

8023-2024

Forslag til nasjonal overvåking av flytende makroplast



Rapport

Norsk institutt for vannforskning

Løpenummer:

8023-2024

ISBN 978-82-577-7760-9

NIVA-rapport

ISSN 1894-7948

Denne rapporten er kvalitetssikret iht. NIVAs kvalitetssystem og godkjent av:

France Collard

Prosjektleder

Sissel B. Rannekleiv

Kvalitetssikrer

Hans Fredrik V. Braaten

Forskningsleder

© Norsk institutt for vannforskning og Miljødirektoratet. Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse.

www.niva.no

Tittel

Forslag til nasjonal overvåking av flytende makroplast

Sider

60 + vedlegg

Dato

04.12.2024

Forfatter(e)

France Collard, Anfisa Berezina, Jannike Falk-Andersson, Marthe L. Haarr, Amy Lusher, Ragnhild Pettersen, Johanne Rydsaa, Evgeniy Yakushev

Fagområde

Overvåking

Distribusjon

Åpent

Oppdragsgiver(e)

Miljødirektoratet

Kontaktperson hos oppdragsgiver

Inger Lise Nerland Bråte

Utgitt av NIVA

Prosjektnummer 240136

Oppdragsgivers utgivelse:

M-2869 | 2024

Sammendrag

Plastforurensning er en av vår tids mest alvorlige miljøutfordringer. Overvåking av plast er viktig for å kunne forstå forekomsten i miljøet og på sikt iverksette effektive tiltak mot forurensningen. Denne rapporten gir anbefalinger for oppstart og tilpasning av et program for overvåking av flytende makroplast i norske havområder. Tre ulike ambisjonsnivåer for overvåking av plast er beskrevet i detalj, henholdsvis oppstartsfase, minimumsløsning og et fullskala oppsett. Nivåene er relativt like med tanke på prøvetaking og datainnsamling. Hovedforskjellen mellom en oppstartsfase og en minimumsløsning er observasjonsfrekvensen (to eller tre ganger per år) og inkludering av et første år med «ships of opportunities» (skip som regelmessig seiler faste ruter i norske farvann og kan brukes til observasjoner). Et fullskala oppsett omfatter flere komponenter (to ekstra områder, dypdykkanalyser og utvikling av bildeanalyse) som gir data med høyere oppløsning og en mer nøyaktig identifisering av kilder.

Emneord: Overvåking, makroplast, Norge, havområder, plastsøppel

Keywords: Monitoring, macroplastic, Norway, marine environment, plastic litter

Innholdsfortegnelse

Forord	5
Sammendrag	6
Summary	8
1 Introduksjon	10
1.1 Overvåking av plast i havområder	10
1.2 Makroplast i norske havområder	11
1.3 Prosjektmål	12
2 Observasjon- og prøvetakingsdesign	13
2.1 Trålundersøkelser	14
2.2 Visuelle observasjoner	15
2.3 Foto- og flyundersøkelser	15
2.4 Anbefalt metode for Norge	17
3 Datainnsamling	19
3.1 Hvordan utfører man visuelle observasjoner av flytende makrosøppel?	19
3.2 Hvordan samler man inn makrosøppel gjennom trålundersøkelser?	20
3.3 Hvordan utfører man dypdykkanalyser?	21
3.4 Hvem bør utføres disse undersøkelsene?	22
4 Styrkeanalyser	25
4.1 Hva er statistisk styrke?	25
4.2 Data og analyse	25
4.3 Nøyaktighet av målinger	27
4.4 Statistisk styrke for trendanalyser	30
4.5 Søppelsammensetning	34
5 Geografisk dekning	36
5.1 Utarbeidet modell og dens resultater	37
5.2 Forventede høy- og lavakkumuleringssoner langs kysten av Norge	41
5.3 Begrensninger i våre anbefalinger om geografisk dekning	43
6 De tre nivåene (oppstartsfase, minimums-løsning og fullskala oppsett)	44
7 Datainnsamling og lagring	49
8 Kostnadsestimer	51
9 Generelle anbefalinger	55
10 Referanser	56
11 Vedlegg	61

11.1 Tilleggsinformasjon om DIMARC og Seafarer prosjekter	61
11.2 Tilleggsinformasjon om avsnitt 3.1.	61
11.3 Styrkeanalyser: utfyllende informasjon	62
11.4 Tabeller (unntatt kapittel 4)	65

Forord

Denne rapporten presenterer resultatene fra prosjektet *Forslag til nasjonal overvåking av flytende makroplast*. Norsk institutt for Vannforskning (NIVA) har gjennomført prosjektet på oppdrag for Miljødirektoratet med France Collard som prosjektleder.

Prosjektarbeidet har vært et samarbeid mellom NIVA og SALT og Akvaplan-niva AS. Forskere som har bidratt inkluderer Marthe Larsen Haarr og Johanne Rydsaa (begge SALT), Ragnhild Pettersen (Akvaplan-niva AS), Amy Lusher, Anfisa Berezina, Jannike Falk-Andersson og Evgeniy Yakushev (alle NIVA). Sissel B. Ranneklev og Hans Fredrik Veiteberg Braaten (begge NIVA) har kvalitetssikret rapporten.

Kontaktperson hos oppdragsgiver har vært Inger Lise Nerland Bråte.

NIVA setter pris på muligheten til å gjennomføre prosjektet og takker alle involverte for godt samarbeid.

France Collard

Tromsø, 28.10.2024

Sammendrag

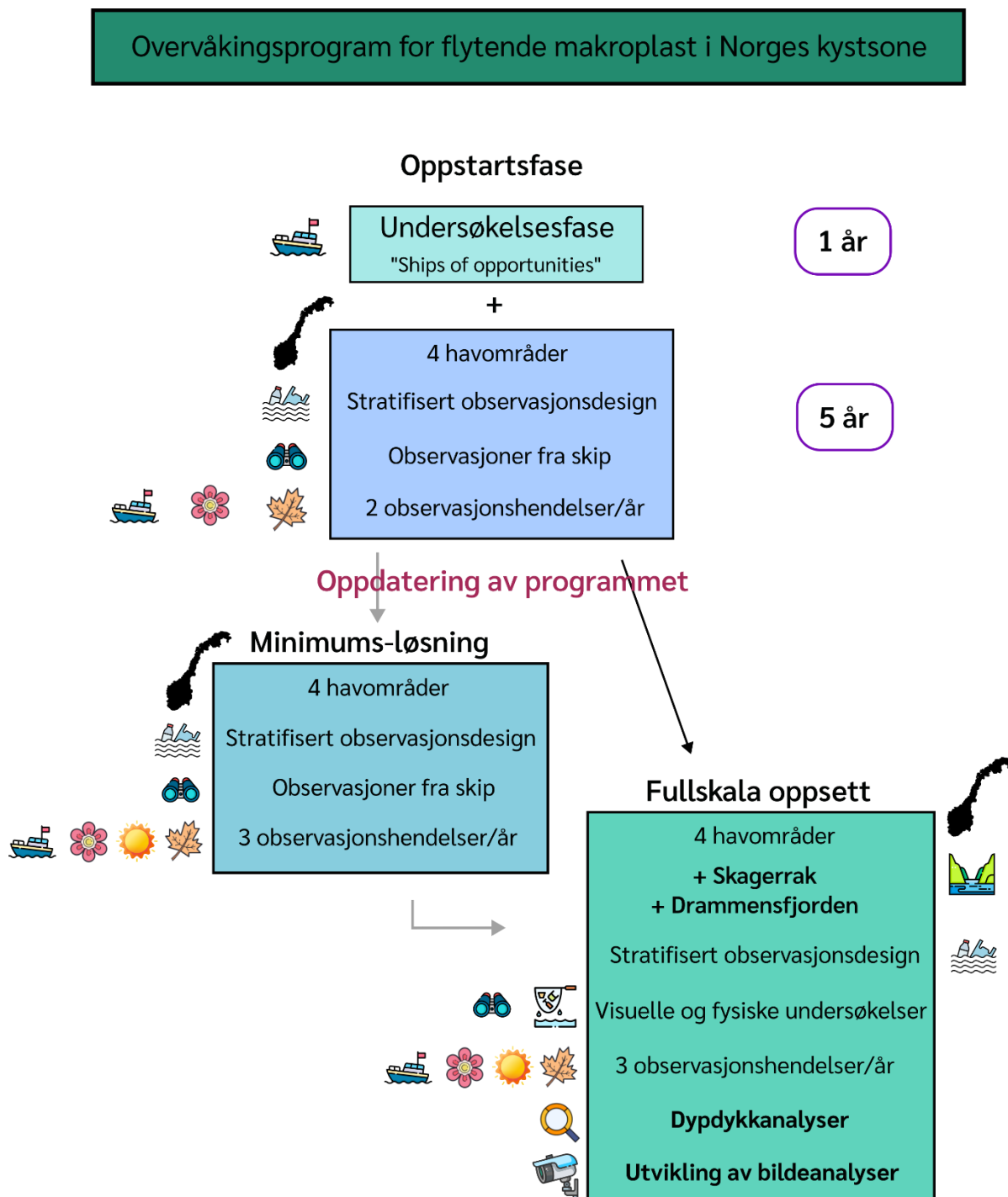
Plastforurensning er en alvorlig global miljøtrussel, og flere internasjonale ekspertgrupper tar til orde for overvåkingsprogrammer som et verktøy for å forstå forekomsten av plast i miljøet. På nasjonalt nivå anbefales det å sette opp overvåkingsprogrammer som oppfyller spesifikke internasjonale krav. Plastpartikler i miljøet klassifiseres vanligvis etter størrelse: mikroplast (<5 mm), mesoplast (5 mm-25 mm) og makroplast (>25 mm). Tilgjengelig kunnskap om de ulike kategoriene er svært ubalansert – mikroplast får generelt sett mest oppmerksomhet. I Norge er det for eksempel iverksatt et overvåkingsprogram for mikroplast, men det er behov for å se nærmere på en av de viktigste kildene til mikroplast på verdensbasis – nemlig makroplast i sjøvann. I tillegg er dynamikken og effekten av mikro- og makroplast på miljøet og dyrelivet svært forskjellige. Begge kategoriene bør derfor inkluderes i overvåkingsprogram.

Miljødirektoratet ønsker å få mer innsikt i de internasjonale retningslinjene og anbefalingene for et overvåkingsprogram for flytende makroplast som er tilpasset den norske konteksten. Denne rapporten gir anbefalinger for oppstart og tilpasning av et overvåkingsprogram i Norges territorialfarvann (Skagerrak, Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet). Prøvetakingsdesignet som helhet diskuteres i flere deler: metode for prøvetaking og observasjoner, metode for datainnsamling, hyppighet og replikasjon av prøvetaking og romlig dekning. I tillegg foreslås tre ambisjonsnivåer for overvåkingen: en «oppstartsfase», en «minimumsløsning» og et «fullskalascenario» (se figur nedenfor). Disse er beskrevet i detalj i rapporten, inkludert kostnadsestimer.

En litteraturgjennomgang ble utført for å finne eksisterende relevant data fra Norge og for å undersøke internasjonale rapporter og artikler som gir retningslinjer eller anbefalinger for overvåking av flytende makrosøppel. Overvåkingsprogrammet bør bruke observasjoner fra skip på allerede eksisterende ruter når og der det er mulig («ships of opportunities»). Disse mulighetene må undersøkes i forkant av oppstarten av overvåkingsprogrammet og bruk av skipene må evalueres så de beste løsningene kan velges for selve overvåkingen. Per nå finnes det svært lite data for makroplast i norske havområder, og en del av prøvetakingsdesignet er basert på punktdata fra definerte regioner. Det anbefales derfor at overvåkingsprogrammet starter med en forundersøkelse over fem år – der «oppstartsfasen» benyttes – for å samle inn data langs kysten av Norge. Flere internasjonale ekspertgrupper anbefaler dette som en mulighet til å få en oversikt over omfanget av plastforurensningen. Norskekysten dekkes av flere fergestrekninger som seiler ofte. Dette gjør det enkelt å legge om tidsplanen hvis det skulle oppstå uventede hendelser som umuliggjør observasjon (eks. dårlig værforhold). Innsamling av data fra ferger gir også god repeterbarhet og mulighet til å sammenligne data fra år til år. Gitt at visuelle observasjoner gjennomføres sesongbasert (tre ganger årlig), viser statistiske analyser at det må gjennomføres 119 transekt i løpet av et år for å potensielt detektere en 50% *nedgang* over 10 år med 80% sikkerhet. Det kreves minst 335 transekt årlig per område dersom visuelle observasjoner gjøres kun én gang i året. Dette er basert på eksisterende relevante, men begrensede datasett. Etter disse fem årene bør derfor statistikkanalysene gjentas med nye data slik at prøvetakingsdesignet, inkludert de tre overvåkingsnivåene, kan evalueres på nytt og tilpasses om nødvendig. Det anbefales å bruke protokollen og retningslinjene fra Joint Research Centre (JRC, EU-kommisjonen) for både prøve- og datainnsamling.

De tre foreslåtte overvåkingsnivåene er relativt like når det gjelder prøvetaking og datainnsamling. Hovedforskjellen mellom oppstartsfasen og minimums-løsningen er prøvetakingsfrekvensen (to eller tre prøvetakingshendelser per år). Fullskalaoppsettet ligner også på de to andre scenariene, men omfatter valgfrie komponenter som gir data med høyere oppløsning og en mer nøyaktig identifisering av kilder. Disse komponentene er: inkludering av Drammensfjorden og Skagerrak i den romlige dekningen, utvikling av bruken av bildeanalyser for overvåking, og en fysisk innsamling av søppel på spesifikke steder for å

kunne utføre dypdykkanalyser og hente ut data om for eksempel produksjonstidspunkt, vekt og opprinnelsesland. Til slutt gis det kostnadsestimater for hvert overvåkingsnivå, fordelt på ulike arbeidspakker innenfor hvert nivå.



Summary

Plastic pollution poses a serious global threat, and understanding its presence in the environment through monitoring programme is supported by several international groups of experts. At a national level, countries need to set up monitoring programmes that will address international requirements. Environmental plastic items are usually classified according to their size: microplastics (<5 mm) mesoplastics (5 mm- 25 mm) and macroplastics (>25 mm). The current level of knowledge is very unbalanced between those three categories, with microplastics gaining most of the attention globally. For example, Norway currently has an ongoing monitoring programme for microplastics but more attention is needed on one of the main sources of microplastics worldwide, marine macroplastics. In addition, the dynamics and impacts of micro- and macroplastics on the environment and wildlife are very different and both categories need to be monitored.

The Norwegian Environment Agency requests more insight on the international guidelines and recommendations for a monitoring programme of floating macroplastics adapted to the Norwegian context. This report therefore provides recommendations to start and adapt a monitoring programme for floating macroplastics in the territorial waters of Norway (Skagerrak, North Sea, Norwegian Sea, and Barents Sea). The sampling design as a whole is discussed in several parts: method for sample collection, method for data collection, frequency and replication of sampling and spatial coverage. Besides, three levels of monitoring are proposed, including a “start-up phase”, an “intermediate solution” and a “full-scale scenario”. These are described in detail in this report, each provided with separate associated cost estimates.

A simple literature review was performed to find existing data around Norway and to screen international reports and articles which provide guidelines or recommendations for monitoring of floating macrolitter. The monitoring programme should use visual surveys on existing cruises when and where possible («ships of opportunities»). These possibilities must be investigated in advance of the monitoring program itself, and the use of ships must be evaluated in the context of floating macroplastic observations so that the best solutions can be used afterwards. Very few data in Norway are reported at the time of writing this report and so a part of the sampling design was based on punctual data from defined regions. This is why it is recommended that the monitoring programme start with a preliminary survey of five years using the “start-up phase” to acquire data along the coast of Norway. This is recommended by several international groups of experts as a way of gathering information on the scope of plastic pollution. The coast of Norway is covered by several ferry lines which sail on a frequent basis. This allows an easy reschedule should any unexpected events, such as bad weather, occur. This also allows for repeatability and therefore comparability over several years. According to our statistical power analyses, a total of 119 transects must be completed within a year to detect a 50% decline over 10 years with 80% certainty, if visual observations are carried out seasonally (three times a year). At least 335 transects are required annually per area if visual observations are made only once a year. This is based on existing relevant but punctual data. Therefore, after these five years the power analysis should be conducted again with the recent data and the sampling design, including the three levels of monitoring, should be reevaluated and adapted if needed. The Joint Research Centre (JRC, European Commission) protocol and guidelines are recommended for both sample and data collection.

The three levels of monitoring are relatively similar in structure for sample and data collection. The main difference between the start-up phase and the intermediate solution is the sampling frequency (two or three sampling events per year). The full-scale setup is also similar to the two other levels but includes optional components which allows data of higher resolution and a more detailed identification of sources. These components are the incorporation of Drammensfjorden and Skagerrak in the spatial coverage, the

development of the use of image analyses for monitoring, and a physical collection of litter at punctual places to further perform deep dive analyses and retrieve data on time of production, weight and country of origin for example. Finally, cost estimates are provided for each monitoring level and are broken down in work packages within each level.

1 Introduksjon

1.1 Overvåking av plast i havområder

Plastforurensning er i dag en av de største truslene mot verdens økosystemer, og det representerer også et stort problem i Norge. Plast har blitt funnet i alle deler av miljøet, men plast i det marine miljøet har fått størst oppmerksomhet. Forskningsfeltet for marin plastforurensning anses å ha hatt sin oppstart rundt 2010 (Borrelle et al., 2017; Rochman and Hoellein, 2020; Ryan, 2015a). Marin plastforurensning er svært mobil, allestedsnærværende og har en kompleks dynamikk. Plastpartiklene varierer i størrelse (fra nano- ($< 1 \mu\text{m}$) til makroplast ($> 25 \text{ mm}$)), form og tetthet, noe som påvirker fragmenteringen og mobiliteten i vannmiljøet. Plastforsøpling kan påvirke dyrelivet på flere måter, for eksempel ved at de vikler seg inn i eller svelger plasten. Denne rapporten fokuserer på flytende *makroplast*, men noen ganger vil andre begreper som *søppel* eller *forsøpling* benyttes ettersom flytende makroplast samles inn samtidig og på samme måte som øvrig søppel. Ekspertgruppene i OSPAR og Marine Strategy Framework Directive (MSFD) anbefaler også å undersøke andre typer søppel enn plast.

I flere land med kystlinje arbeides det med å overvåke plastforsøpling. For EU er arbeidet i tråd med EUs havstrategidirektiv. Direktivet ble vedtatt i juni 2008 for å beskytte det marine miljøet for å oppnå god miljøstatus («Good Environmental Status», GES) i EUs farvann (EU Commission, 2022), men er ikke implementert i Norge. For plastforurensning (og forsøpling), er overvåkingsaktiviteter nødvendig for å identifisere romlig utbredelse og trender over tid, effekter av avbøtende tiltak, men også, når data mangler, for å få kunnskap om forekomsten og konsentrasjonen av plastgjenstander og å etablere referansenivåer for å dokumentere trender i etterkant.

I overvåkingssammenheng klassifiseres marint plastsøppel i fem brede indikatorer: strandsøppel, havbunnsøppel, flytende makrosøppel, søppel i biota og mikrosøppel ($< 5 \text{ mm}$), uavhengig av hvilket marint område de finnes i (Arcangeli et al., 2020; Arthur et al., 2009; Galgani et al., 2013). To av dem har anerkjente standardiserte protokoller (Arcangeli et al., 2020): vurdering av søppelinntak hos sjøfugl (OSPAR Commission, 2008) og havskilpadder (Matiddi et al., 2017), og for strandsøppel (e.g. OSPAR Commission, 2010; Galgani et al., 2013). De andre kategoriene, dvs. flytende søppel, søppel på havbunnen og mikrosøppel, ble lagt til som indikatorer i internasjonale retningslinjer som OSPAR senere sammenlignet med strandsøppel. Metodene er derfor mindre utviklet og utfordrende å anvende globalt. Det mangler harmoniserte protokoller, enten fordi de er så nye eller kostbare, eller fordi søppelet er så heterogent. Tilpassede protokoller diskuteres og/eller valideres fortsatt (Arcangeli et al., 2020) og det finnes ingen «one size fits all»-løsning.

Observasjon av flytende makrosøppel gir et øyeblikksbilde av dets egenskaper og mengde. Slike data kan videre bidra til å identifisere kilder og spredningsveier, noe som er av stor verdi i forbindelse med overvåking og evaluering av avbøtende tiltak (Arcangeli et al., 2020; Thiel et al., 2011). Flytende makrosøppel ser i utgangspunktet ut til å være den enkleste typen søppel å overvåke: Flere metoder (for eksempel visuelle observasjoner, fysisk innsamling, fotografisk overvåking) har blitt testet og implementert i mange små og mellomstore overvåkingsprogrammer over hele verden (Arcangeli et al., 2020; Galgani et al., 2013). Heterogeniteten, både i tid og rom, utfordrer imidlertid logistikken og kostnadene ved slike overvåkingsprogrammer (Arcangeli et al., 2020; Ryan et al., 2009), særlig i regioner der det forventes lave mengder søppel, som i norske farvann, sammenlignet med akkumuleringssoner som i den nordlige Stillehavsgyren eller i nærheten av regioner uten godt avfallssystem (Jambeck et al., 2015; Lebreton et al., 2018).

1.2 Makroplast i norske havområder

Lave nivåer av makroplast er forventet i norske havområder, men er ikke bekreftet på grunn av mangel på offentlig tilgjengelige data. Nettportalen LITTERBASE¹ for marin forsøpling oppsummerer resultater fra mer enn 3000 vitenskapelige studier om marin forsøpling og oppdateres jevnlig. Ifølge denne databasen er det bare fire regioner i Norge som har blitt prøvetatt for flytende marint makrosøppel (Figur 1). Disse datapunktene kommer fra to studier, inkludert en som ble publisert i 1983 (Dixon and Dixon, 1983; Ostle et al., 2019), og en som ikke satte søkelyset på makrosøppel, men på plankton. Dette understreker tydelig mangelen på data for flytende makroplast i norske farvann. Noen få andre studier har rapportert data på flytende søppel i nærheten av Norge, selv om de fleste av observasjonene var utenfor norsk territorialfarvann (Bergmann et al., 2015; Grøsvik et al., 2018; Tekman et al., 2022).



Figur 1. Kart som viser hvor tilgjengelig data for flytende makrosøppel i norske farvann ble samlet inn (lilla: makroplast, gul: andre, grønn: ikke rapportert). Besøkt den 3. oktober 2024 (<https://litterbase.awi.de/litter>).

¹ <https://litterbase.awi.de/litter>

1.3 Prosjektmål

For å kunne planlegge og gjennomføre relevant overvåking av makroplast i nasjonal skala, ønsket Miljødirektoratet å få anbefalinger basert på internasjonale rapporter og retningslinjer, tilpasset norske forhold. I tillegg var det ønskelig med kostnadsestimer for tre ulike ambisjonsnivåer for overvåking (en oppstartsfase, en minimums-løsning og et fullskala oppsett). Inkludert i denne rapporten er et mulig oppsett for overvåking av *flytende marin makroplast* (> 2,5 cm) i kystsonen (12 nautiske mil) i de fire havområdene som omgir Norge: Barentshavet, Norskehavet, Nordsjøen og Skagerrak.

Anbefalingene for et overvåkingsprogram er basert på internasjonale råd fra Marine Strategy Framework Directive Technical Group on Marine Litter (MSFD TGML) ledet av Joint Research Centre (JRC), Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo-Paris-kommisjonen (OSPAR), FNs miljøprogram (UNEP), Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Pollution (GESAMP), tidligere nasjonale rapporter (e.g. Falk-Andersson et al., 2022) og andre tilgjengelige relevante kilder. De eksisterende metodene og internasjonale retningslinjene ble gjennomgått og diskutert i to ulike arbeidsmøter blant prosjektmedarbeiderne for å finne det beste designet.

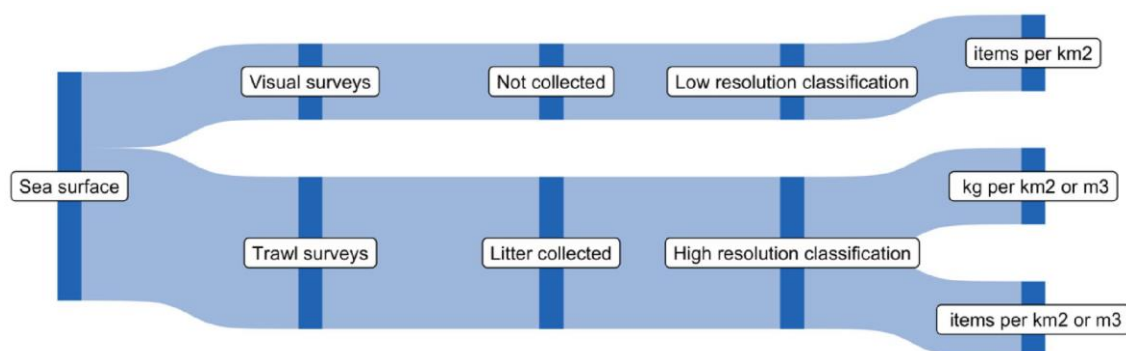
Innholdet i rapporten er strukturert på følgende måte:

1. Observasjons- eller prøvetakingsdesign og prøvetaking for norske farvann
2. Informasjon om hvordan observasjonen eller prøvetakingen kan utføres i praksis
3. Kunnskap om den romlige dekningen for observasjon eller prøvetaking i de fire havområdene som omgir Norge
4. Datainnsamling og -behandling, samt forslag til datarapportering og -lagring
5. Kostnadsestimer for tre overvåkingsnivåer, inkludert oppstartsfase, minimums-løsning og fullskala oppsett
6. Generelle anbefalinger for overvåking av makroplast i norske havområder.

