

Mastergradsoppgave

Janne O. Bareksten

Plastforureining i marine miljø

Økologiske effektar og forvaltning
av plastavfall på avvege – 2014



Høgskolen i Telemark

Fakultet for allmennvitenskapelige fag

Masteroppgave i Natur Helse og Miljøfag

Janne O. Bareksten

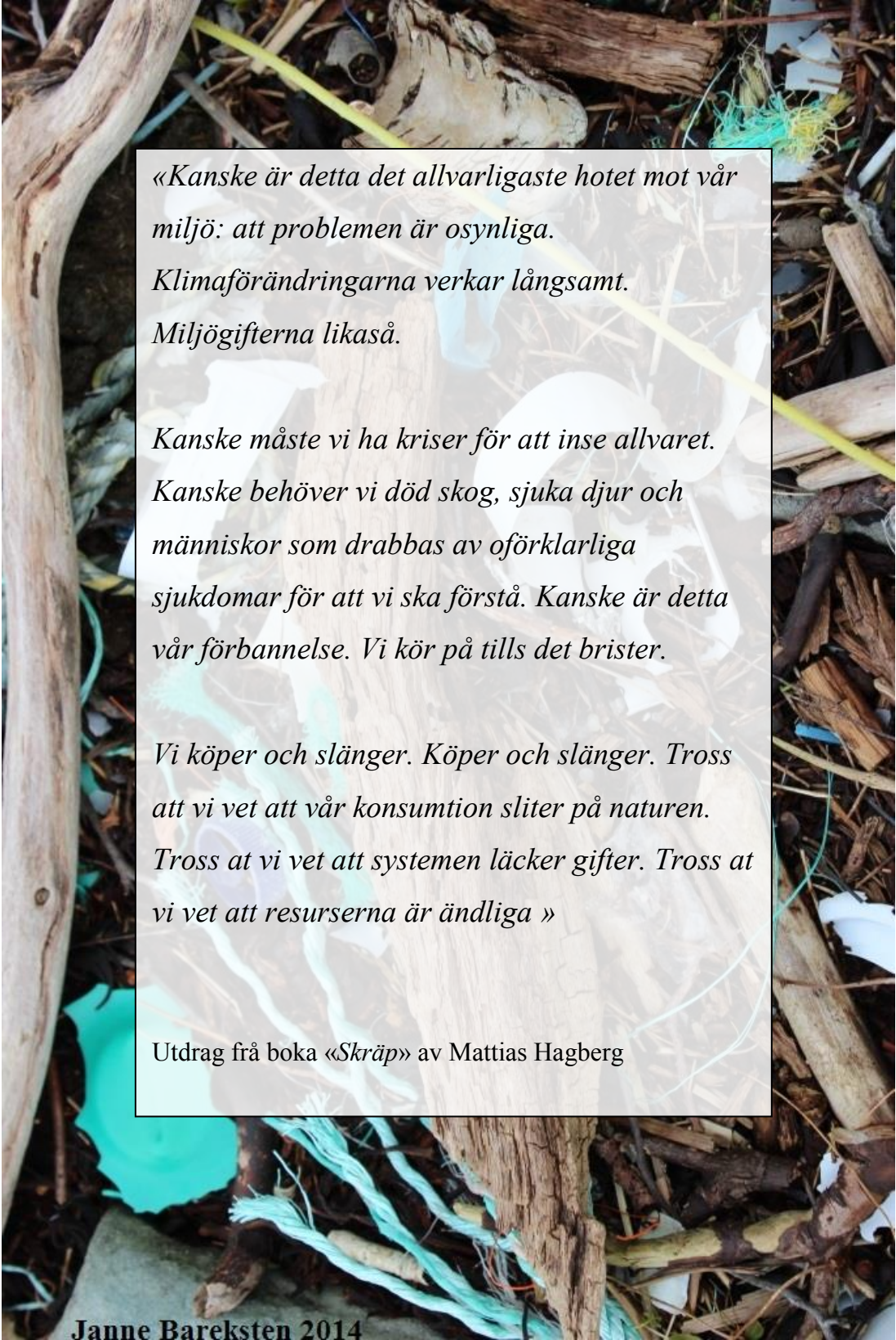
Plastforureining i marine miljø

Økologiske effekter og forvaltning av plastavfall
på avvege – 2014

Høgskolen i Telemark
Avdeling for allmennvitenskapelige fag
Institutt for natur-, helse- og miljøfag
Hallvard Eikas plass
3800 Bø i Telemark

<http://www.hit.no>

© 2014 Janne O. Bareksten



«Kanske är detta det allvarligaste hotet mot vår miljö: att problemen är osynliga. Klimaförändringarna verkar långsamt. Miljögifterna likaså.

Kanske måste vi ha kriser för att inse allvaret. Kanske behöver vi död skog, sjuka djur och människor som drabbas av oförklarliga sjukdomar för att vi ska förstå. Kanske är detta vår förbannelse. Vi kör på tills det brister.

Vi köper och slänger. Köper och slänger. Tross att vi vet att vår konsumtion sliter på naturen. Tross at vi vet att systemen läcker gifter. Tross at vi vet att resurserna är ändliga »

Utdrag från boka «Skräp» av Mattias Hagberg

Janne Bareksten 2014

Samandrag

Forbruket av plast har vore sterkt aukande sidan 1950-talet. At plast er eit lett og sterkt materiale har vore viktig for denne utviklinga. Desse eigenskapane gjer også at plast vert eit problem når den ikkje verte teke hand om på rett måte. Ei nedbrytingstid som kan vere på mange hundre år, gjer at plasten vert verande i miljøa i sær lang tid. Sjølv om kjeldene til plastforureining er mange, er det sentrale prinsippet bak plastforureining at ein ikkje tek hand om plastavfall på ein forsvarleg måte.

I dag utgjer plast storparten av marin forsøpling. Gjennom «*Manila -erklæringa*» i 2012 karakteriserte FN marin forsøpling som eit globalt problem som trugar marine habitat og artar, og som ein har undervurdert effekten av. Allereie på 1970-talet stadfesta ein at det var plastpartiklar i sjøvatn og at fisk hadde plastpartiklar i mageinnhaldet. I laboratorieforsøk påviste ein at pattedyr tok opp plastpartiklar frå mageinnhaldet, og at ein sidan kunne påvise plast i blod, vev og morsmjølk. På 1970-talet kom også dei første konvensjonane som skulle beskytte dei marine miljøa frå plast frå dumping til havs. Desse tiltaka har ikkje vore tilstrekkelege, og dei seinare åra har temaet igjen kome på banen.

Medan effektane av dei store plastobjekta på marint dyreliv er kjente, og omfattar kuttskader, fastsitting, spøkelsesfiske og blokkering av fordøyingssystem, er effektane av mikroplast dårlegare kartlagt. Mikroplasten oppstår når plast vert fragmentert eller gjennom produksjon og bruk av mikroplast til ulike føremål. Forskinga i dag fokuserer mellom anna på verknaden av miljøgifter knytt til mikroplast. Miljøgiftene stammar både frå plastproduksjonen og frå mikroplasten si evne til å binde dei til seg frå omgjevnadane. Eit avgjerande spørsmål er om mikroplasten fører til at miljøgifter vert konsentrert i næringskjedene og på denne måten skadar økosystem og menneske.

FN, OSPAR og EU arbeidar i dag for å takle utfordringa med plastforureininga av dei marine miljøa, gjennom forskning, tiltak for innsamling av marin forsøpling, haldningsendringar og etablering av lovverk. Mangel på systematisk kunnskap som gjer det mogeleg å gjere ei robust vurdering av kva som er dei reelle effektane på økosystemnivå vert peika på som ein viktig grunn til at det ikkje har vorte gjennomført tiltak som monner. At problemet strekk seg over juridiske, administrative og økonomiske grenser er også ein viktig faktor.

Abstract

The consumption of plastic has increased significantly since the 1950's. Being a lightweight and durable material have been important factors in the success. At the same time these properties cause a problem when plastic waste is not treated properly, and end up in nature. As degradation of plastic materials may take hundreds of years, the effects are long term. Even though the sources to plastic release to nature are many, the fundamental problem is insufficient management of plastic waste.

Today most marine litter is plastic. In «*The Manila declaration*» the UN declared marine litter a global problem which threatens marine habitats and species, and which has been underestimated in impact. Plastic particles were found in seawater and fish in the 1970's. Experiments established that plastic particles were transferred from the digestive system to blood, tissue and mother's milk in mammals. The first international conventions, which were supposed to stop the dumping of plastic in the oceans, were also signed in the 1970's. These measures have not been sufficient, and marine litter and plastic pollution have again become an issue.

While ghost fishing, infected lacerations and obstructed digestive systems caused by macroplastic have been well documented, much less is known about the effects of microplastic. Fragmentation of plastic creates microplastic. Production and use of microplastic beads are also sources of plastic pollution. The ecotoxicological role of microplastic is an import issue in current research. The toxins are embedded in the plastic itself, and in addition microplastic can absorb toxins from the surrounding environment. Whether microplastic lead to accumulation of toxins in biota, and through this mechanism poses a danger to ecosystems and ultimately humans, needs to be established.

UN, OSPAR and EU are trying to develop an approach to handle the plastic pollution of the marine ecosystems. Efforts are made to change attitudes, acquire new knowledge, remove marine litter and improve regulations. The lack of systematic knowledge to make solid conclusions on the issue of effects on ecosystem level has been an explanation for the lack of sufficient management so far. Plastic pollution is a challenge that cross jurisdictional, administrative and economical borders, which further complicates the management.

Innhald

Samandrag.....	3
Abstract.....	5
Føreord	11
1. Innleiing	12
1.1. Sjøppel – eit veksande problem.....	12
1.2. Definisjon av marint søppel.....	13
1.3. Marint søppel er i hovudsak plast.....	13
1.4. Definisjon av mikroplast	15
1.5. Metodebruk i forkinga	16
2. Føremål og metode.....	17
2.1. Føremål.....	17
2.2. Litteratursøk.....	18
2.3. Kjelder	19
3. Plastmaterial og eigenskapar ved desse	23
3.1. Plast og plastforbruk.....	23
3.2. Ulike typar plast.....	25
3.3. Døme på bruk av additiv	27
3.4. Nedbryting av plast i marine miljø	28
3.4.1. Plast som flyt i havet	28
3.4.2. Nedbrytingsmekanismar.....	29
3.5. Alternative plastmaterial.....	32
4. Kjelder til marin forøpling.....	33
4.1. Mangelfull avfallshandtering.....	33
4.2. Omgrepsbruk i samband med handtering av plastavfall	35
4.2.1. Avfallspyramiden og behandlingalternativ.....	35
4.2.2. Livsløpsanalyser.....	37

4.3. Resirkulering av plastavfall	38
4.3.1. Avfallsrekneskapen i Noreg	38
4.3.2. Avfallsreduksjon og gjenbruk	42
4.3.3. Mekanisk gjenvinning	43
4.3.4. Kjemisk gjenvinning	46
4.3.5. Energigjenvinning	47
4.3.6. Deponering	48
4.3.7. Biologisk nedbrytbar plast og resirkulering	49
4.4. Tilførsel av marint søppel	49
4.4.1. Total tilførsel	49
4.4.2. Land- og havbaserte kjelder	51
4.4.3. Kjelder til mikroplast	55
5. Utbreiing av marint søppel	58
5.1. Globale utbreiingsmønster	58
5.2. Akkumulasjonssoner	59
5.3. Lokale vind- og straumforhold	61
5.4. Utbreiing på havbotn	61
5.5. Mikroplasten si utbreiing	62
5.6. Marin forsøpling i norske farvatn	65
6. Effektar av plast i marine miljø	70
6.1. Skifte av fokus	70
6.2. Ytre effektar på organismar	71
6.2.1. Kuttskader og dyr som sit fast	71
6.2.2. Spøkelsesfiske	74
6.3. Indre effektar på organismar	75
6.3.1. Inntak av plast	75
6.3.2. Inntak av mikroplast	76

6.3.3. Marine pattedyr	78
6.3.4. Skilpadder.....	79
6.3.5. Sjøfugl	80
6.3.6. Fisk	81
6.3.7. Pigghuder	84
6.3.8. Krepser	84
6.3.9. Muslingar	86
6.3.10. Zooplankton og andre organismar.....	88
6.4. Toksikologiske verknadar.....	90
6.4.1. Nokre økotoksikologiske omgrep	90
6.4.2. Potensielle økotoksikologiske effektar av mikroplast.....	91
6.4.3. Organiske miljøgifter bind seg til mikroplast	92
6.4.4. Metall bind seg til mikroplast.....	95
6.4.5. Miljøgifter som lek ut av plasten.....	96
6.4.6. Funn i biologisk materiale.....	98
6.4.7. Overføring mellom trofiske nivå.....	101
6.4.8. Spreiing av miljøgifter med plast	103
6.5. Endra samansetting av artar.....	104
6.5.1. Biofilm	104
6.5.2. Påvekstorganismar	106
6.5.3. Marint søppel aukar spreinga av framande artar.....	108
6.6. Substrateffektar.....	108
6.6.1. Effektar av plast i fjøresona.....	108
6.6.2. Effektar av plast på havbotn.....	109
6.6.3. Andre effektar	110
7. Lovverk og tiltak mot marin forsøpling	111
7.1. Internasjonale forpliktingar og avtaler	111

7.1.1. Lover og avtaler – eit oversyn.....	111
7.1.2. Havrettskonvensjonen	112
7.1.3. London-konvensjonen.....	112
7.1.4. MARPOL-konvensjonen.....	113
7.1.5. OSPAR-konvensjonen	115
7.2. Norsk lovverk	117
7.2.1. Forureiningslova.....	117
7.2.2. Forureiningsføreskrifta.....	118
7.2.3. Avfallsføreskrifta	119
7.2.4. Lov om skipsikkerhet	120
7.2.5. Forskrift om miljømessig sikkerhet for skip og flyttbare innretninger	120
7.2.6. Havressurslova	120
7.2.7. Vassrammedirektivet.....	121
7.2.8. Naturmangfaldslova	121
7.3. Målsetjingar for plastavfall.....	122
7.3.1. Nasjonale målsetjingar for plastavfall.....	122
7.3.2. Europeiske målsetjingar for plastavfall.....	123
7.4. Norske tiltak i samband med marint søppel	124
7.4.1. Politiske intensjonar for marin forsøpling.....	124
7.4.2. Finansiering av kommunal opprydding.....	125
7.4.3. Skjærgårdstjenesten.....	126
7.4.4. Andre oppryddingstiltak.....	126
7.4.5. MIME-prosjektet.....	127
7.4.6. Fase ut og merke	127
7.5. Dømer på internasjonale tiltak mot marin forsøpling.....	128
7.5.1. FN-initiativ	128
7.5.2. Havstrategidirektivet	131

7.5.3. Ein europeisk strategi for plastavfall i miljøet	132
7.5.4. OSPAR sine tiltak	133
7.5.5. «Fishing for litter».....	135
7.5.6. Plastindustrien sine tiltak	135
7.5.7. Tiltak under utprøving i USA.....	136
7.6. Utfordringar knytt til lovverk og avtaler	138
7.6.1. Handheving av lovverket	138
7.6.2. Utfordringar knytt til dei internasjonale avtalene	139
7.6.3. Kan ein gjennomføre MSFD?	140
8. Vegen vidare	142
8.1. Ein modell for ei heilskapleg løysing	142
8.2. Kunnskapssituasjonen i dag.....	143
8.3. Haldningar og forbruk	148
8.4. Avfallshandtering	149
8.5. Politiske og juridiske tiltak	150
8.6. Forskarane si meining om behovet for tiltak	152
8.7. Framtidsscenario.....	153
9. Oppsummering	157
Ordliste	163
Figuroversikt	165
Kjelder	Error! Bookmark not defined.
Vedlegg I – Kart over Atlanterhavet	185
Vedlegg II – Overvakingsmetodar - MSFD	186
Vedlegg III – “Green paper”	188
Til ettertanke	190

Føreord

Eg har vakse opp på ei øy vest av Florø, og å gå i fjøra heime i Barekstad er noko eg har gjort frå barnsbein av. Kvar einaste vår rydda vi fjøra ved grendehuset, og kvar vinter fylte stormane den opp att med boss. Mellom tare og rekved var det alltid fargerike bitar av plast. Når ein går i fjøra og faktisk ser etter kva som ligg der, finn ein fort ut at det er utruleg mykje plast i alle fasongar, former og fargar. Kanskje det ikkje er så rart, sidan plasten er tilstade overalt. Den er i plastfyllingane i tennene, i hudpleieprodukt, i emballasje for mat og drikkevare, i golvbelegg, i elektronikk og i kledda på kroppen.

Samstundes kan ein spørje seg kvifor all plasten hamnar i fjøresteinane, kor lenge den vert verande der og kva effektar har den på dei marine økosystema. Dette nokre av spørsmåla eg ville finne svar på når eg begynte å skrive denne oppgåva. I eit meir overordna perspektiv har hovudmotivasjonen for oppgåva har vore interessa for kva følgjer ressursutnyttinga til menneska gjev. Oppgåva har først og fremst tilknytning til emna i økotoksikologi og vassforsyning, avløp og avfall som inngår i mastergrada mi.

Eg vil rette ei stor takk til førsteamanuensis Torbjørn Dale ved Høgskulen i Sogn og Fjordane, som har stilt opp som ekstern rettleiar til masteroppgåva. Han har vore ein viktig diskusjonspartner i arbeidet og har gjeve gode tilbakemeldingar og innspel til oppgåva. Eg vil også takke fungerande instituttleiar Live S. Vestgarden for hjelp, støtte og tilbakemeldingar, som min rettleiar ved Høgskolen i Telemark.

I illustrasjonane i oppgåva har eg prøvd å ta i bruk egne bileter der dette har vore mogleg. Dei er i hovudsak teke i Barekstad. Intensjonen bak dette er å illustrere at ein finn dette problemet langs heile kysten, sidan det ikkje er noko som tilseier at min heimplass skulle vere verre råka av plastforureining enn andre tilsvarande stadar.

Oppgåva har mange forkortingar og framandord. Desse er definerte i ordlista bakerst i oppgåva. Her finn ein også ei figuroversikt. Arbeidet med oppgåva svarar til eit års fulltidsstudie (60 stp.)

Kvalsund, 14.05.2014

Janne O. Bareksten

1. Innleiing

1.1. Sjøppel – eit veksande problem

Det menneska har etterlete seg gjennom historia har vore med på å gje oss kunnskap om tidlegare tider. I Stavanger har kunnskapen om grunnlegginga av byen kome frå mellom anna avfall frå skomakaren og stadane der ein tømde latrinene (Universitetet i Stavanger, 2009). Mengdene og typane av søppel som menneska genererer har samanheng med måte vi lev på.

I 2011 vart det berre i Noreg produsert 9,9 millionar tonn med avfall (Statistisk sentralbyrå, 2013). I boka «*Plastics and the environment*» vert det peika på at eit veksande forbruk skaper store mengder søppel, noko som er i ferd med å verte eit globalt problem (Andrady, 2003):

«... in using these (energy reserves) to produce the goods and services to keep society supplied, we not only spend these energy reserves inefficiently but also pollute the environment and create enormous amounts of waste in the process. The problem of waste generation and industrial pollution, once a local or at best a regional concern has now turned into a growing transboundary problem»

Noko av søppelet hamnar til slutt i havet. Thor Heyerdahl var ein av bidragsytarane til å sette ureininga av hava på dagsorden (Heyerdahl, 1971):

«Continued indiscriminate use of the world's oceans as a dumping-ground for durable human waste seems likely to have very serious and perhaps irreversible effects on their productivity»

Desse orda vart skrivne av Thor Heyerdahl i samband med ein rapport frå ferda over Atlanterhavet med Ra I og Ra II. Mannskapet på Ra II gjorde systematiske observasjonar og loggføring over søppel som dei kunne sjå frå flåten. Fokuset den gongen var retta mot klumpar av tjærøliknande stoff frå oljeverksemda. Sjølv i dag er marin forsøpling eit fagfelt der mykje er ukjent. I ein artikkel frå 2011 vert situasjonen innan fagfeltet skildra slik (Zarfl et al., 2011):

«Several hints and pieces of scattered information are available on fate and effects of plastics in the marine environment. In most cases, however, systematic knowledge on underlying processes is missing»

1.2. Definisjon av marint søppel

Dåverande Klima- og forurensningsdirektorat (KLIF) (no del av Miljødirektoratet) definerte i 2011 marint søppel som (Hals et al., 2011):

«... alt fast materiale fra menneskelig aktivitet som er forlatt eller på annen måte havner i det marine miljø. Marint søppel inkluderer søppel fra landbaserte kilder som er fraktet til havet med vassdrag, avløp eller vind. Marint søppel kan bestå av plast, trevirke, metall, glass, gummi, tekstiler, papir etc. Definisjonen inkluderer ikke avfall i væskeform, som mineralsk eller vegetabilsk olje, parafin og andre kjemikalier. Biologisk nedbrytbart avfall fra fiskerinæringen og akvakultur omfattes heller ikke av definisjonen.»

I engelskspråkleg litteratur møter ein omgrepa «*marine litter*», «*marine debris*» eller «*marine waste*». Ut frå litteraturen ser omgrepa ut til verte nytta synonymt, sjølv om ordet «*litter*» i utgangspunktet peiker mot mindre lekamar (Oxford university press, 2010). OSPAR-kommisjonen (*Commission for the Oslo-Paris Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic*) definerer omgrepet «*marine litter*» slik (UNEP, 2005):

«Marine litter is any persistent, manufactured or processed solid material discarded, disposed of or abandoned in the marine and coastal environment. Marine litter consists of items that have been made or used by people and deliberately discarded into the sea or rivers or on beaches; brought indirectly to the sea with rivers, sewage, storm water or winds; accidentally lost, including material lost at sea in bad weather (fishing gear, cargo); or deliberately left by people on beaches and shores.»

Begge definisjonane legg vekt på at marint søppel er fast, menneskeskapt materiale som hamnar i marine miljø. Begge definisjonane presiserer også at måten materialet hamnar i det marine miljøet er utan betyding.

1.3. Marint søppel er i hovudsak plast

Allereie på slutten av 1960-talet vart det observert plastflasker og andre plastprodukt i havet (Heyerdahl, 1971). Gjennom tal frå strandryddeprosjekt har det kome fram at plast i dag utgjer 60 – 80 % av søppelet i dei marine miljøa (målt som talet på funne lekamar) (Andrady, 2003; Worpel, Van den Akker, Pors, & Ten Wolde, 2011). I nokre undersøkingar utgjer plast

heile 95 % av søppelet ein finn (Eriksson, Burton, Fitch, Schulz, & van den Hoff, 2013). Den særst høge delen av plast i marint søppel vert rapportert frå undersøkingar over heile verda, uavhengig av kva metode som vert nytta. Ein ser også at plast utgjer 60 – 85 % av det marine søppelet i undersøkingar som vart gjort tidleg på 1980-talet (Laist, 1987). Figur 1 viser bilete av søppel i strandsona med eit høgt innhald av plast. Ein reknar med at det i gjennomsnitt på kvar kvadratkilometer av havoverflate flyt over 13 000 bitar med plastavfall (UNEP 2005). Ved Hausgarten observatoriet på 79°N, i Framstredet, har ein gjennom fleire år undersøkt søppel på havbotn gjennom observasjon, og plast utgjer den største fraksjonen av søppelet (Bergmann & Klages, 2012).



Figur 1: Plastbitar i fjøra. Bilete er teke i Barekstad, Sogn og Fjordane.

Foto: Janne Bareksten.

1.4. Definisjon av mikroplast

Plast er vanskeleg å bryte ned i naturen. Den lange nedbrytingstida gjer at plast hopar seg opp i dei marine miljøa. I samband med marint søppel vert plast delt inn i ulike kategoriar basert på storleik. I det overordna bilete er det i dag slik at ein i hovudsak skil mellom makro- og mikroplast. I nokre samanhengar vert det operert med ein mellomstorleik på plastavfallet, mesoplast, i tillegg til makro- og mikroplast (Ryan, Moore, van Franeker, & Moloney, 2009), samt kategorien megoplast for dei aller største lekamane (Stevenson, 2011). Det vert i nyare litteratur drøfta om ein treng omgrepet nanoplast for å skilje dei aller minste partiklane frå mikroplasten, då ein i framtida ventar eit større fokus på desse (Cole, Lindeque, Halsband, & Galloway, 2011).

Mikroplast er eit samleomgrep på dei små plastfragmenta, fibrane og granulata som ein finn i havet (Cole et al., 2011). Det er storleiken på ein plastbit som avgjer om den kan verte rekna som mikroplast. Det ser ikkje ut til å vere noko semje om kor grensa går for at ein skal definere noko som mikroplast. I forarbeid til «*International Research Workshop on the Occurrence, Effects, and Fate of Microplastic Marine Debris*» vart mikroplast definert som plastfragment i storleiken 5 mm – 333 µm. Den øvre grensa er basert på ein storleik som ein meiner ikkje kan blokkere fordøyingskanalar på større organismar, medan den nedre grensa er sett utifrå omsyn til nettet som ofte vert brukt for å tråle etter mikroplast (Arthur, Baker, & Bamford, 2008). I ulik litteratur finn ein ulike definisjonar på mikroplast, der den øvre grensa for diameter varierer frå 10 mm til 1 mm (Cole et al., 2011). I ei undersøking av mikroplast i Sveige la ein vekt på at partiklane måtte vere fri for alle teikn på organisk opphav samt ha homogen farge for at det skal kunne verte rekna som mikroplast (Noren, 2009). KLIF legger i sin rapport vekt på at mikroplast er mikroskopiske partiklar, med andre ord ein definisjon basert på analyseverktøy (Hals et al., 2011).

Mikroplast kan verte delt i to ulike grupper: primær mikroplast og sekundær mikroplast. Den primære mikroplasten har opphavleg ein storleik som gjer at den vert definert som mikroplast. Dette kan vere råmaterialet til plastproduksjon i form av granulater, produkt til sandblåsing eller partiklar frå produkt til personleg pleie som til dømes hudpleieprodukt med skurande effekt. Den sekundære mikroplasten vert til ved at plast vert fragmentert, og gjev opphav til fragment i storleiken som vert rekna som mikroplast.

Mikroplast har andre spreingsvegar, kjelder og spreingsmønster enn makroplast (Wurpel et al., 2011). Dette gjer at den kunnskapen ein har bygd opp om utbreiinga av marint søppel og makroplast i havet ikkje automatisk gjeld for mikroplast. Fokuset i fagfeltet har vorte flytta frå forsøpling som eit estetisk problem, til inntak av plast og kveling, og i dei seinare år til økotoksikologiske verknadar og mogleg innverknad på human helse (Wurpel et al., 2011).

1.5. Metodebruk i forkinga

Kunnskapsgrunnlaget for marin forsøpling er i hovudsak basert på følgjande metodar (Cole et al., 2011):

- Strandrydding

Ved strandrydding samlar ein søppel frå strandområder. Dette omfattar alt søppel i strandsona, også det som ikkje har vore til havs. Ein kvantifiserer søppelet utifrå talet på lekamar og / eller massen til søppelet. Ei sortering av lekamane i kategoriar som til dømes: plastposer, emballasje, korkar, lighterar osv. vert også gjennomført i nokre undersøkingar. Nokre undersøkingar kartlegg i tillegg akkumulasjonsrate for søppel på strender, der ein ser kor mykje søppel som vert tilført i løpet av ei tidsperiode (døgn, veke, månad). Slike undersøkingar kan vise ei større total mengde søppel enn i undersøkingar som vert utført med lengre intervall. Dette har samband med at over tid vil søppelet kunne verte flytta, dekkja av sanden, skylt på sjøen att og liknande (Eriksson et al., 2013).

- Sedimentprøver

Frå sedimentprøver frå strender kan ein vaske ut og kvantifisere mengda av plastfragment i sedimentet. Ein nyttar også spektroskopi til å skilje plasten frå sedimenta. Den same metoden kan verte nytta på prøver av botnsediment.

- Tråling

Ved tråling etter søppel er det primært flytande søppel i overflata som vert undersøkt. I utgangspunktet er det høve til å tråle etter søppel av ulik storleik. Det vil vere storleiken på maskene i trålen som avgjer storleiken på søppelet som vert samla. Ved bruk av finmaska nett vil ein kunne undersøke dei mindre fragmenta i søppelet. Det er og mogleg å bruke trål ved undersøking av søppel lengre nede i vassøyla og på havbotn.

- Registrering av søppel sett frå skip
Noko av kunnskapen er også basert på reine observasjonar. Til dømes ved at ein ved overfart loggfører observasjonar av søppel.
- Undersøking av biologisk materiale
Undersøking av prøver frå biologisk materiale er ein metode som vert nytta for å undersøke påverknad frå søppel på ulike organismar. Undersøking av mageinnhald hjå sjøfuglar for å kvantifisere plast frå magesekken er eit av dei betre kjende metodane. I området rundt Nord-Atlanteren vert dette utført i stor skala på havhest (*Fulmarus glacialis*).
- Observasjonar av havbotn
Gjennom observasjonar av havbotn ved hjelp av dykkerar eller fjernstyrte undervassfarty med kamera kan ein kvantifisere mengdene av søppel.

2. Føremål og metode

2.1. Føremål

Føremålet med denne oppgåva har vore:

- Å systematisere og samle kunnskap om tilførsel, økologiske effektar, utbreiing og utfordringar knytt til plastforureining i havet på bakgrunn av manglande eller utilstrekkeleg avfalls- og avløpsbehandling.
- Gje eit oversyn over kva som vert gjort, og kva kan verte gjort, for å redusere tilførselen av plast til marine miljø.

Spørsmåla som oppgåva forsøker å svare på er:

- Korleis bør ein behandle plastavfall ?
- Kva skjer med plast som hamnar i marine miljø?
- Kva dokumentasjon har ein på effektane av mikroplast?
- Finst det lovverk som skal hindre forureining av marine miljø frå plast?

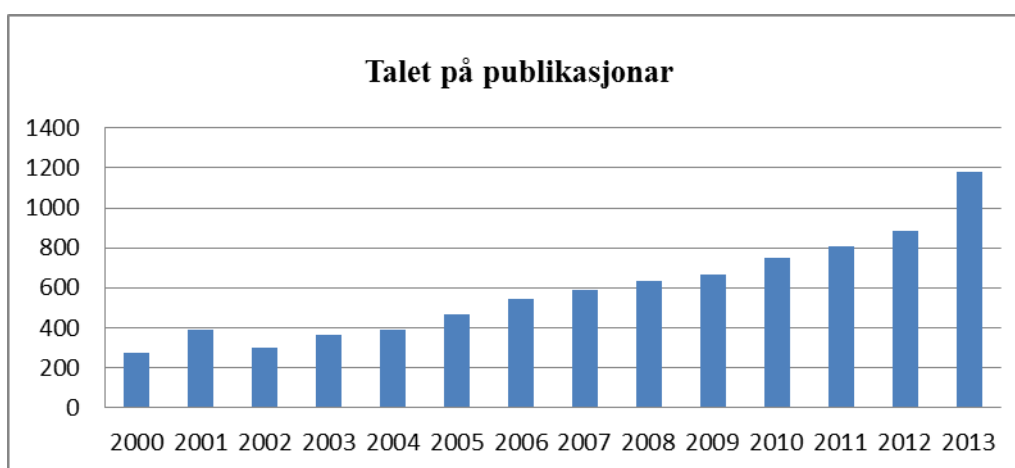
Oppgåva er basert på eit litteraturstudie. For å avgrense oppgåva har det vorte fokusert på dei økologiske effektane av plastforureininga, medan sosioøkonomiske, estetiske og

samfunnsmessige aspekt i lita grad har vorte inkludert. Samstundes har delane som tek føre seg avfallsbehandling og lovverk ei klar tilknytning til det samfunnsmessige aspektet. Nokre avgrensingar har og kome gjennom tilgjenge og utval av litteratur.

Malen for masteroppgåver ved Høgskolen i Telemark har vore nytta til å disponere oppgåva i den grad malen har vore mogleg å bruke til ei litteraturbasert oppgåve. EndNote har vore nytta til referansar i tekst og til å generere kjeldelista, med innstillingar på APA 6th standard, etter Høgskolen i Telemark sine tilrådingar.

2.2. Litteratursøk

Det er store mengder litteratur tilgjengeleg rundt tema knytt til plastforureining av marine miljø. Den 25.03.2014 gav eit søk på «marine litter or microplastic» i «ScienceDirect» 13 407 artiklar. 11 652 av desse var publisert i tidsskrift. Tilsvarande søk avgrensa til søk i emne på «ISI Web of knowledge» på same dato gav 906 artiklar. Det er ingen automatikk i at alle artiklar som fell innan for desse søkeorda er relevante for oppgåva. Talet på publikasjonar om emnet gjennom «ScienceDirect» viser ein trend med auka tal på publikasjonar per år i tidsrommet 2000 – 2013 (figur 2).



Figur 2: Publikasjonar om marin forsøpling knytt til søkeorda «marine litter» og/eller «microplastic» i «ScienceDirect» i tidsrommet 2000 – 2013.

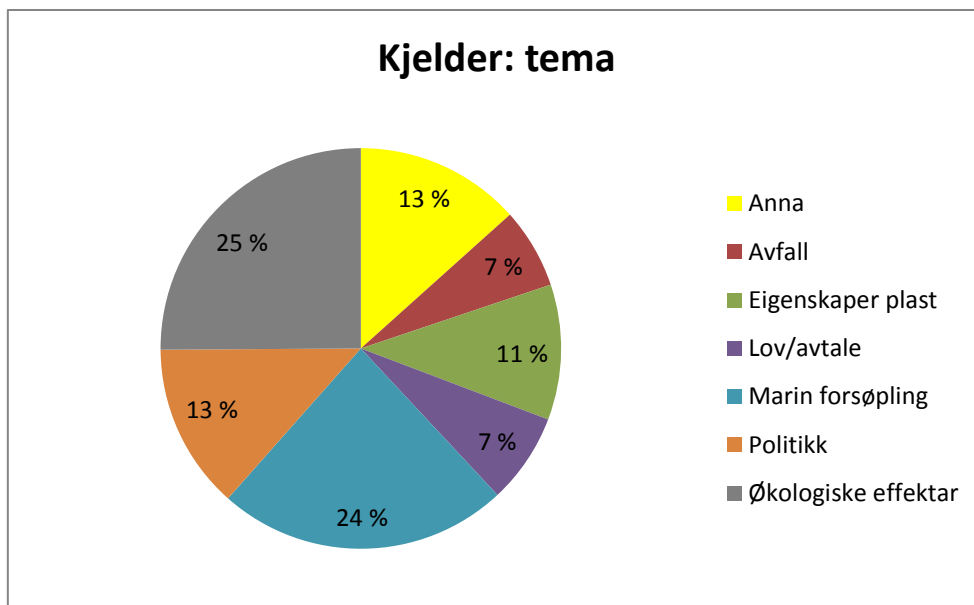
I samband med litteratursøk har dei primære databasane vore «ISI web og science» og «ScienceDirect». Arbeidet med oppgåva vart starta opp rundt årsskiftet 2012/2013, og dei mest systematiske litteratursøka vart utført i første halvdel av 2013. For kjelder publisert

seinare er utvalet noko meir tilfeldig. Kjeldene har vore avgrensa til engelsk og nordiske språk.

Tidleg i prosessen med oppgåva var søkeorda meir generelle som til dømes «*marine litter*», «*marine debris*», «*plastic + marine litter*» og «*microplastic*». Desse søka har gjeve opphav til artiklar med stor diversitet i innhaldet. Når prosessen var kome lengre vart søkeord meir spesifikke som til dømes «*microplastic degradation*», «*plastic particle + bivalves*», eller søk etter litteratur skrive av ein særskild forfattar som ein veit har skrive om emnet. Mange av artiklane i oppgåva henta frå tidsskriftet «*Marine Pollution Bulletin*». Dømer på andre tidsskrift som det er henta fleire artiklar frå er: «*Environmental science & technology*», «*Philosophical transactions of the Royal Society*», «*Science*» og «*Journal of experimental marine biology & ecology*». Det har også vore nytta søk med tilsvarande søkeord på internett generelt, som i hovudsak har gjeve funn frå dei store internasjonale organisasjonane som EU og FN. Det har også vore gjort direkte søk i publikasjonar frå desse organisasjonane og norske institusjonar som Miljødirektoratet og Havforskningsinstituttet. Mange av kjeldene er funne i litteraturlistene til dei store og meir omfattande rapportane frå til dømes UNEP. Boka «*Plastics and the environment*» (Andrady, 2003), har vore ein sentral kjelde gjennom arbeidet med oppgåva, og er eit omfattande verk som tek for seg mange av miljøaspekta knytt til produksjon, bruk og avfallshandtering av plaststoff. Boka er skrive av ei rekke forskarar på ulike felt.

2.3. Kjelder

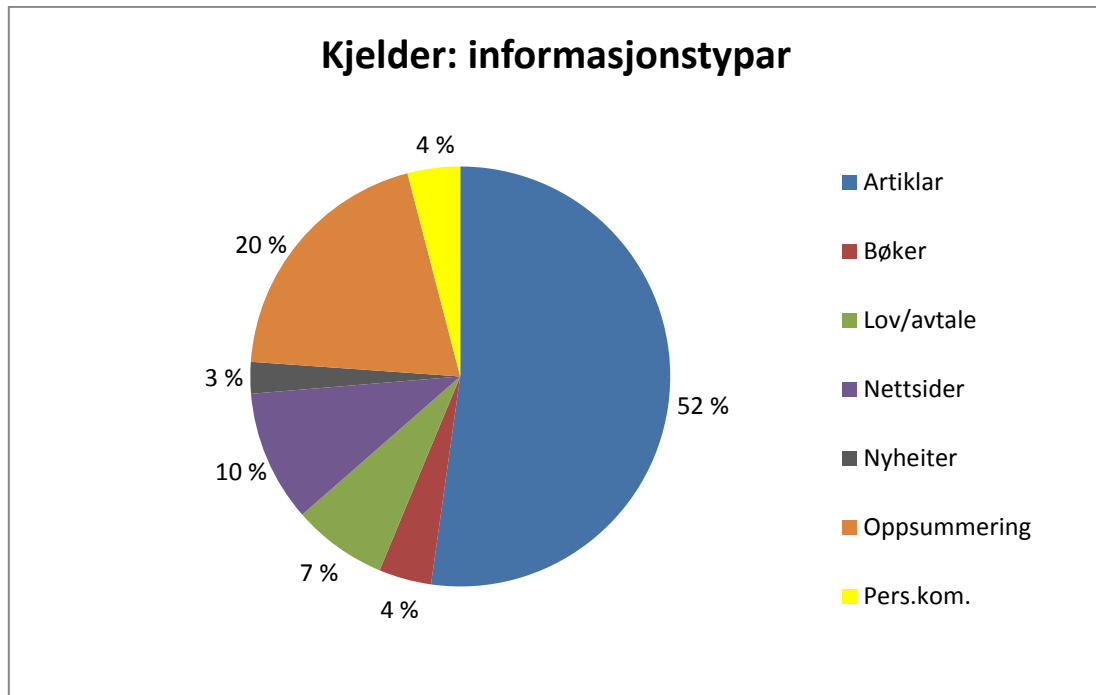
Oppgåva inneheld i alt informasjon frå 248 ulike kjelder av ulik karakter og med ulikt innhald. Vidare følgjer ei enkel analyse av kjeldebruken med omsyn på informasjonstypar og tematikk i litteraturen for å gje eit oversyn over kjeldebruken. Ein kan i fleire høve diskutere kva tema ein skal plassere ei kjelde under, då kjelda gjerne omfattar informasjon om mange tema. Inndelinga er gjort ut frå hovudinnhaldet i kjelda, men vil sjølvsagt verte farga av lesaren si forståing av kjelda. Kjelder med marin forsøpling og økologiske effektar som tema utgjer til saman nærare 50 % av kjeldene (figur 3).



Figur 3: Hovudtema i kjeldene som har vorte nytta i oppgåva. Inndelinga er gjort etter hovudinnhaldet i kjelda, og kvar kjelde har berre vorte plassert i ein kategori. Kategorien anna omfattar m.a. generelle kjelder brukt for definering av ulike omgrep og dei personlege kommunikasjonane uavhengig av innhald. Kategorien avfall omfattar kjelder som har avfallsbehandling som hovudtema. Kategorien eigenskapar plast omfattar kjelder som har fysiske og kjemiske eigenskapar ved plast som hovudtema, samt kjelder med fokus på nedbryting av plast. Kategorien lov/avtale omfattar lovtekstar, konvensjonar og høyringar til lovverk. Kategorien marin forsøpling omfattar dei meir generelle og omfattande kjeldene som tek føre seg marin forsøpling som eit generelt tema, samt «review articles». Publikasjonane frå ulike organisasjonar som EU, UNEP og OSPAR er i stor grad i denne kategorien. Kategorien politikk omfattar kjelder med fokus på tiltak og effekten av desse, utvikling av planar og effekten av lovverk. Kategorien økologiske effektar omfattar kjelder med hovudfokus på interaksjonar mellom biota og plast.

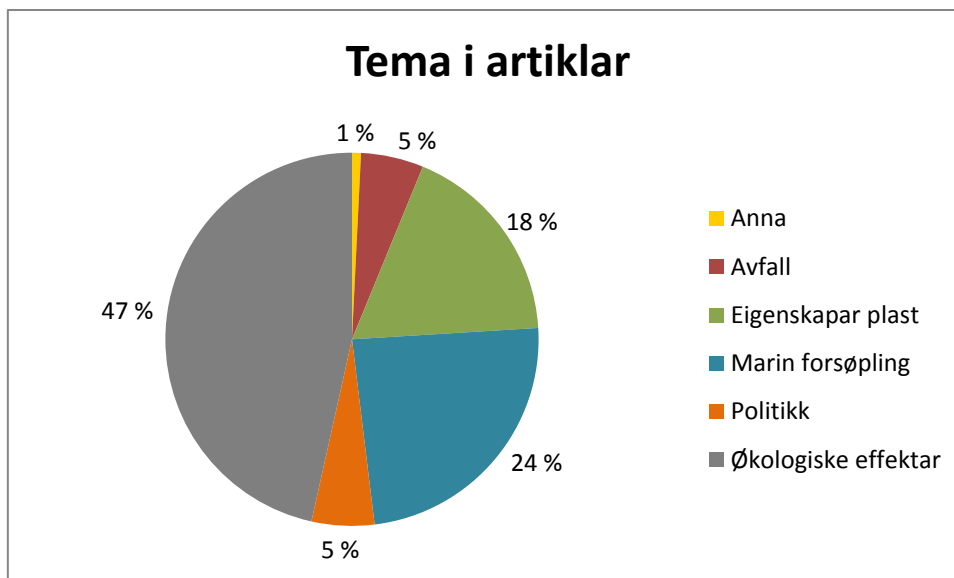
I overkant av 50 % av kjeldene er artiklar frå tidsskrift (figur 4). I samband med informasjonssøk har det vorte eit skilje mellom dei delane av oppgåva som tek føre seg den naturvitskaplege delen og den meir forvaltingsmessige delen. Den naturvitskaplege delen har i større grad vorte basert på artiklar frå tidsskrift, medan andre typar dokument har utgjort ein større del av kjeldene til delen som tek føre seg lovverk og tiltak. Det har i mindre grad vore råd å finne vitskaplege artiklar om tema knytt til forvaltning, og ein har i stor grad måtte basere seg på informasjon frå dei partane som utfører dei ulike forvaltingsprosjekta. Det kan tenkast at dette har gjort at denne delen av oppgåva har eit mindre objektive kjeldetilfang. Figur 5 viser tema i artiklane som er henta frå tidsskrift. Om ein samanliknar denne figur 5 med figur 3, ser

ein at kategorien politikk utgjer 13 % av alle kjelder, men berre 5 % av artiklane. For kategoriane eigenskapar plast og økologiske effektar er forholdet omvendt, og dei utgjer 65 % av artiklane, men berre 36 % av alle kjelder.



Figur 4: Informasjonstypar. Figuren viser fordelinga mellom ulike typar informasjon i kjeldene som har vore nytta i oppgåva. Kategorien artiklar omfattar artiklar av vitenskapleg karakter, medan artiklar frå aviser, nettaviser og liknande er sortert i kategorien nyheiter.

Kategorien lov/avtale omfattar lovtekstar, konvensjonar og liknande. Kategorien oppsummering omfattar først og fremst rapportar av ein oppsummerande art frå ulike organisasjonar.



Figur 5: Tema i artiklar. Figuren viser tema for hovudinnhaldet i dei vitenskaplege artiklane som har vore nytta. Kategorien anna omfattar m.a. generelle kjelder brukt for definering av ulike omgrep. Kategorien avfall omfattar kjelder som har avfallsbehandling som hovudtema. Kategorien eigenskapar plast omfattar kjelder som har fysiske og kjemiske eigenskapar ved plast som hovudtema, samt kjelder med fokus på nedbryting av plast. Kategorien marin forsøpling omfattar m.a. «review articles». Kategorien politikk omfattar kjelder med fokus på tiltak og effekten av desse, utvikling av planar og effekten av lovverk. Kategorien økologiske effektar kjelder med hovudfokus på interaksjonar mellom biota og plast.

Det er fleire stadar i oppgåva referert til personleg kommunikasjon frå ulike kjende aktørar innan internasjonale forskings- og politiske miljø for marin forsøpling og plastforureining. Desse er alle knytt til deltakarar på Hold Norge Rent sin konferanse om marin forsøpling i Oslo 05.02.2014. Informasjonen vart gjeve under føredrag og innlegg under konferansen, og er ikkje knytt til eit skriftleg materiale. Då det ikkje går fram av kjeldelista kven desse aktørane er følgjer her eit oversyn over namn og roller:

- Tine Sundtoft, Klima og miljøminister
- Nancy Strand, Direktør i Avfall Norge
- Marcus Eriksen, Direktør i 5 Gyres Institute
- Nigel Smith, Policy Officer at the European Commission
- Miriam Goldstein, Amerikansk marinbiolog med mangeårig erfaring frå forskning på plastforureining i marine miljø.

- Inger Lise Nerland, Doktorgradsstipendiat hjå NIVA
- Bernard Merckx, Direktør i Waste Free Oceans
- Bjørn Einar Grøsvik, Havforskningsinstituttet
- Fredrik Norèn, IVL Svenska Miljöinstitutet

3. Plastmaterial og eigenskapar ved desse

3.1. Plast og plastforbruk

Den første menneskeskapte polymeren vart framstilt tidleg på 1900-talet. Plaststoffet vart marknadsført som bakelitt og vart nytta mellom anna i telefonar (Andrady, 2003). Utviklinga av mange av dei mest kjende plastmateriala skjedde i tiåra mellom dei to verdskrigane (Pedersen, 2001). Til dømes var nylon framstilt for første gong i 1932 (Vannes, 1997). Etter andre verdskrig har plast fått ei sær stor utbreiing.

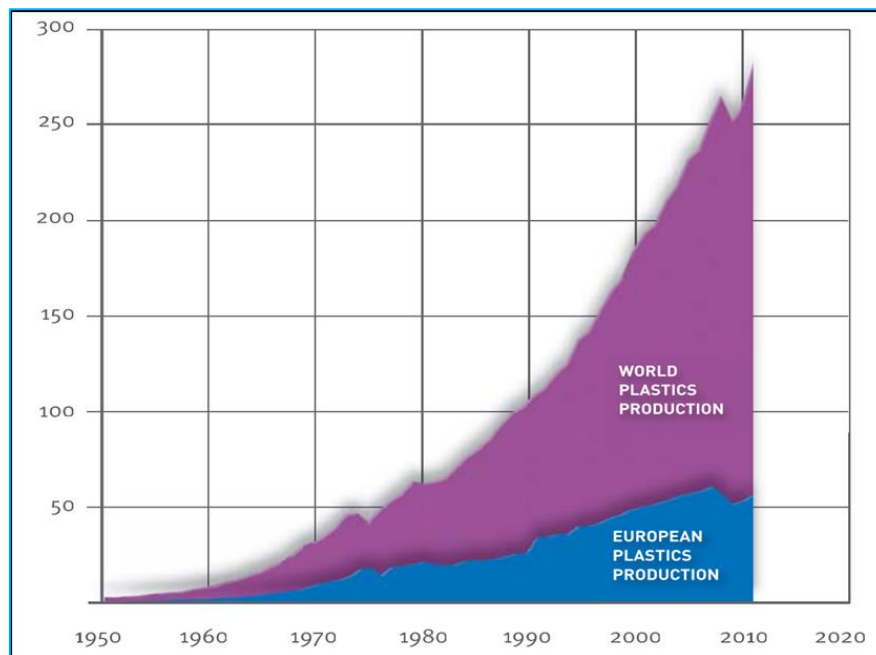
Plast er syntetiske stoff som består av polymerar og tilsetningsstoff/additiv (Pedersen, 2001; Store norske leksikon, 2013b). Polymerane er i hovudsak framstilt frå olje, gass eller kol. Det er mogleg å nytte naturlege polymerar som cellulose, vegetabilsk stivelse og olje, eller naturgummi, i produksjon av plast (Pedersen, 2001). Til dømes har etylen, som vert nytta for å framstille plaststoffet polyetylen (PE), vorte produsert av biprodukt frå sukkerindustrien på kommersiell skala (Andrady, 2003).

På verdsbasis vart det i 2011 produsert 280 millionar tonn med plast (Plastics Europe, 2012). I gjennomsnitt har ein hatt ei auke på om lag 9 % per år i plastproduksjonen sidan 1950 talet (figur 6). I tidsrommet 1960 – 2000 auka produksjonen av plastråvare med ein faktor på 25, medan gjenvinninga av plast var mindre enn 5 % i heile perioden (Moore, 2008).

Ein årleg produksjon på 280 millionar tonn svarar til 40 kg ny plast for kvart menneske per år, om ein legg til grunn 7 milliardar menneske. Forbruk av plast per person korrelerer med brutto nasjonal produkt (Andrady, 2003). I Nord Amerika og vestlege Europa var det årlege forbruket av plast per person om lag 100 kg i 2005, med ei forventet auke til 140 kg i 2015 (UNEP, 2011b). Den store auka i forbruk av plast vil kome i dei veksande økonomiane i Austen, der sjølv ei lita auke i forbruket per person vil verte sær avgjerande grunna den store folketettleiken (Andrady, 2003; UNEP, 2011b).

Ein har estimert at både produksjon og forbruk av plast vil verte tredobla fram til 2050, utifrå tal frå 2010, og vil då utgjere 750 millionar tonn produsert plast. Dette er under føresetnad av at plast følgjer den generelle trenden for råmateriale (Wurpel et al., 2011). Vidare føreset estimatet ei stabilisering av forbruket av plast i i-land, medan u-landa aukar sitt forbruk. Drivkreftene bak den auka bruken av plast er mellom anna at plast har betre eigenskapar, lågare kostnad og viser seg å gje lågare energiforbruk og utslepp av klimagassar i livsløpanalyser enn mange andre materiale (UNEP, 2011b). Auka fokus på resirkulering vil kanskje kunne vere med på endre utviklinga i plastproduksjonen.

Om lag halvparten av plasten som vert produsert går til eingongsbruk (European Commission, 2011a), i til dømes emballasje, rundballplast og ein-gongs-bestikk. Rundt 1/3 av den produserte plasten vert nytta til emballasje (Andrady, 2011). I 2010 vart det brukt 95,5 milliardar plastposar berre i EU- området, og 92 % av desse var til eingongsbruk (European Commission, 2013b). Berre 20 – 25 % av plasten vert brukt til produkt med lang forventa levetid, som til dømes rør (Stevenson, 2011).



Figur 6: Plastproduksjon 1950 – 2011. Figuren viser utviklinga av produksjonen av plast i verda (lilla) og for Europa (blå). X-aksen viser årstal, medan y-aksen viser plastproduksjonen målt i millionar tonn (Plastics Europe, 2012).

3.2. Ulike typar plast

Råstoff til plastproduksjon som stammar frå gjenvinningsprosessar vert skilt frå råstoff som vert brukt første gong gjennom omgrepsbruk. Plastråstoff som inngår i plastproduksjon for første gong vert ofte kalla jomfrueleg plast. Dette er ei direkte oversetning av det engelske omgrepet «*virgin plastic*».

Plastprodukta vert til ved at ein varmar opp råstoff og tilset ulike additiv. Oppvarminga gjer at materialet vert plastisk, og sjølve plastproduktet vert forma ved hjelp av ulike teknikkar. Plastmateriala vert delt i to hovudgrupper; herdeplast og termoplast (Grønneberg, Hannisdal, Pedersen, & Ringnes, 2002; Store norske leksikon, 2013b). Når ein herdeplast vert oppvarma og forma vil den ikkje kunne verte forma om att etter nok ei oppvarming. Dette skuldast at prosessen endrar bindingsforholda i plasten, og det vert danna nettverksstruktur i materialet (Vannes, 1997). Ofte skuldast endringa av bindingsforholda at ein tilset ein herdar (Grønneberg et al., 2002). Ein termoplast vil ved ny oppvarming kunne verte omforma (Store norske leksikon, 2013b). Tal frå 2004 viste at i USA vart det brukt 92 % termoplast og 8 % herdeplast (Zheng, Ynaful, & Bassi, 2005).

I nokre samanhengar vert også elastomerar, som til dømes gummi, rekna som ein hovudtype av plast (Pedersen, 2001). Desse stoffa er også oppbygde av polymerar, men er mykje meir elastiske enn dei andre typane plast. Ein elastomer vert strekt ved tilførsle av sjølv lite kraft, og vil gå tilbake til normal storleik når påverknaden vert fjerna.

Det finst mange ulike typar av plast med store skilnadar i eigenskapar og bruksområde. Tabell 1 gjev eit oversyn over dei typane av plast som ofte førekjem som marint søppel. Polyetylen (PE) er det plastmaterialet som det vert produsert mest av, og utgjer 64 % av den syntetiske plasten som vert produsert (Balasubramanian et al., 2010).

Tabell 1: Plast som ofte vert funne i marint søppel. Tabellen viser ulike typar plast som føre kjem ofte som marint søppel. Tabellen viser også tettleiken til polymeren. Polymerane som har ein lågare tettleik enn sjøvann vil flyte, medan høgare teteleik enn sjøvann vil føre til at polymeren søkk. Då plastprodukt er tilsett additiv treng ikkje polymeren sin tettleik å samsvare med tettleiken til plastmaterialet. Vidare viser tabellen gruppene av additiv som ofte vert tilsett plasten, samt plasten sine bruksområder i høve til generell bruk og i samband med marin forsøpling (Pedersen, 2001; Andrady, 2011).

PLAST SOM OFTE VERT FUNNE I MARINE MILJØ						
For- korting	Namn	Tettleik (g/cm ³) polymer	Additiv	Bruksområde	Produkt som ofte vert funne i marint søppel	
PE	Polyethylen		Stabilisatorar, antioksidantar, fyllstoff og pigment	Plastfolier, emballasje, rør, slanger, kabelisolering, Leikety		
(LDPE)	Light-density PE	0,910- 0,925			Plastposar, flasker, sugerør, garn/trål	
(HDPE)	High-density PE	0,940- 0,960			Kanner/dunkar	
PP	Polypropylen	0,900- 0,910	Antioksidanter	Behaldar, emballasje, folie, rør, møbler, medisinsk utstyr	Tauverk, flaskeskorkar, garn/trål	
	Standard sjøvann	1,025				
PS	Polystyren	1,05	Mindre additiv enn i andre typar plast, ofte UV-stabilisert	Emballasje, hushaldsartiklar,	Plastbestikk, behaldarar for mat	
	Ekspandert PS		Drivgass	Isolering, redningsutstyr, isopordrikkebeget	Flær, isoporkassar, isoporkoppar	
PA	Nylon	1,13	Armering, mjukgjeringe stoff	Fibermateriale for andre typar plast, tannhjul, koplingar	Garn/trål og teiner	
PET	Polyetyl- enterftalat	1,33- 1,37	Polymeren inneheld tungmetall, armeringsadditiver	Mattvareindustri: flasker. Steikepose, bilkomponentar	Drikkeflasker	
PVC	Polyvinyl- klorid	1,38- 1,55	Varmestabilisator, mjukgjeringe stoff (ofte ftalat).	Støypte og ekstruderte produkt, rør, kledning, vindauger, tv-kabinett, regntøy, setetrekk i bilar	Plastfolie, flasker og beger	
CA	Cellulose acetat	1,3	Vert tilsett mykje additiv	Optiske komponentar, handtak, leikety, tekstil	Sigaretfilter	

3.3. Døme på bruk av additiv

Additiv vert også kalla tillsatsstoff (Vannes, 1997), og er stoff som vert tilsett polymerane for å lage plast. Additiv har ei rekke oppgåver, og dei viktigaste er lista i tabell 2. I mange høver er hovudproblemet med miljøskadelege stoff i plast knytt til additiva som vert brukt, og ikkje først og fremst til sjølve polymeren (Pedersen, 2001). Kva type additiv som vert tilsett er mellom anna avhengig av kva type plast ein lagar og kva platen skal verte nytta til. Til dømes er PVC ein type plast der bruk av store mengder additiv er ikkje uvanleg (Grønneberg et al., 2002). PVC er hardt og kan i lita grad verte forma når den vert varma. Det vert difor tilsett mjukgjerande stoff. Bruken av mjukgjerande stoff i PVC er utstrakt, og dei mjukgjerande stoffa kan utgjere heile 50% (målt som vekt) av PVC materialet. Målt som volum går heile 73 % av verdas produksjon av additiv til bruk i PVC produksjon (Lithner, Larsson, & Dave, 2011). I tillegg er mange av additiva til bruk i PVC farlege og dette gjer at PVC må få særskilt merksemd.

Ftalat er ei gruppe av organiske sambindingar, og vert ofte nytta som mjukgjerar i PVC (Andrady, 2003). I forsøk med ulike organismar har eksponering for enkelte ftalat ført til reproduksjonsskade, redusert formeiringsevne, påverknad av fosterutvikling, hormonforstyrrende effekt samt kreftutvikling (Folkehelseinstituttet, 2008). Ftalata vert ikkje kjemisk bunde til polymeren (Pedersen, 2001). Over tid vil difor ftalata i platen trekke ut mot overflata og kan verte frigjeve til omgjevnadane (Andrady, 2003). Ftalat er nokon av dei forureinande stoffa som ein finn i høgast konsentrasjonar i miljøet (Bjerregaard, 2005). I Noreg og EU har det mellom anna vore forbod mot ftalat i leiker til barn under 3 år sidan 1999 (Folkehelseinstituttet, 2008).

I tillegg til bruken av ftalat som mjukgjerarar, kan stabilisatorane som vert nytta i PVC ofte innehalde tungmetall (Andrady, 2003). Fleire andre stoff som vert nytta som additiv i plast kan det vere økotoksikologiske utfordringar knytt til, som til dømes bisfenol-A og bromerte flammehemmarar (Klima- og forurensningsdirektoratet, 2012).

Tabell 2. Oversyn over hovudgruppene av additiv, ut frå stoffa sin funksjon. (Pedersen, 2001)

HOVUDGRUPPER AV ADDITIV		
1	Stabilisatorar og antioksidatar	Gjer plasten meir motstandsdyktig mot nedbryting i form av varme, UV-stråling, oksygen eller kjemikaliar
2	Fyll- og forsterkningsstoff	Betrar plasten sine fysiske og mekaniske eigenskapar. Fyllstoff er også med på å gjere plasten billigare.
3	Armeringsstoff	Betrar mekaniske eigenskapar som overflatestyrke
4	Smøremiddel og slipemiddel	Vert tilsett plasten eller støypeforma for å endre friksjonsforhold.
5	Flammehemmarar	Reduserer risikoen for at plast skal begynne å brenner eller hemmar utvikling av brann etter at stoffet har teke fyr.
6	Mjukgjerande stoff	Aukar fleksibiliteten i materialet (t.d. ftalat)
7	Beskyttande stoff	Vert ofte tilsett plast til bruk utandørs der det er behov for å redusere effekten av kontakt med jord eller organisk materiale (t.d. fungicider).
8	Oppskummingsmiddel	Får plaststoffet til å ekspandere (t.d. drivgassar).
9	Fargestoff og pigment	Farging gjev plasten dårlegare eigenskapar. Fargestoffa kan innehalde tungmetall.

3.4. Nedbryting av plast i marine miljø

3.4.1. Plast som flyt i havet

Det er i stor grad ein føresetnad, både for det flytande søppelet og søppel som vert skylt opp på land, at det har låg eigenvekt. Plasten som har ei lågare eigenvekt enn sjøvatnet vil i utgangspunktet flyte og verte verande i overflata, medan ei høg eigenvekt vil få plasten til å søkke. Standard sjøvatn har ein tettelik på om lag $1,025 \text{ g/cm}^3$ og eit saltgehalt på 34 – 35 ‰ (Dale, pers.kom.). Jamført tabell 1 vil polymerane som vert nytta i polyetylen, polypropylen og polystyren ha ei lågare eigenvekt enn sjøvatnet. Då plasten er tilsett additiv vil ein ikkje på bakgrunn av desse opplysingane åleine kunne vurdere om plasten faktisk flyt eller ei. 46 % av dei typane plast som vert produsert kan flyte (Stevenson, 2011). Noko av plasten i havet vil søkke eit stykke ned i vassøyla og verte suspendert der, medan noko av plastmaterialet søkk til botn (Morris, 1980). Suspensjonen kan vere knytt til pycnoklinar (tettleiksgradientar) i

vassmassane, som gjer at plasten flyt i delar av vassøyla. Denne plasten vert korkje fanga opp i trål etter søppel i overflata eller i strandryddeprosjekt.

