

# Muovien haitalliset ympäristö- ja terveysvaikutukset

Päivi Fjäder, Merja Korkalainen, Sari Kauppi, Maiju Lehtiniemi, Jani Salminen, Salla Selonen, Outi Setälä, Markus Sillanpää, Jaana Sorvari, Sanna Suikkanen, Julia Talvitie, Topi Turunen, Henri Virkkunen ja Ulla Ala-Ketola





Suomen ympäristökeskuksen raportteja 17 / 2022

# Muovien haitalliset ympäristö- ja terveysvaikutukset

**Päivi Fjäder, Merja Korkalainen, Sari Kauppi, Maiju Lehtiniemi,  
Jani Salminen, Salla Selonen, Outi Setälä, Markus Sillanpää,  
Jaana Sorvari, Sanna Suikkanen, Julia Talvitie, Topi Turunen,  
Henri Virkkunen ja Ulla Ala-Ketola**



Suomen ympäristökeskuksen raportteja 17 | 2022  
Suomen ympäristökeskus  
Kulutuksen ja tuotannon keskus

Kirjoittajat: Päivi Fjäder<sup>1</sup>, Merja Korkalainen<sup>2</sup>, Sari Kauppi<sup>1</sup>, Maiju Lehtiniemi<sup>1</sup>,  
Jani Salminen<sup>1</sup>, Salla Selonen<sup>1</sup>, Outi Setälä<sup>1</sup>, Markus Sillanpää<sup>1</sup>, Jaana Sorvari<sup>1</sup>,  
Sanna Suikkanen<sup>1</sup>, Julia Talvitie<sup>1</sup>, Topi Turunen<sup>1</sup>, Henri Virkkunen<sup>1</sup>, Ulla Ala-Ketola<sup>1</sup>

<sup>1</sup>) Suomen ympäristökeskus

<sup>2</sup>) Terveyden ja hyvinvoinnin laitos

Vastaava erikoistoimittaja: Ari Nissinen<sup>1</sup>



Ympäristöministeriö  
Miljöministeriet  
Ministry of the Environment

Rahoittaja: Ympäristöministeriö

Julkaisija ja kustantaja: Suomen ympäristökeskus (SYKE)  
Latokartanonkaari 11, 00790 Helsinki, puh. 0295 251 000, syke.fi

Kannen kuva: Adobe Stock  
Infografiikka: Satu Turtiainen  
Taitto: Petra Rinne ja Satu Turtiainen, SYKE

Julkaisu on saatavana veloitusetta internetistä: [www.syke.fi/julkaisut](http://www.syke.fi/julkaisut) | [helda.helsinki.fi/syke](http://helda.helsinki.fi/syke)

ISBN 978-952-11-5480-5 (PDF)  
ISSN 1796-1726 (verkkoj.)

Julkaisuvuosi: 2022

## Tiivistelmä

### **Muovien haitalliset ympäristö- ja terveysvaikutukset**

Muoveja päätyy ympäristöön useista lähteistä. Etenkin kevyet muovit voivat kulkeutua kauas alkuperäisiltä päästölähteiltään. Muovit voivat kuljettaa mukanaan mm. vieraslajeja, taudinaiheuttajia sekä haitallisia yhdisteitä. Muoveja pääsee ympäristöön kaikista muovin elinkaaren vaiheista, mutta yksi merkittävimmistä päästölähteistä on elinkaaren loppupäässä muodostuvat roskat. Muovit ovat ympäristössä erittäin pysyviä. Suurikokoiset muovit voivat pilkkoutua edelleen pienemmiksi muodostaen mikromuoveja, jotka pienen kokonsa vuoksi kulkeutuvat helpommin eliöihin.

Ympäristöön päädyttyään muovit voivat aiheuttaa monenlaisia vaikutuksia. Vesiympäristössä suurikokoisten muovien tunnetuimmat haitat ovat eliöiden takertuminen niihin sekä muovikappaleiden syömisestä aiheutuvat ongelmat. Maakosysteemien osalta tietoa muovien vaikutuksista on varsin vähän. Nykytiedon valossa näyttäisi siltä, että vaikutukset ovat samansuuntaisia vesiympäristön kanssa.

Mikromuovien on todettu puolestaan vaikuttavan haitallisesti useisiin eri ravintoverkon tasojen eliöihin. Vesiympäristössä monien eri lajien on havaittu altistuvan mikromuovihiukkasille. Eliöihin kulkeutuneet mikromuovit voivat aiheuttaa niissä hyvin monen tyyppisiä haittavaikutuksia. Maaympäristössä maaperäeläimet voivat myös toimia mikromuovien reittinä maanpäälliseen ravintoverkkoon.

Ihmiset altistuvat mikromuoveille päivittäin ravinnon, sisä- ja ulkoilman sekä ihon kautta, mutta altistumisen määrää ja sen mahdollisia vaikutuksia terveyteen ei tarkkaan tunneta. Koe-eläimillä ja solumalleilla tehdyissä tutkimuksissa on saatu viitteitä haitallisista vaikutuksista, mutta näissä tutkimuksissa käytetyt suuret annosmäärät ja tasalaatuiset muovilajit eivät vastaa ihmisten tavanomaista altistumista. Vaikka näyttö terveysvaikutuksista on vähäistä, kansainväliset tiedejärjestöt ovat arvioineet, että mikromuovialtistus on tällä hetkellä niin pientä, että siitä ei aiheudu merkittävää riskiä ihmisten terveydelle. Tilanne voi kuitenkin muuttua ympäristön mikromuovisaastemäärän kasvaessa. Lisää tietoa tarvitaan erityisesti nanokokoisten muovihiukkasten käyttäytymisestä elimistössä, pienten lasten altistumisesta, mahdollisista suolistovaikutuksista sekä pitkäaikaisen elimistöön kertymisen seurauksista.

Jätteen synnyn ehkäisy ja kiertotalouden optimointi on tärkeää muovien aiheuttamien ympäristövaikutusten pitämiseksi mahdollisimman pieninä. Vuonna 2018 laadittu Muovitiekartta on esittänyt useita toimenpide-ehdotuksia muovien käytön vähentämiseksi, korvaamiseksi sekä kierrätyksen tehostamiseksi. Ekologisesti kestävä ja turvallisuusnäkökulmat huomioiva tuotesuunnittelu on osaltaan avainasemassa muovien ilmasto- ja ympäristöpäästöjen vähentämisessä. Vaikka muoveja ja niiden vaikutuksiin kohdistuvaa sääntelyä on viime vuosina lisätty, on puutteita edelleen havaittavissa. Ensisijaisena hallintakeinona voidaan kuitenkin nähdä muovien ympäristöpäästöjen estäminen. Eräs keskeinen ongelma kuitenkin on, että suoria ohjauskeinoja sekundääristen mikromuovien syntymisen ehkäisemiseksi ei ole. Muovin ollessa edelleen keskeisessä roolissa useissa yhteiskunnan toiminnoissa, tarvitaan jatkossa edelleen monen tasoisia hallintakeinoja muovien aiheuttamien ympäristö- ja terveysvaikutusten vähentämiseksi.

**Asiasanat:** muovi, mikroroska, mikromuovi, ympäristövaikutukset, terveysvaikutukset, hallinta

## Sammandrag

### Skadliga miljö- och hälsoeffekter av plast

Plaster kommer ut i naturen på flera olika sätt. Särskilt lätta plaster kan transporteras långa sträckor från utsläppskällan. När plaster transporteras kan också invasiva arter, sjukdomsalstrare samt skadliga föreningar följa med. Plaster kommer ut i miljön i alla faser av plastens livscykel, men en av de mest betydande utsläppskällorna är skräp som uppstår i slutet av livscykeln. Plaster finns kvar mycket länge i naturen. Stora plaster kan spjälkas upp till mindre plaster och mikroplaster, som på grund av den lilla storleken kan hamna in i organismer.

När plaster kommit ut i naturen kan det ha många följder. De mest kända skadorna av stora plaster i vattenmiljöer är att organismer fastnar i dem samt problem till följd av att plaststycken ätits upp. När det gäller landekosystem finns det relativt lite information om plasternas effekter. Enligt dagens kunskap ser det ut som att effekterna är likartade som i vattenmiljöer. Mikroplaster har konstaterats ha negativa effekter på organismer på flera olika nivåer av näringsystemet. I vattenmiljöer har flera olika arter observerats exponeras för mikroplastpartiklar. Mikroplaster som hamnat in i organismer kan orsaka många olika slags negativa effekter. I landmiljö kan landdjur också vara en rutt för mikroplaster till i näringsnätet ovan jord.

Människor exponeras dagligen för mikroplaster via näringen, inomhus- och utomhusluften samt huden, men man känner inte till den exakta mängden exponering och inte vilka eventuella effekter detta har på hälsan. I undersökningar på försöksdjur och cellmodeller har man sett tecken på negativa effekter, men de stora doseringsmängderna och jämna plastkvaliteterna i dessa undersökningar motsvarar inte den exponering som människor vanligen utsätts för. Även om bevis för hälsoeffekter är begränsade, internationella vetenskapsorganisationer har bedömt att mikroplastexponeringen i nuläget är så pass liten att den inte är en signifikant risk för människornas hälsa. Dock kan läget förändras när mikroplastföroreningarna i miljön ökar. Mera information behövs särskilt om hur plastpartiklar av nanostorlek rör sig i kroppen, exponering som små barn utsätts för, eventuella effekter på tarmarna samt följder av långvarig ansamling i kroppen.

Det är viktigt att förebygga avfall och optimera den cirkulära ekonomin för att minimera miljöeffekterna av plaster. År 2018 upprättades en Plastvägkarta med flera förslag till åtgärder för att minska plastanvändningen, ersätta plast med något annat samt effektivisera återvinningen. En ekologiskt hållbar produktdesign som beaktar säkerhetsaspekter är i nyckelposition för att minska utsläppen av plaster i atmosfären och miljön. Fastän regleringen som gäller plaster har ökat under de senaste åren finns det fortfarande brister. Den primära kontrollmetoden är emellertid att hindra att plaster kommer ut i miljön. Ett centralt problem är att det inte finns direkta styrmetoder för att hindra att sekundära mikroplaster uppstår. Plasten är fortfarande i en central roll i flera funktioner i samhället, och därför behövs också i fortsättningen kontrollmetoder på många nivåer för att minska miljö- och hälsoeffekterna av plaster.

**Nyckelord:** Plaster, mikroskräp, mikroplaster, miljöeffekter, hälsoeffekter, kontroll

## Abstract

### **Adverse environmental and health effects of plastics**

Plastic enters the environment from various emission sources. In particular, light plastics may be transported long distances from their original emission sources. Plastics may also carry alien species, pathogens, and hazardous substances. Plastics are released into the environment from all stages of their life cycle, but one of the most significant sources is plastic waste generated at the end of the life cycle. In the environment plastics are extremely persistent. Large plastics items can be further broken down into smaller pieces which, due to their small size, are more easily transported into organisms.

Once released into the environment, plastics may have a wide range of various impacts. In an aquatic environment, the most common disadvantages of large plastics are the tangling of organisms in them, and the problems caused by organisms eating plastic pieces. There is a lack of information on the impacts of plastics on terrestrial ecosystems. However, according to the information available the impacts on the terrestrial environment seem to be quite parallel to the aquatic environment.

Microplastics have been found to have adverse impacts on several organisms at different trophic levels. In an aquatic environment various species have been found to be exposed to microplastic particles. Microplastics introduced into organisms can cause many types of unwanted side effects. In a terrestrial environment, soil animals can also act as a pathway for microplastics into the terrestrial food web.

Humans are exposed to microplastics on a daily basis through food, indoor and outdoor air, and the skin, but the extent of the exposure and its potential effects on health are not well known. Laboratory studies in animals and cell models have shown evidence of adverse effects, but the high doses and uniform plastic types used in these studies do not correspond to normal human exposure. Even though the evidence for health effects is limited, international scientific community has estimated that microplastic exposure is currently so low that it does not pose a significant risk to human health. However, the situation may change as the amount of microplastic pollution in the environment keep increasing. More information is required, especially on the behavior of nanosized plastic particles in the human body, the exposure of young children to plastics, the possible intestinal effects and the consequences of long-term accumulation.

Waste prevention and optimizing the circular economy are important ways to minimize the environmental impact of plastics. The Plastic Roadmap launched in 2018 has set several proposals for measures to reduce and replace plastic use and to increase the efficiency of recycling. Ecologically sustainable product design that also takes into account safety perspectives plays a key role in reducing climate and environmental emissions from plastics.

Although the legislation and regulative measures of plastics and their impacts has increased in recent years, shortcomings still remain. The prevention of plastic emissions to the environment can be seen as a primary control measure. One key problem, however, is that there are no direct control methods to prevent secondary plastics emissions. As plastic keeps playing a key role in many activities in society, multi-level management measures are still required to reduce the environmental and health impacts of plastics.

**Key words:** plastic, microlitter, microplastic, environmental impacts, health impacts, management

## Yhteenvedo

Muoveja päätyy ympäristöön useista eri lähteistä. Etenkin kevyet muovit voivat kulkeutua kauas alkuperäisiltä päästölähteiltään veden tai tuulen välityksellä. Muovit voivat kuljettaa mukanaan mm. vieraslajeja, taudinaiheuttajia sekä haitallisia yhdisteitä. Muoveja pääsee ympäristöön kaikista eri elinkaaren vaiheista, mutta yksi merkittävimmistä päästölähteistä on muovin elinkaaren loppupäässä muodostuvat roskat. Maaympäristöön kohdistuvien muovipäästöjen arvellaan olevan jopa 4–23 kertaa suurempaa vesiympäristöön verrattuna. Eniten roskia löytyy asutuksen ja ihmistoimintojen läheisyydestä. Etenkin kertakäyttöisten muovipakkausten osuus roskista on suuri.

Muovit ovat ympäristössä erittäin pysyviä. Suurikokoiset muovit eli makromuovit voivat pilkkoutua edelleen pienemmiksi hiukkasiksi eli mikromuoveiksi, jotka pienen kokonsa vuoksi kulkeutuvat helpommin eliöihin. Eräs tärkeimmistä mikromuoveihin liittyvistä avoimista kysymyksistä on ympäristössä jo olevista muoveista muodostuvien mikromuovien määrä ja niistä aiheutuvat haitat. Muita mikromuovien merkittäviä yksittäisiä lähteitä ovat liikenteen päästöt, tekonurmikentät, muovituotteiden valmistus sekä keinokuitutekstiilien pesu. Kaikkia mikromuovien lähteitä ei kuitenkaan vielä tunneta. Esimerkiksi ilman kautta tulevan laskeuman osuudesta ei ole kattavia arvioita. Maaperään mikromuoveja voi päätyä useista lähteistä, joista jätevesilietteen on arvioitu olevan yksi merkittävimmistä. Tutkimusten perusteella 99 % jätevedenpuhdistamolle tulevasta mikromuoveista poistuu jätevedestä puhdistusprosessissa, mutta näistä hiukkasista 80 % päätyy jätevesilietteeseen. Mikromuoveja voi päätyä maatalousmaahan myös esimerkiksi katekalvoista, säilörehupaaleista ja muista maassa käytettävistä muovituotteista, kun ne ajan myötä hapertuvat tai kun niitä rasitetaan mekaanisesti. Mikromuovien aiheuttamien hättävien vaikutusten arviointia vaikeuttaa se, ettei mikromuoveille ole pystytty vielä asettamaan ns. ympäristössä hyväksyttävää pitoisuutta. Lisäksi mikromuovien kulkeutumisreittien tai päästölähteiden suhteita toisiinsa ei vielä tunneta riittävästi. Mikromuovipäästöjen hallinta on oleellista, sillä niiden poistaminen ympäristöstä on tällä hetkellä mahdotonta, riittävän teknologian puuttuessa.

Ympäristöön päädyttyään muovit voivat aiheuttaa monenlaisia ekologisia vaikutuksia. Suurikokoisten muovien tunnetuimmat vaikutukset yksilötasolla ovat eliöiden takertuminen niihin sekä muovikapaleiden syömisestä aiheutuva ruuansulatuselimistön tukkeutuminen tai nälkiintyminen. Tieto makromuovien vaikutuksista populaatio- ja eliöyhteisötasolla on kuitenkin vielä varsin puutteellista. Vesiympäristössä etenkin hallitsemattomien pyydysten on todettu olevan erityisen haitallisia useille eliöryhmille. Maaekosysteemien osalta tietoa muovien vaikutuksista on varsin vähän, minkä vuoksi maaympäristöjen tutkimus- ja seurantatietoa tulisikin lisätä. Tähän mennessä saadut tulokset viittaavat kuitenkin siihen, että makromuovien vaikutukset maaympäristössä ovat hyvin samansuuntaisia kuin vesiympäristössä. Eliöryhmistä erityisesti linnut ja Suomessa maaympäristössä elävistä eläimistä etenkin siilit näyttäisivät kärsivän erilaisten muovien vaikutuksista. Lisäksi alueilla, joilla ravinnosta on ajoittain puutetta, on havaittu laiduntavien eläinten syöneen erehdyksessä suurikokoisia muoveja. Suurikokoiset muovit voivat aiheuttaa myös erilaisia muutoksia elinympäristöön. Näiden osalta tietoa on kuitenkin vielä varsin rajallisesti. Lisäksi muovien aiheuttamien vaikutusten suhteuttaminen muihin ympäristövaikutuksiin olisi tärkeää.

Mikromuovien on korkeina pitoisuuksia todettu vaikuttavan maaperässä haitallisesti maaperän ominaisuuksiin, lierojen lisääntymiseen ja kasvuun sekä lisäävän niiden kuolleisuutta, estävän hyppyhäntäisten liikkumista sekä vaurioittavan etanoiden ruuansulatusjärjestelmää. Maaperäeläimet voivat myös toimia mikromuovien reittinä maanpäälliseen ravintoverkkoon. Maaperäeläimet myös kuljettavat mikromuoveja maaperässä. Vesieliöiden osalta sekä kenttähavainnot että kokeelliset tutkimukset tukevat sitä, että monien eri ravintoverkon tasojen yksilöt voivat altistua elinympäristössään oleville mikromuovihiukkasille. Syödyt mikromuovit voivat aiheuttaa mm. rakenteellisia vaurioita ja tukoksia, heikentää lisääntymismenestystä, vähentää syödyn ravinnon imeytymistä ja siten heikentää eliön kuntoa sekä aiheuttaa käyttäytymismuutoksia. Hyvin pienet muovihiukkaset voivat siirtyä suoletta kudoksiin.



Lisätietoa tarvitaan edelleen mikromuovien vaikutuksista ympäristössä esiintyvillä pitoisuuksilla ja ravintoverkon eri tasoilla sekä erimuotoisilla hiukkastyypeillä. Yleisesti voidaan todeta, että vaikutustutkimukset tulevat usein ympäristötutkimuksessa muun tutkimuksen (kuten päästölähteiden ja ympäristöesiintymisen selvittämisen) perässä.

Tieto muovien sisältämien haitallisten aineiden kertymisestä eliöihin on tällä hetkellä osin ristiriitaista ja hajanaista. Tietoa on saatavilla vain muutamista aineista / aineryhmistä ja eliölajeista. Tieto muovien roolista suhteessa muiden kiinteiden kappaleiden sitomiin, pidättämiin ja kuljettamiin haitallisiin aineisiin sekä eliökertyvyyteen on myös puutteellista.

Ihmisten mikromuovialtistumisen määrää ei tällä hetkellä tunneta tarkkaan. Mahdollisten terveysriskien arvioimiseksi tarvitaan tietoa sekä päivittäisestä että pitkäaikaisesta altistumisesta ja mikromuovien mahdollisesta kertymisestä elimistöön. Tällä hetkellä ei myöskään tiedetä, miten suuri osa ihmiskehoon päätyvästä mikromuovista imeytyy ruoansulatuskanavasta, keuhkoista tai iholta, mikä altistusreitti aiheuttaa haitallisimpia vaikutuksia, millä mekanismilla imeytyminen ja kulkeutuminen kudoksiin tapahtuu ja mikä merkitys muovihiukkasten koostumuksella, koolla ja muodolla on imeytymiseen ja niiden aiheuttamiin biologisiin vasteisiin. Eläinkokeissa havaitut vaikutukset ovat tulleet ilmi hyvin suurilla ja kohdennetuilla mikromuoviannoksilla, ja riskinarviointia varten on selvitettävä, havaitaanko samantyyppisiä vaikutuksia ihmisten tavanomaisilla altistustasoilla ja tilanteissa, joissa altistutaan kerralla suurille mikromuovimäärille. Lisäksi on selvitettävä, voidaanko mikromuoveille määrittää jokin pitoisuuden kynnyksarvo, jonka jälkeen terveyshaittoja alkaa ilmetä.

Muovin kestäväen kulutuksen ja tuotannon näkökulmasta jätteen synnyn ehkäisy ja muovien kiertotalouden optimointi on tärkeää ympäristövaikutusten pitämiseksi mahdollisimman pieninä. EU ja kansallinen lainsäädäntö ovat asettaneet Suomelle kierrätystavoitteet. Lisäksi ”Vähennä ja vältä, kierrätä ja korvaa – Muovitiekartta Suomelle” (Muovitiekartta 2018) esitti useita toimenpide-ehdotuksia muovien käytön vähentämiseksi ja korvaamiseksi sekä kierrätyksen tehostamiseksi. Toistaiseksi muovien kierrätys on keskittynyt teollisuuden ja kaupan muovijätteiden sekä kotitalouksista erilliskerättyjen pakkausmuovijätteiden mekaaniseen kierrätykseen. Kemiallisen kierrätyksen menetelmiä kuitenkin kehitetään parhaillaan ja joitakin sovelluksia on jo otettu käyttöön. Todennäköisin kehityskulku on mekaanisen ja kemiallisen kierrätyksen ratkaisujen yhdistäminen tulevaisuudessa. Myös ekologisesti kestävä ja turvallisuusnäkökulmat huomioon ottava tuotesuunnittelu on avainasemassa muovien kierrätyksen ilmasto- ja ympäristöpäästöjen vähentämisessä. Muovien kestävässä kiertotaloudessa uusiomuoviraaka-aineiden tulee olla korkealaatuisia, jotta ne soveltuvat laadukkaiden, pitkäikäisten, korjattavien ja kierrätettävien tuotteiden valmistamiseen. Uusiomateriaalien kuten uusiomuoviraaka-aineen, valmistus aiheuttaa myös suoria ja välillisiä ympäristöpäästöjä sekä luonnonvarojen vähenemistä. Elinkaarien ympäristöpäästöjen aiheuttamien vaikutusten vertailu neitseellisten ja uusiomuoviraaka-aineiden sekä biopohjaisten ja fossiilista alkuperää olevien muovien välillä onkin keskeinen tietopuute, joka edellyttää vertailukelpoista tietoa tuottavien menetelmien kehittämistä. Lisäksi tarvitaan luotettavaa tietoa erilaisten kierrätysmenetelmien ilmasto- ja ympäristöpäästöistä sekä kierrätysmuovien sisältämästä kemikaalikuormasta. Tarve on myös biopohjaisten ja biohajoavien muovien termistön selkeyttämiselle.

Vaikka muovia koskevaa ja sen vaikutuksiin puuttuvaa sääntelyä on viime vuosina lisätty, sääntelyssä on edelleen puutteita, eikä kaikkiin muovin aiheuttamiin ympäristö- ja terveyshaittoihin ole vielä puututtu. Ensisijaisena hallintakeinona voidaan kuitenkin nähdä muovien ympäristöpäästöjen estäminen. Suurin muovilähde ympäristöön on sellainen muovijäte, joka ei päädy jätehuollon piiriin. REACH-asetukseen kaavailut rajoitukset tarkoituksella lisätyille mikromuoveille eivät ole vielä voimassa. Suoria ohjauskeinoja sekundääristen mikromuovien syntymisen ehkäisemiseksi ei ole. Näin ollen suureen osaan mikromuovipäästöistä ei voida puuttua nykyisellä sääntelyllä. Makromuovien kiertotalouden näkökulmasta sääntelyn ongelmakohtaksi on tunnistettu se, että ei ole vielä olemassa selkeitä kriteerejä

sille, milloin kierrätettyä muovia ei enää luokitella jätteeksi. Tämän lisäksi kemikaalitietojen saaminen, niiden tunnistaminen ja haitallisten kemikaalien poistaminen jäteperäisistä materiaaleista on osoittautunut hankalaksi. Ekosuunnittelua koskevassa sääntelyssä puolestaan ei ole juurikaan asetettu muovin kierrätystä tai materiaalitehokkuutta koskevia vaatimuksia. Lisäksi sääntely ei sisällä riittäviä kannusteita kierrätysmuovin käytölle. Kaiken kaikkiaan voidaan todeta, että jatkossa tarvitaan hyvin monen tasoisia hallintakeinoja muovien aiheuttamien ympäristö- ja terveysvaikutusten vähentämiseksi.

## Esipuhe

Muoviroskan, mikromuovien ja muovien sisältämien haitallisten aineiden ympäristövaikutuksista tiedetään jo jonkin verran, mutta tieto on hajanaista ja perustieto puutteellista. Myös kierrätysperäisen muovin mahdollisista haitta-aineista ja niiden vaikutuksista tiedetään liian vähän. Tutkimus mikromuovien terveysvaikutuksista on käynnistynyt, mutta tietoa todellisista altistumisista ja niiden aiheuttamista riskeistä on toistaiseksi varsin vähän.

Tutkimustiedon ja sen saatavuuden lisääminen muovien haitallisista ympäristö- ja terveysvaikutuksista on yksi Suomen kansallisen muovitiekartan (2018) toimenpiteistä. Tätä koskeva MYSTEERI-hanke toteutettiin vuosina 2020-2022 koostamaan olemassa olevaa tietoa sekä pohjustamaan tarvittavia jatkotoimenpiteitä muovin kestävästi kierrättämisen vauhdittamisessa.

Saamaan aikaan, kun tieto muovien ympäristö- ja terveysvaikutuksista täsmentyy, on tärkeää tunnistaa ratkaisuja itse ongelmiin. Muovin aiheuttama ympäristön saastuminen tulee estää. Tätä tavoitellaan myös kansainvälisellä muovisopimuksella, jota koskevien neuvottelujen käynnistämisestä YK:n jäsenmaat päättivät maaliskuussa 2022. Tavoitteena on muovin koko elinkaaren kattava ja muovisaastumista kaikkialla ympäristössä koskeva sopimus vuoden 2024 loppuun mennessä.

Kansallisesti muovitiekarttatyö jatkuu tavoitteena vähentää merkittävästi roskaantumista ja muovin aiheuttamia ympäristö- ja terveyshaittoja sekä saavuttaa läpimurto muovin kestävästi kierrättämisessä vuoteen 2030 mennessä.

MYSTEERI toteutettiin Suomen ympäristökeskuksen (SYKE) ja Terveiden ja hyvinvoinnin laitoksen (THL) tutkijoiden yhteistyönä. Hankkeen toteutusta tuki eri alojen edustajista (Ympäristöministeriö YM, Maa- ja metsätalousministeriö MMM, Sosiaali- ja terveysministeriö STM, Muoviteollisuus ry, Borealis Group, Suomen Uusiomuovi Oy, Luonnonvarakeskus Luke, Teknologian tutkimuskeskus VTT Oy, Espoo, Helsingin kaupunki, Pidä Saaristo Siistinä Ry PSSRY ja Suomen luonnonsuojeluliitto SLL) koostuva ohjausryhmä sekä laaja joukko muita sidosryhmiä.

Yhteisenä tavoitteenamme on tehostaa muovin ympäristö- ja terveysvaikutuksia koskevan tiedon saatavuutta myös jatkossa.

Merja Saarnilehto, Ympäristöministeriö

# Sisällys

Tiivistelmä.....	3
Sammandrag.....	4
Abstract .....	5
Yhteenveto .....	5
Esipuhe.....	9
<b>1 Johdanto.....</b>	<b>13</b>
<b>2 Muovi.....</b>	<b>15</b>
<b>3 Makromuovit.....</b>	<b>17</b>
3.1 Tiivistelmä luvusta makromuovit.....	17
3.2 Roskaantuminen.....	18
3.3 Makromuovien esiintyminen ympäristössä.....	22
3.3.1 Maaympäristö .....	22
3.3.2 Vesiympäristö .....	23
3.4 Pysyvyys, kulkeutuminen ja suurimmat päästölähteet.....	25
3.4.1 Maaympäristö .....	25
3.4.2 Vesiympäristö .....	27
3.5 Ekologiset vaikutukset .....	29
3.5.1 Eliö- ja habitaattivaikutukset .....	29
Maaympäristö .....	29
Vesiympäristö.....	31
3.5.2 Muut haitalliset vaikutukset.....	36
Vieraslaajien kulkeutuminen.....	36
Taudinaiheuttajien kulkeutuminen ja antimikrobiresistenssin muodostuminen.....	36
3.6 Haitalliset aineet muoveissa .....	37
3.6.1 Tarkoituksella lisätyt aineet .....	38
3.6.2 Ympäristöstä tai käytön aikana muoveihin pidätyvät yhdisteet.....	39
3.6.3 Muoveihin lisättyjen tai sitoutuneiden yhdisteiden vaikutukset .....	40
3.7 Sosioekonomiset vaikutukset .....	41
3.8 Pilottitutkimukset .....	42
3.8.1 Esiselvitys muovien materiaalivirroista .....	42
Analyysin toteutustapa ja tietolähteet.....	43
Muovituotteiden tuotanto, tuonti ja vienti sekä käyttö kotimaassa .....	47
Muovituotteiden välituote- ja loppukäyttö .....	49
Syntyvä muovijäte .....	51
Yhteenveto materiaalivirta-analyysin tuloksista.....	52
Muoviraaka-aineet .....	52
Muovituotteet.....	53
Muovit jätevirroissa.....	55
Loppuyhteenveto muovien materiaalivirta-analyysistä .....	56
3.8.2 Esiselvitys kaupunkiympäristön roskaantumisesta .....	56
Tutkimusmenetelmät .....	57
Tulokset .....	58
3.9 Tiedon saatavuus .....	60
3.10 Suurimmat tietopuutteet.....	60

<b>4 Mikromuovit</b> .....	62
4.1 Tiivistelmä luvusta Mikromuovit.....	62
4.2 Mikromuovien määritelmät.....	63
4.3 Mikromuovien päästölähteet ja kulkeutumisreitit ympäristöön.....	64
4.3.1 Mikromuovien kulkeutuminen maaperään .....	67
4.3.2 Mikromuovien kulkeutuminen vesistöihin .....	67
4.3.3 Ilma .....	68
4.4 Ekologiset vaikutukset .....	69
4.4.1 Eliö- ja habitaattivaikutukset .....	69
Maaperä .....	69
Vesiympäristö.....	70
4.5 Mikromuovien ja nanomuovien analytiikan kehitysnäkymät .....	71
4.5.1 Yleistä kemiallisesta analytiikasta .....	71
4.5.2 Näytteenotto.....	72
Vesi- ja sedimenttinäytteet .....	73
Maaperänäyte.....	73
Ilmanäyte .....	73
4.5.3 Näytteen esikäsittely .....	74
4.5.4 Instrumentaalinen analytiikka .....	75
4.5.5 Mitä analytiikassa tulee kehittää? .....	79
4.5.6 Yhteenveto mikro- ja nanomuovien analytiikasta.....	79
4.6 Tiedon saatavuus .....	80
4.7 Suurimmat tietopuutteet .....	80
<b>5 Ihmisten altistuminen mikromuoveille ja niiden terveysvaikutukset</b> .....	81
5.1 Tiivistelmä luvusta ihmisten altistuminen mikromuoveille ja niiden terveysvaikutukset .....	81
5.2 Altistuminen mikromuoveille .....	81
5.2.1 Lähteet ja altistumisreitit.....	81
5.2.2 Mikromuovien esiintyminen elimistössä .....	83
5.3 Mikromuovien aiheuttamat terveysvaikutukset .....	84
5.3.1. Mikromuovien vaikutukset eläin- ja solukokeissa.....	84
5.3.2 Mikromuovien toksisuus ja mahdolliset terveysriskit ihmisille.....	86
Hiukkastoksisuus .....	86
Suolistovaikutukset.....	87
Lisääntymistoksisuus.....	87
Neurotoksisuus .....	87
Nanomuovien terveysriskit.....	88
Biopohjaisten muovien toksisuus .....	88
Kemialliset riskit.....	88
Mikrobiologiset riskit .....	89
Riskinarviointi .....	89
5.4 Tiedon saatavuus .....	89
5.5 Suurimmat tietopuutteet .....	90
5.5.1 Analyysimenetelmien kehittäminen.....	90
5.5.2 Ihmisten altistuminen.....	90
5.5.3 Terveysvaikutukset .....	91
5.5.4 Riskinarviointi.....	91
5.5.5 Tutkimuksen suuntaaminen .....	91

<b>6 Muovin kiertotalouden nykytila ja tulevaisuuden näkymiä</b> .....	93
6.1 Tiivistelmä luvusta muovin kiertotalouden nykytila ja tulevaisuuden näkymiä .....	93
6.2 Muovien kiertotalous .....	94
6.2.1 Muovijätteen keräys .....	95
6.2.2 Muovin kierrätys .....	96
Mekaaninen kierrätys .....	96
Kemiallinen kierrätys .....	98
6.2.2 Muovin kierrätysaste ja sen kohottaminen .....	98
6.3 Perinteisiä muoveja korvaavat materiaalit .....	100
6.3.1 Käytetyt raaka-aineet ja niiden ympäristövaikutukset .....	100
Biopohjaiset muovit .....	101
Biohajoavat muovit sekä niiden määritelmät .....	101
6.4 Kierrättämisen ja kierrätysmuovin ympäristövaikutukset .....	103
6.5 Tulevaisuuden näkymät .....	105
6.6 Tiedon saatavuus ja suurimmat tietopuutteet .....	106
<b>7 Olemassa olevat sääntely- ja hallintakeinot</b> .....	107
7.1 Tiivistelmä luvusta olemassa olevat sääntely- ja hallintakeinot .....	107
7.2 Kansainväliset sitoumukset .....	107
7.3 Mikromuovien sääntely .....	109
Mikromuovien sääntelyä koskevia katvealueita ovat mm. seuraavat: .....	110
7.4 Direktiivi tiettyjen muovituotteiden ympäristövaikutusten vähentämiseksi (2019/904/EU) .....	110
SUP-sääntelyä koskevia katvealueita ovat mm. seuraavat: .....	111
7.5 Makromuovit .....	112
7.5.1 Muovi ja jätehuolto .....	112
7.5.2 Muovin kierrätys .....	113
7.5.3 Haitallisten aineiden hallinta .....	114
7.5.4 Roskaantumisen .....	116
7.5.5 Tuotesuunnittelu .....	117
Makromuoveja koskevan sääntelyn katvealueita ovat mm. seuraavat: .....	118
7.6 Vapaaehtoiset Green Deal -sopimukset .....	119
7.7 Strategiat ja suunnitelmat .....	120
7.8 Olemassa olevat puutteet / mahdolliset aukot sääntelyssä .....	121
<b>8 Olemassa olevan tiedon saatavuus ja kattavuus</b> .....	123
8.1 Tiivistelmä luvusta olemassa olevan tiedon saatavuus ja kattavuus .....	123
8.2 Tiedon saatavuus ja kattavuus .....	124
8.3 Tiedonjakokanavat .....	128
8.3.1 Kyselytutkimus .....	128
8.3.2 Sidosryhmätilaisuus .....	129
8.4 Tiedon saatavuus ja tietopuutteet .....	130
Sanasto .....	132
Lähteet .....	135
Liitteet .....	152

# 1 Johdanto

Muovi on syrjäyttänyt enenevässä määrin perinteisesti käytettyjä materiaaleja kuten kiveä, metallia, puuta, betonia ja lasia useilla eri sektoreilla (mm. rakentaminen, kuljetus, kotitaloudet sekä pakkausteollisuus) 1950-luvulta lähtien. Nykyisin sen käyttö leikkaa läpi koko yhteiskunnan. Muovin etuina ovat sen kestävyys, keveys ja muokattavuus. Sillä on etuja myös mm. elintarvikkeiden säilyvyyden, hygienian, sähkölaitteiden turvallisuuden parantamisen sekä raskaiden kulkuvälineiden (kuten lentokoneiden) polttoaineen kulutuksen tai torjunta-aineiden maatalouskäytön vähenemisen kannalta. Nämä samat ominaisuudet voivat toisaalta kääntyä myös ongelmaksi silloin, kun muovi päättyy sinne, minne se ei kuulu, eli ympäristöön. Pysyvyytensä ja hitaan hajoamisensa vuoksi muovit voivat säilyä ympäristössä jopa satoja vuosia (Cole ym. 2011). Muovista onkin siksi tullut vakava ongelma ympäristölle. Muoveja päätyy ympäristöön kaikista sen elinkaaren vaiheista. Suurikokoisten muovien, eli ns. makromuovien, esiintymisestä ympäristössä on raportoitu jo muovien valmistuksen alkua ajoista lähtien (Derraik 2002). Muovin tuotanto on kasvanut nopeasti viimeisten vuosikymmenten aikana. Koska ympäristössä olevan muoviroskan ja tuotetun muovin määrän on huomattu kulkevan käsi kädessä, ympäristön muoviroskamäärän ennustetaan yhä kasvavan.

Aivan viime vuosina on julkaistu tutkimustuloksia muovien ja etenkin mikromuovien päästölähteistä, kulkeutumisreiteistä ja esiintymisestä ympäristössä. Lisätietoa kaivataan kuitenkin edelleen mm. muovien käyttäytymisestä ympäristössä, niiden kertymisestä eliöihin ja kulkeutumisesta ympäristön eri osiin sekä niiden mahdollisesti aiheuttamista ympäristöriskeistä. Myös mikromuovien ihmisaltistuksesta ja terveysriskeistä tarvitaan tietoa. Muoveihin liittyvät ympäristö- ja kestävyystarkastelut muodostavat hyvin laajan, useista osakysymyksistä muodostuvan, jatkuvasti täydentyvän ja hajanaisen kokonaisuuden. Näin ollen yksittäisten muovien ympäristö- ja terveysvaikutusten mittakaavan ja merkityksen hahmottaminen nykytilanteessa on hankalaa. Yhteiskunnan eri toimijoilla, kuten päätöksentekijöillä, toiminnanharjoittajilla, tutkijoilla ja kansalaisilla tulisikin olla riittävästi tietoa, jotta muoveista aiheutuvien haittojen merkitystä ja laajuutta voitaisiin arvioida luotettavasti. Ajantasainen ja luotettava tietopohja luo perustan erilaisten ratkaisujen ja politiikkatoimien suunnittelulle, jotta ne olisivat vaikutuksiltaan mahdollisimman hyvin kohdennettuja ja kustannustehokkaita.

MYSTEERI-hanke (Muovien haitalliset ympäristö- ja terveysvaikutukset sekä mahdollisuudet niiden vähentämiseksi) suunniteltiin tukemaan Suomen muovitiekartan toimeenpanoa. Hanke toteutettiin yhteistyössä Suomen ympäristökeskuksen (SYKE) ja Terveiden ja hyvinvoinnin laitoksen (THL) kanssa. Rahoittajana toimi Ympäristöministeriö (YM). Hankkeessa koottiin yhteen olemassa olevaa tutkimustietoa muovien ympäristö- ja terveyshaitoista kirjallisuudesta sekä haastatteleamalla eri alojen sidosryhmien edustajia. Tämän nykytila-arvion tavoitteena oli koota yhteen tietoa osakokonaisuuksittain, arvioida tiedon tasoa ja tietoa aukkoja sekä prosessoida tieto, jotta se olisi helpommin hyödynnettävissä eri toimijoiden tarpeisiin. Hankkeessa arvioitiin, onko saatavilla oleva tieto riittävän kattavaa ympäristö- ja terveysvaikutusten arvioimiseksi. Hankkeessa tarkasteltiin jo tunnistettuja tietotarpeita sekä niiden johdosta käynnistettyjä toimenpiteitä. Lisäksi hankkeessa kartoitettiin olemassa olevia sääntelykeinoja, joilla pyritään minimoimaan muovien ympäristö- ja terveysvaikutukset.

Nykytila-arvion tueksi tehtiin kaksi pilottitutkimusta. Ensimmäisessä muovimateriaalivirroista tehtiin esiselvitys, joka rakentui jo aiemmin tehtyjen muovimateriaalivirtaselvitysten päälle. Työn tavoitteena oli tukea vaikutusten arviointia tunnistamalla erityisesti korkeamman riskiluokan muovimateriaalivirtoja ja niiden kohtaloa talousjärjestelmässä. Esiselvitys tukee myös roskaantumisen merkityksen arviointia sekä oleellisten vaikutusten tunnistamista. Materiaalivirta-analyysi luo myös pohjan muovien käytön kehityksen sekä kulutustapojen ja tuotannon muutosten tarkastelulle sekä tukee ohjauskeinojen ja jatkotutkimusten tarkoituksenmukaista kohdentamista. Materiaalivirta-analyysi mahdollistaa myös sektorikohtaiset tarkastelut, kuten rakentamisessa ja maataloudessa käytettyjen muovien määrällisen arvioinnin ja sitä kautta myös niiden ympäristövaikutusten arvioinnin.

Hankkeessa luotiin katsaus myös ympäristön roskaantumiseen. Tähän kokonaisuuteen liittyen omana pilottitutkimuksenaan tarkasteltiin kaupunkiympäristöön päätyvän roskan määrää ja laatua sekä tarkennettiin samalla tietoa kertakäyttöisten muovituotteiden osuudesta ympäristön roskasta ennen EU:n kertakäyttömuovidirektiivin voimaantuloa. Tämän selvityksen tarkoituksena oli laajentaa käsitystä myös maaympäristön roskaantumisesta sekä kehittää roskaantumisen seurantaa.



## 2 Muovi

Muovin kansainvälinen määritelmä on julkaistu standardissa SFS-EN ISO 472. Muovin määritelmä yksinkertaistetusti on seuraava; ”paineen tai lämmön avulla halutun muotoiseksi kappaleeksi muovautuva polymeerimateriaali (standardissa SFS-EN ISO 472 julkaistu määritelmä), jolla on vain rajallinen kimmoinen venyvyys. Muovit jaetaan muovattavuuden perusteella kertamuoveihin ja kestumuoveihin, sekä toisaalta yleisyyden, käyttötarkoituksen ja hinnan mukaan valtamuoveihin eli suurkulutusmuoveihin, teknisiin muoveihin ja erikoismuoveihin” (TEPA-termipankki 2022). Muovien olennainen ainesosa ovat siis suurimolekyyliset polymeerit, jotka muodostuvat useiden pienempien molekyylien eli monomeerien liittyessä yhteen ketjumaisiksi tai verkkomaisiksi rakenteiksi erilaisten kemiallisten reaktioiden kautta. Polymeerit voivat olla täysin synteettisiä tai luonnonpolymeerejä kuten tärkkelystä tai selluloosaa. Polymeerit voivat olla myös kemiallisesti muokattuja luonnonpolymeerejä. Muovien valmistuksen lähtöaineiden perusteella muovi on määritelmän mukaisesti orgaanista materiaalia. Koska ihminen on lisäksi muunnellut lähtöaineita, muoveja kutsutaan vielä tarkemmin synteettisiksi orgaanisiksi materiaaleiksi (Muoviteollisuus 2021).

Muovi käsitteenä on varsin laaja ja erilaisia muovilajeja on monia. Perinteisesti käytetyt muovit ovat ns. kestumuoveja, jotka voidaan jakaa seitsemään luokkaan: polyetyleenitereftalaatti (PET 01), korkeatiheyksinen polyeteeni (PE-HD 02), polyvinyylidikloridi (PVC 03), matalatiheyksinen polyeteeni (PE-LD 04), polypropyleeni (PP 05), polystyreeni (PS 06) ja luokka muut (07). Viimeinen kategoria sisältää monikerroksiset polymeerit, joita ei vielä voida kierrättää tehokkaasti. Luokkien 01–06 muovit ovat eniten käytettyjä muovilajeja ja muodostavat yhdessä noin 90 % globaalista muovintuotannosta (Andrady ja Neal 2009). Kyseisiä polymeerejä löytyy eniten myös ympäristöstä (Andrady 2011, Engler 2012). Kestumuovien lisäksi on olemassa ns. kertamuoveja, joita ei voida niiden rakenteen vuoksi sulattaa ja muovata uudelleen. Kertamuoveista esimerkkinä ovat mm. bakeliitti (PF) sekä polyuretaani (PUR).

Muovien ja muovituotteiden valmistamiseen tarvitaan myös lisäaineita parantamaan materiaalien ja tuotteiden ominaisuuksia. Erilaiset lisäaineet valitaan käyttösovelluksen tai kohteen mukaan. Etenkin elinkaareltaan hyvin pitkäikäisten tuotteiden muovimateriaalien lisäaineina käytetään mm. erilaisia stabilisattoreita, palonsuoja-aineita ja väriaineita. Tiettyihin tuotesovelluksiin muoveja voidaan puolestaan seostaa esim. lujiteaineilla ja pehmittimillä (esim. PVC-muovituotteet) (Muoviteollisuus 2021). Elintarvikepakkauksiin saa puolestaan käytetään vain elintarvikekontaktiin hyväksytyjä lisäaineita. Elintarvikekontaktiin tarkoitettuja ja elinkaareltaan lyhytikäisiä tuotteita on mahdollista valmistaa myös lisäaineetonta muovimateriaalia (esim. PE-LD) käyttäen. Muoveja ja muita materiaaleja voidaan toisinaan myös yhdistää, jolloin saadaan ns. yhdistelmä-materiaaleja eli muovikomposiitteja. Niissä muovi toimii ns. rakenneaineena ympäröiden esim. erilaisia kuituja tai hiukkasia, joita puolestaan valmistetaan useista erilaisista muoveihin hyvin tarttuvista materiaaleista. Tällaisia voivat olla esim. erilaiset kasviperäiset kuidut kuten puukuidut. Ehkä tutuimpia tämän kaltaisia materiaaleja ovat PE-LD-muovi yhdistettynä paperiin ja kartonkiin (Muoviteollisuus 2021).

Ympäristöön päätyneet muovit saattavat sisältää muoveihin tarkoituksella lisättyjen lisäaineiden lisäksi erilaisia epäorgaanisia ja orgaanisia haitallisia aineita, kuten DDT:tä ja PCB- tai PAH-yhdisteitä, joita on sitoutunut niihin ympäristöstä (Ogata ym. 2009, Andrady 2011, Cole ym. 2011, Hirai ym. 2011, Ziccardi ym. 2016). Ympäristön kannalta erityisen hankalia ovat hitaasti hajoavat, ihmiselle ja muille eliöille haitalliset, biokertyvät sekä kaukokulkeutuvat yhdisteet. Joidenkin tällaisten aineiden käyttö on saattanut loppua jo vuosikymmeniä sitten. Tästä huolimatta niitä voidaan yhä edelleen havaita ympäristöstä, sillä sen lisäksi että nämä aineet hajoavat hitaasti ympäristössä, niitä on lisätty myös varsin pitkäikäisiin ja kestäviin tuotteisiin sekä materiaaleihin kuten muoveihin.

Muovien ympäristötutkimuksen yhtenä merkittävänä haasteena on ollut yhdenmukaisten määritelmien luominen. Muovit voidaan jakaa kokonsa puolesta nanomuoveihin (<1 µm), mikromuoveihin (n. 1 µm (0,001 mm) – 5 mm), mesomuoveihin (5–25 mm) ja makromuoveihin (>2,5 cm (25 mm)) (Barnes ym. 2009, HELCOM 2015). Mikromuovien tarkemmasta määritelmästä kerrotaan lisää luvussa 4.2.

## 3 Makromuovit

### 3.1 Tiivistelmä luvusta Makromuovit

Suurikokoisia muoveja (kooltaan >2,5 cm) eli makromuoveja päätyy ympäristöön useista eri lähteistä. Yksi merkittävimmistä lähteistä on roskaaminen, joka voi olla joko tahallista tai tahatonta. Maaympäristön roskaantumisen on arvioitu olevan ympäristön toiminnoista riippuen jopa 4–23 kertaa suurempaa vesiympäristöön verrattuna. Eniten roskaa löytyy asutuksen ja ihmistoimintojen läheisyydestä. Ympäristöön päätyneissä roskissa etenkin muovipakkausten osuus on varsin suuri. Kaiken kaikkiaan päästöjä ympäristön eri osiin tapahtuu kaikissa muovien elinkaaren vaiheissa. Muovit ovat ympäristössä erittäin pysyviä. Suurikokoiset muovit voivat pilkkoutua edelleen pienemmiksi kappaleiksi, eli mikromuoveiksi. Mikromuovien poistaminen ympäristöstä on mahdollista, minkä vuoksi on tärkeää pyrkiä estämään suurempikokoisten muovien päätyminen ympäristöön.

Ympäristöön päädyttyään muovit voivat aiheuttaa monenlaisia ekologisia vaikutuksia. Suurikokoisten muovien tunnetuimmat vaikutukset ovat eliöiden takertuminen niihin ja muovikappaleiden syöminen erehdyksessä. Meriympäristössä etenkin haamuverkkojen ja muiden hallitsemattomien pyydysten (ALDFG, Abandoned, Lost or otherwise Discarded Fishing Gear) on todettu olevan erityisen haitallisia erilaisille eliöryhmille. Maaekosysteemien osalta tietoa muovien vaikutuksista on vähän. Viitteitä näyttäisi kuitenkin olevan siitä, että vaikutukset ovat hyvin samansuuntaisia kuin vesiympäristössä. Eliöryhmistä etenkin linnut kärsivät makromuovien vaikutuksista. Suomessa maalla elävistä eliöistä etenkin siilit näyttävät ovat erityisen alttiita takertumaan erilaisiin muoveihin. Muualla maailmassa, etenkin sellaisilla alueilla, joissa ravinnosta on puutetta, on havaittu laiduntavien eläinten syöneen erehdyksessä suurikokoisia muoveja. Suurikokoiset muovit voivat aiheuttaa myös erilaisia elinympäristö eli habitaattimuutoksia. Näiden osalta tietoa on kuitenkin vielä varsin rajallisesti. Muovit voivat myös muuttaa maaperän vesitaloutta ja mikrobiyhteisöjen rakennetta. Muovien roolia erilaisten taudinaiheuttajien kuljettajina ja esim. antimikrobiresistenssin muodostumisessa ei vielä ymmärretä riittävästi.

Muovien materiaalivirta-analyysiä koskevassa esiselvityksessä havaittiin, että merkittävä osa muoviraaka-aineiden ja -tuotteiden tuonnista, viennistä ja tuotannosta koostuu vain neljästä muoviraaka-aineesta, jotka kyetään suhteellisen helposti tunnistamaan. Tärkeimpiä tuotettuja muoviraaka-aineita ovat polyeteeni (49 %), polypropeeni (32 %), polystyreeni (14 %) ja polyesteri (6 %) ja ne edustavat suurinta osaa myös muovituotteiden tuotannosta. Muovituotteiden osalta valtaosin muovien ainevirta kyetään hahmottamaan tuote- ja tuoteryhmätasolla, mutta tarkastelun ulottaminen laajemmin muovilajitasolle osoittautui haasteelliseksi. Laajemman materiaalivirta-analyysin toteuttaminen edellyttäisi tarkempaa materiaalilähtöistä luokittelujärjestelmää ja kattavia lisäaineistoja. Lähtökohta jatkotyölle on kuitenkin kokonaisuudessaan varsin hyvä.

Kaupunkiroskia koskevassa esiselvityksessä kahden tutkimuspuiston alueelta kerättiin ja tunnistettiin yhteensä 4 886 roskaa (0,8 roskaa/m<sup>2</sup>). Roskamäärät olivat hieman korkeampia kuin Suomen seurattavilla kaupunkirannoilla keskimäärin (0,4 roskaa/m<sup>2</sup>). Muovi oli yleisin roskamateriaali muodostaen 87–90 % kaikesta roskasta kappalemäärällisesti tarkasteltuna. Yleisimmät roskatyyppit olivat EPS (styrox; n. 32 % kaikista roskista) ja tupakantumpit (n. 18 % kaikista roskista). Kerätyksiä muovituotteita oli kappalemääriltään 30–32 % puistojen roskista.

## MUOVIN LÄHTEET JA KULKEUTUMISREITIT YMPÄRISTÖÖN



## MAKROMUOVIN EKOLOGISET VAIKUTUKSET

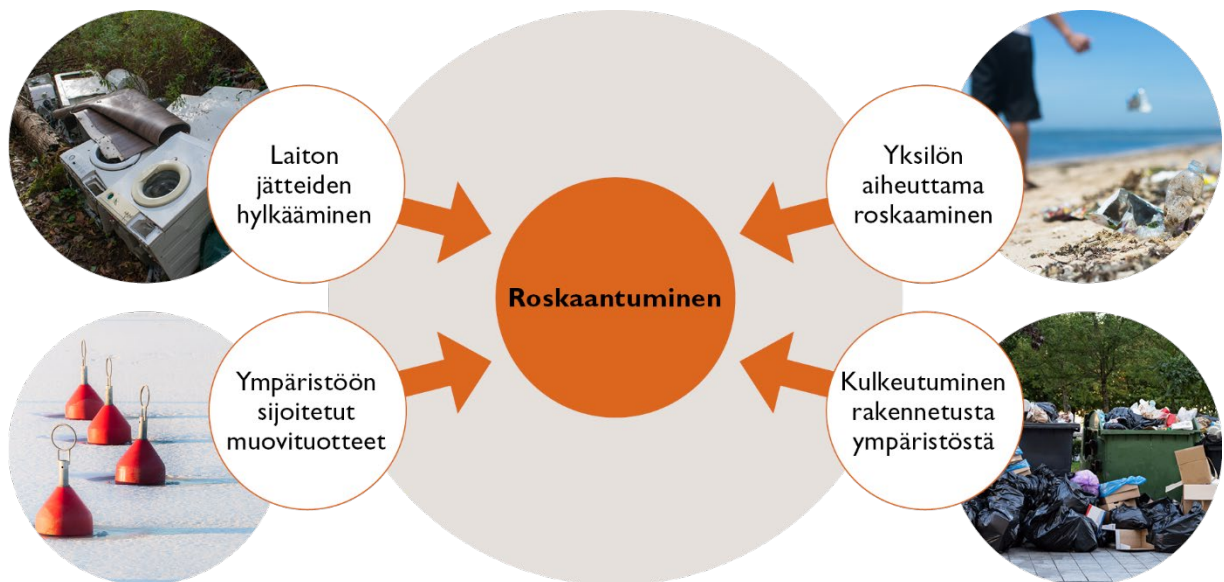


Kuvat: Adobe Stock, Päivi Fjäder, Maiju Lehtiniemi. © SYKE. 2022.

## 3.2 Roskaantuminen

Roskiksi määritellään kaikki ihmisen toiminnasta ympäristöön tahallisesti tai tahattomasti päätyvä materiaali, joka ei sinne luontaisesti kuulu (UNEP 2005, 2009). Tehokkaasta ja toimivasta jätehuollostamme huolimatta ympäristöön päätyy roskaa, josta muovien osuus on usein varsin merkittävä. Globaalilla tasolla puutteellinen jätehuolto on yksi merkittävimmistä syistä muovien päätymiselle ympäristöön. Kevyenä ja kestäväenä materiaalina muovi hajoaa hitaasti ja leviää laajalle alkuperäisestä lähteestään. Eniten muoviroskaa ympäristöstä löytyy tiheään asuttujen alueiden lähistöiltä, mutta kaukaisemmatkaan alueet eivät ole säästyneet roskaantumiselta. Nykyään muovia löytyy rannoiltamme ja kaikista vesistöjen osista sekä eliöstöstä. Myös kaupunkialueiden, viljelymaan sekä arktisten alueiden roskaantumiseen on viime aikoina alettu kiinnittää huomiota (Bråte ym. 2017). Roskaantuminen on monitahoinen ongelma, sillä se aiheuttaa niin sosiaalisia, terveydellisiä, taloudellisia kuin esteettisiäkin ongelmia, ympäristön pilaantumista sekä haittaa eliöille (Maier 2019).

Roskaantuminen voi aiheutua yksittäisten henkilöiden tai yritysten toiminnasta ja olla luonteeltaan joko tahallista tai tahatonta (kuva 2). Tahallisen roskaamisen seurauksena ympäristöön voi päätyä suoraan sinne kuulumattomia esineitä tai materiaaleja, esim. kodinkoneita, huonekaluja, kemikaaleja tai suurempia määriä kotitalousjätteitä. Tahatonta roskaantumista voi tapahtua esim. silloin kun taskusta putoaa roskaa ympäristöön. Roskia voi päätyä ympäristöön tahattomasti myös rakennetun ympäristön eri toiminnoista kuten jätehuollon eri vaiheista, liian täysistä tai avonaisista roska-astioista, joista tuuli tai eläimet pääsevät niitä levittelemään, ja jätehuollon eri vaiheissa kuten kuljetuksessa tai jätteen käsittelyn aikana. Tähän kategoriaan luetaan myös muoviteollisuuden raaka-aineina käytettävien pellettien karkaaminen ympäristöön esim. kuljetuksen aikana. Roskia voi kulkeutua myös ympäristöön sijoitetuista muovituotteista. Tällaisia ovat mm. erilaiset poijut, lumiaidat, maataloudessa käytettävät katemuovit jne. Näille tuotteille on olemassa keräysjärjestelmiä, mutta ne voivat kuitenkin ”karata” tai niistä voi rikkoutua/murentua osia tahattomasti ympäristöön käytön aikana. Ne voivat myös unohtua tai tulla lopulta hylätyiksi ympäristöön (Kuva 1, Maier 2019). Nämä edellä mainitut kategoriat ovat karkeita ja niiden välissä voi esiintyä päällekkäisyyttä. Lisäksi erilaiset luonnon ääri-ilmiöt (Suomessa esim. tulvat ja myrskyt, muualla maailmassa myös tornadot, taifuunit, tsunamit, jne.) voivat paikoin pahentaa ympäristön roskaantumista.



Lähde: Mukaeltu alkuperäisestä Maier ym. 2019. © SYKE. 2022. Kuvat: Adobe Stock.

Kuva 1. Neljä tunnistettua syytä, jotka aiheuttavat ympäristön roskaantumista. Kuvan alkuperäinen lähde Maier 2019.



Kuva 2. Tahallista roskaamista voi aiheutua sekä yksityisten henkilöiden että yritysten toimesta. Kaupunkiympäristöstä löytyy toisinaan laittomia jätteensijoituspaikkoja. Kuva: Päivi Fjäder, SYKE.

Roskaantumisen arvioiminen ja kattavan kokonaiskuvan muodostaminen siitä on haastavaa. Tämä johtuu mm. siitä, että roskan määritelmä on yhä jossain määrin puutteellinen, roskamäärien arvioiminen (tilavuus, kappalemäärä, paino) on hankalaa ja roskien määrä vaihtelee alueellisesti. Lisäksi hallintakeinojen tehokkuuden arvioiminen ja vastuun kohdentaminen oikealle taholle on vaikeaa (Maier 2019). Tällä hetkellä on eniten tietoa rantaroskista. Euroopan tasolla rantaroskia on seurattu jo vuosia ja ne on dokumentoitu hyvin. Roskaantuminen hankaloittaa osaltaan myös kiertotaloutta, koska roskaksi päätyvän materiaalin laatu on usein heikentynyt. Vaikka esim. muoviroskat saataisiin kerättyä myöhemmin talteen, ovat ympäristön olosuhteet (aurionvalo, lämpötilan vaihtelut ja kosteus) jo vaikuttaneet muovimateriaalin ominaisuuksiin.

Kuntien ja kaupunkien edustajien kanssa käytyjen keskustelujen perusteella roskaamista ja laitonta jätteiden sijoittamista ympäristöön tapahtuu Suomessa edelleen melko usein ja se myös aiheuttaa kustannuksia. Toisinaan siivouksekustannukset saattavat jäädä myös yksityisten maanomistajien maksettaviksi. Toiminta voi olla joko erilaisten yritysten tai yksityishenkilöiden harjoittamaa ja syyllisiä saadaan harvoin kiinni. Roskaamista tai jätteiden laitonta sijoitusta ei kunnissa varsinaisesti tilastoida, mutta tapauksia voidaan arvioida mm. kuntien ympäristöviranomaisille tehtyjen haittailmoitusten perusteella. Ympäristöviranomaisen ja kuntien edustajien kanssa käytyjen keskusteluiden perusteella yleisimpiä laittomasti ympäristöön sijoitettuja roskatyyppisiä, ovat nykyisin rakentamiseen ja purkamiseen liittyvät roskat (wc-kalusteet ja materiaalit, erilaiset levyt, eristeet jne.) (kuva 2). Aiemmin löytyi myös autonrenkaita, mutta niiden määrien arvellaan vähentyneen viime vuosina. Ylipäätään sellaisten jätteiden osuus, joiden vastaanotto kierrätysasemilla on ilmaista, todetaan vähentyneen ympäristössä. Toisinaan ympäristöstä löytyy myös yksityishenkilöiden esim. muuton yhteydessä hylkäämiä tavaroita ja kodinkoneita (kuva 3). Suurimpina tekijöinä tähän tahalliseen roskaamiseen ja jätteiden hylkäämiseen arvioitiin olevan välinpitämättömyys sekä jätteiden vastaanoton maksullisuus. Toisinaan vastaanottoasemien epäedulliset aukioloajat ja jätteiden vastaanoton maksullisuus voivat myös johtaa jätteiden hylkäämiseen.



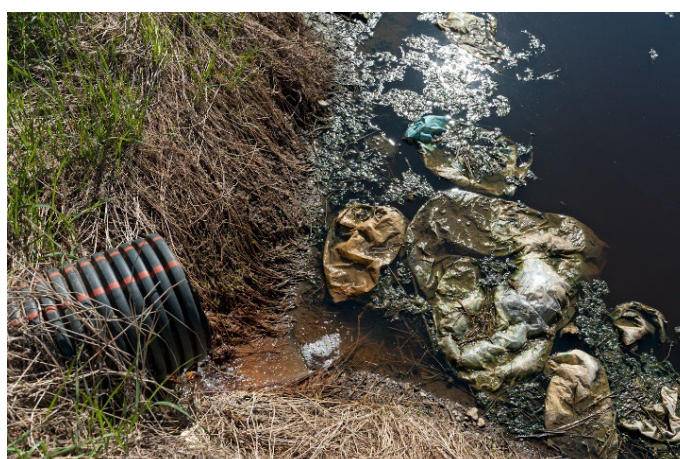
Kuva 3. Tahallista roskaamista voi tapahtua myös yksityishenkilöiden toimesta.  
Kuva: Päivi Fjäder, SYKE.

Ympäristöön voi päätyä roskaa myös yllättävien ja äkillisten yhteiskunnallisten muutosten seurauksena. Tästä esimerkkinä on vuonna 2019 alkanut koronaviruksen aiheuttama Covid-19-pandemia, jonka seurauksena ympäristöön ilmaantui uudenlaisia roskatyyppisiä, kuten kertakäyttöisiä kasvomaskeja ja käsineitä. Pandemian ja rajoitusten aikana ihmiset kokoontuivat myös paljon ulkona ja söivät mukaan otettavia ruoka-annoksia, jolloin erityisesti kertakäyttöisiä muovipakkauksia päätyi ympäristöön. Suomessa ei ole arvioitu henkilökohtaisten suojainten, kuten kasvomaskeiden ja kertakäyttökäsineiden osuutta muihin roskeisiin nähden, mutta erään kenialaisen tutkimuksen mukaan kasvomaskeiden osuus oli noin 16,5 % muusta katujen roskasta (Okuku ym. 2021). Näiden tuotteiden kulutus kasvoi merkittävästi pandemian aikana ja joidenkin arvioiden mukaan kasvomaskeja käytettiin maailmanlaajuisesti 129 miljardia kappaletta kuukausittain, eli noin 3 miljoonaa kappaletta minuutissa (Prata ym. 2020b, Xu ja Ren 2021). Kertakäyttökäsineille vastaava arvio oli 65 miljardia paria kuukausittain (Prata ym. 2020b). Kansainvälisen rantojensiivousaloitteen (International Coastal Clean Up, Ocean Conservancy 2021) keräämän aineiston perusteella rannoilta kerättiin yhteensä 107 219 kasvomaskeja ja kertakäyttökäsineitä vain kuuden kuukauden aikana vuonna 2020 (Ocean Conservancy 2021). Näiden henkilökohtaisten suojainten käyttö alkoi näkyä ympäristössä välittömästi pandemian alettua (Ocean Conservancy 2021). Kasvomaskit on tehty erilaisista muovia sisältävistä materiaaleista (pääosin PP, mutta ne sisältävät myös PES, PS ja puuvillaa). Näin ollen ne muodostavat vastaavia ongelmia ympäristössä kuin muutkin muovituotteet ja -materiaalit. Kasvomaskien kiinnityslenkkien on havaittu takertuvan mm. lintujen jalkoihin. Kuten muutkin roskat, kasvomasakit voivat kevyinä kulkeutua pinta- ja rantavesiin mm. tuulen, hulevesien tai purojen tai muiden virtaavien vesien mukana. Kasvomaskoja ja kertakäyttökäsineitä on löytynyt myös meidän ympäristöstämme. COVID-pandemia on myös lisännyt mukaan otettavien annosaterioiden ja juomien kulutusta, mikä on Suomessa johtanut pakkausten saatavuuden vaikeutumiseen jopa haitaten ravintoloiden liiketoimintaa (Naakka 2020).

### 3.3 Makromuovien esiintyminen ympäristössä

#### 3.3.1 Maaympäristö

Maaympäristön roskaantumista ja sinne päätyvien roskien koostumusta on tutkittu vasta varsin vähän. Kuitenkin maaympäristöön päätyvän muovin määrän on esitetty olevan jopa 4–23-kertainen mereen päätyvään määrään verrattuna (Horton ym. 2017). Eniten roskaa löytyy asutuksen ja ihmistoiminnan läheisyydestä, kuten teiden ympäristöistä, kaupunkialueilta sekä virkistysalueilta (kuva 4). Yleisimpiä roskatyyppejä ovat tupakkatuotteisiin sekä kertakäyttöisiin juoma- tai ruokapakkauksiin, erityisesti mukaan otettaviin ns. take-away-pakkauksiin, liittyvät roskat (Maier 2019). Sekä maa- että vesiympäristöjen roskaantumista pyritään ehkäisemään Suomessa 23.8.2021 voimaan astuneella Valtioneuvoston asetuksella (Vna), jolla toimeenpannaan osa tiettyjen muovituotteiden ympäristövaikutuksen vähentämistä koskevan EU-direktiivin (2019/904/EU), eli ns. SUP-direktiivin (SUP = single-use plastics, ks. luku 7.4) säädöksistä. Maaympäristöön päätyvien roskien koostumuksen selvittäminen on näin ollen ajankohtaista Suomessakin. Direktiivin toimeenpanon tueksi Ramboll kehitti syksyn 2021 aikana Kuntaliiton ja ympäristöministeriön toimeksiannosta menetelmän, jolla voidaan arvioida kuntien yleisiltä alueilta roskastioihin kerättävien ja maasta siivottavien roskien koostumusta. Koostumusarvion tarkoituksena on jatkossa selkeyttää mm. tuottajavastuun kohdentamista tiettyjen SUP-direktiivin sisältämien roskatyyppeiden osalta. Menetelmää voidaan jatkossa hyödyntää myös mm. kaupunkialueiden ja muiden maaympäristöjen roskatutkimuksissa. Kaupunkialueiden roskaantumiseen paneudutaan tarkemmin luvussa 3.8.2.



Kuva 4. Roskia löytyy ihmistoiminnan läheisyydestä ja etenkin kierrätyspisteisiin kertyy usein myös sinne kuulumattomia jätteitä. Maaympäristöön päätyneet kevyet muovituotteet ja kalvomaiset muovit voivat puolestaan kulkeutua mm. hulevesien mukana pintavesiin. Kuvat: Päivi Fjäder ja Vanessa Riki, SYKE.

Myös maatalousmaan roskaantumiseen on alettu kiinnittää viime aikoina enemmän huomiota. Saksassa tehdyssä tutkimuksessa maatalousmaasta löytyi 206 makromuovikappaletta hehtaarilta, mikä vastaa painoyksiköissä 0,066 kg/ha (Piehl ym. 2018). Kappaleet olivat enimmäkseen muovikalvon paloja. Tutkimus tehtiin maatilalla, jossa käytettiin ainoastaan perinteisiä menetelmiä ja käsittelyjä, eikä siten esim. säilörehukalvoja tai katekalvoja. Kiinassa maatalousmaasta on löydetty puolestaan jopa kymmeniä miljoonia makromuovikappaleita hehtaaria kohden eli jopa useita satoja kilogrammoja hehtaarilla (Xu ym. 2020, Liu ym. 2014, Huang ym. 2020). Kiinassa maaperään on päätyneet suuria määriä makromuovia etenkin pitkäaikaisen muovikatteiden käytön seurauksena (Liu ym. 2014). Lisäksi Kiinassa maatalousmaahan päätyy yhdyskuntalietteiden käytön mukana myös makrokokoisia muoviroskia, sillä lietteisiin saatetaan sekoittaa muutakin kotitalousjätettä. Jätevedenpuhdistusprosesseissa ja lietteenkäsittelymenetelmissä on ylipäätään varsin paljon eroja eri puolilla maailmaa. Näin ollen lietteen mukana



maatalousmaihin päätyvien muovien määrissä voi olla hyvinkin suuria alueellisia eroja. Maatalousmaiden makro- ja mikromuovien määriä ja lähteitä tulisikin selvittää tarkemmin. Euroopassa katemuoveja käytetään etenkin eteläosissa, kun taas Pohjois-Euroopassa säilörehukalvot ovat yleisempiä maatalousmuoveja (Scarascia-Mugnozza ym. 2011). Eri maatalousmuovityyppien yleisyyttä ja niiden mahdollista päätymistä maaperään eri puolilla Eurooppaa tarkastellaan kesällä 2021 alkaneessa Horizon2020-ohjelmasta rahoitetussa PAPILLONS-hankkeessa. Myös Suomi on mukana hankkeessa.

Maatalousalueiden ohella myös luonnontilaisilta alueilta, kuten matkailijoiden suosimien kansallispuistojen kävelyreittien varrelta ja leiriytymispaikoilta on löydetty huomattavia määriä muovia, esimerkiksi nepalilaisella vuoristoalueella enimmillään lähes kaksi miljoonaa muovikappaletta hehtaaria kohti (Basnet 1993). Maahan päätyvän muoviroskan kokonaismäärästä ei kuitenkaan ole juurikaan tietoa. Eräässä sveitsiläisessä tutkimuksessa päädyttiin arvoon  $540 \text{ g} \pm 140 \text{ g/vuosi}$  asukasta kohti (Kawecki ym. 2019). Konservatiivisimman arvion mukaan laskettuna tämä vastaisi Suomessa noin 3,8 miljoonaa kiloa muoviroskaa vuosittain.

### 3.3.2 Vesiympäristö

Arvioiden mukaan valtaosa (80 %) merten roskasta on peräisin maalla sijaitsevista lähteistä ja koostuu pääasiassa (60–80 %) muovista (Derraik 2002, Thompson ym. 2004, Barnes ym. 2009, Andrady 2011). Merten muoviroskasta koostuu etupäässä kertakäyttöisistä muovituotteista kuten pulloista, pakkauksista ja kasseista (González-Fernández ym. 2021). Näin ollen kuluttajien asenteet ja käyttäytyminen vaikuttavat pitkälti siihen, mitä meriympäristöön päätyy. On arvioitu, että meriin päätyvistä roskista 70 % on kertynyt pohjaan, 15 % kelluu meren pinnassa ja 15 % on puolestaan ajautunut rannoille (UNEP 2005). Meressä kelluvasta roskasta valtaosa on muovia. Suurempia kelluvia jätekaasumia, joissa vesipatsaaseen on sekoittunut runsaasti erikokoista materiaalia, esiintyy nykyisin viidessä subtrooppisessa pyörteessä, jotka sijaitsevat Pohjois- ja Etelä-Atlantilla, pohjoisella ja eteläisellä Tyynellämerellä sekä Intian valtamerellä. Erään tutkimuksen mukaan myös kuudennen jätetyrteen muodostuminen Barentsinmerelle on mahdollista (van Sebille ym. 2012). Myös pohjoisilla merialueilla merivirtojen ja virtausten vaikutus muovin kertymiseen tietyille alueille on varsin merkittävä. Etenkin Skagerrakin alueella Atlantin virtausten on havaittu aiheuttavan meriroskan kertymistä alueelle. Itämereltä työntyvällä vähäsuolaisella pintavedellä voi olla vaikutusta siihen, että alueelle kertyy erityisen paljon roskaa. Toisaalta Kattegatin ja Ison-Beltin alueelta tunkeutuva suolaisempi merivesi voi puolestaan kuljettaa avomereltä peräisin olevaa roskaa myös pidemmälle Itämerelle (Strand ym. 2015). Näiden kelluvien jätekaasumien lisäksi merkittäviä roskakeskittymiä on rannikoiden läheisyydessä tietyillä maantieteellisillä alueilla, joissa väestötiheys on erityisen suuri. Koska kelluva muoviroskasta voi kulkeutua pitkiäkin matkoja alkuperäisiltä päästölähteiltään, eivät kaukaisemmatkaan alueet ole säälyneet roskaantumiselta. Esimerkiksi Norjassa meriveden mukana kulkeutunutta muoviroskaa on löydetty jopa syrjäisten, suojeiltujen saarien maaperästä hautautuneina ainakin 30 cm:n syvyyteen (Cyvin ym. 2021). Myös Suomen ulkosaaristosta on löytenyt meren mukana kauempaa kulkeutuneita roskia.

Itämerellä meren pinnalla kelluvan makroroskan määrää ei juurikaan ole selvitetty. Vuosina 2012–2013 toteutettiin pilottitutkimus, jossa havainnoitiin Turun ja Tukholman välillä kulkevan risteilyaluksen kannelta kelluvan makroroskan määrää pohjoisella Itämerellä (Rothäusler ym. 2019). Tutkimuksen mukaan kelluvan meriroskan määrä pohjoisella Itämerellä (keskimäärin  $0.2 \pm 0.1 \text{ kpl km}^{-2}$ ) oli selvästi pienempi kuin muilla maailman merialueilla, joilla kelluvaa roskaa on tutkittu. Eniten roskaa oli satamakaupunkien läheisyydessä. Kaikkiaan kahdeksan tutkimusmatkan aikana havaittiin yhteensä 27 kelluvaa roskakappaletta 50 m:n etäisyydellä aluksesta. Kelluvasta meriroskasta 96 % oli muovia ja muovipussit olivat yleisin tunnistettu kelluvan roskan tyyppi. Meressä havaittiin myös muita muovisia kuluttajatuotteita (muovipulloja ja -kuppeja) sekä vaahtomuovikappaleita (Rothäusler ym. 2019).

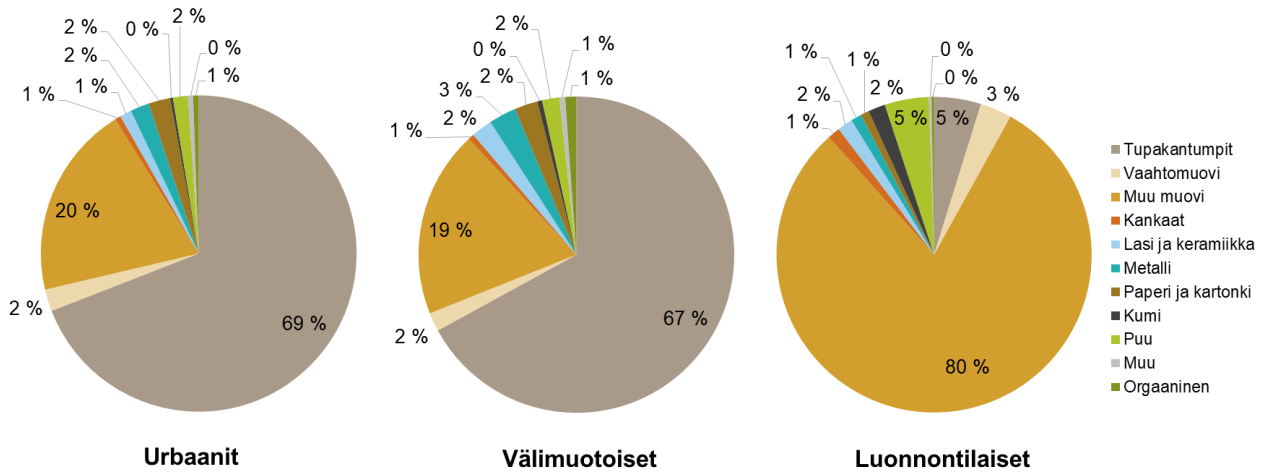
Eri puolilta maailmaa rannoilta kerätyt roskat edustavat hyvin voimakkaasti nykyistä noutoruoka eli take away -yhteiskuntaa. Kerättyjen roskien osuuksissa on jonkin verran eroja vuosien 2014 ja 2020

välillä. Valtaosa havaituista roskista vuonna 2014 koostui tupakantumpeista, ruokakääreistä, muovisista juomapulloista, muovisista pullonkorkeista, pilleistä ja sekoitustikuista, muovipusseista, lasipulloista sekä muista muovipusseista (taulukko 1). Myös erilaisia paperipusseja ja tölkkejä havaittiin runsaasti (Ocean Conservancy 2014, Ocean Conservancy 2021).

**Taulukko 1. Kansainvälisen rantojensiivousaloitteen (International Coastal Clean Up) puitteissa havaittuja roskamääriä vuosina 2014 ja 2020 (Ocean Conservancy 2014, Ocean Conservancy 2021).**

Roskatyypit	2014 (kpl)	2020 (kpl)
Tupakantumpit	2 043 470	964 521
Ruokakääreet	1 685 422	573 534
Muoviset juomapullot	940 170	627 014
Muoviset pullonkorkeat	847 972	409 855
Pillit ja sekoitustikut	555 007	224 170
Muovipussit	441 493	272 399
Lasipullot	394 796	146 255
Muut muovipussit	389 088	
Paperipussit	368 746	
Tölkit	339 170	162 750
Muu roska		519 438
Take away -ruokapakkaukset		222 289

Suomessa tieto makrokokoisista meriroskista ja niiden lähteistä perustuu suurelta osin rantaroskien seurantaan. Rantaroskien kautta voidaan jossain määrin arvioida myös maa- ja merisyntyisten roskien määriä. Tämä saattaa kuitenkin antaa hieman vääran kuvan, sillä kaikki merisyntyiset roskat eivät välttämättä ajaudu rannoille. Meri- ja rantaroskien perusteella saadaan kuitenkin melko hyvä yleiskuva siitä, millaisista ihmistoiminnoista roskia muodostuu. Rantaroskaseuranta on toteutettu vuodesta 2012 lähtien yhteensä 15 urbaanilta, luonnontilaiselta ja välimuotoiselta merenrannalta eri puolilta Suomea Pidä Saaristo Siistinä ry:n toimesta ja aloitteesta. Suomen ympäristökeskuksen toteuttamassa RoskatPois! -hankkeessa tehdyn rantaroska-aineiston analyysin perusteella Suomen rannoilla oli vuosina 2012–2018 keskimäärin 240 roskaa tuhannella neliömetrillä (Setälä ja Suikkanen 2020). Roskamäärät olivat keskimäärin pienimpiä luonnontilaisilla rannoilla ja suurimpia urbaaneilla, eli kaupunkirannoilla. Muovi oli selvästi yleisin roskamateriaali: noin 90 % rantaroskista kaikentyyppisillä rannoilla oli erilaisia muovitai vaahtomuovituotteita (kuva 5). Yleisimmät roskatyypit olivat tupakantumpit ja tunnistamaton muoviroska. Urbaaneilla ja välimuotoisilla rannoilla tupakantumppien osuus kaikesta roskasta oli keskimäärin lähes 70 %, mutta luonnontilaisilla rannoilla vain 5 %. Muusta muoviroskasta kuin tupakantumpeista noin 45 % koostui tunnistamattomista kappaleista tai riekaleista kaikilla rantatyypeillä. Muita yleisiä roskatyyppejä olivat muoviset ruokapakkaukset, vaahtomuovi, muoviset pullonkorkeat ja kannet, muovikassit ja muoviköydet (Setälä ja Suikkanen 2020). Suomalaisilta rannoilla pullojen osuus roskista on varsin pieni, mikä johtuu toimivasta panttikeräysjärjestelmästä.



Kuva 5. Eri materiaalien osuus rantarostasta Suomen urbaaneilla, välimuotoisilla ja luonnontilaisilla seurantarannoilla. Muovituotteet on jaettu kolmeen luokkaan: tupakantumpit, vaah tomuovit ja muut muovit. Lähde Setälä ja Suikkanen 2020.

Merenpohjan makroroskien määrää ja laatua ei ole riittävällä tarkkuudella arvioitu Suomen meri-alueilla. Etelä- ja Keski-Itämerellä toteutettavan Baltic International Trawl Surveys -seurantaohjelman mukaan muovi oli toiseksi yleisin pohjaroskan materiaalityyppi (31 % lukumäärästä, 16 % painosta) luonnonmateriaalien (puu, paperi, luonnonkuidut) jälkeen vuosina 2012–2016 (HELCOM 2018). Suomen rannikkovesialueiden pohjilla tehtiin vuonna 2016 muiden inventointien ohella havaintoja myös merenpohjan rostkista. Kyseessä ei ollut varsinainen roskaseuranta, eikä havainnointialueita ollut valittu tätä silmällä pitäen. Tässä kartoituksessa roskia havaittiin vain 90:ssä (1,1 %) yhteensä 8000:sta havaintopisteestä (Korpinen ym. 2018). Tärkeimmät roskamateriaalit olivat muovi (28 %) ja metalli (17 %). Helsingin vesialueella tehdyssä tutkimuksessa (Majaneva ja Suonpää 2015) pohjaroskien määrää ja laatua selvitettiin sukeltamalla neljässä pisteessä: Vuosaarella, Kulosaarella, Eläintarhanlahdessa ja Kai-vopuistossa. Kaikilta tutkimusalueilta löytyi roskia. Kohteista luonnonmukaisin, eli Vuosaarella sijaitsevan Utelan alue, oli roskaisin (jopa 1,7 kpl/m<sup>2</sup>). Yleisin roskatyyppi kaikkialla oli lasi- ja keramiikkajäte (37 %; lähinnä lasipullot ja lasipullojen sirpaleet), sekä metalli (30 %; lähinnä alumiini-tölkkit). Myös tunnistamattomia muovipaloja löytyi runsaasti (26 %).

Järvien ja jokien roskaantumisen Suomessa on toistaiseksi selvästi meriympäristöä vähemmän tietoa. Pidä Saaristo Siistinä ry:n toteuttama Siisti Biitsi -kampanja on kerännyt tietoa myös järven- ja jo-enrantojen makroroskista vuodesta 2015 alkaen, ja niiden mukaan näissäkin ympäristöissä suurin osa kerätyistä rostkista (65 % vuosina 2019–2020) on muovia (Julia Jännäri, henk. koht. tiedonanto 9.6.2021). Tarkemmin on kartoitettu mm. Nurmijärven Sääksjärven rantarostkia ja vedenalaisia roskia (Mahlmäki 2019). Kartoituksen perusteella roskamäärät olivat suurimpia rannalla ja vähenivät ulapalle päin. Kaikesta löydetystä rostkasta 57 % oli materiaaliltaan muovia.

### 3.4 Pysyvyys, kulkeutuminen ja suurimmat päästölähteet

#### 3.4.1 Maaympäristö

Maalta ympäristöön päätyvän muovin lähteitä ovat rannikkoalueiden (75,5 %, 8 Mt/a) ja sisämaan (18,9 %, 2 Mt/a) muovijäte, joka ei päädy jätehuollon piiriin (Lechthaler ym. 2020). Muovijätteen alkuperäisiksi lähteiksi tai kulkeutumisreiteiksi on tunnistettu mm. roskaaminen (ks. kappale 3.2), teollinen toiminta (rakentaminen ja rakennusten purku, maatalous, teollisuuslaitokset), luonnonmullistukset kuten

myrskyt, huonosti suunnitellut ja ylläpidetyt kaatopaikat, infrastruktuuri), sekä jätteenkäsittely (kuljetushävikit, jätevesien ylivuodot ja hulevedet).

Muovien hajoaminen ympäristössä on monitahoinen ja monimutkainen prosessi, johon vaikuttavat muovin ominaisuudet, sen sisältämät lisäaineet sekä ympäristöolosuhteet. Maahan päätyneet suurikokoiset muovit hajoavat ajan myötä pienemmiksi kappaleiksi (fragmentaatio) valon ja lämpötilan vaikutuksesta sekä kulumisen ja mekaanisen rasituksen seurauksena (Xu ym. 2020). Varsinaisessa täydellisessä biohajoamisessa määrääviä tekijöitä ovat lisäksi happipitoisuus ja mikro-organismit (Corti ym. 2012). Ympäristössä tapahtuvat fysikaalis-kemialliset prosessit ovat erittäin hitaita etenkin silloin, kun muovi on päätyneet syvempiin maa- tai sedimenttikerroksiin. Chamas ym. (2020) kokosivat aiemmissä tutkimuksissa tuotettua tietoa eri muovityyppien hajoamisnopeuksista ja ekstrapoloivat tiedot pitkälle aikavälille. Keskimääräisiksi puoliintumisajoiksi maahan haudatuille muovituotteille saatiin tällä menetelmällä seuraavat: vesipullo (PET) >2500 vuotta, pullo (PE-HD) 250 vuotta, muoviputki (PE-HD) 5000 vuotta, muoviputki (PVC) >2500 vuotta, muovikassi (PE-LD) 4,6 vuotta, eristyspakkaus (PS) >2500 vuotta ja biohajoava muovikassi 0,19 vuotta (n. 2 kuukautta). Merkintä >2500 tarkoittaa, että tarkasteluissa hajoamistutkimuksissa ei havaittu lainkaan hajoamista ja 2500 vuotta on ekstrapoloinnin avulla saatu arvio lyhimmästä mahdollisesta puoliintumisajasta. Chamasin ym. (2020) tutkimuksen mukaan tutkittujen muovituotteiden hajoaminen maaperässä nopeutuu jonkin verran, kun hajoamista edistetään esim. UV- tai lämpöesikäsittelyllä, inkuboimalla (mikrobitoiminta) ja/tai kun muovi sisältää nopeasti hajoavaa polymeeriä, kuten tärkkelystä tai PLA:ta. Hajoaminen nopeutui eniten muovikassin (PE-LD) tapauksessa, jonka kohdalla puoliintumisaika lyheni puoleen alkuperäisestä (eli 2,3 vuoteen). Biohajoavista muoveista kerrotaan tarkemmin kappaleessa 5.2.1.2 Biohajoavat muovit sekä niiden määritelmät.

Maataloudessa on käytetty myös ns. oksohajoavia katemuoveja, joihin on lisätty erilaisia hapettimia kiihdyttämään muovien hapettumista ja polymeeriketjujen katkeamista UV-säteilyn sekä lämpötilan vaikutuksesta (ks. tarkemmin luvussa 5.2.2 Oksohajoavat muovit) (Briassoulis ym. 2015). Muoviin lisätyt hapettimet kiihdyttävät siis muovin pilkkoutumista pienemmiksi kappaleiksi, vaikka varsinaista täydellistä hajoamista ei tapahtuisikaan Briassoulisin ym. (2015) kenttätutkimuksissa perinteinen PE-katemuovikalvo, johon oli lisätty hapettumista edistävää hapetinta, säilyi kuitenkin maaperässä lähes muuttumattomana 8,5 vuotta. Tutkimus tehtiin Kreikassa vesimelonien viljelypalstalla. Ympäristöolosuhteet olivat siten hajoamisen kannalta todennäköisesti hyvin erilaiset kuin Suomessa korkeammasta lämpötilasta ja voimakkaammasta UV-säteilystä johtuen. Näin ollen Suomen olosuhteissa hajoamiseen/pilkkoutumiseen voi kulua vielä pidempi aika. Suomessa oksohajoavia kalvoja on käytetty rehuissa viljelyssä. Muovi takaa ihanteelliset kasvihuoneolosuhteet pienelle maissintaimelle ja se pilkkoutuu kesän aikana UV-valon vaikutuksesta, kun maissi on kasvanut suureksi. Elokuussa 2021 voimaan astunut Vna kieltää Suomessa oksohajoavien muovien markkinoille saattamisen

Maaympäristössä makromuovit kulkeutuvat etupäässä ihmistoiminnan, kuten maatalousmailla tehtävän maan muokkauksen, välityksellä. Lisäksi kulkeutumista tapahtuu etenkin voimakkaan sateen aiheuttaman pintavalunnan ja tulvien sekä tuulen mukana (Windsor ym. 2019, Lechthaler ym. 2020). Maatalousmailla muovin on esitetty edesauttavan viljelyssä käytettyjen torjunta-aineiden kulkeutumista suotoveden mukana pohjaveteen ja uhkaavan siten pohjaveden laatua (Wanner 2021). Toisaalta katekalvoilla voidaan vähentää torjunta-aineiden käyttöä.