2 Observasjon- og prøvetakingsdesign

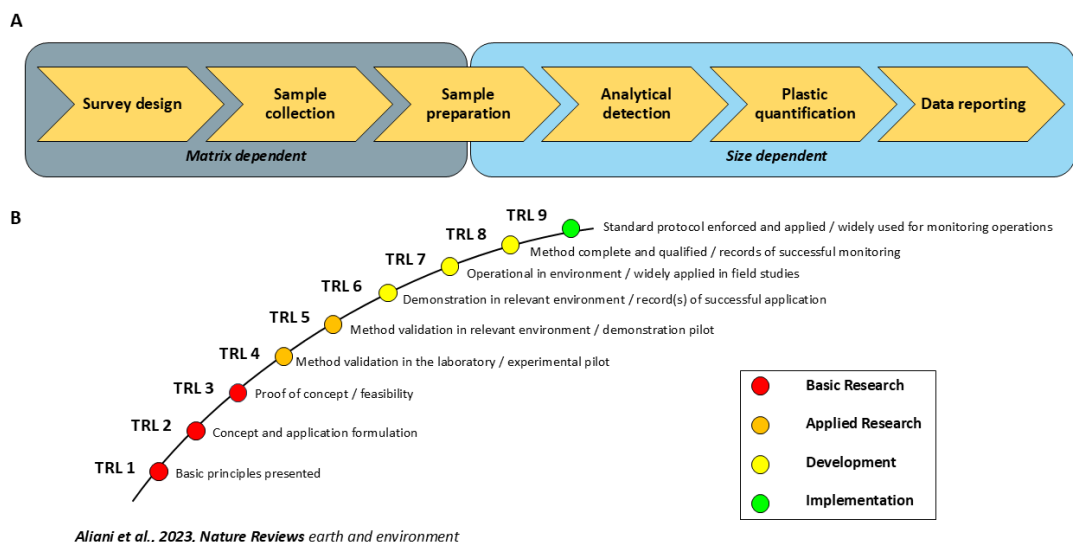
Anbefalingene gjelder for et overvåkingsprogram som tar sikte på å påvise trender i tid og rom på nasjonal skala. Det er derfor gjort en vurdering av den minste observasjon- eller prøvetakingsinnsatsen som er nødvendig for å oppnå et representativt utvalg prøver, og antall replikater som er nødvendig for å fange opp romlige og tidsmessige trender (Vighi et al., 2022). Det ble derfor gjennomført en statistisk styrkeanalyse (*power analysis*) for å estimere hvor stor endring som kunne påvises med vårt utvalg. Metodene og observasjonsdesignet/prøvetakingsdesignet varierer avhengig av behovene og spørsmålene et overvåkingsprogram har som mål å besvare (Lusher and Primpke, 2023). Anbefalingene våre er delt inn i tre overvåkingsnivåer, som alle setter søkelys på å oppdage romlige og tidsmessige trender, men det høyeste nivået, fullskala oppsett, vil gi mulighet for en høyere oppløsning av data og en større forståelse av kilder. De tre nivåene beskrives nærmere i dette avsnittet.

Det finnes flere måter å samle inn data for flytende marin makroplast: trålundersøkelser, visuelle observasjoner fra skip, fotografiske undersøkelser og observasjoner fra fly eller helikopter (GESAMP, 2019). De to vanligste metodene er visuelle observasjoner fra skip og trålundersøkelser (Figur 2).



Figur 2. Illustrasjon av forskjellene mellom de to vanligste prøvetakingsmetodene for flytende makroplast, visuelle observasjoner (øverst) og trålundersøkelser (nederst). Fra Cheshire et al. (2009).

Metodene som beskrives i dette avsnittet er beskrevet med et tilhørende TRL-nivå (*Technological Readiness Level*). TRL-nivåer brukes i mange ulike sammenhenger som en systematisk målemetode for å vurdere modenheten til en teknologi. TRL er basert på en skala fra 1 til 9, der 9 er den mest modne teknologien (Falk-Andersson et al., 2022). TRL-skalaen klassifiserer teknologi eller metoder i fasene grunnforskning (TRL 1-3), anvendt forskning (TRL 4-5), under utvikling (TRL 6-8) og implementering (TRL 9) (Aliani et al., 2023). Hvis TRL for en modul er > 6, er modulen moden for storskala utrulling. Et trinn med TRL <3 egner seg ikke for overvåkingsplaner og krever ytterligere forsknings- og utviklingsarbeid (Figur 3).



Figur 3. De seks grunnleggende trinnene (A) felles for hver størrelse og matrise som danner de reproduerbare analytiske rørdningene (RAP) for plastanalyse og -overvåking. Undersøkellesdesign, prøveinnsamling og klargjøring avhenger av prøvetakingsmatrisen (grå boks). Analytisk deteksjon, kvantifisering og datarapportering er størrelsesavhengig (lyseblå boks). Noen trinn er felles for arbeidsflyten til forskjellige størrelser og matriser. (B) Statusen til en RAP kan vurderes mot de ni teknologiske beredskapsnivåene (TRLs). Figuren er tilpasset fra EUROqCHARM-prosjektet² (Aliani et al., 2023).

2.1 Trålundersøkelser

Flytenett som slepes av fartøy, kan brukes til å samle inn flytende makroplast og makrosjøppel. Den største styrken ved en fysisk innsamling av søppel er muligheten til å i etterkant kunne analysere det innsamlede materialet grundigere og skaffe til veie data med høyere oppløsning. En fysisk innsamling gir mulighet for nøyaktig veiing og måling, identifisering av opprinnelsesland, vurdering av bruken av gjenstanden og en polymeridentifikasjon (hvis det er instrumenter tilgjengelig). Disse tilleggsegenskapene er nødvendige for å identifisere kilden og forstå dynamikken i forsøplingen, noe som er svært verdifullt i overvåkingssammenheng (Cheshire et al., 2009; Vighi et al., 2022). I tillegg fjernes den innsamlede makroplasten fra miljøet og kan avhendes på riktig måte, noe som forhindrer direkte skade på dyrelivet og videre fragmentering til mikroplast. Visuelle undersøkelser (enten visuelle observasjoner fra skip eller fra luftfartøy) gjør det mulig å identifisere en størrelsesgruppe, en form og kanskje den tidligere bruken av gjenstanden.

Fysisk innsamling av flytende gjenstander kan utføres i kombinasjon med visuelle observasjoner og kan slik benyttes til å vurdere effektiviteten av visuelle observasjoner (Vighi et al. 2022). Slik prøvetaking krever imidlertid ekstra ressurser i form av innsamlingsmetoder, tid og forståelse av dypdykkanalyser, og bør derfor rettes mot utvalgte regioner.

TRL for trålundersøkelser er internasjonalt rangert som 8 (Figur 3). Selv om dette er en svært god score, er metoden fortsatt i utviklingsfasen, og det kreves innsats for å forbedre undersøkelsesdesignet (Falk-Andersson et al., 2022).

² <https://www.euroqcharm.eu/en>

2.2 Visuelle observasjoner

Visuelle observasjoner – eller visuelle tellinger – er utbredt for å samle inn data for flytende makrosøppel (Vighi et al., 2022) og anbefales derfor for å sikre sammenlignbarhet med tidligere undersøkelser (AMAP, 2021; Falk-Andersson et al., 2022; Vighi et al., 2022). I en fersk studie ble det samlet meninger fra 46 makroplasteksperter om egnetheten til fire datainnsamlingsteknikker for marin flytende plastsøppel gjennom en kombinasjon av fem kriterier, inkludert gjennomførbarhet (Gallitelli et al., 2024). Visuell observasjon var metoden som fikk høyest poengsum for alle egenskaper samlet, etterfulgt av dronetelling, satellittelling og telling med GPS-springssystem for søppel (Gallitelli et al., 2024). En annen styrke ved visuelle observasjoner er mulighetene for ombordstigning på tilbakevendende tokt som f.eks. ferger, både lange og korte turer, turistturer, vitenskapelige tokt osv. Dette sikrer god repeterbarhet.

Visuelle observasjoner har derimot noen ulemper. Observatørenes erfaring kan påvirke datainnsamlingen, men enda viktigere er det at værforholdene og høyden eller hastigheten på plattformen som brukes, kan svekke observasjonen av flytende gjenstander (Galgani et al., 2023). Som nevnt ovenfor blir dessuten søppelet bare observert, og ikke samlet inn, noe som gir data med lavere oppløsning (Cheshire et al., 2009; Vighi et al., 2022). Metoden har dessuten ikke den ekstra fordelen at den fjerner søppel fra havet.

Visuelle observasjoner er rangert ulikt internasjonalt og nasjonalt med tanke på TRL-nivå. Den gjennomsnittlige TRL er henholdsvis 9 (internasjonalt) og 5 (Norge). I Norge er metoden tilgjengelig og har blitt testet i felt (Pogojeva et al. 2021) men er ikke brukt til overvåking ennå. Visuelle observasjoner brukes med hell internasjonalt, og det ble nylig utarbeidet harmoniserte retningslinjer (Vighi et al., 2022), mens det i Norge ikke finnes tilgjengelige data, og metoden er i sin spede begynnelse.

2.3 Foto- og flyundersøkelser

Overvåkning av flytende makrosøppel kan gjøres fra ulike plattformer som båter, fly, ballonger, droner eller satellitter hvor en sensor kan plasseres og ta bilder, video eller registrere signaler. Sensordata som lagres kan i motsetning til visuelle observasjoner, prosesseres og analyseres i ettertid og på den måten gjennomgås ved hjelp av ulike analyseverktøyer for å finne svar på for eksempel, sammensetning, komposisjon og størrelse. Metadata fra sensoren kan trekkes ut og gi den eksakte geografiske posisjonen og tidspunkt for observasjonen og dermed mulighet til å vite hvor og når observasjonene er gjort. Eksempler på sensorer som har vært benyttet til overvåkning, identifisering og klassifisering av flytende makroplast er ulike typer kameraer, hyperspektrale og multispektrale kameraer og radar (Waqas et al., 2023).

Valg av plattform og sensor som benyttes til datainnsamling vil ha mye å si for hvilken romlig og spektral oppløsning de innsamlede data vil ha. Ved bruk av en sensor montert på en båt kontra i en satellitt vil sensoren på båten ha større romlig oppløsning, men dekke et mye mindre areal sammenlignet med sensoren i en satellitt. Dersom det er et vanlig RGB (rødt, grønt, blått som fargemodell) kamera som benyttes vil den spektrale oppløsningen være mindre sammenlignet med et hyperspektralt eller multispektralt kamera.

Bilder kan gjennomgås manuelt eller ved bruk av ulike programvarer hvor algoritmer, maskinlærings metodikker eller kunstig intelligens kan benyttes for automatisk prosessering. Spektrale data kan utnyttes på bakgrunn av unike spektrale egenskaper til plast og objekter som ofte sameksisterer med flytende plast (f.eks. drivved, tang, annet søppel og vegetasjon) og vann (Cocking et al., 2022; Goddijn-Murphy et al., 2022; Hu, 2021).

For å oppnå en automatisk analyse som potensielt kan spare mye tid, kan det benyttes kunstig intelligens (for eksempel «convolutional neural network», CNN), men for å kunne benytte denne funksjonen krever

det et stort antall bilder for å trene opp det kunstige neurale nettverket. I Seafarer prosjektet³ ble det gjort en sammenligning mellom manuell annotering av plast og avfall fra video og bruk av maskinlæringsalgoritmer. Dette ble utført på et begrenset antall bilder hvor det også ble funnet falske positive og negative identifiseringer, men i hovedsak så brukte maskinlæringsalgoritmene en tiendedel av tiden på å fullføre analysen sammenlignet med manuell annotering. I DIMARC prosjektet⁴ identifiserte maskinlæringsalgoritmene gjennomskjulte plastobjekt som ble oversett ved manuell gjennomgang, dette viser at maskinlæring og CNN kan ha et større potensiale sammenlignet med manuell gjennomgang til å identifisere enkelte gjenstander som er vanskelig for menneskeøyet å se. Oppsummert ble det for disse prosjektene konkludert med at det er potensiale for tidsbesparende automatiske analyser, men det trengs et stort antall bilder for trening av algoritmene slik at en kan ta høyde for alle faktorene som påvirker bildene under de varierende forholdene de blir tatt (mer informasjon om disse prosjektene finnes i vedlegg 11.1).

Fotografiske undersøkelser og flyundersøkelser har én stor svakhet: De er fortsatt eksperimentelle teknologier i forbindelse med søppeldeteksjon og er under utvikling (Galgani et al., 2023), Tabell 1). Selv om disse krever mindre arbeidskraft og dekker større områder enn tidligere nevnte metoder, er de også sårbare for skiftende værforhold. Dessuten er det ikke mulig å detektere små søppelenheter (< 30 cm) fra fly (Galgani et al., 2023). I fremtiden kan automatisk registrering redusere behovet for observatører, ettersom gjenkjenningen av gjenstander utføres i etterkant. Sistnevnte kan også gjøres enklere ved hjelp av automatiserte algoritmer og maskinlæringsteknikker, noe som vil redusere kostnadene ved datainnsamling betraktelig (Galgani et al., 2024). For å støtte utviklingen av slike teknologier og teknikker har vi inkludert en tilleggskomponent for utvikling av bildeanalyser og algoritmeutvikling i vår anbefaling for et fullskala overvåkingsoppsett.

Tabell 1. Oppdatert oversikt over overvåkingsprotokoller for flytende makrosøppel (modifisert fra Galgani et al., 2023). Teknologisk modenhetsnivå (TRL) viser gjennomsnittlig TRL-poengsum for de ulike metoder, gjengitt fra Falk-Andersson m.fl. (2022) og Falk-Andersson m.fl. (under arbeid). TRL-skalaen er presentert i Figur 3.

Metod/protokoll	Modenhetsnivå (TRL)	Oppløsning generert	Begrensinger
Visuelle observasjoner	Høy (4-7)	Medium (str. ≥ 2.5 cm)	Observasjoner påvirket av vær- og sjøforhold
Automatisert kameraundersøkelse (bilder)	Medium (4-6)	Lav/middels/høy (avhengig av utstyr/kamera og plattform som brukes)	Avhenger av vær og sjøforhold Ikke tilpasset rutinemessig bruk Analyse kan være tidkrevende
Luftundersøkelse (fly, visuell)	Medium (4-5)	Lav (str ≥ 30 cm)	Avhenger av vær og sjøforhold Store flytende gjenstander
Luftundersøkelse (ubemannet luftfartøy)	Lav (3-4)	Lav/middels/høy (avhengig av utstyr/kamera og plattform som brukes)	Avhenger av vær og sjøforhold Analyse kan være tidkrevende

³ <https://framsenteret.no/kartlegge-og-kategorisere-makroplast-med-droner-satellittbilder-og-maskinlaering>

⁴ <https://framsenteret.no/kartlegge-og-kategorisere-makroplast-med-droner-satellittbilder-og-maskinlaering>

2.4 Anbefalt metode for Norge

Forekomsten av mengden flytende makroplast i norske farvann er ikke godt kjent. Noen få vitenskapelige artikler har rapportert data på flytende makroplast i Barentshavet (Bergmann et al., 2015; Grøsvik et al., 2018; Tekman et al., 2022). Selv om flytende makrosjøppel er overvåket årlig i Barentshavet, er disse dataene ikke offentlig tilgjengelige, og det er derfor ikke mulig å gi en fullstendig oversikt over denne forurensningen i dag. Det kan være en fordel å gjennomføre forundersøkelser for å forstå spredningen av dataene og faktorer som påvirker variabiliteten (Galgani et al., 2013) før man starter opp med full overvåking. Dette kan også bidra til å peke ut områder der høyoppløselig observasjon eller prøvetaking er nødvendig.

Erfaringer fra andre regioner viser at selv i områder med høy akkumulering av makroplast er det nødvendig å ta fysiske prøver av store vannområder på grunn av heterogeniteten i tid og rom av flytende marint makrosjøppel (e.g. Falk-Andersson et al., 2020; Haarr et al., 2022; Lippiatt et al., 2013; van Sebille et al., 2020). Fysisk prøvetaking av flytende makrosjøppel i overvåkingssammenheng er sjelden og har bare blitt brukt ved få anledninger (Vighi et al., 2022). En oversikt over overvåkingsaktiviteter i andre europeiske land finnes i Tabell 2. Norske farvann antas å være mindre forurensset av flytende makroplast enn mange andre regioner, som Middelhavet eller den nordlige Stillehavsgyren, og datainnsamling ved hjelp av kun fysisk prøvetaking vil derfor kreve mye tid og være forbundet med en stor kostnad, noe som vil svekke overvåkingsprogrammets levetid. Ved å holde kostnadene på et rimelig nivå kan man sikre lang levetid og god repeterbarhet. En kombinasjon av visuell observasjon og overflatetråling anbefales likevel, ettersom det kan gi grunnlag for å verifisere observasjonsmetodene, samt gi data som kan brukes til å estimere massen av flytende søppel (Falk-Andersson et al., 2022).

Tabell 2. Oversikt over andre overvåkingsaktiviteter i Europa. Modifisert fra Vighi et al. (2022).

Land	Metode	År	Kommentarer	Referanser
Bulgaria	Visuell undersøkelse (fra skip)	2017-2019	Fixed-width metode, 30 minutter transekt, vind: $\leq 5 \text{ m.s}^{-1}$	Slabakova et al. 2020
Tyskland	Flyundersøkelse (videundersøkelse)	2010-2012	550 m høyde, testet sammen med nyseundersøkelser	-
Spania	Visuell undersøkelse (fra skip)	-	2 observatører, samarbeide med akustiske undersøkelser, hastighet: 10 knop, høyde: 12 eller 16 m	-
Frankrike	Visuell undersøkelse (fra skip)	-	Fixed-width metode (50 m), JRC Joint list of categories, hastighet: 28 knop, stort fartøy.	-
Kroatia	Visuell undersøkelse (fra skip)	Siden 2017	En time transekt, 3 m høyde, 2.5 knop, observasjonsbredde: 8 m	-
Italia	<u>Kystsone & offshore:</u> Visuell undersøkelse (fra skip) <u>Elvemunning:</u> Visuell undersøkelse (fra bro)	-	<u>Kystsone:</u> annenhver måned, små til medium store skip, 4-6 knop, fixed-width metode (5 m) <u>Offshore:</u> 20 undersøkelse hvert år, store fartøy, maks. 28	

			knop, fixed-width metode (50 m) <u>Elvemunning</u> : høyde < 10 m, fem undersøkelser hvert år, Joint list of litter Categories	
Kypros	Fjernmålingsteknikker + ubemannet luftfartøy (UAV) + multispektrale kameraer	2018	Pilotstudie. Droner er også undersøkt.	Themistocleous et al. 2020
Malta	Visuell undersøkelser fra strand, eller fra mulighetens skip	-	Fra strand: 10 m bredde, Fra skip: transekt av 6 km, «distance sampling»	-
Polen	-	-	Årlig undersøkelse	-
Portugal	«Kontinental Portugal»: opportunistisk fysisk prøvetaking (fiskefartøy) Azorene: visuell undersøkelse (fra skip)	-	Azorene: 10 minutter transekt, seks ganger om dagen, høyde: 8 m, fixed-width transekt (100 m)	-
Slovenia	Visuell undersøkelse (fra skip) + fysisk innsamling	2020	DeFishGear prosjekt før 2020. 2.5-3 knop, nett på en teleskopstang	-

Vår anbefalte innsamlingsmetode ved oppstart av et overvåkingsprogram for makroplast i norske havområder er **visuelle observasjoner fra skip**, supplert med en **fysisk innsamling i nøkkelområder**. Etter anbefalinger fra internasjonale ekspertgrupper vil dette gi det beste kompromisset mellom kostnader, pålitelighet, sammenlignbarhet og oppløsning av data.

3 Datainnsamling

Å finne og å bruke den beste tilgjengelige relevante metoden er nøkkelen til enhver studie som tar sikte på å samle inn miljødata. Plastforurensning er et relativt nytt tema, og mange ulike metoder har blitt og blir fortsatt brukt, blant annet for innsamling av prøver. Dette kapitlet gir en oversikt over de mest brukte metodene for datainnsamling i Europa og anbefalinger for bruk i Norge baseres i stor grad på TGML-ekspertgruppens tekniske rapport (Vighi et al., 2022), med unntak av for dypdykkanalyser (avsnitt 3.3).

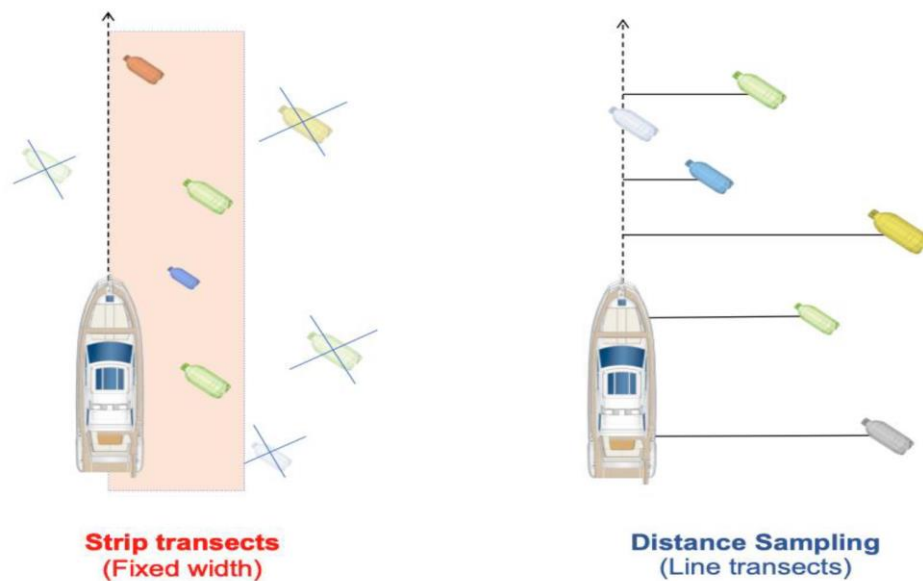
3.1 Hvordan utfører man visuelle observasjoner av flytende makrosøppel?

Ulike plattformer kan brukes til visuell overvåking av makroplast, og skip er de mest brukte (Vighi et al., 2022). Høyde på skip og hastighet er viktige faktorer, ettersom de kan påvirke muligheten for å oppdage flytende makroplast. Blant skipene finnes det flere størrelsesklasser som kan dekke ulike overvåkingsbehov. Høyden på skipet, og dermed på observatøren, påvirker evnen til å oppdage og identifisere flytende gjenstander avhengig av størrelsen. Store (for eksempel ferger), mellomstore (for eksempel forskning- eller fiskefartøyer) og små skip (seilbåter) har styrker og svakheter. Store skip gir en bred observasjonsvinkel, men observatøren vil stå høyere enn på mindre skip, og høyere hastighet kan føre til lavere deteksjons- og identifiseringsrate for små gjenstander (Ryan et al., 2014; Thiel et al., 2011; Vighi et al., 2022). Bruk av små skip vil derimot sikre deteksjon av små gjenstander, men vil forhindre undersøkelse av et stort område. Små og mellomstore skip bør seile i lav hastighet (rundt 3 knop) for å sikre deteksjon av små gjenstander. Av disse grunnene anbefales store skip til å overvåke åpent hav, mens mellomstore og små fartøy anbefales i kystnære områder (Suaria et al., 2020; Vighi et al., 2022).

To observasjonsmetoder brukes vanligvis til overvåking (Figur 4): stripetransekt med fast bredde (*fixed-width strip transect*) og avstandsprøvetakning (*distance sampling*). Den første forutsetter at alle gjenstander oppdages innenfor en fast avstand fra observatøren, mens den andre krever at man estimerer avstanden til hver gjenstand for å kompensere for den synkende sannsynligheten for å oppdage en gjenstand med økende avstand (Vighi et al., 2022). Studier viser at avstandsprøvetakningen fører til et visst «tap» av gjenstander, spesielt i områder med høy tetthet, der mange små biter typisk blir oversett. Samtidig ble mangfoldet av søppel i form av størrelser og plasttyper bedre beskrevet ved hjelp av teknikker for avstandsobservasjon. På den annen side er stripetransektmetoder enkle å bruke, mindre tidkrevende (når det gjelder dataanalyse) og gir sannsynligvis mer realistiske konsentrasjonsestimater, spesielt for de minste størrelsesfraksjonene, om observatørene greier å nøyaktig måle transektbredden (Vighi et al. (2022)). Metoden bør velges i henhold til skipets størrelse, formålet med overvåkingsprogrammet og den lokale forekomsten av søppel. Det ser ut til at avstandsobservasjon gir bedre resultater i områder med lav konsentrasjon. Stripetransektmetoden ser ut til å være mindre effektiv når det gjelder å oppdage flytende gjenstander i områder med lav konsentrasjon (Vighi et al., 2022). Siden det forventes lave konsentrasjoner av makroplast i norske farvann, anbefales derfor avstandsobservasjon.

Uansett hvilken observasjonsteknikk som velges, må man ta hensyn til den tettheten som oppstår hos personene som observerer havoverflaten. Jo mer sliten observatøren blir, desto mindre pålitelige blir dataene. Én dedikert og erfaren observatør er akseptabel hvis antall transekter målrettet per region og per år er nådd (Galgani et al. 2023). To observatører tilegne seg dobbelt så mye data, og målet om tilstrekkelige transekter vil nås raskere i løpet av en sesong, hvis sesongbasert observasjon er målrettet. Det er også sikrere med to personer dersom sykdom eller andre uventede hendelser skulle inntreffe. Nyere retningslinjer foreslår å sette en observasjonstid på 20 til 30 minutter før observatøren kan byttes ut og/eller hvile (Galgani et al., 2023). Lengden på hvert transekt vil da bli beregnet i henhold til fartøyet's hastighet og vil variere mellom observasjonshendelser hvis det brukes forskjellige fartøy. Vighi et al. (2022) nevnte bruken av Burnham-ligningen (som beskrives i avsnitt 4.3) for å beregne minste

utvalgsstørrelse (i km) per sesong. Denne ligningen er anvendt senere i denne rapporten for å estimere minste utvalgsstørrelse i Norge i henhold til eksisterende data (se avsnitt 4.3).



Figur 4. Observasjonsmetoder for visuelle undersøkelser for overvåking av makrosøppel: stripetransekt med fast bredde (til venstre, «fixed-width strip transect») og avstandsobservasjon (til høyre, «Distance sampling»). Fra Vighi et al. 2022, opprinnelig kilde: Global monitoring of floating marine macrolitter – Institute of Marine Sciences of the Italian National Research Council – CNR ISMAR; credit: Giuseppe Suaria.

