

Plast i norske elver



NORCE

Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI)

Laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske (LFI)

Norwegian Research Center (NORCE)

NORCE LFI, Nygårdsgaten 112, 5008 Bergen, Tel: 55 58 22 28

ISSN nr: ISSN 2535-6623

LFI-rapport nr: 536

Tittel: Plast i norske elver

Dato: 07.06.2024

Forfattere: Gaute Velle, Marte Haave, Bjørn Barlaup, Christian Lucien Bodin, Sven Erik Gabrielsen, Alessio Gomiero, Marius Kambestad og Shuntaro Koizumi

Geografisk område: Norge

Finansiering: Handelens miljøfond (60%), Miljødirektoratet (30%), Statsforvalteren Vestland (10%)

Antall sider: 49

Emneord: Makroplast, mikroplast, elvebredd, kartlegging, rundballfolie, miljøstatus

Kvalitetssikring: Lars Martin Myhre

Bilder: Alle fotografier er tatt av Gaute Velle/ NORCE

Sammendrag

Denne studien viser resultatene fra kartlegging av makroplast (her, plastbiter over ca. 2 cm) i norske elver. Totalt har vi undersøkt 84 elver fra Tana i nord til Lindesnes i sør, der 73 er unike og 11 elver på Vestlandet ble kartlagt både i 2019 og i 2022 eller 2023. Elvene renner både gjennom byer og ubebodde områder. Undersøkelsen er gjort ved å snorkle, padle, eller gå nedover elvene. Dette tilsvarer 500 km i elvestrekning på kartet, mens faktisk avstand som kartlegger dekket i felt, var ca. 1000 km. Vi har målt lengde og areal for delen av elven som ble kartlagt og kategoriserte plasten etter kilder. I tillegg har vi tatt sedimentprøver i ni elver for å analysere forekomst av mikroplast (0,1 μm - 5 mm), samt utført en litteraturstudie for å finne mulige biologiske effekter av plasten. Siden vi ikke kan se plastbiter som ligger under steiner eller er nedgravd, er det sannsynlig at den faktiske mengden plast er underestimert.

Det var varierende mengder og kilder til makroplast i elvene. Elver med minst plast rant hovedsakelig gjennom ubebodde områder og elver med mest plast rant enten gjennom landbruksområder eller gjennom byer. I fire av elvene fant vi ingen plast. Det var mest plast i Lierelven i Lier med et gjennomsnitt på 86 cm plast per meter elvelengde, Sandnesbekken i Kirkenes med 26 cm plast per meter elvelengde, og Alna i Oslo og Arnaelva i Bergen som begge hadde 14 cm plast per meter elvelengde. Totalt sett forsøpler landbruk mest, men tettheten av plast er størst der det er industri langs elven. Den store mengden plast i industriområder kan skyldes at folk har mindre ansvarsfølelse for å unngå forsøpling i områder uten boliger eller intakt natur. I industriområder kan det dessuten være aktører som håndterer store mengder plast.

Ti av elvene som ble kartlagt to ganger hadde mer plast i 2019 enn i 2022 eller 2023. I gjennomsnitt var det 35% mindre plast under andre kartlegging. Plastmengden er sannsynligvis redusert både på grunn av en holdningsendring blant bøndene, bedre systemer for innsamling av plast og opprydning av plast langs elvene. Mengden plast i elver ser dermed ut til å endres raskt. Plasten er fra lokale kilder, i motsetning til plast langs kysten. Dermed kan en reduksjon i lokal forsøpling raskt føre til en reduksjon i mengden plast i elvene. Overvåking over flere år kan bidra til å vise trender for mengde makroplast i elver over tid. Grunnlagsundersøkelser er helt nødvendige for å danne et sammenlikningsgrunnlag for å vurdere om tiltak for å redusere plastforsøpling virker.

Det var varierende mengde mikroplast i elvene, og det var ingen sammenheng mellom mengden mikroplast og makroplast. Mangelen på sammenheng kan enten skyldes at disse to opptrer uavhengig av hverandre eller tilfeldigheter, ettersom antallet mikroplastprøver var lavt. Det var en rekke kilder til mikroplast, blant annet landbruksfolie, gjenstander fra vei, konstruksjon, tauverk og emballasje.

Mulige biologiske effekter av plast kan deles inn i interaksjon med plast i form av å hekte seg fast, inntak av plast ved spising, fysisk endring av habitat og substrat, lekkasje av toksiske tilsetningsstoffer ut i miljøet, plast som et nytt, flytende habitat og effekter av mikroplast. Konsentrasjonene av mikroplast i elvene var under verdiene som er vist å gi negative biologiske effekter. Biologiske påvirkninger fra makroplast er også sannsynligvis lave, men påvirkninger kan ikke utelukkes i elvene med mest plast.

Plastforsøpling er ikke en bærekraftig utvikling som kan fortsette. Vi har derfor, ved hjelp av data fra kartleggingen av plast, og med basis i naturens tålegrenser og menneskets egen aksept for tilstedeværelse av plast i elver, utviklet et system for å definere miljøstatus for forurensning av plast i elver. Systemet kan benyttes som støtteparameter under klassifisering av økologisk tilstand i ferskvann etter EUs rammedirektiv for vann. Dersom vi hadde anvendt disse klassegrensene på elvene i Norge, ville 44 nådd miljømålet, og 16 elver ville fått svært dårlig tilstand.

Referanse

Gaute Velle, Marte Haave, Bjørn Barlaup, Christian Lucien Bodin, Sven Erik Gabrielsen, Alessio Gomiero, Marius Kambestad og Shuntaro Koizumi. 2024. Plast i norske elver. NORCE LFI rapport nr 536. 49 sider. NORCE Bergen. ISSN 2535-6623

Forsidefoto: Plast i Akerselva (Oslo). Foto: G. Velle/ NORCE



Espedalsåna (Forsand)

Innhold

Innhold	6
Introduksjon	7
Metoder.....	9
Makroplast	9
Kategorisering av elv og elvebredd	14
Re-analyse av plast.....	14
Mikroplast	14
Litteratursøk.....	15
Resultater	16
Elvebredd.....	16
Plasttyper og kilder.....	16
Sammenlikning av mengde plast mellom elver	22
Sammenlikning av plastmengde over tid	26
Mikroplast	26
Diskusjon	31
Mengde plast.....	31
Kilder til plast.....	31
Mikroplast	32
Holdninger til plast på avveie	40
Usikkerheter og videre overvåking	34
Biologiske effekter av plast i elver	35
Makroplast- i elver og ferskvann.....	35
Transport og skjebne av plastgjenstander og mikroplast i ferskvannsmiljø.....	35
Inntak av makro og mikroplast ved spising.....	36
Interaksjon med plast i form av å hekte seg fast	36
Fysisk endring av habitat og substrat.....	37
Plast som et nytt, flytende habitat.....	38
Lekkasje av tilsetningsstoffer fra plast ut i miljøet, med toksiske effekter for dyr og mennesker.....	4
Effekter av mikroplast (0.1 µm - 5 mm)	39
Miljøstatus basert på plast i elver	42
Takk	45
Referanseliste.....	Error! Bookmark not defined.

Introduksjon

Mennesker begynte å produsere syntetisk plast i begynnelsen av det 20. århundre med oppfinnelsen av Bakelitt i 1907. Bakelitt ble utviklet som isolasjon mot strøm og var varmebestandig. Etter Bakelitt fortsatte utviklingen av andre plasttyper raskt gjennom det 20. århundre, med materialer som polyetylen (oppfunnet i 1933) og nylon (oppfunnet i 1935). Under og etter andre verdenskrig skjedde en dramatisk utvikling av plast på grunn av materialets allsidighet og holdbarhet. Siden den gang har den globale produksjonen av plast økt raskt. I 2021 ble det produsert over 400 millioner tonn plast, og estimater tyder på at den produserte mengden vil øke til over 1000 tonn i 2050 (McGlade et al. 2021). Nesten en fjerdedel av plasten som produseres kommer på avveie hvert år (Lebreton and Andrady 2019). Vi kan forvente at mengden plast på avveie vil øke tilsvarende som økningen i produksjon, så sant det ikke skjer en drastisk endring i holdning, regelverk og systemer for avfallshåndtering år (Lebreton and Andrady 2019). Plastavfall finnes nå overalt, fra Mount Everest til Marianergropen, og fra Arktis til Antarktis (Lusher 2015). Det har vært et økende søkelys på plast som miljøproblem de siste ti årene, men den økende mengden plast som produseres tilsier likevel at store mengder plast også vil komme på avveie i fremtiden. Det er anslått at mellom 4,8 og 12 millioner tonn ender i elver hvert år (Jambeck et al. 2015; OECD 2022).

Plast har store kjemiske og fysiske variasjoner. Det er fler enn 5300 navngitte typer plast i handel. Det er enda større variasjonen i kjemisk innhold og fysiske egenskaper (<http://www.campusplastics.com>). Plasten, eller syntetiske polymerer, består av kjeder av repeterende enheter (monomerer) av alkyl (C-H ryggrad). Ulike plastpolymerer varierer i tetthet og kjemisk struktur fordi de er tilsatt en rekke kjemiske tilsetningsstoffer både under polymeriseringen (surfaktanter og katalysatorer) og senere tilsettes ytterligere stoffer til den rene plasten. Dette gir plasten ønskede egenskaper, som brannsikkerhet, fleksibilitet eller hardhet, UV-stabilitet og farge. De kjemiske tilsetningene i tillegg til form og størrelse vil påvirke hvor lang tid det tar for plasten å fragmentere, derigjennom påvirke spredningsmuligheter og miljøeffekter.

Plast brytes ned svært sakte i naturen, og mengden plast i naturen vil dermed øke over tid etter hvert som mer plast kommer på avveie. Når plast brytes ned, blir den til stadig mindre og flere partikler (Barnes et al. 2009; Haave et al. 2019).

I vestlige land med velfungerende avfallssystem, som Norge og USA, er det estimert at feilhåndtering fører til at ca. 2% av avfallet kommer på avveie (Jambeck et al. 2015). Dette skjer ved tap fra fyllinger, eller ved at gjenstander blir mistet eller kastet i naturen. Plasten kan havne i alle typer miljøer, men er gjerne lettest å oppdage når den ligger på land enn når den flyter ved havoverflaten. Elver kan fungere som transportårer for både makro- og mikroplast fra land mot havet (Lahens et al. 2018; Mani et al. 2019). Mengden plast som havner i elver har ifølge modelleringer sammenheng med populasjonstetthet og avfallssystemet i området

(Jambeck et al. 2015; Lebreton et al. 2017). De største volumene plast kommer derfor til havet fra elver i høyt befolkede områder i Asia. Selv om de største elvene bidrar mest til plastforurensning (Lebreton et al. 2017; Schmidt et al. 2017), er det også vist at elver i Norge stedvis er forurenset med store mengder plast. I Norge ble det i 2019 kartlagt makroplast i 43 elver. Kartleggingen fant svært varierende plastmengde i elvene, og konkluderte med at det var omtrent tre ganger så mye plast fra landbruk som alle andre kilder til sammen (Velle et al. 2020). Plast kan føres til elver via bekker, flommer og vind, eller den kan være kastet direkte i elven som avfall. I elveleiet blir en del av plasten hengende fast i vegetasjon og på steiner, der den utsettes for vær, vind og vannstrøm, og brytes ned på stedet til mindre partikler. I løpet av de siste få årene er enkelte elver i Norge ryddet for plast gjennom frivillige og organiserte tiltak (Hold Norge Rent, Tilskuddsordninger til frivillige gjennom Miljødirektoratet og Handelens Miljøfond mm).

Kartleggingen av plast fra 2019 ble utført i elver på Vestlandet. Nå har vi kartlagt makroplast i elver fordelt over hele Norge fra Finnmark til Agder, tilsvarende en strekning på ca. 500 km elv. I alle elvene har vi notert detaljer om typen av plast, som gir grunnlag for å anta mulige kilder til forurensningen. Vi har også kartlagt 11 av elvene fra 2019 på nytt for å anslå om det skjedd en endring i mengden plastforurensning i elver i Norge. I tillegg har vi analysert mikroplast i ni elver for å undersøke om det er en korrelasjon mellom mengden makroplast og mikroplast. Til slutt har vi gjort en litteraturstudie for å finne sannsynlige biologiske effekter av plasten.

Metoder

Makroplast

Vi kartla plast i 73 unike elver for å finne sannsynlige kilder, samt å kvantifisere mengden plast, både når det gjelder total mengde og mengde per lengdeenhet per elv. Kartleggingen ble dermed utført kvantitativt. Under kartleggingen registrerte vi antall, lengde og kategori av synlige plastbiter i elveleiet over og under vann. Plasten hadde en nedre størrelsesgrense på ca. 2 cm, en størrelse som ble ansett som å være mulig å se på noen meters avstand når man ferdes i elven. Plasseringen av plastfunnene ble notert i kartblad.

Plasten ble kategorisert som landbruksplast, poser, husholdning, tau/nett, vei/kjøretøy, bygg/industri, isopor, sport/fiske og diverse. Kategorien «Landbruk» inkluderte nesten utelukkende rundballfolie. Plast fra «Bygg/ anlegg» inkluderte for eksempel plastrør, plastledninger, presenninger og kanner, kategorien «Husholdning» inkluderte for eksempel leker, matemballasje, plastflasker og emballasje til vaskeprodukter. Typiske funn av plast som ble kategorisert som «Vei» var bildekk, sykler og brøytestikker, og kategorien «Tau/nett» inkluderte for eksempel tau og gjerder. Kartleggingen av plast ble gjennomført ved en av tre metoder i felt der valg av metode var avhengig av elvens størrelse, sikt, dyp og vannføring:

1. Til fots. Kartleggerne var iført vadebukser og gikk i elveleiet og langs elven. Metoden ble benyttet i små elver og bekker med lav vannføring og/ eller uklart vann, samt i strykpartier.
2. Padling. Kartlegger satt i en oppblåsbar «packraft» og padlet/drev nedover elven (Figur 1). Metoden ble benyttet i mellomstore til store elver som var dype og/eller hadde uklart vann og i elver med høy vannføring.
3. Snorkling. Kartlegger var iført dykkerdrakt, snorkel og dykkemaske og drev nedover elven. All plast under og over vann i elveleiet ble registrert på vannfast papir (Figur 2). Metoden følger Velle et al. (2020). Metoden ble benyttet i små til mellomstore elver med klart vann.

Enkelte elver ble kartlagt ved hjelp av flere metoder, for eksempel ved bruk av snorkling i øvre del der elven er smal og grunn og ved padling i nedre del der elven er bred og dyp. En til fire personer kartla hver elv. Flere personer kunne kartlegge samme elvesegment dersom elven var for bred og uoversiktlig for at en person kunne registrere all plast på begge elvebredder og i elveleiet samtidig. Vurdering av antall personer per elvesegment ble gjort i felt. Uansett metode beveget kartlegger seg på kryss og tvers nedover elven for å søke etter plast. Utvalget av elver ble gjort for å sikre et bredt spekter av elver i geografisk utstrekning i Norge, størrelse og plassering i urbane og rurale strøk. Vi har fokusert spesielt på å inkludere elver som renner gjennom byer, siden vi forventer at det er mye plast i disse elvene. Elver som renner gjennom byer inkluderer for eksempel Akerselva, Ljanselva og Alna i Oslo, Nidelva og Leirelva i Trondheim, Haukåselva, Nesttunelva og Apeltunelva i Bergen og Sandnesbekken i Kirkenes. I tillegg ble det kartlagt elver som renner gjennom landbruksområder, for eksempel Lygna i Agder og Spandalselva i Troms og Finnmark, elver som renner gjennom mer eller mindre urørt natur, for eksempel Femangerelva i Vestland og Børselva i Finnmark, samt store og små elver fra Glomma ved Elverum til Portvinbekken i Kirkenes (Tabell 1, Figur 3).



Figur 1. Padling i packraft i Spandalselva. Foto: G. Velle/NORCE.



Figur 2. Snorkling etter plast i Espedalsåna. Foto: G. Velle/NORCE.

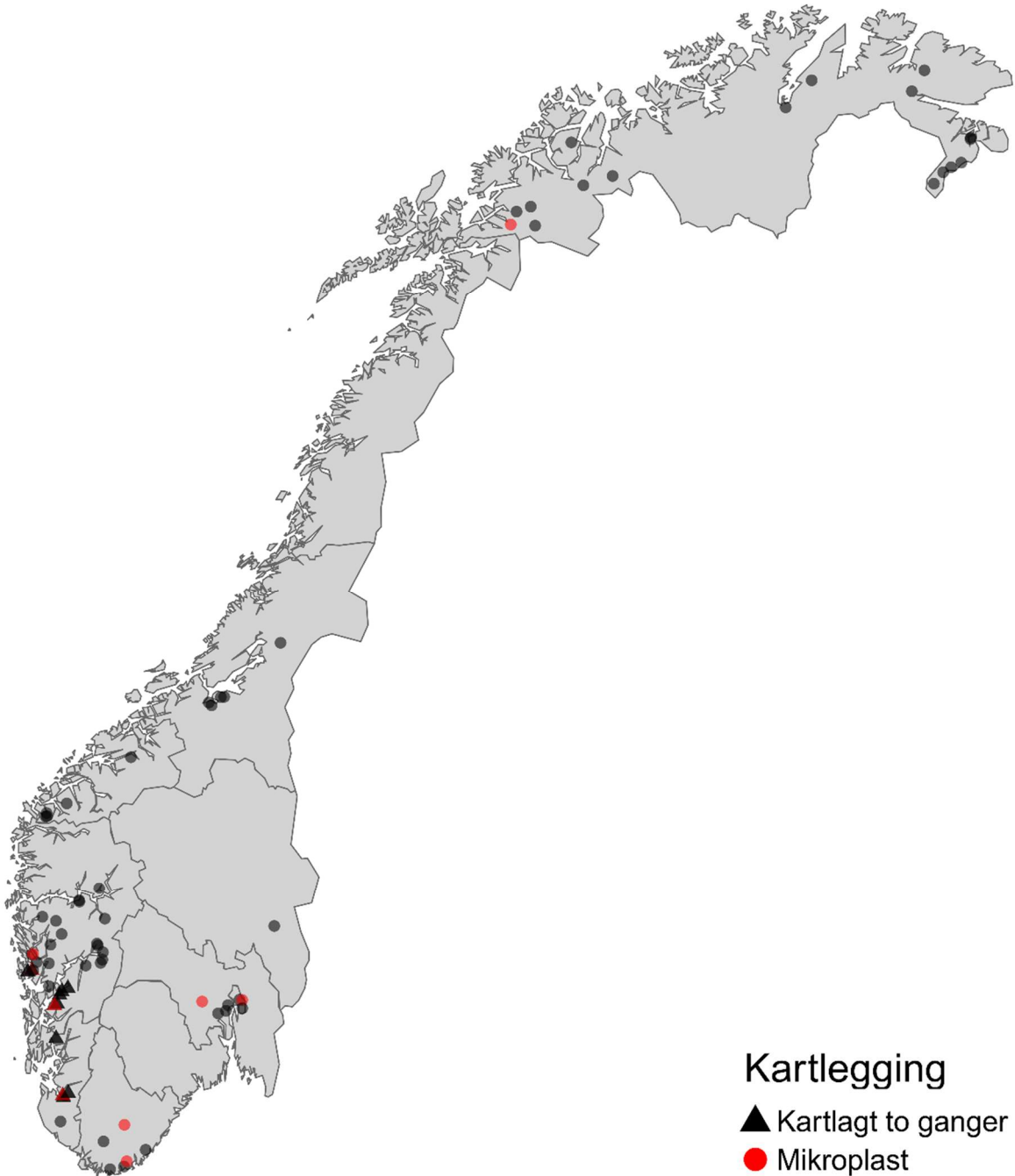
Tabell 1. Elver (alfabetisk) som er kartlagt for plast i Norge, samt region av Norge (tidligere fylke), elvens geografiske plassering (desimalgrader breddegrad N og lengdegrad Ø), dato for kartleggingen, kartleggingsmetode i felt, lengde (m) av elven som ble kartlagt og vanddekt areal (m²) av elven.

