

Tyra Andersen

## **KJ2900 Bachelorprosjekt våren 2020**

Problemstilling: «Vil mikroplast i kosmetikk kunne ende opp i akvatiske miljøer, og hvordan kan dette eventuelt påvises?»

**April 2020**

**NTNU**

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet.  
Fakultet for naturvitenskap  
Institutt for kjemi

**Bacheloroppgave**

**2020**





Tyra Andersen

## **KJ2900 Bachelorprosjekt våren 2020**

Problemstilling: «Vil mikroplast i kosmetikk kunne ende opp i akvatiske miljøer, og hvordan kan dette eventuelt påvises?»

Bacheloroppgave  
April 2020

### **NTNU**

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet.  
Fakultet for naturvitenskap  
Institutt for kjemi



Kunnskap for en bedre verden



# KJ2900 Bachelorprosjekt våren 2020

Tyra Andersen, MLREAL

Veileder: Trond Peder Flaten

Problemstilling: «**Vil mikroplast i kosmetikk kunne ende opp i akvatiske miljøer, og hvordan kan dette eventuelt påvises?**».

## Sammendrag

I denne oppgaven undersøkes det om det finnes en direkte sammenheng mellom mikroplast tilsatt i kosmetiske produkter og mikroplast detektert i akvatiske miljøer. Gjennom å sammenlikne og diskutere vitenskapelige artikler som tar for seg analyse av mikroplast i kosmetiske produkter, effektiviteten av renseanlegg og analyse av mikroplast i vannprøver skal følgende problemstilling forsøkes besvares: «**vil mikroplast i kosmetikk kunne ende opp i akvatiske miljøer, og hvordan kan dette eventuelt påvises?**». Det er viktig å belyse denne problemstillingen fordi mikroplast i akvatiske miljøer er et økende problem på verdensbasis, og fordi mikroplast tilsettes flere typer kosmetiske produkter som brukes daglig av mennesker rundt om i hele verden (1). Mikroplasten i disse kosmetiske produktene vil muligens kunne ende opp i akvatiske miljøer ved at de skylles ned i avløp etter bruk (1).



# Innholdsfortegnelse

<b>INTRODUKSJON</b> .....	<b>4</b>
<b>TEORI</b> .....	<b>5</b>
MIKROPLAST .....	5
MIKROPLAST I KOSMETIKK.....	5
POTENSIELLE FARER VED UTSLIPP AV MIKROPLAST I HAVET .....	6
KORT OM RENSEANLEGG .....	7
ULIKE ANALYSEMETODER .....	7
<b>DISKUSJON</b> .....	<b>8</b>
MIKROPLAST I KOSMETISKE PRODUKTER.....	8
EFFEKTIVITETEN AV RENSEANLEGG .....	10
ANALYSE AV MIKROPLAST-PARTIKLER I VANNPRØVER .....	13
<i>Prøvetaking</i> .....	13
<i>Separering og isolering</i> .....	14
<i>FTIR-spektroskopi vs. Raman spektroskopi</i> .....	15
<i>Usikkerhetsmomenter</i> .....	16
<b>AVSLUTNING</b> .....	<b>17</b>
<b>KILDER</b> .....	<b>18</b>

## Introduksjon

15. august 2018 ble det publisert en artikkel på forskning.no med overskriften «muslinger spiser trolig plast fremfor mat» (2). I artikkelen har to professorer fra Institutt for biovitenskap ved Universitetet i Oslo undersøkt to typer muslinger som finnes langs hele norskekysten. Forskerne fant ut at mange muslinger forveksler mikroplast med mat, og at de nærmest foretrekker mikroplast fremfor mat. De to professorene hevder at selv små mengder mikroplast vil endre metabolismen til muslingene, og at de også har påvist plast i andre bunnlevende organismer og fisk (2). I en nyere artikkel, publisert 19.februar 2019 på forskning.no, med overskriften «mikroplast fanges opp i fiskens gjeller og celler» har Veterinærinstituttet og NORCE Stavanger gjennomført en pilotstudie på oppdrettslaks (3). Studien viser at mikroplast tas opp i fiskens celler. Mikroplast i akvatiske miljøer er tydelig et dagsaktuelt problem, og rundt om i verden forskes det på hvordan mikroplast kan påvirke akvatiske organismer. Jeg ønsker derfor å undersøke om det er mulig å påvise en direkte sammenheng mellom mikroplast i kosmetiske produkter og i vandige miljøer, og dermed besvare problemstillingen: «vil mikroplast i kosmetikk kunne ende opp i akvatiske miljøer, og hvordan kan dette eventuelt påvises?».

I oppgaven vil jeg gjøre rede for og sammenlikne noen kvalitative analysemetoder for å påvise tilstedeværelsen av mikroplast i kosmetiske produkter og i vann fra avløpsrenseanlegg. Jeg vil også redegjøre og sammenlikne kvantitative analysemetoder for å kunne gjøre et anslag på mengden mikroplast fra kosmetiske produkter som forurensrer vandige miljøer. Ved å kombinere kvalitative og kvantitative analysemetoder vil problemstillingen forhåpentligvis kunne besvares, i tillegg til at det vil være mulig å si noen om mengden forurensning som har opprinnelse i kosmetiske produkter.

Det har blitt utført flere analyser av kosmetiske produkter rundt om i verden de seneste årene. Jeg har valgt å ta utgangspunkt i 5 artikler som tar for seg analyse av mikroplast i diverse skrubb-produkter og tannkremer fra ulike steder i verden. Når det gjelder undersøkelser av effektiviteten av renseanlegg, tar jeg utgangspunkt i et par-tre omfattende artikler hvor analysene er utført ulike steder i verden. Til slutt vil jeg diskutere analysemetoder av vannprøver, og da i hovedsak av overflatevann. Jeg vil derimot ikke diskutere analysemetoder av sedimentprøver eller organisk materiale som f.eks. fisk. Av analysemetoder av mikroplast-

partikler i vannprøver vil jeg kun diskutere Raman- og FTIR spektroskopi, da det er disse to analysemetodene som går igjen i de aller fleste artiklene jeg har lest.

Kildene brukt i denne oppgaven er i hovedsak hentet gjennom Google Scholar og er publisert det siste tiåret.