Meriveden mukana makromuoveja kertyy etenkin hiekkarannoille (mm. Poeta ym. 2017, Menicagli ym. 2019). Rantojen hiekkadyynit keräävät helposti tuulen mukana kulkeutuvia kevyitä muovikappaleita, kuten paisutetusta polystyreenistä (EPS, styrox) valmistettujen eristepakkausten (Poeta ym. 2017) ja muovikassien (Menicagli ym. 2019) palasia. Poetan ym. (2017) tutkimuksessa suurin osa (yli 78 %) hiekkarannalle kertyneistä EPS-kappaleista oli peräisin kalastuksessa käytettävistä syöttipakkauksista, ja elintarvikepakkausten osuus oli n. 14 %. Muita lähteitä olivat taimitarhojen taimiastiat ja muut pakkaukset.

### 3.4.2 Vesiympäristö

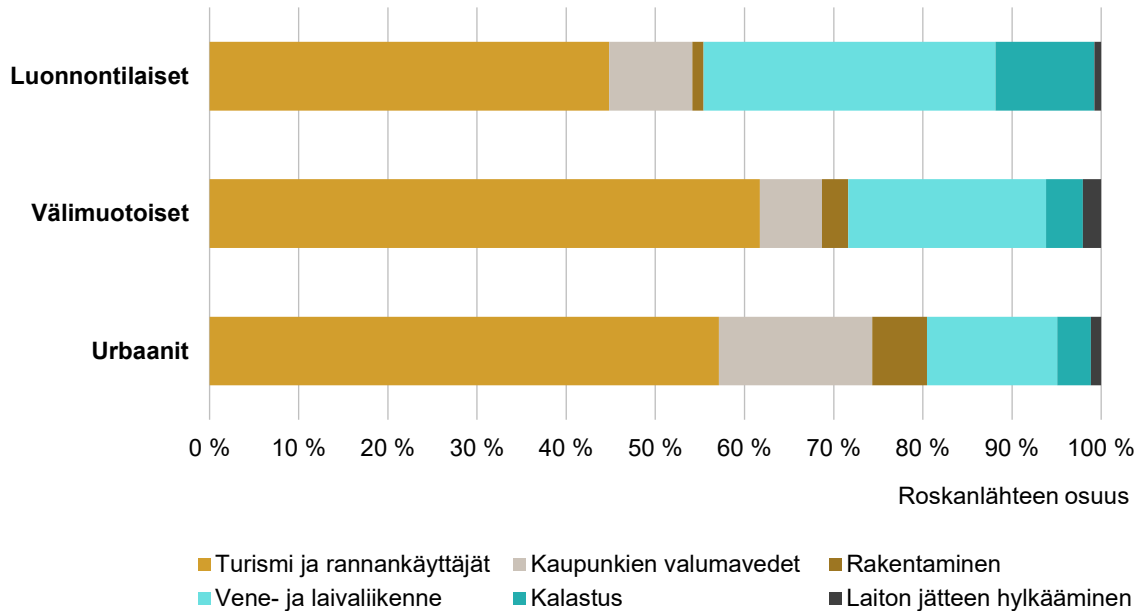
Vuonna 2010 mereen päätyi maailmanlaajuisesti arviolta noin 5–13 miljoonaa tonnia muoviroskaa (Jambeck ym. 2015). Tuoreen arvion mukaan Euroopassa mereen päätyy vuosittain jokia pitkin kappalemääräisesti 307–925 miljoonaa roskaa, joista 82 % on muovia (González-Fernández ym. 2021). Usein vesiympäristöön, kuten merten pohjalle päätyneen roskan alkuperää voi olla mahdoton selvittää jälkeensä (Peng ym. 2019). Vesiympäristöön päätyneen roskan mahdollisia lähteitä on paljon, koska roskaa syntyy materiaalien ja tuotteiden tuotannossa, kuljetuksessa, käytössä ja hävityksessä. Tietyille alueelle päätyneet roskat voivat olla peräisin paikallisista tai hyvinkin kaukaisista lähteistä (Veiga ym. 2016). Roskia päätyy vesistöihin monia eri reittejä pitkin, kuten pintavalumana, jokien, purojen ja ojien myötä, jäte- ja hulevesien kautta sekä suoraan meressä tapahtuvien toimintojen kautta (Lebreton ym. 2017). Jokien rooli roskien kuljettajana voi olla merkittävä. Meriroskan lähteet jaetaan yleensä maa- ja merisyntyisiin riippuen toiminnoista, joiden kautta roska päätyy mereen. Merisyntyisiä makroroskan tuotajasektoreita ovat kalastus, vesiviljely, satamat, kaupallinen merenkulku ja meriteollisuus, huviveneily ja muut merelliset virkistystoiminnot (Arcadis ja EUCC 2014, UNEP 2016).

Maa- ja merisyntyisten lähteiden tärkeysjärjestys vaihtelee alueellisesti, ja esimerkiksi kaukana suurista väestö- ja matkailukeskittymistä merisyntyiset roskanlähteet saattavat ovat maasyntyisiä tärkeämpiä. Esimerkiksi Itämerellä maalta peräisin olevien roskien osuuden on arveltu olevan 71 % ja merisyntyisten 29 % (Arcadis 2013). Itämeren roskista arviolta 19 % kulkeutuu kauempaa, kun taas rannikon turismin osuus roskaantumisesta on noin 24 % ja vapaa-ajan kalastuksen puolestaan 14 % (Arcadis 2013). Näihin arvioihin on kuitenkin suhtauduttava varauksella, sillä kyseisessä tutkimuksessa tiedot Itämeren osalta olivat varsin vähäisiä. Yleisesti ajatellen Itämeren roskaantumisen kannalta suurimmat maalta peräisin olevat päästölähteet ja kulkeutumisreitit ovat meren ja rantojen virkistyskäyttö, jokien tuoma kuormitus, jätevesipuhdistamoiden ohijuoksutukset ja purkuvedet, hulevedet sekä roskaaminen. Suurimmiksi merisyntyisiksi roska-lähteiksi ovat osoittautuneet puolestaan kauppa-alukset, kalastus ja huviveneily (Blidberg ym. 2015). Itämerellä merenkulusta syntyvät roskat eivät kuitenkaan näytä päätyvän rannoille, kuten esim. Koillis-Atlantilla. Tähän vaikuttavat vuorovesi-ilmiön sekä voimakkaiden pintavirtausten puuttuminen. Toisaalta Itämeren pohjassa voi olla ns. hot spot-alueita, jonne nämä merisyntyiset roskat erityisesti kertyvät (Blidberg ym. 2015).

On viitteitä siitä, että jossain määrin laitton jätteiden dumpkaus mereen jatkuu edelleen, huolimatta MARPOL-sopimuksesta (International Convention for the Prevention of Pollution from Ships), joka mm. kieltää meriliikenteestä tai merellä olevasta toiminnasta tulevat suorat muoviroskapäästöt mereen. Rantaviivan tuntumassa tehdyissä tutkimuksissa etenkin ruuhkaisilta laivareiteiltä kuten eteläisellä Pohjanmerellä tai Rotterdamin edustalta on löydyntä paljon nimenomaan aluksista peräisin olevia roskia (UNEP 2016). Pohjanmerellä merenkulun osuuden roskaantumisesta on arvioitu olevan 9 % (Arcadis 2013). Merenkulkuolosuhteista tai virheellisestä lastauksesta riippuen aluksista voi toisinaan myös kadota kontteja mereen. Osa kadonneista konteista saattaa sisältää muovista valmistettuja tuotteita tai muoviteollisuuden raaka-aineena käytettäviä pellettejä, jotka päätyvät meriympäristöön (UNEP 2016). Kadonneiden konttien määrät ovat jossain määrin epäselviä, mutta vuonna 2014 maailman merenkulku-neuvosto raportoi vuodessa katoavan keskimäärin noin 550 konttia. Lukuun ei sisälly onnettomuuksia, joissa voi kerralla kadota jopa enemmän kuin 50 konttia. On myös tapauksia, joissa kerralla on kadonnut jopa 900–4300 konttia (UNEP 2016). Nämä edellä mainitut arviot koskevat kuitenkin koko maailman tilannetta, ei Itämeren.

Suomen ympäristökeskuksen koordinoiman RoskatPois!-hankkeen yhteydessä arvioitiin meriroskan lähteiden merkitystä Suomessa käyttäen rantaroska-aineistoa (Setälä ja Suikkanen 2020). Matkailu ja rantojen käyttö arvioitiin suurimmaksi roska-lähteeksi, ja näiden tuottama osuus rantaroskista oli noin 40–60 % (kuva 6). Luonnontilaisilla ja välimuotoisilla rannoilla toiseksi merkittävimmäksi roska-lähteeksi osoittautui vene- ja laivaliikenne (mukaan lukien satamat), jonka osuuden kaikesta roskasta näillä rannoilla arvioitiin olevan keskimäärin 20–30 %. Kaupunkirannoilla virkistyskäytön jälkeen tärkeimmät roska-lähteet olivat kaupungin valumavedet (joet ja hulevedet) (noin 17 % roskasta) sekä

meriliikenne (15 %). Kaiken kaikkiaan kaupunkialueiden ja välimuotoisilla rannoilla noin 74–82 % roskista arvioitiin olevan maasyntyisistä lähteistä (virkistyskäyttö, valumavedet, rakentaminen ja jätteen hylkääminen), kun taas luonnontilaisilla rannoilla maaperäisten lähteiden osuus oli keskimäärin 56 % ja meriperäisten (meriliikenne ja kalastus) 44 % (Setälä ja Suikkanen 2020). RoskatPois!-hanke pyrki selvittämään myös rantarakentamisesta, maataloudesta ja meriliikenteestä aiheutuvaa meren makroroska-kuormitusta Suomessa, mutta tiedonpuutteen vuoksi näiden lähteiden merkittävyyttä ei pystytty arvioimaan (Setälä ja Suikkanen 2020).



Kuva 6. Roskanlähteiden arvioidut osuudet roskaamisesta Suomen erityyppisillä seurantarannoilla. Lähde Setälä ja Suikkanen 2020.

Suomen merenrantakaupunkien ympäristönsuojeluviranomaisten arvion mukaan meren roskaantumista aiheuttavia tekijöitä kaupungeissa olivat erityisesti hulevesien puhdistuksen riittämättömyys, viemärien ylivoivotilanteet (jolloin jätevesiä joudutaan ohjaamaan käsittelemättömänä vesistöihin), yhdyskuntajätteen hylkäämistapaukset, kaduilta poistetun lumen varastointi ja hävitys, tupakantumpeille tarkoitettujen roska-astioiden riittämättömyys sekä rakennus- ja purkutyöt (Setälä ja Suikkanen 2020). Jätealueiden roskaantumista tutkineessa selvityksessä ilmeni, että jätetoiminnot ovat mahdollisia roskaantumisen (ei erityisesti meriroskaantumisen) aiheuttajia. Lupamääräyksillä roskaantumista voidaan merkittävästi vähentää (Dahlbo ym. 2018, raportissa Setälä ja Suikkanen 2020).

Kalastus on maailmanlaajuisesti yksi tärkeimpiä merenpohjalle ja vesipatsaaseen kertyvän makrokokoisen muoviroskan lähteitä (UNEP 2005). Kalastuksesta ja kalankasvatuksesta aiheutuvaa roskaantumista tutkineessa selvityksessä todettiin, että Suomen merialueen kaupallinen rysi- ja verkkokalastus tuottaa vuodessa noin tonnin makromuoviroskaa (mm. pyydyksiä, kohoja, lippuja, köysiä, siimaa) (Sepänen ja Lappalainen 2019). Vapaa-ajan verkkokalastuksen osalta kalastukseen välittömästi liittyvän muovikuormituksen arvioitiin olevan noin kaksi tonnia vuodessa pääosin muodostuessa makromuoveista eli mereen katoavista verkoista ja niiden kiinnitystarpeista. Yhteensä välittömästi kalastustoimintaan ja pyydyksiin liittyvän muovikuormituksen merialueella arvioitiin olevan suuruusluokaltaan 20 tonnia vuodessa. Kalankasvatuksesta syntyvä makromuovikuormitus arvioitiin vähäiseksi eikä sitä pystytty erikseen arvioimaan.

Kadonneet kalastusvälineet muodostavat arvioiden mukaan ainakin 10 % kaikesta meriroskasta (WWF 2020). Kadonneiden tai hylättyjen verkkojen, troolien tai muiden havaspyydysten lukumääristä, sijainnista tai vaikutuksista Suomen merialueilla ei ole vielä paljon tietoa, eikä niiden keräämistä ole

organisoitu. Haamuverkkojen tyypillisistä saalislajeista, eli kaloista, linnuista ja hylkeistä, on kuitenkin havaintoja myös Itämerellä. Suomen ympäristökeskuksen koordinoimassa Kadonneet pyydykset Suomen merialueilla (KAPYYSI) -hankkeessa (2018–2020) selvitettiin haamuverkkojen määriä ja sijaintia Selkämeren rannikkoalueella. Tulosten mukaan ammattikalastuksesta peräisin olevat haamuverkot eivät näyttäisi olevan merkittävä ongelma tällä alueella (Raateoja ym. 2020). Suomen ammattikalastuksen viimeaikaisen kehityksen perusteella voidaan olettaa, että tilanne on samansuuntainen myös muilla rannikkoalueilla. Myös verkkojen katoamiseen liittyviä korvaushakemuksia tulee kaupallisilta kalastajilta kalastusvakuutusyhdistykseen vuosittain vain muutamia, mutta tilanne oli mahdollisesti huonompi aiemmin (Seppänen ja Lappalainen 2019). Verkkojen katoamisen esimerkiksi myrskyn tai jääolosuhteissa tapahtuneiden muutosten seurauksena arvioitiin olevan tavallisempaa vapaa-ajankalastuksessa. Myrskyn, jäiden siirtymisen tai muun vastaavan syyn takia mereen arvioitiin jäävän vuodessa noin 2 000 verkkoa.

Vesiympäristöön päädyttyään roskat voivat olosuhteista riippuen säilyä siellä pitkään. Roskien hajoamiseen vaikuttavat materiaalin ja mahdollisten lisäaineiden lisäksi mm. lämpötilaolot, auringonvalo ja etenkin UV-säteilyn tasot, happipitoisuus, pH sekä mekaaniseen hajoamiseen vaikuttavat tekijät kuten aallokko, hiekka, sora ja kivet. Makroroskat voivatkin rapautua meriympäristössä edelleen pienemmiksi hiukkasiksi aikojen saatossa.

## 3.5 Ekologiset vaikutukset

### 3.5.1 Eliö- ja habitaattivaikutukset

Muoviroskan aiheuttamilla ekologisilla haitoilla tarkoitetaan eliöitä tappavia tai niiden elinkykyä heikentäviä vaikutuksia. Tällaisia voivat olla eliöiden sotkeutuminen roskiin, roskien aiheuttamat liikunta-vaikkeudet, fyysiset vammat tai epämuodostumat, roskien syöminen, muovin sisältämien ja kuljettamien kemikaalien mahdollinen kertyminen, vieraslajien ja patogeenien leviäminen tai pohjan eliöyhteisöjen rakennemuutokset.

#### Maaympäristö

Muovien vaikutuksia maaympäristössä eläviin eliöihin on tutkittu huomattavasti vähemmän kuin vesieliöihin kohdistuvia vaikutuksia, vaikka kuormituksen maaperään on arvioitu olevan vesiympäristöä suurempaa. Vaikka tutkittua tietoa vaikutuksista maaympäristössä on vähemmän saatavilla, oletettavasti vaikutukset ovat hyvin samansuuntaisia kuin vesiympäristössä (ks. kappale 2.5.1.2). Kuten vesiympäristössä, maaympäristössäkin muovit voivat muuttaa elinympäristöjä ja eläimet voivat takertua suurikokoisiin muoveihin tai syödä niitä erehdyksessä. Esimerkiksi kertakäyttöiset ateriapakkaukset haisevat usein ruualle ja näin ollen houkuttelevat eläimet tutkimaan niitä lähemmin. Lintujen on havaittu käyttävän muoveja myös pesänrakennusmateriaaleina (Blettler ja Mitchell 2021). Joitain yksittäisiä tutkimuksia muovien vaikutuksista maaympäristössä mm. haaskalintuihin ja märehittijöihin on olemassa (Houston ym. 2007).

Maaperässä muovikalvon kappaleiden on todettu muuttavan maaperän ominaisuuksia, mikä puolestaan voi vaikuttaa maaperän mikrobiyhteisön koostumukseen ja toimintaan (Bandopadhyay ym. 2018). Kun muovikappaleita päätyy maaperään, sinne voi päätyä samalla myös erilaisia lisäaineita sekä mikroorganismeja (Bandopadhyay ym. 2018). Biohajoavien kalvojen kautta maaperään päätyy myös hiiltä sellaisessa muodossa, että se saattaa kiihdyttää mikrobitoimintaa ja toisaalta lisätä myös maaperän sienilajistoa (Bandopadhyay ym. 2018). Tämä mikrobistoa stimuloiva vaikutus voi puolestaan lopulta vaikuttaa myös maaperän orgaanisen materiaalin määrään (Bandopadhyay ym. 2018). Muovikalvot voivat myös lisätä veden haihtumista ja aiheuttaa maan pinnan kuivumisen vuoksi halkeamia maaperään (Wan ym. 2019), vähentää veden imeytymistä maahan ja muuttaa suotoveden virtaussuuntaa (Jiang ym. 2017). Lisäksi muovikalvojäämien on todettu vähentävän typen ja fosforin saatavuutta (Hegan ym. 2015).

Nämä muutokset ovat etenkin kasvien kannalta haitallisia. Maaperän sisältämien makromuovikappaleiden onkin todettu hidastavan kasvien kasvua ja estävän niiden lisääntymistä (Qi ym. 2018, Verla ym. 2020, Ferdous ym. 2021). Eräässä kasvihuonekokeessa biohajoavasta muovista valmistetun kalvon todettiin olevan vehnän sekä maanpäällisille että maan pinnan alapuolisille kasvinosille haitallisempi kuin polyeteenikalvon (Qi ym. 2018). Lierojen todettiin kuitenkin vähentävän näitä haitallisia vaikutuksia. Lin ym. (2014) tutkimuksessa puolestaan todettiin, että tärkkelyksestä, selluloosasta tai PLA-pohjaisista muoveista valmistettujen katemuovien vaikutukset maaperän ominaisuuksiin, kuten mm. pH-arvoon ja mikrobimassan määrään olivat vähäiset.

Poeta ym. (2017) totesivat joidenkin hiekkarantojen dyneillä kasvavien kasvien voivan juurtua EPS-muovikappaleisiin. Tällä epäiltiin olevan enemmän positiivisia kuin haitallisia vaikutuksia ajatellen kasvien kasvua, koska EPS on erittäin kestävä ja sillä on hyvä vedenpidätyskyky sekä alhainen lämmönjohtavuus. Makromuovien myrkyllisyys kasveille voi olla seurausta muovien sisältämien haitallisten aineiden liukenemisestä maaveteen, josta ne päätyvät edelleen kasveihin (Menicagli ym. 2019, Balestri ym. 2019). Tämän on todettu vaikuttavan kasvien kasvuun, siementen itämiseen ja kehittymiseen sekä edelleen kasvipopulaatioihin. Maaperään päätyneet muovit voivat muuttaa myös maaveden pH:ta, suolapitoisuutta ja liuenneen kiintoaineksen pitoisuutta (Balestri ym. 2019).

Laiduntavien eläinten erehdyksessä syömistä muovikappaleista ja vierasesineistä on joitakin tutkimuksia lähinnä kuivemmilta alueilta kuten Afrikasta sekä Lähi-Idästä, jossa ravinnosta on toisinaan puutetta (Tiruneh ja Yesuwork 2010). Yhdistyneissä Arabiemiraateissa aavikolla elävien kameleiden on havaittu syövän erehdyksessä muovipusseja, köysiä ja muita makrokokoisia muoveja. Kameleiden vatsaista on löydetty jopa koripallon tai matkalaukun kokoisia muovikertymiä (Eriksen ym. 2021). Muovien on todettu aiheuttavan kameleiden ruuansulatuselimistön tukoksia, verenmyrkytystä, joka on ollut seuraus muovien aikaansaamasta vatsan bakteerikasvuston lisääntymisestä, aliravitsemusta ja nestehukkaa (Eriksen ym. 2021). Tutkimuksen mukaan arviolta noin 1 % kameleista kuoli syömiensä muovien vuoksi (Eriksen ym. 2021). Toisen tutkimuksen mukaan noin 17 %:n teurastetusta karjasta oli syönyt erilaisia vierasesineitä, joista muovien osuus oli noin 31 %, tekstiilien 21 % ja johtojen 4,5 % (Jebessa ym. 2018). Myös vuohien ja lampaiden vatsaista on löydetty vierasesineitä, joista suurin osa oli muovipusseja (Tiruneh ja Yesuwork 2010). Tutkimuksessa, jossa kerättiin kansalaishavaintoja muovien vaikutuksia maaympäristön ja makeanveden eliöihin, suurin osa vaikutuksista havaittiin linnuilla (72,2 %, 30 eri lajia) (Blettler ja Mitchell 2021). Tyypillisin vaikutus oli luonnonmukaisten pesänrakennusmateriaalien korvautuminen erilaisilla muovituotteilla (42 %) ja seuraavaksi yleisin takertuminen muoveihin (33 %). Valtaosassa (60 %) tapauksista takertuminen muoveihin johti eläimen kuolemaan. Tutkimuksessa havaittiin, että takertuminen haamuverkkoihin ja pullonkorkkien muovisiin renkaisiin olivat eläimille kaikkein vaarallisimpia ja verrattain yleisiä ilmiöitä (Blettler ja Mitchell 2021).

Muovien on havaittu aiheuttavan erilaisia vaikutuksia myös Suomessa maalla eläviin suurikokoisiin eläimiin, kuten nisäkkäisiin, lintuihin, matelijoihin ja sammakkoeläimiin. Eläinten syömistä muoveista ei Suomessa ole juuri tietoa, koska luonnonvaraisille eläimille ei tavallisesti suoriteta ruumiinavauksia (Korkeasaaren villieläinsairaala 2021, Lindqvist 2021). Kuitenkin Suomessa on viitteitä siitä, että maalla elävät eläimet saattavat syödä suurikokoisia muoveja etenkin silloin, kun ravinnosta on puutetta. Lintujen, etenkin merilintujen, on tiedetty jo pitkään syöneen erehdyksessä makrokokoisia muoveja (kuvat 7 ja 8). Linnut ovat voineet myös syödä esim. siimaa kohtalokkain seurauksin (Korkeasaaren villieläinsairaala 2021). Lintujen on havaittu myös takertuvan esimerkiksi hylättyihin kalastusvälineisiin (katiskoihin, verkkoihin, siimoihin ja koukkuihin), kertakäyttöpakkausten kuten tölkkien muovisiin sixpack-renkaisiin, kasvomaskeihin, muovipusseihin sekä pullonkorkkeihin ja niiden kaatorenkaisiin (kuva 7). Maalla ja vesiympäristössä ruokailevien tai elävien lintujen suhteen on vaikeaa tehdä eroa. Suomessa maalla elävistä nisäkkäistä etenkin siilien, on havaittu kärsivän muovien vaikutuksista. Siilit takertuvat niin ikään kalastusvälineisiin kuten siimoihin, mutta myös esim. puutarhoissa käytettyihin verkkoihin, sulkapallo- ja jalkapalloverkkoihin, ympäristöön päätyneisiin hiuslenkkeihin, kertakäyttömukien kansiin ja sixpack-pakkausten renkaisiin. Muoviroskien aiheuttamat vauriot voivat vaatia



pitkäaikaista hoitoa (murtumat, hiertymät, ihovauriot, nestehukka), ja osa voi johtaa jopa siilien kuolemaan (Lindqvist 2021). Puutarhoissa käytettyihin verkkoihin on havaittu takertuvan myös rupikonnia ja rantakäärmeitä. Aiheesta ei kuitenkaan ole olemassa tarkempaa julkaistua tietoa eikä tilastoja. Muovien aiheuttamia haittoja luonnonvaraisille eläimille arveltiin kuitenkin olevan eri puolilla Suomea kymmeniä vuosittain ja muoviroskan todettiin ehdottomasti olevan ongelma luonnonvaraisille eläimille (Korkeasaaren villieläinsairaala 2021, Lindqvist 2021).

Tietoa koti- ja tuotantoeläinten syömistä muoveista Suomesta ei juuri löydy. Viitteitä on kuitenkin siitä, että naudat saattavat erehdyksessä syödä esim. rehupaalien naruja ja muuta muovia. Eläinten ruokinnan automatisoituminen voi myös osaltaan mahdollistaa erilaisten vierasesineiden pääsyn eläinten ruokinta-astioihin, koska niitä ei huomata ajoissa (Storberg 2021).

### Vesiympäristö

Vesiympäristössä muovi voi aiheuttaa niin ekologisia, taloudellisia kuin sosiaalisia haittoja (Werner ym. 2016). Etenkin haamuverkkojen sekä muiden hallitsemattomien kalastusvälineiden on havaittu aiheuttavan eliöille haittaa.

Yli 800 eliölajin, kuten merikilpikonnien, hylkeiden, valaiden, merilintujen, kalojen ja selkärangattomien, on todettu kärsivän meriroskasta ja määrän ennustetaan kasvavan sitä mukaa, kun uutta tutkimustietoa aiheesta kertyy (SCBD 2016). Toistaiseksi suurin osa tunnetuista vaikutuksista kohdistuu suoraan roskien kanssa kosketuksissa olevaan yksilöön, mutta erityisen saastuneilla alueilla on myös havaittu koko populaatioon kohdistuvia tai eliöyhteisön rakennetta muovaavia vaikutuksia (Werner ym. 2016, Lavers ym. 2019). Näiden laajamittaisempien ekologisten vaikutusten osoittaminen ympäristössä on kuitenkin haastavaa, sillä eliöt kohtaavat samanaikaisesti myös monia muita ekosysteemiin vaikuttavia ihmisperäisiä paineita.



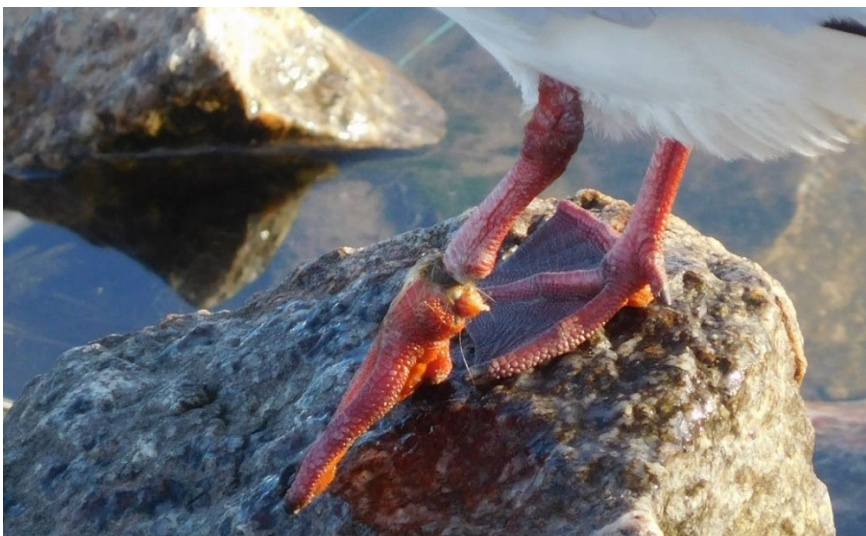
Kuva 7. Suurikokoisten muovien aiheuttamia haittoja linnuille. Yllä naakka, jonka jalkaan on tarttunut suurikokoinen muovinen esine ja seuraavan sivun kuvassa maskiin takertunut allsi. Kuvat: Sari Valtanen (yllä), PK-ESY ja Simo Nyrönen (seuraava sivu).



Eliöiden sotkeutuminen roskaan ja roskan syöminen ovat vesiympäristöön päätyneen muoviroskan suoria ja näkyvimpiä haittavaikutuksia. Vesieliöt voivat takertua meressä kelluvaan roskaan tai vedenalaisissa rakenteissa kiinni oleviin karanneisiin tai hylättyihin kalanpyydyksiin tai niiden osiin, kuten siimoihin (Setälä ym. 2017). Sotkeutuminen vaikeuttaa eläimen liikkumista estäen sen ravinnonpyynnin, lisääntymisen ja pakenemisen saalistajilta, voi aiheuttaa haavoja, kudonvaurioita, raajan menetyksen tai tukehtumisen ja hukkumisen. Eläinten sotkeutumisia aiheuttavat erityisesti silmukoita tai solmuja muodostavat nauhat, pakkaussiteet, kalastusverkot, -siimat ja -köydet, nippusiteet ja muovipussit (Werner ym. 2016). Tunnetuista merinisäksälajeista n. 42 %:n, merilintulajeista 25 %:n ja kaikkien merikilpikonnalajien tiedetään sotkeutuneen meriroskiin (Kühn ym. 2015). Kaloilla ja selkärangattomilla osuutta on vaikea arvioida, koska lajisto tunnetaan huonommin. Ryan (2018) puolestaan arvioi perustuen Googlessa oleviin kuviin ja muihin internet-lähteisiin, että ainakin 36 % meri-, 10 % järvi- ja 0,5 % maalintulajeista on sotkeutunut muoviroskiin, joista suurin osa (83 %) oli kalastustarvikkeita.

Muoviroskaan sotkeutumisen todennäköisyys ja sen vaikutukset vaihtelevat eliöistä ja elinympäristöstä sekä roskatyyppistä riippuen. Esimerkiksi harmaaahylkeiden, ja erityisesti niiden poikasten, on todettu olevan Pohjanmerellä kirjohylkeitä herkempiä sotkeutumaan roskiin (Werner ym. 2016). Englannin lounaisrannikolla 3,6–5 %:n harmaaahylkeistä havaittiin sotkeutuneen vuosittain meriroskiin vuosina 2004–2008 ja 64 %:ssa tapauksista sotkeutuminen aiheutti fyysisiä vammoja kuten kuristumista tai haavoja (Allen ym. 2012). Pohjois-Euroopan merilinnuista etenkin Pohjois-Atlantilla esiintyvä suula (*Morus bassanus*) on altis takertumaan meriroskaan (Strand ym. 2015). Suomessa ei ole selvitetty, mitkä vesieliöt ovat suurimmassa vaarassa takertua muoviroskaan.

Merilinnut käyttävät usein muovia pesämateriaalinaan, jolloin sekä pesivät linnut että pesäpoikaset ovat vaarassa sotkeutua muoviroskaan. Pohjanmerellä sijaitsevalla saksalaisella Helgolandin saarella 97–99 % suulanpesistä sisälsi muoviroskaa 2014–2015, lähinnä muoviverkkoja, -siimoja, -naruja ja -köysiä sekä pakkausmuovia (Werner ym. 2016). Muovia on löydetty myös kiislojen pesistä Helgolandissa, pikkukajavan pesistä Tanskassa (Hartwig ym. 2007) sekä kala-, selkä- ja merilokkien ja meri- ja karimetsojen pesistä Skotlannissa (Thompson ym. 2020). Schernewskin ym. (2017) tutkimuksessa Saksan rannikolla, Etelä-Itämerellä, noin puolessa merimetson pesistä löytyi muoviroskaa, lähinnä pakkausmateriaalia (57 %) ja muita muovinkappaleita (31 %). Muoviroskaan takertuneita lintuja tai roskan muita suoria haittavaikutuksia ei kuitenkaan havaittu. Muovien käyttöä merilintujen pesänrakennusmateriaalina tutkitaan parhaillaan tarkemmin myös Suomen osalta Suomen ympäristökeskuksen MUPPE-hankkeessa (liite 2).



Kuva 8. Muovin aiheuttamia haittoja linnuille. Yllä olevassa kuvassa siimaa naurulokin jalassa Töölönlahdella ja seuraavalla sivulla köyteen takertunut joutsen Hangossa. Kuvat Marja Saarinen (yllä) ja Inkeri Pekkanen (seuraava sivu).



Mereen jääneet, hylätyt tai kadonneet kalastusvälineet, ns. haamuverkot, aiheuttavat erityisen suuren riskin eliöiden sotkeutumiselle meriroskaan. Yksin Itämerellä on arvioitu 5 500–10 000 verkon jäävän vuosittain mereen (WWF Poland 2015). Haamuverkot jatkavat pyyntiä vielä vuosia tai jopa vuosikymmeniä mereen päätymisensä jälkeen, jolloin niihin takertuu kaloja ja muita merieliöitä, mm. sukeltavia lintuja ja merinisäkkäitä. Pyydyksiin jo takertuneet eläimet houkuttelevat paikalle saalistajia ja raadonsyöjiä, jotka voivat myös jäädä kiinni. Sukeltajien havaintojen mukaan esimerkiksi pohjoisella Itämerellä hylkyihin takertuneissa verkoissa ja trooleissa on lähes aina hukkunut hylje tai useampikin (Setälä ym. 2017). Norjassa on arvioitu, että hylättyihin verkkoihin ja rapumertoihin takertui 14 000 kg kalaa ja 12 000 rapua vuonna 2011 (Norwegian Directorate of Fisheries 2011).

Vesieliöt voivat myös erehtyä luulemaan muovinkappaleita ravinnoksi niiden samankaltaisen värin tai muodon takia ja syömään niitä, tai roskat voivat kulkeutua passiivisesti eläinten vatsaan ruokailun yhteydessä. Syöty roska voi tukkia ruoansulatuskanavan, aiheuttaa väärää kylläisyyden tunnetta, hidastaa tai estää kasvua ja lisääntymistä sekä johtaa eliön kuolemaan (Setälä ym. 2017). Yleisimpiä eliöiden syömiä muoviroksia ovat suurempien muovinkappaleiden hajotessa syntyneet tunnistamattomat muovipalat ja -riekaleet sekä kalastustarvikkeet ja muovikassit (Werner ym. 2016). Ainakin 40 %:n

maailman merilintulajeista, 50 %:n merinisäkkäistä sekä kaikkien merikilpikonnalajien tiedetään syöneen muovirooskaa (Kühn ym. 2015). Merilinnuista eniten roskaa syöneitä lajeja on todettu ulappakeijulin-  
lintujen (sisältäen albatrossit, keijut, ulappaliitäjät ja ulappakeijut; 60 % lajeista syönyt roskaa) ja ranta-  
lintujen laikoissa (sisältäen kahlaajat, lokit ja ruokit; 40 % lajeista syönyt roskaa). Merinisäkkäistä 62  
%:n hammasvalas- ja korvahyljelajeista, 54 %:n hetulavalaslajeista ja 21 %:n varsinaisista hylkeistä tie-  
detään syöneen merirooskaa (Kühn ym. 2015). Hammasvalaista erityisesti kaskelotteja on ajautunut  
useille Pohjanmeren rannoille muovirooskaa vatsaissaan (Unger ym. 2016). Saksan Pohjanmeren ja Itä-  
meren rannoille vuosina 1990–2014 ajautuneista 1622 merinisäkkästä merirooskaa havaittiin yhteensä  
31 eläimessä (Unger ym. 2017). Näistä 14 eläintä (5 pyöriäistä, 6 kirjo- ja 3 harmaaahyljettä) oli takertu-  
nut roskaan ja 17 (4 pyöriäistä, 10 kirjo- ja 3 harmaaahyljettä) niellyt sitä. Roskista 65 % oli kalastustar-  
vikkeita.

Pohjoisen pallonpuoliskon linnuista erityisesti Pohjanmerellä pesivät myrskylinnut nielevät muovia  
säännöllisesti: on arvioitu, että noin 95 %:lla yksilöistä on muovia vatsassaan (van Franeker ym. 2011).  
Ympäristöstä kuolleina löydettyjen myrskylintujen vatsaissa oleva muovi on yksi OSPARin Koillis-At-  
lantille asettamista ns. ekologisen laadun tavoitteista (Ecological Quality Objectives, EcoQO) (van  
Franeker ym. 2011) sekä EU:n meristrategiapuitedirektiivin hyvän ekologisen tilan indikaattoreista (van  
Franeker ym. 2021). Molempien mukaan hyväksyttävässä ekologisessa tilassa alle 10 %:lla myrskylin-  
nuista on yli 0,1 g muovia vatsassaan. Vuosien 2014–2018 aineistossa 51 %:lla Pohjanmeren myrskylin-  
nuista oli vatsassaan yli 0,1 g muovia, joten tavoitetta ei saavutettu (van Franeker ym. 2021). Itämerelle  
ei toistaiseksi ole löydetty myrskylintua vastaavaa merirooskan eliövaikutusten indikaattorilajia. Etelä-  
Itämerellä tutkittujen merilintujen (merimetson, allin, mustalinnun, mustakurkku-uikun, härkälinnun,  
lapasotkan, punasotkan ja tukkasotkan) vatsaista ei toisaalta ole yksittäistapauksia lukuun ottamatta löy-  
tynyt makromuovia (Schernewski ym. 2017).

Muovia saattaa päätyä ravintoverkkoon myös sen alemmilla tasoilla, mutta useimmiten on kyse  
mikro-kokoluokan (<5 mm) muoveista. Pohjoismaista on vain vähän tietoa kalojen ja selkärangattomien  
makroroskan syömisestä tai sen vaikutuksista. Pohjanmerellä ja Etelä-Itämerellä ainakin täpläsillin  
(Skóra ym. 2012), turskan, hietakampelan, kampelan ja makrillin vatsaista on löytynyt muovikappaleita  
(Rummel ym. 2016). Silakasta muovia ei löytynyt. Kaikista Rummelin ym. (2016) tutkimista 290 ka-  
lasta 5,5 %:sta löytyi muovihiukkasista, joista 74 % oli mikromuoveja ja lähes 40 % koostui polyeteen-  
istä. Ulapalla saalistavien kalojen todettiin syövän muovia merkitsevästi useammin kuin pohjalla saa-  
listavien. Muovia syöneiden kalojen kunnon ei kuitenkaan havaittu eroavan merkittävästi kaloista, jotka  
eivät olleet syöneet muovia.

Muovirooskan vaikutuksista makean veden eliöihin on huomattavasti vähemmän tutkimustietoa kuin  
merirooskan vaikutuksista eliöihin. Nykytiedon valossa vaikuttaa kuitenkin siltä, että samansuuntaisia  
haittavaikutuksia esiintyy molemmissa ympäristöissä. Euroopassa on havaittu ainakin makean veden  
rapujen, kalojen ja lintujen takertumista järvissä oleviin haamuverkkoihin sekä vesilintujen ja saukon  
käyttäneen muovirooskaa pesänrakennusaineena (Azevedo-Santos ym. 2021).

Suorien vaikutusten lisäksi muovirooska voi vaikuttaa veden eliöyhteisöihin myös epäsuorasti muut-  
tamalla tai tuhoamalla elinympäristöjä ja eliöyhteisöjä sekä heikentämällä veden laatua. Erityisesti muo-  
vikalvot ja -kappaleet sekä kalastustarvikkeet voivat peittää pohjan tukahduttaen alle jäävät eliöt heiken-  
tämällä happipitoisuutta ja perustuotantoa ja sitä kautta eliöiden kuntoa, mikä voi johtaa jopa niiden  
kuolemaan. Esimerkiksi Irlannissa on havaittu jopa yksittäisten (sekä perinteisten että biohajoavien)  
muovikassien aiheuttavan pohjaan hapettomat olosuhteet, mikä vähentää perustuotantoa ja orgaanisen  
materiaalin määrää sekä sedimentissä elävien selkärangattomien eliöiden esiintymistiheyttä (Green ym.  
2015). Roskat voivat tukahduttaa ja haitata kasveja myös rannoilla (Cheshire ym. 2009). Pohjalle vajon-  
nut pyydys voi raahautua veden liikkeiden mukana pitkiäkin matkoja ja liikkuessaan vaurioittaa pohjan  
kasvillisuutta ja pohjaeläimiä. Erityisesti kovat pohjat ja hiekkadyynit ovat kulutukselle herkkiä (Setälä  
ym. 2017).

Roskat voivat myös luoda täysin uusia elinympäristöjä lisäämällä kovia alustoja ympäristöön. Esi-merkiksi pehmeille pohjille vajonneet roskat voivat muodostaa uusia kiinnittymisalustoja kovien pohjien eliöille, joita alueella ei muuten tavattaisi. Ruotsin länsirannikolla tehdyssä tutkimuksessa havaittiin, että meriroskan pinnalla elävien makro-organismien tiheydet olivat luonnonmateriaaleja korkeampia ja yhteisöt monimuotoisempia, mutta eliöyhteisöt erosivat taksonomisesti toisistaan (Garcia-Vazquez ym. 2018). Myös kaupunkien läpi virtaavissa joissa roska- eliöyhteisöt olivat monimuotoisempia kuin kivien päällä elävät yhteisöt (Wilson ym. 2021). Roskat voivat siten merkittävästi muokata sekä pohja- että rannikkoekosysteemien eliökoostumusta. Myös veden pinnalla tai vesipatsaassa kelluvan muoviroskan pinta peittyy ajan kuluessa monimuotoisten mikrobiyhteisöjen muodostamalla biofilmillä, joka voi koostua sekä bakteereista että aitotumaisista eliöistä ja sisältää myös haitallisia patogeeneja (Zettler ym. 2013). Muoveista vapautuu ympäröivään veteen liuen- nutta orgaanista hiiltä, joka stimuloi heterotrofisten bakteerien kasvua (Romera-Castillo ym. 2018).

### 3.5.2 Muut haitalliset vaikutukset

#### Vieraslajien kulkeutuminen

Vesistöihin päätyvä roska, mukaan lukien erilaiset muovit, voivat kuljettaa mukanaan kiinnittyviä eliöitä. Päälyskasvustossa kulkeutuu myös vieraslajeja. Vieraslajit kulkeutuvat alueelta toiselle ihmisen vaikutuksen takia, vesiympäristössä useimmiten laivojen mukana, mutta kelluva roska ja muovi ovat muodostaneet uuden leviämisen- ja kulkeutumisalustan näille lajeille. Vieraslajit salamatkustavat muovien päälle kiinnittyneinä tai kiinnittyneen päälyskasvuston joukossa irrallaan. Vieraslajien tiedetään ylittäneen valtameriä muovin päällä jo 1970-luvulla (Pease 1974) ja nykytiedon valossa vieraslajien kulkeutumista roskan mukana on havaittu maailman kaikilla merialueilla (Póvoa ym. 2021). On arvioitu, että kelluva roska on lisännyt vieraslajien kulkeutumismahdollisuuksia kaksinkertaiseksi eteläisillä merillä ja kolminkertaiseksi pohjoisemmilla leveysasteilla (Barnes 2002). Suurin osa tutkimuksista, joissa vieraslajien kulkeutumista roskan mukana on selvitetty, on tehty Tyynellä valtamerellä ja Atlantilla (Póvoa ym. 2021). Tämä voi johtua meriroskan suuresta määrästä näillä alueilla ja Japanin tuhoisasta tsunamista 2011, jonka myötä valtavat määrät kelluvaa roskaa lähti ajelehtimaan päätyen Kanadan ja USA:n rannikoille (mm. Lindo 2020). Eniten vieraslajeja on raportoitu kulkeutuvan kalastusverkkojen, köysien, styroksipalojen ja nailonisen kalastussiiman mukana. Yleisimpiä roskan päällä kulkeutuvia vieraslajiryhmiä ovat erilaiset levät, sammaleläimet, nilviäiset, merirokot ja monisukasmadot. Goldstein ym. (2014) havaitsivat, että mitä suurempi kulkeutuva muovikappale on, sitä suurempi lajikirjo päälyskasvustosta löytyy.

Itämerellä vieraslajien kulkeutumista meriroskan päällä ei ole tutkittu. Osaltaan tähän vaikuttaa varmasti se, ettei Itämerellä ole kelluvan roskan seuranta, toisin kuin monilla muilla merialueilla (Rothäusler ym. 2019). Maailmalla havaintoja vieraslajeista ja muusta päälyskasvustosta on tehty myös rantaroskaseurannan ja -siivouskampanjoiden yhteydessä luokitelluilta roskilta. Rantaroskaseuranta tehdään Itämerellä ja Suomessakin, minkä ohessa vieraslajien määrä havaituilla roskilla voitaisiin meilläkin dokumentoida.

#### Taudinaiheuttajien kulkeutuminen ja antimikrobiresistenssin muodostuminen

Ympäristössä muovien päälle kehittyy biofilmi eli bakteerien ja pieneliöstön muodostama kerros. Tiedetään, että biofilmin joukkoon voi kolonisoitua myös taudinaiheuttajia (patogeeneja), meriympäristössä mm. *Vibrio crassostrea* (Foulon ym. 2016), joka on taudinaiheuttaja ostereille ja näin ollen uhka osterekasvatuksille. Muovin päällä kulkeutuvan päälyskasvuston joukosta on tunnistettu myös mm. invasiivista/kulkeutuvaa *Halofolliculina* spp. -taudinaiheuttajaa, joka on haitallinen Tyynenmeren koralleille (Goldstein ym. 2014) sekä lohikalojen taudinaiheuttajaa (*Aeromonas salmonicida*) Adrianmereltä ja Norjan rannikolta (Viršek ym. 2017, Radisic ym. 2020). Välimereltä ja Brasilian rannikkovesistä on

myös tunnistettu muovien päällyskasvuston joukosta ulosteperäisestä saastumisesta kertovia indikaattoribakteereja, mahdollisia taudinaiheuttajia (ihmiset) (*Mycobacterium* ja *Staphylococcus spp.*, *Escherichia coli*, *Vibrio cholerae*, *V. vulnificus* ja *V. Mimicus*; Silva ym. 2019, Basili ym. 2020). Mahdollisten taudinaiheuttajien (*Vibrio parahaemolyticus*, *V. vulnificus* ja *V. cholerae*) kulkeutumista muovien päällä on havaittu myös Pohjanmerellä ja eteläisellä Itämerellä (Saksan ja Puolan rannikolla), jossa tutkittiin merestä kerättyjen >300 µm:n kokoisten muovihiukkasten päälle asettunutta bakteerilajistoa (Kirstein ym. 2016). Taudinaiheuttajia löytyi molemmilta merialueilta sekä vedestä että mikromuovien päälle kasvaneen biofilmin joukosta. Muovien kertyminen mm. virkistyskäytössä tärkeiden hiekkarantojen läheisyyteen ja muovien päälle kertyvät mahdolliset taudinaiheuttajat lisäävät riskejä, joista ei vielä tiedetä tarpeeksi (Keswani ym. 2016). Vaikka useat tutkimukset ovat todentaneet erilaisten eläin- tai ihmispatoogeenien esiintymisen muovien päältä vesiympäristössä, tieto on vajavaista koskien ongelman laajuutta maantieteellisesti ja vakavuutta (Audrezet ym. 2021).

### 3.6 Muovien sisältämät haitalliset aineet

Erilaisten haitallisten yhdisteiden esiintyminen muoveissa riippuu pitkälti niiden käyttötarkoituksista. Esimerkiksi pakkausmuoveissa käytetään vähemmän lisäaineita kuin esim. erilaisissa kulutusta kestävässä tuotteissa, rakennusmateriaaleissa tai kulkuvälineiden muoviosissa. Lisäksi muoveihin voidaan lisätä erilaisia antimikrobisia yhdisteitä (yleensä noin 0,001–1 % materiaalin painosta) parantamaan niiden hygieenisyyttä (esim. triklosaani, organotinat jne.), tai ylipäättään kestävyyttä mikrobeja vastaan (Hansen 2013). Pakkausmateriaaleista elintarvikekontaktissa olevissa muoveissa on yleensä varsin vähän lisäaineita, sillä niiden laatuvaatimukset ovat hyvin tiukat. Ihminen ja ympäristö voivat altistua sellaisille muovien lisäaineille, joita on käytetty kuluttajatuotteissa ja jotka voivat kulkeutua ulos muoveista (Hansen ym. 2014). Eniten tietoa löytyy sellaisista ihmisterveydelle tai ympäristölle haitallisista muoveihin lisätyistä yhdisteistä, joihin mahdollisesti kohdistuu jo erilaisia rajoitteita tai kieltoja. Tällaisia ovat esimerkiksi POP-yhdisteet (Persistent Organic Pollutants) tai erityistä huolta aiheuttavat SVHC-aineet (Substances of Very High Concern). Nämä yhdisteet ovat käyneet läpi erilaisia riskinarvioita ja niiden pitoisuuksia ympäristön eri osista on seurattu. Näiden lisäksi on kuitenkin olemassa vielä lukuisia ns. ”nousevia yhdisteitä”, joiden todellisia ympäristö- ja terveysvaikutuksia ei vielä tunneta riittävästi, mutta jotka on kuitenkin tunnistettu mahdollisesti haitallisiksi. Näihin nouseviin aineisiin lukeutuu mm. sellaisia yhdisteitä, joilla on usein korvattu jo kiellettyjä tai rajoitettuja yhdisteitä.

POP-yhdisteet ovat erittäin pysyviä, myrkyllisiä ja eliöihin herkästi biokertyviä. Tällaisia yhdisteitä kutsutaan PBT-yhdisteiksi (Persistent Bioaccumulative Toxic). Ne myös kaukokulkeutuvat pitkiä matkoja niiden alkuperäisiltä päästölähteiltään. Useimpia POP -yhdisteitä on käytetty erilaisina teollisuuskemikaaleina, palonestoaineina tai torjunta-aineina. Kansainvälinen vuonna 2001 solmittu Tukholman yleissopimus pyrkii kieltämään tai rajoittamaan voimakkaasti POP-yhdisteiden käyttöä, tuotantoa, markkinoille saattamista, vientiä ja tuontia. Yleissopimus on toimeenpantu EU:ssa POP-asetuksella (EU) 2019/1021. POP-yhdisteitä pyritään rajoittamaan Tukholman sopimuksen ohella myös alueellisella YK:n Euroopan Talouskomission alaisella kaukokulkeutumissopimuksella. POP-yhdisteitä voidaan pitää kaikkein haitallisimpina ympäristömyrkkyyinä, sillä ne säilyvät ympäristössä pitkään ja voivat aiheuttaa pieninä pitoisuuksina haittaa ihmiselle ja ympäristölle. Useimmat POP-yhdisteet ovat rasvaliukoisia ja ne rikastuvat siten erityisesti ravintoverkkojen huipulla oleviin kuluttajiin.

Euroopan unionin kemikaalien rekisteröintiä, arviointia, lupamenettelyitä sekä rajoituksia koskevan REACH-asetuksen mukaan, erityistä huolta aiheuttaviksi aineiksi eli ns. SVHC-aineiksi, tunnistetut yhdisteet lisätään Euroopan kemikaaliviraston ylläpitämälle kandidaattilistalle. Kandidaattilistalta kyseiset yhdisteet voivat puolestaan päätyä edelleen ns. luvanvaraisten yhdisteiden listalle. Tämän jälkeen kyseisiä aineita ei saa käyttää ilman Euroopan komission myöntämää lupaa. Luvan saaminen edellyttää riittävää riskinhallintaa ja perusteluita käytön tarpeellisuudesta. Tavoitteena on edistää luvanvaraisten aineiden korvaamista turvallisemmilla aineilla tai menetelmillä. SVHC-yhdisteisiin voi siis lukeutua esim.

ns. CMR-aineita (Carcinogenic, Mutagenic or toxic to Reproduction), joiden on todettu olevan syöpää aiheuttavia, perimää vaurioittavia tai lisääntymismyrkyllisiä. Lisäksi SVHC-yhdisteisiin voi lukeutua erilaisia PBT-yhdisteitä, jotka ovat hitaasti hajoavia, biokertyviä ja myrkyllisiä tai erittäin hitaasti hajoavia ja erittäin biokertyviä yhdisteitä, eli vPvB-aineita (very Persistent very Bioaccumulative). Myös sellaiset yhdisteet, jotka kykenevät häiritsemään hormonitoimintaa (ns. EDC-aineet eli Endocrine Disrupting Chemicals) voivat päätyä SVHC-aineiksi.

Näitä edellä mainittuja POP- ja SVHC-yhdisteitä ja niiden käyttöä säädellään siis POP-, REACH- ja RoHS-asetuksilla (CLP), jotka määrittävät mm. sallittuja enimmäiskäyttömääriä, jäteraja-arvoja ja ilmoitusvelvoitteita (ks. kappale 7). Ennen käyttökieltoja tai -rajoituksia valmistetuissa muovituotteissa voi olla huomattavasti korkeampia pitoisuuksia kyseisiä aineita, mikä on merkityksellistä sekä näiden tuotteiden ympäristövaikutusten (roskaantuminen, päästöt) että muovijätteen kierrättämisen kannalta (Luku 6).

### 3.6.1 Tarkoituksella lisätyt aineet

Muovista valmistettujen tuotteiden tulee usein kestää esim. suuria lämpötilojen vaihteluita, UV-säteilyä ja/tai mekaanista rasitusta tai niillä pitää olla muita käyttötarkoituksen kannalta välttämättömiä mekaanisia tai muita ominaisuuksia (esimerkiksi väri, happi- ja kaasutiiviys, paloturvallisuus). Näitä ominaisuuksia tuotetaan yhdistämällä eri muovilajeja (esimerkiksi monikerrosmuovipakkaukset) ja käyttämällä erilaisia täyte- ja lisäaineita. Muoveihin lisättyjen yhdisteiden määrät vaihtelevat suuresti halutuista ominaisuuksista ja muovituotteen käyttötarkoituksesta sekä täyte- ja lisäaineiden hinnasta riippuen.

Joillakin muoveissa käytetyillä lisäaineilla tiedetään olevan haitallisia vaikutuksia terveyteen tai ympäristöön. Esimerkkejä tällaisista yhdisteistä ovat bisfenoli-A (BPA), erilaiset ftalaatit, organotinat (käytetty etenkin PVC:ssä) sekä erilaiset halogenoidut (fluoratut, bromatut, fosforoidut, klooratut) yhdisteet (Teuten ym. 2009). Ensin mainittuja käytetään esimerkiksi PVC-muovin pehmittiminä, organotinoja mm. antimikrobisina yhdisteinä ja halogenoituja yhdisteitä muoviosien palonsuoja-aineina kulkuvälineissä, sähkö- ja elektroniikkalaitteissa, rakentamisessa käytettävissä muovieristeissä ja muovia sisältävissä tekstiileissä.

PE-LD- ja PE-LLD-muovit ovat halpoja ja monikäyttöisiä muoveja. Materiaalina nämä muovit ovat hyvin joustavia, minkä vuoksi niihin ei tarvitse lisätä pehmittimiä ja niitä käytetäänkin mm. erilaisissa pakkauksissa. PE-LD- ja PE-LLD-muovit eivät kuitenkaan kestä UV-säteilyä, minkä vuoksi niistä valmistettuihin, etenkin ulkokäyttöön tuleviin, tuotteisiin lisätään usein stabilaattoreita. PVC-muovi on puolestaan markkinoilla olevista muovilajeista edullisin, mutta siihen on myös lisätty eniten erilaisia lisäaineita kuten pehmittimiä ja stabilaattoreita. Arvioiden mukaan jopa 50 % kaikista pehmittimistä lisätäisiin nimenomaan PVC-muoveihin. Lisätyimmät pehmittimet ovat lähinnä ftalaatteja edullisuutensa sekä hyvien ominaisuuksiensa vuoksi. Palonsuoja-aineita lisätään muoveihin lähinnä silloin, kun lainsäädäntö sitä edellyttää. Palonsuoja-aineita voi olla lisättynä muoveihin jopa 50 % niiden painosta (Hansen ym. 2013).

Lisäaineina toimivat yhdisteet voivat kulkeutua muovimateriaalista sen pintaosiin, josta ne päätyvät edelleen ympäröivään veteen, ilmaan, maaperään tai joutuvat suoraan kosketukseen esim. ihon kanssa. Etenkin ftalaattien (DEHP) ja bromattujen palonsuoja-aineiden (PBDE) tiedetään kulkeutuvan ulos muoveista, mutta tätä tapahtuu myös muiden yhdisteiden osalta (Hansen ym. 2014). Tämä ns. kemikaalien kulkeutumisenopeus muoveista vaihtelee yhdisteestä ja muovilaadusta riippuen (Teuten ym. 2009). Kulkeutumista tehostavat mm. yhdisteiden pieni molekyylikoko, alhainen kiehumispiste (esim. organotinat), heikko liukoisuus muoveihin, muovin amorfisuus, korkea lämpötila sekä muovin kanssa kosketuksissa olevan väliaineen kyky vetää puoleensa lisättyjä yhdisteitä (esim. ftalaatit irtoavat muovista helposti kasviöljyihin) (Hansen ym. 2014). Molekyylipainoltaan raskaampien (>600 g/mol) yhdisteiden kulkeutuminen muoveista on puolestaan heikkoa. Tämän vuoksi lisäaineet pyritäänkin suunnittelemaan suurimolekyyllisiksi yhdisteiksi, joita ovat esim. palonsuoja-aineet, hapettumista estävät



antioksidantit ja pehmentimet. Suurimolekyylisten palonsuoja-aineiden ja pehmentimien käyttöä rajoittavat kuitenkin niiden suuret kustannukset. Lisäaineiden tulee myös olla liukoisia muovimateriaaleihin, mutta toisaalta huonosti liukenevia muovin kanssa kosketuksissa oleviin väliaineisiin kuten elintarvikkeisiin tai veteen. Yhdisteen pitoisuus muovissa, muovin paksuus ja kiteisyys sekä muovin pintakerroksen rakenne vaikuttavat niin ikään yhdisteiden irtoamiseen. BPA:lla tehtyjen kokeiden perusteella on todettu, että jätemuovista peräisin olevat yhdisteet voivat lisätä merkittävästi hormonitoimintaa häiritsevien yhdisteiden (Endocrine Disrupting Chemicals, EDC) pitoisuuksia ympäristössä (Teuten ym. 2009). Tutkimuksessa havaittiin, että hydrofobisten eli vettä hylkivien yhdisteiden diffuusio ympäristöön oli suurempaa kumimaisista muoveista (PE-HD) kuin lasimaisista muoveista (PVC). Myös muoveihin kiinnittyneiden yhdisteiden määrä vaikuttaa oleellisesti niiden diffuusioon (Teuten ym. 2009). DEHP:lle kulkeutumisenopeuden on arvioitu olevan noin 0,1–1 % vuodessa tai sen alle (Hansen ym. 2014). Yleisesti ottaen ympäristöstä kerätyistä muovihiuksista havaitut nonyyliifenoli-, BPA- ja PBDE-yhdisteet ovat todennäköisimmin peräisin pääasiassa nimenomaan lisäaineista, eikä niinkään ympäröivästä merivedestä (Teuten ym. 2009). Yhdisteiden migraatio myös hidastuu ajan kuluessa, sillä pitoisuudet muoveissa pienenevät (Hansen ym. 2013). On muistettava, että vain heikosti irtoavat tai kulkeutumattomat yhdisteet vapautuvat muoveista myös niiden rapautumisen johdosta (esim. erilaiset epäorgaaniset pigmentit kuten hiilimusta ja erilaiset liukenemattomat metallisuolat, -kompleksit ja -oksidit) (Hansen ym. 2014). Tähän vaikuttavat mm. muovien materiaali, niihin lisätyt stabilointiaineet sekä ympäristöolosuhteet (Hansen ym. 2014). Muovin pehmittimet ja muut lisäaineet voivat aiheuttaa erityistä vaaraa maaperässä mm. kaatopaikkojen yhteydessä, joista niitä voi päästä ympäristöön etenkin pohja- ja pintavesiin. Aasiassa BPA-pitoisuudet kaatopaikkojen suotovesissä korreloivat taloudellisen kehityksen kanssa (Teuten ym. 2009). Vesifaasiin vapautuneet yhdisteet voivat päätyä sieltä edelleen esimerkiksi vesieliöihin kuten kaloihin. Joidenkin näiden lisäaineiden on todettu aiheuttavan vakavia myrkyllisiä vaikutuksia eliöissä ja ihmisissä.

Ympäristöön päätyvät muovit voivat myös sisältää haitta-aineita, jotka ovat peräisin esimerkiksi muovipakkauksen sisällöstä, koska erilaisia terveydelle ja/tai ympäristölle haitallisia nesteitä pakataan muovipakkauksiin. Muovipakkauksen käytön aikana muovimateriaaliin imeytyy haitta-aineita, jolloin ympäristöön päätyessään tällainen muovituote toimii haitta-aineen päästölähteenä.

### 3.6.2 Ympäristöstä tai käytön aikana muoveihin pidätyvät yhdisteet

Muovien on ajateltu olevan inerttejä materiaaleja suuren molekyylikokonsa ansiosta, mutta niiden on myös havaittu sitovan itseensä orgaanisia haitallisia aineita ympäröivästä vedestä (Ogata ym. 2009). Tällaisia yhdisteitä ovat esimerkiksi ns. klassiset ympäristömyrkyt kuten DDT- (diklooridifenyylitrikloorietaani), PCB- (polyklooratutbifenyyli) tai PAH-yhdisteet (polyaromaattiset hiilivedyt). DDT on organoklooripestisideihin kuuluva POP-yhdiste, jota on aiemmin käytetty hyönteismyrkkinä. Nykyään sen käyttö on useimmissa maissa kielletty. PCB- yhdisteitä on käytetty aikoinaan mm. lämmönsiirtonesteinä sekä sähköeristeenä esim. muuntajissa ja kondensaattoreissa sekä betonielementtitalojen sauma-aineissa, mutta niiden käyttö Suomessa on nykyään kielletty. PAH-yhdisteet ovat puolestaan orgaanisen materiaalin epätäydellisessä palamisessa muodostuvia yhdisteitä. Koska monilla muoveilla on samoja ominaisuuksia kuin eläinkudoksilla, ne kykenevät pidättämään ympäröivästä vesifaasista erilaisia orgaanisia haitta-aineita (Hirai ym. 2011). Yhdisteiden hydrofobisuus, pysyvyys ja muovikappaleiden pinnan ominaisuudet mahdollistavat haitallisten yhdisteiden pidättymisen ympäristöstä (vesifaasi, sedimentti) mikromuoveihin (Teuten ym. 2009, Ogata ym. 2009). Sitoutumiseen vaikuttaa mm. muovikappaleen koko. Mitä pienemmästä kappaleesta on kysymys, sitä suurempi suhteellinen sitoutumispinta-ala sillä on. Toisaalta myös ohuempi muovikalvo pidättää yhdisteitä huomattavasti tehokkaammin kuin paksuumpi muovikappale (GESAMP 2015). Myös erilaisten muovien kyky absorboida haitallisia aineita vaihtelee. Etenkin PP- ja PE-muovien on havaittu absorboivan erityisen herkästi erilaisia yhdisteitä (PCB, PAH, DDT jne.). Nämä hydrofobiset yhdisteet kiinnittyvät herkästi hiukkasten pinnalle.

Haitallisten yhdisteiden pidättyminen muoveihin ympäröivästä vesifaasista kestää useita viikkoja (yli 80 päivää), ennen kuin saavutetaan tasapainotila (Karapanagioti ja Klontza 2008). Näin ollen mitä pidempään muovihuukkaset tai kappaleet ovat vedessä, sitä enemmän ne voivat mahdollisesti sitoa itseensä haitallisia aineita. Ogata ym. tutkimuksessa (2009) polyeteeniä olevista mikromuovipelleteistä havaitut haitallisten yhdisteiden (PCB) pitoisuudet olivat suurempia kuin ympäröivässä vedessä. Korkeimmat rannoilta kerätyistä muovipelleteistä mitatut PCB-pitoisuudet olivat 300–600 ng/g ja DDT-pitoisuudet 100–300 ng/g (Ogata ym. 2009). Pitoisuuksissa havaittiin vaihtelua myös eri maantieteellisten alueiden välillä, mikä heijastelee yhdisteen käyttöhistoriaa (Ogata ym. 2009). Näiden yhdisteiden sitoutumista ympäröivästä vesifaasista muovipartikkeleihin on tutkittu myös laboratorio-oloissa (Bakir ym. 2012, Lee ym. 2014). Tutkimuksissa havaittiin, että eri muovikappaleilla kuten PVC:llä, PE:llä, PP:llä ja PS:llä on mm. DDT:n, PAH-yhdisteiden sekä heksakloorisykloheksaanin (HCH) sekä kloorattujen bentseenien suuri pidätyskyky.

On arvioitu, että muovikappaleiden haurastuminen voi vaikuttaa sekä negatiivisesti että positiivisesti yhdisteiden sitoutumiseen. Lisääntynyt pinta-ala saattaa lisätä yhdisteiden sitoutumista, mutta toisaalta hapen liittyminen isäntäpolymeeriin ja siitä johtuva polarisoituminen saattaa vähentää hydrofobisten yhdisteiden kiinnittymistä. Kappaleiden iällä voi myös olla merkitystä sitoutumiseen. PCB-yhdisteiden kiinnittymisen on havaittu olevan varsin hidasta ja mitä vanhemmista partikkeleista on kysymys, sitä kauemmin ne ovat ennättäneet yhdisteitä sitoa. Muovipartikkeleiden on myös arveltu hajoavan pääasiassa rannoilla, kun taas yhdisteiden sitoutuminen tapahtuu puolestaan meriympäristössä. Näin ollen samalta rannalta kerätyt, erilaiset muovikappaleet ovat voineet sitoa itseensä hyvin erilaisia määriä haitallisia yhdisteitä. Muovipellettien, joiden väri oli haalistunut lähes keltaiseksi (tai oranssiksi), havaittiin sisältävän selvästi enemmän PCB-yhdisteitä, mikä saattaa selittyä osittain juuri hiukkasten haurastumisella sekä niiden suuremmalla iällä (Endo ym. 2005). Haitallisten yhdisteiden sitoutuminen muovihuukkasiin saattaa hidastaa osaltaan myös niiden hajoamista. Näin ollen muovikappaleet eivät ainoastaan toimi haitallisten aineiden kuljettajina, vaan ne voivat myös lisätä yhdisteiden pysyvyyttä (Teuten ym. 2009). Lisäksi on arveltu, että kaukana asutuksesta olevilla alueilla muovikappaleet saattaisivat olla POP-yhdisteiden pääasiallinen altistumisreitti eliöille (Endo ym. 2005). Itämeren alueelta tietoa muovihuukkasten sisältämistä haitallisista aineista ei juuri ole saatavilla. Koska Itämerestä ja siellä elävistä eliöistä on kuitenkin mitattu useita samoja haitallisia orgaanisia yhdisteitä, joita muoveissakin esiintyy, näiden välistä yhteyttä tulisi selvittää tarkemmin.

### 3.6.3 Muoveihin lisättyjen tai sitoutuneiden yhdisteiden vaikutukset

Eräissä tutkimuksissa on havaittu viitteitä siitä, että tietyt yhdisteet (PCB, PBDE) saattavat siirtyä eliöiden syömistä muovipartikkeleista niiden kudoksiin kuten vatsan rasvakudokseen (Yamashita ym. 2011, Tanaka ym. 2013, Lavers ym. 2014). Toisaalta eräiden mallinnusten perusteella muoveilla ei arvioida olevan suurta merkitystä niiden sisältämien haitallisten yhdisteiden siirtymiselle eliöiden kudoksiin, koska muovipitoisuuksien oletetaan olevan tasapainossa eri pitoisuuksien kanssa (Koelmans ym. 2016). Toisaalta taas mikromuovit voivat toimia tärkeässä roolissa yhdisteiden siirtymisessä silloin, kun on kyse muoveihin lisättyistä yhdisteistä. Lisättyjen yhdisteiden pitoisuudet voivat olla toisinaan hyvinkin suuria (ftalaattien pitoisuus 80 % tuotteen painosta), vaikka tutkimustietoa onkin yhä verrattain vähän.

Muutamien UV-stabilaattoreiden (UV-326, UV-327, UV-328, BP-12) ja yhden palosuojaa-aineen (BDE-209) mahdollista siirtymistä muovihuukkasista eliöihin on tutkittu in vivo -kokein (Tanaka ym. 2020). Kokeessa syötettiin kontrolloiduissa olosuhteissa muovipellettejä linnuille, joiden maksasta, talista ja vatsan rasvakudoksesta mitattiin joidenkin yhdisteiden pitoisuuksia. Toisessa in vivo -tutkimuksessa tutkittiin puolestaan haitallisten yhdisteiden (UV-324, UV-327, BP-12, BDE-209, DBDPE) siirtymistä kaloihin joko suoraan vedessä olevista muovipelleteistä tai vaihtoehtoisesti ravintoketjun kautta katkarapujen (*Neomysis* spp.) välityksellä (Hasegawa ym. 2021). Tutkimuksessa mikromuoveille altisteissa kaloissa havaittiin ympäristönäytteisiin nähden 345-kertaisia muovien lisäainepitoisuuksia.

Lisäksi kaloissa, jotka oli altistettu mikromuoveja syöneille katkaravuille, havaittiin niin ikään huomattavasti korkeampia muovien lisäainepitoisuuksia (Hasegawa ym. 2021). Tutkimustulokset tukevat oletusta siitä, että mikromuovien rikastumisella ravintoverkossa on suurempi vaikutus lisäaineiden kertymiseen eliöiden kudoksiin kuin niiden kertymisellä suoraan vedestä eliöihin (Hasegawa ym. 2021). Tulokset myös osoittivat, että altistuminen suoraan veden kautta, mikromuovien sisältämille lisäaineille, suhteessa epäsuoraan altistumiseen ravintoverkon välityksellä riippuu yhdisteestä (Hasegawa ym. 2021). Aiemmin on ajateltu, että suurimolekyyliset yhdisteet, kuten BDE-209 ja DBDPE (dekabromidifenyylitaani) eivät juuri kulkeutuisi ulos muoveista, mutta tulosten perusteella mikromuovien siirtymisen ravintoverkon välityksellä näyttäisi edesauttavan näiden yhdisteiden kertymistä muoveista eliöiden kudoksiin (Hasegawa ym. 2021).

Tutkimuksissa on havaittu mikromuovien kuljettavan eräitä orgaanisia yhdisteitä pitkiäkin matkoja (Zarfl ja Matthies 2010). Joidenkin tutkimusten mukaan linnuista mitatut PCB- ja PBDE-pitoisuudet korreloivat niiden syömien muovijätämäärien kanssa (Tanaka ym. 2013). Merkillepantavaa on myös se, että mitä pienemmistä muovihiukkasista on kyse, sitä suuremman sitoutumispinta-alan haitallisille ympäristökemikaaleille ne myös luovat.

### 3.7 Sosioekonomiset vaikutukset

Roskaantumisella on monia sosiaalisia ja taloudellisia vaikutuksia niin paikallisesti kuin kansainvälisesti (UNEP 2017). Ekosysteemien heikkeneminen voi vaikuttaa negatiivisesti talouteen (esim. tulojen menetykset kalastuksessa, matkailussa tai merenkulkualalla) ja yhteiskuntaan (esim. asukkaiden ja turistien terveys ja hyvinvointi jne.). Hinta ”reagoimattomuudelle”, eli merten roskaantumisen sallimiselle ja siitä aiheutuville vaikutuksille (vaikutus ekosysteemeihin ja sitä kautta edelleen ekosysteemipalveluihin, kaupunkilaisten ja yhteiskuntien hyvinvointiin, taloudellisiin toimintoihin kuten kalastukseen, merenkulkuun ja turismiin) on jo nyt kohtuuttoman suuri (UNEP 2017).

Roskaantuminen voi aiheuttaa taloudellisia tappioita mm. alusten ja veneiden vahingoittumisen kautta. Roskat voivat tukkia alusten jäähdytysjärjestelmiä sekä takertua potkureihin. Ehkä näkyvimpiä taloudellisia vaikutuksia elinkeinokalastukseen on ollut haamuverkoilla ja muilla karanneilla kalastusvälineillä. Nämä meriympäristöön päätyneet kalastusvälineet ovat jatkaneet hallitsemattomasti pyydystämistä, aiheuttaen joidenkin lajien osalta niin määrällisiä kuin taloudellisiakin tappioita (taulukko 2). Skotlannissa arvioitiin, että kalastussektori kärsi vähentyneistä saaliista sekä repeytyneistä kalastuspyydyksistä noin 11,7–13 miljoonan euron tappiot vuosittain, mikä vastaa noin 5 % kalastuksen kokonaistuloista. Maailmanlaajuisesti kalastussektori tuottaa vuosittain noin 94 miljardia euroa, joten mahdollinen haitta, jonka roskaantuminen kalastussektorille kaiken kaikkiaan aiheuttaa, on useita miljardeja euroja (Wurpel ym. 2011).

Roskaiset rannat eivät houkuttele turisteja ja voivat näin ollen vaikuttaa merkittävästi turismista riippuvaisten maiden talouteen ja työllisyysasteeseen. Vaikutukset voivat olla sangen merkittäviä maantieteellisestä alueesta riippuen (taulukko 2)

Rantojen siivouskustannukset voivat nousta suuriksi. On arvioitu, että Belgiassa ja Hollannissa rantojen siivoukseen kuluisi vuosittain noin 10,4 miljoonaa euroa, kun taas Britanniassa arvioitu summa on 18 miljoonaa euroa. Biskajanlahdella ja Iberian rannikoilla kustannukset ovat Espanjan ja Ranskan osalta molemmilla noin 80 000 euroa (Watkins ym. 2015). Britannian rantaviivan pituus on noin 12 000 km, jolloin arvioitu siivouskustannus yhtä kilometriä kohden olisi noin 1 500 euroa. Maailmanlaajuisesti ajateltuna kustannukset kaiken rantaviivan (jota on yhteensä noin 34 miljoonaa km) puhtaanapitoon kuluisi vuosittain noin 50 miljardia euroa (Wurpel ym. 2011).

**Taulukko 2. Esimerkkejä merten roskaantumisen aiheuttamista kustannuksista eri toimialoille (UNEP 2017).**

Toimiala	Roskaantumisen vaikutukset	Arvioidut kustannukset
Kalastus	Merten roskaantuminen voi vähentää saaliiden määriä johtuen mm. haamupyydysten vaikutuksista.	EU:n kalastukselle aiheutuneet vuosikustannukset ovat arvioiden mukaan 61,7 miljoonaa euroa.  Iso-Britanniassa vuosikustannusten arvelaan olevan kalastussektorille noin 30 miljoonaa euroa ja vesiviljelylle 1,2 miljardia euroa, josta 409 miljoonaa euroa häkien puhdistukseen ja 766 miljoonaa euroa likaantuneista ja vioittuneista potkureista aiheutuviin kustannuksiin.
Merenkulku	Merten roskaantuminen voi vahingoittaa aluksia, tukkia alusten potkureita tai jäähdytysjärjestelmiä. Viivästykset ja onnettomuudet voivat aiheuttaa tuottavuuden ja tulojen menetystä sekä toimitusketjun katkeamista. Muut vaikutukset voivat liittyä korjauskustannuksiin, pelastustoimiin sekä mahdollisesti ihmishenkien menetyksiin tai vammoihin.	Merenkululle aiheutuneet vuosittaiset kokonaiskustannukset ovat arviolta 240 miljoonaa euroa APEC-alueelle (Asia-Pacific Economic Cooperation).  Vuonna 2008, 286 pelastusaluksen potkurit vaurioituivat Iso-Britannian vesillä aiheuttaen 830 000–2 189 000 euron kustannukset.
Turismi	Roskaiset ja likaiset rannat voivat vähentää turismia ja sitä kautta työpaikkoja ja tuloja.	APEC-alueella merten roskaantumisen turismille aiheuttamat vuosikustannukset ovat arviolta 536 miljoonaa euroa.  Skagerrakin rannikolla Ruotsissa on arvioitu, että vuosittainen menetys olisi n. 19,4 miljoonaa euroa ja vastaavasti noin 150 henkilötyövuotta paikallisyhteisölle turismin vähentyessä 1–5 %.

### 3.8 Pilottitutkimukset

Hankkeen puitteissa toteutettiin kaksi pienemmän mittakaavan esiselvitystä, joiden tarkoituksena oli tuottaa alustavia tuloksia muovien materiaalivirroista sekä kaupunkiympäristön roskaantumisesta. Molemmat aihepiirit oli jo hankkeen suunnitteluvaiheessa tunnistettu erityisesti sellaisiksi kokonaisuuksiksi, joista olemassa olevaa tietoa on vielä varsin rajallisesti.

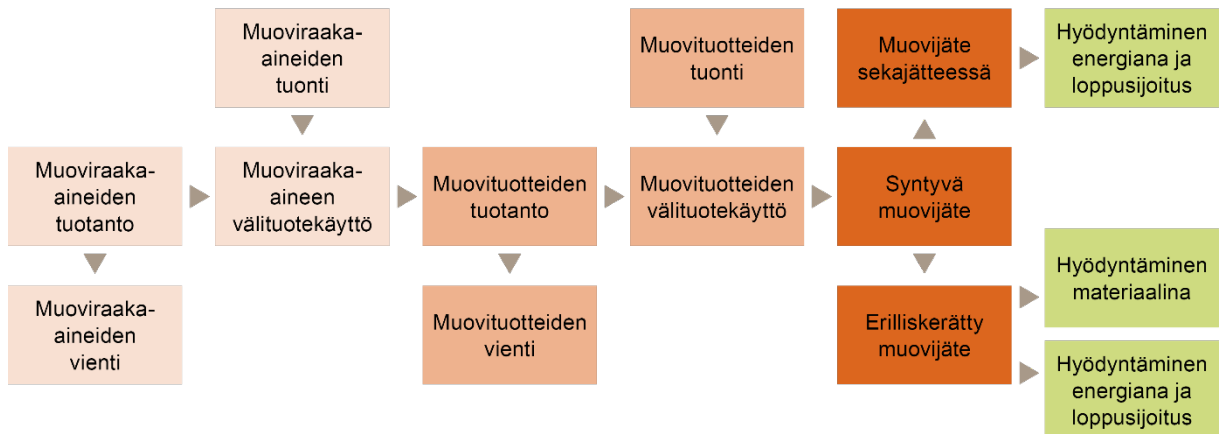
#### 3.8.1 Esiselvitys muovien materiaalivirroista

Muovin tuotanto on kasvanut nopeasti viimeisten vuosikymmenten aikana. Vuonna 2018 muovien tuotanto oli maailmanlaajuisesti 359 miljoonaa tonnia (Plastics Europe 2020), josta eurooppalaisen tuotannon osuus oli noin 17 % eli 61,8 miljoonaa tonnia. EU:ssa pakkausteollisuuden osuus muovin käytöstä on noin 40 %, rakennusteollisuuden noin 20 %, autoteollisuuden noin 10 %, elektroniikkateollisuuden noin 6 % ja maatalouden osuus noin 3 %. Muut toimialat käyttävät noin 17 % muovista kotitalouksien osuuden ollessa noin 4 %.

MYSTEERI-hankkeessa toteutettiin muoviraaka-aineiden ja -tuotteiden materiaalivirta-analyysepilotti, joka kuvaa niiden ainevirtoja Suomen kansantaloudessa. Analyysin järjestelmäkuvaus on esitetty kuvassa 9. Analyysi kattaa muovin arvoketjun eri vaiheet:

- 1) muoviraaka-aineiden tuotannon, ulkomaankaupan ja kotimaisen väliuotekäytön
- 2) muovituotteiden valmistuksen, ulkomaankaupan sekä muovituotteiden väliuote- ja loppukäytön
- 3) muovijätteen synnyn ja uusiomuoviraaka-aineen valmistuksen, tuonti ja vienti huomioon ottaen

Tämän pilotin tavoitteena oli kehittää menetelmällistä osaamista, jolla eri muovien virtoja voitaisiin tarkastella läpi kansantalouden ja tunnistaa tieto- ja kehitystarpeita luotettavan ja tarkan muovivirta-analyysin laatimiseksi. Vaikka työ oli pilottiluonteinen, niin sen tarkoituksena oli myös tuottaa käyttökelpoisia määrällisiä tietoja muovivirroista muovin arverkon eri osissa järjestelmäkuvausten mukaisesti.



Kuva 9. Materiaalivirta-analyysin järjestelmäkuvaus.

### Analyysin toteutustapa ja tietolähteet

Analyysin keskeiset lähtöaineistot olivat seuraavat:

- Tilastokeskuksen panos-tuotosaineisto kuvaa tuotteiden tarjontaa ja väliuotekäyttöä toimialoittain Suomessa. Aineisto pitää sisällään myös tuonnin väliuotekäytön. Lisäksi aineistoon sisältyy loppukäyttö kotitalouksissa sekä kokonaiskäytön että tuonnin käytön osalta. Aineistosta on mahdollista nähdä tuotteiden tarjonnan yhteenlaskettu rahallinen arvo koko Suomen taloudessa.
  - Muovivirta-analyysin tekemiseen vaaditaan panos-tuotosaineiston tarkin taso (mikroaineisto). Aineistossa muoviraaka-aineet ovat omana tuoteluokkana ja muovituotteet jaettu kahdeksaan tuoteluokkaan (kts. taulukko 3). Yhteensä aineistoon sisältyi siis yhdeksän tuoteluokkaa.
  - Tämä aineisto ei ole julkista ja sen käyttö edellyttää luvan anomista tieteelliseen tutkimukseen. Muovivirtapilottia varten käytettävissä oli ainoastaan vuoden 2008 aineisto. Tuolloin tietojen luovutuskäytäntö oli nykyistä väljempi.
- Tilastokeskuksen teollisuustuotantotilasto, joka kuvaa teollisuustuotantoa Suomessa yli 10 työntekijän yrityksissä. Tilaston aineisto perustuu kyselyihin, joten se ei ole kattavuudeltaan täydellinen ja osa teollisesta tuotannosta puuttuu tilastosta. Tilaston kattavuutta arvioitiin vertaamalla Teollisuustuotantotilaston rahallisia arvoja panos-tuotosaineistoon. Panos-tuotosaineiston perusteella tarjonnan yhteenlaskettu rahallinen arvo yli kaikkien toimialojen ja tuotteiden oli 372 546 miljoonaa euroa vuonna 2008. Teollisuustuotantotilastoon puolestaan sisältyi tuotantoa yhteensä 89 622 miljoonan euron arvosta. Näin ollen teollisuustuotantotilaston kattavuus oli noin 24 % kaiken teollisen tuotannon yhteenlasketusta euromääräisestä arvosta Suomessa. Muovituotteiden tuotannon euromääräisestä kokonaisarvosta (2 365 miljoonaa euroa) tilasto kattaa kuitenkin huomattavasti suuremman osan, 2 147 miljoonaa euroa, eli noin 90 prosenttia. Teollisuustuotantotilasto perustuu

PRODCOM-tuoteluokitukseen, jota käytetään EU-tasolla teollisen tuotannon hyödykekohtaiseen tilastointiin (ks. sanasto).

- Muoviraaka-aineiden ja -tuotteiden tuonnin ja viennin euro- ja massamääräiset tiedot hankittiin Tullin Uljas-tietokannasta. Tulli käyttää tilastoinnissa CN8-luokitusta. CN (Combined Nomenclature) on Euroopan yhteisön yhdistetty nimikkeistö, jonka 8-numeroisia nimikkeitä käytetään mm. vienti-ilmoituksissa ja sisäkaupan tilastoilmoituksissa. Se on luokituksena tarkempi, kuin Teollisuustuotantotilastossa käytetty PRODCOM-luokitus.

### Taulukko 3. Materiaalivirta-analyysissä hyödynnetyt PRODCOM-tuoteluokat.

PRODCOM-luokka	Luokan kuvaus
201600	Ensiömuovit <sup>1</sup>
222110	Monofilamenttilanka, jonka poikkileikkaus >1 mm, sauvat, tangot ja profiilit, muovia
222120	Putket ja letkut sekä niiden liitos- ja muut osat, muovia
222130	Laatat, levyt, kalvot, kaistaleet ja nauhat, muovia, muihin aineisiin tukemalla tai vastavalla tavalla yhdistämättömät
222140	Muut laatat, levyt, kalvot, kaistaleet ja nauhat, muovia
222200	Muovipakkaukset
222300	Rakennusmuovit
222910	Vaatteet ja vaateustarvikkeet, myös käsineet, muovia
222920	Muut muovituotteet, muualle luokittelemattomat

MYSTEERI-hankkeen materiaalivirtapilotin tarkoituksena oli testata muovivirta-analyysin toteuttamista ja havainnollistaa mahdollisuuksia tuottaa tarkempaa tietoa eri muovilajien virroista Suomessa. Sen vuoksi vuoden 2008 panos-tuotosaineistojen hyödyntäminen katsottiin perustelluksi, vaikka ei tiedetäkään kuinka hyvin se kuvaa nykytilannetta. Yhteenveto-osiossa arvioidaan tarkemmin laskentaan liittyvää epävarmuutta sekä kehittämiskohteita, jotka on hyvä pyrkiä huomiomaan ennen laajemman ainevirta-analyysin suorittamista ajantasaisella aineistolla.

Analyysi toteutettiin kuvan 9 mukaista järjestelmäkuvausta noudattaen. Analyysissä kullekin järjestelmäkuvauksen osiolla (kuvan 9 laatikot) tuotettiin tietueita. Tietueilla tarkoitetaan muovin massa- ja/tai euromääräistä arvoa. Materiaalivirta-analyysi toteutettiin vaiheittain aloittaen muoviraaka-aineista ja jatkaen siitä muoviraaka-aineen käyttöön muovi- ja muiden tuotteiden valmistuksessa. Muoviraaka-aineiden osalta tarkasteltiin PRODCOM-tuoteluokkaa 2016 alaluokkineen ja muovituotteiden osalta PRODCOM-tuoteluokkaa 222 alaluokkineen. Analyysissä tietueet pyrittiin yksilöimään muovilajikohtaisesti, mikäli käytetyissä taustatiedoissa yksilöitiin muovilaji. Tietueet, joiden muovilajia ei pystytty tunnistamaan kohdistettiin luokkaan ”muut/tuntemattomat”.

Muoviraaka-aineiden tuotantotietoja tarkasteltiin sekä teollisuustuotantotilaston että ympäristöhallinnon lupavalvontajärjestelmään ilmoitettujen tuotantotietojen perusteella. Jälkimmäiset tiedot osoittautuivat kattavammiksi: tällä tavoin koottu otos kattoi arviolta 95 % koko muoviraaka-aineen valmistuksen toimialan (2016) liikevaihdosta (alueellinen yritystoimintatilasto ja Suomen Asiakastieto Oy:n julkinen portaali).

Muoviraaka-aineiden tuotannon välituotekäyttöön jäävä osuus kutakin muovilajia laskettiin vähentämällä kokonaistarjonnasta (tuotannon ja tuonnin summa) viennin osuus. Suhteuttamalla tämä arvo samasta muoviraaka-aineesta valmistettujen tuotteiden tuotantomäärään luotiin arvio siitä, kuinka suuri

<sup>1</sup> Ensiömuovilla tarkoitetaan perusmuotoisia muoviraaka-aineita, joita käytetään välituotteina muovituotteiden valmistuksessa.

osa kunkin muoviraaka-aineen tarjonnasta päättyy samasta raaka-aineesta valmistettuihin kotimaisiin muovituotteisiin. Tämän pohjalta arvioitiin, missä osissa aineistoa esiintyy erityistä epätarkkuutta. Tilastokeskuksen panos-tuotostaulun perusteella arvioituna muoviraaka-aineiden käyttö muodostuu käytännössä yksinomaan välituotekäytöstä, loppukäytöksi kohdentuu massamääräisesti hyvin pieni, n. 870 tonnin osuus muoviraaka-aineiden käytön ainevirrasta. Suhteellisesti tämä osuus on alle prosentti muoviraaka-aineiden käytön ainevirrasta. Tässäkin tapauksessa kyse voi todellisuudessa olla pienimuutoisesta välituotekäytöstä.

Muovituotteiden tuotantomäärä Suomessa laskettiin teollisuustuotantotilaston tietojen perusteella. Kilomääräinen välituote- ja loppukäyttö toimialoilla arvioitiin yhdistämällä Tilastokeskuksen panos-tuotosaineistojen euromääräiset tiedot saman vuoden teollisuustuotantotilaston perusteella laskettuihin kilohintoihin (€/kg). Tuonnin ja viennin osalta arvio perustuu Tullin ulkomaankauppatilastoon.

Muoviraaka-aineiden ja tuotteiden välituotekäyttö toimialoilla sekä loppukäyttö arvioitiin Tilastokeskuksen panos-tuotosaineiston ja teollisuustuotantotilaston perusteella. Tavoitteena oli tarkastella, kuinka hyvin olemassa olevat tilastoaineistot soveltuvat muovien välituotekäytön arviointiin tuote- ja materiaalitasolla, ja kyetäänkö toimialoittaiset erot käyttövolyyymeissa havainnoimaan. Tämä osa analyysistä jouduttiin saatavuussyistä pohjaamaan vuoden 2008 aineistoon eikä siten ole suoraan verrattavissa ainevirtakokonaisuuden muihin osiin. Panos-tuotosaineiston euromääräiset käytön arvot (välituote- ja loppukäyttö) muutettiin massoiksi keskimääräisiä kilohintoja käyttäen. Tämä suoritettiin erikseen kullekin tuoteryhmälle

Muovijätteen osalta hyödynnettiin Tilastokeskuksen jätetilastoa sekä yhdyskuntajätetilastoa. Sekalaisen muovijätteen koostumusta arvioitiin Suomen Kiertovoima ry:n tuottaman koostumustietopankin (<https://kivo.fi/yymmarramme/koostumustietopankki/>) perusteella, ”Kotitalousjätteen keskimääräinen valtakunnallinen koostumus” -tilastoa käyttäen.