Elv	Region	Breddegrad	Lengdegrad	Dato	Metode	Lengde	Areal
Akerselva	Oslo	59,96944	10,78781	23.04.2022	F	9220	156554
Alna ^{MP}	Oslo	59,90448	10,79248	06.05.2022	F	9464	71996
Apeltunelva*	Hordaland	60,29763	5,34034	22.01.2020	F	3052	13019
Apeltunelva* ^{MP}	Hordaland	60,29827	5,34225	05.05.2022	F	5443	17668
Arnaelva	Hordaland	60,39195	5,46885	06.10.2023	F	3200	34800
Askerelva	Buskerud	59,84447	10,43108	06.05.2022	F	2464	17450
Aurlandselva	S & F	60,88064	7,25256	20.10.2019	S	6993	305499
Austdøla i Osa	Hordaland	60,57865	7,06963	30.09.2019	S	1472	25498
Barduelva	Troms	68,91409	18,42758	14.06.2022	P	12380	1073070
Bjoreio	Hordaland	60,41959	7,18790	07.10.2022	S	2091	59560
Blakstadelva	Buskerud	59,90817	10,48354	06.05.2022	F	2840	20930
Bondhuselva*	Hordaland	60,09833	6,28425	05.10.2019	S	2414	40001
Bondhuselva*	Hordaland	60,09833	6,28425	01.11.2023	S	2414	40001
Breivikelva	Troms	69,63740	19,49221	15.06.2022	P, F	11110	273360
Brennelva	Finnmark	70,03169	25,11784	04.08.2022	P	11195	241070
Børselva	Finnmark	70,33610	25,79910	03.08.2022	P	10800	685000
Børselva	S.Trøndelag	63,29023	10,05364	22.11.2022	F	6335	86466
Daleelva Vaksdal	Hordaland	60,58801	5,82864	15.09.2023	F	3673	85160
Daleelva Åsane	Hordaland	60,47772	5,33268	31.03.2022	F	5314	36853
Dåsåna ^{MP}	Aust-Agder	58,56433	7,76736	25.05.2022	F, P	12270	342772
Ellenelva	Finnmark	69,17320	29,00588	15.08.2022	F	7500	90000
Espedalsåna*	Rogaland	58,86867	6,16560	29.08.2023	P	8041	259770
Espedalsåna*	Rogaland	58,86867	6,16560	29.10.2019	S	8041	259770
Femangerelva	Hordaland	60,12062	5,78816	30.22.2022	F	1350	17500
Forsandåna*	Rogaland	58,89359	6,14864	29.10.2019	F, S	3988	29445
Forsandåna* ^{MP}	Rogaland	58,89176	6,10585	15.11.2022	F, S	3988	29445
Glomma	Oppland	60,79773	11,69746	18.07.2022	P	16560	2316000
Haukåselva ^{MP}	Hordaland	60,49136	5,37866	14.03.2022	F	4526	15790
Hopra	S & F	61,08790	6,57743	05.06.2021	F	1647	10965
Leirpollskogen	Finnmark	70,44826	28,75532	02.08.2022	P	10110	225962
Kinso	Hordaland	60,35400	6,75176	07.10.2022	S	4246	148800
Kliåa	M & R	62,18622	6,25444	28.08.2022	F	500	1762
Leirelva	S.Trøndelag	63,38305	10,29775	10.06.2023	F	5053	32130
Lierelva	Buskerud	59,81581	10,22589	09.05.2022	P	5934	130735
Ljanselva	Oslo	59,87358	10,85855	24.04.2022	F	6292	30232
Luftjok	Finnmark	70,21265	28,42741	03.08.2022	P	9500	192670
Lundeelva	Vest-Agder	58,09482	7,75573	26.05.2022	F	8155	68062
Lygna	Vest Agder	58,37706	7,21950	26.05.2022	P	8860	421263
Lønningsbekken*	Hordaland	60,28230	5,22857	02.06.2021	F	756	1390

Lønningsbekken*	Hordaland	60,28230	5,22857	02.02.2024	F	756	1390
Matreelva	Hordaland	60,90107	5,61610	31.03.2022	F	5155	116215
Melselven*	Hordaland	60,02384	6,06257	20.10.2019	S	5070	64440
Melselva*	Hordaland	60,02384	6,06257	31.10.2023	S	5070	64440
Modalselva	Hordaland	60,85518	5,97050	20.10.2019	S	3216	182000
Moelva	Aust-Agder	58,28270	8,32470	26.05.2022	F	13340	96318
Nesttunelva	Hordaland	60,30020	5,37196	24.03.2022	F	2410	9410
Nidelva	S.Trøndelag	63,38687	10,38543	24.11.2022	P	8789	816142
Nordkjøselva	Troms	69,15377	19,80895	13.06.2022	F, P	11450	262380
Nordøla	Hordaland	60,59848	7,04648	30.09.2019	S	2304	24000
Ogna	N.Trøndelag	63,99473	11,86404	23.11.2022	F	8834	400376
Omvikedselva*	Hordaland	59,92088	6,00470	01.11.2022	S	3595	45667
Omvikedselva*	Hordaland	59,92088	6,00470	06.13.2019	S	2713	29326
Oseelva	M & R	62,07818	5,72631	28.09.2022	F	1100	15873
Portvinbekken	Finnmark	69,69261	29,97413	05.08.2022	F	1370	2615
Refsdalselva	M & R	62,04312	5,73236	28.09.2022	F	1310	33770
Salangselva	Troms	68,85779	18,05437	15.06.2022	F	8080	372106
Sametielva	Finnmark	69,40955	29,72304	15.08.2022	F	15000	210000
Sandnesbekken	Finnmark	69,67492	29,96660	05.08.2022	F	1845	3941
Saurdalselva	M & R	62,03874	5,69868	28.09.2022	F	4940	46278
Sima	Hordaland	60,50294	7,20348	30.09.2019	S	4405	64196
Simoa^{MP}	Buskerud	59,89958	9,90679	07.07.2022	P	9372	451773
Sjølingstadbekken	Vest-Agder	58,06471	7,39000	26.05.2022	F	3330	14160
Skibotnelva	Tromsø	69,25913	20,57631	10.10.2022	P	17536	1471446
Skjellbekken	Finnmark	69,35724	29,45645	15.08.2022	F	6000	24000
Sogndalselva	S & F	61,22780	7,10445	15.06.2021	F	1317	38544
Spandalselva^{MP}	Troms	68,74346	17,81033	14.06.2022	F	8900	197330
Spurvebekken	Finnmark	69,30123	29,24834	15.08.2022	F	5000	75000
Storelva Tysse	Hordaland	60,37852	5,78387	07.10.2022	S	2090	86640
Storåna	Rogaland	58,60149	6,09042	31.10.2019	S	3849	133749
Sygna^{MP}	Vest-Agder	58,08186	7,82342	26.05.2022	P	10730	158156
Sørdalselva	Troms	68,69928	18,54452	14.06.2022	F	8530	227128
Teigdalselva	Hordaland	60,70693	6,11841	29.09.2019	S	2387	63719
Uskedalselva*	Hordaland	59,90341	5,93358	07.11.2018	S	10086	141300
Uskedalselva*^{MP}	Hordaland	59,92984	5,86133	01.11.2022	S, P	10086	141300
Veig	Hordaland	60,38343	7,14296	07.10.2019	S	1573	41590
Viggja	S.Trøndelag	63,32256	9,98070	21.11.2022	F	3218	21193
Vikedalselva*	Rogaland	59,53524	5,97437	31.10.2019	S, P	9780	208494
Vikedalselva*	Rogaland	59,53524	5,97437	24.06.2022	S, P	8930	190404
Vikja	S & F	61,07287	6,58629	05.06.2021	F	1927	30953
Visa	M & R	62,70644	7,93811	25.09.2022	F	7334	160271
Æneselva*	Hordaland	60,06140	6,12545	04.10.2019	S	5607	124044
Æneselva*	Hordaland	60,06140	6,12545	04.10.2023	S	5607	124044

Ø. Espedalsåna*	Hordaland	58,91774	6,29521	02.10.2019	S	3527	92400
Ø. Espedalsåna*	Hordaland	58,91774	6,29521	29.08.2023	S	3527	92400

* Elver som er kartlagt to ganger; MP = analyse av mikroplast der geografiske koordinatene angir nøyaktig prøvepunkt; F= til fots, S= snorkling, P= padling i pakkraft; S & F= Sogn og Fjordane, M & R= Møre og Romsdal, S.Trøndelag= Sør Trøndelag, N Trøndelag= Nord Trøndelag.



Figur 3. Elver som ble kartlagt. Alle punktene er kartlagt for makroplast, og enkelte elver er i tillegg kartlagt to ganger (trekanter) og for mikroplast (rødt). Se Tabell 1 for detaljer.

Kategorisering av elv og elvebredd

Lengde og areal for delen av elven som ble kartlagt ble beregnet ved hjelp av GIS. Vi kategoriserte elvebreddene for å finne mengde plast for ulike kategorier elvebredd. Begge bredder ble kategorisert separat innenfor følgende kategorier: skog, fjell, landbruk, vei, sandtak, bolig, industri eller friluft/fotball. Lengde for hver kategori ble deretter beregnet. Breddene ble kategorisert i felt, samt ved hjelp av høyoppløselige flyfoto fra norgebilder.no.

Re-analyse av plast

Omtrent halvparten av elvene som ble kartlagt kvantitativt på Vestlandet i 2019 (Velle mfl. 2020) ble kartlagt på nytt i 2022-2023 (Tabell 1). Disse 11 elvene ble kartlagt på nytt for å undersøke om mengden plast i elvene var endret i løpet av tre- til fireårsperioden mellom kartleggingene. Samme elvestrekninger og kartleggingsmetode ble benyttet i de to kartleggingene.

Mikroplast

Ni elver ble analysert for å undersøke mengden mikroplast. Totalt ca. 1 liter sediment fra fire delprøver ble tatt i hver elv ved hjelp av en grabb og lagret i metallbokser (Figur 4). Prøvene ble tatt i nedre del av elven i strekning med relativt lav vannhastighet og fine sedimenter.



Figur 4. Prøvetaking av mikroplast i Simoa (Modum) med grabb. Kun metallutsyr ble benyttet til prøvetaking av mikroplast.

Etter homogenisering ble en delprøve (ca. 400-600 g) overført til en mikroplast sedimentseparator (MPSS). I MPSS ble partikler tilsatt ZnCl₂-løsning i 72 timer for å separere mineralpartikler fra plastpartikler, før det flytende materialet ble filtrert. Kjemiske analyser besto av multi-enzymatisk inkubering (protease-, cellulase og lipase) etterfulgt av en oksiderende nedbrytning (Fentons reaksjon) ved 40°C i 6 timer (Gomiero et al. 2019). Materialet ble deretter filtrert gjennom et 300 µm filter for å danne to fraksjoner.

Partikler fra > 5 mm til ≥ 300 µm ble først optisk analysert i en lupe med kamera. Deretter karakterisert ved hjelp av Attenuated Total Reflection (ATR) - Fourier Transformed Infra-Red (FTIR) spektroskopi. Partiklenes IR-spektra ble sammenlignet med kommersielt tilgjengelige IR-referansedatabaser og egne referansedata, som inneholder over 3200 polymertyper. En polymer måtte samsvare >75 % med referanse for å kunne klassifiseres. Prøvefraksjoner < 300 µm ble konsentrert til et sluttvolum på 5 ml. Alikvoter ble avsatt på et ZnSe-vindu, fordampet ved romtemperatur i 24 timer og analysert ved FTIR. Hele overflaten av hvert ZnSe-vindu ble skannet. Bildene og tilhørende spekter ble sammenlignet med polymerdatabasespektrene ved hjelp av programvaren "SiMPLE – Systematic Identification of MicroPlastics in the Environment" (rel: 1.1.b; <https://simple-plastics.eu/>). Databasen inneholder mer enn 1200 IR-polymerspektra. Mikroplast og tilhørende resultater i prosentvis likhet med databasereferanser ble notert, før polymerer som samsvarte >85 % med referansespektre i SiMPLE-databasen ble klassifisert. Programvaren målte de minste/største dimensjonene og horisontal og vertikal Feret-diametere basert på form tilsvarende fragmenter (lengde/ bredde ≤3) og fibre (lengde/ bredde > 3). Sedimentprøvene ble også analysert for vanninnhold og innhold av organisk materiale ved hjelp av standardiserte metoder (ISO 10694, 1995) der prøven først ble tørket i 105°C og deretter brent ved 550°C. Spearman rank ble brukt for å finne om det var en korrelasjon mellom konsentrasjonen eller massekonsentrasjonen av mikroplast og gjennomsnittlig antall biter eller lengde makroplast per meter elv

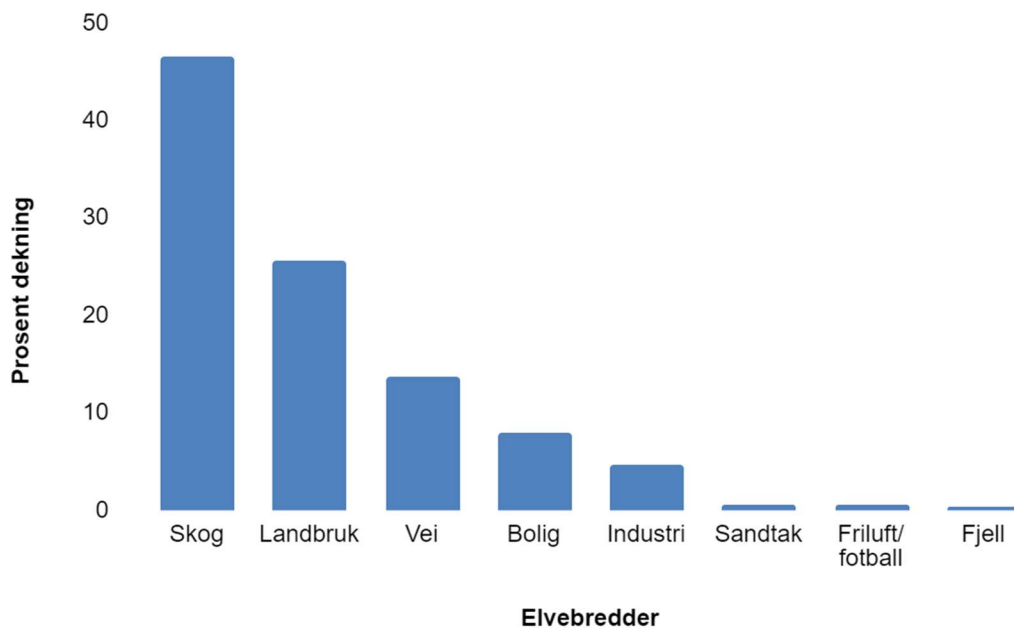
Litteratursøk

Litteraturstudie ble gjennomført for å belyse forekomst av plast i elver og for å finne sannsynlige biologiske effekter av plast. Litteraturstudien tar ikke mål av seg å være en systematisk gjennomgang og kommentar av all tilgjengelig litteratur. Antallet vitenskapelige artikler som omhandler plast har økt kraftig de siste 10 årene. Studiene omhandler både mengden plast i ulike miljøer, og mulig effekter på organismer. Mange tidlige studier som omhandler mikroplast har i ettertid blitt kritisert for å konkludere basert på usikre metoder og lav datakvalitet (Ogonowski et al. 2023; Skåre et al. 2019). Denne litteraturstudien vektla derfor kritiske metaanalyser mer enn enkeltstudier i omtaler av biologiske effekter av mikroplast. Nøkkelkilder til vitenskapelig litteratur har vært ISI Web of Science og Google Scholar. Vi gjennomførte også generelle Google-søk. Vi søkte også etter litteratur i referanselisten til publiserte artikler. Søkeord var: "*plastic", "freshwater" OR "fresh water" OR "Aquatic" OR "river*", "effect" OR "impact" OR "consequence" OR "outcome".

Resultater

Elvebredd

Vi kartla total 500 km i elvestrekning på kartet. Faktisk avstand som ble dekket i felt, var ca. det dobbelte siden kartlegger beveget seg på kryss og tvers nedover elven. Det meste av elvebreddene var dekket av skog (47%), landbruk (26%), vei (14%) og bolig (8%; Figur 5).



Figur 5. Prosentvis dekning av ulike typer elvebredd som ble kartlagt. Høyre og venstre elvebredd ble kategorisert separat.