3.4.2. Nedbrytingsmekanismar

Det føreligg fleire estimat på levetida til plast i marine miljø, og desse varierer mellom hundre og tusen år (Stevenson, 2011). Den lange levetida og den store spreingsevna til plast har mellom anna vorte kasta lys over ved funn av ein albatross som hadde bitar av plast frå eit fly i magen. Flyet hadde styrta 60 år tidlegare, 9600 km frå tilhaldsstad til fuglen (Barnes, Galgani, Thompson, & Barlaz, 2009). Det vert hevda at det er eit visst sannsyn for at storparten av den plasten som har kome ut i miljøet framleis er der i form av polymerar, og at det i marine miljø knapt er mogleg med ei fullstendig nedbryting (Arthur et al., 2008; Cooper & Corcoran, 2010). Modellering basert på flytande senderar indikerer også at det marine søppelet vert verande lenge i omlaup i overflata, med berre 30 % reduksjon over 10 år (International Pacific Research Center, 2008).

Ei fullstendig nedbryting vil vere der alt det organiske karbonet er omgjort til karbondioksid eller plasten i sin heilheit har vorte gjort om til karbondioksid (CO₂), vatn og biomasse ved hjelp av biologisk nedbryting (Andrady, 2011). Det er først og fremst additiva som gjer at plastmateriala ikkje vert biologisk nedbrytbare. Då polymerane i seg sjølv i all hovudsak vil kunne verte nedbrotne om berre tidsrommet er langt nok (Pedersen, 2001).

I naturen vil det vere fire ulike nedbrytingsmekanismar for plast (Andrady, 2011):

1. Biologisk nedbryting
2. Nedbryting ved hjelp av sollys/UV-stråling
3. Nedbryting ved hjelp av oksygen og temperatur
4. Nedbryting ved hjelp av vatn

Vanlegvis vil plast vere utsett for mange av dei faktorane som kan føre til nedbryting samstundes, og det er eit innvikla samspel mellom dei (Vannes, 1997). Då mikrobiell nedbryting spelar ei lita rolle, er det i hovudsak UV-stråling og oksidasjonsreaksjonar som bryt ned plast (Cole et al., 2011; Wurpel et al., 2011). I forsøk der ein undersøker nedbrytinga av plast i marine miljø vil nedbryting ofte bety at materialet har vorte så skjørt at det ikkje utgjer ei fare for dyr om dei viklar seg inn i det, eller at det ikkje lengre er synleg.

Det finst nokre få mikroorganismar som kan bryte ned plastmateriale som PE og nokre typar PVC (Andrady, 2011; Balasubramanian et al., 2010). For at det skal skje ei biologisk

nedbryting vil ein ofte vere avhengig av at det er fleire typar organismar tilstade. Dei ulike organismane bryt ned ulike produkta i kvart av trinna i nedbrytinga (Shah, Hasan, Hameed, & Ahmed, 2008). Med tanke på at plast i hovudsak er syntetisk framstilte stoff som berre har eksistert ei kort periode, er det ikkje å vente at det finst organismar som har tilpassa seg nedbryting av stoffa (Dale, pers.kom.).

Eksposering for sollyys og temperaturen i materialet er særskilt viktig ettersom det i mange høver utløyser reaksjonar som kan verte forsterka gjennom dei andre nedbrytingsmekanismane (Andrady, 2003). Det er særleg UV-strålinga som kan endre på plasten sine eigenskapar ved at bindingar vert brotne (Vannes, 1997). Sollyset vil få overflatelaget i plasten til å sprekkje opp, og i tillegg vert plasten skjør. Når overflata i plasten sprekk opp vil det verte frigjeve mikroplast. Skjørheita gjer at plasten vert broten opp i bitar av varierende storleik (Moore, 2008; Andrady, 2011). Plast som ligg i fjøra er utsett for mykje sollyys, og i tillegg saltvatn og mekaniske krefter, mellom anna frå bølger. Dette kan føre til at den lett vert fragmentert. Figur 7 viser plastfragment av ulik storleik funne i fjøra.

Vatn kan bidra i nedbrytinga av plast gjennom både kjemiske reaksjonar og ved at sjølve opptaket av vatnet utøver ei mekanisk belastning på materialet (Andrady, 2003). Om plast svell opp med vatn kan dette også vere med på å forsterke andre nedbrytingsprosessar til dømes ved at additiv vert vaska ut (Vannes, 1997). Oksygen verkar først og fremst på overflata til plasten, og vil gjennom ulike prosessar vere med på å forsterke effekten av sollyset (Andrady, 2003).

I dei marine miljøa vert fototermiske- og oksidasjonsprosessar rekna for å vere dei viktigaste nedbrytingsmekanismane (Andrady, 2003). I vassøyla, på havbotn og i sedimenta, tek nedbrytingsprosessar mykje lengre tid enn på land (Andrady, 2011). Dette har samanheng med lite UV-stråling, lågare oksygenkonsentrasjon og låg temperatur. I tillegg vil påvekst kunne føre til at mengda UV-stråling vert ytterlegare redusert (Barnes et al., 2009). I eit forsøk med nedbryting av plast såg ein at påvekst åleine reduserte mengda motteken UV-stråling med 90 % over eit tidsrom på 40 veker (O'Brine & Thompson, 2010). Ekspandert PS er eit unntak, der forsøk viser at materialet går raskare i oppløysing når det ligg i havoverflata enn på land (Andrady, 1989). Det er ikkje sett fram noko hypotese om kvifor det er slik.



Figur 7: Små plastbitar i fjøra. Bilete er teke i Hovdevåg, Sogn og Fjordane.

Foto: Janne Bareksten

Når plast flyt i havet vil den kunne verte dekkja med ulike organismar som til dømes algar eller rankefotingar (sjå og kap. 6.5.2.). Plasten kan også få belegg av sand eller andre partiklar (Andrady, 2003). Dette er med på å auke vekta til plasten og kan få den til å søkke eller flyte lågare i vassøyla (Goldberg, 1997). I eit britisk forsøk utført i Plymouth, vart brødposar av PE (polyetylen) festa til plater 2 m under havoverflata (Lobelle & Cunliffe, 2011). Forsøket føregjekk over 3 veker, og etter 1, 2 og 3 veker vart det teke opp prøver som var undersøkt mellom anna for flyteevne. Etter 1 veke flaut framleis plasten i overgangssona mellom luft og havoverflata. Etter to veker flaut plasten i overflata, medan den allereie etter 3 veker flaut i underkant av overflata. Forklaringsmekanismen var utviklinga av påvekst i form av biofilm på plasten (sjå og kap.6.5.1.). Ved påvekst er det også mogleg at plasten søkk eit stykke ned over i vassøyla, før organismar som beitar på påvekstorganismane fjernar så mykje av dei at plasten flyt oppover igjen (Andrady, 2011). Påvekst er meir vanleg på store bitar av plast enn på små. Resultatet er at dei små bitane held seg flytande i dei marine miljøa. I eit forsøk vart det plukka ut tilfeldige bitar frå eit tråletokt i overflata. Desse vart undersøkt med omsyn på påvekstorganismar, og 91 % av bitane hadde ikkje påvekst. Dess mindre bitane var dess større vart delen som var fri for påvekst (Moore, Moore, Leecaster, & Weisberg, 2001). I tillegg har dei små bitane av plast eit relativ større forhold mellom overflate og volum enn store bitar av plast. Dette er med på å auke friksjonen og gjer at dei i mindre grad er i stand til å søkke (Dale, pers.kom.).

3.5. Alternative plastmaterial

Plast som er basert på naturlege polymerar vert kalla bioplast. Ved bruk av naturlege polymerar som cellulose vil det vere til stades mikroorganismar i miljøet som kan bryte ned polymeren på lik linje med cellulose frå andre kjelder. Det finst og bioplast som ikkje er biologisk nedbrytbar, som til dømes plast basert på bioetanol (European Commission, 2013b).

Biologisk nedbrytbar plast er også eit omgrep som det ikkje er semje omkring. Kjernen i omgrepet er knytt til at plasten skal kunne gjennomgå store endringar i den kjemiske strukturen gjennom prosessar utført av mikroorganismar som førekjem naturleg i miljøet plasten hamnar i (Andrady, 2003; Sudhakar et al., 2007). Biologisk nedbrytbar plast vert ofte laga ved tilsetjing av lett nedbrytbare polymerar i plasten, som til dømes cellulose, produkt frå vegetabilsk olje eller spesialkjemikaliar (Cole et al., 2011). Plasten kan også verte tilsett stoff som fremjar nedbrytingsprosessane, til dømes gjennom tilsetjing av oksidantar som jern (Fe) og mangan (Mn) (Goldberg, 1997). Plast som i utgangspunktet ikkje er biologisk nedbrytbar, kan likevel gjennomgå biologisk nedbryting om den først har vore påverka av andre nedbrytingsmekanismer som til dømes nedbryting ved hjelp av lys (Zheng et al., 2005).

Komposterbar plast er plast som skal kunne verte brote ned til karbondioksid, vatn, biomasse og uorganiske komponentar i løpet av 180 døgn, under dei forhold som er vanleg i aerob kompostering på avfallsanlegg. I tillegg skal nedbryting skje biologisk og korkje etterlate synlege, utskilbare eller giftige restar (Stevenson, 2011).

Ein trur at auka bruk av biologisk nedbrytbar plast kan vere med på å redusere plastbelastinga på miljøet. Det er viktig at ein i framtidig materialutvikling fokuserer på å ikkje bruke additiv som inneheld organiske miljøgifter, tungmetall og liknande som ein ikkje vil ha tilstade i eit eventuelt nedbrytingsprodukt (Ren, 2003). I samband med marin forsøpling er biologisk nedbrytbar plast interessant med tanke på at den lett vert skjor eller går i oppløysing. Dette med på å redusere fara for at dyr set seg fast i plasten. I eit forsøk, utført i eit hamneområde i Devon i Storbritannia i mai 2008, vart nedbrytinga av plast i havoverflata undersøkt over eit tidsrom på 40 veker (O'Brine & Thompson, 2010). Ein observerte at alt det synlege komposterbare polyesteret materialet som vart brukt forsvann, medan dei vanlege plastmateriala hadde ein reduksjon i overflateareal på berre 2 % i same periode. Eit forsøk utført med biobasert nylonfilm i sjøvatn viste at mikrobiologisk nedbryting var den viktigaste kjelda til nedbryting av materialet (Tachibana, Urano, & Numata, 2013). Forsøket vart utført over 25 dagar i Japan, i sjøvatn med temperatur på 25°C. Ein påviste eit 30 % vekttap under forsøket,

medan kontrollprøvene som låg i sterilisert sjøvatn ikkje hadde dette vekttafet. Undersøkingar av overflata på plasten viste teikn på biologiske nedbryting.

Den biologisk nedbrytbare plasten kan likevel vere eit problem. Når dei lett nedbrytbare polymerane vert brote ned kan ein sitte att med ei mengd plastfragment som i lita grad er nedbrytbare (Cole et al., 2011; Thompson et al., 2004). Tilsetning av stoff som fremjar oksidasjonsreaksjonar i plasten vil kunne redusere omfanget av fragmentering, ved å auke nedbrytinga (Zheng et al., 2005). Om ein større del av plasten går lett i oppløysing kan risikere at problema knytt til at organismar, i sær mindre organismar, tek opp plast, vert større (Andrady, 2003). I realiteten er det berre nokre få typar plast, mellom anna plast basert på kitin, som vert nedbrote fullstendig i marine miljø (Andrady, 2011). Kitin er ein naturleg polymer som i oppbygging liknar cellulose (Store norske leksikon, 2013a), og som finst mellom anna i organismar som leddyr (krepsdyr og insekt).

Behovet for å informere forbrukarane om kva som faktisk ligg bak dei ulike omgrepa knytt til alternative plantemateriale er heilt klart til stades (European Commission, 2013b). Ein kan ikkje intuitivt ut frå omgrepa forstå at bioplast er eit omgrep som seier noko om plasten sine opphavlege material i motsetnad til biologisk nedbrytbar plast og komposterbar plast er relatert til eigenskapar som påverkar nedbrytinga av plasten. Eller at biologiske nedbrytbar og komposterbar plast kan vere basert på både naturlege og petroleumsbaserte polymerar. Det er heller ingen direkte samanheng mellom dei tre omgrepa som gjer at ein kan konkludere med at ein plasttype som høyrer til i den eine gruppa også høyrer til eit av dei andre. Ei sterk auke i bruk av biologisk nedbrytbar plast er heller ikkje udelt positivt då ein meiner at dette kan føre til at det vert mindre fokus rundt å hindre auke i bruk av plast og at forsøpling kan verte meir akseptabelt (Ren, 2003; UNEP, 2005).

4. Kjelder til marin forsøpling

4.1. Mangelfull avfallshandtering

Basert på det ein veit om det marine søppelet si samansetting og kjeldane til marint søppel vil plastavfall som oppstår på land, og som sidan hamnar i dei marine miljøa, vere eit av hovudproblema. Sjølv om plast utgjer storparten av det marine søppelet, er det estimert at plast berre utgjer om lag 10 % av avfallet målt som masse på verdsbasis (Barnes et al., 2009; Thompson, Swan, Moore, & vom Saal, 2009). Det er vesentleg usikkerheit knytt til dette

estimatet grunna stor variasjon i metodegrunnlaget for dei innsamla tala. Målt som volum utgjorde plast 20 % av det kommunale avfallet allereie på slutten av 1980-talet (Goldberg, 1997). Dette illustrerer det den store skilnaden i samansettinga av avfall som vert generert og avfall som vert funne flytande til sjøs eller liggande i strandsona.

Mengda av plast som hamnar i dei marine miljøa har samanheng med den sterke veksten i plastavfall, og ei for lita grad av gjenvinning av ressursar frå plastavfallet (European Commission, 2012; Pors & Ten Wolde, 2013). Mangel på tilstrekkelege avfallshandteringssystem og infrastruktur, samt manglande bevisstheit hjå forbrukarar bidreg også til problemet (European Commission, 2011b). Særskilt kan ein merke dette i utviklingslanda der ein etablerer forbruksvaner som er meir like dei i vesten, men manglar og kjem til å halde fram med å mangle infrastruktur for å ta hand om avfallet (Eriksen, pers.kom. 05.02.2014; Lebreton, Greer, & Borrero, 2012). Samanhengen mellom låge produksjonskostandar og låge miljøkrav til produksjon vil truleg i tillegg føre til at framtidig produksjonsauke for plast også kjem i utviklingslanda (Andrady, 2003).

I dag manglar omlag halvparten av verdas befolkning tilgang til avfallshandteringssystem (UNEP, 2013), og har dermed ingen reelle alternativ til å forsøple. I Kina som eit av dei sterkt veksande økonomiane, vart det tidleg på 2000-talet generert 4 millionar tonn med plastavfall årleg. Av desse 4 millionar tonna vart 10 % resirkulert, 20 – 30 % brent eller deponert, medan dei resterande 60 – 70 % vart dumpa eller på anna måte førte til forsøpling (Ren, 2003). Etablering av infrastruktur for å handtere avfall er eit av dei største utfordringane ein står overfor i utviklingsland og veksande økonomiar (UNEP, 2013). Det er essensielt for å handtere utfordringa med forsøpling at det er insentiv for å fjerne søppelet. Til dømes ser ein i utviklingsland der det er pant eller likande ordningar for PET-flasker at det ikkje er flasker i søppelet som vert dumpa (Eriksen, pers.kom. 05.02.2014). På tilsvarande måtar kan ein nytte økonomiske intensiv på plastposer eller anna plastavfall og slik sørgje for at desse vert samla inn.

Sjølve avfallshandteringssystema kan også fungere som ei kjelde til marin forsøpling der det ikkje vert sett i verk tilstrekkelege tiltak for å hindre ureining (European Commission, 2012). Berre innanfor EU-landa finst det i dag meir enn 100 000 ulovlege deponeringsstadar som myndigheitene kjenner til (Merkx, pers.kom. 05.02.2014). Dette er med på å understreke betydinga av godt fungerande avfallshandteringssystem for å kunne redusere belastinga på dei marine miljøa. Generelt kan ein sjå ein samanheng mellom kor høge mål eit land set seg for plastgjenvinning og kva dei oppnår. Dette er mellom anna på grunn av at ein dimensjonerer

avfallssystema på bakgrunn av dei intensjonane som først vert lagt til grunn (Mepex, 2013). Samstundes vil alltid dei negative konsekvensane frå produksjon og bruk av plasten vere større enn miljøgevinsten ein oppnår gjennom gode rutine for avfallshandtering, sjølv i godt fungerande avfallshandteringssystem (Lyng & Modahl, 2011).

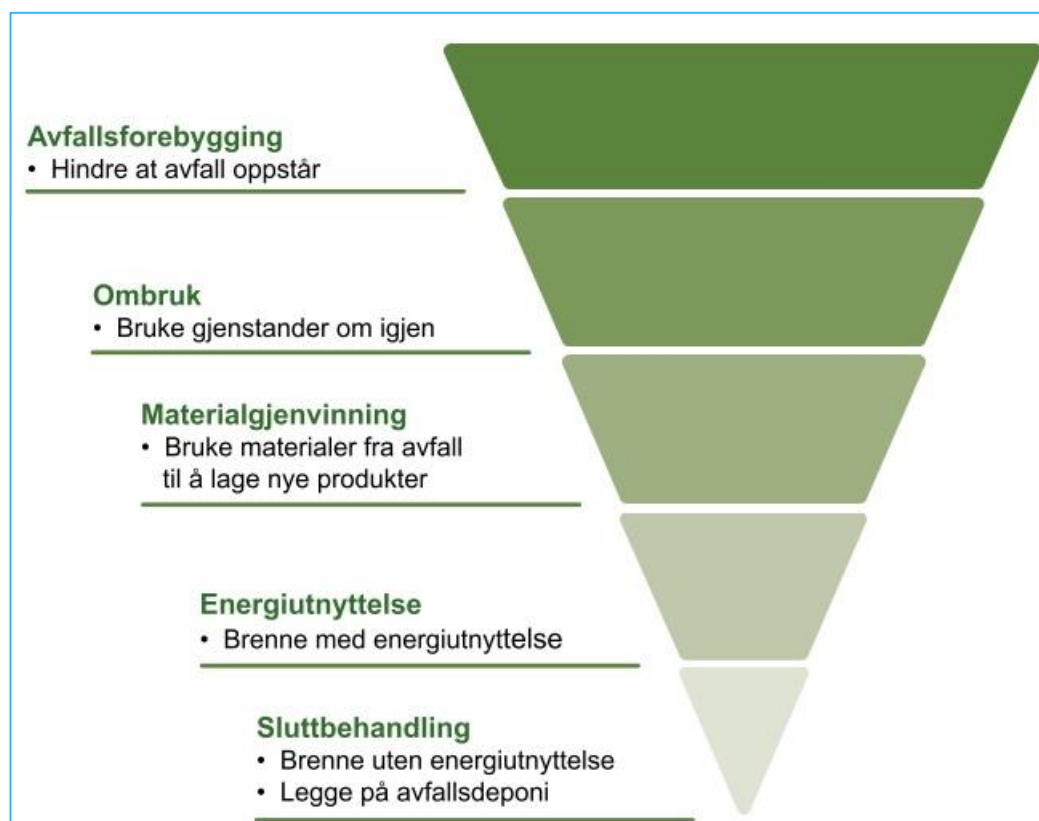
4.2. Omgrepsbruk i samband med handtering av plastavfall

4.2.1. Avfallspyramiden og behandlingalternativ

Den mest kjende omgrepsbruken innanfor avfallshandtering i Noreg er knytt til avfallspyramiden (figur 8). Prinsippet bak avfallspyramiden er at det i eit ressursperspektiv er ynskjeleg å velje ei behandling som står høgast mogleg oppe i pyramiden. Avfallsreduksjon og gjenbruk er tiltak som hindrar at avfall oppstår, og vil vere dei beste alternativa. Materialgjenvinning medfører at ein bruker materiala om att, som til dømes glas og metallemballasjen som vert samla inn frå hushalda. Eit døme på energigjenvinning kan vere varmeutvinning frå restavfall gjennom eit forbrenningsanlegg. Deponering, og eventuell anna sluttbehandling utan ressursgjenvinning, er rekna som det dårlegaste alternativet, då dette medfører at ingen av ressursane vert brukt om att. Dei grunnleggande prinsippa bak avfallspyramiden vert nytta i store delar av verda (Hopewell, Dvorak, & Kosior, 2009; UNEP, 2013).

I samband med behandling av plastavfall vert det i internasjonal litteratur og nytta andre omgrep. Omgrepa gjenbruk og deponering vert brukt i internasjonal litteratur. Omgrepet resirkulering vert derimot nytta slik at det omfattar både det som vi er vande med å omtale som material- og energigjenvinning. Ein nyttar ei inndeling av resirkuleringsprosessar på fire nivå; primær, sekundær, tertiær og kvartær gjenvinning. Desse vert definert slik (Al-Salem, Lettieri, & Baeyens, 2009; Andrady, 2003; Carlsson, 2002):

- Primær resirkulering:
Gjenbruk av plast med ein enkelt polymer og utan ureiningar. Denne typen resirkulering er knytt til plastindustrien. Ein vil nytte overskotsmateriale og feilproduserte einingar som råstoff for å lage nye produkt i same produksjonen.



Figur 8: Avfallspyramiden /avfallshierarkiet viser dei ulike moglege tiltaka/behandlingane for avfall. I eit ressursperspektiv er eit tiltak som står oppe i pyramiden å føretrække framfor eit tiltak som står lengre nede (Miljøverndepartementet, 2013a).

- Sekundær/mekanisk resirkulering:

I hovudsak er føremålet med den mekaniske resirkuleringa å lage pellets eller granulat av plastavfall som sidan kan nyttast i plastproduksjon. Nokre typar plastavfall vert berre malt opp og brukt i denne form. Vanlegvis nyttar ein ulike mekaniske prosessar som knusing og komprimering for å lage til dømes pellets etter at platen har vorte sortert etter materialtype og farge og framandt stoff har vorte fjerna. Samanlikna med avfallspyramiden vil dette vere eit form for materialgjenvinning.

- Tertiær / kjemisk resirkulering:

Kjemisk resirkulering vert i engelsk litteratur også omtala som «*feedstock recycling*». I denne typen resirkulering skjer det kjemiske endringar i plastmateriala. Ein bryt ned dei lange polymerkjedene, mellom anna ved hjelp av varme og katalysatorar. Plastavfallet vert omdanna til gass, væske og/eller fast stoff som kan verte nytta

industrielt. Til dømes kan ein ved hjelp av varme utvinne hydrokarbon frå plastavfall, som sidan kan inngå i petroleumbasert industri eller som basis for drivstoff. Kjemisk resirkulering vil også vere ein type materialgjenvinning.

- **Kvartær resirkulering:**

Kvartær resirkulering vil svare til det ein i Noreg kallar energigjenvinning. Energien i avfallet vert utnytta gjennom ulike forbrenningsreaksjonar.

Eit av dei store skilja mellom avfallssystem går mellom stasjonsbasert innsamling der forbrukar leverer avfall til ein stasjon, og system basert på innsamling frå den einkilde husstand. Eit system basert på at forbrukaren leverar kjeldesortert avfall på ein innsamlingsstasjon, kan forbetre kvaliteten på det innsamla plastavfallet og redusere kostnadane (Patel, von Thienen, Jochem, & Worrell, 2000). Samstundes ser ein at denne typen innsamling gjer at mindre mengder vert levert til gjenvinning enn ved innsamling frå den enkelte husstand (Hopewell et al., 2009). System basert på stasjonar kan også føre til at miljøgevinsten med å levere inn plastavfallet vert motverka av miljøeffektane av køyring, om forbrukarane køyrer avfallet til stasjonen (Carlsson, 2002). Innføring av eit resirkuleringssystem er heller ingen garanti for at plastavfallet vert handtert etter intensjonane. Til dømes såg ein i Drammen, rett etter innføring av resirkuleringsordning for hushalda i 1998, at den reelle delen av plastmateriale som faktisk gjekk til material- og energigjenvinning var låg (Raadal, Hanssen, & Rymoene, 1999). I alt meinte ein at 70 % av plastemballasjeavfallet vart levert saman med restavfallet.

4.2.2. Livsløpsanalyser

I samband med vurdering av behandlingsform for plastavfall vert det ofte utført livsløpsanalyser og/eller samfunnsøkonomiske analyser. Ei livsløpsanalyse vil ha fokus på dei ulike miljøverknadane som behandling av plastavfall har, ofte vurdert opp mot den behandlingsforma ein har i utgangspunktet. Dei samfunnsøkonomiske analysane vil i større grad sjå avfallsbehandling i eit kost/nytte perspektiv. I Noreg har samfunnsøkonomisk kostnadseffektivitet vore avgjerande for avfallspolitikken (Mepex, 2013).

Det som er sams for slike vurderingar er at analysane er avhengig av dei føresetnadane som vert lagt til grunn og dei parameterane ein vurderer. Dette vil medføre at slike analyser, og vurderingar basert på desse, først og fremst berre vil gjelde der føresetnadane for analysen er

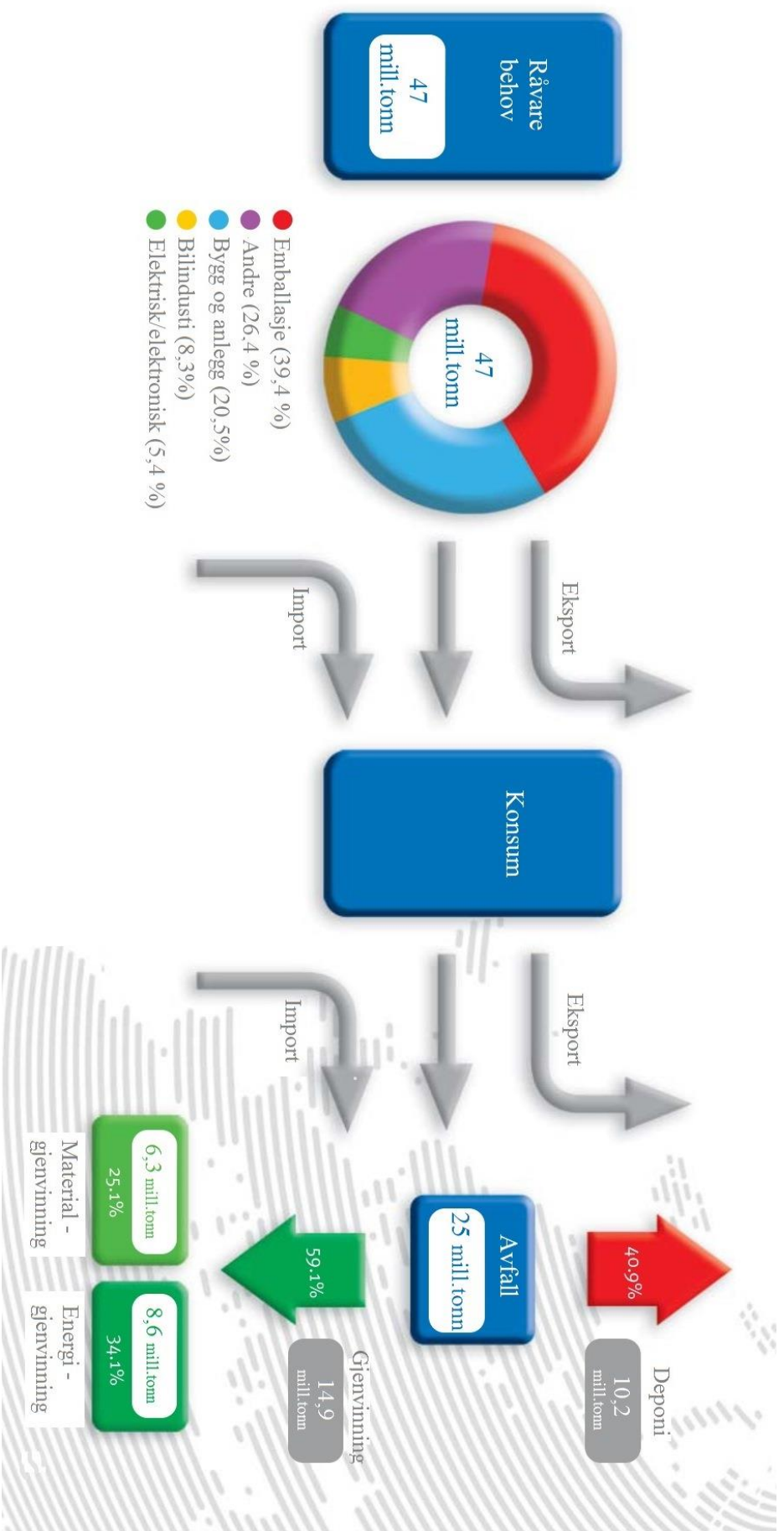
innfridde. Om ein skulle utføre ei analyse over beste behandlingsmåte for plastavfall i Noreg, med tanke på å innføre nye ordningar, ville ein truleg legge til grunn at ein allereie har eit system der forbrukarar er van med kjeldesortering, og etablert innsamlingssystem for avfall. Ei slik analyse ville truleg legge vekt på andre aspekt enn om ein skulle utføre ei tilsvarande analyse for eit utviklingsland der ein i utgangspunktet manglar både infrastruktur og etablerte system for avfallsbehandling. Det er difor ikkje urimeleg å anta at desse to analysane ville gje ulike svar i forhold til kva som er den beste behandlingsmåten for plastavfall.

I samband med slike analyser kan ein også velje å legge ulik vekt på dei ulike faktorane, noko som kan vere med på å gjere bilete endå meir komplekst. Ein kan også sjå at ulike løysingar vil påverke miljøvariablane på varierende måte. Medan ein type behandling er å føretrekke med omsyn til ein variabel kan ein anna type behandling vere å føretrekke med tanke på ein anna variabel (Lazarevic, Aoustin, Buclet, & Brandt, 2010).

4.3. Resirkulering av plastavfall

4.3.1. Avfallsrekneskapen i Noreg

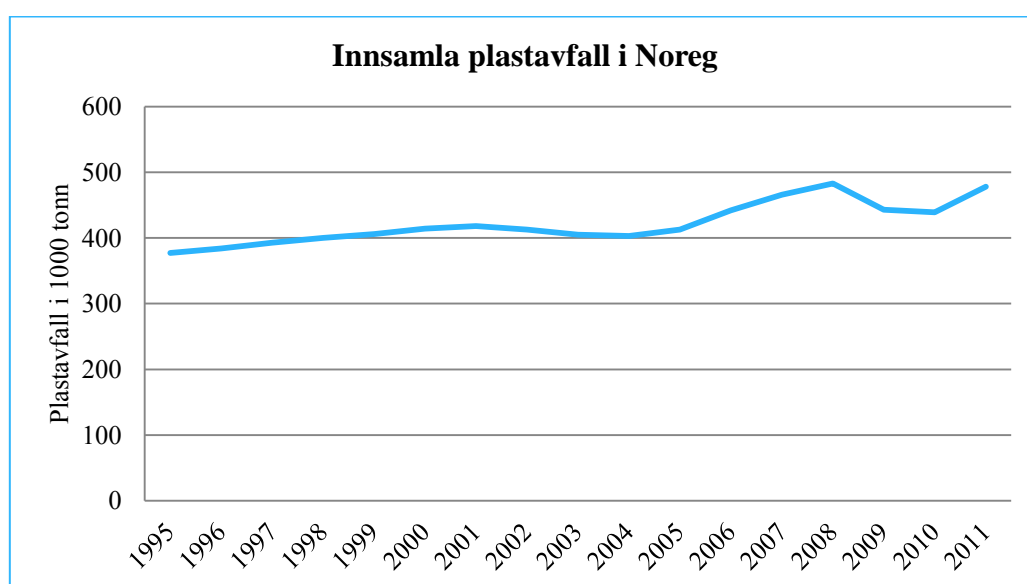
På verdsbasis reknar ein med at det vart generert 1,3 milliardar tonn med avfall («*municipality solid waste*») i 2012, og at talet vil stige til 2,2 milliardar i 2020 (UNEP, 2013). Kina er det landet i verda som generer mest avfall (Chen, Xi, Geng, & Fujita, 2011). I 2011 vart det i Europa samla inn 25 millionar tonn med plastavfall, og 41 % av dette gjekk til deponering, medan 34 % gjekk til energigjenvinning og det resterande avfallet (25 %) gjekk til materialgjenvinning (Plastics Europe, 2012). Figur 9 gjev eit oversyn over plastmarknaden og plastavfallet i Europa. Om ein jamfører dette med figur 6 vil ein sjå at mengda innsamla plastavfall vil svare til halvparten av produksjonen i Europa. Noko av dette kan sjølvsagt forklarast ut frå eksport og at plast kan ha lang leve tid, men samstundes importerer Europa plast og det vil til ei kvar tid vere plast som har hatt lang leve tid i avfallet.



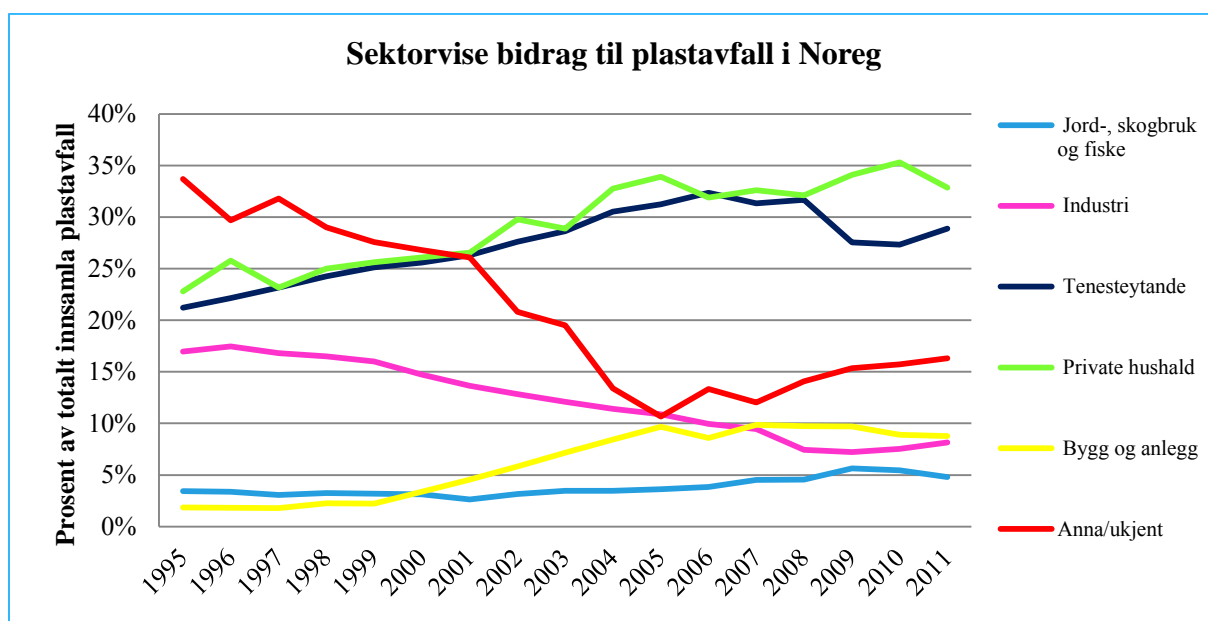
Figur 9: Plast- og plastavfallsmarkedet i Europa. Sirkelen som er andre steg i figuren viser kor stort behovet for plast er innanfor kvar sektor. Kategorien andre omfattar føremåla: landbruk, hushald, møblar, sport/friid, medisin og maskiner. Det vert eksportert og importert plast gjennom ulike prosessar som er illustrert med grå piler. Ein sit att med 25 mill. tonn generert avfall som går til ulik behandling. Tala er samla tal frå 2011 for EU saman med Norge og Sveits. Omsett til norsk frå Plastic Europe, 2012.

I perioden 2000 – 2010 såg ein i Noreg ein lågare vekst (6 %) i mengda plastavfall samanlikna med den totale mengda avfall (15 %), men ein ventar ei betydeleg auke i mengdene av plastavfall i komande år (Mepex, 2013). Figurane 10, 11 , 12 og tabell 3 viser utviklinga i Noreg med omsyn på plastavfall og behandlingsformer. Nokre av hovudtrekka i desse figurane er at ein har ein trend med veksande mengder innsamla plastavfall, med ein auke på om lag 100 000 tonn i tidsrommet 1995 – 2011. I same tidsrom har det relative bidraget til innsamla plastavfall frå hushald og tenesteytande næringar auka, og utgjorde til saman om lag 60 % av det innsamla plastavfallet i 2011. Det relative bidraget frå andre sektorar har derimot vorte redusert. Dei fleste husstandar (83 %) har tilbod om kjeldesortering, og i mange kommunar oppnår ein ei høg grad av innsamling (Mepex, 2013).

Estimat basert på varetilførsel viser at emballasje er den produktgruppa som generer mest plastavfall (40 %), med bygg og anlegg som nest største bidragsytar (19 %). Med omsyn på behandling av det innsamla plastavfallet har ein i tidsrommet 1995 – 2011 sett at deponering har vorte redusert frå i underkant av 50 % til om lag 5 %. For energigjenvinning har utviklinga vore omvendt med ei auke frå om lag 15% i 1995 til nærmare 50% i 2011. det skjedde ei brå endring i utviklinga for desse to behandlingane i 2008 – 2009 (figur 12), som i tid er samanfallande med innføring av forbod mot deponering av biologisk nedbrytbart materiale. I 2011 vart mellom 15 og 20 % av det innsamla plastavfallet sendt til materialgjenvinning, noko som er den høgaste materialgjenvinninga i perioden 1995 – 2011.



Figur 10: Innsamla plastavfall i Noreg 1995 – 2011. Figuren viser innsamla plastavfall i Noreg målt i 1000 tonn. Talmateriale er henta frå Statistisk sentralbyrå, 2013.

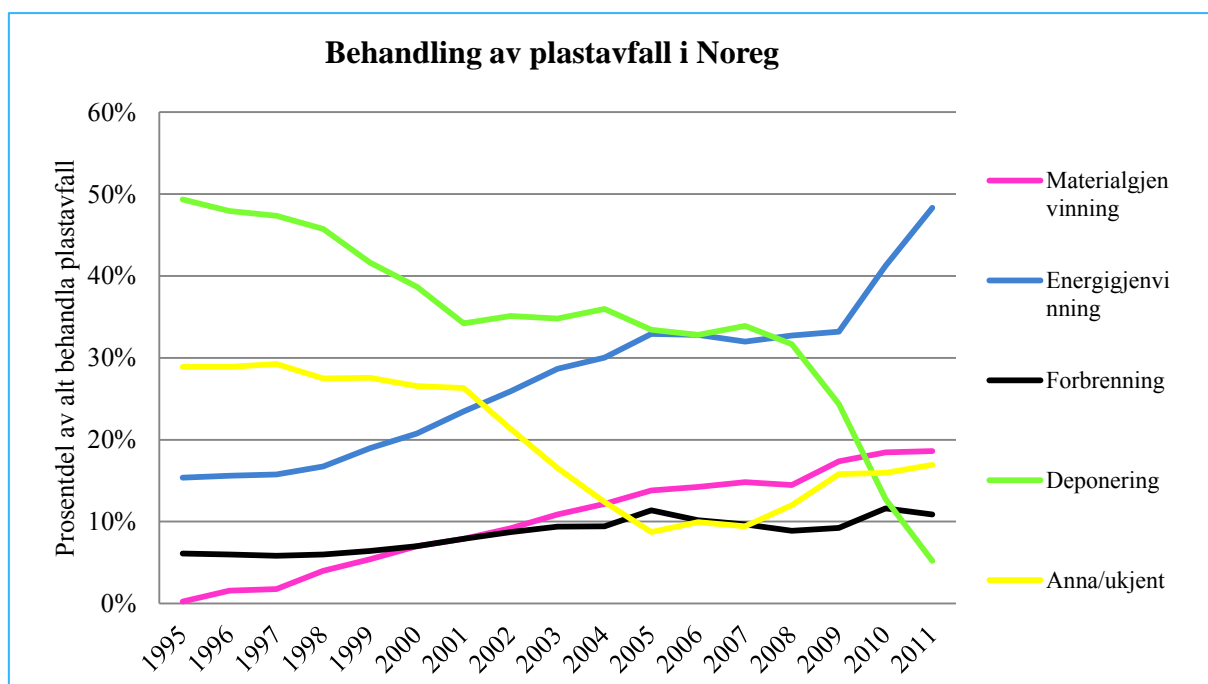


Figur 11: Sektorvise bidrag til plastavfall i Noreg i perioden 1995 – 2011. Grafen viser kor stor prosentdel av det innsamla plastavfallet dei ulike sektorane bidreg med. Talmaterialet er henta frå Statistisk sentralbyrå, 2013

Tabell 3: Ulike produktgrupper sitt bidrag til norsk plastavfall (Mepex, 2013). Tala representerer estimat basert på varetilførsel, og er ikkje basert på innsamla søppel.

Produktgruppe	Tonn avfall	% andel	Største produktgrupper med plast
Emballasje ¹⁾	194 000	40 %	Plastfolie og flasker/ kanner/ brett
Bygg/anlegg	95 000	19 %	Rør, gulvbelegg, bygg folie
Kjøretøy	16 500	4 %	Personbiler, campingvogner, lastebiler
EE- avfall	65 000	13 %	Kabler og hvitevarer
Husholdninger	21 000	5 %	Leker og sportsutstyr
Landbruk	3 000	1 %	Maskiner, traktorer (Uten landbruksfolie)
Møbler	20 000	4 %	Møbler husholdning og kontor
Fritidsbåter /kompositter	1 500	0,3 %	Bare fritidsbåter inkludert
Annet	66 000	13 %	Sanitær produkter, andre
Sum	482 000	100 %	

¹⁾ inkluderer kort- og langlivet plastemballasje, inkl. landbruksfolie



Figur 12: Behandling av innsamla plastavfall i Noreg i perioden 1995 – 2011. Grafen viser kor stor prosentdel av det innsamla norske plastavfallet som gjekk til ulike typar behandling.

Kategorien materialgjenvinning representerer dei mengdene som vart sendt til materialgjenvinning. Kategorien forbrenning viser avfall som gjekk til forbrenning utan energigjenvinning. I 2009 ser ein ei brå auke i energigjenvinning og ein brå reduksjon i deponering, dette er samanfalle med innføring av forbod mot deponering av biologisk nedbrytbart materiale. Talmaterialet er henta frå Statistisk sentralbyrå, 2013.

4.3.2. Avfallsreduksjon og gjenbruk

Det er fleire faktorar som spelar inn i forhold til forbruket av plast. Eit døme kan vere plastemballasje. Ein ser mellom anna at utvikling av nye plastprodukt til innpakking kan vere med på å redusere den totale mengda plast, ettersom nyvinningar kan gje same kvalitet med mindre materiale (Patel et al., 2000). Samstundes vert det av omsyn til utsjånad og salsfremjande tiltak brukt meir innpakking enn det som er naudsynt (Hopewell et al., 2009).

Ein ser at avfallsrelaterte problem i stor grad vert handtert ved at ein prøver å sette i verk tiltak for avfallshandtering framfor å fokusere på reduksjon av produsert avfall og løysingar på tvers av sektorar (UNEP, 2013). Dette står i kontrast til den semja ein har om at avfallspyramiden skal gjelde, og at reduksjon av avfall er den løysingar ein først skal sjå på.

Dømer på tiltak som kan gjerast for å redusere mengda med plastavfall som oppstår er å utvikle produkt som fremjar gjenbruk og reparasjon, samt å bruke system der produkt vert innsamla og får ny påfylling (Hopewell et al., 2009).

4.3.3. Mekanisk gjenvinning

Fleire livsløpanalyser peiker på mekanisk resirkulering som det beste alternativet for plastavfall. Ei analyse av avfallsbehandling for plast i Kina viste at mekanisk resirkulering, der det resirkulerte materialet vart nytta til å produsere forskalingsmateriale i plast, var den behandlingsforma som gav størst reduksjon i utslepp av drivhusgassar (Chen et al., 2011). Analysen tok utgangspunkt i at ein ikkje hadde etablerte ordningar for sortering av plast, og at plasten elles ville gå til deponering. Ei analyse av moglege behandlingsmetodar for plastavfall i Tyskland, utført på slutten av 1990-talet, viste at mekanisk resirkulering ville vere det alternativet som hadde dei minst miljøskadelege effektane for dei fleste typar plast (Patel et al., 2000). Dette gjaldt under føresetnad av at det resirkulerte materialet erstatta jomfrueleg plast. Vidare vart forbrenning med energigjenvinning i standard anlegg sett som samanlikningsgrunnlag for alle typar av behandling. Dei analyserte parameterane var energiforbruk og utslepp av CO₂. Analyser utført med utgangspunkt i data frå Drammensregionen på slutten av 1990-talet gav også same konklusjon (Raadal et al., 1999). Ei svensk livsløpsanalyse konkluderte med at materialgjenvinning var å føretrekke framfor energigjenvinning, sjølv under eit scenario der det resirkulerte materialet erstatta jomfrueleg plast i eit forhold 1 : 0,8 (Carlsson, 2002). Analysen hadde som utgangspunkt at plastavfall generelt vart energigjenvunne. På same måten konkluderer ei nyare norsk analyse over miljøpåverknad frå plastavfall med at dagens praksis med kjeldesortering av plast i hushalda, med påfølgjande transport til Tyskland for materialgjenvinning, er det beste alternativet (Lyng & Modahl, 2011).

Det er mange faktorar som spelar inn i samband med miljøgevinsten med materialgjenvinning, og som gjer at dei konklusjonane ein dreg frå analysane i røynda kan verte utfordra. Ideelt sett vil resirkulert plast erstatte jomfrueleg plast, og på den måten redusere den totale produksjonen av plast. Det er ei stor utfordring å få det resirkulerte materialet homogent nok til å kunne konkurrere mot råstoffet som normalt vert brukt, grunna stor diversitet av plastmaterial i avfallet (Andrady, 2003). Med mekanisk resirkulering er det stor fare for at det vil skje ei viss blanding av ulike typar plast, og at det resirkulerte materialet

difor ikkje har same kvalitet som jomfrueleg plast (Hopewell et al., 2009). Endringa i kvalitet kan også vere knytt til at det endar opp ikkje-resirkulerbare element i plasten som ein skal gjenvinne, at plasten har endra eigenskapar gjennom bruksfasen eller at matrestar, maling, papir eller anna ureining ikkje i tilstrekkeleg grad har vorte fjerna (Al-Salem et al., 2009; Lazarevic et al., 2010; Pors & Ten Wolde, 2013). Kravet om homogent materiale til plastproduksjon kan strekke seg så langt at sjølv skilnadar i fargen på det resirkulerte materialet kan verte ei utfordring (Mepex, 2013). Dette understreker det store kravet til sortering av plast før resirkulering.

Ein kan oppleve at lågare kvalitet på resirkulert plast gjer at ein treng eit større volum resirkulert plast for å lage eit produkt, samanlikna med volumet av ny plast (Andrady, 2003). Alternativt kan ein lage produkt som består av ei blanding mellom resirkulert materiale og jomfrueleg plast. I nokre høver vil dårlegare kvalitet på resirkulert materiale verte handtert ved å bruke additiv i den resirkulerte plasten (Mepex, 2013). Kvalitetsendringane vil igjen påverke kva typar produkt resirkulert plast kan verte nytta i. Ein ser at resirkulert plast vert mykje brukt til produkt som det ikkje er stilt strenge krav til som til dømes plastposar og lagvise material der resirkulert plast vert brukt mellom lag av jomfrueleg plast (Hopewell et al., 2009). Når resirkulert plast ikkje erstattar jomfrueleg plast i forholdet 1:1 vert det vanskelegare å estimere den reelle miljøpåverknaden.

Medan ein kan sjå stor miljøgevinst av å erstatte jomfrueleg plast vil ein ved erstatning av andre produkt risikere å få ein langt lågare miljøgevinst (Patel et al., 2000). Resirkulert plast vert nytta til å lage produkt som ikkje elles ville vore laga i plast, som til dømes hagebenkar. (Andrady, 2003). Det vert då vanskelegare å estimere påverknaden på miljøet av den «nye» produksjonen, enn om resirkulert plast går inn i produksjon av plast på lik linje med jomfrueleg plast. På den andre sida vil ei utføring i plast framfor eit anna materiale kunne ha positive effektar til dømes lengre levetid eller mindre behov for vedlikehald (Mepex, 2013).

Skilnaden mellom plastmateriala gjer også at dei i ulik grad er eigna for å verte resirkulert fleire gonger (Carlsson, 2002). Dette vil kunne bety at om tidlegare resirkulert materiale vert resirkulert saman med plast som ikkje har vore resirkulert før vil dette kunne påverke kvaliteten på det resirkulerte materialet. I tillegg er det i nokre typar plast tillate å bruke miljøgifter, som det er forbod mot i det fleste typar plast. Ved resirkulering risikerer ein å spreie miljøgiftene til andre produkttypar (Mepex, 2013). På same måten kan resirkulering av

plast frå ulike tidsrom gje opphav til resirkulert plastmateriale som ikkje fyller nye krav til kvalitet og miljø.

Ein anna faktor som innverkar på miljøgevinsten med resirkulering er svinn (Lyng & Modahl, 2011). Det er skilnad på mengda plastavfall som går til materialgjenvinning og mengda som faktisk vert gjenvunne. I Sverige, tidleg på 2000-talet, vart så mykje som 40 % av det innsamla plastavfallet frå hushalda sortert ut som materiale som ikkje kunne verte resirkulert, anten fordi det var plast ueigna til resirkulering eller anna materiale (Carlsson, 2002). Av dei resterande 60 % ville gjenvinningsanlegga sortere frå endå 15 % av same grunn. Nyare norske estimat peiker mot at 20 % av det innsamla norske plastavfallet som vert sendt til materialgjenvinning ikkje kan verte gjenvunne (Lyng & Modahl, 2011). Det har vore hevda at berre 20 – 30 % av plasten frå hushalda reelt sett kan verte mekanisk resirkulert, grunna krava om homogen plast eller av økonomiske omsyn (Andrady, 2003). Fraksjonen som vert sortert frå på materialgjenvinningsanlegga går ofte til energigjenvinning (Mepex, 2013).

Eit anna moment som vert trekt fram i samband med materialgjenvinning er transport. Det store volumet i forhold til vekten på plastavfall gjer at ein treng meir transport per tonn enn med andre typar avfall. Dette kan bidra til å auke kostnadane knytt til resirkulering (Ren, 2003). Henting av avfall frå kvar husstand vil vere mindre kostnadskrevjande i områder med høg folketettleik (Hopewell et al., 2009). Dette har mellom anna samband med transportkostnadane. Det er også miljøutfordringar knytt til transporten. 1 kg norsk plastemballasje vert i gjennomsnitt transportert 676 km med tog, 69 km med båt og 508 km med trailer frå omlastingsstaden før den når sorteringsanlegga i Tyskland (Lyng & Modahl, 2011). Dette er altså transporten etter at plasten er samla inn frå hushalda, og før den eventuelt vert transportert til andre anlegg for materialgjenvinning.

Sett i lys av utfordringane som er knytt til sortering, homogenitet, erstatningsmateriale og transport vil det danne seg eit bilete i forhold til kva type plastavfall som let seg resirkulere med minst ressursbruk. Plastavfall frå industri og næringsliv vil vere meir eigna for mekanisk gjenvinning enn plastavfall frå hushalda, då ein har tilgang til plastavfall med ein eller få typar plast, i store kvantum, frå få kjelder og som samanlikna med hushaldsavfall er mindre tilgrisa (Andrady, 2003; Carlsson, 2002; Hopewell et al., 2009). Ein kunne få ei mindre ressurskrevjande materialgjenvinning frå hushalda om ein berre sorterte ut plastprodukt laga av ein eller få typar plast og som i tillegg førekjem i store kvantum og som er enkle å skilje ut, som til dømes flasker nytta til drikkevareemballasje (Hopewell et al., 2009; Mepex, 2013).

Dette ville sjølvsagt føre til at ein mindre del av det totale plastavfallet vart gjenvunne. Å etablere resirkuleringssystem for alt plastavfall frå hushalda vil krevje at ein stor innsats frå forbrukaren i forhold til sortering. Det er særst mange ulike plaststoff med mange ulike additiv på marknaden, og dette gjer sortering av plastavfall veldig krevjande (Carlsson, 2002), og det finst avgrensingar i kor detaljert sortering ein i praksis får til i hushalda (Andrady, 2003). Klare retningslinjer for merking og sortering, samt utvikling av produkt med få typar plast, eller som på andre måtar kan fremje resirkulering vil kunne vere til hjelp (Hopewell et al., 2009; Pors & Ten Wolde, 2013).

Økonomi er også ein viktig faktor ved etablering av ordningar for materialgjenvinning. For plastavfall har ein ikkje sett ei tilsvarende lønsemd som for resirkulering av til dømes glas og metall (Pors & Ten Wolde, 2013). Eit avgjerande moment er at kostandane for å samle inn, sortere og resirkulere materialet, samt å nytte resirkulert materiale i produksjon må vere lågare enn kostandane for å lage nye materiale og kvitte seg med det på ein anna måte, til dømes ved forbrenning (Andrady, 2003; Hopewell et al., 2009). For at materialgjenvinning skal vere lønsamt må ein også ha ei marknad der det er etterspurnad etter gjenvunne materiale (Al-Salem et al., 2009). Ordningar for innsamling og behandling av plastavfall som er basert på inntektene frå sal av resirkulert materiale vil stå i fare for å svikte på grunn av dårleg marknad for resirkulert plastmateriale (Mehlhart & Blepp, 2012).

I Europa har ein ikkje hatt problem med å få selt vidare det resirkulerte materialet (Mepex, 2013). Likevel vil det generelt vere slik at for at ein skal ta i bruk resirkulert materiale som ein reknar med har ein lågare kvalitet enn jomfrueleg plast, må prisen på det resirkulerte materialet vere vesentleg lågare enn for jomfrueleg plast (Pors & Ten Wolde, 2013).

Oljeprisen vil ha stor innverknad på kostnadane knytt til resirkulering, ettersom denne avgjer prisen på jomfrueleg plast, som resirkulert materiale må konkurrere mot (Patel et al., 2000). Under oljekrisa på 1970-talet såg ein ei auka interesse for utvikling av resirkulerings-metodar for plast grunna høg oljepris (Andrady, 2003). Mellom anna vil auka oljepris, ressursknappheit, ny teknologi og auka fokus på miljøaspektet ved forbruk kunne vere med på å gjere resirkulert plastråstoff meir attraktivt og auke kostnadseffektiviteten (Mepex, 2013).

4.3.4. Kjemisk gjenvinning

Ei kinesisk analyse viste at utvinning av råstoff for drivstoffproduksjon, gjennom kjemisk resirkulering, var den metoden som gav størst effekt på reduksjon i bruk av fossil brensele

(Chen et al., 2011). Det er færre analyser som tek føre seg kjemisk gjenvinning enn mekanisk gjenvinning, men kjemisk gjenvinning ser ut til å kunne vere eit betre alternativ enn energigjenvinning (Lazarevic et al., 2010). At kjemisk gjenvinning vert vurdert sjeldnare enn mekanisk gjenvinning kan ha samanheng med at dette er ein lite utnyttede metode for resirkulering. I Europa vert mindre enn 1 % av plastavfallet kjemisk gjenvunne (Mepex, 2013). Ein forventar at den kjemisk resirkuleringa vil verte viktigare i framtida (Andrady, 2003), særskilt ser ein potensial i å kjemisk resirkulere plasttypar som er utfordrande å resirkulere gjennom mekanisk gjenvinning (UNEP, 2011b).

Eit av dei klare fordelane med kjemisk resirkulering er at ein kan nytte seg av avfall med stor diversitet og utan omfattande behandling på førehand (Al-Salem et al., 2009; Carlsson, 2002). Særskilt om ein ser på plastavfall frå hushalda, som er krevjande å gjenvinne mekanisk, vil kjemisk gjenvinning kunne nyttast utan problem. Det same gjeld for plast som er lite eigna til mekanisk resirkulering som til dømes herdeplast (Chen et al., 2011; Hopewell et al., 2009). I samband med kjemisk resirkulering vil ein i tillegg ofte kunne hente ut energi som eit biprodukt av dei kjemiske prosessane (Al-Salem et al., 2009).

Så langt har kjemisk gjenvinning vore kostnads-krevjande, mellom anna fordi petroleumråstoffa som produkta frå den kjemiske gjenvinninga skal erstatte er billige, og ein har dårleg inntening (Hopewell et al., 2009). Når det skjer ein reduksjon i kostnadane for gjenvinning eller auke i prisen på petroleumprodukt kan kjemisk resirkulering verte meir attraktivt (Patel et al., 2000). Ein føresetnad for auka bruk av kjemisk gjenvinning vil vere at ein er sikra store nok kvantum plastavfall over lengre tid (Carlsson, 2002).

4.3.5. Energigjenvinning

Nokre av dei momenta som gjer at materialgjenvinning ofte vert framheva som ei betre løysing enn energigjenvinning er at energigjenvinning gjev meir utslepp av klimagass og forsurande stoff, samt at ein potensielt kan spare meir energi og ikkje-fornybare ressursar gjennom materialgjenvinning (Mepex, 2013). I tillegg får ein frigjeve og / eller danna miljøgifter som PAH, dioksin og tungmetall når plastavfall inngår i forbrenningsprosessar (Al-Salem et al., 2009). Etter forbrenning kan miljøskadelege stoff frå plasten vere tilstade i oska, og slik representere nok ein veg over i økosystema (Pedersen, 2001). Miljøpåverknaden vil også kunne variere med kva føremål energien vert brukt til. Det er skilnad på elektrisitetsproduksjon, fjernvarmeanlegg og anlegg der plastavfallet vert brukt som brensel i

anna produksjon (Hopewell et al., 2009). I ei svensk livsløpsanalyse såg ein at materialgjenvinning var å føretrekke framfor energigjenvinning om energien som tidlegare kom frå energigjenvinning frå plast vart erstatta med biobrensle (Carlsson, 2002). Om erstatninga for energigjenvinning kom frå andre kjelder enn biobrensle var det mindre skilnadar mellom dei to alternativa, medan erstatning med kol gjorde at energigjenvinning var å føretrekke framfor materialgjenvinning. Då ein i Noreg brukar mykje elektrisitet basert på vasskraft, vil ein kunne få ein lågare miljøeffekt av å erstatte til dømes energi til oppvarming med varmegjenvinning frå plastavfall enn i mange andre delar av verda (Raadal et al., 1999). Det vert og peika på at det er store skilnadar i utnyttingsgrada ved ulike anlegg som energigjenvinn plastavfall. Ved bruk av anlegg som har sær s høg utnyttingsgrad vil ulempene med energigjenvinning verte redusert (Patel et al., 2000).

På tilsvarande måte har ein sett at i tilfelle der materialgjenvinning berre fører til ei viss grad av erstatning av jomfrueleg plast, samt i samband med plastavfall med stor diversitet og mykje ureining, eller under andre tilhøve som gjer at materialgjenvinninga vert meir kostbar, vil energigjenvinning kunne vere eit like godt alternativ som materialgjenvinning (Al-Salem et al., 2009; Carlsson, 2002; Lazarevic et al., 2010). Til dømes vil ein kunne sjå at i områder med låg folketettleik vil kostandane til separat innsamling av plastavfall verte så store at energigjenvinning ville vore eit betre alternativ (Andrady, 2003).

Mengda av energi som vert frigjeve ved forbrenning av plastavfall er stor, og ein kan difor nytte plastavfall som brenselkjelde direkte i til dømes industri. Sementindustrien har samarbeida med avfallsbransjen om utnytting av plastavfall. Ein har fått til løysingar der kol vert erstatta med plast som energikjelde, i tillegg til at plast kan verte nytta i sjølve sementprodukta (Mepex, 2013). Ved å ta eit kvantum med petroleum for å lage eit plastprodukt som etter forbruksfasen vert energigjenvunne, kan ein få ei langt betre ressursutnytting av det same kvantum med petroleum, enn om det vart nytta direkte til fyringsolje/drivstoff. Det vert difor hevda at det er mogleg å sjå på stadiet som plastprodukt som ei slags resirkulering på førehand for olje (Andrady, 2003).

4.3.6. Deponering

Deponi kjem vanlegvis ut som det dårlegaste alternativet med tanke på miljøet når ein gjennomfører livsløpsanalysar (Lazarevic et al., 2010). Ved eit veldrive deponi treng ikkje deponering av plastavfall å ha dei store miljømessige konsekvensane på kortare sikt, men det er knytt utfordringar til ureining av jord og grunnvatn på lang sikt (Hopewell et al., 2009).