Useita eri tietolähteitä päädyttiin yhdistämään, koska koko ainevirtaketjun kattavaa yksittäistä tilastointia ei ole olemassa, ja kussakin osatilastossa on omat virhelähteensä. Esimerkiksi merkittävä osa muoviraaka-aineiden tuotannosta oli teollisuustuotantotilaston otannan ulkopuolella esim. tietojen saata- vuus- tai salassapitosyistä, jonka vuoksi päädyttiin hyödyntämään tietojärjestelmän dataa paremman kattavuuden aikaansaamiseksi.

### Muoviraaka-aineiden tuotanto, tuonti ja vienti sekä käyttö kotimaassa

Muoviraaka-aineita koskevista aineistoista tunnistettiin 15 keskeistä muovilajia (taulukko 4). Lisäksi aineistot sisälsivät muoviraaka-aineita, joiden tekstimuotoinen kuvaus ei mahdollistanut muovilajikohtaista luokittelua, sekä muoviraaka-aineisiin kuulumattomia orgaanisia peruskemikaaleja, jotka poistettiin analyysistä. Tämä aineisto kattoi n. 95 prosenttia muoviraaka-aineiden valmistuksen kokonaisliik- evaihdosta Suomessa. Yhteensä muoviraaka-aineet, jotka pystyttiin luokittelemaan muovilajeittain, kattoivat 67 % tuotannon aineistosta (Ympäristöhallinnon tietojärjestelmän perusteella) sekä 62 % tuon- nin ja 59 % viennin euro/massamääräisestä aineistoista. Jäljelle jäävät osuudet ovat tietueita, joita ei voitu kohdistaa muoviraaka-aineiksi.

Ympäristöhallinnon tietojärjestelmän mukaan vuonna 2019 kotimaassa tuotettiin yhteensä noin 645 000 tonnia erityyppisiä muoviraaka-aineita. Tuottajajärjestön mukaan Suomen muoviraaka-ainetuotanto on vuositasolla n. 600 000 tonnia, joka vastaa muovivirta-analyysin tuotantomäärätietoa. Kotimainen muoviraaka-ainetuotanto jakautuu otoksen mukaan vain neljän muovilajin kesken. Näitä olivat poly- eteeni (49 %), polypropeeni (32 %), polystyreeni (14 %) sekä polyesteri (6 %). Suurelle osalle 15 tun- nistetusta muoviraaka-ainekategoriasta ei tilastoitu lainkaan kotimaista tuotantoa.

**Taulukko 4. Tärkeimpien muoviraaka-aineiden kotimainen tuotanto, tuonti ja vienti (2019).**  
Väliuotekäyttöön jäävä osuus on tuotannon ja tuonnin summa, josta viennin osuus on poisluettu.

Muovilaji	Tuonti, t	Tuonti, %	Vienti, t	Vienti, %	Tuotanto, t	Tuotanto, %	Väliuotekäyttö kotimaassa, t	Väliuotekäyttö, %
Akryliniiriili-buta-dieeni-styreeni (ABS)	5 379	1,4	1 456	0,4	0	0,0	3 923	0,6
Hartsit	18 652	4,8	6 743	1,8	95	0,0	12 004	1,8
Poly(metyleenife-nyyli-isosyanaatti)	12 672	3,3	1 813	0,5	0	0,0	10 859	1,7
Polyamidi	24 015	6,2	2 291	0,6	0	0,0	21 723	3,3
Polyasettaali	983	0,3	38	0,0	0	0,0	945	0,1
Polyesteri	19 880	5,1	39 381	10,4	36 552	5,7	17 052	2,6
Polyeteeni	194 375	50,0	187 031	49,3	315 472	48,9	322 815	49,3
Polyeteeniteref-talaatti	7 035	1,8	198	0,1	0	0,0	6 837	1,0
Polykarbonaatti	3 757	1,0	142	0,0	0	0,0	3 614	0,6
Polymetyyliakry-laatti	609	0,2	6	0,0	0	0,0	603	0,1
Polypropeeni	20 613	5,3	126 147	33,3	205 653	31,9	100 119	15,3
Polystyreeni	32 902	8,5	2 188	0,6	87 140	13,5	117 854	18,0
Polyuretaani	6 243	1,6	1 722	0,5	0	0,0	4 521	0,7
Polyvinylikloridi	27 521	7,1	3 320	0,9	0	0,0	24 201	3,7
Vinyylisetaatti	14 208	3,7	6 544	1,7	0	0,0	7 664	1,2
<b>Yhteensä muovi-raaka-aineita</b>	<b>388 844</b>	<b>100</b>	<b>379 021</b>	<b>100</b>	<b>644 912</b>	<b>100</b>	<b>654 735</b>	<b>100</b>

Polyeteeni edusti suurinta osaa myös tuonnista (n. 50 %). Yhdessä polystyreenin (9 %), polyvinyylidikloridin (7 %) ja polypropeenin (5 %) kanssa nämä muovit kattoivat yli 70 % muoviraaka-aineiden tuonnista. Viennistä suurinta osaa edustivat polyeteeni (49 %), polypropeeni (33 %) ja polyesteri (10 %). Muoviraaka-aineiden käyttö kotimaassa kohdistui ennen kaikkea polyeteeniä (49 %), polystyreeniä (18 %) ja polypropeenä (15 %) sisältäviin muoviraaka-aineisiin.

Panos-tuotostoaineiston perusteella muoviraaka-aineiden väliuotekäyttö keskittyy muutamalle suuralle toimialalle. Tärkeimpiä muoviraaka-aineiden väliuotekäyttäjää ovat muovituotteiden (n. 51 %), peruskemikaalien (11 %), massan, paperin, kartongin ja pahvin (10 %), maalien, lakan, painovärien yms. (7 %) sekä sähköjohtojen ja kytkentälaitteiden (5 %) valmistus. Muiden toimialojen osuus muoviraaka-aineiden käytöstä on n. 17 %. Vain häviävän pieni, alle prosentin osuus muoviraaka-aineiden käytöstä kohdistuu loppukäytön toimialoille eli muualla kuin valmistavaan teollisuuteen. Muoviraaka-aineiden loppukäyttö muualla kuin valmistavassa teollisuudessa oli yhteensä noin 870 tonnia. Tämä käyttö koski kaivannaisteollisuutta (muu mineraalien kaivu, muuta kaivostoimintaa ja louhintaa palveleva toiminta) ja metallituotteiden, teollisuuden koneiden ja laitteiden korjauksen ja huollon toimialoja.



## Muovituotteiden tuotanto, tuonti ja vienti sekä käyttö kotimaassa

Kilomääräisesti tilastoituja muovituotteita valmistettiin yhteensä noin 460 tuhatta tonnia (taulukko 5), minkä lisäksi valmistettiin kappale- ja neliömääräisesti tilastoituja ja ilman yksikkösuuretta valmistettuja muovituotteita. Jälkimmäinen joukko sisältää erilaisia tuotenimikkeeltään tarkentamattomia muovituotteita, mutta myös yleisiä ja laajalti käytettyjä ryhmiä kuten muovipakkauksia (esim. muovipullot) ja rakennusmuoveja. Näin ollen muoviraaka-aineen ja muovituotteiden valmistuksen kilomääräinen vertaileminen ei ole mahdollista.

**Taulukko 5. Muovituotteiden tuotanto, vienti ja tuonti vuonna 2019 jaoteltuna tuoteryhmittäin.**

Tuoteryhmä	Tuotanto, t	Tuotanto, %	Vienti, t	Vienti, %	Tuonti, t	Tuonti, %
Muovilevyjen, -kalvojen, -putkien ja -profiilien valmistus	316 580	69	174 994	71	122 761	46
Muovipakkausten valmistus	79 168	17	17 922	7	60 442	22
Rakennusmuovien valmistus	19 014	4	14 260	6	35 391	13
Muiden muovituotteiden valmistus	45 195	10	38 684	16	50 139	19
<b>Yhteensä</b>	<b>459 957</b>	<b>100</b>	<b>245 861</b>	<b>100</b>	<b>268 733</b>	<b>100</b>

Taulukossa 6 on kuitenkin eritelty muovituotteita muovilajeittain niiden tuotteiden osalta, joille tällainen muovilajikohtainen luokittelu oli mahdollista tuotenimikkeen perusteella ja joille teollisuustuotantotilastossa oli massamääräinen tieto tuotannon volyymistä. Tällaisia tuotteita valmistettiin yhteensä 318 052 tonnia. Näistä valtaosan muodostivat tuotteet, jotka oli valmistettu polyeteenistä (69 %), polystyreenistä (11 %) tai polypropeenistä (7 %). Luonnollisesti samat muovilajit hallitsivat niin muoviraaka-ainekuin -tuotetuotantoa. Tuonnin osalta suurimmat ryhmät olivat polyeteenistä (50 %), polyvinyylikloridistä (13 %) ja polypropeenistä (13 %) valmistetut tuotteet. Viedyistä muovituotteista suurimman osan muodostivat polyeteenistä (72 %), polypropeenistä (8 %) sekä erityyppiset hartseista (5 %) valmistetut tuotteet. Huomattava osa, eli noin 31 %, muovituotteiden tuotannosta koostui tuotenimikkeistä, joita ei voitu nimikkeen perusteella tyyppitellä muovilajikohtaisesti. Näiden tietueiden kohdentaminen muovilajille edellyttäisi yksityiskohtaista, materiaalilähtöistä tilastointia tuotteiden koostumuksesta.

Osalle taulukoiduista muoviraaka-aineista (ABS, poly(metyleenifenyyli-isosyanaatti), polyasetali ja vinyliasetaatti) ei löydy lainkaan vastinetta kotimaisten muovituotteiden tuotantotilastosta. Näiden muoviraaka-aineiden käyttökohteet sisältyvät muovilajiltaan yksilöimättömien nimikkeiden joukkoon. Esimerkiksi erilaisiin rakennusmuovituotteisiin, koneisiin ja laitteisiin, työkaluihin tai liikennevälineisiin tarkoitetut muoviosat ja -tuotteet ovat tällaisia tuotenimikkeitä.

Yleisin tuoteryhmä aineistossa on muovilevyt, kalvot yms. (69 %). Muovipakkausten osuus on 17 % ja muiden muovituotteiden 10 % (taulukko 5). Muovilevyjen ja -kalvojen suurta osuutta tuotannossa selittää niiden käyttö välituotteina valmistavassa teollisuudessa.

Muovituotteiden osalta ryhmä ”muut/tuntemattomat” oli massamääräisesti merkittävä, n. 31 % tuotannon, 44 % viennin ja 56 % tuonnin tapauksessa (taulukko 6). Tämän ryhmän jakaminen muovilajeille ei ollut käsillä olevien aineistojen perusteella mahdollista. Tuonnin osalta muita tai tunnistamattomia muovituotteita sisältyi eniten tuoteryhmään muut muovituotteet (33 %) ja muovipakkaukset (32 %). Vientituotteista muovilajin osalta tunnistamattomaksi jääneet tuotteet kuuluivat suurimmaksi osaksi seuraaviin tuoteryhmiin: muovilevyt, -kalvot, -putket ja -profiilit (42 %) sekä muut muovituotteet (36 %). Samat ryhmät edustavat suurimpia prosentiosuuksia myös tuotannon osalta (taulukko 7).

Polyuretaanista valmistettuja muovituotteita valmistettiin Suomessa yhteensä 12 047 tonnia. Raaka-  
muotoista polyuretaania maahantuotiin huomattavasti tätä vähemmän, vain 4 521 tonnia, tuonnin vienti  
huomioituna, eikä sille ilmoitettu lainkaan kotimaista tuotantoa. Erotus selittyy todennäköisesti aikai-  
semmin maahantuodun ja varastoidun, ja tästä syystä käytetyn tuonti/vientiaineiston ulkopuolelle jää-  
vän, polyuretaaniraaka-aineen käytöllä tuotannossa.

#### Taulukko 6. Eri muovilajien laskennallinen esiintyminen muovituotteiden tuonnissa, viennissä ja tuotannossa.

Luokka ”muut/tuntemattomat” sisältää sellaiset tuotteet, joita ei kyetty kohdistamaan muovilajeille.  
Tiettyjen muovilajien tapauksessa muovituotteet on valmistettu kokonaan tuontiraaka-aineesta eikä  
niiden raaka-ainetta valmisteta Suomessa lainkaan.

Muovilaji tuotteissa	Tuonti, t	Tuonti, %	Vienti, t	Vienti, %	Tuotanto, t	Tuotanto, %	Raaka- aineen tarjon- nasta tuot- teissa %
Hartsit	3 163	2,7	7 450	5,4	8 675	2,7	72,3
Polyamidi	646	0,5	4 876	3,6	5 264	1,7	24,2
Polyesteri	4 281	3,6	1 641	1,2	0	0,0	0,0
Polyeteeni	59 757	50,4	98 832	72,2	218 375	68,7	67,6
Polyteenitereftalaatti (PET)	11 993	10,1	2 759	2,0	3 678	1,2	53,8
Polykarbonaatti	2 214	1,9	148	0,1	0	0,0	0,0
Polymetyyliakrylaatti	1 933	1,6	177	0,1	330	0,1	54,7
Polypropeeni	14 863	12,5	11 339	8,3	21 411	6,7	21,4
Polystyreeni	3 610	3,0	2 447	1,8	33 302	10,5	28,3
Polyuretaani	1 097	0,9	5 056	3,7	12 047	3,8	266,5
Polyvinylikloridi (PVC)	15 102	12,7	2 108	1,5	14 969	4,7	61,9
<b>Yhteensä</b>	<b>118 658</b>	<b>100</b>	<b>136 833</b>	<b>100</b>	<b>318 052</b>	<b>100</b>	-
Muut tuntemattomat	150 074	56	109	44	141 905	31	-

#### Taulukko 7. Muiden ja tunnistamattomien muovituotteiden jakautuminen tuoteryhmittäin.

Tuoteryhmä	Tuonti, t	Tuonti, %	Vienti, t	Vienti, %	Tuotanto, t	Tuotanto, %
Muovilevyt, -kalvot, -putket ja -profiilit	27293	18	45312	42	54316	38,8
Muovipakkaukset	47299	32	10383	10	21331	15,3
Rakennusmuovit	26409	18	14260	13	19014	13,6
Muut muovituotteet	48739	33	38595	36	45195	32,3
<b>Yhteensä</b>	<b>149741</b>	<b>100</b>	<b>108551</b>	<b>100</b>	<b>139856</b>	<b>100</b>

## Muovituotteiden välituote- ja loppukäyttö

Merkittävä osa muovituotteista käytetään välituotteina teollisuudessa. Esimerkiksi kalvomuoveja käytetään muovipakkausten valmistuksessa ja muovipakkauksia edelleen esimerkiksi elintarvikkeiden tai maalien pakkaamisessa näitä tuotteita valmistavilla toimialoilla. Toisin sanoen osa teollisuustuotantotilastossa esiintyvistä muovituotteista on käytetty toisten tuotteiden valmistuksessa ja tämä välituote-käyttö tulee vähentää, jotta ns. kaksinkertaisen laskennan riskiä voidaan merkittävästi vähentää.

Välituotteena käytetty muovimateriaalivirta eri toimialoilla arvioitiin Tilastokeskuksen panos-tuotosaineistosta<sup>2</sup>. Analyysissä käyttö jaoteltiin toimialaluokittain välituotekäyttöön (valmistavan teollisuuden toimialat, TOL 101-329) ja loppukäyttöön (alkutuotanto TOL 011-099, muut kuin valmistavan teollisuuden ja alkutuotannon toimialat<sup>3</sup> 331–98). Panos-tuotos-taulujen euromääräiset summat muutettiin massamääräksi teollisuustuotantotilastosta lasketuilla tuote- ja tuoteryhmäkohtaisilla kilohinnoilla.

Massamäärittäin tarkasteltuna välituotekäytön valtaosa, 76 %, oli muovilevyjä ja kalvoja. Välituotekäytöstä muita muovituotteita oli 15 % ja rakennusmuoveja 9 %. Muovipakkausten osalta käyttö on kokonaan loppukäyttöä. Muovituotteiden kaikesta loppukäytöstä levyt ja kalvot kattoivat 56 %, muovipakkaukset viidenneksen ja rakennusmuovit 10 % (taulukko 8).

Muovituotteiden loppukäytössä toimialoilla suurimmiksi tuoteryhmiksi erottuvat muovilevyt ja kalvot (50 %), muovipakkaukset (25 %) ja rakennusmuovit (10 %). Muovituotteiden loppukäytöstä kotitalouksille kohdentui yhteensä 22 556 tonnia. Näistä 57 % on muita muovituotteita ja 43 % muovipakkauksia (taulukko 8).

Muovituotteiden käyttöä toimialoilla ja kotitalouksissa (taulukko 9) arvioitiin Tilastokeskuksen panos-tuotosaineiston perusteella. Aineiston toimialaluokat jaettiin kahdeksaan aggregoituun toimialaryhmään ja kotitalouksiin. Näitä olivat alkutuotanto, elintarvike- ja juomateollisuus, valmistava teollisuus, muut palvelut, rakentaminen, kauppa, julkinen sektori sekä kotitaloudet. Kukin toimialaryhmä koostuu useista toimialoista. Toimialaryhmistä valmistava teollisuus määriteltiin välituotekäyttäjäksi, muut loppukäyttäjiksi. Poikkeus tähän ovat pakkausmuovit, joiden käyttö määriteltiin loppukäytöksi kaikilla toimialoilla.

**Taulukko 8. Muovituotteiden välituote- ja loppukäyttö tuoteryhmittäin yli toimialojen.**

Tuoteryhmä	Välituote-käyttö toimialoilla, t	Välituote-käyttö toimialoilla %	Loppukäyttö toimialoilla, t	Loppukäyttö toimialoilla, %	Käyttö yhteensä, t	Käyttö yhteensä, %	Loppukäyttö kotitalouksissa, t	Loppukäyttö kotitalouksissa, %
Muiden muovituotteiden valmistus	14 922	15	51 162	14	66 084	14	12 953	57
Muovilevyjen, -kalvojen, -putkien ja -profiilien valmistus	75 227	76	180 801	50	256 029	56	0	0
Muovipakkausten valmistus	0	0	91 576	25	91 576	20	9 603	43
Rakennusmuovien valmistus	8 427	9	36 391	10	44 818	10	0	0
<b>Yhteensä</b>	<b>98 576</b>	<b>100</b>	<b>359 930</b>	<b>100</b>	<b>458 506</b>	<b>100</b>	<b>22 556</b>	<b>100</b>

<sup>2</sup> Analyysissä käytettiin luvussa 2.7.2. mainituista syistä vuoden 2008 panos-tuotos-aineistoa, mikä aiheuttaa epävarmuutta näiden muovivirtojen absoluuttisiin määriin tässä tarkastelussa.

<sup>3</sup> Sisältää laitteiden huollon, energia-, vesi- ja jätehuollon, kaupan, logistiikan ja muut palvelut.

**Taulukko 9. Muovituotteiden välituote- ja loppukäyttö toimialaryhmittäin perustuen massamääräiseksi muunnettuun panos-tuotosaineistoon.**

Toimialaryhmien sisältä erottuvat suurimmat muovituotteiden käyttäjät. Nämä yksittäiset alat kattavat yhdessä noin 60 prosenttia muovituotteiden massamääräisestä käytöstä.

Toimialaryhmä	Pääasiallinen käyttötapa	Käyttö, t	Osuus käytöstä %	Tärkein toimialaryhmässä	Toimialan osuus toimialaryhmän käytöstä %
Rakentaminen	Loppukäyttö	198 608	41	Talonrakentaminen ym.	82
Valmistava teollisuus	Välituotekäyttö*	122 675	26	Muovituotteiden valmistus	27
Kauppa	Loppukäyttö	53 671	11	Vähittäiskauppa (pl. autot ym.)	68
Elintarviketeollisuus ja juomateollisuus	Loppukäyttö	50 251	10	Maitotaloustuotteiden valmistus	36
Kotitaloudet	Loppukäyttö	22 556	5	Kotitaloudet	100
Muut palvelut	Loppukäyttö	17 896	4	Pesulapalvelut	37
Julkinen sektori	Loppukäyttö	14 400	3	Julkinen hallinto ym.	65
Alkutuotanto	Loppukäyttö	43	0	Maatalous	51
Kaivostoiminta	Loppukäyttö	963	0	Muu mineraalien kaivuu	94
<b>Käyttö yhteensä</b>		<b>481 062</b>	<b>100</b>		

\* Lukuun ottamatta muovipakkauksia, joiden osalta valmistava teollisuus on tässä tarkastelussa määritelty loppukäyttäjäksi

Yhteensä ryhmät käyttivät muovituotteita 481 062 tonnia. Määrällisesti merkittävin käyttäjäryhmä oli rakentaminen (41 % muovituotteiden kaikesta käytöstä). Tämän ryhmän sisällä merkittävin toimiala, talonrakentaminen, kattoi noin 82 % koko ryhmän muovinkäytöstä. Noin 18 % jää rakennuttamisen osuudeksi.

Valmistava teollisuus -ryhmä (TOL 131-329) kattoi 26 % kaikesta muovituotteiden käytöstä. Sen sisältämästä laajasta toimialajoukosta (81 yksittäistä toimialaa) suurin käyttäjä oli muovituotteiden valmistus, jonka välituotekäyttö selitti noin neljänneksen ryhmän yhteen lasketusta käytöstä. Lisäksi Huonekalujen valmistus (6 %), lasin ja lasituotteiden valmistus (6 %) ja viestintälaitteiden valmistus erottuvat (5 %). Jäljelle jäävä osuus allokoituu muille valmistavan teollisuuden toimialoille (76 yksittäistä toimialaa). Kukin niistä saa pieniä, alle viiden prosentin osuuksia käytöstä, mutta yhteenlaskettuna ne kattavat suuren n. 47 % osuuden valmistavan teollisuuden muovinkäytöstä.

Kaupan ala kattoi noin 11 % muovituotteiden käytöstä, josta vähittäiskauppa kattoi n. 68 %. Toimialaryhmän muusta muovin käytöstä n. 32 % allokoituu tukkukaupalle.

Elintarvike- ja juomateollisuuden ryhmä (yhteensä 11 toimialaa) kattoi muovin käytöstä noin 10 %, suurimpana toimialanaan maitotaloustuotteiden valmistus, jonka muovinkäyttö kattoi 36 % koko ryhmän muovinkäyttöä. Ryhmän muista jäsenistä yli viiden prosentin osuuden käytöstä saavat teurastus, lihan säilyvyyskäsittely ja lihatuotteiden valmistus (25 %), Muiden elintarvikkeiden valmistus (15 %), leipomotuotteiden, makaronien yms. valmistus (10 %) ja hedelmien ja kasvien jalostus ja säilöntä (8 %). Ryhmän muut toimialat selittävät käytöstä noin 6 % yhteensä, saaden kukin alle viiden prosentin osuuksia.

Yhdeksän eniten muoveja käyttävää, yksittäistä toimialaa kattoivat muovituotteiden kaikesta käytöstä suurimman osan, noin 60 %. Yli jäävä noin 40 %:n osuus allokoiduu muille toimialoille, sekä kotitalouksille (n. 5 %)

Alkutuotannolle panos-tuotosaineistosta johdettu muovituotteiden massamääräinen loppukäyttö (yht. 43 tonnia koko alkutuotannossa vuodessa) vaikuttaa selvästi liian matalta; maataloudessa syntyvien muovijätteiden käytön mittakaavan on arvioitu olevan vuosittain huomattavasti tätä suurempaa, noin 12 000 tonnia vuodessa, ja koostuvan monentyyppisestä muovijätteestä kuten paali- ja aumamuoveista, katemuoveista sekä erityyppisistä pakkauksista kuten kanistereista ja säkeistä (Alenius 2016). Panos-tuotos-aineistoon näyttäisi sisältyvän merkittäviä epävarmuuksia alkutuotannon osalta<sup>4</sup>.

Kustakin toimialaryhmästä on nostettu esiin ryhmän volyymiltaan suurin yksittäinen muovituotteita käyttävä toimiala. Näiden toimialojen muovinkäytön tuoteryhmittäinen jakauma esitetään liitetaulukossa 1.

### Syntyvä muovijäte

Hurskaisen ym. (2021) mukaan muovijätteiden syntymäärien luotettava toimiala- tai toimialaryhmäkohdainen arviointi on toistaiseksi vaikeaa. Tietoja on saatavilla erilliskerätyn muovijätteen syntymääristä, mutta tämän lisäksi merkittävä osa muovipakkaus- ja muista muovijätteistä päätyy sekajätteen joukkoon. Osalla toiminnanharjoittajista ei välttämättä ole mahdollisuutta muovijätteen erilliskeräykseen, mikä lisää sekajätteeseen päätyvän muovin osuutta näissä organisaatioissa. Tällaisia toimijoita ovat usein esimerkiksi vuokratiloissa toimivat yritykset kuten kioskit ja ammattikeittiöt. Tämän hankkeen yhteydessä tehtyjen selvitysten perusteella kaupan ja teollisuuden osalta jätteen syntymäärien arviointi on niin ikään jossain määrin ongelmallista. Muovijätteitä syntyy toimipaikoilla, joilla ei ole ympäristölupaa tai muovijätteisiin liittyviä raportointivelvoitteita tai niitä ei noudateta. Lisäksi toiminnanharjoittaja ei välttämättä pidä kierrätyslaitoksille toimitettuja muovijätteitä jätteenä, jolloin näitä virtoja ei kirjata tietojärjestelmään. Muovijätteiden vastaanottomääristä niitä käsitteleville laitoksille tietoja on kuitenkin kattavammin saatavilla, mutta näiden tietojen perusteella muovijätteen kokonaissyntymäärien arviointi vaatisi yksityiskohtaisempaa tietoa jätettä toimittaneiden yritysten toimipaikkakohtaisista toimitusmääristä ja tuotannon volyymistä.

Tässä hankkeessa syntyvän muovijätteen määriä arvioitiin Jätetilaston (SVT 2019) perusteella. Muovijätettä tuottavista toimialoista merkittävimmät ovat kotitaloudet, sahatavaran sekä puutuotteiden jne. valmistus, jätteiden tukkukauppa, kemianteollisuus ja rakentaminen. Muille toimialoille jää suhteellisen pieni, n. 13 %:n osuus. Kotitaloudet on määrällisesti merkittävin muovijätteen lähde ja kattaa yli kolmasosan muovijätteen tuotannosta. Tilastoitu muovijätteen kokonaistuotanto on noin 145 tuhatta tonnia (taulukko 10), mikä on noin kolmannes (31,5 %) tuotettujen muovituotteiden kokonaismassasta ja alle 10 % syntyvän sekajätteen massa verrattuna). Merkittävää vajausta selittää sekajätteisiin päätyvän muovijätteen puuttuminen tilastosta. Toimialoilta (kotitaloudet poisluettuna) muovijätettä syntyi 94 003 tonnia. Nykymuotoinen tilastointi ei mahdollista muovijätevirran jakamista jätelajitasolle. Keskeinen tietoaikko muovijätevirran tapauksessa on myös tavanomaisen muovijätteen tuonti ja vienti. Nämä jätteet eivät vaadi tuonnin tai viennin jätesiirtolupaa eikä tästä ainevirrasta siis ole lainkaan tilastointia.

---

<sup>4</sup> Julkaisematon tieto; aineistojen luotettavuutta on tarkasteltu hiljattain Suomen ympäristökeskuksessa meneillään olevan ruokajärjestelmämallin rakentamisen yhteydessä.

**Taulukko 10: Erilliskerätyn muovijätteen synty toimialoittain ja kotitalouksissa vuonna 2019**  
(Suomen virallinen tilasto (SVT) 2019).

Toimiala	Massa, t	%
TOL 16 Sahatavaran sekä puutuotteiden jne. valmistus	25 301	17,5
TOL 20-22 Kemikaalien, kemiallisten tuotteiden sekä kumi- ja muovituotteiden valmistus	19 926	13,8
TOL F, 41–43 Rakentaminen	8 927	6,2
TOL 46.77 Romun ja jätteen tukkukauppa	21 605	14,9
Muut toimialat	18 244	12,6
Kotitaloudet	50 842	35,1
<b>Yhteensä</b>	<b>144 845</b>	<b>100</b>

Sekajätettä syntyi yhdyskuntajätetilaston perusteella noin 1 537 000 tonnia vuonna 2019. Tästä muovipakkauksia oli noin 197 000 tonnia (arviolta 13 % sekajätteen koostumustietopankin mukaan) ja muuta muovia noin 57 000 tonnia (arviolta 4 % sekajätteen koostumustietopankin mukaan). Yhdyskuntajätetilaston perusteella sekajätettä ei materiaalihyödynnetty lainkaan vuonna 2019 ja sekajätteestä 99 % päätyy energiapolttoon. Toistaiseksi Suomessa ei ole laitoksia, jotka erottelisivat muovimateriaaleja sekajätteen seasta. Muiden käsittelytapojen osuus sekajätteen käsittelystä on noin prosentin luokkaa.

Yhdyskunnista erilliskerätyn muovin kokonaismassa oli noin 75 000 tonnia. Määrä on noin 14 % sekajätteen sisältämän muovin arvioidusta määrästä, mikä kuvaa muovin suhteellisen matalaa kierrätysastetta. Tästä noin 57 000 tonnia (80 %) ohjautui materiaalihyödynnettäväksi ja 18 000 tonnia (20 %) energiahyödynnettiin. Näiden jätevirtojen todellisesta muovilajijakaumasta ei ole tilastointia.

## Yhteenveto materiaalivirta-analyysin tuloksista

### Muoviraaka-aineet

Tunnistetut muoviraaka-aineryhmät kattavat ympäristöhallinnon lupavalvontajärjestelmään ilmoitetusta massamääräisestä tuotannosta n. 67 %, tunnistamatta jää noin 33 % ilmoitetusta tuotannosta. Otos kuvaa suomalaista muoviraaka-ainetuotantoa kattavasti: siihen sisältyneiden yritysten yhteenlaskettu liikevaihto on 95 % koko muoviraaka-aineiden tuotannon toimialan liikevaihdosta.

Kotimainen muoviraaka-ainetuotanto jakautuu vain neljän tunnistetun muovilajin kesken. Näitä olivat polyeteeni (49 %), polypropeeni (32 %), polystyreeni (14 %) sekä polyesteri (6 %). Tunnistetut muovilajit kattavat noin 67 % massamääräisestä tuotannosta.

Tunnistetut muoviraaka-aineet kattavat muoviraaka-aineiden ulkomaankaupan kokonaisainevirrasta noin 60 % kustakin (tuonti 62 %, vienti 59 %). Polyeteeni (n. 50 %), polystyreeni (8,5 %) ja polyvinyylikloridi (7,1 %) ovat merkittävimmät maahantuodut muovilajit. Polyeteeni on merkittävin muovilaji myös viennissä (49 %), minkä lisäksi erottuu polypropeeni (n. 33 %) ja polyesteri noin 10 %.

Yllätyksettömästi muoviraaka-aineiden käyttö kohdistuu analyysissä käytännössä kokonaan väli-tuotekäytöksi eli niistä valmistetaan muita tuotteita. Tärkeimpiä muoviraaka-aineita käyttäviä toimialoja ovat muovituotteiden valmistus (n. 51 %), peruskemikaalien valmistus (11 %), massan, paperin, kartongin ja pahvin valmistus (10 %), maalien, lakan, painovärien yms. valmistus (7 %) ja sähköjohtojen ja kytkentälaitteiden valmistus (5 %). Nämä toimialat kattavat muoviraaka-aineiden käytöstä n. 83 %. Muiden toimialojen osuus muoviraaka-aineiden käytöstä on n. 17 %.

Olemassa olevat tilastoaineistot riittävät analyysin perusteella kattamaan suurimman osan muoviraaka-aineiden ainevirrasta tuotannossa, tuonnissa ja viennissä ja erottamaan määrällisesti merkittävimmät muovilajikategoriat. Kussakin aineistossa on kuitenkin puutteita, sillä kustakin jää tunnistamatta

noin kolmannes. Ongelmatapauksia tunnistamisen kannalta ovat harvinaisemmat tai vähemmän käytetyt muovit, joiden yhteenlaskettu ainevirta voi silti olla huomionarvoinen. Pääasialliset muoviraaka-aineita käyttävät toimialat (käytännössä kokonaisuudessaan välituotekäyttäjiä) kyetään myös tunnistamaan. Haasteena pilottia laaja-alaisemman muoviatinetilinpidon suorittamiselle on muovien valtava kirjo ja siitä johtuva raaka-aineiden tunnistamiseen vaadittava laaja asiantuntemus. Hypoteettisesti tietokanta, joka kuvaisi ainakin käytössä olevien muovien ja niissä käytettävien muoviraaka-aineiden nimistön, helpottaisi osaltaan analyysin ja laskennan automatisointia ja tarkkuutta.

## **Muovituotteet**

Muovituotteiden tuotantoa hallitsevat samat muovityypit kuin muoviraaka-aineiden tuotantoa. Enemmistö muovituotteista on polyeteeniä (68,7 %), polystyreeniä (10,5 %) ja polypropeenaa (6,7 %). Yhteensä tunnistetut muovilajit kattavat 69 % tuotannosta, 56 % viennistä ja 44 % tuonnista. Tuoteryhmittäin tarkasteltuna tuotannosta lähes 70 % lukeutuu erityyppisiin muovilevyihin ja kalvoihin ja viidennes muovipakkauksiin, jota selittää niiden runsas käyttö valmistavan teollisuuden välituotteina.

Rakennusmuovien osuus valmistettujen muovituotteiden massasta on vain noin 4 % ja 10 % allokoituu muihin muovituotteisiin. Rakennusmuovien matalaa osuutta tuotannosta selittää se, että tuotantoaineiston 14 erilaisesta rakennusmuovinimikkeestä vain neljä tilastoidaan massana, loput muissa yksiköissä, eivätkä ne sisälly laskentaan.

Suurta muovilevyjen ja -kalvojen osuutta selittää niiden runsas käyttö välituotteina. Kun välituotekäyttö poistetaan analyysistä, on muovilevyjen ja -kalvojen yms. osuus loppukäytöstä toimialoilla noin 47 %, muovipakkausten 26 % ja rakennusmuovien 10 %. Jäljelle jäävä 17 % osuus on heterogeeninen joukko muita muovituotteita. Kotitalouksien loppukäyttö kohdistuu 57-prosenttisesti muille muovituotteille ja 43-prosenttisesti pakkauksille.

Muovituotteiden käyttäjäsektoreista merkittävimpiä ovat rakentaminen (41 %), valmistava teollisuus (26 %) ja vähittäiskauppa (11 %). Nämä kolme toimialaryhmää kattavat muovituotteiden käytöstä lähes 80 %. Muut toimialat (alkutuotanto, kaivostoiminta, elintarvike- ja juomateollisuus, palvelut, kotitaloudet ja julkinen sektori) kattoivat muovituotteiden loppukäytöstä yhteensä noin 22 %. Valmistavassa teollisuudessa muovien käyttö on välituotekäyttöä, ts. muoveja käytetään muiden tuotteiden valmistuksessa. Näistä merkittävimpiä erottuvia tuoteryhmiä ovat erilaiset putket, laatat ja kalvot, joiden yhteenlaskettu osuus välituotekäytöstä oli noin 87 %.

Vähittäiskaupan loppukäyttämistä muovituotteista ylivoimainen massamääräinen enemmistö, 99 %, on tilastoitu luokkaan muut muovituotteet. Tällaisia ovat esimerkiksi erityyppiset teipit ja tarrat. Tuoteryhmän osuus muovituotteiden massamääräisestä loppukäytöstä on n. 14 %. Tämänkaltaisten heterogeenisten muovituoteryhmien laajuus hankaloittaa materiaalitarkan ainevirta-analyysin suorittamista merkittävästi koska tuotteiden raaka-ainekoostumusta muovityypin tasolla ei useimmiten ilmoiteta lainkaan. Toisaalta tarkennettu analyysi välituotekäytöstä luo mahdollisuuksia ymmärtää välituote- ja loppukäytön erilaisuutta eri toimialoilla. Esimerkiksi elintarviketeollisuuden käyttämät muoviputket ja -letkut ovat pääasiassa lihanjalostusteollisuuden käyttämiä selluloosapohjaisista muoveista valmistettuja teko-suolia, kaupan alalla mainitut tarrat ja teipit muodostavat merkittävän muovimateriaalivirran, koneiden ja laitteiden valmistuksen toimialoilla puolestaan käytetään sekä muoviraaka-aineita että kilohinnaltaan tyyppillisesti korkeita muoviosia.

Rakentamisen toimialaryhmän sisällä talonrakentaminen nousi esiin merkittävänä muovituotteiden loppukäyttäjänä. Toimialan käyttämistä muovituotteista tärkeimpiä ovat muoviputket ja letkut yms. (n. 41 %), laatat ja levyt (2 luokkaa, yhteensä n. 36 %) ja rakennusmuovit (n. 19 %). Rakennuksiin kiinteästi asennettavat muovirakenteet ja esineistö luultavasti siirtyvät ainevirran jätevaiheeseen verrattain hitaasti. Rakennusmuovien kuten suojakalvojen yms. osalta tämä kierto on huomattavasti nopeampaa. Esimerkiksi maa-, raide-, vesi- ja ilmaliikenteen käyttöön tarkoitettujen välineiden valmistuksessa käytetyt rakennusmuovituotteet muodostavat myös muovituotteiden varantoa näissä välineissä. Näitä tietoja voidaan hyödyntää, kun arvioidaan purkutoiminnasta syntyvien muovijätteiden määriä.

Aineiston perusteella voidaan todeta, että tilastointitarkkuus riittää hahmottamaan karkealla tasolla tuotteittain havaittavia eroja tuotannon, tuonnin ja viennin volyymeja sekä toimialoittaisia eroja välituotekäytössä ja loppukäytössä. Suurin epävarmuus aiheutuu, kun tarkastelu ulotetaan muovilajitasolle sillä tuotteiden todellinen koostumus ei ole tiedossa. Laskennassa muovilajien osuudet noudattelevat tuotannon jakaumaa, mutta tosiasiallisesti jakauma voi poiketa tästä ja vaihdella myös toimialojen ja tuotteiden välillä. Heterogeeniset tuoteryhmät kuten Muut muovituotteet ovat äärimmäisen haastavia tyypitellä materiaalitasolle ilman yksityiskohtaista tietoa niiden raaka-ainekoostumuksesta. Muovituoteryhmät koostuvat todellisuudessa suuresta joukosta erityyppisiä tuotteita ryhmänsä sisällä. Näillä tuotteilla voi olla paitsi keskenään erilainen muovityyppikoostumus, myös eriävä kiertonopeus ainevirran käyttöportaasta jätteenpoistaaseen. Kullekin tuotteelle pyrittiin tässä pilotissa antamaan yksiselitteinen, hallitseva muovityyppi, josta koko tuotteen katsottiin koostuvan. Tämä piilottaa muiden muovilajien mahdollisen käytön tuotteiden osana. Monimuovituotteiden koostumussuhteiden tarkka tuntemus ja tilastointi helpottaisi merkittävästi ainevirran tarkkaa ja ajantasaista arviointia muoviatetasolla.

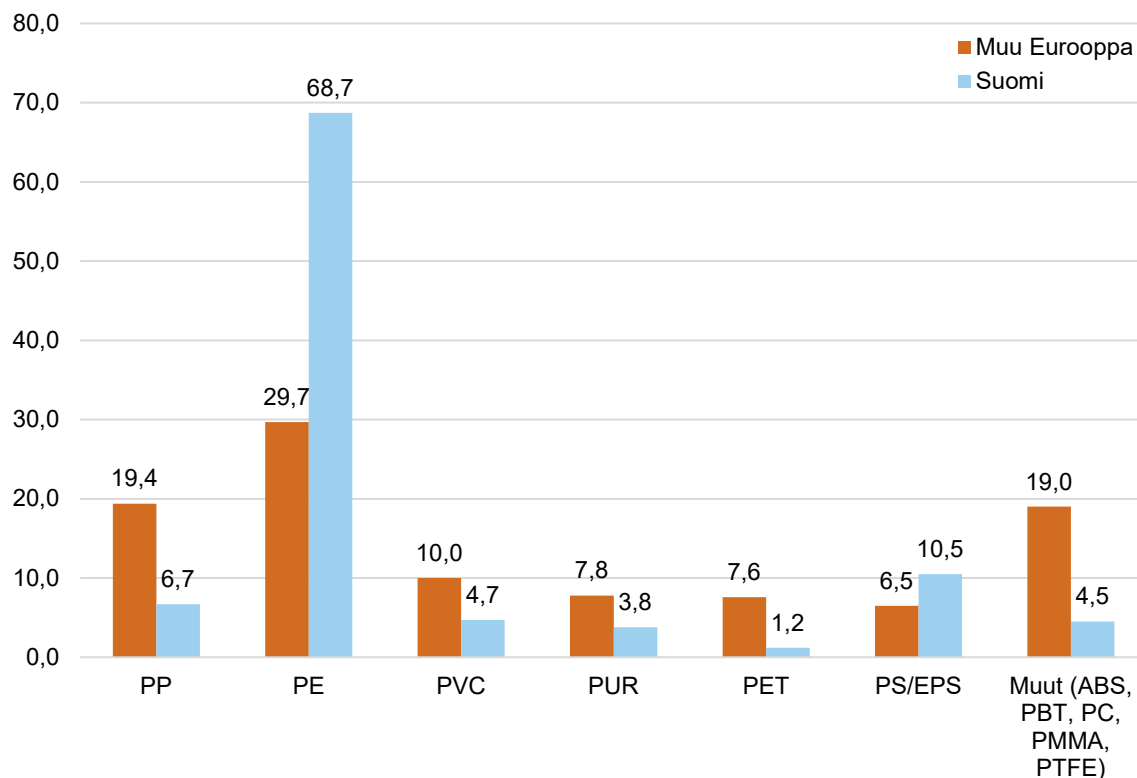
Euroopassa muovia käytettiin vuonna 2018 yhteensä 51,2 miljoonaa tonnia. Valmistetut muovityypit olivat PP 19,3 % (9,9 miljoonaa tonnia), PE-LD 17,5 % (9,0 miljoonaa tonnia), PE-HD 12,2 % (6,2 miljoonaa tonnia), PVC 10 % (5,1 miljoonaa tonnia), PUR 7,9 % (4,0 miljoonaa tonnia), PET 7,7 % (3,9 miljoonaa tonnia), PS/EPS 6,4 % (3,3 miljoonaa tonnia) ja muut 19 % (9,7 miljoonaa tonnia, ABS, PBT, PC, PMMA, PTFE) (Plastic Europe 2019). Vuonna 2019 kuuden maan (Saksa, Italia, Ranska, Espanja, Iso-Britannia ja Puola) kulutus vastasi tästä 70 %. Suomen kulutus oli puolestaan vain noin prosentin luokkaa. Hankeaineistossa havaittu muovityyppien jakauma tuotteissa eroaa joiltain osin Suomen ja muun Euroopan välillä. Polyeteenillä on hallitseva asema kummassakin aineistossa, mutta Suomen tapauksessa se on selkeästi korostuneempi. Polypropeenin ja polyeteenitereftalaatin osuus puolestaan on Suomessa muuta Eurooppaa matalampi. Polystyreeniä puolestaan käytetään Suomessa muuta Eurooppaa enemmän (Kuva 2.7.7.2–1).

Euroopassa muovinkulutuksesta noin 40 % (20 miljoonaa tonnia), käytettiin pakkauksiin, kun taas 60 % tuotetusta jätteestä aiheutui pakkauksista (European Commission 2018). Muovipakkausten osuus käytetystä muovista on hankeaineistossa tätä alhaisempi (pakkausten osuus muovituotteiden loppukäytöstä on massamääräisesti n. 25 %). Vuonna 2017 muodostui noin 173 kg pakkausjätettä per asukas EU27:ssä. Määrä kasvoi 2,3 %:lla edelliseen vuoteen verrattuna (Eurostat 2020).

Hankeaineistossa muovipakkausten osuus muovituotteiden tuotannosta on n. 15 %. Matala osuus tuotantotilastoinnissa johtunee siitä, että pakkauksista merkittävä osa jatkojalostetaan toimipaikoilla muovilevyt, -laatat ja -kalvot -tuoteryhmän tuotteiden välituotekäyttönä. Pakkaukset voivat myös olla tuotteina varsin kevyitä verrattuna muihin tuoteryhmiin, mikä selittää matalaa osuutta massamääräisessä laskennassa.

Muovijätteen synnyn osalta tietoa aukot materiaalilähtöisen ainevirta-analyysin näkökulmasta ovat merkittäviä. Virallinen tilastointi (Jätetilasto) perustuu European Waste Classification for Statistics (EWC-STAT) -jätelajiluokitteluun, jossa muovijäte sisältyy kokonaisuudessaan luokkaan 07.4, eikä muovilajikoostumuksen tarkka arviointi jätevirrasta ole mahdollista. Sama koskee muovijätettä yhdyskuntajätteessä. Muovijätteen tuonnin ja viennin osalta tietoa aukko on tätäkin suurempi, koska tavanomaisen muovijätteen jätesirto ei ole luvanvaraista, joten tilastointia siitä ei ole olemassa.





Kuva 10. Muovilajien esiintyminen tuotteissa Suomessa (hankeaineiston perusteella) ja muualla Euroopassa (Plastics Europe 2020).

### Muovit jätevirroissa

Koostumustutkimuksissa erilaisten muovien on todettu muodostavan n. 15 % sekajätteen kokonaismäärästä pääkaupunkiseudulla. Tästä pakkaukset kattavat 11 painoprosenttia, muut muovit 4 painoprosenttia) (HSY 2019). Arvot ovat pääosin hyvin yhdenmukaisia ainevirta-analyyseissä käytettyjen, sekajätteen koostumustietokannan arvojen kanssa. Pakkausten osuus koko sekajättemassasta on hieman korkeampi (pakkaukset 13 %, muut 4 %). Ero johtuu todennäköisesti koostumustietokannan erilaisesta, alueellisesti laajemmasta otannasta, joka pohjautuu laajempaan julkaisujoukkoon ja on luonteeltaan keskiarvoinen. Todellisuudessa sekajätteen koostumuksessa luultavasti ilmenee paikallista ja ajallista vaihtelua, mitä tilastointi ei nykyisellään kykene erottamaan.

EU:ssa kerätystä muovijätteestä (29,1 miljoonaa tonnia) 24,9 % (12,4 miljoonaa tonnia) päätyy kaatopaikoille, 42,6 % (7,2 miljoonaa tonnia) energiantuottoon ja 32,5 % (9,4 miljoonaa tonnia) kierrätyksen piiriin. EU:ssa kerätyn pakkausmuovijätteen määrä vuonna 2018 oli 17,8 miljoonaa tonnia. Tästä 42 % kierrätettiin, 39,5 % hyödynnettiin energiana ja 18,5 % päätyi kaatopaikoille. Suomen osalta kaatopaikoille ei enää vuoden 2015 jälkeen ole päätynyt käytännössä lainkaan muovia. Sekajäte ja sen sisältämät muovit pääasiassa hyödynnetään energiantuotannossa. Erilliskerätystä jätteestä noin 24 % hyödynnetään energiaksi, valtaosa (76 %) kierrätetään.

Materiaalivirta-analyysein kannalta jätemuovivirran koostumusta muovilajeittain ei nykytiedon valossa pystytä tarkasti arvioimaan. Jätteen tuonnin ja viennin osalta tietoa on huomattava, koska tavanomaisen muovijätteen maahantuonti ja vienti ei vaadi jättesiirtolupaa, joten tilastointia tästä virrasta ei ole olemassa.

## Loppuyhteenvedo muovien materiaalivirta-analyysistä

Loppuyhteenvedona voidaan todeta, että peruslähtökohdat muovien materiaalivirran tarkastelulle tuote- ja toimialatasolla ovat jo nykyisellään olemassa. Tärkeimpien muoviraaka-aineiden ja tuotteiden tuotantoa, tuontia ja vientiä sekä välituote- ja loppukäyttöä kyetään määrittelemään ja toimialojen välisiä eroja käytön volyymeissä havainnoimaan. Myös määrällisesti merkittävimmät muovityypit pystytään erottelemaan. Pääasialliset haasteet laajemman ja ajantasaisen materiaalivirta-arvion luomisessa kohdataan tarkemmalla muoviatlasolla, koska käytössä olevat aineistot pystyvät erottelemaan ainevirtaa muovityypeittäin vain osittain. Massamääräisesti suhteellisen suuret osat aineistoista koostuvat epämääräisistä, laajoista tuoteryhmistä, joiden muovityyppijakauma on tuntematon. Tämä joukko sisältää myös suuriin ja tunnistettuihin muoviraaka-aineisiin liittyvää ainevirtaa, joka nyt jää havaitsematta. Vajavaisuuksista huolimatta lähtökohdat menetelmien jatkotyöstämiselle ovat jo nykyisellään varsin hyvät.

### 3.8.2 Esiselvitys kaupunkiympäristön roskaantumisesta

Roskaamisessa on kyse tahallaan tai vahingossa ympäristöön päästetyistä esineistä tai aineista. Jätelain 72 § roskaamiskiellon mukaan ”Ympäristöön ei saa jättää jätettä, hylätä konetta, laitetta, ajoneuvoa, alusta tai muuta esinettä eikä päästää ainetta siten, että siitä voi aiheutua epäsiisteyttä, maiseman rumen tumista, viihtyisyyden vähentymistä, ihmisen tai eläimen loukkaantumisen vaaraa tai muuta niihin rinnastettavaa vaaraa tai haittaa”. Roskaamiskiellosta huolimatta ympäristöön päätyy roskaa joko tahallisen roskaamisen vuoksi tai vahingossa. Roskaa löydetään kaupunkiympäristössä kaikkialta; kaduilta, toreilta, teiden varsilta, puistoista ja ulkoilureittien varsilta (Muotka 2009, Seco Pon ja Becherucci 2012, Pikkarainen 2017). Roskaantuminen on erityisesti suurten kaupunkien ongelma, sillä kaupungeissa on paljon roskien lähteitä ja erilaisia roskaantumista aiheuttavia toimintoja. Erityyppisten kaupunkialueiden eli maankäytön muotojen tiedetään myös vaikuttavan sekä roskien määrään että laatuun (Seco Pon ja Becherucci 2012, Gholami ym. 2020). Roskat voivat kulkeutua lähteiltään laajemmalle alueelle etenkin tuulten ja sadevesien mukana. Erityisesti kaupunkien lähettävillä olevat vesistöt ovat tämän vuoksi roskaantumisvaarassa. Vesistöjen roskaantuminen on erityisen haitallista, koska roskien siivous vesistöistä on hankalaa ja usein jopa mahdotonta.

Roskat voivat säilyä luonnossa pitkään, materiaalista riippuen jopa vuosisatoja. Roskat aiheuttavat esteettisen haitan lisäksi vaaraa ihmisille ja eläimille. Eläimet voivat vahingossa syödä roskaa tai sotkeutua niihin. Terävät ja viiltävät roskat, kuten lasinsirpaleet, huumeneulat ja metalli, voivat vahingoittaa sekä eläimiä että ihmisiä. Roskat, kuten tupakantumpit, voivat sisältää myrkyllisiä kemikaaleja (esim. Heaton ym. 2011, Tookes ym. 2012). Roskaamisesta koituu myös merkittäviä kustannuksia kunnille, taloyhtiöille ja muille siivouksesta vastaaville tahoille. Esimerkiksi Helsingin kaupunki käyttää vuosittain noin 11 miljoonaa euroa kaupunkiympäristön siivoukseen.

Yleisin kaupungeista löytyvä roska on tupakantumppi. Roskamateriaaleista yleisimpiä ovat muovi ja paperi (Seco Pon ja Becherucci 2012, Gholami ym. 2020). Ympäristön roskaantumisen arviointiin ei ole kuitenkaan olemassa yhtä hyväksyttyä tapaa ja roskaantumista tutkitaan eri puolilla maapalloa hyvinkin erilaisilla menetelmillä. Tutkimusmenetelmän valinta vaikuttaa saatuihin tutkimustuloksiin ja erilaisten menetelmien käyttö vaikeuttaa vertailua eri tutkimusten välillä. Menetelmäeroja löytyy niin tutkittavan alueen valinnassa, roskien jaottelussa, roskien määrän mittaamiseen käytetyissä yksiköissä kuin analysoitavaksi kerättyjen roskien koossa (Pikkarainen 2017).

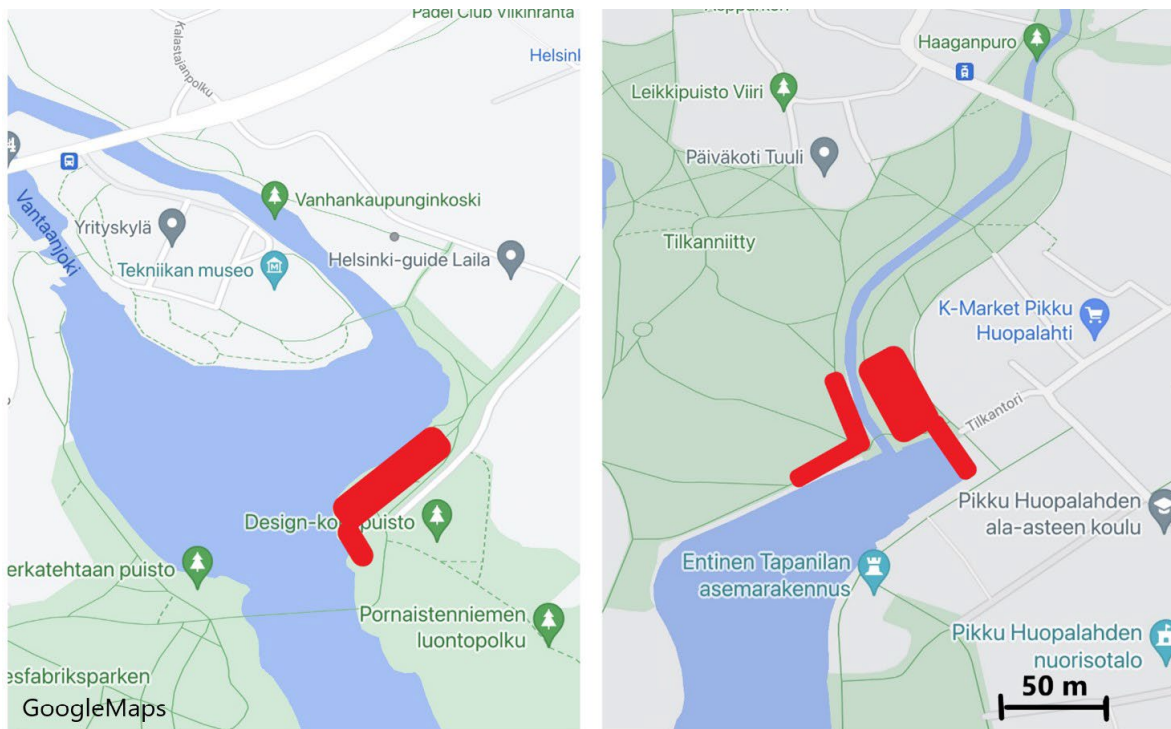
Roskien määrää ja laatua kaupungeissa, sekä ympäristöstä löytyvien roskien alkuperää ja kulkeutumisreittejä, ei ole selvitetty Suomessa systemaattisesti. Merenrantojen roskaamääriä ja roskien laatua on kuitenkin seurattu eri puolilla Suomea vuodesta 2012 lähtien. Rantaroskaseurantaan vakiintuneita menetelmiä sovellettiin tässä tutkimuksessa kaupunkiympäristön roskaantumisen selvittämiseksi, jotta saatuja tuloksia voitiin verrata Suomen rannoilta kerättyihin roskaamääriin. EU:n kertakäyttömuovituotteiden käyttöä rajoittava ns. SUP-direktiivi (2019/904/EU) pyrkii vähentämään kertakäyttöisten

muovituotteiden päätymistä ympäristöön, ja kaupungit ovat avainasemassa, koska kertakäyttöisiä muovituotteita käytetään niissä runsaasti. Tässä selvityksessä tutkittiin roskien määrää ja laatua kahdella eri kaupunkipuistoalueella Helsingissä toukokuussa 2021, ennen kuin EU:n kertakäyttömuovien kulutusta rajoittava SUP-direktiivi, astui voimaan. Tuloksia voidaan käyttää hyväksi, jos myöhemmin halutaan selvittää SUP-direktiivin vaikutusta muoviroskien määrään.

### Tutkimusmenetelmät

Tutkimukseen valittiin Vanhankaupunginkosken Pornaistenniemen puisto ja Pikku Huopalahden Tilkanniityn puisto. Molemmat puistot sijaitsevat meren rannalla, joten näiden puistojen roskilla on suuri todennäköisyys päätyä Itämereen sadevesien ja tuulen kuljettamana. Pikku Huopalahden laskee Haaganpuro tuoden roskia Tilkanniityn puiston rantaan laajemmalta alueelta. Pornaistenniemi taas sijaitsee Vantaanjoen Vanhankaupunginkosken suvannon rannalla, joten sinne voi päätyä Vantaanjoen kuljettamia roskia. Pornaistenniemen puistossa on kesäisin virkistyskalastusta ja ruokarekkoja. Tilkanniitynpuisto on pääsääntöisesti oleskelu- ja toimintapuisto ja tarjoaa kaupunkilaisille lenkkeily- ja pyöräilymaastoja. Lisäksi Tilkanniitynpuistossa on pienvenesatama (Pikku Huopalahden venesatama) sekä Tilkantori, jossa on monenlaista toimintaa. Molemmat ovat mahdollisia roskanlähteitä. Molemmissa puistoissa on myös ohikulkuliikennettä.

Pornaistenniemen puistosta tutkittiin noin 2850 m<sup>2</sup>:n ja Tilkanniityn puistosta noin 3400 m<sup>2</sup>:n suuriset alat (kuva 11). Roskanäytteiden keräämisessä sovellettiin kansallisessa rantaroskaseurannassa käytettävää menetelmää, joka pohjautuu Yhdistyneiden kansakuntien ympäristöohjelman (UNEP) roskaseurantamenetelmään. Molemmista puistoista tutkittiin kaikki maan pinnalta löytyvät läpimitaltaan yli 2,5 cm:n kokoiset roskat. Roskat tunnistettiin ja kerättiin paikan päällä, jonka jälkeen ne kuljetettiin muovisäkeissä Suomen ympäristökeskuksen merentutkimuslaboratorioon. Laboratoriossa roskat kuivatettiin, laskettiin ja punnittiin. Roskat myös luokiteltiin eri tyypeihin käyttötarkoituksen ja materiaalin mukaan. Muoviroskat lajiteltiin vielä SUP-direktiivin kategorioiden mukaisesti (Taulukko 11).



Kuva 11. Karttakuva tutkittavista kaupunkipuistoista Helsingissä. Vasemmalla Pornaistenniemen puisto ja oikealla Tilkanniityn puisto. Tutkittavat alat molemmista puistoista merkitty suuntaan antavasti punaisella. Kartta: GoogleMaps.

## Tulokset

Kahden tutkimuspuiston alueelta kerättiin ja tunnistettiin yhteensä 4886 roskaa (0,8 roskaa/m<sup>2</sup>). Yleisimmät roskatyypit kappalemäärältään olivat muovit, erityisesti EPS (styrox, n. 32 % kaikista roskista) ja tupakantumpit (n. 18 % kaikista roskista). Nämä roskatyypit ovat hyvin yleisiä kaupungeissa kaikkialla maailmassa, tutkittavasta kaupunkialueesta riippumatta (Seco Pon ja Becherucci 2012, Gholami ym. 2020). Myös paperiroskat (mm. kuitit ja pakkausmateriaalit) ovat kaupunkialueilla yleisiä. Tässä tutkimuksessa paperiroskaa löytyi, mutta sen osuus kaikesta roskasta oli hyvin pieni (<5 % sekä kappaleettä massamäärinä tarkasteltuna). Tässä tutkimuksessa kaupunkipuistojen roskamäärät ovat hieman korkeampia kuin Suomen urbaanien rantojen keskimääräiset roskamäärät (0,4 roskaa/m<sup>2</sup>) (Setälä ja Suikkanen 2020). Molemmista tutkimuksissa muoviroska, sisältäen tupakantumpit, oli yleisin roskatyyppi. Urbaaneilla rannoilla tupakantumppien osuus kaikesta roskasta oli keskimäärin lähes 70 % kun tässä tutkimuksessa vastaava luku oli selvästi alhaisempi.

Roskien määrä vaihteli myös sen mukaan, tarkasteltiin roskaa kappalemäärinä vai massana. Painavissa materiaaleissa (metalli ja lasi), yksikin iso ja painava roska vaikuttaa roskan yleisyyteen, kun sitä tarkastellaan massana. Tämä näkyy tässäkin tutkimuksessa, kun tarkastellaan metallien, lasien ja prosessoidun puun massoja pinta-alaa kohden (Taulukko 11). Kappalemäärä ja massatiedot tukevat toisiaan, mutta eivät yksinään kerro koko totuutta roskien määrästä. Monien roskatyyppien kohdalla tuloksia on helpompi verrata toisiinsa massan avulla. Esimerkiksi muun muoviroskan määrää (erilaiset suuremmista kappaleista rikkoutuneet muovin palaset) on vaikea arvioida pelkän kappalemäärätiedon avulla, sillä roskat voivat koostua hyvin erikokoisista kappaleista. Roskien massa ja joissakin tilanteissa myös tilavuus, ovat tarpeellisia erityisesti siivouksen ja jätehuollon suunnittelussa. Kappalemäärä taas on erityisen tärkeä tieto, kun arvioidaan roskien riskejä ympäristölle. Esimerkiksi kilo muoviroskaa voi aiheuttaa hyvin erilaisia vaikutuksia ympäristössä riippuen siitä, koostuuko se muutamasta vai sadoista tai jopa tuhansista kappaleista (Bergmann ym. 2015).

Puistojen välillä ei havaittu suuria eroja roskien määrässä tai laadussa. Pornaistenniemen puistosta löytyi keskimäärin 0,7 roskaa/m<sup>2</sup> ja Tilkanniityn puistosta 0,9 roskaa/m<sup>2</sup>. Molemmista puistoissa muoviroska oli yleisin löydetty roskamateriaali (87 % kaikesta roskasta Pornaistenniemen puistossa ja 90 % kaikesta roskasta Tilkanniityn puistossa kappalemäärällisesti tarkasteltuna). Tilkanniityn puistosta löytyi joitakin roskatyyppisiä, joita Pornaistenniemen puistosta ei löytynyt ollenkaan, kuten tupakansytyttimiä, kyniä, maskeja ja palloja. Tilkanniityn hieman suurempaan roskien luku- ja laatumäärään vaikuttaa ainakin osittain se, että puistoon laskee Haaganpuro, joka kuljettaa mukanaan roskia laajemmalla alueella. Myös sataman ja torin läheisyydellä voi olla vaikutusta. Pornaistenniemen puisto oli myös siivottu muutamia päiviä aikaisemmin suuremmasta näkyvästä roskasta, kuten kalastukseen liittyvästä roskasta. Pornaistenniemessä on kuitenkin aikaisemmin havaittu paljon virkistyskalastukseen liittyvää roskaa, kuten siimoja, kohoja, uistimia ja koukkuja.

EU:n kertakäyttömuovien kulutusta rajoittava SUP-direktiivi astui Suomessa voimaan 23.8.2021. Direktiivi kieltää tiettyjen muovista tai osittain muovista valmistettujen kertakäyttöisten tuotteiden tuomisen markkinoille kokonaan. Lisäksi direktiivi on asettanut tietyille tuotteille merkintävaatimuksen eli osa tuotteista pitää merkitä komission täytäntöönpanoasetuksen (EU)2020/2151 mukaisilla merkinnöillä. Tässä tutkimuksessa haluttiin selvittää SUP direktiivin kattamien muovituotteiden määrää kaupunkiroskissa ennen direktiivin voimaantuloa. Molemmista puistoista kerätyt roskat sisälsivät runsaasti kyseisiä muovituotteita (Taulukko 11). Kappalemäärällisesti tarkasteltuna SUP-roskat vastasivat 32 % kaikesta roskasta Pornaistenniemen puistossa ja 30 % Tilkanniityn puistossa. Vastaavat luvut massana tarkasteltuna olivat 9 % ja 7 %. Direktiivi koskee siis merkittävää osaa kaupunkipuistoista löydetystä roskasta. Tämän tutkimuksen tulosten avulla voidaan myöhemmin arvioida direktiivin toimeenpanon vaikutuksia.

**Taulukko 11. Lämpimitaltaan yli 2,5 cm:n kokoisten roskien määrät (sekä kappalemäärä että massa) kahdessa eri kaupunkipuistossa Helsingissä.**

Kertakäyttömuovit ("SUP-roskat")	Pornaistenniemen puisto		Tilkanniityn puisto	
	kpl/1000 m <sup>2</sup>	g/1000 m <sup>2</sup>	kpl/1000 m <sup>2</sup>	g/1000 m <sup>2</sup>
Tupakantumpit	174	36,5	87,3	18,8
Korkit / Kannet	3,86	13,0	42,6	59,1
Pillit	4,21	2,11	16,5	5,29
Tikut	6,67	3,51	28,5	10,6
Aterimet	4,91	8,77	1,47	3,82
Pullot	0,35	8,77	0,59	13,8
Mukit	0,35	0,35	1,18	1,76
Muovipussit	1,05	2,11	2,65	5,88
Elintarvikekääreet	16,8	10,5	73,2	20,3
Kalastus (Siimat)	2,11	2,11	0,59	0,29
Kalastus (Muu muovi)	2,46	16,1	0,89	2,35
Tamponit	0,0	0,0	0,29	0,89
<b>Muut roskat</b>				
Styrox	200	63,9	298	120
Pakkausmuovi	49,8	6,32	49,4	10,6
Muu muovi	56,2	75,1	150	247
Huumeneulat	3,51	4,21	10,6	33,2
Teipit / Laastarit	10,9	8,77	1,18	0,88
Purukumi	3,86	3,51	4,70	3,82
Confetti	56,5	0,35	-	-
Sytkärit (muovi)	-	-	2,65	35,3
Kynät (muovi)	-	-	1,76	13,2
Maskit	-	-	0,88	5,0
Narut	0,70	2,11	0,59	0,29
Jalkapallo	-	-	0,29	58,8
Pallo (muovi)	-	-	0,58	43,5
Tennispallo	-	-	0,29	16,8
Ämpäri	-	-	0,29	123
Metalli	21,4	10,2	12,9	361
Paperi	29,8	22,1	16,2	22,6
Pahvi	5,62	26,0	4,41	47,6
Vahtolasimurske	2,81	30,2	11,5	97,9
Prosessoitu puu	5,26	327	10,6	531
Aterimet (biohajoavat)	0,70	3,51	-	-
Lasi	3,16	476	7,94	18,5
Korkki	0,35	3,51	1,76	14,7
Tekstiili	5,26	14,0	-	-
Kumi	5,26	3,51	5,59	12,3
Keramiikka	2,11	6,32	1,18	13,8
Lääkkeet	-	-	2,35	1,76
Nuuska	5,62	1,40	10,3	2,65

Roskien määrä on ilmoitettu per 1000 m<sup>2</sup>. Kaikki roskat on luokiteltu materiaalin mukaan ja muoviroskat myös käyttötarkoituksen mukaan, aina kun mahdollista. Muoviset (ja muovia sisältävät) roskat on merkitty harmaalla ja SUP-direktiivin sovellusalaan kuuluvat kertakäyttömuovit on luokiteltu vielä erikseen.

### 3.9 Tiedon saatavuus

Makromuovien lähteet ja kulkeutuminen ympäristöön tunnetaan melko hyvin. Makromuovien kuormituksesta maaympäristössä ei kuitenkaan juuri ole arvioita. Lisäksi etenkin tieteellistä julkaistua tietoa makromuovien aiheuttamista ympäristö- ja eliövaikutuksista on vielä rajallisesti saatavilla, vaikka osa vaikutuksista on varsin ilmeisiä. Tutkimus on ylipäätään tällä hetkellä selvästi painottunut mikro-muoveihin sekä vesiympäristöön. Tämä on toisaalta ymmärrettävää, sillä mikro- ja nanomuovien ajatellaan aiheuttavan mahdollisesti suurempia haittoja ympäristölle ja eliöille. Lisäksi ympäristöön päästyään mikromuoveja ei voida kustannustehokkaasti poistaa ja toisaalta ne voivat kulkeutua varsin helposti eliöihin mm. ravinnon kautta (Browne ym. 2008, Teuten ym. 2009). Joitain yksittäisiä tutkimuksia makromuovien vaikutuksista maaperäeliöihin on toteutettu mm. kansalaishavainnoinnin perusteella (Blettler ja Mitchell 2021).

Kertakäyttöisten muovituotteiden ja muovipakkausten osuus roskaantumisessa on merkittävä ja niiden vaikutuksista maa- ja vesiympäristön eliöihin on olemassa selviä viitteitä. Vesiympäristössä haamu-ppydykset on tunnistettu erityisen haitallisiksi useille eri eliölajeille.

### 3.10 Suurimmat tietopuutteet

Tieto makromuovien vaikutuksista populaatio- ja eliöyhteisötasolla on varsin puutteellista. Makromuovien vaikutuksista maaympäristössä on niin ikään vielä vain vähän julkaistua tieteellistä tietoa. Myöskään eri muovityyppien mahdollisia eroja ympäristövaikutusten osalta ei ymmärretä riittävästi.

Muovien sisältämien haitallisten yhdisteiden kertymisestä eliöihin tarvitaan kattavammin lisää tietoa. Tieto on tällä hetkellä osin ristiriitaista ja hajanaista. Tietoa on saatavilla vain muutamien aineiden / aineryhmien sekä eliölajien osalta. Tieto muovien roolista suhteessa muiden kiinteiden kappaleiden sito-miin, pidättämiin ja kuljettamiin haitallisiin aineisiin sekä eliökertyvyyteen on myös puutteellista.

Makromuovien esiintymisestä ja pysyvyydestä myös muualla kuin seurannan piirissä olevilla mennenrannoilla, esim. vesistöjen pohjalla, vesipatsaassa, ulkosaariston asumattomilla saarilla ja luodoilla ja makean veden ympäristöissä, tarvitaan lisää tietoa. Lisää tutkimusta vaativat myös vesistöihin päätyneiden makromuovien pilkkoutuminen mikromuoveiksi Suomen oloissa sekä osa niiden lähteistä (esim. rakentaminen, kalastus, meriliikenne, maatalous). Makromuovien aiheuttamista habitaattivaikutuksista ei myöskään ole riittävästi tietoa Suomen oloissa.

Materiaalivirta-analyysiin liittyy useita tietoaukkoja ja kehittämiskohteita. Pääasiallinen ongelma on, ettei virallinen tilastointi ole raaka-aine- vaan tuoteluokituslähtöistä. Noin kolmasosa tuoteluokituksen nimikkeistä ei sisällä tietoa tuotteen valmistamiseen käytetyn muovin lajista ja siten tilastotiedot ovat puutteellisia tarkan muovilajikohtaisen erittelyn tekemiseen. Tilastointitavat tuoteryhmien välillä eivät ole nykyisellään harmonisia ja määrien erittelyssä käytetään useita eri yksiköitä, kuten neliö- tai kappalemääriä, mikä vaikeuttaa tällaisten tuotteiden sisällyttämistä massamääräiseen ainevirtatarkasteluun. Useampaa kuin yhtä muovilajia sisältävien muovituotteiden analysointiin muovituotteiden tilastointitarkkuus ei nykyisellään riitä. Aineiston perusteella ei myöskään voida erotella sitä, kuinka suuri osa muovituotteista on uusioraaka-ainetta tai kerta / uudelleen käytettäviä tuotteita.

Luokitusjärjestelmän lisäksi haasteita aiheuttaa tuotantotilastoinnin kattavuus. Tilastointi teollisuustuotannosta perustuu otokselle, eikä sen kattavuus välttämättä ole kaikilta osin täydellinen. Monetaarisia tai massa-arvoja on usein salassapito- tai saatavuussyistä peitetty. Puuttuva tai vajaa muoviaineiden tuotantotieto vääristää tuloksia laskettaessa muoviraaka-aineiden käyttöä kotimaisissa muovituotteissa. Vertailussa vääristymää aiheutuu myös siksi, ettei tilastossa oteta huomioon aiemmin varastoidun raaka-aineen käyttöä tuotteissa. Tuotantotilastosta itsessään ei voida myöskään päätellä sitä, mille toimialoille tuotteiden käyttö kohdentuu.

Suoraa tietoa toimialoittaisesta muovien välituotekäytöstä massamääräisesti ei ole olemassa, vaan välituotekäytön jakauma pohjautuu monetaariseen panos-tuotosaineistoon, joka muutetaan

massamääräiseksi muuntokertoimilla. Analyysi on siten äärimmäisen herkkä käytettyjen kilohintojen oikeellisuudelle. Laskennassa käytetään samaa keskimääräistä kilohintaa sekä välituotekäytön että kuluttajien loppukäytön osalta. Todellisuudessa välituotekäyttöön voi liittyä skaalaetua ja matalampia jalostusasteita verrattuna kuluttajatuotteisiin, mikä heijastuu niiden matalammassa kilohinnassa. Vastavasti kuluttajatuotteiden kilohinta myös perushintaisena on tästä syystä usein korkeampi. Tämä johtaa välituotekäytetyn tuotteen massan aliarvioon, ja yliarvioon kuluttajien loppukäytön osalta.

Näissä aineistoissa käytetty tuoteluokitus ei sisällä lainkaan muovilajien yksilöintiä. Tästä johtuen tuotteiden muovilajijakauman katsotaan tässä olevan tuotantoaineiston mukainen. Tämä lähestymistapa ei siis huomioi mahdollisia toimialoittaisia eroja käytön jakaumassa, ja eniten tuotetut muovaineet saavat korkeimman osuuden myös tuotteen arvioidussa koostumuksesta. Tuotteiden todellisesta materiaali-koostumuksesta ei ole saatavilla kattavaa tietoa.

Muovijätteen virallinen tilastointi riittää erilliskerätyn muovijätteen lähteiden tunnistamiseen. Sekajätteen määrä ja muovin osuus siinä on mahdollista laskea valtakunnallisen keskiarvokoostumuksen avulla, mutta tämän ainevirran jakaminen muovilajeille ei nykyisellä tilastointitarkkuudella ole mahdollista.

# 4 Mikromuovit

## 4.1 Tiivistelmä luvusta Mikromuovit

Kuten suurempikin kelluva muoviroska, myös mikromuovit voivat kulkeutua vesiympäristössä pitkiä matkoja virtausten mukana. Ne saattavat toimia kuljettajina mm. vieraslajeille, taudinaiheuttajille sekä haitallisille yhdisteille. Mikäli muovihiukkasen pintaan pääsee kiinnittymään eliöitä ns. biofilmiä, sen kelluvuusominaisuudet muuttuvat ja se alkaa vajota syvempiin vesikerroksiin. Syvemmissä kerroksissa UV-valon vaikutus heikkenee ja mikromuovin hajoaminen hidastuu. Mikromuovien päästölähteiden, kulkeutumisen sekä esiintymisalueiden (vertikaalinen, horisontaalinen, maantieteellinen) selvittäminen on tärkeää, niin riskinarvioinnin kuin mahdollisten päästövähennyskeinojen määrittelyn vuoksi.

Mikromuoveja syntyy etenkin ympäristöön päätyneistä muovituotteista ja -kappaleista haurastuamalla. Tämän lisäksi suurimmat mikromuovien yksittäiset lähteet liittyvät liikenteen päästöihin (mm. autonrengaspöly), tekonurmikenttiin, muovituotteiden valmistukseen (muovigranulaattipäästöt) sekä keinokuitutekstiilien pesuun. Kaikkia mikromuovien lähteitä ei kuitenkaan tunneta vielä riittävästi. Esimerkiksi ilman kautta tulevan laskeuman osuudesta ei ole kattavia arvioita. Maaperään mikromuoveja voi päätyä useista lähteistä. Tutkimusten perusteella 99 % suomalaisille jätevedenpuhdistamolle tulevista mikromuoveista poistui puhdistusprosessissa. Näistä 80 % päätyi jätevesilietteen, joten jätevesilietteen on arvioitu olevan yksi merkittävimmistä mikromuovilähteistä. Jätevesilieteperäisten lannoitteiden lisäksi mikromuoveja voi päätyä maatalousmaahan esimerkiksi muissa lannoitteissa tai kasteluvedessä olevien epäpuhtauksien kautta tai katekalvoista, säilörehupaaleista ja muista maassa käytettävistä muovituotteista, kun ne ajan myötä haperuvat tai kun niitä rasitetaan mekaanisesti.

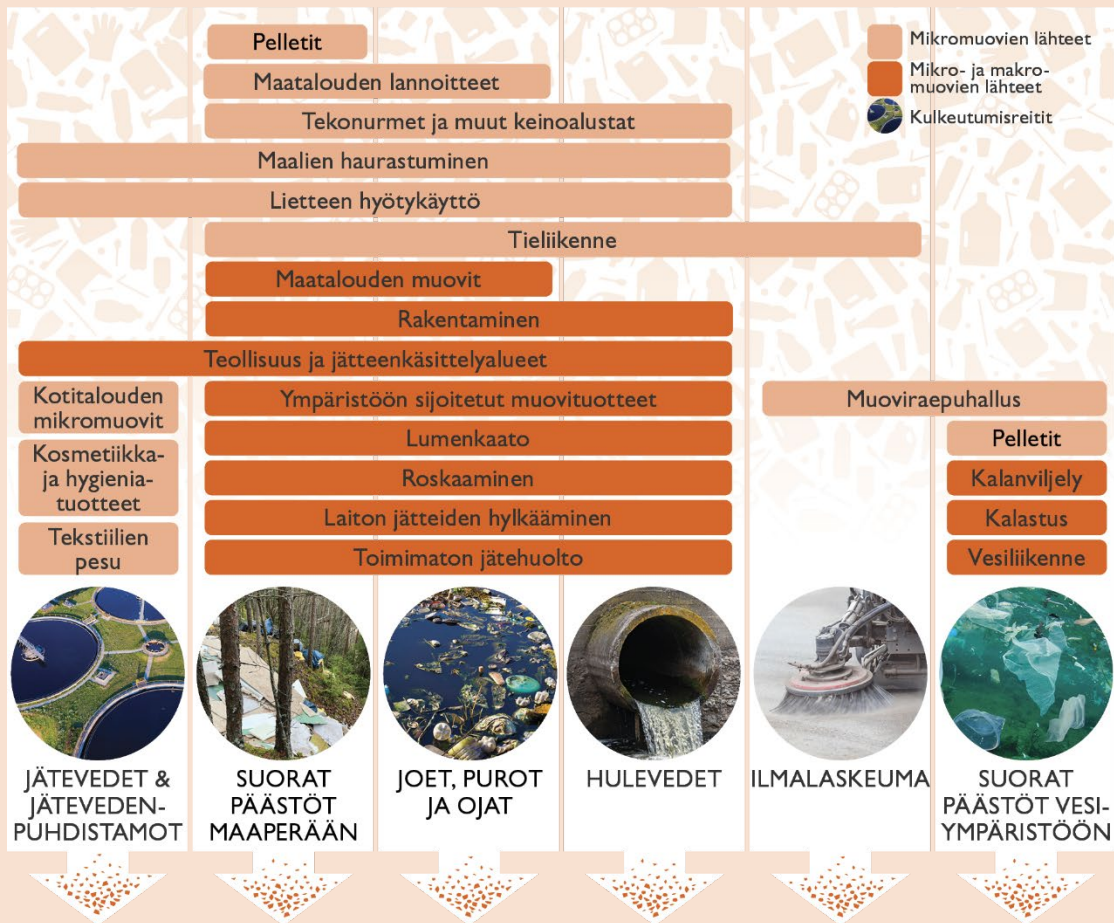
Maaperässä mikromuovien on todettu korkeina pitoisuuksina vaikuttavan haitallisesti lierojen lisääntymiseen, ja kasvuun, estävän hyppyhäntäisten liikkumista maaperässä sekä vaurioittavan etanoiden ruoansulatusjärjestelmää. Maaperäeläinten kohdalla eri tutkimuksien tulokset vaihtelevat huomattavasti, mikä viittaa siihen, että mikromuovien vaikutukset riippuvat hiukkasten ominaisuuksista. Maaperäeläimet voivat myös toimia mikromuovien reittinä maanpäälliseen ravintoverkkoon. Esimerkiksi liero, joiden on todettu nielevän mikromuoveja, ovat monien lintujen ja piennisäkkäiden ravintoa. Maaperäeläimet myös kuljettavat mikromuoveja maaperässä.

Sekä kenttähavainnot että kokeelliset tutkimukset tukevat sitä, että vesieliöt voivat altistua elinympäristössään oleville mikromuovihiukkasille. Monien eri ravintoverkon tasojen eliölajien on havaittu tavalla tai toisella saavan mikromuoveja elimistönsä. Syödyt mikromuovit voivat aiheuttaa haittoja kuten rakenteellisia vaurioita, tukoksia, heikentää lisääntymiskykyä ja kasvua sekä aiheuttaa käyttäytymismuutoksia. Mikromuovien nieleminen saattaa myös vähentää syödyn ravinnon imeytymistä ja siten heikentää elion kuntoa. Niellyt mikromuovit voivat aiheuttaa valheellista kylläisyyden tunnetta, ja lisäksi on havaintoja, että hyvin pienet muovihiukkaset voivat siirtyä suosta kudoksiin.





## MUOVIN LÄHTEET JA KULKEUTUMISREITIT YMPÄRISTÖÖN



## MIKROMUOVIN EKOLOGISET VAIKUTUKSET



Kuvat: Adobe Stock, Päivi Fjäder, Maiju Lehtiniemi, Jukka Mehtonen, Salla Selonen. © SYKE. 2022.

## 4.2 Mikromuovien määritelmät

Mikromuovit nousivat esiin mahdollisena ympäristöhaittana valtamerten muoviongelmaan liittyvän tutkimuksen myötä. Sitä mukaa kuin tiedot meriin päätyneen muoviroskan määrästä ja koko meriroskaongelman laajuudesta lisääntyivät, kiinnittyi huomio myös pieniin muovihiukkasiin (Thompson ym. 2004). Vaikka mikromuovitutkimus on edennyt nopeasti etenkin merentutkimuksessa 2000-luvun aikana, ei näillä pienillä hiukkasilla ole vakiintunutta, kaikkialla käytössä olevaa määritelmää. Käytännössä termillä ”mikromuovi” tarkoitetaan varsin väljästi muovihiukkasia, jotka voivat vaihdella kooltaan mikrometrin kokoisista, tai jopa sitä pienemmistä, aina puolen sentin kokoisiin asti.

Vuonna 2009 Yhdysvaltain Valtamerten ja ilmaston tutkimuslaitoksen (NOAA) meriroskaohjelman työpajassa päästiin yhteisymmärrykseen siitä, että mikromuovit ovat alle 5 millimetrin kokoisia hiukkasia (Arthur ym. 2009). Tätä ennen olivat alan tutkijat jo soveltaneet tätä kokoluokitusta tutkimuksissaan (esim. Thompson ym. 2004, Browne ym. 2008). Vaikka yhteisesti sovittu, kaiken kattava määritelmä puuttuu edelleen, tarkoitetaan mikromuoveilla käytännössä yleisimmin kuitenkin alle 5 mm:n kokoisia synteettisiä tai puolisynteettisiä polymeerihiukkasia. Sen sijaan näkemykset siitä, miten pieniä mikromuovit voivat olla, vaihtelevat eri tutkimusten välillä (yleensä 0,01–20 µm; Hartmann ym. 2019). Euroopan kemikaalivirasto ECHA esitti REACH-asetuksen (Restriction Proposal for Microplastics; ECHA 2019) laatimisen yhteydessä, että kuituja lukuun ottamatta mikromuovit ovat suurempia kuin yksi nanometri ja pienempiä kuin viisi millimetriä. Mikromuovikuidut puolestaan olisivat leveydeltään  $\geq 3$  nm ja pituudeltaan korkeintaan 15 millimetriä, pituuden ja leveyden suhteen ollessa  $>3$ . Joissakin tapauksissa voi olla tarkoituksenmukaista käyttää tarkentavaa terminologiaa. Kumirouheen ja kumihiukkasten erottaminen omaksi ryhmäkseen on noussut esiin, kun hiukkaspäästöistä on laajemmin keskusteltu Suomessa. Esimerkiksi SBR-kumirouheesta on esitetty käytettäväksi termiä ”mikrokumi”. Yhteenvedona voidaan todeta, että mikromuovit ovat synteettisesti tuotettuja, biohajoamattomia, vesifaasissakin kiinteinä pysyviä muovihiukkasia, jotka koostuvat polymeerien ja lisäaineiden seoksista ja joiden pienin dimensio on ainakin  $\geq 1$  nm ja suurin dimensio on hiukkasmuotoisilla 5 mm ja kuiduilla tulkinnasta riippuen 5–15 mm. Suurimpien, puolen senttimetrin kokoisten hiukkasten läpimitta voi siis olla jopa kymmentuhattokertaisesti suurempi kuin pienempien, alle mikrometrin kokoisten. Pinta-aloja ja tilavuuksia verratessa kokoero suurimpien ja pienimpien hiukkasten välillä edelleen vain kasvaa, millä on vaikutuksia muun muassa niiden fysikaalisiin ja kemiallisiin ominaisuuksiin.

Eurooppalaisen tiedeakatemiaverkoston laatimassa yhteenvedossa (SAPEA 2019) mikromuovien sijaan käytettiin määritelmää ”NMP”, joka sisältää sekä nano- että mikrokokoluokan muovit. Vaikka määrittely määritelmät edelleen hieman vaihtelevat, ei tällä varsinaisesti ole suurta merkitystä, kunhan kussakin tilanteessa käytetty luokittelu on systemaattisesti dokumentoitu. Useissa tapauksissa käytetty tutkimusmenetelmä määrittelee tutkittavien hiukkasten kokojakauman. Esimerkiksi kerättäessä näytteitä veden mikromuovipitoisuuden analysointia varten näytteenottimen suodattimen tai käytetyn haavin silmäkoko määrää tutkittavien hiukkasten minimikoon.

## 4.3 Mikromuovien päästölähteet ja kulkeutumisreitit ympäristöön

Kokoluokituksen ohella mikromuovit jaotellaan alkuperänsä perusteella primääreihin ja sekundääreihin hiukkasiin. Primäärit mikromuovit ovat tarkoituksellisesti valmistettu pieneen kokoonsa, kun taas sekundäärit mikromuovit ovat hajonneet tai irronneet isommasta muovituotteesta. Primäärien mikromuovien lähteitä ovat esimerkiksi sellaiset hygieni- tai kosmetiikkatuotteet tai pintojen puhdistusaineet, joihin on tarkoituksellisesti lisätty mikromuovia, sekä kestopuovituotteiden valmistuksessa käytetty muovigranulaatti (muovipelletit). Sekundäärien mikromuovien lähteitä sen sijaan on käytännössä kaikkialla missä muovituotteita valmistetaan, kuljetetaan ja käytetään (Kuva 12).

Mikromuoveja päätyy ympäristöön:

- Tuotteisiin tarkoituksellisesti lisättyjen mikromuovihiukkasten päästöistä.
- Tuotteiden käytön aikana tapahtuvan kulumisen seurauksena.
- Ympäristöön päätyneen isomman muoviroskan hajoamisen vuoksi.
- Vahingossa syntyneiden päästöjen takia.



Kuva 12. Eräitä tärkeimpiä meriroskaa ja merten mikromuoveja tuottavia toimintoja. Kuva Pinja Näkki.