Plasttyper og kilder

Det lå plast både over og under vann i elveleiet. Vi fant mest plast langs land innfiltrert i vegetasjon og steiner (Figur 6-11). Totalt registrerte vi ca. 8400 meter landbruksplast (Figur 6), 2350 meter plast fra bygg/industri (Figur 7), 1250 meter plast fra husholdning (Figur 8) og ca. 1150 meter med plastposer fordelt på 1800 poser (Figur 2 og Figur 8). Vi fant total 561 m plast i kategorien vei/dekk (Figur 9) og 400 meter plast i kategorien tau/nett (Figur 10). Vi fant brøytetikker av plast i ca. 80 % av elvene (Figur 8, 9 og 18). Det var minst plast fra kategorien sport/ fritid (Figur 11). Målt i antall plastbiter var det også mest landbruksplast, etterfulgt av plast fra husholdning og plast fra bygg/industri. Lengden og antall plastbiter er vist i Figur 12.

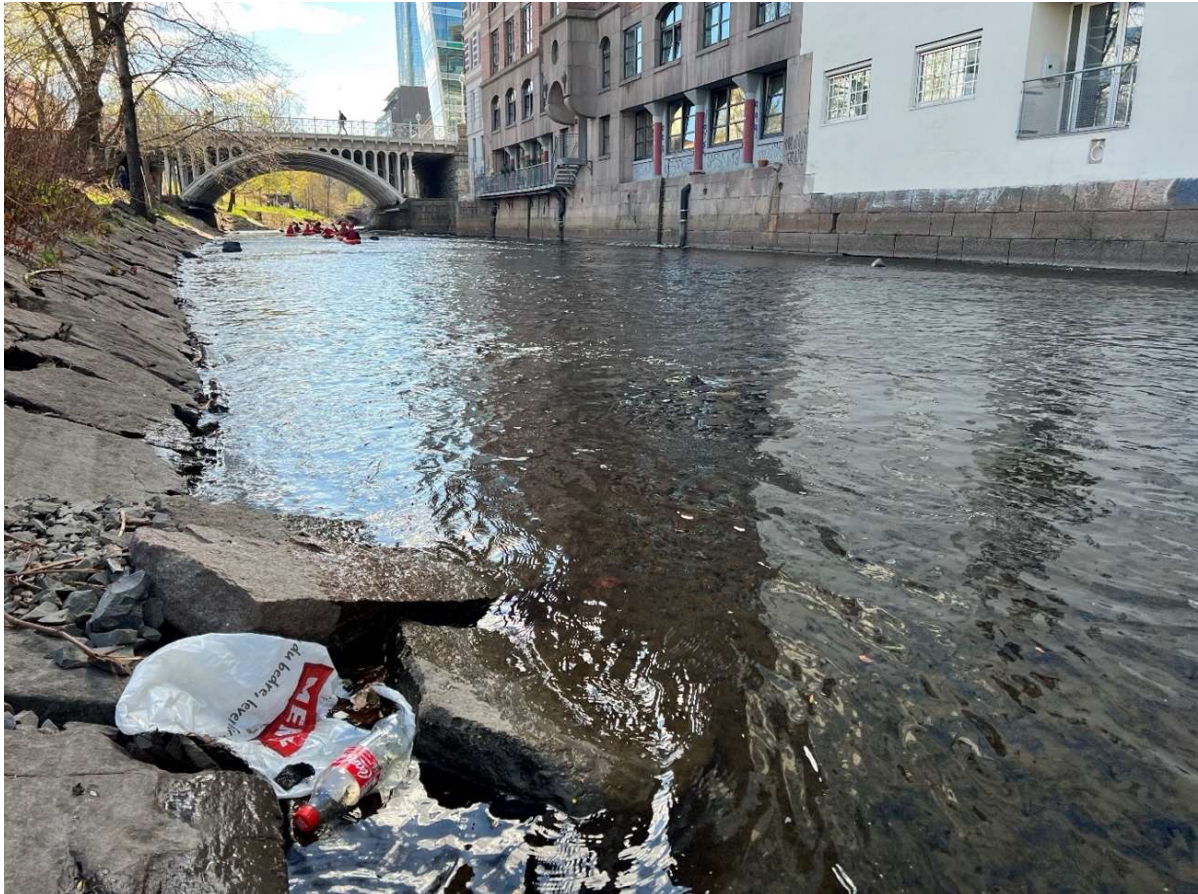
Målt i gjennomsnittlig lengde plast per meter elv var det omtrent like mye plast i elver som renner gjennom landbruksområder som elver som renner gjennom byer (Figur 13). Det var minst plast i elver som renner gjennom skog, men også i skog lå det stedvis plast. Plasten som lå i bynære elver, besto typisk av ulik emballasje fra mat eller emballasje og ledninger fra bygg/industri. Her var det flere og kortere plastbiter enn plasten som lå i landbrukselver. I landbrukselver var det færre og lengre plastbiter, dominert av folie fra rundballer.



Figur 6. En fylling med landbruksplast fra Sygna (Kristiansand).



Figur 7. Plast fra bygg/industri og vei i Portvinbekken (Kirkenes).



Figur 8. Plastpose og brusflaske i Akerselva (Oslo).



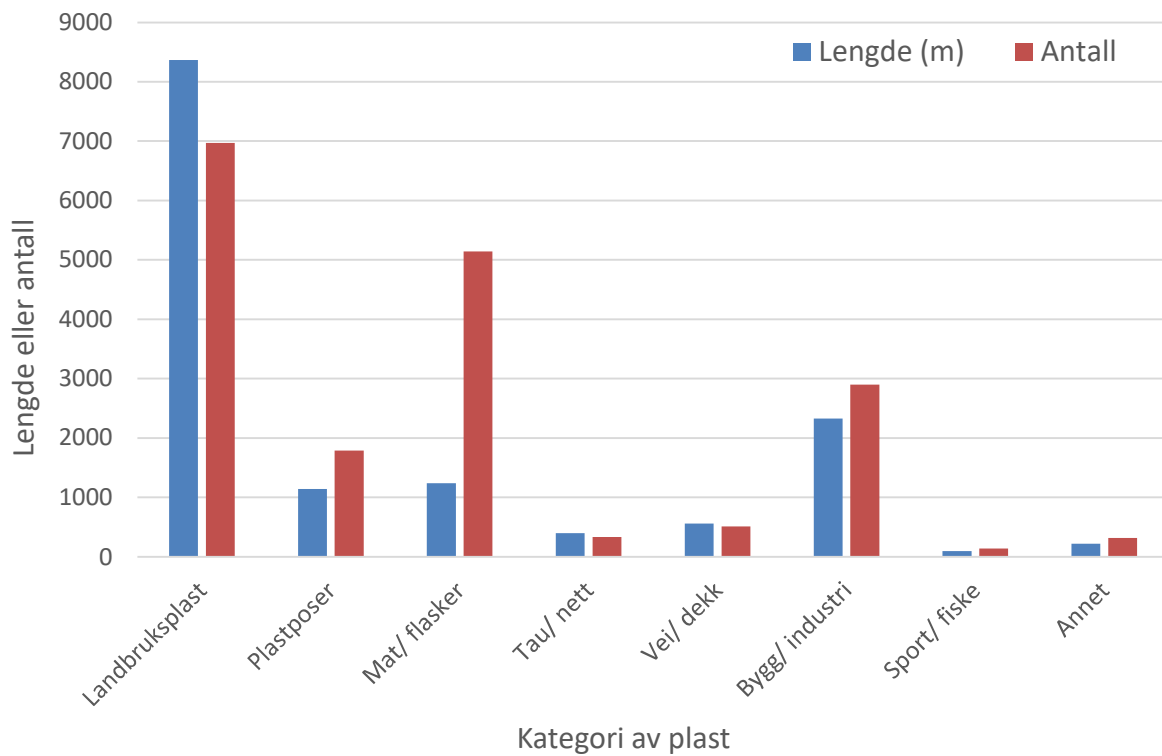
Figur 9. Brøytestikke i kategori vei/dekk i Barduelva (Målselv).



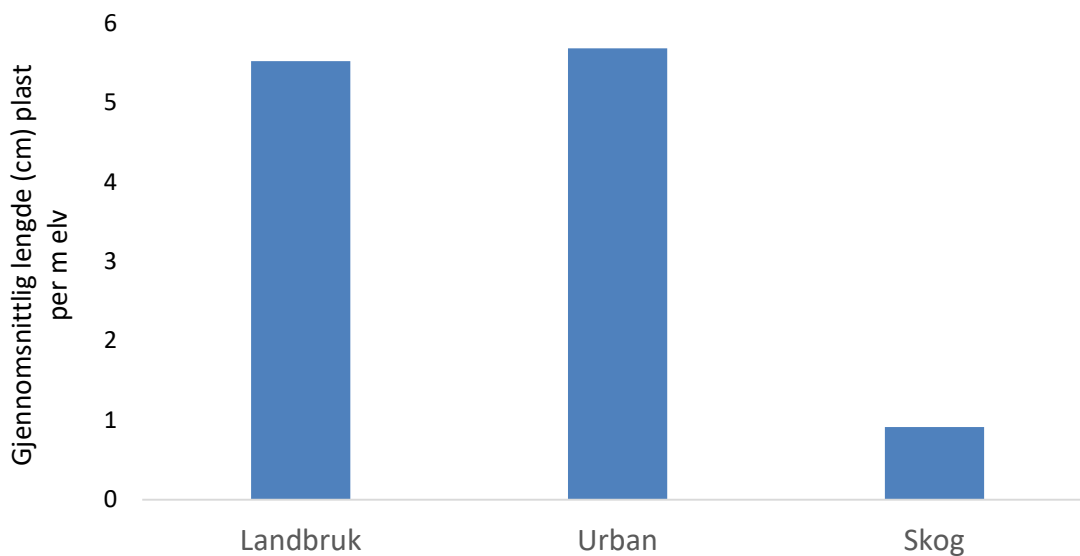
Figur 10. Tau i kategori tau/nett Leiralva (Trondheim).



Figur 11. Et akebrett i kategori sport/ fiske i Simoa (Modum).



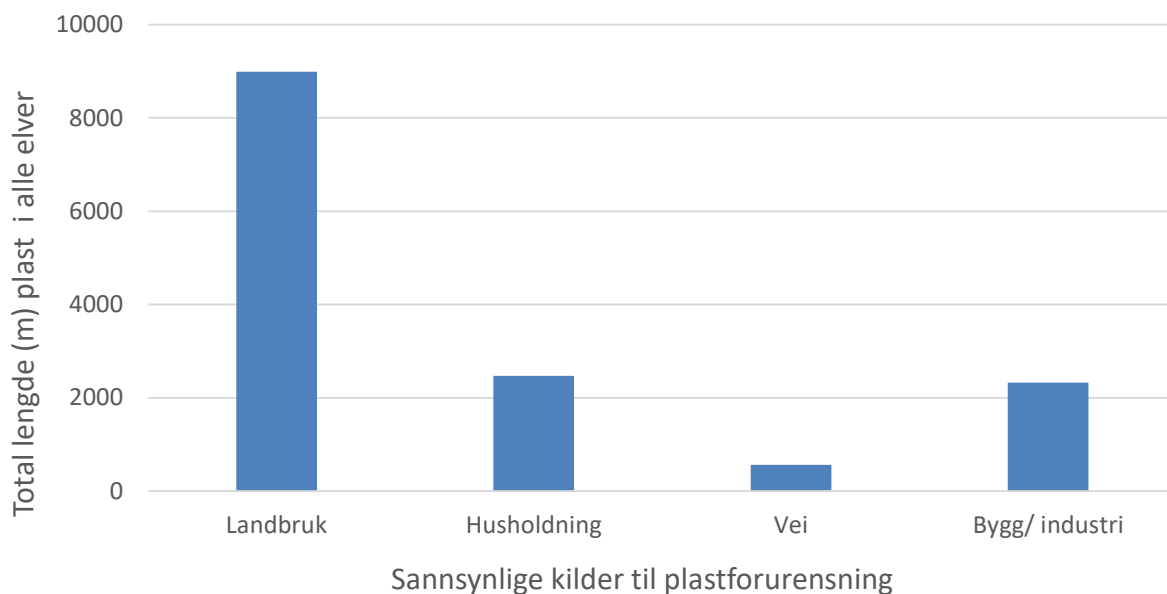
Figur 12. Lengde (m) og antall plastbiter fordelt på kategorier med plast.



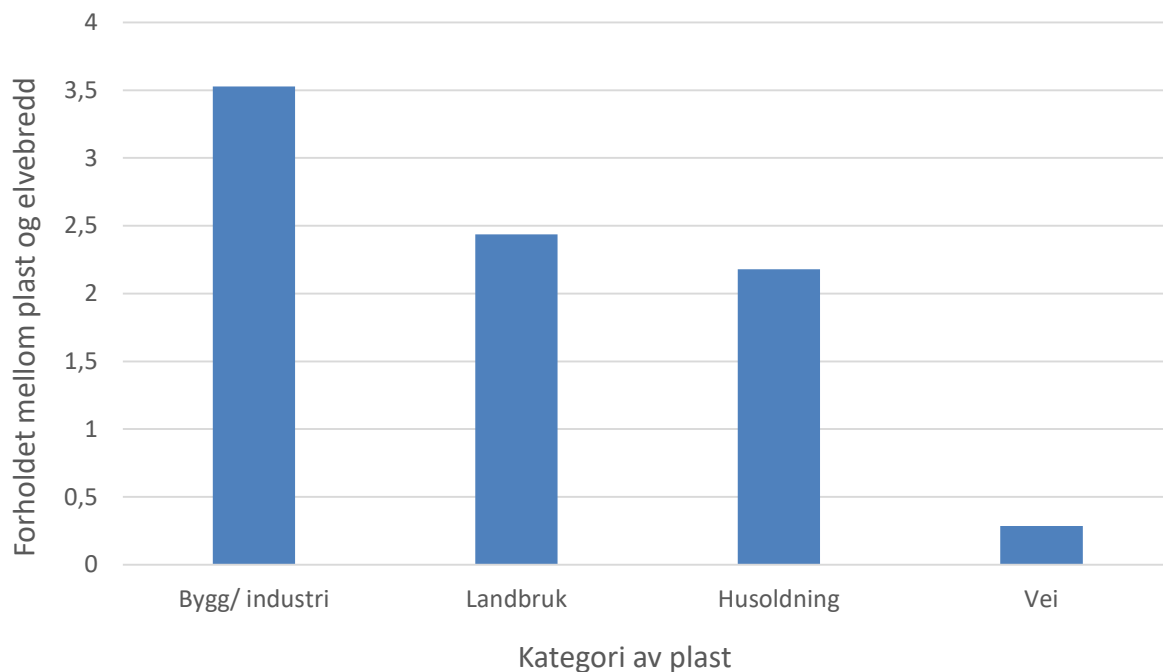
Figur 13. Gjennomsnittlig mengde plast per meter av elven for elver som renner gjennom landbruksområde, by og skog.

Landbruk var den dominerende kilden til plast i elvene dersom vi slår sammen kategoriene basert på antatte kilder der mat/drikke, plastposer og husholdning danner kategorien «Husholdning», landbruksplast og tau/netting danner kategorien «Landbruk», og isopor og bygg/industri danner kategorien «bygg/industri» (Figur 14). Plast fra bygg/industri bidro

relativt sett mest til plastforurensning dersom vi tar hensyn til fordelingen av elvebreddene (Figur 15). Kun 5% av elvebreddene inkluderte industri, samtidig som 16% av plasten ble klassifisert under bygg/industri. Landbruk var kilden som bidro forholdsvis nest mest med plast siden landbruk utgjorde 26% av elvebreddene samtidig som 63% av den totale mengden plast var kategorisert under landbruk. Det var forholdsvis minst plast fra veier (Figur 15).



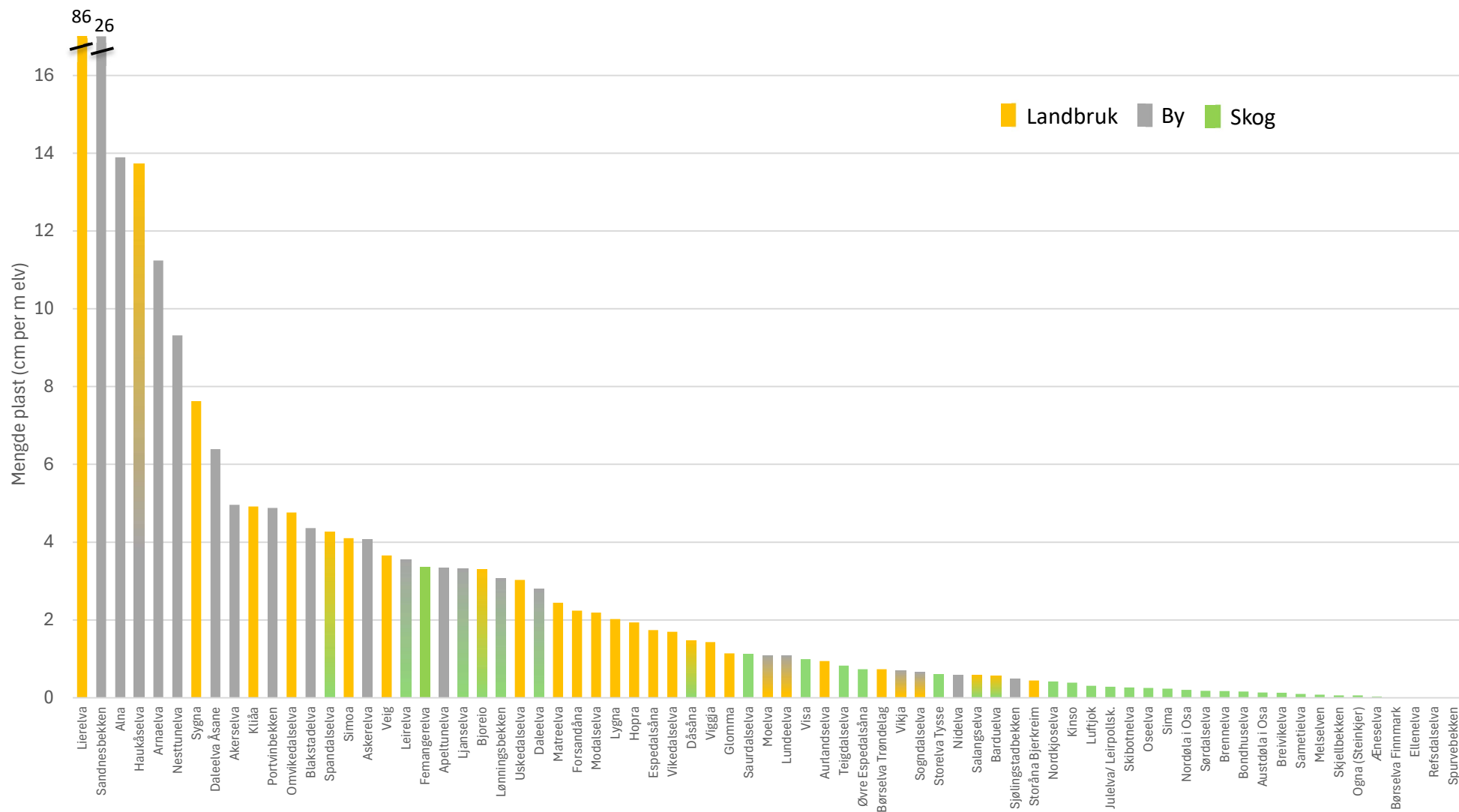
Figur 14. Total mengde plast fordelt på antatte kilder. Noe av plasten i kategorien Bygg/industri stammer sannsynligvis fra landbruk.



