på velferdseffekter av miljøvirkningene. Man kan overføre enhetsverdier (f.eks. betalingsvillighet per husstand per år) fra en norsk (eller utenlandsk) studie som verdsetter lignende miljøvirkninger som dem en er interessert i. Alternativt kan en kan overføre en verdsettingsfunksjon som viser hvordan betalingsvillighet (f.eks. per husstand per år) avhenger av husstandenes inntekt, utdanning og andre sosioøkonomiske variable; samt størrelsen på miljøpåvirkningen, tilgang til nære substitutter til miljøgodet som verdsettes, og andre faktorer. Så setter en inn verdier for alle variabler i verdsettingsfunksjonen fra stedet man gjør analysen og regner ut den «justerte» betalingsvilligheten. Det siste kan for eksempel bety bruk av et datasett fra kun én tidligere studie, eller å samle og syntetisere verdsettingsanslag fra mange tidligere studier i en database som så brukes i en meta-analyse for å lage en verdsettingsfunksjon basert på mange studier (såkalt metaregresjonsanalyse). Verdioverføringsmetodene er mye i bruk i praktiske samfunnsøkonomiske analyser fordi det ikke alltid er tid eller ressurser til å gjennomføre nye spesialtilpassede verdsettingsstudier for et bestemt tiltak. Det er derfor også stor interesse og en relativt stor litteratur som diskuterer verdioverføringsmetoder og mulighetene for å øke presisjonen i ulike metoder (se for eksempel Navrud & Ready 2007; Johnston et al. 2015).

7.3.7 Implisitt verdsetting

I tillegg til metodene beskrevet så langt, benyttes også det som kalles implisitt verdsetting i en del tilfeller. Med det menes at man ut fra tidligere (politiske) beslutninger, kan utlede hvilken verdi samfunnet har satt på en viss naturverdi. Det er visse problemer med en slik tilnærming, blant annet at det kan være mange hensyn som ligger bak for eksempel om et naturområde bygges ut eller ikke, og implisitte priser kan variere mye avhengig av hvilket prosjekt man utleder prisen fra. Man kan heller ikke si at metoden bygger på de prinsippene som normalt legges til grunn i samfunnsøkonomiske analyser. I siste NOU om samfunnsøkonomiske analyser (NOU 2012) er imidlertid denne metoden nevnt som en mulig tilnærming.

7.4 Verdsetting av effekter av mikroplast – hva finnes?

Lee (2015) foretar en økonomisk verdsettingsanalyse av søppel og mikroplastforurensning i det marine miljø i det han kaller en innledende vurdering for Storbritannia. Per 2015 slår han fast at det bare er gjennomført et fåtall studier som forsøker å få fram de økonomiske virkningene av marint søppel, og ingen for mikroplast. Studien utvider tidligere tilnærminger til å estimere kostnaden ved

å vurdere potensielle økonomiske virkninger av marint søppel på maritim virksomhet og økonomi; samt effekten av mikroplast på marine organismer. Studien inkluderer direkte og indirekte bruksverdier innen modellen for total samfunnsøkonomisk verdi for å håndtere de usikre effektene av kontaminering og forurensning fra plast og mikroplast på marine organismer. En nytte-kostnadsbrøk representerer her tapet av «økonomisk nytte» hvor kostnader kunne ha vært unngått ved tiltak som har avbøtende eller rensende effekt på marin søppel og mikroplastforurensning.

Lee (2015) finner at de sektorene som får de største kostnadene ved søppel og mikroplast i havet er fiskerier og akvakultur, øvrige maritime sektorer, og marine sektorer som kyst-turisme. For disse sektorene skiller de ikke mellom kostnader knyttet til søppel og mikroplast. De regner imidlertid en del på kostnader som skyldes mikroplast for bløtdyr- og skalldyrfiskeriene. Bakgrunnen er at dyr som filtrerer vann for næring kan være spesielt utsatt for mikroplast. Dette utgjør viktige næringer, særlig i deler av Storbritannia. Det er store usikkerheter ved disse tallene, men nåverdien av kostnadene beregnes til å være i størrelsesorden 1,3 – 8,1 millioner pund per år av total produksjon på ca. 34 millioner pund.