Dette kan ha samanheng med at plasten har så lang nedbrytingstid. Uansett vil deponering føre til at ressursane i plasten ikkje vert nytta. I tillegg er det eit paradoks at ein vel å deponere plastavfall når ein har store utfordringar med å finne areal ein kan nytte som deponi, ettersom at plastavfall har særst stort volum samanlikna med andre typar avfall (Ren, 2003).

4.3.7. Biologisk nedbrytbar plast og resirkulering

Komposterbar plast opnar for endå eit alternativ for behandling av plastavfall. Eit av dei føremåla som slik plast med fordel kan verte brukt til er som plastposar til å oppbevare organisk avfall i. Ved å bruke slike posar kan det organiske avfallet gå rett til kompostering og ein sparar ressursar ved at ein slepp å opne posar og sortere frå plasten (Ren, 2003). På same måte vil biologisk nedbrytbar plast kunne vere ein fordel i andre bruksområder som medfører at plasten vert tilgrisa med organisk materiale (Hopewell et al., 2009).

I samband med mekanisk resirkulering vil komposterbar og biologisk nedbrytbar plast kunne vere eit problem. I den mekaniske resirkuleringa vil plasten verte utsett for varme, og den biologisk nedbrytbare plasten vil under slike forhold brytast ned. Dette vil redusere kvaliteten på det resirkulerte materiale og / eller føre til driftsproblem under resirkulering (Ren, 2003). På sikt kan ei utvikling som gjev eit mangfald av bioplast og biologisk nedbrytbar plast verke skadande på materialgjenvinninga, fordi det vil vere særst krevjande å skilje denne plasten frå den som kan verte resirkulert (Mepex, 2013). Det er difor naudsynt med klar merking av biologisk nedbrytbar plast om ein skal unngå at den vert kjeldesortert saman med anna plast (Ren, 2003). Ved ein utvida bruk av biologisk nedbrytbar plast til mange føremål, vil eigne innsamlingssystem verte naudsynt, slik at biologisk nedbrytbar plast vert halde skilt frå anna plast, for å unngå problem ved resirkulering (Hopewell et al., 2009).

4.4. Tilførsel av marint søppel

4.4.1. Total tilførsel

Det vert frå fleire hald påpeika at det ikkje finst sikre tal på den reelle tilførselen av søppel til det marine miljø (Derraik, 2002; UNEP, 2005). Basert på talmateriale som var tilgjengeleg i 1997 estimerte amerikanske forskarar at tilførselen av marint søppel til havområda på verdsbasis utgjer 6,4 mill. tonn per år (GPA, 2012). I andre kjelder finn ein betydelege høgare estimat, som om lag 25 millionar tonn årleg til kystmiljøa (terrestrielt og marint)

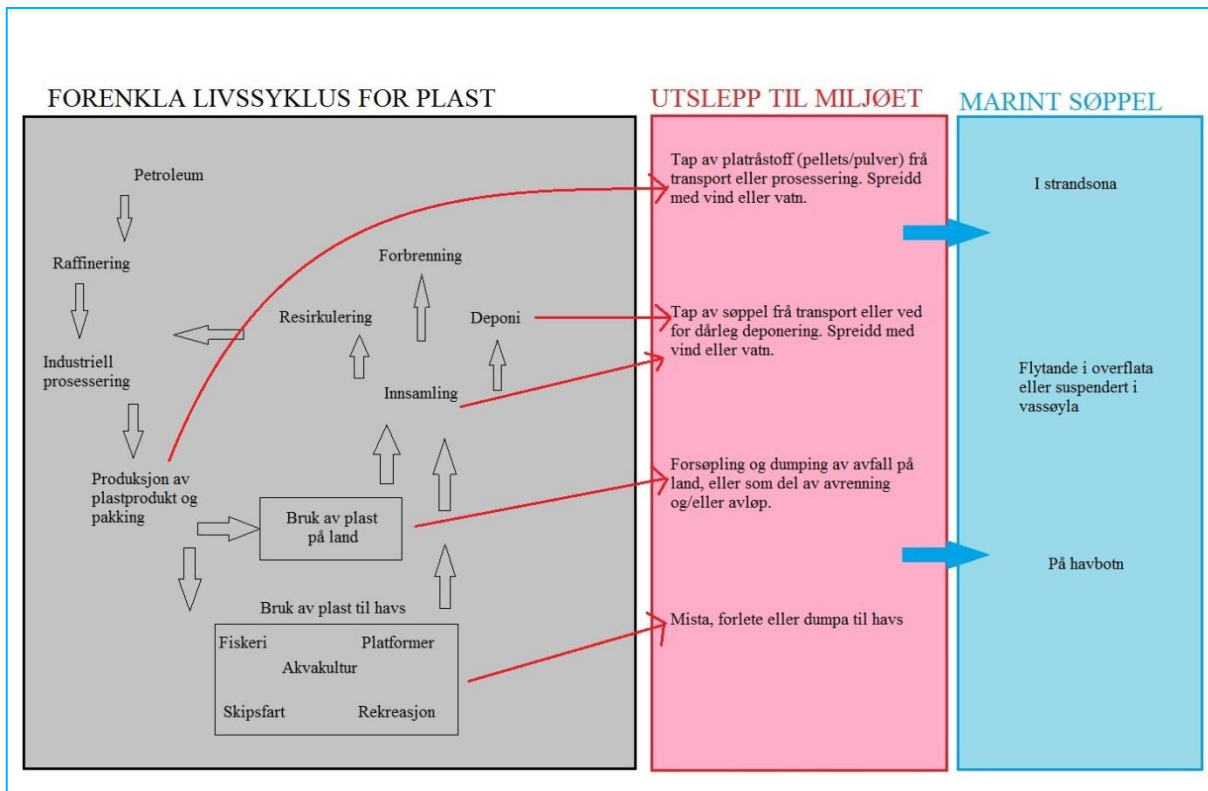
(Balasubramanian et al., 2010). Om ein legg til grunn at storparten av søppelet er plast vil det høgaste estimatet (25 millionar tonn) nærme seg ein tilførsel av plast på nærare 10 % av den globale plastproduksjonen. EU opererer med ein tilførsel av plast til dei marine miljøa som tilsvarande 20 % av alt plastavfall (European Commission, 2011b). Andre kjelder i EU systemet peiker mot ein tilførsel på om lag 10 millionar tonn årleg på verdsbasis (Smith, pers.kom, 05.02.2014). Eit anna estimat viser at 8 millionar lekamar vert dumpa i hava kvar dag (UNEP & OSPAR-commission, s.a.).

Undersøkingar har vist at om lag 70 % av søppelet som vert tilført hava søkk, 15 % vert skylt på land, medan 15 % vil halde seg flytande i vassøyla (OSPAR-commission, 2009).

Samstundes vert det hevda at det ikkje føreligg gode nok undersøkingar til å støtte opp om desse tala heller (Wurpel et al., 2011). Då marin forsøpling i strandsona er synleg for folk flest er det denne typen forsøpling som først og fremst får fokus. Forsøplinga av dei opne havområda vert i mykje større grad oversett (Martinez, Maamaatuaiahutapu, & Taillandier, 2009).

Det er store skilnadar på mengder og typar av marint søppel både på lokalt og regionalt plan. Det er mange faktorar som spelar inn og skaper desse skilnadane. Straum-, vind- og vêrforhold er rekna for å vere dei viktigaste faktorane for transport av marint søppel (Wurpel et al., 2011). Dei fysiske eigenskapane til det marine søppelet og avstanden til land er også av betydning (Corcoran, Biesinger, & Grifi, 2009). Mykje av det marine søppelet kjem frå folketette kystområde. I tillegg til mykje folk, har ein ofte stor skipstrafikk, fiske, industri og store utslepp frå elver og avløp i slike område (Laist, 1987). Undersøkingar som vart publisert på midten av 1990-åra viste at i Biscayabukta og delar av kontinentalsokkelen i Middelhavet utgjorde plastposar hovuddelen av søppelet og på enkelte lokalitetar heile 95 % (Goldberg, 1997). I delar av Nordsjøen, og i andre havområde med mykje fiskeri, vil fiskerirelatert søppel utgjere ein større del av den totale mengda søppel (UNEP, 2009).

Figur 13 viser ei forenkla oppsummering av livssyklusen for plastmaterial og tilførslar av plast til marine miljø.



Figur 13: Forenkla oppsummering av tilførsel av plast til marine miljø. Den grå ruta viser livssyklusen for plast frå petroleum via prosessering av råmateriale til plast, produksjon av plastprodukt, bruk på land og til havs og handtering av plastavfall. Dei raude pilene og den raude ruta viser mekanismane som fører til utslepp av plast til miljøet frå dei ulike ledda i livssyklusen. Den blå delen av figuren viser opphaldsstadar for plast i marine miljø. Omsett til norsk frå Stevenson, 2011

4.4.2. Land- og havbaserte kjelder

I samband med marin forsøpling er det vanleg å skilje mellom land- og havbaserte kjelder. Ein reknar med at om lag 80 % av det marine søppelet kjem frå landbaserte kjelder (Andrady, 2011; Plastics Europe, 2012). Dette 4:1 forholdet er sjeldan basert på konkret talmateriale (Mehlhart & Blepp, 2012). Ei undersøking frå USA viste ei fordeling på 49 % frå landbasert aktivitet, 33 % frå generelle kjelder og 18 % frå havbaserte kjelder, og ei liknande fordeling skal også ver rapportert frå Dei britiske øyene (Hastings & Potts, 2013). Tal frå International Coastal Cleanup (ICC- prosjektet) viser at nærare 90 % av det marine søppelet frå strandryddeaksjonar er landbasert (Mehlhart & Blepp, 2012).

I dette prosjektet vert strender på ulike stadar i verda rydda og søppelet vert kategorisert og loggført. Tabell 4 viser dei ti mest vanlege funna i strandryddinga målt som talet på lekamar. Som ein ser av tabellen er hovuddelen av funna knytt til emballering av daglegdagse forbruksvarer som mat og drikke, bereposar og sigarettar. Då dette er eit strandryddeprosjekt treng ikkje desse tala ikkje vere samanfallande med tal frå til dømes tråling etter søppel.

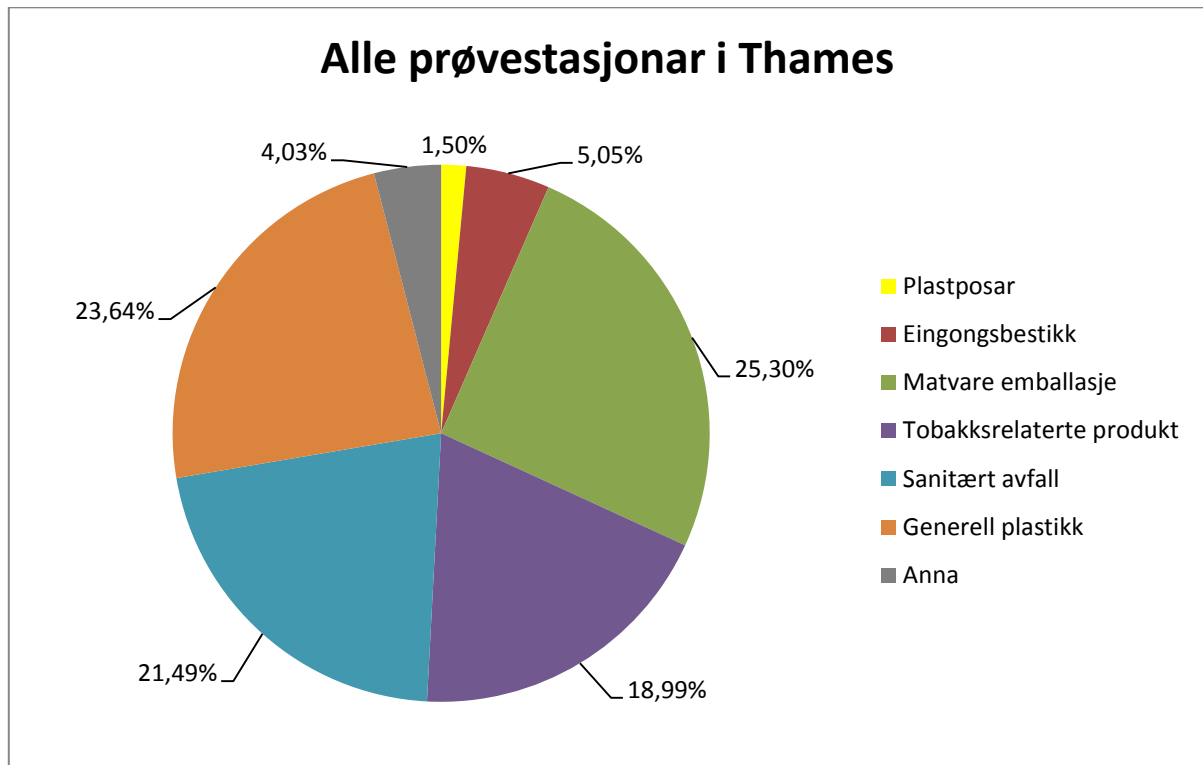
Tabell 4: Funn frå International Coastal Cleanup 1989 – 2007. Tabellen viser dei 10 mest vanlege funna under strandrydding i det globale ICC- prosjektet (International Coastal Cleanup). Talet på funn i kvar kategori og delen dette utgjør av det totale talet på objekt er vist i tabellen. Tala er ei oppsummering av funn frå alle land som deltek, for perioden 1989 – 2007 (UNEP, 2009).

1989-2007 'Top ten' marine debris items – global ICC totals		
Debris items	Number of items	Percent of total
Cigarettes/cigarette filters	25,407,457	24.6
Bags (paper & plastic)	9,711,238	9.4
Caps/lids	9,398,977	9.1
Food wrappers/containers	9,191,575	8.9
Cups/plates/forks/knives/spoons	7,426,964	7.2
Beverage bottles (plastic) <2 litres	5,684,718	5.5
Beverage bottles (glass)	4,991,860	4.8
Beverage cans	4,796,554	4.6
Straws, stirrers	4,508,085	4.4
Rope	2,215,329	2.1
Total debris items	103,247,609	80.7

På verdsbasis er avfallsdeponi, elvtransport, ureinsa utslepp av avløps- og overvassutslepp, industri og rekreasjonsaktivitetar i kystområda rekna for å vere dei viktigaste landbaserte kjeldene (UNEP, 2005). Det er her verdt å merke seg at det er ei overlapping mellom dei ulike kjeldene. Til dømes vil ei elv kunne transportere med seg avfall frå alle dei andre hovudtypane av kjelder. Det finst også andre landbaserte kjelder. Til dømes kan avfall verte dumpa på havet frå land, eller vind kan blåse avfall til havs.

Bidraget av plastavfall frå ulike kjelder til dei djupare delane av Thames vart undersøkt ved hjelp av ruser (figur 14). Ein tømte rusene kvar tredje dag over ein periode på fleire månadar,

og registrerte plastavfallet i skjema som vert nytta under strandryddingar (Morritt, Stefanoudis, Pearce, Crimmen, & Clark, 2013).



Figur 14: Samansettinga til plastavfall frå djupare delar av Thames. Figuren viser samla tal for alle funn ved alle prøvestasjonar. Kategorien eingongsbestikk omfattar også tallerkar og drikkebeget. Omsett til norsk frå Morritt et.al. 2013.

Eit av funna som var uventa var at plastavfall med sanitært opphav (bind, kondom og liknande) utgjorde ein stor del av avfallet. Bidraget frå denne gruppa var størst i nærleiken av utsleppspunkt for kloakkbehandlingsanlegg. Dette peikar på at slike produkt vert kasta i toalettet, på trass av dette er noko ein ikkje skal gjere, og at kloakkreinseanlegga ikkje klarar å fjerne søppelet. Fangstmetoden gjorde at store flak av plast som til dømes plastposar truleg var underrepresentert i undersøkinga. I elva Meuse som renn gjennom Frankrike, Belgia og Nederland har ein påvist transport av 15 000 lekamar med avfall i timen (Pors & Ten Wolde, 2013).

Tabell 5 viser eit oversyn over hovudkjeldene til marin forsøpling både frå land- og havbaserte kjelder.

Tabell 5: Kjelder til marin forsøpling. Tabellen viser kjelder til marin forsøpling utarbeidd for Europeiske farvatn (Nordsjøen, Middelhavet og dei Baltiske havområda). Ein kan her diskutere om det eigentleg er skilnad på havbaserte og landbaserte kjelder som er lista under punkt 4. Omsett til norsk frå Mehlhart & Blepp, 2012.

KJELDER TIL MARIN FORSØPLING	
Havbaserte kjelder	Landbaserte kjelder
1. Avfall frå skip	1. Enkeltindivid
Skipsfart	Forsøpling
Militære- og forskingsfarty	Turistrelatert forsøpling
Fritidsfarty	Arrangement (t.d. frislepp av ballongar)
Passasjerskip	
2. Fiskerirelaterte aktivitetar	2. Byggebransjen og andre fasilitetar
Fiskebåtar	Industri -og prosessverksemdar
Tapt fiskereiskap	Bygg- og anleggsbransjen
Akvakultur	Hamner
	Skipsindustri
	Landbruksrelaterte aktivitetar
3. Andre	3. Det offentlege
Lovleg og ulovleg dumping til havs	Utilstrekkeleg avfallshandtering
Offshore- og andre oljerelaterte installasjonar	Dumping og deponi
	Kommunalt avløp
4. Transport av avfall	4. Transport av avfall
Naturfenomen knytt til havet som tsunamiar	Elver og andre vassvegar
og uvêr vaskar materiale ut til havs	Overvatn
	Naturfenomen som uvêr, flaum og orkanar

Dei havbaserte kjeldene er først og fremst knytt til tilførsel frå skipstrafikk der både kommersielle, private og militære fartøy bidreg (UNEP, 2009). Undersøkingar frå 1970-talet fann at den kommersielle fiskeflåten åleine slapp ut 23 000 tonn plast i havet i form av innpakkingsplast (Cole et al., 2011). Dette var på eit tidspunkt der det var få reguleringar på utslepp av skip til havs. På 1980-talet vart mengdene av søppel som vart tilført havet frå ulike typar farty i USA undersøkt. Denne undersøkinga viste at det var fritidsfarty som var den viktigaste kjelda til søppel (Goldberg, 1997). Ein reknar med at om lag 18 % av plasten i marine miljø stammar frå fiskeindustrien (Andrady, 2011). Eit cruiseskip med ein passasjerkapasitet på 2000 – 3000 vil i løpet av eit døgn produsere 1000 tonn avfallsprodukt, medrekna avløpsvatn (Zuin, Belac, & Marzi, 2009). Dette omfattar også 7 000 – 10 500 kg av avfall i fast form og 60 – 130 kg med farleg avfall. Dette betyr at passasjertrafikken også potensielt kan vere ei betydeleg kjelde til utslepp.

Søppel frå havbaserte kjelder vil i større grad enn søppel frå landbaserte kjelder verte fanga opp av dei store marine sirkulasjonssystema. Dette medfører at søppel frå havbaserte kjelder vil verte verande i omlaup lenger (Lebreton et al., 2012). Dette kan ha samanheng med at sannsynet for å verte skylt på land eller å verte sittande fast er større i strandsona og dei kystnære områda enn på det opne havet. Akvakulturnæringa er ei næring som er og har vore i vekst dei seinare tiåra. I dei delar av verda kan auka medføre meir marint søppel frå denne sektoren (NOAA, 2011). Ein skal merke seg at det ikkje vert sagt noko om akvakulturnæringa sitt relative bidrag til marin forsøpling.

4.4.3. Kjelder til mikroplast

Det har ikkje lukkast å finne tal som kan seie noko om kor stor del av mikroplasten den primære og sekundære mikroplasten utgjer. I nokre kjelde vert det hevda at ein har for lite kunnskap til å seie noko om dette (Arthur et al., 2008). Andre kjelder opplyser at den sekundære mikroplasten utgjer hovuddelen. Fordelinga mellom primær og sekundær mikroplast har vore undersøkt nokre stadar. I ei undersøking av ei strand i eit urbant område av Brasil fann ein at 96,7 % av dei mindre plastfragmenta (< 20mm) i dei øvste 2cm av stranda var sekundær mikroplast (Costa et al., 2010). Ei undersøking som samanlikna plastpartiklar frå perioden 1991 – 1995 og 2004 – 2007 fann ein ein større del sekundær mikroplast i prøvene frå 2004 – 2007 enn i prøvene frå 90-talet (Morét-Ferguson et al., 2010). Dette gjev berre eit bilete av denne spesifikke stranda då undersøkinga vart gjennomført. Mikroplast vert tilført havet gjennom avrenning frå land, avløpsvatn og frå nedbryting av plast (Wurpel et al., 2011). Fragmentering av plast i fjøresona vert i nokre samanhengar rekna som den viktigaste bidragsytaren til mikroplast (Andrady, 2011).

Reinseanlegg for avlaupsvatn vil kunne fjerne makroplast i rister, siler og sedimenteringsbasseng. Noko av mikroplasten kan verte halde att i sedimenteringsbassenga, men ein stor del vil passere reinseanlegga og verte tilført havet (Cole et al., 2011). Prøver frå «*The Great Lakes*» på grensa mellom USA og Canada finn ein mikroplast frå kosmetikk og hudpleie produkt i om lag dei same konsentrasjonane som ein finn mikroplast i hava, og kjelda til desse må vere avløpsvatn (Eriksen, pers.kom. 05.02.2014). Vassprøver som vart samla inn i 2004-2005 frå to elver i Los Angeles var analysert med omsyn på mengda av plastfragment (<5mm). Resultatet vart bruk til å gjere eit overslag over tilførselen av mikroplast. Ein estimerte at desse to elvene åleine ville sleppe ut 2 milliardar plastpartiklar over tre døgn (Cole et al., 2011). I Nederland har ein funne konsentrasjonar av mikroplast på 10 – 20

lekamar per liter avløpsvatn (Pors & Ten Wolde, 2013). I periodar med mykje nedbør og stor vassføring vil materiale som normalt vert skilt frå i avlaupsanlegg verte tilført elver og hav gjennom overlaup (Sheavly, 2005).

Sekundær mikroplast finst i form av fiber, til dømes frå nedbryting av tauverk og tekstil. I samband med ei undersøking av mikroplast i sediment frå ulike delar av verda, undersøkte ein også mikroplast i avløpsvatn og slam frå reinseanlegg, på bakgrunn av at ein såg auka konsentrasjon av mikroplast i områder med stor folketettleik (Browne et.al., 2011). Ein fann at avløpsvatn og slam var ei betydeleg kjelde til utslepp av fiberforma mikroplast. På bakgrunn av typen mikroplast som ein fann i avløpsvatn og slam, kunne ein utelukke fragmentering av makroplast som gjev opphav til irregulære plastfragment samt primær mikroplast frå kosmetikk som kjelde. I hovudsak fann ein fiber av polyester, akryl og polyamid. Dette er fiber som ein brukar i tekstilbransjen, og klesvask vart sett fram som ei forklaring på funna. For å teste hypotesen vart vaskevatt frå vaskemaskiner undersøkt. Dei høgaste konsentrasjonane ein målte var meir enn 1900 fiber per vask for eit plagg. Fleece var det materialet som gav frå seg mest fiber. Fordi mikroplasten ikkje vert fjerna ved behandling av avløpsvatn, vert vaskevatt ein betydeleg kjelde til mikroplast. Utvikling av reinsemetodar som fjernar mikroplast frå avløpsvatn vil derfor kunne vere eit viktig tiltak for å redusere tilførselen av mikroplast. Ein har funne at ein ved reinseanlegg som brukar ultrafiltrering i behandlinga av avløpsvatnet vert konsentrasjonen av mikroplast redusert (Browne et.al., 2011).

Det finst også vassløselege polymerar, som dei som vert brukt til å lage platen som er rundt oppvaskmaskintabletter. Då polymerane vert løyst opp i vatn vil dei normalt inngå i avløpsvatnet etter bruk. I laboratorieforsøk viser det seg at nokre av desse polymerane er biologisk nedbrytbare under dei forhold ein kan forvente i avløpsvatn. Om desse polymerane ikkje er biologisk nedbrytbare, vil dei i mange høve gå rett ut i resipienten for avløpsvatnet (Andrady, 2003). Figur 15 viser oppvaskmaskintabletter med PVA - folie (polyvinylalkohol, som også vert forkorta som PVOH). Denne polymeren har vore på marknaden ei stund og er biologisk nedbrytbar (Andrady, 2003).



Janne Bereksten 2013

Figur 15: Oppvaskmaskintabletter med vassløseleg PVA-folie (polyvinylalkohol).

Foto: Janne Bereksten

Mikroplast i form av råmateriale for plastproduksjon, vert sloppe ut frå industriområde både gjennom normale industriutslipp og ved uhell (UNEP, 2011b). På New Zealand har ein funne konsentrasjonar av slike pellets som svarar til 100 000 for kvar meter av kyst (Derraik, 2002). Ei undersøking av mageinnhaldet til sjøfugl (Storlire (*Puffinus gravis*), *Procellaria aequinoctialis*, *Pachyptila vittata*, *Pelagodroma marina* og *Fregetta grallaria*) frå sørlege delar av Atlanterhavet og delar av det Indiske hav viste at det var betydeleg mindre av primær mikroplast i fuglar som døydde i tidsrommet 1996-2000 enn på 1980-talet (Ryan, 2008). Då talet på inntekne plastbitar ikkje hadde endra seg, kan dette indikere ei endring i samansettinga av mikroplasten i havet.

5. Utbreiing av marint søppel

5.1. Globale utbreiingsmønster

Mengda av plast i havet ser ut til å auke (Moore, 2008). Dette er ikkje overraskande utifrå den store auka i produksjon og forbruk av plast, og den lange nedbrytingstida. Ei undersøking viste auke i innhaldet av plast i magen på sjøfugl, mellom fugl undersøkt i tidsrommet 1969-1977 og 1988-1990 (Goldberg, 1997). Gjennom 1990-talet såg ein dei høgaste nivåa av plast i sjøfugl, medan ein dei seinare år har sett ei reduksjon (UNEP, 2011b) (sjå og kap.6.3.5.).

Samstundes er ikkje dette ein trend som ein kan påvise i alle havområder. I dei baltiske havområda ser ein eit motstridande bilete med auka mengde marin forsøpling i nokre område og mindre i andre område (Mehlhart & Blepp, 2012). Medan ein i Nordsjøen ikkje har kunne påvise ei statistisk signifikant reduksjon i mengda marint søppel ut frå tilgjengeleg talmateriale (Mehlhart & Blepp, 2012)

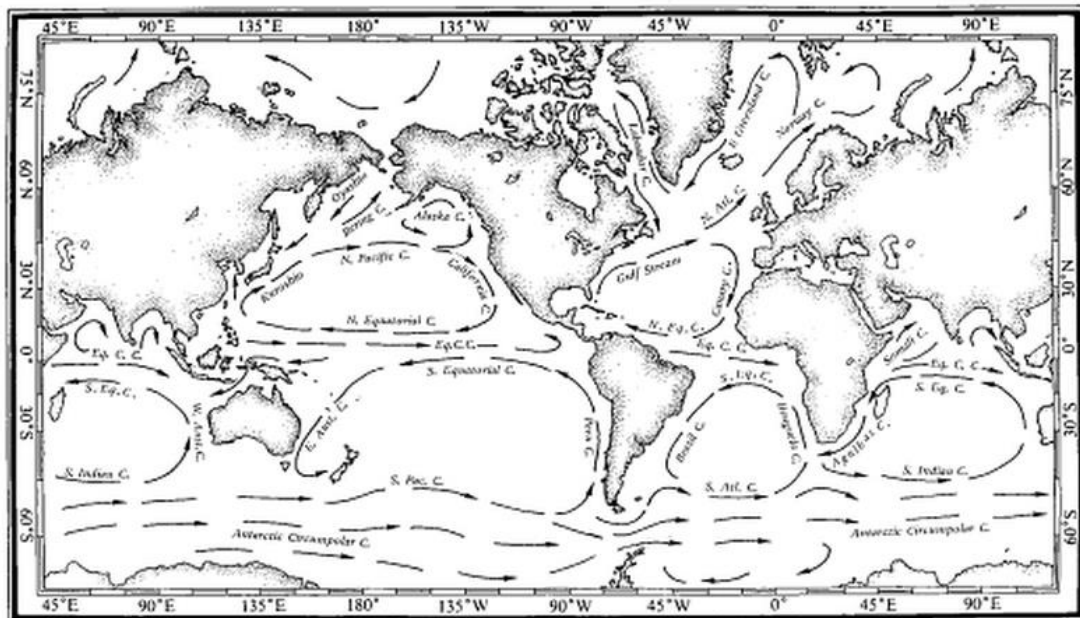
Ser ein på dei stor globale mønstera for utbreiinga av marint søppel; er det ei lågare grad av marin forsøpling på den sørlege halvkule. Sjølv om ein på den nordlege halvkula har meir marint søppel, kan ein sjå teikn på at nivået er begynne å flate seg ut. På den sørlege halvkula aukar mengdene derimot (Barnes et al., 2009). Mengda av marint søppel i dei mest folketette kystområda i Asia er framleis mindre enn i dei mest folketette kystområda i Europa (Barnes, 2004). Dette er trass i ei mykje større folketal i Asia. Utveksling av søppel mellom nordleg og sørleg halvkule skjer ikkje i stor utstrekking grunna straum-, vind- og vêrforhold (Lebreton et al., 2012).

Dei viktigaste faktorane for å avgjere mengda av plastforureining i marine miljø er (Mehlhart & Blepp, 2012):

- Folketettleik
- Turisme
- Hamnar
- Avfallsbehandling
- Avløpsbehandling

5.2. Akkumulasjonssoner

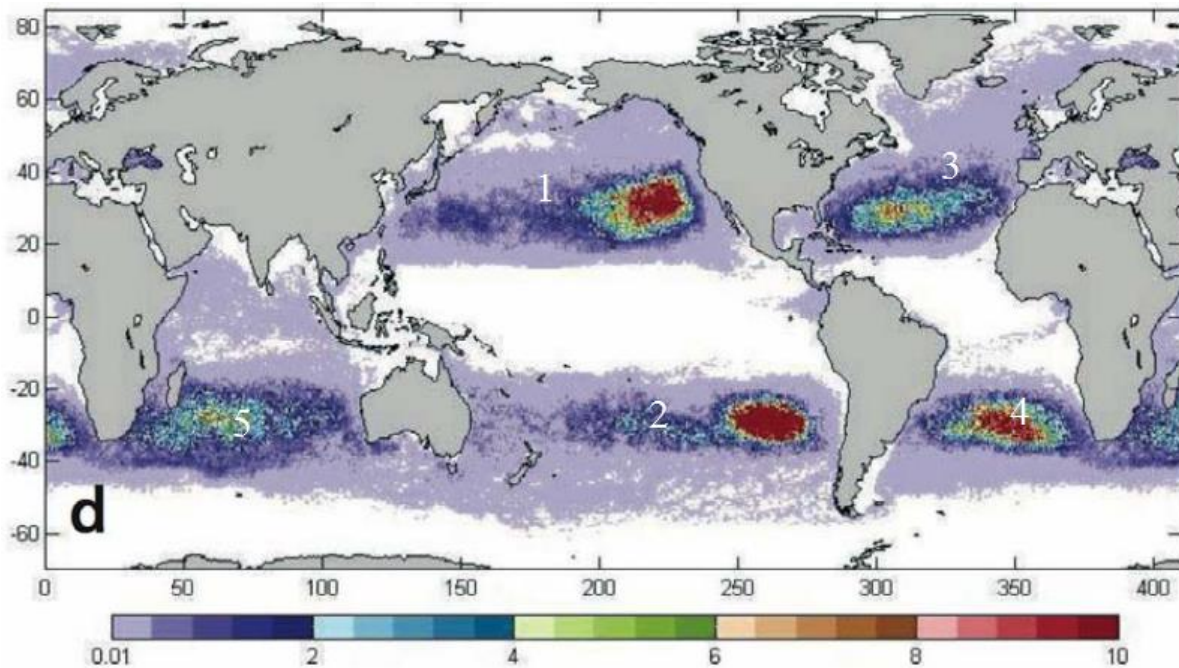
Mellom dei store overflatestraumane i verdshava finn ein 5 store sirkulære straumar (figur 16). På nordleg halvkule går straumane med klokka og på sørleg halvkule mot klokka. Desse straumane oppstår i samspelet mellom fleire faktorar som vind, Coriolis krefter, atmosfærisk trykk og havbassenga si avgrensing (Apel, 1988; Cooper & Corcoran, 2010). I engelsk litteratur vert områda med kvervlande straumforhold kalla «gyre». Då det ikkje finst eit norsk ord som dekkjer det same omgrepet vert ordet gyre nytta vidare i oppgåva der det er naudsynt. Gyre vert definert slik: «*A very large, more or less circular, pattern of water circulation, in an open ocean basin.*» (UNEP, 2009).



Figur 16: Ei skjematisk oversikt over dei store overflatestraumane i verdshava (Apel, 1988).

Flytande objekt i dei opne havområda vil verte konsentrerte i fem område som i stor grad er samanfallande med gyrane (International Pacific Research Center, 2008), og det same omgrepet vert nytta om desse områda. Kunnskapen om desse områda er delvis kome fram frå observasjonar, og delvis gjennom modellering basert på forsøk med flytande sendarar. Figur 17 viser dei fem ulike akkumulasjonssonene si utbreiing basert på modellering. Dei to sonene på den nordlege halvkula er større enn dei tre på den sørlege halvkula (Lebreton et al., 2012). Det er desse to som har fått mest fokus, og som er best undersøkt. Sona i det nordlege Stillehavet vert mange stadar referert til som «*The Great North Pacific garbage patch*». Dette uttrykket har mellom anna vore med på å forme ei oppfatning, utanfor dei vitenskaplege miljøa,

om at det er snakk om øyer av søppel eller avfallshaugar til sjøs. I praksis så er det snakk om auka tettelik med plastlekamar over sær store havområder, og ikkje ei opphoping i form av øyer eller liknande (UNEP, 2011b). Dei to akkumulasjonssonene på den nordlege halvkula er begge om lag like store i utstrekking som Australia (Lebreton et al., 2012), og er estimert til å innehalde 100 millionar tonn med søppel (European Commission, 2013b).



Figur 17: Utbreiinga til dei 5 akkumulasjonssonene (Wurpel et al., 2011). Figuren er utarbeidd ved modellering. Utgangspunktet for modellen er i ein uniform distribusjon av søppel og informasjon henta frå sendarar som har drive på havet. Figuren viser utbreiinga etter 10år, der raud farge viser den høgste konsentrasjonen av søppel. Akkumulasjonssonene får namn ut frå plasseringa i verdshava (på engelsk): The North Pacific gyre (1), The South Pacific gyre (2), The North Atlantic gyre (3), The South Atlantic gyre (4), og The Indian Ocean gyre (5).

I ein gyre vil overflatevatnet strøyme langsamt og dette vil saman med rotasjonen føre til ein stor konsentrasjon av søppel (Doyle, Watson, Bowlin, & Sheavly, 2011; Wurpel et al., 2011). På den nordlege halvkula vil rørsle mot høgre i straumen vere med på å konsentrere flytande objekt mot midten, medan rørsle mot venstre på den sørlege halvkula vil vere med på å samle flytande objekt mot ytterkanten av sona (Dale, pers.kom.). Dei horisontale rørsle i overflata, som fører til konvergens, resulterer i vertikal rørsle lenger nede i vassøyla. Det er uvisst kva denne rørsle har å seie for distribusjonen av søppelet. Det er mogleg at søppelet kan verte

halde tilbake mellom vasslaga eller det kan søkke og samle seg i sedimenta (Martinez et al., 2009).

Ser ein på den totale utbreiinga av flytande søppel på nordleg halvkule, vil dei største mengdene av søppel vere i dei to nordlege gyrane (Lebreton et al., 2012). Om lag 80 % av overflatevatnet i Atlanteren passerar gjennom den sentrale delen av den kvervelande straumen i Nord Atlanteren. Dette området er samanfallande med der ein ser at plastavfall vert konsentrert (Wilber, 1987).

5.3. Lokale vind- og straumforhold

Det finst og fleire faktorar som er med på å auke konsentrasjonane av marint søppel på lokal og/eller regional skala. Både straumar frå elver og lokale havstraumar vil kunne flytte søppelet, og skape soner der søppel vert samla langt frå opphavsstaden (Galgani et al., 2000). I havområde med lite utskifting av vatnet vil det også kunne samle seg søppel (Goldberg, 1997). I norske farvatn er Norskerenna eit døme på eit område der topografi og straum er med på å auke konsentrasjonen av søppel (OSPAR-commission, 2009). Vindforholda langs kysten påverkar utbreiinga av søppelet. Pålandsvind vil drive søppelet mot strandområda. Frålandsvind vil føre søppel mot dei opne havområda og dei store transportsystema (Moore, 2008). Vinden sin innverknad på plastforureininga vart mellom anna illustrert under eit forsøk i Middelhavet. Under eit forsøk der ein tråla etter mikroplast kvar dag over ein periode på fleire veker i, vart forsøket avbrote av sterk vind over fleire dagar (Collignon et al., 2012). I prøvene som var teke etter opphaldet var konsentrasjonen av mikroplast om lag 1/5 av den ein målte før den sterke vinden.

5.4. Utreiing på havbotn

Kartlegging og undersøking av marint søppel på havbotn er utført i mindre grad enn for overflata og strender. Dei opplysingane ein har stammar i hovudsak frå kystnære og grunne havområder, då det er særskilt krevjande å undersøke havbotn i djupare delar av havet. Det har likevel vore funne marint søppel i dei djupaste delane av havet (UNEP, 2011b). Kartlegging av søppel på havbotn tilseier at problemet er størst i områder der det er lite straum i vatnet (Barnes et al., 2009). Særleg når det gjeld søppel som vert tilført havet frå elver, vil ein sjå ei oppsamling som fell saman med område der det skjer ei stor sedimentering. Kartlegging av

søppel på kontinentalsokkelen, i ulike delar av Europa på 1990-talet, viste tettleikar av søppel som varierte frå 0-101 000 lekamar per km² (Galgani et al., 2000). På dei mest forsøpla botnområda er tettleiken av plastavfall tilsvarande den ein finn i dei mest forsøpla overflateområda (Wurpel et al., 2011).

Ei undersøking av kontinentalsokkelen på vestkysten av USA viste ei tettleik på 30 lekamar per km² på grunt vatn (55-183m) og 128 lekamar per km² på djupt vatn (Stevenson, 2011). Dette er eit lågt tal samanlikna med andre funn. Ved Haugsgarten observatoriet i Framstredet estimerte ein tettleiken av marin forsøpling på 2500 meters djup ut frå bileter teke i 2002, 04, 07, 08 og 11 (Bergmann & Klages, 2012). Over denne perioden auka tettleiken av marin forsøpling frå 3635 til 7710 lekamar per km², med sterkast auke frå 2007 til 2011. Med tanke på at undersøkinga vart utført på ein stad langt frå områder med stor folketettleik, var det uventa å finne slike tettleikar av søppel. Mellom anna vart tilsvarande tettleik observert i eit område utanfor Lisboa, Portugal. Det vert frå forskarande bak undersøkinga poengtert at den reduserte utbreiinga av havisen kan vere årsak til auka i tettleik av marin forsøpling, då område som tidlegare hadde ei beskytta overflate no er opne.

5.5. Mikroplasten si utbreiing

Mikroplast er eit omgrep som famnar om ei rekke plastfragment med varierende storleikar, former, fargar, tettleik og kjemiske eigenskapar (Hidalgo-Ruz, Gutow, Thompson, & Thiel, 2012). Saman med ulike definisjonar av mikroplast gjev dette potensielt opphav til ulike resultat av analyser og undersøkingar, med omsyn på konsentrasjonen av mikroplast. Problemstillinga vart belyst i ei svensk undersøking. Ein fann at ein ved tråling etter mikroplast med eit filter med opningar på 80 µm fann opp mot 100 000 gongar høgare konsentrasjonar av mikroplast enn ved bruk av eit filter med opningar på 450 µm (Noren, 2009).

Mikroplast er ein faktor som det er vanskelegare å skildre og forklare skilnadar i tettleik for enn andre oseaniske faktorar som temperatur og saltgehalt (Goldstein, pers.kom. 05.02.2014). Dette har samband med at mikroplast visar særst stor variasjon, og vind er ein faktor som har mykje å seie for utbreiinga til mikroplasten. Ofte vil område med mykje makroplast også ha mykje mikroplast, men ein ser også at enkelte område berre har mykje mikroplast (Goldstein, pers.kom. 05.02.2014). Den kunnskapen ein har i dag tyder på at utbreiing, flytting av og opphaldstider for mikroplast vil avhenge av eigenskapane til polymeren, og

særs er storleik og tettleik avgjerande (Hidalgo-Ruz et al., 2012). Eit av trendane ein ser for mikroplast er at mengda plast med lang nedbrytingstid aukar med auka avstand frå land (Goldstein, pers.kom. 05.02.2014).

Ein forskar har stilt seg spørsmålet: Kor mykje mikroplast finst det i verdshava? Eit estimat tilseier at det er 0,46 millionar tonn med mikroplast i hava, noko som svarar til $5,25 \cdot 10^{12}$ partiklar med plast (Eriksen, pers.kom. 05.02.2014). Trål i «*The North Pacific gyre*» med eit 333 μm nett viste tettleik av plast på 334 271 partiklar per km^2 og ei masse på 5114 g per km^2 . I masse utgjorde dette seks gongar meir plast enn plankton, men dette er eit område der planktonproduksjonen er liten (Moore et al., 2001). I 2008 vart det gjennomført nye trål i same regionen. Ein fann då endå høgare konsentrasjonar, på heile 752 110 partiklar per km^2 (Boerger, Lattin, Moore, & Moore, 2010). Sjølv i dei tidlegaste omtalene av mikroplast vert det påpeika at utbreiinga er stor (Carpenter & Smith, 1972; Colton, Knapp, & Burns, 1974). Ein finn til dømes primær mikroplast sjølv i dei havområda som ligg lengst vekk frå busette område, og der ein ikkje har nokon kjelde til primær mikroplast (Andrady, 2003).

Ved å hente fram att prøver frå trål etter plankton tilbake til 1960-talet har ein samanlikna konsentrasjonen av mikroplast i tilsvarande prøver over ein periode på fleire tiår. Ein ser at plasten var tilstade i prøvene frå 1960-talet og at konsentrasjonen har vore aukande sidan (Thompson et al., 2004). Ei liknande undersøking vart også utført på planktonprøver frå dei vestlege delane av Nord-Atlanteren og frå det Karibiske hav i tidsrommet 1986 - 2008 (Law et al., 2010). Prøva som inneheldt flest plastpartiklar i denne undersøkinga tilsvara ein konsentrasjon på 580 000 partiklar/ km^2 , noko som var meir enn 3 gongar større enn dei høgaste konsentrasjonane målt på 1970-talet. Ut frå det samla datasettet kunne ein berre finne ei signifikant auke om ein inkluderte dei største prøveverdiane, som utgjorde 1 % av datasettet. I sedimentprøver frå kysten av Belgia fann ein at konsentrasjonen av mikroplast var tredobla i prøver frå perioden 2005 – 2008 samanlikna med prøver frå perioden 1993 – 2000 (Cole et al., 2011). Det er også påvist ein trend for auka mengde mikroplast i «*The South Pacific gyre*» (Goldstein, pers.kom. 05.02.2014).

Ei undersøking samanlikna plastpartiklar frå trål med 335 μm nett, på strekka frå Boston, USA til kysten utan for Trinidad Tobago, frå perioden 1991 – 1995 med tilsvarande prøver frå perioden 2004 – 2007 (Morét-Ferguson et al., 2010). Ein fann her at partiklane hadde ein gjennomsnittleg storleik på $10,66 \pm 1,60$ mm i perioden 1991 – 1995, og at partiklane som var større enn 10 mm utgjorde 16 % av partiklane. I 2004 – 2007 hadde gjennomsnittleg storleik vorte redusert til $5,05 \pm 0,35$ mm og partiklane som var større enn 10 mm utgjorde berre 6 %

av partiklane. Ein såg også at sekundær mikroplast utgjorde ein større del i den siste perioden. Ei forklaring på dette kan vere at den lange nedbrytingstida gjer at plasten stadig vert brote ned i fleire og mindre bitar. I «*The North Pacific gyre*» påviser ein mindre plast i storleiken 0,33 – 0,99 mm enn i storleiken 1 – 4,75 mm, noko som kan tyde på at det finst ein mekanisme som fjernar mikroplast frå overflata (Eriksen, pers.kom. 05.02.2014).

I undersøkingar av mengda plastpartiklar i havet, utført med trål (333 µm opning) i ulike delar av vassøyla, har ein funne at ein på 10m djup vil sjå ein reduksjon i talet på plastpartiklar (Moore et al., 2001). Reduksjonen er størst for dei minste partiklane. Ved ei kvalitativ samanlikning av mikroplast i planktonprøver og sedimentprøver frå strender, fjøresone og havbotn, fann ein dei same typane av polymerane. Det vert peika på at dette ikkje er som forventa då ein i utgangspunktet skulle tru at eigenvekta til polymeren bestemte om den vert flytande eller søkk. Dette kan derimot peike mot at det er andre eigenskapar og mekanismar som spelar ei rolle for distribusjonen av mikroplasten (Thompson et al., 2004). Det vert ikkje gjeve noko framlegg til kva desse mekanismane kan vere.

Ein veit at i område der ein har vertikal rørsle i vatnet kan plastpartiklar verte omplasserte i vassøyla (Colton et al., 1974). Partiklar frå overflata kan verte drege nedover i vassøyla, medan partiklar frå botn kan verte ført oppover i vassøyla (Doyle et al., 2011). Slike rørsler oppstår mellom anna der ulike havstraumar møter kvarandre. Likeeins kan partiklar som vert tilført sjøen til dømes gjennom ei elv, og som i utgangspunktet ville ha søkke, verte halde suspendert i vassøyla av tidevasstraumen eller straumen i elva (Cole et al., 2011). At partiklar vert flytt vekk frå overflata med straumen kan føre til at ein undervurderer mengda av mikroplast i havet, då målingane i hovudsak skjer i havoverflata (Bergmann & Klages, 2012). Flyttinga vil også kunne auke konsentrasjonen av mikroplast i delar av vassøyla der det elles ville ha vore låge konsentrasjonar, og på denne måten bidra til ei spreining av mikroplast i økosystema. På høgare breiddegrader vil ein ha stor veksling i faktorar som solinnstråling gjennom året. Dette er med på å gjeve meir ustabile vassmasser enn i ekvatoriale strøk, der ein ser ei større grad av stabil lagdeling. Det kan tenkast at ei større grad omrøring på høgare breiddegrader er med på å spreie mikroplasten i større grad enn i ekvatoriale strøk (Dale, pers.kom.).

Ved å hente opp sediment frå botn av djupare delar (1100 – 5000 m) av Atlanterhavet, Middelhavet og tilsvarande breiddegrader i Sørishavet har ein undersøkt om mikroplast (her: < 1mm) er tilstade i øvre delar av sedimenta (Van Cauwenberghe, Vanreusel, Mees, & Janssen, 2013). I utgangspunktet er desse djupa delar av dei marine miljøa som ein reknar for

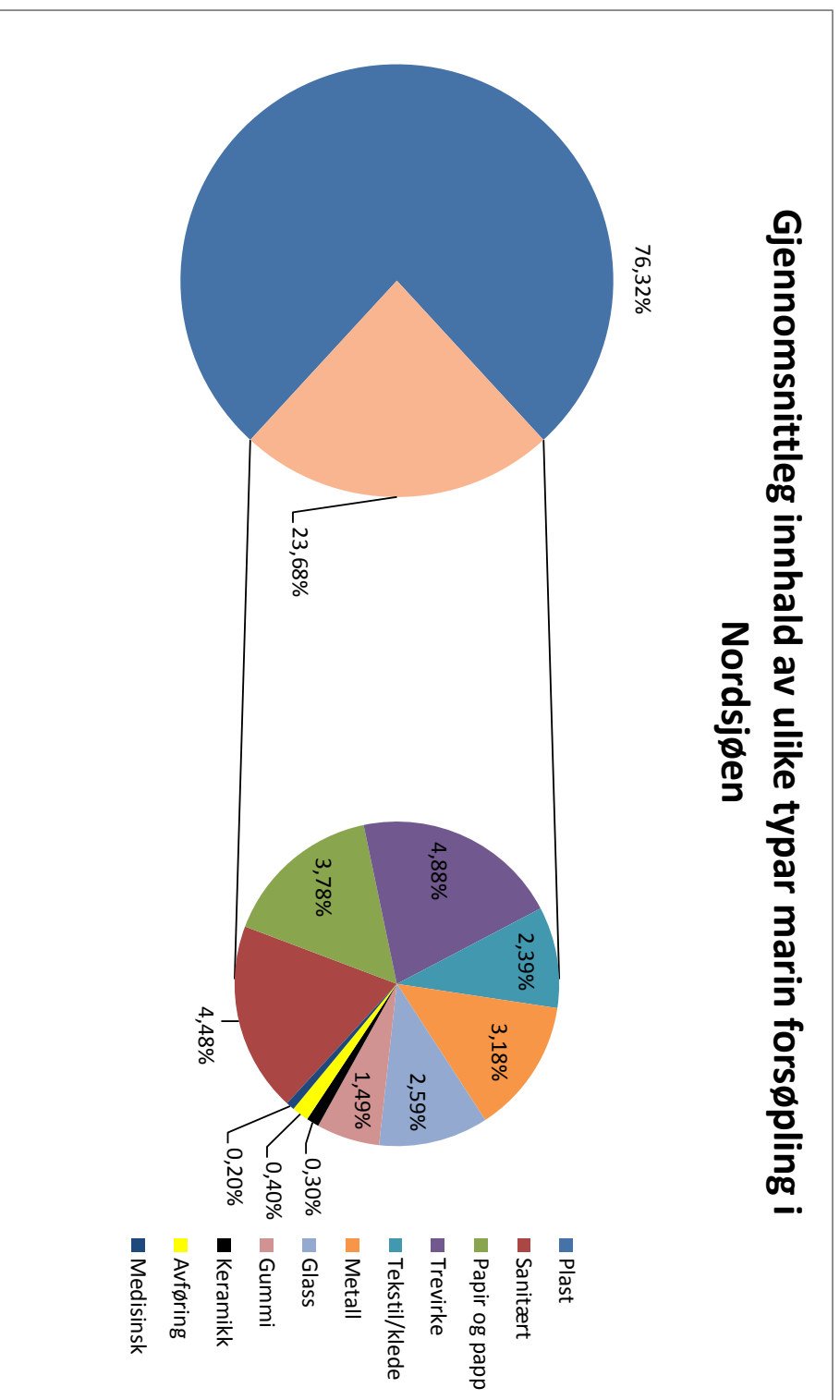
å vere særst lite påverka av antropogen forureining. Ein påviste likevel mikroplast i fleire av prøvene. Talet på prøver var lite og ein kan difor ikkje trekke konklusjonar utover at mikroplast er tilstade. Forskarane bak forsøket har ei hypotese om at mikroplast kan inngå i marin snø, der sjølv mikroplast som har lågare eigenvekt enn vatn vert sedimentert etter å ha vorte bunde i aggregat av biologiske mekanismar, og slik vert ført til djupare delar av havet (Van Cauwenberghe et al., 2013).

5.6. Marin forsøpling i norske farvatn

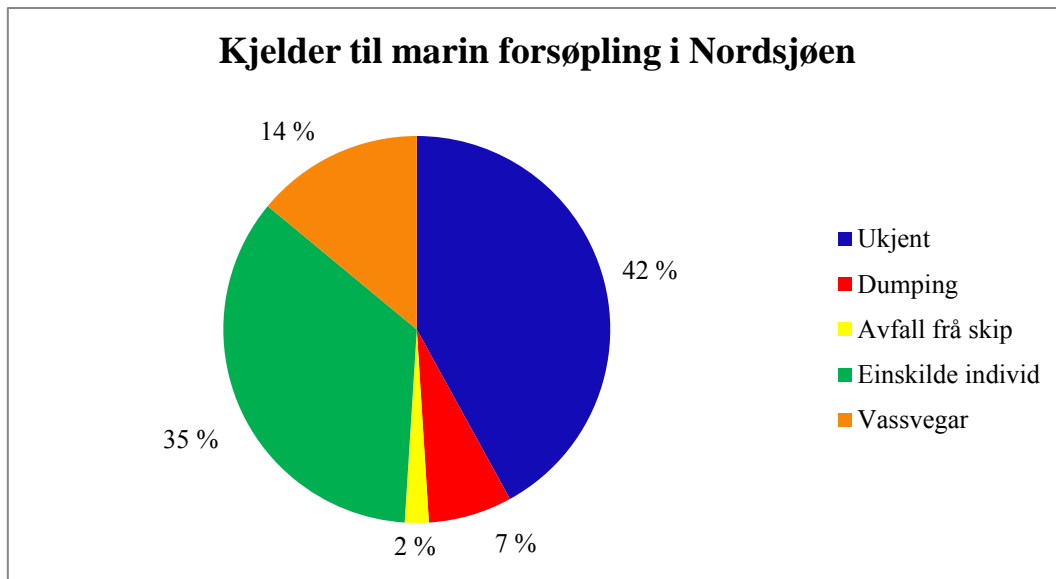
Ein har berre avgrensa kunnskap om omfanget og fordelinga mellom ulike kjelder til marin forsøpling i Noreg (Miljøverndepartementet, 2013b). I samband med OSPAR-konvensjonen har det vorte utført kartleggingar av marint søppel i norske farvatn, og i havområda som grensar til dei norske. Dei norske havområda, om lag frå Stad og nordover høyrer til i det som OSPAR definerer som region 1 «*Arctic waters*», medan havområda sør for Stad høyrer til i region 2 «*The Greater North Sea*» (OSPAR-commission, 2013) (Illustrasjon i vedlegg I).

I områda rundt Nordsjøen kan ein forvente stor tilførsel av plast, grunna høg levestandard og stor folketettleik (Wurpel et al., 2011). Ein estimerer at om lag 20 000 tonn avfall hamnar i Nordsjøen per år (Nordisk ministerråd, 2010). Også i Nordsjøområdet ser ein at ein stor del av plasten har fiskeri og skipsfart som kjelde, trass i andre konklusjonar på verdsbasis (van Franeker et al., 2011). Heile 50 % av den marine forsøplinga i Nordsjøområdet kjem frå havbaserte kjelder (Trouwborst, 2011). OSPAR-kommisjonen sitt arbeid i Nord-Atlanteren har vist at plasten utgjer 80 % av det marine søppelet i nord, medan det utgjer 62 % i sør. Ved strandryddeaksjonar har ein funne 600-1400 lekamar per 100m strand i region 2 «*Greater North Sea*». Det er skilnadar mellom søppelet ein finn i strandryddeaksjonar og ved tråling i vassmassane (OSPAR-commission, 2009). Figur 18 viser samansettinga til det marine søppelet i Nordsjøen ut frå materialtype, og figur 19 viser kjeldene til det same søppelet.

Gjennomsnittleg innhald av ulike typar marin forspøpling i Nordsjøen



Figur 18: Gjennomsnittleg samansetting til marint søppel i Nordsjøen. Omsett til norsk frå Mehlharr og Blepp, 2012.



Figur 19: Kjelder til marin forsopling i Nordsjøen.

Omsett til norsk frå Mehlhart og Blepp, 2012.

Strandryddeaksjonar har vist at sjølv om det er geografiske skilnadar, har den totale mengda av søppel ikkje vorte endra i tidsrommet 2000 – 2006. Frå den felles overvakinga av marin forsopling i Barentshavet utført av Noreg og Russland veit ein at plast er det materialet som dominerer, og at mykje av det marine søppelet kjem frå fiskerirelaterte aktivitetar (Grøsvik, pers.kom. 05.02.2014).

Konsentrasjonen av mikroplast er også undersøkt i Nordsjøen og ein har funne konsentrasjonar på 150 – 2400 partiklar per m³ (OSPAR-commission, 2009). I eit pilotstudie har ein rekna konsentrasjonen av mikroplast i dei opne havområda i Noreg for å vere låg, men det er mogleg at det lokalt er større konsentrasjonar nær kysten eller i fjordane (Miljøverndepartementet, 2013b).

Organisasjonen Hold Norge Rent har dei seinare år arrangert ein årleg strandryddedag. I utgangspunktet er dette ein særskilt dag der ein ryddar strender og registrerar funna over heile Noreg. I praksis vert nok strandryddinga utført over ein større periode. Ryddinga skjer ved at frivillige ryddar i fjøresona og fyller ut ei standardskjema, som sidan vert registrert hjå Hold Norge Rent. Figur 20 viser funn frå Strandryddeaksjonen 27.04.2013 på øya Runde i Møre og Romsdal. Mali Skogen som er kampanjeleiar hjå Hold Norge Rent, fortel at ein ikkje kan sjå på datamaterialet frå Strandryddedagen som vitskapleg innsamling av data, då det ofte er omtrentlege mengder eller anslått mengde som vert rapportert inn (Skogen, pers.kom.). At kvaliteten på opplysingar frå strandryddingar som er utført av frivillige ikkje er den beste, er

noko som er kjent frå andre delar av verda (Andrady, 2003). Det er mange grunnar til at datamaterialet ikkje vert korrekt. På skjemaet som vert nytta i Noreg skal ein registrere funna i kategoriane privatavfall, fiskeritstyr, røyk/hygiene og dumpa avfall. Det er ikkje alltid mogleg å avgjere opphavskjelda til avfallet, særleg gjeld dette for mindre bitar av avfall, som i tillegg ofte er vanskeleg og tidkrevjande å plukke. Nokre stadar opplev ein at det vert levert inn avfall frå hushalda under slike aksjonar, sidan det ofte er gratis å levere inn marint søppel etter ein slik aksjon (Lofoten Avfallsselskap, 2011). Det kjem også tilbakemeldingar frå dei frivillige på at ein ikkje vil utføre registreringa eller ikkje ser meininga med å gjere nøyaktige registreringar (Bjørndal, 2012c).



Figur 20: Søppel samla inn under Strandryddedagen 27.04.2013, på Runde i Møre og Romsdal. Foto: Janne Bareksten

I Lofoten har ein gjennom Lofoten avfallsselskap, i samarbeid med Hold Norge Rent, gjennomført strandryddeveke i 2011 og 2012. Under strandryddeveka i 2012 vart det rydda over 20 tonn søppel frå fjøresona i Lofoten (Lofoten Avfallsselskap, 2012). Fiskeri og oppdrett er ein vesentleg kjelde til marint søppel i denne landsdelen (Bjørndal, 2011). Ser ein på dei samla funna i Lofoten desse to åra er udefinerlege plastbitar og tau dei to kategoriane som det heilt klart vert funne mest av (målt i talet på funn) (Lofoten Avfallsselskap, 2012). Noko av det som har vorte trekt fram med bekymring i rapportane etter prosjektet er funn av farleg avfall, som dunkar og fat med spillolje (Lofoten Avfallsselskap, 2011). Under strandryddeaksjonane ser ein også mange plastflasker som har innehaldt såpe, som i verste fall kan ha samband med at ein brukar såpe til å fjerne synleg oljesøl på havoverflata (Strand, pers.kom., 05.02.2014).

I perioden 2000 – 2007 vart det samla inn søppel frå strendene frå svenskegrensa til Aust-Agder. Talmaterialet omfattar både søppel frå søppelbøtter og søppel som er plukka på stranda. Ein estimerte her at for kvar sesong vart det samla inn 570 000 – 742 000 kg med søppel. Ein vurderer vidare at den reelle mengda av marint søppel i området er større (OSPAR-commission, 2009).

Analyser frå alle innsamla data under Strandryddedagen viser at i hovudsak kjem søppelet langs Norskekysten frå aktivitet i Noreg og i norske farvatn (Bjørndal, 2012b). Samstundes vert langtransportert søppel rekna for å vere ein vesentleg kjelde i Skagerak og Nordsjøen (Miljøverndepartementet, 2013b). Tabell 6 viser dei 10 mest talrike funna under Strandryddedagen 2011 basert på det nasjonale datamaterialet. Om ein samanliknar denne med tabell 4 (s.49) som viser dei ti mest talrike globale funna, ser ein at posar, korkar, sigarettar/sigarettfilter, tau og plastflasker er kategoriar som er mellom dei mest talrike funna. Ein bør merke seg at kategoriane ikkje nødvendigvis omfattar dei same tinga.

Tabell 6: Dei 10 mest talrike funna frå det nasjonale datasettet etter Strandryddedagen 2011 (Bjørndal, 2012b).