Figur 15. Tettheten av plast vist som forholdet mellom prosentandel plast fra bygg/industri og prosentandel elvebredd med industri, plast fra landbruk og elvebredd med landbruk, plast fra husholdning og elvebredd med boliger, og plast fra veier og elvebredd med vei.

Sammenlikning av mengde plast mellom elver

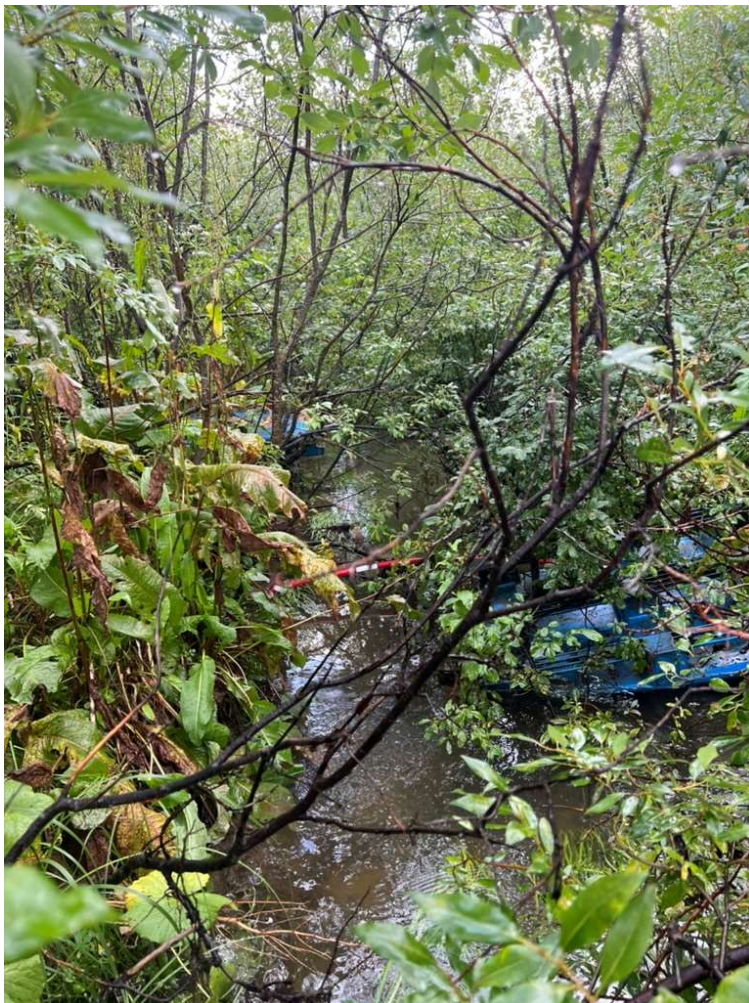
Det var varierende mengder og kilder til plast når vi sammenlikner elvene (Figur 16). Elver med minst plast rant hovedsakelig gjennom skogsområder og elver med mest plast rant enten gjennom landbruksområder eller gjennom byer (Figur 16). Vi fant ingen plast i Børselva (Porsanger), Ellenelva (Sør-Varanger), Refsdalselva (Vanylven) og Spurvebekken (Sør-Varanger). Disse ligger i områder med lite bebyggelse og lite landbruk. Vi fant mest plast i Lierelva (Lier) med et gjennomsnitt på 86 cm plast per meter elvelengde (Figur 16 og Figur 17). Dette er mer enn tre ganger så mye plast som gjennomsnittet i Sandnesbekken (Kirkenes; Figur 16 og Figur 18), der vi fant nest mest plast med et gjennomsnitt på 26 cm plast per meter elvelengde. På de neste plassene over elver med mest plast følger Alna (Oslo; gjennomsnitt 13,9 cm plast per m elvelengde; Figur 16 og Figur 19), Arnaelven (Bergen; gjennomsnitt 13,7 cm plast per m elvelengde; Figur 16) og Haukåsevla (Bergen; gjennomsnitt 12,2 cm plast per m elvelengde Figur 16 og Figur 20).



Figur 16. Gjennomsnittlig mengde plast, vist som gjennomsnittlig mengde plast (cm) per meter av elven. Fargetonene angir om elven hovedsakelig ligger i områder med landbruk (oransje), byer (grått) eller skog (grønt). Søylen er forkortet for to elver (sifrene viser verdiene).



Figur 17. Fylling med landbruksplast i Lierelva (Lier). Tilsvarende fyllinger lå flere steder.



Figur 18. Paller av plast og brøytestikke i Sandnesbekken (Kirkenes).



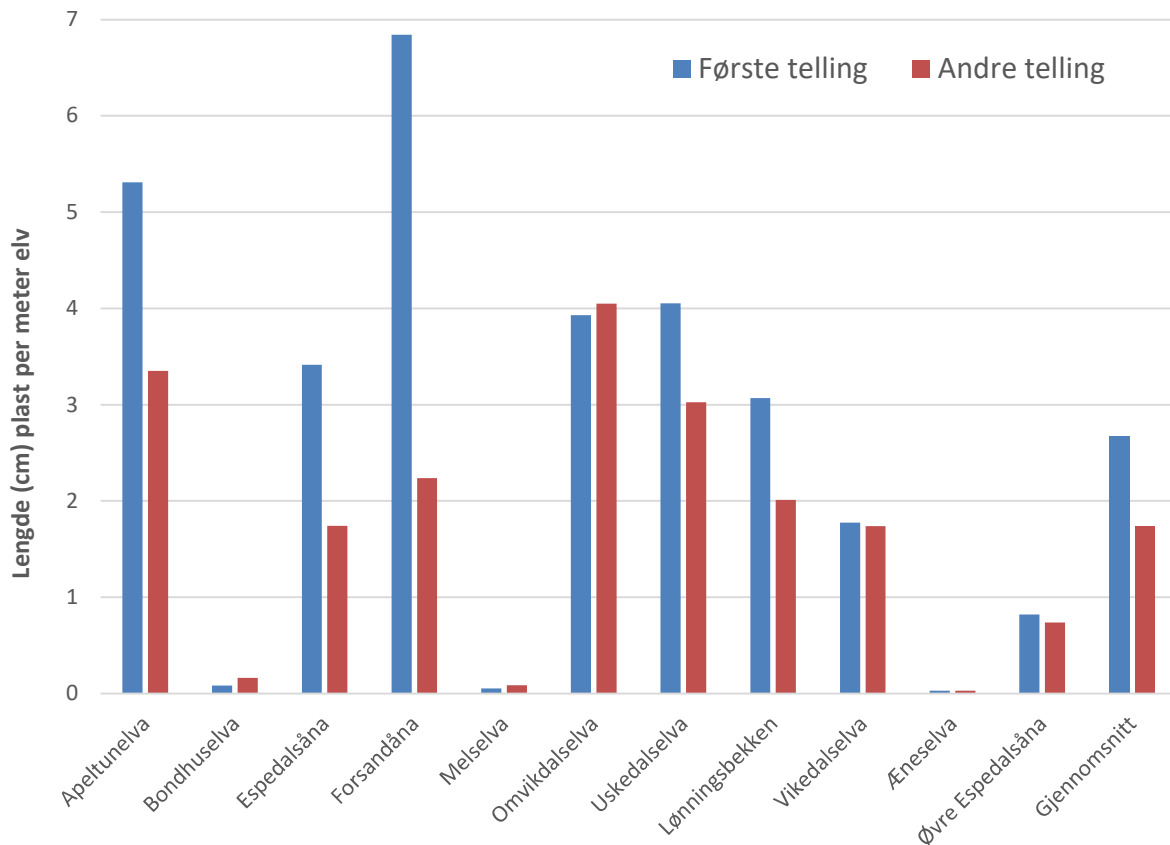
Figur 19. Plastsøppel i Alna (Oslo).



Figur 20. Bildekk langs land i Haukåselva (Bergen).

Sammenlikning av plastmengde over tid

I 11 elver på Vestlandet kartla vi først plast i 2019, deretter kartla vi plast på nytt i 2022 eller 2023. I ti av elvene var det mindre plast under andre kartlegging enn under første kartlegging (Figur 21). Det var størst reduksjon av plastmengde i Forsandåna med tre ganger mindre plast høsten 2022 enn høsten 2019. I gjennomsnitt var det 35% mindre plast i elvene i 2022-2023 enn i 2019 (Figur 21).



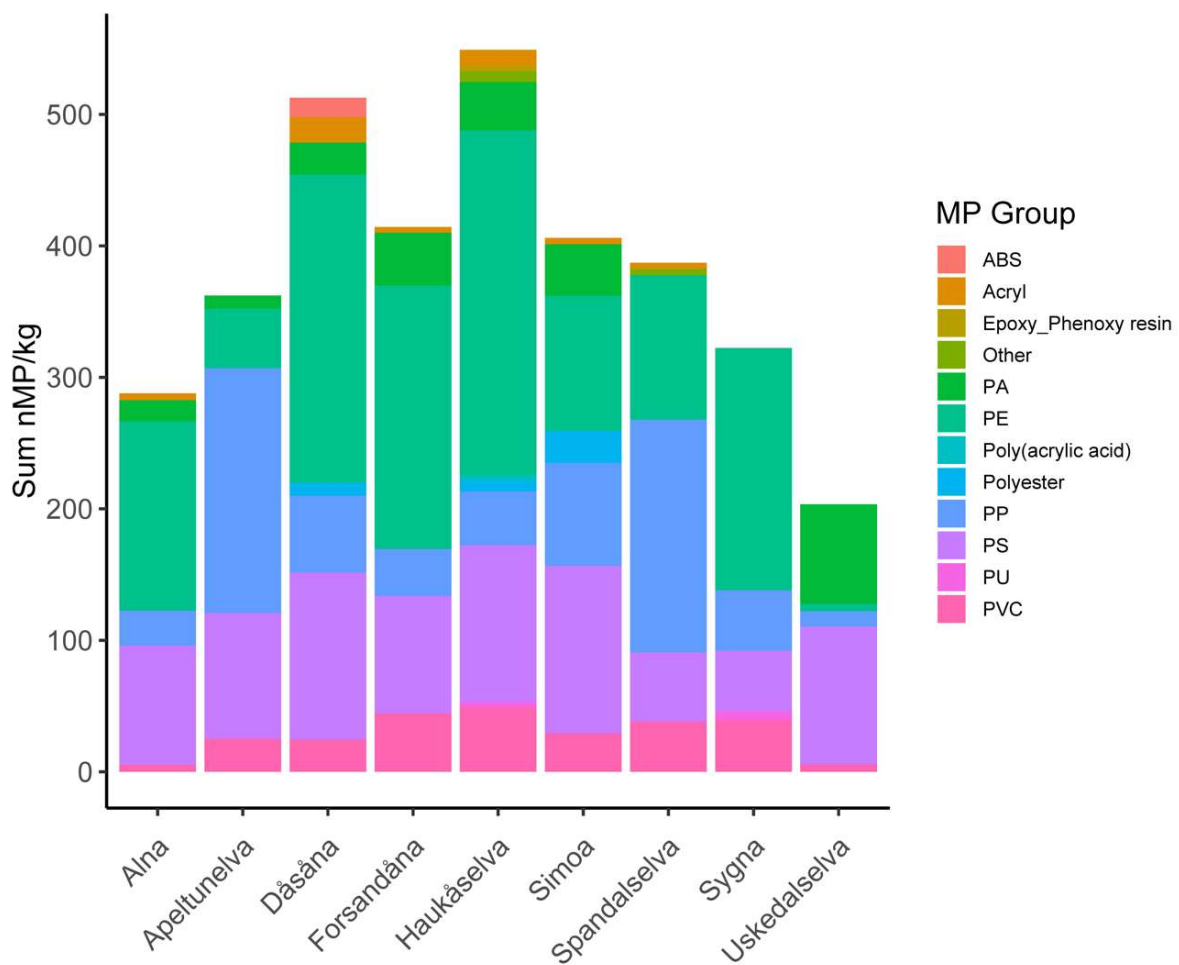
Figur 21. Gjennomsnittlig mengde plast per meter i elver som er kartlagt først i 2019, deretter i 2022-2023. De to siste søylene viser gjennomsnittet for alle elver.

Mikroplast

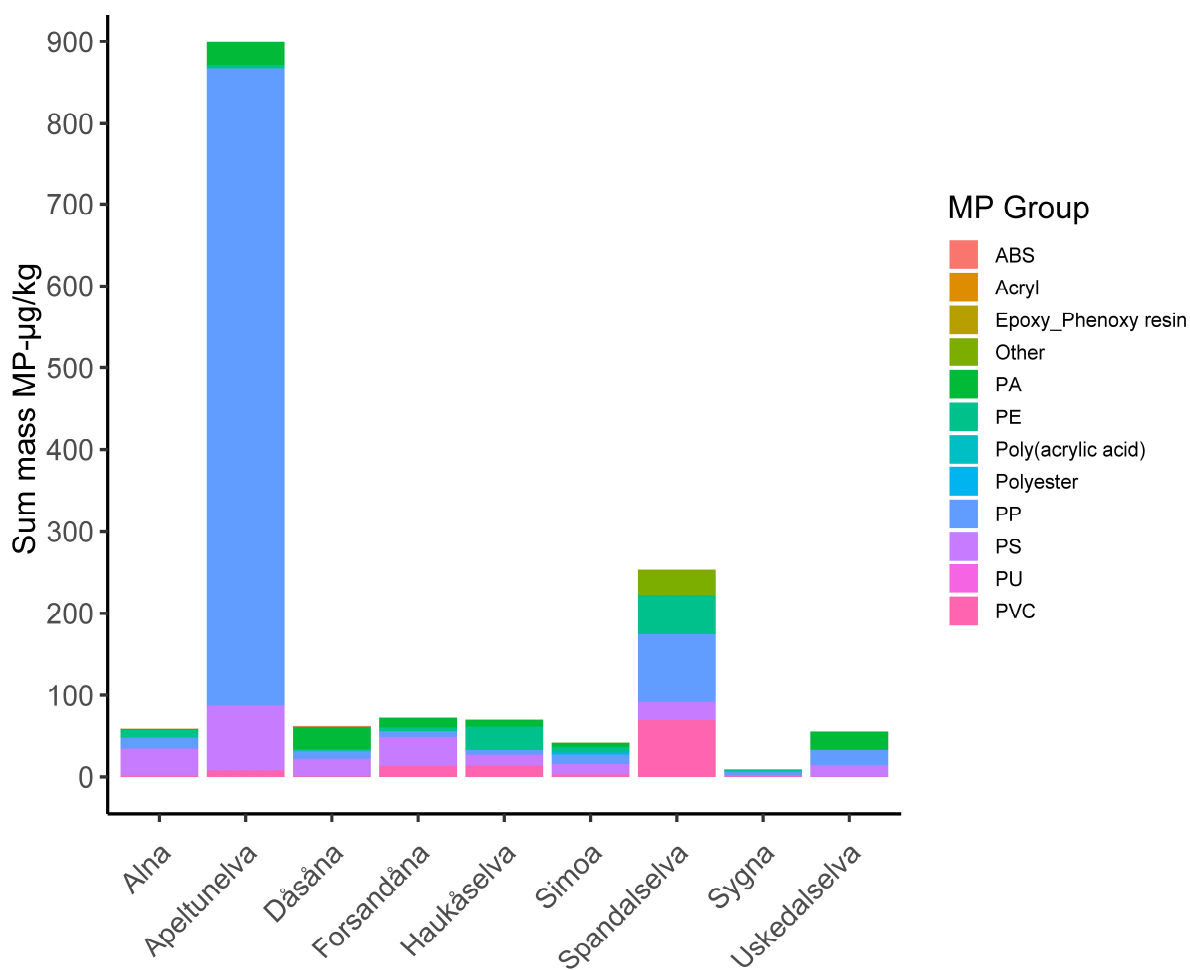
Det ble funnet totalt 706 mikroplastpartikler i sediment fordelt på 11 grupper polymerer (Tabell 3). Polyetylen var vanligst forekommende. Konsentrasjonen av mikroplastpartikler per kg tørrstoff sediment (nMP/kg TS) var i gjennomsnitt 383 ± 107 MP/kg TS. Den høyeste konsentrasjonen var i den urbane Haukåselven (549 MP/kg TS) fulgt av rurale Dåsåna (513 MP/kg TS). Det var lavest mikroplastkonsentrasjon i Uskedalselva (203 MP/kg TS). Massekonsentrasjonen mikroplast i den urbane Apeltunelven var $779 \mu\text{g/kg TS}$, mens generelt lå konsentrasjonene betydelig lavere, og i de fleste elvene under $100 \mu\text{g/kg TS}$ (figur 23). Det var ingen statistisk sammenheng mellom konsentrasjonen eller massekonsentrasjonen av mikroplast og gjennomsnittlig antall biter eller lengde makroplast per meter elv.