McIlgorm et al. (2011) estimerte kostnader ved marint søppel i Asia-Stillehavs-regionen til å være i størrelsesorden 1 milliard euro per år for marine industrier. Det tilsvarer 0,3 prosent av brutto nasjonalprodukt for den marine sektoren i regionen.

Det finnes også en rapport fra Plastic Disclosure Project; publisert av UNEP med tittel «Valuing Plastics»⁶⁸. Den omfatter litt mer enn plast i havet, og har en litt annen tilnærming. Prosjektet er det første som vurderer miljøkostnadene av plast i næringslivet. Den beregnet mengden plast som brukes av børsnoterte selskap i 16 sektorer for forbruksgoder og vurderer nivået på selskapets åpenhet omkring bruk av plast. De kalkulerte den totale naturkapitalkostnaden av plast i forbruksgode-industrien til å være mer enn US\$ 75 milliarder per år. Denne kostnaden stammer fra en rekke miljøvirkninger, inkludert skadekostnader av plast for dyrelivet i havet og tap av verdifulle ressurser når plast sendes til deponier i stedet for å bli resirkulert.

EU-prosjektet «CleanSea»⁶⁹ inneholder flere studier for å vurdere, og om mulig beregne, de samfunnsøkonomiske kostnadene ved søppel i havet. Det ble gjennomført studier både av oppryddingskostnader for strender i Nederland og Italia, og verdsettingsstudier av nytten av å rydde opp på seks bystrender i Bulgaria (Svartehavet), Hellas (Middelhavet) og Nederland (Nordsjøen). I disse valgekspperimentene (Brouwer et al. 2017) ble 785 besøkende til seks bystrender i Bulgaria, Hellas og Nederland intervjuet med bruk av det samme spørreskjemaet og spurt om deres oppfatning om søppel på stranden, deres bruk av strender, og om de ville være villige til å delta som frivillige ved strandrydding eller betale lokale inngangspenger og kommunal skatt eller avgift for strandrydding. Faktiske eller potensielle oppryddingskostnader kan da sammenlignes med nytteanslaget i form av deres betalingsvillighet (WTP) for å få rene strender i en samfunnsøkonomisk analyse av om det er samfunnsøkonomisk lønnsomt å rydde strendene for søppel. Studien var den første til å vurdere og beregne de samfunnsøkonomiske kostnadene både av marint søppel som vaskes i land og søppel som legges igjen av dem som besøker strendene.

⁶⁸ <https://plasticdisclosure.org/plastic-disclosure-project/valuing-plastic-report.html>

⁶⁹ http://www.cleansea-project.eu/drupal/sites/default/files/project%20results/D4.11_factsheet.pdf

Målt i prosent av de besøkendes gjennomsnittlige årlige inntekt, var de villige til å betale 0,01 prosent i Nederland, 0,007 prosent i Bulgaria og 0,003 prosent i Hellas. Betalingsvilligheten var høyere for å rydde opp i søppel som ble lagt igjen på stranden av de besøkende enn for søppel som ble skyllet i land, noe Brouwer et al. (2017) forklarer med at de spurte sannsynligvis føler seg mindre ansvarlige for det som skylles i land. Betalingsvilligheten er høyere for å rydde plastikkposer og flasker enn for glassflasker og sigarettstumper. Betalingsvilligheten var lavest for opprydding av fiskegarn og tau (Brouwer et al. 2017).

«Clean Sea»-prosjektet hadde også en casestudie der man forsøkte å estimere kostnadene av marint søppel for fiskerisektoren. Hensikten var å vurdere, basert på tilgjengelig kunnskap, potensiell påvirkning av mikroplast på fiskebestander, og dermed den økonomiske verdien de generer hvert år. Dette kan så brukes som en indikator på den potensielle økonomiske kostnaden marint søppel/mikroplast genererer. Konklusjonen var imidlertid at fordi man per i dag har så lite kunnskap om påvirkningen av marin plast, inkludert mikroplast på fiskebestander og menneskelige helse, blir de økonomiske resultatene svært usikre.