## Teori

### Mikroplast

Plast er et syntetisk materiale som brukes til en rekke ulike formål avhengig av plastens struktur. Noen typer av plast er myke og bøyelige, mens andre typer plast er harde og robuste. De 2 plasttypene det blir produsert mest av på verdensbasis er polyetylen og polypropylen, som forkortes til henholdsvis PE og PP (4). Hver dag skylles det ut ca. 22 000 tonn plast i verdenshavene (5). Plasten degraderes sakte men sikkert til mikroplast, forkortet MP, som har en levetid på opptil flere hundre år (6, 7). MP betegnes som plastpartikler med størrelse 0,001-5 millimeter, og deles inn i de to kategoriene primær- og sekundær MP. Primær MP er i hovedsak små plastpartikler som produseres for og brukes i kosmetiske og medisinske produkter. Sekundær MP oppstår via nedbrytning av makroplast, der makroplast er plast vi kan se med det blotte øyet – typisk plastposer, bildekk og klær (8). Nedbrytningen skjer grunnet kombinerte effekter av fysiokjemiske og biotiske faktorer som UV-stråling, mekanisk slitasje og mikrobiell virkning (9). MP finnes som sfæriske kuler, fiber-strukturer, fragmenter og som amorfe partikler (10).

### Mikroplast i kosmetikk

I denne oppgaven vil fokuset være på tilførsel av MP fra kosmetiske produkter til akvatiske miljøer. I 2012 ble det gjort et anslag av FNs miljøprogram om at det dette året ble brukt 4,3 millioner tonn MP i kosmetiske produkter i EU, inkludert Norge og Sveits. Mikroplasten brukt i disse kosmetiske produktene var i hovedsak laget av PE (8), men det har også blitt påvist polyetylentereftalat (PET) (11), polypropylen (PP), polymetylmetakrylat (PMMA) og nylon i samme type produkter (12, 13). Industrien bruker i hovedsak begrepet «microbeads» eller «mikroperler» om MP brukt i kosmetiske produkter, men andre begreper som også brukes er «microspheres»/«mikrokuler», «nanospheres»/«nanokuler» eller plastpartikler (12). «microbeads» er typisk sfæriske eller amorfe partikler (14).

Eksempler på typiske kosmetiske produkter rundt om i verden hvor innhold av MP har blitt påvist er tannkremer, ansiktsskrubber og kroppsskrubber, dusjsåper, fuktighetskremer, maskaraer, eyelinere og lipglosser (1). Mikroplast tilsettes kosmetiske produkter blant annet for å erstatte naturlige skrubbende materialer som f.eks. havregryn, aprikos og valnøttskall (12, 15). Ved at forbrukere tar i bruk disse kosmetiske produktene vil sannsynligvis en stor prosentandel av disse 4,3 millioner tonnene med MP skylles ned i vasken eller ned i dusj-sluket og ende opp i avløpsanlegg.

### Potensielle farer ved utslipp av mikroplast i havet

At MP er tilstede i akvatiske miljøer er det ingen tvil om, og det er flere årsaker til at dette kan være et problem (1). De nøyaktige konsekvensene MP har på ulike akvatiske organismer og arter er fortsatt i stor grad ukjent (16), men flere mulige negative konsekvenser er diskutert i flere vitenskapelige artikler (17). Akvatiske organismer vil ikke klare å fordøye MP-partikler, og ved å innta MP vil dette kunne påvirke fordøyelsen negativt (18) – i verste fall føre til at organismene sulter seg til døde ved at de føler på en falsk metthetsfølelse i tillegg til at enzymproduksjonen kan bli blokkert (9). Det er også en mulighet at MP påvirker organismenes fertilitet og vanskeliggjør reproduksjon (15). Andre mulige konsekvenser er lav vekstrate, økt immunrespons og oksidativt stress (9).

Nok en negativ konsekvens av tilstedeværelse av MP i det akvatiske miljøet er at det kan transportere toksiner, også kalt persistente organiske miljøgifter, omtalt i vitenskapelige rapporter som POP's (persistent organic pollutants) (18, 19). Miljøgifter anses som et grunnstoff eller en kjemisk forbindelse med enten en kjent giftvirkning eller som mistenkes å ha giftige effekter fordi de samles opp i næringskjeder. Enkelte miljøgifter kan brytes ned i naturen, mens andre er persistente (20). Eksempler på miljøgifter er polyklorerte bifenyler (PCB), diklor-difenyl-trikloreten (DDT), klorert benzen, dioksiner, furaner, tungmetaller, radioaktive stoffer og hormonlignende forbindelser (20). Miljøgifter forekommer vanligvis i svært lave konsentrasjoner i sjøvann, men konsentrasjonene kan øke ved at miljøgiftene plukkes opp av MP via partisjonering (19). På denne måten kan tungmetaller nå matkjeden til akvatiske organismer (18).

I 2013 ble det utført et lukket og kontrollert forsøk på fjæremarken *Arenicola marina*, hvor marken ble utsatt for sand med innhold av MP og andre tilsatte kjemikalier. Forsøket resulterte i at giftige stoffer ble transportert via MP og inn i tarmvevet på marken, noe som

forårsaket biologiske effekter. Det ble også vist at opptak av triklosan fra polyvinylklorid, PVC, økte markens dødelighetsrate med 55%, og at PVC alene gjorde mer enn 30% av markene mer utsatt for oksidativt stress. Forsøket tyder på at store konsentrasjoner av MP, særlig i nærvær av andre kjemikalier og miljøgifter, vil kunne skade økofysiologiske funksjoner utført av akvatiske organismer (21).

### Kort om rensesanlegg

Kommunale rensesanlegg, forkortet WWTPs fra det engelske navnet wastewater treatment plants, har som oppgave å rense avløpsvann (22). Det finnes i hovedsak to typer kommunale rensesanlegg; høygradige rensesanlegg og mekaniske rensesanlegg. Høygradige rensesanlegg har utslipp til ferskvann, elvemunninger og fjorder, og er konstruert for å fjerne fosfor og organisk stoff ved hjelp av biologisk rensing. Det antas at høygradige rensesanlegg fjerner opp til 95% av bakteriene i avløpsvannet (23). Mekaniske rensesanlegg har ofte utslipp til mer åpne kystfarvann der vannmiljøet er mindre sårbart for utslipp fra avløpsvann. Mekaniske rensesanlegg består av siler og/eller slamavskillere og fjerner synlig forurensning. Forurensningen som holdes tilbake i rensesanleggene kalles avløpsslam (22).

For at avløpsvannet skal renses går det i høygradige rensesanlegg i hovedsak gjennom seks prosesser. Den første prosessen er en form for lufting av vannet, den andre prosessen går ut på å fjerne «hardheten» av vannet (om nødvendig), den tredje prosessen består av å koagulere suspendert kolloidalt materiale, den fjerde prosessen går ut på å filtrere vekk det koagulerede materialet, i den femte prosessen justeres pH-verdien (om nødvendig), og i den sjette og siste prosessen desinfiseres vannet (24). Det er prosess tre og fire som i hovedsak bidrar til å holde MP tilbake i rensesanleggene (15, 16, 25).