Vanlige bredder på transektene for visuelle undersøkelser av flytende marine makroplast er satt til 10-50 m for store og mellomstore fartøy i offshorefarvann, med en maksimal hastighet på 25 knop og en observasjonshøyde på 25 m for store fartøyer som f.eks. som lasteskip eller ferger. For å definere en bredde som vil tillate deteksjon av objekter så små som 2,5 cm, må følgende tre faktorer vurderes: observatørhøyde, hastighet og observasjonstid/tretthet (Galgani et al. 2023). Bredden på transektet kan defineres ved hjelp av et inklinometer foran baugen eller ved siden av fartøyet. Ved overvåking fra siden anbefales det å utføre overvåkingen fra den siden av fartøyet som er minst påvirket av solskinnrefleksjoner og med best sikt (Galgani et al. 2023). Strimmelbreddemålet bør kontrolleres kontinuerlig, eller merkes på fartøyet (f.eks. ved å bruke et merkesystem for å avgrense stripebredden) under undersøkelsen for å sikre at kun gjenstander som er flekket i stripen overvåkes (Galgani et al. 2023).

Metadata må også rapporteres sammen med data om flytende makrosøppel. En liste over disse finnes i vedlegg 11.2.

3.2 Hvordan samler man inn makrosøppel gjennom trålundersøkelser?

Fysisk innsamling av flytende makrosøppel utføres med manta-trål eller slepenett som for mikroplast eller planktonprøvetaking ved havoverflaten. Imidlertid, som nevnt tidligere (avsnitt 2.4), er fysisk innsamling av flytende søppel en utfordring på grunn av begrenset mengde søppel og søppelets mobilitet. Lite søppel betyr at store områder må prøvetas før man får nok søppel i trålen (Vighi et al., 2022). Derfor er det anbefalt å bruke to nett (ett på hver side av skipet) for å potensielt samle inn dobbel mengde samtidig. Det er også nødvendig å øke åpningen på trålen sammenlignet med for eksempel trål for prøvetaking av mikroplast, og følgelig bredden på overflaten som prøvetas. I tillegg bør maskestørrelsen passe til definisjonen av makroplast: 2,5 cm (Vighi et al., 2022). Trål som brukes til overvåking av

mikroplast, anbefales derfor ikke. Trålundersøkelser kan imidlertid også føre til uønsket innsamling av biota. Enhver teknologi for opprydding av marin forsøpling må ikke bare samhandle med plasten den er rettet mot, men også med ulike marine liv og habitater (Falk-Andersson et al., 2020). For å begrense disse følgeskadene anbefaler vi å bruke en så stor maskevidde som mulig, for makroplast, dvs. 2,5 cm maskevidde.

Bruk av store fartøy anbefales ikke (pga. hastighet og høyde), og «Ships of opportunities» kan ikke brukes med mindre de kan tilpasse tidsplan og rute, og med mindre de har nødvendig utstyr, for eksempel en vinsj for å trekke opp nettet.

3.3 Hvordan utfører man dypdykkanalyser?

Dypdykk-konseptet har blitt utviklet som en respons på at kunnskap samlet inn gjennom etablerte protokoller for å dokumentere søppel ikke nødvendigvis er egnet til å identifisere tiltak for å redusere søppel i miljøet (Falk-Andersson et al., 2021). Eksempelvis er det ikke ved hjelp av data fra etablerte protokoller mulig å identifisere hvilken type fiskerier fiskenett stammer fra, informasjon om gjenstandstype sier ikke noe om det vi finner er gamle synder eller om forsøpling er et pågående problem, eller hvor gjenstandene kommer fra. Dypdykk har blitt brukt for å forstå kilder til og adferd bak marin forsøpling i Barentshavet (Falk-Andersson et al., 2021), i Akerselva (Cyvin et al., 2021) og langs norskekysten (Haarr et al., 2022). Dypdykk kan tilpasses formålet med studien, eksempelvis å gå i dybden på grupper av gjenstander man finner mest av gjennom folkeforskningsdata på strandsøppel (Haarr et al., 2022). Dypdykk kan foregå gjennom innhenting av data gjennom etablerte dypdykkprotokoller (eksempelvis Dypdykk for Arktis, Falk-Andersson et al. (2024)), samarbeid med eksperter for å forstå hvilke data som bør innhentes for at kunnskapen skal være relevant for beslutningstagere, og gjennom arbeidsmøter for å hente inn kunnskap om søpla og øke forståelsen til ulike interessenter om hvilken rolle de har i forsøplingsproblemet samt sikre at de tar eierskap til problemstillingen (Falk-Andersson et al., 2021). De to sistnevnte prosessene kan være nødvendig for å utvikle en protokoll som gir den informasjonen man trenger for å oppnå formålet med datainnsamlingen.

Hvilken type dypdykkdata som bør hentes inn gjennom et overvåkningsprogram på flytende søppel i Norge vil være avhengig av formålet med programmet. Bruk av OSPAR-protokollen eller Joint List of Litter Categories vil gi informasjon om material for ulike gjenstandstyper, inkludert gjenstander som omfattes av plastdirektivet (Directive (EU) 2019/904). «Joint List of Litter Categories» for overvåking av makrosøppel ble utarbeidet av MSFD Technical Group on Marine Litter (MSFD TGML), i nært samarbeid med EUs medlemsstater og «Regional Sea Conventions». Listen ble vedtatt av MSFD-koordineringsgruppen (november 2019). Den inneholder en omfattende liste over søppeltyper som forekommer i kyst- og havmiljøet. Rydde-protokollen som brukes av frivillige identifiserer gjenstandene som omfattes av direktivet, men ikke type material, noe som begrenser datakvalitet for å følge opp direktivet (Falk-Andersson et al. under arbeid⁵). For nasjonalt og internasjonalt arbeid innen havforvaltning og produsentansvar (Miljødirektoratet, 2022) bør det utvikles en protokoll som kan skille på gjenstander fra privat fiske, industrielt fiske og akvakultur (Falk-Andersson et al. under arbeid). Det bør også skilles på type fiskenett, samt dokumenteres om disse er avkapp fra reparasjon av trål ettersom det vil gi kunnskap om hvilken fiskerisektor som bør adresseres og adferd bak forsøplingen (dumpet eller mistet) (Falk-Andersson et al., 2021). Tidligere ble avkapp fra bøting av trål registrert som tau. Dypdykk langs kysten av Norge og Svalbard har vist at tau i stor grad er avkapp fra bøting og derfor har dette blitt identifisert spesifikt i dypdykk i denne regionen (Falk-Andersson et al., 2018; Falk-Andersson et al., 2021;

⁵ Falk-Andersson, J., Hurley, R., and Lusher, A.L. Towards the development of a monitoring program that meets national needs and international obligations: a case study for macroplastic and litter in Norway.

Haarr et al., 2022). Etter oppdateringer av the Joint List of Litter Categories⁶ identifiseres nå tau fra fiskeri (J-code: J232 «other plastic string and filaments exclusively from fisheries»).

Registrering av alder og nasjonalitet på forpakning kan gi informasjon om forsøpling er et pågående problem og sannsynlig opprinnelsessted. Denne type data har blant annet dokumentert at en stor andel av søpla på Svalbard er av nyere dato og at mye sannsynligvis stammer fra marin aktivitet i området, dvs. at det ikke er langtransportert (Falk-Andersson et al., 2021). Det anbefales å bruke etablert metode for innsamling av denne type data som beskrevet i Falk-Andersson et al. (2021). Denne dokumenterer hvilken informasjon som blir brukt til å bestemme nasjonalitet og alder på produktet (tekst: eksempelvis språk, logo: eksempelvis Coca-Cola, design: form og farge, og produksjons/utløpsdato), og sikrer dermed datakvalitet. Bruk av logo og design kan være både tidkrevende og avhengig av kunnskapen til den som analyserer data. Kun registrering av tekst og produksjons/utløpsdato vil være mer kostnadseffektivt, men reduserer antall gjenstander som kan brukes til å dokumentere nasjonalitet og alder på søpla (Falk-Andersson et al., 2021).

Etablerte protokoller registrerer kun antall gjenstander, men ikke vekt. For en bedre forståelse av hvilke typer søppel som dominerer i naturen, anbefales det å også registrere vekt. Dette kan gjøres enkeltvis eller i større kildekategorier (Falk-Andersson et al., 2024; Falk-Andersson et al., 2021). Tabell V 3 (i vedlegg) gir en oversikt over hvilke kategorier som registreres i Dypdykk for Arktis. Nasjonalitet og alder registreres i henhold til Falk-Andersson et al. (2021) for forpakning og hver gjenstand veies separat. En del olje- og kjemikalieforpakninger er typisk brukt om bord i båter (smørrolje, silikon og motorolje) og identifiseres derfor spesifikt. Fiskeredskaper telles og veies individuelt, eller for ulike kategorier av tau samlet. Herunder identifiseres også fiskenett fra trål/not og garn separat, samt gjenstander antatt dumpet fra frysetrålere: store plastrør til plastfilm, tynn blå plastfilm, biter av transportbånd og kveiler av pakkebånd. Trålkuler identifiseres spesifikt ettersom disse har et mer avgrenset bruksområde, og derfor en avgrenset kilde, enn andre flottører. Kategorien «andre søppelgjenstander» inkluderer etablerte kildekategorier og kan, for å spare tid, telles og veies samlet under de ulike kildekategoriene. Dersom man velger å bruke Joint List of Litter Categories eller OSPAR som utgangspunkt for analysen, vil det kun være nødvendig å innhente ytterligere data på enkeltgjenstander (eksempelvis alder og nasjonalitet), eller grupper av kategorier der dypdykk har høyere oppløsning.

3.4 Hvem bør utføres disse undersøkelsene?

Ifølge den vitenskapelige litteraturen er den mest brukte teknikken for overvåking av flytende søppel basert på visuelle observasjoner, som er avhengig av kompetente og dedikerte observatører (Vighi et al., 2022). Data på forsøpling samlet inn gjennom folkeforskning kan være av god nok kvalitet til å inngå i overvåkningsprogram (e.g. Falk-Andersson et al., 2019a), og spesielt motiverte folkeforskere kan også ved god opplæring og veiledning samle inn data av høyere kompleksitet, som dypdykkdata (Haarr et al., 2024). Folkeforskning har blitt brukt til å dokumentere mengder, kilder og akkumuleringsområder av flytende makroplast i elver (Kiessling et al., 2021; Liro et al., 2023), samt i kystfarvann (Clark et al., 2023).

Fordelen med folkeforskning er muligheten for å samle inn store mengder data til en relativt lav kostnad. Ulemper inkluderer at man må ta i bruk en forenklet protokoll for å redusere byrden på folkeforskere og gjøre tiltak for å sikre datakvaliteten. Slik innsamling av folkeforskningsdata på marin forsøpling foregår i dag så er det ikke mulig å sikre representativitet; dvs. at vi for data på forsøpling på strender eksempelvis får flere datapunkter i områder med engasjerte ryddere og gjerne på strender der søppel akkumuleres. Det er også usikkerheter relatert til lokasjon på dataen, som gjør det vanskelig å få tidsserier fra samme lokasjon, samt om området er ryddet rent og dermed er representativ for selve lokasjonen (Falk-Andersson

⁶ [Joint List of Litter Categories Manual \(europa.eu\)](https://eplike.jrc.ec.europa.eu/joint-list-of-litter-categories-manual)

et al., 2019a; Haarr et al., 2022). Det er også mulig å bruke en kombinasjon av frivillige og profesjonelle i datainnhenting. For eksempel har man for strender brukt frivillige til å samle inn søppel, mens profesjonelle analyserer søpla. Folkeforskere har blitt brukt til å dokumentere små flytende plastbiter (1-5 mm) i havet ved hjelp av tråltrekk (Clark et al 2023), men det er kun rapportert bruk av visuell observasjon av flytende makrosøppel i dette miljøet. Chiu et al. (2020) involverte folkeforskere i visuell observasjon av flytende makroplast i henhold til retningslinjer utarbeidet av Marine Strategy Framework Directive og National Oceanic and Atmospheric Administration, med noen justeringer. Sistnevnte inkluderte selvvalgte lokasjoner slik at søppel kunne registreres på de turene folk gjennomførte og at de kunne velge hvilken side av skipet de observerte fra. Fire grove kategorier for søppelgjenstander ble registrert (Chiu et al., 2020). Begrensninger ved å bruke folkeforskere til observasjon av flytende søppel er at de kan ignorere små mengder søppel eller ta feil av type materiale. Når de får velge selv når de skal starte observasjonene, og det er usikkert om de kun har observert fra en side, samt endret retning underveis, så kan det gi over- eller underestimer. Det har også vært vanskelig å kvalitetssikre metadata, som miljøinformasjon, samt gode estimater av vidden på observasjonsområdet. Dette kommer i tillegg til usikkerhetene knyttet til faktorer knyttet til profesjonell registrering av data, som vær, solrefleksjon, fart og hvor lett det er å oppdage ulike gjenstander (Chiu et al., 2020).

Uavhengig av i hvilken grad man samler inn data ved hjelp av folkeforskning er det viktig at profesjonelle aktører involveres i logistikk og kvalitetssikring fra valg av lokasjon til rapportering, samt at frivillige får god opplæring (Chiu et al., 2020; Falk-Andersson et al., 2019a; Falk-Andersson et al., 2022). Viktigheten av kvalitetskontroll gjennom sammenligning av folkeforskningsdata med profesjonelt innsamlet data har vært påpekt for strandsøppel (Falk-Andersson et al., 2019a), men på grunn av at overvåking av flytende søppel vil kreve veldig mange transekter for å være representative, må man bruke andre metoder her. Å sammenligne registreringer gjennomført samtidig av folkeforskere og profesjonelle, vil være et alternativ. Det kan være en fordel å ha lav utskifting av folkeforskerne som er trent til å samle inn data, både for å sikre datakvalitet og for å redusere behovet for opptrening og oppfølging. Bruk av besetning på skip kan sikre stabilitet. Samtidig viser forskning at folkeforskere også kan bidra med verdifull data fra rekreasjonsaktivitet (Chiu et al., 2020). Det er behov for forskning for å kunne si hvilken verdi data fra folkeforskning kan ha i overvåking av flytende søppel i Norge.

Folkeforskning medfører som oftest at data innhentet er av lavere oppløsning for å sikre datakvalitet og unngå å slite på frivillige (Falk-Andersson et al 2019). Bruk av forenklet protokoll vil redusere muligheten til å si noe om kilden til søpla, og jo lavere oppløsning dataen har, dess mindre verdi har den med tanke på å identifisere forebyggende tiltak og følge opp internasjonale forpliktelser (Falk-Andersson et al., Submitted; Falk-Andersson et al., 2022). Tidligere rapporter har pekt på begrensningene knyttet til for eksempel å kun identifisere materiale og en kildekategori (i det tilfellet fiskerirelaterte gjenstander), som i dagens overvåking av plast i Barentshavet, både i forebygging og prioritering av områder og gjenstander å rydde (Falk-Andersson et al., 2023). Hvilken oppløsning som er ønskelig for innhenting av data fra folkeforskning er avhengig av formålet med overvåkingen, men man bør uansett sikre at protokollen er harmonisert for at dataene skal ha regional til global relevans på tvers av naturtyper.

Visuelle undersøkelser bør utføres fra skip ved hjelp av **avstandsobservasjonsteknikken**, med **observasjonsøkter på 30 minutter**. **Joint List of Litter Categories** (JRC) må brukes for klassifisering.

Fysisk innsamling bør utføres med **trål tilpasset til makrosøppel**: stor åpning, maskevidde på 2,5 cm.

Dypdykkanalyser bør bruke og utvikle etablerte protokoller tilpasset formålet med overvåkningen.

4 Styrkeanalyser

4.1 Hva er statistisk styrke?

Høy variasjon i data kan maskere trender og gjøre det vanskelig å oppdage endringer. Sannsynligheten for å oppdage en eksisterende trend, og for å overse en, er viktige betraktninger i all miljøovervåking. Målet med styrkeanalyser er å estimere den nødvendige datamengden for å oppnå pålitelige resultater (Morrison, 2007). *Statistisk styrke er sannsynligheten for å korrekt konkludere at en endring er sann.* En styrkeanalyse vil avdekke hvor mye data som er nødvendig å samle inn, for å oppnå en bestemt statistisk styrke.

Statistisk styrke beregnes basert på simuleringer. For at styrkeanalysene skal gi et godt estimat av nødvendig mengde data som skal samles inn, er det viktig at en realistisk og representativ fordeling på dataene legges til grunn. Jo mer man vet om variasjonsstrukturen i dataene som ligger til grunn, jo bedre blir forståelsen av hva som skal samles inn. Foreligger det ingen data fra tidligere forskning eller pilottester, er det ikke noe grunnlag for en styrkeanalyse, og *ikke mulig å beregne statistisk styrke*.

Dette betyr at dersom studiedesignet endres, så må nye styrkeanalyser gjennomføres. Det er også viktig å notere seg at styrkeanalyser kun er gjeldene for den datafordelingen den er utført på og den statistiske testen de var gjennomført for. Mer utfyllende informasjon om styrkeanalyser er å finne i Vedlegg 11.3.

Effektstørrelse

Det er visse valg som må tas på forhånd, som vil påvirke hvordan man designer styrkeanalysen og hvilke tester som gjennomføres. Ett av disse valgene er minste effektstørrelse⁷ av interesse. Mangelen på en trend (eller forskjell mellom to områder) kan ikke defineres som presist null. Jo mindre den minste effektstørrelsen en ønsker å kunne måle er, jo mer krevende vil det være å oppnå, fordi det krever høyere nøyaktighet og ofte flere målinger (høyere replikasjonsnivå).

4.2 Data og analyse

Å kunne måle nedganger på 10 og 30 %, over en periode på fem og ti år ble brukt for å få så konkrete tall som mulig, som arbeidsverktøy. Som en minimumsløsning er det i tillegg vurdert en 50 % nedgang. Styrkeanalysene gjennomført her baserer seg på disse effektstørrelsene.

Pilotdata

Det er begrensede mengder data tilgjengelige fra relevante havområder som kan legges til grunn for en styrkeanalyse. Dette understreker hvor store kunnskapshull det fortsatt er knyttet til mengder og fordeling av flytende makroplast i Nord-Atlanteren og Arktis. Analysen her er basert hovedsakelig på resultater fra tre studier (Tabell 3). Rådata var tilgjengelig fra Bergmann et al. (2015) og Gutow et al. (2018). Rådata var ikke tilgjengelig fra Tekman et al. (2022), men kvantiler for søppeltetthet oppgis i artikkelen.

⁷ Effektstørrelse brukes i kvantitative studier og viser hvor stor virkning eller effekt en uavhengig variabel har på en avhengig variabel. Det er en rekke matematiske formler for å beregne effektstørrelser for ulike typer studier og statistiske tester. Ett vanlig eksempel er «Cohen's d» hvor forskjellen i gjennomsnitt mellom to grupper deles på det felles standardavviket. I denne rapporten brukes begrepet effektstørrelse for å referere til de prosentvise endringene over tid som Miljødirektoratet har satt som mål å kunne oppdage. <https://snl.no/effektst%C3%B8rrelse>

Tabell 3. Oversikt over studiene lagt til grunn for styrkeanalysen. N: antall gjenstander.

	Bergmann et al., (2016)	Gutow et al., (2018)	Tekman et al., (2022)
<i>Havområde</i>	Vestre Barentshavet og nordøstlige Grønlandshavet	Nordsjøen utenfor kysten av Tyskland	Nordsjøen, Norskehavet, Barentshavet og Grønlandshavet
<i>Studieår</i>	2012	2006 - 2016	2015 - 2020
<i>Sesong</i>	Sommer	Vår, sommer og høst	Vår, sommer og høst
<i>Metode</i>	(1) Observasjoner fra skip. 30 min, 5-13 knop, 18 m observasjonshøyde. (2) Observasjoner fra helikopter. Flyhøyde 50-250 m, 110-180 km/t. Transektbredde ikke målt.	Observasjoner fra skip. 5-11 knop. Søppel registrert mellom 20-70 m (2006-2008) eller 10-20 m (2014-2016) fra skip.	Observasjoner fra skip. Gjennomsnittlig fart 9 knop. Gjennomsnittlig observasjonstid 1 time. Transektbredde 10 m. Observasjonshøyde 3, 5,5 eller 7,2 m.
<i>Minste søppel</i>	20 cm	Alle synlige gjenstander.	Alle synlige gjenstander.
<i>Antall transekt</i>	Skip: 31 Helikopter: 13	78	276
<i>Total lengde (km)</i>	Skip: 2 301 Helikopter: 3 537	1 127	4 793
<i>Transekt-lengde (km)</i>	Skip: 6-82, $\bar{x}$ = 66 Helikopter: 82-405, $\bar{x}$ = 272	5-25, $\bar{x}$ = 15	Ikke spesifisert
<i>Total antall søppel observert</i>	Skip: 8 Helikopter: 23	1 046	1 149
<i>Enhet</i>	n km ⁻¹	n km ⁻²	n km ⁻²
<i>Søppeltetthet (gjennomsnitt)</i>	Skip: 0,0039 Helikopter: 0,0065	30,6	Ikke oppgitt
<i>Søppeltetthet (middelverdi)</i>	Skip: 0 Helikopter: 0	19,7	11

Fordelingen på rådataene vil gi informasjon om hvilken fordeling som skal brukes i styrkeanalysene. Dataene fra Bergmann *et al.* (2016) og Gutow *et al.* (2018) ble undersøkt og begge var (som forventet) svært skjevfordelt, med mange lave verdier og rene transekt. Denne skjevfordelingen var stor nok til at det ikke var mulig å tilpasse en parametriske fordeling⁸ som beskrev de standardiserte⁹ dataene tilstrekkelig godt. Det er heller ikke mulig å bruke rådataene (antall per transekt) ettersom skipets fart varierer og standardisert observasjonstid da fører til ulike transektlengder og -areal. Dersom en dårlig tilpasset fordeling legges til grunn for styrkeanalysene, vil ikke resultatene være tilstrekkelig pålitelige.

En empirisk fordeling basert på kvantiler beskriver derimot dataene tilstrekkelig godt (basert på en ikke-signifikant Kolmogorov-Smirnov test¹⁰). Kvantilene lagt til grunn er minimums- og maksimumsverdier, middelveidien (medianen / 50. persentil), og 1. og 3. kvantil (25. og 75. persentil). Denne tilnærmingen tillater også bruk av data fra Tekman *et al.* (2022) hvor kun kvantiler og ikke rådata er tilgjengelige.

4.3 Nøyaktighet av målinger

Nøyaktigheten på målinger for enhver tidsperiode (f.eks. år eller sesong) og region er undersøkt på to måter: (1) nødvendig transektlengde for å oppnå tilstrekkelig lav variasjonskoeffisient, og (2) nødvendig antall transekt for å oppnå tilstrekkelig smale konfidensintervaller rundt middelveidien.

Nødvendig transektlengde for å oppnå tilstrekkelig lav variasjonskoeffisient er estimert basert på en formel for avstandsbasert sampling fra Burnham *et al.* (1981) (se vedlegg 11.3). Resultater basert på de tre studiene beskrevet i Tabell 3 er vist i Tabell 4.

*Tabell 4. Beregnet anbefalt minimum samlet distanse for prøvetakning for å oppnå en variasjonskoeffisient på 10 % ifølge våre styrkeanalyser. Basert på Burnham *et al.* (1981).*

Anbefalt min. km for observasjon	Samlet transektlengde i rådata (km)	Søppelbiter registrert i rådata	Datakilde	Geografisk region
7 616	2 031	8	Bergmann <i>et al.</i> (2016) - skip	Barentshavet (vest) / Grønlandshavet
4 613	3 537	23	Bergmann <i>et al.</i> (2016) - helikopter	Barentshavet (vest) / Grønlandshavet
31	1 092	1 046	Gutow <i>et al.</i> (2018)	Nordsjøen
94	414	132	Tekman <i>et al.</i> (2022)	Nordsjøen
152	1 817	358	Tekman <i>et al.</i> (2022)	Norskehavet / Barentshavet (vest)
42	150	107	Tekman <i>et al.</i> (2022)	Barentshavet (nordøst)
134	2 236	501	Tekman <i>et al.</i> (2022)	Grønlandshavet (vest for Svalbard)

⁸ En **parametriske fordeling** er en sannsynlighetsfordeling som kan beskrives ved et fast sett med parametere. Eksempler er normalfordelingen, binomisk fordeling, poissonfordeling eller eksponensialfordeling.

⁹ Antall søppelbiter observert delt på transektlengde (km) eller -areal (km²).

¹⁰ En Kolmogorov-Smirnov test sammenligner den kumulative distribusjonsfunksjonen mellom to fordelinger for å se om disse avviker fra hverandre eller ikke. Dersom for eksempel en tilpasset fordeling ikke predikerer et tilstrekkelig antall rene transekt så vil testen være signifikant (fordelingene er ulike).

82	196	72	Tekman et al. (2022)	vår (Nordsjøen til Barentshavet)
88	1 888	640	Tekman et al. (2022)	sommer (Nordsjøen til Barentshavet)
186	2 709	437	Tekman et al. (2022)	høst (Nordsjøen til Barentshavet)

Bergmann et al. (2015) observerte svært lite søppel på sitt tokt fra Nord-Norge til vestkysten av Svalbard sommeren 2012. Denne veldig lave observerte søppeltettheten hvor selv middelveiden er 0 fører til at svært store areal må gjennomføres for å få noenlunde nøyaktige tetthetsestimat. Basert på de resterende tilgjengelige dataene, som inkluderer samme område undersøkt av Bergmann et al. (2015) noen år etterpå, vil 200 km være en tilstrekkelig samlet lengde på transekt, noe som også er godt innenfor antall km som var observert i de fleste tilfellene og derfor anses som fullt gjennomførbart.