Av særlig interesse for Norge er et valgekspperiment som ble gjennomført i Nord-Norge om folks preferanser for å unngå visuell forurensing av næringsvirksomhet (dvs. utbygging av rorbuer og fiskeoppdrettsanlegg) og marin forsøpling (Aanesen et al. 2018). De verdsatte ikke mikroplast spesielt, men marint søppel generelt, og fant at folk klart mislikte forsøpling av strendene. I gjennomsnitt var de som ble spurt, som var et representativt utvalg av befolkningen i Nord-Norge, villige til å betale i størrelsesorden 1050-1450 kroner per husholdning per år (123-169 amerikanske dollar) for å unngå en 50 prosent økningen i søppel på stranden.

Det finnes flere studier i ulike oversikter ⁷⁰, og det arrangeres jevnlig en «Marine Debris Conference⁷¹» - der det også presenteres noen økonomiske studier. Videre finnes en verdsettingsstudie av kostnadene ved marint søppel/debris fra California⁷², og det er gjort noen verdioverføringsstudier av redusert rekreasjonsverdi på grunn av marint søppel i Nederland (Eftec 2012).

Oppsummert er konklusjonen at det er få slike verdsettingsstudier; og svært få som sier noe om samfunnets kostnader som følge av mikroplastutslipp, eller hva som er nytten for samfunnet av å redusere utslippene.

7.5 Verdsetting av effekter av mikroplast – hvordan kunne det gjøres for å få disse verdiene inn i den samfunnsøkonomiske analysen?

Siden det foreligger så få/ingen slike studier som kunne benyttes til å beregne verdien av å redusere utslippene av mikroplast som sådan, kan vi i stedet gå veien om å identifisere og beskrive hvilke effekter en viss endring i mikroplastutslipp har på ulike økosystemtjenester, og så beregne verdien av endringen for hver økosystemtjeneste som påvirkes. I tillegg til å kjenne verdien av påvirkning på økosystemtjenesten, trenger vi da å vite årsaks-virknings-sammenhengene mellom mikroplast og endring i strømmen av økosystemtjenester, og så verdsette hver av disse tjenestene

⁷⁰https://ebrary.net/24984/environment/estimating_economic_impacts_marine_litter

⁷¹<http://internationalmarinedebrisconference.org/index.php/estimating-the-economic-impacts-of-marine-debris>.

⁷²https://marinedebris.noaa.gov/sites/default/files/publications-files/MarineDebrisEconomicStudy_0.pdf

ved egne betalingsvillighetsundersøkelser eller ved overføring av verdiestimer. Dette kan gjøres ved hjelp av skadefunksjonstilnærmingen.

7.5.1 Skadefunksjonsmetoden

Skadefunksjonstilnærmingen (Damage Function Approach / Impact Pathway Approach) er en etablert fremgangsmåte for økonomisk verdsetting av miljø- og helseskader (Hanley og Barbier 2009, Freeman et al. 2014), og består av fire trinn som vist i figur 10. Skadefunksjonsmetoden benyttes til å anslå skadekostnadene av mikroplast, som er lik den samfunnsøkonomiske nytten av tiltak som reduserer eller unngår disse skadevirkningene. Skadefunksjonsmetoden er en relativt omfattende prosedyre for verdsetting, som tar utgangspunkt i faktiske forurensingsnivåer som måles eller beregnes. I mange tilfeller har man ikke all informasjon som trengs for å gjennomføre alle trinnene fullt ut. Da er rammeverket nyttig for å identifisere på hvilke trinn og temaer man har tilstrekkelig eller manglende informasjon, og synliggjøre usikkerheten i forenklinger som må gjøres mens man samler inn/avventer mer data på de ulike trinnene.