**TOPP TI FUNN FRA
STRANDRYDDEDAGEN 2011**

Type avfall	Antall plukket
Udefinerbare plastbiter	8813
Tau under 50 cm	5664
Korker av plast og metall	5445
Sigaretter og sigarettfilter	2993
Pakkebånd og strips	2812
Isopor	2799
Plastposer	2783
Plastflasker fra mat	2507
Tau over 50 cm	2299
Drikkeflasker av plast	1888

6. Effektar av plast i marine miljø

6.1. Skifte av fokus

Plasten som er i dei marine miljøa påverkar marine organismar på fleire måtar (Allsopp, Walters, Santillo, & Johnston, 2006; Hals et al., 2011). Det er registrert negative effektar av plastforureininga på 663 artar, til og med på landlevande pattedyr som kjem i kontakt med plasten i fjøresona (Eriksen, pers.kom. 05.02.2014). Det er også nokre positive effektar på økosystema. Det første som kom i fokus var skadane plast gjer på store organismar, som til dømes skilpadder. Skadane oppstår når dyra får plast sittande fast på kroppen, vert sittande fast i plasten eller når plasten vert eten. Denne typen skader er som registrert hjå fleire hundre artar (Derraik, 2002). Sjansen for at ei dautt dyr søkk, eller går i oppløysing i havet, er større enn sjansen for at det driv til land eller på anna måte vert observert og registrert. Dette gjer det utfordrande å estimere talet på dyr som døyr grunna kontakt med søppel (Laist, 1987). I den seinare år har ein sett at fokuset har vorte forskyve mot dei mindre synlege utfordringane knytt til plast i marine miljø, i form av mikroplast (NIVA, 2013).

6.2. Ytre effektar på organismar

6.2.1. Kuttskader og dyr som sit fast

Dei ytre effektane omfattar dei verknadane som plasten har på organismar den kjem i kontakt med utan at plasten har vore oppteken i/eten av organismen. At organismar vert sittande fast i søppel, eller får søppel sittande fast til kroppen, er ein viktig årsak til dødsfall i mange taksa, men ein veit ikkje om dette har effektar på populasjonsnivå (Votier, Archibald, Morgan, & Morgan, 2011). Påverknad av marint søppel og plast er først og fremst skildra for marine pattedyr, sjøfugl og skilpadder (McIntosh, Simonds, Donohue, Mason, & Carbajal, 2000; Wurpel et al., 2011). Mellom anna er det på Hawaii dokumentert dødsfall grunna fastsitting i marint søppel for alle artar av havskilpadder som lev der (Donohue, Boland, Sramek, & Antonelis, 2001).

Tabell 7 viser funn av dyr som var innvikla i søppel under International Coastal Cleanup i 2007, samt kva type dyr det var og kva type søppel dei sat fast i. Då dette er tal frå strandryddeaksjonar er det rimeleg å anta at materialet berre inkluderer funn av daude og eventuelt skada dyr i fjøresona. Tabellen gjev difor ikkje eit representativt bilete av problemet si totale utbreiing. Fuglar, invertebrater og fisk utgjer storparten av dyra i desse funna, medan fiskesnøre er utgjer over 45 % av typen søppel.

Kuttskader kan oppstå i kontakt med søppel. Når plast, som til dømes tau, vert sittande fast rundt eit dyr vil dette kunne føre til utvikling av sår, som kan verte infiserte. Hjå mellom anna ulike typar sel ser ein at unge dyr får plast sittande fast rundt kroppen. Når dyret veks vil plasten kunne hemme veksten, utvikle sår, gro inn i vevet eller hemme gassutveksling, eller i verste fall kvele dyret dersom plasten sit rundt nakken eller klemmer over dyret slik at lungene ikkje kan utvide seg (Gregory, 2009; Hals et al., 2011). Hindring av respirasjon kan også skje når plast vert vikla inn i gjellene på fisk og andre organismar (Hals et al., 2011).

Tabell 7: Funn av dyr innvikla i søppel under strandryddeaksjonane i samband med International Coastal Cleanup i 2007 (UNEP, 2009). Typen søppel og den overordna gruppa dyret høyrte til i er gjeve for kvart funn. Tala er samla tal frå alle strandryddeaksjonane i verda.

Type of marine debris	Invertebrates	Fishes	Reptiles	Birds	Mammals	Amphibians	Total	Percent
Balloon ribbon/string	0	0	0	4	1	0	5	2.1
Beverage can	1	1	0	0	0	0	2	0.9
Building materials	2	0	0	0	2	0	4	1.7
Crab/lobster/fish traps	2	1	0	0	0	0	3	1.3
Fishing line	22	32	5	43	8	0	110	46.8
Fishing nets	13	12	0	6	4	0	35	14.9
Glass bottle	3	2	1	0	2	0	8	3.4
Miscellaneous	2	0	2	5	1	0	10	4.3
Plastic bags	2	3	0	12	5	0	22	9.4
Plastic container	0	0	0	0	1	0	1	0.4
Rope	1	9	2	6	5	1	24	10.2
Six-pack holders	0	2	0	1	0	0	3	1.3
Tire	0	1	1	0	0	0	2	0.9
Wire	1	0	4	4	1	0	6	2.6
Totals	49	63	11	81	30	1	235	100
Total Percentage	20.9	26.8	4.7	34.5	12.8	0.4	100	

Rhizoprionodon lalandii er ein hai som lev utanfor kysten av Brasil. Fleire unge individ av denne arten, som har vorte fanga gjennom ordinært fiske, har hatt plastringar tredd over hovudet (figur 21) (Sazima, Gadig, Namora, & Motta, 2002). Ringane kjem frå store plastflasker, og utgjer den nedste delen av korken, som ofte sit att når ein opnar flaska. Hjø individ som har hatt plastringen sittande rundt hovudet ei tid har ein observert effektar som: avmagring grunna at kjeven berre kan opnast delvis, skader på vevet når dyret veks eller at ringen gneg seg inn i vevet. Truleg vil individ også oppleve nedsett respirasjon fordi ringen klemmer om gjellelokka.

Figur 21: Hai som har fått ein plastring frå ei stor flaske tredd over hovudet

(Sazima et al., 2002).

[Illustrasjonen er kun tilgjengeleg i den trykte utgåva.]

Plast som sit fast på eit dyr vil også kunne hemme rørslene til dyret (Miljøverndepartementet, 2013b), noko som kan påverke moglegheita til å skaffe seg mat, unngå predatorar eller føre til drukning av til dømes marine pattedyr og fugl (Gregory, 2009). Selar er observert medan dei aktivt undersøker fiskereiskap som sit fast i korallrev på Hawaii (Donohue et al., 2001). At dyra er nyfikne er med på å gjere at mange sel vert sittande fast i eller får søppel sittande fast på kroppen. Hjø pelssel (*Callorhinus ursinus*), som lev i det nordlege Stillehavet har ein estimert at eit individ som har 200 g med garn sittande fast på kroppen vil ha eit firedobbelt behov for energi samanlikna med eit vanleg individ (Derraik, 2002). Det er auka energibehovet er knytt til vanskar med å røre seg og vanskar med å få tak i mat.

Nokre fuglar som til dømes havsule (*Morus bassanus*) brukar plast, ofte i form av tauverk, som reirmateriale. Ei undersøking på Grassholm i Wales, hadde fokus på bruken av plast i reirmateriale og dødsfall knytt til dette. Over ein periode på 8 år fann ein 525 fuglar som var innvikla i plast frå reira, i hovudsak kyllingar (Votier et al., 2011).

Ein finn også fastsittande organismar som svampar og sjøanemonar som har plast, til dømes i form av fiskesnøre, sittande fast til organismen. På Hawaii ser ein at tapt fiskerireiskap har negativ innverknad på korallreva, då korallane vert skadde (UNEP, 2011a).

6.2.2. Spøkelsesfiske

Problema knytt til fiskereiskap, i sær garn, som vert drivande i sjøen er også eit tema som har fått mykje merksemd. Dette fenomenet vert ofte omtalt som spøkelsesfiske. Fiskereiskap er utvikla for å ha lang levetid (Andrady, 2003), og medfører at dei er motstandsdyktig mot effektane av opphald i marine miljø. Samanlikna med til dømes hamp som tidelgare vart nytta, har syntetisk fiskereiskap ei mykje lengre levetid og i tillegg betre flyteevne (Gregory, 2009). Dei fleste dokumenterte hendingane der større dyr som sit fast i plast er knytt til fiskerirelatert søppel, som garn, fiskesnøre og tauverk (McIntosh et al., 2000).

Garn og anna fiskereiskap som vert dumpa eller kjem vekk vil halde fram med å fiske (figur 22). Fisk som sit i garnet vil tiltrekke seg rovdyr og åtseletarar, som igjen risikerer å verte sittande fast. Eit slikt fiske kan halde fram lenge, om ikkje garnet klumpar seg saman eller vert rive sundt. Garn som vert brukt etter fiske på blåkveite (*Reinhardtius hippoglossoides*) kan halde fram å fiske i 2-3 år (Hareide et al., 2005). Eit avgrensa forsøk (berre 2 garn) i Storbritannia viste at garn som vart ståande under vatn heldt fram med å fiske i 9 månadar, og at krepsdyr utgjorde den største delen av fangsten over tid (Kaiser, Bullimore, Newman, Lock & Gilbert, 1996). Garn, liner og anna fiskeriutstyr som går tapt og som flyt vil ofte klumpe seg saman i løpet av få veker (Laist, 1987), og på denne måten redusere faren for at dei held fram med å fange like mange dyr. På Hawaii er sel observert medan dei aktivt undersøker fiskereiskap som sit fast på korallreva, og sel og skilpadder er observert medan dei kviler på masser av fiskereiskap (Donohue et al., 2001). I Australia vart det funne fire drukna selungar i ei teine som hadde drive inn mot land. Ein reknar med at selungane hadde krype inn i teina under lågvatn, og hadde vorte drukna når vatnet steig og dei ikkje kom seg ut att (Page et al., 2004).

Det har ikkje lukkast å få ei oversikt over mengda med fiskereiskap som kjem vekk eller vert dumpa i havet, men den er truleg stor. Som eit døme på tap av fiskereiskap kan ein sjå til fiske etter hai og breiflabb i britiske havområder (Hareide et al., 2005). Frå midten av 1990-åra utgjorde denne flåten om lag 50 fartøy. Basert på leitetokt etter garn har ein gjort eit overslag over tap / dumping av garn frå denne flåten. Ein estimerte tapet til 1254 km garn kvart år.

Dette er ein type fiske som etterlet seg meir garn i sjøen, enn mange andre typar. Tidleg på 1990-talet estimerte ein i Canada at 10 % av fiskeritstyret gjekk tapt, og at dette resulterte i eit tap i bestanden som det vart fiska etter på om lag 10 % (Moore, 2008).

*Figur 22: Spøkelsesgarn plukka opp på 600 m djup utanfor Hebridene i 2004
(Hareide et al., 2005).*

[Illustrasjonen er kun tilgjengeleg i den trykte utgåva.]

6.3. Indre effektar på organismar

6.3.1. Inntak av plast

At organismar passivt eller aktivt tek inn plast skjer mykje oftare enn at organismar vert vikla inn i eller sit fast i plast (Ryan et al., 2009). Storleiken til plasten vil påverke kva type organismar som tek den inn. Inntak av makroplast skjer berre hjå store organismar. Det er mykje litteratur tilgjengeleg om denne typen inntak av plast. Allereie på 1960-talet fekk ein

kunnskap om at sjøfugl hadde plast i mageinnhaldet (Barnes et al., 2009). På denne tida var den globale produksjonen av plast mindre enn ein tidel av dagens produksjon (Cole et al., 2011).

Når ein organisme har innteke plast kan plasten sjølvsagt passere gjennom fordøyingssystemet utan at dette har nokon effekt. Plasten kan og ha ulike skadelege effektar når den først er teke inn i organismen. Effektane vil variere med kva som er innteke og kva type organisme det er snakk om. Dei skadelege effektane er best dokumentert for større organismar og kan vere (Allsopp et al., 2006; Hals et al., 2011):

- Plasten kan sitte fast i svelget eller i øvst i spiserøyret der den hindrar respirasjonen til organismen.
- Plasten kan sette seg fast i fordøyingssystemet, og hindre inntak av mat, fordøyingsprosessen eller utskiljingsprosessar.
- Plast som ikkje vert utskilt frå magesekken vil ta opp plass og redusere matinntaket eller kjensla av svolt, slik at organismen vert feilernært, svekka eller svelt.
- Plast kan gjere skader på fordøyingssystemet, først og fremst gjennom rifter som kan fører til bløding og infeksjon, eller gjennom utvikling av magesår.
- Forgiftingar (kap. 6.4.)

6.3.2. Inntak av mikroplast

Det er usikkerheit rundt inntak av mikroplast og effektar av dette. Dei mange tonna med plast som vert fragmentert i havet gjev opphav til mengder av plastfragment i alle storleikar og fargar. Desse vil kunne verte forveksla med meir eller mindre alle typar næringskjelder som finst i havet (Derraik, 2002). Truleg er filtrerande organismar og fuglar som i hovudsak finn føde øvst i vassøyla dei som er mest utsette for inntak av mikroplast (Moore et. al., 2001).

Då mikroplasten har ein storleik som svarar til storleiken til sediment og nokre typar plankton, vil plasten i utgangspunktet vere tilgjengeleg for ei rekke organismar, og særleg organismar på låge trofiske nivå (Andrady, 2011; Wright et al., 2013). Relativt få prosent (< 10 %) av dei mindre plastbitane har påvekt. Det er difor lite sannsynleg at slik plast vert innteke fordi påvekstorganismane vert oppfatta av mat. På den andre sida er det mogleg at filtrerande organismar lengre ned i vassøyla kan ta inn grodde plastfragment på grunn av påveksten (Moore et.al., 2001). Samstundes veit ein at det er ei rekke organismar, særleg på lågare trofiske nivå, som tek inn partikulær næring utan seleksjon. Desse vil ta inn partiklar i ein viss

storleik utan å kunne skilje mellom ulike typar partiklar (Cole et al., 2011; Derraik, 2002). På grunnlag av dette vil det vere rimeleg å anta at slike organismar også tek inn mikroplast. Inntak av plast frå sediment vil kunne føre plast som er sedimentert tilbake i næringskjeda (Graham & Thompson, 2009).

For mindre dyr kan mikroplast i teorien påverke næringsopptak gjennom liknande prosessar som ein ser hjå større organismar i samband med inntak av makroplast. Til dømes kan inntak av mikroplast føre til blokkering i tarmsystemet hjå små fisk (Carpenter, Anderson, Miklas, Peck, & Harvey, 1972). Særskilt vil trådforma plastfragment kunne vikle seg saman og skape blokkeringar i fordøyingsystemet hjå små organismar (Cole et al., 2013). Plastfragment kan feste seg til apparat for næringsopptak (til dømes tentaklar og ciljar), i fordøyingskanalar eller i andre delar av organismen som er knytt til fordøyingsprosessen (Cole et al., 2011). Dei aller minste partiklane vil kunne verte teke gjennom endocytose (Andrady, 2011). Endocytose er ein prosess som ein mellom anna kan finne hjå amøbar, der ytterveggen i organismen lagar ein utposing som legg seg rundt ein partikkel, før partikkelen vert avsnørt i ei boble med yttervegg rundt (Fossum, 2009). Tabell 8 viser dømer på ulike opptaksmekanismar hjå marine invertebratar og algar. Mange organismar har mekanismar som gjer at partiklar som ikkje har næringsverdi, som til dømes sandkorn, berre passerar gjennom fordøyingsystemet. Slike mekanismar vil også kunne gjer seg gjeldane ved inntak av plast (Cole et al., 2011).

Tabell 8: Inntaksmekanismar hjå ulike invertebratar og algar (Wright et al., 2013).

Organisme	Inntaksmekanisme
Marine algar (t.d. <i>Scenedesmus</i>)	Absorpsjon av nanoplast
Mikrozooplankton (t.d. <i>Strombidium sulcatum</i>)	Tek inn partikulær næring i særskild storleik, og truleg og plast i same storleik
Mesozooplankton (t.d. hoppekreps og larvar av pigghudar)	Tek inn partikulær næring i særskild storleik, og truleg og plast i same storleik
Bentiske detritusetarar (t.d. manglebørstemark og sjøpølser)	Inntak av plast saman med andre partiklar, inntak gjennom partiklar av særskild storleik, selektivt inntak av plast.
Bentiske åtseletarar (t.d. sjøkreps)	Inntak av plast som følgjer med mat eller sediment

Allereie gjennom ei rekkje studiar frå 1970-talet vart opptak av PVC partiklar undersøkt. Ulike pattedyr (rotter, marsvin, kaninar, hundar, grisar og menneske) samt kylling vart fôra med partiklar (5 – 100 μm) av PVC og/eller stivelse, eller fekk partiklane rektalt (Volkheimer, 1975). Allereie få minuttar etter at dyra vart fôra med PVC og/eller stivelse fann ein partiklar i

blodbana hjå dei ulike typane dyr. Ein fann også att partiklane i galle, urin, i væska som omgjev hjerne (cerebrospinalfluid), lymfevæske og for dei største partiklane i vev i ulike organ. Etter 24 timar var dei fleste partiklane borte. Ein observerte utskiljing av partiklar i mellom anna urin og morsmjølk. I forsøka vart det brukt høge konsentrasjonar av plastpartiklar (til dømes 200 g med partiklar blanda i ein porsjon mat) og med omsyn til dette vil ikkje forsøka spegle den typen inntak av plastpartiklar som skjer i naturen. Likevel dokumenterer desse forsøka at dyr som tek inn plastpartiklar vil kunne ta opp partiklane i kroppen.

6.3.3. Marine pattedyr

Eit døme på mengdene plast som marine pattedyr kan ta inn finn ein hjå ein spermkval (*Physeter macrocephalus*) som vart funne daud på ei strand i Granada, Spania. Individet var ein hann på 10 m. Mageinnhaldet til dyret vart undersøkt for marint søppel (de Stephanis, Giménez, Carpinelli, Gutierrez-Exposito, & Cañadas, 2013). Ei samanfiltra masse av plast hadde rive seg gjennom vevet i magesekken, og dette var sannsynlegvis dødsårsaken. I tillegg var individet avmagra og hadde tomme tarmar. I kvalen sin magesekk fann ein 59 lekamar med plast (større enn 4 cm²), som hadde ei samla vekt på 15,427 kg og eit overflate areal på 37,48 m² (figur 23) (de Stephanis et al., 2013). Plasten stamma i hovudsak frå gartneridrift, som er ein viktig næringsveg i området. Det store overflatearealet til plasten er knytt til at flak av plastfolie utgjorde mykje av plasten. At dyr døyr på grunn av perforering av fordøyingssystemet er også påvist hjå andre artar, til dømes magellanpingvin (*Spheniscus magellanicus*) (Brandão, Braga, & Luque, 2011).

Ein kjenner og til at ulike artar av kval både følgjer etter fiskeutstyr i vassøyla og viklar seg inn i ulike fiskereiskap (Laist, 1987). Bardekvalar er grunna sin måte å ta til seg mat på i utgangspunktet utsett for å kunne ta inn mikroplast (Fossi et al., 2012).

I ei undersøking av inntak av plast hjå sel, nytta ein biologisk materiale frå 107 daude og stranda sel i Nederland, samt 125 fekalprøver frå opphaldsstadar til sel (Bravo Rebolledo, Van Franeker, Jansen, & Brasseur, 2013). Ein fann plast i mageinnhaldet til om lag 11 % av dei undersøkte selane, men ikkje i tarmar eller i fekalprøver. Dei unge individa hadde meir plast i magen enn dei eldre. Mykje av plasten ein fann var trådforma og ein meiner at dette kan ha samband med at selen er et fisk som sit fast i spøkelsesgarn. Alle selane som vart undersøkt

døyde av ein særskilt sjukdom, og ein kan ikkje fastslå om dette kan ha ført til at dyra sitt matinntak var annleis enn hjå friske individ.

Figur 23: Plast frå magen til spermkval funne daud på ei strand i Granada, Spania

(de Stephanis et al., 2013). [Illustrasjonen er kun tilgjengelig i den trykte utgåva].

På øya Macquarie (mellom Tasmania og Antarktis) vart det samla inn fekalprøver frå to artar av sel (*Arctocephalus tropicalis* og *Arctocephalus gazella*) (Eriksson & Burton, 2003).

Plastpartiklane (> 0,5 mm) ein fann i prøvene vart undersøkt. Ut i frå fysiske eigenskapar ved plastpartiklane meiner ein at dei i hovudsak var utgjort av sekundær mikroplast, og fråvær av polymerar med høgare tettleik enn vatn tyder på at dei kjem frå havoverflata. Det vart rekna som lite sannsynleg at partiklane skuldast kontaminering frå bakken eller at selen har innteke partiklane direkte frå vatnet. Ein ser difor på overføring av plast frå fisk til sel som den mest sannsynlege forklaringa på at ein fann plast i desse fekaliane.

6.3.4. Skilpadder

Inntak av plast og anna marint søppel er rekna som ein alvorleg trussel for mange av havskilpaddene (Gregory, 2009). Maneter er ein viktig næringskjelde for havskilpadder (Hals et al., 2011), og plastposar som flyt i vatnet vert forveksla med maneter (UNEP, 2006). Sjølv på 2000 meters djup har ein funne suspenderte plastposar som flyt opp ned og minner om maneter (Gregory, 2009).

6.3.5. Sjøfugl

Det er dokumentert at 44 % av sjøfuglartane får i seg plast som mat (Andrady, 2011). Hjå nokre artar vil føring av ungar, gjennom å gulpe opp att mageinnhald, føre til at kyllingane også får i seg plast. I ei undersøking av 1033 ulike fuglar funne på kysten North Carolina i USA fann ein at 55 % av artane hadde plast i magesekken (Derraik, 2002). Dei fuglane som vert hardest råka av problema knytt til inntak av plast er fuglar som migrerer eller som finn mat over store havområde (Laist, 1987). Dette har samband med at små plastfragment lett kan verte forveksla med mat i havoverflata (Cadée, 2002; Stevenson, 2011). Undersøkingar av mageinnhald hjå sjøfugl viser at dei selektivt tek inn plast som har mørk farge (Ryan, 2008). Dette kan ha samband med at desse plastbitane liknar fuglane si naturlege matkjelde.

Då plast i hovudsak er fråverande i fuglar si avføring meiner ein at plasten som vert eten ikkje kjem over i tarmsystemet (Laist, 1987). Vaksne fuglar kan truleg gulpe opp plast saman med anna mageinnhald, men ein har dokumentert at plast kan vere i magen i over eit år (Laist, 1987). I forsøk med høsekylling som vart fora med plastpellets gjekk måltidsstorleiken ned som følgje av mindre plass i magen og endring av føringinstinkt (Derraik, 2002). Hjå sjøfugl er det funne ein negativ korrelasjon mellom inntak av plast og kroppsvekt (Goldberg, 1997). Unge individ har ikkje den same evna til å gulpe opp att mageinnhaldet som vaksne fuglar. Plast i magesekken vil difor kunne føre til at ungen døyr av matmangel (Laist, 1987). Figur 24 viser ein død albatrosskylling med store mengder plast i magen.

I områda rundt Nordsjøen, har ein over mange år utført undersøkingar av mageinnhaldet til daude individ av havhest (*Fulmarus glacialis*). Havhesten er valt ut mellom anna fordi den ikkje gulpar opp at harde ufordøyelege bitar av maten etter at den har ete (van Franeker et al., 2011). Havhesten et berre frå overflata på det opne havet utan ein selektiv teknikk. Korkje kjønn, kondisjon eller dødsårsak ser ut til å påverke innhaldet av plast i magesekken (Avery-Gomm et al., 2012). Undersøkingar av havhest i Nederland viste følgjande trend over tidsrommet 1980 - 2010 (van Franeker et al., 2011):

- På 1980-talet hadde 91 % av havhestane plast i magesekken. Det gjennomsnittlege talet på lekamar var om lag 15 og hadde ei total vekt på 0,34 g.
- Rundt år 2000 hadde 98 % av fuglane plast i magesekken, i gjennomsnitt 30 lekamar med ei samla vekt på 0,64 g.
- I perioden 2003 – 2007 hadde i underkant av 95 % av fuglane plast i magen. Talet på lekamar var redusert til 26, medan vekta av plasten var redusert til 0,28 g.

Figur 24: Daud albatrosskylling, med store mengder plast i magen (Moore, 2008).

Foto: Cynthia Vanderlip, Algelita Marine Research Foundation.

[Illustrasjonen er kun tilgjengeleg i den trykte utgåva.]

Undersøking av fuglar frå Alaska viste ei liknande utvikling med sterk auke i mengda av plast i magesekken frå perioden 1969 – 1977 til 1988 – 1990 (Robards, Piatt, & Wohl, 1995). Ein observerte og ei auke i talet på artar som hadde plast i magesekken, talet på individ av kvar art som hadde plast i magen og i talet på plastfragment per individ.

Daude, stranda individ av magellanpingvin frå strender i nærleiken av Rio de Janeiro i Brazil har vore undersøkt med omsyn på plast i mageinnhald (Brandão et al., 2011). Heile 97 % av individa var juvenile. Datamaterialet er ikkje representativt for arten i sin heilskap, mellom anna grunna ein anna diett hjå yngre individ. Ein fann plast i magen til om lag 15 % av individa (både makro- og mikroplast). Då plasten ein fann i mageinnhald ikkje var blanda med fisk eller andre organismar meiner ein at det ikkje er snakk om plast som har vorte innteke saman med anna mat.

6.3.6. Fisk

I 2008 vart det gjennomført 11 overflatetrål i området der «*The North Pacific Gyre*» ligg. I sju av desse tråla fann ein fisk, i alt 670 individ av små (< 10cm) planktonetande fisk (Boerger et al., 2010). Av desse hadde 35 % plast i magesekken, og det gjennomsnittlege talet på plastlekamar var 2,1, med ei spreining på datamaterialet frå 1 til 83 lekamar. Ein fann i gjennomsnitt fleire plastlekamar i mageinnhaldet til dei store individa samanlikna med dei

mindre individa. Det er ikkje kjent om plasten vert verande i magesekken, eller om den kan skiljast ut saman med restar frå fordøyingsprosessen. Fargane på plasten som fisken hadde innteke tilsvara i hovudsak fargen på planktonet i området (figur 25).

I eit brasiliansk brakkvassområde ved ein elvemunning vart mageinnhald frå 182 individ av tre artar fisk (*Cathorops spixii*, *Cathorops agassizii* og *Sciades herzbergii*) undersøkt (Possatto, Barletta, Costa, Ivar do Sul, & Dantas, 2011). Artane lev av botnlevande organismar, og ein reknar med at inntak av plast skjer i samband med matinntak. Hjø 23 % av individa fann ein plast i mageinnhaldet. Storleiken til plasten vart ikkje undersøkt, men plastlekamane vert skildra som små. I fisk frå den engelske kanal fann ein plast i magen hjå 36,5 % av dei undersøkte fiskane (Lusher, McHugh, & Thompson, 2013). Materialet bestod av 504 fisk frå 10 ulike artar, der artane var pelagiske eller botnlevande. 92,4 % av plasten ein fann var mikroplast, og ein antek av fisken har innteke plasten saman med mat. Dei fleste plastfragmenta var trådforma og kunne relaterast til materialar som vert nytta i kommersielt fiske.

Figur 25: Forstørring av mageinnhald frå ein liten planktonetande fisk frå «The North Pacific gyre» (Boerger et al., 2010). Ein ser her to plastpartiklar (med ring rundt).

Dei resterande massane er plankton. [Illustrasjonen er kun tilgjengeleg i den trykte utgåva.]

Alepisaurus ferox er ein fiskeart som vert fanga mellom anna i linefiske ved Hawaii (Jantz, Morishige, Bruland, & Lepczyk, 2013). *A. ferox* er ein art som har eit lite selektivt inntak av mat, men som er rekna som fiskeetande. I ei undersøking av mageinnhald hjå *A. ferox* hadde om lag 25 % av dei i alt 192 undersøkte individa plast (makro- og mikroplast) i magen. I hovudsak var plasten i form av plastfragment (Jantz et al., 2013). I denne undersøkinga vart ikkje fragment < 1mm undersøkt, og i gjennomsnitt var dei plastfragmenta ein fann 166,2 mm lange og hadde eit areal på 25,9 mm².

I ei undersøking av 1504 fisk frå 26 ulike artar, fanga på 300 – 850 m djup i Middelhavet, fann ein derimot berre plast i magen hjå i underkant av 2 % av fiskane (Anastasopoulou, Mytilineou, Smith, & Papadopoulou, 2013). Dette er i eit havområde der ein veit at det er mykje marint søppel. I denne undersøkinga såg ein også at typen av plast som fisken hadde i magen kunne ha samanheng med fiskearten sine habitat. Mellom anna såg ein meir av hardplast hjå botnlevande fisk og fleire fragment av plastposar hjå pelagiske fisk.

Opptak av mikroplast i storleiken 0,5 mm vart påvist hjå to typar fiskelarvar allereie i 1972 (Carpenter et al., 1972). Dei same undersøkingane påviste også same type plast i magen hjå 8 av 14 ulike artar fisk som vart fanga. Innan for kvar art hadde 2,1 – 33 % av fiskane plast i magen.

Plast i mageinnhaldet til fisk frå Nordsjøen har vore undersøkt (Foekema et al., 2013). 1203 individ av torsk (*Gadus morhua*), hvitling (*Merlangius merlangus*), hyse (*Melanogrammus aeglefinus*), sild (*Clupea herengus*), taggmakrell (*Trachurus trachurus*), knurr (*Eutrigla gurnardus*) og makrell (*Scomber scombrus*) vart fanga i nordlege delar (55° – 60° N) og sørlege delar (49° – 56° N) av Nordsjøen. Det organiske materialet frå mageinnhaldet vart oppløyst og resterande partiklar vart silt gjennom sil med opningar på 0,2mm. Hjå torsk fann ein plast i magen hjå 13 % av individa, som var den høgaste prosentdelen mellom dei undersøkte artane. Hjå knurr og makrell fann ein ingen plastfragment. Set under eitt hadde 2,6 % av dei undersøkte individa plast i magen. Det var signifikant høgare prosentdel av fisken som hadde plast i magen hjå individa fanga i sørlege delar av Nordsjøen enn i nordlege delar. Meir enn 80 % av individa som hadde plast i magen hadde berre ein bit, noko som tydar på at plasten ikkje samlar seg opp i magen. Ein fann ingen skilnad på kondisjonen til fisk med og utan plast i mageinnhaldet. NIVA (Norsk institutt for vannforskning) har starta eit prosjekt der ein undersøker mikroplast i torsk frå ulike lokalitetar langs kysten av Noreg. Ein har påvist mikroplast i torsk frå Oslofjorden (Nerland, pers.kom. 05.02.2014).

6.3.7. Pigghuder

I eit forsøk undersøkte ein opptak av plastfragment gjennom inntak av sediment hjå fire ulike artar av sjøpølse (*Holothuroidea*) (Graham & Thompson, 2009). To av artane levde berre av organisk materiale frå sediment, medan dei to andre hadde filtrering som primært næringsinntak. Sjøpølsene vart plassert i kar med sediment som inneheldt anten fiber frå nylontau (0,25 – 1,5 mm), irregulære fragment frå eit PVC rør (0,25 – 15 mm) eller PVC pellets (4,0 mm). Sjøpølser er rekna for ikkje å ha nokon seleksjon for kva type partiklar dei tek inn, og ein arbeidde under hypotesen om at forholdet mellom plast og sand som sjøpølsene tok inn ville samsvare med forholdet mellom plast og sand i sedimentet. Resultata frå forsøket viste at det var ulikskapar mellom artane. Dei overordna funna i forsøket var at sjøpølsene tok inn meir plast enn ein hadde rekna med, og at dei mindre fragmenta utgjorde ein større del av den totale plastmengda i partiklane som var inntatt enn i sedimentet. Det var ein signifikant positiv korrelasjon mellom mengda innteke sand og mengda plast, likevel var delen plast i innteke sediment høgare enn i sedimentet i tanken. Dette kan tyde på at sjøpølsene har innteke plast framfor sand. Ei mogleg forklaring på dette kan vere at plastfragmenta har ei større overflate enn sandkorna, og at sjøpølsene difor kan skilje partiklane frå sandkorn, og i mindre grad vere avhengig av eit inntak av ei tilfeldig mengd sediment. Det vert også peika på at den glatte overflata til plasten hindrar sandkorna i å følgje med plastfragmenta når sjøpølsa får tak i plasten.

6.3.8. Krepsdyr

I eit forsøk utført i Storbritannia på forsommaren 2009 vart inntak av plast hjå sjøkrep (*Nephrops norvegicus*) undersøkt (Murray & Cowie, 2011). Det vart utført analyse av mageinnhald på 120 kreps fanga i det fri. 100 av dei 120 krepsane hadde plast i magen. Dei store individa hadde mindre plast i magesekken enn dei mindre individa. I tillegg utførte ein eit forsøk der krepsen vart føra med fisk som inneheldt fibrar frå PP-tau (polypropylen), ei kontrollgruppe vart fora med fisk som ikkje var tilsett fibrar. Før føringa hadde krepsane vore to veker utan mat. Eit døgn etter føring vart mageinnhaldet undersøkt. Alle individa som hadde vore føra med fisk med PP-fibrar hadde plast i magesekken (figur 26), men også 70 % av kontrollgruppa hadde plast i magesekken. Denne plasten må ha vore i magesekken før forsøket tok til, meir enn to veker tidlegare. Ein reknar med at plasten endar opp i magen på krepsen ved at den følgjer med maten eller sediment som krepsen får i seg. Det vil seie at ein reknar dette for å vere ein passiv prosess. Dei store individa hadde mindre plast i magesekken

enn dei mindre individa. Dette vert forklart med at dei anten har større evne til å sortere vekk plasten eller større evne til å skilje ut plast frå magen.

Figur 26: Forstørring (v.h.a. elektronmikroskop) av samantiltra plastfibrar frå magen til sjøkreps (Murray & Cowie, 2011). [Illustrasjonen er kun tilgjengeleg i den trykte utgåva.]

I eit forsøk undersøkte ein opptak av mikroplast i tangloppa, *Talitrus saltator* (figur 27), som er ein vanleg art på sandstrender i store delar av Europa (Ugolini, Ungherese, Ciofini, Lapucci, & Camaiti, 2013). Forsøket var tredelt og ein ville undersøke om tangloppa tok opp mikroplast, kor lenge mikroplasten vart verande i tangloppa og om tangloppa tok opp mikroplast under naturlege forhold. Fem tanglopper vart føra med fisk som inneheldt 10 % mikroplast (PE). Etter 24 timars eksponering påviste ein mikroplast i mageinnhaldet til tangloppene. Sidan vart 48 tanglopper eksponert på tilsvarende måte. Ein fjerna sidan fisken med mikroplast og gav dyra tilgang til vanleg fisk. Ein observerte mageinnhaldet etter 3 timar, 6 timar, 1 døgn, 2 døgn og 7 døgn etter at fisken som var forureina med plast vart fjerna. Mesteparten av mikroplasten var fjerna frå mageinnhaldet etter 1 døgn, men sjølv etter 7 døgn kunne ein påvise mikroplast. Ein kontrollerte også ekskrement frå 200 individ henta frå det fri. Ein påviste mikroplast i avføringa.

Figur 27. Tangloppe, Talitrus saltator (Encyclopedia of life, s.a.).

[Illustrasjonen er kun tilgjengeleg i den trykte utgåva.]

6.3.9. Muslingar

I eit forsøk med blåskjel (*Mytilus edulis*) var skjela utsett for mikroplast, for å undersøke om plastpartiklane vart halde tilbake i fordøyingssystemet, om partiklane kunne gå frå fordøyingssystemet og over i sirkulasjonssystemet, samt om dette var avhengig av storleiken (Browne, Dissanayake, Galloway, Lowe, & Thompson, 2008). Blåskjela tok opp mikroplast (PS) frå vatnet av ulik storleik (3,0 og 9,6 μm) i løpet av 12 timar. Blåskjel har som andre blautdyr eit ope sirkulasjonssystem der væska i systemet vert kalla hemolymfe (Hågvar, 1998). Etter 3 døgn kunne ein påvise mikroplasten i hemolymfen, og det var framleis mikroplast i sirkulasjonssystemet ved forsøket sin slutt etter 48 døgn (Browne et al., 2008). Det var meir enn 60 % fleire av dei små plastpartiklane (3,0 μm) enn av dei store (9,6 μm) i hemolymfen. Når organismen har eit ope sirkulasjonssystem der organa er i direkte kontakt med hemolymfen vil moglegheita for at plastpartiklane kan overførast til vev i organa auke.

I havet vil partiklar kunne flokkulere, og ein har og undersøkt kva betydning dette hadde for opptak av partiklane. Blåskjel og amerikansk østers (*Crassostrea virginica*) vart eksponert for einskilde partiklar av polystyren (0,1 μm) eller dei same partiklane etter at ein hadde tilsett eit flokkuleringsmiddel (Ward & Kach, 2009). I tillegg vart alle muslingane eksponert for større partiklar (10 μm) samstundes. Muslingane tek i utgangspunktet meir effektivt opp partiklar på 10 μm enn partiklar på 0,1 μm . I vatnet som vart tilsett flokkuleringsmiddel vart det danna fnokkar i storleiken 100 μm til fleire millimeter. Opptaket av einskilde partiklar på 0,1 μm var for lågt til at ein kunne måle det, medan dei same partiklane vart teke opp når dei førekom i fnokkar. Det var stor skilnad på korleis 0,1 μm partiklar og 10 μm partiklar vart fjerna frå muslingen. For 10 μm partiklar skjedde den største utskiljinga etter 6 timar, medan utskiljinga av 0,1 μm partiklar var størst etter 72 timar. Hjø muslingar finn ein mekanismar som gjer at

det skjer ein partikkelseleksjon i fordøyingssystemet, slik at partiklar med ulike eigenskapar vert fordøya på ulike måtar (Brillant & MacDonald, 2000). Dette vert peikt på som ei forklaring på kvifor ulike partiklar utskiljast med ulik fart (Ward & Kach, 2009).

Hjå muslingen *Placopecten magellanicus*, i kamskjelfamilien, har ein i forsøk observert at store (20 μm) partiklar av polystyren vert utskilt langsamare enn små partiklar (5 μm) (Brillant & MacDonald, 2000). Figur 28 viser eit av polystyrenpartiklane inne i fordøyingskjertel. Vidare vert lettare partiklar skilt ut langsamare enn tunge partiklar. Dette kan ha samanheng med korleis dei fysiske eigenskapane til partiklane innverkar på fordøyingsprosessen. Det er også mogleg at det er ei tilpassing til å la partiklar som har same eigenskapar som ufordøyelege partiklar, til dømes sandkorn som er små og forholdsvis tunge, passere gjennom fordøyingsystemet raskt (Brillant & MacDonald, 2000).

*Figur 28: Plastpartikkel i fordøyingskjertel hjå musling. Det runde objektet merka med B er ein 20 μm polystyrenpartikkel. Utsnittet er teke frå ein fordøyingsmuskel hjå muslingen *Placopecten magellanicus* (Brillant & MacDonald, 2000).*

[Illustrasjonen er kun tilgjengeleg i den trykte utgåva.]

6.3.10. Zooplankton og andre organismar

Zooplankton har ei fundamental rolle i dei marine økosystema, både som eit lågt trofisk nivå og gjennom at tallause artar har eit juvenilt stadium som zooplankton (Cole et al., 2013).

Gjennom eit forsøk undersøkte ein inntak av mikroplast ($\leq 31\mu\text{m}$) hjå fleire typar zooplankton og observerte korleis dette påverka næringsinntak og andre funksjonar (Cole et al., 2013). 15 ulike taxa av zooplankton som er vanlege i Den engelske kanal vart halde i sjøvatn saman med polystyren granulat i storleiken $7,3 - 30,6\mu\text{m}$, og sidan undersøkt med mikroskop. I tillegg vart hoppekrepsen *Temora longicornis* eksponert for endå mindre mikroplast ($0,4 - 3,8\mu\text{m}$), og sidan undersøkt for ytre og indre påverknad. Storleiken på plasten var tilpassa storleiken på næringa som planktonet tar til seg. Ein såg at storparten av zooplanktona tok opp plast gjennom næringsinntak. Mellom anna påviste ein opptak av plast gjennom næringsinntak hjå hoppekreps, larvar av tiftokreps (*decapoda*) og muslingar (*bivalva*) (figur 29), og i alt hjå storparten av dei undersøkte zooplanktona, uavhengig av måten planktonet tok inn næring på. Hjå planktona som ikkje hadde tilgang til næringspartiklar vart plasten verande i fordøyingsystemet i inntil 7 dagar. I tillegg påviste ein hjå hoppekrepsen *Centropages typicus* at inntaket av næringspartiklar vart redusert når konsentrasjonen av plast auka. Ein såg også at plasten samla seg mellom ulike ytre strukturar på planktonet. Dette vil kunne påverke evna til å røre seg, orientere seg og finne mat.

I eit forsøk undersøkte ein korleis mikroplast PS ($20\mu\text{m}$) vart absorbert til ein cellulosefilm og i to ulike algar (Bhattacharya, Lin, Turner, & Ke, 2010). Ein observerte at mikroplasten vart absorbert i større grad om partiklane var ladd, særskilt om dei var positivt ladde. Hjå algane (*Chlorella* og *Scenedesmus*) påviste ein etter eksponering for vatn med mikroplast at fotosynteseaktiviteten vart redusert. Dette skuldast truleg at mikroplasten reduserte mengda lys som kom fram til algen. Forskarane føreslår at dette potensielt kan nyttast for å kontrollere oppblomstringar av algar i vassreservoar og liknande. I tillegg til dei forsøka og undersøkingane som er nemnde over skal plast og vere innteke av eller funne i vev hjå manglebørstemark (*Polychaeta*), rankefotingar (*Cirripedia*), amfipodar, mosdyr (*Bryozoa*) og salpar (*Thaliacea*) (Arthur et al., 2008; Moore, 2008; Thompson et al., 2004).

Figur 29: Mikroplast og zooplankton (Cole et al., 2013). Bilete I-V viser ulike typar zooplankton som har teke til seg plast (7,3 – 30,6 μm) frå omgjevnadane under eit laboratorieforsøk. Bilete VI viser plast (30,6 μm) som blir ekskretert frå zooplankton. Bilete VII viser plast (1,4 μm) som sit fast mellom ytre strukturar på zooplankton. Bilete VIII viser avføring frå zooplankton som inneheld plast (30,6 μm). Bileta er teke gjennom mikroskop. [Illustrasjonen er kun tilgjengeleg i den trykte utgåva.]

På havbotn finn ein søppel som har vikla seg inn i ulike fastsittande organismar, som svamp og sjøanemonar (Bergmann & Klages, 2012). Dette kan skade organismane, til dømes ved at delar av ein organisme (til dømes korall) vert rive av, eller at fastsittande organismar vert rive lause (Brown & Macfadyen, 2007). Hjø svamp har ein sett at dette fører til at svampen vert meir utsett for sjukdom, predasjon og/eller hemmar veksten (Bergmann & Klages, 2012). På Hawaii har ein sett at garn og anna fiskeutstyr vert hengande fast i dei grunne områda på korallreva, og når bølgiene riv i garna vil dei knekke korallane, og garna vert frakta vidare i korallrevet til dei heng seg fast på ein ny stad (Donohue et al., 2001). Ein har funne garn der heile 20 % av vekten vert utgjort av avrivne korallar.

6.4. Toksikologiske verknadar

6.4.1. Nokre økotoksikologiske omgrep

Dei tre omgrepa biokonsentrering, bioakkumulering og biomagnifisering er sentrale innan økotoksikologien. Det er ikkje ved alle høve ein konsekvent bruk av omgrepa, men ein kan definere dei slik (Bjerregaard, 2005):

- Biokonsentrering: Når ein organisme har teke opp eit stoff, og konsentrasjonen i individet vert større enn i omgjevningen har det føregått ei biokonsentrering.
- Bioakkumulering: Bioakkumulering har funne stad når konsentrasjonen av eit stoff i eit individ vert større enn konsentrasjonen i næringskjelda til individet.
- Biomagnifisering: Når konsentrasjonen av eit stoff i eit individ aukar med individet sitt trofiske nivå, skjer det ei biomagnifisering.

Vanlegvis vert omgrepa berre nytta slik at stoffet det vert vist til er ei miljøgift/forureinande stoff. Omgrepet opphoping av miljøgifter vert også nytta i nokre samanhengar.

Hovudforklaringa på at desse prosessane finn stad er at miljøgiftene som eit individ tek opp i lita grad vert brote ned/skilt ut frå organismen.

POP (Persistent organic pollutants) er eit omgrep som referer til ei gruppe miljøgifter som grunna sine økotoksikologiske eigenskapar er regulert under Stockholm-konvensjonen.

Konvensjonen forbyr bruken eller legg restriksjonar på bruken av stoffa. Mellom desse stoffa finn ein pesticid og industrikjemikaliar, som til dømes DDT (diklor-difenyl-trikloretan) og PCB (poly-klorerte-bifenylar). POP har følgjande eigenskapar (Secretariat of the Stockholm Convention, 2008):

- Stoffa har særleg lang nedbrytingstid i naturen
- Prosessar i jord, vatn og luft gjer at stoffa har stor spreingspotensial
- Stoffa bind seg til fettvev i levande organismar, og vert biokonsentrert
- Stoffa er giftige for menneske og andre organismar

Det ligg utanfor denne oppgåva å sjå nærmare på kva som er effektane av dei ulike miljøgiftene som er nemnde. Generelt kan miljøgifter verke hormonforstyrrande, påverke fosterutvikling, vere kreftframkallande, fremje mutasjonar i arvematerialet og ha meir akutte effektar som kan føre til skade eller død hjå ulike organismar.

6.4.2. Potensielle økotoksikologiske effektar av mikroplast

Forgiftingsreaksjonar i samband med inntak av mikroplast er knytt til (Andrady, 2011):

- Restar frå stoff frå produksjonsprosessen eller tilsette stoff i plasten, som PCB og ftalat, kan leke ut frå plasten etter at den innteken i organismen.
- Sambindingar og stoff som vert til i eller vert frigjevne i nedbrytingsprosessen av plasten.
- Giftstoff som bind seg til mikroplast i sjøvatnet.

Nokon av dei potensielle utfordringane knytt til små plastfragment er opptak av mikroplast med miljøgifter på lågare trofiske nivå, med eventuell biokonsentrering/ bioakkumulering/ biomagnifisering og spreining av miljøgifter.

I forsøk med miljøgifter og mikroplast vil ein ofte utsette organismane for ein type plast med ei eller nokre få typar miljøgifter, i store konsentrasjonar og over eit avgrensa tidsrom. I naturen vil ein derimot verte utsett for mange typar plast, over lang tid og i låge konsentrasjonar. Miljøgiftene vil vere mange og i andre konsentrasjonar enn ved eit laborieforsøk. Dette gjer at ein har lite kunnskap om dei potensielle langtids- og synergieffektane som kan oppstå gjennom opptak av mikroplast under dei forholda som er i naturen (Wright et al., 2013).

Generelt er det i for lita grad kartlagt om miljøgifter som er bunde til plasten er tilgjengelege i dei ulike organismane dei verte teke opp i, og difor også i kva grad dei kan verte bioakkumulert eller -magnifisert (Andrady, 2011). Når mikroplast vert teke opp i organismane saman med eller i tillegg til miljøgifter kan dette påverke korleis miljøgiftene fordelar seg i kroppen, kor giftige stoffa vert og korleis dei vert omsett i kroppen, og det er avgjerande å få meir kunnskap om desse mekanismane (Oliveira, Ribeiro, Hylland, & Guilhermino, 2013). Til dømes kan sambindingar som er absorbert i plasten verte meir biotilgjengelege når den vert utsett for fordøyingsvæske. Dette vart påvist hjå fjøremark (*Arenicola marina*) som tok inn næring ureina med PAH (Voparil & Mayer, 2000).

Den største risikoen for forgiftingsreaksjonar vil truleg vere hjå organismar med lite volum, som zooplankton (Andrady, 2011). Dette fordi ein einskild plastpartikkel vil kunne innehalde nok miljøgifter til å framkalle forgiftingsreaksjonar. Det føreligg ikkje ei klar forståing for mekanismane som gjer det mogleg for ulike organismar å ta opp miljøgifter frå plast (Colabuono, Taniguchi, & Montone, 2010; Teuten et al., 2009).

6.4.3. Organiske miljøgifter bind seg til mikroplast

Mikroplast kan vere ein betydeleg kjelde til forureinande stoff og miljøgifter (Fossi et al., 2012). Mange miljøgifter er lite løselege i vatn. Miljøgifter med slike hydrofobe eigenskapar (til dømes PCB) vil kunne binde seg til plast i vatn (Fossi et al., 2012; Pascall, Zabik, Zabik, & Hernandez, 2005; Teuten et al., 2009), og førekjem i mikroplast i konsentrasjonar som er mange gongar større enn i sjøvatnet (Bhattacharya et al., 2010). Ved fragmentering av plasten vil ein totalt få eit auka overflate areal, noko som er med på å auke opptak av miljøgifter, ettersom dei bind seg til overflata (Teuten, Rowland, Galloway, & Thompson, 2007). Ein har funne positive korrelasjonar mellom alderen på mikroplast og mengda av forureining (Stevenson, 2011). At konsentrasjonen av miljøgifter aukar over tid kan også støtte opp om ei hypotese om at plasten tek opp miljøgifter frå omgjevnadane. Då ein veit at mange artar får i seg mikroplasten representerer dette ein potensiell transportveg for miljøgifter inn i økosystema.

Ein har i samband med undersøking av miljøgifter i nokre høve påvist om lag like høge eller høgare konsentrasjonar av giftene i mikroplast samanlikna med suspenderte partiklar og sediment (Mato et al., 2001; Teuten et al., 2007). Då suspenderte partiklar har gjennomsnittleg større overflate enn mikroplasten, kan om lag dei same konsentrasjonane av miljøgifter tyde på at mikroplasten bind relativt meir miljøgifter enn suspenderte partiklar. I tillegg har særleg dei typane plast som er rekna for å vere lettare enn vatn, eit større spreingspotensial enn mange andre typar partiklar, som ofte vil søkke over tid (Hirai et al., 2011).

Allereie i 1972 kom det fram at ein fann PCB på plastpartiklar langs austkysten av USA (Carpenter et al., 1972). Desse partiklane vert omtalt som kuleforma polystyren, blanke eller kvite og med ein gjennomsnittleg diameter på 0,5 mm. Med tanke på den noverande inndelinga av mikroplast er dette truleg primær mikroplast i form av råmateriale til plastproduksjon. Då PCB ikkje vart tilsett i produksjon av råmaterialet vart opptak av PCB frå sjøvatnet trekt fram som ei forklaring (Carpenter et al., 1972).

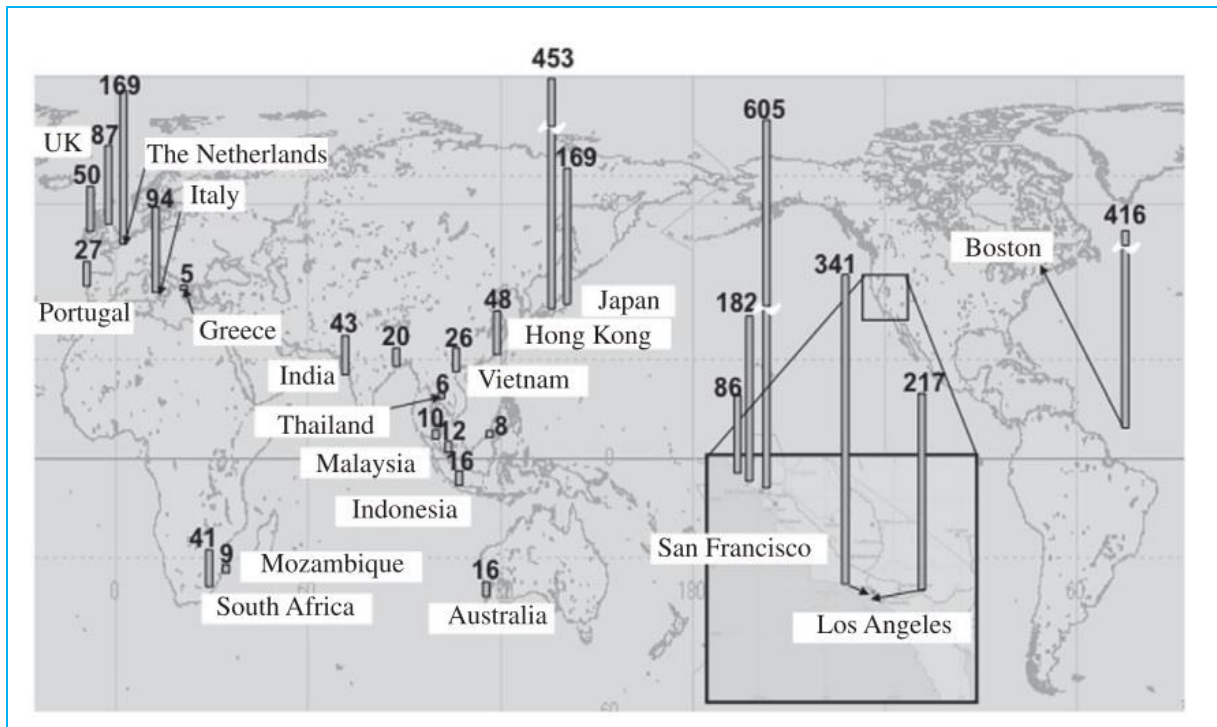
I ei undersøking av miljøgifter i primær mikroplast, i form av PP (polypropylen) pellets, i Japan vart det teke prøver av mikroplast, samt sediment og suspenderte partiklar frå same området (Mato et al., 2001). I tillegg gjorde ein eit forsøk der ein let ny primær mikroplast med låge konsentrasjonar av dei undersøkte miljøgiftene liggje i sjøvatn i seks dagar, for å analysere opptak frå sjøvatn. Ein gjorde målingar av konsentrasjonen av mellom anna PCB og DDE (DDE er eit nedbrytingsprodukt frå DDT), og påviste begge desse stoffa i alle prøver.

Konsentrasjonen av miljøgiftene vart rekna for å vere relativt høg, men for PCB og DDE vart liknande konsentrasjonar påvist i sedimenta og i suspenderte partiklar. Ein reknar opptak frå sjøvotn til å vere kjelda til PCB og DDE i plasten då forsøket med opptak i ny mikroplast viste stigande konsentrasjonar over tid.

Eit anna forsøk undersøkte ein opptak av PCB frå vatn i ulike typar plastfilm (Pascall et al., 2005). Ein fann at PE tok opp meir PCB enn PVC og PS. Basert på utrekningar fann ein også at mengda PCB som vert teke opp i PVC kan verte påverka av kva additiv som er i plasten. I eit liknande forsøk vart binding av fenantren (eit PAH) til PE, PP og PVC partiklar undersøkt (Teuten et al., 2007). Ein fann også her at PE var den plasten som tok opp mest av stoffet.

PCB, DDT og PAH har vore påvist i primær og sekundær mikroplast gjennom fleire liknande undersøkingar i ulike delar av verda, og opptak frå sjøvotn vert rekna som forureiningskjelda (Hirai et al., 2011; Rios, Moore, & Jones, 2007). Ein ser at konsentrasjonar av PCB i mikroplast speglar bruken av PCB (figur 30). I Vest Europa og USA finn ein høge konsentrasjonar, medan ein i område med mindre bruk som til dømes Afrika ser ein lågare konsentrasjonar i mikroplasten (UNEP, 2011b). Dette gjeld også for andre miljøgifter med hydrofobe eigenskapar (Hirai et al., 2011; Teuten et al., 2009).

I naturen kan ein forvente at plasten vert utsett for mange miljøgifter med ulik konsentrasjon. Potensielt vil dette kunne påverke plastpartiklane sitt opptak av dei ulike miljøgiftene. For å kaste lys over denne problemstillinga, om enn på liten skala, vart det utført eit forsøk med opptak av fenantren (eit PAH) og DDT i PVC og PE partiklar ved ulike konsentrasjonar av DDT i vatnet (Bakir, Rowland, & Thompson, 2012). Ein samanlikna resultat mot opptak i plasten når berre den eine miljøgifta var til stades. Analysane av resultat tyder på at opptaket av DDT i plast ikkje er påverka av konsentrasjonen av fenantren. Medan ein for fenantren fann at mindre fenantren vert teke opp i plasten når konsentrasjonen av DDT auka.



Figur 30: PCB innhald i mikroplast på strender. Figuren viser konsentrasjonen av PCB (ng/g pellets) i primær mikroplast frå strender i ulike delar av verda. PCB konsentrasjonen er basert på målingar av 13 ulike PCB- stoff (Teuten et al., 2009).

I eit større studie av absorbering av miljøgifter i plast, vart ulike typar plast (PET, HDPE, LDPE, PVC og PP) i form av primær mikroplast lagt i sjøvann på ulike lokalitetar i ei bukt i San Diego, USA (Rochman, Hoh, Hentschel, & Kaye, 2013). Ei gjorde målingar av innhaldet av 15 ulike PAH- stoff og 27 ulike PCB-stoff over ein periode på eit år. Hovudkonklusjonen frå studiet var at HDPE, LDPE og PP absorberte større mengder PAH og PCB enn PVC og PET, og at ein såg aukande innhald av miljøgiftene over tid. Skilnadane i absorbering er forklart med ulike eigenskapar i plaststoffa. Forskarane bak studien peiker på at ein på bakgrunn av denne kunnskapen bør bruke PET i produkt som ofte endar opp som marint søppel. Dette fordi PET absorberer relativt mindre miljøgifter, og i tillegg inneheld få additiv. Dei understreker samstundes at det kan vere annleis for andre miljøgifter enn PAH og PCB.

6.4.4. Metall bind seg til mikroplast

Primær mikroplast vert mellom anna nytta til sandblåsing. Ein kan nytte same granulatet opptil 10 gongar, og i prosessen kan plasten verte betydeleg ureina med tungmetall som kopar og tinn frå til dømes botnsmørjing på skip (Andrady, 2003). Om slik mikroplast hamnar i sjøen vil den vere ei potensiell kjelde til metallforureining. Generelt har det vore retta lite fokus på forholdet mellom mikroplast og metallforureining (Nakashima, Isobe, Kako, Itai, & Takahashi, 2012).

I ei undersøking vart det gjort analyser av 14 ulike typar metall i primær mikroplast frå strender i regionen rundt Plymouth i England (Ashton, Holmes, & Turner, 2010). Aluminium (Al), mangan (Mn), jern (Fe), sink (Zn), kadmium (Cd) og bly (Pb) var mellom stoffa som vart undersøkt. Ein samla også sediment frå dei same strendene som mikroplasten kom frå og let ny mikroplast verte eksponert for sjøvatt i ein periode på 8 veker. Ein forventa å finne lågare konsentrasjonar av metalla i mikroplasten enn i sedimenta rundt, mellom anna fordi sedimenta har større overflate og er meir porøse. Ein fann likevel at det for nokre metall og mikroplast frå enkelte lokalitetar ikkje var stor skilnad mellom konsentrasjonane. Bly, sink og kadmium vart mellom anna funne i høgare konsentrasjon i mikroplast enn i sediment på ein lokalitet. Mikroplasten som vart eksponert for sjøvatt fekk høgare konsentrasjon av nokre av metalla etter 8 veker, særskilt gjaldt dette jern og aluminium. Ein forventar at meir metall vert bunde til mikroplast når den vert eldre. Mellom anna fordi overflata vert større på grunn av nedbryting, plasten vert og meir porøs med tida og eigenskapane til overflata vert endra (Ashton et al., 2010).

I eit forsøk testa ein følgjande hypotesar: I) plast kan fungere som ein vektor for giftige metall til strendene og II) at metall lek ut frå plasten er ein mekanisme som forureinar strendene (Nakashima et al., 2012). Det vart gjort målingar av krom (Cr), kadmium (Cd), tinn (Sn), bly (Pb) og antimon (Sb) i eit utval av plastsøppel frå ei strand. Dette vart saman med kartlegging av mengdene av søppel på stranda ut frå ruteanalyser og foto brukt til å estimere den totale belastinga av metall. For tinn estimerte ein ei belastning på 2 ± 2 g og 313 ± 247 g for bly. For dei andre metalla vart det ikkje målt konsentrasjonar høge nok til å slå ut på måleinstrumenta. På strana vart det funne mange små flær av PVC, som ein visste inneheldt bly. Det vart samla inn flær som vart lagt i vatn for å undersøke kor mykje bly som lak ut over eit tidsrom på 120 timar. Ein fann auka konsentrasjon av bly i vatnet over tid, men vurderte det til at auka i konsentrasjon ikkje ville føre til negative konsekvensar på miljøet på stranda.

6.4.5. Miljøgifter som lek ut av plasten

I nokre høve er råmateriala som vert brukt i produksjon av polymerar, samt mellomprodukt og biprodukt frå produksjonsfasa langt farlegare enn sjølve polymeren (Lithner et al., 2011).