### Ulike analysemetoder

Kvalitativ analyse går ut på å påvise hvilke kjemiske forbindelser eller grunnstoffer som er tilstede i en prøve (26). Kvantitativ analyse går ut på å bestemme konsentrasjonen av en eller flere analytter i en prøve. Kvantifisering kan gjøres på en rekke ulike måter avhengig av metoden som benyttes (27).

Analyse av MP-partikler i en vannprøve består ofte av flere steg og det benyttes flere ulike analysemetoder. For å fange opp mikroplasten fra vann benyttes ofte et finmasket filter. MP

har størrelse 0,001-5 mm og kan ofte sees direkte med det blotte øyet, men må av og til detekteres ved bruk av lysmikroskop eller elektronmikroskop (8). I noen tilfeller kan MP-partikler skilles ut ifra massetetthet. PE, som ofte benyttes i kosmetiske produkter, og PP har lav tetthet, mens PVC og polyester har høyere tetthet (8). En annen analysemetode, som også er den vanligste, er infrarød spektroskopi. Infrarød spektroskopi identifiserer partiklene ut ifra den kjemiske strukturen, men kan gi usikker identifisering ved tilstedeværelse av tilsetningsstoffer eller pigmenter. Mer komplekse analysemetoder som gir mer nøyaktig identifisering er massespektrometri og kromatografi (8).

## Diskusjon

I denne delen av oppgaven vil jeg diskutere ulike kvalitative og kvantitative metoder for å påvise MP-partikler i kosmetiske produkter, ulike analyser gjort på effektiviteten av renseanlegg rundt om i verden, og til slutt kvalitative og kvantitative analysemetoder av vannprøver.

### Mikroplast i kosmetiske produkter

I 2015 ble det publisert en studie som tar for seg analysen av seks store ansiktsskrubb-merker i Storbritannia (12). Alle produktene var merket med innhold av PE, og fire replikater av hvert produkt ble analysert, hvorav alle produktene var i flytende form. Altså ble totalt 24 prøver analysert. Hver prøve ble blandet ut i kokende vann og partiklene ble filtrert ut ved bruk av vakuum-filtrering. Videre ble partiklene tørket på 30 °C til konstant vekt før de ble veid. MP i hver prøve ble identifisert ved bruk av FTIR spektroskopi, og størrelsesfrekvensfordelingene (SFDer) av den ekstraherte MP'en i 68 bånd av ulik størrelse ble målt ved bruk av laser. Det ble utført 25 målinger per produkt, og gjennom målte volumstørrelser ble gjennomsnittlig antall partikler i hvert produkt beregnet. Til slutt ble partiklene visualisert ved bruk av «scanning electron microscopy» for å beskrive hele partikler og deres topografi (12).

Analysene resulterte i påvisning av MP av typen PE i alle produktene. Noen av produktene inneholdt også glitter, som ofte regnes som å være av plast. Størrelsen på MP-partiklene i produktene varierte fra 10 µm til litt over 2000 µm, og beregnet gjennomsnittlig diameter for partiklene i hvert enkelt produkt ble brukt til å beregne antall partikler per produkt. Innholdet av MP-partikler i de ulike produktene varierte, og massen av MP i hvert produkt varierte med

gjennomsnittlig diameter på partiklene. Produktene som inneholdt MP-partikler av mindre størrelse inneholdt flere partikler enn produktene som inneholdt MP-partikler av større størrelse. Likevel var det produktene som inneholdt de største MP-partiklene som også inneholdt mest MP målt i gram. Den gjennomsnittlige diameteren på MP-partiklene varierte fra 10-326  $\mu\text{m}$ , antall MP-partikler i hvert av produktene varierte fra 6423-18 906 partikler/ml, og massen av MP i hvert av de analyserte produktene varierte fra 6,11-11,47g (12). Når det gjelder formen på partiklene var det alt fra ellipse, bånd og tråder til uregelmessige fragmenter. Alle produktene inneholdt hvite MP-partikler og noen inneholdt også fargede partikler som var noe større i størrelsen (12).

I 2018 ble de 10 mest brukte kosmetiske produktene i Malaysia innenfor kategoriene ansiktsskrubber og tannkremer analysert for MP, 5 fra hver kategori (28). Tre replikater av hvert produkt ble analysert på samme måte som i analysen fra Storbritannia i 2015, men det ble brukt et mikroskop koblet til kamera istedenfor laser for å bestemme størrelsen på partiklene. Det ble detektert MP i alle ansiktsskrubbene, men kun i én av tannkremene. I både ansiktsskrubbene og den ene tannkremen ble det detektert grønne, blå, lyse brune og fargeløse partikler med i hovedsak uregelmessige former. Ansiktsrensene og den ene tannkremen inneholdt MP-partikler med partikkelstørrelser på henholdsvis 10-128  $\mu\text{m}$  og 3-145  $\mu\text{m}$ . Ansiktsskrubbene inneholdt MP av typen PE og PP, mens tannkremen inneholdt kun PE (28). I denne undersøkelsen ble det detektert enda mindre MP-partikler enn i undersøkelsen fra Storbritannia i 2015. Dette kan skyldes bruken av mikroskopet som er kjent for å kunne detektere partikler mindre enn 20  $\mu\text{m}$ , i tillegg til at det ble brukt et filter med filteråpninger på 0,45  $\mu\text{m}$  kontra en ukjent størrelse på filteråpningene som ble benyttet i undersøkelsen fra 2015. Antall MP-partikler eller mengde MP per gram produkt ble ikke beregnet i denne artikkelen.

I 2018 ble det utført analyse av MP i kosmetiske produkter i Granada, Spania (29). 10 kosmetiske produkter; 5 kroppsskrubber, 3 ansiktsskrubber og 2 badesåper ble analysert, og det ble utført 3 replikater av hvert produkt. Også her ble analysen utført ved koking, filtrering, tørking og identifisering ved bruk av FTIR spektroskopi. Størrelsen på partiklene ble i likhet med undersøkelsen fra Storbritannia i 2015 bestemt ved bruk av laser. Det ble detektert MP av typen PE i alle produktene, og størrelsen på partiklene varierte fra 9-2200  $\mu\text{m}$  hvorav produktene med de minste partiklene hadde høyest konsentrasjon av MP. Produktet som inneholdt minst MP var en type kroppsskrubb som inneholdt omtrent 123 MP-partikler/g,

mens produktet som inneholdt mest MP var en type ansiktsskrubb som inneholdt omtrent 3730 MP-partikler/g (29). Dersom man antar at et gram produkt tilsvarer omtrent 1 ml, ble det detektert færre MP-partikler per g eller ml produkt i denne analysen sammenliknet med den fra Storbritannia i 2015.