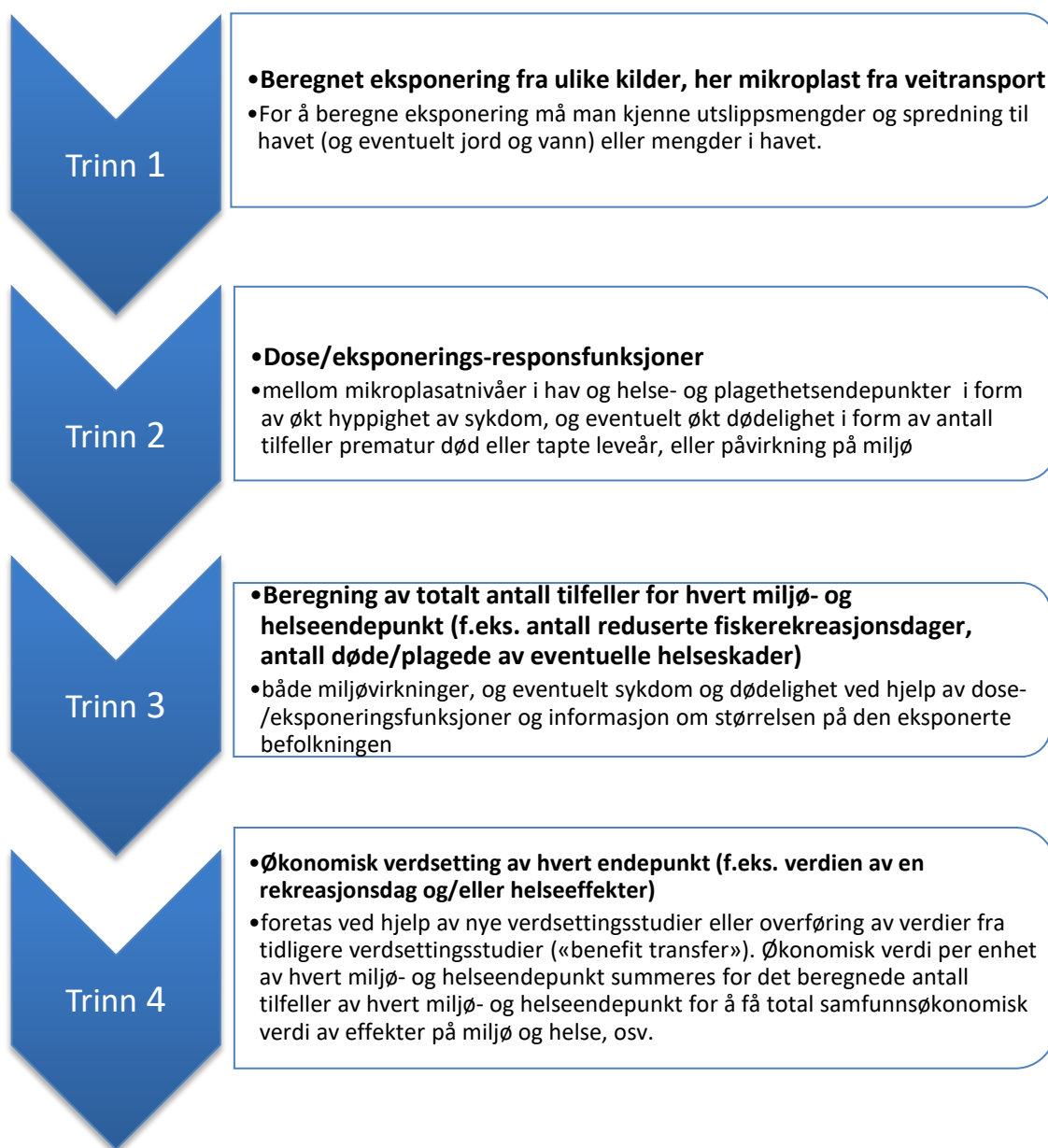
For marint miljø som er forurensset med mikroplast, kan man søke å beregne (og/eller anslå ved hjelp av eksperter) eksponeringsveier og eksponering i ulike medier basert på målinger av konsentrasjoner i hav og på strender osv., samt eventuelt spredningsmodeller. Deretter kan man ved hjelp av dose-responsfunksjoner eller eksponerings-responsfunksjoner (ERF)⁷³ (i den grad de er etablert), risikoanalyser og ekspertanslag søke å utlede sammenhenger mellom eksponering og henholdsvis helseendepunkter og økologiske endepunkter for miljøvirkninger.

Med helseendepunkter menes eventuell økt forekomst av for tidlig død i forhold til forventet levealder (målt som antall personer eller i form av tapte leveår), og eventuelt helseendepunkter i form av økt hyppighet av ulike sykdommer, både akutte og kroniske, som har sammenheng med mikroplast.

De økologiske virkningene kan opptre for eksempel i form av endrede muligheter for marine fiskearter, endret vannkvalitet, eller endrede forhold for liv i havet.