Mikromuovipäästöjen vähentämiseen tähtäävien toimenpiteiden suunnittelun ja toteuttamisen onnistumiseksi on tärkeää ymmärtää päästöjen syntymekanismeja. Mikromuovipäästöjä, mikromuovien kulkeutumista ja esiintymistä ympäristössä on tutkittu etenkin mereen päätyvän kuormituksen näkökulmasta. Tehtyjen arvioiden perusteella suurin osa mereen päätyvän mikromuovien lähteistä sijaitsee maalla. Mikäli ympäristössä olevasta isosta muovista haurastuvaa mikromuovia ei huomioida, suurimmat mikromuovien yksittäiset lähteet liittyvät liikenteen päästöihin (autonrengaspöly) ja tekstiilien pesuun (mikrokuidut). Yksittäisten päästölähteiden merkitystä on vaikea arvioida silloinkin, kun on mahdollista kerätä mitta-aineistoa suoraan päästölähteestä. Hyvänä esimerkkinä tästä ovat tekstiilien pesun yhteydessä irtoavista muovikuiduista tehdyt tutkimukset, joiden tulokset vaihtelevat varsin paljon sen mukaan, miten tutkimus on tehty, esimerkiksi tutkimuksessa käytetyn pesukoneen tyyppin (täytetäänkö päältä vai sivulta) tai pestyjen tekstiilien koostumuksen mukaan (Setälä ja Suikkanen 2020). Tutkimusmenetelmien kehittymisen myötä kuva mikromuovipäästöistä ja niiden määrästä ympäristössä tulee edelleen tulevaisuudessa tarkentumaan. Esimerkiksi edellä mainittujen kuitujen suhteen on eriäviä näkemyksiä siitä, mitä materiaaleja tulisi sisällyttää mikromuovikategoriaan, sillä esimerkiksi luonnon selluloosan ja muokatun selluloosan (viskoosi) erottaminen käytössä olevilla menetelmillä on vaikeaa tai usein mahdotonta. Tulkinnasta riippuen voivat päästöarvot vaihdella hyvinkin paljon. Suarian ym. (2020) mukaan on mahdollista, että jopa 60–80 % valtamerten pintavesissä esiintyvistä mikroskooppi-sista kuiduista voisi olla selluloosaa, eikä näin ollen lainkaan mikromuovia. Yleisesti ottaen suorat päästölähteeltä tehdyt mittaukset ovat harvinaisia, ja mikromuovipäästöjen määrän arvioiminen perustuu useimmiten välillisiin arvioihin erilaisia kertoimia käyttämällä. Mikromuovien päästölähteitä on

tarkasteltu muun muassa eräissä Pohjoismaisissa selvityksissä (Sundt ym. 2014, Essel ym. 2015, Lassen ym. 2015, Setälä ja Suikkanen 2020) ja Euroopan laajuisesti (Amec Foster Wheeler 2017, Hann ym. 2018). Näissä selvityksissä on tarkasteltu erilaisia todennäköisiä mikromuovien lähteitä. Sitä merkittävää mikromuovikuormitusta, joka syntyy ympäristössä olevan muovijätteen haurastumisesta, ei edellä mainituissa päästömäärien arvioissa (Taulukko 12) ole huomioitu tiedonpuutteen vuoksi. Suomessa meriympäristöön päätyvän roskan määrää ja laatua tarkasteltiin Suomen ympäristökeskuksen, Luonnonvarakeskuksen sekä Liikenne- ja viestintäviraston yhteisessä hankkeessa (RoskatPois!, 2017–2019). Mikromuovien lähteitä ja mikromuovipäästöjen suuruutta selvitettiin käyttämällä apuna tietoja ihmisten kulutustottumuksista, tuotteiden tuotantoprosesseista, materiaalien kulumisesta ja materiaalivirroista. Hankkeessa tehdyn selvityksen mukaan tärkeimpiä yksittäisiä päästölähteitä olivat tieliikenne, tekonurmikentät, muovituotteiden valmistus (muovigranulaattipäästöt) sekä keinokuitutekstiilien pesu (Setälä ja Suikkanen 2020). Hankkeessa arvioitiin myös kalastuksesta ja kalankasvatuksesta aiheutuvia mikromuovipäästöjä. Suomen aineistojen pohjalta laaditut arviot eivät poikkeaa merkittävästi muiden maiden vastaavista arvioista (Taulukko 12).

**Taulukko 12. Yhteenveto mikromuovien lähdeselvitysten tuloksista eri maissa**  
(Arvioitu suurimmaksi osaksi vuoden 2017 aineiston perusteella.) Määrät on pyöristetty lähimpään kokonaislukuarvoon. Suomen tulokset: Setälä ja Suikkanen 2020.

Mikromuovipäästöt Tonnia vuodessa	Ruotsi	Norja	Tanska	Saksa	Suomi	EU:n talous- alue
Tieliikenne - rengaspöly	7 674 <sup>1)</sup>	4 500 <sup>1)</sup> 9 571 <sup>2)</sup>	4 200– 6 600 <sup>1)</sup>	60 000– 111 000 <sup>1)</sup>	5 348–10 528 <sup>1)</sup> 9011 <sup>2)</sup>	503 586 <sup>1)</sup>
Tieliikenne - jarrujen kuluminen	-	-	-	-	-	505–17 161
Teiden merkintämassat	504	320	110–690	-	-	94 358
Ulkotilojen maalit ja pinnoitteet	128–251	220	150–810	-	-	21 000–34 900
Sisätilojen maalit	-	-	-	-	-	3 500 <sup>3)</sup>
Merenkulun maalit ja pinnoitteet	158–737	730	40–480	-	-	1 194
Jalkapallokenttien täyteaineet	1 638–2 456 <sup>4)</sup>	-	380–640 <sup>4)</sup>	-	1074–6495 <sup>4)</sup>	18 000– 72 000 <sup>5)</sup>
Muovintuotannon raaka-aineet	310–533	450	3–56	21 000– 210 000	359	16 888–167 431
Tekstiilit	8–945	600	200–1 000	80–400	5–290 <sup>6)</sup>	18 430–46 175
Pois huuhdeltava HKH ja kosmetiikka	66 <sup>7)</sup>	40	9–29	496	5	714–793 <sup>8)</sup>
Hioma-aineet	-	-	0,05–2,5	<100	-	-
Huonepöly	1–19	450 <sup>9)</sup>	-	-	97	-
Kalastus	-	-	-	-	18	478–4 780
Kalankasvatus	-	-	-	-	22–38	-

Ruotsi: Magnusson ym. 2016, Norja: Sundt ym. 2014, Tanska: Lassen ym. 2015, Saksa: Essel ym. 2015, EU: Amec Foster Wheeler 2017 ja Hann ym. 2018.

1) Liikennesuoriteperusteinen arvio; 2) Kierrätystilastojen ja elinkaariarvioiden kautta arvioitu; 3) Välineiden pesu; 4) Kumirouhe; 5) Mukana myös nukkalanka; 6) Napper ja Thompson 2016, irtoavia keinokuituja 12–640 mg kg<sup>-1</sup>; 7) Nestemäiset saippuat, vuoden 2012 aineisto; 8) 2015; 9) Kotitaloudet.

### 4.3.1 Mikromuovien kulkeutuminen maaperään

Jätevesilietteen on arvioitu olevan yksi merkittävimmistä mikromuovilähteistä maaperään (Nizzetto ym. 2016, Ng ym. 2018, Corradini ym. 2019, Xu ym. 2020). Arviolta 63 000–430 000 tonnia mikromuoveja joutuu vuosittain jätevesilietteen kautta maatalousmaahan Euroopassa (Nizzetto ym. 2016). Talvitie ym. (2017) havaitsivat suomalaisella jätevedenpuhdistamolla, että 99 % mikromuoveista poistui jäteveden puhdistusprosessissa. Näistä hiukkasista 80 % päätyi jätevesilietteeeseen ja loput palautuivat takaisin puhdistusprosessiin. Valtaosa jäteveden mikroroskasta oli erilaisia kuituja, ja synteettisistä kuiduista yleisimpiä olivat polyesterikuidut. Suomen jätevedenpuhdistamoilla syntyy vuosittain noin 150 000 kuiva-ainetonna puhdistamolietettä, josta noin 90 % on arvioitu päätyvän maanparannusaineeksi viherrakentamiseen ja maatalouteen (Vilpainen ja Seppälä 2021). On huomioitava, että maataloudessa ja viherrakentamisessa käytettävien, yhdyskuntalietettä sisältävien, maanparannusaineiden käyttömäärät ovat hyvin erilaisia. Viherrakentamisessa käytettävät määrät voivat olla paikallisesti hyvinkin suuria. Suomessa maatalousmaiden mikromuovien määriä selvitetään parhaillaan Maatalouden kehittämisrahaoston, Makeran, rahoittamassa MicrAgri-hankkeessa (liite 2).

Jätevesilieteperäisten lannoitteiden lisäksi mikromuoveja voi päätyä maatalousmaahan esimerkiksi muissa lannoitteissa ja maanparannusaineissa tai kasteluvedessä olevien epäpuhtauksien kautta tai katekalvoista, säilöhupuaaleista ja muista maassa käytettävistä muovituotteista, kun ne ajan myötä hapertuvat tai kun niitä rasitetaan mekaanisesti. Esimerkiksi vihannesviljelmällä Shanghaissa suurimman osan maaperän mikromuoveista havaittiin olevan peräisin katekalvoista (Liu ym. 2018, Xu ym. 2020). Myös työkoneiden maalipinnoista tai renkaista voi irrota mikromuoveiksi luokiteltavia hiukkasia. Lisäksi Euroopan kemikaalivirasto (ECHA) on arvioinut muovin kapseloitujen hidasliukoisten lannoitteiden, torjunta-aineiden tai siementen olevan merkittävä mikromuovilähde maaperään Euroopassa. Nämä tuotteet sisältyvät niihin tarkoituksellisesti tuotteisiin lisättyihin mikromuoveihin, joiden käyttöä ECHA on esittänyt rajoitettavaksi (<https://echa.europa.eu/fi/hot-topics/microplastics>).

Autonrenkaista ajon aikana irtoava rengaspöly on myös merkittävä päästölähde maaperään. On arvioitu, että jopa valtaosa liikenteestä vapautuvista rengashiukkasista päätyisi maaperään (Kole ym. 2017). Massapitoisuudet maaperässä kuitenkin laskevat nopeasti tienreunasta pois päin mentäessä. Toisaalta pienet hiukkaset kulkeutuvat suuria hiukkasia kauemmaksi, joten pieniä rengaspölyhiukkasia voi löytyä kauempaakin tieympäristöistä (Wik ja Dave 2009).

Kaupunkiympäristöissä mikromuoveja voi päätyä maaperään irtoamalla suuremmista muovinkappaleista sekä käytössä olevien materiaalien, että roskaantumisen kautta. Niitä voi irrota myös esimerkiksi erilaisista maaleista ja pinnoitteista. Maarakentamisessa ja viherrakentamisessa maahan upotetaan myös erilaisia synteettisiä suodatin- ja maisemointikankaita, joista voi irrota mikromuoveja (Palolahti 2010).

Maaperässä mikromuovit voivat kulkeutua laajemmalle alueelle maaperän kolloidien mukana (Xu ym. 2020). Myös eläimet kuljettavat mikromuovihiukkasia maaperässä levittäen niitä sekä laajemmalle alueelle että syvemmälle maaperään (Huerta Lwanga ym. 2017, Maaß ym. 2017, Rillig ym. 2017, Liu ym. 2021).

### 4.3.2 Mikromuovien kulkeutuminen vesistöihin

Muovien raaka-aineiden tuotanto ja muovituotteiden valmistus tapahtuu maalla, samoin kuin suurin osa muoveja hyödyntävistä toiminnoista. Siksi myös suurin osa ympäristöön, sekä maalle että vesistöihin päätyvästä erikokoisesta muoviroskasta on peräisin maalla sijaitsevista lähteistä, joista ne leviävät monia eri reittejä pitkin. Vesistöjä kuormittavat lisäksi suoraan vesiliikenteen, kalastuksen ja kalanviljelyn muovipäästöt sekä rakentaminen (satamat, sillat, meritäytöt).

Mikromuovit ovat kemiallisilta ominaisuuksiltaan hyvin heterogeenisiä. Muovien erilaiset ominaisuudet vaikuttavat osaltaan siihen, mihin ja miten mikromuovihiukkaset ympäristössä kulkeutuvat. Mikromuovien kulkeutumista vesistöihin, etenkin meriin on tutkittu jo useita vuosia. Sen sijaan

mikromuovien leviämistä ja kulkeutumista maaperässä, sekä maaperästä edelleen aina mereen saakka on selvitetty vasta vähän. Lebreton ym. (2019) esittävät, että maalla muodostuvien mikromuovipäästöjen kertyminen avomerelle vie useita vuosia, ja nyt meressä olevat muoviroskat voivat olla peräisin muutaman edellisen vuosikymmenen takaisista päästöistä. Viimeaikaisissa tutkimuksissa on myös todettu esimerkiksi maaperään kertyvän mikromuovin ja maanparannusaineena käytetyn jätevesilietteen välinen yhteys (Nizzetto ym. 2016, Piehl ym. 2018).

Mikromuovit ovat kevyitä ja kestäviä, ja voivat kulkeutua pitkiä matkoja etenkin vesiteitse; sateen, lumen sulamisvesien, purojen, hulevesien, jokien, ja myös tuulen ja ilmalaskeuman mukana. Joet ovat eräiden arvioiden mukaan suurin yksittäinen meriroskien kulkeutumisreitti ainakin makroroskien osalta (Jambeck ym. 2015, 2018). Aineiston kerääminen jokivesistä ja -sedimentistä mikromuovikuormituksen selvittämiseksi on haastavaa. Jokivesiin kulkeutuu mikromuoveja sekä piste- että hajakuormituksen kautta erilaisista lähteistä, (Hann ym. 2018, Whitehead ym. 2021) kuten mm. yhdyskuntajätevesistä ja muoviteollisuuden toiminnoista (Karlsson ym. 2018) ja myös makromuovin haurastumisen myötä.

Muovihiukkasten tiheys vaikuttaa paitsi niiden kulkeutumiseen virtaavan veden mukana, myös siihen, mihin ne lopulta ympäristössä päätyvät. Tiheyden lisäksi mikromuovien kulkeutumiseen ja niiden kertymiseen ympäristöön vaikuttaa muovipolymeerin lujuus ja kestävyys, etenkin suhteessa UV-säteilyyn. Meriympäristöön päätyneet mikromuovit kertyvät rannoille ja merenpohjan sedimentteihin (Kanhai ym. 2017, Wang 2018), päätyen jopa kaikkein syvimpien syvänteiden pohjalle. Merenpohjia pidetäänkin mikromuovien ”loppusijoituspaikkoina” (Woodall ym. 2014, Bergmann ym. 2017, Näkki ym. 2019).

Mikromuovien määrää meriympäristössä on selvitetty aina 2000-luvun alkupuolelta saakka. Euroopassa tutkimuksia on vauhdittanut meristrategiadirektiivi (2008/56/EY), johon sisältyy muiden seurattavien muuttujien ohella mikroskooppinen roska, mukaan lukien mikromuovit. Euroopan aluemerien osalta mikromuovien määrää ja laatua on selvitetty etenkin pintavedestä, sekä merenpohjan sedimenteistä, rantahiekasta ja merieliöistä, kuten kaloista ja simpukoista (viitteitä). Järvissä ja jokivesissä tutkimusta on tehty vähemmän. Tämä saattaa johtua ainakin osittain siitä, että roskaantumista ei ole huomioitu EU:n vesipolitiikan puitteiden direktiivissä (2000/60/EY<sup>5</sup>) vesimuodostumien hyvään tilaan vaikuttavien tekijöiden joukossa. Mikromuovihiukkasten määrät ympäristönäytteissä vaihtelevat paitsi sen mukaan, mistä näyte on kerätty, myös sen mukaan, minkä kokoisia hiukkasia on mahdollista tutkia.

### 4.3.3 Ilma

Ilmassa olevia mikromuoveja on tutkittu vasta varsin vähän. Eräissä tutkimuksissa selvitettiin tiheimmin asutun kaupunkialueen (7 900 asukasta/km<sup>2</sup>) ja vähemmän tiheään asutun taajama-alueen (3 300 asukasta/km<sup>2</sup>) ilmassa olevia mikromuoveja laskeuman avulla (Dris ym. 2016). Ilmalaskeuma vaihteli välillä 2–355 hiukkasta/m<sup>2</sup>/päivä, keskimääräisen laskeuman ollessa 110 ± 96 hiukkasta/m<sup>2</sup>/päivä. Pitoisuudet olivat systemaattisesti korkeampia kaupunkialueella. Kemiallisen karakterisoinnin perusteella 29 % hiukkasista oli synteettisiä tai sekoitus synteettistä ja luonnollista materiaalia. Luonnollinen materiaali käsitti yleensä puuvillan tai villan. Ilman mikromuovien lähteiksi arveltiin erilaisia tekstiilejä (vaatteet ja muu kotitalous), makromuovien rapautuminen, kaatopaikat ja jätteenpolto. Tulosten perusteella tehty karkea arvio osoittaa, että Pariisin kaupungin mittakaavassa (2500 km<sup>2</sup>) laskeutuu ilmakehän kautta 3–10 tonnia kuituja vuosittain (Dris ym. 2016). Pienempikokoisia (200–400 µm ja 400–600 µm) hiukkasia havaittiin eniten, kun taas suurempikokoisia havaittiin harvemmin. Myös muutamia kooltaan 50–200 µm:n hiukkasia havaittiin (Dris ym. 2016). Sateella havaittiin myös olevan selkeä merkitys laskeuman määrään, sillä kuivalla säällä hiukkasten määrä oli selvästi pienempi. Tulosten perusteella ilmalaskeuman osuutta mikromuovien mahdollisena lähteenä ei tule väheksyä.

---

<sup>5</sup> Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2000/60/EY yhteisön vesipolitiikan puitteista (EYVL L 327, 22.12.2000, s. 1–73).

## 4.4 Ekologiset vaikutukset

### 4.4.1 Eliö- ja habitaattivaikutukset

#### Maaperä

Maaperä muodostuu jo itsessään erikokoisista ja -muotoisista hiukkasista, jotka määräävät maaperän ominaisuuksia ja sitä kautta vaikuttavat myös sen eliöyhteisöön (Coleman ym. 2004). Esimerkiksi suurrempirakeinen hiekka läpäisee paremmin vettä ja toisaalta pidättää ravinteita huomattavasti hienojakoinen savi (Coleman ym. 2004). Mikromuovien vaikutukset maaperän ominaisuuksiin riippuvatkin paitsi hiukkasten koosta, muodosta ja muista ominaisuuksista, todennäköisesti myös maaperän ominaisuuksista. Esimerkiksi samastakin muoviaiineksesta peräisin olevat erikokoiset hiukkaset tai vastaavasti eri materiaalista peräisin olevat samankokoiset hiukkaset voivat vaikuttaa maaperän vedenläpäisevyyteen jopa päinvastaisesti (de Souza Machado ym. 2018, Qi ym. 2020). Joissakin tapauksissa vaikutukset ovat olleet voimakkaampia pienemmissä pitoisuuksissa kuin suuremmissä pitoisuuksissa, mikä saattaa johtua muovien vuorovaikutuksesta maaperän hiukkasten kanssa (Qi ym. 2020). Maaperän vedenpidätyskyvyn lisäksi mikromuovien on todettu vaikuttavan maaperän huokoisuuteen ja irtotiheyteen sekä maapartikkeleiden aggregaatioon (de Souza Machado ym. 2018, Boots ym. 2019, Rillig ja Lehmann 2020, Zhou, ym. 2020, Liang ym. 2021). Maaperän ominaisuuksien muutos voi tehdä maaperästä alttiin kuivumiselle (Rillig ja Lehmann 2020).

Mikromuovien vaikutukset maaperän ominaisuuksiin saattavat heijastua maaperän prosesseihin, mikrobiyhteisöön sekä kasvien kasvuun ja ravinteidenottoon (Rillig ja Lehmann 2020, Zhou, 2020, Yang ym. 2021). Mikromuovien onkin havaittu vaikuttavan mikrobiyhteisön rakenteeseen, mikrobiaktiivisuuteen sekä kasvien juurten ja verson kasvuun (Boots ym. 2019, Rillig 2019, Qi ym. 2020, Xu ym. 2020, Yang ym. 2021). Vaikutukset vaihtelevat mikromuovien ja maaperän ominaisuuksien mukaan, joten sekä negatiivisia että positiivisia vaikutuksia on havaittu (Rillig 2019, Zhou ym. 2020, Liang ym. 2021). Muovihiukkasten mahdollisia suoria vaikutuksia on kuitenkin vaikea erottaa esimerkiksi maaperän ominaisuuksien muutosten kautta ilmenevistä epäsuorista vaikutuksista. Lisäksi tutkimuksissa käytetyt pitoisuudet ovat yleensä korkeampia kuin mitä ympäristöstä löytyvät pitoisuudet ovat. Toisaalta koska erityisesti pienten mikromuovien analysointi maaperästä on haasteellista, pienimpien hiukkasten ympäristöpitoisuuksia maaperässä ei tiedetä (Xu ym. 2020).

Mikromuovien on joissakin tutkimuksissa todettu vaikuttavan haitallisesti lierojen, änkyrimatojen ja hyppyhäntäisten lisääntymiseen, kasvuun ja/tai selviytymiseen (Huerta Lwanga ym. 2016, Cao ym. 2017, Ju ym. 2019, Ding ym. 2020, Selonen ym. 2020, Selonen ym. 2021). Mikromuovien vaikutukset maaperäeläinten elinkykyyn tai poikastuottoon ovat kuitenkin yleensä olleet lieviä tai ilmenneet vasta korkeilla pitoisuuksilla ja osassa tutkimuksissa ja kaikilla maaperäeläimillä näitä vaikutuksia ei ole havaittu (Rodriguez-Seijo ym. 2017, Jemec Kokalj ym. 2018, Selonen ym. 2020). Toisaalta tutkimukset ovat yleensä olleet suhteellisen lyhytkestoisia, eikä pitkäaikaisia, monen sukupolven yli yltäviä mahdollisia vaikutuksia maaperäeläinpopulaatioihin vielä tiedetä. Lisäksi mikromuovien on lyhytkestoisissakin altistuksissa todettu aiheuttavan biokemiallisia vaikutuksia, kuten oksidatiivista stressiä, immunologisia vaikutuksia sekä muutoksia energiavaroissa (Rodriguez-Seijo ym. 2017 ja 2018, Song ym. 2019, Selonen ym. 2020, Dolar ym. 2021). Niiden on havaittu myös estävän hyppyhäntäisten liikkumista maaperässä (Kim ja An 2019) sekä vaurioittavan etanoiden ruoansulatusjärjestelmää (Song ym. 2019). Myös maaperäeläinten kohdalla eri tutkimusten tulokset vaihtelevat huomattavasti, mikä viittaa siihen, että mikromuovien vaikutukset riippuvat hiukkasten ominaisuuksista (Ju ym. 2019, Ding ym. 2020, Selonen ym. 2021). Maaperäeläimet voivat myös toimia mikromuovien reittinä maanpäälliseen ravintoverkkoon. Esimerkiksi lierot, joiden on todettu nielevän mikromuoveja, ovat monien lintujen ja piennisäkkäiden ravintoa. Maaperäeläimet myös kuljettavat mikromuoveja maaperässä ja voivat pilkkoa niitä

toiminnallaan pienemmiksi. Pienemmät mikromuovit ovat puolestaan paremmin pienikokoisten maaperäeläinten nieltävissä (Selonen ym. 2020).

Nanomuovien kertymistä kasveihin on tutkittu myös viime vuosina (Sun ym. 2020). Tutkimuksessa havaittiin, että eri tavoin varautuneet nanomuovihiukkaset pystyvät kulkeutumaan lituruohoon (*Arabidopsis thaliana*), kun kasveja kasvatettiin vesiliuoksessa (Sun ym. 2020). Lisäksi havaittiin, että positiivisesti varautuneet nanomuovihiukkaset häiritsivät kasvien kasvua ja taimien kehitystä enemmän kuin negatiivisesti varautuneet nanomuovihiukkaset (Sun ym. 2020).

## Vesiympäristö

Viimeisen vuosikymmenen aikana muovin ja mikromuovien ekologisia vaikutuksia etenkin meriympäristössä on tutkittu runsaasti (SAPEA 2019), ja vaikuttaa siltä, että mielenkiinto mikromuoveja kohtaan jatkuu edelleen. Tuoreessa selvityksessä de Ruijter ym. (2020) kävivät läpi yli sata tutkimusta, joissa oli tarkasteltu mikromuovien merieliöille aiheuttamia haittoja. Selvityksessä kävi ilmi, että samoin kuin mikromuovien seurannan menetelmiä, myös vaikutustutkimusten menetelmiä tulisi yhdenmukaistaa, ja ennen kaikkea varmistaa riittävät laatuksiteerit tulosten arvioimiseksi ja edelleen hyödyntämiseksi. Tutkimuksessa esitettiin 20 kohdan kriteeristöä, jonka käyttö tutkimuksissa takaisi jatkossa riittävän laadunvarmistuksen vaikutustutkimuksille (de Ruijter ym. 2020).

Mikromuovien ekologisia vaikutuksia arvioitaessa tulisi pystyä yhdistämään kenttähavainnot mikromuovien esiintymisestä ympäristössä ja eliöissä laboratoriotutkimuksiin. Hankaluuksia tuottaa mm. se, että kokeellisissa altistustutkimuksissa on usein käytetty huomattavasti korkeampia mikromuovipitoisuuksia kuin mitä luonnossa on toistaiseksi havaittu, tai erilaatuisia ja -kokoisia mikromuoveja, kuin mitä ympäristössä esiintyy. Lisäksi suurin osa kokeista on tehty ”tuoreella” muovilla, kun taas ympäristön mikromuovit muuttuvat ajan myötä kemiallisesti ja rakenteellisesti verrattuna alkuperäisiin tuotteisiin, joista ne ovat peräisin. Eliöyksilön tasolla mikromuovit voivat olla terveyshaitta. Tutkimukset esimerkiksi eläinplanktonilla (Cole ym. 2013, Lee ym. 2013), monisukasmadoilla (Wright ym. 2013, Green ym. 2016) ja kaloilla (Rochman ym. 2015) ovat osoittaneet, että tietyn kriittisen pitoisuuden jälkeen altistuminen mikromuoveille voi vaikuttaa haitallisesti ravinnon hankintaan, energiatalouteen, kasvuun, lisääntymiseen ja ylipäätään alentaa elinkykyä. Mikromuoveista voi koitua laajempiakin haittoja yhteisötasolla, jos haitat kohdistuvat ympäristön avainlajeihin (Galloway ym. 2017).

Kuten suurikokoisemman muovin, myös mikromuovien aiheuttamia haittoja on tutkittu eniten merieliöillä. Sekä kenttähavainnot että kokeelliset tutkimukset tukevat sitä, että vesieliöt voivat altistua elinympäristössään oleville mikromuovihiukkasille. Esimerkiksi eläinplanktonin (Desforges ym. 2015), kalojen (Lusher ym. 2013, Bellas ym. 2016, Budimir ym. 2018, Sainio ym. 2021), merinisäkkäiden (Bravo Rebolledo 2013, Lusher ym. 2016), lintujen (Tourinho ym. 2010) ja kilpikonien (Nelms ym. 2016) on havaittu tavalla tai toisella saavan mikromuoveja elimistöönsä. Ruoansulatuskanavaan päätyneet mikromuovit voivat aiheuttaa fyysisiä haittoja kuten rakenteellisia vaurioita ja tukoksia (Tanaka ym. 2020). Mikromuovien nieleminen saattaa myös vähentää syödyn ravinnon imeytymistä ja siten heikentää eliön kuntoa. Niellyt mikromuovit voivat aiheuttaa valheellista kylläisyyden tunnetta, ja lisäksi on havaintoja, että hyvin pienet muovihiukkaset voivat siirtyä suolesta kudoksiin (Browne ym. 2008, Deng ym. 2017, Schür ym. 2019).

Itämeren alueella mikromuovien altistumista luonnossa sekä kokeellisesti on tutkittu monilla eri eliöryhmillä (mikroeläinplankton, äyriäiset, simpukat, monisukasmadot, kalat: Setälä ym. 2014, 2016, Rummel ym. 2016, Näkki ym. 2017, Beer ym. 2018, Budimir ym. 2018, Lehtiniemi ym. 2018, Railo ym. 2018, Ogonowski ym. 2019, Mustonen 2020, Sainio ym. 2021). Kaikista tutkituista eliöistä löytyy mikromuoveja. Ravinnonottomenetelmien vaikutusta mikromuovien syömiselle kokeellisesti tutkineessa työssä (Setälä ym. 2016) havaittiin, että simpukoihin (sinisimpukka ja liejusimpukka) kertyi selvästi enemmän muovihiukkasia, sekä ruoansulatuskanavaan että kiduksiin, kuin muihin tutkimuksessa mukana olleisiin selkärangattomiin. Mikäli eliö ei aktiivisesti valikoi ravintoaan, kasvaa todennäköisyys



sille, että se myös tahattomasti nielee mikromuoveja muun ravinnon tai esimerkiksi suodattamansa veden mukana (GESAMP 2015).

Tutkimuksista saatujen tulosten perusteella (Budimir ym. 2018, Sainio ym. 2021) Suomen merialueella ulappa-alueen kalojen mikromuovipitoisuudet ovat alhaisemmat kuin rannikkokalojen. Myös eri kalalajien välillä on havaittavissa eroa sen suhteen, kuinka paljon niiden ruoansulatuskanavasta löytyy mikromuoveja (Sainio ym. 2021). Tämä havaittiin myös Kallavedellä tehdyssä kenttätutkimuksessa, jossa tarkasteltiin muikkujen ja ahventen ruoansulatuskanavassa olevien mikromuovien määrää (Uurasjärvi ym. 2021).

Koska myös vettä kevyemmät muovipolymeerit ajan myötä vettyvät ja vajoavat mereen päädyttyään, pidetään todennäköisenä, että mikromuovit kertyvät nimenomaan merten pohjille. Arviot mikromuovimääristä pohjasedimenteissä vaihtelevat tutkimuksesta ja tutkimusalueesta riippuen. Mikromuoveja kertyy syvänteisiin ja merenpohjan kanjoneihin enemmän kuin mitä löydetään tasaisemmilta alueilta, mutta mikromuovien liikkumista lähellä merenpohjaa on vaikea mallintaa (Kane ja Clare 2019, Tirroniemi 2019). Mikromuovien kuormitus ja määrä vaihtelevat pohjasedimenteissä suuresti alueittain ja jopa pienen mittakaavan paikallinen vaihtelu on suurta (Maes ym. 2018). Jos mikromuovit vaikuttavat habitaatteihin, vaikutukset olisivat varmasti suurimpia juuri meren/vesistöjen pohjilla, jonne ne kertyvät. Mikromuovien varsinaisista habitaattivaikutuksista ei kuitenkaan ole tutkittua tietoa.

## 4.5 Mikromuovien ja nanomuovien analytiikan kehitysnäkymät

### 4.5.1 Yleistä kemiallisesta analytiikasta

Ympäristön kemikalisoitumisessa ja pilaantumisessa on oleellisen tärkeä tunnistaa tutkittavien aineiden lähteet, määrittää aineiden pitoisuudet ja jakautuminen ympäristössä, selvittää aineiden ympäristövaikutukset ja kehittää keinoja, joilla vähentää aineiden pääsyä ympäristöön tai joilla puhdistaa saastunutta ympäristö. Näissä jokaisessa vaiheessa tarvitaan mittaustekniikoita aineiden pitoisuuden tai muiden ominaisuuksien määrittämiseksi. Analytiikan kolme keskeisintä vaihetta on esitetty: 1) näytteenotto, 2) näytteen esikäsittely ja 3) aineen tunnistaminen ja pitoisuuden määrittäminen (tunnistus ja määrittäminen) (kuvat 13 ja 14).

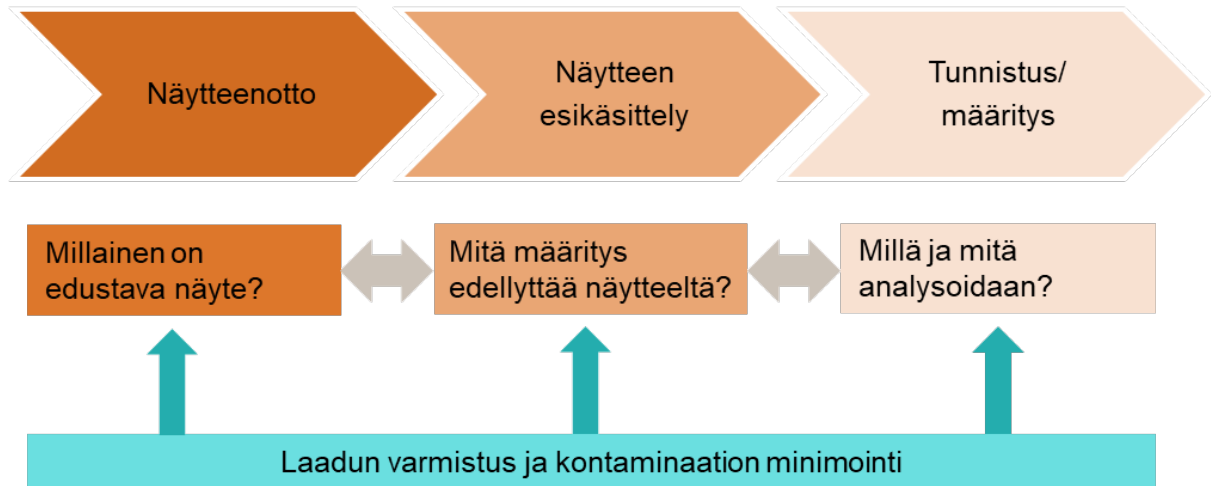
Laadunvarmistus on huomioitava analyysin eri vaiheissa aina, kun se on käytännöllisesti toteutettavissa. Mikromuovien kohdalla laadunvarmistukseen sisältyy laboratorio- ja/tai kenttänollanäytteiden käyttö, rinnakkaisnäytteiden otto, saantokokeet ja mittaustilanteen toimivuuden testaus sekä analyysimenetelmän herkkyyden ja määrittämisalueen selvittäminen.

Näytteenoton ja analyysin eri vaiheissa on tarkkaan huomioitava mahdolliset kontaminaatiolähteet. Kontaminaation minimoimiseksi näytteet tulee säilyttää asianmukaisesti suojattuna. Myös materiaalivalinnoilla on iso merkitys. Näytteenoton ja analyysin eri vaiheissa käytettävien aineiden ja tarvikkeiden tulee olla mahdollisimman muovivapaita tai materiaalit valitaan niin, että niissä ei ole ainakaan yleisimpiä muoveja. Työskentelytiloissa tulee välttää muovimateriaaleja ja työasuiksi suositellaan puuvillavaatteita.

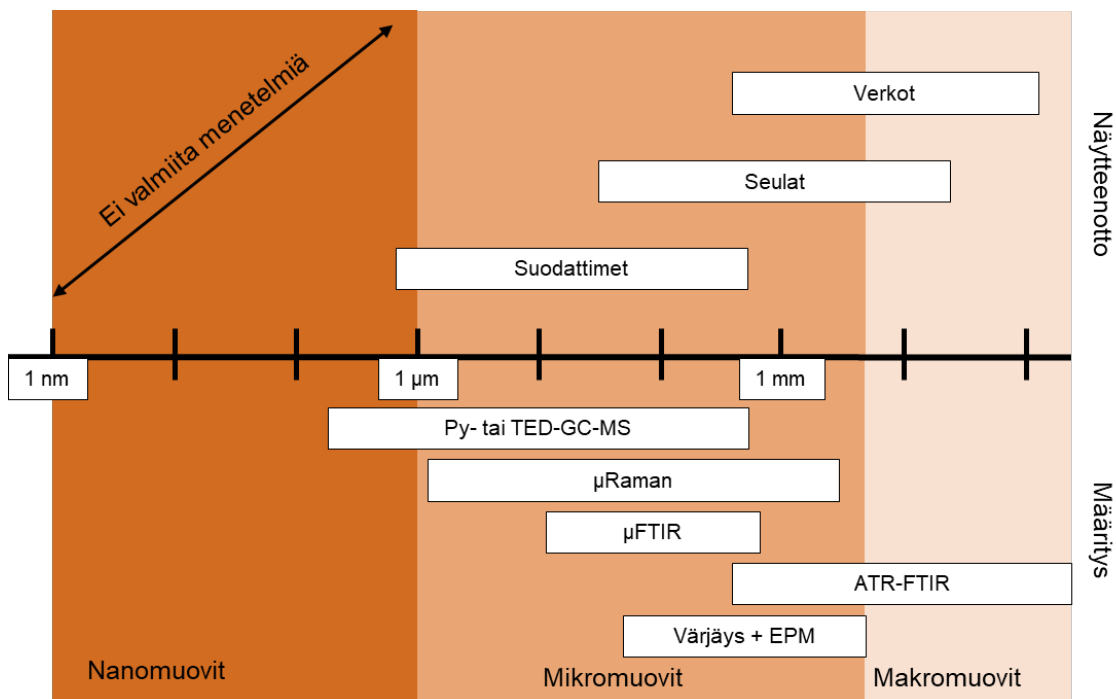
Analyysimenetelmien harmonisointi koskien analyysin kolmea eri vaihetta on äärimmäisen tärkeää tulosten vertailtavuuden kannalta. Toistaiseksi mikromuoveille ei ole ISO- tai CEN-menetelmästandardeja, mutta molemmissa standardisointielimissä tarve on todettu ja valmisteleva työ on aloitettu. ISO-standardisointielimessä on perustettu keväällä 2021 uusi yhteistyöryhmä (ISO/TC 147/SC 2/JWG 1), jossa yhdistetään Vedenlaadun fysikaalisten, kemiallisten ja biokemiallisten metodien työryhmä (ISO/TC 147/SC 2) ja Muovit vedessä ja vastaavissa matriiseissa -työryhmä (ISO/TC 61/SC 14 WG). Myös Suomessa osallistutaan yhteistyöryhmän toimintaan.

Tuloksia raportoitaessa analyysin eri vaiheet on kuvattava riittävän yksityiskohtaisesti. Cowger ym. (2020) ovat listanneet näytteenotosta, näytteen esikäsittelystä ja instrumentaalisesta analytiikasta tarvittavat tiedot, jotta tutkimustuloksia voidaan vertailla toisiinsa. Yhtenä keskeisenä tekijänä on raportoida

tarkasteltujen mikromuovien kokoalue eli ala- ja yläraja. Tarkasteltavien hiukkasten koon alaraja on erityisen tärkeä tietoa, kun tulokset ilmoitetaan mikromuovien lukumääräpitoisuuksina, sillä tavallisesti hiukkasten lukumäärä kasvaa huomattavasti tarkasteltavan hiukkaskoon laskiessa. Tutkimuksia ei ole mielekäästä vertailla toisiinsa, jos mikromuovien kokoalueet vaihtelevat tutkimusten välillä.



Kuva 13. Mikromuovianalyysin eri vaiheet ja niihin liittyvät keskeisimmät kysymykset.



Kuva 14. Havainnekuva muovihiukkasten ympäristöanalytiikan nykyisistä näytteenotto- ja määritystekniikoista. Lähde muokattu Schwaferts ym. 2019

## 4.5.2 Näytteenotto

Näytteenotossa keskeisin asia on, että näyte on edustava eli se otoksena edustaa mahdollisimman hyvin ympäristöään. Jotta edustavuus toteutuu, näytteenotto on suunniteltava huolellisesti. Suunnitelmassa on huomioitava näytteenoton ajankohta, mahdollisten osanäytteiden määrä, näytteenottopaikat, näytteenottovälineet, esivalmistelut, näytteiden kuljetus, näytteiden asianmukainen säilytys sekä näytteiden selkeä ja riittävä merkintä. Näytteen edustavuuteen vaikuttaa merkittävästi myös kerättävän näytteen tilavuus tai massa, johon taasen vaikuttaa näytteen konsentraatio tutkittavassa ympäristössä. Karkeasti voidaan todeta, että mitä pienempiä muoveja tutkitaan, sitä enemmän niitä on lukumääräisesti ympäristössä. Sitä pienikin näytetilavuus voi olla edustava näyte nanohiukkasille, kun taas yli 1 mm:n kokoiset mikro-  
muovit vaativat usein esimerkiksi useiden vesikuutiometrien keräämisen.

Mikromuovien näytteenottoon soveltuvat useat perinteiset näytteenottovälineet, mutta kontaminaation välttämiseksi näytteenotossa käytettävien välineiden tulee olla mahdollisimman muovivapaita, ts. lasisia ja metallisia sekä maalittomia työvälineitä tulee suosia. Seuraavaksi on lyhyesti kuvattu erilaisia näytteenottoon soveltuvia tekniikoita.

### Vesi- ja sedimenttinäytteet

Merialueen mikroroskien seuranta pintavedessä toteutetaan T/A Arandan seurantamatkoilla. Avomerinäytteet on otettu aluksen perässä vedettävällä pintahaavilla (ns. Manta-haavi), joka kerää >0,3 mm:n kokoisia hiukkasia. Myös pienemmän silmäkoon (0,1 mm) käyttöä on testattu (Setälä ym. 2016). Rannikonäytteiden keräämisessä on käytetty pumppua ja erikokoisia suodattimia (0,02, 0,1 ja 0,3 mm).

Arandalla kerättyjen aineistojen perusteella on selvinnyt, että käyttämällä 0,3 mm:n silmäkoon haavia, jää suuri osa pienemmistä hiukkasista tavoittamatta. Tällä on merkitystä etenkin Itämerellä, jossa monet eliöt ovat valtamerten lajitovereitaan pienempiä ja siksi myös niiden luonnolliset ravintokohteet ovat pieniä. Todennäköisesti >0,3 mm:n kokoinen mikroroska on planktoneliöille liian suurta syötäväksi, ja ainoastaan sen kokoisten hiukkasten seuraaminen ei ole ravintoverkon kannalta mielekästä. Rannikonäytteenotto tulisi tehdä yhteensopivilla menetelmillä avomerinäytteenoton kanssa.

Sedimenttinäytteitä on kerätty sekä pohjanoutimilla (van Veen, Ekman ym. -tyyppiset) että putkinoutimilla (GEMAX). Pieniä Ekman- tai Petit Ponar -noutimia voidaan periaatteessa käyttää jopa rannalta käsin tai laiturilta, mikäli sopiva paikka löytyy. Paras näytteenottotulos saadaan kuitenkin veneestä käsin putkinoutimella. Häiriintymättömimmät ja tasalaatuisimmat sedimenttinäytteet on saatu GEMAX-putkinoutimella, jossa näytteenpinta pysyy häiriintymättömänä. Pienen näytetilavuuden vuoksi näytteitä voidaan joutua ottamaan useita ja yhdistämään. Mikäli rannikonäytteitä kerätään, tulee seuranta keskittää sellaisiin kohteisiin, joissa näytteenotto voidaan järjestää vastaavasti (mereltä ja veneestä käsin, ei rannalta).

### Maaperänäyte

Maaperänäytteet tulee ottaa edustavasti koko tutkittavasta maakerroksesta, joten suositeltavaa on käyttää metallista maakairaa. Myös metallista lastaa tai lapiota voi käyttää, jos näytteenottokohdan pystyy tarkasti rajaamaan. Jos tulos halutaan suhteuttaa sekä maan massaun että pinta-alaan, tulee näyte ottaa tietyltä pinta-alalta ja syvyydeltä ja punnita koko näyte ennen mahdollisen osanäytteen ottamista, tai mitata maan tilavuuspaino erikseen. Jos näytteestä otetaan osanäyte analyysiin, tulee näyte sekoittaa huolella metallisilla välineillä ja huolehtia, ettei näytteen kontaminaatiota tapahdu. Näytteenottosyvyys riippuu tutkimuskysymyksestä. Maatalousmaassa se voi olla esimerkiksi muokkauskerroksen syvyys tai 5 cm syvyydeltä pintamaata. Näytteet voi ottaa myös kerroksittain esim. 10 cm tai 20 cm välein.

### Ilmanäyte

Ilmakehän aerosolihukkasten näytteenottoon on kehitetty useita erilaisia keräimiä, joissa hiukkaset kerätään tavallisesti suodattimelle tai impaktoritasolle. Koska hengitettävät hiukkaset ovat

aerodynaamiselta halkaisijaltaan alle 10 µm, mainittua kokoa isommat hiukkaset törmäytetään näytteenottolinjan alussa olevan näytteenottopään esierottimelle ja ne poistuvat siten näytevirrasta. Täten aerosolitutkimuksessa käytettävät näytekeräimet soveltuvat hyvin nanomuovien ja pienimpien mikromuovien keräämiseen. Toistaiseksi ilmassa kulkeutuvien mikromuovien määritykset ovat perustuneet laskeumanäytteisiin.

### 4.5.3 Näytteen esikäsittely

Vain kaikkein puhtaimpien näytteiden (esim. talousvesi) analysointi saattaa onnistua sellaisenaan. Muiden näytteiden analysoiminen vaatii mikromuovien eristämisen näytematriisista ennen instrumentaalista analyysiä. Vaativille näytteille joudutaan tekemään useita erilaisia esikäsittelyjä. Ympäristönäytteet pyritään käsittelemään mahdollisimman tehokkaasti niin, että luontaisesti esiintyvä mineraali- ja biologinen aine saadaan erotettua tai hajotettua.

Näyte konsentroituu suodatuksen ja muun esikäsittelyn johdosta. Suodatusta suunniteltaessa on huomioitava 1) näytteen tilavuus, 2) suodattimen huokoskoko, 3) suodattimen halkaisija ja 4) suodatinmateriaali. Valintaa ohjaavia tekijöitä voivat olla myös suodattimen hinta ja saatavuus. Suodattimen tulee olla kestävä, helposti käsiteltävä, kontaminaatiovapaa ja instrumentaaliseen analyysiin soveltuva.

Ympäristönäytteessä oleva mineraaliaine poistetaan näytteistä tiheyserottelun avulla. Raskaassa suolaliuoksessa mineraaliaine laskeutuu näyteastian pohjalle, kun taas kevyemmät aineet kelluvat liuoksessa, joka kerätään talteen. Tavallisesti suolaliuos valmistetaan sekoittamalla suodatettuun veteen natriumjodidia (NaI) tai sinkkikloridia ( $ZnCl_2$ ). Myös natriumkloridia on käytetty, mutta sen tiheys pystyy erottelemaan yleisimmistä muoveista vain polyeteenin ja polypropeenin. Taulukossa 13 on esitetty tiheyserottelussa käytettyjä suoloja ja niiden kylläisen liuoksen tiheydet. Tässä esikäsittelyvaiheessa on huomioitava, että näytehävikkiä saattaa aiheutua raskaisiin mineraalihiukkasiin kiinnittyneistä mikromuoveista.

Näytteessä oleva kiinteä biologinen aine hajotetaan kemiallisin tai entsyymattisin menetelmin. Taulukkoon 13 on koottu kemikaaleja ja entsyymejä, joita on käytetty aikaisemmissa tutkimuksissa. Menetelmän tulee hajottaa mahdollisimman tehokkaasti biologinen aine, mutta käsittelyllä ei saa olla merkittävää vaikutusta mikromuoveihin (Nguyen ym. 2019). Entsyymattinen käsittely on muovien suhteen tavallisesti kemiallista käsittelyä hellävaraisempi, mutta entsyymit hajottavat vain tiettyjä aineita. Menetelmän optimoinnissa on huomioitava hajottavan aineen sopiva väkevyys, liuoksen pH, reaktioaika ja lämpötila.

Nanomuovien fraktioinnissa voidaan käyttää automaattisia tekniikoita kuten ultrasuodatusta, sentrifugointia, pilvipisteuuttoa, kenttävirtausfraktiointia (esim. AF4), kapillaarielektroforeesia sekä kromatografisia tekniikoita kuten kokoeksklusiokromatografia (SEC), hydrodynamista kromatografia (HDC) tai nestekromatografia (HPLC) (Schwaferts ym. 2019, Fu ym. 2020, Li P. ym. 2020, Cai ym. 2021). Nämä nestemäisille näytteille soveltuvat tekniikat tulee optimoida erikseen kullekin näytematriisille luotettavan kokofraktioinnin aikaansaamiseksi. On huomioitava, että edellä mainitut erotustekniikat soveltuvat nanohiukkasille (1–1000 nm), mutta tekniikoiden hiukkaskoon mukaiset soveltuvuusalueet poikkeavat merkittävästi toisistaan.

Yhteenvedona voidaan todeta, että näytteen esikäsittely riippuu näytteen koostumuksesta, tutkittavien hiukkasten koosta ja määritysmenetelmästä. Mitä heterogeenisempi näyte ja mitä enemmän se sisältää orgaanista ainetta, sitä monivaiheisempi näytteen esikäsittely edellytetään ennen instrumentaalista analyysiä. Löder ym. (2017) ovat kehittäneet monivaiheisia esikäsittelymenetelmiä mikromuovien analysoimiseksi erilaisista ympäristönäytteistä. Monivaiheinen näytteen esikäsittelymenetelmä voi olla erittäin työläs ja kestoaltaan pitkä (1–14 vrk) sekä altis kontaminaatiolle ja näytehävikille.

**Taulukko 13. Mikromuovinäytteen esikäsittelyvaiheita. Lähde: Prata ym, 2019.**

Käsittely	Tarkoitus		Esimerkkejä
Fysikaalinen	Suodatus	Kiinteiden aineiden erottelu nesteestä	Useita erilaisia suodattimia ja siivilöitä
	Tiheyserottelu	Raskaiden mineraalien tai kevyiden kasvinosien erottelu muoveista	NaI (1,8 g cm <sup>-3</sup> ) ZnCl <sub>2</sub> (1,7 g cm <sup>-3</sup> ) ZnBr <sub>2</sub> (1,7 g cm <sup>-3</sup> ) NaCl (1,2 g cm <sup>-3</sup> ) Etanoli (0,8 g cm <sup>-3</sup> ) Tungstaatit Canola- ja oliiviöljy
	Ultraääni	Hiukkasten erottelu toisistaan ja biologisen aineen hajotuksen tehostaminen	Ultraäänihaude Ultraäänisondi
Kemiallinen	Hapetus	Biologisen aineen hajotus	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> fenton
	Hapot	Biologisen aineen hajotus	HNO <sub>3</sub> HNO <sub>3</sub> + HCl HNO <sub>3</sub> + HClO <sub>4</sub>
	Emäkset	Biologisen aineen hajotus	KOH NaOH NaOH + NaClO NaOH + SDS
	Orgaaniset aineet	Biologisen aineen hajotus	Natriumdodekyylisulfaatti (SDS)
Biologinen	Entsymaattinen hajotus	Biologisen aineen hajotus	Sellulaasi Lipidaasi Kitinaasi Proteaasi Pepsiini Tripsiini Kollageenaasi Papaiini

#### 4.5.4 Instrumentaalinen analytiikka

Taulukossa 14 on esitetty mikromuovianalytiikassa käytettyjä laitteita. Mikromuovien kemiallinen tunnistaminen on useimmiten perustunut värähdysspektroskooppisiin tekniikoihin (Renner ym. 2018). Infrapuna- tai Raman-spektroskopiolla saatu värähdysspektri johtuu molekyylin värähdystilojen ja elektromagneettisen säteilyn välisestä vuorovaikutuksesta. Mitattu spektri on aina yksilöllinen tutkittavalle materiaalille. Värähdysspektroskooppiset tekniikat ovat toisiaan täydentäviä, sillä infrapunaspektroskopia on tavallisesti herkkä poolisille yhdisteille, kun taas poolittomat yhdisteet synnyttävät vahvan signaalin Raman-spektroskopiassa.

**Taulukko 14. Mikromuovianalytiikassa käytetyt instrumentaaliset tekniikat sekä niiden soveltuvuudet ja tyypilliset ominaisuudet.**

Taulukko jatkuu seuraavalla sivulla.

Laite <sup>a</sup>	Soveltuvuus <sup>b</sup>	Mittausalue	Mitä mitataan?	Vahvuudet	Heikkoudet
<b>FTIR</b>	MP p+t+y	>500 µm	Aineen kemiallinen koostumus IR-spektrin avulla	Yksinkertainen menetelmä Nopea yksittäisen hiukkasen analyysi (n. 1 min) Laaja spektritietokanta	Vain isoimmat mikromuovut Näytteen pitää olla kuiva
<b>FTIR-mikroskooppi</b>	MP p+t+y	>10 µm	Yksittäisen tai valittujen hiukkasten kemiallinen koostumus IR-spektrin avulla	Suoraviivainen menetelmä Pienten mikromuovien määrittäminen Melko laadukas spektri	Hidas analyysi (t – vrk:t) ja siksi analysoidaan tavallisesti vain osa suodattimesta Näytteen pitää olla kuiva
<b>Kuvantava FTIR</b>	MP p+t+y	>10–20 µm	Valitun alueen IR-spektreistä rakennettu kemiallinen kartta (10–20 µm resoluutiolla)	Koko suodattimen analyysi (muutama tunti) Pienten mikromuovien määrittäminen	Spektrien laatu heikempi kuin FTIR-mikroskoopilla Näytteen pitää olla kuiva Analyysi tuottaa valtaosan mittausaineiston (Gb:t/näyte) Kallis laite (>150 k€)
<b>LDIR</b>	MP p+t+y	>20 µm	Yksittäisen tai valittujen hiukkasten kemiallinen koostumus IR-spektrin avulla	Nopea mittaus Automatisoitu mittaus Mittausaineiston koko	Suppeat spektritietokannat Aaltolukalue kapeahko Analyysiaika riippuu mitattavien hiukkasen määrästä
<b>Raman-mikroskooppi</b>	MP p+t+y	>1 µm	Yksittäisen tai valittujen hiukkasten kemiallinen koostumus IR-spektrin avulla	Pienten mikromuovien määrittäminen Pintakemian tutkiminen Mittaus useilta alustoilta	Fluoresoivat aineet häiritsevät analyysiä Hidas kuvantava analyysi
<b>TED-GC-MS</b>	NP+MP p+t+y	<100 mg	Muovipolymeerin merkkiaineeksi valitun pyrolyysituotteen massapitoisuutta	Ei näytteen esikäsittelyä helpoimmille matriiseille Nopeahko analyysi (< tunti) Massabalanssitarastelu Pitkälle automatisoitu menetelmä	Semi-kvantitatiivinen Työläs menetelmän kehittäminen Ei tietoa yksittäisistä hiukkasista

<sup>a</sup> Lyhenteet: FTIR = Fourier-muunnos-infrapunaspektrofotometri, LDIR = laserohjattu infrapunaspektrofotometri, TED-GC-MS = lämpöuuttodesorptio-kaasukromatografi-massaspektrometri, Py-GC-MS = pyrolyysi-kaasukromatografi-massaspektrometri, EPM = epifluorenssimikroskooppi, NTA = nanohiukkasten jäljitysanalysointilaitteisto, DLS + ELS = dynaaminen valonsironnasta + elektroforeettinen valonsironnasta, sp-ICP-MS = yksittäisten hiukkasten induktiivisesti kytketty plasmamassaspektrometri, EM = elektronimikroskooppi.

<sup>b</sup> Lyhenteet: MP = mikromuovut, NP = nanomuovut, p = puhtasaine, t = testinäyte, y = ympäristönäyte.

Edellisen sivun taulukko jatkuu.

**Taulukko 14. Mikromuovianalytiikassa käytetyt instrumentaaliset tekniikat sekä niiden soveltuvuudet ja tyypilliset ominaisuudet.**

Laite <sup>a</sup>	Soveltuvuus <sup>b</sup>	Mittausalue	Mitä mitataan?	Vahvuudet	Heikkoudet
Py-GC-MS	NP+MP p+t+y	<5 mg	Muovipolymeerin merkkiaineeksi valitun pyrolyysituotteen massapitoisuus	Massabalanssitar-kastelu Nopeahko analyysi (< tunti) Pitkälle automati-soitu menetelmä	Semi-kvantitatiivinen Työläs menetelmän ke-hittäminen Rajallinen näytemäärä Ei tietoa yksittäisistä hiukkasista
Optinen mikro- skooppi	MP p+t+y	>1 µm	Hiukkasten koko, muoto ja väri	"Yleistyökalu" Hyvä visualisoin-nissa	Ei tietoa hiukkasen ke-miallisesta koostumuk-sesta
Värjäys ja EPM	MP p+t+y	40–5000 µm	Värjäytyneiden hiukkasten luku-määrä	Suhteellisen suora-viivainen analyysi	Ei tietoa polymeereistä Värjäyksen selektiivi-syys?
sp-ICP-MS	NP+MP p+t+y		Yksittäisten hiuk-kasten sisältämien atomien määrä	Automatisoitu me-netelmä Tietoa yksittäisistä hiukkasista	C <sup>13</sup> -isotooppimäärityk-sellä ei pystytä identifioimaan polymeerejä
EM	NP+MP p+t+y	0,01 µm	Hiukkasten koko, muoto ja pintara-kenne	Yksittäisten hiukkas-ten pintarakenteiden tarkastelu Tarkat yksityiskoh-dat Kuvat Laitteistoon kytketty alkuaineanalysaat-tori	Alkuaineanalysaattorilla voidaan määrittää tutki-tun hiukkasen alkuai-nekoostumus, mutta sillä ei pystytä määrittä-mään polymeerejä
DLS + ELS	NP p+t	0,001–5 µm	Kirkkaan nesteen hiukkasten keski-määräinen hydro-dynaaminen hal-kaisija, kokojakauma ja pintavarau-s	Nopea ja suoravii-vainen mittaus Pintavarau-s kuvaa dispersion stabiili-suutta	Ei tietoa polymeereistä Isojen hiukkasten sig-naali erittäin voimakas
NTA	NP p+t	0,04–5 µm	Kirkkaan nesteen hiukkasten keski-määräinen hydro-dynaaminen hal-kaisija ja kokojakauma	Nopea analyysi Halkaisijan lisäksi arvio lukumääräpi-toisuudesta	Koon määrittäminen perustuu 2D-kuvantamiseen

<sup>a</sup> Lyhenteet: FTIR = Fourier-muunnos-infrapunaspektrofotometri, LDIR = laserohjattu infrapunaspektrofotometri, TED-GC-MS = lämpö-uuttodesorptio-kaasukromatografi-massaspektrometri, Py-GC-MS = pyrolyysi-kaasukromatografi-massaspektrometri, EPM = epifluorenssimikroskooppi, NTA = nanohiukkasten jäljitysanalysaattori, DLS + ELS = dynaaminen valonsironta + elektroforeettinen valonsironta, sp-ICP-MS = yksittäisten hiukkasten induktiivisesti kytketty plasmamassaspektrometri, EM = elektronimikroskooppi.

<sup>b</sup> Lyhenteet: MP = mikromuovit, NP = nanomuovit, p = puhdasaine, t = testinäyte, y = ympäristönäyte.

Näistä yleisempänä on käytetty Fourier-muunnos-infrapunaspektrometriä eli FTIR:ää. FTIR-mittauksessa näytteeseen kohdistetaan IR-säde, josta osa ohittaa molekyylin ja osa absorboituu. Säteilyn absorptio on sitä voimakkaampaa, mitä suurempi sidoksen dipolimomentti on. Absorboituvaa säteilyä saa molekyylien sidokset värähtelemään, mikä voidaan havaita valon absorptiona tietyillä aallonpituuksilla.

tai aaltoluviilla. Näin saadaan mitatuksi aineen IR-spektri, jota tavallisesti verrataan aineen tunnistamiseksi laajaan spektritietokantaan.

IR-spektri voidaan mitata joko transmittanssina, reflektanssina tai ns. vaimennettuna kokonaisuusjastuksena (ATR). Transmittanssi-mittauksessa näyte viedään IR-läpinäkyvälle alustalle (esim. ZnSe-ikkunalle tai alumiinioksidisuodattimelle), josta voidaan mitata noin 100–200 µm:n paksuiset hiukkaset. Reflektanssi-mittauksessa näytealustana tulee olla heijastava pinta, esimerkiksi hopealla tai kullalla pinnoitettu suodatin. Reflektanssi-mittaus ei tuota yhtä laadukasta spektriä, mutta toisaalta se ei ole yhtä herkkä mitattavan kappaleen paksuudelle kuin transmittanssi-mittaus. ATR-mittauksessa kappaleen paksuudella ei ole merkitystä, kunhan kappaleen pinta-ala on riittävä: halkaisija on oltava vähintään noin 500 µm tavanomaisella ATR:llä ja noin 80 µm mikro-ATR:llä. FTIR-mikroskoopilla mittauksen alaraja on 10–20 µm. Näytteiden tulee olla kuivia, sillä vesi absorboi voimakkaasti IR-valoa.

Mikromuovianalytiikassa on hiljattain hyödynnetty myös laserohjattua infrapunaspektrofotometri-laitteistoa (LDIR), jossa IR-valolähteenä on kvanttikaskadilaser (QCL). Näytteessä olevat hiukkaset tunnistetaan kuva-analyysin avulla, minkä jälkeen valituista hiukkasista mitataan IR-spektri. Yksittäisen hiukkasen mittaus on erittäin nopea, mutta analyysin kokonaisuus riippuu näytteessä olevien hiukkasien lukumäärästä. LDIR:ssä mitattavan spektrin aaltolukualue on kapeampi ja spektritietokannat muoveille ainakin toistaiseksi suppeammat kuin FTIR:ssä.

Toisena värähtelyspektroskopisena tekniikkana on käytetty Raman-mikroskooppia, jossa laservalo (tavallisesti 633 tai 532 nm) suunnataan mikroskoopin avulla mitattavaan kohteeseen. Absorption sijaan Raman-spektroskopiassa mitataan valon sirontaa, josta syntyy aineelle ominainen spektri. Raman-mikroskoopilla pystytään periaatteessa mittaamaan pienimmillään 200 nm:n kokoisia hiukkasia, mutta ympäristönäytteissä alaraja on käytännössä noin 5 µm. Kuva-analyysiin perustuvassa mittauksessa on huomioitava, että mitä pienempiä hiukkasia mitataan, sitä enemmän niitä on näytteessä ja sitä pidempään analyysi kestää. Raman-spektroskopiassa pystytään tutkimaan aineen pinnan kemiallisia muutoksia, mutta toisaalta mittaus on herkkä väriaineille, lisäaineille ja fluoresoiville aineille.

Kolmantena lupaavana tekniikkana on käytetty termistä analyysiä, jossa näyte hajotetaan korkeassa lämpötilassa ja näin syntyneet kaasumaiset hajoamistuotteet analysoidaan. Pyrolyysi-kaasukromatografi-massaspektrometrissa (Py-GC-MS) pyrolyysiyksikkö on kytketty suoraan kaasukromatografiin, kun taas lämpöuuttodesorptio-kaasukromatografi-massaspektrometrissa (TED-GC-MS) termogravimetrisen analysaattori (TGA) on erillinen laite ja hajoamistuotteet kerätään adsorptioputkeen, jossa ne siirretään analysoitaviksi GC-MS:aan. Molemmista tekniikoista mikro- ja nanomuoveista (<500 µm) muodostuneet kaasut erotellaan kaasukromatografilla. Mitattava hajoamistuote tulee valita kullekin tutkittavalle muoville niin, että molekyyli on samaan aikaan riittävän spesifi (luotettava tunnistaminen) ja määrällisesti riittävä (menetelmän herkkyys) (Yakovenko ym. 2020). Derivatisoinnin (esim. tetrametyyliammoniumhydroksidin (TMAH)) avulla on parannettu menetelmän herkkyyttä polyetyleenitereftalaatille tai tuotettu polykarbonaatille ja poly(methakrylaatti)polymeereille erittäin spesifisiä molekyyliä. Analyysimenetelmä on kehitettävä jokaiselle muoville erikseen, mutta samalla analyysimenetelmällä voidaan analysoida useampia muoveja yhdellä ajolla. Aineiden massojen määrittämistä varten on valmistettava ulkoiset kalibrointiliuokset. Vaikkakaan termiset analyysit eivät ole hiukkasten koosta riippuvia analyysieja, pelkkien nanohiukkasten massapitoisuudet ympäristönäytteissä haastavat menetelmän herkkyyden (Jakubowicz ym. 2021, Schwaferts ym. 2019). Tulosten tulokinnassa tulee muistaa analyysiin liittyvät epävarmuustekijät: 1) polymeerien kemiallinen rakenne (esim. polymeeriketjun pituus), 2) muovin puhtaus ja muut aineet, 3) polymeerin osuus muovissa ja 4) polymeerin mahdollinen muuntuminen ympäristössä ja 5) matriisivaikutukset erityisesti pyrolyysissä.

Mikromuovianalytiikassa on käytetty myös monia muita analyysilaitteita. Optisella mikroskoopilla voidaan varmistaa suodattimen puhtaus ennen suodatusta ja poimia näytteestä mikromuovit jatkoanalyysiin. Kuumaneulalla on eroteltu muovit luontaisesti esiintyvistä hiukkasista niiden termisten ominaisuuksien perusteella. Kuumaneula-analyysi on destruktiivinen, manuaalinen menetelmä hiukkaskoon alarajan ollessa noin 100 µm. Värjästekniikoilla pyritään selektiivisesti värjäämään muovit tai



luontaisesti esiintyvät hiukkaset ja siten erottelemaan ne toisistaan. Esimerkiksi niilinpunaisella on värjätty näytteessä olevat mikromuovit, minkä jälkeen epifluoresenssimikroskoopin ja kuva-analyysin avulla värjättyneet hiukkaset on laskettu. Tämä on lupaava seurantamenetelmä, kunhan värjäys pystytään osoittamaan riittävän selektiiviseksi. Lisäksi yksittäisten hiukkasten hiili-isotooppeja on mitattu sp-ICP-MS:llä muovihiukkasten erottelun muista hiukkasista. Nämä edellä mainitut analyysimenetelmät eivät tuota tietoa muovityypeistä.

Lisäksi on lukuisia laitteita, joilla voidaan analysoida jotakin mikro- ja/tai nanomuovien ominaisuuksia, mutta ne eivät ensisijaisesti sovellu mikromuovien pitoisuuksien määrittämiseen. Dynaamisella ja elektroforeettisella valonsirontalaitteella (DLS+ELS) voidaan mitata kirkkaassa nesteessä olevan hiukkaspopulaation hydrodynaamisen halkaisijan koko (3–5000 nm) ja kokojakauma sekä pintavarauus. Nanoihiukkasten jäljitysanalyysilaitteella (NTA) pystytään mittaamaan DLS:ää hienorakenteisempi hiukkaskokojakauma (30–5000 nm) sekä myös suuntaa-antava dispersoituneiden hiukkasten lukumäärä. Elektronimikroskooppia on käytetty nano- ja mikromuovien kuvantamiseen, pintarakenteiden muutosten havaitsemiseen ja hiukkasten lukumäärän arvioimiseen. Mikään näistä kolmesta tekniikasta ei tuota tietoa muovityypeistä.

Testiolosuhteissa voidaan käyttää leimattuja nano- ja mikromuoveja. Leimaus voi perustua poikkeavaan isotooppisuhteeseen tai esimerkiksi harvinaisiin metalleihin (esim. europiumilla leimatut polystyreenikuulat). Leimatuilla materiaaleilla voidaan testiolosuhteissa tutkia nano- ja/tai mikromuovien käyttäytymistä, ympäristökohtaloa tai -vaikutuksia.

#### 4.5.5 Mitä analytiikassa tulee kehittää?

Seuraavassa on tunnistettuja yleisiä analytiikan kehittämistarpeita:

- Analyysimenetelmien, sisältäen näytteenoton, näytteen esikäsittelyn ja analysoinnin, harmonisoinnille ja standardisoinnille on selkeä tarve.
- Mikromuovien määrittämistä on kehitettävä huomioiden mittauksen rajoitukset. On myös tarve määrittellä hiukkaskoon alaraja (lukumäärään perustuvat mittaukset).
- Erilaisissa tutkimuskysymyksissä tarkoituksenmukaisin suure tulisi määrittää (esim. lukumäärä, massa, pinta-ala).
- Näytteenottoilavuuksista/-massoista tulisi olla suosituksia.
- Mikromuovianalytiikassa erityisesti näytteen esikäsittelyä tulisi sujuvoittaa.
- Mikrospektroskooppisten menetelmien kirjastospektrikantoja tulisi laajentaa erityisesti ympäristössä ikääntyneiden muovimateriaalien osalta.
- Kuvantavissa menetelmissä ohjelmistoja tulisi kehittää.
- Analyysimenetelmiä tulisi kehittää nanomuovien määrittämiseksi erilaisista ympäristönäytteistä.
- Reaaliaikaisia paikan päällä tehtäviä mittausten menetelmiä tulisi kehittää.
- Referenssimateriaaleja tulisi kehittää ja järjestää vertailukokeita erilaisille menetelmille ja erilaisille ympäristönäytteille.
- Raportoinnissa analyysien laadulliset tekijät tulisi kuvata riittävällä tarkkuudella.

#### 4.5.6 Yhteenveto mikro- ja nanomuovien analytiikasta

Perinteiset näytteenottomenetelmät soveltuvat melko hyvin mikromuovien näytteenottoon vedestä ja maaperästä, mutta näytteenottovälineiden tulisi olla mahdollisimman muovivapaita. Näytteen edustavuuteen tulisi kiinnittää erityistä huomiota ja näytetilavuus tai -massa tulisi valita oletetun pitoisuuden mukaan. Nanomuoveja voidaan kerätä ilmasta impaktoreilla, mutta vesi- ja maaperänäytteille ei ole käytössä aktiivisia keräimiä. Mikromuoveja voidaan määrittää ympäristönäytteistä mikroskooppivusteisilla värähtelyspektroskooppisilla tekniikoilla ja termisillä GC-MS-tekniikoilla. Ensin mainitut tekniikat eivät sovellu nanomuovien määrittämiseen, mutta termisillä analyysitekniikoilla voidaan määrittää

valittuja nanomuoveja, kunhan niiden pitoisuudet ovat riittävän korkeita. Mikro- ja nanomuoveille soveltuvat erilaiset näytteenottovälineet, esikäsittelymenetelmät ja analyysitekniikat. Mikromuovien analysoiminen ympäristönäytteistä on tavallisesti erittäin työlästä, jossa ajallisena pullonkaulana on monivaiheinen näytteen esikäsittely. Analytiikassa on vielä teknisiä puutteita nanomuovien määrittämiseksi erilaisista ympäristönäytteistä. Näytteenotto-, näytteen esikäsittely-, ja analyysimenetelmien harmonisoinnille ja standardisoinnille on selkeä tarve tulosten laadun ja vertailtavuuden varmistamiseksi.

#### 4.6 Tiedon saatavuus

Tietoa on eniten saatavilla merten mikromuoveista. Runsaasti tutkimuksia on julkaistu mikromuovien pitoisuuksista merissä, lähinnä pintavedestä sekä merenpohjan sedimentistä. Sen sijaan mikromuovien kulkeutumisesta ympäristössä erilaisia reittejä myöten on julkaistu vähemmän. Poikkeuksena ovat yhdyskuntajätevesien puhdistamoihin liittyvät tutkimukset, joista on jo saatavilla tietoa eri maista. Viime vuosina on julkaistu joitakin tutkimuksia mikromuovien määrästä makean veden ympäristöissä, sekä vedessä että vesieliöissä. Merieliöistä tavattavista mikromuoveista on julkaisuja etenkin simpukoista, kaloista ja äyriäisistä. Altistumisesta mikromuoveille on saatavilla tietoa etenkin kokeellisista töistä tehdyistä julkaisuista. Myös merilintujen ja suurten merinisäkkäiden altistumisesta on saatavilla joitakin julkaistuja tutkimuksia.

#### 4.7 Suurimmat tietopuutteet

Eräs tärkeimmistä mikromuoveihin liittyvistä avoimista kysymyksistä on ympäristössä jo olevasta muovijätteestä haurastuvan mikromuovin määrä ja tästä jatkuvasti kasvavasta muovijättemäärästä aiheutuvat haitat. Muita suuria tietopuutteita on esim. laskeuman kautta tulevan ympäristökuorman arvioimisessa. Kulkeutumisreiteistä, esimerkiksi hulevesistä, tarvitaan huomattavasti enemmän tietoa. Mikromuovien haittavaikutusten ymmärtämistä vaikeuttaa osaltaan se, ettei mikromuoveille ole pystytty vielä asettamaan ns. hyväksyttävää ympäristöpitoisuutta. Lisäksi kaikkia mikromuovien mahdollisia reittejä tai eri päästölähteiden suhteita toisiinsa ei vielä tunneta riittävästi. Tämä vaikeuttaa osaltaan mm. teollisuuslaitosten ympäristöluvitusta ja päästöjen hallintaa sekä seurantaa. Myös mikromuovien poistaminen ympäristöstä on tällä hetkellä mahdotonta, koska sen toteuttamiseksi ei ole olemassa riittävää teknologiaa.

Lisätietoa tarvitaan myös mikromuovien vaikutuksista ympäristössä esiintyvillä pitoisuuksilla, eri trofiatason eli ravintoketjun tason eliöillä ja olennaisilla hiukkastyypeillä. Etenkin korkeamman trofiatason eliöiden altistumisesta sekä mikromuovien ja niiden mukana mahdollisesti kulkeutuvien haitallisten aineiden kertyvyydestä ja pitkäaikaisvaikutuksista tarvitaan lisää tietoa. Mikromuovien vaikutusten ja riskien arviointia vaikeuttaa mikromuovien valtava ominaisuuksien kirjo. Mikromuovien ominaisuudet (esim. koko, muoto, tiheys ja jopa väri) vaikuttavat niin mikromuovien ympäristökohtaloon, altistumisreitteihin kuin altistumisen ja vaikutusten voimakkuuteenkin, joten vaikutuksia ei juurikaan pystytä yleistämään eri mikromuovityyppien välillä.

Maaperän mikromuovimääristä ja niiden mahdollisista vaikutuksista ei myöskään vielä tiedetä riittävästi. Tieto mikromuovien aiheuttamista mahdollisista habitaattivaikutuksista on myös varsin rajallista sekä maa- että vesiympäristössä (vaikutuksista maaperän ominaisuuksiin on jonkin verran tietoa ja vesistöjen osalta tiedetään jotain mikrobikasvustojen muodostumisesta mikromuovien pinnoille). Mikromuovien mukana kulkeutuvista taudinaiheuttajista tiedetään myös vasta varsin vähän, eikä muovien roolia mahdollisen antibioottiresistenssin muodostumisessa vielä ymmärretä.

Nanomuoveista, niiden esiintymisestä ja päästölähteistä tiedetään tällä hetkellä vielä hyvin vähän, eikä niiden mahdollisia vaikutuksia tunneta kattavasti. Nanomuovien luotettavat määrittämenetelmät puuttuvat vielä lähes täysin, minkä vuoksi niiden pitoisuuksista ympäristössä ei ole laisinkaan tietoa. Lisäksi mikromuovien analyysimenetelmien harmonisoinnille ja standardisoinnille on selkeä tarve ja mikromuovien analytiikkaa tulisi myös sujuvoittaa.

# 5 Ihmisten altistuminen mikromuoveille ja niiden terveysvaikutukset

## 5.1 Tiivistelmä luvusta Ihmisten altistuminen mikromuoveille ja niiden terveysvaikutukset

Altistumme mikromuoveille päivittäin ravinnon, sisä- ja ulkoilman sekä ihon kautta. Mikromuoveja on löydetty Euroopasta ja muualta maailmalta useista jokapäiväisistä elintarvikkeista ja juomista, mutta suomalaisista saantilähteistä ei ole tarkkaa tietoa. Suurimmat yksittäiset pitoisuudet on tavattu simpukoissa ja äyriäisissä. Hengitysteiden kautta altistutaan eniten synteettisistä tekstiileistä ja autonrenkaista peräisin oleville mikromuovihiukkasille. Kokonaissaantiarvioissa on suurta vaihtelua ja uusimman kansainvälisen arvion mukaan se on 0,1–5 g viikossa. Ruuansulatuskanavan kautta saaduita mikromuoveista suurin osa poistuu ulosteiden mukana ja vain alle yhden prosentin arvioidaan pystyvän imeytymään suoliston limakalvojen läpi elimistöömme. Hengitysteihin päätyneet mikromuovit puolestaan poistuvat suurimmaksi osaksi keuhkojen itsepuhdistusmekanismin kautta. Ihmisten kudoksista mikromuovihiukkasia on löydetty istukoista ja keuhkoista.

Tieto mikromuovien aiheuttamista mahdollisista terveyshaitoista on toistaiseksi vähäistä ja epävarmaa. Koe-eläintutkimusten ja solumallien perusteella mahdollisia toksisia vaikutuksia ovat oksidatiivinen stressi, solutoksisuus, tulehduksen lisääntyminen, häiriöt aineenvaihdunnassa ja muovien kulkeutuminen kudoksiin. Lisäksi on joitakin havaintoja neurotoksisuudesta, lisääntymistoksisuudesta ja karsinogeenisuudesta sekä epäsuoria todisteita muoveihin tarttuneiden kemikaalien ja mikro-organismien vaikutuksista. Muovituotteissa kiinni olevat lisäaineet voivat liueta ympäristöönsä siinä vaiheessa, kun muovit hajoavat mikro- ja nanomuoveiksi. Näiden kemikaalien epäillään aiheuttavan jopa suurimman osan mikromuoveihin liitetystä toksisuudesta.

Kokeellisissa tutkimuksissa havaittuja vaikutuksia ei voida suoraan yleistää ihmisiin, varsinkin kun lähes kaikissa koe-eläintutkimuksissa on käytetty erittäin suuria mikromuovipitoisuuksia ja neitseellisiä tasalaatuisia muoveja, mikä ei kuvasta kohtaamaamme monimuotoista altistusta. Kansainväliset tiedejärjestöt ja tutkijat ovat arvioineet, että mikromuovialtistus on tällä hetkellä niin pientä, että siitä ei aiheudu riskiä ihmisten terveydelle.

Mikromuoveille altistumista ja niiden vaikutuksia terveyteen tutkitaan kiivaasti eri puolilla maailmaa. Kansainvälistä tieteellistä tietoa mikromuoveille altistumisesta ja niiden terveysvaikutuksista alkaa jo olla saatavilla, mutta suomenkielistä tietoa löytyy vain niukasti. Lisää tietoa ihmisten altistumisen määrästä ja sen vaikutuksista terveyteen kuitenkin tarvitaan, jotta mikromuoveihin mahdollisesti liittyviä terveysriskejä voidaan arvioida luotettavasti. Tärkeää olisi selvittää nanokokoisten muovien terveysvaikutuksia, sillä pienen kokonsa vuoksi ne läpäisevät helpommin elimistön puolustusmekanismeja. Ympäristössä olevan mikromuovisaasteen määrä lisääntyy koko ajan ja siksi olisi tärkeää tutkia koko eliniän aikana tapahtuvan kertymisen seurauksia. Tutkimuksia pitäisi myös kohdistaa herkempiin ryhmiin, kuten pieniin lapsiin, joilla muovialtistuminen saattaa olla aikuisväestöä suurempaa.

## 5.2 Altistuminen mikromuoveille

### 5.2.1 Lähteet ja altistumisreitit

Mikromuoveja esiintyy laajasti ympäristössä ja niitä on löydetty mm. monista elintarvikkeista, juomavedestä sekä sisä- ja ulkoilmasta. Altistumme niille päivittäin ravinnon, hengityksen ja mahdollisesti myös ihokosketuksen kautta.

Mikromuoveja on löydetty useista elintarvikkeista kuten ruokasuolasta (Yang ym. 2015, Iñiguez ym. 2017, Peixoto ym. 2019), hunajasta ja sokerista (Liebezeit ja Liebezeit 2013), oluesta (Liebezeit ja Liebezeit 2014), virvoitusjuomista (Shruti ym. 2020), urheilujuomista (Guevara ym. 2021), maitotuotteista (Kutralam-Muniasamy ym. 2020), hedelmistä ja vihanneksista (Oliveri Conti ym. 2020) sekä pakatuista lihatuotteista (Kedzierski ym. 2020). Hedelmistä suurimmat pitoisuudet löytyivät omenoista ja vihanneksista porkkanoista (Oliver Conti ym. 2020). Suurimpia yksittäisiä altistuslähteitä ovat äyriäis- ja nilviäisruoat, joista mm. simpukoista ja ostereista on löydetty syömävaiheessa mikromuoveja keskimäärin 0,4 hiukkasta grammassa märkápainoa (van Cauwenberghe ja Janssen 2014, Smith ym. 2018). Äsken julkaistussa tutkimuksessa nilviäisistä (simpukoista) löydettiin korkeimmat mikromuovipitoisuudet, noin 8 hiukkasta grammassa märkápainoa (Nor ym. 2021). Äyriäisistä mitatut pitoisuudet olivat neljä kertaa pienempiä ja kaloista mitatut jopa 40 kertaa pienempiä kuin nilviäisissä (Nor ym. 2021). Kalassa mikromuovia on pääsääntöisesti ruuansulatuskanavassa, ja koska kala perataan ennen syöntiä, sitä ei pidetä merkittävänä mikromuovin saantilähteenä ihmiselle (Thiele ym. 2021).

Mikromuovit voivat päätyä ruokaan tai juomaan muoviastioista väärin valmistustapojen vuoksi (Li D. ym. 2020) tai säilytyksen aikana (Oßmann ym. 2018). Muoveista irtoaa hiukkasia enemmän korkeissa lämpötiloissa, kuten mikroaaltouunissa lämmittämisen aikana. Myös teen hauduttamisen aikana muovia sisältävistä teepusseista irtoaa huomattavan korkeita mikromuovimääriä (Hernandez ym. 2019). Mikromuovihiukkasia on havaittu irtovan myös noutoruokien pakkauksista, etenkin polystyreenirasi- oista (Du ym. 2020).

Tuoreen tutkimuksen mukaan pulloruokitut vauvat voivat niellä päivittäin yli miljoona muovihiukkasta, jotka irtoavat polypropyleenista valmistettujen tuttipullojen sterilisoimisen ja korvikemaidon valmistamisen aikana (Li D. ym. 2020). Suomessa vauvojen altistuminen lienee vähäisempää, koska imetysaika on pitempi kuin monessa muussa maassa ja ohjeet korvikkeen valmistuksen lämpötiloista ovat erilaiset kuin Li D.:n ym. (2020) tutkimuksessa. Kiinassa tehdyssä tutkimuksessa mikromuoveja havaittiin irtovan erityisesti muovisten tutti- ja juomapullojen avaamisen ja sulkemisen aikana. Samassa tutkimuksessa mikro- ja nanomuoveja todettiin irtovan myös muovisista kertakäyttöisistä injektio- ruis- kuista (Song ym. 2021).

Mikromuovia on löydetty juomavedestä (hanavesi ja pullotettu vesi), pinta- ja pohjavedestä sekä myös jätevedestä (Danopoulos ym. 2020, Koelmans ym. 2019, Welle ja Franz 2018). Vaikka mikro- muoveja poistetaan veden puhdistusprosesseissa, niitä pääsee silti hanaveteen (Novotna ym. 2018). Hanavesinäytteistä, joita oli kerätty 159 kappaletta 14 eri maasta, 81 % näytteistä sisälsi mikromuoveja, keskimääräisen pitoisuuden ollessa 5,5 hiukkasta litrassa (Kosuth ym. 2018). Suomalaiset talousvedet sisältävät alustavan selvityksen mukaan vain vähän mikromuovia (Sillanpää ym. 2018), mutta selvityk- sen tuloksia ei pienen otoksen vuoksi voi yleistää väestötasolle. Muovi- ja lasipulloihin pullotetun ki- vennäisveden on myös todettu sisältävän mikromuovihiukkasia (Oßmann ym. 2018, Welle ja Franz 2018, Zuccarello ym. 2019). Hiukkasten kokonaismäärä vaihteli välillä 14–6290 hiukkasta litrassa (Welle ja Franz 2018). Pullotetussa vedessä havaittiin 2,5 kertaa enemmän muovihiukkasia kuin oluessa ja maitotuotteissa, mistä pääteltiin muovin päätyvän pullotettuun veteen muovipakkauksista (Nor ym. 2021).

Hengityksen kautta altistutaan sekä sisä- että ulkoilman mikromuoveille, ja tämän altistuksen on arvioitu olevan jopa suurempaa kuin ravinnon kautta tapahtuvan (Catarino ym. 2018, Pironti ym. 2021, Wright ym. 2021). Ulkoilman mikromuovihiukkasten tärkeimpinä lähteinä pidetään synteettisiä tekstii- lejä, autonrenkaiden kulumista ja kaupunkipölyä (Dris ym. 2016, 2017, Prata 2018). Ulkoilmaa korke- ampia pitoisuuksia on löydetty sisäilmasta: asuntojen ja toimistojen ilmasta keskimäärin 3–15 hiuk- kasta/m<sup>3</sup> (Gasperi ym. 2015). Kun 12 maasta kerättiin sisäilman pölynäytteitä, niiden kaikkien todettiin sisältävän PET- ja PC-mikromuovihiukkasia. Tutkimuksessa arvioitiin, että latioilla ryömivät vauvat ja pienet lapset altistuvat näille mikromuoveille merkittävästi aikuisia enemmän (Zhang ym. 2020). Rans- kassa tehdyssä tutkimuksessa kuitumaisten hengitettävien mikromuovien pitoisuudeksi määritettiin ul- koilmassa 0,3–1,5 hiukkasta/m<sup>3</sup> ja sisäilmassa 0,4–60 hiukkasta/m<sup>3</sup> (Dris ym. 2017). On arvioitu, että

hengitämme keskimäärin 26–130 mikromuovihiukkasta päivässä (Prata 2018). Tanskalaisessa tutkimuksessa, jossa sisäilmasta tapahtuvaa altistumista arvioitiin mallinukun avulla, keskimääräiseksi altistumiseksi saatiin 272 mikromuovihiukkasta päivässä. Yleisimmät sisäilmasta määritetyt muovilaadut olivat polyesteri, PE, nailon ja PP (Vianello ym. 2019). Uusi mikromuovien lähde ovat kankaat ja kertakäyttöiset kasvomaskit, joista irtoaa erityisesti kuitumaisia mikromuoveja (Li ym. 2021).

Kosmetiikan ja hygieniatuotteiden sisältämät nanokokoiset muovihiukkaset voivat imeytyä ihon läpi, kun taas isommat yli 100 nm:n kokoiset hiukkaset eivät pysty läpäisemään ihoa (Rahman ym. 2021). Nanoihiukkasetkaan eivät näytä helposti läpäisevän tervettä ihoa, mutta läpipääsy helpottuu, jos iho on vaurioitunut mekaanisesti, kosmeettisten käsittelyjen tai ihosairauden takia (Ganguly ym. 2018). Mikromuovien käyttöä kosmetiikassa ollaan kieltämässä EU:n tasolla ja kosmetiikkateollisuus on myös oma-aloitteisesti siirtymässä pois mikromuovihelmien käytöstä kuorintavoiteissa ja hammastahnoissa.

WHO on arvioinut aikuisten kokonaisaltistuksen olevan keskimäärin 300–600 muovihiukkasta päivässä (WHO 2019). WWF:n tilaaman raportin (2019) mukaan mikromuovia päätyy ihmisten elimistöön noin viisi grammaa viikossa, minkä arvioitiin vastaavan yhden pankkikortin painoa. Suurimmaksi yksittäiseksi mikromuovien lähteeksi todettiin juomavesi. Uudemman mallinnuksen mukaan, jossa tarkasteluun otettiin juomaveden lisäksi hengityksen ja elintarvikkeiden (kala, simpukat, äyriäiset, hanavesi, pullotettu vesi, suola, olut ja maito) mukana tulevat mikromuovihiukkaset, päivittäisen saannin mediaaniksi saatiin aikuiselle 883 ja lapselle 553 hiukkasta; painoksi muutettuna tämä vastaa aikuisella noin 0,004 grammaa viikossa eli noin tuhat kertaa pienempää määrää kuin WWF:n raportissa (WWF 2019, Nor ym. 2021). Suurimmiksi mikromuovien lähteiksi arvioitiin simpukat ja äyriäiset (Nor ym. 2021). Tutkimusryhmän julkaisun hyväksymisen jälkeen raportoitiin muita mikromuovien lähteitä, kuten hedelmät, vihannekset ja pakatut lihavalmisteen, jotka voivat nostaa huomattavasti saantiarvioita (Oliveri Conti ym. 2020, Kedzierski ym. 2020). Toisessa äskettäin ilmestyneessä julkaisussa mallinnettiin systemaattisesti tähänastinen julkaistu tieto ihmisten altistumislähteistä ja mikromuovien saannista (Senathirajah ym. 2021). Kappalemäärissä suurimmiksi saantilähteiksi arvioitiin juomavesi (hana- ja pullotettu vesi), äyriäiset, suola ja olut. Maailmanlaajuisesti kokonaissaantiarvioksi saatiin 0,1–5 g viikossa. Arvioissa on suurta vaihtelua johtuen mikromuovien moninaisista ominaisuuksista; muita vaikuttavia tekijöitä ovat mm. henkilöiden ikä, koko, demografiset tekijät, kulttuuriperintö, maantieteellinen sijainti, ympäristön kehittyneisyys ja elämäntapatekijät (Senathirajah ym. 2021).

## 5.2.2 Mikromuovien esiintyminen elimistössä

Mikromuovien esiintymisestä elintarvikkeissa, vedessä sekä sisä- ja ulkoilmassa on toistaiseksi vain vähän tietoa, eivätkä olemassa olevat tutkimukset ole menetelmiltään vertailukelpoisia. Pääosa altistuksesta tulee hengitysilman, ravinnon ja juomaveden kautta, mutta altistumislähteiden keskinäisiä osuuksia on mahdotonta arvioida nykytiedon perusteella (Pironti ym. 2021, Rahman ym. 2021). Kunnollisten ja vertailukelpoisten menetelmien puuttuminen estää toistaiseksi ihmisen sisäisen altistumisen tarkemman tutkimisen, emmekä tiedä, miten suuri osa ihmiseen päätyvästä mikromuovista lopulta imeytyy elimistöön ruoansulatuskanavasta, keuhkoista tai iholta. Koe-eläintutkimusten ja solumallien perusteella on kuitenkin arvioitu, että niellyistä mikromuovista vain pienimmät, alle 10 µm:n kokoiset hiukkaset pystyvät imeytymään ja että vain 0,3 % hiukkasista lopulta imeytyy suoliston kautta elimistöön (Nor ym. 2021).