Samme analysemetode som beskrevet i artikkelen fra Malaysia i 2018 ble benyttet ved analyse av MP i 20 tannkremer i Tyrkia (30), og ved analyse av MP i 37 ansikts- og kroppsskrubber i De forente arabiske emirater i 2019 (30, 31). Undersøkelsen fra Tyrkia detekterte MP av typen PE i varierende mengde i 4 av de 20 tannkrem-prøvene. Størrelsen på partiklene var på 2-145  $\mu\text{m}$  (30). Undersøkelsen fra De forente arabiske emirater detekterte tilstedeværelse av MP, i hovedsak PE, i 11 av de 37 kosmetiske produktene. Disse 11 produktene inneholdt  $2611 \pm 658$  MP-partikler/g av størrelsen 12,3-273,4  $\mu\text{m}$  (31).

Ved å sammenlikne undersøkelsene gjort i Storbritannia, Spania, Tyrkia og De forente arabiske emirater kan det se ut til at det oftere er tilsatt MP i skrubb-produkter enn i tannkremer. Samtidig kan det virke som at MP-partikler tilsatt i skrubber er av større størrelse og større masse enn MP-partikler i tannkremer, men at tannkremer ofte inneholder et større antall MP-partikler som et resultat av de små partikkelstørrelsene.

### Effektiviteten av renseanlegg

MP i kosmetiske produkter vil jevnlig bli vasket ned i kloakken som en følge av daglig forbruk av mennesker rundt om i verden. I Storbritannia, med en populasjon på 64,1 millioner mennesker, antas det et utslipp på mellom 16 og 86 tonn MP kun fra bruk av ansiktsrens/ansiktsskrubb (12). Disse beregningene er gjort ut ifra antakelsen om at 3 av 4 av denne typen produkt inneholder MP-partikler, og at renseanleggene samler opp MP-partikler med en effektivitet på 25% (12). I 2018 ble det derimot publisert en artikkel som konkluderer med at renseanlegg har en effektivitet på 99%, men at det likevel slippes ut store mengder MP fra renseanleggene grunnet tilstedeværelse av store mengder MP i avfallsvannet før det renses (32). En undersøkelse gjort i 2011 av Brown et al. påviste en større mengde MP på havbunnen i Storbritannias farvann hvor kloakk tidligere ble sluppet ut, enn i referanseområder som ikke har blitt disponert for avfallsvann fra renseanlegg (12). Dette sier ikke noe om hvor effektive WWTPs er til å holde tilbake MP-partikler, men bekrefter at noe MP slippes ut via renseanlegg.



I 2014 ble det utført en studie på effektiviteten av syv tertiære WWTPs og en sekundær WWTP i California, USA (25). Studien tok for seg partikkelstørrelse, partikkeltype, transport og fjerning av MP på disse rensanleggene. Omtrent 0,189 millioner liter med avløpsvann fra hver av de syv tertiære rensanleggene ble filtrert gjennom filteråpningene mellom 45 og 400  $\mu\text{m}$ . I tillegg ble 28,4 millioner liter overflatevann av rensset avløpsvann fra tertiære rensanlegg filtrert ved bruk av en 125  $\mu\text{m}$  filtreringsenhet. Studien rapporterer at det ble detektert i gjennomsnitt 1 MP-partikkel per liter rensset avløpsvann, og at nesten alle MP-partikler i avløpsvann holdes tilbake av rensanleggene allerede før filtrerings-steget i rensprosessen. De aller fleste MP-partiklene som ble identifisert i denne studien hadde en farge, form og størrelse som ligner PE-partiklene som ble funnet i tannkremformular og skrubbprodukter. Alt i alt konkluderer rapporten med at dagens kommunale WWTPs i California, både sekundære og tertiære, er meget effektive for fjerning av MP-partikler (25). Spørsmålet er da om alle land i verden har like god kvalitet på sine WWTPs.

I en artikkel publisert i 2017 blir det presentert en global modell-tilnærming for å analysere sammensetningen og mengden MP fra europeiske elver til havet (13). Modellen anser blant annet MP-perler i kosmetiske produkter som en mindre kilde til MP i elvesystemer via rensanlegg. Modelltilnærmingen er inspirert av en eksisterende global modell for næringsstoffer kalt Global NEWS. Global NEWS beregner punktkilde-tilførsel av næringsstoffer til elver, og i denne artikkelen benyttes den samme tilnærmingen for å beregne elveeksport av MP fra rensanlegg som en funksjon av menneskelig aktivitet på land. Modellen redegjør for aktiviteten av rensanlegg, i hvilken grad folk er koblet til rensanlegg, og tilførsel av MP til rensanlegg per innbygger. Antall personer koblet til ulike avløpssystemer er hentet fra Global NEWS. Effektiviteten til ulike rensanlegg er basert på behandlingsgraden; ingen-, primær-, sekundær- eller tertiær behandling, og er hentet fra Global NEWS.

Effektiviteten til rensanlegg er den største faktoren for å forhindre at MP kommer ut i vandige systemer og til slutt ut i det marine miljøet. Omtrent 20% av alle elvebasseng i verden, lokalisert i den nordlige delen av Afrika, manglet i år 2000 kloakkbehandling. I ytterligere 20% av elvebassengene, lokalisert i Irland, Portugal, Hellas, Øst-Europa, den nordlige delen av Svartehavsregionen og vest i Asia, var den gjennomsnittlige behandlingseffektiviteten rapportert til å være 25%. Omtrent 35% av vassdragene hadde en

noe bedre behandlingseffektivitet på 50%. Disse var lokalisert i vesteuropeiske land, noen østeuropeiske land, Storbritannia og Italia. Kun 5% hadde en renssevirkningsgrad på 75%, lokalisert i Norge og Estland. Mindre enn 20% hadde høyest behandlingseffektivitet på over 90%. Disse finnes i Danmark, Sverige, Nederland, Finland, Tyskland og Kypros (13).