Nokre av monomerane og additiva ein brukar i produksjon av plast vert klassifisert som reproduksjonstoksiske, kreftframkallande, allergiframkallande, mutagene, akutt giftige eller giftige for miljøet, (Lithner, Damberg, Dave, & Larsson, 2009). Meir enn 50 % av verdas plastproduksjon er basert på monomerar som kan ha skadelege effektar, som til dømes PVC med bisfenol A (Rochman, 2013). Sjølv om polymerane i plasten vert rekna for å vere inerte grunna storleiken utgjer mikroplast ei miljøutfordring i seg sjølv, med tanke på monomerane og additiva (Rochman, 2013). Difor bør ein vurdere mikroplast som farlegare enn til dømes sediment som berre bind miljøgifter.

Bindingsforholda i plaststoffa gjer at enkelte stoff kan leke ut over tid eller verte frigjeve under bruk, etter påverknad frå vatn eller sollys eller frå nedbryting (Andrady, 2003; Lithner et al., 2009; Moore, 2008; Morét-Ferguson et al., 2010). Farten og mengdene av stoff som lek ut frå plasten er avhengig av mange faktorar, mellom anna permeabiliteten i polymeren, storleiken til molekylet av stoffet som kan leke ut, mediet som omgjev plasten og temperaturen (Lithner et al., 2011). Prosessen er forventa å vere raskast for additiv med små molekyl frå plast med store porar (Teuten et al., 2009). Ein kjenner til at både ftalat og bisfenol A kan leke ut frå plast (Moore, 2008; Morét-Ferguson et al., 2010).

I ein studie gjorde ein ei kartlegging av toksisiteten til 55 ulike polymerar som alle hadde eit årleg produksjonsvolum på meir enn 10 000 tonn på verdsbasis (Lithner et al., 2011). Ein samla inn informasjon rundt kva kjemiske stoff som inngjekk i produksjonen, og såg på kva vurderingar som var gjort rundt fareklasse på kvart einskilt av desse stoffa, i hovudsak på bakgrunn av fareklassering i EU og FN. Ein gjorde på bakgrunn av fare knytt til dei kjemiske stoffa ei vurdering av fare knytt til polymeren. Ein polymer som vert vurdert til å vere farleg i denne studien vil bestå at kjemiske stoff som er farlege, men dette treng ikkje bety at polymeren i seg sjølv har dei same eigenskapane. Likevel kan ein risikere at desse stoffa vert frigjeve gjennom bruk og nedbryting av polymeren. Lithner, Larsson og Dave si klassifisering opererte på ein logaritmisk skala der fareklasse II er ti gongar så farleg som fareklasse I. Denne klassifiseringa tek ikkje høgde for eksponering. Polymerane som vart vurdert til fareklasse V hadde kjemiske stoff som var kreftframkallande, mutagene, akutt giftige, persistente, bioakkumulerande, ozonnedbrytande og/eller eksplosive. I denne klassifiseringa vart mellom anna fleire PVC -polymerar klassifisert i fareklasse V, fleire polykarbonat

polymerar i klasse IV, PS, LDPE og HDPE i klasse II og PET og PP i klasse I. Ein fann også i denne studien ut at generelt er fareklassifisering som låg til grunn for studien knytt til i moglege helseeffektar på menneske og ikkje på miljøeffektar. I ein studie som ikkje er publisert har ein funne at minst 78 % av dei forureinande stoffa som FN sitt «*Environmental Protection Agency*» har klassifisert som prioriterte miljøgifter kan finnast i marint søppel (Rochman & Browne, 2013). Tilsvarende tal for EU si liste over prioriterte miljøgifter er 61 % .

I samband med undersøking av miljøgifter i PP pellets i Japan var det påvist nonylfenolar (NP) i alle prøver (Mato et al., 2001). Nonylfenolar er ei stoffgruppe som kan ha østrogenliknande effektar og som ein veit vert teke opp i fisk (Bjerregaard, 2005). Konsentrasjonen av NP vart rekna for å vere høg. Det vart samstundes med innsamlinga av prøvene utført forsøk der nye PP pellets var eksponert for sjøvattn. Konsentrasjonen i desse auka ikkje over tid. Ein reknar difor med at NP som er tilsett i produksjonen lek ut, og er grunnen til høg konsentrasjon i overflata av partiklane. Då miljøgiftene ofte er tilsett platen i form av additiv under produksjonen av dei ulike plastprodukta vil ein gjerne finne meir av desse i sekundær mikroplast enn i primær (Teuten et al., 2009). Miljøgifter som er additiv i plast kan vere mindre tilgjengeleg for biota enn miljøgifter som er berre er bunde til overflata (Hirai et al., 2011). Dette har samband med at miljøgiftene som er ein del av platen og ikkje har lekt ut til overflata ikkje på same måte vil vere i kontakt med fordøyingsystemet i organismar som miljøgiftene som er bunde på overflata.

I tillegg til dei miljøgiftene som lek ut av plast og som organismar vert utsett for gjennom fordøyingsprosessen vil også miljøgifter leke ut frå plast til sediment og vatn. Det kan difor også oppstå økotoksikologiske effektar knytt til plast gjennom dei abiotiske delane av økosystemet. Korleis bisfenol A lek ut frå plastrør, i form av PC (polykarbonat), til fersk- og sjøvattn har vore undersøkt (Sajiki & Yonekubo, 2003). Til forsøket vart det nytta vatn frå elver og havområde i nærleiken av Japan, med ein temperatur på 20 °C eller 37 °C. Ein fann at utlekninga av bisfenol A var heile 8 gongar høgare i sjøvattn enn i ferskvattn ved 20 °C (1,6 ng/ml/døgn i sjøvattn mot 0,2 ng/ml/døgn i ferskvattn). Ved 37 °C var utlekning til sjøvattn om lag 2,3 gongar så høg som til ferskvattn. Forskarane bak forsøket har ei hypotese om at skilnaden kan vere knytt til skilnaden av ioneinnhald i elve- og sjøvattn. Ut over dette kan ein merke seg at forsøket var utført med høg temperatur i vatnet.

I eit forsøk vart 18 ulike typar vatn på flaske, kjøpt i butikkar i Tyskland, undersøkt med omsyn på hormonhermande stoff (Wagner & Oehlmann, 2011). Mellom dei undersøkte

flaskene var det 5 produkt som var tilgjengeleg i både glas- og plastflasker (PET). For tre av desse fem produkta vart det påvist langt meir (+ 63,7 – 87,2 %) hormonliknande stoff i vatnet frå plastflasker enn i tilsvarande vatn frå glasflaske. I alt vart 11 av dei 18 produkta vurdert til å ha østrogenliknande effekt på kreftceller. Liknande funn skal også ha vore gjort i fleire tilsvarande forsøk. Ein kan ikkje med sikkerheit utelukke at dei hormonliknande stoffa kjem frå vasskjelda eller produksjonsprosessen, og ikkje frå plastflaska.

6.4.6. Funn i biologisk materiale

I Brazil utførte ein analyser av konsentrasjonen av PCB og organiske klorbaserte pesticid (alle sambindingane var POP) i mikroplast frå magen til 97 stormfuglar (*Procellariiformes*) (Colabuono et al., 2010). Ein fann plast i magen hjå 28 % av fuglane, og PCB og organiske klorbaserte pesticid vart påvist i både primær og sekundær plast (Colabuono et al., 2010). Kyllingar av *Calonectris leucomelas* (ein stormfugl) vart i Japan fôra med primærplast frå strandområder (Teuten et al., 2009). I oljen som kyllingane skil ut frå kjertlar ved nebbet fann ein meir PCB hjå individa som vart fôra med plastpartiklar og fisk enn hjå individa som berre fekk fisk. Skilnaden var ikkje statistisk signifikant. Ein fann derimot ein signifikant skilnad i kva type PCB ein fann hjå kyllingane som vart fôra med plastpartiklar og dei som ikkje fekk plast. Noko som tyder på at kyllingane tok opp PCB frå plasten.

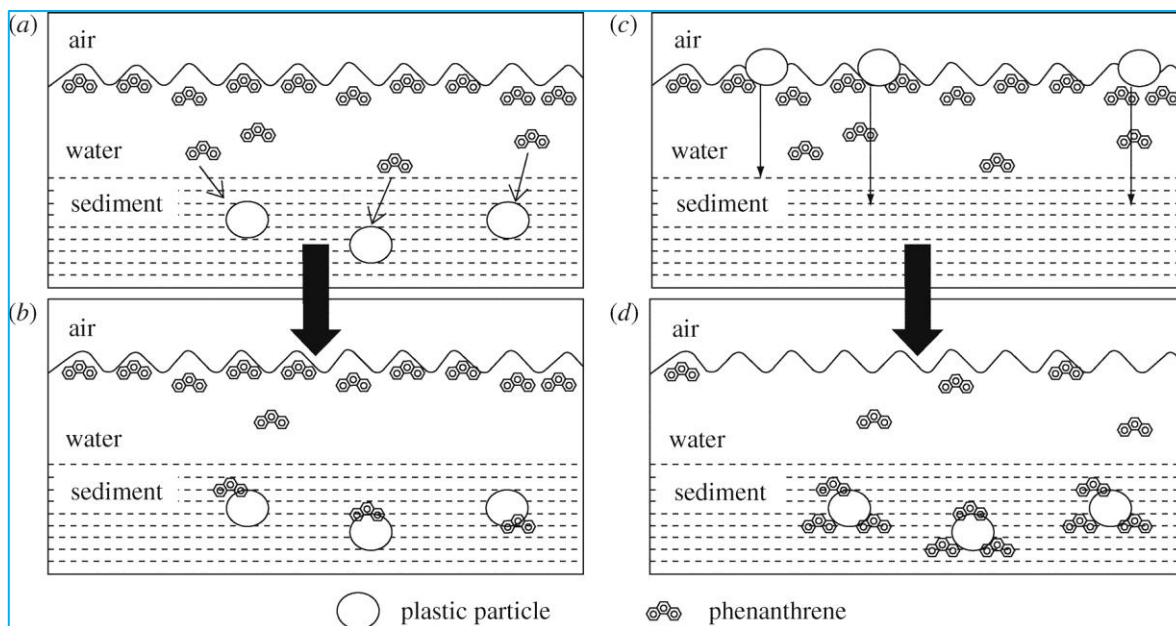
I biologisk materiale frå 20 storlire (også ein stormfugl) påviste ein PCB, DDT, DDE og dieldrin (eit anna pesticid rekna som POP) i feittvev hjå vaksne hoer (Ryan, Connell, & Gardner, 1988). Ein påviste dei same stoffa, med unntak av dieldrin, i egga til fuglane. I dette materialet var det korrelasjon mellom konsentrasjonane av dei ulike miljøgiftene. Det vil seie at dei fuglane eller egga som hadde høg konsentrasjon av ei type miljøgift også hadde høg konsentrasjon av dei andre. For PCB fann ein korrelasjon mellom konsentrasjonen i feittvevet og mengda av plast i magen til fuglane. Tilsvarande korrelasjon fann ein ikkje for dei andre undersøkte miljøgiftene. Ein har også funne korrelasjonar mellom PCB innhald i primær mikroplast og konsentrasjonen av PCB i muslingar (*Mytilus galloprovincialis* og *Perna viridis*) (Teuten et al., 2009).

Mageinnhald, plast frå mageinnhaldet, samt to typar byttedyr til *Puffinus tenuirostris*, ein fugl frå stormfuglfamilien, som lev i Stillehavet, var analysert med omsyn på ulike PBDE (ei gruppe bromerte flammehemmarar) (Tanaka et al., 2013). To av stoffa er regulert under Stockholm-konvensjonen som POP (Secretariat of the Stockholm Convention, 2008). Tolv fuglar vart undersøkt og ein fann plast i mageinnhaldet til alle, og PBDE var påvist i feittvev

frå fuglane sin mageregion (Tanaka et al., 2013). Ein påviste også PBDE i plast frå magen og i byttedyr. Tre av fuglane hadde typar av PBDE som ein ikkje kunne påvise i byttedyr, men i plasten frå magesekken. Forskarane bak analysane peiker på at dette er eit interessant funn i samband med påvising av opptak av miljøgifter frå plast, men understreker at ein har berre eit avgrensa datamateriale.

I eit forsøk med fjøremark (*Arenicola marina*) såg ein på opptak av fenantren (ein PAH) frå plast (PVC, PE og PP) (Teuten et al., 2007). Forsøket var delvis basert på observert opptak og delvis på matematisk modellering. Fjøremarken får næring gjennom inntak av sediment. Fordøyingsvæsker hjå mangebørstemark, som fjøremarken, er med på å gjere PAH meir biotilgjengeleg. Plast tok opp signifikant meir fenantren enn sediment (PE >> PP > PVC). Plastpartiklar med konsentrasjonar av fenantren som svarar til dei ein kan forvente å finne i plastpartiklar etter opphald i sjøoverflata vart tilsett sedimenta. Allereie ved tilsetting av plast i ein konsentrasjon på 1 ppm PE eller 14 ppm PP til sedimentet, estimerte ein at konsentrasjonen av fenantren i fjøremarken sitt vev ville auke med 80 %. Konsentrasjonar på 1 ppm PE og 14 ppm PP er lågare enn dei som er påvist i sediment. Figur 31 illustrerer akkumulering av fenantren i sediment.

Fjøremark (*Arenicola marina*) vart i eit anna forsøk halde i sediment med mikroplast (PS, 400 – 1300 µm) og PCB over 28 dagar (Besseling, Wegner, Foekema, van den Heuvel-Greve, & Koelmans, 2012). Føremålet med forsøket var undersøke opptak av mikroplast og korleis dette påverka opptak av PCB, og om ein kunne påvise effektar av plasten på fjøremarken sin helsetilstand. Ein fann ein positiv korrelasjon mellom plastkonsentrasjonen som marken var utsett for og mengda av plast i marken. Aktivitet knytt til matinntak, målt som haugar med ekskrement, vart målt i første del av forsøket, og ein fann høgare aktivitet hjå mark som ikkje vart utsett for mikroplast. For nokre av markørane for vekt fann ein større vekttap hjå marken som vart utsett for mikroplast. Marken som vart utsett for mikroplast hadde 1,1 – 1,5 gongar høgare PCB innhald enn marken som berre var utsett for sediment med PCB, men resultatet var berre signifikant for nokre av PCB stoffa ein målte. Ein høgare PCB konsentrasjon kan skuldast større vekttap hjå marken, då dette fører til høgare konsentrasjon i det attverande vevet. Effekten av plasten på PCB opptak vart rekna til å vere liten. I enno eit forsøk med fjøremark (art ikkje oppgjeven) fann ein at konsentrasjonen av NP (nonylfenol) i organismane vart høgare enn i sedimenta rundt etter at fjøremarken hadde vorte eksponert for PVC med NP over eit tidsrom på 10 dagar (Teuten et al., 2009).



Figur 31: Illustrasjon av akkumulering av fenantren i sediment på grunn av plastpartiklar.

Figuren viser to scenarior. Det første (fig. a og b) viser tilsetting av plastpartiklar utan fenantren til sediment. Ein ser her at plastpartiklane vil binde til seg fenantren frå omgjevnadane. Det andre scenarior (fig. c og d) viser korleis plastpartiklane fører til høgare konsentrasjon av fenantren i sedimenta når dei først vert eksponert for stoffet i havoverflata før sedimentering (Teuten et al., 2007).

Mikroplasten sin evne til å absorbere miljøgifter kan påverke konsentrasjonane av miljøgifter i biota på fleire måtar. Dette vart illustrert gjennom modellering av miljøgiftinnhald i fjøremark (*Arenicola marina*) (Koelmans, Besseling, Wegner, & Foekema, 2013). Ein modellerte fleire ulike scenarior der konsentrasjonane av miljøgifter var varierende, og samanlikna desse mot eit miljø utan mikroplast. Gjennom inntak av mikroplast kan fjøremarken verte utsett for miljøgifter som er absorbert i mikroplasten. I tillegg påverkar mikroplasten innhaldet av miljøgifter i sediment og vatn, som samstundes eksponerer fjøremarken for miljøgifter. Fordi mikroplasten påverkar konsentrasjonane av miljøgifter på fleire måtar, vil summen av effektane av mikroplasten variere med tanke på kva miljøgifter ein ser på, kva polymerar som er tilstade og kva art det er snakk om. I alt konkluderte ein med at tilførselen av miljøgifter frå mikroplasten truleg ikkje utgjer ei stor fare for biota. For miljøgifter der plast er ein hovudkjelde til eksponering, som for fleire additiv, vil det vere annleis. I tillegg til inntak av plastpartiklar, vil invertebratar potensielt kunne ta opp miljøgifter passivt frå omgjevnadane fram til det oppstår ei likevekt mellom konsentrasjonen i organismen og i omgjevnadane (Teuten et al., 2009). Det vil seie at ureining av til dømes sediment med plastpartiklar som har teke opp miljøgifter vil kunne føre til ei direkte

overføring av miljøgifter til biota. For dei minste plastpartiklane har det også vore sett fram hypotesar om at det til dømes er mogleg med opptak av partiklane over gjellene på fisk

Fisken leirkutling (*Pomatoschistus microps*) vart i eit forsøk utsett for mikroplast (PE) (1-5 µm) og pyren (eit PAH) over ein periode på 96 timar, for å undersøke korleis mikroplasten påverka opptak av pyren (Oliveira et al., 2013). Ei av hovudkonklusjonane frå forsøket var at mikroplasten påverka anten kor tilgjengeleg pyren vart eller nedbrytinga av pyren. Denne konklusjonen vart basert på at fisk som vart utsett for store konsentrasjonar (200 µg/L) av pyren hadde 100 % mortalitet etter 48 timar. Når leirkutlingen vart utsett for same konsentrasjonen, men saman med mikroplast observerte ein 100 % mortalitet først etter 60 timar.

Eit anna forsøk undersøkte giftigheita i 32 nye plastprodukt med er rekkje bruksområde, som mellom anna cd-plater, refleks, golvbelegg, badeleikar og vassrør (Lithner et al., 2009). Ein let produkta ligge i vatn før ein hadde vasslopper (*Daphnia magna*) i vatnet. Vassloppene si evne til å røre seg vart undersøkt etter 24 og 48 timar i vatnet. For 9 av desse produkta observerte ein immobilisering hjå vassloppene, og fem av desse produkta var laga av PVC. For det mest giftige produktet (cd-plate) viste vidare testar at det ikkje var plasten som var giftig.

I eit forsøk med blåskjel undersøkte ein om ein kunne påvise negative effektar av inntak av mikroplast (HDPE > 0 – 80 µm) (von Moos, Burkhardt-Holm, & Köhler, 2012). Plasten som var brukt var utan additiv. Blåskjela vart eksponert for vatn med mikroplast i 3, 6, 12, 24, 48 eller 96 timar. Med unntak av blåskjela som vart eksponert i 96 timar vart muslingane ikkje fôra. Ein påviste i etterkant mikroplast på gjeller og i fordøyingssystemet. Dei minste partiklane vart påviste inne i strukturar i gjellene, og var truleg teke opp gjennom endocytose. Større partiklar vart observert på overflata av gjellene. Mikroplast vart påvist i ulike delar av fordøyingssystemet, som inne i hudceller og i fordøyingskjertlane. Det vart i tillegg påvist immunresponsar som normalt vert forbunde med giftstoff, men ein kunne ikkje avgjere om dette av knytt til fysiske eller kjemiske effektar av plasten.

6.4.7. Overføring mellom trofiske nivå

Inntak av plast i organismar på låge trofiske nivå, særskilt hjå invertebratar, gjer det sannsynleg at plast kjem inn i næringskjedene (Wright et al., 2013). Særskilt om mikroplast med miljøgifter vert innteke i stort omfang er sjansen for at det vil oppstå effektar mellom trofiske nivå til stades (European Commission, 2013b). Det har lenge mangla stadfestingar på

at plast kan verte overført frå eit trofisk nivå til eit anna (Browne et.al., 2008; Zarfl et al., 2011).

Prøver av spekk frå fem stranda finnkval (*Balaenoptera physalus*) frå Middelhavet vart analysert med omsyn på miljøgifter (Fossi et al., 2012). Det vart også teke prøver av plankton frå same området for å samanlikne konsentrasjonane av miljøgifter, samstundes vart konsentrasjonen også målt i mikroplasten ein fann i planktonprøvene. Ein fann mikroplast i planktonprøvene frå overflata, men ikkje i prøvene som var teke lenger nede i vassøyla. I planktonet og mikroplasten fann ein ftalatet DEHP og eit nedbrytingsproduktet (MEHP). Berre nedbrytingsproduktet vart funne i spekket. Gjennomsnittleg konsentrasjon av MEHP var: i mikroplast: $53,47 \pm 99,34$ ng/g, i plankton: $2,11 \pm 1,92$ ng/g og i spekk: $57,97$ ng/g (standardavvik ikkje oppgjeve). Ein meiner at planktonet kan vere kjelda til MEHP som vart funne i kvalen. Om desse resultata er representative for finnkvalen i området, og ein årsakssamanheng kan vert sannsynleggjort kan det peike mot at det føregår bioakkumulering av ftalat frå mikroplast.

I 2013 vart det publisert data frå eit forsøk som påviste overføring av mikroplast mellom trofiske nivå (Farrell & Nelson, 2013). Blåskjel vart plassert ein og ein i behaldarar der vatnet vart tilsett fluoriserande polystyren partiklar på $0,5 \mu\text{m}$. Etter ein time vart muslingane teke ut av behaldaren. Skallet til muslingen vart så fjerna før kvar einskild musling vart overført til ein behaldar med ein strandkrabbe (*Carcinus maenas*). Det vart sidan teke prøver av vev og hemolymfe frå krabbar i ein periode på 21 døgn. Vevsprøvene kom frå magen, fordøyingskjertelen (hepatopancreas), ovaria og gjellene (figur 32). Ein fann att plastpartiklane i alle prøver av hemolymfe, og dei som vart teke 21 døgn etter inntak av muslingen. Konsentrasjonen var aukane dei første 24 timane, for sidan å avta. I vevsprøvene fann ein størst konsentrasjon etter 1 – 2 timar. Etter 21 døgn kunne ein ikkje påvise plast i vevet. Forsøket ser ut til å gje ei stadfesting på at det er mogleg for sjølve mikroplasten å verte overført frå miljøet og til ei lågt trofisk nivå for sidan å verte teke opp i ein organisme på eit høgare trofisk nivå. Kva som er konsekvensane av dette, og om dette kan føre til bioakkumulering eller biokonsentrering av mikroplast, kan ein berre spekulere på.

Figur 32: Forstørring av utsnitt frå gjeller med plastpartiklar frå strandkrabbe. Plastpartiklane er fluoriserande polystyren med ein storleik på 0,5 μm . Plasten er komen til gjellene etter at krabben et muslingar som hadde teke opp plasten frå vatnet (Farrell & Nelson, 2013).

[Illustrasjonen er kun tilgjengeleg i den trykte utgåva.]

6.4.8. Spreiing av miljøgifter med plast

Eit anna økotoksikologisk aspekt ved mikroplast er spreinga av miljøgifter. Sjølv om det manglar modellar for utrekning av tilførsel av miljøgifter til sjøvatn frå plast, reknar ein med at tilførsel frå luft og gjennom avløpsvatn er betydeleg større (Andrady, 2011). Med basis i kunnskap om mengder av plast i havet, absorbering av miljøgifter i plastpartiklar og havstraumane vart det forsøkt å utvikle ein matematisk modell for å kalkulere mengda miljøgifter som vart transportert til Arktis via plast (Zarfl & Matthies, 2010). Ein fann, med stor usikkerheit knytt til estimata, at for PCB, PBDE og PFOA (eit perfluorert stoff) ville transport med havstraumar og luft vere mange gongar større enn for transport med plast. Ein peikar derimot på at dei økotoksikologiske verknadane av slik transport vil vere avhengig av i kva grad miljøgiftene er tilgjengelege for biota. Sidan ein veit at mange organismar tek inn plast saman med/i staden for anna næring vil verknaden av plasttransporterte miljøgifter potensielt vere større.

6.5. Endra samansetting av artar

6.5.1. Biofilm

På alle overflater i marine miljø vil det utvikle seg påvekst av marin flora og fauna (Muthukumar et al., 2011). Utvikling av ein biofilm er første trinnet i prosessen. Biofilmen vert til ved at det først vert teke opp organiske molekyl i oppløyst form. Sidan vil bakteriar feste seg til overflata, etterfølgt av eincella eukaryotar, larver og sporar (Lobelle & Cunliffe, 2011). Det er både fototrofe og heterotrofe mikroorganismar i biofilmen (Artham & Doble, 2009). Mengda av biofilm kan variere med årstidene, og i tillegg kan biofilmen løyse seg frå overflata og verte vaska ut sjøvatnet (Sudhakar et al., 2007). Utvikling av biofilm, og påfølgjande påvekst av andre organismar har vore undersøkt i fleire forsøk over ulike delar av verda. Biofilm kan utviklast på plast (PE) allereie i løpet av 1 veke med eksponering i vatn (Lobelle & Cunliffe, 2011). Utviklinga av biofilm på plasten er ein føresetnad for den biologiske nedbrytinga av plast, der denne finn stad (Balasubramanian et al., 2010).

I Melbourne, Australia, vart sjøvatn lagra i kolbar i 6 månadar (Webb, Crawford, Sawabe, & Ivanova, 2009). Nokre av kolbane vart tilsett plast i form av PET, medan dei andre vart nytta som kontroll. Etter 6 månadar var det ein kraftig reduksjon i talet på heterotrofe bakteriar i kontrollkolbane, medan ein ikkje såg ein tilsvarande reduksjon i kolbane med PET. Dette kan ha samanheng med at det let seg gjere å utnytte PET som energikjelde. Bakteriane hadde i varierende grad festa seg til plasten i form av biofilm.

Over ein periode på eit år vart endringar i plast grunna påvekst undersøkt (Artham et al., 2009). Forsøket vart utført i India og ulike typar plast (PP polykarbonat (PC), LDPE og HDPE). Plasten vart halde på 3m djup i eit år. I løpet av denne perioden førte biofilmen til at det skjedde endringar i overflata på plasten. Overflata vart meir ru, noko som er med på å endre kva organismar som dekkar overflata. Endringar i overflata på plasten er også dokumentert i andre forsøk og er knytt til enzymbesetning som organismane i biofilmen skil ut (Artham & Doble, 2009).

I nok eit indisk forsøk vart det samla plast (PE) og prøver av substrat frå området rundt plasten, frå 15 ulike stadar der det var vanleg å dumpe søppel (Balasubramanian et al., 2010). Bakteriekulturar frå substratprøvene vart dyrka i 12 veker, før bakteriar vart overført til kolbar med polyetylen (HDPE), og dyrka vidare i 30 døgn. Etter desse 30 døgn vart vekttalet på plasten rekna ut. Frå to av dei i alt 15 prøvene av substrat vart det isolert bakteriekulturar som var i stand til å bryte ned polyetylen (HDPE), utan noko anna karbonkjelde enn plasten sjølv.

Då tidsrommet i forsøket var avgrensa til 30 døgn fekk ein ikkje kunnskap om kva verknaden av denne nedbrytinga vil vere på lang sikt. Figur 33 viser utvikling av biofilm og nedbryting av plast over eit tidsrom på 3 månadar. At bakteriar kan overleve med plast som einaste karbonkjelde er også påvist i laboratorieforsøk med polykarbonat (Artham & Doble, 2009). Det vart i samband med dette forsøket peikt på at evna til å bryte ned plast kunne skuldast auka utskiljing av fordøyingsenzym, då det ikkje var anna karbon tilgjengeleg. Med tanke på dette kan ein tenke seg at slik nedbryting sjeldan vil finne stad i naturlege miljø, då det vanlegvis vil vere andre karbonkjelder til stades.

Figur 33: Utvikling av biofilm og nedbryting av plast. Plaststrimmelen merka med a tilsvarar plasten før den kom i kontakt med sjøvatn. Strimlane merka med b har ligge i sjøen i 1 måned på 3 m djup, og strimlane merka med c hadde ligge i 3 månadar på 3 m djup

(Artham & Doble, 2009). [Illustrasjonen er kun tilgjengeleg i den trykte utgåva.]

Ei undersøking av mikroorganismar på plast i «*The North Pacific gyre*» viste at bakteriar i form av kokkar (runde bakteriar) og diatomar var dei organismane som ein fann oftast (Carson, Nerheim, Carroll, & Eriksen, 2013). Ein gjorde analyser som viste i kva grad ulike faktorar påverka førekomsten av mikroorganismane. Bakteriane sin førekomst var flekkvis, og vart best forklart ut frå kva type plast ein hadde. Utbreiinga til diatomane vart best forklart av kor grov overflata til plasten var og kor mykje plast ein fann i eit område.

Bitar av plast (PE og PP) frå «*The North Atlantic Gyre*» vart undersøkt for mikrobiota, under hypotesen om at då plast er annleis enn sjøvatn og naturleg materiale som flyt i vatnet vil mikrobiota på plasten vere annleis enn i sjøvatn og på naturleg materiale (Zettler, Mincer, &

Amaral-Zettler, 2013). Mikrobiotaen vart undersøkt med DNA analyser og gjennom mikroskopiering. Ein påviste ei rikt mikrobiologisk miljø, med eukaryotar og bakteriar på begge typar plast. Funnet av runde celler (2 μm) som sat tett i tett i små fordjupingar i plasten vart reknar som særskilt interessant (figur 34). Ved utgjevnad av artikkelen frå forsøket var ikkje desse cellene identifisert. Ein påviste også skilnadar mellom det mikrobiologiske livet på plasten og i sjøvatn. Mellom anna var artsrikdommen større i sjøvatn enn på plast, men fordelinga mellom artane var jamnare på plast enn i sjøvatn. På plasten påviste ein artar som ikkje var påvist i sjøvatn, mellom anna bakteriar som kan bryte ned hydrokarbon.

Figur 34: Celler på plast (Zettler et al., 2013). Ved undersøking av plast frå "The North Atlantic Gyre" vart det funne runde celler som var plassert i små fordjupingar i plasten.

Forskarane bak forsøket kunne på dåverande tidspunkt ikkje identifisere cellene.

[Illustrasjonen er kun tilgjengeleg i den trykte utgåva.]

6.5.2. Påvekstorganismar

På overflater med biofilm vil det etterkvart feste seg større organismar (Muthukumar et al., 2011). I eit forsøk gjennomført i India vart bitar av LDPE, HDPE og PP halde på 3 m djup i ein periode på 6 månadar (Sudhakar et al., 2007). I løpet av perioden etablerte det seg

makrofauna på plasten, i hovudsak i form av rankefotingar (*Cirripedia*), hydroider (*Hydroida*) og sekkedyr (*Asciacea*). I eit tilsvarende forsøk, også utført i India, men over 1 år, fann ein i tillegg muslingar (*Bivalvia*) og kalkrøysorm (*Serpulidae*) (Artham et al., 2009). Andre vanlege påvekstorganismar er mosdyr (*Bryozoa*), poredyr (*Foraminifera*) og kalkalgar tilhøyrande familien *Corallina* (Gregory, 2009), samt at ein også har funne korallar, svamp og manglebørstemark som påvekst på plast (Barnes, 2004).

Andeskjell (*Lepas*) er i same orden som fjørerur (*Balanus balanoides*), og er ein vanleg påvekstorganisme (figur 35). I ei undersøking av søppel på Macquarie Island (54° 400S, 158° 490E) mellom Tasmania og Antarktis, fann ein andeskjell på 40 – 60 % av søppelet (Eriksson et al., 2013). Andeskjella var mest utbreidd på dei større bitane (> 3 cm²) av plast.

Påvekstorganismar kan også førekome på plastpartiklar (Graham & Thompson, 2009), mellom anna i form av hydroider og kiselalgar (diatomar) (Carpenter & Smith, 1972). Storleiken på plasten vil truleg kunne avgrense kva type organismar som kan festast til overflata.



Figur 35: Påvekstorganismar. Andeskjell (*Lepas*), mosdyr (*Bryozoa*) og musling funne på ein trålpote som låg drivande i sjøen i Barekstad, Sogn og Fjordane. 27.09. 2009.

Foto: Janne Bareksten

6.5.3. Marint søppel aukar spreinga av framande artar

At organismar kan verte spreidd sjøvegen ved hjelp av flytande material er noko ein har visst om i fleire hundre år. Tidlegare var slik spreiging knytt til treverk, algar og liknande, der organismar anten vaks på/var festa til eller på anna måte opphaldt seg på det flytande materialet (Gregory, 2009). Medan naturlege materiale som til dømes tare vil ha ei nedbrytingstid som kan målast i månadar, og som difor avgrensar kor langt den kan flyte, har plast eit mykje større spreingspotensial grunna den lange tida den potensielt flyt (Barnes & Milner, 2005). Ein kan difor forvente ei større grad av spreiging av marine artar samanlikna med før ein hadde plastforureining i havet vart (Barnes, 2004).

Dei låge temperaturane på høge breiddegrader har vore eit av dei viktigaste barrierane mot etablering av framande artar, men med auka havtemperatur vil barrieren verte svekka (Barnes et al., 2009). Eit varmare klima vil kunne føre til at fleire organismar vil kunne etablere seg, om dei først vert spreidde til høgare breiddegrader. Rur er mellom dei organismane som har vore funne på høge breiddegrader. Ruren (*Semibalanus balanoides*) har vore funne på marint søppel så langt nord som 79 °N (Kongsfjorden, Spitsbergen) (Barnes & Milner, 2005).

Søppelet har også potensial til å spreie andre organismar enn dei som sit fast til plasten. Dyr som mellom anna iguanar (øgler) har vore observert på marint søppel (Barnes & Milner, 2005). Søppel kan også vere ein tilhaldsstad for larvar eller unge individ av ulike marine artar (Gregory, 2009). Der større objekt vert liggande i havoverflata, særleg i på opne havet der skjulestadane er få, vil dyr samle seg. Fisk og andre mindre dyr kan søke tilflukt der (Gregory, 2009). Dette tiltrekk seg marine rovdyr og åtseletarar som også kan verte sittande fast når dei jaktar.

6.6. Substrateffektar

6.6.1. Effektar av plast i fjøresona

Prøver av sediment på to strender på Hawaii vart undersøkt for fysiske endringar i samband med auka konsentrasjon av plastfragment i sedimenta (Carson, Colbert, Kaylor, & McDermid, 2011). I tillegg til prøvene vart det laga sedimentkjernar med same kornstorleik som dei ekte prøvene, men med varierende innhald av plast. Testane som vart utført viste at sedimenta med størst innhald av plast hadde størst vassgjennomstrøyming (permeabilitet), men at ein måtte ha ein særst stor konsentrasjon av plast før endringane i permeabilitet vart statistisk

signifikante. Derimot vart det påvist at sjølv med låge konsentrasjonar av plast (1,5 %, målt som vekt) påverka plasten temperaturen i sedimenta. Plast er ein god isolator, og ledar dårleg varme. Plast i dei øvre delane av sedimentet vil difor redusere temperaturen i sedimenta under. Reduksjonen i temperatur var stor nok til at ein vurderte dette som signifikant for artar som legg egg i sedimenta og har kjønnsbalanse bestemt av temperaturen i sedimentet rundt egget, som til dømes skilpadder.

Plast som vert liggande i fjøresona vil kunne påverke leveforholda til organismane i fjøresona. Sjøppel som vert liggande øvst i flomålet kan vere med på å lage ein økoton (overgang mellom to økosystem). Slike områder kan ha ein rik invertebrat fauna med stor diversitet (Gregory, 2009). Dette er også områder som ofte vert rydda for søppel, då søppelet er iaugefallande. I slike ryddeaksjonar vert også gjerne naturleg materiale fjerna og ved bruk av maskiner skjer det kompresjon av sedimenta. Det er tenkeleg at denne ryddinga kan ha negativ verkand på diversiteten.

6.6.2. Effektar av plast på havbotn

Der plast, særskilt hardplast, legg seg på blautbotn, vil ein få eit nytt og annleis substrat (Goldberg, 1997). Plasten kan med dette vere med på å skape eit nytt habitat og påverke økosystemet (figur 36). Resultatet kan vere tilhaldsstadar for organismar som ikkje har hald til der før eller at konkurranseforhold mellom eksisterande artar vert endra. Organismar som er fastsittande på hardbotn vil på denne måten kunne halde til i områder med blautbotn. Sjøanemonar (*Actinaria*), sjøliljer (*Crinoidea*) og hydroider har vore observert veksande på søppel på havbotn utanfor Svalbard (Bergmann & Klages, 2012).

Figur 36: Døme på korleis plastavfall kan verte substrat for fastsittande organismar
(*"The International Conference on Prevention and Management of Marine Litter in European Seas," 2013*).
[Illustrasjonen er kun tilgjengeleg i den trykte utgåva.]

Plastposar og store flak av plast kan verte heilt eller delvis nedgrave i sediment, og leggje seg som eit lokk over botn (Unepetty & Evans, 1997). I Indonesia har ein utført undersøking av talet på invertebratar i flomålet på område med sand/mudderbotn, med og utan søppel som dekte overflata (Unepetty & Evans, 1997). I områda der toppen av sedimenta var dekkja med plast fann ein fleire invertebratar. Dette skuldast truleg at plastdekket hindrar organisk materiale som vert brote ned i å verte vaska bort. Dette bidreg til meir næring i sedimentet. Vidare observerte ein ei endringa i samansettinga av artar mellom områder med og utan søppel. Mellom anna fann ein færre kiselalgar (diatomar) i områda med søppel, truleg grunna mindre sollys.

6.6.3. Andre effektar

Halobates sericeus er eit insekt som lev i marine miljø. Utsjånaden kan minne ein vassløper. Insektet held til i overflata på havet og legg egg på flytande lekamar i overflata, som til dømes fuglefjør og skjel (Aguilera, 2012). Insektet har si utbreiing mellom anna i «*the North Pacific gyre*» der effektane av mikroplast (< 5 mm) på dette insektet har vore undersøkt (Goldstein, Rosenberg, & Cheng, 2012). Insektet sin reproduksjon har vore avgrensa av tilgjengelegheita på harde overflate der ein kan legge egg. Ein har funne *H. sericeus* egg på mikroplast i «*the North Pacific gyre*». Ved å samanlikne konsentrasjonen av mikroplast mot mengda av insekt, har ein sett etter samanhengar mellom dei to variablane. For tidsrommet 1972 – 1973 fann ein ingen korrelasjon mellom konsentrasjonen av mikroplast og mengda av vaksne og juvenile individ eller egg. For tidsrommet 2009 – 2010 fann ein derimot ein positiv korrelasjon mellom konsentrasjon av egg og mikroplast og tilsvarende korrelasjon for vaksne og juvenile individ. I tillegg fann ein auka tettleik av egg. I perioden mellom desse to undersøkingane har mengda med mikroplast auka sterkt. Dette kan tyde på at mikroplasten gjer endringar i populasjonar av *H. sericeus* med tanke på storleiken til populasjonen. Ein har ikkje utelukka naturleg variasjon frå undersøkingane.

Langs strendene i det Indiske hav har ein observert at eremittkreps (*Paguridae*) som lev i strandsona har begynt å bruke søppel som vern, i staden for sniglehusa som dei vanlegvis brukar (Barnes, 2004). Forklaringa på fenomenet skal vere den store tilgjengelegheita til søppelet.

7. Lovverk og tiltak mot marin forsyøpling

7.1. Internasjonale forpliktingar og avtaler

7.1.1. Lover og avtaler – eit oversyn

Tabell 9 gjev eit oversyn over internasjonale avtaler og norsk lovverk som kan ha innverknad på tilførselar av marin forsyøpling og eventuelle tiltak som kan settast i verk.

Tabell 9: Norsk lovgjevnad og internasjonale avtaler om vern av marine miljø. For dei internasjonale avtalene viser tabellen det forkorta namnet til konvensjonen, den originale engelske tittelen samt året avtala vart lagt fram. For den norske lovgjevnaden viser tabellen namnet på lova/føreskrifta, året den vart vedteke og ansvarleg departement. Avtalene/ lovene er lista i den rekkefølga dei vert omtalt i oppgåva.

Internasjonale avtaler		
Forkorting	År	Tittel
Havrettskonvensjonen	1982	Law of the sea
London-konvensjonen	1972	The Convention on the Prevention of Marine Pollution by Dumping of Wastes and Other Matter
MARPOL-konvensjonen	1973	The International Convention for the Prevention of Pollution from Ships
OSPAR-konvensjonen	1992	Convention for the protection of the marine environment of the North-East Atlantic
Norsk lovgjevnad		
Lov/føreskrift	År	Departement
Lov om vern mot forurensningar og om avfall (Forureiningslova)	1983	Klima- og miljødepartementet
Forskrift om begrensning av forurensning (Forureiningsføreskrifta)	2004	Klima- og miljødepartementet
Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall (Avfallsføreskrifta)	2004	Klima- og miljødepartementet
Lov om skipssikkerhet	2007	Nærings- og fiskeridepartementet
Forskrift om miljømessig sikkerhet for skip og flyttbare innretningar	2012	Klima- og miljødepartementet
Lov om forvaltning av viltlevande marine ressursar (Havressurslova)	2008	Nærings- og fiskeridepartementet
Forskrift om rammer for vannforvaltningen (Vassføreskrifta)	2007	Klima- og miljødepartementet
Lov om forvaltning av naturens mangfold (Naturmangfaldslova)	2009	Klima- og miljødepartementet

7.1.2. Havrettskonvensjonen

Utviklinga av dei internasjonale avtalene om førebygging av forureining av marine miljø starta på 1960-talet. Forureiningsspørsmål knytt til olje og radioaktivitet var området som først fekk merksemd, og der det først vart etablert internasjonale reglar (International Maritime Organization, 1990). Sams for utviklinga av dei internasjonale avtalene var forståinga av ein ikkje kunne halde fram med å bruke havet som avfallsplass.

Havrettskonvensjonen («*Law of the Sea Convention 1982*») er ein omfattande konvensjon med 320 artiklar og 9 vedlegg, som er utvikla gjennom FN (United Nations, 1982). Jamført artikkel 194 skal deltakarstatane sette i verk naudsynte tiltak for å forhindre, redusere og kontrollere alle typar forureining til dei marine miljøa (United Nations, 1982). Mellom dei typene forureining som er særskilt nemnt i artikkel 194 er forureining med substansar som er giftige, skadeleg, og i sær dei som er tungt nedbrytbare og som stammar frå landbaserte kjelder og dumping. Med den kunnskapen ein har i dag vil plast i alle fall kunne verte definert som tungt nedbrytbart og som ein substans om vert tilført frå landbaserte kjelder, og moglegvis ein skadeleg og/eller giftig substans. Deltakarstatane er også tillagt eit særskilt ansvar for å ta i vare og beskytte sårbare økosystem og habitata til trua artar (jf. artikkel 194). Artikkel 197 pålegg statane å samarbeide og utvikle avtaler og forum som kan handtere problemstillingane knytt til forureining av marine miljø (United Nations, 1982). Havrettskonvensjonen tek vidare for seg utvikling av samarbeid og integrering av internasjonale avtaler i nasjonale lovverk for å redusere dumping, forureining frå landbaserte kjelder og forureining frå skipstrafikk. Konvensjonen bind også deltakarstatane til å handheve lovverket.

7.1.3. London-konvensjonen

“*The Convention on the Prevention of Marine Pollution by Dumping of Wastes and Other Matter 1972*” vert ofte omtalt som London-konvensjonen. Konvensjonen regulerer dumping av avfall og andre substansar i havet, men ikkje om dei oppstår som del av drift i skipsfarten (International Maritime Organization, 1990). Ved å ratifisere London-konvensjonen bind ein seg til er å sette i gong tiltak for å hindre forureining av marine miljø gjennom dumping til havs (International Maritime Organization, 2013a). Konvensjonen er bygd opp rundt prinsippet om forbod mot dumping av visse stoff, medan andre kan verte dumpa under visse vilkår (Nærings- og handelsdepartementet, 2005). Plast og andre syntetiske material med lang nedbrytingstid er mellom stoffa ein ikkje kan dumpe (International Maritime Organization,

1990). Dømer på andre stoff som er dekkja av tilsvarande forbod er: kvikksølv, radioaktivt avfall og kjemiske / biologiske våpen. I 1996 vart konvensjonen revidert gjennom oppretting av London- protokollen, som tek sikte på å erstatte konvensjonen (International Maritime Organization, 2012). Noko av bakgrunnen for revideringa var forbod mot forbrenning til havs og deponering av industriavfall, som vart innført i løpet av 1990- talet (Nærings- og handelsdepartementet, 2005). Gjennom London- protokollen er all dumping forbode, med nokre unntak, som til dømes fiskeavfall, inert geologisk materiale og CO₂ frå anlegg med CO₂ - fangst (International Maritime Organization, 2012). London-konvensjonen er ratifisert av 87 partar, medan protokollen er ratifisert av berre 43 (International Maritime Organization, 2013a).

7.1.4. MARPOL-konvensjonen

«*The International Convention for the Prevention of Pollution from Ships*» vert omtalt som MARPOL-konvensjonen eller berre MARPOL. I 1973 vart det halde ein internasjonal konferanse i London om marin forureining. 71 nasjonar sende delegatar som deltok på konferansen, i tillegg til observatørar frå andre nasjonar, samt delegatar frå mange store internasjonale organisasjonar (Inter-Governmental Maritime Consultative Organization, 1973). I samband med konferansen vart det lagt fram eit utkast til ein internasjonal konvensjon om ureining frå skipsfart, som mellom anna skulle regulere avfall som oppstår om bord på skip. Føremålet med konvensjonen var først og fremst å redusere forureining frå ordinært drift i skipsfarten samt i samband med uhell (International Maritime Organization, 2013b).

MARPOL- konvensjonen er bygd opp av 20 artklar, med 6 vedlegg som utdjupar reglane om dei ulike typane av forureining (Nærings- og handelsdepartementet, 2005). Det er valfritt å ratifisere kvart einskilt vedlegg til konvensjonen. MARPOL- konvensjonen, slik den låg føre i 1973, omfatta forureining frå olje, kjemikaliar, skadelege stoff i innpakka form, kloakk og søppel (Nærings- og handelsdepartementet, 2005). Sidan har fleire typar av forureining vorte innlemma i konvensjonen. Under følgjer eit oversyn over tema i dei ulike vedlegga til konvensjonen slik dei ligg føre i dag. Årstala i parentes er årstalet vedlegget vart gjeldande (International Maritime Organization, 2013b):

Vedlegg I: Oljeforureining (1983)

Vedlegg II: Skadelege flytande stoff i bulk (1983)

Vedlegg III: Skadelege stoff som vert frakta i pakka form (1992)

Vedlegg IV: Kloakkutslepp frå skip (2003)

Vedlegg V: Sjøppel (1988)

Vedlegg VI: Luftforureining (2005)

Det er først og fremst vedlegg V som er relevant i forhold til plastforureining i havet. Vedlegg V til MARPOL definerer avfall og plast som (Sjøfartsdirektoratet, 2011):

««Avfall» betyr all slags mat-, husholdnings- og industriavfall, all plast, lasterester, forbrenningsaske, matolje, fiskeredskaper og dyreskrotter som produseres under skipets normale drift og kan kastes kontinuerlig eller periodisk ...»

«I dette vedlegg menes med «all plast» alt avfall som består av eller inneholder plast i en eller annen form, herunder syntetiske tau, syntetiske fiskegarn, avfallssekker i plast og aske fra forbrenning av plastprodukter.»

Gjennom vedlegg V er alle utslepp av plast til sjø forbode. Vidare pålegg vedlegg V partane å etablere mottaksanlegg for avfall i hamnar. Samt at alle fartøy over ein viss storleik skal ha avfallsplanar og avfallsdagbøker som dokumenterer mengder, kategori, forbrenning og levering av avfallet. Tabell 10 viser reglar for utslepp av søppel til havs basert på type og avstand frå land, med utgangspunkt i MARPOL. Per 01.12.2013 hadde meir enn 140 nasjonar ratifisert vedlegg V til MARPOL- konvensjonen (International Maritime Organization, 2013c). Desse nasjonane representerer over 97% av verdas skipsflåte (Stevenson, 2011).

Tabell 10: Krav til utslepp av søppel frå skip avhengig av lokalitet og avstand frå land. Reguleringane kjem frå MARPOL- konvensjonen. Kjelde: (Nordisk ministerråd, 2010)

KRAV TIL UTSEPP AV SØPPEL FRÅ SKIP					
Avstand frå land	Plastikk (syntetisk tauverk, syntetisk fiskegarn og søppelposer av plast)	Dunnasjon, forbrennings- og pakningsmaterialer som flyter	Matavfall	Restavfall (papir-produkter, filmer, glass, metall, flaske, steintøy og liknande)	Søppel blandet med annet avfall som er underlagt andre krav
> 3 NM	Utslepp ulovleg	Utslepp ulovleg	Utslepp ulovleg Unntak: kverna	Utslepp ulovleg Unntak: kverna	Det strengaste kravet gjeldt alt avfall
> 12 NM	Utslepp ulovleg	Utslepp ulovleg	Utslepp lovleg	Utslepp lovleg	
> 25 NM	Utslepp ulovleg	Utslepp lovleg	Utslepp lovleg	Utslepp lovleg	
Nærmare enn 500m frå plattform	Utslepp ulovleg	Utslepp ulovleg	Utslepp ulovleg Unntak: kverna og meir enn 12 NM frå land	Utslepp ulovleg	
Spesielle område	Utslepp ulovleg	Utslepp ulovleg	Utslepp ulovleg Unntak: kverna og meir enn 12 NM frå land	Utslepp ulovleg	
Merknad: NM = nautiske mil					

7.1.5. OSPAR-konvensjonen

«Convention for the protection of the marine environment of the North-East Atlantic» er kjent som Oslo-Paris konvensjonen, forkorta til OSPAR. Nasjonar som har kyst som grensar mot dei nordlege og austlege delar av Atlanterhavet, eller som har ferskvatn som drenerer til desse områda kan ratifisere konvensjonen. Konvensjonen byggjer på to tidlegare konvensjonar, Oslo- konvensjonen («Convention for the prevention of marine pollution by dumping from ships and aircraft 1972») og Paris-konvensjonen («Convention for the prevention of marine pollution from land based sources 1974») (International Maritime Organization, 1990). I 1992 gjorde ein ei revidering av desse to konvensjonane, som resulterte i at dei to tidlegare konvensjonane vart erstatta av OSPAR-konvensjonen (Nærings- og handelsdepartementet, 2005). Noko av bakgrunnen for denne endringa var at dei to tidlegare konvensjonane vart rekna for å vere mangelfulle på enkelte punkt, samt eit ønske om å etablere føre- var -prinsippet som del av konvensjonen og styrke det regionale samarbeidet

("Convention for the protection of the marine environment of the North - East Atlantic," 1992).

OSPAR-konvensjonen har følgjande artiklar som regulerer særskilde former for forureining:

Artikkel 3: Forureining frå landbaserte kjelder

Artikkel 4: Forureining frå dumping og forbrenning

Artikkel 5: Forureining frå offshore kjelder

Artikkel 7: Forureining frå andre kjelder

Konvensjonen bind også partane til å dele informasjon, vurdere og overvake kvaliteten til økosystema samt å involvere seg i forskning på området. I motsetnad til London- og MARPOL-konvensjonen regulerer OSPAR-konvensjonen også landbaserte kjelder. Gjennom artikkel 3 er partane i konvensjonen forplikta til å sette i verk alle tiltak som kan førebyggje eller fjerne forureining frå landbaserte kjelder, innan for dei rammer som konvensjonen set. Gjennom artikkel 21 er ein også pålagt visse plikter i samband med forureining som sannsynlegvis vil påverke ein eller fleire andre partar som har ratifisert konvensjonen.

Som ein del av konvensjonen, vart det oppretta ein kommisjon med representantar frå alle partar. Kommisjonen skal mellom anna oversjå at konvensjonen vert implementert, sette i gong tiltaksprogram for å hindre forureining og sørgje for kontroll. Mellom områda som i vedlegg til konvensjonen er spesifisert at ein skal utvikle tiltaksprogram for, finn ein persistente syntetiske material, som vil omfatte plast.

I september 2012 heldt OSPAR-kommisjonen eit ministermøte i Bergen. På dette møtet var marin forsøpling eit tema. På bakgrunn av møtet vart det laga ei samanfating for det vidare arbeidet innan OSPAR-området, gjennom dokumentet «*Bergen statement*». Det vart her stadfesta at (OSPAR-commission, 2010):

«We will strengthen our efforts to combat adverse impacts on the marine environment that originate from various human activities, such as those resulting from the introduction of marine litter, non-indigenous species and of energy, including underwater noise. We note that quantities of litter in many areas of the North-East Atlantic are unacceptable, and therefore we will continue to develop reduction measures and targets, taking into consideration an ambitious target resulting in a reduction in 2020. »

Det finst også fleire internasjonale avtaler og konvensjonar som regulerer forureining til havet, men desse vil i mindre grad enn dei som til no er nemnde, vere særskilt relevante for plast. Basel-konvensjonen («*The Basel Convention on the Control of Transboundary Movements of Hazardous Wastes and their Disposal*») om farleg avfall er mellom desse. Då plast vanlegvis ikkje vil fylle kriteria for farleg avfall, er konvensjonen utan større betydning for plastforureining i havet (UNEP, 2005). Innan for FN-systemet er det fleire avtaler og prosjekt som gjennom å omhandle biodiversitet, avfallshandtering og forureining på eit meir overordna nivå, kan nyttast inn mot marin forsøpling, til dømes Agenda 21 og Konvensjonen om biodiversitet.

7.2. Norsk lovverk

7.2.1. Forureiningslova

Forureiningslova (Lov om vern mot forurensinger og om avfall) av 1983 er det overordna regelverket for forureining og avfall, og fleire føreskrifter er heimla i denne lova. Dei norske definisjonane av omgrep som forureining og avfall, samt mange grunnleggande prinsipp i samband med forureining er skildra i denne lova. Forureiningslova har mellom anna som føremål (jf. §1) :

« ... å verne det ytre miljø mot forurensning og å redusere eksisterende forurensning, å redusere mengden av avfall og å fremme en bedre behandling av avfall.»

Omgrepet forureining inkluderer mellom anna (jf. § 6) tilførsel av fast stoff til luft, vatn eller grunn der dette kan vere til ulempe eller skade for miljøet. Avfall vert definert som (jf. § 27):

«..kasserte løseobjekter eller stoffer. Som avfall regnes også overflødige løseobjekter og stoffer fra tjenesteyting, produksjon og renseanlegg m.v.»

Spesialavfall vert definert som (jf. § 27):

«... avfall som ikke hensiktsmessig kan behandles sammen med annet husholdningsavfall eller næringsavfall på grunn av sin størrelse eller fordi det kan medføre alvorlig forurensning eller fare for skade på mennesker eller dyr»

Forbodet mot forsøpling er heimla i Forureiningslova sin § 28:

«Ingen må tømme, etterlate, oppbevare eller transportere avfall slik at det kan virke skjæmmende eller være til skade eller ulempe for miljøet.»

Ved brot på forsøplingsforbodet kan kommunen pålegge fjerning, opprydding eller dekking av utgifter til dette (jf. §37). §2 slår fast at kostnadar knytt til å hindre og avgrense forureining og avfall skal verte dekkta av den som er ansvarleg for forureininga. §79 fastslår at dumping av avfall er straffbart.

§48 klargjer ansvarsforholda rundt tilsyn og førebygging av forureining:

«Forurensningsmyndigheten skal føre tilsyn med den alminnelige forurensningssituasjon og med forurensninger fra de enkelte kilder. Forurensningsmyndigheten skal også føre tilsyn med håndteringen av avfall.

Forurensningsmyndigheten skal gjennom råd, veiledning og opplysning arbeide for å motvirke forurensninger og avfallsproblemer og se til at reglene i loven og vedtak i medhold av loven blir fulgt.»

§35 pålegg næringsdrivande å sette opp avfallsbeholdarar i samband med næringsverksemda, samt å tømme desse og rydde opp i nærleiken. Tilsvarande er kommunen pålagt tilsvarande ansvar for offentlege stadar med mange besøkande.

7.2.2. Forureiningsføreskrifta

Forskrift om begrensning av forurensning av 2004 vert også kalla Forureiningsføreskrifta. Føreskrifta er bygd opp med mange kapittel som igjen er gruppert i delar, som kvar tek for seg ulike typar forureining, som til dømes støy, luftkvalitet og avløp. Kapittel 19 - 23 tek føre seg ulike forureiningar i marine miljø.

§ 20-1: *«Dette kapitlets formål er å verne det ytre miljø ved å sikre etablering og drift av tilfredsstillende mottaksordninger for avfall og lasterester fra skip, og å sørge for at avfall og lasterester fra skip blir levert til mottaksordning i havn.»*

Hamneeigarar er pålagt (jf. § 20-5) å etablere mottaksanlegg med tilstrekkeleg kapasitet, samt å utvikle avfallsplanar (jf. § 20-6). Kostandar knytt til mottak og behandling av avfallet skal verte dekkta gjennom avgifter betalt av skipa som leverer avfall (§ 20-9). § 20-12 gjev Fylkesmannen tilsynsmynde med hamneanlegga, medan Sjøfartsdirektoratet har tilsynsmynde overfor skipa. Desse bestemmingane må sjåast i samanheng med bestemmingar i Lov om skipssikkerhet og føreskrifter heimla i same lova.

§21-2 forbyr forbrenning av avfall og anna materiale til sjøs, medan § 22-4 forbyr dumping. Dumping er i Forureiningsføreskrifta definert som (jf. § 22-2):

«dumping: enhver forsettlig disponering av avfall eller annet materiale i sjø eller vassdrag med det formål å bringe det av veien ...»

Då avløpsvatn er ein kjelde til plastavfall i havet er også reguleringar av avløpsvatn relevant. Jamført § 11-1 er føremålet med kapitela i forureiningsføreskrifta som omhandlar avløpsvatn å beskytte miljøet mot uheldige verknadar av utslepp av avløpsvatn. Avgrensingane for utslepp av avløpsvatn er først og fremst knytt til suspendert stoff, nitrogen og fosfor. Plast går ikkje inn som ein parameter i påkravde analyser av avløpsvatn. Kysten frå Lindesnes til Grense Jakobselv er rekna for å vere mindre følsame område utifrå § 11-6 med omsyn på utslepp av avløpsvatn. Utslepp av avløpsvatn til marine resipientar i mindre følsame område skal ikkje føre til forsøpling av sjø eller sjøbotn (jf. §§ 12- 9, 13-8). For utslepp av kommunalt avløp frå mindre tettstadar er det også krav om bruk av sil med maksimalt 1mm lysopning (jf. §13-8). Dette vil kunne ha innverknad på dei større fragmenta av mikroplast.

7.2.3. Avfallsføreskrifta

Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall av 2004, også kalla Avfallsføreskrifta, regulerer avfallsbehandling for ulike avfallstypar. Plastavfall er ikkje ein fraksjon som vert særskilt regulert i dette lovverket. Føreskrifta sitt kapittel 6 regulerer drikkevareemballasje som til dømes plastflasker. Føremålet er (jf. § 6-2) å redusere avfallsmengda og hindre forsøpling frå drikkevareemballasje. Tiltaka er (jf.§ 6-4) at produsent eller importør av drikkevarer kan slutte seg til eller etablere returordning for drikkevareemballasje. Det vert sett som minstekrav at ein har ein retur på 25 %. Vidare skal emballasjen verte materialgjenvunne, om ikkje særskilde tilhøve gjer at dette ikkje er forsvarleg. Utsalsstadar for drikkevarer er pålagt å ta i mot drikkevareemballasje om det eksisterer ei returordning for den (jf. § 6-7).

Kapittel 9 i avfallsføreskrifta regulerer deponi av avfall, og har som føremål å førebygge og redusere skadeverknadar av deponering på menneske og miljø (jf. § 9-1) . Jamført § 9-4 kan ein ikkje deponere biologisk nedbrytbart materiale. Alt avfall skal i utgangspunktet behandlast før ein kan deponere det (jf. § 9-6). I vedlegg til føreskrifta sitt kapittel 9 går det fram at alle deponi mellom anna skal sikrast mot forureining gjennom sivevatn og avfall som kan verte blåse av deponiet. Vedlegg til føreskrifta sine kapittel 9 og 10 krev også dokumentasjon på motteke avfall for både deponi og forbrenningsanlegg.

7.2.4. Lov om skipsikkerhet

Eit av føremåla til Lov om skipssikkerhet av 2007 er å hindre forureining frå skip (jf. § 1) . Lov om skipssikkerheit forbyr forureining av miljøet gjennom utslepp, dumping og forbrenning frå alle norske farty, samt utanlandske farty i norsk farvatn under visse vilkår (jf. §§ 2, 31). I samband med utarbeiding av Lov om skipssikkerhet vart det diskutert om bestemmingane knytt til miljø skulle vere del av denne lova eller inngå i Forureiningslova (Nærings- og handelsdepartementet, 2005).