On todennäköistä, että suurin osa (>90 %) mikromuoveista poistuu ulosteen mukana (Smith ym. 2018, EFSA 2016). Ihmisten ulosteita tutkittaessa mikromuoveja on löydetty kaikilta tutkituilta henkilöiltä niin Euroopassa kuin Aasiassa, mikä kertoo siitä, että mikromuoveja pääsee elimistöömme ja että altistuminen on laajaa (Schwabl ym. 2019, Zhang N. ym. 2021). Ulostenäytteistä on löydetty yhdeksää erilaista muovia, joista PP ja PET olivat yleisimpiä (Schwabl ym. 2019). Kiinalaisilta kerätyissä näytteissä PP oli vallitsevin muovilaji (96 %) (Zhang N. ym. 2021). Äskettäin raportoitiin, että tulehduksellisia suolistosairauksia sairastavien ihmisten ulosteissa oli lähes 50 % enemmän mikromuoveja kuin

terveiden henkilöiden. Mikromuovien määrä oli suurin niiden henkilöiden ulosteissa, jotka nauttivat usein noutoruokaa ja pulloitettua vettä (Yan ym. 2022). Tuoreessa tutkimuksessa vuoden ikäisten vauvojen ulosteista löydettiin 10–20 kertaa suurempia PET-mikromuovipitoisuuksia kuin aikuisten ulosteista, kun taas PC-pitoisuuksissa ei juurikaan ollut eroja (Zhang J. ym. 2021). Vastasyntyneiden ja aikuisten välillä ei havaittu eroja mikromuovien määrissä. Vaikka tutkimus perustui vain kolmen vastasyntyneen, kuuden yksivuotiaan ja kymmenen aikuisen ulostenäytteisiin, se voi antaa viitteitä siitä, että vauvat mahdollisesti altistuvat suuremmille mikromuovimäärille. Vauvoilla on taipumus imeskellä muovisia leluja ja ruokailuvälineitä, joista PET-muoveja voi päätyä elimistöön. Vauvat voivat myös hengittää mikromuovihiukkasia lattialla ryömiessään.

Malesiassa paksusuolen poistossa otetuista näytteistä löydettiin mikromuoveja keskimäärin 331 kappaletta (Ibrahim ym. 2020). Näistä suurin osa oli muodoltaan kuitumaisia toisin kuin ulostenäytteissä, joissa rosoiset ja kalvomaiset muovihiukkaset olivat vallitsevia (Schwabl ym. 20219). Mikromuovien lähteiksi epäiltiin kala- ja äyriäisruokia sekä muovisia juomapulloja ja ruoansäilytysrasioita (Ibrahim ym. 2020).

Äskettäin julkaistussa tutkimuksessa mikromuoveja löydettiin istukoista niin äidin- kuin sikiönpuoleisista kudoksista (Ragusa ym. 2021). Kuudesta tutkitusta istukasta hiukkasia löydettiin viidestä istukasta yhteensä 12 kpl, mutta määrän uskottiin olevan aliarvio, koska kudosten kaikkia osia ei tutkittu. Kaikki hiukkaset olivat värillisiä partikkeleita, joita käytetään mm. maaleissa, tekopäällysteissä, liimoissa, polymeereissä sekä kosmetiikassa ja henkilökohtaisen hygienian tuotteissa. Hiukkasten epäiltiin päätyneen istukkaan joko äidin hengitysteiden tai ruoansulatuskanavan kautta (Ragusa ym. 2021). Istukkaperfuusiomalleissa nanokokoisten polystyreenihiukkasten on todettu pystyvän siirtymään sikiönpuoleiseen istukkaan (Grafmueller ym. 2015).

Mikromuovien on raportoitu kertyneen myös ihmisen keuhkoihin (Amato-Lourenço ym. 2021). Ruumiinavauksien yhteydessä tupakoimattomilta aikuisilta otetut keuhkokudoksenäytteet sisälsivät eniten PP- ja PE-muoveja, jotka ovat yleisimmin käytettyjä muovilajeja esim. ruokapakkauksissa. Mikromuovien arvioitiin päätyneen keuhkoihin sisäilma-altistuksen kautta (Amato-Lourenço ym. 2021).

Nanokokoisten hiukkasten epäillään helpommin voivan imeytyä suolen ja keuhkojen limakalvon läpi verenkiertoon (EFSA 2016, Rahman ym. 2021). Lämpäisy saattaa helpottaa, jos limakalvo on vahingoittunut (Schmidt ym. 2013). Toistaiseksi läpäisyn ja kulkeutumisen mekanismeja ei kuitenkaan tarkkaan tunneta. Teollisesti tuotettujen hopeananohihiukkasten on havaittu kertyvän maksaan ja pernaan (Gaillet ja Rouanet 2015), mutta mikro- ja nanomuovihiukkasten osalta ei ole mitään tietoa ihmisten kudoksiin kertymisestä.

Ihmisten altistumisen arvioimiseksi tarvitaan laadukasta kvantitatiivista tietoa niin päivittäisestä kuin pitkäaikaisesta altistumisesta ravinnon, juomaveden, hengityksen ja ihon kautta. Tärkeää olisi selvittää, miten suuri osa ihmiseen tulevasta mikromuovista imeytyy ruoansulatuskanavasta, keuhkoista tai iholta ja mikä merkitys muovihiukkasten koostumuksella, koolla ja muodolla on imeytymiseen. Tietoa kaivataan myös siitä, missä määrin ruoansulatuskanavassa tapahtuu mikromuovien hajoamista nanokokoiseksi hiukkasiksi.

## 5.3 Mikromuovien aiheuttamat terveysvaikutukset

### 5.3.1. Mikromuovien vaikutukset eläin- ja solukokeissa

Eläinkokeissa mikromuovien on raportoitu aiheuttavan oksidatiivista stressiä ja solutoksisuutta, tulehduksen (inflammaatio) lisääntymistä, häiriöitä aineenvaihdunnassa sekä muovien kulkeutumista kudoksiin. Lisäksi on joitakin havaintoja neurotoksisuudesta, lisääntymistoksisuudesta ja karsinogeenisuudesta sekä epäsuoria todisteita muoveihin tarttuneiden kemikaalien ja mikro-organismien vaikutuksista (Rahman ym. 2021). Havaittu toksisuus riippuu muovihiukkasten koosta ja muista ominaisuuksista,

saadusta annoksesta, hiukkasten sisäänpääsystä soluihin ja kudoksiin sekä niihin kertymisestä (Yong ym. 2020).

On tärkeää huomata, että vaikutukset eläinkokeissa ovat tulleet ilmi suurilla ja kohdennetuilla mikro- ja nanomuoviannoksilla sekä neitseellisiä tasalaatuisia muovilajeja käyttämällä. Useissa tutkimuksissa on käytetty polystyreenipalleroita, jotka eivät kuvasta kohtaamaamme monimuotoista altistumista (Lim 2021). Ihminen altistuu kuitenkin sekundäärihiukkasille, joiden koostumus, muoto, koko ja pinnan ominaisuudet vaihtelevat ja sellaiset tutkimukset puuttuvat, jotka olisi tehty ympäristössä esiintyvillä mikromuoveilla ja pitoisuuksilla (Amato-Lourenço ym. 2020, Yong ym. 2020).

Rotilla suun kautta annettujen nanokokoisten muovihiukkasten on todettu läpäisevän suoliston limakalvoja sekä pääsevän verenkiertoon ja imusuonistoon (Prata ym. 2020a). Myös hengityksen kautta saadut nanomuovit ovat rotilla päätyneet istukkaan ja sikiön kudoksiin (Fournier ym. 2020). Hiirellä ravinnon tai veden kautta saatujen mikromuovien on raportoitu kulkeutuneen ruuansulatuselimistöön, maksaan, munuaisiin, keuhkoihin, sydämeen ja sikiöiden aivoihin (Deng ym. 2017 ja useita muita saman tutkimusryhmän julkaisuja). Näissä tutkimuksissa koe-eläimille annetut mikromuovimäärät olivat kuitenkin valtavia, esim. hiirille annettiin 1,5 miljoonaa muovihiukkasta joka päivä neljän viikon ajan. Tulokset on kyseenlaistettu myös tutkimusasetelman ja raportoinnin heikkouksien takia (Koelmans ym. 2019). Kaikissa tutkimuksissa vastaavanlaista kertymistä ei ole havaittu, eikä myöskään edellä mainituissa tutkimuksissa usein raportoitua oksidatiivista stressiä ja solutoksisuutta (Stock ym. 2019).

Mikromuovihiukkasten on raportoitu vaikuttavan hiirillä suoliston mikrobiomiin ja aiheuttavan suoliston epätasapainotilaa ja toimintahäiriöitä sekä muutoksia rasva- ja aminohappoaineenvaihdunnassa (Jin ym. 2019, Lu ym. 2018, Prüst ym. 2020).

Hiiriemon tiineyden ja imetyksen aikaisen mikromuovialtistuksen on havaittu häiritsevän jälkeläisten rasva-aineenvaihduntaa (Luo ym. 2019a, 2019b). Toistuvan altistuksen seurauksena hiirille syntyy vähemmän poikasia, ja ne olivat pienempiä altistamattomaan kontrolliryhmään verrattuna (Park ym. 2020). Mikromuoveille altistetuilla uroshiirillä on raportoitu häiriöitä spermatogeneesissä sekä alentunutta testosteronin ja sperman määrää (Hou ym. 2020, Jin ym. 2021), minkä arvellaan johtuvan mikromuovien kertymisestä kiveksiin ja siitä aiheutuvista tulehdustiloista ja oksidatiivisesta stressistä (D'Angelo ja Meccariello 2021).

Mikro- ja nanomuoveilla ruokituilla rotilla ei ole havaittu muutoksia käyttäytymisessä (Rafiee ym. 2018). Sen sijaan on raportoitu, että altistuminen mikro- ja nanomuoveille aiheuttaa oksidatiivista stressiä, joka voi johtaa soluvaurioihin ja häiriöihin hermoston kehittämisessä. Lisäksi on havaittu asetyyli-koliiniesteraasin aktiivisuuden estymistä ja neurotransmitteripitoisuuksien muuttumista, jotka molemmat voivat johtaa käyttäytymismuutoksiin (Deng ym. 2017, Rafiee ym. 2018, Prüst ym. 2020).

Kaloilla tehdyt lukuisat tutkimukset osoittavat, että mikro- ja nanomuovien kertyminen on yleinen stressitekijä. Mikromuoveilla ruokituilla kaloilla muovit ovat kertyneet suolistoon ja joissakin tapauksissa myös kiduksiin ja maksaan (Lu ym. 2016, Yong ym. 2020). Suolistossa vaikutuksia on havaittu mikrobiomissa sekä tulehdukseen ja oksidatiiviseen stressiin liittyvissä biomarkkereissa ja maksassa aineenvaihduntaan liittyvissä entsyymeissä (Yong ym. 2020). Kalojen ravinnonsaantiin ja liikkumiseen liittyvä käyttäytyminen on joissakin tapauksissa muuttunut (Mak ym. 2019). Kalojen solulinjoilla tehdyissä tutkimuksissa neitseelliset muovit eivät ole aiheuttaneet toksisuutta toisin kuin ympäristöstä kerätyt näytteet (Yong ym. 2020).

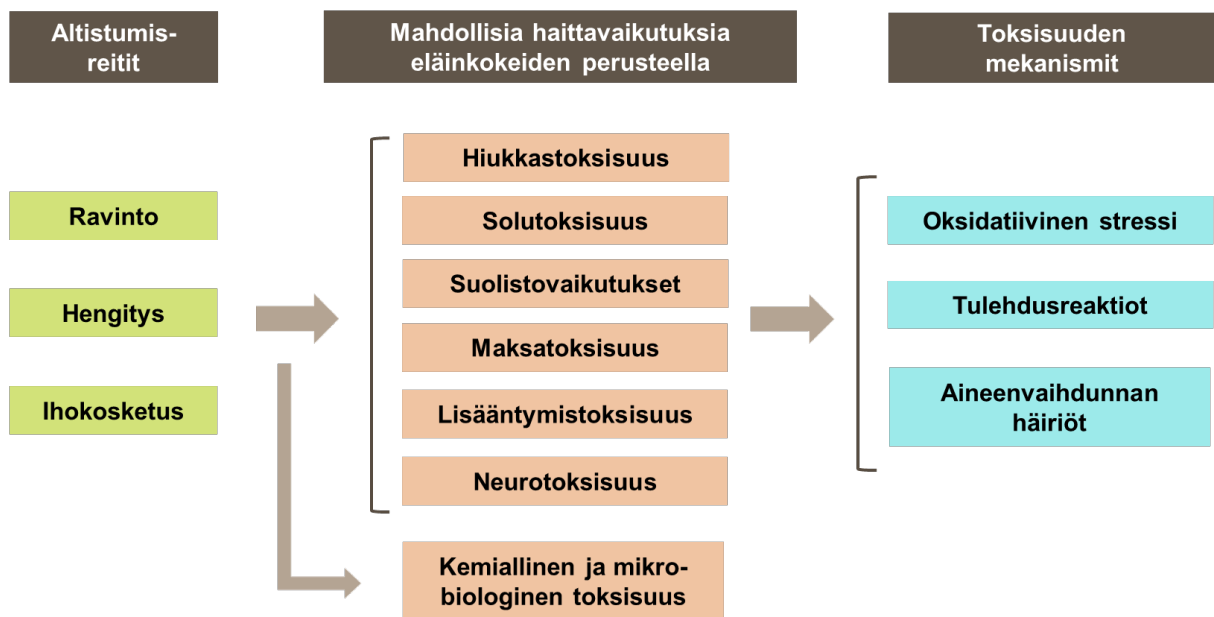
In vitro -kokeita ihmissoluilla on tehty enemmän kuin eläinkokeita, mutta tuloksiin liittyy paljon epävarmuutta. Suurin ongelma on tulosten tulkitseminen arvioitaessa mahdollisia terveysvaikutuksia ihmisellä. Yleisesti ottaen solukokeet eivät ole ennustaneet vakavaa solutoksisuutta tai sytostaattista vaikutusta, kun tutkimuksissa on käytetty neitseellisiä muoveja. Altistuksen on kuitenkin havaittu johtavan lieviin tai kohtalaisiin haitallisiin vaikutuksiin, jotka riippuvat käytetystä solutyypistä, mikro- ja nanomuovien koosta ja muodosta sekä solujen sisäänoton määrästä (Yong ym. 2020). Yleisimmin havaittuja toksisuuden mekanismeja ovat reaktiivisten happiradikaalien tuotannon lisääntyminen ja tulehdusta käynnistävien proinflammatoristen reaktioiden käynnistyminen. Suurilla altistuspitoisuuksilla on lisäksi

havaittu solutoksisuutta (Danopoulos ym. 2021). Solututkimuksista tehdyn systemaattisen katsauksen mukaan epäsäännöllinen muoto on ainoa solutoksisuutta ennustava mikromuovien ominaisuus; muita ovat mikromuovialtistuksen kesto ja pitoisuus (Danopoulos ym. 2021).

### 5.3.2 Mikromuovien toksisuus ja mahdolliset terveysriskit ihmisille

Mikromuovien aiheuttamaa toksisuutta ihmisille ei vielä tunneta tarkasti. Toksisuuteen vaikuttavat muovihiukkasten ominaisuudet, kuten koko, muoto, liukoisuus, kemialliset ominaisuudet, muoveihin liitetyt pinoitteet ja toiminnalliset ryhmät, samoin kuin niihin ympäristöstä tarttuneet kemikaalit ja mikrobit. Tämä hiukkasten moninaisuus vaikeuttaa tutkimusta, sillä muutos missä tahansa yksittäisissä parametreissa voi johtaa erilaiseen fysiologiseen vaikutukseen. Toksisten vaikutusten syntymiseen vaikuttavat lisäksi altistumisen määrä ja kesto, kohdekudoksen ominaisuudet ja ihmisten yksilölliset herkkyydet (Prata ym. 2020a).

Koe-eläimillä ja ihmisluilla tehdyistä tutkimuksista on saatu viitteitä mikromuovialtistuksen aiheuttamista mahdollista terveusriskeistä (Chang ym. 2020, Rubio ym. 2020, Yong ym. 2020) (kuva 15). Ei ole kuitenkaan todisteita siitä, että eläimillä havaitut vaikutukset olisivat relevantteja myös ihmisellä. Toistaiseksi ei ole julkaistu yhtään tutkimusta, joka osoittaisi suoraa terveusriskiä ihmisille ympäristöstä saatavilla mikromuovipitoisuuksilla. Sen sijaan työntekijöillä, jotka altistuvat mikro- ja nanomuoveja sisältävälle pölylle mm. muovien valmistusprosesseissa ja synteettisiä kuituja käyttävässä tekstiiliteollisuudessa, on havaittu hengitystieoireita ja -sairauksia (Prata ym. 2018, Zarus ym. 2021).



Kuva 15. Mikromuoveille altistuminen ja niiden mahdolliset toksiset vaikutukset ihmisellä koe-eläimillä ja solumalleilla tehtyjen tutkimusten perusteella. Kuva mukailtu Changin ym. 2020 mukaan.

#### Hiukkastoksisuus

Mikromuovit voivat aiheuttaa hiukkastoksisuutta käyttäytymällä keuhkoissa pienhiukkasten tavoin. Hengitysteihin muodostuneet hiukkaskertymät yleensä poistuvat itsepuhdistusmekanismin kautta (mukosiliaarinen puhdistuma), mutta hyvin suurina pitoisuuksina niiden epäillään voivan aiheuttaa tukkeumia ilmasteissä ja keuhkoissa (Prata 2018, Rahman ym. 2021). Tämä mikromuoveista aiheutuva



terveysriski on kuitenkin erittäin pieni, koska pienhiukkasten pitoisuudet ovat jopa tuhatkertaisia mikro-muovien pitoisuuksiin nähden (Koelmans ym. 2020).

Hiukkastoksisuuden on suurten annosten jälkeen todettu johtavan immuunisairauksiin ja hermoston rappeumasairauksiin. Näissä taustalla on mikro-muovien mahdollisesti aiheuttama oksidatiivinen stressi ja tulehdustila sekä muovihiukkasten lisääntynyt sisäänotto ja kertyminen soluihin ja kudoksiin (Prüst ym. 2020, Lim 2021).

Mikromuovihiukkaset voivat ärsyttää kudoksia pelkästään läsnäolollaan, ja jos immuunijärjestelmä ei saa poistettua hiukkasia, seurauksena voi olla krooninen tulehdus (inflammaatio), joka saattaa kasvat-  
taa syöpäriskiä. Teollisten nanohiukkasten tapaan mikro-muovien epäillään kertyvän ensisijaisesti mak-  
saan (Gaillet ja Rouanet 2015, Nor ym. 2021).

### Suolistovaikutukset

Eläin- ja solukokeista saatujen tulosten perusteella mikro- ja nanomuovien epäillään heikentävän suolis-  
ton mikrobiomia ja sen tärkeitä toimintoja (Lu ym. 2018, Jin ym. 2019, Hirt ja Body-Malapel 2020,  
Prüst ym. 2020). Tutkimuksista koostetun katsausartikkelin mukaan muovihiukkaset voivat heikentää  
suoliston oksidatiivista ja inflammatorista tasapainoa sekä vaikuttaa limakalvojen läpäisykykyyn (Hirt  
ja Body-Malapel 2020).

Ihmisillä tehdyt tutkimukset muovihiukkasten käyttäytymisestä suolistossa puuttuvat, mutta uloste-  
tutkimusten perusteella on arvioitu, että todennäköisesti yli 90 % niellyistä mikromuovihiukkasista pois-  
tuu ulosteen mukana (Smith ym. 2018, EFSA 2016). Äskettäin on havaittu, että tulehduksellisia suolis-  
tosairauksia sairastavilla henkilöillä oli enemmän mikro-muoveja ulosteessa ja määrä oli sitä korkeampi,  
mitä vakavampi suolistosairaus oli kyseessä (Yan ym. 2022). Asiasta tarvitaan lisää tutkimuksia, jotta  
selviää, onko mikro-muoveilla osuutta tulehduksellisten suolistosairauksien syntyyn vai jääkö näistä sai-  
rauksista kärsivien ihmisten suolistoon enemmän mikro-muoveja.

Hiukkasten sisäänotto suolistoon on vähäistä: erään tutkimuksen mukaan vain 0,3 % suolistoon  
päätyneestä mikro-muovista läpäisi suolen epiteelin (Carr ym. 2012). Ihmissoluilla tehtyjen tutkimusten  
mukaan tuo imeytyvä osuus on vielä pienempi, vain 0,1 % (Stock ym. 2019).

Koska mikro-muovien haitalliset vaikutukset suolistossa riippuvat niiden koosta, muodosta ja pinta-  
ominaisuuksista, altistumistutkimusten pitäisi tulevaisuudessa ottaa nämä paremmin huomioon, samoin  
kuin pitkäaikaisen altistuksen vaikutukset. Pitäisi myös luoda sellaisia in vitro -suolistomalleja, jotka  
ottavat huomioon mahdolliset herkemmat ryhmät, kuten lapset ja tulehduksellisia suolistosairauksia po-  
tevat henkilöt (Fournier ym. 2021).

Tämänhetkisen tiedon mukaan suun kautta nautitut mikro-muovihiukkaset eivät aiheuta suuria ter-  
veysriskejä kuluttajalle (Stock ym. 2019, Lim 2021, Nor ym. 2021).

### Lisääntymistoksisuus

Koe-eläintutkimuksissa on saatu näyttöä siitä, että mikro-muovit voivat häiritä sikiön kasvua. Mikro-  
muovialtistetuille hiirille syntyneet poikaset olivat kuitenkin normaaleja, mutta vähän tavallista kevyem-  
piä (Park ym. 2020). Lisääntymistoksisista vaikutuksista on saatu viitteitä myös uroshiirillä, joilla mik-  
romuovien on osoitettu kertyvän kiveksiin ja heikentävän siemennesteen laatua (Jin ym. 2021). Nämä  
vaikutukset on kuitenkin nähty suurilla mikro-muovipitoisuuksilla, eikä todisteita mikro-muovien lisään-  
tymistoksisista vaikutuksista ihmisille ole (D'Angelo ja Meccariello 2021).

### Neurotoksisuus

Mikro- ja nanomuovien neurotoksisuudesta on vain vähän eläintutkimuksia, eikä niissäkään ole havaittu  
selviä annosvasteisia vaikutuksia. Muovihiukkasten kuitenkin epäillään aiheuttavan oksidatiivista stres-  
siä hermoston soluissa (Prüst ym. 2020). Happiradikaalit voivat vaikuttaa useisiin solunsisäisiin

prosesseihin ja yhdessä tulehdusreaktioiden kanssa ne on liitetty useisiin hermoston rappeumasairauksiin (Tönnies ja Trushina 2017).

Muita eläin- ja solukokeissa mikromuovialtistukseen liitettyjä vaikutuksia ovat asetyylikoliiniesteeraasin inhibitio, hermoston välittäjäainepitoisuuksien muutokset ja käyttäytymismuutokset (Prüst ym. 2020). Tutkimustieto on kuitenkin vähäistä eikä ihmisten osalta ole mitään viitteitä neurotoksisista vaikutuksista.

### Nanomuovien terveysriskit

Monet tutkijat pitävät nanokokoisten muovien aiheuttamia terveysriskejä huolestuttavimpina (Lim 2021, Rahman ym. 2021, Verthaak ja Legler, 2021). Nanomuoveista tiedetään tällä hetkellä vain vähän, koska niiden käyttäytymistä elimistössä ei ole pystytty tutkimaan sopivien menetelmien puuttumisen takia.

Nanokokoiset hiukkaset saattavat läpäistä helpommin suolen limakalvot, päästä verenkiertoon ja kulkeutua muualle elimistöön aiheuttaen systeemistä toksisuutta (Ganguly ym. 2018, Rahman ym. 2021). On kuitenkin arvioitu, että vain kaikkein pienimmät, alle 0,1 µm:n kokoiset nanohiukkaset pystyvät pääsemään kaikkiin kudoksiin solukalvojen läpi (Prüst ym. 2020). Kun valmistettiin fluoresoituja, ympäristössä yleisesti esiintyviä nanohiukkastyyppejä, suolistoa jäljittelevät ihmissolut ottivat niitä sisäänsä, mutta siitä ei kuitenkaan aiheutunut toksisuutta soluille (Caldwell ym. 2021). Pitkäaikainen altistaminen nanokokoisille polystyreenihiukkasille ei myöskään aiheuttanut rotille käyttäytymishäiriöitä (Rafiee ym. 2018).

### Biopohjaisten muovien toksisuus

Biopohjaisista raaka-aineista valmistettuja muoveja on kehitetty korvaamaan öljypohjaisia muoveja (Shaik ym. 2021). Raaka-aineet, kuten ruokosokeri, selluloosa ja peruna- tai maissitärkkelys, eivät yleensä ole toksisia, mutta koska muokkaukseen tarvitaan runsaasti kemikaaleja, lopputuote voi olla yhtä myrkyllinen kuin tavallinen muovi (Zimmermann ym. 2020, Ferreira-Filipe ym. 2021). Myös biopohjaiset muovit voivat muuttua mikromuoveiksi, samoin kuin biohajoavat muovit, jos ne eivät ole ympäristössä täysin hajoavia. Kun 43 biopohjaista, kuluttajatuotteissa käytettyä muovipakkausta verrattiin perinteisiin muoveihin, niiden kemikaalimäärissä eikä niiden aiheuttamassa toksisuudessa in vitro -testeissä havaittu juurikaan eroja. Tutkittujen tuotteiden joukossa oli toki myös tuotteita, joissa ei ollut lainkaan toksisuutta aiheuttavia kemikaaleja (Zimmermann ym. 2020). Uusien biopohjaisten ja biohajoavien tuotteiden kehittämisessä tulisikin ottaa huomioon myös kemikaalien turvallisuus.

### Kemialliset riskit

Mikromuoveihin liittyvät kemialliset riskit aiheutuvat joko muovien valmistuksessa käytetyistä tai syntyvistä kemikaaleista ja ympäristöstä muovipartikkeleihin tarttuneista (ks. luku 3.6 Haitalliset aineet muoveissa) ympäristömyrkyistä (Koelmans ym. 2016, Smith ym. 2018, Wiesinger ym. 2021). Yleensä muovien pääraaka-aineet itsessään eivät ole toksisia, lukuun ottamatta polykarbonaatin vapauttamaa bisfenoli A:ta. Bisfenoli A:lla ja muovien lisäaineilla, kuten pehmitteenä käytetyillä ftalaateilla, väriaineina ja stabilisaattoreina käytetyillä metalleilla sekä palonestoaineilla voi olla lisääntymistoksisia, neurotoksisia, karsinogeenisia ja hormonitoimintaa häiritseviä vaikutuksia (IPEN ja Endocrine Society 2020, SAPEA 2019, Wang ym. 2016).

Muovituotteiden sisältämät lisäaineet voivat kulkeutua ulos muoveista ja vapautua ympäristöönnsä siinä vaiheessa, kun muovit hajoavat mikro- ja nanomuoveiksi. Muovien lisäaineiden epäillään aiheuttavan suurimman osan mikromuoveihin liitetystä toksisuudesta (Jeong ja Choi 2019, Campanale ym. 2020, Zimmermann ym. 2020).

Ympäristöstä muoveihin voi tarttua pysyviä orgaanisia yhdisteitä, kuten polysyklisiä aromaattisia hiilivetyjä ja PCB-yhdisteitä (Jiang ym. 2020, Koelmans ym. 2016, Prata ym. 2020a, Rahman ym.

2021). Mikromuoveihin kertyneiden kemikaalien terveysriskien suuruus riippuu siitä, miten toksinen muoviin liittynyt kemikaali on ja kuinka paljon sitä on, kuinka nopeasti kemikaalit irtoavat muovihiukkasista suolistossa ja kuinka nopeasti ne kulkeutuvat elimistön läpi (Prata ym. 2020a, Nor ym. 2021). Tämä muovien mukana tuleva lisääntynyt altistus on arvioitu tuoreissa tutkimuksissa ja arviointiraporteissa hyvin pieneksi jopa pahimmissa altistumisarvioissa (EFSA 2016, FAO 2017, SAPEA 2019, WHO 2019, Koelmans ym. 2016, Rist ym. 2018, Nor ym. 2021).

Kappaleessa 3.6.1 kerrotaan tarkemmin muoveihin tarkoituksella lisätyistä kemikaaleista ja kappaleessa 3.6.2 niihin ympäristöstä tarttuneista haitta-aineista.

### Mikrobiologiset riskit

Mikromuovit voivat toimia mikrobien kantajina aiheuttaen mikrobiologisia riskejä (Kirstein ym. 2016, EFSA 2016) mm. siinä tapauksessa, jos taudinaiheuttajia tai antibiooteille resistenttejä bakteereita ei saada puhdistettua jätevedenpuhdistamoilla (Pham ym. 2021). Haittavaikutusten vakavuus riippuu siitä, minkä tyyppisiä hiukaset ja niihin kiinnittyneet mikro-organismit ovat, miten toksisia mikrobit ovat, missä pitoisuudessa niille altistutaan, miten kantajamuovit kulkeutuvat suolistossa ja miten mikrobit irtoavat niistä (Prata ym. 2020a). Toistaiseksi ei tiedetä, onko mikrobiologisilla riskeillä merkitystä ihmisen terveyden kannalta.

### Riskinarviointi

Näyttö mikromuovien aiheuttamista terveyshaitoista ihmisille on niukkaa ja huomattavan epävarmaa. Tutkimus on vasta alussa, mutta tällä hetkellä näyttää siltä, etteivät niiden aiheuttamat terveysriskit olisi ainakaan laajalle levinneitä tai vakavia (WHO 2019, SAPEA 2019, SAM 2019, Lim 2021).

WHO:n juomaveden mikromuoviselvityksessä todetaan, että näyttö on niukkaa ja rajallista, mutta toisaalta olisimme jo huomanneet, jos mikromuovit aiheuttaisivat vakavaa riskiä (WHO 2019). Eurooppalaisten tiedeakatemioiden yhteisö totesi omassa selvityksessään, että tieto mikromuovien terveysriskeistä on huomattavan epävarmaa, eikä todisteita laajalle levinneistä terveysriskeistä ihmiselle ole (SAPEA 2019). EU:n tieteellisten neuvonantajien ryhmä päätyi toteamaan, että nykytietämyksen perusteella mikromuovisaaste ei tällä hetkellä aiheuta laajamittaista riskiä ihmisille eikä ympäristölle (SAM 2019). Tuoreessa Nature-lehdessä ilmestyneessä artikkelissa arvioitiin, että mikro- ja nanomuovien pitoisuudet ympäristössä ovat tällä hetkellä sen verran pieniä, että niillä ei ole vaikutusta ihmisten terveyteen (Lim 2021).

Tutkijat kuitenkin huomauttavat, että jos mikromuoviongelmaan ei puututa, tulevaisuudessa voidaan päätyä pitoisuuksiin, jotka voivat johtaa laajoihin terveysriskeihin tämän vuosisadan aikana.

## 5.4 Tiedon saatavuus

Mikromuoveille altistumista ja niiden vaikutuksia terveyteen tutkitaan kiivaasti eri puolilla maailmaa, ja sen seurauksena tuloksista julkaistujen artikkelien määrä näyttää kasvavan lähes eksponentiaalisesti.

Tutkimuksissa raportoidaan mm. uusia elintarvikkeita tai elintarvikkeiden kanssa olevia materiaaleja, joista on löydetty mikromuoveja. Mikromuovien mahdollisista terveyshaitoista julkaistaan myös paljon tieteellisiä artikkeleita, joissa suurimmassa osassa on käytetty erilaisia humaanisolumalleja. Lisäksi koe-eläimillä tehtyjä tutkimuksia julkaistaan melko paljon, mutta varsinaisesta ihmisten altistumisesta ei kuitenkaan ole vielä tarkkaa tietoa.

Tämänhetkistä tietoa ihmisten altistumisesta ja mahdollisista terveysvaikutuksista on koottu lukuisiin katsausartikkeleihin (Barboza ym. 2018, Karbalaei ym. 2018, Rist ym. 2018, Smith ym. 2018, Bradney ym. 2019, Koelmans ym. 2019, Toussaint ym. 2019, Brachner ym. 2020, Campanale ym. 2020, Chang ym. 2020, Danopoulos ym. 2020 ja 2021, De-la-Torre 2020, Hirt ja Body-Malapel 2020, Jiang ym. 2020, Prata ym. 2020a, van Raamsdonk ym. 2020, Rubio ym. 2020, Wang ym. 2020, Yong

ym. 2020, Lim 2021, Pironti ym. 2021, Rahman ym. 2021, Yee ym. 2021, Zarus ym. 2021). Samoin useat kansainväliset järjestöt ja tiedeyhteisöt ovat julkaisseet raportteja mikromuovialtistukseen kohdistuvista terveysriskeistä (EFSA 2016, FAO 2017, IPEN ja Endocrine Society 2020, SAPEA 2019, SAM 2019, WHO 2019).

Kansainvälistä tieteellistä tutkimustietoa mikromuoveille altistumisesta ja niiden terveysvaikutuksista alkaa olla jo saatavana, mutta suomenkielistä tietoa löytyy vain niukasti. Yleensäkin saatavilla olevan tutkimustiedon ongelmana on näytteiden keräämiseen, käsittelyyn, analysointiin ja raportointiin liittyvä heterogeenisuus, minkä takia tulosten vertailu eri matriisien tai maiden välillä on hankalaa. Lisäksi tämänhetkinen tutkimustieto on vielä suurelta osin puutteellista ja lisää tietoa ihmisten altistumisen määrästä ja sen vaikutuksista terveyteen tarvitaan, jotta mikromuoveihin mahdollisesti liittyviä terveysriskejä voidaan luotettavasti arvioida.

## 5.5 Suurimmat tietopuutteet

### 5.5.1 Analyysimenetelmien kehittäminen

Mikromuovien tutkimiseen on kehitetty menetelmiä erityisesti vesi- ja sedimenttinäytteiden tutkimiseen, mutta niiden pitäisi soveltua yhtä hyvin myös mm. elintarvikkeiden, kulutustuotteiden, maaperän ja ilman tutkimiseen. Suuri ongelma on, että menetelmät eivät ole kansainvälisesti yhtenäistettyjä, eivätkä samanlaiset näytteiden käsittely- ja analyysimenetelmät välttämättä sovellu kaikille matriisityypeille, tai edes samalle matriisille, joka on peräisin hieman erilaisesta ympäristöstä. Harmonisoituja ja standardoituja menetelmiä käyttämällä tutkimustietoa voisi paremmin vertailla eri maiden ja matriisien välillä (Koelmans ym. 2019, Setälä ym. 2019, Coffin ym. 2021).

Nanomuoveille sopivat analyysimenetelmät puuttuvat lähes täysin. Nykymenetelmillä ei voida luotettavasti tutkia nanohiukkasten koostumusta ja muotoa, esiintymistä ravinnossa ja ympäristössä, käyttymistä elimistössä eikä mahdollista imeytymistä kudoksiin.

Huomiota pitää kiinnittää myös näytteiden käsittelyyn, sillä mikromuoveja voi helposti päätyä näytteeseen eri näytteenkäsittelyvaiheissa mm. laboratoriotarvikkeista ja huoneilmasta, mikä vääristää tuloksia. Erityisesti tämä on otettava huomioon silloin kun humaaninäytteistä etsitään pienikokoisia, alle 10 µm kokoisia mikromuoveja.

### 5.5.2 Ihmisten altistuminen

Tällä hetkellä emme tiedä tarkkaan ihmisten mikromuovialtistumisen määrää. Mahdollisten terveysriskien arvioimiseksi tarvitaan laadukasta kvantitatiivista tietoa päivittäisestä altistumisesta ravinnon, juomaveden, hengityksen ja ihon kautta. Myös pitkäaikaisen altistumisen ja mahdollisen elimistöön kertymisen selvittäminen olisi tärkeää.

Emme myöskään tiedä, miten suuri osa ihmiskehoon päätyvästä mikromuovista imeytyy ruoansulatuskanavasta, keuhkoista tai iholta, mikä altistusreitti aiheuttaa haitallisimpia vaikutuksia, millä mekanismilla imeytyminen ja kulkeutuminen kudoksiin tapahtuu ja mikä merkitys muovipartikkeleiden koostumuksella, koolla ja muodolla on imeytymiseen ja niiden aiheuttamiin biologisiin vasteisiin. Tärkeää olisi myös selvittää, tapahtuuko ruoansulatuskanavassa mikromuovien hajoamista nanomuoveiksi, joiden epäillään läpäisevän helpommin elimistön puolustusmekanismeja ja vaikuttavan myös suoraan suoliston mikrobiomiin.

Mikromuoveihin ei voi helposti soveltaa perinteistä riskiperusteista sääntelyä, koska niiden pysyvyys ja monimuotoisuus aiheuttaa suurta epävarmuutta altistumisen ja vaaran arviointiin (Coffin ym. 2021).

### 5.5.3 Terveysvaikutukset

Tuore tieto siitä, että mikromuovi voi kulkeutua äidin verenkierrosta istukkaan, luo tarvetta lisäselvityksille. On selvittävää, mikä merkitys tällä on sikiön terveydelle ja pääsevätkö pienikokoiset mikro- ja nanomuovit myös veri-aivoesteen läpi. Mikromuovien mahdollista kulkeutumista muihin kudoksiin ja äidinmaitoon tulisi myös selvittää.

Äskettäin on saatu viitteitä siitä, että mikromuoveilla saattaisi olla yhteyksiä tulehduksellisiin suolistosairauksiin. Syy-seuraussuhteiden selvittäminen vaatii lisää tutkimuksia.

Tieto muovikappaleiden kulkeutumisesta ja käyttäytymisestä elimistössä puuttuu lähes kokonaan, samoin kuin toksisuuden mekanismeja ja muotoja koskeva tutkimus. Myöskään annosvasteista tietoa mikromuovien vaikutuksista ei ole. Tutkimustiedon kertymisen myötä saattaisi olla mahdollista kehittää biomarkkereita, jotka osoittaisivat alkavaa toksisuutta.

Eläinkokeissa mikromuovit aiheuttavat suurina pitoisuuksina mm. oksidatiivista stressiä ja solutoksisuutta, tulehdusta ja aineenvaihdunnan häiriötä, ja tulisi selvittää nähdäänkö näitä myös mikromuoveille altistuneilla ihmisillä. Koe-eläimissä havaittujen vaikutusten kääntäminen suoraan ihmisiin sopiviksi on hyvin epävarmaa ja toistaiseksi ei myöskään ole havaittu selvää korrelaatioita eläinkokeiden ja ihmisen solumalleilla saatujen tulosten välillä.

Kemiallisten riskien osalta kaivataan lisää tietoa muovien valmistuksessa käytettyjen kemikaalien käyttäytymisestä elimistössä ja niiden aiheuttamista mahdollisista terveysvaikutuksista. Lisäksi muoveihin ympäristöstä tarttuneiden haitallisten kemikaalien vaikutuksista tarvitaan lisää tietoa, vaikka nykyisten arvioiden mukaan niiden aiheuttamien terveysriskien ajatellaan olevan hyvin pieniä. Muoveihin ympäristöstä kiinnittyneiden mikrobien terveyshaittoja on tutkittu vain hyvin vähän, ja niiden aiheuttamat mahdolliset terveysriskit kaipaavat selvittelyä. Kokonaan tutkimaton alue on elimistöön päässeiden mikromuovien mahdolliset yhteisvaikutukset.

### 5.5.4 Riskinarviointi

Mikro- ja nanomuovien terveysriskien luotettava arviointi vaatii tietoja altistumisen määrästä ja terveysvaikutuksista. Eläinkokeissa havaitut vaikutukset ovat tulleet ilmi hyvin suurilla ja kohdennetuilla mikromuoviannoksilla ja riskinarviointia varten on selvittävää, havaitaanko samantyyppisiä vaikutuksia ihmisten tavanomaisilla altistustasoilla ja toisaalta tilanteissa, joissa altistutaan kerralla suurille mikromuovimäärille. On myös selvittävää, voidaanko mikromuoveille määrittää jokin pitoisuuden kynnyisarvo, jonka jälkeen terveyshaittoja alkaa ilmetä.

### 5.5.5. Tutkimuksen suuntaaminen

Yksi isoimpia ongelmia terveysvaikutusten tutkimisessa on mikromuovien moninaisuus: hiukkasten koko, muoto ja kemiallinen koostumus vaihtelevat erittäin paljon. Lisää vaihtelua tuovat myös ympäristöstä hiukkasiin mahdollisesti kertyneet kemikaalit ja mikrobit. Siten jokainen hiukkanen, jolle ympäristöstä altistumme, on yksilöllinen. Kokeellisissa eläin- ja solumalleissa on kuitenkin käytetty lähes aina puhtaita ja pallomaisia mikromuovihiukkasia, yleisimmin PS- ja PE-hiukkasia (Heddagaard ja Möller, 2020). Tutkimusta olisi hyvä suunnata ymmärtämään sitä, miten hiukkasten erilaiset ominaisuudet vaikuttavat toksisiin vasteisiin. Siitä onkin jo havaintoja, että mikromuovihiukkasten epäsäännöllinen muoto ja niiden pinnalla olevat epäpuhtaudet lisäävät soluviljelmissä havaittavaa solutoksisuutta (Danopoulos ym. 2021). Hyvä työkalu tämällyyppiseen tutkimukseen ovat humaanisolumallit ja etenkin eri kudoksia jäljittelevien edistyneempien yhteissoluviljelmien käyttö.

Soluviljelmät yleensäkin ovat hyödyllisiä terveysvaikutusten mekanismien selvittämiseen, mutta koe-eläimillä tehtyjä tutkimuksia tarvitaan biologisten vaikutusten selvittämiseen. Altistus olisi tärkeää tehdä sellaisilla muovityypeillä, joita löytyy runsaimmin ympäristöstä, sekä niillä todellisilla pitoisuuksilla, joille altistumme jokapäiväisessä elämässä.

Tähänastisissa tutkimuksissa mikromuoveja on löydetty vain harvoista ihmisten kudoksista. Ihmisiin mahdollisesti kulkeutuneista ja kertyneistä mikromuoveista tarvitaan lisää tutkimuksia, samoin kuin näiden löydösten terveydellisestä merkityksestä. Todennäköisesti elimistöön päässeiden hiukkasten akuutti toksisuus ei kuitenkaan tällä hetkellä aiheuta terveysriskejä (Brachner ym. 2020). Ympäristössä olevan mikromuovisaasteen määrä kuitenkin lisääntyy koko ajan ja siksi olisi tärkeää tutkia koko eliniän aikana tapahtuvan kertymisen seurauksia. Tutkimuksia pitäisi myös kohdistaa herkempiin ryhmiin, kuten pieniin lapsiin, joilla muovialtistuminen saattaa olla aikuisväestöä suurempaa.

# 6 Muovin kiertotalouden nykytila ja tulevaisuuden näkymiä

## 6.1 Tiivistelmä luvusta Muovin kiertotalouden nykytila ja tulevaisuuden näkymiä

Kiertotaloudessa on tavoitteena, että käyttöön otetut luonnonvarat ja niistä jalostetut materiaalit, kuten muovi, tuottaisivat taloudellista lisäarvoa mahdollisimman pitkään. Tämä tarkoittaa materiaalien käytön minimointia, kierrätyksen lisäämistä ja loppusijoitettavien jätteiden ja jätteiden energiahyödyntämisen vähentämistä. Tällä tavoin voidaan vähentää mm. luonnonvarojen käyttöä, energian kulutusta sekä erilaisia päästöjä ympäristöön. Muodostuva muovijäte tulisi nähdä arvokkaana materiaalina ja siten tehostaa sen kierrätystä ja uusiokäyttöä. Muovien kierrätyksellä on näin ollen merkittävä rooli erilaisten muovien aiheuttamien ympäristöhaittojen vähentämisessä. Kuitenkin myös muovin kierrätys aiheuttaa erilaisia ympäristövaikutuksia. Siten ylipäättään jätteen synnyn ehkäisy on ensisijainen toimenpide kestävästä kiertotaloudesta saavuttamiseksi.

Toistaiseksi muovien kierrätys on keskittynyt teollisuuden ja kaupan sekä kotitalouksista erilliske-rättyjen pakkausmuovijätteiden mekaaniseen kierrätykseen. Tiettyjä maatalouden muoveja on kierrätetty jo kauan ja rakentamisessa syntyvien muovijätteiden mekaaninen kierrätys on käynnis-tynyt. Kierrätysteknologioita ja muovijätteen keräysjärjestelmiä koskevaa tutkimus- ja kehitystoi-mintaa on vireillä useilla tahoilla. Toimien tavoitteena on hyödyntää muovijätettä uusista lähteistä sekä uudenlaisten teknologioiden käyttöönotto. Näiden keinojen avulla muovin kierrätysasteen odotetaan nousevan Suomessa jo lähitulevaisuudessa.

EU sekä kansallinen lainsäädäntö ovat asettaneet Suomelle kierrätystavoitteet. Lisäksi ”Vähennä ja vältä, kierrätä ja korvaa – Muovitiekartta Suomelle” (2018) esittää useita toimenpide-ehdotuksia muovien käytön vähentämiseksi, korvaamiseksi sekä kierrätyksen tehostamiseksi. EU:n kiertota-loustavoitteiden mukaan, muovin kierrätys katsotaan toteutuneeksi silloin, kun muovi on kerätty – tarvittaessa lajiteltu ja pesty – sekä prosessoitu uusiomuoviraaka-aineeksi. Kiertotalouden näkö-kulmasta kierrätyksen hyödyt ovat puolestaan toteutuneet vasta, kun tämä uusioraaka-aine on edelleen hyödynnetty uusien tuotteiden valmistuksessa.

Määrällisten tavoitteiden rinnalla kiertotaloudessa tulisi asettaa myös laadullisia tavoitteita. Uusio-materiaaleja tulisi pyrkiä hyödyntämään ensisijaisesti jalostusarvoltaan alkuperäistä käyttötarkoi-tusta, tai jopa korkea-arvoisimmissa tuotteissa (up-cycling), vastaavassa käytössä ja uusiomateri-aalin käyttöä vähempiarvoisissa sovelluksissa (down-cycling) tulisi välttää. Tämä näkökulma tulisi huomioida tulevaisuuden keräys- ja kierrätysjärjestelmien ja uusiomuovimarkkinoihin liittyvien oh-jauskeinojen suunnittelussa. Toisaalta on löydettävä hyödyntämiskohteita myös vähempiarvoi-selle kierrätysmuoville.

Tällä hetkellä muovien kierrätys toteutetaan pääsääntöisesti mekaanisesti, mutta kemiallisen kier-rätyksen menetelmiä kehitetään parhaillaan ja joitakin sovelluksia on jo otettu käyttöön. Useim-mat kemiallisen kierrätyksen menetelmät ovat Suomessa vielä kokeiluasteella. Todennäköisin kehityskulku on mekaanisen ja kemiallisen kierrätyksen ratkaisujen yhdistäminen tulevaisuu-dessa. Kemiallisen kierrätyksen merkitystä kierrätysasteen noston välineenä ei vielä tiedetä. Tämä johtuu mm. siitä, että erilaisten mekaaniseen kierrätykseen kelpaamattomien muovijäteja-keiden soveltuvuutta kemialliseen kierrätykseen ei vielä tunneta riittävästi ja vasta teknologian kehitys antaa vastauksia tähän. Tapahtuipa muovien kierrätys sitten mekaanisesti tai kemialli-sesti, muovien kestävässä kiertotaloudessa uusiomuoviraaka-aineiden on oltava korkealaatuisia, jotta ne soveltuvat laadukkaiden, kestävien, pitkäikäisten, korjattavien ja edelleen kierrätettävien tuotteiden valmistamiseen.

Uusiomuoviraaka-aineen, kuten muidenkin uusiomateriaalien, valmistus aiheuttaa suoria ja välillisiä ympäristöpäästöjä sekä edellyttää luonnonvarojen ja energian käyttöä. Elinkaaristen ympäristöpäästöjen ja luonnonvarojen käyttöön liittyvien vaikutusten vertailu neitseellisen- ja uusiomuoviraaka-aineiden välillä sekä fossiilista alkuperää olevien ja biopohjaisten muovien välillä ovat keskeisiä tietotarpeita. Tämä puolestaan edellyttää sekä tarkoitukseen soveltuviin ja vertailukelpoista tietoa tuottavien menetelmien kehittämistä, että varsinaisen laskelmien toteuttamista. Lisäksi tarvitaan luotettavaa tietoa erilaisten kierrätysmenetelmien ilmasto- ja ympäristöpäästöistä ja vaikutuksista, sekä kierrätysmuovien sisältämistä kemikaaleista. Muovien kierrätyksen ilmasto- ja ympäristöpäästöjen vähentämisessä ekologisesti kestävä ja turvallisuusnäkökulmat huomioon otettava tuotesuunnittelu (Safe and Sustainable by Design, SSbD) on myös avainasemassa.

Tässä luvussa tarkastellaan muovin kiertotalouden nykytilaa ja tulevaisuuden mahdollisuuksia Suomessa, muoveja korvaavia materiaaleja sekä kierrätyksen ja kierrätysmuovien ympäristövaikutuksia.

## 6.2 Muovien kiertotalous

Kulutuksen vähentäminen ja jätteen synnyn ehkäisy ovat ensisijaisia tavoitteita myös muovimateriaalien kestävä hyödyntämisen kohdalla. Kiertotalouden tavoitteena on pitää materiaalit, kuten muovi, mahdollisimman pitkään taloudellista lisäarvoa tuottavassa käytössä. Tällä pyritään vähentämään luonnonvarojen käyttöä, neitseellisten raaka-aineiden ja energian kulutusta sekä erilaisia päästöjä ympäristöön. Muodostuva muovijäte tulisikin nähdä arvokkaana materiaalina ja siten tehostaa sen talteenottoa, kierrätystä ja uusiokäyttöä. Muovien kierrätyksellä on näin ollen merkittävä rooli myös erilaisten muovien aiheuttamien ympäristöhaittojen vähentämisessä. Kuitenkin myös muovin kierrätys aiheuttaa erilaisia ympäristövaikutuksia ja siitä muodostuu kustannuksia.

Yksi merkittävimmistä keinoista vähentää muovien valmistuksen ja käytön suoria sekä välillisiä ympäristövaikutuksia on ekologisesti kestävä sekä turvallisuusnäkökulmat huomioiva tuotesuunnittelu (Safe and Sustainable by Design). Tuotesuunnittelulla tulisi pyrkiä esimerkiksi materiaalien ja kemikaalien vähäisempään käyttöön, tuotteiden ja niiden osien käyttöiän pidentämiseen sekä korjattavuuden ja kierrätyskelpoisuuden parantamiseen. Materiaalien kulutusta voidaan vähentää myös korvaamalla kertakulutushyödykkeitä kestokulutushyödykkeillä.

Pyrkimykset vähentää muovin käyttömääriä saattavat kuitenkin johtaa materiaalien kierrätyskelpoisuuden huononemiseen. Näin voi käydä vaikkapa silloin, kun esimerkiksi yhdestä muovista valmistetuista muovipakkauksista korvataan ohuemmillä ja kevyemmällä, mutta useista muovilajeista valmistetuilla monikerrosmuovipakkauksilla tai pakkauksessa on useita erilaisia materiaaleja kiinni toisissaan. Mikäli pakkaussuunnittelu suuremmissa määrin johtaisi kierrätykseen kelpaamattomiin pakkauksiin, voisi tällä olla merkitystä myös kierrätyksestä saatavan uusiomateriaalin määrään. Uusiomateriaalin saatavuus ja laatu ovat merkittäviä tekijöitä kierrätysmuovien soveltuvuudelle ja hyödyntämispotentiaalille uusissa tuotteissa.

Muovien kierrätyksen kehitystarpeita ovat esimerkiksi monikerrosmuovipakkausten ja -tuotteiden kierrätettävyyden, muovijätteen keräysjärjestelmien ja kierrätysprosessien tehostaminen sekä uusien teknologioiden kehittäminen. Haasteita on liittynyt myös uusiomuovimateriaalin laatuun ja uusiomuoviraaka-ainemarkkinoiden toimivuuteen sekä perinteisten fossiilista alkuperää olevien muovien korvaamiseen biopohjaisilla raaka-aineilla. Perinteisten muovien raaka-aineena käytettävän polttoainetuotannon sivuvirran tuotanto vähenee mahdollisesti tulevaisuudessa liikenteen käyttövoiman muuttuessa muihin energianlähteisiin, kuten sähköön ja biokaasuun perustuviksi.

Kuljetus lisää muovien kierrätyksen ympäristövaikutuksia. Yhdyskuntamuovipakkausjätettä vietiin Suomesta vuonna 2020 jätesiertoluvulla Saksaan ja Ruotsiin yhteensä noin 8 000 tonnia. Muovijätettä



voidaan viedä myös ns. vihreänä jätteenä<sup>6</sup>, kunhan se täyttää puhtausvaatimukset. Tullille on ilmoitettava viennit toiseen EU-maahan silloin, kun vuoden aikana viennin arvo ylittää tietyn raja-arvon (esimerkiksi 2018 raja-arvo oli 500 000 euroa). Tullin tilastoinnin mukaan vuonna 2020 muovijätettä vietiin EU-maihin 17 550 tonnia, josta suurin määrä vietiin Latviaan (7 379 t) ja Saksaan (3 173 t). EU:n ulkopuolelle muovijätettä vietiin 6 586 tonnia, josta suurin määrä vietiin Malesiaan (5 554 t) (H. Nikander, henkilökohtainen tiedoksianto ja Tullin Uljas-tietokanta). Hurskainen ym. (2021) selvittivät Suomeen maahantuodun muovijätteen määriä ja ne olivat vuonna 2015 noin 1 300 tonnia ja 2018 noin 3 900 tonnia.

## 6.2.1 Muovijätteen keräys

Muovijätteen keräysjärjestelmät kohdistuvat tällä hetkellä vain osaan muovijätevirroista. Erilliskerättyä tai muovilajeittain syntypaikkalajiteltua muovipakkausjätettä toimitetaan uusiomuoviraaka-aineen valmistukseen tällä hetkellä kotitalouksista ja kuluttajamuovipakkausten keräysjärjestelmästä (RINKI), kaupan ja palvelusektorin yrityksistä, valmistavasta teollisuudesta, maataloudesta ja rakentamisesta. Kotitalouksien muovijätteen keräysjärjestelmä kohdistuu ainoastaan muovipakkauksiin, jotka kuuluvat tuottajavastuun piiriin jätelain (646/2011) ja Valtioneuvoston asetuksen (518/2014) nojalla. Jatkossa direktiivi tiettyjen muovituotteiden ympäristövaikutusten vähentämisestä (ns. SUP-direktiivi) (2019/904/EU) ja jätelain uudistus kuitenkin laajentavat keräysvelvoitteita ja tuottajavastuuta. Tuottajavastuu laajenee kattamaan mm. eräitä siivouskuluja.

Tuottajavastuuta koskeva järjestelmä tarkoittaa, että tuottajat kantavat taloudellisen vastuun tuotteen ja sen pakkauksen jätehuollosta. Muovipakkausten tuottajavastuuta Suomessa on hoitanut Suomen Uusiomuovi Oy. Tuottajavastuuyhteisöt kustantavat Rinki-Ekopisteet ja Suomen pakkauskierrätys RINKI Oy hoitaa palvelusopimuksella lajittelupisteitä pakkausjätteille. Kiinteistöistä tehtävä keräys on järjestetty kuntien, yksityisten toimijoiden ja tuottajayhteisöjen välisenä yhteistyönä. Yhteensä pantittomia pakkauksia saatettiin markkinoille 121 697 t ja pakkausjätettä kerättiin 44 827 tonnia vuonna 2020, joista yritysten, virastojen ja laitosten pakkauksia kerättiin 16 248 tonnia ja kotitalouspakkauksia 28 731 tonnia. Siten vuonna 2020 pantittomien pakkausten keräysaste oli 36,8 % ja kierrätysaste (uusiksi raaka-aineiksi kierrätettyjen muovipakkausten osuus) oli 19,87 %. Pantittomien ja pantillisten keräysaste on yhteensä noin 40 %. (Uusiomuovi 2021a, 2021b)

Vero-ohjauksella on saatu juomien valmistajia ja maahantuojia liittymään hyväksytyyn juomapakkausten palautusjärjestelmään tai järjestämään sellainen (Laki eräiden juomapakkausten valmisteverosta 1037/2004). Veroa ei tarvitse maksaa palautukseen kelpaavista juomapakkausista. Valtioneuvoston asetuksessa juomapakkausten palautusjärjestelmästä on asetettu kierrätystavoitteet. Suomessa suurimpana pantillisten juomapakkausten palautusjärjestelmien ylläpitäjänä on Suomen Palautuspakkaus Oy (Palpa), jonka omistavat kaupan ja panimoiden toimijat. Materiaalina kierrätettävien PET-pullojen kierrätysjärjestelmä perustettiin vuonna 2008. Vuonna 2020 muovipullojen palautusaste oli 92 % ([www.palpa.fi](http://www.palpa.fi) 24.9.2021).

Maa- ja puutarhataloudessa syntyviä muovijätteitä on kerätty jo pitkään esimerkiksi lannoitesäkkien (suursäkkien) keräystoiminnan kautta. Laajempi muovijätteen keräys näiltä toimialoilta on kuitenkin ollut katkonaista, mutta keräysjärjestelmiä ja lajitteluohjeistuksia kehitetään parhaillaan. Muun muassa Ruokaviraston sivuilta löytyy ”Maatilojen ja puutarhojen muovioapas” (Ruokavirasto 2021). Keräyksen ongelmina ovat olleet lajittelun onnistuminen muovilajeittain, muovijätteen säilyttäminen puhtaana ja kuivana keräykseen asti sekä pitkät kuljetusmatkat ja keräysterminaalien puute. On ehdotettu, että välivarastointiin tarvittaisiin noin 60 pienterminaalia (Tuomisaari 2021). Maataloudessa syntyy kuitenkin muovijätettä vuosittain yli 12 000 tonnia, josta yli puolet on paalimuoveja (Erälinna ja Järvenpää 2019).

<sup>6</sup> ”Vihreään jäteluetteloon (jätesiirtoasetuksen liite III) on sisällytetty sellaisia jätteitä, joiden siirroista hyödynnettäväksi ei todennäköisesti aiheudu riskiä ympäristölle” (Ymparisto > Vihreän jätteen siirto 21.12.2021), Konsolidoitu asetus (EY) No 1418/2007 vihreiden jätteen viennistä OECD:n ulkopuolisiin maihin (Eur-Lex).

Maataloudessa rehujen pakkaamiseen käytetyt kalvomuovit eivät ole tuottajavastuun piirissä siltä osin kuin rehut pakataan omaan käyttöön. Osa maatalouden muovijätteistä viedään ulkomaille.

## 6.2.2 Muovin kierrätys

Muovien kierrätyksessä on tällä hetkellä kaksi menetelmällistä vaihtoehtoa: mekaaninen ja kemiallinen kierrätys. Kummassakin menetelmässä on tunnistettu hyötyjä ja haittoja.

### Mekaaninen kierrätys

Toistaiseksi muovien kierrättäminen on painottunut vahvasti mekaaniseen kierrätykseen, jonka prosessit ovat hyvin tunnettuja ja kustannustehokkaita. Mekaanisen kierrätyksen on nähty tulevaisuudessakin olevan merkittävin muovijätteen käsittelymenetelmä (Schyns ja Shaver 2021). Mekaanisen kierrätyksen rajoitteena on, että vain osa muovijätteistä soveltuu tällä tavoin kierrätettäväksi. Lähtökohtaisesti mekaaniseen kierrätykseen soveltuvaa syötettä ovat yhdestä polymeeristä valmistetut, kestumuovia olevat muovituotteet. Suomessa muovien mekaaninen kierrätys keskittyy tällä hetkellä määrällisesti merkittävimpiin muovilajeihin, joita ovat esimerkiksi polyeteenitereftalaatti (PET), korkeatiheyksinen polyeteeni (PE-HD), matalatiheyksinen polyeteeni (PE-LD) ja polypropeeni (PP) (Järvinen 2016). Näitä muoveja voidaan sulattaa ja muovata uudelleen. Myös paisutettua polystyreeniä (EPS) sekä vähäisessä määrin esimerkiksi polyamidin (PA) ja polyeteenin tai muista vastaavia seoksia kierrätetään Suomessa mekaanisesti. Polyvinyylikloridia (PVC) ei Suomessa toistaiseksi kierrätetä. PVC ei myöskään sovellu polttoon (pyrolyyttiseen käsittelyyn), koska poltossa siitä vapautuu myrkyllisiä ja korroosiota aiheuttavia kaasuja (Schyns ja Shaver 2021).

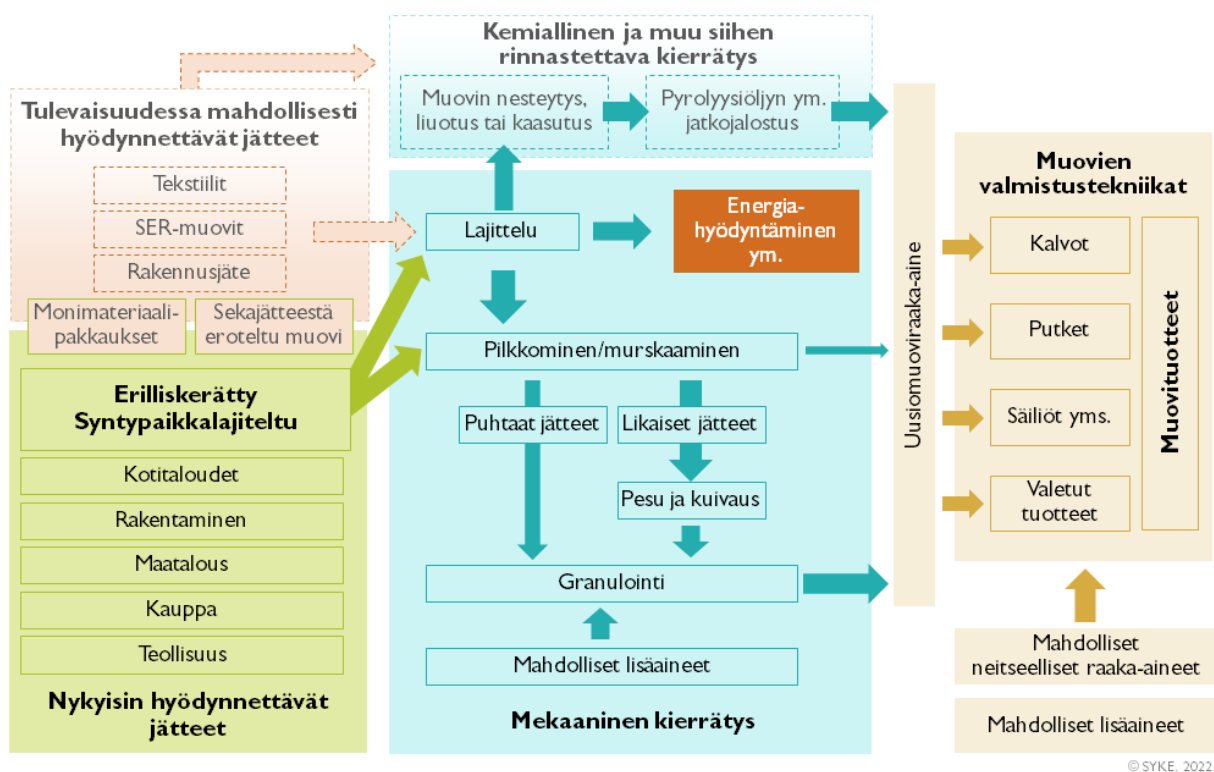
Kertamuovit, kuten komposiitti- eli lujitemuovit, eivät sovellu mekaaniseen kierrätykseen, sillä niitä ei voida sulattaa ja muovata uudelleen. Kertamuoveja ovat mm. tyydyttymätön polyesteri (UP), viinyliesterit (VE), epoksi (EP), fenoliformaldehydi eli bakeliitti (PF), aminomuovit (MF, UF) sekä tyydyttymätön polyimidi (BMI) (Järvinen 2017). Kokeellista kierrätystoimintaa erilaisten lujite- ja komposiittimuovien osalta kehitetään parhaillaan. Muun muassa KiMuRa-hanke (KiMuRa) selvittää komposiittijätteen murskausta ja hyödyntämistä sementtiklinkkerin rinnakkaisprosessin raaka-aineeksi.

Toinen mekaanisen muovinkierrätyksen mahdollisuuksia rajaava tekijä on muovijätteen sisältämät epäpuhtaudet tai muoveihin tarkoituksella lisätyt kemikaalit. Epäpuhtaudet voivat olla peräisin myös käytön ajalta. Esimerkiksi osa kemikaaleista voi imeytyä niiden pakkaamiseen käytettyyn muovimateriaaliin. Rakentamisessa tai rakentamisen yhteydessä suojaamis- tai muussa tarkoituksessa käytetyt muovit voivat likaantua käytössä ja niihin voi tarttua myös muita rakentamisessa käytettyjä materiaaleja. Muovimateriaalien osalta jätehuoltovaiheen aikainen kontaminoituminen on myös yksi tyypillinen epäpuhtauksien lähde. Eri lähteistä kerättyjen muovijätteiden soveltuvuus mekaanisen kierrätyksen syötteinä vaihtelee huomattavasti. Muovisten pakkausjätteiden erilliskeräys esimerkiksi kuluttajilta, kaupasta ja palveluista, maataloudesta ja teollisuudesta mahdollistaa kuitenkin riittävän laadukkaan uusiomuoviraaka-aineen valmistamisen ja helpottaa sitä tukevan sääntelyn kehittämistä. Kokeiluja on tehty myös erilaisten muovituotteiden kierrättämisestä, mutta laajamittaista keräysjärjestelmää erilliske-rätyille muovituotteille ei vielä ole.

Suomessa mekaanisesti muovia kierrättävät laitokset käsittelevät tyypillisesti vain yhdestä tai muutamasta lähteestä peräisin olevia muovijätteitä. Laitokset ovat keskittyneet esimerkiksi vain tuottajavastuujärjestelmän kautta ja kuluttajilta kerättyyn muovipakkausjätteeseen, pantillisten muovipullojen käsittelyyn, teollisuuden ja kaupan puhtaisiin muovijätteisiin, teollisuuden ja kaupan pakkausmuovijätteisiin, maatalouden muovijätteisiin jne. Uusiomuoviraaka-ainetta muovijätteistä valmistavilla laitoksilla muovijäte ensin esikäsitellään kierrätykseen kelpaamattomien jäte-erien tunnistamiseksi ja muovijätteeseen kuulumattomien materiaalien (esimerkiksi metallijätteet) poistamiseksi. Puhtaita muovijätteitä käsittelevillä laitoksilla tai linjastoilla muovijätteitä ei ole tarpeen pestä. Osa laitoksista vastaanottaa puolestaan epäpuhtauksia sisältäviä muovijätteitä, jolloin näiden laitosten käsittelylinjoilla

muovijätteet pestään. Kolmas laitostyyppi on sekalaista muovijätettä, kuten kuluttajamuovipakkauksia, käsittelevät laitokset tai linjastot. Niissä muovijätteet on aluksi lajiteltava muovilajeittain. Nykyisin voidaan käyttää onnistuneen muovilajien lajittelun saavuttamiseksi useita tekniikoita tai erilaisten tekniikoiden yhdistelmiä (Sormunen ja Järvinen 2021). Mekaaninen kierrätys voidaan tietyissä tilanteissa nähdä myös ns. suljettuna kiertona. Tästä hyvänä esimerkkinä Suomessa on pantillisten muovisten juomapakkausten eli PET-pullojen kierrätys.

Muovia kierrättäville laitoksille on yhteistä esikäsitellyn muovijätteen prosessointi mekaanisesti leikkeeksi eli hiutaleiksi tai murskeeksi. Murskeita tai hiutaleita voidaan toimittaa sellaisenaan käytettäväksi joihinkin muovituotteiden valmistuksen prosesseihin. Pääasiassa laitokset kuitenkin valmistavat itse näistä välituotteista – murskeet ja hiutaleet – suulakepuristamalla muovirakeita (granulaatteja) muovituoteteollisuuden raaka-aineeksi (Kuva 16). Myös useita muovilajeja sisältävää uusiomuoviraaka-ainetta voidaan käyttää sellaisissa sovellutuksissa, joissa muoviraaka-aineelta ei vaadita korkeita teknisiä ominaisuuksia. Tällaisia tuotteita ovat esimerkiksi jotkin muovista valmistetut profiilit.



Kuva 16. Muovin kierrätys ja kiertokulku keräyksestä uusiomateriaalituotteeksi.

Uusiomuoviraaka-aineen käsittelyssä syntyvä muovimateriaalirejetti eli hyödyntämiseen kelpaamaton muovijäte voidaan suurimmaksi osaksi hyödyntää energiaksi jätteenpolttolaitoksilla. Muut kuin pakkausmuovit lajitellaan seka- tai energiajätteeseen, jolloin ne yleensä hyödynnetään energiaksi. Sekajätteen seasta voidaan myös erotella muovijätettä, mutta likaisuutensa vuoksi tämä muovijäte ei ole yleensä niin helposti hyödynnettävissä uudelleen kuin erilliskerätty muovi (Dahlbo ym., 2018). Kotitalousmuovin sekaan jääneiden elintarvikkeijäämien on havaittu muodostavan mikrobiologisten prosessien kautta toksisia yhdisteitä, jotka lisäsivät ekotoksikologisissa tutkimuksissa koe-eläinten kuolleisuutta ja aiheuttivat fysiologisia ja käyttämuutoksia selkärangattomilla vesieliöillä (Lehtiniemi ym. 2021). Yhdyskuntasekajätteen joukossa oli arviolta 194 000 tonnia muovijätettä vuonna 2018 ja energiajätteessä 72 000 tonnia (Setälä ja Suikkanen 2020). Kierrätystavoitteiden saavuttamiseksi voi kemiallisesta kierrätyksestä mahdollisesti olla apua tulevaisuudessa myös sekakuntajätteen seasta kerättävän muovin kierrätykseen.

## Kemiallinen kierrätys

Laajamittainen kemiallinen kierrätys edellyttää vielä teknologista kehitystä sekä prosessien kustannus- ja energiatehokkuuden parantumista. Kemiallisella kierrätyksellä on kuitenkin mahdollisuuksia materiaalien arvon kasvattamisen ja sekalaisen muovijätteen kierrättämisen näkökulmista (Ragaert ym. 2017). Maailmanlaajuisestikin kemiallinen kierrätys on vielä hyvin alkuvaiheessa, vaikka sitä kehitetään jo yli 150 (start-up- tai perinteinen) muovialan yrityksessä (Vollmer ym. 2020). Kemiallisessa kierrätyksessä muovijäte prosessoidaan kaasutuksella, pyrolyysillä, solvolyyysillä tai depolymerisaatiolla kemiallisiksi aineiksi (jopa monomeereiksi asti), joista puhdistetaan ja prosessoidaan muoviraaka-aineiden valmistukseen soveltuvia aineita. Kehitystyötä tarvitaan molemmissa kemiallisen kierrätyksen vaiheissa, eli muovijätteen nesteytyksessä tai kaasutuksessa, sekä näistä prosesseista saatujen välituotteiden (esimerkiksi pyrolyysiöljy) jatkokäsittelyssä varsinaisiksi uusiomuoviraaka-aineiksi.

### 6.2.2 Muovin kierrätysaste ja sen kohottaminen

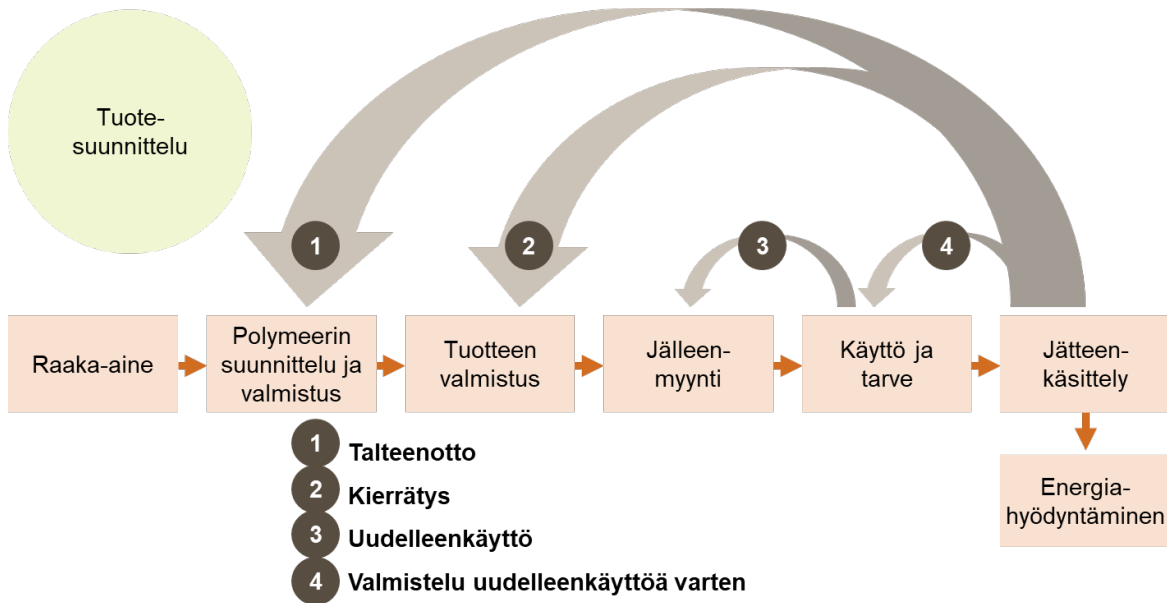
EU:n tavoitteena on tehdä kierrätyksestä kannattavaa yrityksille, vähentää muovijätteen määrää, lopettaa merten roskaantuminen sekä edistää investointeja ja innovointia tukemalla älykkäämpien ja kierrätettävempien muovimateriaalien kehitystä (Komission tiedote Muovijäte). EU:n jätedirektiivimuutosten (2018/852) yhteydessä muovipakkausten kierrätystavoite asetettiin 50 %:iin vuoteen 2025 mennessä ja 55 %:iin vuoteen 2030 mennessä. Samalla myös yhdyskuntajätteen kierrätystavoitteet kiristyivät. Tavoite on, että yhdyskuntajätteestä kierrätetään 55 % vuonna 2025, 60 % vuonna 2030 ja 65 % vuonna 2035 (2018/851). EU:n muovistrategiassa on määritelty, että markkinoille saatettavien muovipakkausten uudelleenkäytettävyys ja kierrätettävyys on varmistettava vuoteen 2030 mennessä.

Osaltaan muovijätteen kierrätykseen ovat tuoneet painetta rajoitukset, jotka koskevat organisen jätteen sijoittamista kaatopaikoille. Valtioneuvoston asetuksen (331/2013) mukaan muoveja ei voi loppusijoittaa kaatopaikoille. Poikkeuslupia on kuitenkin haettu mm. PVC- ja/tai lujitemuovijätteelle, muovin, kumin tai synteettisten kuitujen valmistuksen jätteille sekä ajoneuvojen romutuksen ja rakentamisen ja purkamisen jätteille (ml. PVC- ja lujitemuovit). Näitä jätteitä ei Suomessa ole toistaiseksi pystytty kierrättämään kustannustehokkaasti, eivätkä ne sovellu polttoon (Korhonen ym. 2018, Kauppi ym. 2019).

Uusiomuoviraaka-aineen valmistuksen volyyymi on tällä hetkellä Suomessa verrattain alhainen (Hurskainen ym. 2021). Vuonna 2018 Suomessa valmistettiin noin 25 000 tonnia uusiomuoviraaka-ainetta, joka oli kuitenkin noin 10 000 tonnia enemmän kuin vuonna 2015. Lukuja selittää se, että Suomessa muovipakkausten keräyksen ja kierrätyksen tuottajavastuu alkoi vuonna 2016, jolloin alkoi myös kotitalouksien muovipakkausten erilliskeräys. Jätteen erilliskeräysvelvoite (Jätelaki 714/2021) vähintään viiden asuinhuoneiston taajama-asustusalueiden kiinteistöissä tulee kasvattamaan kerätyn pakkausmuovijätteen määrää. Keräysmäärää vauhdittanee osaltaan myös 1.12.2021 voimaan astunut valtioneuvoston asetus uusista kierrätystavoitteista, jota toimijat ovat toteuttaneet.

Tärkeintä muovin kierrätysasteen kasvattamisessa on huomioida muovipakkauksen tai -tuotteen koko arvoketju eli elinkaari aina suunnittelusta tuotantoon, käyttöön ja elinkaaren loppupään ratkaisuihin saakka (Johansen ym. 2022). Tuotteen elinkaaren loppupäässä ei voida ratkaista ongelmia, joita on muodostunut esimerkiksi tuotesuunnitteluvaiheessa (Kuva 17). Tuotekehitys ja -suunnittelu mahdollistavat muovituotteiden kierrätettävyyden. Korkeamman kierrätysasteen tavoittelun rinnalla tulisi kuitenkin tarkastella uusiomuovimarkkinan kehittymistä kokonaisuutena (Valve ym. 2022). Keskeistä on, että valmistettava uusiomuoviraaka-aine (i) on tekniseltä kelpoisuudeltaan ja laadultaan niin hyvää, että se kelpaa sitä käyttävälle teollisuudelle, kuluttajille ja muille tuotteiden loppukäyttäjille; ja (ii) soveltuu käytettäväksi laajasti erilaisten muovituotteiden valmistuksessa mukaan lukien vaativimmat ja arvokkaammat tuotesovellutukset. Uusiomuovimateriaalin laatu on toistaiseksi vahvasti sidoksissa sen valmistamiseen käytettyjen syötteiden laatuun eikä kemiallinen kierrätys välttämättä ratkaise heikkolaatuisiin syötteisiin liittyviä ongelmia lyhyellä aikavälillä. Korkealaatuisen uusiomateriaalin tuottamisen

rinnalle on kuitenkin kehitettävä menetelmiä, joilla myös huonompilaatuiselle uusiomuoville löytyy käyttökohteita, mutta siten että esimerkiksi materiaalien sisältämät mahdolliset haitalliset kemikaalit ovat tiedossa. Muovijätteen jätteenkierrätyksen päättymistä mekaanisessa kierrätyksessä koskeva ase-  
 tusvalmistelu tuo lisätietoa näihin seikkoihin vuoden 2022 alkupuolella ja kemiallisen kierrätyksen osalta vastaava tarkastelu tulee ajankohtaiseksi lähivuosina.



Kuva 17. Muovin arvoketju Johansenin ym. (2022) mukaan

Muovien mekaanisessa kierrätyksessä rejektien osuus on huomattava ja sitä selittävät useat tekijät. Yksi syy on, että vain osa vastaanotetusta muovijätteestä soveltuu uusiomuoviraaka-aineen valmistukseen. Useita muovilajeja sisältävät muovipakkaukset, hiilimustaa sisältävät muovit ja runsaasti muita materiaaleja tai epäpuhtauksia sisältävät muovikappaleet päätyvät yleensä rejektiksi. Laskennallisesti uusiomuovin valmistuksen rejektia muodostuu myös muovijätteiden seassa olevista muista materiaaleista kuten metallijätteistä, vaikka tällaiset jätteet ohjattaisiin asianmukaiseen kierrätykseen. Uusiomuoviraaka-ainetta valmistetaan vain osasta muovilajeja Suomessa. Esimerkiksi kuluttajamuovipakkauksia, jotka on valmistettu polystyreenistä, ei toistaiseksi ole kierrätetty uusiopolystyreeniksi. Polystyreenijätteen kierrättämistä kuitenkin tutkitaan ja kehitetään parhaillaan Suomessa ainakin polystyreenin moniteknologiseen kierrätykseen keskittyvässä MoPo (Multitechnological recycling of polystyren) -hankkeessa.

Muovien kierrätysastetta voitaisiin nostaa hyödyntämällä enemmän useita muovilajeja sisältäviä muovituotejätteitä. Tällöin tulee kuitenkin huomioida näiden muovisekoitusten ominaisuudet valmistuksessa, liittyen erityisesti sulamislämpöön, hajoamiseen ja stabilointiin (Schyns ja Shaver 2021). Useampia muovilajeja sisältävää uusiomuoviraaka-ainetta ei yleensä voida hyödyntää korkeamman kierrätysasteen tuotteisiin (up-cycling), vaan vähemmän arvokkaisiin kohteisiin (down-cycling) (Jeswani ym. 2021), joissa tuotestandardien asettamat tai muilla tavoin määritellyt tekniset vaatimukset ovat alhaisempia. Vähempiarvoiseksi kierrätykseksi on tieteellisessä artikkelissa mainittu esimerkiksi muovipulloista peräisin olevan PET-muovien käyttö tekstiilien valmistamiseen sen sijaan, että materiaalista valmistettaisiin uusia pulloja (Davidson ym. 2021).

Muovien pantillisen kierrätyksen laajentaminen voisi olla yksi keino nostaa muovien kierrätysastetta. Suomen Palautuspakkaus Oy:n (Palpa) ylläpitämä pantillisten muovisten juomapakkausten eli PET-pullojen kierrätysjärjestelmä toimii hyvin. Tämän järjestelmän kautta kerätystä muovijätteestä valmistetaan jo tällä hetkellä elintarvikekontaktiin käytettävissä olevaa uusiomuoviraaka-ainetta. Muovisten

pantillisten pullojen keräysaste on yli 90 %, eikä muovipulloja juuri löydy esimerkiksi rantaroskien seasta Suomessa. Muitakin muovipakkausten pantillisuudella kuluttajien aktivointiin tähtääviä kokeiluja on tehty, esimerkiksi MuoviSampo, joka on mobiilisovellukselle digitoitu kuluttajapakkausmuovin kierrätysjärjestelmäkokeilu (Muovisampo 2018).

Korkeampaan kierrätysasteeseen voidaan pyrkiä myös lisäämällä uusiomuovimateriaalin valmistukseen toimitettujen syötteiden määrää. Tämä tarkoittaa muovipakkausten erilliskeräyksen laajentamista, muovituotteiden kierrätyksen järjestämistä sekä muovijätteiden erottelua muiden jätteiden, kuten sekajätteen, seasta. Toisaalta muovijätteen tehokkaampi prosessointi (saannon parantaminen) tai eroteltujen jakeiden tehokkaampi käyttö (muovilajit, jotka toistaiseksi lajitellaan rejektiksi laitoksilla ja joista ei siten valmisteta uusiomuoviraaka-ainetta) ovat myös mahdollisia ratkaisuja.

Muovien kierrätyksessä muodostuu erilaisia kustannuksia ja päästöjä mm. erilliskeräyksen organisoinnista, kuljetuksista sekä kierrätyslaitosten toiminnasta. Nämä kustannukset heijastuvat usein myös uusioraaka-aineen hintaan ja siksi muovijätteiden prosessointia laadukkaaksi uusiomuoviraaka-aineeksi rajoittaa siitä aiheutuvat kustannukset. Uusiomuoviraaka-aine kilpailee markkinoilla neitseellisen muoviraaka-aineen kanssa ja uusiomuoviraaka-aineen hintakilpailukyky riippuu voimakkaasti myös neitseellisten muoviraaka-aineiden markkinahinnoista kansainvälisillä raaka-ainemarkkinoilla (Valve ym. 2022). Vaikka teknologia tarjoaisi mahdollisuuksia muovijätteiden lajitteluun ja puhdistamiseen, edellä kuvattu kilpailuasetelma rajoittaa mahdollisuuksia toteuttaa tarkempaa ja intensiivisempää prosessointia. Uusiomuoviraaka-aineen hintakilpailukyky suhteessa neitseelliseen muoviraaka-aineeseen on keskeinen kysymys arvioitaessa muovin kierrätyksen tulevaisuudennäkymiä ja ohjauskeinoja, joilla uusiomuovimarkkinoiden kehittymistä voitaisiin tukea. Valven ym. (2022) Suomen uusiomuovimarkkinoita ja suomalaisia toiminnanharjoittajia koskeneen tutkimuksen mukaan uusiomuoviraaka-aineen markkinahinta on neitseellistä muovia alhaisempi. Bening ym. (2021) haastatteluaineistoon perustuvassa tutkimuksessa puolestaan todetaan muovien kierrätyksestä aiheutuvien kustannusten ylittävän neitseellisen muovin valmistuksen raaka-aineiden (pääasiassa raakaöljy) kustannukset. Yleisemminkin kiertotalouden haasteena voivat olla matalat neitseellisen raaka-aineen hinnat (Kirchherr ym. 2018). Huomautettakoon, että Beningin ym. (2021) havainto pätee tilanteisiin, joissa keskeisten raaka-aineiden maailmanmarkkinahinnat ovat alhaalla. Valve ym. (2022) jäsensivät toimijakentän näkemyksiä uusiomuovimarkkinan kehittämisvaihtoehtoiksi ja tulevaisuudennäkymiksi. Uusiomuoviraaka-ainetta valmistavien ja käyttävien toimijoiden visioissa oli huomattavia ja osin perustavaa laatua olevia eroja, mikä on omiaan aiheuttamaan haasteita erilaisten ohjauskeinojen ja kannustinten käyttöönotolle.

Myös elintarvikekontaktimateriaaleja koskeva sääntely rajoittaa kierrätysmateriaalin käyttöä. Teknisinä haasteina on tunnistettu mm. materiaalin heterogeenisuus, ekosuunnittelun standardien puute pakkausmateriaalien osalta ja EU-tason harmonisoinnin puute kierrätystoimialalla. Tutkimus antaa viitteitä myös siitä, että kiertotalouden esteeksi voi muodostua kuluttajien vähäinen kiinnostus ja tietoisuus kierrättämisen hyödyistä. (Kirchherr ym. 2018) Toisaalta uudemman kotimaisen tutkimuksen perustella Suomessa voi tilanne olla jopa päinvastainen muovin osalta ja kierrätysmuovituotteet olla perinteisestä muovista valmistettuja mieleisempiä (Ruokamo ym. 2022).

## 6.3 Perinteisiä muoveja korvaavat materiaalit

### 6.3.1 Käytetyt raaka-aineet ja niiden ympäristövaikutukset

Perinteisiä, fossiilista alkuperää olevia muoveja halutaan korvata biopohjaisilla vaihtoehtoilla muovin tuotannon ilmastovaikutusten pienentämiseksi. Muilla materiaaleilla, esimerkiksi lasilla tai metalleilla korvaaminen tarvitsisi tuekseen tutkimusta näiden ympäristövaikutuksista. Esimerkiksi tuotteiden kuljettamisen kannalta painavampien materiaalien ympäristövaikutukset ovat kevyitä tuotteita suuremmat, kun siirtämiseen tarvitaan enemmän energiaa. Lisäksi metallien käytön kasvu voisi osaltaan tarkoittaa lisääntyvää kaivostoimintaa.

## Biopohjaiset muovit

Muoveja on alettu yhä enenevässä määrin valmistaa fossiilisten raaka-aineiden ohella biopohjaisista raaka-aineista. Tällaisten biopohjaisten muovien eli biomuovien osuus on toistaiseksi kuitenkin pieni eli maailmanlaajuisesti noin 1 % kaikesta vuosittain valmistettavasta muovista (European Bioplastics 2020). Vuonna 2020 biomuoveja tuotettiin 2,11 miljoonaa tonnia, ja määrän odotetaan kasvavan noin 2,87 miljoonaan tonniin vuoteen 2025 mennessä.

Biopohjaisia muoveja voidaan valmistaa joko muokkaamalla luonnon polymeereistä tai syntetisoidulla biopohjaisista monomeereistä (Thielen 2014). Biopohjaisissa muoveissa voidaan erottaa ensimmäisen, toisen ja kolmannen sukupolven biomuovit. Ensimmäisen sukupolven biomuovit valmistetaan hiilihydraattipitoisista ravintokasveista kuten maissista, vehnästä, sokeriruo'osta, perunasta tai kasviöljyistä kuten soija- ja risiiniöljystä (Barrett 2018, Thielen 2014). Gelatiinista tehtyjä elintarvikemuovikalvot ovat syötäviä kuten Loliware-tuotenimellä markkinoitavat, agar-agarista tehtyt mikit<sup>7</sup>. Syötävinä markkinoitavat, Cupffee -nimiset kahvimukit on puolestaan tehty viljasta<sup>8</sup>. Toisen sukupolven biomuovien raaka-aineena ovat ligniini- ja selluloosapohjaiset, ravinnoksi soveltumattomat kasvit kuten erilaiset puut ja ruohot. Kolmannen sukupolven biomuoveja voidaan tuottaa levien, bakteerien, hiivojen ym. mikrobien avulla. Esimerkiksi markkinoiden yleisin biopohjaisista monomeereistä syntetisoitu PLA valmistetaan mikrobien avulla eli fermentoimalla sokereita tai tärkkelystä. Biopohjaisia muoveja voidaan valmistaa myös biopohjaisista jätteistä kuten sokeriruo'on prosessoinnissa syntyvästä bagassista (Barrett 2018). Lisäksi on tutkittu biopohjaisten muovien valmistamista mm. elintarviketeollisuuden kuten sokerin, maitotuotteiden, lihan, kalan ja muiden eläinperäisten ruokien, elintarvikerasvojen, kaa-kaon, kahvin, säilykkeiden, leipomotuotteiden, oluen, viinin, alkoholin ja virvoitusjuomien tuotannon sekä hedelmien, vihannesten ja viljan prosessoinnin jätteistä (Tsang ym. 2019). Ennen kuin ruoantuotannon jätteistä voidaan tehdä biopohjaista muovia, jätteet on esikäsiteltävä niiden fysikaalis-kemiallisten ja biologisten ominaisuuksien parantamiseksi tai muuttamiseksi (Tsang ym. 2019). Esikäsitellynä käytetään erilaisia fysikaalisiin, kemiallisiin ja biologisiin prosesseihin perustuvia tekniikoita. Myös eräiden ravintokasvien kuten tomaatin viljelyssä syntyvän kasvijätteen sisältämä kutiini voisi soveltua biopohjaisen muovien raaka-aineeksi (Heredia-Guerrero ym. 2017). Elintarvikemuovikalvojen valmistuksen raaka-aineena on tutkittu äyriäisten sisältämää ja niiden prosessoinnissa elintarvikkeeksi syntyvää kitosaania (Leceta ym. 2013).