Den økonomiske vurderingen og verdsettingen kommer først i trinn 4 i skadefunksjonsmetoden (se figur 9). For miljøverdsettingen kan vi for eksempel verdsette redusert antall rekreasjonsfiskedager, eller hvor mange som blir berørt av at naturkvaliteten i havet blir redusert.

⁷³ Dose-respons-funksjoner brukes ofte som en fellesbetegnelse på sammenhengen mellom doser av forurensende stoff og effekter på både helse og miljøkvalitet/økosystemtjenester, mens eksponerings-responsfunksjoner (ERF-er) brukes oftest om sammenhengen mellom dose (eksponering) og helse.



Figur 9 - Trinnene i skadefunksjonstilnærmingen

Vi har ikke gjennomført trinnene i skadefunksjonen her. Det vil kreve en god del mer arbeid i å identifisere og kvantifisere påvirkningene, og for en del virkninger mangler det kunnskap per i dag. Men vi vil illustrere hva verdien kan være for en del viktige økosystemtjenester som kan bli påvirket av mikroplast i marint miljø.

7.5.2 Rekreasjon

Det er som nevnt flere rekreasjonsaktiviteter som utøves ved kyst og hav, og som kan bli påvirket av mikroplastutslipp. Det gjelder for eksempel fiske, bading og turer og opphold på stranden.

Navrud (2001) gir en oversikt over norske verdsettingsstudier av fritidsfiske i ferskvann og saltvann. Oversikten viser at saltvannsfiske har vesentlig lavere rekreasjonsverdi enn elvefiske etter ørret (i gode ørretelver) og betraktelig lavere enn laksefiske i ferskvann. En betinget verdsettingsstudie av fritidsfiske i saltvann på kysten av Vest-Agder (ved utløpet til elven Audna) fant en gjennomsnittlig rekreasjonsverdi per aktivitetsdag lik 46 1994-kroner som et gjennomsnitt av resultatene fra transportkostnadsmetoden og betinget verdsetting. 46 1994-kroner, justert opp med konsumprisindeksen (KPI) under antagelse at fritidsfiskeres opplevelsesverdi har steget i takt med de varer og tjenester som inngår i KPI, tilsvarer ca. 75 kroner per fiskedag i saltvann i 2019-kroner.

Lindhjem og Magnussen (2012) har tidligere vurdert verdien av friluftslivsaktiviteter, særlig i skog, bl.a. basert på en litteraturgjennomgang av norske og internasjonale studier, se også NOU 2013:10. Disse studiene bruker enten transportkostnadsmetoden eller betalingsvillighetsundersøkelser for å beregne verdien av en rekreasjonsdag og/eller –aktivitet. For eksempel viser de til en studie av Zandersen og Tol (2009) som gjør en meta-analyse av 26 studier fra ni land i Europa som har brukt transportkostnadsmetoden til å anslå rekreasjonsverdi per dag på skogstur (i hovedsak sommertid). Hvis vi antar at turer langs kysten har omtrent samme verdi som turer i skog og mark, kan verdien settes til midtpunktet av intervallet 50-100 kr per rekreasjonsdag i skog som ble anslått i Lindhjem og Magnussen (2012), og oppjustert med KPI, vil det nå si ca. 80 kroner per aktivitetsdag.

Vi har ikke gode estimater for rekreasjonsverdien av en badedag, men kan som utgangspunkt anta samme rekreasjonsverdi for bading som strandturer på sommerstid som for fotturer, det vil si ca. 80 kroner per aktivitetsdag.

Litt forenklet kan vi da si at verdien av en rekreasjonsdag ved kysten kan anslås til 80-100 kroner. For å kunne bruke disse verdiene til å si noe om verditap for samfunnet ved mikroplastutslipp eller nytte ved tiltak som reduserer utslippene, må vi også gjøre antagelser om hvor mange som får endret sine rekreasjonsverdier.