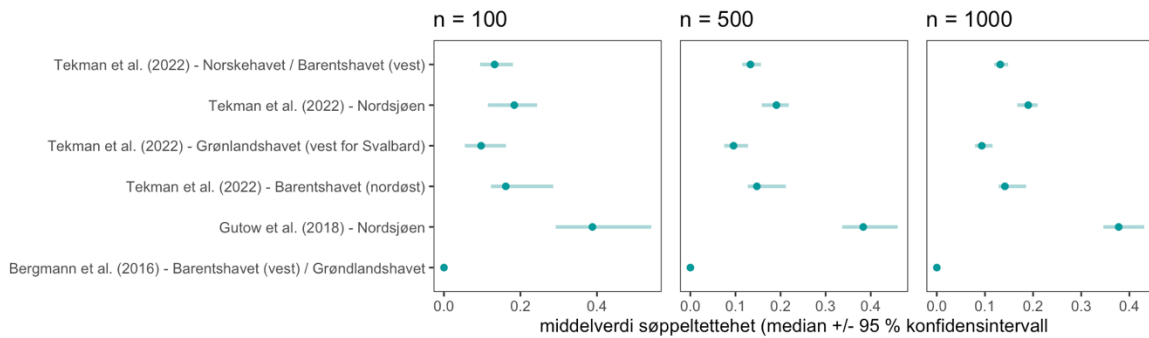
Det er en viss usikkerhet i hvor vidt Burnham-ligningen virkelig er egnet for søppeldata gitt skjevhet i dataene, høy variasjon, og høy mobilitet. Det er også nødvendig med en viss nøyaktighet på medianestimat for trendanalyser, som vil avhenge av antall transekt og ikke bare arealet gjennomført. *Estimatene ovenfor er derfor ikke ment som endelige retningslinjer, men for å gi føringer på transektlengder som et tillegg til replikasjonsnivå.*

Nøyaktighet for middelveiden

Nødvendig antall transekt for å oppnå tilstrekkelig smale konfidensintervaller rundt middelveiden ble estimert ved simulering. Empiriske fordelinger med samme kvantiler som hvert av datasettene, inkludert for individuelle havområder for data fra Tekman et al. (2022), ble simulert og deretter «sub-samplet» med ulike replikasjonsnivå gjentatte ganger. Medianen for hvert sub-sample ble regnet ut og konfidensintervaller beregnet ved bruk av bootstrapping¹¹ (Davison and Hinkley, 1997).

Figur 5 viser et eksempel på hvordan replikasjonsnivå (n) påvirker evnen til å måle forskjeller i middelveiden mellom for eksempel ulike regioner og havområder. Høyere replikasjon (hyppigere prøvetaking, større n) resulterer i høyere nøyaktighet og derfor smalere konfidensintervaller. To middelveiden kan anses som statistisk ulike dersom konfidensintervallene ikke overlapper.

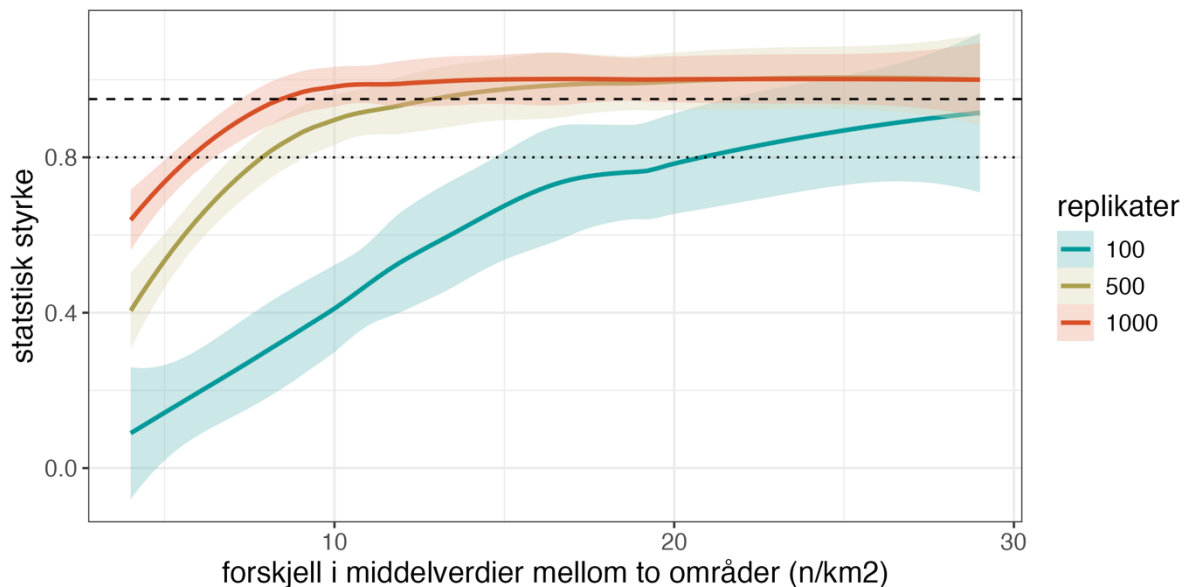
¹¹ Statistisk metode der nye datasett simuleres med utgangspunkt i et opprinnelig datasett. Dette skjer ved gjentatte tilfeldige uttrekk og tilbakelegging av data.



Figur 5. Gjennomsnittlig middelværdi og konfidensintervallbredde for simulerte empiriske fordelinger basert på verdier fra datasettene fra Tekman et al., 2022 ved sub-sampling med ulike replikasjonsnivå. Dette er ikke en styrkeanalyse, ei heller en reell sammenligning av datasett gitt at fordelinger er simulert, men en illustrasjon av hvordan replikasjonsnivå påvirker konfidensintervallbredde og evnen til å statistisk skille ulike datasett og middelværdier (f.eks. måle ulikheter mellom regioner).

Basert på en rekke ulike simulerte fordelinger ble det beregnet statistisk styrke (Figur 6) ved ulike replikasjonsnivå for å måle forskjeller mellom to ulike medianverdier tilhørende to ulike regioner eller havområder (detaljert beskrivelse av disse simuleringene i vedlegg 11.4).

Figur 6 viser at ved lav replikasjon (f.eks. 100 transekt) er det kun svært store forskjeller ($>20 \text{ n/km}^2$, turkis linje) i middelværdier en med en sikkerhet på 80% (prikkete linje i figuren) kan måle, mens ved høyere replikasjon (f.eks. 500 transekt) er dette betraktelig forbedret ($\sim 6 \text{ n/km}^2$, rød linje).



Figur 6. Statistisk styrke ved ulike replikasjonsnivå for å måle forskjeller mellom to ulike medianverdier. Analysen er basert på simuleringer av en rekke empiriske fordelinger med ulike kvantiler innenfor rekkevidden av verdier dokumentert i de tre studiene. De to stiplede horisontale linjene viser 80 og 95 % statistisk styrke.

4.4 Statistisk styrke for trendanalyser

Alle disse analysene i dette avsnittet var basert på simuleringer hvor data fra Tekman et al. (2022) er lagt til grunn, og er derfor teoretiske. Ettersom dataene var svært skjevfordelt og utfordrende å tilpasse en tilstrekkelig representativ parametriske fordeling, ble det gjennomført trendanalyser for individuelle teoretiske områder heller enn nasjonale analyser hvor region inngår som en variabel. Antallet transekt årlig må derfor ganges opp med antall regioner valgt. Fordelen med å gjøre det på denne måten er at testene blir enklere og har færre krav til dataene. Regioner kan likevel sammenlignes uten større problem. Konfidensintervall rundt medianen for hver region hvert år kan beregnes ved bootstrapping som gjort ovenfor; dersom disse ikke overlapper, er middelverdien for søppeltetthet signifikant ulik mellom regioner.

I analysene var statistisk styrke testet for å måle en endring på 10, 30 og 50 % over en 5- eller 10-års periode når det brukes en Mann-Kendall trend-test¹². En svakhet med denne typen test er at den kun gjennomføres på medianen for hvert sampling-tidspunkt og derfor ikke innlemmer nyanser i datasettet. Fordelen er at den ikke er sensitiv for ekstremverdier og ikke avhengig av den underliggende fordelingen på dataene (som i dette tilfellet er svært skjev). Bruk av medianen på denne måten er i tråd med EUs anbefalinger for terskelverdier for strandsøppel som også er basert på middelverdier (van Loon et al., 2020).

Dataene som var lagt til grunn for år 0 i simuleringene var den samlede fordelingen fra Tekman et al. (2022) - altså alle dataene fra alle havområder, år og sesonger slått sammen. Medianen i denne fordelingen var deretter justert for hvert år som var simulert slik at endelig forskjell mellom år 0 og siste år tilsvarte 10, 30 eller 50 %. *For en 30 % nedgang over 10 år hvor medianen i år 0 var satt til 10 søppelenheter per km², for eksempel, ville den endelige medianen på slutten av tidsserien være 7 søppelenheter per km².* Minsteverdi og Q1 var begge satt til 0, Q3 til 30, og maksverdien til 300 søppelenheter per km²; disse parameterne var uendret mellom år.

For observasjon flere ganger i året var de sesongbaserte dataene fra Tekman et al. (2022) lagt til grunn på samme vis. For sesongbasert observasjon var tre sesonger antatt, og for månedlig sampling var seks måneder inkludert. Begrunnelsen for dette er at observasjon er antatt å kun foregå i sommerhalvåret ettersom vær- og lysforhold er vesentlige begrensinger i vinterhalvåret.

Først ble fordelinger simulert med de gitte parameterne for hvert år. Disse hadde 100 000 datapunkter hver og var ansett som de "sanne" fordelingene, eller årlige bestandene. Deretter ble tilfeldige datapunkter hentet fra hver disse fordelingene for hvert simulerte år. Dette var gjort for en rekke ulike replikasjonsnivå (verdier for n), og gjentatt 1 000 ganger. For hver av de 1 000 gjentakelsene og antall replikasjonsnivå testet, ble de årlige medianene regnet ut og en Mann-Kendall test gjennomført. Til sist var prosentandelen av de 1 000 gjentakelsene som var signifikante (altså som korrekt oppdaget den simulerte nedgangen gjennom perioden) regnet for hvert replikasjonsnivå (n -verdi) testet. Dette tilsvarer den statistiske styrken.

¹² Et ikke-parametriske alternativ til lineær regresjon. Middelverdien beregnes for hvert tids-trinn i analysen (f.eks. år) og disse middelverdiene analyseres for en trend.

Replikasjonsnivået som resulterte i 80 og 95 % statistisk styrke var estimert fra LOESS¹³ regresjoner av n versus styrke (tilsvarende som vist i Fig. 7). Merk at ettersom resultatene er basert på simuleringer, så vil de endre seg noe hver gang en simulering gjøres. Endringen vil være begrenset da replikasjonsnivået er høyt (de 1000 gangene hver n , eller antall transekt er testet i simuleringen). Samtidig betyr det at tallene ikke er 100 % nøyaktige, men et estimat. Antallet replikasjoner (observasjoner) representerer altså en minsteverdi, som betyr at man burde lage et observasjons design som legger opp til noen flere observasjoner enn dette som en feilmargin.

Nødvendig replikasjonsnivå

Signifikans var testet både for tosidige (se vedlegg) og ensidige tester (Tabell 6 og 7). Statistisk styrke er høyere for ensidige enn tosidige tester, noe som gjenspeiles i at færre transekt er nødvendig for å oppnå ønsket styrke for å måle ulike endringer (Tabell 5 og Tabell 6). Man må ta et valg om hvor vidt det er viktig å også kunne oppdage en øking i søppeltetthet og ikke bare nedgang, eller med andre ord hvor vidt det skal brukes ensidige eller tosidige tester. Dette må bestemmes *a priori* (altså før observasjon begynner).

Resultatene av styrkeanalysene for ensidige tester, altså som representerer en nedgang, er oppsummert i Tabell 5 (80 % styrke) og Tabell 6 (95 % styrke) for én-sidige tester, og i vedlegget for to-sidige tester. Hver celle i tabellene tilsvarer én styrkeanalyse og resultatene leses av for ulike kombinasjoner av studiedesign (prøvetakingsfrekvens i løpet av et år), tidshorisont (5 eller 10 år), og minste effektstørrelse (prosentvis endring i middelveidien over tid) som kan måles med gitt sikkerhet (80 eller 95 %). For eksempel, viser resultatene at det sannsynligvis vil kreve 507 transekt årlig for å kunne oppdage en 50% endring (nedgang eller oppgang) med 80 % sannsynlighet over 10 år dersom prøvetaking gjøres én gang i året, men kun 220 transekt til sammen i løpet av et år dersom prøvetaking gjennomføres tre ganger årlig (Tabell V 11 i vedlegg). For å kunne detektere en tilsvarende nedgang, kreves det færre, 335 årlig, dersom man gjør observasjoner én gang i året, og 119 dersom man gjør dem tre ganger årlig (Tabell 5). Dette tilsvarer en henholdsvis 34 % og 46 % nedgang i det nødvendige replikasjonsnivået sammenlignet med tilsvarende tall fra en to-sidig test. Altså er det en betydelig forskjell i antall transekt for å kunne detektere en endring (oppgang eller nedgang) versus kun en nedgang. Resultater fra to-sidige tester er presentert i vedlegg 11.3, Tabell V 1 og Tabell V 2.

Tabell 5. Antall replikater (transekt) nødvendig per år for å oppnå 80 % statistisk styrke til å måle en gitt nedgang (10, 30 eller 50 %) per område i middelveidien (medianen) over gitte tidsrammer. Resultater er basert på data fra Tekman et al., 2022 og trendanalyser med Mann-Kendall tester. Merk at disse resultatene gjelder ensidige tester (altså for å måle kun en nedgang).

Observasjonsdesign	5 år			10 år		
	- 10 %	- 30 %	- 50 %	- 10 %	- 30 %	- 50 %
Årlig observasjon (x1 per år)	18 700	2 627	1 080	7 096	854	335
Sesongbasert observasjon (x3 per år)	8 496 (2832 x 3)	1 185 (395 x 3)	826 (275 x 3)	353 (118 x 3)	172 (57 x 3)	119 (40 x 3)
Månedlig observasjon (x6 per år)	-	-	-	190 (32 x 6)	123 (20 x 6)	113 (19 x 6)

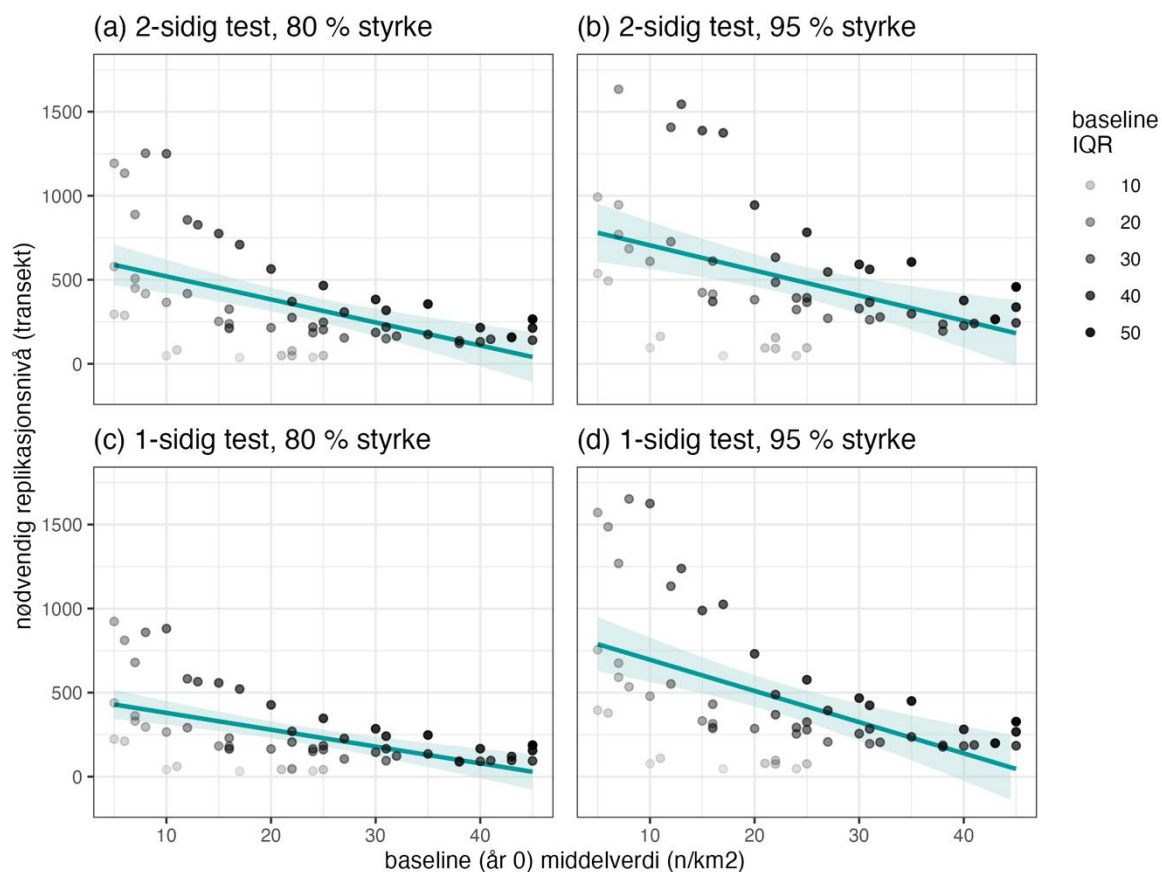
¹³ LOESS er en metode for ikke-parametrisk regresjon som kombinerer flere regresjonsmodeller i en k -nærmeste-nabo basert metamodell. https://no.wikipedia.org/wiki/Lokal_regresjon

Tabell 6. Antall replikater (transekt) nødvendig per år for å oppnå 95 % statistisk styrke til å måle en gitt nedgang (10, 30 eller 50 %) per område i middelveiden (medianen) over gitte tidsrammer. Resultater er basert på data fra Tekman et al., 2022 og trendanalyser med Mann-Kendall tester. Merk at disse resultatene gjelder ensidige tester (altså for å måle kun en nedgang).

Observasjonsdesign	5 år			10 år		
	- 10 %	- 30 %	- 50 %	- 10 %	- 30 %	- 50 %
Årlig observasjon (x1 per år)	30 667	5 286	2 113	11 812	1 590	663
Sesongbasert observasjon (x3 per år)	20 500 (6833 x 3)	2 840 (947 x 3)	1 472 (491 x 3)	919 (306 x 3)	304 (101 x 3)	227 (76 x 3)
Månedlig observasjon (x6 per år)	-	-	-	415 (69 x 6)	346 (58 x 6)	319 (53 x 6)

Resultatene presentert i tabellene (Tabell 5 og Tabell 6) er basert på den overordnede samt sesongbaserte fordelingen av søppeltetthet i Tekman et al. (2022) hvor data fra mesteparten av norskekysten er inkludert. Dette er de beste tilgjengelige dataene å basere analyse på. Men merk at nødvendig replikasjonsnivå for å oppnå ønsket statistisk styrke vil avhenge av den opprinnelige søppeltettheten ved starten av tidsserien (baseline-nivået). Er middelveiden lavere vil det kreve høyere replikasjon (hyppigere prøvetaking) for å kunne oppdage en endring av samme prosentverdi enn dersom den opprinnelige middelveiden er høyere, spesielt dersom det er stor spredning i dataene (Figur 7).

Figur 7 viser at nødvendig antall observasjoner for å måle en 30% nedgang over 10 år med én prøvetaking i året (vist ved kurven) blir lavere når søppeltettheten blir høyere (x-aksen), for både 80 og 95 % styrke. Spesielt ved lave tetthetsverdier vil høy spredning i dataene (mørke prikker) trekke nødvendig antall observasjoner opp, og lav spredning (lyse prikker) trekke det nødvendige antallet ned. I norske farvann, der man forventer lavere søppeltetthet, vil det kreve et høyere antall prøvetakinger for å med sikkerhet kunne detektere trender, enn i områder med høyere tetthet søppel og mindre spredning i dataene.



Figur 7. Sensitivitetsanalyse av opprinnelig (baseline) fordeling på nødvendig replikasjonsnivå for å oppnå ønsket statistisk styrke. Analysen er gjennomført for prøvetakning én gang i året og evnen til å måle en 30 % nedgang over 10 år. X-aksene viser middelveien (medianen) ved år 0 i simuleringene. Punktenes gjennomsiktighet speiler IQR («interquartile range») ved år 0 i simuleringene. IQR tilsvarer Q3-Q1, eller med andre ord avstanden mellom 25. og 75. persentilen og er en indikasjon på spredning i dataene.

Med til sammen **119 transekt** i løpet av et år kan man med 80% sikkerhet detektere en potensiell **50% nedgang** over 10 år, dersom visuelle observasjoner gjennomføres sesongbasert (**tre ganger årlig**). Det kreves minst **335 transekt årlig per område** dersom visuelle observasjoner gjøres kun **én gang i året**.

Med til sammen **220 transekt** i løpet av et år kan man med 80% sikkerhet detektere en **50% endring** over 10 år (oppgang eller nedgang), dersom visuelle observasjoner gjennomføres sesongbasert (**tre ganger årlig**). Det kreves minst **506 transekt årlig per område** dersom visuelle observasjoner gjøres kun **én gang i året**.

For å detektere en 30% *nedgang* i løpet av 10 år trengs det minst 172 visuelle observasjoner per område per år, dersom de visuelle observasjonene gjennomføres sesongbasert (tre ganger i året), og 854 dersom de gjøres kun én gang i året.

For å kunne detektere en 10% *nedgang* med 80 % sikkerhet burde man ha minst 353 sesongbaserte observasjoner, eller 7096 ved årlige observasjoner.

4.5 Sjøpelsammensetning

Styrkeanalysene gjelder både for generell søppeltetthet og for individuelle gjenstander eller fraksjoner. Begrensingen er at gjenstandene eller fraksjonene som skal analyseres enkeltvis må være tilstrekkelig vanlige og lett gjenkjennelige til at de utgjør en relativt høy andel av det totale søppelet. Dersom gjenstander er sjeldne eller ikke gjenkjennbare tilstrekkelig ofte, og middelveiden for tetthet og derfor ender på null, vil det ikke være mulig å måle en nedgang i disse gjenstandene med metoden ovenfor (visuelle observasjoner fra skip). Lavere middelveider og mer variasjon i dataene øker kravene til replikasjon for å oppnå ønsket statistisk styrke. Derfor vil det også generelt kreve høyere replikasjon for å kunne måle endringer i enkeltgjenstander eller fraksjoner, da middelveiden automatisk vil være lavere enn for den totale mengden søppel. Den eneste måten å avgjøre sikkert hvor mye høyere replikasjonsnivået må være, er å analysere data fra det første året i overvåkingsprogrammet og foreta eventuelle justeringer deretter.

For strandsøppel oppnår en ofte høyere statistisk styrke for enkeltgjenstander enn for søppel generelt (Starceвич and Swenson, 2023), sannsynligvis fordi gjenkjennelige enkeltgjenstander som tau eller drikkeflasker er noe mindre variable enn totalt antall søppelenheter ettersom sistnevnte er sensitiv for, for eksempel, fragmentering av én gjenstand til flere biter. Fragmentering er sannsynligvis ikke en like stor kilde til variasjon i dataene for flytende søppel som for strandsøppel ettersom fragmenter har høyere sannsynlighet for å synke og derfor ikke bli registrert (Ryan, 2015b). Samtidig er det sannsynlig at enkeltgjenstander eller fraksjoner fra spesifikke kilder, om de er tilstrekkelig vanlige og identifiserbare ved observasjoner av flytende søppel, kan vise et sterkere signal enn generell søppeltetthet som følge av målrettede tiltak.

Det er stor usikkerhet generelt rundt tidshorizonten for et signal (en målbar endring) som følge av tiltak ettersom søppel er svært bestandig i miljøet, men spesielt mykplast (film) forventes å synke ut av

sirkulasjon relativt raskt grunnet stort overflateareal i forhold til volum og derfor representerer relativt ferske utslipp (Fazey and Ryan, 2016; Ryan, 2015b). Det antas derfor at et signal vil være raskere målbart for, for eksempel, myk matemballasje og plastposer enn trålkuler som har mye større volum i forhold til overflatearealet og også er laget av mer bestandig plast (fragmenteres ikke like raskt). Basert på sammensetningen av søppel rapportert av Tekman et al. (2022), er plastfilm en fraksjon som identifiseres i relativt høy grad og som kan være aktuell for trendanalyser i tillegg til samlet tetthet. Det betyr at mykplast kan egne seg godt til overvåkning.

Høy variasjon og lav søppeltetthet stiller **høye krav til replikasjon** for å kunne oppdage trender. Det anbefales å bruke sesongbasert overvåking og gjenta målinger vår, sommer og høst.

Det vil kreve høyere replikasjonsnivå å måle endringer i tetthet av enkeltgjenstander eller -fraksjoner enn for endringer i total forekomst.

Det er noe usikkerhet rundt styrkeanalysene og hvor vidt det nødvendige replikasjonsnivået vil være annerledes for ulike områder. Det anbefales derfor at **baselinje-fordelingen analyseres for hvert overvåkingsområde etter det første året** og at det deretter tas en vurdering på hvor vidt replikasjonsnivået bør justeres for noen av områdene.

5 Geografisk dekning

De fire havområdene som omgir Norge (Skagerrak, Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet) er definert av IHO (Den internasjonale hydrografiske organisasjon¹⁴). Den geografiske dekningen i observasjonsprogrammet i denne rapporten omfatter i hovedsak territorialfarvannet (12 nautiske mil (nm) fra kysten, Figur 8). For å kunne forstå utvikling av forurensningsmengde i havområder over tid utvikler individuelle land egne overvåkingsprogrammer i deres territorialfarvann. Territoriale områder er definert av FNs havrettskonvensjon (UNCLOS), hvor bredden av territorialhavet er definert i artikkel 3, "Enhver stat har rett til å etablere bredden av sitt territorialhav opp til en grense som ikke er over 12 nautiske mil (...)". En nylig studie (Hoiberg et al., 2024) og modell utarbeidet i avsnitt 5.1 i denne rapporten viste imidlertid at dette søppelet etter flere år ender opp langs kysten hvis det ikke synker. Ved å begrense omfanget av overvåkingen til territorialfarvannet benytter vi samme definisjon som vanndirektivet, som legger vekt på kvantifisering av økologisk tilstand i marine farvann (fra 1 nm opptil 12 nm). I tillegg, Vanndirektivet (2000/60/EF) legger i tillegg vekt på kvantifisering av økologisk tilstand i marine farvann. Der defineres kystfarvann som kystnære områder som strekker seg 1 nm fra land, eller opp til 12 nm der en forurensnings-/kjemisk/forurensningsstatus vurderes (Zampoukas et al., 2014). Mengden flytende marin forsøpling er ofte større i kystnære områder, der fordelingen avhenger av lokale faktorer som nærhet til store byer eller elvemunninger (Vighi et al., 2022). Det finnes i tillegg sjøbaserte kilder til makroplast i Norge, ettersom det er stor fiskeriaktivitet i mange av havområdene, og de antas å være en av de viktigste kildene til forsøpling (Falk-Andersson et al., 2019a).