Resultatene viser store forskjeller i eksporten av MP fra renseanlegg ut i elver som et resultat av ulikheter i sosialøkonomisk utvikling og teknologisk status på renseanleggene. Studien konkluderer med at renseanleggene generelt er mye mer effektive i vassdrag som ender i Nordsjøen, det baltiske havet og i Atlanterhavet, sammenliknet med renseanleggene i vassdragene som drenerer ut i Middelhavet og Svartehavet. Faktisk ender så mye som 2/3 av mikroplasten modellert i denne studien opp i Middelhavet og Svartehavet, hvor det antas at 10% av MP-forurensingene er MP-perler fra kosmetiske produkter (13).

I artikkelen gjort rede for ovenfor sies det at renseanleggene i Irland fjerner omtrent 25% av MP fra kloakkvann, men en annen undersøkelse publisert i 2016 rapporterte at opp mot 99% av mikroplasten holdes igjen i renseanleggene i Irland (16). Den største forskjellen mellom disse to publikasjonene er at det i artikkelen fra 2016 har blitt utført direkte analyse av ulike renseanlegg i Irland, mens i artikkelen fra 2017 har effektiviteten av renseanleggene blitt beregnet ut ifra en modell uten å selv utføre noen analyser. Disse beregningene tar ikke hensyn til at MP-partiklene kan ha ulik tetthet og form, som er faktorer som i praksis kan være med å påvirke effektiviteten av renseanleggene. Forfatterne av artikkelen fra 2017 konkluderer også med at modellen som presenteres ikke er en validert modell som er i stand til å forutsi transport av MP med sikkerhet, men at den likevel gir en god indikasjon på hvor effektive renseanlegg er til å fjerne MP-partikler på en kontinental skala (13).

Artikkelen fra 2016 er publisert tidligst, men det er likevel en mulighet for at analysene er utført på et senere tidspunkt enn analysene som beregningene i artikkelen fra 2017 tar utgangspunkt i. I tillegg ble det testet 7 ulike WWTPs i Irland i artikkelen fra 2016, kontra et uvisst antall i artikkelen fra 2017. Kanskje har det seg slik at Irland har oppgradert renseanleggene de siste årene, eller at anlegget/anleggene som ble bestemt til å ha en effektivitet på 25% tilfeldigvis var blant de dårligste i landet og dermed gir en dårlig indikasjon på effektiviteten av renseanleggene. En annen forklaring kan være usikkerheter og feilkilder ved analysene som ble utført.

Uavhengig av om effektiviteten av renseanleggene er på 25% eller 99% i Irland, eller på 50% i Italia og 90% i Finland, så vil sannsynligvis ikke 100% av MP-partiklene som stammer fra kosmetiske produkter holdes tilbake i renseanleggene (33). Dette gjør det nødvendig å utføre både kvalitative og kvantitative analyser av vannprøver for å kunne besvare problemstillingen i denne oppgaven.

### Analyse av mikroplast-partikler i vannprøver

Kvalitative og kvantitative analyser av vannprøver består ofte av flere steg, og det har de siste årene blitt rapportert flere slike typer analyser som en konsekvens av det økende fokuset på tilstedeværelsen av MP i akvatiske miljøer (34). Analysene deles ofte inn i tre deler; prøvetaking, separering og isolering av MP-partikler, og til slutt kjemisk identifisering (18).

#### Prøvetaking

De vanligste metodene for prøvetaking av MP i vann er å benytte seg av «manta»- eller «neuston»-nett, etterfulgt av sikting (9, 18, 33-38). Disse nettene tas i bruk ved analyse av overflatevann, og er effektive ved at de kan samle inn prøver fra store områder (18, 38). Grunnen til at prøvene ofte tas fra overflatevann er at PP og PE som er tilsatt i mange kosmetiske produkter er lette og vil i utgangspunktet flyte (32, 37). Prøvetakingen foregår ved at nettet festes til en båt som kjører, og det tas prøver ved en dybde på 0-0,5 m (18, 38). Nettene har typisk «åpninger» eller «gitter» på 100-500  $\mu\text{m}$ , ofte rundt 300  $\mu\text{m}$  for å unngå at åpningene tettes av partikler (9, 18, 33, 36, 38).

En usikkerhet/mulig feilkilde ved å kun innhente prøver fra vannoverflaten er at PET, som også er påvist i enkelte kosmetiske produkter, har høyere tetthet enn vann og vil dermed synke (32). Det antas også at PP og PE vil kunne synke dersom det akkumuleres organiske stoffer eller POPs til MP-partiklene (12, 38). En annen usikkerhet ved bruk av slike nett er størrelsen på åpningene i nettene. Siden MP finnes i størrelser fra 0,001 til 5 mm, vil ikke de minste MP-partiklene samles opp i nettene (15, 38). Alle disse nevnte feilkildene vil kunne medføre at kvantifisering av MP-partikler underestimeres.

Et alternativ til «manta»- eller «neuston»-nett er bruk av pumpe eller bøtte (38, 39). Ved bruk av pumpe vil man typisk samle inn vannprøver på 3 meters dybde, noe som betyr at MP-partikler i overflatevannet ikke vil bli samlet opp i prøvene (38). Antallet MP-partikler minker

med økende dybde, og det vil derfor være ugunstig å kun benytte seg av pumper. Alternativt vil det kunne være gunstig å benytte pumper i tillegg til «manta»- eller «neuston»-nett. Ved å ta i bruk bøtter for å innhente vannprøver vil man unngå at de minste partiklene ikke samles opp, men det vil være mye mer tidkrevende og innhente prøver fra store arealer sammenliknet med «manta»- eller «neuston»-nett.

### Separering og isolering

Etter at prøvene er innhentet er det som sagt separering og isolering av MP-partikler som typisk er neste steg for å kunne avgjøre om vannprøvene inneholder MP-partikler fra kosmetiske produkter. Metodene som går igjen i flere artikler for å separere og isolere MP-partiklene er sikting, filtrering og rengjøring (9, 19, 33, 38, 39). Ved sikting og filtrering benyttes typisk en sikt av rustfritt stål eller glassfiber filter, istedenfor sikter og filter av plastmateriale. Dette er for å unngå forurensning av vannprøvene under analyseprosessen (9, 38). For å isolere selv de minste MP-partiklene kan det lønne seg å benytte både sikt og filter. Sikt har typisk «åpninger» på 0,035-4,75 mm og filter har ofte porestørrelser på 0,45-20 µm (9).

En metode som er mye brukt for å rengjøre MP-partiklene er det som på engelsk kalles for «digestion». «Digestion» er en prosess med mål om å fjerne organisk materiale fra MP-partiklene ved å ta i bruk oksiderende midler (9, 34, 38, 39). For vannprøver benyttes ofte 30 % hydrogenperoksid, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, på restene på filtrene etter filtrering (9, 36, 38, 39). Mineralsyrer, alkalier og destillert vann har også vist seg å fungere ved rensing av MP-partikler gjennom «digestion» (9).