7.2.5. Forskrift om miljømessig sikkerhet for skip og flyttbare innretninger

Forskrift om miljømessig sikkerhet for skip og flyttbare innretninger tredde i kraft i 2012. Føreskrifta må sjåast i samanheng med forbod mot forureining gjeve i § 31 i Lov om skipssikkerhet. Gjennom denne føreskrifta er dei forplikingar ein har teke på seg gjennom MARPOL-konvensjonen (kap. 7.1.4.) føreskriftsfesta, og slik del av det norske lovverket. § 11 i føreskrifta tek for seg forureining frå søppel, og vedlegg V av MARPOL gjeld her som føreskrift. Føreskrifta sin § 16 pålegg skipsførar plikt til å levere avfall og lasterester til mottaksanlegg i hamn. (Plikt til å opprette og drive mottaksanlegg i hamner er heimla i Forureiningsføreskrifta.) MARPOL har vorte omtalt som det viktigaste miljølovverket for skipsfarten i Noreg (Nærings- og handelsdepartementet, 2005).

7.2.6. Havressurslova

Lov om forvaltning av viltlevande marine ressursar av 2009, også kalla Havressurslova, har mellom anna som føremål å sikre berekraftig forvaltning av dei viltlevande marine ressursane (jf. §1) . Lova pålegg norske båtar og båtar i norske farvatn å sokne etter tapt fiskereiskap (jf. §§ 4, 17)

§28 forbyr etterlating av fiskereiskap:

«Det er forbode å kaste, eller unødvendig etterlate reiskapar, fortøyingar og andre gjenstandar i sjøen eller på botnen som kan skade marint liv, hemme gjennomføring av hausting, skade haustingsreiskapar eller setje fartøy i fare.»

7.2.7. Vassrammedirektivet

Vassrammedirektivet er eit EU-direktiv som er teke inn i norsk lovgjeving. Forskrift om rammer for vannforvaltningen av 2007, også kalla Vassføreskrifta, føreskriftsfestar korleis ein skal arbeide for å oppnå måla i Vassrammedirektivet ("Forskrift om rammer for vannforvaltningen," 2006). Vassrammedirektivet gjeld for ferskvatn på landoverflata (elver og innsjøar), kystvatn og grunnvatn. Jamført § 4 er føremålet med føreskrifta: «*Tilstanden i overflatevann skal beskyttes mot forringelse, forbedres og gjenopprettes med sikte på at vannforekomstene skal ha minst god økologisk og god kjemiske tilstand...*». For stoffa som vert rekna som prioriterte stoff i føreskrifta er det sett følgjande målsetjing (jmf. §7):

«Det skal gjennomføres nødvendige tiltak med sikte på gradvis reduksjon av forurensning fra prioriterte stoffer til vann. Det skal gjennomføres nødvendige tiltak med sikte på stans i utslippene av prioriterte farlige stoffer til vann.»

I klassifiseringa av den økologiske tilstanden til overflatevatn inngår innhaldet av dei prioriterte stoffa som støtteparameterar til dei biologiske kvalitetselementa. Nokre av stoffa som inngår i plastproduksjon eller som ein veit kan binde seg til mikroplast vert rekna som prioriterte stoff, som til dømes PAH og enkelte bromerte flammehemmarar. I den grad plasten bidreg til tilførsel av desse stoffa eller påverkar parameter som inngår i klassifiseringa av tilstand på anna måte, vil tiltak og forvaltingsplanar knytt til Vassrammedirektivet også kunne omfatte plastforureining. Med omsyn på klassifisering av kystvatn og innhaldet av prioriterte stoff, er det enno arbeid som står att før oppdaterte og tilpassa retningslinjer ligg føre (Vann fra fjell til fjord, 2013).

7.2.8. Naturmangfaldslova

Lov om forvaltning av naturens mangfold av 2009, også kalla Naturmangfaldslova, sitt føremål er (jf. §1): «*Lovens formål er at naturen med dens biologiske, landskapsmessige og geologiske mangfold og økologiske prosesser tas vare på ved bærekraftig bruk og vern, også slik at den gir grunnlag for menneskenes virksomhet, kultur, helse og trivsel, nå og i fremtiden, også som grunnlag for samisk kultur.*» Lova gjeld både på norsk landterritorium og i territorial farvatn (jf. § 2). Naturmangfaldslova sin relevans i forhold til plastforureining er først og fremst knytt til situasjonar der plastforureininga er ein særskilt trussel mot artar og økosystem.

7.3. Målsetjingar for plastavfall

7.3.1. Nasjonale målsetjingar for plastavfall

På konferansen om marin forsøpling som Hold Norge Rent arrangere i Oslo 05.02.2014 trekte Klima- og miljøministeren mellom anna fram følgjande punkt om marin forsøpling i Noreg (Sundtoft, pers.kom. 05.02.2014):

- Marin forsøpling har særskilde effektar på liv i havet.
- I Noreg er forsøpling frå land eit mindre problem enn i mange andre land.
- Ein treng meir kunnskap om mikroplast i avløpsvatn

Den 5. august 2013 la Miljøverndepartementet fram ein ny avfallsstrategi under namnet «*Fra avfall til ressurs*». Også internasjonale organisasjonar som FN understreker at ein må fokusere på avfall som ein ressurs, til dømes vil ein normalt finne eit høgare innhald av metall i eit vanlege kretskort ein finn i EE- avfall, enn i nokon malm som metalla har vore utvunne frå (UNEP, 2013). I avfallsstrategien er følgjande tankegang fremja (Miljøverndepartementet, 2013a):

«Det overordnede målet er at avfall skal gjøre minst mulig skade på mennesker og naturmiljø. De øvrige målene i avfallspolitikken innebærer at veksten i mengden avfall skal være vesentlig lavere enn den økonomiske veksten og at ressursene i avfallet i størst mulig grad skal utnyttes ved gjenvinning.»

Den norske innsamlinga av plastavfall har så langt vore basert på ei bransjeavtale, ei avtale mellom næringslivet og det offentlege. Ein har hatt som mål å gjenvinne 80 % av plastemballasjen, gjennom 30 % materialgjenvinning og 50 % energigjenvinning (Raadal et al., 1999). Dei seinare år har ein hatt ei oppnåing av måla som samsvarar med avtala (Mepex, 2013). Avfallspolitikken i Noreg har, mellom anna gjennom deponiforbod for organisk materiale, bidrege til at mindre plastavfall vert deponert, men har i liten grad ført til gjenvinning av anna plast enn emballasje (Mepex, 2013).

Plastavfall er i den nye avfallsstrategien utpeika som eit prioritert område. Ein har mål om å materialgjenvinne 47 % av plastavfallet i 2020 (Miljøverndepartementet, 2013a). I førekant av avfallsstrategien vart det gjennomført ei større kartlegging av korleis ein kunne auke ressursutnyttinga frå plastavfall i Noreg. Nokre av dei foreslegne tiltaka for å auke innsamling og gjenvinning av plastavfall var (Mepex, 2013):

- Produsentansvar
- Krav om utsortering av plast frå kommunalt avfall og avfall frå næringslivet
- Auka utsortering av plast frå EE-avfall
- Auka utsortering av plast frå køyrety
- Auka materialgjenvinning frå oppdrettsringar
- Innsamling av hardplast på gjenbruksstasjonar

Avfallsmeldinga trekk fram auka produsentansvar som eit viktig verkemiddel (Miljøverndepartementet, 2013a):

«Utvidet produsentansvar gir produsentene ansvar for produktene også når de har blitt avfall. Dette er et sentralt virkemiddel for å fremme gjenvinning og forsvarlig håndtering av utvalgte avfallstyper. Produsenten er den aktøren som har størst nærhet, kunnskap og evne til å finne effektive løsninger for innsamling og gjenvinning av sine produkter når de ender som avfall. I tillegg kan produsentansvar være et virkemiddel for å fremme avfallsforebygging og utvikling av miljøvennlige produkter, for eksempel gjennom redusert innhold av miljøfarlige stoffer, økt levetid på produktene og design som bedre legger til rette for ombruk og materialgjenvinning når produktene ender som avfall.»

Produsentansvar er rekna for eit tiltak som kan føre til ei betre utnytting då produsenten er den som best kan dokumentere kva plastavfallet inneheld, og at ein gjennom slik ansvar også vil få eit større fokus på å utvikle produkt som er lette å handtere etter bruk (Carlsson, 2002). På trass av at avfallsstrategien understrekar at avfallsforebygging er det viktigaste, i samsvar med avfallspyramiden, er ein klar på at ein i lita grad har verkemiddel som bidreg til dette (Miljøverndepartementet, 2013a).

7.3.2. Europeiske målsetjingar for plastavfall

EU sitt rammedirektiv for avfall tilseier at ein skal resirkulere 50 % (vektprosent) av papir, metall, plast og glas frå hushalda og 70 % av avfallet frå bygg- og anleggsbransjen innan 2020 (Mepex, 2013). Det vert ikkje spesifisert om dette gjeld for kvar av dei ulike avfallsfraksjonane eller om det berre gjeld for total mengde avfall (Lazarevic et al., 2010). Dette lovverket kan verte effektivt fordi det har spesifikke og målbare resultat for måloppnåing og ei gjeven tidsramme (Ren, 2003). Likevel ser ein dårleg avfallshandtering i

mange av EU landa, særleg gjennom at ein stor del av avfallet vert deponert, og er ein betydeleg kjelde til forsøpling (Bjørndal, 2012a). Dette gjer at det kan vere stor skilnad på intensjonane i regelverket og praksisen i dei ulike medlemsstatane (European Commission, 2013b). På den andre sida har land som Sveits, Sverige og Austerrike innført tiltak utover lovverket, som deponiforbod mot brennbart materiale (i tillegg til organisk materiale), som medfører at plast ikkje vert lagt i deponi (Mepex, 2013).

7.4. Norske tiltak i samband med marint søppel

7.4.1. Politiske intensjonar for marin forsøpling

Forsøpling, generelt, vert i den norske avfallsstrategien frå 2013 omtalt som eit problem som først og fremst er estetisk og visuelt (Miljøverndepartementet, 2013a). Samstundes fastslår strategien at marin forsøpling er ein reell trussel mot marine miljø, og at dette er ei særskilt utfordring i Noreg grunna ein lang kyst. Det vert vidare stadfesta at det er naudsynt med særskilte tiltak (Miljøverndepartementet, 2013a). Under overskrifta «*Behov for tiltak mot forsøpling og marin forsøpling*» står det i avfallsstrategien (Miljøverndepartementet, 2013a):

«Forsøplingen på land og i havet er både skjemmende og forurensende, og utgjør en miljøtrussel mot dyrelivet og økosystemene. Avfallet har ofte så lang nedbrytningstid at det kan bli værende i miljøet i hundrevis eller tusenvis av år. Det nedlegges en stor innsats av frivillige organisasjoner, skoleklasser og enkeltpersoner med å rydde opp avfall på strender, offentlige steder og langs veier. Fra statlige og kommunale myndigheters side er det viktig å sørge for et mest mulig hensiktsmessig regelverk og å legge til rette for fortsatt frivillig innsats på dette området. Vi ser også behov for å bedre kommunenes innsats for å motvirke forsøpling, herunder marin forsøpling.»

Sett i lys av at ein karakteriserer marin forsøpling som ei særskilt utfordring kan det verke som lite ambisiøst og konkret at ein avgrensar tiltaka til hensiktsmessig regelverk, tilrettelegging av frivillig innsats og betring av kommunal innsats mot forsøpling.

I forvaltingsplanen for Nordsjøen og Skagerrak («*Helhetlig forvaltning av det marine miljø i Nordsjøen og Skagerrak – Stortingsmelding 37, 2012-2013*») vert marin forsøpling definert som eit betydeleg problem (Miljøverndepartementet, 2013b). Vidare vert det peika på at ein treng meir kunnskap, og at ein må ha tiltak for å redusere tilførselen av og auke oppryddinga

av marin forsøpling. Intensjonane i samband med marin forsøpling er i forvaltingsplanen formulert slik (Miljøverndepartementet, 2013b):

- « *Støtte opp om frivillige oppryddingstiltak, holdningsskapende arbeid og lokalt engasjement i arbeidet mot marint søppel blant annet ved å bidra til videreføring av den årlige Strandryddedagen i regi av Hold Norge Rent.*
- *Sikre det juridiske grunnlaget slik at fiskefartøy og andre fartøy ikke påføres særskilte kostnader ved innlevering av oppsamlet søppel frå havet.*
- *Vurdere endring i regelverket slik at kommunene gis adgang til å finansiere opprydding av marint søppel og forebygging av forsøpling på utvalgte offentlige steder gjennom de kommunale renovasjonsgebyrene.*
- *Videreføre ordningen med opprydding av tapte fiskegarn og annet utstyr fra fiskeflåten.*
- *Utrede ordninger for at fritidsfartøy ikke dumpes ulovlig i sjøområder eller hensettes langs kysten.*
- *Opprettholde overvåking av referansetrender som ryddes og overvåkes etter OSPARs metodikk for registrering av strandforsøpling.*
- *Styrke det internasjonale samarbeidet, blant annet gjennom å være pådriver for utvikling av en strategiplan for reduksjon av marin forsøpling i OSPAR»*

Ein ser her dei punkta som er trekt fram i avfallsstrategien, i tillegg til tiltak knytt til havbaserte kjelder og internasjonalt samarbeid. Tiltaka er i stor grad retta mot opprydding av eksisterande søppel og i mindre grad mot å hindre ny forsøpling, særskilt med omsyn på landbaserte kjelder.

7.4.2. Finansiering av kommunal opprydding

Både i avfallsstrategien og i forvaltingsplanen for Nordsjøen og Skagerrak vert det peikt på at ein bør utvide kommunane sine moglegheiter til å finansiere opprydding av (marin) forsøpling over renovasjonsgebyra (Miljøverndepartementet, 2013a, 2013b). Miljødirektoratet sende hausten 2013 ut ein høyring på endring av Forureiningslova for å kunne mogleggjere dette tiltaket. Jamført § 35 i Forureiningslova er kommunen pålagt ansvar for innsamling av og opprydding av avfall frå offentlege stadar med mange besøkande. Slik regelverket er i dag, kan ein ikkje bruke det kommunale renovasjonsgebyret til å dekke slike kostnadar, noko som medfører at dette kan verte ei oppgåve som ikkje vert prioritert med bakgrunn i økonomiske

omsyn (Miljødirektoratet, 2013). I høyringsutkastet vert det opna for å finansiere opprydding av marint søppel i samband med offentlege stadar med mange besøkande, som til dømes badestrender (Miljødirektoratet, 2013). I samband med utarbeidinga av høyringa har dåverande KLIF (no del av Miljødirektoratet) påpeika at dette ikkje skal vere eit tiltak som skal omfatte marin forsøpling generelt, då dette truleg ville ha medført at kostnadane for opprydding av marint søppel vert dekkja av innbyggjarane i kystkommunane som vert ramma, noko som vil bryte med prinsippet om at den som forureinar skal betale (Klima- og forurensningsdirektoratet, 2013). I tillegg peikar KLIF også på at betydelege mengder av den marine forsøplinga er å rekne for næringsavfall, som til dømes garn, tau eller anna frå fiskerinæringa, og difor ikkje er ein del av det kommunale renovasjonssystemet (Klima- og forurensningsdirektoratet, 2013).

7.4.3. Skjærgårdstjenesten

I forarbeidet til høyring på endringa av Forureiningslova i 2013 utgreidde også KLIF andre moglege tiltak for å finansiere opprydding av marin forsøpling. Eit mogleg tiltak er å opprette ein Skjærgårdstjeneste som dekker heile kysten av Noreg (Klima- og forurensningsdirektoratet, 2013). I dag har ein Skjærgårdstjeneste på kysten frå Svenskegrensa og til Bergen. Føremålet til tenesta er å halde tilsyn med dei offentlege friluftslivområda på kysten, noko som mellom anna inneber oppgåver knytt til renovasjon, haldningsskapande arbeid og naturoppsyn (Oslofjordens friluftsråd, 2012).

7.4.4. Andre oppryddingstiltak

I Noreg har ein innanfor oppdrettsnæringa og fiskeribransjen jobba for å opprette retursystem for nøter, tauverk, oppdrettsringar med meir. (Mepex, 2013). Sett i samanheng med at ein i Noreg har ein stor del av fiskerirelatert avfall i det marine søppelet kan dette verke som eit godt tiltak.

Fiskeridirektoratet utfører kvart år tokt der det vert samla inn fiskerireiskap frå eit område av kysten, og samlar på denne måten inn spøkelsesgarn og liknande (Hals et al., 2011). Statens Naturoppsyn og Fylkesmannen i det respektive fylket samarbeider om å fjerne marin forsøpling frå verna område langs kysten (Hals et al., 2011). Eit av dei mest betydelege bidraga til fjerning av marin forsøpling langs kysten av Noreg kjem frå strandryddeaksjonar (Hals et al., 2011).

7.4.5. MIME-prosjektet

Forskningsprosjektet MIME («*Micro- and nanoplastic impacts on the marine environment*») er nyleg starta opp i regi av NIVA. Det overordna føremålet med prosjektet er å vurdere om mikro- og nanoplast påverkar marine organismar (Forskningsrådet, s.a.). Dette skal ein gjere ved å kartlegge potensielle miljømessige effektar av mikro- og nanoplast, kva additiv ein finn i plastpartiklane og kva effekt mikroplast kan ha når den opptrer saman med forureinande stoff (NIVA, 2013). Ein skal særleg vektlegge å få kartlagt kvar i næringskjedene mikroplasten vert teke opp, og om den vert overført til andre trinn i kjedene (Forskningsrådet, s.a.). Mellom anna er det samla inn torsk frå ulike delar av kysten som skal verte undersøkt for plast i mageinnhaldet (Nerland, pers.kom. 05.02.2014).

7.4.6. Fase ut og merke

I utgreiinga «*Et giftfritt Norge - NOU 2010:9*» er det mange framlegg om å fase ut miljøgifter i plastprodukt (Miljøverndepartementet, 2010). Mellom produkta som ein tilrår at det vert fasa ut miljøgifter av er: tåteflasker, smokkar, golvbelegg, isolasjonsmateriale, tekstiler og plastprodukt generelt. Miljøgifter er i denne utgreiinga definert som stoff som utgjer ein trussel mot human helse eller miljøet, og der trusselen først og fremst er knytt til nedbrytingstid, giftighet og potensiale for å kunne verte akkumulert. Plast vert direkte knytt til miljøgifter som: bromerte flammehemmarar, klorerte organiske stoff, nonylfenol, bisfenol A, ftalat og metall. Ei av målsetjingane i utgreiinga er forankra i OSPAR-konvensjonen, og lyd (Miljøverndepartementet, 2010):

«Generasjonsmålet innebærer at utslipp av stoffer som utgjør en alvorlig trussel mot helse og/eller miljø kontinuerlig skal reduseres i den hensikt å stanse utslippene innen 2020. På sikt er målet at konsentrasjonene av naturlig forekommende farlige stoffer i miljøet skal tilbake til bakgrunnsnivå og at konsentrasjonen av menneskeskapt stoffer skal være så nær null som mulig.»

Det er ikkje laga noko handlingsplan som skildrar korleis ein skal oppnå desse målsetjingane (Svanemerket, 2013). Skal ein tolke generasjonsmålet i utgreiinga bokstaveleg vil den medføre at ein i 2020 ikkje skal ha miljøgifter i plastprodukt eller at ein skal sørge for at det ikkje skjer utslepp av miljøgifter frå plasten. Det er likevel lite som tyder på at dette vert realisert.

I februar 2014 offentliggjorde Svanemerket at hudpleieprodukt, tannkrem og såpe som inneheld mikroplast ikkje kan verte svanemerka (Svanemerket, 2014). Ein grunnjev denne innstramma, utan om ordinær revisjon, med den dokumentasjonen ein no har på at mikroplast gjer skade i marine miljø. I Svanemerke ordninga vert også emballasje vurdert, og med unødvendig mykje emballasje vil ikkje produkta fylle krava til å få Svanemerket, noko som kan verke positivt på å redusere mengda plastavfall.

7.5. Dømer på internasjonale tiltak mot marin forsøpling

7.5.1. FN-initiativ

I mars 2011 vart den femte konferansen om marin forsøpling («*The Fifth International Marine Debris Conference*») halde i Honolulu. Resultatet av konferansen var Honolulu strategien som skal vere eit rettleiande dokument i internasjonalt, regional og nasjonalt arbeid med marin forsøpling, og utvikle pågåande prosjekt og stimulere til at nye vert starta opp (UNEP, 2011a). Det er sett tre hovudmål i strategien:

- Redusere mengdene av og effektane av marin forsøpling frå landbaserte kjelder.
- Redusere mengdene av og effektane av marin forsøpling frå havbaserte kjelder, deriblant avfall, tapt last, fiskereiskap og forlatne fartøy.
- Redusere mengdene av og effektane av marint søppel som har samla seg i strandsoner, på havbotn og i vassøyla.

Tabell 11 viser eit fullstendig oversyn over tiltaka som er føreslått i Honolulu strategien. Fleire av tiltaka er knytt til å fremje betre avfallsbehandling, informasjon og auka tilsyn med at lovverk og internasjonale avtaler vert overhalde.

«*Global Program of Action for the Protection of the Marine Environments from Land-based Activities*», GPA, er eit FN program som har som mål å hindre forringing av dei marine miljøa på grunn av landbaserte aktivitetar, gjennom å sikre at nasjonane tek på seg ansvaret dei har for å beskytte og ta i vare dei marine miljø (UNEP, s.a.-c). Dette programmet skal vere det einaste initiativet som direkte tek for seg samanhengane mellom terrestrielle miljø, ferskvatn, kysten og dei marine miljøa (UNEP, s.a.-c). I januar 2012 vart det halde eit GPA møte («*Twelfth special session of the Governing Council/ Global Ministerial Environment Forum*») i Manila. Eit resultat av møtet var at marin forsøpling skal vere eit av tre

fokusområder for arbeidet til GPA i perioden 2012 - 2016 (Governing Council of the United Nations Environment Programme, 2012). I tillegg går det mellom anna fram av Manila erklæringa («*Manila Declaration on Furthering the Implementation of the Global Programme of Action for the Protection of the Marine Environment from Land-based Activities*»), som summerar opp semja frå møtet, følgjande om marin forsøpling (Governing Council of the United Nations Environment Programme, 2012):

«Recognizing that marine litter is a problem that is global in scale and underestimated in impact; that it directly threatens coastal and marine habitats and species, economic growth, human health and safety, and social values; that a significant portion of marine litter originates from land-based activities; ...»

Eit anna mål i Manila erklæringa var å jobbe for å få stifta «*Global Partnership on Marine Litter*» (GPML). Per 01.12.2013 var det ikkje anna informasjon tilgjengeleg angående stifting av GPML enn eit utkast til organisering og arbeidsformer for organisasjonen utforma av UNEP. Difor er dei følgjande opplysningane berre ei skisse over korleis det er mogleg å arbeide med problemstillinga (UNEP, s.a.-a, s.a.-b): Organisasjonen er i utgangspunktet open for alle, frå nasjonar til privatpersonar. Ein skal jobbe for å redusere skadeverknadane av marint søppel, gjennom mellom anna å implementere Honolulu strategien, utvikling av arbeidsgrupper som skal ta føre seg særskilde tema i samband med marin forsøpling og auke kunnskapen hjå folk om marin forsøpling. Forsking og publikasjonar av forskingsmaterialet er også ei oppgåve som organisasjonen er tiltenkt.

Tabell 11: Tiltak mot marin for søpling. Omsett til norsk frå «Honolulu strategien»
(Governing Council of the United Nations Environment Programme, 2012)

MÅL OG TILTAK I HONOLULU STRATEGIEN	
Mål A: Redusere mengda av og effektane av marin for søpling frå landbaserte kjelder	
Strategi A1	Utdanning og spreing av informasjon om marin for søpling og behovet for betre avfallsbehandling
Strategi A2	Bruke marknadsbaserte verkemiddel for å fremje avfallsbehandling, og særskilt reduksjon av avfall
Strategi A3	Bruk av infrastruktur og implementering av beste kjende praksis for å handtere overvann og redusere mengda avfall som hamnar i vassvegane
Strategi A4	Utvikle, styrke og ta i bruk lovgjeving og politikk som fremjar avfallsførebygging og betre avfallshandtering
Strategi A5	Forbetre lovverk knytt til overvann, avløp og avfall i vassvegar
Strategi A6	Utvikle og styrke tilsynsmyster for å utøve meir tilsyn med regelverk og utslippsløyve i samband med avfall, dumping, avfallshandtering, overvann og avrenning
Strategi A7	Gjennomføre jamlege oppryddingar i kystnære områder, nedbørsfelt og vassvegar, og særskilt i særskilt utsatte område
Mål B: Redusere mengdene av og effektane av marin for søpling frå havbaserte kjelder, deriblant avfall, tapte last, fiskeriskap og forlatne fartøy.	
Strategi B1	Utdanning og spreing av informasjon til dei som brukar sjøen om effektar av marin for søpling, korleis ein kan redusere og handtere problemet
Strategi B2	Utvikle og styrke implementeringa av avfallsreduksjon, korrekt handtering av avfall til havs og mottaksfasilitetar i hamner, for å redusere mengda avfall som vert dumpa i havet
Strategi B3	Utvikle og styrke implementeringa av best mogleg praksis i industrien, for å utvikle produkt som minimerar tap av last, avfall og reiskapar på havet og behovet for å forlate fartøy
Strategi B4	Utvikle og fremje bruk av alternative teknologiar og fiskeriskap for å redusere tapet av fiskeriskapar og effektane av desse
Strategi B5	Utvikle og styrke implementeringa av lovverk og politikk som forhindrar og handterer marin for søpling frå havbaserte kjelder, og implementere krav frå MARPOL vedlegg V og andre relevante internasjonale avtaler og verkemiddel
Strategi B6	Utvikle og styrke tilsynsmyster for å overvake og utøve tilsyn med lokal og nasjonalt regelverk og krava sette i MARPOL vedlegg V og andre internasjonale avtaler
Mål C: Redusere mengdene av og effektane av marint søppel som har samla seg i strandomer, på havbotn og i vassøyla.	
Strategi C1	Utdanning og spreing av informasjon om effektane av marin for søpling og fjerning av dette
Strategi C2	Utvikle og fremje bruk av teknologiar og metodar som effektivt kan lokalisere og fjerne marint søppel som har vorte akkumulert
Strategi C3	Utvikle kapasitet til å samarbeide om respondering på og fjerning av marin for søpling
Strategi C4	Utvikle eller styrke implementering av insentiv for å fjerne fiskeriskap og andre større samlingar med marint søppel som ein kjem over på havet
Strategi C5	Etablere regionale, nasjonale og lokale funksjonar som står for fjerning av marint søppel
Strategi C6	Fjerne marin for søpling frå kystområde, havbotn og vassøyla

7.5.2. Havstrategidirektivet

I EU har ein utarbeidd eit havstrategidirektiv («*Marine Strategy Framework Directive*»), som vidare vil verte omtalt som MSFD. Hovudføremålet med direktivet er å beskytte, oppretthalde og restaurere økosystema, med det endelege målet å oppretthalde biodiversiteten gjennom integrering av direktivet i alle relevante sektorar og utvikling av strategiar for dette arbeidet ("Directive 2008/56/EC - Marine Strategy Framework Directive," 2008). Dette direktivet har mange fellestrekk med vassrammedirektivet som er teke inn i norsk lovgjeving. Til dømes er det overordna målet for Havstrategidirektivet god miljømessig tilstand i dei ulike havregionane der medlemsstatane har jurisdiksjon i 2020, målt ut frå ulike kvalitetselement, basert på prosessen med karakterisering, tiltaksanalyser og overvaking. I vedlegg I til MSFD er det gjeve 11 kvalitetsindikatorar som skal vere grunnlaget for å vurdere miljømessig kvalitet. Eit av indikatorane er at marin forsøpling ikkje skal føre til skadeverknadar på kyst- og marine miljø. Dei negative effektane er her knytt til sosiale verknadar (til dømes fare for smitte til menneske frå avfall), økonomiske verknadar (til dømes skade på farty) og økologiske verknadar. Marin forsøpling kan også vere relevant i samband med andre indikatorar som til dømes giftstoff og framande artar .

Det tilrådde overordna målet for marin forsøpling, er ein målbar og betydeleg reduksjon innan 2020 (Galgani et al., 2010). Parameterane ein skal måle for å vurdere om marin forsøpling fører til skadeverknadar er (European Commission, 2012):

- Endringar i mengdene søppel som vert skylt i land eller hamnar langs kystlinja, samt analysere samansettinga, utbreiinga og kjeldene til søppelet.
- Endringar i mengdene av marint søppel i vassøyla, overflata og på havbotn, samt analysere samansettinga, utbreiinga og kjeldene til søppelet.
- Endringar i mengdene av, distribusjonen til og samansettinga til mikropartiklane, med særskilt omsyn på mikroplast.
- Endringar i mengdene av og samansettinga til søppel som vert innteke av marine organismar, ved hjelp av analyser av mageinnhald.

I samband med at marin forsøpling skulle vere med som ein kvalitetsindikator i MSFD vart det sett ned ei gruppe («*Technical Subgroup on Marine Litter- TSG ML*») som skulle vere til hjelp for medlemsstatane gjennom å skaffe til vege vitenskapleg og teknisk informasjon som skulle gjere det mogleg å implementere MSFD (Galgani, Hanke, Werner, & De Vrees, 2013). Det er mellom anna utvikla ei oversikt over dei ulike metodane ein kan nytte til å overvake

marin forsøpling i ulike miljø (Galgani et al., 2010). Lista er å finne i vedlegg II. Dei tiltaka som ein reknar med at vert sett ut i livet i stor skala er undersøkingar av søppel i strandsona samt studiar av korleis marin forsøpling påverkar sosiale og økonomiske faktorar (Galgani et al., 2010). Andre overvakingstiltak, som til dømes kartlegging av søppel på havbotn, vil truleg ikkje verte utført i stor skala då det er sær s ressurskrevjande (Galgani et al., 2010). For nokre av dei føreslegne tiltaka vil det ta lang tid før ein kan nytte dei til overvaking. Det er mellom anna påpeikt at ein treng å identifisere indikatorartar og utvikle metodar for å undersøke korleis marin forsøpling påverkar desse, før ein kan vurdere inntak av plastfragment i organismar (Galgani et al., 2013). Jamført den tidsplanen som ligg til grunn for arbeidet med MSFD i EU-landa skal ein ha gjort vurderingar av tilstanden samt definert kva som skal til for å oppnå god miljøstatus i 2012 (European Commission, 2012). I 2014 skal overvakingssprogramma vere operative og i 2015 skal strategiplanen for marin forsøpling vere ferdigstilt.

I samband med arbeidet med MSFD er det starta opp fleire prosjekt med marin forsøpling som eit grunnleggande tema. Ein prosjekt tek føre seg korleis ein på best mogleg vis kan hindre forsøpling, fremje reduksjon av mengdene av søppel og auke folk sin kunnskap om temaet (European Commission, 2012). Andre fokuserer på samanhengen mellom behandling av plastavfall og marin forsøpling og fremjing av ordningar med innsamling av og gjenbruk av emballasje.

7.5.3. Ein europeisk strategi for plastavfall i miljøet

I mars 2013 la EU fram ein «*green paper*» om ein europeisk strategi for plastavfall i miljøet (European Commission, 2013b). Ein «*green paper*» er eit konsultasjonsdokument som vert lagt fram, der ein på bakgrunn av dokumentet skal skape diskusjon og meningsutveksling om temaet (European Commission, 2013a). I etterkant av prosessen med ein «*green paper*» vil det kunne kome meir bindande semjer om å sette ting ut i livet og i nokre høver også nytt lovverk.

Konsultasjonsdokumentet tek for seg plastavfall og miljøverknadar på eit overordna nivå og på tvers av sektorar. Sjølv om ein ikkje særskilt rettar seg inn mot marin forsøpling er det heilt klart å sjå koplinga til dette. Ein fastslår ei rekke forhold knytt til dagens situasjon i samband med plastavfall og miljøproblem, og slår mellom anna fast at det er internasjonal semje om at ein må redusere førekomsten av plastavfall i miljøet og effektane av dette (European Commission, 2013b). Det er i dokumentet stilt ei rekkje spørsmål som ein vil ha

tilbakemeldingar på. Ei oversikt over alle spørsmåla som vart stilt i «*green paper*» er å finne i vedlegg III. Nokre dømer på spørsmål er (European Commission, 2013b):

- Er gjeldande regelverk i EU tilstrekkeleg til å handtere utfordringa med plast om alle medlemsstatar hadde implementert regelverket i samsvar med intensjonane?
- Kva tiltak må ein sette i verk for at ein skal velje ombruk og gjenvinning framfor deponering?
- Bør ein innføre obligatorisk innsamling av hushaldsavfall frå alle husstandar og separat innsamling av plast i alle medlemsstatar?
- Korleis kan ein handtere utfordringane knytt til bruk av primær mikroplast?
- Finst det uprøvde tiltak ein kan sette i verk for å redusere mengdene av marin forsøpling?

Konsultasjonsdokumentet viser også korleis dei ulike delane av lovgjevinga innan EU påverkar plastavfall og reglar knytt til dette. Avfallsdirektivet (Directive 2006/12/EC) pålegg EU-landa å innføre separat innsamling av plast, metall, papir og glas innan 2015, og å bruke om att eller resirkulere minimum 50 % (vektprosent) av dei same fraksjonane frå hushalda innan 2020 (European Commission, 2012). Deponeringsdirektivet (Directive 1999/31/EC) skal forhindre tilførsel av avfall frå deponi til miljøa, medan Emballasjedirektivet (Directive 2004/12/EC) skal fremje ombruk og resirkulering av emballasje (Galgani et al., 2010). Emballasjedirektivet vorte peika på som viktig i samband med marin forsøpling fordi det stiller konkrete målbare krav til EU-landa i samband med innsamling og gjenvinning av emballasje (Ren, 2003). Det er også fleire andre direktiv som kan ha innverknad på tilførselen av plast til miljøa.

7.5.4. OSPAR sine tiltak

OSPAR-kommisjonen har gjennom sitt arbeid starta opp fleire prosjekt og vore involvert i fleire aktivitetar med relevans for marin forsøpling, og vert rekna for ein pioner innan fagfeltet (UNEP & OSPAR-commission, s.a.). Det viktigaste arbeidet har vore knytt til følgjande prosjekt (Galgani, Werner, Hanke, & Piah, 2011):

- Oppbygging av ein biodiversitetskomité med ei arbeidsgruppe som fokuserer på dei miljømessige verknadane av menneskeleg aktivitet («*The Working Group on*

Environmental Impact of Human Activities»). Ein skal utarbeide ein strategi for biodiversitet.

- Pilotprosjekt for overvaking av marint søppel på strender og samstundes utvikling av standard metodar for slike undersøkingar.
- Vurdering av problema knytt til marin forsøpling gjennom «*Assessment of the Marine Litter Problem in the North-East Atlantic Maritime Area and Priorities for Response*»
- Deltaking i prosjektet «*Fishing for litter*». (kap. 7.5.5.)
- Utvikling av økosystembasert forvaltning gjennom innføring av vurdering ut frå kvalitetselement «*Ecological Quality Objectives* ».

«*Assessment of the Marine Litter Problem in the North-East Atlantic Maritime Area and Priorities for Response*» har som føremål å vurdere omfanget av marin forsøpling, trendar over tid, samansetting til søppelet, kjelder og kva ein skal prioritere i arbeidet med å få til ei berekraftig forvaltning av marin forsøpling (UNEP & OSPAR-commission, s.a.).

OSPAR sitt arbeid med å implementere økologiske kvalitetselement (*Ecological Quality Objective*), heretter omtalt som EcoQO, har rot i behovet for å ha målbare politiske mål. Ein begynte på det første arbeidet med systemet allereie i 1992, og eit prøveprosjekt i Nordsjøen vart starta i 2002 (OSPAR-comission, 2009). Ein EcoQO er ein variabel som kan målast og som nyttast som ein indikator for miljøtilstanden i økosystema. Gjennom overvaking av EcoQO skal ein sjå om utviklinga går i riktig retning jamført med dei vedtekne politiske måla (OSPAR-comission, 2007a). For marin forsøpling er EcoQO knytt til innhaldet av plastpartiklar i mageinnhaldet til havhest som vert funne daude på strender. I eit datasett på 50 – 100 individ frå kvar av dei 5 regionane i Nordsjøområdet, skal færre enn 10 % av fuglane ha meir enn 0,1 g plast i mageinnhaldet, i minst 4 av 5 regionar over eit tidsrom på 5 år. På tilsvarende måte er det laga EcoQO på andre område som til saman skal gjere det mogleg å vurdere den samla tilstanden til økosystemet. Gjennom å oppnå måla som er sett gjennom grenseverdiar og mål i samband med EcoQO skal ein ideelt sett sikre gode miljøtilhøve i Nordsjøen (OSPAR-comission, 2007a).

Dette arbeidet har heilt klare fellestrekk med oppgåvene som EU-landa er pålagt gjennom MSFD. Då OSPAR gjennom sitt arbeid har funne fram til gjennomprøvde indikatorar med tilhøyrande grenseverdiar og overvakingismetodar vil dette vere av stor betydning i arbeidet med MSFD (OSPAR-comission, 2009). Samstundes er det skilnadar i kva kvalitetselement ein målar og terminologien i MSFD og OSPAR sitt arbeid (OSPAR-comission, 2005). Dette

vil gjere det naudsynt med ein prosess som kan vurdere i kva grad ein kan samkøyre dei to arbeida.

7.5.5. «Fishing for litter»

I prosjektet «*Fishing for litter*» deltek fiskeflåten i oppryddingsarbeid gjennom frivillig samarbeid. Fiskefartøy tek med til land marint søppel som har hamna i fiskereiskapane gjennom ordinær drift (OSPAR-comission, 2007b). Slikt søppel vert oppbevart i særskilde sekkar og vert levert vederlagsfritt til hamnemyndigheitene. Søppelet, eller delar av det, kan også kategoriserast og sorterast for å overvake kjelder til marin forsøpling og sjå trendar i samansetting over tid (KIMO, s.a.). Målet med prosjektet har vore å redusere mengda marin forsøpling, samt å bruke prosjektet inn mot haldningsskapande arbeid i fiskeflåten (OSPAR-comission, 2007b). Motivasjonen for fiskeflåten er at dei gjennom å fjerne søppel vil få mindre kostnadar knytt til skader på fartøy og fiskereiskapar (OSPAR-comission, 2007b).

Eit pilotprosjekt vart starta opp i Nederland, Sverige, Danmark og Storbritannia med ein flåte på om lag 60 fartøy i 5 ulike hamnar, i perioden 2002-2004 (OSPAR-comission, 2007b). I løpet av denne perioden fekk ein i land om lag 1000 tonn søppel. Eit tilsvarande prosjekt vart utført i Skottland i perioden 2008 – 2011, med ei seinare forlenging fram til 2014 (KIMO, s.a.). Ein fekk her til eit samarbeid med i overkant av 160 fiskefarty og 15 hamnar. I løpet av dei 3 første åra fekk ein i land 242 tonn med søppel, og gjorde i tillegg ei kartlegging av typane av søppel (KIMO, s.a.).

Om «*Fishing for litter* » hadde vorte gjennomført i same omfang som i den første prøveperioden, men i heile OSPAR-området, ville årleg fjerning av søppel frå området tilsvara omlag 10 % av årleg tilførsel, og slik vere eit betydeleg bidrag (UNEP & OSPAR-comission, s.a.). Likevel er det i dag få insentiv som sikrar søppel som hamnar i fiskereiskap verte teke opp, frakta til land og går til avfallsbehandling (Miljøverndepartementet, 2013b).

7.5.6. Plastindustrien sine tiltak

I mars 2011 vart «*The Declaration of the Global Plastics Associations for Solutions on Marine Litter*» underteikna (The Global Plastics Associations, 2012). Gjennom denne deklarasjonen har ulike organisasjonar frå internasjonal plastindustri forplikta seg til å bidra til løysingar på problema med marin forsøpling. Hovudprinsippet i deklarasjonen er at plast ikkje høyrer heime i dei marine miljøa, og skal ikkje forsøple, men brukast fornuftig og samlast inn til ombruk eller gjenvinning (The Global Plastics Associations, 2011). Gjennom

denne deklarasjonen har plastindustrien binde seg til å bidra inn mot spreiring av kunnskap, støtte til forskning, fremje resirkulering og gjere tiltak for å hindre utslepp av plast frå industrien. I 2012 var plastindustrien sine organisasjonar involvert i over 100 ulike prosjekt i samband med marin forsøpling (Plastics Europe, 2012). Desse prosjekta varierer i form frå hjelp til å opprette internettsider med informasjon om forsøpling i Asia til bidrag til store forskingsprosjekt drive av FN (The Global Plastics Associations, 2012).

«*Operation Clean Sweep*» er ei frivillig ordning innan plastindustrien som har sitt utspring i USA, og med mål om å redusere tap av primær mikroplast, (Stevenson, 2011). Prosjektet vart starta opp i 1992, og skal minimere tap av plastråstoff gjennom kvalitetssikring av drifta i plastverksemdene (The Global Plastics Associations, 2012). I tillegg til den miljørelaterte gevinsten vert det fokusert på at deltaking i prosjektet kan betre industrien sitt omdøme, forbetre rutinar, redusere talet på uhell og auke det økonomiske utbytte (American Chemistry Council, 2012). Når ei verksemd vert med i «*Operation Clean Sweep*» vert prosjektet gjennomført gjennom følgjande prosessar (American Chemistry Council, 2012):

- Offisiell underskriving av avtale om å prioritere prosjektet
- Vurdering av verksemda sin noverande situasjon, til dømes: I kva grad vert krav til miljøvennleg drift følgd ? Korleis er kvaliteten på maskineriet ein brukar? Korleis kan ein forbetre situasjonen? Kvar er sjansen for tap av råmaterialet størst?
- Utføre naudsynt oppgradering av maskineri og andre aktuelle tiltak basert på vurderinga av noverande situasjon.
- Auke kunnskapen hjå dei tilsette, og gjere dei bevisst på kva ansvar den enkelte har for å støtte opp om prosjektet.
- Oppfølging og handheving av dei oppgåvene ein har påteke seg

I Europa er det etablert eit prosjekt med noko av dei same måla, kalla «*Zero Pellet Loss*».

7.5.7. Tiltak under utprøving i USA

Medan ein i OSPAR-regionen har hatt fokus på å få søppelet på land har ein i USA starta opp eit prosjekt kalla «*Fishing for energy*», der ein har fokus på ressursutnytting. Prosjektet vert drive av myndigheitene i samarbeid med naturvernorganisasjonar og eit energiselskap (Stevenson, 2011). Ein samarbeider også med fiskeflåten om innsamling av utrangert

fiskereiskap. Fiskefartøy leverar inn reiskapen gratis og den vert sidan brukt til energigjenvinning.

I USA har militære ubåtar redusert mengda med emballasje som vart teke ombord med 70% (Goldberg, 1997). Tiltaka var å fjerne original emballasje før ein lasta eller å endre mengda eller materialet som vart brukt til innpakking. Dette fører i sin tur til mindre søppel som må handterast frå tida båtane er på havet.

I Los Angeles og San Fransisco er det innført målsetjingar for mengda av avfall (>5mm) i overvatn (Moore, Lattin, & Zellers, s.a.; Stevenson, 2011). Målet er å redusere eller fjerne tilførselen av søppel til resipient og havområda. Tiltaka ein brukar er mellom anna installering av fysiske hindringar i vassvegar, plukking av avfall og informasjonskampanjar (Stevenson, 2011).

Det vert også jobba for å utvikle teknologi som kan nyttast i samband med marin forsøpling. Eit av dei meir optimistiske prosjekta er Boyan Slat opphavsmann til. Han har gjennom sine studiar utvikla teknologi som skal kunne fjerne marin forsøpling frå havet. Det har ikkje lukkast få stadfesta om det er mogleg å gjennomføre prosjektet eller om det vil kunne verke etter intensjonane. Slat ser for seg å utvikle eit sol- og havstraumdrive farty, som vert ankra opp, og som har store bøyer som kan samle opp flytande søppel (figur 37) (Slat, 2013). Ved å plassere desse fartya i akkumulasjonssonar for marin forsøpling (gyrer) skal ein ved hjelp av dei roterande straumane halde søppelet tilbake bak bøylene, om lag som olje vert halde på plass av oljelenser, og sidan samle opp søppelet i fartyet slik at det kan verte frakta til land.

Figur 37: Skisse av farty som skal kunne samle opp flytande søppel frå akkumulasjonssonar for marin forsøpling (Slat, 2013).

[Illustrasjonen er kun tilgjengeleg i den trykte utgåva].

7.6. Utfordringar knytt til lovverk og avtaler

7.6.1. Handheving av lovverket

At den som forureinar er den som ber kostnadane med handtering av forureininga, er ein grunnleggande tankegang bak regelverk om forureining. Når det gjeld marin forsøpling vil det vere mange kjelder til forsøpling, og difor sær mange som er ansvarleg for at forsøplinga oppstår (European Commission, 2012). Hovudsakleg ikkje vere mogleg å avgjere opphavskjelda til søppelet (Law et al., 2010). Dette gjer det sær vanskeleg å plassere ansvaret for forsøplinga på nokon (European Commission, 2011b). Som ei følge av dette vil det verte vanskeleg å handheve lovverket, og då ein i praksis ikkje får stilt nokon til rette for lovbrota, misser lovverket truverd (OSPAR-commission, 2009).

Ei anna utfordring er at mykje av den marine forsøplinga er knytt til internasjonalt farvatn. Til dømes er alle gyrer i internasjonalt farvatn, og difor berre underlagt internasjonal lov (Wurpel et al., 2011). Ansvaret for handheving av lovverket til havs er spreidd mellom ei lang rekke myndigheiter med ulikt ansvar, som er med på å gjere problemstillinga med handheving av lovverket sær kompleks (Hastings & Potts, 2013). Dette er med på å understreke behovet for internasjonal innsats for å kunne handtere utfordringa. I lovverk ser ein og ofte eit skilje mellom lovverk gjeldande for land og lovverk gjeldande til havs, og dagens lovverk og politiske system er utforma på ein måte som gjer det vanskeleg å handtere plastforureining av dei marine miljø (Hastings & Potts, 2013). Dette kan ein mellom anna sjå på fokuset på opprydding framfor å hindre ny tilførsel og manglande fokus på avfall og avfallshandtering på tvers av sektorar.

I norsk lovverk ser ein at moment i lovverket kan slå uheldig ut for den frivillige innsatsen for ryddeaksjonar. Marint søppel som ligg på privat grunn er grunneigar sin eigedom. Dette betyr at ein eigentleg treng løyve frå grunneigar for å kunne starte strandrydding. Ingen har heller plikt til å ta i mot slikt avfall gratis (Bjørndal, 2011). Ein konsekvens av dette vil vere at dei som gjer ein frivillig innsats for å rydde søppel frå anna manns grunn i tillegg må betale for å levere avfallet. Lofoten avfallsselskap, som er ein sentral aktør i strandryddeaksjonar i sitt område påpeikar i ein rapport at det er mykje jobb å rydde marin forsøpling og ofte lite vilje (Lofoten Avfallsselskap, 2012). Slike moment vil kunne vere med på å hindre frivillig innsats og opprydding. I samband med «*Fishing for litter*» prosjektet har ein sett at mange er villige til å bidrage i prosjektet på frivillig basis, men om det ligg hindringar i form av regelverk eller økonomiske utgifter vil det frivillige arbeidet verte hindra (OSPAR-comission, 2007b).

Avfallshandtering vert framheva som eit særst viktig tiltak for å forhindre at søppel endar opp i havet (UNEP, 2011b). På global skala er det mange område der ein ikkje har dei naudsynte økonomiske midlane for å oppretthalde og etablere sjølv grunnleggande infrastruktur for avfallsbehandling (UNEP, 2009). I tillegg kjem erkjenninga frå mange område om at ein ikkje har implementert og sørgja for handheving av eksisterande lovverk. Berre innan for EU-området ser ein at det er store utfordringar i samband med at lovverket for avfallshandtering ikkje vert overhalde, og både mangel på infrastruktur, innsamlingsystem og einsidig bruk av deponering skaper utfordringar (European Commission, 2012). I tillegg til at lovverk ikkje vert overhalde, ser ein at det lovverket ein faktisk har ikkje held trutt med utviklinga som skjer i andre sektorar, og slik kjem til kort på fleire måtar (McIntosh et al., 2000).

7.6.2. Utfordringar knytt til dei internasjonale avtalene

På trass av at ein i fleire tiår har hatt internasjonale konvensjonar og avtaler, som til dømes Havrettskonvensjonen, MARPOL-konvensjonen og London-konvensjonen, som skal hindre forureining til havområda er det lite som tyder på at dette har ført til at problemet med plastavfall i marine miljø er redusert. Samstundes kan ein ikkje utelukke at problemet ikkje kunne vore endå meir omfattande om desse avtalene ikkje var inngått. Mangelen på implementering av lovverk og avtaler, samt manglande handheving, er eit gjennomgåande problem frå internasjonalt til nasjonalt nivå, og er ein bidragande faktor til at ein står overfor ei så stor utfordring (UNEP, 2005).

Gjennom MARPOL-konvensjonen sitt vedlegg V er skip pålagt å levere avfall til hamn, og hamnar er pålagt å ta i mot avfallet og sende det vidare til avfallsbehandling. Den reelle situasjonen er at det i mange hamnar ikkje er fasilitetar til å ta i mot avfallet frå skipstrafikken eller at den vidare infrastrukturen for avfallsbehandling manglar (UNEP, 2005). Det er trong for regionale og internasjonale retningslinjer og standardar for mottaksordningane i hamnene for å gjere ein i stand til å følgje opp under konvensjonen (Stevenson, 2011). Saman med manglande lagringskapasitet om bord og at skipa må betale for avfallsbehandlinga, er manglande kapasitet i hamnene med på å føre til at skip kvittar seg med avfall gjennom å dumpe det i havområda langt frå land (UNEP, 2005, 2006). I tillegg vert det å vere i stand til ta seg av avfall peika på som den største utfordring i samband med spørjeundersøkingar om miljøspørsmål i hamneområde (Zuin et al., 2009).

I OSPAR- området er ei innskjerping av og ei betre implementering av retningslinjene frå MARPOL-konvensjonen sett på som det mest lovande tiltaket for å redusere marin forsøpling på kort sikt (OSPAR-comission, 2009). I Noreg har Sjøfartsdirektoratet tilsyn med reglane for avfallshandtering om bord på skip. Ein har etablert ei risikobasert tilsynsordning, der skip som har faktorar som gjer risikoen for regelbrot større vert kontrollert med omsyn på loggar for avfall, kontroll av avfallet som finst om bord og andre delar av avfallshandteringssystemet (Hals et al., 2011). Når skipa ikkje er i hamn er det vanskeleg å kontrollere dei, og utan at ein faktisk ser eit skip dumpe avfallet til havs kan det vere vanskeleg å dokumentere at eit regelbrot har funne stad (European Commission, 2012). Eit mogleg grep er å pålegge skipa å levere søppel i kvar hamn dei er innom (Merkx, pers.kom. 05.02.2014).

Fordi det er lite eller inga handhevinga av forureiningsreglane til havs er ein eine og åleine avhengig av at dei involverte partane handlar i samsvar med internasjonale, regionale og nasjonale reglar, for at ein skal oppnå ønska effekt (NOAA, 2011). Spørjeundersøkingar i Nederland avdekte at sjølv hjå skipparar er delar av regelverket rundt avfallshandtering ukjent (UNEP, 2009). Dette er med på å understreke at ein må ha heilskaplege internasjonale avtaler der ein har standardar for heile prosessen frå regelverk til handheving, tilsyn og informasjon. Til dømes har det i samband med London-konvensjonen vorte påpeika at den opphavlege konvensjonen var mangelfull i forhold til moglegheitene for å implementere den då den ikkje omfatta eit system for oppfølging av at partane overheldt konvensjonen (International Maritime Organization, 1990).

7.6.3. Kan ein gjennomføre MSFD?

På Hold Nore Rent sin konferanse om marin forsøpling i Oslo 05.02.2014 vart EU sitt syn på marin forsøpling, som eit alvorleg og felles problem som det går å løyse, presentert av ein «*Policy officer*». Tre viktige verkemiddel som EU vil ta i bruk for å betre situasjonen er (Smith, pers.kom. 05.02.2014):

- Setje eit målbart mål for reduksjon i marin forsøpling
- Avgrense moglegheita til å deponere restavfall
- Avgrense energigjenvinning til materiale som ikkje let seg materialgjenvinne

Gjennom MSDF (Havstrategidirektivet) har EU teke inn grada av marin forsøpling som ein indikator for tilstanden til økosystema. Dette er truleg det første dømet på at målingar av marin forsøpling spesifikt vert del av lovverket i Europa. Potensielt kan dette ha stor

innverknad på handteringa av utfordringa med plast i marine økosystem. Samstundes har det vore stilt mange spørsmål rundt i kva grad ein kan gjennomføre MSFD.

Realiteten er at EU-landa må setje seg mål uavhengig av vitskapleg usikkerheit for å følge opp MSFD (McQuatters-Gollop, 2012). Ein har behov for å gjere ei meir detaljert kartlegging av omfanget av og kjeldene til marin forsøpling i EU-regionen for å kunne utarbeide presise og målretta tiltak (OSPAR-commission, 2012). Dette er også naudsynt for å kunne få fastlagt kva dagens situasjon faktisk er, slik at ein har eit referansepunkt for arbeidet. Vidare er det med dagens kunnskap vanskeleg å fastslå korleis dei føreslegne kvalitetselementa skal verte målt og kva som er den reelle samanhengen mellom desse, innverknaden på økosystema og definisjonen av god miljømessig status (Galgani et al., 2013; Galgani et al., 2011). Gjennom å bruke midlar sentralt i EU for å sikre ei langsiktig finansiering, vil ein kunne bøte på det manglande datagrunnlaget gjennom deltaking i store forskingsprosjekt (McQuatters-Gollop, 2012). Ein må også vedkjenne seg avgrensingane til direktivet. Ein vil ikkje ved hjelp av direktivet kunne fjerne all marin forsøpling, men vil kunne påverke framtidig tilførsel frå EU-området (Galgani et al., 2011).

Mykje av dei same punkta har vorte påpeikt i samband med OSPAR sin bruk av EcoQO, mellom anna at det er vanskeleg å ta i bruk EcoQO når den vitskapelege forståinga som er grunnlaget for bruken av EcoQO ikkje er tilstades (OSPAR-comission, 2005). Eit av dei mange utfordringane ein står overfor i samband med utvikling av indikatorar er om ein skal relatere indikatorane til om plasten er tilstade eller om den gjer skade (Shaxson, 2009). Om indikatorane skal relaterast til skadeverknad må ein ha ei klar formeining om kva mengder som må til for at skade skal oppstå. Vidare har ein sett at mange av dei deltakande nasjonane ikkje har sett inn midlar som gjer det mogleg å følgje opp prosessen med EcoQO i samsvar med intensjonane (OSPAR-comission, 2009). Samstundes vert det stilt spørsmål om realiteten bak dei måla ein har sett seg gjennom EcoQO, til dømes for plastinnhald i magen på havhest ser den reelle situasjon ut til å vere så langt frå målet at ein ikkje veit om målet nokon gong vil vere oppnåeleg (van Franeker et al., 2011). Då EU gjennom MSFD har innført ein liknande tankegang og bruk av kvalitetselement i storparten av OSPAR-området vert det også stilt spørsmål om behovet for å jobbe vidare med EcoQO systemet (OSPAR-comission, 2009).

Nokre forskarar peiker også på at ein i samband med MSFD må ta omsyn til at prosessen skal gjennomførast i ei tid der ein må vente seg endringar i dei marine økosystema knytt til CO₂-konsentrasjonar, havforsuring, utbreiinga til havisen og nærings situasjonen (McQuatters-Gollop, 2012). Desse endringane vil truleg ikkje først og fremst påverke måla for marin forsøpling, men dei førespegla endringane vil konkurrere med marin forsøpling i samband med kva ein skal fokusere innan for forvaltinga. Sett i lys av at elver og avløpsvatn er viktige kjelder til plastforureining av hava vil ei koordinering mellom MSFD og Vassramme-direktivet verke innlysende.

8. Vegen vidare

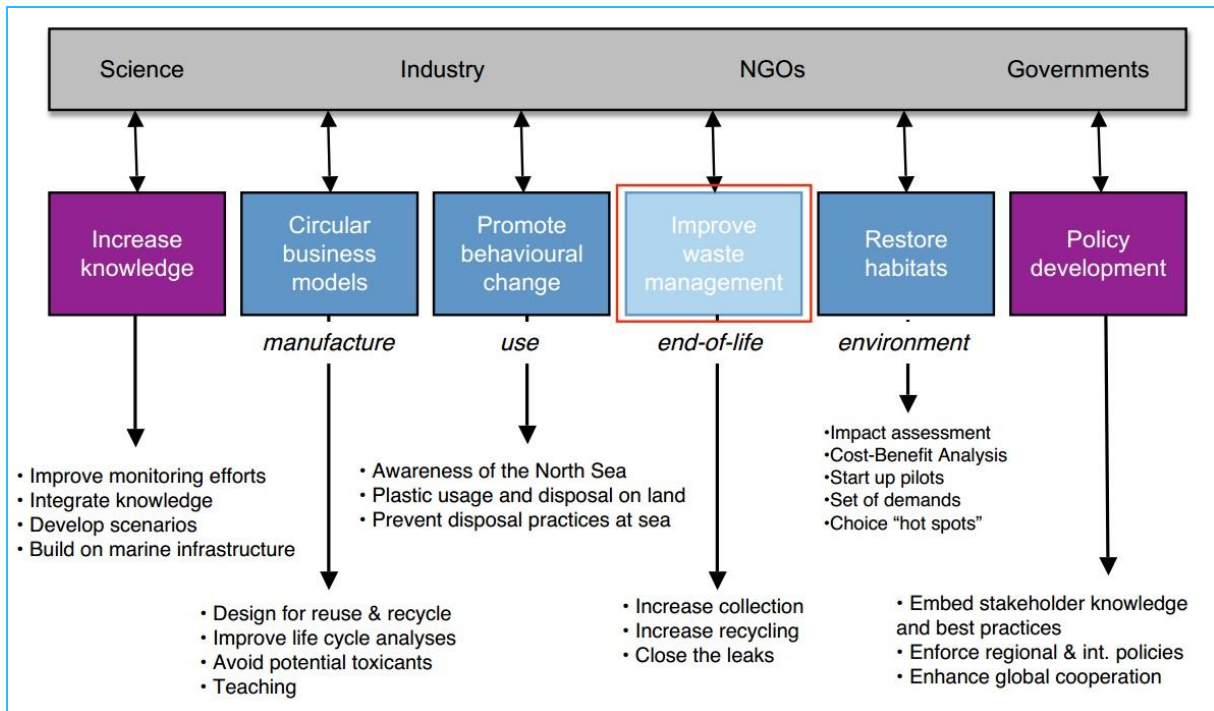
8.1. Ein modell for ei heilskapleg løysing

Det er sett eit ambisiøst og ideelt mål for ei systematisk løysing på problemet med plastforureining frå plastavfall i marine miljø i Europa (Pors & Ten Wolde, 2013):

«Aiming for improved waste management, behavioural change, circular business models, habitat restoration, and science and policy development.»

Det er vidare utarbeidd ein modell for korleis ein kan jobbe for å oppnå dette overordna målet (figur 38).

Som modellen viser er det naudsynt med ei løysing som involverer mange ulike aktørar og med mål som er retta mot mange ulike aspekt ved plastforureining. Vidare følgjer ein gjennomgang av dei ulike målsetjingane i denne modellen gjennom tema: kunnskap, haldningar og forbruk, avfallshandtering, restaurering og politiske og juridiske tiltak. Ei restaurering vert her forstått som ei fjerning av plastforureining frå habitata eller dei negative effektane av platen. Dette vil vere eit tiltak som først og fremst er gjennomførbart i forhold til fjerning av makroplast frå strender og eventuelle korallrev, sidan ei fjerning av makroplast på utilgjengelege stadar som på djuphavet er særers ressurskrevjande. Ei fjerning av mikroplast er ikkje eit reelt alternativ, med tanke på noverande teknologi. Målsetjinga om restaurering av habitat vert ikkje vidare omtala.



Figur 38: Modell for arbeid med plastforureining i Europa (Pors & Ten Wolde, 2013). Den øvre grå ruta viser dei partane som ein kan samarbeid med; forskingsmiljøa, industrien, interesseorganisasjonar og myndighetene. Dei farga boksane viser dei ulike måla for arbeidet. Dei tosidige pilene mellom ruta med aktørar og måla viser at ein er avhengig av samarbeid mellom ulike aktørar om å oppnå måla, og at måla ein set må påverke aktiviteten hjå dei ulike aktørane. Under boksane med mål er det gjeve kva område målet i hovudsak vil påverke. Kvar mål vert så knytt til ulike tiltak som ein kan sette i verk for å oppnå måla.

8.2. Kunnskapssituasjonen i dag

I dag er ein i ein situasjon der ein har fått ei auka merksemd rundt problemet med plastforureining, og stadig fleire publikasjonar rundt temaet plastforureining i marine miljø viser at det føregår aktivitet i forskarmiljøa. Det er enno ikkje utvikla standardiserte metodar, felles definisjonar og praksisar over ulike regionar. Dette skaper usikkerheit rundt kunnskapsgrunnlaget, då ein har datamateriale som ikkje er samanliknbart. UNEP har omtala mangelen på standardiserte metodar som det største problemet knytt til å handtere utfordringa med marint søppel (UNEP, 2009).