Myös biopohjaiset muovit, mikäli ne eivät ole ympäristössä täysin biohajoavia, muuttuvat mikromuoveiksi. Useat tutkimukset osoittavat, että esimerkiksi polylaktidi (PLA) ei juuri hajoa pitkänkään ajan kuluessa meriympäristössä (esim. Wang ym. 2021) eikä maaperässä (esim. Satti ym. 2018). Raaka-aineesta riippuen biopohjaisten muovien tuotanto voi aiheuttaa myös elinympäristöjen häviämistä ja maisemahaittoja. Vuonna 2020 biomuovien tuotanto kattoi kuitenkin maailmanlaajuisesti vain noin 0,015 % käytössä olevasta maatalousmaasta; osuuden on ennustettu nousevan 0,020 %:iin vuonna 2021 (European Bioplastics, 2020).

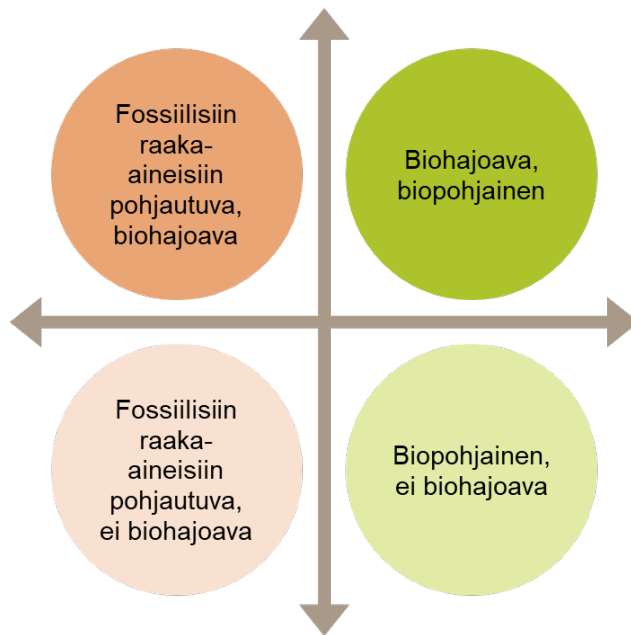
## Biohajoavat muovit sekä niiden määritelmät

Biomuovien, eli biopohjaisten ja biohajoavien muovien termistö aiheuttaa usein epäselvyyksiä. Biopohjaiset muovit ovat muoveja, jotka on valmistettu kokonaan tai osittain biopohjaisista raaka-aineista fossiilisten raaka-aineiden sijaan. Biohajoavilla muoveilla puolestaan tarkoitetaan sellaisia muoveja, jotka mineralisoituvat mikrobiologisesti kohtuullisessa ajassa. Kaikki biopohjaiset muovit eivät kuitenkaan ole biohajoavia, ja vastaavasti kaikki biohajoavat muovit eivät ole biopohjaisia (Kuva 18). Biohajoavia

<sup>7</sup> [https://www.interpack.com/en/TIGHTLY\\_PACKED/SECTORS/FOOD\\_INDUSTRIY\\_PACKAGING/News/Hey\\_presto%E2%80%A6\\_and\\_the\\_packaging\\_is\\_gone](https://www.interpack.com/en/TIGHTLY_PACKED/SECTORS/FOOD_INDUSTRIY_PACKAGING/News/Hey_presto%E2%80%A6_and_the_packaging_is_gone).

<sup>8</sup> [https://cupffee.me/en\\_US/](https://cupffee.me/en_US/); <https://globalshakers.com/this-bulgarian-startup-spent-15-years-creating-the-perfect-edible-coffee-cup/>.

muoveja voidaan valmistaa sekä biopohjaisista että fossiilisista raaka-aineista. Biopohjaisista raaka-aineista voidaan puolestaan valmistaa myös muoveja, jotka eivät ole biohajoavia, esimerkiksi biopolyeteeniä, joka on rakenteeltaan identtinen fossiiliperäisen polyeteenin kanssa. Biohajoavuuden termi on myös helposti harhaanjohtava siinäkin mielessä, että biohajoavuus on ympäristöolosuhteista riippuvaa, eivätkä esimerkiksi laitoskompostoinnissa hajoavat muovit välttämättä hajoa maaperässä tai meriympäristössä. Näin ollen kuluttajan on varsin vaikea hahmottaa, miten erilaiset materiaalit käyttäytyvät ympäristöön joutuessaan. Epäselvyyksiä voisi vähentää se, että kaikissa biohajoavissa tuotteissa ilmoitettaisiin selkeästi, missä olosuhteissa muovi on biohajoavaa. Useimmat biohajoaviksi ilmoitetut muovit hajoavat siis vain laitosmaisessa kompostointikäsitelyssä, jossa lämpötila nousee yli 70 celsiusasteeseen.



Kuva 18. Biomuoveista puhuttaessa menevät usein sekaisin **biohajoavuus** ja uusiutuvista raaka-aineista valmistaminen, eli **biopohjaisuus**. Biopohjaiset muovit eivät aina ole biohajoavia ja toisaalta myös fossiilisista raaka-aineista valmistettu muovi voi olla biohajoavaa.

Tiedetään, että tavalliset muovit voivat kestää luonnossa jopa vuosisatoja ja hajota yhä pienemmiksi mikromuoveiksi. Kun biohajoavien muovien käyttö yleistyy, myös niiden riski päätyä ympäristöön kasvaa. Riskiä lisää osaltaan biohajoavuus-termi. Kuluttaja voi saada harhaanjohtavan kuvan, että biohajoavaa muovia olevan roskan voisi jättää huolelta ympäristöön. Siitä, miten yleisessä käytössä olevat biohajoavat muovimateriaalit hajoavat erilaisissa ympäristöissä, on vasta vähän tutkimustietoa. Standardimenetelmillä tehdyt hajoamistestit eivät myöskään kuvaa hajoamista todellisissa ympäristöolosuhteissa, koska niissä usein käytetään hajoamiselle optimaalisia lämpötila- ja kosteusolosuhteita sekä jauhetaan tutkittava materiaali hiukkasiksi, mikä lisää biologiselle hajoamiselle altistuvaa pinta-alaa. Tieto materiaalien ominaisuuksista onkin tärkeää niiden käyttökohteita valittaessa (Kaartokallio 2020).

UBINAM-hankkeessa (Uusien biohajoavien materiaalien hajoaminen ja ympäristöriskien arviointi Itämeren meriympäristössä) tutkittiin biopohjaisten ja biohajoavien muovipakkausmateriaalien käyttöä Suomessa. Lisäksi selvitettiin kenttä- ja laboratoriokokein eri materiaalien hajoamisnopeutta sekä hajotajayhteisöjä Itämeren meriympäristössä. Tutkimuksen perusteella kaikki biopohjaiset biohajoavat muovit eivät hajoa meriympäristössä nopeasti, etenkin PLA. Selluloosa-asettaatti puolestaan hajosi meressä vuoden aikana miltei kokonaan. Lisäksi tietyt biohajoavat muovit, esimerkiksi polyhydroksybutyraatti (PHB) tai plastisoitu tärkkelys hajoavat meriympäristössä varsin nopeasti ja niiden vaikutus



ympäristöön on tavanomaisiin muoveihin verrattuna lyhytaikainen. Nopeasti hajoaviksi todetut materiaalit perustuvat kasvien tai bakteerien luontaisesti tuottamiin polymeereihin. Hajottajayhteisöjen koostumukset vastasivat hyvin hajotuskokeiden tuloksia, ja hajottajayhteisöjen tutkimus vaikuttaa lupaavalta työkalulta biohajoavien materiaalien tutkimuksessa.

Biopohjaisia ja biohajoavia muovimateriaaleja tarjotaan yhä enemmän pakkaus-, kertakäyttö- ja kuluttajatuotteisiin. Biopohjaisia muoveja käytetäänkin pääasiassa pakkauksissa (esim. elintarvikkeet, kosmetiikka), mutta niiden käyttö on lisääntynyt myös esimerkiksi elektroniikkatuotteissa. Jätteeksi päätyvät biohajoavat muovit hyödynnetään nykyisin etupäässä energiana. Biohajoavat pakkaukset tulisi ohjeiden mukaisesti lajitella sekajätteen tai muovipakkausjätteen joukkoon. Käsittelyprosessissa biohajoavat muovit on eroteltava kierrätykseen menevästä muusta muovijätteestä. On myös huomioitava, että mm. biojätteen keräämisessä käytettäviä biojätepusseja ei saa laittaa muovipakkausjätteen joukkoon. Perinteisiä muoveja rakenteeltaan vastaavat biopohjaisetmuovit voidaan sen sijaan hyödyntää materiaalina muun muovijätteen yhteydessä. Biohajoavien maatalouskalvojen osalta jätteenkäsittelyyn menevä jätettä ei synny, koska biohajoavat katekalvot käännetään maahan muokkauksen yhteydessä (Kaartokallio 2020). Biohajoamiseen voi vaikuttaa myös maantieteellinen sijainti, sillä esim. pohjoisilla alueilla hajoaminen voi olla valon puutteen ja matalan lämpötilan vuoksi huomattavasti hitaampaa kuin lämpimillä alueilla. Koska materiaali jätetään maahan, myös hajoamistuotteiden turvallisuus on ensiarvoisen tärkeää.

## 6.4 Kierrättämisen ja kierrätysmuovin ympäristövaikutukset

Muovien kierrätyksen, tapahtui se sitten mekaanisesti tai kemiallisesti, tulisi tuottaa merkittäviä ympäristöhyötyjä. Muovien samoin kuin muidenkin uusiomateriaalien valmistuksen ja käytön elinkaarien ympäristö- ja taloudellisten vaikutusten arviointiin tarvitaan työkaluja. Ne voivat pohjautua esimerkiksi elinkaariarviointiin (LCA; Life Cycle Assessment) (mm. Davidson ym. 2021) tai ympäristölaajennettuun panos-tuotos-mallinnukseen (mm. Seppälä ym. 2011). Laskennallisten työkalujen avulla tuotettuja tuloksia tarvitaan myös pyrittäessä kokonaisvaltaiseen ohjaukseen – taloudellinen ohjaus mukaan lukien – kohti muovien kestävästä materiaalitaloudesta, johon kuuluu myös tuotteiden ja keräys- ja kierrätysjärjestelmien suunnittelu (Bening ym. 2021).

Muovijätteiden kierrätyksen suorat ympäristövaikutukset liittyvät jätteiden ja tuotteiden varastointiin (muovimateriaalien kulkeutuminen ympäristöön, paikalliset vaikutukset laitoksen maaperään) ja prosessointiin (polttoaineiden ja kemikaalien käyttö, prosessijäte- ja jäähdytysvesien muodostuminen, hiukkas-, pöly- ja kaasumaisten aineiden päästöt ilmaan). Muovijätteen käsittelyn pesuprosessien vettä tyypillisesti kierrätetään prosessin sisällä ja syntyvä jätevesi ainakin joissain tapauksissa esikäsitellään laitoksella ennen sen johtamista kunnalliseen jätevesiverkostoon. Kierrätystoiminnalla on lisäksi epäsuoria ympäristövaikutuksia, joita muodostuu esimerkiksi kuljetusten, energian käytön, kemikaalien ja koneiden ja laitteiden hankinnan myötä. Muovia kierrättävien laitosten ympäristöluvuissa on tietoja niiden jätteen vastaanottomääristä, energian, polttoaineiden ja veden käytöstä sekä päästöistä ilmaan ja jätevesiin. Esimerkiksi erään muovinkierrätyslaitoksen viemäriin johdettavista jätevesistä tutkitaan tavanomaisten jäteveden kuormituslukujen (BOD7-ATU, CODCr, kiintoaine, ammoniumtyppi, nitraatti) lisäksi mm. raskasmetallien, syanidin, liuottimien, öljyhiilivetyjen, alkoholien, fenolien, PCDD/F- ja PAH-yhdisteiden sekä Vna 868/2010:n liitteessä 1A mainittujen haitta-aineiden pitoisuuksia.

Kokonaiskuvan muodostamiseksi Jeswani ym. (2021) selvittivät elinkaariarvioinnin avulla sekalaisen muovijätteen eri käsittelyprosessien kuten kemiallisen kierrätysmenetelmän (pyrolyysin), mekaanisen kierrätyksen sekä energiahyödyntämisen ympäristövaikutuksia. Tuloksia tarkasteltiin (i) jätteen, (ii) tuotteen sekä (iii) näiden kummankin yhdistelmän (jätteen ja tuotteen) näkökulmista. Sekalaisen muovijätteen pyrolyysi tuotti 50 % vähemmän kasvihuonekaasupäästöjä (CO<sub>2</sub> eq) kuin energiahyödyntäminen (Jeswani ym. 2021). Vaikka ilmastovaikutus olikin alhaisempi pyrolyysimenetelmällä, muissa tarkasteltavissa kategorioissa, kuten esim. happamoituminen ja rehevöityminen, oli energian talteenotto parempi

vaihtoehto (Jeswani ym. 2021). Kun tarkasteltiin sekä tuote- että jättenäkökulmia, oli kemiallisella kierrätyksellä hieman suurempi ilmastovaikutus kuin mekaanisella kierrätyksellä, mutta alhaisempi kuin energian talteenoton vaihtoehdolla (Jeswani ym. 2021). Muissa kategorioissa, kuten happamoituminen, rehevöityminen ja otsonin muodostus olivat ympäristövaikutukset kemiallisessa kierrätyksessä suuremmat kuin mekaanisessa kierrätyksessä tai energian talteenotossa (Jeswani ym. 2021). Kemiallisesti kierrätetty muovi tuotti 2,3 hiilidioksiditonnia (CO<sub>2</sub> eq/t) vähemmän kuin neitseellisestä raaka-aineesta tuotettu muovi (Jeswani ym. 2021). Pyrolyysimenetelmän lisäksi pitäisi tutkia muiden kemiallisen kierrätyksen menetelmien ympäristövaikutuksia (Jeswani ym. 2021).

Tutkittaessa eurooppalaisia jätteen keräysjärjestelmiä on havaittu, että jätteen keräystä parantamalla voitaisiin vähentää esim. 13 % pakkausten ja pakkausjätteen ilmastopäästöistä. Tallentire ja Steubing (2020) totesivat, että muovin kierrätysteknologioita pitäisi kehittää entisestään, sillä hukkaa syntyy mm. lajittelussa ja tämä taas voi aiheuttaa jopa ilmastopäästöjen kasvua. Muovin, metallin ja komposiittimateriaalien yhteiskeräys nosti pakkausmuovin laskennallista keräysmäärää merkittävästi verrattuna erillis-kerättyyn muovipakkausjätteen määrään (Tallentire ja Steubing 2020). Yhdyskuntasekajätteen seasta voitaisiin myös kerätä muovijätettä kierrätykseen. Muovi on kuitenkin usein likaantunut esimerkiksi biojätteillä (Dahlbo ym. 2018). PVC:n määrä yhdyskuntajätteissä on arvioitu vähäiseksi (Liikanen ym. 2016). Ympäristöhyötynä muovin kierrätyksestä on energian ja hiilidioksidipäästöjen säästöinä arvioitu jopa 95 %:n energiasäästö, kun mukaan on laskettu öljyn talteenotto ja polymeerien valmistus (Rajendran ym. 2012).

Kierrätyksen ympäristövaikutukset tulevat muovijätteen kuljetuksesta ja välivarastoinnista matkalla kierrätysprosessiin sekä ensisijaisesti kierrätysprosessien energian ja kemikaalien kulutuksesta ja päästöistä. Kuljetuskustannukset vaikuttavat aina jollain tavalla muovin ympäristövaikutuksiin ja siksi olisi parempi vaihtoehto, jos muovijätteiden käsittelykapasiteetti olisi Suomessa riittävä. Kestävällä ja turvallisella tuotesuunnittelulla (SSbD) voidaan vaikuttaa myös materiaalien ja tuotteiden kemikaalikuormaan ja siten myös päästöihin.

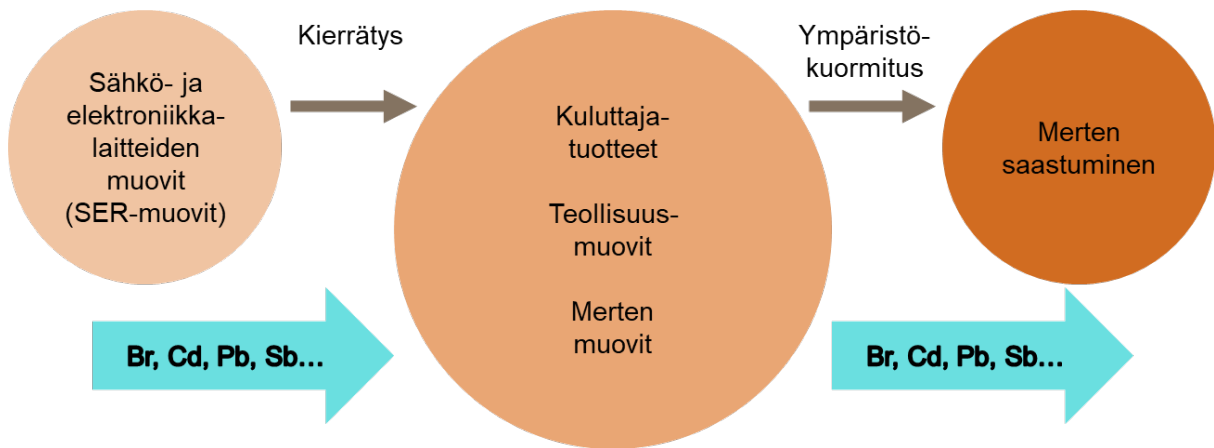
Koska kemiallisen kierrätyksen tulisi tulevaisuudessa ennemminkin tukea mekaanista kierrätystä kuin olla sille vaihtoehto, ei näitä kahta ole välttämättä tarvetta aina verrata toisiinsa (Davidson ym. 2021). Mekaanista ja kemiallista kierrätystä on tulevaisuudessa tehtävä rinnakkain myös siksi, että jokainen mekaanisen kierrätyksen kerta vaikuttaa polymeereihin. On jopa arvioitu, että neitseellistä muovia voitaisiin kierrättää vain 2–3 kertaa, kierrätyksen vaikuttaessa muovin kestävyteen (Singh ym. 2017).

Kierrätysprosessien lisäksi ympäristövaikutuksia voi tulla myös itse kierrätysmuovista. Uusiomuovi sisältää erilaisia lisäaineita ja kierrätysprosessin haitallisten aineiden tunnistamisen tarkkuudesta riippuen saattaa sisältää myös alkuperäisistä materiaaleista peräisin olevia haitallisia kemikaaleja (Shaw ja Turner 2019). Shaw ja Turner (2019) päättelivät tutkimuksessaan, että heidän keräämistään rantaroskista osa oli todennäköisimmin kierrätysmuovia. Tutkijat jaottelivat rantaroskat mustiin ja muun värisiin muoveihin, sekä selvittivät roskien sisältämiä kemikaaleja. Bromin ja antimonin pitoisuudet muoveissa, usein yhdistettynä kadmiumin ja/tai lyijyn pitoisuuksiin viittasivat joko vanhoihin tai kierrätysmuovista valmistettuihin tuotteisiin. Tutkijat selvittivät myös roskien mahdollista alkuperää, kulkeutumista sekä ylipäätään kierrätysmuovien mahdollisuuksia päätyä ympäristöön. Nykyisin markkinoilla olevien muovituotteiden kemikaalisällön oletettiin vastaavan ajantasaista lainsäädäntöä. Tämän ja muoveista löytyvien yhdisteiden perusteella tutkijat päättelivät, että heidän tutkimansa rannalta löytyneet roskat olivat alun perin valmistettu kierrätysmuovista. Kierrätysmuovista peräisin olevista rantaroskista ja erityisesti mustista muoveista löytyi jopa RoHS-direktiivin<sup>9</sup> ylittäviäkin pitoisuuksia haitallisia aineita, kuten kadmiumia ja lyijyä. Lisäksi niistä löytyi myös bromia ja antimonia. (Shaw ja Turner 2019)

---

<sup>9</sup> Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2011/65/EU tiettyjen vaarallisten aineiden käytön rajoittamisesta sähkö- ja elektroniikkalaitteissa (EUVL L 174, 1.7.2011, s. 88–110).

Metalleja, kuten esimerkiksi ns. puolimetalli antimonia (Sb) voi esiintyä muoveissa mm. valmistuksen katalyytti- tai reaktiojääminä. Tällöin ne eivät ole sidoksissa polymeereihin ja voivat näin ollen mahdollisesti kulkeutua ulos muoveista vesiympäristöön esimerkiksi diffundoitumalla (Turner ja Filella 2021). Shaw ja Turner (2019) epäilivät, että juuri sähkö- ja elektroniikkaromun (WEEE) kierrätyksestä voisi päästä haitallisia aineita ympäristöön (Kuva 19).



Kuva 19. Sähkö- ja elektroniikkaromun kierrätyksestä on ehdotettu yhdeksi haitallisten aineiden ympäristökuormituksen aiheuttajaksi ja merten saastumisen lähteeksi. Mukailtu julkaisusta Shaw ja Turner 2019.

## 6.5 Tulevaisuuden näkymät

Systeemitason muutokseen on yhdistettävä useita polkuja, eikä ainoastaan yhdellä ratkaisulla päästä parhaimpaan tulokseen. Siten tulevaisuuden ratkaisussa on oltava käytettävissä sekä mekaanisen että kemiallisen kierrätyksen vaihtoehtoja. Muovien kierrättämisen tulevaisuudenkuvana nähdäänkin mekaanisen ja kemiallisen kierrätyksen yhdistäminen. Ne muovijätevirrat, jotka soveltuvat mekaaniseen kierrätykseen, kierrätetään jatkossakin tällä tavoin, jolloin kemialliseen kierrätykseen päätyisivät ne muovit, joita ei voi kierrättää mekaanisesti. Viimeisenä vaihtoehtona olisi energiahyödyntäminen esimerkiksi sellaisten haitallisia aineita sisältävien muovijätteiden osalta, jotka on hävitettävä polttamalla. Uusiomuovi-markkinan muotoutumista tämän tulevaisuudenkuvan mukaisesti tai mahdollisten jäteraaka-aineeseen kohdistuvien kilpailutilanteiden syntymistä mekaanisen ja kemiallisen kierrätyksen välille voidaan kuitenkin arvioida luotettavammin vasta kemiallisen kierrätyksen teknologioiden kehittyttyä markkinakelpoisemmiksi. Kemiallisen kierrätyksen kehittyminen saattaa myös synnyttää kilpailua syötteistä mekaanisen ja kemiallisen kierrätyksen välille.

Erityisesti kertakäyttömuovituotteiden käytön ja jätemäärien vähentäminen on tulevaisuuden kestävä muovin kiertotalouden kannalta merkityksellistä. Mikäli kertakäyttömuovituotteiden tuotanto jatkuu nykyisellään, niiden arvioidaan vastaavan 10 %:a maapallon kasvihuonekaasupäästöistä vuonna 2050 (Zheng ja Suh 2019).

Uusiomateriaaleja tulisi käyttää ensisijaisesti jalostusarvoltaan alkuperäistä käyttötarkoitusta vastaavassa käytössä, tai korkea arvoisimmissa tuotteissa (up-cycling) ja uusiomateriaalin käyttöä vähempiarvoisiin tarkoituksiin (down-cycling) tulisi välttää. Tämä näkökulma tulee huomioida tulevaisuuden keräys- ja kierrätysjärjestelmien suunnittelussa ja uusiomuovi-markkinaan liittyvien ohjauskeinojen suunnittelussa. Rinnalla on kehitettävä käyttökohteita myös huonompilaatuiselle kierrätysmuoville, jotta saavuttaisimme meille asetetut kierrätystavoitteet.

Kierrätysmateriaalin on oltava korkealaatuista, niin että siitä valmistetut tuotteetkin ovat kestäviä, pitkäikäisiä, korjattavia ja kierrätettäviä. Laatuun vaikuttavat syntypaikkalajittelun onnistumisen lisäksi

muovilajien tunnistamisen menetelmät, niin että voidaan tuottaa yhtä muovilajia sisältäviä kierrätysjakeita. Haitalliset aineet on tunnistettava ja kierrätysmateriaalia käytettävä ainekirjoltaan soveltuviin tuotteisiin. Vaarallisimmat aineet on saatava pois kierroista ja tunnistettava nämä kierrätettäviin materiaaleihin liittyvät riskit. Kehitystyötä muovilajien sekä haitallisten aineiden tunnistamiseen on tehtävä, niin että tunnistusmenetelmiä olisi mahdollisia hyödyntää myös rutiininomaisesti teollisuusmittakavassa eri kokoisissa käsittelylaitoksissa. Ekologisesti kestävä ja turvallinen tuotesuunnittelu on tärkeää myös tulevaisuudessa.

## 6.6 Tiedon saatavuus ja suurimmat tietopuutteet

Kierrätysmenetelmien teknologioita on tutkittu paljon, mutta niiden ja kierrätysmuovien ympäristövaikutuksia vähemmän. LCA-laskentoja löytyy jo, mutta näiden laskentaparametrien yhdenmukaisuus ei vielä mahdollista selkeän kuvan saamista. Kuitenkin on tehty myös tarkastelua, jossa vertailtiin LCA:n avulla muovijätteen kemiallista ja mekaanista kierrätystä sekä energiahyödyntämistä (Jeswani ym. 2021). Myös terminologia englanninkielisissä tieteellisissä julkaisuissa on kirjavaa, esimerkiksi kemialliseen kierrätykseen voidaan viitata asiasanoilla chemical recycling tai feedstock recycling, tai saatetaan käyttää vain yhtä menetelmää asiasananana (Davidson ym. 2021). Lisäksi Davidson ym. (2021) toteavat, että kemiallista kierrätystä koskevissa tieteellisissä julkaisuissa usein käsitellään kaikista kemiallisen kierrätyksen menetelmistä vain pyrolyysiä, koska siitä on saatavilla eniten tietoja ja tällä saattaa olla vaikutusta myös LCA-julkaisujen tuloksiin.

Systemitason tarkastelua tarvitaan muovien kierrätyksen optimointiin. Pakkausmuovien kierrätyksen ja jätejärjestelmän ympäristövaikutuksista ei vielä ole paljon tietoa, mutta sitä on tulossa mm. PLAST-in-hankkeesta (PLAST-in-hanke, liite 2). Tutkimuksessa tehdään LCA:han ja skenaariotyöhön perustuvaa tutkimusta kestävään päätöksentekoon ja laskennoissa huomioidaan muovijätteen keräyksen, lajittelun ja kierrätyksen ilmastovaikutukset sekä mahdolliset hyödyt toiminnan laajentamisesta. Mallinnustyötä varten kuvataan nykytilannetta ja materiaaalimääriä sekä selvitetään logistiikkaa ja mahdollisia substituutiovaikutuksia. Mallinnuksen tulokset valmistuvat vuonna 2022. (Judl ja Horn 2021)

Biopohjaisia vaihtoehtoja tulisi etsiä erityisesti jätefraktioista, sillä biopohjaisten muovien tuotannolla ei pitäisi uhata ruuan tuotantoa esimerkiksi viljelyyn käytettävissä olevan pinta-alan tai kuivilla alueilla veden käytön suhteen.

Uusiomateriaalista valmistettujen tuotteiden ympäristövaikutuksia on tutkittu vasta vähän. Lisätietoa tarvitaan mm. siitä, miten kierrätysprosessin eri syötteiden sisältämät kemikaalit ja näiden yhdistelmät uusiomuovissa vaikuttavat ympäristöön.

Yksi keskeisistä tietotarpeista on elinkaaristen ympäristöpäästöjen ja luonnonvarojen käyttöön liittyvien vaikutusten vertailu neitseellisten- ja uusiomuoviraaka-aineiden välillä, josta on vasta yksittäisiä tieteellisiä julkaisuja (mm. Jeswani ym. 2021). Tämä edellyttää sekä tarkoitukseen soveltuvien vertailukelpoista tietoa tuottavien menetelmien kehittämistä että varsinaisen laskennan toteuttamista tällaisia menetelmiä käyttäen. Tarvittaisiin taustatietoja kemiallisen kierrätyksen eri menetelmistä niin, että niitä voitaisiin ottaa mukaan LCA-laskentoihin. Samoin tiedon puutteita todettiin biopohjaisten muovien ja tavanomaisten muovien vertailun ja ympäristövaikutusten, sovelluskohteiden, tuotteiden alkuperän, raaka-aineen ja koostumuksen osalta.

Tarvittaisiin paljon lisätietoa, erityisesti luotettavia ja kokonaisvaltaisia vertailuja eri keräys- ja kierrätysmenetelmien ympäristövaikutuksista sekä prosessien kemikaalien käytöstä ja päästöistä. Prosessien mikromuovipäästöjä pitäisi pystyä arvioimaan muovien kiertotalouden ympäristövaikutusten, kuten kierrätyslaitosten kemikaalipäästöjen yhteydessä. Kierrätyksen ympäristövaikutusten tutkimuksen lisäksi tarvittaisiin tietoa kierrätyksen ja kierrätystuotteiden vaikutuksista eliöihin ja ympäristöön.

# 7 Olemassa olevat sääntely- ja hallintakeinot

## 7.1 Tiivistelmä luvusta Olemassa olevat sääntely- ja hallintakeinot

Muovin aiheuttamia ympäristö- ja terveysvaikutuksia voidaan hallita sääntelyn kautta. Suomi ja EU ovat sitoutuneet useisiin kansainvälisiin sitoumuksiin, jotka on tuotu osaksi EU:n tai kansallista lainsäädäntöä. Tämän lisäksi kansallisesti ja unionin tasolla on asetettu lukuisia strategioita ja suunnitelmia, joiden tarkoituksena on luoda pidemmän aikataulun toimia ja tavoitteita muovin haitallisten ympäristö- ja terveysvaikutusten hallitsemiseksi.

Muovia koskevat sääntelytoimet on tässä luvussa pääosin jaettu kolmeen eri kategoriaan: mikromuoveja, kertakäyttömuovituotteita sekä makromuoveja koskeva sääntely. Mikromuovien osalta tärkeimmiksi sääntelykeinoiksi tunnistettiin tulevat REACH-asetuksen rajoitukset tarkoituksella lisätyille mikromuoveille sekä 2026 voimaan tuleva lannoitevalmisteisiin lisättävien polymeerien biohajoavuutta koskeva vaatimus. Kertakäyttöisiä muovituotteita säännellään omassa kokonaisuudessaan ns. SUP-direktiivissä ja sen kansallisissa toimeenpanosäännöksissä. Sääntely asettaa tuotekieltoja sekä erilaisia vaatimuksia koskien tiedottamista, tuottajavastuuta, merkintöjä ja muovituotteiden kulutuksen vähentämistä. Makromuoveja säännellään laajemmin eri sääntelykokonaisuuksista ja makromuovien aiheuttamiin ympäristö- ja terveysvaikutuksiin on puututtu jätehuoltoon, jätteiden kierrätykseen, haitallisten aineiden hallintaa ja roskaantumista koskevassa sääntelyssä. Sitovan sääntelyn lisäksi muovikysymykseen voidaan puuttua mm. vapaaehtoisilla sitoumuksilla kuten Green Deal -sopimuksilla. Tällä hetkellä ovat voimassa Green Deal -sopimukset muovikassien vähentämiseksi, rakentamisen muoveja koskien sekä muovisten kertakäyttöisten ruoka-annospakkausten ja annospakkauksissa käytetyn muovin kulutuksen vähentämiseksi.

Vaikka muovia koskevaa ja sen vaikutuksiin puuttuvaa sääntelyä on viime vuosina lisätty, sääntelyssä on kuitenkin puutteita eikä kaikkiin muovin aiheuttamiin haitallisiin ympäristö- ja terveyshaittoihin ole vielä puututtu sääntelyllä. Mikromuovien osalta REACH-asetukseen kaavailut rajoitukset tarkoituksella lisätyille mikromuoveille eivät ole vielä voimassa (tulossa 2022). Näiden lisäksi suoria ohjauskeinoja sekundaaristen mikromuovien syntymisen ehkäisemiseen ei ole, eli suureen osaan mikromuovipäästöistä ei voida puuttua. Tämän lisäksi vielä ei ole kehitetty riittävää analytiikkaa, jotta voitaisiin valvoa mikromuovipäästöjä edes pistekuormituksen yhteydessä. Makromuovien osalta sääntelyn aukoiksi on tunnistettu se, että kierrätetyn muovin jätteeksi luokittelun päättymiselle ei ole vielä olemassa selkeitä kriteerejä. Tämän lisäksi kemikaalitietojen saaminen jäteperäisistä materiaaleista on osoittautunut hankalaksi etenkin muiden kuin SVHC-aineiden osalta. Tämän lisäksi tuotesuunnittelua koskevassa ekosuunnittelusääntelyssä ei ole asetettu juurikaan muovin kierrätystä tai materiaalitehokkuutta koskevia vaatimuksia. Lisäksi kannusteita kierrätysmuovin käytölle ole juurikaan luotu sääntelyn keinoin. Muovin kierrätyksen edistäminen on Suomelle välttämätöntä EU:n jätesääntelyn kierrätystavoitteiden saavuttamiseksi.

## 7.2 Kansainväliset sitoumukset

Suomi ja EU ovat sitoutuneet erilaisiin kansainvälisiin sopimuksiin, joiden tavoitteita pyritään saavuttamaan sääntelyllä. Muovien osalta tärkeimmät kansainväliset sopimukset liittyvät tällä hetkellä suurelta osin jätteisiin, roskaantumiseen sekä merien suojelemaan. Baselin sopimuksessa on sovittu jätteiden siirroista (ks. kappale 6.4.1 Muovi ja jätehuolto). Sopimuksen osapuolikokouksessa keväällä 2019 päätettiin muovijätteitä koskevien vientisäännösten tiukentamisesta vuoden 2021 alusta lukien. Lisäksi sovitettiin muun muassa sekalaisen muovijätteen vientikiellosta EU- ja OECD-maiden ulkopuolelle sekä haitallisten PFOA-yhdisteiden käytön ja valmistuksen lopettamisesta vuoteen 2025 mennessä. Lisäksi

sovittiin rajat ylittävien muovijätesiirtojen valvonnan tiukentamisesta. Muutosten tarkoituksena on edistää muovijätteiden asianmukaista käsittelyä ja vähentää niiden kulkeutumista meriin.

Jätteiden siirrosta on olemassa myös OECD-päätös<sup>10</sup>, jolla säädellään hyödynnettäväksi menevien jätteiden siirtoja OECD-maiden välillä. Päätöksessä määritellään mm. erilaisten jätteiden siirtojen prosesseista. Näiden kahden instrumentin soveltamisesta etsitään ratkaisua OECD:n työryhmässä. OECD-työryhmässä asia on hieman edistynyt ja tarve valvoa paremmin vaarallisten muovijätteiden siirtoja on ymmärretty. Muiden muovijätteiden osalta neuvottelut ovat vielä kesken.

YK:n kolmas ympäristökokous (UNEA 3) asetti vuonna 2017 tavoitteen vähentää merten roskaantumista. Lisäksi se perusti asiantuntijaryhmän, joka tarkastelee globaalia muovia koskevaa sääntelyä ja roskaantumisen vähentämisen toimintavaihtoehtoja. Vuoden 2019 UNEA 4-kokous ei saanut aikaan päätöksiä globaalin meriroskien hallinnan parantamisesta. Syyskuussa 2021 Ruanda ja Peru toimittivat UNEA:lle ehdotuksen päätöslauselmaksi, jolla perustettaisiin hallitustenvälinen neuvottelukomitea (intergovernmental negotiating committee, INC) muovisopimuksen laatimiseksi. Neuvottelujen käynnistämisestä oli tarkoitus päättää UNEA 5-kokouksen toisessa osassa helmikuussa 2022. Myös Japani on ilmaissut aikeensa ehdottaa merten muoviroskaongelmaan liittyvää päätöslauselmaa UNEA 5.2-kokoukselle. Molemmat päätöslauselmaluonnokset ehdottavat hallitustenvälisten neuvottelujen käynnistämistä kansainvälisen muovisopimuksen laatimiseksi. UNEA 5 kokous päätti odotetusti 2.3.2022 aloittaa lain-säädännöllisesti sitovan kansainvälisen muovisopimuksen neuvottelut.

Ympäristöministeriö osallistui ensi kertaa G20-maiden kokoukseen Tokiossa lokakuussa 2019. Kokouksessa käsiteltiin merten muoviroskaa koskevan toimintaohjelman (Marine Litter Action Plan 2017) etenemistä ja käynnistettiin uusi resurssitehokkuusdialogi. Sen kytkentä merten muoviroskan vähentämiseen huomioitiin. Ympäristöministeriö toi esiin Suomen merenhoitotyön sekä kansallisen muovitiekartan esimerkkinä laaja-alaisista toimista muovihaasteessa. Arviolta puolet maailman merten muoviroskasta on peräisin G20-valtioista, joten niillä on myös velvollisuus ratkoa ongelmaa. Kokouksen tuloksena julkaistiin merten roskaantumisen toimintasuunnitelman toimeenpanoa luotaava Information sharing -raportti, johon on koottu myös Suomea koskevia tietoja.

Euroopan muovisitoumus julkaistiin maaliskuussa 2020. Sen on allekirjoittanut jo yli sata yritystä sekä enemmistö EU:n jäsenmaista, Suomi mukaan lukien. Muovisitoumuksen allekirjoittaneet sitoutuvat vapaaehtoisin toimiin muovien aiheuttamien ympäristöhaittojen vähentämiseksi. Kyseessä on yritysten ja valtiohallinnon välinen sitoumus kiertotalouden edistämisestä muovintuotannon kaikissa vaiheissa – tuotteiden suunnittelusta aina niiden uudelleenkäyttöön ja kierrätykseen. Sitoumuksen tavoitteet koskevat muovipakkauksia ja kertakäyttömuoveja, ja ulottuvat vuoteen 2025. Tavoitteena on esimerkiksi lisätä muovin kierrätystä 25 prosentilla ja kaksinkertaistaa kierrätettävien tuotteiden määrä.

Pohjoismaainen ministerineuvosto antoi keväällä 2019 julistuksen, jossa ministerit peräänkuuluttavat globaalia sopimusta muovista johtuvan merten roskaantumisen ehkäisemiseksi. Ministerineuvosto ryhtyi myös laatimaan raporttia, jossa tarkastellaan globaalin muovimeriroskasopimuksen sisältöä ja tavoitteita.

Itämeren suojelukomission (HELCOM) tehtävänä on toimeenpanna Itämeren rantavaltioiden ja EU:n välillä solmittua Itämeren suojelusopimusta. Komissio hyväksyi vuonna 2015 Itämeren roskaantumisen vähentämisen toimintasuunnitelman (Marine Litter Action Plan for the Baltic Sea). Siihen kuuluu sekä jäsenmaiden yhteisiä että omia toimenpiteitä. Osana HELCOM:n toimintasuunnitelman toteutusta Pidä Saaristo Siistinä ry on selvittänyt loppuun käytettyjen lasikuituhuviveneiden kierrätystä ja turvallista hävittämistä. Lokakuussa 2021 hyväksyttiin HELCOM:n päivitetty Itämeren toimintasuunnitelma, Baltic Sea Action Plan sekä meriroskan vähentämiseen tähtäävä konkreettinen toimintasuunnitelma Marine Litter Action Plan. Uudistettu suunnitelma sisältää useita uusia roskaantumisen torjumiseen kohdittavia toimenpiteitä.

---

<sup>10</sup> Decision of the Council C(2001)107/final concerning the control of transboundary movements of wastes destined for recovery operations as amended by C(2004)20.

### 7.3 Mikromuovien sääntely

Mikromuovien hallitsemiseksi ei ole toistaiseksi asetettu paljon sääntelyä. Tarkoituksella tuotteisiin lisättyjen mikromuovien osalta Euroopan kemikaalivirasto (ECHA) valmistelee rajoitusta REACH-asetukseen (EY) N:o 1907/2006<sup>11</sup>. Mikromuoveja lisätään tarkoituksella esimerkiksi hygienia- ja kosmetiikkatuotteisiin mm. ihon kuorimista varten. Tämän lisäksi niitä lisätään tarkoituksellisesti myös lannoitetuotteisiin, liukeneviin lannoitteisiin sekä torjunta-aineisiin. Jos rajoitukset hyväksytään, ne tulevat voimaan vuoden 2022 aikana.

REACH-asetus asettaa veloitteita ensisijaisesti kemiallisten aineiden valmistajille ja maahan tuojille. Mikromuoveille asetetuilla rajoituksilla voidaankin puuttua ainoastaan tuotteisiin tarkoituksella lisättyihin mikromuoveihin eikä esimerkiksi tuotteiden kulumisesta syntyviin mikromuoveihin. Toisin sanoen, REACH-asetuksen rajoituksella puututaan vain pieneen osaan mikromuoveista. Kuitenkin kielolla voidaan tehokkaasti vähentää tarkoituksella lisättyjen mikromuovien määrää ja pääsemistä ympäristöön. REACH-asetuksen rajoitukset ovat suoraan soveltuva oikeutta ja niitä on sovellettava kaikissa jäsenmaissa rajoitusten asettamisen jälkeen, jollei erillistä siirtymäaikaa aseteta.

REACH-asetuksessa säädetään nanomateriaaleista eli kemiallisista aineista tai materiaaleista, joiden hiukkaskoko on 1–100 nanometriä ainakin yhdessä ulottuvuudessa. Nanomateriaalien piiriin kuuluvat pienet muovikappaleet eli nanomuovit. Nanomuoveilla voi olla erilaisia fysikaalis-kemiallisia ominaisuuksia kuin muilla aineilla tai suuremmilla hiukkasilla. Näin ollen niihin voi liittyä ihmisten terveyteen ja ympäristöön kohdistuvia riskejä, jotka on pystyttävä hallitsemaan sääntelyn kautta. Esimerkiksi paristot, pinnoitteet ja kosmetiikka voivat sisältää nanomateriaaleja. Asetus asettaa 1.1.2020 voimaantulleita erityisvelvollisuuksia yrityksille, jotka valmistavat tai tuovat maahan nanomuotoisia aineita. Velvollisuudet liittyvät tiettyihin tietovaatimuksiin, jotka on esitetty REACH-asetuksen tarkistetuissa liitteissä: rekisteröintiin sisältyvien nanomuotojen tai nanomuotojen ryhmien luonnehdinta (liite VI), kemikaaliturvallisuusarviointi (liite I), rekisteröinnin tietovaatimukset (liitteet III ja VII–XI) ja jatkokäyttäjän velvollisuudet (liite XII). Liitteiden voimaantulon jälkeen sovelletaan uusia vaatimuksia kaikkiin uusiin ja jo tehtyihin REACH-rekisteröinteihin, joihin sisältyy nanomuotoisia aineita.

Mikromuovipäästöjä syntyy myös teollisten laitosten sekä esimerkiksi jätevedenpuhdistuslaitosten ja jätteenkäsittelylaitosten toiminnasta. Näiden toimintaa ohjataan yleensä ympäristönsuojelulain (527/2014) mukaisella ympäristöluvalla. Lain 52 §:n mukaan ympäristöluvassa on annettava tarpeelliset määräykset: 1) päästöistä, päästöraja-arvoista, päästöjen ehkäisemisestä ja rajoittamisesta sekä päästöpaikan sijainnista, 2) maaperän ja pohjavesien pilaantumisen ehkäisemisestä, 3) jätteistä sekä niiden määrän ja haitallisuuden vähentämisestä, 4) toimista häiriö- ja muissa poikkeuksellisissa tilanteissa, 5) toiminnan lopettamisen jälkeisestä alueen kunnostamisesta ja päästöjen ehkäisemisestä sekä muista toiminnan lopettamisen jälkeisistä toimista ja 6) muista toimista, joilla ehkäistään tai vähennetään ympäristön pilaantumista tai sen vaaraa. Ympäristöluvissa ei ole kuitenkaan juuri pystytty puuttumaan mikromuovipäästöihin, koska tämä vaatisi ympäristössä haitallisen pitoisuuden määrittelyä sekä rutiininomaista analytiikkaa, jolla pystyttäisiin tarkkailemaan laitosten mikromuovipäästöjä. Päästörajojen asettamista mikromuovipäästöille ei myöskään velvoiteta lupia koskevassa sääntelyssä.

Lannoitevalmisteiden mikromuoveihin on puututtu lannoitteita koskevassa sääntelyssä: EU:n uuden lannoitevalmisteasetuksen (EU) 2019/1009<sup>12</sup> (jonka soveltaminen alkaa heinäkuussa 2022) mukaan

<sup>11</sup> Euroopan parlamentin ja neuvoston asetus (EY) N:o 1907/2006 kemikaalien rekisteröinnistä, arvioinnista, lupamenettelyistä ja rajoituksista (REACH), Euroopan kemikaaliviraston perustamisesta, direktiivin 1999/45/EY muuttamisesta sekä neuvoston asetuksen (ETY) N:o 793/93, komission asetuksen (EY) N:o 1488/94, neuvoston direktiivin 76/769/ETY ja komission direktiivien 91/155/ETY, 93/67/ETY, 93/105/EY ja 2000/21/EY kumoamisesta (EUVL L 396, 30.12.2006, s. 1–849).

<sup>12</sup> Euroopan parlamentin ja neuvoston asetus (EU) 2019/1009 EU-lannoitevalmisteiden asettamista saataville markkinoilla koskevien sääntöjen vahvistamisesta ja asetusten (EY) N:o 1069/2009 ja (EY) N:o 1107/2009 muuttamisesta sekä asetuksen (EY) N:o 2003/2003 kumoamisesta (EUVL L 170, 25.6.2019, s. 1–114).

lannoitevalmisteisiin lisättävien polymeerien on 16.7.2026 jälkeen oltava biohajoavia<sup>13</sup>. Muiden, kansallisen sääntelyn piiriin jäävien lannoitevalmisteiden osalta vastaavaa rajoitusta ei vielä ole. Mikromuoveja voi päätyä lannoitevalmisteisiin esimerkiksi jätevesilietteen ja biojätteiden kautta.

Kulumisesta syntyviä mikromuovipäästöjä voidaan ehkäistä vähentämällä ympäristöön pääsevän makromuovin määrää. Useimmiten makromuovit on helpompi poistaa ympäristöstä sellaisenaan kuin poistaa niiden kulumisesta syntyneitä mikromuoveja esimerkiksi vesiympäristöstä. Ympäristöön päätyvien makromuovien määrää voidaan vähentää mm. tehokkaalla ja toimivalla jätehuollolla, paremmalla tuotesuunnittelulla, kulutuksen ja kertakäyttötuotteiden vähentämisellä, tuotteiden uudelleen käytöllä ja materiaalien tehokkaalla kierrätyksellä sekä roskaantumisen ehkäisemisellä. Näistä teemoista puhutaan tarkemmin seuraavissa alaluvuissa.

#### Mikromuovien sääntelyä koskevia katvealueita ovat mm. seuraavat:

- Rajoitukset tarkoituksella lisätyille mikromuoveille eivät vielä voimassa (tulossa 2022).
- Suoria ohjauskeinoja sekundaaristen mikromuovien syntymisen ehkäisemiseen ei ole.
- Ympäristöluvitusten ja tuotteiden valvonnan näkökulmasta mikromuoveille ei ole asetettu ympäristössä hyväksyttävää pitoisuuksia eikä ole olemassa riittävää analytiikkaa, jotta voitaisiin valvoa mikromuovipäästöjä, asettaa tavoitteita ja seurata määräyksien mukaista mikromuovipäästöjen vähentämistä edes pistekuormituksen yhteydessä.

### 7.4 Direktiivi tiettyjen muovituotteiden ympäristövaikutusten vähentämiseksi (2019/904/EU)

Kertakäyttömuovituotteiden aiheuttamiin ympäristöongelmiin on puututtu niin sanotulla SUP-direktiivillä (Single Use Plastics) (2019/904/EU)<sup>14</sup>. Direktiivissä asetetaan useita eri toimia, joiden tavoitteena on vähentää kertakäyttöisten muovituotteiden käyttöä ja niiden aiheuttamia ongelmia:

- **Tuotekiellot:** Tapauksissa, joissa käytettävissä on kohtuuhintaisia vaihtoehtoisia tuotteita, kertakäyttöisten muovituotteiden saattaminen markkinoille kielletään: muoviset vanupuikot, ruokailuvälineet, lautaset, pillit, juomien sekoitustikut ja ilmapallojen varret, jotka kaikki on valmistettava kokonaan kestävämmistä materiaaleista. Kertakäyttöiset muovista valmistetut juomapakkaukset sallitaan markkinoilla ainoastaan, jos niiden korkit ja kannet pysyvät niissä kiinni. Lisäksi oksohajoavasta<sup>15</sup> muovista valmistettujen tuotteiden saattaminen markkinoille kiellettiin.
- **Tavoitteet kulutuksen vähentämiseksi:** Jäsenvaltioiden on vähennettävä muovisten elintarvikepakkauksien ja juomamukien käyttöä esim. asettamalla kansallisia vähennystavoitteita sekä varmistamalla, että myyntipisteissä on saatavilla vaihtoehtoisia tuotteita ja ettei kertakäyttöisiä muovituotteita tarjota loppukuluttajalle myyntipaikassa ilmaiseksi.
- **Velvollisuudet tuottajille:** Tuottajat osallistuvat jätehuollon, puhdistamisen sekä valistustoimien kustannuksiin. Tämä koskee elintarvikepakkauksia, elintarvikkeiden paketteja ja kääreitä, juomapakkauksia ja mukeja, tupakkatuotteita, joissa on suodattimet, kosteuspyyhkeitä, ilmapalloja ja kevyitä muovikasseja. Lisäksi toimialalle luodaan kannustimia kehittää ympäristöä vähemmän pilaavia tuotteita.

<sup>13</sup> Kriteerit ”biohajoavuudelle” voidaan määritellä asetuksen 42 artiklan 6 kohdassa tarkoitetuilla delegoiduilla säädöksillä. Jos tällaisia kriteereitä ei ole määritelty, mitkään kyseisen päivän jälkeen markkinoille saatetut EU-lannoitevalmisteet eivät saa sisältää tällaisia polymeerejä.

<sup>14</sup> Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi (EU) 2019/904 tiettyjen muovituotteiden ympäristövaikutuksen vähentämisestä (EUVL L 155, 12.6.2019, s. 1–19). Kansallisesti implementoitu jätelain muutoksella (714/2021) ja valtioneuvoston asetuksella eräistä muovituotteista (771/2021).

<sup>15</sup> Oxo-hajoavilla muoveilla tarkoitetaan muovimateriaalia, jonka sisältämät lisäaineet hapettumisen kautta aiheuttavat muovimateriaalin pilkkoutumisen mikrokokoisiksi hiukkasiksi.



- **Sekoitevelvoite ja erilliskeräystavoitteet pulloille:** Jäsenvaltioiden on erilliskerättävä 77 % kertakäyttöisistä muovisista juomapulloista vuoteen 2025 mennessä esimerkiksi pantillisten palautusjärjestelmien kautta. Vuoteen 2029 mennessä pulloista on kerättävä 90 %. Lisäksi vuoteen 2025 mennessä PET-pulloissa on käytettävä 25 % kierrätettyä muovia. Vuoteen 2030 mennessä kierrätetyn muovin osuuden on oltava 30 prosenttia.
- **Merkintävaatimukset:** Tiettyihin tuotteisiin on kiinnitettävä selkeät ja vakiomuotoiset merkinnät, joista käy ilmi, miten jäte olisi hävitettävä, onko tuotteella haitallisia vaikutuksia ympäristöön sekä se, onko tuotteessa muovia. Tätä sovelletaan terveystuotteisiin, kosteuspyyhkeisiin ja ilmapalloihin.
- **Valistus:** Jäsenvaltiot velvoitetaan lisäämään kuluttajien tietoisuutta haitallisista vaikutuksista, joita aiheutuu kertakäyttöisistä muovituotteista ja kalastusvälineistä peräisin olevasta roskaantumisen, sekä näitä tuotteita varten käytettävissä olevista uudelleenikäyttöjärjestelmistä ja jätehuoltovaihtoehdoista.
- **Kalastusvälineiden osalta** komissio pyrkii täydentämään nykyisiä toimenpiteitä tuottajavastuuta koskevilla järjestelmillä muovia sisältäviä kalastusvälineitä varten. Kalastusvälineiden tuottajien on huolehdittava kustannuksista, jotka aiheutuvat jätteen keräämisestä sataman vastaanottolaitteista sekä sen kuljetuksesta ja käsittelystä. Niiden on huolehdittava myös tiedotustoimenpiteiden kustannuksista.

Tällä hetkellä jäsenvaltiot toimeenpanevat direktiivin mukaista sääntelyä. Suomessa direktiivin tuotekiellot ja merkintävaatimukset on pantu voimaan jätelain (646/2011) muutoslailla (714/2021), joka tuli voimaan 19.7.2021 sekä sen nojalla annetulla valtioneuvoston asetuksella eräistä muovituotteista (771/2021), joka tuli voimaan 23.8.2021. Muiden direktiivin vaatimusten täytäntöönpanon edellyttämistä lakitason muutoksista laaditaan erillinen jätelain muuttamista koskeva hallituksen esitys, jonka on tarkoitus lähteä lausunnoille vuoden 2021 lopussa. Tämän lisäksi asetettaisiin uutta asetustason sääntelyä, joilla esim. muovituotteita koskevaa asetusta täydennettäisiin.

Direktiivin toimeenpanoa hidastivat sen peruskäsitteiden määrittelyä ja merkintävaatimuksia koskevat täytäntöönpanosäädökseen liittyvät ongelmat. Alun perin direktiivissä jäi epäselväksi esimerkiksi mitä siinä tarkoitettiin muovilla ja muovituotteilla. Komission merkintävaatimuksia koskeva täytäntöönpanosäädös julkaistiin joulukuussa 2020 ja muovin ja muovituotteiden määrittelyä koskeva ohjeistus kesäkuussa 2021. Muovituotteiden määrittelyn osalta keskusteluun nousivat erityisesti kuitupakkausten asema silloin kun niihin on lisätty muovipinta, jonka tarkoituksena on suojella pakkauksia vedeltä tai rasvalta. Lisäksi edelleen on kuitenkin avoinna ns. dispersiomateriaalin muovistatus, jos dispergointi ei muodosta pintaa vaan on lisätty itse materiaaliin. Komissio totesi ohjeistuksessaan, että muovin määrälle tuotteessa ei ole asetettu SUP-direktiivissä vähimmäisrajaa. Ohjeistuksen mukaan SUP-direktiivin muovituotteita koskevat vaatimukset koskisivat siis myös esimerkiksi kuitupakkauksia, joissa on muovinen pinnoite.<sup>16</sup>

#### SUP-sääntelyä koskevia katvealueita ovat mm. seuraavat:

- Sääntelyn kansallinen toimeenpano on vielä osittain kesken. Tosin myöskään direktiivin siirtymäajat eivät ole menneet.  
Direktiivin määritelmiin ja soveltamisalaan liittyy jatkossakin epävarmuutta.

<sup>16</sup> C(2021) 3762 final. Commission guidelines on single-use plastic products in accordance with Directive (EU) 2019/904 of the European Parliament and of the Council of 5 June 2019 on the reduction of the impact of certain plastic products on the environments, s. 8–10.

## 7.5 Makromuovit

### 7.5.1 Muovi ja jätehuolto

Jätehuollosta ja jätteistä säädetään EU:n tasolla jätedirektiivissä (98/2008/EY)<sup>17</sup>. Kansallisesti direktiivi on implementoitu pääosin jätelaille. Kesällä 2018 jätedirektiiviin tehtiin mittavia muutoksia (2018/851/EU)<sup>18</sup>. Muutoksissa mm. selvennettiin jätelainsäädännön käsitteitä sekä tiukennettiin jäsenvaltioille asetettuja kierrätystavoitteita. Lisäksi kierrätysasteiden laskentaperusteita muutettiin niin, että käytännössä useimpien jäsenvaltioiden nykyisten kierrätysasteet laskevat uuden laskentatavan käyttöönoton mukana.<sup>19</sup> Suomella on ollut jo nyt vaikeuksia saavuttaa esimerkiksi yhdyskuntajätteille asetettuja kierrätystavoitteita, ja jätedirektiivin muutokset asettavat entistä suurempia paineita muovinkierrätyksen lisäämiselle.<sup>20</sup> Lisäksi pakkausjätedirektiivin (94/62/EY)<sup>21</sup> muutosdirektiivissä (EU) 2018/852<sup>22</sup> asetettiin kierrätystavoite kierrättää 50 % muovisista pakkauksista vuoteen 2025 mennessä ja 55 % vuoteen 2030 mennessä. Nämä tavoitteet on tuotu kansalliseen lainsäädäntöön heinäkuussa 2021 voimaan tulleella uudistetulla jätelaille ja sen nojalla annetulla uudella pakkausasetuksella (Vna 1029/2021).

Kierrätystavoitteet on kohdistettu EU-jäsenvaltioille ja on niiden vastuulla saavuttaa kyseiset tavoitteet. Käytännössä kuitenkin suuri osa velvoitteista on asetettava yksityiselle sektorille. Muovituotteiden valmistajat ja maahantuojat sekä muovinkierrättäjät voivat toiminnallaan suorimmin vaikuttaa muovin kierrätystavoitteiden saavuttamiseen. Jäsenvaltioiden vastuulle jää luoda sääntelykehikko, joka tukee ja kannustaa tähän. Jätehuoltotoiminnan taloudellinen kannattavuus perustuu usein ns. porttimaksuihin: mitä enemmän jätettä otetaan vastaan, sitä enemmän tuloja jätehuoltoyritykselle saa. On arveltu, ettei tämä yritysten toimintalogiikka ole omiaan edistämään mahdollisimman tehokasta kierrätystä (Turunen ym., 2022).

Jätelain uudistus edellytti, että yksi pakkausten tuottajayhteisö hoitaa kaikkien pakkausmateriaalien tuottajavastuun. Muutoksen jälkeen myös muovipakkausten tuottajavastuu siirtyi Suomen Pakkaustuottajat Oy:n piiriin. Aiemmin muovipakkausten kerääminen kuuluu tuottajavastuun piiriin ja siitä vastasi muovipakkausten tuottajayhteisö, Suomen Uusiomuovi Oy. Kuitenkaan nykyäänkään muovin erilliskeräyksen piiriin eivät kuulu muut kuluttajamuovit eli niitä ei saa viedä muovipakkausten keräyspisteisiin. Toistaiseksi ne kerätään sekalaisen yhdyskuntajätteen seassa. Jätelain muutoksen yhteydessä lisätyssä uudessa 15a §:ssä säädetään, että uudelleenkäytön valmistelua ja kierrätystä varten erilliskerättyä jätettä ei saa toimittaa poltettavaksi eikä sijoitettavaksi kaatopaikalle.<sup>23</sup> Erilliskerätyn jätteen myöhemmästä

<sup>17</sup> Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2008/98/EY jätteistä ja tiettyjen direktiivien kumoamisesta (EUVL L 312, 22.11.2008, s. 3–30).

<sup>18</sup> Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi (EU) 2018/851 jätteistä annetun direktiivin 2008/98/EY muuttamisesta (EUVL L 150, 14.6.2018, s. 109–140).

<sup>19</sup> Komission täytäntöönpanopäätös (EU) 2019/1004 sääntöjen vahvistamisesta jätettä koskevien tietojen laskentaa, todentamista ja toimittamista varten Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivin 2008/98/EY mukaisesti ja komission täytäntöönpanopäätöksen C(2012) 2384 kumoamisesta (tiedoksiannettu numerolla C(2019) 4114) (EUVL L 163, 20.6.2019, s. 66–100).

<sup>20</sup> SWD (2018) 417 lopullinen. Komission yksiköiden valmisteluasiakirja: varhaisvaroituskertomus Suomelle. Oheisasiakirja komission kertomukseen Euroopan parlamentille, neuvostolle, Euroopan talous- ja sosiaalikomitealle ja alueiden komitealle – EU:n jätelainsäädännön täytäntöönpanosta, mukaan lukien varhaisvaroituskertomus jäsenvaltioille, jotka ovat vaarassa jäädä yhdyskuntajätteen uudelleenkäyttöön valmistelulle ja kierrätykselle asetetusta, vuoteen 2020 ulottuvasta tavoitteesta.

<sup>21</sup> Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 94/62/EY pakkauksista ja pakkausjätteistä (EYVL L 365, 31.12.1994, s. 10–23. Suomenkielinen versio: Chapter 15 Volume 013 s. 266–279).

<sup>22</sup> Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi (EU) 2018/852 pakkauksista ja pakkausjätteistä annetun direktiivin 94/62/EY muuttamisesta (EUVL L 150, 14.6.2018, s. 141–154).

<sup>23</sup> Pykälä implementoi kansallisesti jätedirektiivin 10 artiklan 4 kohdan ja kaatopaikkadirektiivin 5 artiklan 3 kohdan f alakohdan mukaiset vaatimukset.

käsittelystä syntyvä jäte (kuten lajittelurejektit)<sup>24</sup> voidaan kuitenkin polttaa tai sijoittaa kaatopaikalle, jos näin saavutetaan etusijajärjestyksen kannalta paras tulos.

Muovijätettä syntyy erilliskerättyjen muovipakkausten lisäksi myös mm. teollisuudesta ja osana muita kuluttajajätteitä. Muovia löytyy kunnallisesti kerätystä yhdyskuntajätteestä sekä tuottajavastuun alaisista jätevirroista kuten sähkö- ja elektroniikkaromusta sekä käytöstä poistetuista ajoneuvoista. Teollisuudessa syntyvästä muovijätteestä vastaavat jätteen haltijat eli tyypillisesti ne, joiden toiminnasta jäte syntyy. Muun muassa muovintuotannossa syntyy sivuvirtoja, jotka voidaan käyttää hyödyksi esimerkiksi muovin valmistuksessa. Tällaiset sivuvirrat voidaan määritellä jätelain 5a §:n mukaisiksi sivutuotteiksi jätteiden sijaan, jos ne täyttävät pykälän kriteerit. Näin niitä voidaan käyttää samoilla reunaehdoilla kuin neitseellisiä raaka-aineita. Muussa tapauksessa niitä tulisi pitää jätelain mukaisina jätteinä.

Muovin jätehuoltoon voivat vaikuttaa myös jätteensierrot. Toisinaan muovijäte voi olla tarkoituksemukaista siirtää toiseen valtioon esimerkiksi tehokkaampaa kierrätystä varten. Pääsääntönä on, että jäte kuuluu EU:n tavarahan vapaan liikkuvuuden piiriin. Tästä huolimatta jätteen siirroille on asetettu omaa sääntelyään, joka perustuu mm. Baselin sopimukseen ja OECD:n asettamaan sääntelyyn. EU:n tasolla jätteensierroista säännellään asetuksessa (EY) N:o 1013/2006<sup>25</sup> ja kansallisesti jätteensierroista säädetään jätelain 12 luvussa. Sääntelyssä erotetaan vaaraton hyödyntämiseen menevä vihreän listan jäte ja muu jäte, jonka siirroista tulee ilmoittaa kohdemaan viranomaiselle ja saada hyväksyntä siirrolle. Vihreän listan jätteen osalta ilmoitus siirrosta riittää. Jätteensierroissa nousevat esiin kysymykset kierrätetyn tuotteistetun jäteperäisen materiaalin jätteeksi luokittelusta. Jätteensierroja koskevan asetuksen 28. artiklan mukaan alkuperämaan ja kohdemaan viranomaisten ollessa eri mieltä aineen tai esineen jätteeksi luokittelusta materiaali tulisi luokitella jätteeksi. Tästä syystä esimerkiksi kansalliset linjaukset jätteeksi luokittelun päättymisestä eivät ole automaattisesti voimassa toisessa valtiossa. Suomessa jätteensierroista vastaava viranomainen on Suomen ympäristökeskus.

## 7.5.2 Muovin kierrätys

Muovijätteen kierrätyksen osalta on olennaista lainsäädännöllisestä näkökulmasta, milloin muovia pidetään jätteenä ja milloin ei. Jätedirektiivissä säädetään jätteeksi luokittelun päättymisen kriteerit, jotka on kansallisesti implementoitu jätelain 5b §:ssä. Jos kriteerit täyttyvät, lakkaa aine tai esine hyödyntämistoimen (esim. kierrätys) läpikäytyään olemasta jätettä. Tämä on välttämätöntä, mikäli kierrätettyä muovia halutaan käyttää uudestaan muovin raaka-aineena. Jätteeksi luokittelun päättymisestä (Ei-enää-jätettä) voidaan eri jätelajeittain säännellä EU:n tasolla tai kansallisesti. Jos tietylle jätejakeelle ei ole asetettu jätteeksi luokittelun päättymisen -kriteerejä yleisessä sääntelyssä, voidaan sen jätteeksi luokittelun päättymisestä linjata tapauskohtaisesti. Jätelain 5b §:n 3 momentin mukaan Suomessa asian käsittelyssä noudatetaan, mitä ympäristönsuojelulaissa säädetään ympäristöluvan myöntämisestä tai sen muuttamisesta.

EU:n tasolla ei ole säädetty Ei-enää-jätettä -kriteerejä kierrätetyille muoville. Muovin mekaaniselle ja kemialliselle kierrätykselle ei myöskään ole toistaiseksi kansallista lainsäädäntöä Suomessa. Kuitenkin erilliskerätylle mekaanisesti kierrätetyille muoville valmistellaan tällä hetkellä kansallista asetusta jätteeksi luokittelun päättymisestä. Asetusvalmistelun keskeinen tavoite on luoda yhteinen ja tasapuolinen sääntelykehikko, joka kannustaa korkealaatuiseen muovinkierrätykseen. Asetuksen tultua voimaan toiminnanharjoittajat voivat ottaa arviointiperusteet käyttöön toiminnassaan ja näin valmistaa kierrätysprosesseissaan muovia, jonka jätteeksi luokittelun on päättynyt. Arviointiperusteet koskevat jätedirektiivin vaatimusten mukaisesti a) sallittuja syötteitä eli jätemuoveja, joiden jätteeksi luokittelu päättyisi, kun niistä valmistetaan uusiomuoviraaka-ainetta; b) hyödyntämistointia eli muovijätteen prosessointia; c) hyödyntämistoimesta saadun uusiomuoviraaka-aineen sallittuja käyttötarkoituksia ja laatua sekä d)

<sup>24</sup> HE 40/2021 vp. Hallituksen esitys eduskunnalle laeiksi jätelain ja eräiden siihen liittyvien lakien muuttamisesta.

<sup>25</sup> Euroopan parlamentin ja neuvoston asetus (EY) N:o 1013/2006 jätteiden siirrosta (EUVL L 190, 12.7.2006, s. 1–98).

muovinkierrätystoiminnan laadunvarmistusta. Vain osa muovijätteistä sisällytettäisiin asetuksen soveltamisalaan. Tämä tarkoittaisi, että vain niiden muovijätteiden, jotka soveltuvat mekaaniseen kierrätykseen ja joista voidaan valmistaa uusiomuoviraaka-ainetta, joka ei aiheuta riskiä ympäristölle tai terveydelle, jätteeksi luokittelu olisi mahdollista päättää ottamalla asetuksen arviointiperusteet käyttöön yksittäisellä kierrätyslaitoksella. Toistaiseksi näiden arviointiperusteiden täyttymistä on arvioitu vaihtelevasti osana laitosten ympäristölupien valvontaa tai tarkastamista.

Tällä hetkellä yleistä sääntelykehikkoa kuten kansallista asetusta ei ole kuitenkaan olemassa ja kierrätetyn muovin jätteeksi luokittelua tulisi arvioida tapauskohtaisesti. Suomessa toimivien muovinkierrättäjien ympäristöluvista ei ole tehty systemaattista tutkimusta, mutta useilla toimijoilla, jotka valmistavat käytännössä tuotteistettua (ei-jäte-) muovia kierrättämällä muovijätettä, ei ole varsinaista päätöstä muovijätteen jätteeksi luokittelun päättymisestä.<sup>26</sup> Muovin kierrätyksen osalta vaikuttaisikin olevan olemasta laajahko ”harmaa alue”, jossa muovijätteen tuotteistamisen säännöt eivät ole selvät. Tämä voi aiheuttaa ongelmia toiminnan ympäristö- ja terveysvaikutusten hallinnassa, kierrätysmuovin laadussa ja toimijoiden yhdenvertaisuudessa sekä oikeusvarmuudessa. Suomessa tapauskohtaista päätöksentekoa jätteeksi luokittelun päättymisestä on pyritty ohjaamaan elokuussa 2019 julkaistulla ohjeistuksella.<sup>27</sup>

Mekaanisen kierrätyksen lisäksi muovijätettä on mahdollista kierrättää myös kemiallisesti. Kemiallinen kierrätys on muovin purkamista takaisin lähtöaineiksi eli monomeereiksi tai muiksi raaka-aineiksi. On arvioitu, että kemiallinen kierrätys voisi tarjota etuja monimutkaisten polymeerien kierrättämisessä verrattuna mekaaniseen kierrätykseen (Turunen ym., 2022).<sup>28</sup> Kemiallisen kierrätyksen laajempaa käyttöä kuitenkin rajoittavat vielä tarvittavan teknologian korkeat kustannukset ja kemiallisen kierrätyksen epäselvä asema jätelainsäädännön mukaisena ”hyödyntämistoimena”. Euroopan komissiolta odotetaan ohjeistusta jälkimmäiseen kysymykseen lähitulevaisuudessa.

Muovin kierrätystä on pyritty tehostamaan myös ns. muoviverolla. Veroa on tarkoitus periä kierrättämättömistä muovista. Hallituksen kevään 2018 kehysriihessä tekemän päätöksen mukaisesti valtiovarainministeriö on laatinut virkamiesselvityksen, jossa arvioidaan mahdollisia muoviveron toteuttamisvaihtoehtoja sekä niihin liittyviä haasteita. Selvitykseen sisältyy taustatietoa muoveista ja niiden ympäristövaikutusten vähentämiseen tähtäävistä toimista, mutta siihen ei sisälly tarkempia arvioita verovaihtoehtojen vaikutuksista esim. kertakäyttöisten muovituotteiden kulutukseen, kierrätykseen ja roskaantumiseen. Muoviveroa ei ole otettu ainakaan vielä käyttöön, mutta EU:n muoviomavara sen sijaan otettu käyttöön 1.1.2021. Järjestelmässä jäsenvaltioiden EU-jäsenmaksu määräytyy osin muovin kierrätysasteen perusteella; 0,80 € / kg kierrättämätöntä muovipakkausjätettä.

### 7.5.3 Haitallisten aineiden hallinta

Muovin kierrätyksessä esteiksi saattavat myös muodostua niiden sisältämät lisäaineet. Muovit esiintyvät harvoin puhtaiden polymeerien muodossa, ja yleensä niihin on lisätty erilaisia lisäaineita tiettyjen ominaisuuksien saavuttamiseksi (ks. 3.6.1). Vaikka nämä lisäaineet ovat välttämättömiä muovien monipuolisten käyttötarkoitusten takaamiseksi, ne voivat toisinaan aiheuttaa esteitä niiden kierrätykselle. Erilaisien kemikaaliriskien hallinnasta on säännelty useammassa säädöksessä. Näistä tärkeimmät ovat

<sup>26</sup> Salminen, Jani – Turunen, Topi – Fjäder, Päivi: Muistio kansallisten EoW-menettelyiden mahdollisuuksista mekaanisen muovinkierrätyksen edistämisessä. Suomen ympäristökeskus 12.6.2020. Julkaisematon.

<sup>27</sup> Ympäristöministeriön muistio: Jätteeksi luokittelun päättymistä koskeva tapauskohtainen päätöksenteko. Ympäristönsuojeluosasto 30.8.2019.

<sup>28</sup> Ks. Roschier, S. – Mikkola, J. – Värre, U. – Saario, M.: Chemical recovery solutions and the market for plastic waste in the circular economy. Publications of the Ministry of Economic Affairs and Employment 2019:64.

REACH-asetus, CLP-asetus (EY) N:o 1272/2008<sup>29</sup>, POP-asetus (EU) 2019/1021<sup>30</sup> sekä RoHS-direktiivi (2011/65/EU)<sup>31</sup>. Tässä raportissa ei käydä läpi yksityiskohtaisesti eri säädösten sisältämiä perusvelvollisuuksia.<sup>32</sup> Käytännössä jäteperäisille materiaaleille (sivutuote, ei-enää-jätettä) on olemassa joitain poikkeuksia, joiden tarkoitus on helpottaa niiden käyttöä verrattuna neitseellisiin materiaaleihin.<sup>33</sup>

Jotta kemikaaliriskejä voitaisiin riittävällä tavalla hallita, on eri tuotteiden sisältämistä kemiallisista aineista pystyttävä saamaan riittävästi tietoa. Esimerkiksi REACH-asetuksen lupamenettely ja rajoitukset sekä POP-asetuksen asettamat rajoitukset toimivat luonnollisesti vain, jos erityistä huolta aiheuttavat (SVHC-aineet) sekä rajoitetut aineet voidaan tunnistaa. Muutamia poikkeuksia lukuun ottamatta jäteperäisiin materiaaleihin sovelletaan samaa sääntelyä kuin neitseellisiin materiaaleihin. Kuitenkin käytännössä tilanne on usein se, että esimerkiksi kierrätetyistä (jotka ovat lakanneet olemasta jätettä) materiaaleista ei ole saatavissa yhtä paljon kemikaalitietoa kuin neitseellisistä materiaaleista.<sup>34</sup> Muovien osalta REACH-asetuksen velvollisuuksista on olennaista ottaa huomioon, että sen mukaan rekisteröidään monomeerit, mutta ei polymeerejä. Muoveissa esiintyvien haitallisten aineiden hallinnan helpottamiseksi Euroopan komissio aikoo kuitenkin tehdä ehdotuksen eräiden huolta aiheuttavien polymeerien rekisteröintivaatimuksesta.<sup>35</sup>

Haitallisten aineiden hallinta on koettu erityisen ongelmalliseksi etenkin REACH-asetuksen mukaisissa esineissä. Jätedirektiivin muutoksessa lisättiin siihen sääntelyä<sup>36</sup> ns. SCIP-tietokannasta (Substances of Concern In articles as such or in complex objects (Products)), jonka tarkoituksena on parantaa tiedonsaantia esineiden ja jätteiden sisältämistä erityistä huolta aiheuttavista aineista. Tietokantaa koskevan sääntelyn mukana kaikkien toimittajien<sup>37</sup>, jotka toimittavat EU:n markkinoille sellaisia esineitä, jotka sisältävät luvanvaraisten aineiden SVHC-ainetta yli 0,1 painoprosentin pitoisuutena, on toimitettava ECHA:lle tietoa tästä esineestä. Poiketen esimerkiksi REACH-asetuksen rekisteröintijärjestelmästä SCIP-tietokannan avulla varmistetaan<sup>38</sup>, että esineissä olevista aineista on saatavilla tietoa tuotteiden ja materiaalien koko elinkaaren ajan myös silloin, kun niistä on tullut jätettä. Tietokannassa olevat tiedot ovat saatavilla jätehuollon toimijoille ja kuluttajille. Tietokanta auttaa parantamaan jätteenkäsittelykäytäntöjä ja edistämään jätteen käyttöä resurssina. Muistettava on kuitenkin, että SCIP-tietokantakaan ei tuo saataville jäteperäisistä materiaaleista muuta kemikaalitietoa kuin SVHC-aineita koskevaa tietoa.

Kierrätetyn muovin käyttämiselle on olemassa myös muita esteitä kuin mahdolliset haitalliset aineet. Kierrätetyn muovin käyttämiselle tietyissä käyttötarkoituksissa on asetettu seuraavia rajoituksia:

---

<sup>29</sup> Euroopan parlamentin ja neuvoston asetus (EY) N:o 1272/2008 aineiden ja seosten luokituksista, merkinnöistä ja pakkaamisesta sekä direktiivien 67/548/ETY ja 1999/45/EY muuttamisesta ja kumoamisesta ja asetuksen (EY) N:o 1907/2006 muuttamisesta (EUVL L 353, 31.12.2008, s. 1–1355).

<sup>30</sup> Euroopan parlamentin ja neuvoston asetus (EU) 2019/1021 pysyvistä orgaanisista yhdisteistä (EUVL L 169, 25.6.2019, s. 45–77).

<sup>31</sup> Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2011/65/EU tiettyjen vaarallisten aineiden käytön rajoittamisesta sähkö- ja elektroniikkalaitteissa (EUVL L 174, 1.7.2011, s. 88–110).

<sup>32</sup> Kemikaalisääntelyn perusvaatimuksia käsitellään esim. PLAST-in WP3 julkaisussa (Fjäder ym. 2022).

<sup>33</sup> Näistä enemmän esim. Alaranta, Joonas – Turunen, Topi: How to Reach a Safe Circular Economy? – Perspectives on Reconciling the Waste, Product and Chemicals Regulation. *Journal of Environmental Law* (33) 2021, s. 128–130.

<sup>34</sup> Syitä tämän avataan esimerkiksi KOM (2018) 32 lopullinen. Komission tiedonanto Euroopan parlamentille, neuvostolle, Euroopan talous- ja sosiaalikomitealle ja alueiden komitealle kiertotalouspaketin täytäntöönpanosta: vaihtoehtoja kemikaali-, tuote- ja jätelainsäädännön rajapinnalla yksilöityjen ongelmien ratkaisemiseksi.

<sup>35</sup> Komission tiedonanto Euroopan parlamentille, neuvostolle, Euroopan talous- ja sosiaalikomitealle ja alueiden komitealle: Kestävyyttä edistävä kemikaalistrategia - Kohti myrkyttöä ympäristöä, s. 20.

<sup>36</sup> Artikla 9(1i).

<sup>37</sup> REACH-asetuksen 3 artiklan 33 kohdan mukaan esineen toimittajalla tarkoitetaan ”esineen tuottajaa tai maahantuojaa, jakelijaa tai muuta toimitusketjun toimijaa, joka saattaa esineen markkinoille”.

<sup>38</sup> REACH-asetuksessa edellytettiin jo aiemmin, että niiden toimittajien, joiden esineissä SVHC-aineen pitoisuus on yli 0,1 painoprosenttia, on annettava toimitusketjussa ja myös kuluttajille heidän pyynnöstään riittävästi tietoa.

asetuksessa (EY) N:o 282/2008<sup>39</sup> säädetään kokonaan tai osittain kierrätetystä muovista tehdyistä materiaaleista ja esineistä, jotka ovat kosketuksissa elintarvikkeiden kanssa. Asetuksen mukaan kierrätettyjä muoveja saa käyttää elintarvikekontaktissa ainoastaan, jos niiden käyttämiselle on saatu lupa Euroopan komissiolta Euroopan ruokaturvallisuusviraston (European Food Safety Agency, EFSA) arvioon perustuen. Arviointi perustuu mekaanisen kierrätyksen ja tuotantomethodien turvallisuuden ja kontaminaatioiden todentamiseen. EFSA arvioi syöttöpanoksen laatua, puhdistusprosessien tehokkuutta ja kierrätetyn muovin suunniteltua käyttötarkoitusta. Asetuksessa (EU) N:o 10/2011<sup>40</sup> säädetään muuten elintarvikkeiden kanssa kosketukseen joutuvista muovisista materiaaleista. Asetuksessa asetetaan rajoituksia esimerkiksi tietyille metalleille. Joissain jäsenvaltioissa on jo kielletty PFAS-yhdisteiden ja BPA:n käyttö elintarvikemuoveissa ja USAssa on rajoitettu sekä PFAS-yhdisteiden että ftalaattien käyttöä niissä. Tällaisia rajoituksia ei ole kuitenkaan vielä asetettu EU:n tasolla.

## 7.5.4 Roskaantuminen

Useat kansainväliset sitoumukset pyrkivät eri tavoilla ehkäisemään ympäristön, etenkin merien, roskaantumista. Näitä kansainvälisiä sitoumuksia kuvataan tarkemmin alaluvussa 6.1. Kansainvälisten sitoumusten pääsisällöt ja tavoitteet on pyritty toimeenpanemaan EU:n tasoisessa ja kansallisessa sääntelyssä.

SUP-direktiivin päätavoite on puuttua kertakäyttöisten muovituotteiden aiheuttamaan merten roskaantumiseen. Se asettaa sääntelyä, jolla on suora vaikutus ympäristön roskaantumiseen. Ensimmäkin se rajoittaa eräiden kertakäyttöisten muoviesineiden myyntiä, mikä vähentää niiden käyttöön liittyvää roskaantumista. Tämän lisäksi direktiivi asettaa merkintävaatimuksia koskien mm. tuotteiden<sup>41</sup> sisältämää muovia ja haitallisia ympäristövaikutuksia, joita se aiheuttaa roskaantumisen tai muun epäasianmukaisen loppukäsittelyn kautta. Direktiivissä säädetään myös eräiden tuotteiden (mm. elintarvikepakkaukset, juomapakkaukset, tupakkatuotteet) laajennetusta tuottajavastuusta ja sen alle menevistä roskaantumista koskevista toimista. Roskaantumisen osalta direktiivissä säädetään, että kyseisistä tuotteista aiheutuvan roskaantumisen puhdistamisesta ja näiden roskien kuljetuksesta ja käsittelystä aiheutuvat kustannukset tulevat tuottajien huolehdittaviksi. Kuitenkin roskaantumisen puhdistamiskustannukset on rajoitettava viranomaisten toteuttamiin tai niiden puolesta toteutettuihin toimiin. Roskaantumisen puhdistamiskustannukset voidaan määrittellä oikeasuhteisesti. Direktiivin mukaan jäsenvaltiot voivat minimoida hallinnollisia kustannuksia määrittämällä puhdistamiskustannuksia koskevia rahoitusosuuksia asianmukaisina monivuotisinä ja kiinteinä määrinä.

EU:n jätedirektiivissä puolestaan on vain yksittäisiä mainintoja ja yleisluontoinen tavoite roskaantumisen ehkäisemisestä. Roskaantumisen ja sitä koskevista vastuista säännellään Suomessa jätelain 8 luvussa. Lain 72 §:ssä säädetään roskaamiskiellosta, jonka mukaan ympäristöön ei saa jättää jätettä, hylätä konetta, laitetta, ajoneuvoa, alusta tai muuta esinettä eikä päästää ainetta siten, että siitä voi aiheutua epäsiisteyttä, maiseman rumentumista, viihtyisyyden vähentymistä, ihmisen tai eläimen loukkaantumisen vaaraa tai muuta niihin rinnastettavaa vaaraa tai haittaa. Ensisijainen siivoamisvelvollisuus kuuluu lain mukaan roskaajalle, mutta jos roskaajaa ei saada selville tai tavoiteta taikka jos roskaaja ei huolehdi siivoamisvelvollisuudestaan, siivoamisvelvollinen voi olla esimerkiksi maantien, yksityisen tien, radan tai sataman pitäjä alueella, joka on roskaantunut tien, radan tai sataman käytöstä tai yleisötilaisuuden

<sup>39</sup> Komission asetus (EY) N:o 282/2008 elintarvikkeiden kanssa kosketukseen joutuvista kierrätysmuovimateriaaleista ja -tarvikkeista ja asetuksen (EY) N:o 2023/2006 muuttamisesta (EUVL L 86, 28.3.2008, s. 9–18).

<sup>40</sup> Komission asetus (EU) N:o 10/2011 elintarvikkeiden kanssa kosketukseen joutuvista muovisista materiaaleista ja tarvikkeista (EUVL L 12, 15.1.2011, s. 1–89).

<sup>41</sup> Merkintävaatimukset koskevat seuraavia tuoteryhmiä: terveysiteet, tamponit ja tamponien asettimet, kosmeettiset pyyhkeet eli henkilökohtaiseen hygieniaan ja kotitalouksien käyttöön tarkoitettut esikosteutetut pyyhkeet, suodattimelliset tupakkatuotteet ja suodattimet, joita pidetään kaupan käytettäväksi yhdessä tupakkatuotteiden kanssa ja juomamukit (Direktiivin liite D).

järjestäjä tilaisuuteen varatulla ja sen välittömässä läheisyydessä olevalla alueella, joka on roskaantunut tilaisuuden johdosta, tai alueen haltija, jos tilaisuus järjestetään hänen suostumuksellaan eikä tilaisuuden järjestäjä huolehdi siivoamisvelvollisuudestaan. Laki asettaa myös velvoitteita mm. yleisötilaisuuden järjestäjälle järjestää roskaantumisen ehkäisemiseksi alueelle riittävä jätteen keräys ja muut jätehuollon palvelut. Tontinomistajan ja kunnan velvollisuudesta pitää katu ja eräät yleiset alueet puhtaana säädetään kadun ja eräiden yleisten alueiden kunnossa- ja puhtaanapidosta annetussa laissa (669/1978). Tämän lisäksi rakennetun ympäristön hoitoon sovelletaan maankäyttö- ja rakennuslain (132/1999) relevantteja säännöksiä. Aluksen tavanomaisesta toiminnasta aiheutuvaan roskaantumiseen sovelletaan lisäksi, mitä aluksista aiheutuvien päästöjen ehkäisemisestä säädetään merenkulun ympäristönsuojelulaissa (1672/2009). Ajoneuvojen siirtämisestä säädetään lisäksi ajoneuvojen siirtämisestä annetussa laissa (828/2008).

Lisäksi roskaantumista ehkäistään myös merienhoidon yhteydessä. Vuoden 2021 loppuun mennessä päivitettävässä merienhoidon toimenpideohjelmassa pyritään vähentämään mereen päätyvää silmin havaittavaa roskaa sekä mikromuovien esiintymistä. Meneillään olevan päivityksen luonnos sisältää useita roskaamista vähentävät tavoitteita ja toimia, kuten: Jätteen aluekeräyksen kehittäminen ja liattomien kaatopaikkojen vähentäminen, hylättyjen lasikuituveneiden jätehuollon järjestäminen, virkistykseen yleisesti käytettävien ranta-alueiden roskaantumisen vähentäminen valistuksella ja asianmukaisilla jäteastioilla, venesatamien ja veneilyn jäte- ja jätevesihuollon kehittäminen, merenkulusta aiheutuvan roskaantumisen vähentäminen, hulevesien ja jätevesien roska- ja mikroroskakuormituksen vähentäminen sekä tieliikenteen mikroroskakuormituksen ja maatalouden muovikuormituksen vähentäminen. Veteen päätyvään roskaantumiseen on pyritty puuttumaan myös esimerkiksi yhdyskuntajätevesiä koskevan sääntelyn kautta.

Elokuussa 2021 Suomessa tehtiin kansalaisaloite roskaamisen rangaistavuudesta seuraamismaksuin. Aloitteen mukaan ”roskaamisen tehostettu valvonta ja roskaamisen seuraamusmaksut ohjaisivat vähentämään roskausta yksilötasolla, kantamaan vastuuta roskien huolehtimisesta asianmukaisille kierätyspisteille ja toisivat lisävaroja kunnille hallinnollisten seuraamusmaksujen myötä”.<sup>42</sup> Esimerkiksi Irlannissa on asetettu sakkorangaistuksia roskaamisesta. Sakkojen suuruus on 150 ja 4000 euron välillä. Paikallinen viranomainen voi myös asettaa hallintopakon, jos roskaaja jatkaa toimintaansa. Suoraan roskaamista koskevaa lainsäädäntöä on asetettu myös mm. Tanskassa, Italiassa, Englannissa ja Pohjois-Irlannissa sekä Maltalla.