Før de separerte, isolerte og rengjorte partiklene identifiseres gjennomgås ofte visuell sortering (18, 34, 38). Store plast-partikler kan i enkelte tilfeller observeres direkte med det blotte øyet, mens det for mindre partikler ofte må benyttes et stereomikroskop. Før partiklene undersøkes med et stereomikroskop må de tørkes i ovnen på typisk 60 °C. Visuell sortering er en passende analysemetode for nokså store MP-partikler, men mindre nøyaktig for mindre MP-partikler. Error-raten for visuell sortering varierer fra 20% til 70% og øker med minkende partikkel-størrelse (18). Undersøkelser har vist at kun 68% av de visuelt sorterte partiklene identifiseres som MP-partikler ved bruk av mer kompliserte identifiseringsmetoder (38). Dette tyder på at MP ville blitt overrapportert uten mer kompliserte identifiseringsmetoder, men det kan også være at noen MP-partikler har blitt sortert bort ved visuell sortering og dermed underrapporteres.

FTIR-spektroskopi vs. Raman spektroskopi

De to mest brukte analysemetodene for å identifisere partiklene er «Fourier Transform Infrared spectroscopy», forkortet og oversatt til FTIR-spektroskopi, og Raman spektroskopi (9, 16, 18, 34, 38, 39). FTIR-spektroskopi utnytter det at plastpolymerer har spesifikke infrarøde (IR) spektre med distinkte båndmønstre, og er en ikke-destruktiv analysemetode. IR-strålingens energi eksiterer en spesifikk molekylvibrasjon ved interaksjon med en prøve og muliggjør oksidasjon og grad av nedbrytning (18). Det finnes to ulike FTIR-metoder for å undersøke MP-partikler; mikro-FTIR og ATR-FTIR. Ved ATR-FTIR oppnås bedre spekter for MP-partikler med uregelmessige former, men til gjengjeld analyseres kun partikler av størrelse  $>500 \mu\text{m}$ . Mikro-FTIR kan derimot detektere partikler helt ned til en størrelse på  $20 \mu\text{m}$  (38). Ved analyse av miljøprøver benyttes som regel ATR-FTIR fremfor mikro-FTIR (35).

Identifisering av MP-partikler med Raman-spektroskopi utføres ved å bestråle prøven med en monokromatisk laserstråle. Bestrålingen resulterer i en annen frekvens i det tilbakespredte lyset, kalt Raman-skiftet, grunnet absorpsjon eller refleksjon av prøvens spesifikke molekylstruktur eller atomsammensetning (9). Optimalt sett produserer Raman-skiftet et unikt spekter for hver detekterte polymer som muliggjør identifikasjon, i tillegg til at Raman-spektroskopi er en ikke-destruktiv karakterisering av MP (9).

I 2016 ble det utført en omfattende sammenlikning av effektiviteten av ATR-FTIR- og Raman-spektroskopi ved analyse av MP i marine prøver (35). Først ble analyse av MP-partikler med størrelse  $>500 \mu\text{m}$  ved bruk av Raman og FTIR mikrospektroskopiske enkeltmålinger sammenliknet. Sammenlikningen viste blant annet at Raman spektroskopi kan gi tilleggsinformasjon om fyllstoffer og pigmenter, noe FTIR spektroskopi ikke kan, samtidig som Raman alene i noen tilfeller kan føre til feilidentifikasjon (35).

Videre ble analyse av partikler med størrelse  $<400 \mu\text{m}$  ved bruk av Raman og FTIR transmisjonsavbildning sammenliknet. Det viste seg at FTIR-avbildning av MP-partikler ikke kunne påvise partikler mindre enn  $10 \mu\text{m}$  pga. diffraksjonsgrensen, i tillegg til at MP-partikler mindre enn  $20 \mu\text{m}$  ble underestimert. I motsetning til FTIR kunne MP-partikler så små som  $5 \mu\text{m}$  identifiseres gjennom Raman-avbildning. Den største ulempen med Raman-avbildning er

at analysetiden er lengre enn ved FTIR-avbildning. Analysetiden kan reduseres, men dette vil medføre en nedgang i detekterbare MP-partikler. En annen variasjon mellom Raman og FTIR er hvilke polymertyper som identifiseres. F.eks. så vil Raman påvise PVC-partikler i større grad enn FTIR, og FTIR vil være mer følsom for polyestere enn Raman er. En felles utfordring for både Raman og FTIR er i hvor stor grad rengjøringen av partiklene var vellykket for å optimalisere spektralkvaliteten for avbildningen (35).

I artikkelen konkluderes det med at de to ulike analysemetodene begge er utmerkede analysemetoder for MP-partikler, at de utfyller hverandre og at de bør kombineres for at analysen skal bli så nøyaktig som mulig. Dette vil sannsynligvis ikke være aktuelt for rutineanalyser med tanke på tid og kostnader. Et forslag er derfor at partikler med størrelse 500-50  $\mu\text{m}$  analyseres ved FTIR-avbildning relativt raskt og pålitelig, mens partikler med størrelse 50-1  $\mu\text{m}$  analyseres ved Raman-avbildning.

Andre metoder som også kan benyttes ved identifikasjon av MP-partikler, men som benyttes i mindre grad, er pyrolyse-gasskromatografi/massespektroskopi, forkortet Pyr-GC-MS spektroskopi, og termisk desorpsjonssystem gasskromatografi/massespektroskopi, forkortet TDS-GC-MS (9, 34, 38, 39). «Time-Of-Flight» sekundær ion massespektrometri, forkortet TOF-SIMS, er en annen analysemetode som også har blitt brukt for å identifisere MP-partikler, men har flere usikkerhetsmomenter enn Raman og FTIR (38).

#### Usikkerhetsmomenter

Å si noe om MP fra kosmetiske produkter ender opp i akvatiske miljøer, og eventuelt mengden, er en utfordring på bakgrunn av alle usikkerhetsmomenter og feilkilder som finnes – spesielt ved kvantifiseringen av MP-partikler. Påvisning av MP utvunnet fra det naturlige miljøet, inkludert vann, inkluderer under- og overestimering (9). Under hele prøveprosessen er kvalitet og mengdekontroll (QA/QC) avgjørende og av stor betydning for nøyaktigheten av analyseresultatene (9, 38). Ved prøvetaking fra miljøet bør blankprøver og prøver med rent vann tilsatt en kjent mengde MP tilberedes, i tillegg til at det bør benyttes plastfritt utsyr under hele analyseprosessen for å unngå forurensning (9, 38).