Tabell 2. Mikroplastpolymerer som ble funnet i elvededimenter i totalt ni prøver fra ni elver, sortert etter relativ mengde.

Navn	Forkortelse	Relativ mengde (%)
Polyetylen	HD-PE og LDPE	38
Polystyren	PS	25
Polypropylen	PP	19
Polyvinylklorid	PVC	8
Polyamid	PA	7
Acryl	ACR	2
Polyester	PEST	1
Acrylonitril-butadiene styren	ABS	<1
Epoxy-phenoxy-resiner	EPR	<1
Poly-acrylat	pACR	<1
Polyuretan	PU	<1
Annet		<1



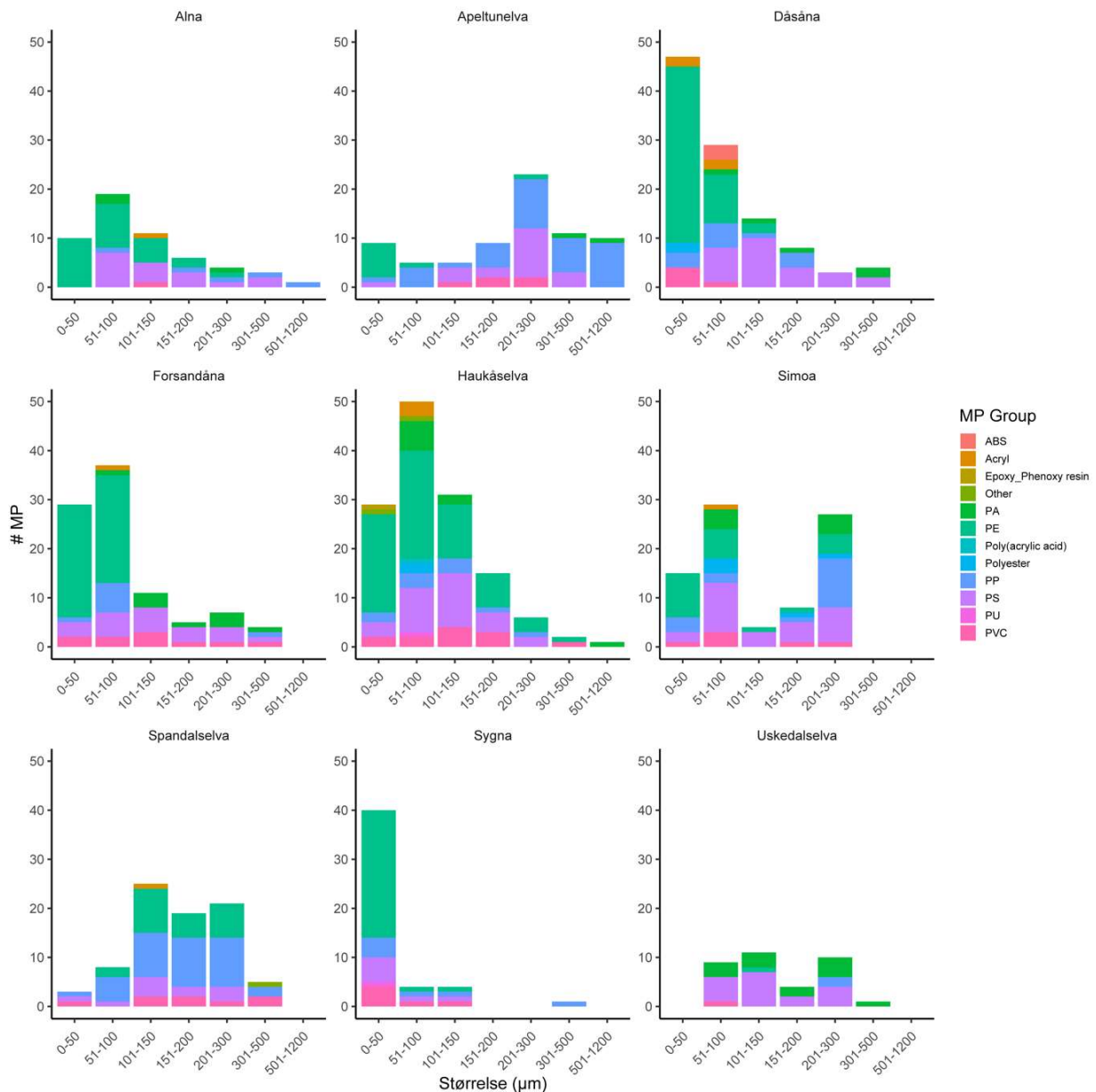
Figur 22. Antall mikroplastpartikler per kg tørt sediment i elvene fordelt etter type plast.



Figur 23. Massen av mikroplast (<1200 µm) i elvene, fordelt etter polymertype.

Antallet mikroplastpartikler fordelte seg som regel med flest partikler under 100 µm (Figur 24), som også tilsvarer observasjoner av størrelsesfordeling av mikroplast i andre elver (Mani et al. 2019). I disse prøvene var det likevel noen avvik fra denne forventede størrelsesfordelingen, men vi kan ikke si om dette skyldes hydrologiske forhold i elven eller andre forhold som kan ha påvirket prøvene. Alle prøvene ble tatt med samme metode og behandlet likt.

Den største andelen av plastpartiklene i elvesedimentet i denne studien var av fasong «fragmenter», men det var også et tydelig innslag av fiber der de største fibre som ble observert var av PP, og de øvrige var av polyamid (nylon) (Figur 25). Både PP og nylon er vanlig i tauverk. PP dominerte også massen i enkelte av prøvene på grunn av enkelte store fiber. Andre polymerer som utgjorde en vesentlig masse var PVC, PE og PA. (data ikke vist). PVC brukes i veikonstruksjon og bygningsmaterialer, mens PE er den mest produserte plastpolymeren globalt (Plasticseurope.org), og brukes blant annet i mykplastfolie som matemballasje og landbruksplast (LDPE) og i byggematerialer og rør (Hardplast- HDPE). Polystyren utgjorde mindre masse, men var fortsatt tydelig til stede. Polystyren brukes i en del matemballasje som f.eks. rømmebeger, eller i varmeisolerende take-away bokser og kopper. Det er ikke uvanlig å finne PS miljøprøver som ekspandert polystyren (EPS, “Isopor”).



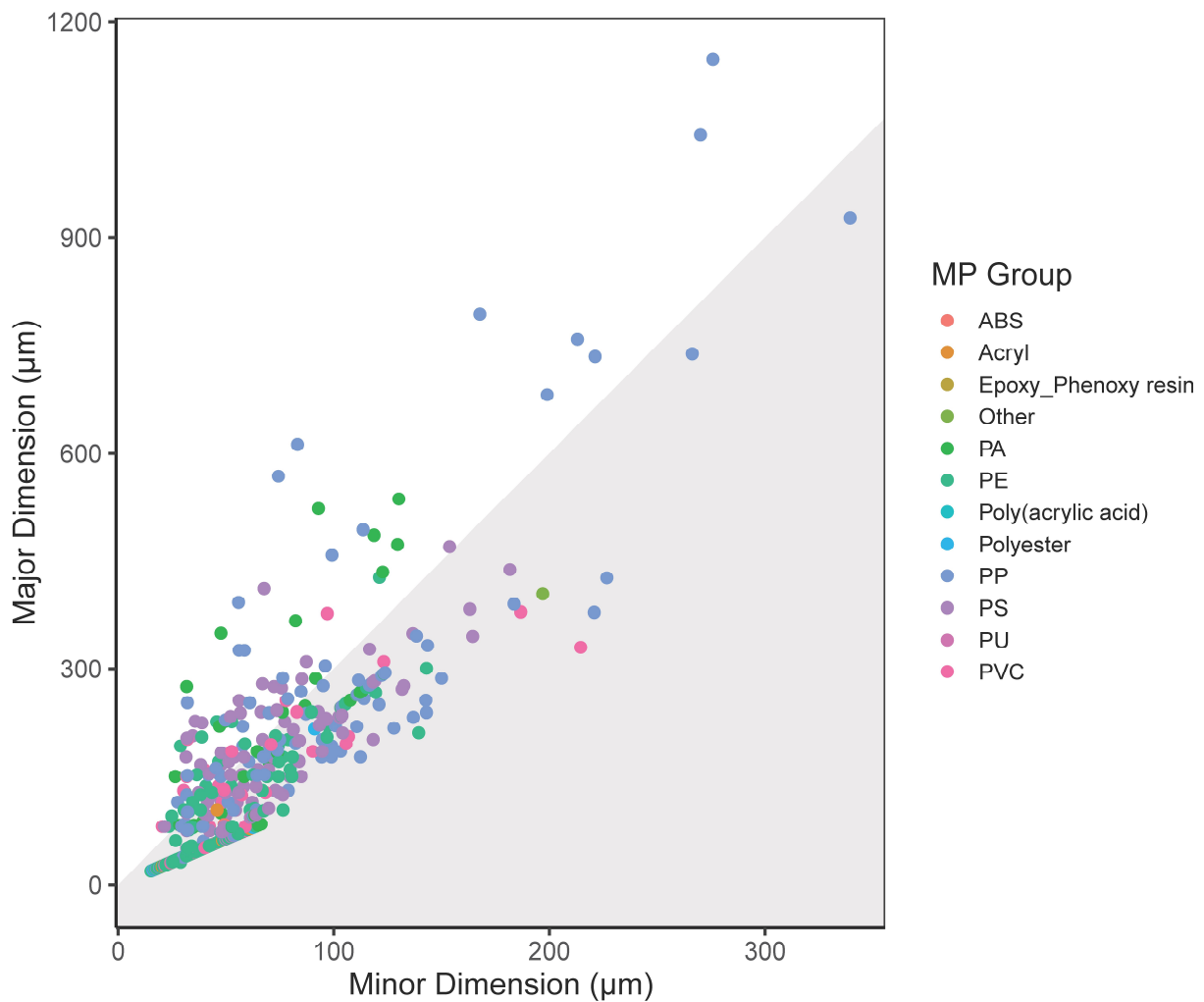
Figur 24. Antall mikroplastpartikler fordelt etter størrelseskategorier (største dimensjon) og polymertyper per elv.

Det er ikke mulig å se fra de minste fragmentene om det er ekspandert polystyren eller ikke. På grunn av den lave egenvekten til EPS, og bevegelsen i vannmassene er det lite sannsynlig at EPS sedimenterer i elvene, selv om EPS med begroing også er funnet i bunnsedimenter i dype fjorder (Haave et al. 2019).

FTIR er ikke egnet for å detektere dekkpartikler, ettersom dekkgummi inneholder Carbon Black som gjør det usynlig for FTIR. Dekkpartikler synker også ut av løsning ettersom egenvekten til dekkgummi er høyere enn flotasjonsvæsken. Dekkgummi som mikroplast må derfor bestemmes ved andre analysemetoder, og dette ble ikke utført i denne studien. Det er

sannsynlig at det er dekkpartikler til stede i alle elvene som ligger ved vei eller har avrenning fra vei (Lusher et al. 2018).

Undersøkelsen viser at det sannsynligvis er en rekke ulike kilder til mikroplast i elvene, og at mikroplasten med stor sannsynlighet stammer fra gjenstander av makroplast som benyttes i og langs elvene, som landbruksfolie, gjenstander fra vei og konstruksjon, tauverk og emballasje. Begrensning av dette avfallet til elvene kan medføre redusert mengde mikroplast i elvene.



Figur 25. Lengden på mikroplastpartiklene i x-planet (minste dimensjon) og y-planet (største dimensjon). Fibre er i det hvite området og partikler i det grå.

Diskusjon

Mengde plast

Mengde og kilder til plast varierte både innad i samme elv og mellom ulike elver. Det var størst mengde plast i Lierelva (Lier), Sandnesbekken (Kirkenes), Alna (Oslo), Haukåselva (Bergen) og Arnaelva (Bergen). I Lierelva var det svært flekkvis fordeling av plast hvor enkelte elvestrekninger hadde lite plast, mens flere områder hadde fyllinger med landbruksplast som var dumpet ned mot elven. Det kan se ut som om fyllingene med plast har ligget en del år siden de delvis er overgrodd. Det var uansett store mengder plast i fyllingene. I Sandnesbekken dominerte plast fra bygg/industri, og det ligger blant annet kjøpesenter og byggvarehandel ved elven. I Alna var det en del plast fra husholdning, og i tillegg store mengder blandet avfall som var dumpet ned mot elven ved Alnabruterminalen. Arnaelven hadde mye variert plast, fra landbruksplast, husholdningsplast, isopor og plast fra industri. I Haukåselven fant vi blant annet mange bildekk og et par eldre bilvrak. Det er mye industri langs elven. Legg merke til at vi ikke veide plasten og dekk hadde utgjort en mye større andel av plasten dersom vi hadde tatt hensyn til vekt.

Innad i en elv var det ofte lite plast i øverste elvestrekning der elven rant gjennom skog og med få bygninger og lite landbruk. Det var mer plast i slike elvestrekninger dersom det var landbruk eller bebyggelse oppstrøms, dersom det gikk en trafikkert vei langs elven eller dersom det var en bro over veien. Rundballfolie var den dominerende typen plast registrert i elvestrekninger med skog. I tillegg lå det ofte brøytetikker og dekk, eller plast fra husholdning nedstrøm broer. Mengden plast økte nedover i strømmen når elver rant gjennom landbruksområder og bebyggelse. I deler av elven som renner gjennom tett bebyggelse registrerte vi plast jevnt fordelt eller oppkonsentrert ved kjøpesentre. Dette samsvarer med undersøkelsen av plast på Vestlandet i 2019 (Velle et al. 2020). I landbrukselver var det gjerne spredd fordeling av plast med stedvis svært store mengder plast oppkonsentrert i korte elvestrekninger. De korte elvestrekningene kunne ha plast i fyllinger langs elvebredder som grenset mot en åker. Slike fyllinger fant vi i Alna (Oslo), Dåsåna (Evje og Hornnes), (også kalt Søgneelva; Kristiansand), Lierelva (Lier) og Lygna (Lyngdal). Oppkonsentreringen av plast forekom ofte nedstrøms et enkelt gårdsbruk.

Kilder til plast

Tettheten av plast var omtrent det samme i elvestrekninger i byer som elvestrekninger omgitt av landbruk. I byer bidro både industri og privatpersoner til plastforurensning, og det kunne i tillegg være plast fra landbruk. Målt i absolutt lengde var det mest landbruksplast, men plast fra bygg og industri bidro mest til plastforurensning dersom vi tar hensyn til forholdet mellom mengde plast og lengden til de ulike kategorier av elvebredd. Det bør tilføyes at en vurdering av kilder til plast kun gir et estimat. For eksempel har vi sannsynligvis underestimert mengden landbruksplast og overestimert mengden plast fra bygg og industri. En del presenninger og emballasje var sannsynligvis benyttet i landbruk, men ble ofte kategorisert under «Bygg/

industri» fordi dette også kunne være en sannsynlig kilde. Dette kunne også gjelde for emballasjesekker, storsekker, fiberduker og plastkanner uten merking eller der merkingen var utvisket og som generelt brukes både i landbruk og industri. I tillegg ble mengden landbruksplast sannsynligvis underestimert i fyllinger med landbruksplast. Her lå plasten i mange lag delvis dekket av vegetasjon og jord, og det var kun mulig å registrere plasten som lå øverst i fyllingene (Figur 6 og Figur 17).

Før kartleggingen av plast i 2019 forventet vi å finne mest makroplast i elvestrekninger med bebyggelse langs elvebredden, men fant høyest tetthet av plast i områder med landbruk. Samtidig var det kun en bynær elv i undersøkelsen i 2019 (Apeltunelven, Bergen). For å få et mer representativt bilde av mengden plast i bynære elver kartla vi i 2022-2023 plast i en rekke byelver (Oslo, Bergen, Trondheim, Kirkenes, Mandal, Sogndal). Vi fant mye plast i flere av byelvene, spesielt i Sandnesbekken (Kirkenes), Alna (Oslo) og Haukåselven (Bergen). I motsetning til undersøkelsen i 2019 var dermed mengden plast omtrent den samme i landbrukselver som i elver med bebyggelse langs elvebredden. Det var omtrent like mye plast i disse to kategoriene av elver, både fordi vi har inkludert elver i byer med høy folketetthet og mye industri, og fordi mengden landbruksplast ser ut til å være redusert i 2022/2023 i forhold til 2019. Plastmengden var sannsynligvis redusert, både grunnet en holdningsendring blant bøndene, bedre systemer for innsamling av plast, og flere initiativ med opprydning av plast langs elver. Både Felleskjøpet og Grønt Punkt samler landbruksplast til gjenvinning. En innsamling krever en holdning blant bøndene der de tar ansvar og benytter returordningene. I tillegg foregår opprydninger også i en rekke elver, for eksempel i Arnaelva (Bergen) og Akerselva (Oslo).

Basert på våre observasjoner er det størst mengde plast i elvestrekninger i industriområder, også i byer med tett befolkede boligstrøk. Dette kan skyldes at folk flest forsøpler mindre og rydder mer i boligstrøk og i egne hager, og samtidig føler mindre ansvar for å unngå forsøpling i industriområder, og spesielt dersom området har lite intakt natur og allerede er forsøplet. I industriområder kan det i tillegg være aktører som håndterer store mengder plast, for eksempel byggevarekjeder og annen varehandel. Det er naturlig at plast lettere kommer på avveie dersom det er store mengder i omløp og dersom det er en rekke mennesker som håndterer plasten uten etablerte rutiner, enkle systemer eller et regelverk for retur av emballasjeplast.

Mikroplast

Kildene til sekundær mikroplast er større gjenstander, og man kan anta at det er korrelasjon mellom mengde makroplast og produsert mikroplast i elvene, men dette ser ikke ut til å gjenspeile seg i mengdene som avsettes i elvesedimentet. Undersøkelsen er sannsynligvis basert på for få prøver i hver elv for å kunne fastslå mengden mikroplast med høyere grad av sikkerhet.

Studier fra urbane elver i Europa og Asia viser at elver er en vesentlig transportåre for mikroplast, og kan også være et endepunkt for plast som begravnes i sedimentet (Lahens et al.