## 7.5.5 Tuotesuunnittelu

On selvää, että käytettyjen muovien määrään ja laatuun sekä niiden vaikutuksiin voidaan vaikuttaa ohjaamalla tuotesuunnittelua. EU:n tasolla ekosuunnittelusta säädetään ekosuunnitteludirektiivissä (2009/125/EY)<sup>43</sup> ja sen nojalla annetuilla tuoteryhmäkohtaisilla vaatimuksilla. Suomessa direktiivi on toimeenpantu ekosuunnittelulaille (1005/2008, muutettu 1009/2010). Direktiivi ja laki asettavat peruseriaatteet tuotteiden ekosuunnittelulle. Tämän lisäksi EU:n tasolla direktiivin nojalla annetaan tiettyjä tarkkoja tuoteryhmäkohtaisia vaatimuksia. Tuoteryhmäkohtaisia vaatimuksia on annettu EU-asetuksina ja ne määrittävät minimisuoritustason tietyille tuoteryhmälle: Jos tuoteryhmään kuuluva tuote ei täytä vaatimuksia, ei sitä saa tuoda markkinoille EU:ssa. Tuotteiden vapaan liikkuvuuden varmistamiseksi jäsenvaltiot eivät saa asettaa tiukempia minimivaatimuksia tuoteryhmille kuin asetuksissa on asetettu.

Toistaiseksi ekosuunnitteluvaatimuksilla on enimmäkseen annettu sääntelyä energiaintensiivisten tuoteryhmien käyttöiän aikaiseen energiankulutukseen ja esimerkiksi melutasoon. Mahdollisuus kierto-talouden näkökulmien sisällyttämisestä tuoteryhmien suoritustasovaatimukseen on kuitenkin ollut esillä EU-

<sup>42</sup> <https://www.kansalaisaloite.fi/fi/aloite/8809> (26.10.2021).

<sup>43</sup> Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2009/125/EY energiaan liittyvien tuotteiden ekologiselle suunnittelulle asetettavien vaatimusten puitteista (EUVL L 285, 31.10.2009, s. 10–35).

keskusteluissa.<sup>44</sup> EU:n toisessa kiertotalouden toimintasuunnitelmassa on luvattu kestävän tuotepolitiikan aloite sekä lainsäädännöllisiä ja ei-lainsäädännöllisiä keinoja turvata kuluttajien ”oikeus korjaukseen” ekosunnittelusääntelyn kautta.<sup>45</sup> Tulevaisuudessa ekosunnitteluvaatimuksia voitaisiin antaa esimerkiksi materiaali-intensiivisten tuotteiden osalta niin, että niissä puututtaisiin esim. materiaalien elinkaareen, korjaamiseen tai kierrätykseen. Tuotteiden vaatimustenmukaisuuden markkinavalvonnan näkökulmasta uudenlaisten vaatimusten lisääminen ekosunnittelusääntelykehikkoon vaatisi entistä tarkempaa tietoa tuotteen ominaisuuksista, joka olisi hankittava erilaisten suoritusasteiden kautta (Kautto ym. 2021).

EU:n tasolla toteutettiin vuosina 2013–2016 tuotteiden ympäristöjalanjälkeä koskeva pilottihanke<sup>46</sup>, jonka tarkoituksena oli 1) testata prosessia tuote- ja sektorikohtaisten sääntöjen kehittämiseksi, 2) testata eri lähestymistapoja verifikaatioon ja 3) testata viestintävälineitä elinkaaren ympäristönsuojelun tason ilmoittamiseksi liikekumppaneille, kuluttajille ja muille yrityksen sidosryhmille. Pilottiprojektissa tuotettiin usean tuoteryhmän osalta säännöt sille, miten niiden elinkaaren ajalta mitataan niiden ympäristöllistä suoritusastoa.<sup>47</sup> Nämä säännöt voivat helpottaa ekosunnittelua koskevien vaatimusten asettamista eri tuoteryhmille ja muutenkin arvioida ja puuttua tuotteiden elinkaarensa aikana aiheuttamiin ympäristövaikutuksiin. EU:n komissio julkaisi joulukuussa 2021 uuden suosituksen ympäristöjalanjälkeä koskevasta menetelmästä, ja komissiolta odotetaan alkuvuonna 2022 tiedonantoa kestävästä tuotepolitiikasta, vihreistä väittämistä ja tekstiilistrategiasta.

Tuotteiden ympäristöllisestä suoritusastosta voidaan tuottaa tietoa myös erilaisten ympäristömerkintöjen ja -merkkien kautta. Suomessa kenties tunnetuin ympäristömerkki on pohjoismainen ympäristömerkki eli Joutsenmerkki<sup>48</sup>. Joutsenmerkki perustuu vapaaehtoisuuteen, elinkaariarviointiin, monikriteerisyyteen ja on kolmannen osapuolen ylläpitämä järjestelmä. Joutsenmerkkiä on käytetty esimerkiksi PET-juomapulloissa.<sup>49</sup>

### Makromuoveja koskevan sääntelyn katvealueita ovat mm. seuraavat:

- Muovinkierrätyslaitokset toimivat suurelta osin ilman varsinaista linjausta jätteeksi luokittelun päättymisestä. Uusissa luvissa laitosten on tehtävä jätteeksi luokittelun päättymistä koskevat linjaukset muovia kierrättäville laitoksille.
- Asetus kierrätetyn muovin jätteeksi luokittelun päättymisestä ei ole vielä voimassa.
- Muoville asetettujen kierrätystavoitteiden kansallinen saavuttaminen.
- Muovin kemiallista kierrätystä koskeva linjaus (luku 6.2.2) komissiolta ei ole vielä tullut.
- Kemikaalitiedon saaminen jätteperäisistä materiaaleista muutenkin kuin SVHC-aineiden osalta.
- Tuotesuunnittelua koskevassa sääntelyssä ei vielä ole tarpeeksi vaatimuksia muovin kierrätyksen tukemiseksi. Myöskään useille muovituotteille ei ole säädetty ekosunnittelua koskevia tuoteryhmäkohtaisia vaatimuksia.
- Kannusteita kierrätysmuovin käyttöön ei juurikaan ole PET-pulloja koskevan sekoitovelvollisuuden lisäksi.

<sup>44</sup> KOM (2016) 773 lopullinen. Komission tiedonanto – Ekologista suunnittelua koskeva työsuunnitelma vuosiksi 2016–2019.

<sup>45</sup> Liite asiakirjaan KOM (2020) 98 lopullinen. Komission tiedonanto Euroopan parlamentille, neuvostolle, Euroopan talous- ja sosiaalikomitealle ja alueiden komitealle: Uusi kiertotalouden toimintasuunnitelma – Puhtaamman ja kilpailukykyisemmän Euroopan puolesta.

<sup>46</sup> [https://ec.europa.eu/environment/eussd/smgp/ef\\_pilots.htm](https://ec.europa.eu/environment/eussd/smgp/ef_pilots.htm)

<sup>47</sup> Esim. patterit ja akut, kotitalouksien pesuaineet, jalkineet, lämpöeritys, olut, IT-laitteet.

<sup>48</sup> <https://joutsenmerkki.fi/>

<sup>49</sup> Juomatehdas Pramian kierrätysmuovipulloille on myönnetty Joutsenmerkki.



## 7.6 Vapaaehtoiset Green Deal -sopimukset

Sitovan julkisen sektorin sääntelyn lisäksi on asetettu myös vapaaehtoista sääntelyä. Tämä antaa toimijoille mahdollisuuden tehdä erilaisia sitoumuksia ilman uuden lainsäädännön mittavia valmistelukustannuksia. Muoveihin liittyen on jo otettu käyttöön muovikasseja ja -pusseja koskeva Green Deal -sopimus Kaupan liiton ja ympäristöministeriön välillä sekä rakentamisen muoveja koskeva Green Deal -sopimus. Tämän lisäksi kertakäyttöannospakkauksia koskevan sopimuksen valmistelu on vireillä.

Vuonna 2016 Kaupan liitto ja ympäristöministeriö tekivät ns. Green Deal -sopimuksen, jonka tarkoituksena on vähentää muovikassien kulutusta Suomessa ja jätteiden syntyä sekä maa- ja vesialueiden roskaantumista. Sopimuksen piiriin kuuluu 3583 myymälää. Kyseisen sopimuksen taustalla on EU:n ns. pakkausjätedirektiivin (94/62/EY)<sup>50</sup> muutos (2015/720/EY)<sup>51</sup>, jossa muun ohessa säänneltiin muovisten kantokassien kulutuksen vähentämisestä. Direktiivin tavoitteena on, että jäsenmaiden tulee asettaa muovikassien vähentämistavoitteeksi korkeintaan 90 kassia/asukas/vuonna 2019 ja 40 kassia/asukas/vuonna 2025. Direktiivi antaa jäsenvaltioille melko vapaat kädet tavoitteeseen pääsemiseksi ja kansallisesti tarkoituksenmukaisten toimien määrittämiseksi. Suomessa direktiivimuutoksen muovikasseja koskevat vaatimukset on implementoitu vapaaehtoisella sopimuksella toimista, joiden avulla muovikassien määrää voidaan vähentää.<sup>52</sup> Sopimuksessa Kaupan liitto ja ympäristöministeriö sopivat toimista, joilla vähittäiskauppa varmistaa, että direktiivin tavoitteet muovikassien vähentämistä koskien saavutetaan Suomessa.

Sopimuksessa Kaupan liitto sitoutuu vähentämään muovipusseja erilaisin keinoin, joihin kuuluvat muovikassien maksullisuus, neuvonta ja valistus, vähentynyt tarjonta sekä vaihtoehtoiset materiaalit. Kaupan alan yritys voi kuitenkin itse päättää sitoumuksessaan niistä toimista, joilla se aikoo vähentää muovikassien kulutusta. Kuitenkin sitoumukseen tulee aina sisällyttää toimia ainakin seuraavista asiakokonaisuuksista: asiakkaiden neuvonta ja valistus kevyiden muovisten kantokassien kulutuksen vähentämiseksi ja roskaantumisen ehkäisemiseksi, kevyiden muovisten kantokassien maksullisuuden varmistaminen sekä luopuminen myyntipisteessä ohuiden muovisten kantokassien ilmaisesta jakelusta itsepalveluna.<sup>53</sup> Nykyinen Green Deal -sopimus muovikassien vähentämisestä on voimassa vuoden 2025 loppuun saakka.

Joulukuussa 2020 ympäristöministeriö, Rakennusteollisuus RT ry, Muoviteollisuus ry, Suomen Kuntaliitto ry, Rakennus- ja sisustustarvikekaupan liitto RASI ry, Sähköteknisen Kaupan liitto ry (STK), Teknisen Kaupan liitto ry (TKL), Kemianteollisuus ry ja Ympäristöteollisuus ja -palvelut YTP ry julkistivat allekirjoittamansa Green Deal -sopimuksen rakentamisen muoveja koskien. Sopimus kattaa aluksi rakentamisen toimitusketjun ja rakentamisen kalvomuovit, eli lähinnä rakennustuotteiden pakkaamiseen ja sisällä tapahtuvaan suojaamiseen käytettävät muovit. Nämä ovat volyymiltään suurin rakentamisen muovijätevirta työmailla. Lisäksi sopimuksen puitteissa on mahdollista asettaa myöhemmin tavoitteita koskien muita muoveja. Sopimuksen tavoitteena on 1) lisätä rakentamisen toimitusketjussa ja rakentamisessa käytettyjen kalvomuovien erilliskeräystä ja parantaa niiden kierrätyksen valmistelua, jota kautta kalvomuovit on mahdollista 2) suunnata tehokkaammin uudelleenkäyttöön ja kierrätykseen.

<sup>50</sup> Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 94/62/EY pakkauksista ja pakkausjätteistä (EYVL L 365, 31.12.1994, s. 10–23).

<sup>51</sup> Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi (EU) 2015/720 direktiivin 94/62/EY muuttamisesta kevyiden muovisten kantokassien kulutuksen vähentämisen osalta (EUVL L 115, 6.5.2015, s. 11–15).

<sup>52</sup> Ks. Salmenperä, Hanna – Saramäki, Kaarina – Munne, Päivi: Tarkoituksenmukaiset toimet kevyiden muovisten kantokassien kulutuksen vähentämiseksi. Ympäristöministeriön raportteja 11/2016, s. 42–43; Salmenperä ym. ehdottavat vaatimuksien implementoimiseksi kahta vaihtoehtoista toimea: 1) valittua vapaaehtoista sopimusta muovikassien määrän vähentämisestä, tai 2) muovisten ostokassien maksullisuuden laajentamista koskemaan myös erikoiskaupan ja erilaisten palveluiden kasseja, jolloin ”laaja maksullisuus vähentäisi hieman kassien kulutusta ja antaisi signaalin kansalaisille käyttää muovikasseja harkiten ja tarpeeseen”.

<sup>53</sup> Ks. Green Deal – Muutos puitesopimukseen kevyiden muovista kantokassien kulutuksen vähentämiseksi (Muovikassisopimus), 10.2.2020.

Sopimuksen tavoitteena on myös 3) lisätä kierrätysmateriaaleista valmistettujen muovien käyttöä rakentamisen toimitusketjussa ja rakentamisessa, sekä 4) optimoida ja vähentää ympäristön kannalta kestävästi kalvomuovien kulutusta. 5) Kalvomuovien tuotannossa tavoitteena on, että vuoden 2027 loppuun mennessä käytetyistä raaka-aineista 40 % on kierrätettyjä kalvomuoveja. Sopimus on voimassa vuoden 2027 loppuun asti.

Ympäristöministeriö allekirjoitti yhdessä Elintarviketeollisuusliitto ry:n, Matkailu- ja Ravintolapalvelut MaRa ry:n, Päivittäistavarakauppa ry:n ja Suomen Pakkausyhdistys ry:n kanssa vapaaehtoisen Green Deal -sopimuksen (2022–2027) muovisten kertakäyttöisten annospakkausten ja annospakkauksissa käytetyn muovin kulutuksen vähentämiseksi, jolla pannaan osin täytäntöön kansalliset vähentämistoimet. Päivitetystä valtakunnallisesta jätesuunnitelmasta (VALTSU) tullaan määrittelemään valtionhallintoa sitovat kyseessä olevien muovituotteiden kulutuksen vähentämiskeinot.<sup>54</sup> Jos sopimuksilla ei saavuteta vaadittavaa kattavuutta tai direktiivin tavoitteisiin pääseminen vaikuttaa tehtävän arvioinnin perusteella epätodennäköiseltä, sopimus voidaan irtisanoa. Tällöin ympäristöministeriö valmistelee ehdotuksen säädöstoimista kulutuksen vähentämistavoitteista. Lisäksi, jos VALTSUssa esitetyt toimenpiteet eivät ole tarpeeksi tehokkaita julkisten toimijoiden kulutuksen vähentämiseksi säädetään näistäkin vähentämistoimista lainsäädännössä. Sopimusneuvottelut ovat edelleen kesken, mutta on mahdollista saavuttaa sopimus alkuvuodesta 2022.

## 7.7 Strategiat ja suunnitelmat

Myös erilaiset strategiat ja suunnitelmat ohjaavat käytännössä myös muovien hallintaa sekä muovimarkkinoiden kehittymistä. EU:n tasolla muovia koskevia suunnitelmia on julkaistu useita. Euroopan komissio julkaisi tammikuussa 2018 EU:n muovistrategian<sup>55</sup>. Sen tavoite on vähentää muovijätteen ja -roskan aiheuttamia ongelmia: tehostaa muovin talteenottoa ja kierrätystä sekä tuotesuunnittelua, joka edistää muovituotteiden uudelleenkäyttöä, korjattavuutta ja kierrätystä. Samalla luodaan edellytyksiä uusille kiertotalouden innovaatioille ja investoinneille. Muovikysymykseen puututaan myös komission uudessa kiertotaloussuunnitelmassa<sup>56</sup>. Suunnitelma sisältää 35 toimenpidettä, joiden tavoitteena on edistää kiertotaloutta Euroopassa kokonaisvaltaisesti. Suunnitelma julkaistiin maaliskuussa 2020. Monet toimista liittyvät muovin vähentämiseen, kierrättämiseen ja korvaamiseen. Näihin sisältyvät mm. kierrätysmuovisisältöä koskevat pakolliset vaatimukset pakkauksille, rakennusmateriaaleille ja ajoneuvoille (2021/2022), sen varmistaminen, että kaikkia EU:n markkinoilla olevia pakkauksia voi käyttää uudelleen tai kierrättää vuoteen 2030 mennessä, toimenpiteet, joilla puututaan sekä tarkoituksellisesti lisättyihin mikromuoveihin että tahattomiin muovipäästöihin sekä politiikkakehitys biohajoaville ja biopohjaisille muoveille (2021) samoin kuin kertakäyttömuoveja koskevien toimenpiteiden käyttöönotto. Komissio tukee myös vahvasti muovin koko elinkaaren kattavan globaalin sopimuksen valmistelua.

Tämän lisäksi komissio julkaisi Euroopan vihreän kehityksen ohjelman joulukuussa (European Green Deal)<sup>57</sup>. Kyseessä on Euroopan uusi kasvustrategia, jonka tavoitteena on vähentää päästöjä ja luoda uusia työpaikkoja samanaikaisesti. Vihreän kehityksen ohjelman avainhankkeita ovat muun muassa kunnianhimoinen ilmastopolitiikka, kiertotalouden toimintasuunnitelma ja kestävyyttä edistävä kemikaalistrategia, joita koskevat tarkemmat aloitteet komissio julkaisi alkuvuoden ja kesän 2020 aikana.

<sup>54</sup> Valtakunnallinen jätesuunnitelma vuoteen 2027 oli 19.11.202 asti lausuntokierroksella.

<sup>55</sup> KOM (2018) 28 lopullinen. Komission tiedonanto Euroopan parlamentille, neuvostolle, Euroopan talous- ja sosiaalikomitealle ja alueiden komitealle – EU:n strategia muoveista kiertotaloudessa.

<sup>56</sup> KOM (2020) 98 lopullinen. Komission tiedonanto Euroopan parlamentille, neuvostolle, Euroopan talous- ja sosiaalikomitealle ja alueiden komitealle – Uusi kiertotalouden toimintasuunnitelma Puhtaamman ja kilpailukykyisemmän Euroopan puolesta.

<sup>57</sup> KOM (2021) 400 lopullinen. Komission tiedonanto Euroopan parlamentille, neuvostolle, Euroopan talous- ja sosiaalikomitealle ja alueiden komitealle – Terve maapallo kaikille EU:n toimintasuunnitelma ”Kohti ilman, veden ja maaperän saasteettomuutta”.

Vihreän kehityksen ohjelman alle menevässä Pellolta pöytään -strategiassa<sup>58</sup> ei oteta kantaa suoraan muovikysymykseen, mutta puututaan elintarvikepakkauksia sekä niiden kertakäyttöisyyttä koskeviin kysymyksiin. Strategian liitteessä luvataan ehdotus elintarvikepakkauksimateriaaleja koskevasta EU-lainsäädännöstä, jonka tarkoituksena on parantaa elintarvikkeiden turvallisuutta, varmistaa kansalaisten terveys ja vähentää alan ympäristöjalanjälkeä vuoden 2022 viimeisellä neljänneksellä.

Kansallisella tasolla erityisen olennaisena voidaan pitää muovitiekarttaa<sup>59</sup> sekä kansallista vaarallisia kemikaaleja koskevaa ohjelmaa (KELO)<sup>60</sup>. Muovitiekarttaan on koottu joukko keskeisiä toimia muovien aiheuttamien haasteiden ratkaisemiseksi. Siinä tunnistetaan toimenpiteitä, joilla vähennetään muovijätteen ja -roskan aiheuttamia haittoja, autetaan kuluttajia toimittamaan muovit jätetuollon piiriin, tehostetaan muovien talteenottoa, kierrätystä sekä tuotesuunnittelua, luodaan edellytyksiä kiertotalouden innovaatioille sekä investoinneille ja vähennetään riippuvuutta fossiilisista raaka-aineista lisäämällä biopohjaisia ja biohajoavia ratkaisuja.

Suomessa hyväksyttiin ensimmäinen KELO keväällä 2006. KELO:n yleinen päämäärä on edistää sitä, että kemikaalit eivät aiheuta merkittävää terveys- ja ympäristöhaittaa. Ohjelmassa otetaan huomioon kemikaalien aiheuttama haitta yksittäiselle kuluttajalle, kansanterveydelle, työntekijöiden terveydelle ja ympäristölle kemikaalin koko elinkaaren aikana. Vuonna 2017 ohjelma väliarvioitiin, jolloin sinne sisällytettiin myös muoveja koskeva toimenpidesuositus: edistetään merten muovijätteiden ja niihin sisältyvien ja sitoutuvien haitallisten aineiden vähentämistä kansainvälisin toimin. KELO päivitetään parhaillaan 2021–2022. Uudessa KELO:ssa mikromuovit ja maatalousmuovit on tietoisesti rajattu kemikaaliohjelman ulkopuolelle, sillä näitä asioita käsitellään mm. muovitiekartan ja valtakunnallisen jättesuunnitelman puolella tarkemmin. Kemikaaliohjelma tukee kuitenkin yhä näihin liittyviä toimia.

## 7.8 Olemassa olevat puutteet / mahdolliset aukot sääntelyssä

Makromuovien hallinnan osalta merkittävin toimenpide on niiden päästöjen hallinta ja ympäristöön päätyminenestäminen. Makromuovien poistaminen ympäristöstä on nykytekniikalla mahdollista, mitä mikromuovien poistaminen puolestaan ei ole. Toimiva jätetuolto on tässä avainasemassa. Vaikka jätetuolto onkin Suomessa varsin korkeatasoista, tarvitaan silti tehokkaampia toimia mm. roskaantumisen hallintaan sekä muovin kierrätyksen edistämiseksi. Makromuovien määrään voitaisiin myös vaikuttaa esimerkiksi tuotesuunnittelua koskevalla sääntelyllä, mutta näiden toimien olisi lähdettävä liikkeelle EU-sääntelystä.

Kansainvälisesti muovien päästöjen ja niiden aiheuttamien haittojen hallinta on kovin sirpaleista. Näin ollen yksinomaan muoveja koskeva kansainvälinen sopimus olisi varmasti perusteltu. Asiaa onkin pohdittu ja pyritty edistämään jo vuodesta 2017 lähtien.

Mikromuovien osalta sääntelyssä on puutteita etenkin sekundääristen lähteiden, eli ympäristöön päätyneestä suuremmasta muovista irtoavan mikromuovin, osalta. Näiden lähteiden hallinta ylipäätään on hankalaa. Mikromuovien osalta esim. tieliikenteen on todettu olevan yksi merkittävimmistä päästölähteistä. Mikromuovit päätyvät tieliikenteestä usein hulevesien ja pintavalunnan mukana joko maaperään tai edelleen pintavesiin. Näiden mikromuovipäästöjen hallintaan ei vielä ole olemassa keinoja. Yksi keino voisi olla hulevesien laadun tarkempi selvittäminen ja mahdollisesti hulevesien puhdistukseen tähtäävät toimet. Hulevesien kautta kulkeutuu nykyisin myös monia pysyviä ja haitallisia yhdisteitä, jolloin hulevesien puhdistus parantaisi niiden laatua tässäkin mielessä.

Toinen merkittävä mikromuovien lähde Suomen osalta on tekonurmikentät ja niillä käytetty mikrokumirouhe. Näiden tapauksessa tulisi jatkossa pohtia ovatko nämä käyttökohteet ympäristön kannalta

<sup>58</sup> KOM (2020) 381, lopullinen. Pellolta pöytään -strategia oikeudenmukaista, terveyttä edistävää ja ympäristöä säästävää elintarvikejärjestelmää varten.

<sup>59</sup> Ympäristöministeriö: Vähennä ja vältä, kierrätä ja korvaa – Muovitiekartta Suomelle.

<sup>60</sup> Ympäristöministeriö: Kansallinen vaarallisia kemikaaleja koskeva ohjelma. Suomen ympäristö 49/2006.

hyväksyttäviä. Lisäksi tulisi pohtia, millä tavoin näistä käyttökohteista tulevat päästöt saadaan jatkossa hallintaan ja loppumaan.

Lumenkaato aiheuttaa myös pistemäistä mikromuovikuormitusta niille alueille, jonne lunta kasaataan. Näillä alueilla sulamisvesien puhdistustarvetta tulisi selvittää tarkemmin. Lisäksi on paljon keskusteltu myös lumenkaadosta mereen.

Mikromuovien osalta kaikkia oleellisia päästölähteitä ei vielä tunneta riittävästi. Esimerkiksi tällä hetkellä mikromuoveja ja niiden päästöjä ei juuri huomioida erilaisten teollisuuslaitosten ympäristöluvista. Tämä johtuu muun muassa siitä, että mikromuoveille ei ole määritetty ns. ympäristössä hyväksyttävää pitoisuutta. Tämän puuttuessa päästörajojen määrittely on haastavaa. Lisäksi mikromuovien analytiikkaan ei vielä ole tarjolla harmonisoituja tai standardoituja menetelmiä. Yhdyskuntalietteiden osalta tulisi niin ikään pohtia lietteiden sisältämien mikromuovimäärien hyväksyttävyyttä. Tällä hetkellä lietteiden hyödyntämisen arvellaan olevan yksi merkittävimmistä lähteistä maaperään.

## 8 Olemassa olevan tiedon saatavuus ja kattavuus

### 8.1 Tiivistelmä luvusta Olemassa olevan tiedon saatavuus ja kattavuus

Olemassa olevan tiedon saatavuutta ja kattavuutta pyrittiin arvioimaan hankkeessa ns. liikennevalomallin avulla. Malli pohjaa asiantuntija-arvioon hankkeessa kootun tiedon pohjalta. Tiedon saatavuutta ja kattavuutta pyrittiin arvioimaan kolmella kategoriolla; 1) Ei lainkaan tietoa tai vain yksittäisiä julkaisuja (punainen), 2) Jonkin verran tietoa / julkaisuja, ei kuitenkaan kattavasti (keltainen) ja 3) Runsaasti ja kattavasti tietoa / julkaisuja (vihreä). Laaditun liikennevalomallin perusteella valtaosa hankkeessa tarkastelluista kokonaisuuksista sijoittui ns. keltaiseen kategoriaan, eli tietoa on jonkin verran muttei kattavasti eli tietoa ei voi yleistää kattamaan esim. laajempia kokonaisuuksia. Liikennevalomallin yhteydessä koottiin myös oleelliset tietopuutteet, joita eri kategoriaan liittyi.

Tällä hetkellä muoveihin liittyvä tutkimus on painottunut pitkälti mikromuoveihin ja vesiympäristöön. Selvästi vähemmän tiedetään makromuovien vaikutuksista, etenkin maaympäristössä. Tietopuutteita koettiin olevat myös etenkin seuraavissa kategorioissa: muovien ympäristö- ja terveysvaikutukset sekä muovien aiheuttamien vaikutusten suhteuttaminen muihin ympäristövaikutuksiin, makromuovien eliövaikutukset, roskaantumisen syyt ja etenkin kaupunkialueiden ja muiden maaympäristöjen roskaantuminen, muovien sisältämät lisä- ja stabilointiaineet sekä niiden tunnistaminen jätemateriaaleista, muiden kuin kiinteässä muodossa olevien eli liukenevien muovien vaikutukset ja ympäristökuormitus, biomuovien/biopohjaisten ja biohajoavien muovien termistön selkeyttäminen, ympäristössä sallittujen mikromuovipitoisuuksien määrittely, prosessijätevesien käsittelymenetelmät joilla mikromuovipäästöjä voidaan hallita. Näiden lisäksi jatkossa tulisi pystyä suhteuttamaan mikromuovien eri lähteet toisiinsa sekä arvioimaan hallintakeinojen ja toimenpiteiden vaikuttavuutta. Muovien ympäristö- ja terveysvaikutusten osalta tarvitaan edelleen monen tasoista, entistä kattavampaa ja ymmärrettävää tietoa.

Hankkeessa haluttiin tavoittaa laajasti myös muovien ympäristö- ja terveysvaikutuksista kiinnostuneita sidosryhmiä. Yhteistyössä eri sidosryhmien kanssa arvioitiin niin ikään tiedon saatavuuteen, hyödynnettävyyteen, kattavuuteen, puutteisiin ja tiedonjakokanaviin liittyviä kehitystarpeita sekä akuuttien tutkimustarpeiden kohdentamista. Tärkeimpinä tietolähteinä sidosryhmät pitivät tiedeyhteisöä, yleismediaa sekä järjestöjen tekemää viestintää. Tiedonjakokanavista tärkeimpinä pidettiin verkkosivustoja, webinaareja ja seminaareja, yleismediaa sekä erikois- ja ammattimediaa. Ajankohtaisen, ajantasaisen ja luotettavan tutkimustiedon tulisi löytyä helposti ja keskitetysti sekä palvella laajasti eri kohderyhmien tarpeita. Koska muoveja lähestytään hyvin erilaisista näkökulmista ja intresseistä, viestinnän tulisi näin ollen olla monikanavaista, vuorovaikutteista ja läpinäkyvää. Vuorovaikutteisuus auttaa ymmärtämään eri tahojen intressejä ja tulokulmia. Sosiaalisen median kanavat nähtiin haasteellisina, sillä niissä esim. erilaiset kohuorientoituneet otsikot tai jopa virheellinen tieto voivat toisinaan saada turhan paljon huomiota. Jatkossa erityisesti viranomaisien, tutkijoiden ja asiantuntijoiden rooli nähtiin tärkeänä näiden virheellisten ja harhaanjohtavien väitteiden oikaisussa. Tiedon popularisointi sekä ylipäätään kansalaisten ja eri toimijoiden tietoisuuden lisääminen nähtiin niin ikään tärkeinä.

Tutkimusten suunnittelu ja toteuttaminen tulisi jatkossa tehdä entistä laajemmin eri alojen toimijoiden kesken, mahdollisimman laaja-alaisen näkökulman saavuttamiseksi. Viranomais- ja tutkimustiedon tulisi olla kohdennettua ja prosessoitu erilaisten sidosryhmien tarpeisiin, sillä nykyisellään tutkimustieto ei ole hyödynnettävissä suoraan yhteiskunnan tarpeisiin. Toiminnanharjoittajien näkökulmasta erityisen tärkeää on lainsäädännöllisiin muutoksiin liittyvä ajantasainen tieto. Kansalaisille suunnattavan tiedon tulee olla arkeen kiinnittyvää ja sovellettavaa. Lisäksi entistä tiiviimpi kansainvälinen yhteistyö nähtiin tärkeänä.

## 8.2 Tiedon saatavuus ja kattavuus

Olemassa olevan tiedon saatavuutta ja kattavuutta pyrittiin arvioimaan ns. liikennevalomallin avulla. Arviointi pohjaa asiantuntijoiden mielipiteeseen tiedon saatavuudesta ja kattavuudesta tiedon kokoamisen ja läpikäynnin perusteella. Liikennevalomallissa tarkasteltiin hankkeen sisältämiä eri kokonaisuuksia nimenomaan ympäristö- ja terveysvaikutusten näkökulmasta. Tämän vuoksi esim. hankkeen sääntelyosiota (luku 7) ei liikennevalomallissa huomioitu ja muovin kiertotalous kappale (luku 6) puolestaan vain soveltuvin osin. Tiedon saatavuutta ja kattavuutta pyrittiin arvioimaan kolmella kategoriolla. Ensimmäinen kategoria 1) **Ei lainkaan tietoa tai vain yksittäisiä julkaisuja** käsitti ne kokonaisuudet, joista tietoa on hyvin vähän saatavilla. Toinen kategoria 2) **Jonkin verran tietoa / julkaisuja, ei kuitenkaan kattavasti** käsitti puolestaan sellaiset kokonaisuudet, joista tietoa on kertynyt jo jonkin verran muttei kattavasti esim. eri eliölajien tai ympäristönsien näkökulmasta. Tällaista tietoa on vielä mahdollon yleistää tai siitä on hankalaa vetää yksiselitteisiä johtopäätöksiä. Viimeiseen kategoriaan 3) **Runsaasti ja kattavasti tietoa / julkaisuja** kuului sellaiset kokonaisuudet, joista voidaan jo todeta tiedettävän kattavasti. Lisätiedon tarvetta arvioitiin samalla tavoin kolmella kategoriolla; Kyllä / Jonkin verran / Ei. Koska kaikissa kategorioissa lisätiedon tarvetta esiintyi, poistettiin lopullisesta mallista kategoria ”Ei lisätiedon tarvetta” (Taulukko 15).

Laaditun liikennevalomallin perusteella ensimmäiseen kategoriaan eli **Ei lainkaan tietoa tai vain yksittäisiä julkaisuja** kuuluivat seuraavat kokonaisuudet; makromuovien esiintyminen, pysyvyys, kulkeutuminen ja suurimmat päästölähteet maaympäristöön, mikromuovien esiintyminen ilmassa, nanomuovien analytiikkaan liittyvät tulevaisuuden näkymät, mikromuovien esiintyminen ihmisten elimistössä, mikromuovien toksisuus ja mahdolliset terveysriskit ihmiselle, muovin kiertotalouden ympäristöriskit sekä biohajoavat muovit ja niiden ympäristövaikutukset (taulukko 15). Näiden kokonaisuuksien osalta luonnollisesti myös lisätiedon tarve on suuri.

Toiseen kategoriaan, eli **Jonkin verran tietoa / julkaisuja, ei kuitenkaan kattavasti** lukeutui puolestaan valtaosa hankkeessa tarkastelluista kokonaisuuksista. Tutkimustietoa näihin kokonaisuuksiin liittyen on viime aikoina karttunut, mutta yhä varsin sirpaleisesti. Tämä on varsin ymmärrettävää, sillä muovit kattavat useita eri toimialoja, niillä on lukuisia päästölähteitä ja vaikutukset voivat olla hyvin moninaisia ympäristöstä ja olosuhteista riippuen. Kattavampaa tietoa muovien vaikutuksista eri eliöryhmiin niin maa- kuin vesiympäristön osalta tarvitaan edelleen. Olemassa oleva tieto ei aina ole sovellettavissa esim. meidän ympäristöömme, sillä muovien esiintymisessä, kuormituslähteissä ja vaikutuksissa voi olla myös suuria alueellisia eroja.

Viimeiseen kategoriaan, eli **Runsaasti ja kattavasti tietoa / julkaisuja** lukeutui puolestaan vain muutamia kokonaisuuksia. Näitä olivat mikromuovien esiintyminen vesiympäristössä sekä mikromuovien analytiikkaan liittyvät kysymykset. Näidenkin osalta kuitenkin lisätiedontarpeita tunnistettiin. Etenkin mikromuovien kulkeutumisesta ja reiteistä vesiympäristöön tarvitaan edelleen, vaikka tietoa esiintymisestä alkaakin jo olla. Tarkemmat lisätiedon tarpeet on esitetty taulukossa 15.

### Taulukko 15. Liikennevalomalli, jossa arvioitu tiedon saatavuutta ja tietotarpeita.

Lisätiedontarpeista on poistettu kategoria ”Ei”, sillä yhdessäkään kokonaisuudessa tietoa ei ole tarpeeksi.

	Tiedon saatavuus			Lisätiedon tarve		Mahdolliset lisätiedon tarpeet ja tietopuutteet
	Ei lainkaan tietoa tai vain yksittäisiä julkaisuja	Jonkin verran tietoa / julkaisuja, ei kuitenkaan kattavasti	Runsaasti ja kattavasti tietoa / julkaisuja	Kyllä	Jonkin verran	
<b>2 Makromuovit</b>						
2.2 Roskaantuminen		X		X		Kaupunkien ja muiden maaympäristöjen roskaantuminen ja sen hallinta.
2.3 Makromuovien esiintyminen ympäristössä						
2.3.1 Maaympäristö	X			X		Tietoa makroroskista maaympäristössä on vähän.
2.3.2 Vesiympäristö		X		X		Makromuovien esiintyminen myös muualla kuin seurantarannoilla; esim. merenpohjalla, vesipatsaassa sekä ulkosaariston asumattomilla saarilla ja luodoilla sekä makean veden ympäristöissä.
2.4 Pysyvyys, kulkeutuminen ja suurimmat päästölähteet						
2.4.1 Maaympäristö	X			X		Makromuovien pysyvyydestä ja lähteistä tarvitaan tietoa.
2.4.2 Vesiympäristö		X		X		Vesistöihin päätyneiden makromuovien pilkkoutuminen mikromuoveiksi Suomen olosuhteissa, sekä makromuovien lähteet (esim. rakentaminen, kalastus, meriliikenne, maatalous).
2.5 Ekologiset vaikutukset						
2.5.1 Eliövaikutukset		X		X		Julkaistua tieteellistä tutkimustietoa makromuovien vaikutuksista maaympäristön eliöihin sekä maa-, meri- ja makeanveden eliöiden takertumisesta roskiin ja roskien syömisestä Suomessa.
2.5.2 Habitaattivaikutukset		X		X		Habitaattivaikutukset maaympäristössä yleisesti sekä habitaattivaikutukset vesiympäristöissä Suomessa.
1.5.3 Muut haitalliset vaikutukset						
1.6 Haitalliset aineet muoveissa						
1.6.1 Tarkoituksella lisätyt aineet		X		X		Ympäristövaikutustieto rajallista (tietoa enemmän materiaaliteknologian näkökulmasta) sekä tiedon helpompi saatavuus.

	Tiedon saatavuus			Lisätiedon tarve		Mahdolliset lisätiedon tarpeet ja tietopuutteet
	Ei lainkaan tietoa tai vain yksittäisiä julkaisuja	Jonkin verran tietoa / julkaisuja, ei kuitenkaan kattavasti	Runsaasti ja kattavasti tietoa / julkaisuja	Kyllä	Jonkin verran	
1.6.2 Ympäristöstä muoveihin pidätyvät yhdisteet		X			X	Tieteellisiä julkaisuja on rajallisesti.
1.6.3 Muoveihin lisättyjen tai sitoutuneiden yhdisteiden vaikutukset eliöihin		X		X		Tieto ristiriitaista, muovien rooli suhteessa muuhun kiintoaineeseen on yhä epäselvä.
1.7 Sosioekonomiset vaikutukset		X			X	Tulisi arvioida entistä kattavammin, tiedot rajallisia.
<b>3 Mikromuovit</b>						
3.1 Mikromuovien määritelmät, syntymekanismit, tärkeimmät päästölähteet ja kulkeutumisreitit ympäristöön						Mikromuovien lähteiden arvioinnissa on keskitytty lähes yksinomaan yksittäisten toimien tai tuoteryhmien merkitykseen mikromuovien tuottajina ja reiteinä, kun taas ympäristöön päätyneen muovijätteen roolia mikromuovien muodostumisessa on tarkasteltu vain vähän tai ei ollenkaan. Lisäselvityksiä ja tutkimusta tarvitaan eri ympäristöjen osalta.
3.1.1 Mikromuovien esiintyminen ja kulkeutuminen maaperään		X			X	Maatalousmaan osalta jonkin verran tietoa ja tutkimus usein keskittynyt juuri näille alueille, mutta esim. laskeuman osuutta ei ole juuri arvioitu. Metsäalueiden maaperästä tietoa on varsin rajallisesti.
3.1.2 Mikromuovien esiintyminen ja kulkeutuminen vesistöihin		X	X		X	Mikromuovien esiintymisestä vesistöissä, etenkin meriympäristössä tiedetään jo jonkin verran. Kulkeutumisesta puolestaan vähemmän.
3.1.3 Mikromuovien esiintyminen ilmassa	X			X		Muutamia yksittäisiä artikkeleita ulko- ja sisäilman pitoisuuksista, mutta tietoa varsin rajallisesti.
<b>3.2 Ekologiset vaikutukset</b>						
3.2.1 Eliövaikutukset		X		X		Vaikutukset ympäristössä esiintyvillä pitoisuuksilla, eri trofiatason eliöillä ja relevanteilla hiukastyypeillä. Kertyminen ja vaikutukset ylemmille trofiatasoille on puutteellista.



	Tiedon saatavuus			Lisätiedon tarve		Mahdolliset lisätiedon tarpeet ja tietopuutteet
	Ei lainkaan tietoa tai vain yksittäisiä julkaisuja	Jonkin verran tietoa / julkaisuja, ei kuitenkaan kattavasti	Runsaasti ja kattavasti tietoa / julkaisuja	Kyllä	Jonkin verran	
3.2.2 Habitaattivaikutukset	X			X		Maaperän ja vesistöjen osalta tieto on varsin rajallista (maaperän ominaisuuksiin jonkin verran tietoa ja vesistöjen osalta mikrobikasvustojen muodostumisesta mikromuovien pinnoille).
<b>3.5 Mikromuovien ja nanomuovien analytiikan kehitysnäkymät</b>						
- mikromuovit		X	X	X		Analyysimenetelmien harmonisoinnille (ja standardisoinnille) selkeä tarve, mikromuovien esikäsittely ja instrumentaalista analytiikkaa sujuvoitettava.
- nanomuovit	X			X		Nanomuovien määrittämissä menetelmiä ei ole vielä kehitetty.
<b>4 Terveysvaikutukset ihmisille</b>						
<b>4.1 Altistuminen mikromuoveille</b>						
4.1.1 Lähteet ja altistusreitit		X		X		Suomalaisista lähteistä ei löydy tietoa. Tieteellisiä artikkeleita löytyy, joissa on raportoitu useita mikromuovien lähteitä, joista altistutaan ravinnon, hengityksen ja ihon kautta.
4.1.2 Mikromuovien esiintyminen elimistössä	X			X		Tutkimuksia suomalaisten altistumisesta ei ole; vain muutama kansainvälinen yksittäinen artikkeli löytyy.
<b>4.2 Mikromuovien aiheuttamat terveysvaikutukset</b>						
4.2.1. Mikromuovien vaikutukset koe-eläin- ja solukokeissa		X		X		Koe-eläin- ja solukokeista löytyy tieteellisiä julkaisuja, mutta ongelmana on julkaistun tiedon soveltaminen ihmisiin.
4.2.2 Mikromuovien toksisuus ja mahdolliset terveysriskit ihmisille	X			X		Tutkimustietoa ihmisiin kohdistuvista terveysvaikutuksista ei ole; terveysriskejä arvioitu eläinkokeiden ja altistumisarvioiden perusteella.
<b>5 Muovin kiertotalouden nykytila ja tulevaisuuden näkymiä</b>						
Muovin kiertotalouden ympäristövaikutukset	X			X		Systeemitason tarkastelua tarvitaan. Yksi keskeisistä tietotarpeista on elinkaaristen ympäristöpäästöjen ja luonnonvarojen käyttöön liittyvien vaikutusten vertailu neitseellisten ja uusiomuoviraaka-aineiden välillä, sekä biopohjaisten muovien vertailu edellä mainittuihin.

	Tiedon saatavuus			Lisätiedon tarve		Mahdolliset lisätiedon tarpeet ja tietopuutteet
	Ei lainkaan tietoa tai vain yksittäisiä julkaisuja	Jonkin verran tietoa / julkaisuja, ei kuitenkaan kattavasti	Runsaasti ja kattavasti tietoa / julkaisuja	Kyllä	Jonkin verran	
Kierrätysprosessien ympäristövaikutukset (on osa muovin kiertotaloutta)		X		X		LCA-tutkimuksia löytyy enemmän ilmastovaikutusnäkökulmasta ja kemiallisen kierrätyksen osalta pyrolyysistä. Kierrätysmenetelmiä koskevien LCA-tutkimusten vertailtavuus voi olla vaikeaa.
5.2 Perinteisiä muoveja korvaavat materiaalit						
Biopohjaisten muovien ympäristövaikutukset		X				Kokonaisvaltainen näkemys puuttuu. Ympäristökäyttäytymisestä Suomen olosuhteissa on tietoa lähinnä vain yleisimmästä biopohjaisesta muovista, PLA:sta ja siitäkin vain meriympäristöstä? Puun käyttö korvaavana materiaalina? Tulevaisuuden biodiversiteettivaikutukset?
Biohajoavat muovit ja niiden ympäristövaikutukset	X			X		Biohajoavuuden termin epätarkka selitys ja standardien puute vaikeuttaa. Maatalousmuoveja ja biohajoavia muovikasseja on jonkin verran tutkittu. Biohajoavuuden tutkimusta Suomen olosuhteissa puuttuu.

### 8.3 Tiedonjakokanavat

Hankkeessa haluttiin tavoittaa laajasti muovien ympäristö- ja terveysvaikutuksista kiinnostuneita sidosryhmiä. Yhteistyössä eri sidosryhmien kanssa arvioitiin tiedon saatavuuteen ja hyödynnettävyyteen liittyviä kehitystarpeita sekä akuuttien tutkimustarpeiden kohdentamista. Hankkeessa toteutettiin sekä kyselytutkimus että sidosryhmätilaisuus, joiden tarkoituksena oli kartoittaa tiedon saatavuuteen, hyödynnettävyyteen ja puuttumiseen liittyviä haasteita ja olemassa olevia tiedonjakokanavia.

#### 8.3.1 Kyselytutkimus

Kyselytutkimukseen vastasi kaikkiaan 16 henkilöä. Vastausprosentti jäi melko alhaiseksi, noin 12 %, sillä kysely lähetettiin kaikkiaan noin 130 henkilölle. Kysely kohdennettiin eri toimijoille: toiminnanharjoittajille ja teollisuudelle, asiantuntijoille, päätöksentekijöille ja järjestöjen edustajille. Valtaosa vastaajista oli joko asiantuntijoita (37 %) tai ylempiä toimihenkilöitä (38 %).

Kyselytutkimuksessa selvitettiin mm. tärkeimpinä pidettyjä tietolähteitä. Tällaisina pidettiin tiedeyhteisöä (tutkimuslaitokset, yliopistot jne.), yleismediaa (radio, televisio, uutislehdet) sekä järjestöjen viestintää. Nykyistä tietoa muovien haitallisista ympäristö- ja terveysvaikutuksista piti ymmärrettävänä ja helposti hyödynnettävänä vain noin kolmannes vastaajista. Lähes puolet (44 %) oli sitä mieltä, että tieto ei ole nykyisellään riittävän ymmärrettävää tai helposti hyödynnettävää. Syyksi mainittiin mm. se,

että tutkimustieto tiukasti rajatun tutkimuskonseptin ulkopuolella ei useinkaan ole suoraan yhteiskunnan hyödynnettävissä. Tutkimustieto on usein myös puutteellista ja osin ristiriitaista.

Tiedonjakokanavista tärkeimpinä pidettiin verkkosivustoja, webinaareja ja seminaareja, yleismediaa sekä erikois- ja ammattimediaa. Tietoa haluttiin kohdennetusti myös asiantuntijoiden verkostosähköpostien kautta. Vastaajat toivoivat saavansa tietoa muovien haitallisista ympäristö- ja terveysvaikutuksista pääasiassa asiantuntija-artikkeleista, tutkimuksista ja julkaisuista. Myös webinaarit ja seminaarit, tiedotteet, uutiset, kuvat ja infograafit nousivat esiin.

Noin 69 %:lla vastaajista oli myös itsellään käytössään erilaisia viestintäkanavia. Näistä tärkeimpiä kyselyn perusteella olivat verkkosivustot, sosiaalisen median kanavat (Twitter ja Facebook), erilaiset blogit ja sähköpostilistat. Näiden viestintäkanavien kautta tavoitettiin myös hyvin erilaisia ryhmiä kuten kuluttajia, mielipidevaikuttajia, toiminnanharjoittajia sekä jäsenyrityksiä.

### 8.3.2 Sidosryhmätalaisuus

Sidosryhmätalaisuuteen osallistui 27 henkilöä ja he edustivat varsin laajasti erilaisia yhteiskunnallisia toimijoita (pääöksentekijät, asiantuntijat, toiminnan harjoittajat/teollisuus, järjestöt).

Olemassa olevien tiedonjakokanavien osalta esiin nousi mm. se, että kuluttajien näkökulmasta ei ole yhtä selvää vaihtoehtoa. Kuluttajat todennäköisesti hakevat tietoa sattumanvaraisesti erilaisista kanavista. Näin ollen myös esim. sosiaalisessa mediassa mahdollisesti oleva disinformaatio sekä kohuorientoituneet otsikot voivat saada turhan paljon huomiota. Toiminnanharjoittajien näkökulmasta esiin nousee usein lukuisia erilaisia kysymyksiä, mutta tietoa on varsin vähän saatavilla. Lisäksi toiminnanharjoittajat kokevat joutuvansa korjaamaan paljon väärinkäsityksiä, joita leviää esim. sosiaalisessa mediassa. Toiminnanharjoittajien näkökulmasta luotettavan tiedon, kuten vertaisarvioitujen tiedeellisten julkaisujen, keskitetty tuottaminen olisi välttämätöntä (taulukko 16). Keskusteluissa nousi esiin myös se, että viranomaisviestintää pidetään usein luotettavampana kuin esim. toiminnanharjoittajien.

Jatkossa tarvitaan myös hyvin monen tasoista tietoa. Perinteisen tutkimustiedon ongelmana nähtiin usein se, että tieto on varsin hajanaista eivätkä tulokset ole suoraan sellaisenaan yhteiskunnan hyödynnettävissä. Lisäksi jatkossa tarvitaan enemmän kokoavaa tietoa ratkaisujen pohjaksi, eli mikä on asioiden – esimerkiksi haittavaikutusten – suhde toisiinsa. Kiertotalous myös muuttaa maailmaa, minkä vuoksi uusiin kysymyksiin tulisi osata vastata. Tämä edellyttää tutkijoilta tutkimustiedon laaja-alaista seuraamista, tiedon yhdistelyä ja pureksimista esimerkiksi blogeiksi tai artikkeleiksi.

Sidosryhmätalaisuudessa nousi esiin myös muoveihin liittyvän virheellisen tai epäselvän tiedon leviäminen. Joissain tapauksissa kuluttajia voidaan pyrkiä myös johtamaan harhaan (muovien biohajavuus, nesteen pysyminen esim. kartongissa jne.). Näiden väärinkäsitysten oikomiseksi toivottiin yhtä paikkaa, josta löytyisi ajankohtaista, ajantasaista ja luotettavaa tietoa. Jaetun tiedon tulisi joissain tapauksissa olla myös lyhyttä ja yksinkertaista. Kuluttajien käyttäytymisessä totutut tavat ovat vahva valintakriteeri. Näin ollen kansalaisten motivoimista sekä tietoisuuden lisäämistä tulee lisätä. Lisäksi olemassa olevaa tietoa tulee jakaa entistä tehokkaammin muovin koko arvoverkon eri toimijoille.

Tiedonjakokanavista yleisesti hyvinä pidettiin Muovitiekartta-sivustoa, LinkedIn-palvelua etenkin asiantuntijaviestinnässä sekä erilaisia verkostoja ja koulutustilaisuuksia. Viranomaistyön verkostoja pidettiin niin ikään tärkeänä.

**Taulukko 16. Sidosryhmien esille nostamia muoviehin liittyviä tärkeimpiä huomioita ja tietopuutteita.**

	Kysely	Sidosryhmätilaisuus
Puolueeton asiantuntijatieto	X	X
Tutkimustulosten jäsentely, jotta se olisi yhteiskunnan hyödynnettävissä	X	X
Makromuovit	X	
Muovilajien tunnistustekniikat		X
Maaympäristön roskaantuminen	X	
Tieto roskaantumisen eri syistä	X	
Bio- ja biohajoavien muovien termien selkeyttäminen	X	
Muovien sisältämät haitalliset yhdisteet	X	X
Muovien vaikutusten suhteuttaminen muihin ympäristövaikutuksiin	X	X
Eri materiaalien (muovit ja niitä korvaavat materiaalit) kattavammat elinkaariarviot ja vaikutukset pitkällä aikavälillä	X	X
Kansalaisten tietoisuuden lisääminen	X	
Eri mikromuovilähteiden merkittävyyden suhteuttaminen toisiinsa	X	X
Ympäristössä hyväksyttävän ja haitallisen mikromuovitasen määrittely	X	X
Terveysvaikutuksista enemmän tietoa	X	X
Ympäristövaikutuksista enemmän tietoa	X	X
Mikromuovit ilmassa		X
Liukenevien, eli muiden kuin kiinteässä muodossa olevien, muovien vaikutukset ja kuormitus ympäristöön	X	X
Tutkimusten suunnittelu ja toteuttaminen eri toimijoiden kesken	X	X
Toimenpiteiden vaikuttavuuden arvioiminen	X	X
Lainsäädäntö ja rajoitukset	X	X
Ratkaisut ja tekniikat mikromuovipäästöjen vähentämiseksi	X	X

#### 8.4 Tiedon saatavuus ja tietopuutteet

Tiedon saatavuutta ja tietopuutteita kartoitettaessa sidosryhmien edustajat toivoivat lisätietoa ylipäätään muovien ympäristö- ja terveysvaikutuksista. Esiin nousivat erityisesti makromuovien eliövaikutukset, kaupunkialueiden ja muiden maaympäristöjen roskaantuminen sekä roskaantumisen eri syyt. Myös muovien kierrätyksestä, eri muovilajien tunnistamisesta, muovijätteen hyödyntämisestä sekä lainsäädännöstä ja rajoituksista kaivattiin lisää tietoa. Esiin nousivat myös kysymykset muovien sisältämiin lisä- tai stabilointiaineisiin liittyen. Tietoa kaivattiin mm. haitallisten aineiden vaikutuksista sekä eri yhdisteiden tunnistamisesta ja poistamisesta jätevirroista. Vastaajat kokivat, että vesistöjen roskaantumisesta ja mikromuoveista on jonkin verran tai riittävästi tietoa. Kuitenkin mikromuovien lähteet tulisi suhteuttaa toisiinsa niin, että saataisiin käsitys missä suurimmat ongelmat ovat. Jatkossa myös ylipäätään muovien aiheuttamat ympäristö- ja terveysvaikutukset tulisi pyrkiä suhteuttamaan muihin ympäristö- ja terveysvaikutuksiin.

Vastaajat toivoivat jatkossa myös hyvin monentyyppistä tietoa. Esiin nousivat mm. muiden kuin kiinteässä muodossa olevien eli liukenevien muovien vaikutukset ja ympäristökuormitus sekä

biopohjaistenmuovien ja biohajoavien muovien termistön selkeyttäminen. Jatkossa olisi tärkeää myös ympäristössä hyväksyttävän ja haitallisen mikromuovitason määrittely. Ympäristöviranomaiset kaipaavat tietoa erityisesti myös erilaisista prosessijätevesien käsittelytekniikoista, joilla mikromuovipäästöjä voitaisiin hallita. Näiden lisäksi jatkossa tulisi pystyä suhteuttamaan mikromuovien eri lähteet toisiinsa sekä arvioimaan hallintakeinojen ja toimenpiteiden vaikuttavuutta. Muovien kestävän kiertotalouden näkökulmasta eri materiaalien ympäristövaikutusarviot pitkällä aikavälillä (eli entistä kattavampien elinkaariarvioiden tuottaminen) nähtiin tärkeinä.

Puolueettomalle asiantuntijatiedolle on siis jatkossa paljon kysyntää. Tietoa tulisi jossain määrin myös popularisoida ja ylipäättään kansalaisten sekä eri toimijoiden tietoisuutta lisätä. Tutkimukset tulisi jatkossa suunnitella ja toteuttaa yhdessä eri alojen toimijoiden kesken, jotta saavutettaisiin mahdollisimman laajan näkökulman huomioitua. Lisäksi entistä tiiviimpi kansainvälinen yhteistyö sekä tulosten vertailtavuus auttaa vaikutusten laajuuden arvioinnissa ja hahmotuksessa. Liitteestä 2 on lueteltuna tärkeimpiä muoveihin ja niiden ympäristö- sekä terveysvaikutuksiin liittyviä hankkeita, joissa Suomen ympäristökeskus on ollut mukana.

## Sanasto

<b>ABS</b>	Akryylinitriili-butadieeni-styreeni
<b>Absorboida</b>	Imeä itseensä, sitoa
<b>Adsorboida</b>	Sittoa toista ainetta pinnalleen ohueksi kerrokseksi, ei itseensä
<b>Agar</b>	Agar-agar on eräistä valtamerten punaleivistä eristetty polysakkaridiseos, jota käytetään mikrobiologiassa ja lääketieteessä mikrobien kasvualustana sekä elintarviketeollisuudessa hyytelöimisaineena
<b>ALDFG</b>	Abandoned, Lost or otherwise Discarded Fishing Gear, hylätyt kalastusvälineet
<b>Amorfinen</b>	Kiinteän aineen toinen esiintymismuoto kiteisen aineen lisäksi
<b>AMR</b>	Antimikrobiresistenssi
<b>Bagassi</b>	Materiaali, joka valmistetaan sokerintuotannon luonnollisesta sivutuotteesta, eli sokeriruokojen varsista. Bagassi biohajoaa hallituissa kompostointiolosuhteissa ja maatuu vain muutamassa viikossa
<b>BDE</b>	Bromattu difenyylietteri
<b>BMI</b>	Tyydyttymätön polyimidi
<b>BPA</b>	Bisfenoli-A
<b>CN-luokitus</b>	EU:n tavaranimikkeistö, jota käytetään mm. vienti-ilmoituksissa ja sisäkaupan tilastoilmoituksissa. Käytössä Tullin tuonti- ja vientitilastoissa.
<b>DBDPE</b>	Dekabromidifenyylietaani
<b>DDT</b>	Diklooridifenyyli- trikloorietaani
<b>DEHP</b>	Ftalaattien tyhmään kuuluva yhdiste, eli Di(2-etyyliheksyyli) ftalaatti
<b>ECHA</b>	Euroopan kemikaalivirasto
<b>EDC</b>	Endocrine Disrupting Chemicals, hormonitoimintaa häiritsevät yhdisteet
<b>EFSA</b>	Euroopan ruokaturvallisuusvirasto
<b>EP</b>	Epoksi
<b>EPS</b>	Paisutettu polystyreeni (styrox)
<b>EOW</b>	End of Waste, jätteesiluokittelun päättyminen
<b>Fermentaatio</b>	Käyminen on aineenvaihduntareaktio tai -reaktiosarja, joita useita eri tyyppisiä. Käymisessä eliö pilkkoo orgaanisia yhdisteitä muiksi aineiksi pelkistämällä ilman happea.
<b>FTIR</b>	Fourier-muunnos-infrapunaspektrometria
<b>HCH</b>	Heksakloorisykloheksaani
<b>HELCOM</b>	Itämeren suojelukomissio
<b>Hydrofobinen</b>	Vettähylkivä

<b>In vivo</b>	Eliössä tehtyä tutkimusta
<b>Kitosaani</b>	Biopolymeeri, jota tuotetaan deasetyloimalla äyriäisten kuoresta saatavaa kitiiniä.
<b>LCA</b>	Life Cycle Assessment, elinkaariarviointi
<b>NMP</b>	Määritelmä, joka sisältää sekä nano- että mikro-kokoluokan muovit
<b>NP</b>	Nonyylifenoli
<b>PA</b>	Polyamidi (nylon)
<b>PAH</b>	Polyaromaattiset hiilivedyt
<b>PBDE</b>	Polybromatut difenyylietterit, palonsuoja-aine
<b>PBT</b>	Persistent Bioaccumulative Toxic, pysyvä biokertyvä ja myrkyllinen yhdiste
<b>PC</b>	Polycarbonate, polykarbonaatti
<b>PCB</b>	Polyklooratut bifenyylit
<b>PE</b>	Polyeteeni
<b>PE-LD</b>	Matalatiheyksinen polyeteeni
<b>PE-HD</b>	Suuritiheyksinen polyeteeni
<b>PES</b>	Polyesteri
<b>PET</b>	Polyetyleenitereftalaatti
<b>PF</b>	Bakeliitti eli fenoliformaldehydi
<b>PFAS</b>	Perfluorialkyyliyhdiste: yhdisteitä, joissa hiilivetyketjun kaikki vetyatomit (H) on korvattu fluorilla (F)
<b>PFOA</b>	Perfluorioktaanihappo, PFAS-yhdisteisiin kuuluva POP-yhdiste
<b>PHB</b>	Polyhydroksybutyraatti
<b>PLA</b>	Polylaktidi
<b>PMMA</b>	Polymetyylimetakrylaatti, puhekielessä akryyli tai pleksi
<b>Polarisoituminen</b>	Elektronien jakautuminen poolisessa molekyyllissä siten, että siinä on positiivisesti ja negatiivisesti varautuneet päät tai elektronien jakautuminen eristeessä siten, että siinä on mikroskooppisia varausdipoleita, joita kuvaa aineen polarisoituma
<b>POP</b>	Persistent Organic Pollutant, pysyvä orgaaninen yhdiste
<b>PP</b>	Polypropeeni
<b>Primääriset mikromuovit</b>	Joitain mikromuoveja valmistetaan tarkoituksella erilaisiin käyttökohteisiin. Tällaisia ovat esim. hygieniatuotteissa ja kosmetiikassa käytettävät mikromuovit.

<b>PRODCOM-luokitus</b>	EU:n PRODCOM-tuoteluetteloon (Production Communautaire) perustuva, kansallisin lisänimikkein täydennetty luokitusjärjestelmä, jota käytetään teollisuuden tuotannon hyödykekohtaiseen tilastointiin. Tilastokeskuksen Teollisuustuotantotilasto hyödyntää tätä luokitusta.
<b>PS</b>	Polystyreeni
<b>PTFE</b>	Polytetrafluorieteeni eli teflon
<b>PUR</b>	Polyuretaani
<b>PVC</b>	Polyvinyylikloridi
<b>REACH</b>	Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals, kemikaalien rekisteröintiä, arviointia, lupamenettelyä ja rajoituksia koskeva EU:n asetus

### **Sekundääriset mikromuovit**

Sekundäärisillä mikromuoveilla tarkoitetaan suuremmista muovikappaleista rapautumisen tai kulumisen johdosta muodostuvia mikromuoveja.

<b>SSbD</b>	Safe and Sustainable by Design, kestävä ja turvallinen tuotesuunnittelu
<b>SUP</b>	Single-use plastics, kertakäyttömuovi
<b>SVHC</b>	Substances of Very High Concern, erityistä huolta aiheuttavat aineet
<b>Trofiataso</b>	Ravintoverkon taso. Ensimmäiseen tasoon kuuluvat tuottajat, seuraaville tasoille kuluttajat ja hajottajat. Huippupedet muodostavat ravintoverkon ylimmän trofiatason, ns. trofiatasopyramidin huipun.
<b>UNEP</b>	YK:n ympäristöohjelma
<b>UNEA</b>	YK:n korkean tason päätäntäelin
<b>UP</b>	Tyydyttymätön polyesteri
<b>VE</b>	Vinyyliesteri



## Lähteet

- Alaranta J. & Turunen T. 2021. How to Reach a Safe Circular Economy? – Perspectives on Reconciling the Waste, Product and Chemicals Regulation. *Journal of Environmental Law* (33) 2021.
- Alenius, M. 2016. Maatalousmuovien materiaalihyödyntämisen edistäminen: case: Envor Group Oy. Lahden ammattikorkeakoulu. Ympäristötekniikan koulutusohjelma. Lahti. Opinnäytetyö.
- Allen, R., Jarvis, D., Sayer, S. & Mills, C. 2012. Entanglement of grey seals *Halichoerus grypus* at a haul out site in Cornwall, UK. *Marine Pollution Bulletin* 64: 2815–2819.
- Amato-Lourenço, L. F., dos Santos Galvão, L., de Weger, L. A., Hiemstra, P. S., Vijver, M. G. & Mauad T. 2020. An emerging class of air pollutants: Potential effects of microplastics to respiratory human health? *Science of the Total Environment* 749: 141676.
- Amato-Lourenço, L. F., Carvalho-Oliveira, R., Júnior, G. R., dos Santos Galvão, L., Ando, R. A. & Mauad T. 2021. Presence of airborne microplastics in human lung tissue. *The Journal of Hazardous Materials* 416: 126124.
- Amec Foster Wheeler 2017. Intentionally added microplastics in products. Final report. European Commission (DG Environment).
- Andrady, A. L. 2011. Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin* 62: 1596–1605.
- Andrady, A.L., Neal, M. A. 2009. Applications and societal benefits of plastics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 364: 1977–1984.
- ARCADIS 2013. Marine Litter study to support the establishment of an initial quantitative headline reduction target – SFRA0025. European Commission DG Environment. Project number BE0113.000668.
- ARCADIS ja EUCC 2014. Final report. Marine litter study to support the establishment of an initial quantitative headline reduction target - SFRA0025. European Commission DG Environment. Project number BE0113.000668. [http://ec.europa.eu/environment/marine/good-environmental-status/descriptor-10/pdf/final\\_report.pdf](http://ec.europa.eu/environment/marine/good-environmental-status/descriptor-10/pdf/final_report.pdf).
- Arthur, C., Baker, J. & Bamford, H. 2009. Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects and Fate of Microplastic Marine Debris. NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-30.
- Audrézet, F., Zaiko, A., Lear, G., Wood, S. A., Tremblay, L. A. & Pochon, X. 2021. Biosecurity implications of drifting marine plastic debris: Current knowledge and future research. *Marine Pollution Bulletin* 162: 111835.
- Azevedo-Santos, V. M., Brito, M. F. G., Manoel, P. S., Perroca, J. F., Rodrigues-Filho, J. L., Paschoal, L. R. P., Goncalves, G. R. L., Wolf, M. R., Blettler, M. C. M., Andrade, M. C., Nobile, A. B., Lima, F. P., Ruocco, A. M. C., Silva, C. V., Perbiche-Neves, G., Portinho, J. L., Giarrizzo, T., Arcifa, M. S. & Pelicice, F. M. 2021. Plastic pollution: A focus on freshwater biodiversity. *A Journal of Environment and Society* 50: 1313–1324.
- Bakir, A., Rowlan, S. J. & Thompson, R. C. 2012. Competitive sorption of persistent organic pollutants onto microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin* 64: 2782–2789.
- Balestri, E., Menicagli, V., Ligorini, V., Fulignati, S., Raspolli Galletti, A. M. & Lardicci, C. 2019. Phytotoxicity assessment of conventional and biodegradable plastic bags using seed germination test. *Ecological Indicators* 102: 569–580.
- Bandopadhyay, S., Martin-Closas, L., Pelacho, A. M. & DeBruyn, J. M. 2018. Biodegradable plastic mulch films: Impacts on soil microbial communities and ecosystem functions. *Frontiers in Microbiology* 9: 819.
- Barboza, L. G. A., Dick Vethaak, A., Lavorante, B. R. B. O., Lundebye, A. K. & Guilhermino, L. 2018. Marine microplastic debris: An emerging issue for food security, food safety and human health. *Marine Pollution Bulletin* 133: 336–348.
- Barnes, D. K. 2002. Invasions by marine life on plastic debris. *Nature* 416: 808–809.
- 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* 364: 1985–1998.
- Barrett, A. 2018. A summary of bioplastics feedstock. *Bioplastics News* 9. Saatavissa: <https://bioplasticsnews.com/2018/09/12/bioplastic-feedstock-1st-2nd-and-3rd-generations> [Viitattu 23.8.2021].
- Basili, M., Quero, G. M., Giovannelli, D., Manini, E., Vignaroli, C., Avio, C. G., De Marco, R. & Luna, G. M. 2020. Major role of surrounding environment in shaping biofilm community composition on marine plastic debris. *Frontiers in Marine Science* 7: 262.
- Basnet, K. 1993. Solid waste pollution versus sustainable development in high mountain environment: A case study of Sagarmatha National Park of Khumbu region, Nepal. *Contribution to Nepalese Studies* 20: 131–139.
- Beer, S., Garm, A., Huwer, B., Dierking, J. & Nielsen, T.G. 2018. No increase in marine microplastic concentration over the last three decades – a case study from the Baltic Sea. *Science of the Total Environment* 621: 1272–1279.
- Bellas, J., Martinez-Armental, J., Martinez-Camara, A., Besada, V. & Martinez-Gomez, C. 2016. Ingestion of microplastics by demersal fish from the Spanish Atlantic and Mediterranean coasts. *Marine Pollution Bulletin* 109: 55–60.
- Bening, C. R., Pruess, J. T. & Blum, N. U. 2021. Towards a circular plastics economy: Integrating barriers and

- contested solutions for flexible packaging recycling. *Journal of Cleaner Production* 302: 126966.
- Bergmann, M., Gutow, L. & Klages M. (toim.) 2015. *Marine Anthropogenic Litter*. Springer Nature. 447 s.
- Bergmann, M., Wirzberger, V., Krumpfen, T., Lorenz, C., Pimpke, S., Tekman, M.B. & Gerds, G. 2017. High Quantities of Microplastic in Arctic Deep-Sea Sediments from the HAUSGARTEN Observatory. *Environmental Science & Technology* 51(10): 11000–11010.
- Blettler, M. C. M. & Mitchell, C. 2021. Dangerous traps: Macroplastic encounters affecting freshwater and terrestrial wildlife. *Science of the Total Environment* 798: 149317.
- Blidberg, E., Bekken, A. L., Bäckström, A., Haaksi, H., Hansen, L. M., Skogen, M. H., Lembrecht Frandsen, B., Thernström, T. & Ångström, J. 2015. *Marine Littering and Sources in Nordic Waters*. Nordic Council of Ministers 2015.
- Boots, B., Russell, C. W. & Green, D. S. 2019. Effects of microplastics in soil ecosystems: above and below ground. *Environmental Science & Technology* 53: 11496–11506.
- Brachner, A., Fragouli, D., Duarte, I. F., Farias, P. M. A., Dembski, S., Ghosh, M., Barisic, I., Zdziebło, D., Vanoirbeek, J., Schwabl, P. & Neuhaus W. 2020. Assessment of human health risks posed by nano-and microplastics is currently not feasible. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 17: 8832.
- Bradney, L., Wijesekara, H., Palansooriya, K. N., Obadamudalige, N., Bolan, N. S., Ok, Y. S., Rinklebe, J., Kim, K. H. & Kirkham, M. B. 2019. Particulate plastics as a vector for toxic trace-element uptake by aquatic and terrestrial organisms and human health risk. *Environment International* 131: 104937.
- Bravo Rebolledo, E. L., van Franeker, J. A., Jansen, O. E. & Brasseur, S. M. 2013. Plastic ingestion by harbor seals (*Phoca vitulina*) in the Netherlands. *Marine Pollution Bulletin* 67: 200–202.
- Bråte, I. L. N., Huwer, B., Thomas, K. V., Eidsvoll, D. P., Halsband, C., Almroth, B. C. & Lusher, A. 2017. Micro- and macro-plastics in marine species from Nordic waters. *Nordic Council of Ministers* 2017.
- Briassoulis, D., Babou, E., Hiskakis, M. & Kyriku, I. 2015. Analysis of long-term degradation behaviour of polyethylene mulching films with pro-oxidants under real cultivation and soil burial conditions. *Environmental Science and Pollution Research* 22: 2584–2598.
- 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: 5026–5031.
- Budimir, S., Setälä, O. & Lehtiniemi, M. 2018. Effective and easy to use extraction method shows low numbers of microplastics in offshore planktivorous fish from the northern Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin* 127: 586–592.
- Cai, H., Xu, E. G., Du, F., Li, R., Liu, J. & Shi, H. 2021. Analysis of environmental nanoplastics: progress and challenges. *The Chemical Engineering Journal* 410: 128208.
- Caldwell, J., Lehner, R., Balog, S., Rhême, C., Gao, X., Septiadi, D., Weder, C., Petri-Fink, A. & Rothen-Rutishauser, B. 2021. Fluorescent plastic nanoparticles to track their interaction and fate in physiological environments. *Environmental Science: Nano* 8: 502–513.
- Campanale, C., Massarelli, C., Savino, I., Locaputo, V. & Uricchio, V.F. 2020. A detailed review study on potential effects of microplastics and additives of concern on human health. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 17:1212.
- Cao, D., Wang, X. & Luo, X. 2017. Effects of polystyrene microplastics on the fitness of earthworms in an agricultural soil. *IOP Conference Series Earth and Environmental Science*: 12148.
- Carr, K. E., Smyth, S. H., McCullough, M. T., Morris, J. F. & Moyes, S. M. 2012. Morphological aspects of interactions between microparticles and mammalian cells: intestinal uptake and onward movement. *Progress in Histochemistry and Cytochemistry* 46: 185–252.
- Catarino, A. I., Macchia, V., Sanderson, W. G., Thompson, R. C. & Henry, T. B. 2018. Low levels of microplastics (MP) in wild mussels indicate that MP ingestion by humans is minimal compared to exposure via household fibres fallout during a meal. *Environmental Pollution* 237: 675–684.
- Chamas, A., Moon, H., Zheng, J., Qiu, Y., Tabassum, T., Jang, J. H., Abu-Omar, M., Scott, S. L. & Suh, S. 2020. Degradation rates of plastics in the environment. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering* 8: 3494–3511.
- Chang, X., Xue, Y., Li, J., Zou, L. & Tang, M. 2020. Potential health impact of environmental micro- and nanoplastics pollution. *Journal of Applied Toxicology* 40: 4–15.
- Cheshire, A. C., Adler, E., Barbière, J., Cohen, Y., Evans, S., Jarayabhand, S., Jetric, L., Jung, R. T., Kinsey, S., Kusui, E. T., Lavine, I., Manyara, P., Oosterbaan, L., Pereira, M. A., Sheavly, S., Tkalin, A., Varadarajan, S., Wenneker, B. & Westphalen, G. 2009. *UNEP/IOC Guidelines on Survey and Monitoring of Marine Litter*. *UNEP Regional Seas Reports and Studies*, No. 186. *IOC Technical Series* No. 83: xii + 120 pp.
- Coffin, S., Wyer, H. & Leapman, J. C. 2021. Addressing the environmental and health impacts of microplastics requires open collaboration between diverse sectors. *PLOS Biology*. 1–15.
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C. & Galloway, T. S. 2011. Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. *Marine Pollution Bulletin* 62: 2588–2597.

- Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Goodhead, R., Moger, J. & Galloway, T. S. 2013. Microplastic ingestion by zooplankton. *Environmental Science & Technology* 47: 6646–6655.
- Coleman, D. C., Crossley, D.A. & Hendrix, P. F. 2004. *Fundamentals of Soil Ecology*. Toinen painos. Elsevier. 386 s.
- Corti, A., Sudhakar, M. & Chiellini, E. 2012. *The Journal of Polymers and the Environment* 20: 1007–1018.
- Cowger, W., Booth, A. M., Hamilton, B. M., Thaysen, C., Primpke, S., Munno, K., Lusher, A. L., Dehaut, A., Vaz, V. P., Liboiron, M., Devriese, L. I., Hermabessiere, L., Rochman, C., Athey, S. N., Lynch, J. M., De Frond, H., Gray, A., Jones, O. A. H., Brander, S., Steele, C., Moore, S., Sanchez, A. & Nel, H. 2020. Reporting guidelines to increase the reproducibility and comparability of research on microplastics. *Applied Spectroscopy* 74: 1066–1077.
- Cyvin, J. B., Ervik, H., Kveberg, A. A. & Hellevik, C. 2021. Macroplastic in soil and peat. A case study from the remote islands of Mausund and Froan landscape conservation area, Norway: implications for coastal cleanups and biodiversity. *Science of the Total Environment* 787: 147547.
- Corradini, F., Meza, P., Eguiluz, R., Casado, F., Huerta-Lwanga, E. & Geissen, V. 2019. Evidence of microplastic accumulation in agricultural soils from sewage sludge disposal. *Science of the Total Environment* 671: 411–420.
- Dahlbo, H., Poliakova, V., Mylläri, V., Sahimaa, O. & Anderson, R. 2018. Recycling potential of post-consumer plastic packaging waste in Finland. *Waste Management* 71: 52–61.
- D'Angelo, S. & Meccariello, R. 2021. Microplastics: A threat for male fertility. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 18: 2392.
- Danopoulos, E., Twiddy, M. & Rotchell, J. M. 2020. Microplastic contamination of drinking water: A systematic review. *PLoS One* 15(7): e0236838.
- Danopoulos, E., Twiddy, M., West, R. & Rotchell, J. M. 2021. A rapid review and meta-regression analyses of the toxicological impacts of microplastic exposure in human cells. *The Journal of Hazardous Materials*: 127861.
- Davidson, M. G., Furlong, R. A. & McManus, M. C. 2021. Developments in the life cycle assessment of chemical recycling of plastic waste – A review. *Journal of Cleaner Production* 293: 126163.
- Decision of the Council C(2001)107/final. Concerning the control of transboundary movements of wastes destined for recovery operations as amended by C(2004)20.
- Decision of the Council C(2021) 3762 final. Commission guidelines on single-use plastic products in accordance with Directive (EU) 2019/904 of the European Parliament and of the Council of 5 June 2019 on the reduction of the impact of certain plastic products on the environments.
- De-la-Torre, G. E. 2020. Microplastics: an emerging threat to food security and human health. *Journal of Food Science and Technology* 57: 1601–1608.
- de Ruijter, V. N., Redondo-Hasselerharm, P. E., Gouin, T. & Koelmans, A. A. 2020. Quality criteria for microplastic effect studies in the context of risk assessment: A critical review. *Environmental Science & Technology* 54: 11692–11705.
- de Souza Machado, A. A., Lau, C. W., Till, J., Kloas, W., Lehmann, A., Becker, R. & Rillig, M. 2018. Impacts of microplastics on soil biophysical environment. *Environmental Science & Technology* 52: 9656–9665.
- Deng, Y., Zhang, Y., Lemos, B. & Ren, H. 2017. Tissue accumulation of microplastics in mice and biomarker responses suggest widespread health risks of exposure. *Scientific Reports* 7: 46687.
- Derraik, J. G. B. 2002. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin* 44: 842–852.
- Desforges, J. P., Galbraith, M. & Ross, P. S. 2015. Ingestion of microplastics by zooplankton in the Northeast Pacific Ocean. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 69: 320–330.
- Ding, J., Zhu, D., Wang, H. T., Lassen, S. B., Chen, Q. L., Li, G., Lv, M. & Zhu, Y.G., 2020. Dysbiosis in the gut microbiota of soil fauna explains the toxicity of tire tread particles. *Environmental Science & Technology* 54: 7450–7460.
- Dolar, A., Selonen, S., van Gestel, C. A. M., Perc, V., Drobne, D. & Jemec Kokalj, A. 2021. Microplastics, chlorpyrifos and their mixtures modulate immune processes in the terrestrial crustacean *Porcellio scaber*. *Science of the Total Environment* 772: 144900.
- Dris, R., Gasperi, J., Saad, M., Mirande, C. & Tassin, B. 2016. Synthetic fibers in atmospheric fallout: a source of microplastics in the environment. *Marine Pollution Bulletin* 104: 290–293.
- Dris, R., Gasperi, J., Mirande, C., Mandin, C., Guerrouache, M., Langlois, V. & Tassin, B. 2017. A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments. *Environmental Pollution* 221: 453–458.
- Du, F., Cai, H., Qn Zhang, Q., Chen, Q. & Huahong Shi, H. 2020. Microplastics in take-out food containers. *Journal of Hazardous Materials* 399: 122969.
- ECHA (European Chemicals Agency) 2019. Annex XV restriction report. Proposal for a restriction. Substance name(s): intentionally added microplastics. Saatavilla: <https://echa.europa.eu/documents/10162/82cc5875-93ae-d7a9-5747-44c698dc19b6>.
- EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM) 2016. Presence of microplastics and nanoplastics in food, with particular focus on seafood. *EFSA Journal* 14: 4501–4531.
- Endo, S., Takizawa, R., Okuda, K., Takada, H., Chiba, K., Kanehiro, H., Ogi, H., Yamashita, R. & Date, T. 2005.

- Concentration of polychlorinated biphenyls (PCBs) in beach resin pellets: Variability among individual particles and regional differences. *Marine Pollution Bulletin* 50: 1103–1114.
- Engler, R. E. 2012. The complex interaction between marine debris and toxic chemicals in the ocean. *Environmental Science & Technology* 46: 12302–12315.
- Eriksen, M., Lusher, A., Nixon, M. & Wernery, U. 2021. The plight of camels eating plastic waste. *Journal of Arid Environments* 185: 104374.
- Erälinna, L. & Jävenpää, A.-M. (toim.) 2019. Maatalousmuovijätteen keräys ja kierrätys. Haasteet ja mahdollisuudet. Turun yliopisto. 25 s. ISBN 978-951-29-7569-3.
- Essel, R., Engel, L., Carus, M. & Ahrens, R. H. 2015. Sources of microplastics relevant to marine protection in Germany. Federal Environment Agency. Germany. Texte 64/2015. 45 s.
- Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2008/56/EY, annettu 17 päivänä kesäkuuta 2008, yhteisön meriympäristöpolitiikan puitteista (meristrategiadirektiivi). Euroopan unionin virallinen lehti 25.6.2008. L 164: 19–40.
- Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi (EU) 2018/851, annettu 30 päivänä toukokuuta 2018, jätteistä annetun direktiivin 2008/98/EY muuttamisesta (ETA:n kannalta merkityksellinen teksti)
- Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi (EU) 2018/852, annettu 30 päivänä toukokuuta 2018, pakkauksista ja pakkausjätteistä annetun direktiivin 94/62/EY muuttamisesta (ETA:n kannalta merkityksellinen teksti)
- European Bioplastics 2020. Bioplastics Market Data. Saatavissa: <https://www.european-bioplastics.org/>. [Viitattu 23.8.2021].
- European Commission 2018. A European Strategy for plastics in Circular Economy, Brussels: European Commission.
- Eurostat 2020. Packaging waste statistics-statistics explained. Saatavissa: [https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Packaging\\_waste\\_statistics](https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Packaging_waste_statistics) [Viitattu 07.2.2020].
- Ferdous, M., Bhuiyan, A. R. & Tania, K. A. 2021. Macroplastics on soil-plant system: Inhibiting effects of macroplastics on the growth of green amaranth (*Amaranthus viridis*). *American Journal of Plant Sciences* 12: 926–933.
- Ferreira-Filipe, D. A., Paço, A., Duarte, A. C., Rocha-Santos, T. & Patrício Silva, A. L. 2021. Are biobased plastics green alternatives? – A critical review. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 18(15): 7729.
- Fjäder, P., Turunen, T., Rinne, P., Häkkinen, E. & Kauppi, S. 2022. The current state report on the harmful additives in WEEE plastics and the regulatory framework in WEEE-plastic recycling (käsikirjoitus).
- Foulon, V., Le Roux, F., Lambert, C., Huvet, A., Soudant, P. & Paul-Pont, I. 2016. Colonization of polystyrene microparticles by *Vibrio crassostreae*: light and electron microscopic investigation. *Environmental Science & Technology* 50: 10988–10996.
- Fournier, S. B., D’Errico, J. N., Adler, D. S., Kollontzi, S., Goedken, M. J., Fabris, L., Yurkow, E. J. & Stapleton, P. A. 2020. Nanopolystyrene translocation and fetal deposition after acute lung exposure during late-stage pregnancy. *Particle and Fibre Toxicology* 17: 55.
- Fournier, E., Etienne-Mesmin, L., Grootaert, C., Jelsbak, L., Syberg, K., Blanquet-Diot, S. & Mercier-Bonin, M. 2021. Microplastics in the human digestive environment: A focus on the potential and challenges facing in vitro gut model development. *Journal of Hazardous Materials* 415: 125632.
- Fu, W., Min, J., Jiang, W., Li, Y. & Zhang, W. 2020. Separation, characterization and identification of microplastics and nanoplastics in the environment. *Science of the Total Environment* 721: 137561.
- Gaillet, S. & Rouanet, J. M. 2015. Silver nanoparticles: Their potential toxic effects after oral exposure and underlying mechanisms – A review. *Food and Chemical Toxicology* 77: 58–63.
- Galloway, T. S., Cole, M. & Lewis C. 2017. Interactions of microplastic debris throughout the marine ecosystem. *Nature Ecology & Evolution* 1: 0116.
- Ganguly, P., Breen, A. & Pillai, S. C. 2018. Toxicity of nanomaterials: Exposure, pathways, assessment, and recent advances. *ACS Biomaterials Science and Engineering* 4: 2237–2275.
- Garcia-Vazquez, E., Cani, A., Diem, A., Ferreira, C., Geldhof, R., Marquez, L., Molloy, E. & Perché S. 2018. Leave no traces – Beached marine litter shelters both invasive and native species. *Marine Pollution Bulletin* 131: 314–322.
- Gasperi, J., Dris, R., Mirande-Bret, C., Mandin, C., Langlois, V. & Tassin B. 2015. First overview of microplastics in indoor and outdoor air. Paper Presented at 15th EuCheMS International Conference on Chemistry and the Environment, Leipzig, Germany. <https://hal-ncpc.archives-ouvertes.fr/hal-01195546>.
- GESAMP 2015. Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment (Kershaw, P. J., ed.). Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection. GESAMP Reports and studies 90: 96 p.
- Gholami, M., Torkashvand, J., Rezaei Kalantari, R., Godini, K., Jonidi Jafari, A. & Farzadkia, M. 2020. Study of littered wastes in different urban land-uses: An 6 environmental status assessment. *Journal of Environmental Health Science & Engineering* 18: 915–924.