Studier som kvantifiserer veldig store mengder MP rapporterer i hovedsak MP i formen langstrakte fibre. Dette kan skyldes at denne typen fibre er lett detekterbare ved at de skiller seg fra mange naturlige partikler, i motsetning til mikroperler fra f.eks. ansiktsskrubber. Dette

medfører at MP-partikler fra kosmetiske produkter, som ofte ikke er av typen langstrakte fibre, underrapporteres i miljøprøvetaking (12). Dersom man identifiserer MP-partikler av typen PE eller PP som typisk er polymere tilsatt kosmetiske produkter, kan man ikke si med sikkerhet at disse stammer fra kosmetiske produkter. PP og PE er blant de mest brukte polymer-typene i verden og finnes derfor i en hel rekke andre produkter (40, 41).

## Avslutning

Felles for alle artiklene brukt i denne oppgaven er at analysene utført, uavhengig om det er av kosmetiske produkter, renseanlegg eller vannprøver, innebærer en god del usikkerheter og mulige feilkilder. Det å skulle påvise at MP tilsatt i kosmetiske produkter ender opp i akvatiske miljøer innebærer mange steg – deriblant analyse av kosmetiske produkter, analyse av effektiviteten av ulike typer renseanlegg, og til slutt påvisning av samme type MP i akvatiske miljøer som har blitt detektert i kosmetiske produkter.

I diskusjonen har det blitt redegjort for og bekreftet at det i flere kosmetiske produkter, og kanskje særlig i ulike typer skrubber, finnes et visst antall MP-partikler som vil skylles ned i slukene ved at mennesker over hele verden benytter slike produkter på daglig basis. Selv om effektiviteten av renseanleggene varierer rundt om i verden, hadde ingen av de undersøkte renseanlegg en effektivitet på 100%. Det vil dermed være naturlig å anta at et varierende antall MP-partikler fra kosmetiske produkter slippes ut i akvatiske miljøer via renseanlegg. Den ulike effektiviteten av renseanlegg rundt om i verden reflekterer forskjeller i sosioøkonomisk og teknologisk utvikling, og særlig renseanleggene knyttet til Middelhavet har vist seg å ha lav effektivitet (13).

MP i kosmetiske produkter anses som tidligere nevnt som en mindre kilde til MP i akvatiske miljøer. Å gjøre gode kvalitative og kvantitative analyser av MP i vannprøver er tidkrevende og innebærer mange potensielle feilkilder. Vannprøvene innhentes ved bruk av «manta»- eller «neuston»-nett før MP-partiklene separeres og isoleres. Før partiklene identifiseres må de gjennom visuell sortering i tillegg til å rengjøres for diverse additiver som f.eks. POPs og organisk materiale. For å identifisere MP-partiklene så nøyaktig som mulig bør det benyttes en kombinasjon av FTIR- og Raman spektroskopi.

Per dags dato finnes det ingen standardisert metode for å analysere MP i vannprøver, noe som resulterer i et varierende utfall av analyser innenfor denne kategorien (9). Samtidig kan det se

ut som at ulike kosmetiske produkter inneholder et varierende antall MP-partikler, og at det er vanskelig å angi et nøyaktig antall MP-partikler per produkt. Undersøkelsene av et flertall renseanlegg rundt om i verden ga svært varierende resultater, noe som tyder på store forskjeller i effektiviteten av renseanleggene, i tillegg til at undersøkelsene sannsynligvis innebærer flere usikkerhetsmomenter. Som en følge av dette er det vanskelig å gi et endelig svar på hvor mye MP fra kosmetiske produkter som vil ende opp i akvatiske miljøer, men at det i større eller mindre grad gjør det er ganske sikkert. MP i kosmetiske produkter sees på som et unødvendig tillegg til MP i marine økosystemer når vi ikke vet nøyaktige konsekvenser av slik forurensning, og tilsetning av MP til kosmetiske produkter bør derfor unngås (15).

## Kilder

1. Lei K, Qiao F, Liu Q, Wei Z, Qi H, Cui S, et al. Microplastics releasing from personal care and cosmetic products in China. *Marine Pollution Bulletin*. 2017;123(1):122-6.
2. Nickelsen T. Muslinger spiser trolig plast framfor mat [www.forskning.no](http://www.forskning.no): Apollon; 2018 [updated 15.august 2018 cited 2020 13.februar]. Available from: <https://forskning.no/forurensning-havet-plast/muslinger-spiser-trolig-plast-framfor-mat/1219492>.
3. Egaas E. Mikroplast fanges opp i fiskens gjeller og celler [www.forskning.no](http://www.forskning.no) 2019 [updated 19.februar 2019; cited 2020 13.februar]. Available from: <https://forskning.no/fisk-fiskehelse-forskeren-forteller/mikroplast-fanges-opp-i-fiskens-gjeller-og-celler/1295131>.
4. Sver Ore AS. Plast [www.snl.no](http://www.snl.no): store norske leksikon 2019 [updated 11.februar 2019; cited 2020 13.februar]. Available from: <https://snl.no/plast>.
5. 22 000 tonn plast skylles ut i havet [www.klardag.no](http://www.klardag.no) 2020 [cited 2020 24.april]. Available from: <https://klardag.no/klar-tale/gronnere-hverdag/22-000-tonn-plast-skylls-ut-i-havet/>.
6. Naturvernforbundet. Plast forsvinner aldri, blir til mikroplast [www.naturvernforbundet.no](http://www.naturvernforbundet.no)2020 [cited 2020 13.februar ]. Available from: <https://naturvernforbundet.no/mikroplast/>