Figur 8. Kart av Norges territorialgrense (12 nautiske mil). Fra www.kbnn.no¹⁵

¹⁴ <https://iho.int/>

¹⁵ <https://www.kbnn.no/artikkel/hva-betyr-bortfall-av-msc-sertifiseringen-for-nordnorsk-fiskeri>

5.1 Utarbeidet modell og dens resultater

Etablering av et overvåkingsprogram for flytende makroplast krever kunnskap om hvor det er sannsynlig å finn høy- og lavakkumuleringssoner. Dette er viktig for å kunne fokusere på relevante soner og redusere observasjon- og prøvetakingsantallet hvert år eller hver sesong. Lavakkumuleringssoner er viktige fordi de vil kunne fungere som referansepunkter for fremtidige observasjoner eller prøvetakinger. Ved å sammenligne uberørte områder med de som er påvirket av menneskelige aktiviteter, kan man måle omfanget av miljøforringelse og effektiviteten av bevaringsarbeid. I dette arbeidet er det benyttet modeller for å konkretisere hvor det vil være sannsynlig å finne plast langs norskekysten.

Flytende søppel kan transporteres over lange avstander med havstrømmer og vind, noe som fører til at makroplast har stor utbredelse langs Norges kystlinje. De komplekse oseanografiske forholdene i regionen, inkludert den norske kyststrømmen, gjør det spesielt utfordrende å forutsi transport og akkumulering av makroplast. Et nyttig verktøy er såkalt Lagrangian-modellering, der banene til flytende partikler blir simulert i det marine miljøet. En slik modellering kan øke forståelsen av transportveiene og potensielle akkumuleringssoner for makroplast i havområder.

I dette arbeidet ble transporten av makroplast modellert ved hjelp av såkalt Lagrangian partikkelsporing basert på forhåndsdefinerte overflatestrømfelt i den norske kystregionen. Dataene om strømhastighet ble hentet fra NorKyst-800-modellen¹⁶, som brukes av Meteorologisk institutt¹⁷ til operasjonelle havprognoser. Modellen er basert på Regional Ocean Modeling System (ROMS) (Shchepetkin and McWilliams, 2005) med en horisontal oppløsning på 800 meter og 35 vertikale lag, noe som gjør det mulig å representere mesoskala virvler (typiske horisontale skalaer på mindre enn 100 km og tidsskalaer i størrelsesorden en måned). Modellen gir en nøyaktig oppløsning av hovedtrekkene i kystlinjen, inkludert alle de store fjordene, selv om den ikke fanger opp de minste øyene og buktene. For en mer detaljert beskrivelse av modellen og hvordan den kan brukes, refererer vi til Delandmeter and van Sebille (2019).

Lagrangianmodellering ble utført ved hjelp av OceanParcels-rammeverket, et sett med Python-klasser og -metoder som er utviklet for å lage tilpassede partikkelsporingssimuleringer fra havsirkulasjonsmodeller. Parcels-rammeverket støtter sporing av både passive og aktive partikler, for eksempel flytende makroplast. Modelleringen tar ikke eksplisitt hensyn til partiklenes størrelse. I stedet behandles partiklene som individuelle enheter som representerer sporelementer i strømningsfeltet. Hvordan partiklene beveger seg og deres samspill med omgivelsene modelleres gjennom parametriseringer, for eksempel oppdrifts- eller luftmotstandskoeffisienter. Denne tilnærmingen fokuserer på å spore partiklenes baner basert på havstrømmer, vind og andre krefter, i stedet for å modellere partiklenes fysiske størrelse direkte. I denne studien ble to primære kilder til makroplast vurdert for Lagrangian-modellering: fiskeri og akvakultur, siden disse sektorene er identifisert som de største bidragsyterne til marin plastforsøpling (Falk-Andersson et al., 2019a; Falk-Andersson et al., 2019b; Johnsen et al., 2019). Utgangsposisjonene til partiklene som stammer fra disse kildene, ble hentet fra Fiskeridirektoratets portal¹⁸. Totalt 10 000 kilder ble konfigurert til å slippe ut partikler hver 48. time fra fiskeriene (Figur 9) og 7 000 punkter fra akvakulturanleggene (Figur 10).

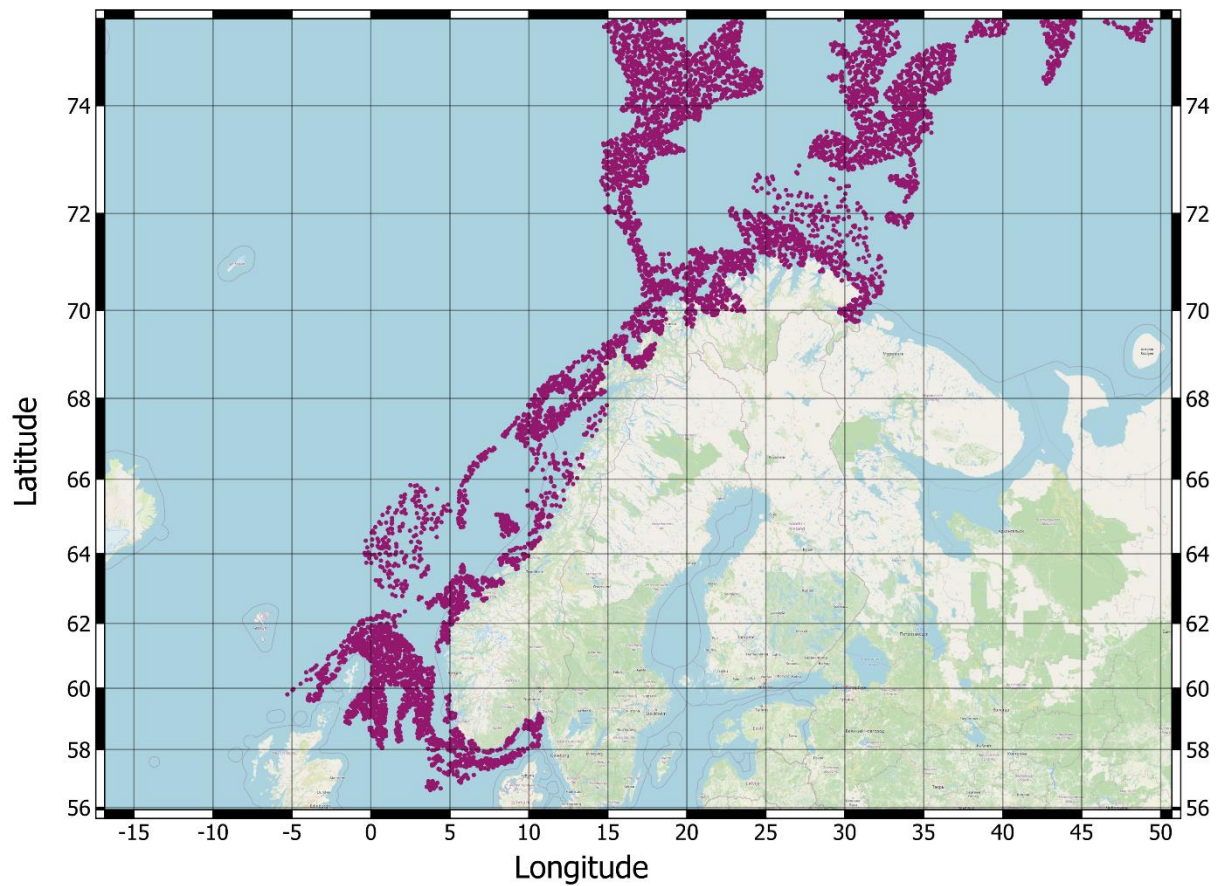
I tillegg brukte vi en annen ROMS-modell med en oppløsning på 20 km for å simulere spredningen av makroplast fra Atlanterhavet til norskekysten. Det ble tatt utgangspunkt i en jevn fordeling av makroplast

¹⁶ <https://thredds.met.no/thredds/fou-hi/norkystv3.html>

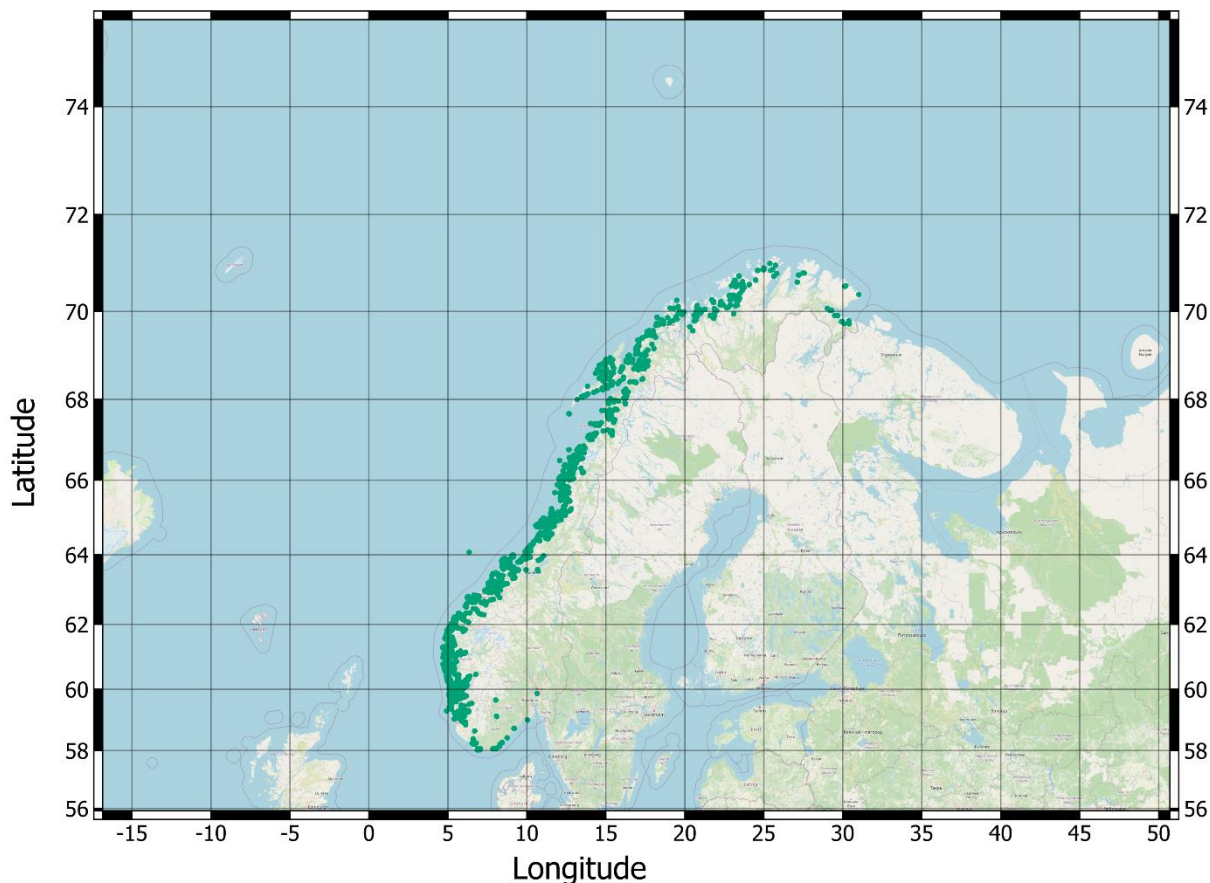
¹⁷ www.met.no

¹⁸ <https://portal.fiskeridir.no/>

ved modellgrensen, og en simulering fulgte hvordan havstrømmene transporterte plast til norskekysten over en periode på fire år.

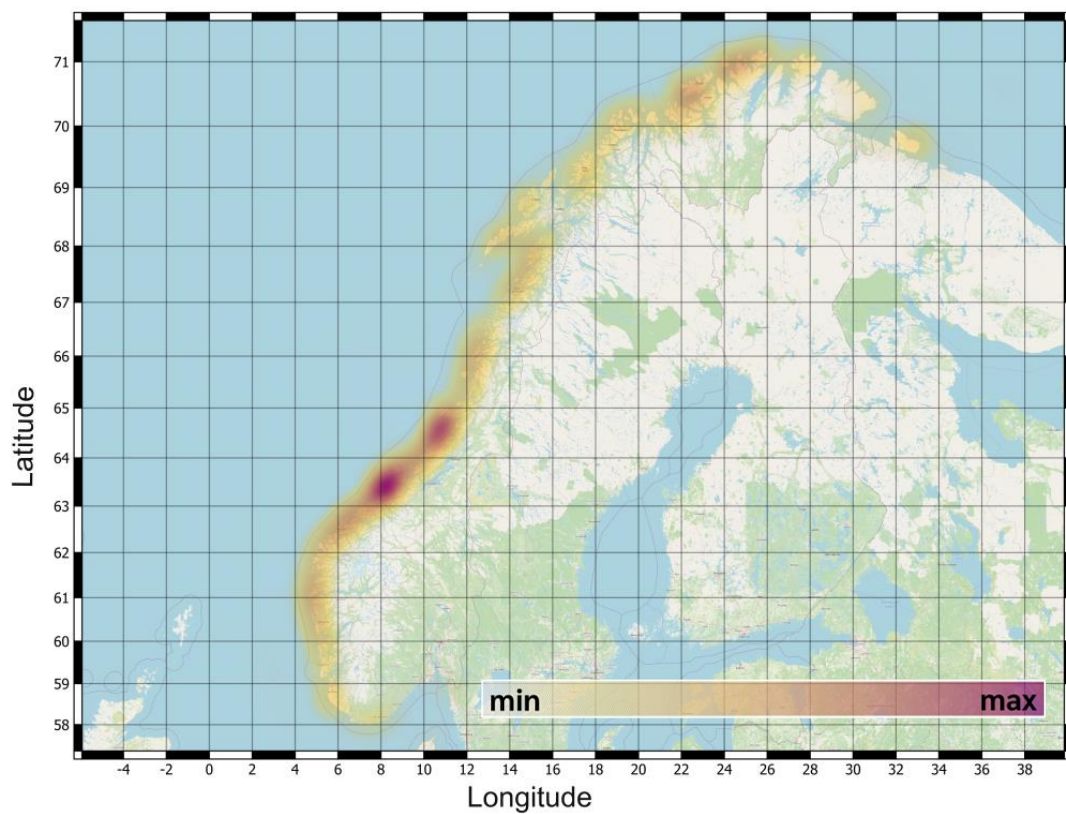


Figur 9. Kart over mulige kilder til makroplast fra fiskeriaktivitet langs norskekysten. Data hentet fra <https://portal.fiskeridir.no/>, åpnet 15.06.2024

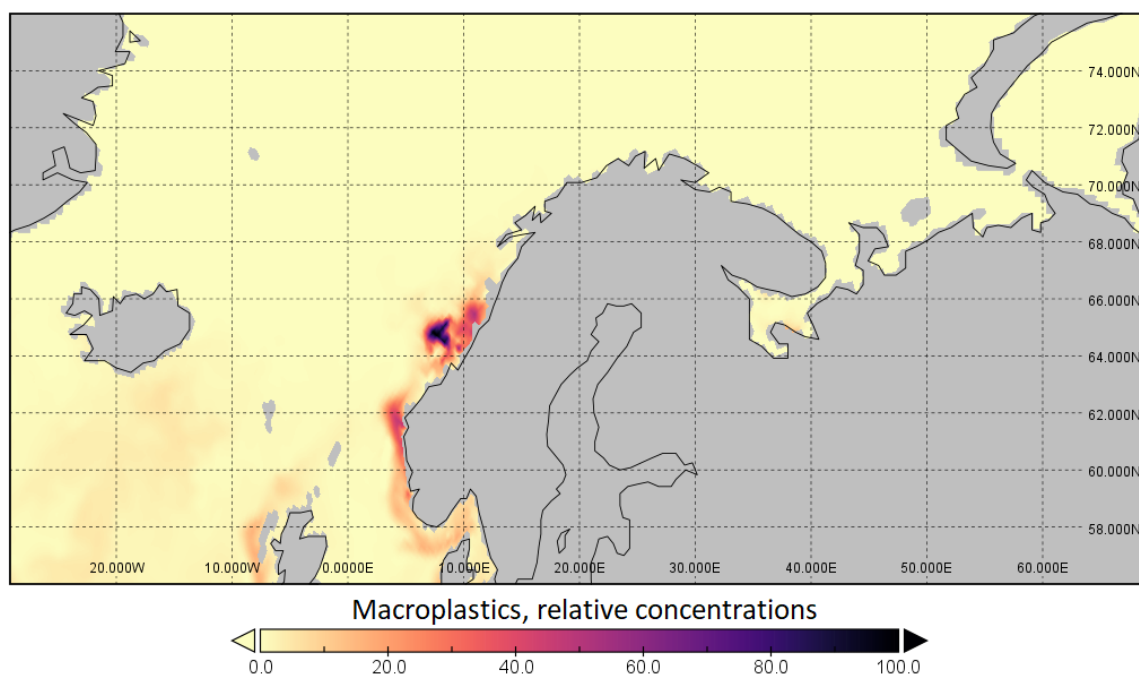


Figur 10. Kart over mulige kilder til makroplast fra akvakultur langs norskekysten. Data hentet fra <https://portal.fiskeridir.no/>, åpnet 05.08.2024.

En Lagrangian-simulering ble gjennomført for en toårsperiode (2021-2022) for å forutsi akkumuleringsområder. Simuleringsresultatene indikerer høy sannsynlighet for akkumulering av makroplast i flere områder langs norskekysten, inkludert Sotra-regionen (nær Bergen), Hitra og Smøla (mellom Kristiansund og Trondheim) og langs den nordlige kystlinjen (Figur 11). Det åpne havet, 15-20 km fra kysten, ser ut til å være relativt fritt for makroplast, ettersom de fleste partiklene til slutt akkumuleres i kystsonen (20 km fra kysten). Akkumuleringspunktet nær Hitra og Smøla ble ytterligere validert ved hjelp av en separat ROMS-simulering, som tok hensyn til mulige kilder fra Atlanterhavet (Figur 12).



Figur 11. Predikerte soner med høy akkumulering (rødt) langs norskekysten etter en toårsperiode.



Figur 12. Predikerte soner med høy akkumulering (mørkerødt) langs norskekysten etter en fireårsperiode (kilder fra Atlanterhavet).

5.2 Forventede høy- og lavakkumuleringssoner langs kysten av Norge

Akkumuleringssoner av flytende søppel ble predikert ved hjelp av tre datakilder, inkludert (1) en modelleringsstudie (se avsnitt 5.1), (2) lokale tilførsler fra de mest plastforurensede elvene (som rapportert av Velle et al. (2024), og (3) befolkningstetthet. Ut fra dette kunne vi velge ut sju kystnære akkumuleringssoner for flytende makroplast (Figur 13) fordelt på de fire havområdene som omgir Norge:

1. Oslofjorden og Drammensfjorden,
2. Sotra-området (Bergen),
3. Hitra og Smøla
4. Folda-området (Rørvik)
5. Hasvik området
6. Nordkapp området
7. Kirkenes

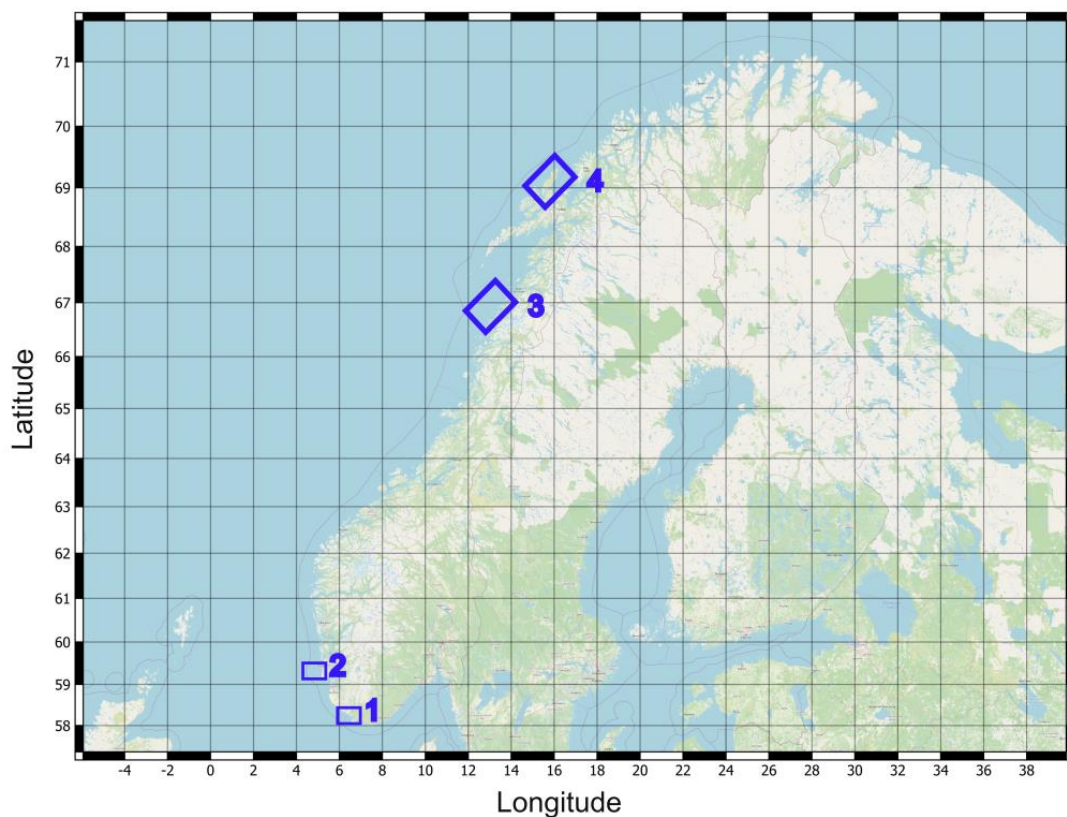


Figur 13. Kart som viser de forventede akkumulasjonsområdene i henhold til modellresultatene, elvetilførslene og befolkningstettheten. NS: Nordsjøen, Sk: Skagerrak.

Modellen fremhevet fire soner med forventet svært lav akkumulering av makroplast (Figur 14). Disse resultatene må tas med forbehold, ettersom den nordlige delen og Østlandet ikke ble inkludert i dette. I tillegg finnes strender i disse områdene med mye søppel, sannsynligvis fra marine strømmer. Som nevnt tidligere er disse sonene like viktige å overvåke som de antatte høy-akkumuleringsområdene, og bør derfor også inkluderes i overvåkingsprogrammet.

Disse fire sonene med forventet lav konsentrasjon av flytende makroplast er:

1. Regionen rundt Hauge og Flekkefjord,
2. Haugesund-regionen,
3. Bodø-området,
4. Andøya-regionen.



Figur 14. Kart over Norge som viser de forventede sonene med svært lav konsentrasjon av flytende makroplast. 1. Hauge området, 2. Haugesund området, 3. Bodø området, 4. Andøya området.

5.3 Begrensninger i våre anbefalinger om geografisk dekning

Modelloppsettet som brukes til å simulere transport av makroplast, har flere begrensninger:

- **Romlig domene:** Modelldomenet er begrenset til NorKyst-modellen (Albretsen et al., 2011), som kun dekker norskekysten.
- **Oppløsning:** Den horisontale oppløsningen på 800 meter gir ikke full oppløsning av små fjorder, noe som fører til en unøyaktig representasjon av makroplastretensjon i disse områdene.
- **Småskala prosesser:** Modellen forutsetter at elvevann skyller makroplast ut av fjordene, men småskalaproesser som strømvirvler kan spille en viktig rolle når det gjelder å holde tilbake og akkumulere plast i fjordene.
- **Biologiske synkeprosesser:** Modellen inkluderer ikke synkeprosesser drevet av biologisk aktivitet, som kan påvirke den vertikale fordelingen av makroplast og transportveiene deres.
- **Landbaserte kilder** til makroplast er ikke inkludert i modelloppsettet, men noen av de største byene i Norge og noen av de mest plastforurensede elvene er allerede dekket av de antatt høye akkumuleringsområdene. Oslofjorden og Drammensfjorden ble av disse to grunnene lagt til i overvåkingsregionene.

I tillegg innebærer vår anbefaling om å begrense overvåkingsprogrammet til territorialsonen. Selv om det meste av makroplasten forventes å bli funnet i denne sonen, som forklart tidligere i dette kapittelet, kan mindre «punkt»-soner av makrosjøppel bli oversett.

6 De tre nivåene (oppstartsfase, minimums-løsning og fullskala oppsett)

Det er definert tre ambisjonsnivåer for overvåking av makroplast i norske havområder: en oppstartsfase, en minimums-løsning og et fullskala oppsett (Figur 15). De viktigste faktorene som danner grunnlaget i utviklingen av disse tre nivåene for overvåking er internasjonale anbefalinger, modellen for sannsynlige akkumuleringsområder, og resultatene av effektanalysene.

Datainnsamlingen varierer i observasjonsfrekvens mellom de tre nivåene, men ikke i romlig dekning. Det er to grunner til dette. For det første ønsket Miljødirektoratet at observasjonene eller prøvetakingen i de fire havområdene rundt Norge skulle inngå slik at det ble nok data til å gjøre statistiske tester. Da kreves det et visst antall transekt og en viss lengde på disse, noe som begrenser muligheten for å redusere den romlige dekningen. Vi valgte en ensidig test og en styrke på 80 % for å oppdage en endringseffekt på 30 % i løpet av 10 år for å utvikle det foreslåtte observasjonsdesignet. Andre valg ville ha ført til et urealistisk antall transekt som skulle prøvetas hvert år, med tanke på en omtrentlig transektlengde på 200 km (avsnitt 4.3). I tillegg er det å påvise en reduksjon i søppelkonsentrasjonen å foretrekke fremfor påvisning av en økning for å vurdere effektiviteten til avbøtende tiltak. For det andre, siden vi anbefaler observasjon fra eksisterende tokt som krever en observatør om bord på fartøyene, bør denne tiden om bord i størst mulig grad verdsettes. For eksempel vil kostnaden knyttet til 5 transekt mellom Bergen og Bodø på en stor ferge være den samme som for 15 transekt på samme tur, men vil gi mye mindre data enn sistnevnte (personen må allikevel være om bord på båten tilsvarende samme tidsperiode). De tre nivåene dekker derfor det meste av norskekysten, fra Oslofjorden til Kirkenes. Denne romlige dekningen av det foreslåtte overvåkingsprogrammet er delt i tre regioner av økonomiske årsaker (forklart senere i kapittel 8).