2018; Mani et al. 2019). Mikroplast kan i tillegg til kildene som vi har registrert for makroplast også komme fra andre kilder, f.eks. slitasjepartikler fra bildekk, fiber fra syntetiske klær og tekstiler, eller maling. Mikroplast fra kosmetikkprodukter er antatt å være en beskjedne kilde til mikroplast i naturen i Norge i dag (Horton et al. 2017a; Mani et al. 2019). Antallet mikroplastpartikler i miljøet, fra kloakkutslipp til sjøbunnsedimenter, øker eksponentielt med redusert størrelse (Haave et al. 2019; Lorenz et al. 2019; Mintenig et al. 2016). En slik økning vil innebære et langt høyere antall partikler av mikroplast enn makroplast i elvene, selv om massen av makroplast langt overgår mikroplasten. Vi ser også at antallet partikler av mikroplast øker med mindre størrelse på partiklene i de fleste elvene undersøkt av oss.

Det er fortsatt et lavt antall sammenliknbare studier av elvesediment, men i Rhinen ble det observert langt høyere konsentrasjoner fra 260 til 11 000 MP/kg TS (11-500 µm) i sedimentet, ved bruk av sammenliknbare metoder (Mani et al. 2019). Et tidlig, ikke fagfellevurdert studie av mikroplast i elvene Elbe, Mozel, Necker og Rhinen i Tyskland rapporterte derimot 34-64 MP/kg TS, men viser bilder av partikler over 1 mm (Wagner et al. 2014). Vi kan anta at dette er svært underestimerte konsentrasjoner, basert på det vi nå vet om høyere antall små mikroplastpartikler.

Kartlegging av kilder til, og fordeling av mikroplast i elver er foreløpig lite kjent i Norge. Det er utført sammenliknbare analyser av mikroplast i sedimenter i elvene Akerselva og Hobølva. I grabbprøver ble det funnet 1.5×10^4 mikroplast partikler per kg tørrvekt (4.6 mg/kg) i Akerselva og 2.5×10^3 mikroplast partikler per kg tørrvekt (5.1 mg/kg) i Hobølva (Lorenz et al. 2020). Konsentrasjonene observert i elvene i vår studie er også i samme størrelsesorden som tidligere observert i bunnsedimentet i Femunden, med inntil 690 nMP/kg TS i den midtre delen av Femunden (Lusher et al. 2018). Elvene viser derimot langt lavere enn funn fra Mjøsa, hvor det ble observert over 2500 MP/kg TS ved Moelv og over 2000 MP/kg TS ved Hamar. Lokalitetene med høye konsentrasjoner ved Mjøsa var preget av avrenning fra vei.

Det finnes flere studier som rapporterer konsentrasjoner av mikroplast fra elvebredder eller fra bunnsediment i innsjøer enn i elver (Dris et al. 2015; Wagner et al. 2014). Studier av innsjøer og elvebredder finner ofte langt høyere konsentrasjoner enn på elvebunnen, blant annet fordi mange typer plast flyter i vann og partikler vil sedimentere først når vannet står stille. Studier fra urbane elver i Europa og Asia viser at elver er en vesentlig transportåre for mikroplast, men kan også være et endepunkt for plast som begravnes i sedimentet (Lahens et al. 2018; Mani et al. 2019), selv om flommer kan remobilisere det meste av mikroplasten i bunnsedimentet (Hurley et al. 2018). Urbane elver er ofte påvirket av utslipp av avløpsvann og kloakk (Horton et al. 2017b; Mani et al. 2019). (Ding et al. 2019) fant høye konsentrasjoner av mikroplast (<0,5 mm) i elven Wei, som renner gjennom store områder av Kina, fra vest til øst. Konsentrasjonene varierte gjennom elveløpet og det ble observert fra 360 til 1320 MP/kg sediment. Xu et al. (2020) fant mikroplastkonsentrasjoner fra 120 ± 46 partikler/kg TS til 170 ± 96 MP/kg TS i elver som rant gjennom både urbane områder og landbruksområder i det nordøstre Kina, og observerte at mikroplasten felte ut i estuariene. Ettersom metodene ikke inkluderte analyser av de små størrelsene ved μ -FTIR er dette ikke sammenliknbare

resultater med Rhinen. Peng et al. (2018) fant gjennomsnittlig 802 MP/kg TS i elvesediment fra seks kinesiske elver av ulik størrelse i de urbane områdene rundt Shanghai. Her ble partikler under 100 µm analysert ved µ-FTIR, men nedre størrelsesgrense er ikke oppgitt.

Andre studier har rapportert konsentrasjonen som MP/m² bunnsediment (Castañeda et al. 2014; Hurley et al. 2018), og inntil 100 000 partikler/m² i UK er blant de høyeste konsentrasjonene rapportert (Hurley et al. 2018). Korea og Canada topper også listen over mikroplast i elver. Et tidlige studie av elvesedimenter i den canadiske St. Lawrence elven observerte høyere konsentrasjoner med opptil 140 000 MP/m² eller 1000 mikroplastkuler per liter sediment (Castañeda et al. 2014). Studiet analyserte derimot ikke for mindre plastfragmenter enn 500 µm, og ikke for andre former og fasonger enn kuler. Kulene ble bestemt å være PE kun ved bestemmelse av smeltetemperatur alene. Dersom man hadde analysert andre polymertyper og partikkelformer ville nok konsentrasjonen vært langt høyere. Ulike metoder for prøvetakning, analyser og rapporteringsformat gjør ofte at resultater ikke er direkte sammenliknbare.

Resultatene fra denne studien kan ikke tolkes som dekkende målinger av sedimentkonsentrasjoner i elvesedimentet for norske elver. Prøvene er tatt der det er sedimentering av finstoff, og dermed høy sannsynlighet for sedimentering av mikroplast. Samlet sett kan likevel disse resultatene gi et bilde på gjennomsnitt og variasjon i mikroplastkonsentrasjonen i sedimentasjonsområder, i norske elver, i størrelser fra 10 til 1200 µm, men flere analyser bør gjennomføres for å kunne konkludere og fastslå hvilke konsentrasjoner som forekommer i hele lengden av elvene og hvilken sammenheng det er mellom bruk av områdene rundt og konsentrasjoner av mikroplast, samt sammenhengen mellom mikroplast og makroplast. Funn av mikroplast i elver påvirkes ikke bare av kildene, men også av hvor lenge det er siden sist flomhendelse. Flommer er observert å fjerne 70% av mikroplasten fra bredder og bunnsedimenter og fjerner enkelte former for plast helt (Hurley, Woodward, og Rothwell 2018).

Usikkerheter og videre overvåking

Det er tidkrevende å dykke, gå og padle for å kartlegge plast i såpass mange elver. Vi har registrert antall plastbiter og estimert lengden til hver plastbit. Av praktiske årsaker var det ikke mulig å samle eller veie plasten eller finne plastens overflateareal. Siden vi ikke kan se hele plastbiten dersom den delvis ligger under steiner eller er nedgravd, er det sannsynlig at den faktiske lengden til mange plastbiter er underestimert. Vi registrerte også for det meste plastbiter som var lett synlige og av en viss størrelse. Dette resulterte at vi sannsynligvis overså plastbiter, enten fordi de lå under og bak steiner eller fordi de gikk i ett med elvebunnen. Det er heller ikke mulig å se plastbiter som ligger under vann i elvestrekninger med vannføring som er for høy til å drive nedover elven eller som ligger i strykpartier med mye bobler. Med alle overnevnte faktorer i mente er det trygt å si at vårt estimat av mengden plast er derfor et minimumsestimat.

Resultatene fra denne undersøkelsen ville vært noe forskjellig dersom vi målte vekten eller arealet til plasten, istedenfor antall og lengde. Rundballfolie har stort areal per lengdemeter (folie er gjerne 50 eller 75 cm bred) og lav vekt, mens matemballasje gjerne har lav vekt og lite areal per lengdemeter. Bildekk har høy vekt i forhold til lengde. Dersom vi bruke vekt som et mål på mengde plast ville dermed elver med bildekk hatt større mengde plast.

Overvåking over flere år kan bidra til å vise trender i mengde makroplast i elver over tid, og om mengden plast er synkende. Grunnlagsundersøkelser er helt nødvendige for å danne et sammenlikningsgrunnlag for å vurdere om tiltak virker, som bevisstgjøring og innføring av forbedrede systemer.

Biologiske effekter av plast i elver

Makroplast- i elver og ferskvann

Det er mange årsaker til at plast kan være et miljøproblem i akvatiske miljøer. I motsetning til en rekke vanlige kjemiske forurensninger som er løst i vann, luft eller fett, er plast et materiale i fysisk fast form, som dermed kan påvirke omgivelsene fysisk. Samtidig er plast et syntetisk stoff og har et høyt innhold av en rekke kjemikalier, både de som kommer fra produksjonen, og miljøgifter som binder seg til plasten på grunn av plastens overflateegenskaper. De kjemiske karakteristikkene til plast vil dermed kunne eksponere dyr i plastforurensede områder for kjemikaliene som er i og på plasten (Koelmans et al. 2017; Kooi et al. 2018; Lambert and Wagner 2018).

Plastforsøpling er estetisk skjemmende. Vi ser i det videre likevel bort fra psykologiske eller økonomiske konsekvenser, som tap av opplevd rekreasjonsverdi og tap av inntekt fra turisme, og setter søkelys på direkte biologiske effekter av makro- og mikroplast samt innholdet i plasten.

Transport av plast i ferskvannsmiljø

Det er gjort flere store sammenstillinger og studier som observerer, eller modellerer transport og fordeling av plastobjekter og mikroplast i ferskvannssystemer, fra elver til innsjøer (Horton et al. 2017a; Kooi et al. 2018; Lebreton et al. 2017; Mani et al. 2019; Schwarz et al. 2019; Siegfried et al. 2017; Van Emmerik and Schwarz 2020). Den store variasjonen i gjenstandenes størrelse, flyteevne og plastens tetthet gjør spredningen og skjebnen variert, men dette tas noen ganger ikke hensyn til i de store modellene av plast som fraktes med elver til havet (Lebreton et al. 2017). Kort oppsummert finner studiene generelt at de store og lette gjenstandene samler seg på elvebredder og oppe i vegetasjon langs elvene, eller i estuarier og mangrover (Van Emmerik and Schwarz 2020), mens små partikler som er tyngre enn vann synker på samme måte som liknende organiske partikler (Mani et al. 2019; Van Emmerik and Schwarz 2020). Større gjenstander som ikke flyter vil ofte samles seg på bunn av stillestående vann og i innsjøer.

Gjenstandenes eller plastbitenes størrelse vil ha mye å si for hvordan organismer interagerer med plasten, om de spises, helt eller delvis, er til hinder for bevegelse eller næringsopptak, endrer substratet og habitatets beskaffenhet, eller utgjør et nytt substrat for nye arter. I det videre trekkes frem noen relevante og mulige effekter av makroplast i elver.

Inntak av makro og mikroplast ved spising

Vannlevende liv som fisk, fugler og marine pattedyr, kan spise plastavfall, idet de feiltolker plasten for mat. Dette gjelder både for store og små dyr, både i havet, på land og i elver (Mateos-Cárdenas et al. 2020). Inntak av plast kan føre til indre skader, sult og død. Plast i mage og tarm kan gi falsk metthet, fortrenge annen mat, kan gi skader som blokkering eller i verste fall skader og hull i fordøyelsesapparatet, lave energireserver, lavere vekst og reproduksjon på grunn av matmangel, hindre opptak av næringsstoffer og øke eksponering for plasttilsetningsstoffer (Bucci et al. 2020; Collard et al. 2024; Mateos-Cárdenas et al. 2020; Ribeiro-Brasil et al. 2022; Skåre et al. 2019). Dyrets fødeopptak (f.eks rovdyr, filtrerende, eller beitende) og størrelsen til dyrets munn bestemmer hvilke objekter som kan spises. Dyrene kan også selv bryte ned større gjenstander av plast for spising (Mateos-Cárdenas et al. 2020). Inntak av ufordøyelige plastobjekter ved spising er også en risiko for beitedyr på land. I India og Nigeria er plast i magen til sultne frittgående kyr og geiter vanlig (Priyanka and Dey 2018). Spising av ufordøyelige objekter, som stein og pinner er forøvrig en vanlig observasjon i fisk og fugl i norske farvann (Haave et al. 2021). I mange tilfeller vil ufordøyelige objekter komme opp eller ut igjen uten å skade mage og tarm.

Dyr kan forveksle plast med mat grunnet påvekst av alger og bakterier som skiller ut duftstoffer. Duftstoffene kan minne om mat, noe som kan medføre at dyr bevisst spiser større gjenstander i plast (Savoca et al. 2016). Mens mesteparten av de mindre fragmentene, som mikroplast og nanoplast, skilles effektivt ut ved avføring, kan store flak av plast blokkere tarmen hos større dyr. Dette er det flere eksempler på fra drøvtyggere til marine pattedyr (Priyanka and Dey 2018), for eksempel plasthvalen på Sotra.

Interaksjon med plast i form av å hekte seg fast

Med plast til stede i alle miljø over hele kloden, fra snøen i Himalaya til den dypeste havbunn, er det sannsynlig at alle arter på kloden kommer i kontakt med plast før eller siden. Det store spørsmålet er om kontakten er skadelig for individet eller populasjonen, både på kort eller lang sikt. Litteraturstudier levner liten tvil om at makroplast påvirker økosystemer, gjerne ved fysisk interaksjon mellom dyrene og plasten der dyrene hekter seg fast i plast. Dette kan ha skadelige konsekvenser som drukning, kvelning, sår eller immobilitet, som igjen kan være fatalt (Bucci et al. 2020). Stadige høyere antall arter er nå påvist å møte plast i sitt miljø, med negative konsekvenser. Det er liten grunn til å tro at elver er et unntak, selv om de fleste studier fortsatt utføres langs kysten og i havet.

Fysisk endring av habitat og substrat

Plastansamlinger i miljøet kan bety en generell påvirkning på det fysiske habitatet, og endring av dets grunnleggende egenskaper. Bastesen mfl. (Bastesen et al. 2021) fant endringer i landskapet som følge av plastakkumulering over de siste 70 årene i et kystområde med tjern og bekker. På generell basis vil fysiske forhold alltid være avgjørende for hvilke arter som lever i et habitat, og arter finns i sine nisjer basert på faktorer ved habitatet som er innenfor deres foretrukne fysiologiske vindu. Eksempler på faktorer som spiller en rolle er fuktighet, temperatur, oksygen eller næringstilgang. Bastesen et al. (2021) viste at plast som over tid hadde akkumulert, dannet en demning som økte vannstanden i tjernet, og dermed utstrekningen av tjernet bak demningen og våtmarksområdet rundt. Vannstandsøkningen endret habitatet grunnleggende. Tidligere tørre lyngområder ble satt under vann, og lyngen ble over kort tid erstattet med torvmose. Plastakkumuleringen medførte også oppbygging av et tykt lag jord, noe som la til rette for endringer i vegetasjonen. Der det tidligere var et skrint og næringsfattig jordsmonn med tilhørende vekster, oppsto det dyp, næringsrik, og våt jord iblandet store mengder plast som holdt på jorden og la til rette for andre typer arter.

På elvebanker og langs elvebredder kan plastakkumulering medføre oppdemming og grunnleggende endringer i habitatets fysiske og kjemiske egenskaper på sikt, selv om dette er i mindre grad observert og beskrevet i Norge til nå.

En tidligere lite omtalt endring av habitat, er nylig beskrevet. Insekter som vanligvis legger sine egg i vannoverflaten har blitt observert til å legge eggene sine på landbruksplast, som er et uegnet habitat. Årsaken er trolig at landbruksplastens blanke og reflekterende overflate forveksles med vannoverflaten (Ribeiro-Brasil et al. 2022). Etersom elvene i Norge også flere steder flyter gjennom landbruksområder, og jorddekke med landbruksplast, kan liknende fenomen med plast være en indirekte negativ effekt på elvenes økosystem. Man kan også tenke seg at forekomsten av plast og endrede betingelser kan dreie konkurransegrunnlaget og favorisere visse arter, og at dette kan påvirke balansen i næringskjeden (Reyes-Santillán et al. 2024).

Endrede fysiske forhold eller næringstilgang kan teoretisk legge til rette for etablering av nye arter, men det var ikke et mål å observere slike endringer i denne studien. Det vil kreve utvidede og målrettede studier for å slå fast om etablering av nye arter i plastforurensede områder er en relevant problemstilling langs elver i Norge.

Tilstedeværelsen av plast i en ellers ren elv er estetisk skjemmende, men forstyrrelse av dyrelivet eller funksjonen til elvehabitatet er ikke observert, verken langs bredder eller på bunnen. Målet med studien var ikke å evaluere effekter, negative påvirkninger kan dermed ha blitt oversett. Det vil kreves målrettede undersøkelser for å trekke konklusjoner rundt effekten plast har på dyrelivet i norske elver og funksjonen til norske elvehabitat. I områder langs de mest plastforurensede elvene (Figur 17-20) der jorden er dekket av plast, vil det kunne være lokalt store endringer i vann-, og oksygen-gjennomstrømming på elvebredden. Dette påvirker plantevekst og tilgang for dyr til elvebredden. Foreløpig er slike forhold funnet

i begrenset omfang i norske elver. Hvis man derimot fortsetter plastutslipp i elver over tid, vil man kunne forvente større ansamlinger av plast på flere steder.

På bunnen av elvene er det ikke observert plastansamlinger i en slik grad at habitatet kan anses som vesentlig endret. Dette kan forklares av at elvedynamikk med flommer og sterk strøm medfører rask transport og/eller fragmentering av plasten. Som en illustrasjon ble det ikke observert plastansamlinger i sammenheng med grus som laksefisk gyter i, noe som ikke er uventet siden det er rask strømningshastighet og jevnt bunnssubstrat i vannet i gyteområder som dermed hindrer deponering av plastgjenstander.

Plast som et nytt, flytende habitat

I havet kan plast frakte organismer fra ett sted til et annet, såkalt flåting (rafting). Et økende antall plastbiter som flyter i miljøet kan effektivt spre fremmede arter over store havområder, noe som i verste fall kan forstyrre lokale økosystemer og fortrenge innfødte arter (García-Gómez et al. 2021; Subías-Barata et al. 2022). Rasktflytende elver med enveis vannstrøm og transport mot havet er vesentlig ulikt fra kystområder der havstrømmene kan komme langveis fra med fremmede arter, og sjansen for invasive arter kan dermed tenkes å være mindre i elver. Transport av arter på flåter av plast kan eventuelt være et relevant scenario i estuarier der tidevannet kan trenge langt innover i ferskvanns og brakkvannssystemer.