7.5.3 Ikke-bruksverdier knyttet til bevaring av havet i god tilstand

En annen presumptivt viktig verdi for samfunnet ved å unngå mikroplastutslipp er den skaden mikroplasten gjør for dyreliv i havet. For fisk og annen sjømat kan det ha betydning for folks helse, men mye tyder på at man foreløpig har for dårlig kunnskap til å fastsette disse sammenhengene og dermed kunne verdsette eventuelle helseeffekter. Påvirkning på dyreliv i havet har imidlertid også en påvirkning på ikke-bruksverdien av havet. Og mange tidligere studier har vist at folk har betydelig betalingsvilje for å unngå slike negative virkninger. I en nylig gjennomført studie av verdien av å unngå oljeutslipp fra skip, fant vi at «bevaring av livet i havet» var en viktig dimensjon sammen med rekreasjon og estetikk. Det har ellers ikke vært gjennomført mange studier av verdien av å bevare eller forbedre tilstanden i havet i Norge. En tidlig studie fra tidlig 1990-tall viste at betalingsvilligheten for forbedringer i vannmiljø knyttet til reduserte næringsstofftilførsler var betydelig, og i størrelsesorden 1000 – 2000 1992-kroner. Det tilsvarer ca. 1700-3400 2018-kroner per husstand per år i en 10-årsperiode. Disse tallene kan ikke brukes direkte, da det var helt andre endringer som ble verdsatt, og som dessuten inkluderte rekreasjonsverdier. Studien er dessuten gammel, og folks preferanser og verdsetting kan ha endret seg mye over tid. Tallene illustrerer likevel at folk har en betydelig betalingsvillighet for å bevare og forbedre vannkvaliteten.

7.6 Hvordan vil reduserte mikroplastutslipp påvirke den samfunnsøkonomiske analysen?

I DNV og Menon (2018) ble det beregnet samfunnsøkonomisk lønnsomhet av overføring av fisk fra vei til sjø i en forenklet samfunnsøkonomisk analyse. Inkludert i analysen var endrede utslipp fra vei- og sjøtransport som følge av overføring av fisketransport. I slike analyser benyttes standardverdier som er forsket fram og tatt inn i veiledere og håndbøker for beregning av samfunnsøkonomiske nytte og kostnader ved transport av gods på vei og sjø. I beregningene inngår blant annet kostnader per kilometer transport som skyldes utslipp av, nitrogenoksider (NO_x), klimagasser (CO_2 -ekvivalenter) og partikler (PM_{10}). For partikler er det skadelige helseeffekter av PM_{10} i luft særlig i urbane områder som ligger til grunn for verdsettingen. Det er rimelig å anta at noe av svevestøvet kan være mikroplast (jf. definisjon av mikroplast tidligere i rapporten). Det er helseeffektene av partikkelutslipp i tettbygde områder som er verdsatt i dag, ikke eventuelle helse- og miljøvirkninger av mikroplast i havet. Miljø- og helsekostnader ved mikroplast i havet kan derfor legges til de miljøkostnadene fra veitransport som er inkludert i dagens samfunnsøkonomiske analyser, og analysene i DNV og Menon (2018). Overføring av fisk fra vei til sjø vil dermed få en ekstra positiv nytteeffekt i den samfunnsøkonomiske analysen.

Vi skulle gjerne beregnet en kostnad for mikroplast per kilometer transport, eller per tonnkilometer e.l., men har ikke hatt mulighet til det i dette prosjektet. Man må da gå nærmere inn på skadefunksjonsmetoden for ulike miljø- og helsevirkninger, og få verdsatt disse. I første omgang kan det gjøres ved verdioverføring for å få et bilde på hvilken størrelsesorden vi snakker om. På litt lenger sikt ville det være svært nyttig å få gjennomført nye, primære verdsettingsstudier av slike miljøvirkninger. For som vi har sett foreligger svært få slike studier per i dag, marin plast- og mikroplastsøppel er et økende problem, og Norge med sin store maritime og marine sektor kan være spesielt utsatt for negative virkninger av slike miljø- og helsevirkninger.

8 Referanser

Aanesen, M., J. Falk-Andersson, G. K. Vondolia, T. Borch, S. Navrud & Dugald Tinch (2018): Valuing coastal recreation and the visual intrusion from commercial activities in Arctic Norway. *Ocean and Coastal Management* 153; 157-167.

Brouwer, R. et al. (2017): The social costs of marine litter along European coasts. *Ocean & Coastal Management* 138 (2017) 38-49

Champ, P. et al. (2003): A Primer on Nonmarket Valuation. Springer.

DFØ (2018): Veileder i samfunnsøkonomiske analyser. Direktoratet for økonomistyring.