Dette kapittelet er basert på våre anbefalinger beskrevet i denne rapporten, inkludert bruk av visuelle undersøkelser for å overvåke flytende makrosøppel. Disse observasjonene bør gjøres fra skip som plattform, som forklart tidligere (avsnitt 193.1). Mange typer skip kan brukes i Norge for å observere flytende søppel. Skipene varierer alle i størrelse, hastighet, høyde osv. Vi anbefaler derfor at man bruker det første året til å undersøke disse mulighetene, og at man på slutten av året evaluerer om ett eller flere av disse skipene kan egne seg for videre bruk til overvåking. Hvis ingen av dem vurderes som gode plattformer, bør man vurdere muligheten for å bruke båter som er utplassert spesielt for overvåkingsprogrammet. I de følgende avsnittene tar vi imidlertid utgangspunkt i at det er mulig å bruke eksisterende tokt til å overvåke flytende makrosøppel.

Som anbefalt av flere ekspertgrupper, og for å håndtere romlig heterogenitet, må observasjonene stratifiseres, dvs. hele norskekysten må deles i flere deler, i henhold til fordelingen av søppel og mulige kilder (urbane områder, elveutslipp, offshoreaktiviteter) for å gi representative data på hvert sted (Cheshire et al., 2009; Galgani et al., 2013; Galgani et al., 2023; Zampoukas et al., 2014), og forundersøkelser bør gi den grunnleggende informasjonen som trengs for å planlegge stratifiseringen av observasjonene (Vighi et al., 2022). Alle de tre nivåene som foreslås her, omfatter et stratifisert observasjonsdesign som inkluderer begge ytterpunktene av makroplastkonsentrasjoner: forventede soner med høy akkumulering og forventede soner med lav akkumulering (avsnitt 5.2), og bør utformes slik at man kan observere disse områdene på dagtid. Modellen gir predikerte forekomster av makroplast og viser begrensninger (se avsnitt 5.1). I tillegg ble effektanalysene kjørt ved hjelp av reelle, men svært knappe og punktuelle data fra andre studier (se avsnitt 4.2) og fra andre regioner ettersom det mangler data i norske farvann. Derfor anbefaler vi at man benytter starten av overvåkingsprogrammet som en oppstartsfase der det samles inn data fra de utvalgte regionene for å implementere modeller og effektanalyser og forbedre observasjonsdesignet som er foreslått her. Avhengig av studiens mål kan det å påvise signifikante trender eller foreta regionale sammenligninger kreve en ugjennomførbar utvalgsstørrelse (Lippiatt et al., 2013; Ryan et al., 2009). For å unngå dette anbefales det at

oppstartsfasen starter med en undersøkelsesfase på ett år, og at den etterfølges av en forundersøkelse på fem år for å samle inn data og forberede den fremtidige overvåkingen. Som anbefalt av Galgani et al. (2023), foreslås sesongbasert observasjon (to ganger i året) som et minimum i stedet for én observasjonshendelse hvert år.

En minimums-løsning vil bruke tilsvarende observasjonsdesign som oppstartsfasen med hensyn til romlig dekning og stratifisert observasjonsdesign som omfatter de forventede sonene med høy og lav akkumulering (se avsnitt 5.2, Figur 13 og Figur 14). Forskjellen fra oppstartsfasen er observasjonsfrekvensen: den vil fortsatt være sesongbasert, men tre observasjonshendelser per år anbefales, som vist i resultatene fra effektanalysene (avsnitt 4.4). Disse tre observasjonshendelsene bør utføres om våren, sommeren og høsten. Vi anbefaler ikke å ta prøver om vinteren på grunn av sannsynligheten for dårlig vær, dårlig sikt generelt og mørketiden i Nord-Norge.

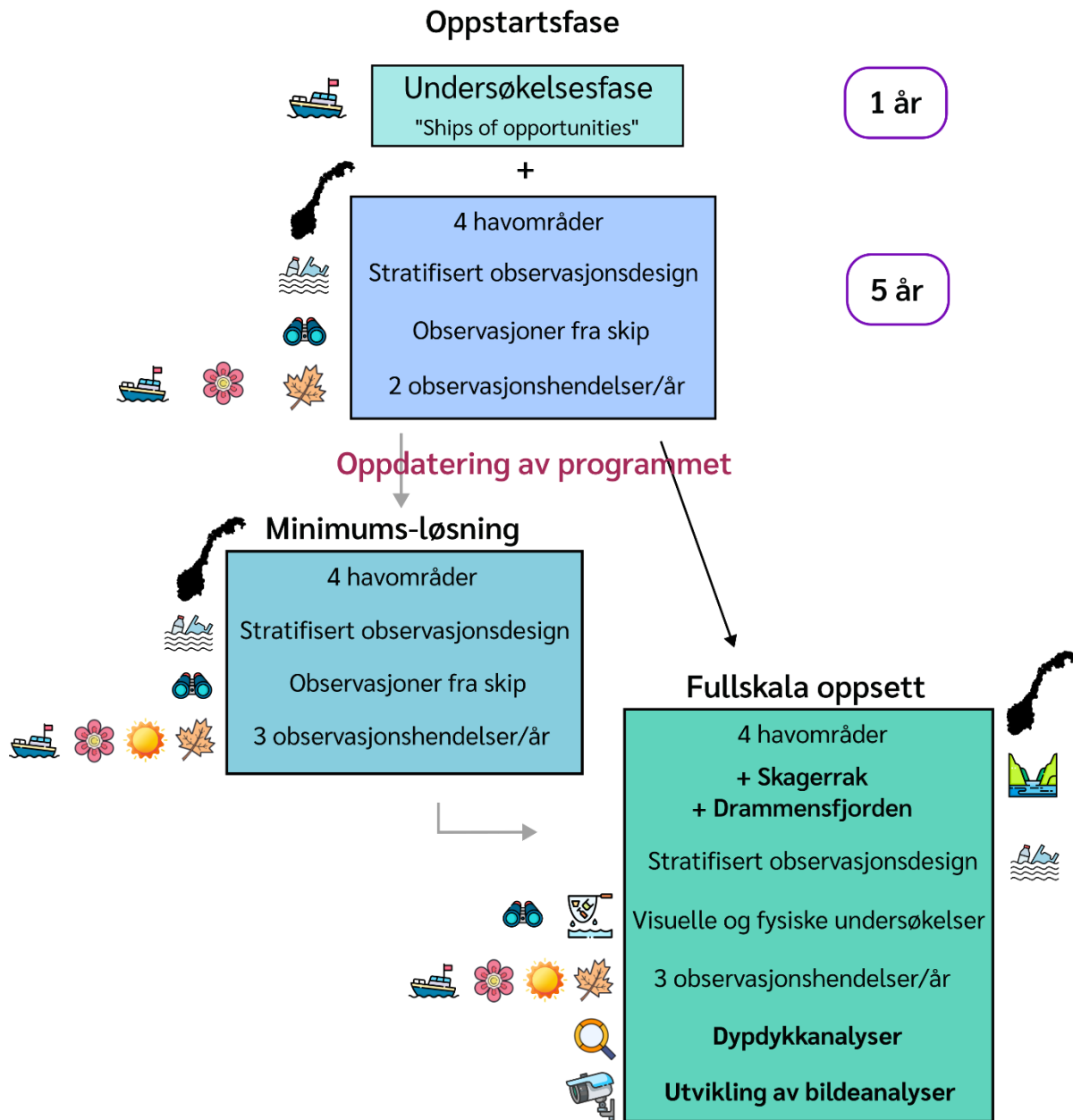
Et fullskala oppsett har nøyaktig samme observasjonsdesign som minimums-løsningen når det gjelder frekvens og plass, men inkluderer fire komponenter for å gå mer i dybden på datainnsamling, dataoppløsning og metodeutvikling. De fire komponentene inkluderer et geografisk fokus på Drammensfjorden og Skagerrak, dypdykkanalyser, og bruk av bildeanalyser for overvåking av havoverflaten. Dette oppsettet er det beste for å gjennomføre et overvåkingsprogram for flytende marin makroplast i Norge, etter at det har blitt tilpasset med reelle og relevante data fra tidligere år (oppstartfasen). Oppsettet er også det dyreste og mest tidkrevende og bør derfor brukes på en strategisk måte når man har fått mer kunnskap og erfaring i de aktuelle områdene, og når modell- og effektanalysene er implementert med disse dataene.

Drammensfjorden er ikke en del av oppstartsfasen og den minimums-løsningen, siden modellens oppløsning ikke gjør det mulig å vurdere fjorder spesifikt. Men siden en ny rapport viste høye konsentrasjoner av makroplast i Lierelva (Velle et al., 2024), kan Drammensfjorden være interessant for et overvåkingsprogram, avhengig av hvilke spørsmål som skal besvares. Fullskalaoppsettet inkluderer en «Drammensfjord-komponent» og tilhørende separate kostnadsestimater. På samme måte kan Skagerrak være av interesse, og utgjør også en separat komponent i fullskalaoppsettet. De opprinnelige nivåene omfatter allerede noen deler av Skagerrak, men i en begrenset region. Programmet kan enkelt utvides til andre deler av Skagerrak, utenfor Oslofjorden. Denne utvidelsen vil også bli inkludert i Region 3.

I tillegg til utstrekning i regioner omfatter oppsettet for fullskala også en dypdykkpakke med fysisk innsamling av flytende søppel. Dypdykkanalyser innebærer en fysisk innsamling av makrosøppel. Denne fysiske og kostbare prøveinnsamlingen bør gjøres der man med sikkerhet kan finne søppel. Dypdykkanalyser er svært nyttig for å få data med høyere oppløsning og en mer nøyaktig identifisering av kilder. Eksempler på implementerte protokoller for dypdykkanalyser er beskrevet i avsnitt 3.3 i denne rapporten, men den aktuelle protokollen for overvåkingsprogrammet må utvikles basert på formålet med programmet. «Dypdykkpakken» kan legges til alle ambisjonsnivåene som er beskrevet her, selv om vi anbefaler å bruke denne når mer kunnskap er samlet inn og når akkumuleringssonene er kjent.

Som siste del av fullskalaoppsettet foreslås det å utvikle bildeanalyser for overvåking av havoverflaten. Denne komponenten vil omfatte tester i felt og utvikling av algoritmer og maskinlæring for å kunne bruke denne teknologien hyppig på en pålitelig måte.

Overvåkingsprogram for flytende makroplast i Norges kystsoner



Figur 15. Konseptuelt skjema for de tre overvåkingsskalaene og innholdet i dem.

Basert på anbefalinger i internasjonale rapporter og ekspertgrupper, foreslås det å bruke allerede eksisterende tokt for å samle inn data til overvåking av makroplast i norske havområder. I tillegg til kostnadseffektiviteten ved å bruke eksisterende båter, er den andre hovedfordelen at de seiler ofte. Dette gjør det enklere å endre tidsplanen for observasjonen enn med en egen båt og egne ansatte. Dårlige eller ekstreme værforhold påvirker datainnsamlingen i stor grad og må derfor unngås (Galgani et al., 2023; GESAMP, 2019). Organiseringen av overvåkingen må være fleksibel nok til å ta hensyn til variasjonen i miljøforholdene og gjøre det mulig å legge om observasjonene slik at de passer til forholdene (Galgani et

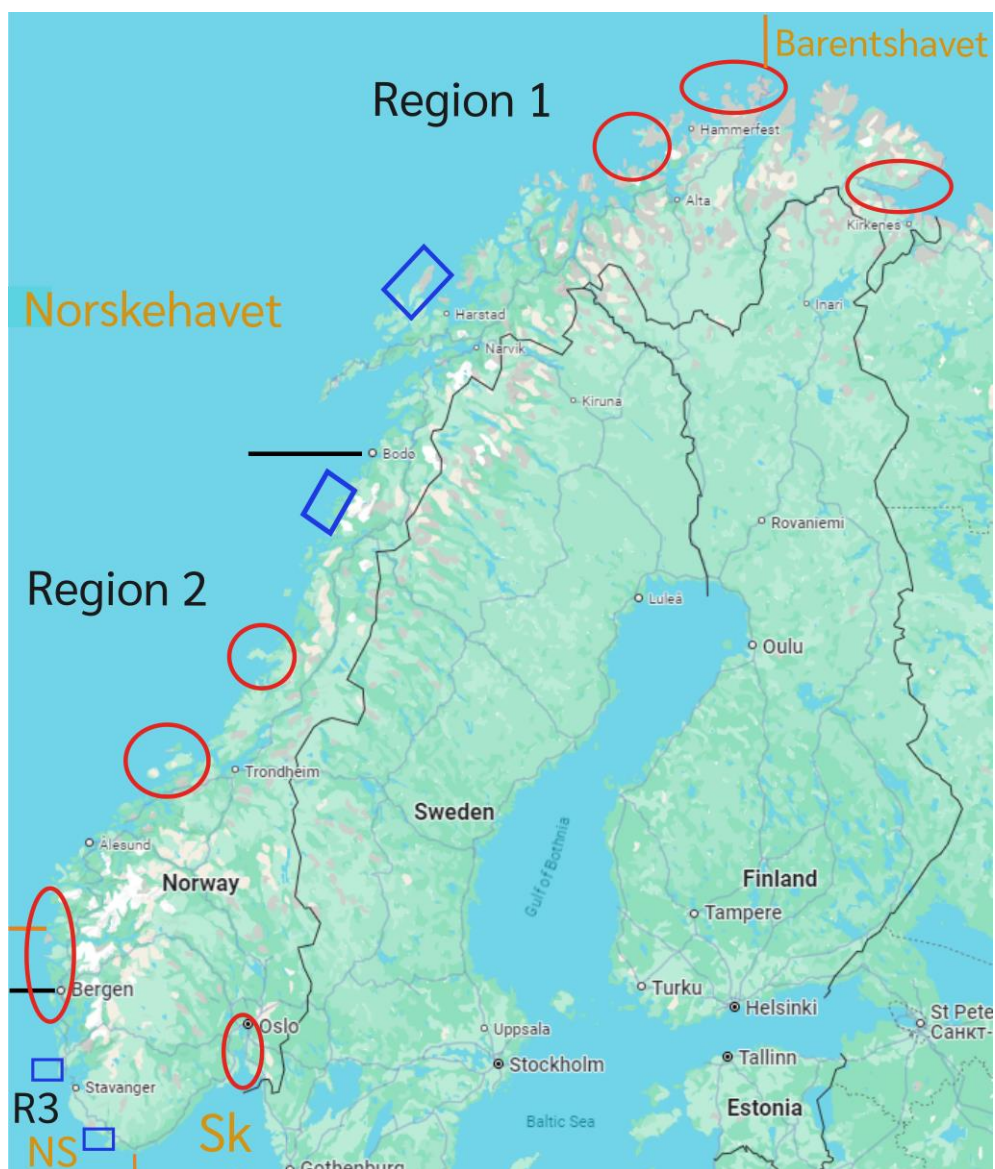
al., 2023). Norge er ofte utsatt for dårlig vær, og et norsk overvåkingsprogram må ta hensyn til denne parameteren. Eksisterende fergecruise kan tilby denne fleksibiliteten, og fergene seiler langs norskekysten (Tabell 7) på daglig basis.

Tabell 7. Forslag til fergestrekninger for visuell observasjon av flytende makroplast. HAS: høy akkumuleringsone, LAS: lav akkumuleringsone. Alle disse fergene reiser daglig.

Avreise	Ankomst	HAS dekket	LAS dekket	Fergeselskap
Kristiansand	Bergen	Sotra (delvis)	Haugesund, Hauge & Flekkefjord	Fjord Line
Kristiansund	Trondheim	Smøla & Hitra	-	AtB (linje 800)/Norled
Bergen	Kirkenes	Sotra (delvis), Smøla & Hitra, Folda, Hammerfest, Kirkenes	Andøya, Bodø	Hurtigruten
Aker Brygge, Oslo	Nesodden	Oslofjord	-	Ruter (linje B21)

Det finnes flere andre ferger som går fra Oslo eller Bergen til Danmark eller Kiel i Tyskland, og som kan brukes til å overvåke Skagerrak i større grad. På samme måte kan Hurtigruten brukes til å overvåke de nordlige havområdene mellom Troms og Svalbard.

For å gi større økonomisk fleksibilitet i overvåkingsprogrammet og for å kunne påvise endringer på regionalt nivå, ble kysten av Norge delt inn i tre regioner: Region 1 (Bodø-Kirkenes), Region 2 (Bergen-Bodø) og Region 3 (Oslo-Bergen) (Figur 16). Disse regionene ble definert ut fra flere behov: (1) en god balanse mellom antallet transekt i hver region (for statistiske formål), (2) siden observasjoner fra båt anbefales, bør det være en havn av rimelig størrelse ved hver «regiongrense», og (3) regionene skulle være forskjellige med hensyn til mulige kilder og/eller geografi. Region 1 (Bodø-Kirkenes) har sterk påvirkning fra det arktiske miljøet, har lav befolkningstetthet og ligger nær store havfiskerier. Region 2 (Bergen-Bodø) har høyere befolkningstetthet og er påvirket av strømmene fra Nord-Atlanteren. Region 3 (Oslo-Bergen) skiller seg fra de to andre regionene ved at den er den klart mest befolkede, har en annen skipstrafikk enn de andre regionene, og en del av kystlinjen er ikke åpen mot havet.



Figur 16. Oversiktskart som viser de fire havområdene rundt norskekysten (oransje linjer og tekst), de tre regionene i overvåkingsprogrammet (svarte linjer og tekst), og de forventede høye (røde sirkler) og lave akkumuleringssonene (blå firkanter). NS: Nordsjøen, Sk: Skagerrak.

Som konklusjon anbefaler vi at **undersøkelsesfasen som utgangspunkt** varer i ett år.

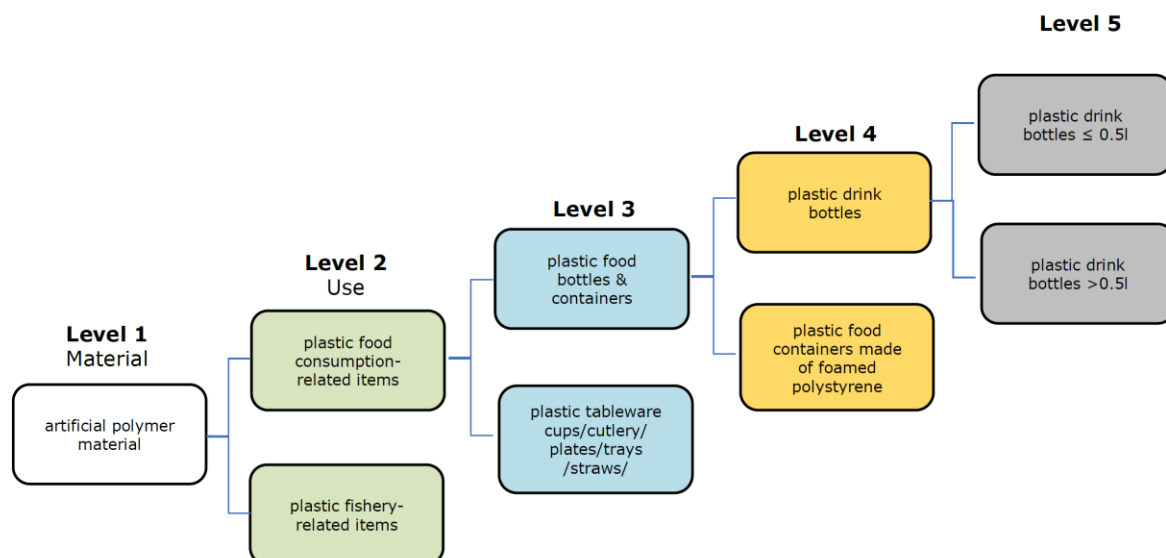
Deretter bør **oppstartsfasen vare i fem år** for å opparbeide kunnskap og erfaring, og ved slutten av denne fasen bør andre verktøy som **modeller og effektanalyser kjøres på nytt** med nylig innsamlede data for å foreslå et mer nøyaktig observasjonsdesign for de påfølgende årene.

7 Datainnsamling og lagring

Det finnes flere tilnærminger for å klassifisere makrosøppel: Joint List of Litter Categories by TGML/JRC (Fleet et al., 2021), UNEP (Cheshire et al., 2009), OSPAR (OSPAR Commission, 2010), Rydde¹⁹, og COBSEA (COBSEA&CSIRO, 2022) er noen eksempler. De fleste av dem er utformet med utgangspunkt i strandsøppel, bortsett fra Joint List of Litter Categories, som er beregnet på flytende søppel i hav- og ferskvann. Visuelle undersøkelser bruker primært JRC protokollen (Galgani et al., 2013) for identifisering og kvantifisering av plast (og annet søppel). Bare et fåtall av studiene i vår litteraturundersøkelse brukte NOAA (Masura et al., 2015) eller UNEP-protokollene (Cheshire et al., 2009) for prøvetaking med nett, og de fleste studiene brukte egne protokoller eller henviste enten til andre protokoller eller publikasjoner (Aliani et al., 2023). JRC har utviklet appen Floating Litter Monitoring (FLM) for å forenkle datainnsamlingen under overvåkingen. Denne appen registrerer automatisk GPS-koordinatene til brukeren mens de rapporterer et element i appen. FLM-appen lar også brukerne registrere størrelsesintervallet for hver gjenstand, uavhengig av form, materiale eller formål. Den følger Joint List of Litter Categories-protokollen, som har mange underkategorier til felles med blant annet OSPAR. FLM-appen gir ikke mulighet til å registrere avstanden mellom den flytende gjenstanden og observatøren. Imidlertid tilbyr appen muligheten til å rapportere transektbredden i starten av rapporteringsprosessen. Dersom den nøyaktige avstanden mellom den flytende gjenstanden og observatøren skal rapporteres, må dette gjøres manuelt under observasjon om bord.

FLM-appen er brukervennlig, har blitt testet av en av forfatterne av denne rapporten under et vitenskapelig tokt i Barentshavet og krever ikke registrering på forhånd. Andre spesifikke apper eller plattformer som er spesifikke for Norge (Rent Hav-appen og Rydde-plattformen) ble evaluert av prosjektgruppen i dette arbeidet. Begge gjør det mulig å visualisere oppryddingsaktiviteter og tilhørende metadata, samt lokalisering av forsøplede områder som skal ryddes. Dessverre gir ingen av dem mulighet for detaljert rapportering av hvert enkelt objekt av søppel, og heller ikke av størrelsen på søppelet, noe som er en stor ulempe i overvåkingssammenheng. Dessuten krever disse plattformene registrering og godkjenning før man kan rapportere en ryddeaktivitet. I tillegg har JRC-protokollen en mer detaljert liste over fiskerirelaterte gjenstander enn andre protokoller, inkludert gjenstander som man kan forvente å finne i norske farvann. Derfor er FLM-appen anbefalt for å rapportere flytende makroplast i havoverflaten. FLM-appen gir fleksibilitet til å rapportere data på fem ulike oppløsningsnivåer (Figur 17). Denne fleksibiliteten er en styrke, avhengig av hvilke spørsmål som skal besvares av overvåkingsprogrammet. Hvis man bare trenger materialet eller formålet, kan man stoppe på nivå 1 eller 2 og spare tid mens man er ute i felt, eller til og med innendørs hvis det pågår en dypdykkanalyse. På denne måten kan man spare tid og kostnader under analysene.

¹⁹ https://ryddenorge.no/filer/08.11.2021_Registreringsskjema_v6.pdf



Figur 17. Eksempel som viser det hierarkiske systemet (fem ulike oppløsningsnivåer) slik som i FLM-appen. Fra Fleet et al. 2021.

Den største fordelen med å bruke eksisterende plattformer er at man unngår hele prosessen med utvikling, design og testing, og at det allerede finnes et pålitelig og fungerende verktøy. Ulempen med å bruke eksisterende plattformer som er utviklet av andre, kan være begrensede muligheter til å visualisere og hente ut data i etterkant. Men dette avhenger av plattformene. Institusjonen som leder et overvåkingsprogram, trenger absolutt tilgang til dataene som tidligere er lastet opp, for å kunne tilpasse overvåkingsdesignet underveis. Ikke alle verktøy gjør det mulig å hente ut data, og denne muligheten er noen ganger tidsbegrenset. Data kan hentes fra FLM-appen i de ulike landene, enten av deltakeren som laster opp data, eller av en gruppekoordinator (Georg Hanke, pers. med.), noe som støtter bruken av denne appen for et overvåkingsprogram i Norge. En annen mulighet er å samle alle overvåkingsdata på én plattform. For Norge og Miljødirektoratet betyr det å legge Joint List of Litter Categories til Rent Hav-systemet.

Videre databehandling vil videre bestå i å sammenligne kategorier, størrelser på observerte gjenstander og konsentrasjoner mellom regioner og/eller mellom år, avhengig av behov hos myndigheter og interessenter.

Det anbefales å bruke **Joint list of Litter Categories**, sammen med appen **Floating Litter Monitoring** fra JRC på grunn av fleksibiliteten (5 oppløsningsnivåer), oppløsningen av data som skal rapporteres og muligheten for å hente ut data.

8 Kostnadsestimater

Kostnadsestimatene for overvåking av makroplast i norske havområder er oppgitt separat for hvert overvåkingsnivå, for hver region (eller aktivitet) innenfor et gitt nivå og er videre delt inn i tre kjerneaktiviteter: feltarbeid, databehandling og -analyse, samt rapportering (Tabeller 7-11). Kostnadene for hvert overvåkingsnivå ble delt inn i regioner og det er laget en tilleggskategori for prosjektledelse og -administrasjon. Denne siste kategorien endres i henhold til overvåkingsnivået og bør derfor oppgis per nivå.