På den annen side kan stillestående eller flytende objekter av plast i elver fungere som et fast substrat eller tilby et habitat med tilgang på vann og lys i vannsøylen eller overflaten. Begroing og nye «flytende økosystem» med vannplanter og insekter som levde på plastgjenstander ble observert i tjern på Lisle Lyngøy (Haave et al. 2023). Observasjoner gjort i denne studien av de norske elvene tilsier ikke at dette er et synlig problem per i dag.

Ved utslipp av kloakk til elver kan patogener og resistente bakterier vokse og spres med plast som substrat og kan dermed teoretisk spres effektivt nedover elvene. Dette er ikke godt studert per i dag (Lambert and Wagner 2016).

Interaksjon med plast medfører ikke bare en fysisk risiko for dyrene, men kan i tillegg medføre kjemisk påvirkning fra tilsetningsstoffer og miljøgifter i og på plasten. Plast inneholder tilsetningsstoffer som brukes i produksjonen, som ftalater og bisfenol A (BPA). Disse kjemikaliene kan lekke ut i vannet, noe som utgjør en trussel mot dyrelivet (Rochman et al. 2013; Teuten et al. 2009) og som kan forstyrre vannøkosystemer (Lambert og Wagner 2018). En studie av sediment i Rhinen og Rhonen viste at mengden av de toksiske plasttilsetningsstoffene organofosfat-estere og ftalater, har økt over tid, noe som settes i sammenheng med økt plastproduksjon og utslipp av plastforurensning (Vidal et al. 2024).

Det er utfordrende å generalisere hvilken påvirkning plast har på ulike miljø og artene som lever der. Utfordring oppstår fordi det er flerfoldige ulike og ukjente plasttyper, med varierende egenskaper og plasttilsetninger, blandede kjemiske effekter og en lang rekke mulige toksikologiske endepunkter. Dette gjør det vanskelig å generalisere om påvirkningen av plast i ulike miljøer og effektene på de artene som lever der. Skal man leve etter føre-var

prinsippet vil all tilstedeværelse av plast på avveie i naturen være en mulig kjemisk risiko, og noe man i størst mulig grad bør begrense for å unngå negative kjemiske effekter over tid. Dersom målet er å oppnå naturtilstand i elvene vil tilstedeværelse av alle syntetiske og naturfremmede stoffer være uønsket forurensning. Det eneste som kan sikre naturen 100% mot negative effekter vil, i tilfellet hvor å oppnå naturtilstand er målet, innebære fjerning av all plast med dens kjemiske tilsetninger fra naturen.

Effekter av mikroplast (0,1 µm - 5 mm)

Det er publisert en rekke studier av effekter av mikroplast i akvatiske og marine dyr. Studiene observerer effekter på vekst, energireserver og reproduksjon, som ofte forklares med at mikroplasten tar næringsstoffenes plass i fordøyelsessystemet (Ogonowski et al. 2023; Redondo-Hasselerharm et al. 2018). Noen nyere metastudier viser derimot til at det er lav sannsynlighet for å oppnå konsentrasjoner over grenseverdier for effekt på verdensbasis, og i Europa spesielt (Adam et al. 2019; Ogonowski et al. 2023). I elvene som her er undersøkt er konsentrasjonene langt under de verdiene som er vist å gi effekter, med høyeste konsentrasjon opptil ca. 600 mikroplastpartikler per kilo tørt sediment i en urban elv. Denne undersøkelsen er gjort med en prøve per elv i ni elver, hvor konsentrasjonene mikroplast fra 10 µm og oppover varierer innenfor et nokså smalt område fra ca. 200 MP/kg TS til ca. 600 MP/kg TS. Selv om dette baseres på et fåtall prøver nedstrøms i ni norske elver, er dette muligens et representativt gjennomsnitt for norske elver, noe som gir en indikasjon på at nivåene er lave sammenliknet med funn i for eksempel Rhinen der det er høyere befolkning og det slippes kloakk i elven (Mani et al. 2019). Ytterligere studier vil være nødvendige for å få et tydeligere bilde over konsentrasjonen av mikroplastpartikler i norske elver.

Metaanalyser av kvalitetssikrede studier der effekten av mikroplast og naturlige partikler kan sammenliknes, konkluderer på sin side med at det er få beviselige effekter av mikroplastpartikler i forhold til naturlige organiske eller mineralske partikler (Adam et al. 2019; Ogonowski et al. 2023; Skåre et al. 2019). Det viser seg svært vanskelig å skille effektene av mikroplastpartiklene i seg selv fra effektene av kjemiske stoffer i eller miljøgifter på plastpartiklene, som kan medføre toksiske responser. Ogonowski et al. (2023) konkluderer etter føre var prinsippet at mikroplast i størrelse 1-1000 µm kan være marginalt mer toksisk enn naturlige partikler i dyr som kan spise partiklene, men at det er stor usikkerhet i estimatene. Studien fremhever likevel at det ser ut til å være en økt negativ effekt av de minste partiklene (i størrelsesklassen fra silt til leire). Dette kan ifølge studien forklares med andre effekter enn at partiklene spises. For eksempel kan svært små partikler påvirke gassutveksling i gjeller, henge seg fast på filtrerende strukturer hos filtrerende, eller medføre at mikroplasten tas inn i vev, med eventuelle hittil ikke påviste negative nedstrøms effekter av slik opptak i vevet (Ogonowski et al. 2023). Svært få studier er til nå utført for å undersøke effekter på populasjons eller samfunnsnivå av mikroplast (Ogonowski et al. 2023), og konklusjoner om graden av toksisitet baserer seg i stor grad på modellering og ekstrapolering av effektnivåer fra individnivå til populasjonsnivå, som kan være problematisk.

Nylige studier av elvesamfunn dokumenterer få signifikante endringer i mengden og sammensetningen av bunndyr (nedbrytere og beitere) i bunnsedimentet, og observerer ingen effekt på økosystemfunksjonen som følge av høye konsentrasjoner mikroplast, opptil 10 g/kg (Silva et al. 2022).

Dekupartikler og veimalingspartikler er av de mest forekommende mikroplasttypene i elver (Lusher et al. 2018; Siegfried et al. 2017). Dekupartikler av Styren- Butadien gummi (SBR) inneholder toksiske stoffer som benzothiazoler og tungmetaller (Zink). Studier fra Mjøsa viser at dekkpartikler forkommer i høye konsentrasjoner i elvestrekninger der det er veitrafikk langs breddene, og det er liten grunn til å anta at elvene i denne studien er et unntak fra dette (Lusher et al. 2018).

Holdninger til plast på avveie

Det er ulike årsaker til at plast kommer på avveie og havner i elver. Årsakene varierer basert på kilde og type plast. Tabell 3 oppsummerer hendelser som kan medføre at gjenstander havner i elver i Norge, med eksempler på typisk avfall som kan stamme fra slike hendelser og aktiviteter.

En sammenlikning av mengde plast i 2022/2023 og 2019 viser at mengden er dynamisk, det vil si at plast i elveleiet sannsynligvis relativt raskt føres mot havet når elven stiger under høy vannføring. Plast som er kilt fast av steiner under vann vil enten kunne slites i mindre partikler og føres videre, eller løsne når steinene ruller under flom og høy vannføring. Bortsett fra i fyllinger har plastforsøplingen sannsynligvis ikke ligget lenge, noe som tilsier kontinuerlig forsøpling i elver der det ligger mye plast. Plast i elver stammer fra lokale kilder, i motsetning til plast langs kysten som kan være transportert over lange avstander. Dermed kan en reduksjon i lokal forsøpling raskt føre til en reduksjon i mengden plast i elvene. Dersom vi reduserer mengden lokale kilder vil også mengden plast i havet reduseres over tid. Dette indikerer at arbeid mot plastforsøpling nytter. Vi kan håpe at nå som problemstillingen med plastforsøpling er identifisert globalt og nasjonalt og opinionen går i retning av å redusere fenomenet, er det mulig at vi kan klare å snu trenden i tide og håndtere utfordringene her til lands før plasten medfører større og mer synlige økosystemendringer i elvene.

Tabell 3. Hendelser som kan medføre at gjenstander havner i elver, samt typisk avfall som kan stamme fra slike hendelser.

Hendelse	Type avfall
Lekkasje fra delvis lukkede avfallssystemer / tap fra søppelspann (mennesker eller dyr sprer avfallet utenfor container)	Matemballasje, flasker, personlig forbruk (tobakk, paraplyer)
Regn/avrenning av tapte eller kastede gjenstander avfall fra overflater (gater, grøfter og veier)	Matemballasje, flasker, personlig forbruk (tobakk, leker, klær, paraplyer, sykler, bildeler, brøytestikker)
Oversvømmelse av rør, kummer og renseanlegg ved regn	Biofilmbærere fra renseanlegg, toalett og hygieneartikler
Mistet eller kastet under rekreasjon og aktivitet (camping, piknik, sport og lek etc.)	Matemballasje, engangsgriller, leker
Tap fra produksjon	«Slipset» etter produksjon av rundballer, dekkeplast i landbruk som ikke effektivt samles inn etter bruk, dårlige rutiner
Tap av hensatte gjenstander og utstyr av verdied elver på grunn av ekstremvær og flomhendelser (vårflom, oversvømmelser, og storm)	Midlertidig hensetting langs elven Bøtter, kanner og andre redskaper, møbler, produksjonsplast/rundballeplast, sportsutstyr
Bevisst dumping av avfall (villfyllinger)	Mengder med rundballeplast, emballasje fra virksomhet (bygg og anlegg) større elektrisk avfall, bilvrak

En sammenlikning av mengde plast i 2022/2023 og 2019 viser at mengden er dynamisk, det vil si at plast i elveleiet sannsynligvis relativt raskt føres mot havet når elven stiger under høy vannføring. Plast som er kilt fast av steiner under vann vil enten kunne slites i mindre partikler og føres videre, eller løsne når steinene ruller under flom og høy vannføring. Bortsett fra i fyllinger har plastforsøplingen sannsynligvis ikke ligget lenge, noe som tilsier kontinuerlig forsøpling i elver der det ligger mye plast. Plast i elver stammer fra lokale kilder, i motsetning til plast langs kysten som kan være transportert over lange avstander. Dermed kan en reduksjon i lokal forsøpling raskt føre til en reduksjon i mengden plast i elvene. Dersom vi reduserer mengden lokale kilder vil også mengden plast i havet reduseres over tid. Dette indikerer at arbeid mot plastforsøpling nytter. Vi kan håpe at nå som problemstillingen med plastforsøpling er identifisert globalt og nasjonalt og opinionen går i retning av å redusere fenomenet, er det mulig at vi kan klare å snu trenden i tide og håndtere utfordringene her til lands før plasten medfører større og mer synlige økosystemendringer i elvene.

Vi observerte i denne studien plast i de fleste elvene, og dette er ikke en bærekraftig utvikling som kan fortsette. Fravær av plast i alle elver virker likevel som en fjern utopi så lenge plast benyttes i nær sagt alle prosesser der mennesker er involvert. Så vidt vi kan observere er de biologiske påvirkningene foreløpig lave, og kun i stor grad kun lokalt der det er villfyllinger.

Omfanget av plast i elver i Norge virker generelt ikke å påvirke økosystemets funksjon, selv om denne studien er ikke en effektstudie, og vi vil være forsiktig med å konkludere.

Miljøstatus basert på plast i elver

Velle et al. (2020) beskrev tre overordnede tiltak som kan bidra til at plast ikke havner i elver. Tiltakene inkluderte (1) et regelverk som sikrer kontroll med plasten helt til den er forsvarlig håndtert, (2) gode systemer for innsamling av plast, og (3) at vi fortsetter å spre gode holdninger om status for og konsekvenser av plastforurensning. Disse tiltakene er fremdeles gyldige. Basert på kartleggingen av plast i 2019 ble det forslått et system for å definere miljøstatus for forurensning av plast i elver (Velle et al. 2020). Systemet inngår i det første overordnede tiltaket som beskrevet ovenfor. Klassifiseringen benyttet en semikvantitativ skala siden antallet elver med kvantitativ kartlegging av plast var lavt (21 elver), og var begrenset i rom til Vestlandet og tid til 2019. Systemet var ikke basert på biologisk informasjon, men forholdt seg til et menneskelig perspektiv om hvilken mengde plastforurensning som anses som sjenerende.

Nå har vi utvidet kartleggingen av plast betydelig, både når det gjelder antallet elver med kvantitativ kartlegging (73 elver), geografisk utstrekning (fra Agder til Finnmark) og tid (2019, 2022 og 2023, og der 11 elver er kartlagt to ganger). I tillegg er det publisert en rekke undersøkelser av biologiske effekter av plast de siste fire årene (se kapittel om biologiske effekter ovenfor). Antallet undersøkelser av biologiske effekter øker raskt, men tilgjengelig informasjon indikerer at små mengder plast i elver har liten økologisk betydning. Det må sannsynligvis være relativt store mengder plast i en elv før det kan ha en økologisk betydning. Kartleggingen av plast i elver indikerer at plasten ikke blir liggende på samme sted lenge, og kjemikalier i plasten vil raskt tynnes ut på grunn av en kontinuerlig vannstrøm. Det kan derfor være viktig å fastslå to vesentlige elementer for forvaltningen: både naturens direkte tålegrenser og menneskets egen aksept for tilstedeværelse av plast i elver. I så måte vil sannsynligvis menneskelig aksept og behov for estetikk og urørt natur til rekreasjonsformål være tungtveiende. Et system for å klassifisere elver basert på plastmengde bør være basert på rammene satt i EUs rammedirektiv for vann (Vanndirektivet). Vanndirektivet benytter en fem-delt skala for økologisk status som går fra *Svært god*, *God*, *Moderat*, *Dårlig* og til *Svært dårlig*. Vanndirektivet skal sikre beskyttelse og bærekraftig bruk av vannmiljøet, og har som mål at alle vannforekomster minst skal opprettholde eller oppnå *God* tilstand. Dersom tilstanden er moderat eller dårligere skal det iverksettes forebyggende eller forbedrende miljøtiltak. Økologisk tilstand skal primært fastsettes ut fra biologiske kvalitetselementer og med tilhørende fysisk-kjemiske støtteparametere (Vanndirektivet 2018). Plast bør være en slik støtteparameter, men plastforurensning er i dag ikke inkludert i Vanndirektivet.

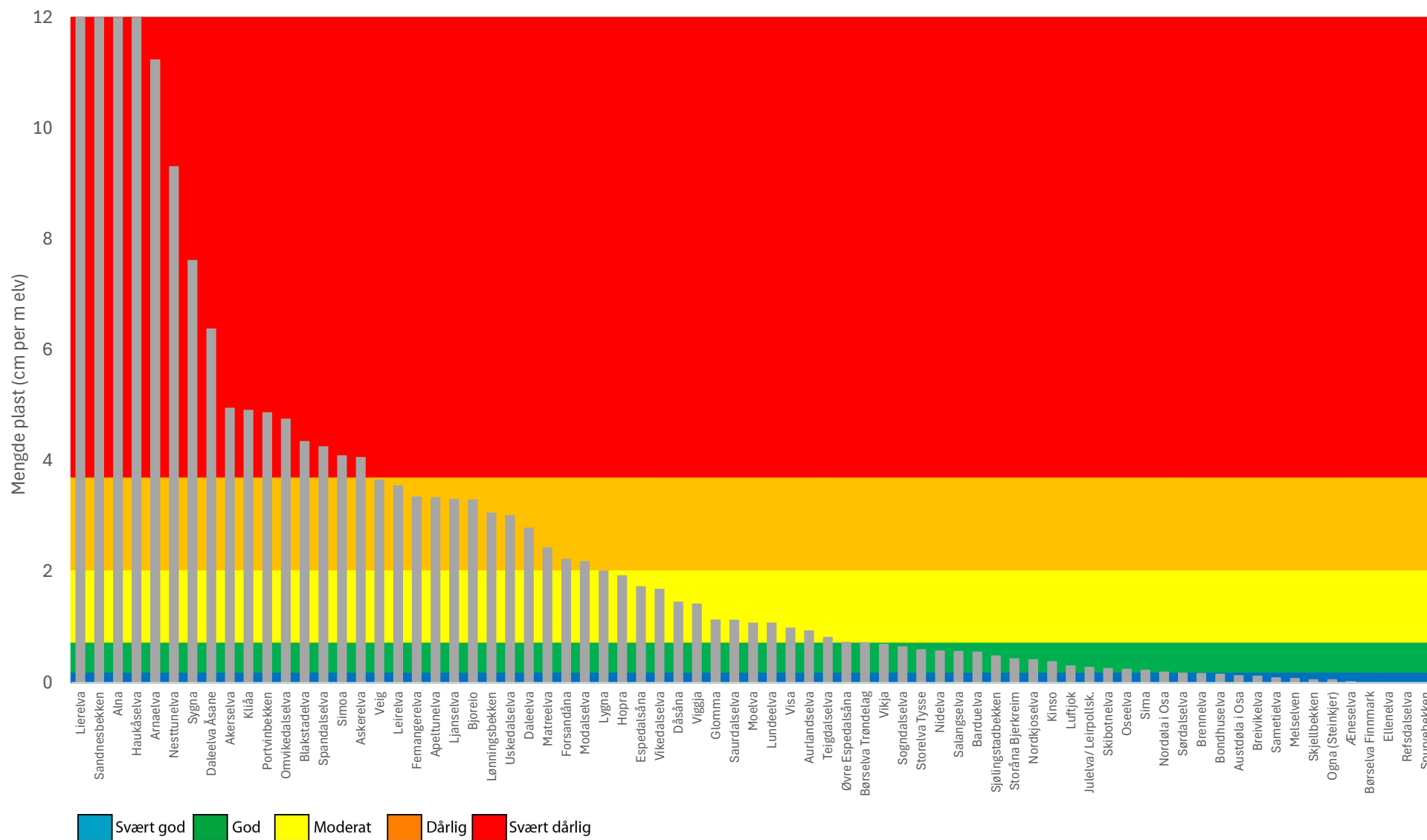
Basert på tilgjengelig informasjon foreslår vi en ny skala som indikerer graden av plastforurensning i elver. Skalaen kan følge en fem-delt skala delt i 0,2 poengs intervaller som er definert basert på prosentilene i undersøkelsene av plast i elver i Norge (Tabell 4). Klassifisering er basert på relativ mengde plast i hele elven (evt. hele den undersøkte delen av

elven) og utregnes som total lengde på all plast angitt i cm delt på total lengde av kartlagt elv angitt i meter. Siden naturtilstanden er definert som «ingen plast» kan vi om ønskelig også definere Ecological Quality Ratio (EQR), definert som avviket fra referansetilstand (observert verdi/- referanseverdi).