<https://dfo.no/filer/Fagomr%C3%A5der/Utreddinger/Veileder-i-samfunnsokonomiske-analyser.pdf>

DNV GL og Menon (2018): Samfunnsøkonomisk analyse av pilotstudie «Fisk fra vei til sjø». Rapport DNV GL 111D16ZB-9.

Finansdepartementet (2014): Rundskriv R-109/2014. Prinsipper og krav ved utarbeidelse av samfunnsøkonomiske analyser mv. 30. april 2014.

Freeman, A. M. et al. (2014): *The measurement of environmental and resource values: Theory and methods*. Washington, DC: Resources for the Future.

Hanley, N. and E. Barbier (2009): Pricing nature: Cost-benefit analysis and environmental policy. Edward Elgar.

Johnston, R. J. et al. (2015) (eds): *Benefit transfer of environmental and resources values. A guide for researchers and practitioners*.

Lee, J. (2015): Economic valuation of marine litter and microplastic pollution in the marine environment: An initial assessment of the case of the United Kingdom

<https://www.cefims.ac.uk/research/papers/DP126/dp126.pdf>

Lindhjem, H. og K. Magnussen (2012). *Verdien av økosystemtjenester i skog i Norge*. NINA-rapport 894.

Lindhjem, H., K. Magnussen og S. Navrud (2014): Verdssetting av velferdstap ved oljeutslipp fra skip – Fra storm til smulere farvann (?) *Samfunnsøkonomen* 6: 25-39.

Lindhjem, H., K. Magnussen, S. Navrud, S. W. Skjeflo og O.W. Brude (2016). Velferdstap ved oljeutslipp fra skip: verdier og metodikk for bruk ved vurdering av tiltak. Vista Analyse-rapport.

Magnussen, K., L. Lillehammer, L.K. Helland og O.M. Gausen (2010). *Marine økosystemtjenester i Barentshavet – Lofoten: Beskrivelse, vurdering og verdsetting*. SWECO-rapport 144531-01. Utført for Miljøverndepartementet og Fiskeri- og kystdepartementet.

McIlgorm, A., Campbell, H.F., Rule, M.J. (2011): The economic cost and control of marine debris damage in the Asia-Pacific region. *Ocean & Coastal Management* 54, 643-651.

Navrud, S. and R. Ready (eds.) (2007): *Environmental Value Transfer: Issues and Methods*. Springer, Dordrecht, The Netherlands.

NOU 2012:13: Nytte-kostnadsanalyser. Norges offentlige utredninger.

NOU 2013:10: Naturens goder – om verdier av økosystemtjenester, Norges offentlige utredninger.

9 Vedlegg

9.1 Utslippsfaktorer

Totalt mengde kjøretøykilometer i Norge (2017) (mill. km)	45 208 mill. km
Store lastebiler i alt	2 007 000 000
Total slitasje fra lastebil	80 %
Veibaneslitasje	tonn utslipp Enhet
Slitasje veimerking	135 tonn/år
Slitasje fra tungtransport (80 %)	108 tonn/år
Utslippsfaktor	53,8 mg/km
Asfaltslitasje	28 tonn/år
Slitasje fra tungtransport (80 %)	22,4 tonn/år
Utslippsfaktor	11,2 mg/km

9.2 Scenario 1

9.2.1 Nullalternativet

NULLALTERNATIVET			
Lastebil, is til kjøling	Sandstad - Bremen	Bergen – Bremen	Sum km
Distanse	1 735	1 660	3395
Total mengde fraktet	150 000	150 000	300 000
Tonn per lass (19 tonn fisk + 3 tonn is)	19	19	
Antall lass	2 368	2 368	4 737
Antall km kjørt totalt	13 697 368	13 105 263	26 802 632

MIKROPLASTUTSLIPP FRA NULLALTERNATIVET		
Lastebil, is til kjøling	Utslippsfaktor (mg/km)	Utslippsmengde (kg/år)
Dekkslitasje	400,8	10 742,5
Veimerking	53,8	1 442,3
Asfaltslitasje	11,2	299,1
SUM		12 483,9
TOTAL		12 483,9