I dette avsnittet vises kun *årlige* kostnadsestimater for oppstartsfasen, sammen med de totale kostnadene for hvert nivå. De *øvrige årlige* kostnadsestimatene finnes i vedlegg (Tabell V 5 til Tabell V 8). Det vises kostnadsestimater for oppstartsfasen for det første året med undersøkelser fra skip («ships of opportunities»), og de påfølgende fem årene ved hjelp av forundersøkelsen som er beskrevet i avsnitt 6. Disse estimatene er beregnet i henhold til hyppigheten av observasjonshendelser (2 for oppstartsfasen, 3 for både minimums-løsning og et fullskala oppsett).

Alle kostnadene er beregnet som om overvåkingsprogrammet følger anbefalingene som er vist tidligere, dvs. observasjoner fra eksisterende tokt. De er beregnet med kun én observatør om bord, og med kun én tur mellom regiongrensene (havnene). Dette vil ikke oppfylle det nødvendige antallet transekt som trengs for å oppdage endringer over tid. Ifølge våre beregninger bør disse kostnadene (region 1, 2 og 3) grovt sett multipliseres med tre for å dekke antall transekt per region (57) og per år (Tabell 5) som er nødvendig for å kunne påvise en trend over 10 år (avsnitt 4.4).

For argumentasjonens skyld er det benyttet en NFR-forsker 1 pris på 1427 NOK per time, i erkjennelsen av at dette er for lavt for instituttsektoren i Norge. Alle kostnadsestimatene har tatt utgangspunkt i kostnader i 2024 og inkluderer *ikke* en endring av konsumprisindeksen. I tabellene nedenfor, står «kostnader» for alle kostnadene bortsett fra arbeidstimer (f.eks. utstyr, flybillett, osv.).

Tabell 8. Oversikt over årlige kostnader knyttet til prosjektledelse for oppstartsfasen for de tre regionene til sammen (år 1 til 6).

Prosjektledelse			
	Kostnader (NOK)	Arbeidstimer (NOK)	Total (NOK)
Administrasjon	0	150 000	150 000
Workshop, fysisk (opplæring)	120 000	360 000	470 000
Total (NOK)	120 000	510 000	620 000

Tabell 9. Oversikt over de årlige kostnadene knyttet til undersøkelsesfasen (utredningen av «ships of opportunities», første år av oppstartsfasen).

Undersøkelse "ships of opportunities" - 1. år			
	Kostnader (NOK)	Arbeidstimer (NOK)	Total (NOK)
Feltarbeid	125 000	625 000	750 000
Dataanalyse	0	30 000	30 000
Rapportskriving	0	45 000	45 000
Total	125 000	700 000	825 000

Arbeidstid knyttet til feltarbeid (observasjoner fra skip eller feltarbeidere om bord til trålingsaktivitet) beregnes som en hel dag i felt, altså 12 timer per dag dersom seilturen varer i minst én arbeidsdag.

Kostnadene for prosjektledelse og administrasjonen av prosjektet omfatter all koordinering, budsjettering, møter med partnere og oppdragsgiver og kontraktsinngåelse. Før et overvåkingsprogram settes i gang, mener vi det er viktig å arrangere et personlig arbeidsmøte for å introdusere protokollene som skal brukes, og for å harmonisere feltarbeidet blant potensielle feltarbeidere for å unngå uoverensstemmelser mellom regionene. Kostnadene for arbeidsmøtet er beregnet for åtte personer som skal reise for å delta personlig («kostnader»).

De totale kostnadene for det første året med overvåking vil være fra 1 445 000 NOK og oppover. De totale årlige kostnadene i oppstartsfasen (år 2 til år 6) vil være fra 8 285 000 NOK (Tabell 13).

Tabell 10. Oversikt over årlige kostnader knyttet til en observasjonshendelse for Region 1 for oppstartsfasen (år 2 til 6).

Region 1 (Bodø - Kirkenes)			
	Kostnader (NOK)	Arbeidstimer (NOK)	Total (NOK)
<i>Feltarbeid</i>	70 000	205 000	275 000
<i>Dataanalyse</i>	0	230 000	230 000
<i>Rapportskrivning</i>	0	230 000	230 000
Total (NOK)	70 000	665 000	735 000

Tabell 11. Oversikt over de årlige kostnadene knyttet til en observasjonshendelse for Region 2 for oppstartsfasen (år 2 til 6).

Region 2 (Bergen - Bodø)			
	Kostnader (NOK)	Arbeidstimer (NOK)	Total (NOK)
<i>Feltarbeid</i>	70 000	205 000	275 000
<i>Dataanalyse</i>	0	230 000	230 000
<i>Rapportskrivning</i>	0	230 000	230 000
Total	70 000	665 000	735 000

Tabell 12. Oversikt over de årlige kostnadene knyttet til en observasjonshendelse for Region 3 for oppstartsfasen (år 2 til 6).

Region 3 (Oslo - Bergen)			
	Kostnader (NOK)	Arbeidstimer (NOK)	Total (NOK)
<i>Feltarbeid Kristiansand-Bergen</i>	60 000	170 000	230 000
<i>Feltarbeid Oslofjord</i>	40 000	80 000	120 000
<i>Dataanalyse</i>	0	230 000	230 000
<i>Rapportskrivning</i>	0	230 000	230 000
Total	100 000	710 000	810 000

Feltarbeidskostnadene inkluderer utstyr som nettbrett for rapportering av forsøplingsobservasjoner, fergebillett, felttillegg, diett og reisekostnader (med unntak av timer til reiser som ligger under «Arbeidstimer»). Dataanalyse- og rapporteringskostnader representerer kun arbeidstimer for å analysere dataene som ble samlet inn under feltarbeidet, og tid til å skrive den tilhørende rapporten. Kostnadene for rapportering er beregnet per region. Hvis alle tre regionene overvåkes - noe som anbefales på det sterkeste - vil de totale kostnadene knyttet til rapportering være lavere enn summen av de tre separate kostnadene for rapportering, på grunn av overlapp i innholdet.

Den totale årlige minimumskostnaden for en overvåking som følger oppstartsfasenivået vil være 10 000 000 (minimums-løsning, Tabell 14) eller 14 205 000 NOK (fullskala oppsett, Tabell 15). Budsjettet til de fire komponentene inni fullskala oppsettet finnes i vedlegg (fra Tabell V 9 Tabell V 12).

Tabell 13. Oversikt over de totale årlige kostnadene for oppstartsfasenivået (år 2 til 6).

Prosjektledelse	Region 1	Region 2	Region 3	Total (NOK)
620 000	2 205 000	2 205 000	2 430 000	8 285 000

Tabell 14. Oversikt over de totale årlige kostnadene for minimums-løsningen (ML).

ML	Prosjektledelse	Region 1	Region 2	Region 3	Total (NOK)
	700 000	3 000 000	3 000 000	3 300 000	10 000 000

Tabell 15. Oversikt over de totale årlige kostnadene for fullskala oppsettet.

Fullskala oppsett	Total (NOK)
Prosjektledelse	780 000
Region 1	3 000 000
Region 2	3 000 000
Region 3	3 300 000
Drammensfjorden	690 000
Skagerrak	555 000
Dypdykk	1 960 000
Bildeanalyse	920 000
Total	14 205 000

Alle kostnadsoverslagene som er gitt her og i vedlegget, er estimerer som bør tolkes med forsiktighet. Observasjonsdesignet som er foreslått for et overvåkingsprogram for flytende makroplast, er basert på flere forutsetninger og bør tilpasses etter hvert som man får erfaring og data. I tillegg er kostnadene beregnet ut fra en fast timepris som vil endre seg over år, og som sannsynligvis er for lav. Denne satsen ble valgt som beregningsgrunnlag, og tallene som er oppgitt her, er høyst sannsynlig underestimerte.

I henhold til våre anbefalinger bør overvåkingsprogrammet starte med en undersøkelse av muligheten for overvåking fra eksisterende skipsruter.

Kostnader for år 1: fra 1 445 000 NOK.

Deretter anbefaler vi å bruke oppstartsfasenivået i fem år.

Kostnad per år: fra **8 285 000 NOK.**

Etter disse fem årene bør overvåkingsprogrammet evalueres på nytt og tilpasses. Minimums-løsning gir en pekepinn på minimumskostnadene per år (10 000 000 NOK), selv om vi anbefaler å bruke fullskala oppsett for et mer komplett overvåkingsprogram. Kostnad per år: fra **14 205 000 NOK.**

9 Generelle anbefalinger

Anbefalingene i denne rapporten følger internasjonale retningslinjer og råd for å utvikle et overvåkingsprogram for flytende makroplast i norske havområder, og er særlig basert på anbefalinger fra JRCs ekspertgruppe. Å etablere et nasjonalt overvåkingsprogram er en stor utfordring der mange aspekter skal tas hensyn til, for eksempel geografi, befolkningstetthet, kostnader, tilgjengelige metoder osv. I denne rapporten vurderes hva som menes å være de beste metodene for bruk langs kysten i Norge, med mål om at programmet skal være repeterbart, fleksibelt og sammenlignbart over tid og med programmer i andre land. Observasjonsdesignet ble utformet på bakgrunn av resultater fra effektanalyser, statistiske tester og i henhold til Miljødirektoratets behov.

Et overvåkingsprogram bør være fleksibelt og gi svar på viktige forvaltningsrelevante spørsmål. Det finnes derfor ingen «one size fits all»-løsning, og et løpende program bør tilpasses tidligere innsamlede data og interessentenes behov. Vi foreslår derfor å starte et overvåkingsprogram i Norge med en undersøkelse av muligheten for overvåking og bruk av eksisterende skipsruter («ships of opportunities», undersøkelsesfase, 1 år) etterfulgt av det laveste ambisjons- og kostnadsnivået (5 år), disse to fasene vil utgjøre «oppstartsfasen». Dette nivået gir mulighet for datainnsamling i alle havområder rundt Norge og følger anbefalingen om sesongbasert observasjon, samt minimal transektlengde per region (definert gjennom effektanalyser). Etter fem år bør ytterligere statistiske analyser og effektanalyser utføres, og en revurdering av predikerte lav- og høyakkumulasjonssoner bør utføres med modellen som er utarbeidet i dette prosjektet. Deretter anbefales et «fullskala oppsett», da dette nivået gir høyere oppløsning av data enn både «oppstartsfasen» og «minimums-løsning» og muliggjør en bedre forståelse av kilder. Det gir også mulighet for utvikling av bildeteknologi for overvåkingsformål. Som forklart tidligere er denne teknologien i dag ikke klar for slike formål og forhold, men den har et stort potensial. Slik teknologi vil være en tidseffektiv løsning i fremtiden, og menneskelig tilstedeværelse på båtene for overvåkingsformål vil da ikke lenger være nødvendig.

For de fleste praktiske detaljer knyttet til prøve- og datainnsamling anbefales det å følge JRCs protokoll og retningslinjer. Protokollen og appen deres er rettet mot overflatesøppel, i motsetning til alle andre tilgjengelige og relevante protokoller og plattformer. Bruk av JRCs protokoll og retningslinjer vil i tillegg øke muligheten for å sammenligne innsamlede data med resultater fra det europeiske kontinentet.

10 Referanser

- Aliani, S., Lusher, A.L., Primpke, S., De Witte, B., Nikiforov, V., Strand, J., 2023. Tools for assessing the methods and protocols used in the analysis of nano-, micro-, and macroplastic. European Commission.
- AMAP, 2021. Litter and Microplastics Monitoring Plan, Tromsø, pp. 1-23.
- Arcangeli, A., David, L., Aguilar, A., Atzori, F., Borrell, A., Campana, I., Carosso, L., Crosti, R., Darmon, G., Gambaiani, D., 2020. Floating marine macro litter: density reference values and monitoring protocol settings from coast to offshore. Results from the MEDSEALITTER project. *Marine Pollution Bulletin* 160, 111647.
- Arthur, C.D., Baker, J., Bamford, H., 2009. Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects and Fate of Microplastic Marine Debris. Sept 9-11, 2008, Tacoma, pp. 49-49.
- Bergmann, M., Sandhop, N., Schewe, I., D'Hert, D., 2015. Observations of floating anthropogenic litter in the Barents Sea and Fram Strait, Arctic. *Polar Biology* 39, 553-560.
- Borrelle, S.B., Rochman, C.M., Liboiron, M., Bond, A.L., Lusher, A., Bradshaw, H., Provencher, J.F., 2017. Opinion: Why we need an international agreement on marine plastic pollution. *Proc Natl Acad Sci U S A* 114, 9994-9997.
- Burnham, K.P., Anderson, D.R., Laake, J.L., 1981. Estimation of Density from Line Transect Sampling of Biological Populations. *Biometrics* 37.
- Cheshire, A.C., Adler, E., Barbieri, J., Cohen, Y., Evans, S., Jarayabhand, S., Jeftic, L., Jung, R.T., Kinsey, S., Kusui, T.E., Lavine, I., Manyara, P., Oosterbaan, L., Pereira, M.A., Sheavly, S., Tkalin, A., Varadarajan, S., Wenneker, B., Westphalen, G., 2009. UNEP/IOC Guidelines on Survey and Monitoring of Marine Litter, pp. 120 pp.-120 pp.
- Chiu, C.C., Liao, C.P., Kuo, T.C., Huang, H.W., 2020. Using citizen science to investigate the spatial-temporal distribution of floating marine litter in the waters around Taiwan. *Mar Pollut Bull* 157, 111301.
- Clark, L., Allen, R., Botterell, Z.L.R., Callejo, B., Godley, B.J., Henry, C., Santillo, D., Nelms, S.E., 2023. Using citizen science to understand floating plastic debris distribution and abundance: A case study from the North Cornish coast (United Kingdom). *Mar Pollut Bull* 194, 115314.
- COBSEA&CSIRO, 2022. Marine Litter Monitoring Methods Handbook. Part II. United Nations Environment Programme, Bangkok, p. 75.
- Cocking, J., Narayanaswamy, B.E., Waluda, C.M., Williamson, B.J., Bellas, J., 2022. Aerial detection of beached marine plastic using a novel, hyperspectral short-wave infrared (SWIR) camera. *ICES Journal of Marine Science* 79, 648-660.
- Commission, E., 2022. MSFD CIS Guidance Document No. 19, Article 8 MSFD.
- Commission, O., 2010. The OSPAR System of Ecological Quality Objectives for the North Sea: a Contribution to OSPAR's Quality Status Report 2010, a contribution to OSPAR's Quality Status Report 2010. Ministerie van Verkeer en Waterstaat.
- Cyvin, J.B., Ervik, H., Kveberg, A.A., Hellevik, C., 2021. Macroplastic in soil and peat. A case study from the remote islands of Mausund and Froan landscape conservation area, Norway; implications for coastal cleanups and biodiversity. *Science of The Total Environment* 787.
- Davison, A.C., Hinkley, D.V., 1997. Biofouling on buoyant marine plastics: An experimental study into the effect of size on surface longevity. *Environmental Pollution* 210, 354-360.
- Delandmeter, P., van Sebille, E., 2019. The Parcels v2.0 Lagrangian framework: new field interpolation schemes. *Geoscientific Model Development* 12, 3571-3584.
- Dixon, T.J., Dixon, T.R., 1983. Marine litter distribution and composition in the North Sea. *Marine Pollution Bulletin* 14, 145-148.

- Falk-Andersson, J., Berkhout, B.W., Abate, T.G., 2019a. Citizen science for better management: Lessons learned from three Norwegian beach litter data sets. *Marine Pollution Bulletin* 138, 364-375.
- Falk-Andersson, J., Bhakta, D., Haarr, M.L., 2024. Feasibility study merging data from Deep Dive with other macrolitter analysis platforms. Norwegian Institute for Water Research, p. 25.
- Falk-Andersson, J., Galtung, K., Collard, F., Håland Gaeta, F., Bhankta, D., 2023. Kunnskapsinnhenting om forsøpling på sjøbunn i Norge. Norwegian Institute for Water Research, p. 74.
- Falk-Andersson, J., Larsen Haarr, M., Havas, V., 2020. Basic principles for development and implementation of plastic clean-up technologies: What can we learn from fisheries management? *Science of The Total Environment* 745, 141117-141117.
- Falk-Andersson, J., Lusher, A., Hurley, R., Submitted. Matching international obligations and national needs for monitoring in the development of a Norwegian monitoring program for macroplastic and litter.
- Falk-Andersson, J., Lusher, A., Haarr, M.L., Rognerud, I., Hurley, R., Hjelset, S., Trubbach, S., 2022. Development of a Norwegian monitoring program for Macroplastic and Litter, Oslo, pp. 111-111.
- Falk-Andersson, J., Olaussen, E.D., Macintyre, C., 2018. Strandsøppel dypdykk for forebygging av marin forsøpling. SALT Lofoten AS, Tromsø.
- Falk-Andersson, J., Strietman, W.J., Larsen, R.B., Gabrielsen, G.W., Collard, F., Leemans, E., Schadeberg, A., Johannessen, E.R., 2019b. Svalbard Beach Litter Deep Dive, pp. 57-57.
- Falk-Andersson, J., Tairova, Z., Tokvam Draegni, T., Larsen Haarr, M., 2021. Methods for determining the geographical origin and age of beach litter: Challenges and opportunities. *Mar Pollut Bull* 172, 112901.
- Fazey, F.M.C., Ryan, P.G., 2016. Biofouling on buoyant marine plastics: An experimental study into the effect of size on surface longevity. *Environmental Pollution* 210, 354-360.
- Fleet, D., Vlachogianni, T., Hanke, G., 2021. A Joint List of Litter Categories for Marine Macrolitter Monitoring. European Union, Luxembourg, p. 55.
- Galgani, F., Ruiz-Orejón, L.F., Ronchi, F., Tallec, K., Fischer, E.K., Matiddi, M., Anastasopoulou, A., Andresmaa, E., Angiolillo, M., Bakker Paiva, M., Booth, A.M., Buhhalco, N., Cadiou, B., Clarò, F., Consoli, P., Darmon, G., Deudero, S., Fleet, D., Fortibuoni, T., Fossi, M.C., Gago, J., Gérigny, O., Giorgetti, A., González-Fernández, D., Guse, N., Haseler, M., Ioakeimidis, C., Kammann, U., Kühn, S., Lacroix, C., Lips, I., Loza, A.L., Molina Jack, M.E., Norén, K., Papadoyannakis, M., Pragnel-Raasch, H., Rindorf, A., Ruiz, M., Setälä, O., Schulz, M., Schultze, M., Silvestri, C., Soederberg, L., Stoica, E., Storr-Paulsen, M., Strand, J., Valente, T., van Franeker, J., van Loon, W.M.G.M., Vighi, M., Vinci, M., Vlachogianni, T., Volckaert, A., Weiel, S., Wenneker, B., Werner, S., Zeri, C., Zorzo, P., Hanke, G., 2023. Guidance on the Monitoring of Marine Litter in European Seas An update to improve the harmonised monitoring of marine litter under the Marine Strategy Framework Directive, Luxembourg, p. 200.
- Galgani, F., Hanke, G., Werner, S., Oosterbaan, L., Nilsson, P., Fleet, D., Kinsey, S., Thompson, R.C., van Franeker, J., Vlachogianna, T., Scoullou, M., Veiga, J.M.P.A., Matiddi, M., Maes, T., Korpinen, S., Budziak, A., Leslie, H., Gago, J., Liebezeit, G., 2013. Guidance on Monitoring of Marine Litter in European Seas, pp. 128-128.
- Galgani, F., Lusher, A.L., Strand, J., Haarr, M.L., Vinci, M., Molina Jack, E., Kagi, R., Aliani, S., Herzke, D., Nikiforov, V., Primpke, S., Schmidt, N., Fabres, J., De Witte, B., Solbakken, V.S., van Bavel, B., 2024. Revisiting the strategy for marine litter monitoring within the european marine strategy framework directive (MSFD). *Ocean & Coastal Management* 255.
- Gallitelli, L., Girard, P., Andriolo, U., Roebroek, C., Liro, M., Suaria, G., Martin, C., Lusher, A.L., Hancke, K., Mcm, B., Garcia-Garin, O., Napper, I.E., Corbari, L., Cózar, A., Morales-Caselles, C., González-Fernández, D., Gasperi, J., Giarrizzo, T., Cesarini, G., De, K., Constant, M., Koutalakis, P., Gonçalves, G., Sharma, P., Gundogdu, S., Kumar, R., Garellou, N.A., Camargo, A.L.G., Topouzelis, K., Galgani, F., Royer, S.J., Zaimis, G.N., Rotta, F., Lavender, S., Nava, V., Castro-Jiménez, J., Mani, T., Crosti, R., Azevedo-Santos, V.M., Bessa, F., Tramoy, R., Costa, M.F., Corbau, C., Montanari, A., Battisti, C., Scalici, M., 2024. Monitoring

macroplastics in aquatic and terrestrial ecosystems: Expert survey reveals visual and drone-based census as most effective techniques. *Science of The Total Environment*.

GESAMP, 2019. Guidelines for the monitoring and assessment of plastic litter and microplastics in the ocean.

Goddijn-Murphy, L., Williamson, B.J., McIlvenny, J., Corradi, P., 2022. Using a UAV Thermal Infrared Camera for Monitoring Floating Marine Plastic Litter. *Remote Sensing* 14.

Grøsvik, B.E., Prokhorova, T., Eriksen, E., Krivosheya, P., Horneland, P.A., Prozorkevich, D., 2018. Assessment of Marine Litter in the Barents Sea, a Part of the Joint Norwegian–Russian Ecosystem Survey. *Frontiers in Marine Science* 5.

Gutow, L., Ricker, M., Holstein, J.M., Dannheim, J., Stanev, E.V., Wolff, J.O., 2018. Distribution and trajectories of floating and benthic marine macrolitter in the south-eastern North Sea. *Mar Pollut Bull* 131, 763-772.

Hoiberg, M.A., Stadler, K., Verones, F., 2024. Disentangling marine plastic impacts in Life Cycle Assessment: Spatially explicit Characterization Factors for ecosystem quality. *Sci Total Environ* 949, 175019.

Hu, C., 2021. Remote detection of marine debris using satellite observations in the visible and near infrared spectral range: Challenges and potentials. *Remote Sensing of Environment* 259.

Haarr, M.L., Falk-Andersson, J., Fabres, J., 2022. Global marine litter research 2015–2020: Geographical and methodological trends. *Science of The Total Environment* 820, 153162-153162.

Haarr, M.L., Narvestad, A., Falk-Andersson, J., Staley, S., Staley, H., Cox, J., Dahl, M., Svendsen, H., Sinisalo, A., Stubner, E., 2024. Arctic marine litter: Composition and sources investigated by citizen scientist "super-users". *Mar Pollut Bull* 209, 117061.

Jambeck, J.R.R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T.R.R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., Law, K.L.L., 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science* 347, 768-771.

Johnsen, H.R., Haarr, M.L., Roland, A.O., Johannessen, E.R., Bye-Larsen, I., Vangelsten, B.V., Nogueira, L.A., 2019. Sluttrapport HAVPLAST – Marin plast fra norsk sjømatnæring – kartlegging, kvantifisering og handling. SALT Lofoten AS, p. 40.

Kiessling, T., Knickmeier, K., Kruse, K., Gatta-Rosemary, M., Nauendorf, A., Brennecke, D., Thiel, L., Wichels, A., Parchmann, I., Kortzinger, A., Thiel, M., 2021. Schoolchildren discover hotspots of floating plastic litter in rivers using a large-scale collaborative approach. *Sci Total Environ* 789, 147849.

Lebreton, L., Slat, B., Ferrari, F., Sainte-Rose, B., Aitken, J., Marthouse, R., Hajbane, S., Cunsolo, S., Schwarz, A., Levivier, A., Noble, K., Debeljak, P., Maral, H., Schoeneich-Argent, R., Brambini, R., Reisser, J., 2018. Evidence that the Great Pacific Garbage Patch is rapidly accumulating plastic. *Scientific Reports* 8.

Lippiatt, S., Opfer, S., Arthur, C., 2013. Marine Debris Monitoring and Assessment - Recommendations for Monitoring Debris Trends in the Marine Environment, NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-46. NOAA, p. 88.

Liro, M., Zielonka, A., Hajdukiewicz, H., Mikuś, P., Haska, W., Kieniewicz, M., Gorczyca, E., Krzemień, K., 2023. Litter Selfie: A Citizen Science Guide for Photorecording Macroplastic Deposition along Mountain Rivers Using a Smartphone. *Water* 15.

Lusher, A.L., Primpke, S., 2023. Finding the Balance between Research and Monitoring: When Are Methods Good Enough to Understand Plastic Pollution? *Environmental Science & Technology* 57, 6033-6039.

Masura, J., Baker, J., Foster, G., Arthur, C., Herring, C., 2015. Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment: recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments, pp. 39-39.