Dersom vi hadde anvendt disse klassegrensene på elvene i Norge, ville 44 av 71 elver nådd miljømålet som er enten *Svært god* eller *God* klasse, og 16 elver ville fått *Svært dårlig* klasse (Figur 26).

Tabell 4. Klassifisering av miljøtilstand basert på mengden makroplast i elver. Absolutte klassegrenser er definert basert på percentilene av mengden plast i 73 unike elver + 11 elver som er kartlagt to ganger. Se også figur 26.

Klasse	Klassegrenser prosentiler	Klassegrenser (lengde plast (cm) per meter elv)	Miljømål
Svært god	0 - 0,20	0 - 0,20	Miljømål tilfredsstilt
God	> 0,20 - 0,40	> 0,20 - 0,73	
Moderat	> 0,40 – 0,60	> 0,73 - 2,00	Tiltak nødvendig for å nå miljømål
Dårlig	> 0,60 – 0,8	< 2,00 - 3,82	
Svært dårlig	> 0.8	> 3,82	



Figur 26. Klassifisering av miljøtilstand basert på mengden makroplast i elver (Tabell 4). Miljøtilstand dårligere enn God krever tiltak.

Takk

Vi ønsker å takke Handelens miljøfond for hovedbevilgningen til å utføre prosjektet. Bevilgning til analyser av mikroplast og litteratursøk på mulige biologiske effekter av plast i elver er gitt av Miljødirektoratet. Statsforvalteren i Vestland har finansiert re-analyse av plast i elvene som først ble kartlagt for plast i 2019. Det er både fysisk krevende og tidkrevende å kartlegge plast i elver. Det hadde ikke vært mulig å gå/snorkle/padle 1000 km med elv uten hjelp fra studenter. Vi skylder en stor takk til Ann Yuki Banshoya, Anna Lisa Ditrich, Adrian Haugland, Elin Håskjold, Markus Johannesen, Idun Kjøberg, Johanne Kleppe, Pierre Kray, David Nayer, Catharina Olsen og Vebjørn Kveberg Opsanger.

Referanser

- Adam, V., T. Yang & B. Nowack, 2019. Toward an ecotoxicological risk assessment of microplastics: Comparison of available hazard and exposure data in freshwaters. *Environmental Toxicology and Chemistry* 38(2):436-447 doi:10.1002/etc.4323.
- Barnes, D. K. A., F. Galgani, R. C. Thompson & M. Barlaz, 2009. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 364(1526):1985-1998 doi:10.1098/rstb.2008.0205.
- Bastesen, E., M. Haave, G. L. Andersen, G. Velle, G. Bødtker & C. G. Krafft, 2021. Rapid Landscape Changes in Plastic Bays Along the Norwegian Coastline. *Frontiers in Marine Science* 8(166) doi:10.3389/fmars.2021.579913.
- Bucci, K., M. Tulio & C. M. Rochman, 2020. What is known and unknown about the effects of plastic pollution: A meta-analysis and systematic review. *Ecological Applications* 30(2):e02044 doi:10.1002/eap.2044.
- Castañeda, R. A., S. Avlijas, M. A. Simard & A. Ricciardi, 2014. Microplastic pollution in St. Lawrence River sediments. *Can J Fish Aquat Sci* 71(12):1767-1771 doi:10.1139/cjfas-2014-0281.
- Collard, F., F. Tulates, M. Harju, D. Herzke, S. Bourgeon & G. W. Gabrielsen, 2024. Can plastic related chemicals be indicators of plastic ingestion in an Arctic seabird? *Chemosphere* 355:141721 doi:10.1016/j.chemosphere.2024.141721.
- Ding, L., R. F. Mao, X. Guo, X. Yang, Q. Zhang & C. Yang, 2019. Microplastics in surface waters and sediments of the Wei River, in the northwest of China. *Science of The Total Environment* 667:427-434 doi:10.1016/j.scitotenv.2019.02.332.
- Dris, R., H. Imhof, W. Sanchez, J. Gasperi, F. Galgani, B. Tassin & C. Laforsch, 2015. Beyond the ocean: contamination of freshwater ecosystems with (micro-)plastic particles. *Environ Chem* 12(5):539 doi:10.1071/EN14172.
- García-Gómez, J. C., M. Garrigós & J. Garrigós, 2021. Plastic as a Vector of Dispersion for Marine Species With Invasive Potential. A Review. *Frontiers in Ecology and Evolution* 9:629756 doi:10.3389/fevo.2021.629756.
- Gomiero, A., K. Øysæd, T. Agustsson, N. van Hoytema, T. Thiel & F. Grati, 2019. First record of characterization, concentration and distribution of microplastics in coastal sediments

- of an urban fjord in south west Norway using a thermal degradation method. *Chemosphere* 227 doi:10.1016/j.chemosphere.2019.04.096.
- Horton, A. A., C. Svendsen, R. J. Williams, D. J. Spurgeon & E. Lahive, 2017a. Large microplastic particles in sediments of tributaries of the River Thames, UK - Abundance, sources and methods for effective quantification. *Marine Pollution Bulletin* 114(1):218-226.
- Horton, A. A., A. Walton, D. J. Spurgeon, E. Lahive & C. Svendsen, 2017b. Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. *Science of The Total Environment* 586:127-141 doi:10.1016/j.scitotenv.2017.01.190.
- Hurley, R., J. Woodward & J. J. Rothwell, 2018. Microplastic contamination of river beds significantly reduced by catchment-wide flooding. *Nat Geosci* 11(4):251-257 doi:10.1038/s41561-018-0080-1.
- Haave, M., A. Gomiero, J. Schönheit, H. Nilsen & A. B. Olsen, 2021. Documentation of Microplastics in Tissues of Wild Coastal Animals. *Front Environ Sci* 9:575058 doi:10.3389/fenvs.2021.575058.
- Haave, M., A. Gomiero & G. Velle, 2023. Mikroplast og miljøgifter i vann, jord og insekter på Lisle Lyngøy (delrapport 3). vol 6-2023, delrapport 3. NORCE Norwegian Research Center AS, Bergen.
- Haave, M., C. Lorenz, S. Pimpke & G. Gerdt, 2019. Different stories told by small and large microplastics in sediment - first report of microplastic concentrations in an urban recipient in Norway. *Marine Pollution Bulletin* 141:501-513.
- Jambeck, J. R., R. Geyer, C. Wilcox, T. R. Siegler, M. Perryman, A. Andrady, R. Narayan & K. L. Law, 2015. Marine pollution. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science* 347(6223):768-71 doi:10.1126/science.1260352.
- Koelmans, A. A., E. Besseling, E. Foekema, M. Kooi, S. Mintenig, B. C. Ossendorp, P. E. Redondo-Hasselerharm, A. Verschoor, A. P. Van Wezel & M. Scheffer, 2017. Risks of Plastic Debris: Unravelling Fact, Opinion, Perception, and Belief. *Environmental Science & Technology* 51(20):11513-11519 doi:10.1021/acs.est.7b02219.
- Kooi, M., E. Besseling, C. Kroeze, A. P. van Wezel & A. A. Koelmans, 2018. Modeling the Fate and Transport of Plastic Debris in Freshwaters: Review and Guidance. In Wagner, M. & S. Lambert (eds) *Freshwater Microplastics : Emerging Environmental Contaminants?* Springer International Publishing, Cham, 125-152.
- Lahens, L., E. Strady, T. C. Kieu-Le, R. Dris, K. Boukerma, E. Rinnert, J. Gasperi & B. Tassin, 2018. Macroplastic and microplastic contamination assessment of a tropical river (Saigon River, Vietnam) transversed by a developing megacity. *Environ Pollut* 236:661-671 doi:10.1016/j.envpol.2018.02.005.
- Lambert, S. & M. Wagner, 2016. Exploring the effects of microplastics in freshwater environments. *Integrated Environmental Assessment and Management* 12(2):404-405 doi:10.1002/ieam.1754.
- Lambert, S. & M. Wagner, 2018. Microplastics Are Contaminants of Emerging Concern in Freshwater Environments: An Overview. In Wagner, M. & S. Lambert (eds) *Freshwater Microplastics*. vol 58. Springer International Publishing, Cham, 1-23.
- Lebreton, L. & A. Andrady, 2019. Future scenarios of global plastic waste generation and disposal. *Palgrave Communications* 5(1):6 doi:10.1057/s41599-018-0212-7.
- Lebreton, L. C. M., J. Van Der Zwet, J.-W. Damsteeg, B. Slat, A. Andrady & J. Reisser, 2017. River plastic emissions to the world's oceans. *Nature Communications* 8(1):15611 doi:10.1038/ncomms15611.

- Lorenz, C., J. Dolven, N. Værøy, D. Stephansen, S. Olsen & J. Vollertsen, 2020. Microplastic pollution in three rivers in South Eastern Norway.
- Lorenz, C., L. Roscher, M. S. Meyer, L. Hildebrandt, J. Prume, M. G. J. Löder, S. Primpke & G. Gerdts, 2019. Spatial distribution of microplastics in sediments and surface waters of the southern North Sea. *Environmental Pollution* 252:1719-1729 doi:<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.06.093>.
- Lusher, A., 2015. Microplastics in the Marine Environment: Distribution, Interactions and Effects. In Bergmann, M., L. Gutow & M. Klages (eds) *Marine Anthropogenic Litter*. Springer International Publishing, Cham, 245-307.
- Lusher, A., N. Tuscano Buenaventura, D. Pettersen Eidsvoll, J.-E. Thrane, A. Økelsrud & M. Jartun, 2018. Freshwater microplastics in Norway A first look at sediment, biota and historical plankton samples from Lake Mjøsa and Lake Femunden. vol NIVA rapport 7326-2018. NIVA, Oslo.
- Mani, T., S. Primpke, C. Lorenz, G. Gerdts & P. Burkhardt-Holm, 2019. Microplastic Pollution in Benthic Midstream Sediments of the Rhine River. *Environmental Science & Technology* 53(10):6053-6062 doi:10.1021/acs.est.9b01363.
- Mateos-Cárdenas, A., J. O'Halloran, F. N. A. M. van Pelt & M. A. K. Jansen, 2020. Rapid fragmentation of microplastics by the freshwater amphipod *Gammarus duebeni* (Lillj.). *Scientific Reports* 10(1):12799 doi:10.1038/s41598-020-69635-2.
- McGlade, J., I. Fahim, D. Green, P. Landrigan, A. Andrady, M. Costa, R. Geyer, R. Gomes, T. shau hwai, J. Jambeck, D. Li, C. Rochman, P. Ryan, M. Thiel, R. Thompson, K. Townsend, A. Turra & T. Maes, 2021. *From Pollution to Solution: A Global Assessment of Marine Litter and Plastic Pollution*.
- Mintenig, S., I. Int-Veen, M. Löder, S. Primpke & G. Gerdts, 2016. Identification of microplastic in effluents of waste water treatment plants using focal plane array-based micro-Fourier-transform infrared imaging. *Water Research* 108 doi:10.1016/j.watres.2016.11.015.
- OECD, 2022. *Global Plastics Outlook: Economic Drivers, Environmental Impacts and Policy Options*. Paris.
- Ogonowski, M., M. Wagner, B. Rogell, M. Haave & A. Lusher, 2023. Microplastics could be marginally more hazardous than natural suspended solids – A meta-analysis. *Ecotox Environ Safe* 264:115406 doi:10.1016/j.ecoenv.2023.115406.
- Peng, G., P. Xu, B. Zhu, M. Bai & D. Li, 2018. Microplastics in freshwater river sediments in Shanghai, China: A case study of risk assessment in mega-cities. *Environmental Pollution* 234:448-456 doi:10.1016/j.envpol.2017.11.034.
- Priyanka, M. & S. Dey, 2018. Ruminal impaction due to plastic materials - An increasing threat to ruminants and its impact on human health in developing countries. *Vet World* 11(9):1307-1315 doi:10.14202/vetworld.2018.1307-1315.
- Redondo-Hasselerharm, P. E., D. Falahudin, E. T. H. M. Peeters & A. A. Koelmans, 2018. Microplastic Effect Thresholds for Freshwater Benthic Macroinvertebrates. *Environmental Science & Technology* 52(4):2278-2286 doi:10.1021/acs.est.7b05367.
- Reyes-Santillán, M. C., S. Nandini & S. S. S. Sarma, 2024. Combined effects of microplastics and temperature on the competition between *Brachionus havanaensis* and *Brachionus calyciflorus* (Rotifera). *Hydrobiologia* 851(12-13):3199-3211 doi:10.1007/s10750-023-05410-4.

- Ribeiro-Brasil, D. R. G., L. S. Brasil, G. K. O. Veloso, T. P. D. Matos, E. S. D. Lima & K. Dias-Silva, 2022. The impacts of plastics on aquatic insects. *Science of The Total Environment* 813:152436 doi:10.1016/j.scitotenv.2021.152436.
- Rochman, C. M., E. Hoh, T. Kurobe & S. J. Teh, 2013. Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Scientific Reports* 3(1):3263 doi:10.1038/srep03263.
- Savoca, M. S., M. E. Wohlfeil, S. E. Ebeler & G. A. Nevitt, 2016. Marine plastic debris emits a keystone infochemical for olfactory foraging seabirds. *Sci Adv* 2(11):e1600395 doi:10.1126/sciadv.1600395.
- Schmidt, C., T. Krauth & S. Wagner, 2017. Export of Plastic Debris by Rivers into the Sea. *Environmental Science & Technology* 51 doi:10.1021/acs.est.7b02368.
- Schwarz, A. E., T. N. Ligthart, E. Boukris & T. Van Harmelen, 2019. Sources, transport, and accumulation of different types of plastic litter in aquatic environments: A review study. *Marine Pollution Bulletin* 143:92-100 doi:10.1016/j.marpolbul.2019.04.029.
- Siegfried, M., A. A. Koelmans, E. Besseling & C. Kroeze, 2017. Export of microplastics from land to sea. A modelling approach. *Water Research* 127:249-257 doi:10.1016/j.watres.2017.10.011.
- Silva, C. J. M., A. L. Machado, D. Campos, A. C. M. Rodrigues, A. L. Patrício Silva, A. M. V. M. Soares & J. L. T. Pestana, 2022. Microplastics in freshwater sediments: Effects on benthic invertebrate communities and ecosystem functioning assessed in artificial streams. *Science of The Total Environment* 804:150118 doi:10.1016/j.scitotenv.2021.150118.
- Skåre, A. Jan, H. Marte, J. Ignacy, K. Helle Katrine, L. Amy, O. Martin, R. Kirsten Eline, S. Ida, S. Line Emilie Tvedt, W. Martin & et al., 2019. *Microplastics; occurrence, levels and implications for environment and human health related to food* ISBN: 978-82-8259-332-8. Norwegian Scientific Committee for Food and Environment (VKM), Oslo, Norway., Oslo, 175.
- Subías-Barata, A., A. Sanchez-Vidal, E. Di Martino & B. Figuerola, 2022. Marine biofouling organisms on beached, buoyant and benthic plastic debris in the Catalan Sea. *Marine Pollution Bulletin* 175:113405 doi:10.1016/j.marpolbul.2022.113405.
- Teuten, E. L., J. M. Saquing, D. R. U. Knappe, M. A. Barlaz, S. Jonsson, A. Björn, S. J. Rowland, R. C. Thompson, T. S. Galloway, R. Yamashita, D. Ochi, Y. Watanuki, C. Moore, P. H. Viet, T. S. Tana, M. Prudente, R. Boonyatumanond, M. P. Zakaria, K. Akkhavong, Y. Ogata, H. Hirai, S. Iwasa, K. Mizukawa, Y. Hagino, A. Imamura, M. Saha & H. Takada, 2009. Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 364(1526):2027-2045 doi:10.1098/rstb.2008.0284.
- Van Emmerik, T. & A. Schwarz, 2020. Plastic debris in rivers. *WIREs Water* 7(1):e1398 doi:10.1002/wat2.1398.
- Vanndirektivet, D. (ed) 2018. *Klassifisering av miljøtilstand i vann - Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver*. Veileder 02:2018. Direktoratgruppen Vannportalen.
- Velle, G., B. Barlaup, E. O. Espedal, M. Haave, Y. Landro, E. Normann, C. Postler, H. Skoglund, S. Stranzl, E. Stöger & T. Wiers, 2020. *Plast i elver på Vestlandet NORCE LFI rapport*. vol 390. NORCE, Bergen, 36.
- Vidal, A., L. Papillon, G. Seignemartin, A. Morereau, C. Euzen, C. Grenz, Y. Copard, F. Eyrolle & R. Sempéré, 2024. Temporal evolution of plastic additive contents over the last

- decades in two major European rivers (Rhone and Rhine) from sediment cores analyses. *Environmental Pollution* 348:123655 doi:10.1016/j.envpol.2024.123655.
- Wagner, M., C. Scherer, D. Alvarez-Muñoz, N. Brennholt, X. Bourrain, S. Buchinger, E. Fries, C. Grosbois, J. Klasmeier, T. Marti, S. Rodriguez-Mozaz, R. Urbatzka, A. D. Vethaak, M. Winther-Nielsen & G. Reifferscheid, 2014. Microplastics in freshwater ecosystems: what we know and what we need to know. *Environ Sci Eur* 26(1):12 doi:10.1186/s12302-014-0012-7.
- Xu, Q., R. Xing, M. Sun, Y. Gao & L. An, 2020. Microplastics in sediments from an interconnected river-estuary region. *Science of The Total Environment* 729:139025 doi:10.1016/j.scitotenv.2020.139025.