9.2.2 Scenario 1

SCENARIO 1 - DET SOM IKKE FLYTTES TIL SJØTRANSPORT (70 %)			
Lastebil, is til kjøling	Sandstad - Bremen	Bergen - Bremen	Sum km
Distanse	1 735	1 660	3 395
Total mengde fraktet	105 000	105 000	210 000
Tonn per lass (19 tonn fisk + 3 tonn is)	19	19	
Antall lass	5 526	5 526	11 053
Antall km kjørt totalt	9 588 158	9 173 684	18 761 842

SCENARIO 1				
Lastebil, superkjøling	Til havn Sandstad	Til havn Bergen	Cuxhaven-Bremen	Sum km
Distanse	0	25	100	125
Total mengde fraktet	-	45 000	90 000	
Tonn per lass (22 tonn fisk)	-	22	22	
Antall lass	-	2 045	4 091	6136
Antall km kjørt totalt	0	51 136	409 091	460 227
Intermodal sjøtransport, superkjøling	Sandstad-Bergen	Bergen-Cuxhaven	Sum km	
Distanse (en vei)	530	843	1373	
Antall skip	2	2		
Antall rundturer	52	52		
Antall km fraktet til sjøs	55 120	87 672	142 792	

MIKROPLASTUTSLIPP FRA SCENARIO 1		
Lastebil, is til kjøling	Utslippsfaktor (mg/km)	Utslippsmengde (kg/år)
Dekkslitasje	400,8	7 704
Veimerking	53,8	1 034
Asfaltslitasje	11,2	215
SUM		8 953
Sjøtransport	Utslippsfaktor	Utslippsmengde (kg/år)
Naturlig utslipp		
Vedlikehold		
SUM		
TOTAL		8 953

9.3 Scenario 2

9.3.1 Nullalternativet

SCENARIO 2 - VED KUN BRUK AV BIL			
Lastebil, is til kjøling	Sandstad - Bremen	Bergen - Bremen	Sum km
Distanse	1 735	1 660	3 395
Total mengde fraktet	300 000	300 000	600 000
Tonn per lass (19 tonn fisk + 3 tonn is)	22	22	
Antall lass	13 636	13 636	27 273
Antall km kjørt totalt	23 659 091	22 636 364	46 295 455

MIKROPLASTUTSLIPP FRA NULLALTERNATIVET		
Lastebil, is til kjøling	Utslippsfaktor (mg/km)	Utslippsmengde (kg/år)
Dekkslitasje	400,8	18 555,2
Veimerking	53,8	2 491,2
Asfaltlitasje	11,2	516,7
SUM		21 563,2
TOTAL		21 563,2

9.3.2 Scenario 2

SCENARIO 2 - DET SOM IKKE FLYTTES (60 %)			
Lastebil, is til kjøling	Sandstad - Bremen	Bergen - Bremen	Sum km
Distanse	1 735	1 660	3 395
Total mengde fraktet	180 000	180 000	360 000
Tonn per lass (19 tonn fisk + 3 tonn is)	22	22	
Antall lass	8 182	8 182	16 364
Antall km kjørt totalt	14 195 455	13 581 818	27 777 273

SCENARIO 2				
Lastebil, superkjøling	Til havn Sandstad	Til havn Bergen	Cuxhaven-Bremen	Sum km
Distanse	0	25	100	125
Total mengde fraktet	0	120 000	240 000	
Tonn per lass (22 tonn fisk	0	22	22	
Antall lass	0	5 455	10 909	16364
Antall km kjørt totalt	0	136 364	1 090 909	1 227 273
Intermodal sjøtransport, superkjøling	Sandstad-Bergen	Bergen-Cuxhaven	Sum km	
Distanse (en vei)	530	843	1373	
Antall skip	3	3		
Antall rundturer	52	52		
Antall km fraktet til sjøs	82 680	131 508	214 188	

MIKROPLASTUTSLIPP FRA NULLALTERNATIVET		
Lastebil, is til kjøling	Utslippsfaktor	Utslippsmengde (kg/år)
Dekkslitasje	400,8	11 625
Veimerking	53,8	1 561
Asfaltlitasje	11,2	324
SUM		13 510
Sjøtransport	Utslippsfaktor	Utslippsmengde (kg/år)
Naturlig utslipp		
Vedlikehold		
SUM		
TOTAL		13 510