- Goldstein, M. C., Carson, H. S. & Eriksen, M. 2014. Relationship of diversity and habitat area in North Pacific plastic-associated rafting communities. *Marine Biology* 161: 1441–1453.
- González-Fernández, D., Cózar, A., Hanke, G., Viejo, J., Morales-Caselles, C., Bakiu, R., Barcelo, D., Bessa, F., Bruge, A., Cabrera, M., Castro Jimenez, J., Constant, M., Crosti, R., Galletti, Y., Kideys, A. E., Machitadze, N., Pereira De Brito, J., Pogojeva, M., Ratola, N., Rigueira, J., Rojo-Nieto, E., Savenko, O., Schöneich-Argent, R., Siedlewicz, G., Suaria, G. & Tourgeli, M. 2021. Floating macrolitter leaked from Europe into the ocean. *Nature Sustainability* 4: 474–483.
- Grafmueller, S., Manser, P., Diener, L., Diener, P.A., Maeder-Althaus, X., Maurizi, L., Jochum, W., Krug, H., Buerki-Thurnherr, T., von Mandach, U. & Wick, P. 2015. Bidirectional transfer study of polystyrene nanoparticles across the placental barrier in an ex vivo human placental perfusion model. *Environmental Health Perspectives* 123: 1280–1286.
- Green, D. S., Boots, B., Blockley, D. J., Rocha, C. & Thompson, R. C. 2015. Impacts of discarded plastic bags on marine assemblages and ecosystem functioning. *Environmental Science & Technology* 49: 5380–5389.
- Green, D.S., Boots, B., Sigwart, J., Jiang, S. & Rocha, C. 2016. Effects of conventional and biodegradable microplastics on a marine ecosystem engineer (*Arenicola marina*) and sediment nutrient cycling. *Environmental Pollution* 208: 426–434.
- Guevara, L. V., Diong, L. P. E. & Quiles Romagosa, M. 2021. Detection of microplastics in sports drinks and bottled water by fluorescence microscopy and Nile Red dye. 25th EFSA colloquium ‘A coordinated approach to assess the human health risks of micro- and nanoplastics in food’, 6–7 May 2021.
- Handy, R. D., Henry, T. B., Scown, T. M., Johnston, B. D. & Tyler, C. R. 2008. Manufactured nanoparticles: their uptake and effects on fish—a mechanistic analysis. *Ecotoxicology* 1: 396–409.
- Hann, S., Sherrington, C., Jamieson, O., Hickman, M., Kershaw, P., Bapasola, A. & Cole, G. 2018. Investigating options for reducing releases in the aquatic environment of microplastics emitted by (but not intentionally added in) products. Report for DG Environment of the European Commission. EUNOMIA 2018. 321 s.
- Hansen, E., Nilsson, N. H., Lithner, D. & Lassen, C. 2013. Hazardous substances in plastic materials. COWI and Danish Technological Institute 2013. Klima- Og Forurensnings-Direktoratet.
- Hansen, E., Nilsson, N. H. & Slot Ravnholt Vium, K. 2014. Hazardous substances in plastics. The Danish Environmental Protection Agency.
- Hartmann, N., Hüffer, T., Thompson, R. C., Hassellöv, M., Verschoor, A., Daugaard, A. E. & Herrling, M. P. 2019. Are we speaking the same language? Recommendations for a definition and categorization framework for plastic debris. *Environmental Science & Technology* 53: 1039–1047.
- Hartwig, E., Clemens, T. & Heckroth, M. 2007. Plastic debris as nesting material in a Kittiwake (*Rissa tridactyla*) colony at the Jammerbugt, Northwest Denmark. *Marine Pollution Bulletin* 54: 595–597.
- Hasegawa, T., Mizukawa, K., Geok, Y. B., Sekioka, T., Takada, H. & Nakaoka, M. 2021. Trophic transfer of microplastics enhances tissue accumulation of chemical additives in fish. bioRxiv preprint. doi: <https://doi.org/10.1101/2021.03.09.434685>.
- Hallituksen esitys HE 40/2021 vp: Hallituksen esitys eduskunnalle laeiksi jätelain ja eräiden siihen liittyvien lakien muuttamisesta.
- Healton, C. G., Cummings, K. M., O’Connor, R. J. & Novotny, T. E. 2011. Butt really? The environmental impact of cigarettes. *Tobacco Control* 20: i1.
- Heddagaard, F. E. & Møller, P. 2020. Hazard assessment of small-size plastic particles: is the conceptual framework of particle toxicology useful? *Food and Chemical Toxicology* 136: 111106.
- Hegan, D., Tong, L., Zhiquan, H., QinMing, S. & Ru, L. 2015. Determining time limits of continuous film mulching and examining residual effects on cotton yield and soil properties. *Journal of Environmental Biology* 36: 677–684.
- HELCOM 2015. Regional Action Plan for Marine Litter in the Baltic Sea. 20 s.
- HELCOM 2018. HELCOM SPICE Task 2.1.2 Development of baselines of marine litter – Litter on the seafloor in the HELCOM area – analyses of data from BITS trawling hauls 2012–2016. [https://helcom.fi/wp-content/uploads/2020/04/Theme-2\\_Deliverable-2.1.2.pdf](https://helcom.fi/wp-content/uploads/2020/04/Theme-2_Deliverable-2.1.2.pdf)
- Heredia-Guerrero, J. A., Heredia, A., Domínguez, E., Cingolani, R., Bayer, I. S., Athanassiou, A. & Benítez, J. J. 2017. Cutin from agro-waste as a raw material for the production of bioplastics. *Journal of Experimental Botany* 68: 5401–5410.
- Hernandez, L. M., Xu, E. G., Larsson, H. C. E., Tahara, R., Maisuria, V. B. & Tufenkji, N. 2019. Plastic teabags release billions of microparticles and nanoparticles into tea. *Environmental Science & Technology* 53: 12300–12310.
- Hirai, H., Takada, H., Ogata, Y., Yamashita, R., Mizukawa, K., Saha, M., Kwan, C., Moore, C., Gray, H., Laursen, D., Zettler, E. R., Farrington, J. W., Reddy, C. M., Peacock, E. E & Ward M. W. 2011. Organic micropollutants in marine plastics debris from the open ocean and remote and urban beaches. *Marine Pollution Bulletin* 62: 1683–1692.
- Hirt, N. & Body-Malapel, M. 2020. Immunotoxicity and intestinal effects of nano- and microplastics: a review of the literature. *Particle and Fibre Toxicology* 17: 57.
- Horton, A. A., Walton, A., Spurgeon, D. J., Lahive, E. & Svendsen, C. 2017. Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current

- understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. *Science of the Total Environment* 586: 127–141.
- Hou, B., Wang, F., Liu, T. & Wang, Z. 2020. Reproductive toxicity of polystyrene microplastics: In vivo experimental study on testicular toxicity in mice. *Journal of Hazardous Materials* 405: 124028.
- Houston, D. C., Mee, A. & McGrady, M. 2007. Why do condors and vultures eat junk? The implications for conservation. *Journal of Raptor Research* 41: 235–23.
- Huang, Y., Liu, Q., Jia, W., Yan, C. & Wang J. 2020. Agricultural plastic mulching as a source of microplastics in the terrestrial environment. *Environmental Pollution* 260: 114096.
- Huerta Lwanga, E., Gertsen, H., Gooren, H., Peters, P., Salánki, T., van der Ploeg, M., Besseling, E., Koelmans, A. A. & Geissen, V. 2016. Microplastics in the terrestrial ecosystem: implications for *Lumbricus terrestris* (Oligochaeta, Lumbricidae). *Environmental Science & Technology* 5: 2685–2691.
- Huerta Lwanga, E., Gertsen, H., Gooren, H., Peters, P., Salánki, T., Van Der Ploeg, M., Besseling, E., Koelmans, A. A. & Geissen, V. 2017. Incorporation of microplastics from litter into burrows of *Lumbricus terrestris*. *Environmental Pollution* 220: 523–531.
- Hurskainen, P., Salminen, J., Balázs, A. & Johansson, A. Kangas, A., Karppinen, T. K. M. Laturi, J., Mäyrä, J., Pohjola, J., Savolainen, H., Tuominen, S., Vihervaara, P. & Virkkunen, H. 2021. Novel methods for the accounting of forest ecosystems and circular materials (2019-FI-ENVECO).
- HSY 2019. Pääkaupunkiseudun sekajätteen koostumus vuonna 2018. 8 p.
- Ibrahim, Y. S., Tuan Anuar, S., Azmi, A. A., Wan Mohd Khalik, W. M. A., Lehata, S., Hamzah, S. R., Ismail, D., Ma, Z. F., Dzulkarnaen, A., Zakaria, Z., Mustaffa, N., Tuan Sharif, S. E. & Lee, Y. Y. 2020. Detection of microplastics in human colectomy specimens. *JGH Open* 5(1):116–121.
- Iñiguez, M. E., Conesa, J. A. & Fullana, A. 2017. Microplastics in Spanish table salt. *Scientific Reports* 7: 8620.
- IPEN & Endocrine Society 2020. *Plastics, EDCs & health. A guide for public interest organizations and policymakers on endocrine disrupting chemicals & plastics.*
- Jakubowicz, I., Enebro, J. & Yarahmani, N. 2021. Challenges in the search for nanoplastics in the environment – a critical review from the polymer science perspective. *Polymer Testing* 93: 106953.
- Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R. & Law, K. L. 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science* 347: 768–771.
- Jambeck, J., Hardesty, B. D., Brooks A. L., Friend, T., Teleki, K., Fabres, J., Beaudoin, Y., Bamba, A., Francis, J., Ribbink, A. J., Baleta, T., Bouwman, H., Knox, J. & Wilcox, C. 2018. Challenges and emerging solutions to the land-based plastic waste issue in Africa. *Marine Policy* 96: 256–263.
- Jebessa, D., Lemma, F., Kabeta, T., Sibhat, B. & Terefe, Y. 2018. Survey on indigestible foreign bodies in the rumen and reticulum of cattle slaughtered at Nekemte municipal abattoir, Nekemte, Ethiopia. *Ethiopian Veterinary Journal* 22: 11–25.
- Jemec Kokalj, A., Horvat, P., Skalar, T. & Kržan, A. 2018. Plastic bag and facial cleanser derived microplastic do not affect feeding behaviour and energy reserves of terrestrial isopods. *Science of the Total Environment* 615: 761–766.
- Jeong, J. & Choi, J. 2019. Adverse outcome pathways potentially related to hazard identification of microplastics based on toxicity mechanisms. *Chemosphere* 231: 249–255.
- Jeswani, H., Kruger C., Russ, M., Horlacher, M., Antory, F., Hann, S. & Azapagic, A. 2021. Life cycle environmental impact of chemical recycling via pyrolysis of mixed plastic waste in comparison with mechanical recycling and energy recovery. *Science of the Total Environment* 769: 144483.
- Jiang, B., Kauffman, A. E., Li, L., McFee, W., Cai, B., Weinstein, J., Lead, J. R., Chatterjee, S., Scott, G. I. & Xiao, S. 2020. Health impacts of environmental contamination of micro- and nanoplastics: a review. *Environmental Health and Preventive Medicine* 25: 29.
- Jiang, X. J., Liu, W., Wang, E., Zhou, T. & Xin, P. 2017. Residual plastic mulch fragments effects on soil physical properties and water flow behavior in the Minqin Oasis, northwestern China. *Soil and Tillage Research* 166: 100–107.
- Jin, Y., Lu, L., Tu, W., Luo, T. & Fu, Z. 2019. Impacts of polystyrene microplastic on the gut barrier, microbiota and metabolism of mice. *Science of the Total Environment* 649: 308–317.
- Jin, H., Ma, T., Sha, X., Liu, Z., Zhou, Y., Meng, X., Chen, Y., Han, X. & Ding, J. 2021. Polystyrene microplastics induced male reproductive toxicity in mice. *Journal of Hazardous Materials* 401: 123430.
- Johansen, M., Christensen, T., Ramos, T. & Syberg, K. 2022 A review the value chain from a circular economy perspective. *Journal of Environmental Management* 302: 113975.
- Judl, J. & Horn, S. 2021. Plastic packaging waste recycling in Finland now and in the carbon-neutral future: a scenario analysis approach. *Poster Life Cycle Management -konferenssissa (LCM 2021).*
- Ju, H., Zhu, D. & Qiao, M. 2019. Effects of polyethylene microplastics on the gut microbial community, reproduction and avoidance behaviors of the soil springtail, *Folsomia candida*. *Environmental Pollution* 247: 890–897.

- Järvinen, P. 2016. Muovien kierrätys ja hyötykäyttö Suomessa. Muovifakta Oy. Bookwell Oy, Porvoo. ISBN 978-952-93-7324-6.
- Järvinen, P. 2017. Muovit ja muovituotteiden valmistus. Muovifakta Oy. Bookwell Oy, Porvoo. ISBN 978-952-93-8690-1.
- Kane, I. A. & Clare, M. A. 2019. Dispersion, accumulation, and the ultimate fate of microplastics in deep-marine environments: A review and future directions. *Frontiers in Earth Science* 7:80.
- Kanhai, L. D. K., Officer, R., Lyashevskaya, O., Thompson, R. C. & O'Connor, I. 2017. Microplastic abundance, distribution and composition along a latitudinal gradient in the Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin* 115: 307–314.
- Karapanagioti, H. K. & Klontza, I. 2008. Testing phenanthrene distribution properties of virgin plastic pellets and plastic eroded pellets found on Lesbos Island beaches (Greece). *Marine Environmental Research* 65: 283–290.
- Karbalaei, S., Hanachi, P., Walker, T. R. & Cole M. 2018. Occurrence, sources, human health impacts and mitigation of microplastic pollution. *Environmental science and pollution research international* 25: 36046–36063.
- Karlsson, T. M., Arneborg, L., Broström, G., Carney Almroth, B., Gipperth, L. & Hassellöv, M. 2018. The unaccountability case of plastic pellet pollution. *Marine Pollution Bulletin* 129: 52–60.
- Kauppi, S., Bachér, J., Laitinen, S., Kiviranta, H., Suomalainen, K., Turunen, T., Kautto, P., Mannio, J., Räisänen, M., Lautala, K., Porras, S., Rantio, T., Salminen, J., Santonen, T., Seppälä, T., Teittinen, T. & Wahlström, M. 2019. Kestävä ja turvallinen kiertotalous – Selvitys POP-yhdisteiden ja SVHC-aineiden hallinnasta kiertotaloudessa. Valtioneuvoston selvitys- ja tutkimustoiminta 2019: 58. ISBN PDF 978-952-287-787-1.
- Kautto, P., Kalimo, H., Salo, H., Heinonen, T., Lifset, R., Mateo, E., Nissinen, A., Jukka, A., Leskinen, P., Miettinen, M. & Turunen, T. 2021. The Circular Economy and product policy. Publications of the Government's analysis, assessment and research activities 2021:47, s. 56.
- Kawecki, D. & Nowack, B. 2019. Polymer-specific modeling of the environmental emissions of seven commodity plastics as macro- and microplastics. *Environmental Science & Technology* 53: 9664–9676.
- Kedzierski, M., Lechat, B., Sire, O., Le Maguer, G., Le Tilly, V. & Bruzard, S. 2020. Microplastic contamination of packaged meat: Occurrence and associated risks. *Food Packaging and Shelf Life* 24: 100489.
- Keswani, A., Oliver, D. M., Gutierrez, T. & Quilliam, R. S. 2016. Microbial hitchhikers on marine plastic debris: Human exposure risks at bathing waters and beach environments. *Marine Environmental Research* 118: 10–19.
- Kim, S. W. & An, Y.-J. 2019. Soil microplastics inhibit the movement of springtail species. *Environment International* 126: 699–706.
- KiMuRa-hanke. [https://www.plastics.fi/projektit/kimura\\_-\\_projekti/](https://www.plastics.fi/projektit/kimura_-_projekti/) (27.5.2021).
- Kirchherr, J., Piscicelli, L., Bour, R., Kostense-Smit, E., Muller, J., Huibrechtse-Truijens, A. & Hekkert, M. 2018. Barriers to the circular economy: Evidence from the European Union (EU). *Ecological Economics* 150: 264–272.
- Kirstein, I. V., Kirmizi, S., Wichels, A., Garin-Fernandez, A., Erler, R., Löder, M. & Gerdt, G. 2016. Dangerous hitchhikers? Evidence for potentially pathogenic *Vibrio* spp. on microplastic particles. *Marine Environmental Research* 120: 1–8.
- Koelmans, A. A., Bakir, A., Burton, G. A. & Janssen, C. R. 2016. Microplastic as a vector for chemicals in the aquatic environment: critical review and model-supported reinterpretation of empirical studies. *Environmental Science & Technology* 50: 3315–3326.
- Koelmans, A. A., Hazimah, N., Nor, M., Hermsen, E., Kooi, M., Mintenig, S. M. & De France, J. 2019. Microplastics in freshwaters and drinking water: Critical review and assessment of data quality. *Water Research* 155: 410–422.
- Koelmans, A. A., Redondo-Hasselerharm, P. E., Nor, N. H. M. & Kooi, M. 2020. Solving the nonalignment of methods and approaches used in microplastic research to consistently characterize risk. *Environmental Science & Technology* 54: 12307–12315.
- Kole, J. P., Löhr, A. J., Van Belleghem, F. G. A. J. & Ragas, A. M. J. 2017. Review: Wear and tear of tyres - A stealthy source of microplastics in the environment. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 14: 1265.
- Komission tiedote Muovijäte: Eurooppalainen strategia maapallon, kansalaisten ja yritysten hyväksi (europa.eu) (21.12.2021).
- KOM 2016/773 lopullinen. Komission tiedonanto – Ekologista suunnittelua koskeva työsuunnitelma vuosiksi 2016–2019.
- KOM 2018/28 lopullinen. Komission tiedonanto Euroopan parlamentille, neuvostolle, Euroopan talous- ja sosiaalikomitealle ja alueiden komitealle – EU:n strategia muoveista kiertotaloudessa.
- KOM 2018/32 lopullinen. Komission tiedonanto Euroopan parlamentille, neuvostolle, Euroopan talous- ja sosiaalikomitealle ja alueiden komitealle kiertotalouspaketin täytäntöönpanosta: vaihtoehtoja kemikaali-, tuote- ja jätelainsäädännön rajapinnalla yksilöityjen ongelmien ratkaisemiseksi.
- KOM 2020/98 lopullinen. Komission tiedonanto Euroopan parlamentille, neuvostolle, Euroopan talous- ja

- sosiaalikomitealle ja alueiden komitealle: Uusi kiertotalouden toimintasuunnitelma – Puhtaamman ja kilpailukykyisemmän Euroopan puolesta.
- KOM 2020/381, lopullinen. Pellolta pöytään -strategia oikeudenmukaista, terveyttä edistävää ja ympäristöä säästävää elintarvikejärjestelmää varten.
- KOM 2020/667 lopullinen. Komission tiedonanto Euroopan parlamentille, neuvostolle, Euroopan talous- ja sosiaalikomitealle ja alueiden komitealle: Kestävyyttä edistävä kemikaalistrategia - Kohti myrkytöntä ympäristöä
- KOM 2021/400 lopullinen. Komission tiedonanto Euroopan parlamentille, neuvostolle, Euroopan talous- ja sosiaalikomitealle ja alueiden komitealle – Terve maapallo kaikille EU:n toimintasuunnitelma ”Kohti ilman, veden ja maaperän saasteettomuutta”.
- Korhonen, M.-R., Pitkänen, K. & Niemistö, J. 2018. Selvitys orgaanisen jätteen kaatopaikkakiellon vaikutuksista. Suomen ympäristö 3/2018. Ympäristöministeriö, Helsinki. <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-11-4800-2>.
- Korkeasaaren villieläinsairaala 2021. Tietoja muovien aiheuttamista vaikutuksista suomalaisiin luonnonvaraisiin eläimiin koonnut Korkeasaaren villieläinsairaala.
- Korpinen, S., Laamanen, M., Suomela, J., Paavilainen, P., Lahtinen, T. & Ekebom, J. (toim.) 2018. Suomen meriympäristön tila 2018. Suomen ympäristökeskuksen julkaisuja 4. Grano, Helsinki.
- Kosuth, M., Mason, S. A., Wattenberg, E. V. 2018. Anthropogenic contamination of tap water, beer, and sea salt. PLoS One 13: e0194970.
- Kühn, S., Bravo Rebolledo, E. L. & van Franeker, J. A. 2015. Deleterious effects of litter on marine life. Teoksessa: Bergmann, M., Gutow, L. & Klages M. (toim.). Marine Anthropogenic Litter. Springer. Berlin. [http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3\\_4](http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_4).
- Kutralam-Muniasamy, G., Pérez-Guevara, F., Elizalde-Martínez, I. & Shruti, V. C. 2020. Branded milks – are they immune from microplastics contamination? Science of the Total Environment 714: 136823.
- Lassen, C., Foss Hansen, S., Magnusson, K., Norén, F., Bloch Hartmann, N. I., Rehne Jensen, P., Gissel Nielsen, T. & Brinch, A. 2015. Microplastics – Occurrence, effects and sources of releases to the environment in Denmark. Environmental project No. 1793. Danish Ministry of the Environment. Environmental Protection Agency. 204 s.
- Lavers, J. L., Bond, A. L. & Hutton, I. 2014. Plastic ingestion by Flesh footed Shearwaters (*Puffinus carneipes*): Implications for fledgling body condition and the accumulation of plastic-derived chemicals. Environmental Pollution 187: 124–129.
- Lavers, J. L., Sharp, P. B., Stuckenbrock, S. & Bond, A. L. 2019. Entrapment in plastic debris endangers hermit crabs. Journal of Hazardous Material 387: 121703.
- Lebreton, L. C., van der Zwet, J., Damsteeg, J. W., Slat, B., Andrady, A. & Reisser, J. 2017. River plastics emissions to the world’s oceans. Nature Communications 8: 5611.
- Lebreton, L., Egger, M. & Slat, B. 2019. A global mass budget for positively buoyant macroplastic debris 19 in the ocean. Scientific Reports 9:12922 [see Lebreton, L., Egger, M. & Slat, B. (2020). Author correction: 20 A global mass budget for positively buoyant macroplastic debris in the ocean. Scientific Reports 10, 1841. 21 <https://doi.org/10.1038/s41598-020-58755-4>]
- Leceta, I., Guerrero, P., Cabezudo, S. & de la Caba, K. 2013. Environmental assessment of chitosan-based films. Journal of Cleaner Production 41: 312–318.
- Lechthaler, S., Waldschläger, K., Stauch, G. & Schüttrumpf, H. 2020. The way of macroplastic through the environment. Environments 7(10): 73.
- Lee, H., Won Jung, J. S. & Kwon, J. H. 2014. Sorption capacity of plastic debris for hydrophobic organic chemicals. Science of the Total Environment 470–471: 1545–1552.
- Lee, K. W., Shim, W. J., Kwon, O. Y. & Kang, J. H. 2013. Size-dependent effects of micro polystyrene particles in the marine copepod *Tigriopus japonicus*. Environmental Science & Technology 47: 11278–11283.
- Lehtiniemi, M., Hartikainen, S., Näkki, P., Engström-Öst, J., Koistinen, A. & Setälä, O. 2018. Size matters more than shape: Ingestion of primary and secondary microplastics by small predators. Food Webs 17: e00097.
- Lehtiniemi, M., Hartikainen, S., Turja, R., Lehtonen, K. K., Vepsäläinen, J., Peräniemi, S., Leskinen, J. & Setälä O. 2021. Exposure to leachates from post-consumer plastic and recycled rubber causes stress responses and mortality in a copepod *Limnocalanus macrurus*. Marine Pollution Bulletin 173: 113103.
- Li, L., Zhao, X., Li, Z. & Song, K. 2021. COVID-19: Performance study of microplastic inhalation risk posed by wearing masks. Journal of Hazardous Materials 411: 124955.
- Liang, Y., Lehmann, A., Yang, G., Leifheit, E.F., Rillig, M.C. 2021. Effects of microplastic fibers on soil aggregation and enzyme activities are organic matter dependent. Frontiers in Environmental Science 9: 650155.
- Liebezeit, G. & Liebezeit, E. 2013. Non-pollen particulates in honey and sugar. Food Additives & Contaminants: Part A 30: 2136–2140.
- Liebezeit, G. & Liebezeit, E. 2014. Synthetic particles as contaminants in German beers. Food Additives & Contaminants: Part A. 31: 1574–1578.
- Liikanen, M., Sahimaa, O., Hupponen, M., Havukainen, J., Sorvari, J. & Horttanainen, M. 2016. Updating and testing of a Finnish method for mixed municipal solid waste composition studies. Waste Management 52: 25–33.
- Lim, X. Z. 2021. Microplastics are everywhere – but are they harmful? Nature 593: 22–25.



- Lindo, Z. 2020. Transoceanic dispersal of terrestrial species by debris rafting. *Ecography* 43: 1364–1372.
- Lindqvist 2021. Tietoja muovien aiheuttamista vaikutuksista suomalaisiin luonnonvaraisiin eläimiin koonnut Suomen Eläinsuojelu.
- Liu, E. K., He, W. Q. & Yan, C. R. 2014. ‘White revolution’ to ‘white pollution’—agricultural plastic film mulch in China. *Environmental Research Letters* 9: 091001.
- Liu, M., Lu, S., Song, Y., Lei, L., Hu, J., Lv, W., Zhou, W., Cao, C., Shi, H., Yang, X. & He, D. 2018. Microplastic and mesoplastic pollution in farmland soils in suburbs of Shanghai, China. *Environmental Pollution* 242: 855–862.
- Liu, Y., Shao, H., Liu, J., Cao, R., Shang, E., Liu, S. & Li, Y. 2021. Transport and transformation of microplastics and nanoplastics in the soil environment: A critical review. *Soil Use and Management* 00: 1–19.
- Lu, L., Wan, Z., Luo, T., Fu, Z. & Jin, Y. 2018. Polystyrene microplastics induce gut microbiota dysbiosis and hepatic lipid metabolism disorder in mice. *Science of the Total Environment* 631–632: 449–458.
- Lu, Y., Zhang, Y., Deng, Y., Jiang, W., Zhao, Y., Geng, J., Ding, L. & Ren, H. 2016. Uptake and accumulation of polystyrene microplastics in Zebrafish (*Danio rerio*) and toxic effects in liver. *Environmental Science & Technology* 50: 4054–4060.
- Luo, T., Wang, C., Pan, Z., Jin, C., Fu, Z. & Jin, Y. 2019a. Maternal polystyrene microplastic exposure during gestation and lactation altered metabolic homeostasis in the dams and their F1 and F2 offspring. *Environmental Science & Technology* 53: 10978–10992.
- Luo, T., Zhang, Y., Wang, C., Wang, X., Zhou, J., Shen, M., Zhao, Y., Fu, Z. & Jin, Y. 2019b. Maternal exposure to different sizes of polystyrene microplastics during gestation causes metabolic disorders in their offspring. *Environmental Pollution* 255: 113122.
- 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: 94–99.
- Lusher, A. L., O’Donnell, C., Officer, R. & O’Connor, I. 2016. Microplastic interactions with North Atlantic mesopelagic fish. *ICES Journal of Marine Science* 73: 1214–1225.
- Löder, M. G. J., Imhof, H. K., Ladehoff, M., Löscher, L. A., Lorenz, C., Mintenig, S., Piehl, S., Primpke, S., Schrank, I., Laforsch, C. & Gerdts, G. 2017. *Environmental Science & Technology* 51: 14283–14292.
- Maaß, S., Daphi, D., Lehmann, A. & Rillig, M. C. 2017. Transport of microplastics by two collembolan species. *Environmental Pollution* 225: 456–459.
- Maes, T., Barry, J., Leslie, H. A., Vethaak, A. D., Nicolaus, E. E. M., Law, R. J., Lyons, B. P., Martinez, R., Harley, B., Thain, J. E. 2018. Below the surface: Twenty-five years of seafloor litter monitoring in coastal seas of North-West Europe (1992–2017). *Science of the Total Environment* 630: 790–798.
- Mahlamäki, M. 2019. Roskakartoitus Sääksjärven ja sen rantaviivalla. AMK-tutkinnon opinnäytetyö. Kestävä kehitys. Hämeen ammattikorkeakoulu. Forssa. 58 s.
- Maier, N. 2019. Littering – Discussion Paper from The Interest Group Plastics of The European Network of The Heads of Environment Protection Agencies (EPA NETWORK).
- Majaneva, S. & Suonpää, A. 2015. Vedenalaisen roskan kartoitus Helsingin edustan merialueella – pilottiprojekti. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 2/2015.
- Mak, C. W., Yeung, K. C.-F. & Chan, K. M. 2019. Acute toxic effects of polyethylene microplastic on adult zebrafish. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 182: 109442.
- Magnusson, K., Eliasson, K., Fråne, A., Haikonen, K., Hultén, J., Olshammar, M., Stadmark, J. & Voisin, A. 2016. Swedish sources and pathways for microplastics to the marine environment –A review of existing data. IVL Report C183. IVL Swedish Environmental Research Institute, Stockholm. 87 s.
- Menicagli, V., Balestri, E. & Lardicci, C. 2019. Exposure of coastal dune vegetation to plastic bag leachates: A neglected impact of plastic litter. *Science of the Total Environment* 683: 737–748.
- Muotka, K. 2009. Helsingin ulkoilureittien ja puistojen roskaantumisen. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 2/2009. 40 s.
- Muovisampo 2018. Muovisampo, muovin pantillisen keräämisen hanke 2018-2019 ja 2022. <https://www.seamk.fi/yrityksille/teki-projektit/muovisampo/> (25.11.2021) ja 2022 <https://www.seamk.fi/muovisampo-muovinkerayspilottien-maakuntakiertue-alkoi-soinissa-polypropeenista-pantti/> (4.5.2022)
- Muoviteollisuus 2021. [https://www.plastics.fi/fin/muovitieto/muovit/muovin\\_maarittely/](https://www.plastics.fi/fin/muovitieto/muovit/muovin_maarittely/) [Viitattu 7.3.2022]
- Mustonen, A.-R. 2020. Mikromuovit Suomenlahden pohjaeläimissä. Pro Gradu-työ. Helsingin yliopisto. <http://hdl.handle.net/10138/326358>.
- Naakka, A.-M. 2020. Pakkauspuhalletin uhkaa ravintoloiden liike-toimintaa – rasioita haetaan jo muista kaupungeista: ”Kaikki menee, mitä on”. *Taloussanommat* 14.5.2020. Saatavissa: <https://www.is.fi/taloussanommat/art-2000006507986.html> Viitattu 7.12.2021.
- Napper, I. E. & Thompson, R. C. 2016. Release of synthetic microplastic plastic fibres from domestic washing machines: Effects of fabric type and washing conditions. *Marine Pollution Bulletin* 112: 39–45.
- Nelms, S. E., Duncan, E. M., Broderick, A. C., Galloway, T. S., Godfrey, M. H., Hamann, M., Lindeque, P. K. & Godley, B. J. 2016. Plastic and marine turtles: a review and call for research. *ICES Journal of Marine Science* 73: 165–181.

- Ng, E.-L., Huerta Lwanga, E., Eldridge, S. M., Johnston, P., Hu, H.-W., Geissen, V. & Chen, D. 2018: An overview of microplastic and nanoplastic pollution in agroecosystems. *Science of the Total Environment* 627:1377–1388.
- Nguyen, B., Claveau-Mallet, D., Hernandez, L. M., Xu, E. G., Farner, J. M., Tufenkji, N. 2019. Separation and analysis of microplastics and nanoplastics in complex environmental samples. *Accounts of Chemical Research* 52: 858–866.
- Nikander, H., Henkilökohtainen tiedoksianto 11.11.2021.
- Nizzetto, L., Futter, M. & Langaas, S. 2016. Are agricultural soils dumps for microplastics of urban origin? *Environmental Science & Technology* 50: 10777–10779.
- Nor, N. H. M., Kooi, M., Diepens, N. J. & Koelmans, A. A. 2021. Lifetime accumulation of microplastic in children and adults. *Environmental Science & Technology* 55: 5084–5096.
- Norwegian Directorate of Fisheries 2011. Opprenskning av tapte fiskeredskap 2011. Rapport fra Fiskeridirektoratet (<http://www.fiskeridir.no>).
- Novotna, K., Cermakova, L., Pivokonska, L., Cajthaml, T. & Pivokonsky, M. 2019. Microplastics in drinking water treatment – current knowledge and research needs. *Science of the Total Environment* 667: 730–740.
- Näkki, P., Setälä, O. & Lehtiniemi, M. 2017. Bioturbation transports secondary microplastics to deeper layers in soft marine sediments of the northern Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin* 119: 255–261.
- Näkki, P., Setälä, O. & Lehtiniemi, M. 2019. Seafloor sediments as microplastic sinks in the northern Baltic Sea - Negligible upward transport of buried microplastics by bioturbation. *Environmental Pollution* 249: 74–81.
- Ocean Conservancy 2014. Turning the Tide on Trash, Report 2014. International Coastal Clean Up.
- Ocean Conservancy 2021. We Clean On, Report 2021. International Coastal Clean Up.
- Ogata, Y., Takada, H., Mizukawa, K., Hirai, H., Iwasa, S., Endo, S., Mato, Y., Saha, M., Okuda, K., Nakashima, A., Murakami, M., Zurcher, N., Booyatumanondo, R., Zakaria, M. P., Dung, L. Q., Gordon, M., Miguez, C., Suzuki, S., Moore, C., Karapanagioti, H. K., Weerts, S., McClurg, T., Burres, E., Smith, W., Van Velkenburg, M., Lang, J. S., Lang, R. C., Laursen, D., Danner, B., Stewardson, N. & Thompson, R. C. 2009. International Pellet Watch: Global monitoring of persistent organic pollutants (POPs) in coastal waters. 1. Initial phase data on PCBs, DDTs, and HCHs. *Marine Pollution Bulletin* 58: 1437–1446.
- Ogonowski, M., Wenman, V., Barth, A., Hamacher-Barth, E., Danielsson, S. & Gorokhova, E. 2019. Microplastic intake, its biotic drivers, and hydrophobic organic contaminant levels in the Baltic herring. *Frontiers in Environmental Science* 7: 1–11.
- Okuku, E., Kiteresi, L., Owato, G., Otieno, K., Mwalugha, C., Mbuhe, M., Gwada, B., Nelson, A., Chepkembio, P., Achieng, Q., Wanjeri, V., Ndwiga, J., Mulupi, L. & Omire, J. 2021. The impacts of COVID-19 pandemic on marine litter pollution along the Kenyan Coast: A synthesis after 100 days following the first reported case in Kenya. *Marine Pollution Bulletin* 162: 111840.
- Oliveri Conti, G., Ferrante, M., Banni, M., Favara, C., Nicolosi, I., Cristaldi, A., Fiore, M. & Zuccarello, P. 2020. Micro- and nano-plastics in edible fruit and vegetables. The first diet risks assessment for the general population. *Environmental Research* 187: 109677.
- Oßmann, B. E., Sarau, G., Holtmannspötter, H., Pischetsrieder, M., Christiansen, S. H. & Dicke, W. 2018. Small-sized microplastics and pigmented particles in bottled mineral water. *Water Research* 141: 307–316.
- Palolahti, T. 2010. Pientalon maarakennustyöt. Ohjeita konepalvelun ja pienurakoiden tilaajalle. Infra ry. 42 s.
- Palpa, [www.palpa.fi](http://www.palpa.fi) (24.9.2021).
- Park, E. J., Han, J. S., Park, E. J., Seong, E., Lee, G. H., Kim, D. W., Son, H. Y., Han, H. Y. & Lee, B. S. 2020. Repeated-oral dose toxicity of polyethylene microplastics and the possible implications on reproduction and development of the next generation. *Toxicology Letters* 324: 75–85.
- Pease, B. C. 1974. Effects of log dumping and rafting on the marine environment of Southeast Alaska (USDA Forest Service General Technical Report Final Report). Saatavilla: <https://www.fs.usda.gov/treearch/pubs/22583>.
- Peixoto, D., Pinheiro, C., Amorim, J., Oliva-Teles, L., Guilhermino, L. & Vieira, M. N. 2019. Microplastic pollution in commercial salt for human consumption: a review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 219: 161–168.
- Peng, X., Dasgupta, S., Zhong, G., Du, M., Xu, H., Chen, M., Ta, K. & Li, J. 2019. Large debris dumps in the northern South China Sea. *Marine Pollution Bulletin* 142: 164–168.
- Pham, D. N., Clark, L. & Li, M. 2021. Microplastics as hubs enriching antibiotic-resistant bacteria and pathogens in municipal activated sludge. *Journal of Hazardous Materials Letters* 2: 100014.
- Piehl, S., Leibner, A., Löder, M. G. J., Dris, R., Bogner, C. & Laforsch, C. 2018. Identification and quantification of macro- and microplastics on an agricultural farmland. *Scientific Reports* 8: 17950.
- Pikkarainen, K. 2017. Puhdas kuin lumi? Lumi mikromuovien ja muun roskan reittinä kaupunkialueelta mereen. Pro gradu tutkielma. Helsingin yliopisto. Bio- ja ympäristötieteellinen tiedekunta. 106 s.
- Pironti, C., Ricciardi, M., Motta, O., Miele, Y., Proto, A. & Montano, L. 2021. Microplastics in the Environment: Intake through the Food Web, Human Exposure and Toxicological Effects. *Toxics* 9: 224.
- Plastics Europe 2020. Plastics – the Facts 2020. An analysis of European plastics production, demand and waste data.

- 64 p. Saatavilla:  
<https://www.plasticseurope.org/en/resources/publications/4312-plastics-facts-2020>.
- PLAST-in -hanke 2020-2022. [https://www.syke.fi/fi-FI/Tutkimus\\_kehittaminen/Tutkimus\\_ja\\_kehittamishankkeet/Hankkeet/ALLIN\\_for\\_Plastics\\_Recycling\\_PLAST\\_in](https://www.syke.fi/fi-FI/Tutkimus_kehittaminen/Tutkimus_ja_kehittamishankkeet/Hankkeet/ALLIN_for_Plastics_Recycling_PLAST_in) 4.5.2022
- Poeta, G., Fanelli, G., Pietrelli, L., Acosta, A. T. R. & Battisti, C. 2017. Plasticsphere in action: evidence for an interaction between expanded polystyrene and dunal plants. *Environmental Science and Pollution Research* 24: 11856–11859.
- Póvoa, A. A., Skinner, L. F. & de Araújo, F. V. 2021. Fouling organisms in marine litter (rafting on abiotic substrates): A global review of literature. *Marine Pollution Bulletin* 166: 112189.
- Prata, J. C. 2018. Airborne microplastics: Consequences to human health? *Environmental Pollution* 234: 115–126.
- Prata, J. C., da Costa, J. P., Duarte, A. C. & Rocha-Santos, T. 2019. Methods for sampling and detection of microplastics in water and sediment: a critical review. *Trends in Analytical Chemistry* 110: 150–159.
- Prata, J. C., da Costa, J., Lopes, I. & Duarte, A. 2020a. Environmental exposure to microplastics: an overview on possible human health effects. *Science of the Total Environment* 702: 134455.
- Prata, J. C., Silva, A. L., Walker, T. R., Duarte, A. C. & Rocha-Santos, T. 2020b. COVID-19 pandemic repercussions on the use and management of plastics. *Environmental Science & Technology* 54: 7760–7765.
- Prüst, M., Meijer, J. & Westerink, R. H. S. 2020. The plastic brain: neurotoxicity of micro- and nanoplastics. *Particle and Fibre Toxicology* 17: 24.
- Qi, Y., Yang, X., Pelaez, A. M., Huerta Lwanga, E., Beriot, N., Gertsen, H., Garbeva, P. & Geissen, V. 2018. Macro- and micro-plastics in soil-plant system: Effects of plastic mulch film residues on wheat (*Triticum aestivum*) growth. *Science of the Total Environment* 645: 1048–1056.
- Qi, Y., Ossowicki, A., Yang, X., Lwanga, E. H., Dini-Andreote, F., Geissen, V. & Garbeva, P. 2020. Effects of plastic mulch film residues on wheat rhizosphere and soil properties. *Journal of Hazardous Materials* 387: 121711.
- Raateoja, M., Kotilainen, P., Dahlbo, H., Saiha, M. & Jordas, K. 2020. Kapyysi – Kadonneet pyydykset Suomen merialueilla. Hankkeen loppuraportti. Euroopan meri- ja kalatalousrahasto EMKR. Suomen toimintaohjelma 2014–2020, hanke 67615.
- Radisic, V., Nimje, P. S., Bienfait, A. M. & Marathe, N. P. 2020. Marine plastics from Norwegian west coast carry potentially virulent fish pathogens and opportunistic human pathogens harboring new variants of antibiotic resistance genes. *Microorganisms* 8: 1200.
- Rafiee, M., Dargahi, L., Eslami, A., Beirami, E., Jahangirrad, M., Sabour, S. & Amereh, F. 2018. Neurobehavioral assessment of rats exposed to pristine polystyrene nanoplastics upon oral exposure. *Chemosphere* 193: 745–753.
- Ragaert, K., Delva, L. & Van Geem, K., 2017. Mechanical and chemical recycling of solid plastic waste. *Waste Management* 69: 24–58.
- Ragusa, A., Svelato, A., Santacroce, C., Catalano, P., Notarstefano, V., Carnevali, O., Papa, F., Rongioletti, M. C. A., Baiocco, F., Draghi, S., D’Amore, E., Rinaldo, D., Matta, M. & Giorgini, E. 2021. Plasticenta: First evidence of microplastics in human placenta. *Environment International* 146: 106274.
- Rahman, A., Sarkar, A., Yadav, O. P., Achari, G. & Slobodnik, J. 2021. Potential human health risks due to environmental exposure to nano- and microplastics and knowledge gaps: A scoping review. *Science of the Total Environment* 757: 143872.
- Railo, S., Talvitie, J., Setälä, O., Koistinen, A. & Lehtiniemi, M. 2018. Application of an enzyme digestion method reveals microlitter in *Mytilus trossulus* at a wastewater discharge area. *Marine Pollution Bulletin* 130: 206–214.
- Rajendran, S., Scelsi, L., Hodzic, A., Soutis, C. & Al-Maadeed, M. A. 2012. Environmental impact assessment of composites containing recycled plastics. *Resources, Conservation and Recycling* 60: 131–139.
- Renner, G. R., Schmidt, T. C. & Schram, J. 2018. Analytical methodologies for monitoring micro(nano)plastics: Which are fit for purpose? *Current Opinion in Environmental Science & Health* 1: 55–61.
- Rillig, M. 2019. Microplastic effects on plants. *New Phytologist* 223: 1066–1070.
- Rillig, M. C. & Lehmann, A., 2020. Microplastic in terrestrial ecosystems research shifts from ecotoxicology to ecosystem effects and Earth system feedbacks. *Science* 368: 1430–1431.
- Rillig, M., Ziersch, L., & Hempel, S. 2017. Microplastic transport in soil by earthworms. *Scientific Reports* 7: 1362.
- Rist, S., Almroth, B. C., Hartmann, N. B. & Karlsson, T. M. 2018. A critical perspective on early communications concerning human health aspects of microplastics. *Science of the Total Environment* 626: 720–726.
- Rochman, C. M., Tahir, A., Williams, S. L., Baxa, D. V., Lam, R., Miller, J. T., The, F., Werorilangi, S. & The, S. J. 2015. Anthropogenic debris in seafood: plastic debris and fibers from textiles in fish and bivalves sold for human consumption. *Scientific Reports* 5: 14340.
- Rodriguez-Seijo, A., Lourenço, J., Rocha-Santos, T. A. P., da Costa, J. Duarte, A. C., Vala, H. & Pereira, R. 2017. Histopathological and molecular effects of microplastics in *Eisenia andrei* Bouche. *Environmental Pollution* 220: 495–503.
- Romera-Castillo, C., Pinto, M., Langer, T. M., Álvarez-Salgado, X. A. & Herndl, G. J. 2018. Dissolved organic carbon leaching from plastics stimulates microbial activity in the ocean. *Nature Communications* 9: 1430.

- Roschier S., Mikkola J., Värre U. & Saario M. 2019. Chemical recovery solutions and the market for plastic waste in the circular economy. Publications of the Ministry of Economic Affairs and Employment 2019:64.
- Rothäusler, E., Jormalainen, V., Gutow, L. & Thiel, M. 2019. Low abundance of floating marine debris in the northern Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin* 149: 110522.
- Rubio, L., Marcos, R. & Hernández, A. 2020. Potential adverse health effects of ingested micro- and nanoplastics on humans. Lessons learned from in vivo and in vitro mammalian models. *Journal of Toxicology and Environmental Health - Part B: Critical Reviews* 23: 51–68.
- Rummel, C. D., Löder, M. G. J., Fricke, N. F., Lang, T., Griebeler, E.-M., Janke, M. & Gerdt, G. 2016. Plastic ingestion by pelagic and demersal fish from the North Sea and Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin* 102: 134–141.
- Ruokamo, E., Räisänen, M. & Kauppi, S. 2022. Consumer preferences for recycled plastics: observations from a citizen survey (käsikirjoitus).
- Ruokavirasto 2021. [Maatilojen ja puutarhojen muoviopas](https://www.ruokavirasto.fi/viljelijat/oppaat/muoviopas/) <https://www.ruokavirasto.fi/viljelijat/oppaat/muoviopas/>
- Ryan, P. G. 2018. Entanglement of birds in plastics and other synthetic materials. *Marine Pollution Bulletin* 135: 159–164.
- Saarinen, M. 2015. Kauhugalleria. Saatavilla: [http://marjalintu.blogspot.com/2015/02/kauhugalleria\\_24.html](http://marjalintu.blogspot.com/2015/02/kauhugalleria_24.html). [Viitattu 26.12.2021]
- Sainio, E., Lehtiniemi, M. & Setälä, O. 2021. Microplastic ingestion by small coastal fish in the northern Baltic Sea, Finland. *Marine Pollution Bulletin* 172: 112814.
- Salmenperä H., Saramäki K. & Munne P. 2016. Tarkoituksenmukaiset toimet kevyiden muovisten kantokassien kulutuksen vähentämiseksi. Ympäristöministeriön raportteja 11/2016.
- Salminen J., Turunen T. & Fjäder P. 2020. Muistio kansallisten EoW-menettelyiden mahdollisuuksista mekaanisen muovinkierrätyksen edistämisessä. Suomen ympäristökeskus 12.6.2020
- SAM, Scientific Advice Mechanism 2019. Environmental and health risks of microplastic pollution. Group of Chief Scientific Advisors Scientific opinion 6/2019.
- SAPEA, Science Advice for Policy by European Academies 2019. A Scientific Perspective on Microplastics in Nature and Society. Berlin. Report No. 978-3-9820301-0-4. doi:10.26356/microplastics.
- Satti, S. M., Shah, A. A., Marsh, T. L. & Auras, R. 2018. Biodegradation of poly(lactic acid) in soil microcosms at ambient temperature: Evaluation of natural attenuation, bio-augmentation and bio-stimulation. *Journal of Polymers and the Environment* 26: 3848–3857.
- SCBD (Secretariat of the Convention on Biological Diversity) 2016. *Marine Debris: Understanding, Preventing and Mitigating the Significant Adverse Impacts on Marine and Coastal Biodiversity*. Technical Series No. 83. Montreal. 78 s.
- Scarascia-Mugnozza, G., Sica, C. & Russo, G. 2011. Plastic materials in European agriculture: Actual use and perspectives. *Journal of Agricultural Engineering* 42: 15.
- Schernewski, G., Balciunas, A., Gräwe, D., Gräwe, U., Klesse, K., Schulz, M., Wesnigk, S., Fleet, D., Haseler, M., Möllman, N. & Werner, S. 2017. Beach macro-litter monitoring on southern Baltic beaches: results, experiences and recommendations. *Journal of Coastal Conservation* 22: 5–25.
- Schmidt, C., Lautenschlaeger, C., Collnot, E. M., Schumann, M., Bojarski, C., Schulzke, J. D., Lehr, C. M. & Stallmach, A. 2013. Nano- and microscaled particles for drug targeting to inflamed intestinal mucosa: a first in vivo study in human patients. *Journal of Controlled Release* 165: 139–145.
- Schür, C., Rist, S., Baun, A., Mayer, P., Hartmann, N. B. & Wagner, M. 2019. When fluorescence is not a particle: the tissue translocation of microplastics in *Daphnia magna* seems an artifact. *Environmental Toxicology and Chemistry* 38: 1495–1503.
- Schyns, Z. O. G. & Shaver, M. P. 2021. Mechanical recycling of packaging plastics: A Review. *Macromolecular Rapid Communications* 42: 2000415.
- Schwabl, P., Köppel, S., Königshofer, P., Bucsics, T., Trauner, M., Reiberger, T. & Liebmann, B. 2019. Detection of various microplastics in human stool: A prospective case series. *Annals of Internal Medicine* 171: 453–457.
- Schwaferts, C., Niessner, R., Elsner, M. & Ivleva, N.P. 2019. Methods for the analysis of submicrometer- and nanoplastic particles in the environment. *Trends in Analytical Chemistry* 112: 52–65.
- Seco Pon, J. P. S. & Becherucci, M.E. 2012. Spatial and temporal variations of urban litter in Mar del Plata, the major coastal city of Argentina. *Waste Management* 32: 343–348.
- Selonen, S., Dolar, A., Jemec Kokalj, A., Skalar, T., Parramon Dolcet, L., Hurley, R. & van Gestel, C. A. M. 2020. Exploring the impacts of plastics in soil – The effects of polyester textile fibers on soil invertebrates. *Science of the Total Environment* 700: 134451.
- Selonen, S., Dolar, A., Jemec Kokalj, A., Sackey, L. N. A., Skalar, T., Cruz Fernandes, V., Rede, D., Delerue-Matos, C., Hurley, R., Nizzetto, L. & van Gestel, C. A. M. 2021. Exploring the impacts of microplastics and associated chemicals in the terrestrial environment – Exposure of soil invertebrates to tire particles. *Environmental Research* 201: 111495.
- Senathirajah, K., Attwood, S., Bhagwat, G., Carbery, M., Wilson, S. & Palanisami, T. 2021. Estimation of the mass of microplastics ingested – A pivotal first step towards human health risk assessment. *Journal of Hazardous Materials* 404(Pt B): 124004.

- Seppälä, J., Mäenpää, I., Koskela, S., Mattila, T., Nissinen, A., Katajajuuri, J.-M., Härmä, T., Korhonen, M.-R. Saarinen, M. & Virtanen, Y. 2011. An assessment of greenhouse gas emissions and material flows caused by the Finnish economy using the ENVIMAT model. *Journal of Cleaner Production* 19: 1833–1841.
- Seppänen, E. & Lappalainen, A. 2019. Kalastus ja kalankasvatus muoviroskan lähteenä Itämerellä: RoskatPois! -hankkeen selvitys. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 9/2019. Luonnonvarakeskus, Helsinki. 28 s.
- Setälä, O., Fleming-Lehtinen, V. & Lehtiniemi, M. 2014. Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web. *Environmental Pollution* 185: 77–83.
- Setälä, O., Norkko, J. & Lehtiniemi, M. 2016. Feeding type affects microplastic ingestion in a coastal invertebrate community. *Marine Pollution Bulletin* 102: 95–101.
- Setälä, O., Gustafsson, J., Haaksi, H. & Lehtiniemi, M. 2017. Roskapostia – kansalaisen tietokirja meren roskaantumisesta. Silverprint. Sipoo 2017. 68 s.
- Setälä, O., Granberg, M., Hassellöv, M., Karlsson, T., Lehtiniemi, M., Mattsson, K., Strand, J., Talvitie, J. & Magnusson, K. 2019. Monitoring of microplastics in the marine environment: Changing directions towards quality controlled tailored solutions. Nordic Council of Ministers 2019. 28 s.
- Setälä, O. & Suikkanen, S. (toim.) 2020. Suomen merialueen roskaantumisen lähteet. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 9/2020. 119 s. ISBN: 978-952-11-5140-8.
- Shaikh, S., Yaqoob, M. & Aggarwal P. 2021. An overview of biodegradable packaging in food industry. *Current Research in Food Science* 4: 503–520.
- Shaw, E. J. & Turner, A., 2019. Recycled electronic plastic and marine litter. *Science of the Total Environment* 694: 133644.
- Shruti, V. C., Perez-Guevara, F., Elizalde-Martínez, I. & Kutralam-Muniasamy, G. 2020. First study of its kind on the microplastic contamination of soft drinks, cold tea and energy drinks – future research and environmental considerations. *Science of the Total Environment* 726: 138580.
- Sillanpää, M., Talvitie, J., Lehtiniemi, M., Setälä, O. & Kiviranta, H. 2018. Esiselvitys mikromuovien esiintyvyydestä Suomen talousvesissä. Suomen ympäristökeskuksen ja Terveystieteiden tutkimuslaitoksen raportti 29.10.2018.
- Silva, M. M., Maldonado, G. C., Castro, R. O., de Sá Felizardo, J., Cardoso, R. P., dos Anjos, R. M. & de Araújo, F. V. 2019. Dispersal of potentially pathogenic bacteria by plastic debris in Guanabara Bay, RJ, Brazil. *Marine Pollution Bulletin* 141: 561–568.
- Singh, N., Hui, D., Singh, R., Ahuja, I. P. S. & Reo, L. 2017. Recycling of plastic solid waste: A state of art review and future application. *Composites Part B* 115: 409–422.
- Skóra, M. E., Sapota, M. R., Skóra, K. E. & Pawelec, A. 2012. Diet of the twaite shad *Alosa fallax* (Lacépède, 1803) (Clupeidae) in the Gulf of Gdansk, the Baltic Sea. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 41: 24–32.
- Smith, M., Love, D. C., Rochman, C. M. & Neff, R. A. 2018. Microplastics in seafood and the Implications for human health. *Current Environmental Health Reports* 5: 375–386.
- Song, K., Ding, R., Sun, C., Yao, L. & Zhang, W. 2021. Microparticles and microplastics released from daily use of plastic feeding and water bottles and plastic injectors: potential risks to infants and children in China. *Environmental Science and Pollution Research International* 28: 59813–59820.
- Song, Y., Cao, C. & Qiu, R., Hu, J., Liu, M., Lu, S., Shi, H., Raley-Susman, K. M. & He, D. 2019. Uptake and adverse effects of polyethylene terephthalate microplastics fibers on terrestrial snails (*Achatina fulica*) after soil exposure. *Environmental Pollution* 250: 447–455.
- Sormunen, T. & Järvinen, S. 2021. Report on the state-of-the-art and novel solutions in sorting of postconsumer plastic packaging waste. VTT Technical Research Centre of Finland. VTT Research Report No. VTTR-00582-21.
- Stock, V., Böhmert, L., Lisicki, E., Block, R., Cara-Carmona, J., Kim Pack, L., Selb, R., Lichtenstein, D., Voss, L., Henderson, C. J., Zabinsky, E., Sieg, H., Braeuning, A. & Lampen A. 2019. Uptake and effects of orally ingested polystyrene microplastic particles in vitro and in vivo. *Archives of Toxicology* 93: 1817–1833.
- Strand, J., Tairova, Z., Danielsen, J., Würdler Hansen, J., Magnusson, K., Naustvoll, N-J. & Sørensen, T. K. 2015. Marine Litter in Nordic waters. Nordic Council of Ministers. TemaNord 2015: 521.
- Suaria, G., Achtypi, A., Perold, V., Lee, J. R., Pierucci, A., Bornman, T. G., Aliani, X. & Ryan, P. G. 2020. Microfibers in oceanic surface waters: A global characterization. *Science Advances* 6: eaay8493.
- Sun, X.-D., Yuan, X.-Z., Jia, Y., Feng, L.-J., Zhu, F.-P., Dong, S.-S., Liu, J., Kong, X., Tian, H., Duan, J.-L., Ding, Z., Wang, S.-G. & Xing B. 2020. Differentially charged nanoplastics demonstrate distinct accumulation in *Arabidopsis thaliana*. *Nature Nanotechnology* 15: 755–760.
- Sundt, P., Schulze, P.-E. & Syversen, F. 2014: Sources of microplastic-pollution to the marine environment. Mepex, Norwegian Environment Agency. 86 s. Suomen Uusiomuovi 2021a. [http://www.uusiomuovi.fi/fin/suomen\\_uusiomuovi/ajankohtaista/2021/05/muovipakkausten-kerays-kasvoi-vuonna-2020/](http://www.uusiomuovi.fi/fin/suomen_uusiomuovi/ajankohtaista/2021/05/muovipakkausten-kerays-kasvoi-vuonna-2020/) (27.5.2021)
- Suomen Uusiomuovi 2021b. [https://www.uusiomuovi.fi/fin/suomen\\_uusiomuovi/ajankohista/2021/11/muovipakkausten-kierratsaste-2020/](https://www.uusiomuovi.fi/fin/suomen_uusiomuovi/ajankohista/2021/11/muovipakkausten-kierratsaste-2020/) (18.1.2022).
- Suomen virallinen tilasto (SVT) 2019. Jätetilasto [verkkojulkaisu]. Saantitapa:

- <http://www.stat.fi/til/jate/2019/index.html>. Tilastokeskus. Helsinki. ISSN=1798-3339. [Viitattu 9.3.2022]
- SWD 2018/417 lopullinen. Komission yksiköiden valmisteluasiakirja: varhaisvaroituskertomus Suomelle. Oheisasiakirja komission kertomukseen Euroopan parlamentille, neuvostolle, Euroopan talous- ja sosiaalikomitealle ja alueiden komitealle – EU:n jätelainsäädännön täytäntöönpanosta, mukaan lukien varhaisvaroituskertomus jäsenvaltioille, jotka ovat vaarassa jäädä yhdyskuntajätteen uudelleenkäyttöön valmistelulle ja kierrätykselle asetetusta, vuoteen 2020 ulottuvasta tavoitteesta.
- Tallentire, C. W. & Steubing, B. 2020. The environmental benefits of improving packaging waste collection in Europe. *Waste Management* 103: 426–436.
- Talvitie, J, Mikola, A., Setälä, O., Heinonen, M. & Koistinen, A. 2017. How well is microlitter purified from wastewater? A detailed study on the stepwise removal of microlitter in a tertiary level wastewater treatment plant. *Water Research* 109: 164–172.
- 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: 219–222.
- Tanaka, K., Watanuki, Y., Takada, H., Ishizuka, M., Yamashita, R., Kazama, M., Hiki, N., Kashiwada, F., Mizukawa, K., Mizukawa, H., Hyrenbach, D., Hester, M., Ikenaka, Y. & Nakayama, S. M. M. 2020. In Vivo Accumulation of Plastic-Derived Chemicals into Seabird Tissues. *Current Biology* 30(4): 723–728.
- TEPA -termipankki 2022. Saatavilla: <https://termipankki.fi/tepa/fi/haku/muovi>.
- Teuten, E. L., Saquing, J. M., Knappe, D. R. U., Barlaz, M. A., Jonsson, S., Björn, A., Rowland, S. J., Thompson, R. C., Galloway, T. S., Yamashita, R., Ochi, D., Watanuki, Y., Moore, C., Viet, P. H., Tana, T. S., Prudente, M., Boonyatumanond, R., Zakaria, M. P., Akkhavong, K., Ogata, Y., Hirai, H., Iwasa, S., Mizukawa, K., Hagino, Y., Imamura, A., Saha, M. & Takada, H. 2009. Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 364: 2027–2045.
- Thiele, C. J., Hudson, M. D., Russell, A. E., Saluveer, M. & Sidaoui-Haddad, G. 2021. Microplastics in fish and fishmeal: an emerging environmental challenge? *Scientific Reports* 11: 2045.
- Thielen, M. 2014. Bioplastics. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR). Gülzow-Prüzen. Saksa. 64 s.
- Thompson, D. L., Ovenden, T. S., Pennycott, T. & Nager, R. G. 2020. The prevalence and source of plastic incorporated into nests of five seabird species on a small offshore island. *Marine Pollution Bulletin* 154: 111076.
- Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W. G., McGonigle, D. & Russell, A. E. 2004. Lost at sea: where is all the plastic? *Science* 304: 838–838.
- Tirroniemi, J. 2019. Mikromuovit pohjoisen Itämeren pohjasedimentissä: Alueellinen vaihtelu ja menetelmäkehitys. Pro gradu -tutkielma. Ympäristöekologia. Ympäristötieteiden laitos. Helsingin yliopisto.
- Tiruneh, R. & Yesuwork, H. 2010. Occurrence of rumen foreign bodies in sheep and goats slaughtered at the Addis Ababa Municipality Abattoir. *Ethiopian Veterinary Journal* 14/1.
- Tookes, H. E., Kral, A. H., Wenger, L. D., Cardenas, G. A., Martinez, A. N., Sherman, R. L., Pereyra, M., Forrest, D. W., LaLota, M. & Metsch, L. R. 2012. A comparison of syringe disposal practices among injection drug users in a city with versus a city without needle and syringe programs. *Drug and Alcohol Dependence* 123: 255–259.
- Tourinho, P. S., Ivar do Sul, J. A. & Fillmann, G. 2010. Is marine debris ingestion still a problem for the coastal marine biota of southern Brazil? *Marine Pollution Bulletin* 60: 396–401.
- Toussaint, B., Raffael, B., Angers-Loustau, A., Gilliland, D., Kestens, V., Petrillo, M., Rio-Echevarria, I. M. & Van den Eede, G. 2019. Review of micro- and nanoplastic contamination in the food chain. *Food Additives & Contaminants: Part A* 36: 639–673.
- Tsang, Y. F., Kumar, V., Samadar, P., Yang, Y., Lee, J., Sik Ok, Y., Song, H., Kim, K.-H., Kwon, E. E. & Jae Jeon, Y. 2019. Production of bioplastic through food waste valorization. *Environment International* 127: 625–644.
- Tullin Uljas -tietokanta, <https://tulli.fi/tilastot/uljas-tilastotietokanta>.
- Tuomisaari, M. 2021. Clean Plastic Finland Oy. Kierrätysmuovista tuotteiksi -esitys. Maaseudun muoveista uutta liiketoimintaa -tilaisuus 23.11.2021
- Turner, A. & Filella, M. 2021. Hazardous metal additives in plastics and their environmental impacts. *Environmental International* 156: 106622.
- Turunen, T., Räisänen, M., Kautto, P. 2022. Need for Speed? Meeting the new recycling targets for plastics. *Ympäristöjuridiikka*. (Arvioinnissa).
- Tönnies, E. & Trushina, E. 2017. Oxidative stress, synaptic dysfunction, and Alzheimer's disease. *Journal of Alzheimer's Disease* 57: 1105–1121.
- UNEP 2005. Marine Litter an Analytical Overview.
- UNEP 2009. Marine Litter: A Global Challenge. Nairobi. UNEP. 232 s.
- UNEP 2016. Marine plastic debris and microplastics – Global lessons and research to inspire action and guide policy change. United Nations Environment Programme. Nairobi.
- UNEP 2017. Marine Litter Socio Economic Study. United Nations Environment Programme.
- Unger, B., Bravo, Rebolledo, E. L., Deaville, R., Gröne, A., IJsseldijk, L. L., Leopold, M. F., Siebert, U., Spitz, J., Wohlsein, P. & Herr, H. 2016. Large amounts of marine

- debris found in sperm whales stranded along the North Sea coast in early 2016. *Marine Pollution Bulletin* 112: 134–141.
- Unger, B., Herr, H., Benke, H., Böhmert, M., Burkhardt-Holm, P., Dähne, M., Hillmann, M., Wolff-Schmidt, K., Wohlsein, P. & Siebert, U. 2017. Marine debris in harbour porpoises and seals from German waters. *Marine Environmental Research* 130: 77–84.
- Uurasjärvi, E., Sainio, E., Setälä, O., Lehtiniemi, M. & Koistinen, A. 2021. Validation of an imaging FTIR spectroscopic method for analyzing microplastics ingestion by Finnish lake fish (*Perca fluviatilis* and *Coregonus albula*). *Environmental Pollution* 288: 117780.
- van Cauwenberghe, L. & Janssen, C. R. 2014. Microplastics in bivalves cultured for human consumption. *Environmental Pollution* 193: 65–70.
- van Franeker, J. A., Blaize, C., Danielsen, J., Fairclough, K., Gollan, J., Guse, N., Hansen, P.-L., Heubeck, M., Jensen, J.-K., Le Guillou, G., Olsen, B., Olsen, K.-O., Pedersen, J., Stienen, E. W. M. & Turner, D. M. 2011. Monitoring plastic ingestion by the northern fulmar *Fulmarus glacialis* in the North Sea. *Environmental Pollution* 159: 2609–2615.
- van Franeker, J. A., Kühn, S., Anker-Nilssen, T., Edwards, E. W. J., Gallien, F., Guse, N., Kakkonen, J. E., Mallory, M. L., Miles, W., Olsen, K. O., Pedersen, J., Provencher, J., Roos, M., Stienen, E., Turner, D. M. & van Loon, W. M. G. M. 2021. New tools to evaluate plastic ingestion by northern fulmars applied to North Sea monitoring data 2002–2018. *Marine Pollution Bulletin* 166: 112246.
- van Raamsdonk, L. W. D., van der Zande, M., Koelmans, A. A., Hoogenboom, R. L. A. P., Peters, R. J. B., Groot, M. J., Peijnenburg, A. A. C. M. & Weesepeel, Y. J. A. 2020. Current insights into monitoring, bioaccumulation, and potential health effects of microplastics present in the food chain. *Foods* 9: 72.
- van Sebille, E., England, M. H. & Froyland, G. 2012. Origin dynamics and evolution of ocean garbage patches from observed surface drifters. *Environmental Research Letters* 7: 044040.
- Veiga, J. M., Fleet, D., Kinsey, S., Nilsson, P., Vlachogianni, T., Werner, S., Galgani, F., Thompson, R. C., Dagevos, J., Gago, J., Sobral, P. & Cronin, R. 2016. Identifying sources of marine litter. MSFD GES TG Marine Litter Thematic Report. JRC Technical Report. EUR 28309.
- Verla, A. W., Enyoh, C. E., Obinna, I. B., Verla, E. N., Qingyue, W., Chowdhury, Md. A. H., Enyoh, E. C. & Chowdhury, T. 2020. Effect of macro-and micro-plastics in soil on growth of Juvenile Lime Tree (*Citrus aurantium*). *AIMS Environmental Science* 7: 526–541.
- Verthaaq, A. D. & Legler, J. 2021. Microplastics and human health. *Science* 371: 672–674.
- Vianello, A., Jensen, R., Liu, L. & Vollertsen, J. 2019. Simulating human exposure to indoor airborne microplastics using a breathing thermal manikin. *Scientific Reports* 9: 8670.
- Viršek, M. K., Lovšin, M. N., Koren, Š., Kržan, A. & Peterlin, M. 2017. Microplastics as a vector for the transport of the bacterial fish pathogen species *Aeromonas salmonicida*. *Marine Pollution Bulletin* 125: 301–309.
- Vollmer, I., Jenks, M. J. F., Roelands, M. C. P., White, R. J., van Harmelen, T., de Wild, P., van der Laan, G. P., Meirer, F., Keurentjes, T. F. & Weckhuysen, B. M. 2020. Beyond mechanical recycling: Giving new life to plastic waste. *Angewandte Chemie International Edition* 59: 15402–15423.
- Wan, Y., Wu, C., Xue, Q. & Hui, X. 2019. Effects of plastic contamination on water evaporation and desiccation cracking in soil. *Science of the Total Environment* 654: 576–582.
- Wang, G.-X., Huang, D., Ji, J.-H., Völker, C. & Wurm, F. R. 2021. Seawater-degradable polymers—Fighting the marine plastic pollution. *Advanced Science* 8: 2001121.
- Wang, J., Tan, Z., Peng, J., Qiu, Q. & Li, M. 2016. The behaviors of microplastics in the marine environment. *Marine Environmental Research* 113: 7–17.
- Wang, J. 2018. High levels of microplastic pollution in the sediments and benthic organisms of the South 22 Yellow Sea, China. *Science of The Total Environment* 651(2): 1661–1669.
- Wang, Y. L., Lee, Y. H., Chiu, I. J., Lin, Y. F. & Chiu, H. W. 2020. Potent impact of plastic nanomaterials and micromaterials on the food chain and human health. *International Journal of Molecular Sciences* 21: 1727.
- Wanner, P. 2021. Plastic in agricultural soils – A global risk for groundwater systems and drinking water supplies? – A review. *Chemosphere* 264 (Part 1): 128453.
- Watkins, E., ten Brink, P., Mutafoglu, K., Eithana, S., Schweitzer, J.-P., Russi, D., Kettunen, M. & Gitti, G. 2015. Marine Litter: Socio-Economic Study. Institute for European Environmental Policy.
- Welle, F. & Franz, R. 2018. Microplastic in bottled natural mineral water - literature review and considerations on exposure and risk assessment. *Food Additives & Contaminants: Part A* 35: 2482–2492.
- Werner, S., Budziak, A., van Franeker, J., Galgani, F., Hanke, G., Maes, T., Matiddi, M., Nilsson, P., Oosterbaan, L., Priestland, E., Thompson, R., Veiga, J. & Vlachogianni, T. 2016. Harm caused by marine litter. MSFD GES TG Marine Litter - Thematic Report. JRC Technical report. EUR 28317 EN.
- Whitehead, P. G., Bussi, G., Hughes, J. M. R., Castro-Castellon, A. T., Norling, M. D., Jeffers, E. S., Rampley, C. P. N., Read, D. S. & Horton, A. A. 2021. Modelling Microplastics in the River Thames: Sources, Sinks and Policy Implications. *Water* 2021, 13, 861.
- WHO 2019. Microplastics in drinking-water. Geneva: WHO. Saatavilla: <https://www.who.int/publications/i/item/9789241516198>

- Wiesinger, H., Wang, Z. & Hellweg, S. 2021. Deep dive into plastic monomers, additives, and processing aids. *Environmental Science & Technology* 55: 9339–9352.
- Wik, A. & Dave, G. 2009. Occurrence and effects of tire wear particles in the environment - a critical review and an initial risk assessment. *Environmental Pollution* 157: 1–11.
- Wilson, H. L., Johnson, M. F., Wood, P. J., Thorne, C. R. & Eichhorn, M. P. 2021. Anthropogenic litter is a novel habitat for aquatic macroinvertebrates in urban rivers. *Freshwater Biology* 66: 524–534.
- Windsor, F. M., Durance, I., Horton, A. A., Thompson, R. C., Tyler, C. R. & Ormerod, S. J. 2019. A catchment-scale perspective of plastic pollution. *Global Change Biology* 25: 1207–1221.
- Woodall, L. C., Sanchez-Vidal, A., Canals, M., Paterson, G. L. J., Coppock, R., Sleight, V., Calafat, A., Rogers, A. D., Narayanaswamy, B. E. & Thompson, R. C. 2014: The deep sea is a major sink for microplastic debris. *Royal Society Open Science* 1: 140317.
- Wright, S. L., Rowe, D., Thompson, R. C. & Galloway, T. S. 2013. Microplastic ingestion decreases energy reserves in marine worms. *Current Biology* 23: 1031–1033.
- Wright, S. L., Gouin, T., Koelmans, A. A. & Scheuermann, L. 2021. Development of screening criteria for microplastic particles in air and atmospheric deposition: Critical review and applicability towards assessing human exposure. *Microplastics Nanoplastics* 1: 6.
- 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. IMSA Amsterdam.
- WWF Poland 2015. Removal of derelict fishing gear, lost or discarded by fishermen in the Baltic Sea – final report. [http://d2ouvy59p0dg6k.cloudfront.net/downloads/wwf\\_poland\\_removal\\_of\\_derelict\\_fishing\\_gear\\_oct\\_2015\\_1.pdf](http://d2ouvy59p0dg6k.cloudfront.net/downloads/wwf_poland_removal_of_derelict_fishing_gear_oct_2015_1.pdf)
- WWF 2019. No Plastic in Nature: Assessing Plastic Ingestion from Nature to People. Dalberg Advisors.
- WWF 2020. Stop ghost gear. The most deadly form of marine debris. <https://www.worldwildlife.org/publications/stop-ghost-gear-the-most-deadly-form-of-marine-plastic-debris>
- Xu, B., Liu, L., Cryder, Z., Huang, D., Lu, Z., He, Y., Wang, H., Lu, Z., Brookes, P. C., Tang, C., Gan, J. & Xu, J. 2020. Microplastics in the soil environment: Occurrence, risks, interactions and fate – A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 50: 2175–2222.
- Xu, E. G. & Ren, Z. J. 2021. Preventing masks from becoming the next plastic problem. *Frontiers of Environmental Science & Engineering* 15: 125.
- Yakovenko, N., Carvalho, A. & ter Halle, A. 2020. Emerging use thermo-analytical method coupled with mass spectrometry for the quantification of micro(nano)plastics in environmental samples. *Trends in Analytical Chemistry* 131: 115979.
- Yamashita, R., Takada, H., Fukuwaka, M. A. & Watanuki, Y. 2011. Physical and chemical effects of ingested plastic debris on short-tailed shearwaters, *Puffinus tenuirostris*, in the North Pacific Ocean. *Marine Pollution Bulletin* 62: 2845–2849.
- Yan, Z., Liu, Y., Zhang, T., Zhang, F., Ren, H. & Zhang, Y. 2022. Analysis of microplastics in human feces reveals a correlation between fecal microplastics and inflammatory bowel disease status. *Environmental Science & Technology* 56: 414–421.
- Yang, D., Shi, H., Li, L., Li, J., Jabeen, K. & Kollandhasamy, P. 2015. Microplastic pollution in table salts from China. *Environmental Science & Technology* 49: 13622–13627.
- Yang, L., Zhang, Y., Kang, S., Wang, Z. & Wu, C. 2021. Microplastics in soil: A review on methods, occurrence, sources, and potential risk. *Science of the Total Environment* 780: 146546.
- Yee, M. S.-L., Hii, L.-W., Looi, C. K., Lim, W.-M., Wong, S.-F., Kok, Y.-Y., Tan, B.-K., Wong, C.-Y. & Leong, C.-O. 2021. Impact of microplastics and nanoplastics on human health. *Nanomaterials* 11: 496.
- Ympäristöministeriö 2006. Kansallinen vaarallisia kemikaaleja koskeva ohjelma. Suomen ympäristö 49/2006.
- Ympäristöministeriö 2018. Vähennä ja vältä, kierrätä ja korvaa – Muoviti kartta Suomelle.
- Yong, C. Q. Y., Valiyaveetil, S. & Tang, B. L. 2020. Toxicity of Microplastics and nanoplastics in mammalian systems. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 17: 1509.
- Zarfl, C. & Matthies, M. 2010. Are marine plastic particles transport vectors for organic pollutants to the Arctic? *Marine Pollution Bulletin* 60: 1810–1814.
- Zarus, G. M., Muianga, C., Hunter, C. M. & Pappas, R. S. 2021. A review of data for quantifying human exposures to micro and nanoplastics and potential health risks. *Science of the Total Environment* 756: 144010.
- 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: 7137–7146.
- Zhang, J., Wang, L. & Kannan, K. 2020. Microplastics in house dust from 12 countries and associated human exposure. *Environment International* 134: 105314.
- Zhang, J., Wang, L., Trasande, L. & Kannan, K. 2021. Occurrence of polyethylene terephthalate and polycarbonate microplastics in infant and adult feces. *Environmental Science & Technology Letters* 8: 989–994.
- Zhang, N., Li, Y. B., He, H. R., Zhang, J. F. & Ma, G. S. 2021. You are what you eat: Microplastics in the feces of young men living in Beijing. *Science of the Total Environment* 767: 144345.



- Zheng, J. & Suh, S. 2019. Strategies to reduce the global carbon footprint of plastics. *Nature Climate Change* 9: 374–378.
- Zhou, Y., Wang, J., Zou, M., Jia, Z., Zhou, S. & Li, Y. 2020. Microplastics in soils: A review of methods, occurrence, fate, transport, ecological and environmental risks. *Science of the Total Environment* 748: 141368.
- Ziccardi, L. M., Edgington, A., Hentz, K., Kulacki, K. J. & Driscoll, S. K. 2016. Microplastics as vectors for bioaccumulation of hydrophobic organic chemicals in the marine environment: A state-of-the-science review. *Environmental Toxicology and Chemistry* 35: 1667–1676.
- Zimmermann, L., Dombrowski, A., Völker, C. & Wagner, M. 2020. Are bioplastics and plant-based materials safer than conventional plastics? In vitro toxicity and chemical composition. *Environment International* 145: 106066.
- Zuccarello, P., Ferrante, M., Cristaldi, A., Copat, C., Grasso, A., Sangregorio, D., Fiore, M. & Oliveri Conti, G. 2019. Exposure to microplastics (<10 µm) associated to plastic bottles mineral water consumption: The first quantitative study. *Water Research* 157: 365–371.

## Liitteet

### Liite 1. Taulukko toimialaryhmissä tärkeimmiksi muovituotteiden välituote- tai loppukäyttäjiksi havaittujen toimialojen muovinkäytön jakautumisesta tuoteryhmille.

Analyysi perustuu keskimääräisiin kilohinnoin (€/kg) massamääräistettyyn panos-tuotosaineistoon.

Toimiala	Tuoteluokka	Muovituotteiden käyttö, t
Julkinen hallinto ym.	Laatat, levyt, kalvot, kaistaleet ja nauhat, muovia, muihin aineisiin tukemalla tai vastaavalla tavalla yhdistämättömät	1 399,1
Julkinen hallinto ym.	Monofilamenttilanka, jonka poikkileikkaus >1 mm, sauvat, tangot ja profiilit, muovia	715,7
Julkinen hallinto ym.	Muovipakkaukset	1 677,0
Julkinen hallinto ym.	Muut laatat, levyt, kalvot, kaistaleet ja nauhat, muovia	1 366,4
Julkinen hallinto ym.	Muut muovituotteet, muualla luokittelemattomat	1 908,1
Julkinen hallinto ym.	Putket ja letkut sekä niiden liitos- ja muut osat, muovia	1 473,3
Julkinen hallinto ym.	Rakennusmuovit	797,2
Julkinen hallinto ym.	Vaatteet ja vaatetustarvikkeet, myös käsineet, muovia	0,4
Kotitalouksien kulutusmenot	Muovipakkaukset	9 603,3
Kotitalouksien kulutusmenot	Muut muovituotteet, muualla luokittelemattomat	12 952,6
Maatalous	Muut muovituotteet, muualla luokittelemattomat	21,5
Maatalous	Vaatteet ja vaatetustarvikkeet, myös käsineet, muovia	0,6
Maitotaloustuotteiden valmistus	Muovipakkaukset	18 177,7
Maitotaloustuotteiden valmistus	Vaatteet ja vaatetustarvikkeet, myös käsineet, muovia	0,8
Muovituotteiden valmistus	Laatat, levyt, kalvot, kaistaleet ja nauhat, muovia, muihin aineisiin tukemalla tai vastaavalla tavalla yhdistämättömät	16 260,1
Muovituotteiden valmistus	Muovipakkaukset	864,2
Muovituotteiden valmistus	Muut laatat, levyt, kalvot, kaistaleet ja nauhat, muovia	5 516,6
Muovituotteiden valmistus	Muut muovituotteet, muualla luokittelemattomat	826,1
Muovituotteiden valmistus	Putket ja letkut sekä niiden liitos- ja muut osat, muovia	7 506,2
Muovituotteiden valmistus	Rakennusmuovit	2 607,6
Muovituotteiden valmistus	Vaatteet ja vaatetustarvikkeet, myös käsineet, muovia	2,5
Muu mineraalien kaivu	Laatat, levyt, kalvot, kaistaleet ja nauhat, muovia, muihin aineisiin tukemalla tai vastaavalla tavalla yhdistämättömät	239,3
Muu mineraalien kaivu	Muovipakkaukset	666,6
Muu mineraalien kaivu	Vaatteet ja vaatetustarvikkeet, myös käsineet, muovia	0,6
Pesulapalvelut	Muovipakkaukset	4 557,0
Pesulapalvelut	Muut muovituotteet, muualla luokittelemattomat	118,3
Pesulapalvelut	Rakennusmuovit	1 891,2

Toimiala	Tuoteluokka	Muovituotteiden käyttö, t
Pesulapalvelut	Vaatteet ja vaateustarvikkeet, myös käsineet, muovia	0,0
Talonrakentaminen ym.	Laatat, levyt, kalvot, kaistaleet ja nauhat, muovia, muihin aineisiin tukemalla tai vastaavalla tavalla yhdistämättömät	19 410,3
Talonrakentaminen ym.	Muut laatat, levyt, kalvot, kaistaleet ja nauhat, muovia	38 470,9
Talonrakentaminen ym.	Muut muovituotteet, muualle luokittelemattomat	8 077,2
Talonrakentaminen ym.	Putket ja letkut sekä niiden liitos- ja muut osat, muovia	65 790,8
Talonrakentaminen ym.	Rakennusmuovit	30 595,4
Talonrakentaminen ym.	Vaatteet ja vaateustarvikkeet, myös käsineet, muovia	2,7
Vähittäiskauppa (pl. autot ym.)	Laatat, levyt, kalvot, kaistaleet ja nauhat, muovia, muihin aineisiin tukemalla tai vastaavalla tavalla yhdistämättömät	131,08
Vähittäiskauppa (pl. autot ym.)	Muovipakkaukset	100,04
Vähittäiskauppa (pl. autot ym.)	Muut laatat, levyt, kalvot, kaistaleet ja nauhat, muovia	17,19
Vähittäiskauppa (pl. autot ym.)	Muut muovituotteet, muualle luokittelemattomat	36 058,52
Vähittäiskauppa (pl. autot ym.)	Vaatteet ja vaateustarvikkeet, myös käsineet, muovia	0,02
<b>Yhteensä</b>		<b>289 804,5</b>

## Liite 2. Muoveja käsitteleviä hankkeita

Suomessa on toteutettu viime vuosina lukuisia muoveihin liittyviä hankkeita ja erilaisia selvityksiä. Koska muovi liittyy niin moneen eri sektoriin, on myös lähestymiskulmia ollut lukuisia. Tähän on pyritty kokoamaan keskeisimmät hankkeet, joissa Suomen ympäristökeskus on ollut mukana, ja jotka liittyvät muovien haitallisiin ympäristö- ja terveysvaikutuksiin sekä muovien ympäristösiintymiseen ja kuormituslähteisiin.

- Suomen ympäristökeskuksen (SYKE) koordinoima **RoskatPois! -hanke**, jossa tehtiin kattava selvitys roskien määrästä rannoilla ja meriympäristössä sekä arvioitiin merkittävimmät meriroskaa tuottavat lähteet ja niiden kulkeutumisreitit. Rahoittaja ja kesto: Euroopan Meri- ja Kalatalousrahasto 2017–2019.
- SYKEN koordinoima **Blastic-hanke** (Plastic Waste Pathways Into The Baltic Sea), jossa selvitettiin, miten kaupunkialueilla syntyvä muovijäte päätyy Itämereen roskaksi. Hankkeessa sovellettiin eri strategioita roskaantumisen hillitsemiseksi ja päivitettiin alueellisia toimintasuunnitelmia vastaamaan roskaantumisongelman haasteisiin meriympäristössä. Rahoittaja ja kesto: Interreg Central Baltic ja EU European Regional Development Fund 2016–2018
- **KOTAM- ja MikroPjäte-hankkeet**, joissa on tutkittu keinotekoisista tekstiileistä vapautuvia mikromuovikuituja konepesuissa ja rumpukuivauksissa. Lisäksi tutkitaan mikromuovikuitujen määrää puhdistetussa jätevedessä ja kompostoidussa lietteessä. Rahoittaja ja kesto: Maa- ja vesitekniiikan tuki ry 2016–2022.
- **WaterPlus - Vesistöjen puhtautta edistämässä uusin menetelmin -hanke**, jonka tavoitteena on kehittää vesistöihin kohdistuvien, hulevesistä peräisin olevien haitta-aineiden, erityisesti mikromuovien, analysointia ja monitorointia. Lisäksi tavoitteena on mikro- ja makromuovien havainnointiin liittyvien näytteenottomenetelmien, sekä hulevesien mukana kulkeutuvan mikromuovien suodatusmenetelmien kehittämistyö. Rahoittaja ja kesto: EAKR 2021–2023.
- SYKEN **BIOLTA-hankkeessa** tarkastellaan lietepohjaisten lannoitteiden sisältämien haitta-aineiden ja niiden ekotoksikologisten vaikutusten lisäksi kompostoidun yhdyskuntalietemädätteen sekä lietepohjaisella lannoitteella käsiteltyjen peltomaiden mikromuovipitoisuuksia. Rahoittajat ja kesto: Maa- ja vesitekniiikan tuki ry, Vesilaitosyhdistys, Suomen kulttuurirahasto, Ympäristöministeriö. 2018–2022.
- **MOMDE-hanke**, jossa kehitettiin analyysimenetelmiä ja laadittiin ohjeistus mikromuovien tunnistamiseksi merivesinäytteistä mikrospektroskooppisin menetelmin. Hanke toteutettiin Göteborgin yliopiston, Aarhusin yliopiston ja SYKEN yhteistyönä. Rahoittaja ja kesto: Pohjoismaiden ministerineuvosto 2018–2020.
- **PRIORITY-hanke**, jossa luodaan kansainvälinen ja monitieteellinen tutkijaverkosto, joka pureutuu mikro- ja nanomuovien synnyttämiin globaaleihin haasteisiin. Tutkijaverkoston tavoitteena on tukea teknisten standardien valmistelua koskien mikro- ja nanomuovien näytteenottoa ja analyysijä, kehittää luotettavia menetelmiä altistumisen ja biologisten vaikutusten arviointiin ja edistää ympäristön ennallistamiseen tähtäviä toimia. Rahoittaja ja kesto: EU COST Action 2021–2025.
- **PlasticTrace-hanke**, jonka tavoitteena on kehittää ja harmonisoida kemiallisia ja fysikaalisia menetelmiä pienten mikro- ja nanomuovien määrittämiseksi juomavedestä, ruuasta ja ympäristönäytteistä. Hankkeessa kehitetään, optimoidaan, verrataan ja harmonisoidaan erilaisia analytyttisiä lähestymistapoja mittausten metrologisen jäljitettävyyden parantamiseksi. Lisäksi valmistetaan ympäristötutkimuksen kannalta relevantteja pienten mikro- ja nanomuovien referenssimateriaaleja. Rahoittaja ja kesto: EU EMPIR 2022–2025.

- **UBINAM-hanke** (Uusien biohajoavien materiaalien hajoaminen ja ympäristöriskien arviointi Itämeren meriympäristössä), jossa tutkittiin biopohjaisten ja biohajoavien muovipakkausmateriaalien käyttöä Suomessa sekä laboratorio- että kenttätutkimuksin. Lisäksi selvitettiin eri materiaalien hajoamisnopeutta ja hajottajayhteisöjä Itämeren meriympäristössä. Hankkeessa perehdyttiin myös biopohjaisten ja biohajoavien materiaalien kykyyn absorboida tiettyjä haitallisia aineita sedimentistä.
- Maj ja Tor Nesslingin säätiön rahoittama postdoc-tutkimus: Mikromuovien ja niiden sisältämien haitta-aineiden vaikutukset ja kulkeutuminen maaperäeläimiin – lierot reittinä maaperästä maanpäälliseen ravintoverkkoon, jota toteutettiin yhteistyössä kansainvälisen Water JPI-ohjelmasta rahoitetun **IMPASSE-hankeen** kanssa (Impacts of MicroPlastics on AgrosystemS and Stream Environments). Kesto: 2017–2021.
- Suomen Akatemian rahoittama ja SYKEN koordinoima **MIF-hanke** (Mikromuovit Suomen vesistöissä – mahdollisten uhkien selvitys), jossa yhdistyvä kokeellinen ravintoverkkotutkimus sekä kehittyneet materiaalitutkimusmenetelmät mahdollistivat mikromuovien haittojen tarkastelun sekä laboratoriokokein että luonnosta kerätyn aineiston avulla. Hankkeen tavoitteena oli tuottaa kansallista tietoa mikroskooppisen muoviroskan käyttäytymisestä vesiympäristössä, sekä arvioida siitä koituvia mahdollisia haittoja sekä järvissä että Itämeressä. Kesto: 2016–2020.
- SYKEN, Ruokaviraston ja Luken yhteishanke **MicrAgri** (Mikromuovit maatalousmaassa – Päästöt, vaikutukset ja vähentäminen), jossa tutkitaan maatalousmaan mikromuoveja. Tutkimuksen rahoittaa Hankkeen tavoitteena on selvittää, mistä maatalouden mikromuovit tulevat, miten niitä voisi vähentää ja miten mikromuovit vaikuttavat eliöihin. Hanke toteutetaan yhteistyössä sidosryhmien kanssa. Rahoittaja ja kesto: Maa- ja metsätalousministeriön Maatilatalouden kehittämisrahasto Makera, 2020–2022.
- Ålandsbankenin rahoittama, SYKEN koordinoima **Muovit merilintujen pesämateriaaleissa (MUPPE)-hanke**, jossa selvitetään muoviroskan määrää merilintujen pesissä, tutkien sekä muovimateriaalikirjoa että ilmiön alueellista laajuutta. Lisäksi tutkitaan pesistä löytyneistä muoveista liukenevia haitta-aineita. Tutkimusalueena on Suomenlahti, jonka alueella seurataan vuosittain merilintujen pesintää ja kannan muutoksia. Suurin osa kartoituksesta toteutetaan merimetsokolonioissa sekä lisäksi sopivilla haahkojen (Somateria mollissima) pesimäluodoilla.
- Euroopan Unionin Horizon2020-ohjelmasta rahoitetussa **PAPILLONS-hankkeessa** (Plastic in Agricultural Production: Impacts, Lifecycles and LONG-term Sustainability) kartoitetaan mikromuovien esiintymistä Euroopan maatalousmaissa, tarkastellaan mikro- ja nanomuovien sekä muovien lisäaineiden kulkeutumista ympäristössä, tutkitaan mikromuovien vaikutuksia maaperässä sekä arvioidaan maatalousmuovien ekologista, sosiaalista ja taloudellista kestävyyttä. Hankkeessa on mukana 20 instituuttia (Suomesta SYKE ja Luke) ja hanketta koordinoi NIVA (Norwegian Institute for Water Research). Kesto: 2021–2025.
- Suomen Akatemian rahoittamassa ja SYKEN koordinoimassa **PLASTER-hankkeessa** (Makroista mikroihin: luonnossa hajoavien muovien ja niiden lisäaineiden kohtalo pohjoisen Itämeren ravintoverkossa) seurataan makromuovien hajoamista luonnonoloissa, mikromuovien syntyä ja siirtymistä uuden 13C-leimauksen avulla ravintoverkossa ja eräiden muovin lisäaineiden, kuten palonestoaineiden, kulkeutumista Suomenlahden ravintoverkossa merilintuihin asti. Hankkeessa yhdistetään tutkimuksen aikana kerätystä kenttänäytteistä ja vuosikymmenien päähän ulottuvista aikasarjoista saatu tieto kokeelliseen kenttätutkimukseen muovin hajoamisen vaikutuksista pohjoisen Itämeren ekosysteemiin. Kesto: 2021–2025.
- SYKE on selvittänyt, miten yhdyskuntajätteen kierrätystä ja erilliskeräyksen järjestämistä voidaan tehostaa Suomessa. Erityisesti biojätteen ja muovipakkausjätteen kierrätystä tulee lisätä.

- **SUDDEN-hanke** (Sustainable Drug Discovery and Development with End-of-Life Yield) on Suomen Akatemian yhteydessä toimivan Strategisen tutkimuksen neuvoston rahoittama tutkimus-hanke. Hankkeessa etsitään ratkaisuja lääkkeiden elinkaaren aikana syntyvien ympäristöhaittojen vähentämiseksi ja lääkealan kestävyuden parantamiseksi. Hankkeessa selvitetään myös SYKEN toimesta mm. lääkepakkausten arvoketjun toimintaa ja pakkausten kierrätettävyyden edistämistä ja pakkausjätteen vähentämisen mahdollisuuksia. Hankkeessa selvitetään PVC-pakkausten korvaamista helpommin kierrätettävillä materiaaleilla ja muovisten primääristen lääkepakkausten sisältämiä mahdollisia lääkejäämiä.
- Ympäristöministeriö on toteuttanut hankkeet, joissa selvitettiin kansallisen End of Waste (EoW)-sääntelyn mahdollisuudet muovin kemiallisen ja mekaanisen kierrätyksen edistämiseksi. EoW eli ”ei enää jätettä” -sääntely tarkoittaa jätteeksi luokittelun päättymistä. Tavoitteena on edistää muovien talteenottoa sekä uusien kierrätysratkaisujen käyttöönottoa.
- **PLASTin-hanke** kokoaa yhteen Suomen keskeiset muovin kiertotaloustahot teollisuudesta ja tutkimuksesta luoden uutta osaamista haastavien muovien kierrätysprosesseihin ja -teknologioihin liittyen. Systemisten, ympäristön kannalta optimoitujen kierrätyskonseptien kehittäminen tukee muovien kierrätyksen kansallisia ja EU:n asettamia tavoitteita muovin kiertotalouteen. PLASTin -hankkeessa kehitettävä, haasteellisiin kierrätysmuoveihin liittyvä tutkimusosaaminen ja -tieto on kansainvälisesti uutta. Hanke vahvistaa kansainvälistä tutkimusyhteistyöverkostoa. SYKE tekee hankkeessa kyselytutkimuksen kuluttajille kierrätysmuovien käytöstä, hyväksyttävyydestä ja kierrätystoimista, selvittää sääntelyn puitteita haitallisten aineiden hallinnasta kierrätyksessä (jättesääntely, REACH-asetus, POP-asetus ja RoHS-direktiivi) sekä selvittää kirjallisuuskatsauksella muovien haitallisia aineita, joilla on vaikutusta kierrätykseen.





Ympäristöministeriö  
Miljöministeriet  
Ministry of the Environment

ISBN 978-952-11-5480-5 (PDF)

ISSN 1796-1726 (verkkosivut)