Mykje av kunnskapen ein har om marint søppel kjem frå strandryddingar. Dei fleste studiar så langt har hatt hovudfokus på marin forsøpling i eit avgrensa område eller å kartlegge

utbreiinga til marin forsøpling (Bergmann & Klages, 2012). Strandrydding dokumenterer også i utgangspunktet berre makroplast. Ein veit at strandryddeaksjonar ikkje dokumenterer alt søppelet. I California vart to lokalitetar undersøkt like etter strandryddinga. Medan dei frivillige hadde fjerna 8000 lekamar under aksjonen, fann ein 67 785 lekamar då ein kontrollerte lokaliteten, i hovudsak mindre plastbitar (Stevenson, 2011). I tillegg ser ein at overvakingsdata frå urbane område og frå sandstrender er overrepresentert i datamaterialet ein har (Hastings & Potts, 2013; Hidalgo-Ruz et al., 2012).

Effektane av makroplast har vorte kartlagt i eit visst omfang, og ein kjenner mekanismane som påverkar biota. Det er også ofte denne typen effektar ein vert møtt med i kommunikasjon rundt temaet. Eit biletsøk på marin forsøpling på nettet gjev typisk bileter av dyr med garn, tau eller anna sittande rundt halsen eller andre delar av kroppen, eller bileter av mageinnhaldet i daude sjøfuglar. For mikroplast finst det i dag ingen program eller kartleggingar som fører til regelmessig prøvetaking og overvaking (Galgani et al., 2013). Det er og ei mindre forståing for dei konkrete mekanismane som ligg til grunn for moglege effektar mellom mikroplast, abiotiske og biotiske faktorar i dei marine økosystema. På den andre sida er mikroplast eit tema som det vart sett lys på etter årtusenskiftet (Cole et al., 2011). Trass i den manglande koordinasjonen av forskinga har det vore gjennomført mange undersøkingar og forsøk som gjev grunn til å vere uroa over effektane av mikroplast. Særskilt gjeld dette kanskje opptak av mikroplast i ulike organismar, overføring av mikroplast mellom trofiske nivå og påverknaden mikroplast har på miljøgiftene sin verkand på biota. Då det er urealistisk at ein skal få fjerna betydelege mengder av eksisterande mikroplast frå hava er det ekstra viktig å få kartlagt dei reelle effektane av mikroplast og korleis dei påverkar organismar i eit samspel med ulike abiotiske faktorar (Hidalgo-Ruz et al., 2012).

I forsøk med ulike organismar ser ein at forsøka som vert utført ikkje speglar den kompleksiteten som er av plast og miljøgifter i dei marine miljøa. Det er eit behov for å utføre kontrollerte forsøk som har føresetnadar som imiterer dei ein finn i miljøet, med låge konsentrasjonar og ei blanding av ulike typar plast og miljøgifter som ein veit førekjem i marine miljø (von Moos et al., 2012). Truleg vil utvikling gå mot meir komplekse forsøk ettersom ein får kartlagt og utvikla kunnskapen om dei meir grunnleggjande effektane. Eit anna moment som bør vurderast er kva typar organismar ein konsentrerer seg om. Fiskeyngel har vorte halde fram som ei gruppe som ein bør forske meir på (Oliveira et al., 2013). Dette kan ha samanheng med at dei vert sett på som økonomisk viktige, men også at fiskeyngel kan vere meir sårbare enn vaksne individ og at fiskeyngel kan inngå som del av planktonmassane.

For mannen i gata er mikroplast mindre handgripeleg enn makroplast. Mikroplasten viser ikkje att i fjøra, og kan heller ikkje fotograferast saman med dyr som lid på same måte som makroplast. Det er også ein høgare kunnskapsterskel for å kunne sette seg inn i problematikken knytt til mikroplast. Særskilt i samband med mikroplast vil det vere naudsynt at fagmiljøa kan kommunisere klare fakta om dei utfordringane ein står overfor i ei språk som gjer det forståeleg for både politikkarar og folk flest. Det vert også påpeika at forskarmiljøa bør legge meir vekt på kommunikasjon med myndigheitene som skal forvalte dei marine miljøa, og fokusere på det innhaldet i forskinga som kan nyttast til å fremje politiske endringar (Shaxson, 2009). Ein peiker også på at den kunnskapen ein allerie har i større grad må verte teke i bruk og integrert i forvaltinga (Pors & Ten Wolde, 2013).

Mellom anna i samband med arbeidet knytt til MSFD har det vore halde workshops som har samla forskarar frå mange fagfelt for å diskutere vegen vidare og kartlegge behova innan for fagområdet. For å kunne handtere utfordringa med plastforureining på ein god måte er det naudsynt å få robuste og godt dokumenterte svar på ei rekke spørsmål. Nokre av dei spørsmåla som forskarar frå heile verda understreker at det er naudsynt å få betre svar på er (Depledge et al., 2013; Galgani et al., 2010; Pors & Ten Wolde, 2013; UNEP, 2011a; Zarfl et al., 2011):

Økologiske effektar

- Kva effektar kan oppstå i marine organismar på grunn av mikroplast?
- Kva konsentrasjonar av mikroplast i organismar gjev negative effektar?
- Gjennom kva mekanismar er det at plast gjer skade på organismar?
- Korleis kan mikroplast påverke marine næringsnett og menneskeleg helse?
- Vert miljøgifter som er oppteke i mikroplast overført til og lagra i vev, og kan dette føre til bioakkumulering?
- Korleis påverkar mikrobiell nedbryting transport og akkumulasjon av mikroplast i sediment og biota?
- Kva typar organismar er mest utsett for skade frå plastavfall?
- Korleis påverkar mikroplast dei mest sårbare livsstadia (larvar og juvenile) til ulike artar?

- Er det sannsynleg at bidraget av miljøgifter frå mikroplast vil føre til at organismar får konsentrasjonar av miljøgifter som overstig eksisterande grenseverdier?

Tilførsel, spreiding og nedbryting

- Kor mykje plast vert tilført hava på årleg basis?
- Kva er dei største kjeldane til tilførsel av mikroplast?
- Korleis påverkar ulike hydrodynamiske faktorar (til dømes tettleiken til vatnet, turbulens og farten til havstraumane) ulike typar marin forsøpling?
- Korleis verkar polymertypen inn på transport, utslepp og nedbryting?
- Frå kva kjelder vil ein få størst reduksjon i tilførsel av plast til havet gjennom å setje inn tiltak ?
- Kvar vert ulike typar plast akkumulert?
- Kva er nedbrytingstida til ulike typar plast i marine miljø?
- I kva grad bind miljøgifter seg til mikroplast, og i kva grad lek det ut miljøgifter frå plast?

For mange av desse punkta finst det i dag noko kunnskap frå ulike undersøkingar og forsøk, men desse er ofte basert på ganske spesifikke scenarior, og i kva grad denne kunnskapen er robust nok og kan seiast å gjelde generelt er diskutabelt. Dessverre er mange av punkta på lista relativt grunnleggjande ting. Å få på plass robuste data rundt tilførsel, utbreiing og effektar vil vere avgjerande for å kunne fatte rette slutningar og få gjennomført effektive tiltak (UNEP, 2011a). På den andre sida er det er inga sjølvfølgje at sjølv robuste vitenskaplege funn får den ønska effekten på politikken (Shaxson, 2009).

Det er behov for ei betre og meir langsiktig finansiering av forskinga. Det er fleire døme på at dei langsiktige overvakingsprosjekta for marine miljø som har vorte starta opp, har vorte avbrote etter få år (McQuatters-Gollop, 2012). Ein sentral forskar på mikroplast i USA, fortel at for å kunne få sikre data knytt til utviklinga av konsentrasjonen av mikroplast i eit område må ein ha hundrevis av prøver (Goldstein, pers.kom. 05.04.2014). I dag betyr dette at ein skal tråle området med finmaska nett over lengre tid, før kvar enkelt prøve skal tilbake til eit laboratorium der dei vert sortert for hand under mikroskop. Etter dette sit ein att med ein total

konsentrasjon, og om ein skal vurdere samansettinga av plasten i tillegg krev dette ytterlegare arbeid. Dette arbeidet er med andre ord særskilt ressurskrevjande.

Det er også behov for å utvikle teknologi som kan vere med på å hindre tilførselen av plast til hava. Som til dømes utvikling av vaskemaskiner med ein meir avansert filtreringsteknologi som hindrar plastfiber frå å hamne i avløpsvatnet (Merkx, pers.kom. 05.02.2014). Innan avløpssektoren er det også behov for betre teknologi som gjer det mogleg å filtrere ut plasten.

Kunnskapen om marin forsøpling i Noreg er kartlagt gjennom rapporten «*Kunnskap om marint søppel i Norge 2010*» som er ein sampublikasjon mellom dåverande Klima- og forurensningsdirektorat og Direktoratet for naturforvaltning (Hals et al., 2011). Denne rapporten slår mellom anna fast at:

- Ein har for dårleg kunnskap om dagens situasjon i samband med marin forsøpling til at ein kan sette seg konkrete forbetningsmål i samsvar med målsetjinga til OSPAR
- Ein må kartlegge mengder, omfang og kjelder til marin forsøpling, samt få kunnskap om utviklinga over tid.
- Ein bør etablere overvaking av strandsøppel i Noreg og på Svalbard i samsvar med OSPAR sine metodar for slike undersøkingar.
- Kunnskapen om mikropartiklar i norske farvatn er liten.
- Ein bør starte opp eit samarbeid med oljeindustrien om å kartlegge og overvake søppel på havbotn.
- Ein har behov for å utgreie korleis ein i størst grad kan redusere tilførselen av avfall til marine miljø.

I utgangspunktet skulle ein tru at Noreg var eit land som ville ha prioritert arbeid med marin forsøpling ut frå at vi har ein lang kyst og mykje næringsverksemd knytt til kysten. Likevel ser ein at ein har behov for å kartlegge og skaffe kunnskap om heilt grunnleggande ting, som dagens utbreiing av marin forsøpling. Dette står i kontrast til Avfallsstrategien, der marin forsøpling vert framheva som ei problemstilling med særskilt relevans for Noreg (Miljøverndepartementet, 2013a). Det vert frå Miljøverndepartementet påpeika at kunnskapssituasjonen gjer et vanskeleg å vurdere miljøkonsekvensane frå dei ulike sektorane (Miljøverndepartementet, 2013b). Dette vil igjen truleg påverke i kva grad det vert sett i gong sektorspesifikke tiltak.

8.3. Haldningar og forbruk

Plast som endar opp i naturen skuldast eine og åleine menneska sine val og manglande forståing av konsekvensane av handlingane deira (OSPAR-comission, 2009; UNEP, 2011a). Sjølv om marin forsøpling oppstår på grunn av forsøpling har forskinga i lita grad konsentrert seg om dette temaet (Slavin, Grage, & Campbell, 2012). FN tilrår at ein må handtere problemet med plastforureining gjennom å hindre tilførsel av plast til marine miljø gjennom opplæring og samarbeid mellom ulike samfunnsaktørar (United Nations, 2012). Då problemet med plastforureining har så mange ulike aktørar vert informasjonsarbeid og engasjement frå dei ulike partane peika på som sær viktig (European Commission, 2012). Dette kan ha samanheng med at det vil vere vanskeleg å oppnå ei tilstrekkeleg regulering som omfattar alle som bidreg med plastforureining til marine miljø. Det er ein føresetnad for å løyse problemet med plastforureining at folk erkjenner at dei er kjelda til problemet og at deira val bidreg til ei negativ utvikling (Slavin et al., 2012). Marknadsundersøkingar med fokus på søppel har vist at regelverket i seg sjølv ikkje er den drivande krafta for å opptre i samsvar med regelverket, og at endringar i samfunnet sine haldningar til ein praksis er viktigare (OSPAR-comission, 2007b). Mangelfull avfallsbehandling til sjøs heng også saman med manglande haldning (Nordisk ministerråd, 2010), og sjølv på moderne og godt utstyrte skip har ein mangelfull avfallshandtering.

I ein studie vart ni ulike strender på Tasmania undersøkt for marin forsøpling og kjeldene til desse, samstundes som besøkande på strendene fylte ut spørjeskjema om haldningar knytt til forsøpling (Slavin et al., 2012). 173 av 253 (68 %) av dei spurte fylte ut skjemaet. Av desse svara 25 % at dei forsøpla, medan resten svara at dei nytta søppelbøtter i nærleiken eller tok avfallet med heim. Når ein analyserte demografiske faktorar til dei som svara såg ein at yngre menneske og menneske med låg inntekt i større grad svara at dei forsøpla enn eldre deltakar eller dei med høg inntekt. Dei same variablane påverka også kjensla av å bidrage til problemet med plastforureining, der aukande alder og inntekt gav større skuldkjensle. Kvinner ville i større grad enn menn føle skuldkjensle ved å late vere å plukke med seg andre sitt avfall om dei kom over det. Ein «*Policy officer*» i EU peiker på at det må vere eit enkelt val å ikkje forsøple (Smith, pers.kom. 05.02.2014). Dette kan ein mellom anna oppnå gjennom å legge til rette for stor hyppigheit av søppelbøtter og gjerne i form av ulike bøtter for ulike fraksjonar. At forsøpling kan verte bøtelagt kan også vere med på å støtte opp om dette.

Direktøren i «*5 Gyres Institute*» vektlegg trenden med overforbruk i hushalda sidan 2. verdskrig når ein ser korleis plast har vorte eit miljøproblem (Eriksen, pers.kom. 05.02.2014).

Utvikling av og bruk av store mengder plastbaserte produkt til ein gongs føremål er ein sterkt medverkande faktor til at det oppstår plastavfall. Berre i EU vert det årleg brukt 100 milliardar plastposar til ein gongs føremål, og ein meiner 80 % av forbruket kan kuttast om ein bruker insentiv og innfører tiltak som til dømes avgifter på plastposar (Smith, pers.kom. 05.02.2014). Ei mengd plastartiklar med kort levetid som til dømes mange leikar er tilgjengeleg til låge prisar eller følgjer med når ein kjøper andre produkt (European Commission, 2013b). Som med mange andre produkt, betaler ein ikkje dei reelle kostnadane ved produkta som mellom anna er knytt til miljøbelastning ved produksjonsområda og kostnaden knytt til avfallsbehandling eller miljøbelastning på grunn av manglande avfallsbehandling.

Å utvikle sirkulære modellar (figur 38) for produkta ein produserer vert peika på som eit viktig moment (Pors & Ten Wolde, 2013). Med dette meiner ein at ein i utgangspunktet må basere seg på produksjon der ein har ser heile livsløpet til produktet under eitt, og let råvarer gå inn att i produksjon etter bruk gjennom gjenbruk eller resirkulering. Prinsippet er å hindre ei lineær utvikling frå råvare til forbruk og avfall. Sett i lys av dette gjev tiltak knytt til utvida produsentansvar meining, då produsenten også vert ansvarleg for delen av livsløpet som ligg etter bruksfasa. Tiltak knytt til haldningar bør også rettast mot produsentar for å prøve å hindre at det vert designa og produsert så mange plastartiklar til ein gongs føremål eller med kort levetid. God produktutvikling er avgjerande for å få produkt som gjev minst moglege negative effektar i bruk og avfallsfasa (Hastings & Potts, 2013)

8.4. Avfallshandtering

Auka ein har sett i tettleiken av marin forsøpling, sjølv på avsidesliggande stadar som på havbotn i arktiske område, viser at lovverket ein har rundt avfall ikkje fører til ei god nok avfallsbehandling (Bergmann & Klages, 2012). Ein ser også ofte ein mangel på verktøy som gjer at dei lover og reguleringar ein har på avfall kan verte handheva (Ren, 2003).

Undersøkingar har vist at manglande eller utilstrekkeleg avfallsbehandling er ein viktig årsak til at plast vert tilført marine miljø (European Commission, 2013b). Både dårelege vanar og mangel på reelle moglegheiter for å verte kvitt søppelet på ein betre måte, er med på å fremje forsøpling i land med dårleg infrastruktur for avfallshandtering (Ren, 2003). Også i EU-området ser ein at det er mykje å hente på å forbetre avfallshandteringa, og særskilt i område med mykje turistar (Mehlhart & Blepp, 2012). Ein ser mellom anna behov for å forbetre drifta

av deponi, og innanfor eit litt utvida avfallsomgrep også tiltak for å forbetre avløpshandteringa (UNEP, 2005).

Ein måte å få meir engasjement rundt avfallshandtering er å fokusere på dei arbeidsplassane som vert skapt. Plastavfall er eit av avfallsfraksjonane der potensialet for å skape arbeidsplassar er størst, og innan EU vil ei resirkuleringsgrad for plastavfall på 70 % i 2020 kunne skape meir enn 160 000 jobbar (European Commission, 2013b). Dei avgjerdene som vert teke av nasjonale styresmakter og internasjonale organisasjonar er ikkje nok for å sikre god avfallshandtering (UNEP, 2013). Næringslivet er styrande for kva produkt som vert utvikla og hamnar på marknaden, medan den einskilte forbrukaren avgjer kva produkt som vert kjøpt, korleis desse vert brukt og korleis ein kvittar seg med dei. For forbrukaren er det lettare å forstå hensikta med resirkulering og kjeldesortering dersom ein får klar informasjon om kva produkt den resirkulerte plasten vert nytta til. Dette gjer at ein lettare kan sjå nytta av resirkulere og etterspørje resirkulerte varer (Carlsson, 2002). At produkta er enkle å resirkulere og godt merka er også viktig.

8.5. Politiske og juridiske tiltak

I dag vert plast bruk i særskilde mange samanhengar mellom anna fordi det er eit lett og billig materiale. Bruken av plastmaterial kjem til å halde fram med å auke (Depledge et al., 2013). Det vil difor vere naudsynt å finne løysingar som tek vare på miljø under føresetnad av at ein skal halde fram med å bruke plast. Frå alle organisasjonar som jobbar med marin forsøpling på eit regional nivå vert det understreka at fordi ein jobbar med eit problem som kryssar institusjonelle, administrative og økonomiske grenser vert problemet vanskeleg å handtere (UNEP, 2009). Det vert og peika på at plastforureining av dei marine miljø skuldast manglande samordning mellom nasjonale og internasjonale strategiar, og manglande implementering og handheving av lovverk, program og standardar (Mehlhart & Blepp, 2012).

I det politiske bilete er det ei mengd med ulike interesser, verdiar og prioriteringar i samband med plast, og utvikling av nye teknologiar, og betre kunnskap om effektar av plast på human helse vil vere med på å endre det politiske biletet (Shaxson, 2009). Fordi problemet med plastforureining i hava fort kan ende med at ein ikkje klara å einast på tvers av interesser må ein fokusere på å få til langsiktige haldningsendringar og nytenkande politikk på tvers av juridiske skiljelinjer (Hastings & Potts, 2013). Situasjonen er også i dag slik at folk flest,

politikarane og andre som sit med mynde til å forvalte problemet i lita grad er merksame på kor stort problemet med plastforureining i havet er, og kva effektar dette kan føre til i marine økosystem (Depledge et al., 2013).

Dei internasjonale semjene som allereie er på plass for å regulere marin forsøpling frå havbaserte kjelder gjev ein verkty til å hindre plastforureining til sjøs. Utfordringane er først og fremst knytt til å handheve lovverket, og særst utfordrande er dette i internasjonalt farvatn. Dei landbaserte kjeldene er mange og av ulik karakter. Gjennomgangen av lovverket viser også at ein tilsynelatande er kome kortare med desse reguleringane. Tiltak som er utprøvd er kampanjar knytt til å hindre forsøpling, samt å arbeide mot å bruke mindre, bruke om att og resirkulere eller å fjerne plasticsjøppel (Trouwborst, 2011). I hovudsak er dette tiltak som er retta mot makroplast og som gjer seg gjelande ved enden av levetida til eit produkt.

Som ein ser i norsk lovverk er det ikkje noko særskilt lovverk som omfattar marin forsøpling eller plastforureining. Det vert difor mange myndigheiter som kvar har sin del av ansvaret for plastforureininga. At miljørelatert lovgjevande vert spreidd mellom ulike sektorar utan eit sektorovergripande ansvar er noko ein har mange dømer på (Hastings & Potts, 2013).

Direktøren i Avfall Norge, etterlyser også eit overordna ansvar for marin forsøpling i Noreg (Strand, pers.kom. 05.02.2014). Vidare peikar ho på behovet for meir finansiering, mellom anna frå nasjonalt hald og gjennom utvida produsentansvar for å kunne takle utfordringa med marin forsøpling. Det utvida produsentansvaret er eit av tiltaka som er framheva i den nye Avfallsstrategien frå 2013, og som truleg er eit verkemiddel som vert sett ut i livet.

Framtidige juridiske og politiske løysingar må vere utforma slik at dei både sikrar engasjement frå dei relevante sektorane og at ein må ha handheving av lovverk overfor enkeltindividet sine handling (Hastings & Potts, 2013). Då internasjonal miljølovgjevning har sine klare avgrensingar vil dette aldri åleine kunne vere løysinga på problemet med marin forsøpling, men berre eit bidrag til ei løysing saman med politiske og økonomiske tiltak, teknologi og haldningsskapande arbeid (Trouwborst, 2011). Det er også viktig i denne samanheng at ein utviklar eit lovverk der prinsippet om at den som forureinar skal betale vert handheva (European Commission, 2012).

Nokre av dei konkrete forslaga som er kome på bordet med tanke på å hindre plastforureining av hava er mellom anna at ein må innføre forbod mot deponering av plast, for å sørgje for gjenvinning av plast (Merks, pers.kom. 05.02.2014). Med tanke på det ein veit om dei fysiske skadane som plastavfall i havet gjer, samt dei føresetnadane ein har for å vurdere dei

økotoksikologiske verknadane, er det grunnlag for å klassifisere plast som ikkje kan verte brukt om att eller resirkulert, samt andre typar plast som er særskilt belastande som farleg avfall (Rochman & Browne, 2013). Gjennom å gjere dette vil ein kunne sette inn andre tiltak, då farleg avfall er underlagt anna og strengare lovgjevand enn plastavfall, som i alle fall i norsk lovgjevning ikkje er ein eigen fraksjon med særskil regulering. PVC kan vere eit av plastmateriala som ville ha hamna i denne kategorien grunna det høge innhaldet av additiv.

8.6. Forskarane si meining om behovet for tiltak

På tilsvarande måte som forskarane har summert opp semja si for kva kunnskap ein manglar (kap. 8.2.), har dei gjort det same for kva tiltak ein kan einast om at bør settast i verk. Mellom desse er (Depledge et al., 2013; Pors & Ten Wolde, 2013; UNEP, 2005, 2011a; Zarfl et al., 2011):

Kunnskap

- Spreiing av kunnskap om marin forsøpling og verdien av marine økosystem, som understrekar alvoret i situasjonen og den store utbreiinga.

Lovverk

- Følgje opp eksisterande lovverk.
- Klargjering av kven som har ansvar for å hindre utslepp av plast til miljøa.
- Internasjonale avtaler om å redusere bruken av plast.
- Om ein ikkje oppnår forbetring gjennom opplysing og insentiv må ein forby bruk av den mest skadelege platen.

Avfallsbehandling og tilførsel

- Fokusere på vassvegane sin transport av søppel.
- Fokusere eksisterande tiltak mot forsøpling inn mot marin forsøpling.
- Klargjering av kva som må til for å handtere plastavfall på best mogleg vis, og lovverk og tilsyn som støttar om dette.
- Etablering av innsamlingssystem for plast, både plast frå forbrukar og av plast som allereie er komen ut i miljøet.
- Fleire insentiv for å få forbrukerane til å sortere og resirkulere avfall.
- Utvikling av miljøvennlege alternativ til plast.

Overvaking og undersøking

- Etablering av overvåkingsprogram over lang tid både for påverka organismar og for trendar i marin forsøpling.
- Ta i bruk nye verkty for å vurdere og stadfeste utbreiinga til og effektane av marin forsøpling på marine organismar.
- Merking av fiskeriutstyr, særskilt drivgarn, som gjer det mogleg å spore opp att reiskapen om den går tapt.

8.7. Framtidsscenario

I samband med eit forskingsprosjekt leia av EU har det vorte presentert tre ulike framtidsscenario for problemet med plastforureining i naturen (Pors & Ten Wolde, 2013):

1. Eskalering av situasjonen:

Om forskning viser at plastavfall i marine miljø (eller plast generelt), har negativ effekt på menneske si helse vil ein truleg oppleve eit massivt press for å gjere noko med situasjonen.

2. Vedvarande problem:

På trass av fokus på temaet vil ein kunne oppleve at merksemda forsvinn frå temaet, om ein ikkje påviser negativ effekt på menneske si helse, eller ikkje kjem fram til løysingar som kan handtere problemet, eller at temaet kjem i skuggen av andre miljøproblem som vert oppfatta som ein større trussel.

3. Proaktiv halding:

Om ein set i gong tiltak etter føre-var-prinsippet som er retta mot både kjelder til marin forsøpling og avgrensing av dei negative effektane vil ein kunne få ei løysing på problemet utan meir protestar blant folk flest.

Den proaktive løysinga vil vere å føretrekke, men basert på det ein har sett så langt kan denne verke lite sannsynleg. Allereie i 1972, gjennom London-konvensjonen, vart det forbode å dumpe plast i havet mellom anna grunna lang nedbrytingstid (International Maritime Organization, 1990). At forbodet vart innført samstundes for radioaktivt avfall og biologiske våpen, kan peike på at ein allereie då kjende til dei potensielle store konsekvensane av plastforureining i marine miljø. Dei første forsøka som viste at plastpartiklar kunne verte overført frå mageinnhaldet til blod og vev hjå ulike dyregrupper vart også utført på 1970-talet. Medan ein fekk på plass bindande avtaler for å hindre forsøpling frå havbaserte kjelder, har

tilsvarende avtaler som skal gi dei marine miljøa eit heilskapleg vern mot landbaserte kjelder til forureining vore langt vanskelegare å få etablert (International Maritime Organization, 1990). Det vert peikt på at dette kan skuldast at ei slik avtale ville kunne ha store økonomiske konsekvensar for industri, landbruk og kommunal sektor (Trouwborst, 2011). Dette er eit paradoks med tanke på at ein reknar med at 80 % av det marine søppelet kjem frå landbaserte kjelder. Samstundes er det mogleg at fordi det faktisk føreligg internasjonale avtaler for havbaserte kjelder til marin forsøpling, utgjer desse berre 20 % av tilførselen av søppelet.

Ein såg ei auka merksemd rundt temaet på 1980 og -90 talet med fleire store konferansar knytt til situasjonen med marin forsøpling i nordlege delar av Stillehavet, men sidan dalte interessa for temaet (McIntosh et al., 2000). Dei siste åra har temaet kome på banen nok ein gong, og det føregår i dag stor aktivitet rundt forskning og arbeid mot marin forsøpling. EU er i ferd med å etablere lovverk som tek føre seg marin forsøpling, gjennom MSFD. I tillegg er det mogleg at det på bakgrunn av arbeidet med marin forsøpling kjem ein strategi for arbeid med plastavfall i EU. Mangelen på lovverk som spesifikt tek føre seg plastavfall og marin forsøpling har vore peika på som ein viktig faktor som bidreg til at marin forsøpling er eit veksande problem (UNEP, 2009). På tross av det arbeidet som vert lagt ned i regi av EU, ser ein hjå mange EU-land at det er manglande vilje til å sette tema som marin forsøpling og avfallshandtering på den politiske agendaen og gi dette arbeidet til ein høgare prioritet (Pors & Ten Wolde, 2013).

Hjå industrien ser ein heller ikkje stor vilje til å løyse problemet med marin forsøpling. For industrien vil det i dag ikkje vere andre fordelar å oppnå ved å fronte denne saken, enn eit eventuelt forbetra omdømme for å ta miljøomsyn (Pors & Ten Wolde, 2013). Kosmetikk bransjen er mellom industriane som har vore konfrontert med utsleppa dei fører til gjennom bruk av primær mikroplast i fleire produkt. Nokre få verksemdar har bestemt seg for å fase ut primær mikroplast, medan dei fleste tek ei defensiv stilling når dei vert konfronterte (Pors & Ten Wolde, 2013). Desse tinga er med å underbygge eit syn som tilseier at det enn så lenge ser ut til å vere scenarioet med vedvarande problem som er rådande.

Nokre av forskerane innan for EU peikar på at det er mangelen på klare samanhengar mellom marin forsøpling og negative effektar for menneske som ligg til grunn for at ein ikkje tek tak i problemet (Galgani et al., 2010). I samband med dette har ein skalert opp funna frå undersøkingane av plast i mageinnhaldet hjå havhest i Nordsjøen til menneskeleg skala (figur 39). Ein konkluderer med at om dette hadde vore den gjennomsnittlege mengda med plast i magen til menneske ville ein for lenge sidan ha definert plast som farleg og sett i verk tiltak

(Galgani et al., 2010). På tross av at mange meiner at den kunnskapen ein har i dag er tilstrekkeleg til at politiske verkemiddel skulle ha vore teke i bruk, er det ikkje sett i verk tiltak som gjere det mogleg å handtere problemet (Depledge et al., 2013). Det vert og frå nokre hald hevda at det berre er eit tidsspørsmål før ein ser negative effektar på menneske si helse frå plastforureininga, og at vi i praksis et vår eige søppel (Eriksen, pers.kom. 05.02.2014).

Figur 39: På menneskeleg skala. Daud havhest som vert funne på strender i dei mest forureina delane av Nordsjøen har i gjennomsnitt 0.6g med plast i mageinnhaldet. Bilete over viser kva denne konsentrasjonen ville ha svart til hjå eit menneske (Galgani et al., 2010). [Illustrasjonen er kun tilgjengeleg i den trykte utgåva.]

Ein har ulike erfaringar frå arbeidet med internasjonale miljøspørsmål som i tid strekk seg over generasjonar. Ei varig løysing på problemet med plastforureining i marine miljø vil vere krevjande då ein må ha ei løysing som er langvarig og på tvers av institusjonelle grenser, og som vil krevje ei endring av forbruksvaner frå individnivå til store institusjonar (Carswell, McElwee, & Morison, 2011). To dømer på internasjonale miljøproblem som begge har ein langvarig horisont og som krev internasjonalt samarbeid, men som har teke to ulike vegar, er spørsmåla rundt klimaendringar og ozonlaget i form av KFK-gassar. Dei internasjonale forhandlingane rundt spørsmålet med klimaendringar er i dag i ein situasjon der miljøørsla ikkje lenger trur at ein klarar å få til ei omfattande internasjonal avtale, men vil verte avhengig av nasjonale og regionale tiltak for å hindre utsleppa (Aas, 2014). Utfordringa knytt til KFK-gassar vart derimot løyst gjennom ei internasjonal semje om tiltak gjennom Wien-

konvensjonen og Montreal-protokollen på 1980-talet og med seinare revideringar (Store norske leksikon, 2012). Ein skal vere varsam med å samanlikne desse to miljøspørsmåla og å dra parallellar med plastforureining av dei marine miljøa. Poenget i denne samanheng har først og fremst vore å illustrere at sjølv om ein har kunnskap og veit at tiltak bør setjast i verk, så er ei internasjonal semje ikkje noko ein kan ta for gitt. Sjølv om ein skulle kome fram til ei semje som gjer at all tilførsel av plast til miljøa vert stoppa så vil plastforureininga halde fram med å vere eit problem over sær lang tid, og ein reduksjon i mengda av plast i miljøa vil neppe vere merkbar før det går mange år, då nedbrytingstida til plasten er så lang (Galgani et al., 2013).

Samanlikna med utfordringa ein står overfor i samband med klimaendringar er plastforureining av dei marine miljøa eit enkelt problem med tanke på at det finst berre ei enkel forklaring på kvifor problemet oppstår. Med den kunnskap ein har i dag veit ein at dei negative effektane av plast i marine miljø er fleire enn dei positive effektane. Kunnskapen ein har om POP og andre substansar med lang nedbrytingstid kan til ei viss grad på eit overordna nivå også overførast til plast, sidan dette er eit materiale med lang nedbrytingstid og som det er knytt økotoksikologiske utfordringar til. Sjølv om det i dag kanskje ikkje føreligg kunnskap som tilseier at plastforureininga åleine vil vere sær skadeleg for marin biota, må ein og sjå dette i samanheng med alle dei andre utfordringane dei marine miljøa står overfor. Plastforureininga vil vere nok ei utfordring som saman med til dømes havforsuring og temperaturendringar vil kunne svekke dei marine organismane sin evne til å tilpasse seg og overleve (European Commission, 2012). Dei klare signala frå UNEP gjennom "*Manila erklæringa*" om at marin forsøpling er eit problem som ein har undervurdert effektane av og som er ein direkte trussel for marine miljø, økonomisk vekst og menneska si helse (Governing Council of the United Nations Environment Programme, 2012), talar for at det vil tvinge seg fram ein form for løysing knytt til plastforureining av marine miljø. Arbeidet som pågår innan EU og OSPAR talar også for at saken vert sett på den politiske agendaen og at ein har ein strategi for eit vidare arbeid, sjølv om mange punkt enno er uavklara.

9. Oppsummering

I kapittel 2.1. vart det lista opp fire spørsmål som denne oppgåva skulle prøve å svare på:

- Korleis bør ein behandle plastavfall ?
- Kva skjer med plast som hamnar i marine miljø?
- Kva dokumentasjon har ein på effektane av mikroplast?
- Finst det lovverk som skal hindre forureining av marine miljø frå plast?

Vidare følgjer ei kortfatta oppsummering av funna i oppgåva med hovudfokus på dei fire spørsmåla som er lista over.

Estimata for årleg tilførsel av marin forsøpling sprikar frå 6,4 – 25 millionar tonn. Kartlegging av marin forsøpling peiker mot at plast i nokre område utgjer opp mot 95 % av den marine forsøplinga. Sjølv om plast utgjer den største delen av den marine forsøplinga, er plast ikkje den dominerande fraksjonen av avfallet som vert generert. Plastforureininga av dei marine miljøa har ei enkel grunnleggande forklaring. Plastavfall vert ikkje teke hand om på rett måte, og endar i marine miljø.

I 2011 vart det produsert 280 millionar tonn plast på verdsbasis. Ein stor del vert nytta til ein gongs føremål. Global produksjon av plastråvare auka med ein faktor på 25 i tidsrommet 1960 – 2000, medan gjenvinninga i same tidsrommet var mindre enn 5 %. I Noreg vart det samla inn i underkant av 500 000 tonn plastavfall i 2011, og mengda er venta å auke betydeleg i komande år. Om lag 50 % av dette plastavfallet gjekk til energigjenvinning. I motsetnad til i Noreg har store delar av verda ingen eller mangelfull infrastruktur for avfallsbehandling, og det finst ikkje noko alternativ til forsøpling.

Når plastavfall først har vorte generert er det fleire ulike alternativ for å behandle avfallet. Kva alternativ som er best vil variere med faktorar som kva type plastavfall det er snakk om, kva behandlingalternativ ein nyttar i utgangspunktet, samt kva faktorar ein legg vekt på i val av behandlingalternativ. Tabell 12 gjev eit oversyn over fordelar og ulemper knytt til ulike behandlingalternativ. I utgangspunktet vil eit behandlingalternativ som fører til material- eller energigjenvinning vere å føretrekke.

Figur 40 viser ei oppsummering av hovudprosessane som påverkar plast som vert tilført marine miljø og interaksjonane som oppstår mellom plast og marin biota. Plast er materiale

med lang nedbrytingstid i naturen. I vassøyla, på havbotn og i sedimenta vil nedbrytingstida verte enno lengre grunna lite UV-stråling, lågare oksygenkonsentrasjon og låg temperatur. Plast som vert liggande i fjøra vil verte utsett for mekanisk påverknad og mykje UV-stråling. Over tid fører dette til at plasten vert skjør og overflata sprekk opp. Dette frigjev mikroplast. Mikroplast vert også frigjeve gjennom fragmentering av makroplast i vassøyla og på botn, og gjennom direkte tilførsel av primær mikroplast frå industri og avløpsvatn.

Tabell 12: Fordelar og ulemper med ulike behandlingalternativ for plastavfall.

Behandlingsform	Fordelar	Ulemper
Mekanisk gjenvinning	Reduserer bruken av jomfrueleg plast God løysing for store og homogene fraksjonar Gjer det mogleg å ta overskotsmateriale inn i same produksjon Fleire livsløpsanalyser viser at mekanisk resirkulering er å føretrekke	Kan ikkje nyttast for alle typar plast Avfall med stor diversitet krev omfattande behandling på førehand Miljøgevinst avhengig av korleis den gjenvunne plasten vert nytta Utfordringar knytt til kvaliteten på den gjenvunne plasten
Kjemisk resirkulering	Kan nyttegjere fraksjonar med stor diversitet utan mykje behandling på førehand Kan hente ut varme til bruk i fjernvarmeanlegg Erstattar andre petroleumbaserte produkt	Kostnadskrevjande Lite nytta løysing
Energigjenvinning	Kan nyttegjere fraksjonar med stor diversitet utan mykje behandling på førehand Gjev varme og/eller elektrisitet Kan erstatte anna brensle i industri Livsløpsanalyser viser at energigjenvinning er eit godt alternativ der mekanisk gjenvinning er ressurskrevjande	Frigjev miljøgifter gjennom forbrenningsprosessen Erstattar i utgangspunktet ikkje andre petroleumbaserte produkt
Deponering	Innsamling og deponering vil gjere at ein har kontroll på kva avfallet er og kan hindre spreieing til naturen.	Ingen ressursgjenvinning Mogleg forureining av jord og grunnvatn

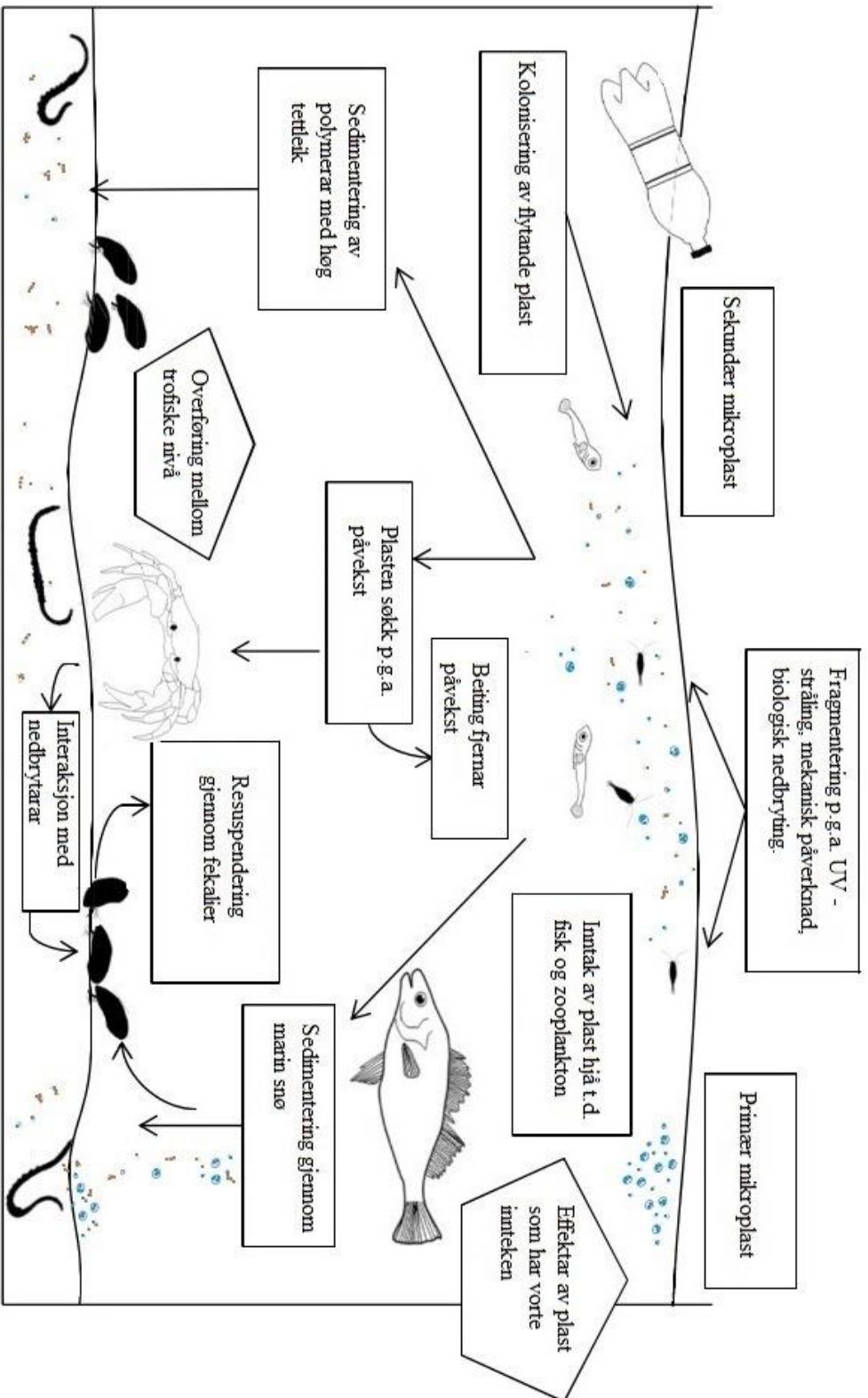
Då eigenskapane til plasten varierer vil også kva som skjer med plasten i sjøvotn variere. Makroplast kan ha stor flyteevne grunna låg eigenvekt. Saman med den lange nedbrytingstida er dette med på å gjere at plastureininga av marine miljø har fått eit stort omfang. I verdshava finst det store område med kvervlande straumar der plast som flyt vert konsentrert i gyrer.

For mikroplast vil tettleiken til plasten vere avgjerande, og plast med tettleik større enn sjøvotn vil i utgangspunktet søkke. Plast med lågare tettleik enn vatn vil også kunne søkke på grunn av påvekst eller etter å ha vorte bunde med andre partiklar gjennom biologiske prosessar. Desse to hovudmønsterane kan verte påverka av straum eller skilnadar i tettleik i vassøyla som kan halde mikroplasten suspendert.

Utbreiinga av makroplast er avhengig av faktorar som folketettleik, turisme, skipstrafikk og lokale eller regionale vind- og straumforhold. I marine miljø kan denne plasten verte tilhaldsstadar for ulike organismar som anten er festa på plasten, lev i skjul av plasten eller som søker næring på plasten. Tilsvarande effekt vil og oppstå på havbotn. Makroplast, og særskilt fiskereiskap og tau, kan føre til at dyr vert sittande fast eller får plast sittande fast på kroppen. Dette kan føre til skader på vev og infeksjonar. Når makroplast vert inntekte av ulike organismar kan føre til skader på fordøyingssystemet eller at dyra svelte som følge av at plasten vert verande i magesekken. Tilsvarande effektar kan også oppstå med mindre fragment av plast i små organismar. Desse problemstillingane har vore kjent lenge, og er godt dokumentert for nokre grupper av dyr.

Som kapittel 6 viser finst det mykje tilgjengeleg litteratur om effektane av mikroplast. Litteraturgrunnlaget kan likevel oppfattast som noko fragmentert ettersom det ein har gjort av undersøkingar og forsøk ofte er knytt til avgrensa geografiske område eller har fokus på ein eller få typar plast og/eller miljøgifter. Det kan sjå ut som om dei overordna og meir generelle konklusjonane ikkje føreligg på noverande tidspunkt.

Hjå ei lang rekke artar frå zooplankton til sjøfugl er det påvist at mikroplast vert inntekte av organismane gjennom ulike prosessar, anten i samband med næringsinntak eller gjennom meir passive prosessar. På tilsvarande måte har ein påvist at mikroplast etter inntak kan kome over frå fordøyingssystemet til kroppsvæske og vev hjå fleire typar organismar, men at desse plastpartiklane over tid i hovudsak ser ut til å verte skilt ut frå organismen.



Figur 40: Mikroplast i marine miljø. Figuren er tilpassa og omsett til norsk frå Wright, Thompson & Galloway, 2013. Figuren viser tilførsjar av mikroplast, interaksjonar med biota i marine miljø og moglege hovudeffektar på biota.

Miljøgifter og mikroplast er eit tema som truleg får meir fokus i framtida. Miljøgifter kan leke ut frå plasten, og i tillegg ser mikroplast ut til å binde miljøgifter, som til dømes PCB. Forsøka som er utført så langt kan peike mot at ulike miljøgifter i varierende grad bind seg til plasten avhengig av kva type plast det er snakk om. Det er i samband med nokre undersøkingar og forsøk funne korrelasjonar mellom innhaldet av miljøgifter i organismar og konsentrasjonen av mikroplast som dei har vore utsett for. Hjø sjøfugl har ein også påvist at det er skilnad på samansettinga av PCB stoff i fuglar som har vore eksponert for mikroplast og dei som ikkje har vore eksponert. Ein har også i forsøk sett at mikroplast som er inntekte på eit trofisk nivå kan finnast att i hemolymfe på neste trofiske nivå. Desse funna er uroande med tanke på at det kan mogleggjere bioakkumulering av mikroplast og potensielt miljøgiftene som ein finn assosiert med mikroplast. Å få robuste konklusjonar rundt potensiale for bioakkumulering vil truleg vere eit avgjerande punkt for vidare handtering av problemet.

Tabell 9 gjev eit oversyn over norsk lovgjevnad og internasjonale avtaler med relevans for plastureining av marine miljø. Dei internasjonale avtalene forbyr mellom anna dumping av plastavfall i havet. Nokre av desse avtalene kom på plass allereie på 1970- og 80-talet. OSPAR-konvensjonen, som er ei regional avtale som mellom anna omfattar Noreg, regulerer også forureining til havet frå landbaserte kjelder. «*Forskrift om miljømessig sikkerhet for skip og flyttbare innretningar*» er eit døme på norsk lovverk som er viktig for å hindre plastforureining av marine miljø. Denne føreskrifta regulerer forureining frå skipstrafikken mellom anna i samsvar med internasjonale avtaler.

Det vert i fleire forum diskutert om det er naudsynt med særskilt lovverk for marin forsøpling og/eller plastavfall. EU har gjennom MSFD teke inn marin forsøpling i sitt lovverk. I tillegg har EU sendt ut ein «*green paper*» om korleis ein skal redusere tilførselen av plast til naturen. Det er eit paradoks i samband med plastforureining at lovverk og avtaler ofte gjeld anten på land eller til havs, og at tilførsel til havs ser ut til å vere betre regulert. Generelt vert landbaserte kjelder rekna for å utgjere opp mot 80 % av tilførselen av marin forsøpling. Mellom anna i Nordsjøen, ser ein ei anna fordeling. Der kjem meir av den marine forsøplinga frå havbaserte kjelder, og særleg frå fiskerirelatert aktivitet.

På Hold Norge Rent sin konferanse om marin forsøpling i Oslo 05.02.2014 sa Klima- og miljøministeren at marin forsøpling hadde skadelege effektar på livet i havet. I avfallsstrategien som vart lagt fram i 2013 er det eit overordna mål at avfall skal gjere minst

mogleg skade på naturmiljøet. Vidare er plastavfall gjort til eit prioritert område. Likevel ser ein ikkje at marin forsøpling vert gjort til ein prioritet i samband med dette.

Litteraturen har og vist at det er rom for forbetringar på fleire område. Eit påfallande døme i samband med denne oppgåva har vore fråveret av ein klar definisjon på kva mikroplast er. På tilsvarende måte er det rom for samordning av andre omgrep og av metodar brukt i forskinga, slik at den kunnskapen ein har vert meir samanliknbar. Det ser også ut til å mangle robust og generell kunnskap rundt tema som tilførsel av plast til marine miljø og konsekvensar av dei negative effektane av mikroplast på økosystemnivå.

For å sikre ei betre handtering av problemet i framtida er det føreslege mange ulike tiltak mellom anna:

- Betre oppfølging av og tilsyn etter eksisterande lovverk
- Betre finansiering av forskning og førebyggjande tiltak
- Forbetring av avfallshandteringa
- Meir informasjon til dei med forvaltingsansvar og til folk flest
- Utvikling av mindre skadelege typar plastmateriale
- Utvikling av teknologi, som til dømes filterteknologi som fjernar mikroplast frå avløpsvatn
- Klassifisere enkelte typar av plast som farleg avfall

Ordliste

Additiv	Tilsatsstoff, stoff som vert tilsett i plastprodukt for å endre platen sine eigenskapar
Bentisk detritusetar	Organisme som lev på havbotn og lev av dautt materiale frå dyr og plantar.
Bioakkumulering	Bioakkumulering har funne stad når konsentrasjonen av eit stoff i eit individ vert større enn konsentrasjonen i næringskjelda til individet.
Biokonsentrering	Når ein organisme har teke opp eit stoff, og konsentrasjonen i individet vert større enn i omjevna den har det føregått ei biokonsentrering.
Biologisk nedbrytbar plast	Biologiske nedbrytbar plast skal kunne gjennomgå store endringar i den kjemiske strukturen gjennom prosessar utført av mikroorganismar som førekjem naturleg i miljøet
Biomagnifisering	Når konsentrasjonen av eit stoff i eit individ aukar med individet sitt trofiske nivå, skjer det ei biomagnifisering.
Bioplast	Plast som er basert på naturlege polymerar som t.d. cellulose
Bisfenol A	Stoff med økotoksikologiske effektar som m.a. vert nytta som additiv i plastprodukt
Celluloseacetat (CA)	Ein type plast
DDE	Nedbrytingsprodukt frå DDT
DEHP	Eit ftalat
Dieldrin	Insektdrepende middel med økotoksikologiske verknadar
Diklor-difenyl-trikloretan (DDT)	Insektdrepende middel med økotoksikologiske verknadar
EcoQO (Ecological Quality Objective)	Økologisk kvalitetselement innan for OSPAR sitt arbeid
Elastomer	Ein elastomer vert strekt ved tilføring av sjølv lite kraft, og vil gå tilbake til normal storleik når påverknaden vert fjerna t.d. gummi
Endocytose	Endocytose er ein prosess som ein mellom anna kan finne hjå amøbar, der ytterveggen i organismen lagar ein utposing som legg seg rundt ein partikkel, før partikkelen vert avsnørt i ei boble med yttervegg rundt
Fenantren	Eit PAH
Flær	Fleirtalsform av flå: korkstykke som held fiskegarn oppe.
Ftalat	Stoffgruppe som vert brukt m.a. som mjukgjerande stoff i plastproduksjon
Fungicid	Soppdrepende middel
GPA	FN-program: Global Program of Action for the Protection of the Marine Environments fram Land-based Activities
Green paper	Ein «green paper» er eit konsultasjonsdokument i EU som vert lagt fram, der ein på bakgrunn av dokumentet skal skape diskusjon og meningsutveksling om temaet
Gyre	Havområde med kvervlande straumforhold, vert også brukt om akkumulasjonssoner for marin forsøpling der kvervlande straumar fører til akkumulasjon
HDPE	High-density-polyetylen (ein type plast)
Hemolymfe	Væska i sirkulasjonssystemet hjå m.a. blautdyr

Herdeplast	Plast som ikkje kan formast om att etter ny oppvarming grunna strukturen i plasten, som ofte er påverka av tilsetjing av herdar
Interantional Coastal Cleanup (ICC)	Internasjonal aksjon for rydding og registrering av marint søppel frå strender
Jomfrueleg plast	Plastmateriale som vert brukt for første gong (i motsetnad til resirkulert materiale)
KLIF	Tidlegare Klima- og forurensningsdirektorat. Frå 01.07.13 del av Miljødirektoratet
Komposterbar plast	plast som skal kunne verte brote ned til karbondioksid, vatn, biomasse og uorganiske komponentar i løpet av 180 døgn, under dei forhold som er vanleg i aerob kompostering på avfallsanlegg.
Kvartær resirkulering	Tilsvavar det norske omgrepet energigjenvinning
LDPE	Light-density-polyetylen, ein type plast
Makroplast	Dei største delane av plast i samband med marin forsøpling. I denne oppgåva er makroplast definert som plast > 5mm
MEHP	Nedbrytingsprodukt frå DEHP
Mesoplast	Omgrep som i nokre samanhengar vert brukt for å skildre plast større enn mikroplast og mindre enn makroplast.
Mikroplast	I denne oppgåva: plast mindre enn 5 mm. Det finst også andre definisjonar
MIME	"Micro- and nanoplastic impacts on the marine environment" forskingsprosjekt om mikroplast i regi av NIVA
MSFD	"Marine Strategy Framework Directive" EU-direktiv som m.a. omfattar marin forsøpling
Nanoplast	Omgrep som i nokre samanhengar vert brukt for å skildre dei aller minste plastfragmenta (mindre enn mikroplast).
NIVA	Norsk institutt for vannforskning
Nonylfenol (NP)	Stoffgruppe med lang nedbrytingstid
Nylon (PA)	Ein type plast
OSPAR	OSPAR kan referere til både "Convention for the protection of the marine environment of the North-East Atlantic" eller kommisjonen og organsisasjonen som har vorte oppretta i samband med konvensjonen.
PAH	Poly-aromatiske-hydrokarbon er ei stoff gruppe som kan ha økotoksikologiske verknadar
PBDE	Poly-bromerte-difenyl-eterer, eit gruppe bromerte flammehemmarar
PC (polykarbonat)	Ein type plast
PE (polyetylen)	Ein type plast
PET (Polyetylentereftalat)	Ein type plast
PFOA	Perfluorert oktansyre
POP (Persistente organic pollutants)	Organiske miljøgifter med lang nedbrytingstid, og som m.a. er regulert av Stockholm-konvensjonen
PP (Polypropylen)	Ein type plast
Primær mikroplast	Plast som opphavleg er i ein storleik som gjer at den vert definert som mikroplast, som t.d. råstoff til plastproduksjon og plastkuler brukt til sandblåsing.
Primær resirkulering	Gjenbruk av plast med ein enkelt polymer og utan ureiningar. Denne typen resirkulering er knytt til plastindustrien. Ein vil nytte overskotsmateriale og feilproduserte einingar som råstoff for å lage nye produkt i same produksjonen.

PS (Polystyren)	Ein type plast
PVA (polyvinylalkohol)	Ein type plast
PVC (Polyvinylklorid)	Ein type plast
Pycnoklin	Lag i vassøyla der saltgehaltet endrar seg brått og gjev opphav til lagdeling av vatnet.
Pyren	Eit PAH
Sekundær mikroplast	Mikroplast som oppstår ved fragmentering av makroplast
Sekundær resirkulering	Vert og kalla mekanisk resirkulering. Vanlegvis nyttar ein ulike mekaniske prosessar som knusing og komprimering for å lage til dømes pellets som kan nyttast som resirkulert råstoff i plastproduksjon
Termoplast	Ein termoplast vil ved ny oppvarming kunne verte omforma
Tertiær resirkulering	Vert og kalla kjemisk resirkulering. I denne typen resirkulering skjer det kjemiske endringar i plastmateriala. Ein bryt ned dei lange polymerkjedene, mellom anna ved hjelp av varme og katalysatorar. Plastavfallet vert omdanna til gass, væske og/eller fast stoff som kan verte nytta industrielt.
UNEP	United Nations Environment Program
Økoton	Grenseområde/overgang mellom to ulike økosystem

Figuroversikt

Figurar og tabellar sortert etter sidetal:

	Nr	Namn	Side	Kjelde
Figur	1	Plastbitar i fjøra	14	Eige foto
Figur	2	Publikasjonar om marin forsøpling	18	Eige materiale
Figur	3	Hovudtema i kjeldene som har vorte nytta i oppgåva	20	Eige materiale
Figur	4	Informasjonstypar	21	Eige materiale
Figur	5	Tema i artiklar	22	Eige materiale
Figur	6	Plastproduksjon 1950-2011	24	Plastics Europe, 2012
Tabell	1	Plast som ofte vert funne i marint søppel	26	Pedersen, 2001; Andrady, 2011
Tabell	2	Oversyn over hovudgruppene av additiv	28	Pedersen, 2001
Figur	7	Små plastbitar i fjøra	31	Eige foto
Figur	8	Avfallspyramiden	36	Miljøverndepartementet, 2013a
Figur	9	Plast- og plastavfallsmarknaden i Europa	39	Plastics Europe, 2012
Figur	10	Innsamla plastavfall i Noreg 1995 – 2011	40	Statistisk sentralbyrå, 2013
Figur	11	Sektorvise bidrag til plastavfall i Noreg i perioden 1995 – 2011	41	Statistisk sentralbyrå, 2013
Tabell	3	Ulike produktgrupper sitt bidrag til norsk plastavfall	41	Mepex, 2013
Figur	12	Behandling av innsamla plastavfall i Noreg i perioden 1995 - 2011	42	Statistisk sentralbyrå, 2013

Figur	13	Forenkla oppsummering av tilførsel av plast til marine miljø	51	Stevenson, 2011
Tabell	4	Funn frå International Coastal Cleanup 1987 - 2007	52	UNEP, 2009
Figur	14	Samansettinga til plastavfall frå djupare delar av Thames	53	Morrith et.al., 2013
Tabell	5	Kjelder til marin forsøpling	54	Mehlhart & Blepp, 2012
Figur	15	Oppvaskmaskintabletter med vassløyseleg PVA-folie	57	Eige foto
Figur	16	Ei skjematisk oversikt over dei store overflatestraumane i verdhava	59	Apel, 1988
Figur	17	Utbreiinga til dei 5 akkumulasjonssonene	60	Wurpel et.al., 2011
Figur	18	Gjennomsnittleg samansetting til marint søppel i Nordsjøen.	66	Mehlhart & Blepp, 2012
Figur	19	Kjelder til marin forsøpling i Nordsjøen	67	Mehlhart & Blepp, 2012
Figur	20	Søppel samla inn under Strandryddedagen 27.04.2013, på Runde i Møre og Romsdal	68	Eige foto
Tabell	6	Dei 10 mest talrike funna frå det nasjonale datasettet etter Strandryddedagen i 2011	70	Bjørndal, 2012b
Tabell	7	Funn av dyr innvikla i søppel under strandryddeaksjonane i samband med International Coastal Cleanup i 2007	72	UNEP, 2009
Figur	21	Hai som har fått ein plastring frå ei stor flaske tredd over hovudet	73	Sazima et.al., 2002
Figur	22	Spøkelsesgarn plukka opp på 600 m djup utanfor Hebridene i 2004	75	Hareide et.al., 2005
Tabell	8	Inntaksmekanismar hjå ulike invertebratar og algar	77	Wright et.al., 2013
Figur	23	Plast frå magen til spermkval funne daud på ei strand i Granada	79	de Stephanis et al., 2013
Figur	24	Daud albatrosskylling, med store mengder plast i magen	81	Moore, 2008
Figur	25	Forstørring av mageinnhald frå ein liten planktonetande fisk	82	Boerger et.al.,2010
Figur	26	Forstørring av samanfiltra plastfibrar frå magen til sjøkreps	85	Murray & Cowie, 2011
Figur	27	Tangloppe	86	Encyclopedia of life, s.a
Figur	28	Plastpartikkel i fordøyingskjertel hjå musling	87	Brillant & MacDonald, 2000
Figur	29	Mikroplast og zooplankton	89	Cole et.al.,2013
Figur	30	PCB innhald i mikroplast på strender	94	Teuten et al., 2009
Figur	31	Illustrasjon av akkumulering av fenantren i sediment på grunn av plastpartiklar	100	Teuten et al., 2007
Figur	32	Forstørring av utsnitt frå gjeller med plastpartiklar frå strandkrabbe	103	Farrell & Nelson, 2013

Figur	33	Utvikling av biofilm og nedbryting av plast	105	Artham & Doble, 2009
Figur	34	Celler på plast	106	Zettler et al., 2013
Figur	35	Påvekstorganismar	107	Eige foto
Figur	36	Døme på korleis plastavfall kan verte substrat for fastsittande organismar	109	The International Conference on Prevention and Management of Marine Litter in European Seas, 2013
Tabell	9	Norsk lovgjevnad og internasjonale avtaler om vern av marine miljø	111	Eige materiale
Tabell	10	Krav til utslepp av søppel frå skip avhengig av lokalitet og avstand frå land.	115	Nordisk ministerråd, 2010
Tabell	11	Tiltak mot marin forsøpling	130	Governing Council of the United Nations Environment Programme, 2012
Figur	37	Skisse av farty som skal kunne samle opp flytande søppel frå akkumulasjonssoner for marin forsøpling	137	Slat, 2013
Figur	38	Modell for arbeid med plastforureining i Europa	143	Pors & Ten Wolde, 2013
Figur	39	På menneskeleg skala	155	Galgani et.al., 2010
Tabell	9	Fordelar og ulemper med ulike behandlingalternativ for plastavfall	158	Eige materiale
Figur	40	Mikroplast i marine miljø	160	Wright, Thompson & Galloway, 2013

Kjelder

- Aas, K. S. (2014). Klimaendringenens inntog. *Natur & Miljø, 1-2014*, 2.
- Aguilera, M. (2012). Plastic Trash Altering Ocean Habitats, Scripps Study Shows. *UC - News centre*. Retrieved 28.06.2013, from http://ucsdnews.ucsd.edu/pressreleases/plastic_trash_altering_ocean_habitats_scripps_study_shows/
- Al-Salem, S. M., Lettieri, P., & Baeyens, J. (2009). Recycling and recovery routes of plastic solid waste (PSW): A review. *Waste Management, 29*(10), 2625-2643. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2009.06.004>
- Allsopp, M., Walters, A., Santillo, D., & Johnston, P. (2006). Plastic debris in the world's oceans. Amsterdam: Greenpeace.
- American Chemistry Council. (2012). Operation clean sweep - manual Retrieved 13.01.2014, from <http://www.opcleansweep.org/manual>
- Anastasopoulou, A., Mytilineou, C., Smith, C. J., & Papadopoulou, K. N. (2013). Plastic debris ingested by deep-water fish of the Ionian Sea (Eastern Mediterranean). *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers, 74*, 11-13. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.dsr.2012.12.008>
- Andrady, A. L. (1989). Environmental degradation of plastics under land and marine exposure conditions: Research Triangle Institute. Retrieved 14.06.2013, from http://5gyres.org/media/Environmental_Degradation%20of%20Plastics_by_Andrady.pdf
- Andrady, A. L. (2003). *Plastics and the environment*. Hoboken, New Jersey: John Wiley & sons.
- Andrady, A. L. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin, 62*(8), 1596-1605. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>
- Apel, J. R. (1988). *Principles of ocean physics* London: Academic press.
- Artham, T., & Doble, M. (2009). Fouling and Degradation of Polycarbonate in Seawater: Field and Lab Studies. *Journal of Polymers and the Environment, 17*(3), 170-180. doi: 10.1007/s10924-009-0135-x
- Artham, T., Sudhakar, M., Venkatesan, R., Madhavan Nair, C., Murty, K. V. G. K., & Doble, M. (2009). Biofouling and stability of synthetic polymers in sea water. *International Biodeterioration & Biodegradation, 63*(7), 884-890. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ibiod.2009.03.003>
- Arthur, C., Baker, J., & Bamford, H. (2008). *Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects and Fate of Microplastic Marine Debris*. . Paper presented at the International Research Workshop on the Occurrence, Effects and Fate of Microplastic Marine Debris, University of Washington Tacoma Tacoma, WA, USA.