- Matiddi, M., Hochscheid, S., Camedda, A., Baini, M., Cocumelli, C., Serena, F., Tomassetti, P., Travaglini, A., Marra, S., Campani, T., Scholl, F., Mancusi, C., Amato, E., Briguglio, P., Maffucci, F., Fossi, M.C., Bentivegna, F., de Lucia, G.A., 2017. Loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*): A target species for monitoring litter ingested by marine organisms in the Mediterranean Sea. *Environ Pollut* 230, 199-209.
- Miljødirektoratet, 2022. Videreutvikling av produsentansvaret i Norge. Miljødirektoratet, p. 65.
- Morrison, L.W., 2007. Assessing the Reliability of Ecological Monitoring Data: Power Analysis and Alternative Approaches. *Natural Areas Journal* 27, 83-91.
- Mudge, J.F., Baker, L.F., Edge, C.B., Houlahan, J.E., 2012. Setting an optimal alpha that minimizes errors in null hypothesis significance tests. *PLoS One* 7, e32734.
- OSPAR Commission, 2008. Background document for the EcoQO on plastic particles in stomachs of seabirds, pp. 13-13.
- Ostle, C., Thompson, R.C., Broughton, D., Gregory, L., Wootton, M., Johns, D.G., 2019. The rise in ocean plastics evidenced from a 60-year time series. *Nat Commun* 10, 1622.
- Rochman, C.M., Hoellein, T., 2020. The global odyssey of plastic pollution. *Science* 368, 1184-1185.
- Ryan, P.G., 2015a. A brief history of marine litter research. In: *Marine Anthropogenic Litter*. Springer International Publishing, Cham.
- Ryan, P.G., 2015b. Does size and buoyancy affect the long-distance transport of floating debris? *Environmental Research Letters* 10.
- Ryan, P.G., Lamprecht, A., Swanepoel, D., Moloney, C.L., 2014. The effect of fine-scale sampling frequency on estimates of beach litter accumulation. *Mar Pollut Bull* 88, 249-254.
- Ryan, P.G., Moore, C.J., Van Franeker, J.A., Moloney, C.L., 2009. Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 364, 1999-2012.
- Serdar, C.C., Cihan, M., Yucel, D., Serdar, M.A., 2021. Sample size, power and effect size revisited: simplified and practical approaches in pre-clinical, clinical and laboratory studies. *Biochem Med (Zagreb)* 31, 010502.
- Shchepetkin, A.F., McWilliams, J.C., 2005. The regional oceanic modeling system (ROMS): a split-explicit, free-surface, topography-following-coordinate oceanic model. *Ocean Modelling* 9, 347-404.
- Starcevich, L.A., Swenson, J., 2023. NOAA marine debris monitoring and assessment project survey design development: Power Analysis for Trend Detection and Status Estimation in Shoreline Marine Debris Items. Final Report to the NOAA Marine Debris Program under Genwest Systems, Inc. NOAA, Edmonds, WA, USA.
- Suaria, G., Perold, V., Lee, J.R., Lebouard, F., Aliani, S., Ryan, P.G., 2020. Floating macro- and microplastics around the Southern Ocean: Results from the Antarctic Circumnavigation Expedition. *Environ Int* 136, 105494.
- Tekman, M.B., Gutow, L., Bergmann, M., 2022. Marine Debris Floating in Arctic and Temperate Northeast Atlantic Waters. *Frontiers in Marine Science* 9.
- Thiel, M., Hinojosa, I.A., Joschko, T., Gutow, L., 2011. Spatio-temporal distribution of floating objects in the German Bight (North Sea). *Journal of Sea Research* 65, 368-379.
- van Loon, W., Hanke, G., Fleet, D., Werner, S., Barry, J., Strand, J., Eriksson, J., Galgani, F., Gräwe, D., Schulz, M., Vlachogianni, T., Press, M., Blidberg, E., Walvoort, D., 2020. A European Threshold Value and Assessment Method for Macro Litter on Coastlines. European Commission, Luxembourg, p. 29.
- van Sebille, E., Aliani, S., Law, K.L., Maximenko, N., Alsina, J.M., Bagaev, A., Bergmann, M., Chapron, B., Chubarenko, I., Cózar, A., Delandmeter, P., Egger, M., Fox-Kemper, B., Garaba, S.P., Goddijn-Murphy, L., Hardesty, B.D., Hoffman, M.J., Isobe, A., Jongedijk, C.E., Kaandorp, M.L.A., Khatmullina, L., Koelmans,

A.A., Kukulka, T., Laufkötter, C., Lebreton, L., Lobelle, D., Maes, C., Martinez-Vicente, V., Morales Maqueda, M.A., Poulain-Zarcos, M., Rodríguez, E., Ryan, P.G., Shanks, A.L., Shim, W.J., Suaria, G., Thiel, M., van den Bremer, T.S., Wichmann, D., 2020. The physical oceanography of the transport of floating marine debris. *Environmental Research Letters* 15, 023003-023003.

Velle, G., Haave, M., Barlaup, B., Bodin, C.L., Gabrielsen, S.E., Gomiero, A., Kambestad, M., Koizumi, S., 2024. Plast i norske elver. Norwegian Research Center, Bergen, p. 49.

Vighi, M., Ruiz-Orejón, L.F., Hanke, G., 2022. Monitoring of Floating Marine Macro Litter – State of the art and literature overview. European Commission, Luxembourg, p. 69.

Waqas, M., Wong, M.S., Stocchino, A., Abbas, S., Hafeez, S., Zhu, R., 2023. Marine plastic pollution detection and identification by using remote sensing-meta analysis. *Mar Pollut Bull* 197, 115746.

Zampoukas, N., Palialexis, A., Duffek, A., Graveland, J., Giorgi, G., Hagebro, C., Hanke, G., Korpinen, S., Tasker, M., Tornero Alvarez, M., Abaza, V., Battaglia, P., Caparis, M., Dekeling, R., Frias Vega, M., Haarich, M., Katsanevakis, S., Klein, H., Krzyminski, W., Laamanen, M., Le Gac, J., Leppanen, J., Lips, U., Maes, T., Magaletti, E., Malcolm, S., Marques, J., Mihail, O., Moxon, R., O'Brien, C., Panagiotidis, P., Penna, M., Piroddi, C., Probst, W., Raicevich, S., Trabucco, B., Tunesi, L., Van Der Graaf, S., Weiss, A., Wernersson, A., Zevenboom, W., 2014. Technical guidance on monitoring for the Marine Strategy Framework Directive, Luxembourg.

11 Vedlegg

11.1 Tilleggsinformasjon om DIMARC og Seafarer prosjekter

DIMARC: *Deteksjon og identifisering av fiskegarn på strender – fra satellitt og dronebilder.* Bilder tatt fra over og undersiden av havoverflaten ble også analysert og klassifisert ved å utvikle ruleset i programvaren eCognition. Dronebildene var RGB bilder fra både flyvende droner med 30m høyde og autonome havgående droner (Seilbøye og Bølgeglider) som hadde fastmonterte kameraer. Resultatene viser at det fint er mulig å utvikle rulesets som med relativt stor nøyaktighet kan identifisere og til dels klassifisere marin plast og søppel under de gitte betingelsene i hvert bilde. Det som er en stor utfordring er at havoverflaten er i konstant bevegelse og endring mht lys, bølger, og vannfarge (vannets sammensetning, salinitet, organiske partikler etc) og som kan endre betingelsene for identifisering og hvilke algoritmer som fungerer under gitte tilstander. Oppsummert så ble det konkludert med at det er muligheter for automatiske analyser, men det trenges et stort antall bilder for trening av algoritmene for å kunne ta høyde for alle faktorene som påvirkningene havoverflaten. DIMARC prosjektet er finansiert av Handelens Miljøfond.

Seafarer: *High North SEAFloor AquacultuRe DEBRis - an assessment with advanced visual Technologies.* ROV video fra havbunnen ved akvakulturanlegg ble benyttet for å ta ut stillbilder for utforming av rutiner i eCognition som kunne detektere, og klassifisere søppel på havbunnen. Algoritmer må finjusteres og settes i system, men er mulig å utvikle. Seafarer prosjektet er finansiert av Framsenteret.

Mer informasjon kan finnes på Akvaplan-niva sin webside: <https://akvaplan.no/en/news/2021-10-22/kartlegge-og-kategorisere-makroplast-med-droner-satellittbilder-og-maskinlaering-436143>

11.2 Tilleggsinformasjon om avsnitt 3.1.

Følgende data må registreres i hver undersøkelsestransekt gjennom den dedikerte appen og på papir for å forhindre eventuelle mangler knyttet til appen, nettverksdekning osv.: navn på fartøyet; start/slutt geografiske koordinater; kurs over bakken / bakkespor; region; land og land identifikasjonskode; sjøstat (Douglas-skala); værbeskrivelse; sikt rekkevidde; gjennomsnittlig vindretning (Beaufort-skala); transekt bredde; transekt lengde; antall observatører; observasjonshøyde; minimumsstørrelsesområde observert og kartlagt; hastighet (maksimum / minimum og gjennomsnitt); start-/sluttidspunkt for observasjon; total observasjonstid (Galgani et al. 2023).

Visuelle undersøkelser kreves utstyr og forbruksvarer. Utenom observasjonsplattformen er utstyret som brukes til makrosøppel visuell overvåking svært begrenset. Instrumentene som kan lette oppgaven inkluderer følgende: et system for trening og kalibrering av størrelsesklassifisering (f.eks. inklinometer, linjal, merkelapper); et system for visuelt merking av observasjonsområdet (f.eks. inklinometer, linjal, merkelapper); kikkert (valgfritt); en GPS for å bestemme skipets hastighet og geografiske koordinater, og ekstra batterier; en nettbrett for å dokumentere resultatene (gjennom en dedikert app/program; f.eks. JRC Floating Litter Monitoring-appen); høyoppløselige kameraer (f.eks. digitalt enkeltlinse reflekskamera eller speilløse kameraer) (valgfritt); verneutstyr (f.eks. solbriller, solkrem, caps) (Galgani et al. 2023).

11.3 Styrkeanalyser: utfyllende informasjon

Statistisk styrke er sannsynligheten for å korrekt konkludere at en endring er sann. Denne sannsynligheten beregnes ut ifra variasjon i data og replikasjonsnivå. Det er relativt vanlig å enten ignorere sannsynligheten for type II feil (se faktaboks under) eller å akseptere en feilrate på 20 % (altså 80 % statistisk styrke). Dette tilsvarer en generelt høyere aksept for å avslå en sannhet (ikke oppdage en trend eller forskjell som faktisk eksisterer) enn for å akseptere en usannhet (konkludere at en trend eller forskjell eksisterer når den i realiteten ikke gjør det) (Mudge et al., 2012). Hvis man ønsker en lik feilrate for falske negativer og falske positiver må også den aksepterte feilraten for en type II feil (β) settes til 5 %, noe som vil si en 95 % styrke. En annen mulig tilnærming er å vurdere konsekvensene av både type I og type II feil og justere både α og β tilsvarende (Mudge et al., 2012). Jo mer usikkerhet en er villig til å tolerere, jo «lettere» er det å oppnå ønsket sannsynlighet for korrekte konklusjoner (med for eksempel færre replikater), men prisen er naturlig nok at resultatene er noe mindre pålitelige.

Merk at for en gitt effektstørrelse (f.eks. en endring over tid av en fastsatt størrelsesorden) og replikasjonsnivå vil en redusert sannsynlighet for type I feil (falske positiver) automatisk øke sannsynligheten for type II feil (falske negativer) og dermed redusere statistisk styrke (Mudge et al., 2012). *Flere replikater og lavere variasjon i dataene vil begge øke statistisk styrke.*

Statistiske hypoteser, type I og type II feil

En-sidig og to-sidig test:

Ved statistiske analyser av overvåkingsdata stilles hypoteser. Null-hypotesen (H_0) er typisk at det ikke har skjedd en endring over tid. Den alternative hypotesen (H_A) er typisk at det har skjedd en endring over tid. Dette tilsvarer en tosidig test ettersom endringen kan være både positiv (øking over tid) eller negativ (nedgang over tid). Det er også mulig å stille en ensidig hypotese hvor en kun er interessert i å måle f.eks. en nedgang. H_0 blir da at det ikke har skjedd en endring over tid eller at denne endringen er positiv, og H_A at det har skjedd en negativ endring over tid. Det er viktig å vurdere nøye hvor vidt en skal stille en tosidig eller ensidig hypotese ettersom det påvirker sannsynligheten for trendmåling. Ved en tosidig test må trenden være tydeligere for å kunne oppdages ettersom sannsynligheten deles i to mellom positiv og negativ (Serdar et al., 2021).

Type I og type II feil:

Det er fire mulige resultater fra en hypotesetest (Figur V 1): Man kan konkludere enten riktig eller feilaktig at H_0 er korrekt, eller en kan konkludere enten riktig eller feilaktig at H_A er korrekt (Morrison, 2007; Serdar et al., 2021). Konkluderer en feilaktig at H_A er korrekt er dette en falsk positiv, og dette er en *type I* feil. Sannsynligheten for dette representeres av Alpha (α) og er vanlig akseptert feilrate her er 5 %. Dette er årsaken til at en aksepterer en statistisk test som signifikant dersom p-verdien er mindre enn 0,05. sannsynligheten for å feilaktig konkludere at H_0 er korrekt er en falsk negativ og er en *type 2* feil. Denne representeres av Beta (β).

		VIRKELIGHET	
		H_0 er sann	H_A er sann
OVERVÅKING	H_0 er sann	Riktig resultat $p = 1 - \alpha$	Type II feil Falsk negativ $p = \beta$
	H_A er sann	Type I feil Falsk positiv $p = \alpha$	Riktig resultat $p = 1 - \beta$

Figur V 1. Mulige resultater ved hypotesetesting. P står for sannsynlighet ("probability"). Sannsynligheten $1 - \beta$ tilsvarer statistisk styrke

Burnham-ligningen

Denne formelen var utviklet for økologisk prøvetaking, men har også vært brukt for flytende makroplast i Middelhavet (Arcangeli et al., 2020).

Formelen er som følger:

$$L = (b/CV) * (L/n)$$

hvor L er antall km som må registreres for å oppnå ønsket CV (variasjonskoeffisient). L og n hentes fra pilotstudier hvor L er antall km og n er antall søppelbiter observert. Konstanten b er en faktor for variasjon mellom transekt og kan kun beregnes fra full-skala studier og data er derfor ikke tilgjengelige for å beregne denne før oppstart av overvåkingsprogrammet. I økologiske undersøkelser har b vist seg å være ganske stabil mellom studier, og 3 regnes som et konservativt estimat; dette er også verdien brukt av

Arcangeli et al. (2020). Samme verdi brukes derfor her, men *det er noe usikkerhet rundt denne antagelsen og den bør følges opp når tilstrekkelige data foreligger*. Det er vanlig å sette den ønskede variasjonskoeffisienten til 10 %; dette tilsvarer ± 20 % med et 95 % konfidensintervall (Arcangeli et al., 2020).

Styrkeanalyser for å måle forskjeller mellom havområder

Basert på en rekke ulike simulerte fordelinger ble det beregnet statistisk styrke ved ulike replikasjonsnivå for å måle forskjeller mellom to ulike medianverdier tilhørende to ulike havområder. For å undersøke dette mer systematisk ble en rekke ulike fordelinger simulert. Kvantilene på disse fordelingene var basert på rekkevidden i verdier fra de ulike datasettene fra de tre studiene og mulige kombinasjoner av disse. Sub-sampling i ulike replikasjonsnivå ble gjennomført som ovenfor. Deretter ble konfidensintervallene for middelverdien for alle mulige par med samme replikasjonsnivå sammenlignet og andelen ikke-overlappende konfidensintervaller for ulike forskjeller mellom de to middelverdiene regnet ut (Figur 6). Ved lav replikasjon (f.eks. 100 transekt) er det kun svært store forskjeller i middelverdier en kan måle, mens ved høyere replikasjon (f.eks. 500 transekt) er dette betraktelig forbedret.

Nødvendig replikasjonsnivå (tosidige tester)

Tosidige tester, altså hvor både en nedgang eller en oppgang kan oppdages, krever høy replikasjon. Resultatene av styrkeanalysene er oppsummert i Tabell V 1. Antall replikater (transekt) nødvendig per år for å oppnå 80 % statistisk styrke til å måle en gitt endring (10, 30 eller 50 %) i middelverdien (medianen) over gitte tidsrammer. Resultater er basert på data fra Tekman et al., 2022 og trendanalyser med Mann-Kendall tester. Merk at disse resultatene gjelder tosidige tester (altså for å måle en nedgang eller øking i gitt størrelse). (80 % styrke) og Tabell V 2 (95 % styrke). Hver celle i tabellene tilsvarer én styrkeanalyse og resultatene leses av for ulike kombinasjoner av studiedesign (prøvetakingsfrekvens i løpet av et år), tidshorisont (5 eller 10 år), og minste effektstørrelse (prosentvis endring i middelverdien over tid) som kan måles med gitt sikkerhet (80 eller 95 %). For eksempel, viser resultatene at det sannsynligvis vil kreve 507 transekt årlig for å kunne oppdage en 50% endring (nedgang eller oppgang) med 80 % sannsynlighet over 10 år dersom prøvetaking gjøres én gang i året, men kun 220 transekt til sammen i løpet av et år dersom prøvetaking gjennomføres tre ganger årlig (Tabell V 1).

Det er tilsynelatende ikke mulig å oppdage en endring over 5 år med månedlig sampling i sommerhalvåret. Dette skyldes sannsynligvis at en månedlig inndeling ikke støttes av rådata per nå (kun sesongbasert variasjon basert på 2-3 måneders bolker er kjent fra litteraturen). Er oppløsningen i prøvetakingsfrekvensen høyere enn oppløsningen i intraårlege trender kan dette maskere den helhetlige interårlege trenden da det fører til støy. Merk at dette er tilfellet når dataene fra Tekman et al. (2022) hvor intraårlig variasjon kun er vist i tre sesonger legges til grunn, men at det ikke foreligger data som kan si hvor vidt det faktisk eksisterer systematiske månedlige ulikheter i høyere oppløsning enn den grovere sesongbaserte variasjonen.

Tabell V 1. Antall replikater (transekt) nødvendig per år for å oppnå 80 % statistisk styrke til å måle en gitt endring (10, 30 eller 50 %) i middelverdien (medianen) over gitte tidsrammer. Resultater er basert på data fra Tekman et al., 2022 og trendanalyser med Mann-Kendall tester. Merk at disse resultatene gjelder tosidige tester (altså for å måle en nedgang eller øking i gitt størrelse).

Observasjonsdesign	5 år			10 år		
	± 10 %	± 30 %	± 50 %	± 10 %	± 30 %	± 50 %

Årlig observasjon (x1 per år)	33 167	5 343	2 270	9 409	1 282	507
Sesongbasert observasjon (x3 per år)	25 875 (8625 x 3)	2 946 (982 x 3)	1 676 (559 x 3)	1 211 (404 x 3)	332 (111 x 3)	220 (73 x 3)
Månedlig observasjon (x6 per år)	-	-	-	393 (66 x 6)	377 (63 x 6)	217 (36 x 6)

Tabell V 2. Antall replikater (transekt) nødvendig per år for å oppnå 95 % statistisk styrke til å måle en gitt endring (10, 30 eller 50 %) i middelverdien (medianen) over gitte tidsrammer. Resultater er basert på data fra Tekman et al., 2022 og trendanalyser med Mann-Kendall tester. Merk at disse resultatene gjelder tosidige tester (altså for å måle en nedgang eller øking i gitt størrelse).

Observasjonsdesign	5 år			10 år		
	± 10 %	± 30 %	± 50 %	± 10 %	± 30 %	± 50 %
Årlig observasjon (x1 per år)	49 714	10 250	4 364	16 031	2 208	882
Sesongbasert observasjon (x3 per år)	50 500 (16833 x 3)	7 071 (2357 x 3)	3 067 (1022 x 3)	3 175 (1058 x 3)	526 (175 x 3)	372 (124 x 3)
Månedlig observasjon (x6 per år)	-	-	-	762 (127 x 6)	590 (98 x 6)	509 (85 x 6)

11.4 Tabeller (unntatt kapittel 4)

Tabell V 3. Oversikt over søppelkategorier i Dyppdykk for Arktis, fra Falk-Andersson et al. 2024.

Main category	Sub-category	Item
PACKAGING	FOOD	Crisps/sweet packets, ice cream wrappers, lolly sticks
		Food containers (incl. cans, bottles, bags, tubs, etc.)
		Drinks (incl. cans, bottles and cartons)
	OIL & CHEMICALS	Engine oil
		Aerosol/spray cans
		Injection gun containers grease
		Injection gun containers silicone
		Injection gun containers other/unknown
		Oil drums
		Paint tins
		Other (describe in "notes")
	DOMESTIC	Sun lotion
		Other cosmetics (shampoo, soap, deodorant, etc.)
		Toilet cleaner
		Other cleaners (detergent, chlorine, bathroom sprays, etc.)

	TOBACCO	Cigarette packaging Snuff boxes
FISHING GEAR AND ROPES	Rope fisheries cut-offs (ends cut, ~0.5 cm in diameter, <20 cm long)	
	Other rope cut-offs (clear cut in both ends)	
	Other rope (torn in one or two ends)	
	Tangled nets/cord/rope and string	
	Dolly rope (strings, ropes or bundles)	
	Trawl and seine nets	
	Gillnets	
	Parts of conveyor belt used for fish processing	
	Packaging film rolls	
	Strapping bands (bundle)	
	Strapping bands (single)	
	Blue industrial plastic sheeting	
	Items related to crab/ lobster fishery, including bait holders	
	Items related to mussel/oyster culture	
	Fish boxes/crates	
	Fishing line (angling)	
	Other fishing vessel items (fish basket etc.)	
	Plastic trawl floats (trawl bobbins)	
	Other floats/buoys	
OTHER LITTER ITEMS	Bags (any bag that is not packaging: e.g., grocery bags, fruit bags, garbage bags)	
	Domestic use (household/private use items excl. packaging: e.g., balloons, shotgun cartridges, clothing, etc.)	
	Industrial use (e.g., detonation cord, building materials, work clothes such as high vis jackets, hard hats, etc.)	
	Agricultural use (e.g., baling plastic or twine, bags/packaging for animal feed or fertilizer, etc.)	
	Sanitary or medical use (e.g., sanitary pads, tampons, diapers, condoms, cotton bud sticks/Q-tips, syringes, etc.)	
	Tobacco (non-packaging tobacco related items: cigarette butts, cigarette filters, snuff pouches, lighters, etc.)	
	Food and drink (non-packaging food related items: straws, 4/6-pack yolks, single-use cups, plates, cutlery, etc.)	
	Other items (any item not fitting any above category)	

Tabell V 4. Oversikt over kostnader knyttet til prosjektledelsen for minimums-løsning.

Prosjektledelse			
	Kostnader (NOK)	Arbeidstimer (NOK)	Total (NOK)
Administrasjon	0	215 000	215 000
Workshop fysisk-opplæring	120 000	365 000	485 000
Total	120 000	580 000	700 000

Tabell V 5. Oversikt over de årlige kostnadene knyttet til en observasjonshendelse for Region 1 for den minimums-løsningen.

Region 1 (Bodø - Kirkenes)			
	Kostnader (NOK)	Arbeidstimer (NOK)	Total (NOK)
Feltarbeid	100 000	300 000	400 000
Dataanalyse	0	300 000	300 000
Rapportskriving	0	300 000	300 000

Total	100 000	900 000	1 000 000
-------	---------	---------	------------------

Tabell V 6. Oversikt over de årlige kostnadene knyttet til en observasjonshendelse for Region 2 for den minimums-løsningen.

Region 2 (Bergen - Bodø)			
	Kostnader (NOK)	Arbeidstimer (NOK)	Total (NOK)
Feltarbeid	100 000	300 000	400 000
Dataanalyse	0	300 000	300 000
Rapportskriving	0	300 000	300 000
Total	100 000	900 000	1 000 000

Tabell V 7. Oversikt over de årlige kostnadene knyttet til en observasjonshendelse for Region 3 for den minimums-løsningen.

Region 3 (Oslo - Bergen)			
	Kostnader (NOK)	Arbeidstimer (NOK)	Total (NOK)
Feltarbeid Kristiansand-Bergen	75 000	260 000	335 000
Feltarbeid Oslofjord	50 000	115 000	165 000
Dataanalyse	0	300 000	300 000
Rapportskriving	0	300 000	300 000
Total	125 000	975 000	1 100 000

Tabell V 8. Oversikt over de årlige kostnadene knyttet til prosjektledelsen for fullskala oppsettet.

Prosjektledelse			
	Kostnader (NOK)	Arbeidstimer (NOK)	Total (NOK)
Administrasjon	0	290 000	290 000
Workshop fysisk-opplæring	120 000	370 000	490 000
Total	120 000	660 000	780 000

Tabell V 9. Oversikt over de årlige kostnadene knyttet til Drammensfjord-komponenten for fullskala oppsettet.

Drammensfjord opsjon			
	Kostnader (NOK)	Arbeidstimer (NOK)	Total (NOK)

<i>Feltarbeid</i>	85 000	50 000	135 000
<i>Dataanalyse</i>	0	50 000	50 000
<i>Rapportskriving</i>	0	45 000	45 000
Total	85 000	145 000	230 000

Tabell V 10. Oversikt over kostnadene knyttet til en observasjonshendelse til Skagerrak-komponenten for fullskala oppsett.

Skagerrak opsjon			
	Kostnader (NOK)	Arbeidstimer (NOK)	Total (NOK)
<i>Feltarbeid</i>	40 000	50 000	90 000
<i>Dataanalyse</i>	0	50 000	50 000
<i>Rapportskriving</i>	0	45 000	45 000
Total	40 000	145 000	185 000

Både Drammensfjorden og Skagerrak kostnadsestimatene er beregnet for én person i felt.

Tabell V 11. Oversikt over kostnadene knyttet til én dag av prøvetaking, med to personer og 5 dager av analyse for fullskala oppsett.

Fysisk prøvetaking og dypdykk analyse			
	Kostnader (NOK)	Arbeidstimer (NOK)	Total (NOK)
<i>Feltarbeid</i>	1 340 000	180 000	1 520 000
<i>Dataanalyse</i>	0	220 000	220 000
<i>Rapportskriving</i>	0	220 000	220 000
Total	1 340 000	620 000	1 960 000

Kostnadene for feltarbeidet omfatter felttillegg, diett, reiseutgifter, leie av båt samt innkjøp av et fiskegarn beregnet for flytende makrosøppel. Feltarbeidet for den fysiske innsamlingen av flytesøppel var budsjettet for 2 personer og en dag med prøvetaking. Det er utfordrende å anslå den romlige dekningen av en dags fysisk prøvetaking, ettersom den avhenger av mange parametere, blant annet mengden søppel. For å dekke flere områder må disse kostnadene mangedobles, og denne oversikten gir sannsynligvis ikke mulighet til å samle inn nødvendige data på tvers av regioner.

Tabell V 12. Oversikt over kostnadene knyttet til utviklingen av bildeanalyser for fullskala oppsettet.

Utvikling av bildeanalyse			
	Kostnader (NOK)	Arbeidstimer (NOK)	Total (NOK)
<i>Feltarbeid</i>	15 000	95 000	110 000

<i>Dataanalyse</i>	0	720 000	720 000
<i>Rapportskriving</i>	0	90 000	90 000
Total	15 000	905 000	920 000

Feltarbeidskostnadene her dekker innkjøp av kameraer som skal plasseres på skipet, og reiseutgiftene.



Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) er Norges viktigste miljøforskningsinstitutt for vannfaglige spørsmål, og vi arbeider innenfor et bredt spekter av miljø, klima- og ressurs spørsmål. Vår forskerkompetanse kjennetegnes av en solid faglig bredde, og spisskompetanse innen mange viktige områder. Vi kombinerer forskning, overvåkning, utredning, problemløsning og rådgivning, og arbeider på tvers av fagområder.