7. Fund WW. Forsøpling av havet [www.wwf.no](http://www.wwf.no)2020 [cited 2020 25.mars]. Available from: [https://www.wwf.no/dyr-og-natur/hav-og-fiske/plast-i-havet?gclid=EAlaIqobChMIldLXr4W16AIVw4ayCh2sDgeOEAYASAAEgLkm\\_D\\_BwE](https://www.wwf.no/dyr-og-natur/hav-og-fiske/plast-i-havet?gclid=EAlaIqobChMIldLXr4W16AIVw4ayCh2sDgeOEAYASAAEgLkm_D_BwE).
8. Helseth LE. Mikroplast store norske leksikon 2019 [updated 8.februar 2019 cited 2020 13.februar]. Available from: <https://snl.no/mikroplast>.
9. Wang W, Wang J. Investigation of microplastics in aquatic environments: An overview of the methods used, from field sampling to laboratory analysis. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*. 2018;108:195-202.
10. Gray A, Weinstein J. Size- and shape-dependent effects of microplastic particles on adult daggerblade grass shrimp (*Palaemonetes pugio*). *Environmental toxicology and chemistry*. 2017;36.
11. Becker LC, Bergfeld WF, Belsito DV, Hill RA, Klaassen CD, Liebler DC, et al. Safety Assessment of Modified Terephthalate Polymers as Used in Cosmetics. *International Journal of Toxicology*. 2014;33(3\_suppl):36S-47S.
12. Napper IE, Bakir A, Rowland SJ, Thompson RC. Characterisation, quantity and sorptive properties of microplastics extracted from cosmetics. *Marine Pollution Bulletin*. 2015;99(1):178-85.
13. Siegfried M, Koelmans AA, Besseling E, Kroeze C. Export of microplastics from land to sea. A modelling approach. *Water Research*. 2017;127:249-57.
14. Tanaka K, Takada H. Microplastic fragments and microbeads in digestive tracts of planktivorous fish from urban coastal waters. *Scientific Reports*. 2016;6(1):34351.
15. Gregory MR. Plastic 'scrubbers' in hand cleansers: a further (and minor) source for marine pollution identified. *Marine Pollution Bulletin*. 1996;32(12):867-71.
16. Mahon AM, O'Connell B, Healy MG, O'Connor I, Officer R, Nash R, et al. Microplastics in Sewage Sludge: Effects of Treatment. *Environmental Science & Technology*. 2017;51(2):810-8.
17. Imhof HK, Ivleva NP, Schmid J, Niessner R, Laforsch C. Contamination of beach sediments of a subalpine lake with microplastic particles. *Current Biology*. 2013;23(19):R867-R8.
18. Kovač Viršek M, Palatinus A, Koren Š, Peterlin M, Horvat P, Kržan A. Protocol for Microplastics Sampling on the Sea Surface and Sample Analysis. *J Vis Exp*. 2016(118):55161.

19. Andrady AL. Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*. 2011;62(8):1596-605.
20. Pedersen B. Miljøgift [www.snl.no](http://www.snl.no): store norske leksikon 2018 [updated 16.august 2018 cited 2020 19.februar]. Available from: <https://snl.no/milj%C3%B8gift>.
21. Browne Mark A, Niven Stewart J, Galloway Tamara S, Rowland Steve J, Thompson Richard C. Microplastic Moves Pollutants and Additives to Worms, Reducing Functions Linked to Health and Biodiversity. *Current Biology*. 2013;23(23):2388-92.
22. Miljødirektoratet. Avløpsrensning: norskeutslipp 2020 [cited 2020 2.mars]. Available from: <https://www.norskeutslipp.no/no/Avlopsannlegg/?SectorID=100>.
23. miljødirektoratet. Avløp: Miljødirektoratet 2020 [cited 2020 2.mars]. Available from: <https://tema.miljodirektoratet.no/no/Tema/Vannforvaltning/Avlop/>.
24. Manahan S. *Environmental Chemistry* 10 ed: CRC Press Taylor & Francis Group 2017.
25. Carr SA, Liu J, Tesoro AG. Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. *Water Research*. 2016;91:174-82.
26. Wibetoe G. Kvalitativ analyse - Kjemi [www.snl.no](http://www.snl.no): store norske leksikon; 2019 [updated 25.desember 2019; cited 2020 5.mars]. Available from: [https://snl.no/kvalitativ\\_analyse\\_-\\_kjemi](https://snl.no/kvalitativ_analyse_-_kjemi).
27. Elsa Lundanes LR, Tyge Greibokk *Chromatography* Wiley-VCH. Verlag GmbH & Co. KGaA; 2016.
28. Praveena SM, Shaifuddin SNM, Akizuki S. Exploration of microplastics from personal care and cosmetic products and its estimated emissions to marine environment: An evidence from Malaysia. *Marine pollution bulletin*. 2018;136:135-40.
29. Godoy V, Martín-Lara MA, Calero M, Blázquez G. Physical-chemical characterization of microplastics present in some exfoliating products from Spain. *Marine Pollution Bulletin*. 2019;139:91-9.
30. Ustabasi GS, Baysal A. Occurrence and risk assessment of microplastics from various toothpastes. *Environ Monit Assess*. 2019;191(7):438.
31. Habib RZ, Salim Abdoon MM, Al Meqbaali RM, Ghebremedhin F, Elkashlan M, Kittaneh WF, et al. Analysis of microbeads in cosmetic products in the United Arab Emirates. *Environmental Pollution*. 2020;258:113831.

32. Lam C-S, Ramanathan S, Carbery M, Gray K, Vanka KS, Maurin C, et al. A Comprehensive Analysis of Plastics and Microplastic Legislation Worldwide. *Water, Air, & Soil Pollution*. 2018;229(11):345.
33. Masura J, Baker JE, Foster GD, Arthur C, Herring C. Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment : recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments. 2015.
34. A. L. Lusher NAW, P. Sobralc og M. Coled. Sampling, isolating and identifying microplastics ingested by fish and invertebrates. *Analytical methods* 2017.
35. K ppler A, Fischer D, Oberbeckmann S, Schernewski G, Labrenz M, Eichhorn K-J, et al. Analysis of environmental microplastics by vibrational microspectroscopy: FTIR, Raman or both? *Analytical and Bioanalytical Chemistry*. 2016;408(29):8377-91.
36. Jon Albretsen MH, Hege Lyngv er Mathisen og Lars-Johan Naustvoll. Marin plast i Skagerrak - Kartlegging og spredningsmodellering Rapport fra Havforskningen 2018:25.
37. Huppertsberg S, Knepper TP. Instrumental analysis of microplastics—benefits and challenges. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*. 2018;410(25):6343-52.
38. Mai L, Bao L-J, Shi L, Wong CS, Zeng EY. A review of methods for measuring microplastics in aquatic environments. *Environmental Science and Pollution Research*. 2018;25(12):11319-32.
39. Koelmans AA, Mohamed Nor NH, Hermsen E, Kooi M, Mintenig SM, De France J. Microplastics in freshwaters and drinking water: Critical review and assessment of data quality. *Water Research*. 2019;155:410-22.
40. Ore S. Polypropylen [www.snl.no](http://www.snl.no): store norske leksikon 2019 [updated 21.februar 2019; cited 2020 1.april ]. Available from: <https://snl.no/polypropylen>.
41. Stori SOoA. Polyetylen [www.snl.no](http://www.snl.no): store norske leksikon; 2019 [updated 29.juli 2019; cited 2020 1.april]. Available from: <https://snl.no/polyetylen>.