- Ashton, K., Holmes, L., & Turner, A. (2010). Association of metals with plastic production pellets in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 60(11), 2050-2055. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.07.014>
- Avery-Gomm, S., O'Hara, P. D., Kleine, L., Bowes, V., Wilson, L. K., & Barry, K. L. (2012). Northern fulmars as biological monitors of trends of plastic pollution in the eastern North Pacific. *Marine Pollution Bulletin*, 64(9), 1776-1781. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.04.017>
- Bakir, A., Rowland, S. J., & Thompson, R. C. (2012). Competitive sorption of persistent organic pollutants onto microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 64(12), 2782-2789. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.09.010>
- Balasubramanian, V., Natarajan, K., Hemambika, B., Ramesh, N., Sumathi, C. S., Kottaimuthu, R., & Kannan, V. R. (2010). High-density polyethylene (HDPE)-degrading potential bacteria from marine ecosystem of Gulf of Mannar, India. *Letters in Applied Microbiology*, 51(2), 205-211. doi: 10.1111/j.1472-765X.2010.02883.x
- Barnes, D. K. A. (2004). Natural and plastic floatsam stranding in the Indian Ocean. In J. D. Davenport, Julia (Ed.), *The Effects of Human Transport on Ecosystems: Cars and Planes, Boats and Trains*, (pp. 193-205). Dublin: Royal Irish Academy
- Barnes, D. K. A., Galgani, F., Thompson, R. C., & Barlaz, M. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 364(1526), 1985-1998. doi: 10.1098/rstb.2008.0205
- Barnes, D. K. A., & Milner, P. (2005). Drifting plastic and its consequences for sessile organism dispersal in the Atlantic Ocean. *Marine Biology*, 146(4), 815-825. doi: 10.1007/s00227-004-1474-8
- Bergmann, M., & Klages, M. (2012). Increase of litter at the Arctic deep-sea observatory HAUSGARTEN. *Marine Pollution Bulletin*, 64(12), 2734-2741. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.09.018>
- Besseling, E., Wegner, A., Foekema, E. M., van den Heuvel-Greve, M. J., & Koelmans, A. A. (2012). Effects of Microplastic on Fitness and PCB Bioaccumulation by the Lugworm *Arenicola marina* (L.). *Environmental Science & Technology*, 47(1), 593-600. doi: 10.1021/es302763x
- Bhattacharya, P., Lin, S., Turner, J. P., & Ke, P. C. (2010). Physical Adsorption of Charged Plastic Nanoparticles Affects Algal Photosynthesis. *The Journal of Physical Chemistry C*, 114(39), 16556-16561. doi: 10.1021/jp1054759
- Bjerregaard, P. (2005). *Økotoksikologi* (4 ed.). København: Gyldendal.
- Bjørndal, J. (2011). Når strendene blir avfallsplasser. *Kretsløpet*, 2.
- Bjørndal, J. (2012a). Fant masse plastpelelts på egen strand. *Kretsløpet*, 1.
- Bjørndal, J. (2012b). Ny strandryddedag 5.mai. *Kretsløpet*, 1.
- Bjørndal, J. (2012c). Strandryddedagen 2012: Oppmuntrende deltakelse - nedslående avfallsmengder *Kretsløpet*, 3.

- Boerger, C. M., Lattin, G. L., Moore, S. L., & Moore, C. J. (2010). Plastic ingestion by planktivorous fishes in the North Pacific Central Gyre. *Marine Pollution Bulletin*, 60(12), 2275-2278. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.08.007>
- Brandão, M. L., Braga, K. M., & Luque, J. L. (2011). Marine debris ingestion by Magellanic penguins, *Spheniscus magellanicus* (Aves: Sphenisciformes), from the Brazilian coastal zone. *Marine Pollution Bulletin*, 62(10), 2246-2249. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.07.016>
- Bravo Rebolledo, E. L., Van Franeker, J. A., Jansen, O. E., & Brasseur, S. M. J. M. (2013). Plastic ingestion by harbour seals (*Phoca vitulina*) in The Netherlands. *Marine Pollution Bulletin*, 67(1-2), 200-202. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.11.035>
- Brillant, M. G. S., & MacDonald, B. A. (2000). Postingestive selection in the sea scallop, *Placopecten magellanicus* (Gmelin): the role of particle size and density. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 253(2), 211-227. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S0022-0981\(00\)00258-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0022-0981(00)00258-6)
- Brown, J., & Macfadyen, G. (2007). Ghost fishing in European waters: Impacts and management responses. *Marine Policy*, 31(4), 488-504. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2006.10.007>
- Browne, M. A., Crump, P., Niven, S. J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., & Thompson, R. (2011). Accumulation of Microplastic on Shorelines Worldwide: Sources and Sinks. *Environmental Science & Technology*, 45(21), 9175-9179. doi: 10.1021/es201811s
- Browne, M. A., Dissanayake, A., Galloway, T. S., Lowe, D. M., & Thompson, R. C. (2008). Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel, *Mytilus edulis* (L.). *Environmental Science & Technology*, 42(13), 5026-5031. doi: 10.1021/es800249a
- Cadée, G. C. (2002). Seabirds and floating plastic debris. *Marine Pollution Bulletin*, 44(11), 1294-1295. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00264-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00264-3)
- Carlsson, A.-S. (2002). Kartläggning och utvärdering av plaståtervinning i ett systemperspektiv (pp. 70). Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet AB.
- Carpenter, E. J., Anderson, S. J., Miklas, H. P., Peck, B. B., & Harvey, G. R. (1972). Polystyrene spherules in coastal waters. *Science*, 178(4062), 749-&. doi: 10.1126/science.178.4062.749
- Carpenter, E. J., & Smith, K. L. J. (1972). Plastics on the Sargasso sea surface. *Science*, 175, 2.
- Carson, H. S., Colbert, S. L., Kaylor, M. J., & McDermid, K. J. (2011). Small plastic debris changes water movement and heat transfer through beach sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), 1708-1713. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.032>
- Carson, H. S., Nerheim, M. S., Carroll, K. A., & Eriksen, M. (2013). The plastic-associated microorganisms of the North Pacific Gyre. *Marine Pollution Bulletin*, 75(1-2), 126-132. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.07.054>

Carswell, B., McElwee, K., & Morison, S. (2011). *Technical Proceedings of the Fifth International Marine Debris Conference*. Paper presented at the Fifth International Marine Debris Conference, Honolulu

Chen, X., Xi, F., Geng, Y., & Fujita, T. (2011). The potential environmental gains from recycling waste plastics: Simulation of transferring recycling and recovery technologies to Shenyang, China. *Waste Management*, *31*(1), 168-179. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2010.08.010>

Colabuono, F. I., Taniguchi, S., & Montone, R. C. (2010). Polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in plastics ingested by seabirds. *Marine Pollution Bulletin*, *60*(4), 630-634. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.01.018>

Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Goodhead, R., Moger, J., & Galloway, T. S. (2013). Microplastic Ingestion by Zooplankton. *Environmental Science & Technology*, *47*(12), 6646-6655. doi: 10.1021/es400663f

Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., & Galloway, T. S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*, *62*(12), 2588-2597. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>

Collignon, A., Hecq, J.-H., Glagani, F., Voisin, P., Collard, F., & Goffart, A. (2012). Neustonic microplastic and zooplankton in the North Western Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, *64*(4), 861-864. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.01.011>

Colton, J. B., Knapp, F. D., & Burns, B. R. (1974). Plastic particles in surface waters of Northwestern Atlantic. *Science*, *185*(4150), 491-497. doi: 10.1126/science.185.4150.491

Convention for the protection of the marine environment of the North - East Atlantic, OSPAR-commission (1992).

Cooper, D. A., & Corcoran, P. L. (2010). Effects of mechanical and chemical processes on the degradation of plastic beach debris on the island of Kauai, Hawaii. *Marine Pollution Bulletin*, *60*(5), 650-654. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.12.026>

Corcoran, P. L., Biesinger, M. C., & Grifi, M. (2009). Plastics and beaches: A degrading relationship. *Marine Pollution Bulletin*, *58*(1), 80-84. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.08.022>

Costa, M. F., do Sul, J. A. I., Silva-Cavalcanti, J. S., Araujo, M. C. B., Spengler, A., & Tourinho, P. S. (2010). On the importance of size of plastic fragments and pellets on the strandline: a snapshot of a Brazilian beach. *Environmental Monitoring and Assessment*, *168*(1-4), 299-304. doi: 10.1007/s10661-009-1113-4

Dale, T. (2013). Personleg kommunikasjon.

de Stephanis, R., Giménez, J., Carpinelli, E., Gutierrez-Exposito, C., & Cañadas, A. (2013). As main meal for sperm whales: Plastics debris. *Marine Pollution Bulletin*, *69*(1-2), 206-214. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.01.033>

Depledge, M. H., Galgani, F., Panti, C., Caliani, I., Casini, S., & Fossi, M. C. (2013). Plastic litter in the sea. *Marine Environmental Research*. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marenvres.2013.10.002>

Derraik, J. G. B. (2002). The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin*, 44(9), 842-852. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00220-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00220-5)

Directive 2008/56/EC - Marine Strategy Framework Directive, European parliament & Council of the European Union (2008).

Donohue, M. J., Boland, R. C., Sramek, C. M., & Antonelis, G. A. (2001). Derelict Fishing Gear in the Northwestern Hawaiian Islands: Diving Surveys and Debris Removal in 1999 Confirm Threat to Coral Reef Ecosystems. *Marine Pollution Bulletin*, 42(12), 1301-1312. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S0025-326X\(01\)00139-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0025-326X(01)00139-4)

Doyle, M. J., Watson, W., Bowlin, N. M., & Sheavly, S. B. (2011). Plastic particles in coastal pelagic ecosystems of the Northeast Pacific ocean. *Marine Environmental Research*, 71(1), 41-52. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marenvres.2010.10.001>

Encyclopedia of life. (s.a.). *Talitrus saltator* Retrieved 23.02.2014, from <http://eol.org/pages/342937/overview>

Eriksen, M. (2014). Munnleg innlegg under Hold Norge Rents konferanse om marin forsøpling 05.02.2014, Oslo.

Eriksson, C., & Burton, H. (2003). Origins and biological accumulation of small plastic particles in fur seals from Macquarie Island. *Ambio*, 32(6), 380-384.

Eriksson, C., Burton, H., Fitch, S., Schulz, M., & van den Hoff, J. (2013). Daily accumulation rates of marine debris on sub-Antarctic island beaches. *Marine Pollution Bulletin*(0). doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.08.026>

European Commission. (2011a). Plastic waste: ecological and human health impacts. 41.

European Commission. (2011b). What can we do about plastic soup? *Environment for Europeans - Magazine of the Directorate-General for the Environment*, 42.

European Commission. (2012). Commission staff working document- Overview of EU policies, legislation and initiatives related to marine litter. Brussels

European Commission. (2013a). Glossary. Retrieved 10.01.2013, from http://europa.eu/legislation_summaries/glossary/index_en.htm

European Commission. (2013b). Green paper on On a European Strategy on Plastic Waste in the Environment (pp. 20). Brüssel

Farrell, P., & Nelson, K. (2013). Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus maenas* (L.). *Environmental Pollution*, 177, 1-3. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2013.01.046>

Foekema, E. M., De Gruijter, C., Mergia, M. T., van Franeker, J. A., Murk, A. J., & Koelmans, A. A. (2013). Plastic in North Sea Fish. *Environmental Science & Technology*, 47(15), 8818-8824. doi: 10.1021/es400931b

Folkehelseinstituttet. (2008). Mykgjørere - ftalater. Retrieved 05.05.2013, from <http://www.fhi.no/artikler/?id=70123>

- Forskningsrådet. (s.a.). Micro- and nanoplastic impacts on the marine environment (MIME). Retrieved 29.12.2013, from <http://www.forskningsradet.no/servlet/Satellite?c=Prosjekt&cid=1253983542373&pagename=havkyst/Hovedsidemal&p=1226994156419>
- Forskrift om begrensning av forurensning Miljøverndepartementet (2004).
- Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall, Miljøverndepartementet (2004).
- Forskrift om miljømessig sikkerhet for skip og flyttbare innretninger, Miljøverndepartementet (2012).
- Forskrift om rammer for vannforvaltningen, Klima- og miljødepartementet (2006).
- Fossi, M. C., Panti, C., Guerranti, C., Coppola, D., Giannetti, M., Marsili, L., & Minutoli, R. (2012). Are baleen whales exposed to the threat of microplastics? A case study of the Mediterranean fin whale (*Balaenoptera physalus*). *Marine Pollution Bulletin*, 64(11), 2374-2379. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.08.013>
- Fossum, S. (2009). Endocytose. Retrieved 28.06.2013, from www.sml.snl.no
- Galgani, F., Fleet, D., van Franeker, J. A., Katsanevakis, S., Maes, T., Mouat, J., . . . Janssen, C. (2010). Marine strategy framework directive - Task group 10 report - Marine litter. Luxembourg: European commission
- Galgani, F., Hanke, G., Werner, S., & De Vrees, L. (2013). Marine litter within the European Marine Strategy Framework Directive. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 70(6), 1055-1064. doi: 10.1093/icesjms/fst122
- Galgani, F., Leaute, J. P., Moguedet, P., Souplet, A., Verin, Y., Carpentier, A., . . . Nerisson, P. (2000). Litter on the Sea Floor Along European Coasts. *Marine Pollution Bulletin*, 40(6), 516-527. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S0025-326X\(99\)00234-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0025-326X(99)00234-9)
- Galgani, F., Werner, S., Hanke, G., & Piah, H. (2011). Marine Litter - Technical recommendations for the implementation of MSFD requirements (pp. 93): European Union.
- Goldberg, E. D. (1997). Plasticizing the seafloor: An overview. *Environmental Technology*, 18(2), 195-201. doi: 10.1080/09593331808616527
- Goldstein, M. (2014, 05.02.2014). Munnleg innlegg under Hold Norge Rents konferanse om marin forsøpling 05.02.2014, Oslo.
- Goldstein, M., Rosenberg, M., & Cheng, L. (2012). Increased oceanic microplastic debris enhances oviposition in an endemic pelagic insect. *Biology letters*, 8(5), 817 - 820. doi: 10.1098/rsbl.2012.0298
- Governing Council of the United Nations Environment Programme. (2012). *Manila Declaration on Furthering the Implementation of the Global Programme of Action for the Protection of the Marine Environment from Land-based Activities*. Paper presented at the Twelfth special session of the Governing Council/Global Ministerial Environment Forum, Manila. www.unep.org/gc/gcss-xii/docs/download.asp?ID=3664
- GPA. (2012). Marine litter. Retrieved 18.01.2013, from <http://gpa.unep.org/index.php/gpa-pollutant-source-categories/marine-litter>

- Graham, E. R., & Thompson, J. T. (2009). Deposit- and suspension-feeding sea cucumbers (*Echinodermata*) ingest plastic fragments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 368(1), 22-29. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jembe.2008.09.007>
- Gregory, M. R. (2009). Environmental implications of plastic debris in marine settings-entanglement, ingestion, smothering, hangers-on, hitch-hiking and alien invasions. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 364(1526), 2013-2025. doi: 10.1098/rstb.2008.0265
- Grønneberg, T., Hannisdal, M., Pedersen, B., & Ringnes, V. (2002). *Kjemien stemmer: grunnbok 3KJ* (2 ed.). Oslo: Cappelen forlag.
- Grøsvik, B. E. (2014). Munnlegg innlegg under Hold Norge Rents konferanse om marin forsøpling 05.02.2014, Oslo.
- Hagberg, M. (2008). *Skräp*. Falun: Bokförlaget Atlas.
- Hals, P. I., Standal, E., Riisberg, I., Syvertsen, E. E., Kroglund, M., & Bretten, A. (2011). Kunnskap om marint søppel i Norge 2010 (pp. 34). Oslo: Klima- og forurensingsdirektoratet & Direktoratet for naturforvaltning.
- Hareide, N. R., Garnes, G., Rihan, D., Mulligan, M., Tyndall, P., Clark, M., . . . Blasdale, T. (2005). A preliminary Investigation on Shelf Edge and Deepwater Fixed Net Fisheries to the West and North of Great Britain, Ireland, around Rockall and Hatton Bank: Fiskeridirektoratet.
- Hastings, E., & Potts, T. (2013). Marine litter: Progress in developing an integrated policy approach in Scotland. *Marine Policy*, 42(0), 49-55. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2013.01.024>
- Heyerdahl, T. (1971). Atlantic Ocean Pollution and Biota Observed by the "Ra" Expeditons. *Biological Conservation*, 3, 164-167.
- Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R. C., & Thiel, M. (2012). Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification. *Environmental Science & Technology*, 46(6), 3060-3075. doi: 10.1021/es2031505
- Hirai, H., Takada, H., Ogata, Y., Yamashita, R., Mizukawa, K., Saha, M., . . . Ward, M. W. (2011). Organic micropollutants in marine plastics debris from the open ocean and remote and urban beaches. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), 1683-1692. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.06.004>
- Hopewell, J., Dvorak, R., & Kosior, E. (2009). Plastics recycling: challenges and opportunities. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 2115-2126. doi: 10.1098/rstb.2008.0311
- Hågvar, E. B. (1998). *Det zoologiske mangfoldet - dyregruppene systematikk, bygning og levevis* (2 ed.). Oslo: Universitetsforlaget.
- Inter-Governmental Maritime Consultative Organization. (1973). *Final act of the international conference on marine pollution 1973*. <http://www.imo.org/KnowledgeCentre/ReferencesAndArchives/HistoryofMARPOL/Documents/MARPOL%201973%20-%20Final%20Act%20and%20Convention.pdf>

The International Conference on Prevention and Management of Marine Litter in European Seas. (2013). Retrieved 11.09.2013, from <http://www.marine-litter-conference-berlin.info/index.php>

International Maritime Organization. (1990). *London dumping convention: the first decade and beyond*. Paper presented at the 13th committee of contraction parties to the Convention on the prevention of marine pollution by dumping by wastes and other matters, London. http://www.imo.org/KnowledgeCentre/ReferencesAndArchives/IMO_Conferences_and_Meetings/London_Convention/Documents/London%20Dumping%20Convention%20%20the%20First%20Decade%20and%20Beyond.%20%20IMO%20Document%20LDC%2013%20INF.9%201990.pdf

International Maritime Organization. (2012). The London Convention and Protocol: Their role and contribution to protection of the marine environment. Retrieved 11.12.2013, from <http://www.imo.org/OurWork/Environment/LCLP/Documents/2012%20LCLP%20leaflet%20Web.pdf>

International Maritime Organization. (2013a). Convention on the Prevention of Marine Pollution by Dumping of Wastes and Other Matter. Retrieved 11.12.2013, from <http://www.imo.org/OurWork/Environment/LCLP/Pages/default.aspx>

International Maritime Organization. (2013b). International Convention for the Prevention of Pollution from Ships (MARPOL) Retrieved 11.12.2013, from [http://www.imo.org/About/Conventions/ListOfConventions/Pages/International-Convention-for-the-Prevention-of-Pollution-from-Ships-\(MARPOL\).aspx](http://www.imo.org/About/Conventions/ListOfConventions/Pages/International-Convention-for-the-Prevention-of-Pollution-from-Ships-(MARPOL).aspx)

International Maritime Organization. (2013c). Status of conventions. Retrieved 11.12.2013, from <http://www.imo.org/About/Conventions/StatusOfConventions/Pages/Default.aspx>

International Pacific Research Center. (2008). Tracking Marine Debris. *IPCR Climate*, 8(2).

Jantz, L. A., Morishige, C. L., Bruland, G. L., & Lepczyk, C. A. (2013). Ingestion of plastic marine debris by longnose lancetfish (*Alepisaurus ferox*) in the North Pacific Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 69(1–2), 97-104. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.01.019>

Kaiser, M. J. B., B., Newman, P., Lock, K., & Gilbert, S. (1996). Catches in "ghost fishing" set nets. *Marine ecology progress series*, 145.

KIMO. (s.a.). Final report - Fishing for litter (pp. 22). Leirwick. Retrieved 11.01.2014 from <https://webgate.ec.europa.eu/maritimeforum/system/files/scotland.pdf>

Klima- og forurensningsdirektoratet. (2012). Er det farlig? - om farlige stoffer i forbrukerprodukter (TA-2896/2012).

Klima- og forurensningsdirektoratet. (2013). Oppdrag om endring av forurensingsloven § 34 - finansiering av opprydding i forsøpling.

Koelmans, A. A., Besseling, E., Wegner, A., & Foekema, E. M. (2013). Plastic As a Carrier of POPs to Aquatic Organisms: A Model Analysis (vol 47, pg 7812, 2013). *Environmental Science & Technology*, 47(15), 8992-8993. doi: 10.1021/es403018h

Laist, D. W. (1987). Overview of the biological effects of lost and discarded plastic debris in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 18(6B), 319-326. doi: 10.1016/s0025-326x(87)80019-x

- Law, K. L., Moret-Ferguson, S., Maximenko, N. A., Proskurowski, G., Peacock, E. E., Hafner, J., & Reddy, C. M. (2010). Plastic Accumulation in the North Atlantic Subtropical Gyre. *Science*, 329(5996), 1185-1188. doi: 10.1126/science.1192321
- Lazarevic, D., Aoustin, E., Buclet, N., & Brandt, N. (2010). Plastic waste management in the context of a European recycling society: Comparing results and uncertainties in a life cycle perspective. *Resources, Conservation and Recycling*, 55(2), 246-259. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2010.09.014>
- Lebreton, L. C. M., Greer, S. D., & Borrero, J. C. (2012). Numerical modelling of floating debris in the world's oceans. *Marine Pollution Bulletin*, 64(3), 653-661. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.10.027>
- Lithner, D., Damberg, J., Dave, G., & Larsson, Å. (2009). Leachates from plastic consumer products – Screening for toxicity with *Daphnia magna*. *Chemosphere*, 74(9), 1195-1200. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.11.022>
- Lithner, D., Larsson, Å., & Dave, G. (2011). Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition. *Science of The Total Environment*, 409(18), 3309-3324. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.04.038>
- Lobelle, D., & Cunliffe, M. (2011). Early microbial biofilm formation on marine plastic debris. *Marine Pollution Bulletin*, 62(1), 197-200. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.10.013>
- Lofoten Avfallsselskap. (2011). Rapport pilotprosjekt: Strandryddeuke i Lofoten (pp. 40).
- Lofoten Avfallsselskap. (2012). Sluttrapport: Strandryddeuke i Lofoten 2012.
- Lov om forvaltning av naturens mangfold, Klima- og miljødepartementet (2009).
- Lov om forvaltning av viltlevande marine ressurser, Fiskeri- og kystdepartementet (2008).
- Lov om skipssikkerhet, Næring- og handelsdepartementet (2007).
- Lov om vern mot forurensninger og om avfall Miljøverndepartementet (1981).
- Lusher, A. L., McHugh, M., & Thompson, R. C. (2013). Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. *Marine Pollution Bulletin*, 67(1-2), 94-99. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.11.028>
- Lyng, K. A., & Modahl, I. S. (2011). Livsløpsanalyse for gjenvinning av plastemballasje fra norske husholdninger (pp. 22): Østlandsforskning.
- Martinez, E., Maamaatuaiahutapu, K., & Taillandier, V. (2009). Floating marine debris surface drift: Convergence and accumulation toward the South Pacific subtropical gyre. *Marine Pollution Bulletin*, 58(9), 1347-1355. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.04.022>
- Mato, Y., Isobe, T., Takada, H., Kanehiro, H., Ohtake, C., & Kaminuma, T. (2001). Plastic resin pellets as a transport medium for toxic chemicals in the marine environment. *Environmental Science & Technology*, 35(2), 318-324. doi: 10.1021/es0010498
- McIntosh, N., Simonds, K., Donohue, M. B., Christine, Mason, S., & Carbajal, S. (2000). *Proceedings of the International marine debris conference on derelict fishing gear and the*

ocean environment. Paper presented at the International marine debris conference on derelict fishing gear and the ocean environment, Honolulu.

McQuatters-Gollop, A. (2012). Challenges for implementing the Marine Strategy Framework Directive in a climate of macroecological change. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 370(1980), 5636-5655. doi: 10.1098/rsta.2012.0401

Mehlhart, G., & Blepp, M. (2012). Study on land - sourced litter (lsl) in the marine environment (pp. 128). Darmstadt/Freiburg.

Mepex. (2013). Økt utnyttelse av ressursene i plastavfall (pp. 187).

Merkx, B. (2014). Munnleg innlegg under Hold Norge Rents konferanse om marin forsøpling 05.02.2014, Oslo.

Miljødirektoratet. (2013). Høring om forslag til endring av forurensningsloven § 34 – finansiering av opprydding i forsøpling (pp. 6). Trondheim.

Miljøverndepartementet. (2010). *Et Norge uten miljøgifter (NOU 2010:9)*. Oslo: Departementenes servicesenter - Informasjonsforvaltning Retrieved from <http://www.regjeringen.no/pages/14499550/PDFS/NOU201020100009000DDDPDFS.pdf>.

Miljøverndepartementet. (2013a). *Fra avfall til ressurs - avfallsstrategi*. (T-1531). Oslo: Miljøverndepartementet Retrieved from http://www.regjeringen.no/pages/38416619/T-1531_web.pdf.

Miljøverndepartementet. (2013b). *Meld. St. 37 (2012–2013) - Helhetlig forvaltning av det marine miljø i Nordsjøen og Skagerrak*. Retrieved 25.03.2014, from <http://www.regjeringen.no/pages/38311313/PDFS/STM201220130037000DDDPDFS.pdf>.

Moore, C. J. (2008). Synthetic polymers in the marine environment: A rapidly increasing, long-term threat. *Environmental Research*, 108(2), 131-139. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2008.07.025>

Moore, C. J., Lattin, G. L., & Zellers, A. F. (s.a.). Working our way upstream: A snapshot of land-based contributions of plastic and other trash to coastal waters and beaches of southern California. Long Beach, California: Algalita Marine Research Foundation.

Moore, C. J., Moore, S. L., Leecaster, M. K., & Weisberg, S. B. (2001). A Comparison of Plastic and Plankton in the North Pacific Central Gyre. *Marine Pollution Bulletin*, 42(12), 1297-1300. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S0025-326X\(01\)00114-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0025-326X(01)00114-X)

Morét-Ferguson, S., Law, K. L., Proskurowski, G., Murphy, E. K., Peacock, E. E., & Reddy, C. M. (2010). The size, mass, and composition of plastic debris in the western North Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 60(10), 1873-1878. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.07.020>

Morris, R. J. (1980). Plastic debris in the surface waters of the South Atlantic. *Marine Pollution Bulletin*, 11(6), 164-166. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/0025-326X\(80\)90144-7](http://dx.doi.org/10.1016/0025-326X(80)90144-7)

Morritt, D., Stefanoudis, P. V., Pearce, D., Crimmen, O. A., & Clark, P. F. (2013). Plastic in the Thames: A river runs through it. *Marine Pollution Bulletin*. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.10.035>

- Murray, F., & Cowie, P. R. (2011). Plastic contamination in the decapod crustacean *Nephrops norvegicus* (Linnaeus, 1758). *Marine Pollution Bulletin*, 62(6), 1207-1217. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.03.032>
- Muthukumar, T., Aravinthan, A., Lakshmi, K., Venkatesan, R., Vedaprakash, L., & Doble, M. (2011). Fouling and stability of polymers and composites in marine environment. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 65(2), 276-284. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ibiod.2010.11.012>
- Nakashima, E., Isobe, A., Kako, S. i., Itai, T., & Takahashi, S. (2012). Quantification of Toxic Metals Derived from Macroplastic Litter on Ookushi Beach, Japan. *Environmental Science & Technology*, 46(18), 10099-10105. doi: 10.1021/es301362g
- Nerland, I. L. (2014). Munnleg innlegg under Hold Norge Rents konferanse om marin forsøpling 05.02.2014, Oslo.
- NIVA. (2013). Micro- and nano-plastic impacts in the marine environment (MIME). Retrieved 29.12.2013, from <http://www.niva.no/mime>
- NOAA. (2011). *Summary Proceedings of the 5th. International Marine Debris Conference* Paper presented at the The 5th International Marine Debris Conference Honolulu.
- Nordisk ministerråd. (2010). Håndtering av avfall ombord på fiskefartøyer og mindre fartøyer *TemaNord 2009:581* (pp. 24). København.
- Noren, F. (2009). Small plastic particles in coastal Swedish waters (pp. 11): KIMO Sweden.
- Nærings- og handelsdepartementet. (2005). *På rett kjøp - Ny skipssikkerhetslovgivning (NOU 2005:14)* Oslo: Statens forvaltningstjeneste - Informasjonsforvaltning Retrieved from <http://www.regjeringen.no/Rpub/NOU/20052005/014/PDFS/NOU200520050014000DDDPD FS.pdf>.
- O'Brine, T., & Thompson, R. C. (2010). Degradation of plastic carrier bags in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 60(12), 2279-2283. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.08.005>
- Oliveira, M., Ribeiro, A., Hylland, K., & Guilhermino, L. (2013). Single and combined effects of microplastics and pyrene on juveniles (0+ group) of the common goby *Pomatoschistus microps* (Teleostei, Gobiidae). *Ecological Indicators*, 34, 641-647. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.06.019>
- Oslofjordens friluftsråd. (2012). Skjærgårdstjenesten. Retrieved 29.12.2013, from <http://www.skjaergardstjenesten.no/>
- OSPAR-comission. (2005). OSPAR Stakeholder Workshop Towards Finalisation of Ecological Quality Objectives (EcoQOs) for the North Sea Oslo, 13-14 December 2004 (pp. 18). Retrieved 11.01.2014, from http://www.ospar.org/documents/dbase/publications/p00243/p00243_report%20from%20stakeholder%20workshop%20re%20finalization%20ecoqos.pdf
- OSPAR-comission. (2007a). Ecological Quality Objectives: Working towards a healthy North Sea. Retrieved 11.01.2014, from http://www.ospar.org/documents/dbase/publications/p00318/p00318_ecoqo%20brochure%20towards%20a%20healthy%20north%20sea.pdf

- OSPAR-comission. (2007b). Guidelines on How to develop a Fishing-for-litter Project (pp. 8). Retrieved 11.01.2014, from http://ospar.org/v_measures/get_page.asp?v0=07-10e_Guidance%20to%20develop%20FFL.doc&v1=5
- OSPAR-comission. (2009). Evaluation of the OSPAR system of Ecological Quality Objectives for the North Sea (update 2010) (pp. 102). Retrieved 11.01.2014 from http://qsr2010.ospar.org/media/assessments/p00406_Evaluation_EcoQO_2010_update.pdf
- OSPAR-commission. (2009). Marine litter in the North-East Atlantic region: assessment and priorities for response (pp. 127). London. Retrieved 18.01.2013, from http://qsr2010.ospar.org/media/assessments/p00386_Marine_Litter_in_the_North-East_Atlantic_with_addendum.pdf
- OSPAR-commission. (2010). *Bergen statement*. Paper presented at the Ministerial Meeting of the OSPAR Commission, Bergen. Retrieved 11.12.2013, from http://www.ospar.org/html_documents/ospar/news/ospar_2010_bergen_statement.pdf
- OSPAR-commission. (2012). MSFD Advice document on Good environmental status - Descriptor 10: Marine (A living document - Version of 17 January 2012) (Vol. 2012 No. 583). Retrieved 18.01.2014 , from http://www.ospar.org/documents/dbase/publications/p00585/p00585_advice_document_descriptor_10_marine%20litter.pdf
- OSPAR-commission. (2013). The North-East Atlantic. Retrieved 09.05.2013, from http://www.ospar.org/content/regions.asp?menu=00020200000000_000000_000000
- Oxford university press. (2010). *Oxford Advanced Learner`s Dictionary*.
- Page, B., McKenzie, J., McIntosh, R., Baylis, A., Morrissey, A., Calvert, N., . . . Goldsworthy, S. D. (2004). Entanglement of Australian sea lions and New Zealand fur seals in lost fishing gear and other marine debris before and after Government and industry attempts to reduce the problem. *Marine Pollution Bulletin*, 49(1–2), 33-42. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.01.006>
- Pascall, M. A., Zabik, M. E., Zabik, M. J., & Hernandez, R. J. (2005). Uptake of polychlorinated biphenyls (PCBs) from an aqueous medium by polyethylene, polyvinyl chloride, and polystyrene films. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 53(1), 164-169. doi: 10.1021/jf048978t
- Patel, M., von Thienen, N., Jochem, E., & Worrell, E. (2000). Recycling of plastics in Germany. *Resources, Conservation and Recycling*, 29(1–2), 65-90. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S0921-3449\(99\)00058-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0921-3449(99)00058-0)
- Pedersen, L. B. (2001). *Plast og miljø* (2 ed.). København: Nyt Teknisk Forlag.
- Plastics Europe. (2012). *Plastics – the Facts 2012: An analysis of European plastics production, demand and waste data for 2011* (pp. 40). Belgia: Brussel. Retrieved 13.02.2013, from http://www.plasticseurope.org/documents/document/20121120170458-final_plasticsthefacts_nov2012_en_web_resolution.pdf
- Pors, J., & Ten Wolde, A. (2013). *One big market failure - Systemic look at plastic waste in the light of plastic marine litter*. Paper presented at the Stakeholder Meeting, Eenhoorn Amersfoort. http://www.plasticmarinelitter.eu/wp-content/uploads/2011/10/PMW023_Plastic-Marine-Litter_One-big-market-failure_D03.pdf

- Possatto, F. E., Barletta, M., Costa, M. F., Ivar do Sul, J. A., & Dantas, D. V. (2011). Plastic debris ingestion by marine catfish: An unexpected fisheries impact. *Marine Pollution Bulletin*, 62(5), 1098-1102. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.01.036>
- Raadal, H. L., Hanssen, O. J., & Rymoene, E. (1999). Gjenvinning av plast i Drammensregionen: Vurdering av miljø- og ressurseffektivitet i innsamling og gjenvinning av plastemballasjeavfall (pp. 50). Fredrikstad: Østlandsforskning.
- Ren, X. (2003). Biodegradable plastics: a solution or a challenge? *Journal of Cleaner Production*, 11(1), 27-40. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S0959-6526\(02\)00020-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0959-6526(02)00020-3)
- Rios, L. M., Moore, C.J., & Jones, P. R. (2007). Persistent organic pollutants carried by Synthetic polymers in the ocean environment. *Marine Pollution Bulletin*, 54(8), 1230-1237. doi: 10.1016/j.marpolbul.2007.03.022
- Robards, M. D., Piatt, J. F., & Wohl, K. D. (1995). Increasing frequency of plastic particles ingested by seabirds in the subarctic North Pacific. *Marine Pollution Bulletin*, 30(2), 151-157. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/0025-326X\(94\)00121-O](http://dx.doi.org/10.1016/0025-326X(94)00121-O)
- Rochman, C. M. (2013). Plastics and Priority Pollutants: A Multiple Stressor in Aquatic Habitats. *Environmental Science & Technology*, 47(6), 2439-2440. doi: 10.1021/es400748b
- Rochman, C. M., & Browne, M. A. (2013). Classify plastic waste as hazardous. *Nature*, 494(7436), 169-171.
- Rochman, C. M., Hoh, E., Hentschel, B. T., & Kaye, S. (2013). Long-Term Field Measurement of Sorption of Organic Contaminants to Five Types of Plastic Pellets: Implications for Plastic Marine Debris. *Environmental Science & Technology*, 47(3), 1646-1654. doi: 10.1021/es303700s
- Ryan, P. G. (2008). Seabirds indicate changes in the composition of plastic litter in the Atlantic and south-western Indian Oceans. *Marine Pollution Bulletin*, 56(8), 1406-1409. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.05.004>
- Ryan, P. G., Connell, A. D., & Gardner, B. D. (1988). Plastic ingestion and PCBs in seabirds: Is there a relationship? *Marine Pollution Bulletin*, 19(4), 174-176. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/0025-326X\(88\)90674-1](http://dx.doi.org/10.1016/0025-326X(88)90674-1)
- 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*, 364, 13.
- Sajiki, J., & Yonekubo, J. (2003). Leaching of bisphenol A (BPA) to seawater from polycarbonate plastic and its degradation by reactive oxygen species. *Chemosphere*, 51(1), 55-62. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S0045-6535\(02\)00789-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0045-6535(02)00789-0)
- Sazima, I., Gadig, O. B. F., Namora, R. C., & Motta, F. S. (2002). Plastic debris collars on juvenile carcharhinid sharks (*Rhizoprionodon lalandii*) in southwest Atlantic. *Marine Pollution Bulletin*, 44(10), 1149-1151. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00141-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00141-8)
- Secretariat of the Stockholm Convention. (2008). What are POPs? Retrieved 11.08.2013, from <http://chm.pops.int/Convention/ThePOPs/tabid/673/Default.aspx>

Shah, A. A., Hasan, F., Hameed, A., & Ahmed, S. (2008). Biological degradation of plastics: A comprehensive review. *Biotechnology Advances*, 26(3), 246-265. doi: 10.1016/j.biotechadv.2007.12.005

Shaxson, L. (2009). Structuring policy problems for plastics, the environment and human health: reflections from the UK. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 2141-2151. doi: 10.1098/rstb.2008.0283

Sheavly, S. B. (2005). *Marine debris – an overview of a critical issue for our oceans*. Paper presented at the Sixth Meeting of the UN Open-ended Informal Consultative Processes on Oceans & the Law of the Sea.

http://www.un.org/Depts/los/consultative_process/documents/6_shevly.pdf

Sjøfartsdirektoratet (2011). MARPOL vedlegg V - Hindring av avfallsforurensning fra skip. Retrieved 03.12.2013, from <http://lovdata.no/static/SF/sf-20120530-0488-05-03.pdf>

Skogen, M. H. (2013). Personleg kommunikasjon.

Slat, B. (2013). Project: Marine litter extraction. Retrieved 13.01.2014, from <http://www.boyanslat.com/>

Slavin, C., Grage, A., & Campbell, M. L. (2012). Linking social drivers of marine debris with actual marine debris on beaches. *Marine Pollution Bulletin*, 64(8), 1580-1588. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.05.018>

Smith, N. (2014). Munnleg innlegg under Hold Norge Rents konferanse om marin forsøpling 05.02.2014, Oslo.

Statistisk sentralbyrå. (2013). Avfallsregnskapet 2011. Retrieved 14.02.2013, from <http://www.ssb.no/natur-og-miljo/statistikker/avfregno/aar/2013-02-14#content>

Stevenson, C. (2011). *Plastic Debris in the California Marine Ecosystem: A Summary of Current Research, Solution Strategies and Data Gaps*. Oakland, CA.: University of Southern California Sea Grant.

Store norske leksikon. (2012). Ozonlaget. Retrieved 24.03.2014, from <http://snl.no>

Store norske leksikon. (2013a). Kitin. Retrieved 16.06.2013, from www.snl.no

Store norske leksikon. (2013b). Plast. from www.snl.no

Strand, N. (2014). Munnleg innlegg under Hold Norge Rents konferanse om marin forsøpling 05.02.2014, Oslo.

Sudhakar, M., Trishul, A., Doble, M., Suresh Kumar, K., Syed Jahan, S., Inbakandan, D., . . . Venkatesan, R. (2007). Biofouling and biodegradation of polyolefins in ocean waters. *Polymer Degradation and Stability*, 92(9), 1743-1752. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2007.03.029>

Sundtoft, T. (2014). Munnleg innlegg under Hold Norge Rents konferanse om marin forsøpling 05.02.2014, Oslo.

Svanemerket. (2013). Hvordan sikre forbrukerne en giftfri hverdag? Retrieved 25.03.2014, from <http://www.svanemerket.no/aktuelt/nyheter/giftfri-hverdag/>

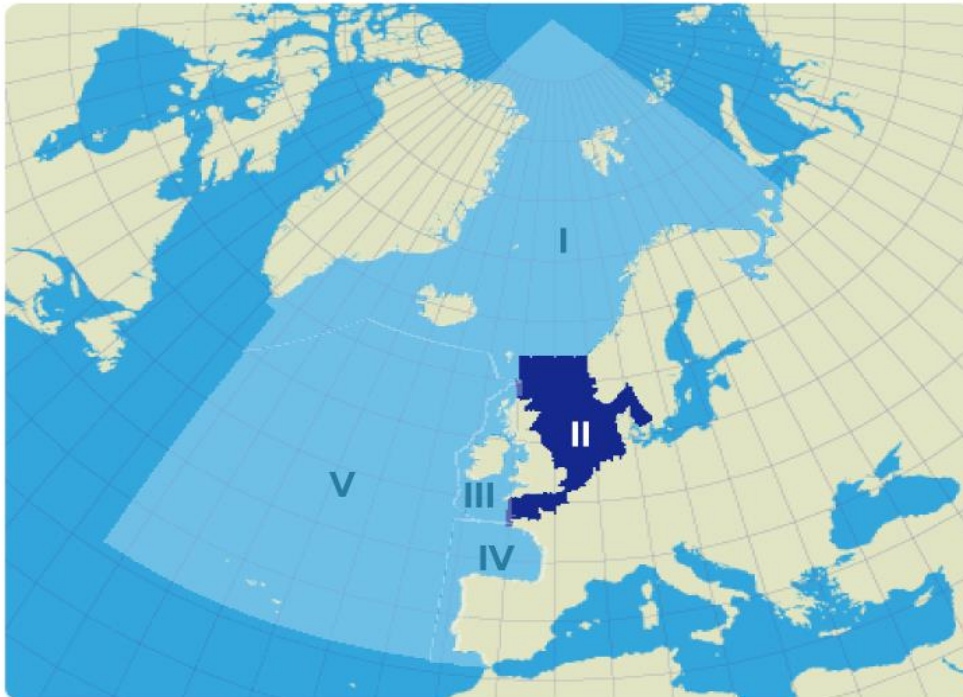
- Svanemerket. (2014). Svanemerket forbyr mikroplast. Retrieved 25.03.2014, from <http://www.svanemerket.no/aktuelt/nyheter/svanemerket-forbyr-mikroplast/>
- Tachibana, K., Urano, Y., & Numata, K. (2013). Biodegradability of nylon 4 film in a marine environment. *Polymer Degradation and Stability*, 98(9), 1847-1851. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2013.05.007>
- Tanaka, K., Takada, H., Yamashita, R., Mizukawa, K., Fukuwaka, M.-a., & Watanuki, Y. (2013). Accumulation of plastic-derived chemicals in tissues of seabirds ingesting marine plastics. *Marine Pollution Bulletin*, 69(1–2), 219-222. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.12.010>
- Teuten, E. L., Rowland, S. J., Galloway, T. S., & Thompson, R. C. (2007). Potential for plastics to transport hydrophobic contaminants. *Environmental Science & Technology*, 41(22), 7759-7764. doi: 10.1021/es071737s
- Teuten, E. L., Saquing, J. M., Knappe, D. R. U., Barlaz, M. A., Jonsson, S., Bjorn, A., . . . Takada, H. (2009). Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 364(1526), 2027-2045. doi: 10.1098/rstb.2008.0284
- The Global Plastics Associations. (2011). Declaration of the Global Plastics Associations for Solutions on Marine Litter (pp. 14).
- The Global Plastics Associations. (2012). The Declaration of the Global Plastics Associations for Solutions on Marine Litter - progress report (pp. 27).
- Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W. G., . . . Russell, A. E. (2004). Lost at sea: Where is all the plastic? *Science*, 304(5672), 838-838. doi: 10.1126/science.1094559
- Thompson, R. C., Swan, S. H., Moore, C. J., & vom Saal, F. S. (2009). Our plastic age. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 1973-1976. doi: 10.1098/rstb.2009.0054
- Trouwborst, A. (2011). Managing Marine Litter: Exploring the Evolving Role of International and European Law in Confronting a Persistent Environmental Problem. *Merkourios : Utrecht Journal of International and European Law*, 27(73), 15.
- Ugolini, A., Ungherese, G., Ciofini, M., Lapucci, A., & Camaiti, M. (2013). Microplastic debris in sandhoppers. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 129(0), 19-22. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2013.05.026>
- UNEP. (2005). Marine litter: An analytical overview. Nairobi.
- UNEP. (2006). Ecosystems and Biodiversity in Deep Waters and High Seas *Journal of Marine Systems* (pp. 60). Sveits.
- UNEP. (2009). Marine Litter: A Global Challenge (pp. 232). Nairobi
- UNEP. (2011a). *The Honolulu strategy - A global framework for prevention and management of marine debris* Paper presented at the The Fifth International Marine Debris Conference, Honolulu. <http://5imdc.files.wordpress.com/2011/03/honolulustrategy.pdf>

- UNEP. (2011b). *UNEP yearbook 2011: Emerging issues in our global environment*. Nairobi
- UNEP. (2013). Guidelines for national waste management strategies.
- UNEP. (s.a.-a). Global Partnership on Marine Litter. Retrieved 16.12.2013, from <http://www.gpa.unep.org/index.php/global-partnership-on-marine-litter>
- UNEP. (s.a.-b). Global Partnership on Marine Litter - Draft Framework Document/Operational Guidelines (pp. 26).
- UNEP. (s.a.-c). Welcome to the Global Programme of Action for the Protection of the Marine Environment from Land-based Activities (GPA). Retrieved 16.12.2013, from <http://www.gpa.unep.org/>
- UNEP & OSPAR-commission. (s.a.). Marine litter - preventing a sea of plastic. 6.
- Uneputti, P., & Evans, S. M. (1997). The impact of plastic debris on the biota of tidal flats in Ambon Bay (eastern Indonesia). *Marine Environmental Research*, 44(3), 233-242. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S0141-1136\(97\)00002-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0141-1136(97)00002-0)
- United Nations. (1982). United Nations Convention on the Law of the Sea of 10 December 1982. Retrieved 28.12.2013, from http://www.un.org/depts/los/convention_agreements/texts/unclos/UNCLOS-TOC.htm
- Universitetet i Stavanger. (2009). Avfall – dagliglivets kulturminner. Retrieved 01.07.2013, from <http://www.uis.no/nyheter-og-presserom/avfall-dagliglivets-kulturminner-article15614-8108.html>
- Van Cauwenberghe, L., Vanreusel, A., Mees, J., & Janssen, C. R. (2013). Microplastic pollution in deep-sea sediments. *Environmental Pollution*, 182, 495-499. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2013.08.013>
- van Franeker, J. A., Blaize, C., Danielsen, J., Fairclough, K., Gollan, J., Guse, N., . . . Turner, D. M. (2011). Monitoring plastic ingestion by the northern fulmar *Fulmarus glacialis* in the North Sea. *Environmental Pollution*, 159(10), 2609-2615. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2011.06.008>
- Vann fra fjell til fjord. (2013). Veileder 02:2013 - Klassifisering av miljøtilstand i vann: Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Trondheim.
- Vannes, J. (1997). *Plast - materiallære : videregående kurs 1, plastfag* (2 ed.). Oslo: Yrkesopplæring.
- Volkheimer, G. (1975). Hematogenous dissemination of ingested polyvinyl-chloride particles. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 246(JAN31), 164-171. doi: 10.1111/j.1749-6632.1975.tb51092.x
- von Moos, N., Burkhardt-Holm, P., & Köhler, A. (2012). Uptake and Effects of Microplastics on Cells and Tissue of the Blue Mussel *Mytilus edulis* L. after an Experimental Exposure. *Environmental Science & Technology*, 46(20), 11327-11335. doi: 10.1021/es302332w

- Voparil, I. M., & Mayer, L. M. (2000). Dissolution of sedimentary polycyclic aromatic hydrocarbons into the lugworm's (*Arenicola marina*) digestive fluids. *Environmental Science & Technology*, 34(7), 1221-1228. doi: 10.1021/es990885i
- Votier, S. C., Archibald, K., Morgan, G., & Morgan, L. (2011). The use of plastic debris as nesting material by a colonial seabird and associated entanglement mortality. *Marine Pollution Bulletin*, 62(1), 168-172. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.11.009>
- Wagner, M., & Oehlmann, J. (2011). Endocrine disruptors in bottled mineral water: Estrogenic activity in the E-Screen. *The Journal of Steroid Biochemistry and Molecular Biology*, 127(1-2), 128-135. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jsbmb.2010.10.007>
- Ward, J. E., & Kach, D. J. (2009). Marine aggregates facilitate ingestion of nanoparticles by suspension-feeding bivalves. *Marine Environmental Research*, 68(3), 137-142. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marenvres.2009.05.002>
- Webb, H. K., Crawford, R. J., Sawabe, T., & Ivanova, E. P. (2009). Poly (ethylene terephthalate) polymer surfaces as a substrate for bacterial attachment and biofilm formation. *Microbes and environments*, 24(1), 39-42. doi: 10.1264/jsme2.ME08538
- Weisman, A. (2007). *The world without us*. New York Thomas Dunne books - St. Martin's press.
- Wilber, R. J. (1987). Plastic in the North - Atlantic. *Oceanus*, 30(3).
- Wright, S. L., Thompson, R. C., & Galloway, T. S. (2013). The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environmental Pollution*, 178, 483-492. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031>
- Wurpel, G., Van den Akker, J., Pors, J., & Ten Wolde, A. (2011). Plastics do not belong in the ocean. Towards a roadmap for a clean North Sea (pp. 104). Amsterdam: IMSA Amsterdam.
- Zarfl, C., Fleet, D., Fries, E., Galgani, F., Gerdts, G., Hanke, G., & Matthies, M. (2011). Microplastics in oceans. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), 1589-1591. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.02.040>
- Zarfl, C., & Matthies, M. (2010). Are marine plastic particles transport vectors for organic pollutants to the Arctic? *Marine Pollution Bulletin*, 60(10), 1810-1814. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.05.026>
- Zettler, E. R., Mincer, T. J., & Amaral-Zettler, L. A. (2013). Life in the "Plastisphere": Microbial Communities on Plastic Marine Debris. *Environmental Science & Technology*, 47(13), 7137-7146. doi: 10.1021/es401288x
- Zheng, Y., Ynaful, E. K., & Bassi, A. S. (2005). A review of plastic waste biodegradation. *Critical reviews in Biotechnology*, 25, 243-250. doi: 10.1080/07388550500346359
- Zuin, S., Belac, E., & Marzi, B. (2009). Life cycle assessment of ship-generated waste management of Luka Koper. *Waste Management*, 29(12), 3036-3046. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2009.06.025>

Vedlegg I – Kart over Atlanterhavet

The North East Atlantic



The North East Atlantic

Region I	Arctic Waters
Region II	Greater North Sea
Region III	Celtic Seas
Region IV	Bay of Biscay and Iberian Coast
Region V	Wider Atlantic

Region 1: Region I is the northern OSPAR region, characterised by harsh climate and ice coverage. Although there is a low population density, human activities such as fishing and offshore petroleum production are relatively important. The Region I ecosystems is rich, in particular it is one of the most important seabird regions in the world.

Region 2: The Greater North Sea is one of the busiest maritime areas. Offshore activities related to the exploitation of oil and gas reserves, and maritime traffic are very important. Two of the world's largest ports are situated on the North Sea coast, and the coastal zone is used intensively for recreation. The Greater North Sea is surrounded by densely populated, highly industrialised countries.

Kjelde: (OSPAR-commission, 2013)

Vedlegg II – Overvåkingsmetodar - MSFD

Metodar for å overvake marint søppel i samband med MSFD. Oversett til norsk og tilpassa frå «Marine Strategy Framework Directive - Task Group 10 Report - Marine litter». Metodar som berre vert brukt til å vurdere sosioøkonomiske faktorar er utelate.

Kvar?	Korleis?	Fordelar	Ulemper
Langs kysten	Talfesting av marin forsøpling langs avgrensa strekningar	Gjer det mogleg med vurdering av mengder, samansetting, kjelder, utvikling over tid og sosioøkonomiske faktorar	Dei mindre lekamane og mikroplasten vert ikkje vurdert. Ikkje alle områder langs kysten er tilgjengelege eller veileigna for denne metoden.
Havoverflata	Observasjon frå skip	Presis vurdering på lokal skala	Vêravhengig, kan berre gjerast over kortare avstandar, vurderer berre større lekamar, store variasjonar over tid
Havoverflata og vassøyla	Tråling og filtrering av vatn	Gjev presise målingar på eit mindre område. Målar også mindre lekamar.	Dyrt og gjev store variasjonar over tid
Havoverflata	Teljing frå lufta av talet på flytande lekamar langs ei linje	Mogleggjer vurdering av tetteliken av søppel i overflata i større område. Mogleg å observere havbaserte kjelder samstundes.	Berre mogleg å telle større lekamar
Havbotn på grunt vatn	Observasjon v.h.a. dykkerar	Fungerer på alle typar substrat, lett å gjenta, gjer det mogleg å vurdere kor lett synleg søppelet er.	Kan berre nyttast ned til omlag 40m djup
Havbotn på djupt vatn	Bruk av fjernstyrte undervassfarty	All havbotn er tilgjengeleg	Dyrt og kan berre nyttast over mindre areal
Organismar som har vorte innvikla i søppel	Observasjon av daude fugl på strender eller langs kysten	Kan integrerast i pågåande overvaking	Krev utvikling av og implementering av standardmetodar
OSPAR si overvaking av havhest	Undersøking av daude havhest	Pågåande og utprøvd metode i Nordsjøen. Kan nyttast i heile OSPAR området.	Fokuserer på søppel i overflata ute til havs. Er så langt berre brukt i delar av EU. Metoden må vidareutviklast.
Inntak av plast hjå andre organismar	Mengder av plast målt som masse	Vil potensielt kunne utviklast tilsvarande som for havhest	Krev utvikling og testing

Mikroplast i strandlinja	Ekstrahering av fragment frå sedimentprøver, med påfølgande identifisering av materiale v.h.a. spektroskopi	Gjer det mogleg å identifisere polymertypar	Analysane er tidkrevjande. Det er usannsynleg at all mikroplast vert dokumentert, særskild dette for dei minste partiklane.
Mikroplast i havoverflata	Ekstrahering av fragment frå planktonprøver, med påfølgande identifisering av materiale v.h.a. spektroskopi	Gjer det mogleg å identifisere polymertypar	Analysane er tidkrevjande, og det er usannsynleg at all mikroplast vert dokumentert. Planktonprøver vert ofte avgrensa til dei øvre 10m av vassøyla.

Kjelde: (Galgani et al., 2010)

Vedlegg III – “Green paper”


Spørsmål stilt til EU-landa gjennom “*Green paper – On a European Strategy on Plastic Waste in the Environment*”

- 1) Can plastic be appropriately dealt with in the existing legislative framework for waste management or does the existing legislation need to be adapted?
- 2) How can measures to promote greater recycling of plastic best be designed so as to ensure positive impacts for enhanced competitiveness and growth?
- 3) Would full and effective implementation of the waste treatment requirements in the existing landfill legislation reduce sufficiently current landfilling of plastic waste?
- 4) What measures would be appropriate and effective to promote plastic reuse and recovery over landfilling? Would a landfill ban for plastic be a proportionate solution or would an increase of landfill taxes and the introduction of diversion targets be sufficient?
- 5) What further measures might be appropriate to move plastic waste recovery higher up the waste hierarchy thereby decreasing energy recovery in favour of mechanical recycling? Would a tax for energy recovery be a useful measure?
- 6) Should separate door step collection of all plastic waste combined with pay-as-you-throw schemes for residual waste be promoted in Europe, or even be made mandatory?
- 7) Are specific plastic waste recycling targets necessary in order to increase plastic waste recycling? What other type of measures could be introduced?
- 8) Is it necessary to introduce measures to avoid substandard recycling or dumping of recyclable plastic waste exported to third countries?
- 9) Would further voluntary action, in particular by producers and retailers, be a suitable and effective instrument for achieving better resource use in the life cycle of plastic products?
- 10) Is there scope to develop deposit and return or lease systems for specific categories of plastic products? If so, how could negative impacts on competition be avoided?
- 11) What type of information would you consider necessary to empower consumers to make a direct contribution to resource efficiency when choosing a plastic product?
- 12) Which changes to the chemical design of plastics could improve their recyclability?
- 13) How could information on the chemical content of plastics be made available to all actors in the waste recycling chain?
- 14) How can challenges arising from the use of micro plastics in products or industrial processes and of nano-particles in plastics be best addressed?

- 15) Should product design policy tackle planned obsolescence of plastic products and aim at enhancing re-use and modular design in order to minimize plastic waste?
- 16) Could new rules on eco-design be of help in achieving increased reusability and durability of plastic products?
- 17) Should market based instruments be introduced in order to more accurately reflect environmental costs from plastic production to final disposal?
- 18) How can the waste burden posed by short-lived and single-use disposable plastic products best be addressed?
- 19) What are the applications for which biodegradable plastics deserve to be promoted, what framework conditions should apply?
- 20) Would it be appropriate to reinforce existing legal requirements by making a clear distinction between naturally compostable and technically biodegradable plastics, and should such a distinction be subject to mandatory information?
- 21) Would the use of oxo-degradable plastic require any kind of intervention with a view to safeguarding recycling processes, and if so, on which level?
- 22) How should bio-based plastics be considered in relation to plastic waste management and resource conservation? Should the use of bio based plastics be promoted?
- 23) What actions other than those described in this Green Paper could be envisaged to reduce marine litter? Should some marine litter related actions be coordinated at EU level (e.g. by setting up a coordinated European Coastal Clean-up Day to raise awareness)?
- 24) In its proposal for a new Environment Action Programme the Commission suggests that an EU wide quantitative reduction target for marine litter be established. How can the setting of such a target provide added value to measures that reduce plastic waste generally? How could such a target be developed?
- 25) Should the EU attach a higher priority to plastic waste in the framework of its "New Neighbourhood Policy", particularly in order to reduce plastic littering in the Mediterranean and in the Black Seas?
- 26) How could the EU promote more effectively international action to improve plastic waste management worldwide?

Kjelde:(European Commission, 2013b).

Til ettertanke



«It was as if plastic exploded upon the world from a tiny seed after World War II and, like the Big Bang, was still expanding. Even if all production suddenly ceased, an astounding amount of the astoundingly durable stuff was already out there. Plastic debris, Moore believed, was now the most common surface feature of the world's oceans. How long would it last? Where there any benign, less-immortal substitutes that civilization could convert to, lest the world be plastic-wrapped evermore?

...

What did this mean for the ocean, the ecosystem, the future? All this plastic had appeared in barely more than 50 years. Would its chemical constituents or additives – for instance, colorants such as metallic copper – concentrate as they ascended the food chain, and alter evolution? Would it last long enough to enter the fossil record? Would geologists millions of years hence find Barbie doll parts embedded in conglomerates formed in seabed depositions? Would they be intact enough to be pieced together like dinosaur bones? Or would they decompose first, expelling hydrocarbons that would seep out of a vast plastic Neptune's graveyard for eons to come, leaving fossilized imprints of Barbie and Ken hardened in stone for eons beyond?"

Utdrag frå boka "The world without us" av Alan Weisman

Janne O. Bareksten 2013